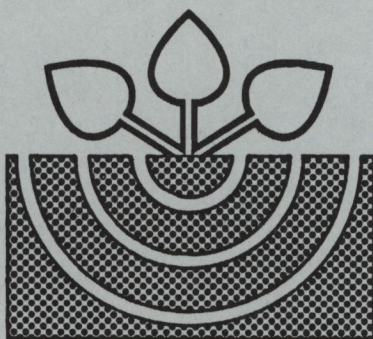


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 93

2000

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**Referate der gemeinsamen Tagung der AG „Bodenökologie“, des AK „Urbane Böden“
und der AG „Bodenschätzung und -bewertung“
zum Thema
„Pedotopschutz in der Stadt, Bodenökologie und Bodenbewertung“
01. bis 03. Juni 2000 in Osnabrück**

**Exkursionsführer und Referate zum Symposium der Kom. V zum Thema
„Comparision of Polish and German Soil Classification Systems for Soil Carto-
graphy of the Mountain and Sub Mountain Areas“
05. bis 08. Juni 2000 in Lagow und Görlitz**

**Referate der gemeinsamen Tagung der Deutschen und der
Amerikanischen Bodenkundlichen Gesellschaft
18. bis 22. September 2000 in Osnabrück**

**Referate Tagung der AG „Bodenschätzung & Bodenbewertung“
26. und 27. September 2000 in Halle/Saale**

**Referate der Sitzung der Kom. VIII Bodenschutz „Anforderungen des Bodenschutzes
an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“
10. und 11. Oktober 2000 in Stuttgart – Hohenheim**

Band 93

2000

INHALT

Band 93

Referate der gemeinsamen Tagung der AG „Bodenökologie“, des AK „Urbane Böden“ und der AG „Bodenschätzung und -bewertung“ zum Thema „Pedotopschutz in der Stadt, Bodenökologie und Bodenbewertung“ 01. bis 03. Juni 2000 in Osnabrück

Kenntnisstand über die ökologischen Prozesse und Lebensgemeinschaften in städtischen Böden

KEPLIN, B.	Stand der Kenntnisse über die ökologischen Prozesse und Lebensgemeinschaften in städtischen Böden	3
MÜNCHOW, B.	Bodenbiologische Aktivität von teilversiegelten Flächen	7

Bewertung der Schutzwürdigkeit von Pedotopen

BLUME, H.-P.	Ökologische Bewertung städtischer Pedotope	11
GRÖNGRÖFT, A.; HOCHFELD, B.;	Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen: Konzept und offene Fragen eines für die Stadt Hamburg entwickelten Verfahrens	15
MIEHLICH, G.		
HÖHLER, C.	Konzeption eines GIS-gestützten Modells zur Bodenbewertung für die Landschaftsplanung	19
KEIL, B.	Die Bodenschätzung der Finanzbehörden: Aktueller Stand und Nutzungsmöglichkeiten für den Pedotopschutz in der Stadt	23

Exkursionsführer und Referate zum Symposium der Kom. V zum Thema „Comparison of Polish and German Soil Classification Systems for Soil Cartography of the Mountain and Sub Mountain Areas“ 05. 08. Juni 2000 in Lagow und Görlitz

SPONAGEL, H.	Vorwort	28
HARTWICH, R.	The 1:200,000 Soil Map of Germany and the related Soil Information System (SIS)	29
HEILMANN, H.	Georeferenced Soil Database for Europe	36
JAHN, R.; O. WITTMANN; R. SCHMIDT	An Approach for a Hierarchical System to classify Soil Associations	41

JOISTEN, H.; R. SYMMANGK	Bodenvergesellschaftungen in der östlichen Oberlausitz (Oberlausitzer Lösshügelland)	45
KABALA, C.; T. CHODAK	General Characteristics of the Environment in South-Western Poland and Description of Typical Soil Profiles	51
MARCINEK, J.	The Development of Soil Survey Methods in Poland	59
MONTANARELLA, L.	The European Soil Bureau and its Future Activities in Central and Eastern Europe	71

Referate der gemeinsamen Tagung der Deutschen und der Amerikanischen Bodenkundlichen Gesellschaft

18. bis 22. September 2000 in Osnabrück

BLUME, H.-P.	History of German Soil Science	76
STAHR, K.	Prediction of Nitrogen Mineralisation - Experiences from Central Europe -	82

Symposium 1: Sustaining Soil Functions in Agro-Ecosystems

VAN KESSEL, C.; VAN GROENINGEN, J.-W.	Conducting Agro-Ecosystems Research at the Landscape Level-Concepts and Alternatives from Classical Agronomic Research Designs	
SADLER, E. J.	Underlying soil processes for site-specific effects of soil water - crop - relations	
SCHRADER, S.; G. BROLL	Sustainability of Soil Functions in Agroecosystems in Germany with Emphasis on Soil as Environment for Soil Biota	87
ROSEMEYER, M.; A. MACGUIDWIN; J. SIMONSEN; D. YOUNG; D. HOGG; T. LIM; J. POSNER	Differences in Soil Biota Species Composition in four Midwestern U.S. Cropping Systems: Earthworms, Nematodes and Arthropods	
FRAHM, A.; H.-P. BLUME	Interactions between Soil Organisms and Different Forms of Tillage and Fertilization	
JOSCHKO, M.; S. WIRTH; H. ROGASIK; J. ROGASIK; W. HÖHN; C. FOX; D. BARKUSKY; W. HIEROLD; M. FRIELINGHAUS; A. PACHOLSKI	Effect of Conservation Tillage on Soil Fauna in Sandy Soils in NE Brandenburg	89
WARKENTIN, B. P.	The Role of Tillage in Sustaining Soil Functions	

SPRINGOB, G.; J. BÖTTCHER	Using Landscape Heterogeneity and History to Derive 'Site-Typical' or Equilibrium C Contents of Sandy Arable Soils	93
FRANZLUEBBERS, A. J.	Depth Distribution of Soil Organic Matter as a Tool to Evaluate Restoration of Critical Soil Functions	96
CHENG, W.	Studying Rhizosphere Priming Effects on Soil Carbon Loss Using Natural ¹³ C	100
KUZYAKOV, Y.; W. CHENG	Effect of Photosynthesis Cycles on Rhizosphere Respiration and Organic Matter Decomposition, Measured with ¹³ C and ¹⁴ C	104
WELL, R.; H. HÖPER; O. MEHRANFAR	Field and Laboratory Studies to Quantify Actual and Long-Term Denitrification Potential in the Saturated Zone of Hydromorphic Soils of Northwest Germany	108
KAMP, T.; H. STEINDL; J. C. MUNCH	Lysimeter Studies - A Tool for Monitoring Trace Gas Fluxes (N ₂ O, CH ₄) from Different Soils under the Same Climatic Conditions and the Same Agricultural Management	112
POTTHOFF, M.; F. BEESE	Management of Soil Biological Functions in Integrated Arable Farming Systems - Results of the Göttinger Lntex-Projekt-	
ROGASIK, J.S. HANEKLAUS; K. PANTEN; U. FUNDER; E. SCHNUG	Operations for Precision Agriculture	116
ANDERSON, T.-H.	Bewertung bodenmikrobiologischer Kenngrößen nach langjähriger Beobachtung von Waldstandorten - Vergleich zu Agrarböden	120
BACHMANN, J.; R.HORTON; R. R. VAN DER PLOEG	Thermal and Nonisothermal Evaporation from Soil of Varying Water Repellency	
BÖTTCHER, J.; G. SPRINGOB	A One-Pool-Model to Describe Organic Carbon Balance of Arable Soils	124
VASSENEVA, A.; I. VASSENEV; A. SCHERBAKOV; E. SCHNUG; S. HANEKLAUS	Conjugate Analysis of Soil Cover and Crop Yield Variability at the Representative Plots of Forest-Steppe Chernozems in the Central Chernozemic Region of Russia	
ELLERBROCK, R.-H.; A. HÖHN; H. G. GERKE	Effects of Different Fertilizer Combinations on Soil Organic Matter Composition - Results from Long-Term Field Experiments -	128
HEUMANN, S.; J. BÖTTCHER; G.SPRINGOB	Impacts of Former Landuse Practices (Forest, Grassland) on Nitrogen Mineralization Parameters in Sandy Arable Soils	132

MÜLLER, T.	Soil Sciences as an Integrated Part of an Interdisciplinary and Intercultural University Course on Sustainable Land Use and Natural Resource Management	
SCHLINDWEIN, S. L.	Understanding Soil Functions in Agro-Ecosystems: A Call for a Conceptual Discussion	136
TISCHER; S. T. HÜBNER; P. KUSCHK; W. GEYER; U. STOTTMEISTER	Phytoremediation by Using <i>Phragmites australis</i> , <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Robinia pseudoacacia</i> for Wet Chemical Residues (PAH, Phenols, other hydrocarbons)	140
HOSS, T.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Effects of Compost and Sewage Sludge to Agricultural Soils Stratificated by Different Tillage Treatments	
SOMMER, J.; A. NEEF; P. KÄMPFER; S. GÄTH	Transport of Bacteria in Unsaturated Soils	
DÜRING, R.-A.; S. KRAHE; X. ZHANG; S. GÄTH	Fate of Nonylphenol in Soils Amended with Organic Municipal Wastes	144
GÄTH, S.; R.-A. DÜRING	Verwertung von Abfällen in und auf Böden aus Sicht des Bodenschutzes	148
MEHRANFAR, O.; R. WELL	Long-Term Measurement of Nitrate Reduction and Sulfate Production in Anaerobic Soil Slurries for Determining the Sustainability of Denitrification Potential in the Shallow Groundwater of Hydromorphic Soils	152
<i>Symposium 2: Soil Degradation and its Impact on Environmental Quality (Soil, Water, Air)</i>		
TIMLIN, D.; Y. PACHEPSKY; C. WALTHALL; S. LOECHEL	Landscape Topgraphy and its Impact on Soil Quality and Associated Soil Processes	
YOST; R. S.; X. WHANG; X. SHUAI	The Importance of Model Selection in Understanding and Managing Nutrients and Pesticides to Reduce Degradation of Natural Resources	
SCHMIDT, W.; O. NITZSCHE; B. ZIMMERLING; S. KRÜCK	Soil Erosion Control in Saxony	157
PIORR, H.-P.; M. FRIELINGHAUS; L. MÜLLER;	Soil Indicator Systems - the Base for Soil Conservation Decisions	161
ILSEMANN, J.; J. HUTCHINGS; D. HERMSMEYER; R. R. VAN DER PLOEG	Movement of Water and Solutes in Sandy Topsoils of the 'Fuhrberger Feld' (Lower Saxony)	

TENHOLTERN, R.	Soil Structure, Rooting and Yield in Extremely Compacted Anthrosols Derived from Loess	
THERHORST, B.	Soil Erosion and Soil Fertility in a Loess Region of SW Germany	165
LORENZ, G.; C.L. BONELLI; S. ROLDAN; C. ARAYA; K. RONDANO	Soil Quality Changes Due to Land Use in a Kas-tanozem - Phaeozem Soilscape of Semiarid Chaco	169
JÖCKEL, C.; N. FOHRER; H.-G. FREDE	Spatial Variability of Aggregate Stability on a Field Scale	173
MARKUSSEN; M.; G. GEROLD	The Pedo-Ecological Consequences of the Mennonite Land-Use-System in the Lowlands of Bolivia (Department of Santa Cruz)	177
SCHERBAKOV, A.; I. VASSENEV	Degradation and Progradation Processes of Chernozems' Humus State in the Central Chernozemic Region of Russia	
NITZSCHE, O.; W. SCHMIDT; W. RICHTER	Investigations on the Influence of Conservation Tillage Systems on Aggregate Stability, Crusting and Infiltration Capacity of Loess Soils	
FUNK, R.; D. DEUMLICH; J. STEIDL	Estimation of the Wind Erosion Risk in the Elbe - Elster County	
MÜLLER, L.; M. FRIELINGHAUS; A. BEHRENDT; U. SCHINDLER	Protecting Wetland Soils in the North-eastern German Lowlands	181
I.VASSENEV; V..ZHIDEEVA; A.SCHERBAKOV; A.VASSENEVA; V.HAHULIN	Haevy Metals Behavior in the Garden Chernozemic Soils Polluted by Industrial Emissions	
SCHINDLER, U.; L.MÜLLER; F. EULENSTEIN	Soil Water and Nitrate Dynamics at Different Land Use and Management Systems in North-eastern Germany	185
SCHWÄRZEL, K.; G. WESSOLEK; H. STOFFREGEN; M. RENGER	Capillary Rise in Low Moor Soils	189
<i>Symposium 3: Evaluation of Soils and Land Management and Associated Risks within Landscapes - How can we Transfer Important Point Information to Larger Scales (First and Second Catchments)?</i>		
LASCANO, R. J.; L. HONG; J. BOOKER	Assessing Soil and Cotton Lint Yield Variability on a Landscape-Scale	

AHUJA, L. R.; T.R. GREEN; J. C. ASCOUGH; M.J. SHAFFER; L. MA; M.H. NACHABE	Topographic Analysis, Scaling, and Models to Evaluate Spatial/Temporal Variability Landscape Processes and Management	
GERKE, H. H.	Temporal Variation of Hydraulic Properties in the Ap-Horizon of a Cultivated Loess Soil	194
HERMANN, L.; F. GRAEF; U. WELLER, M. IGUE; K. STAHR	Landnutzungsplanung auf verschiedenen Skalenebenen - Erfahrungen mit dem SOTER-Ansatz in Westafrika	196
SIMS, J. T.	Environmental Management Practices for Agricultural Phosphorus in the U.S. Atlantic Coastal Plain: Review and Critical Analysis	
SAUER, S.; T. HARRACH	Rooting and Available Water Capacity of Soils as Regulators of Ecological Soil Functions	200
SCHMIDT, J.	Soil Erosion Prediction in Conservation Planning	
DEUMLICH, D.; L. VÖLKER	Use of Erosion-3D for a Farm in the Unconsolidated Rock Region of Brandenburg	204
SIMS, T. J.; T. J. HALL; K. GLAESNER	Agricultural Nutrient Management and Environmental Quality: Position of the Soil Science Society of America	
KOSZINSKI, S.; V. QUISENBERRY; H. ROGASIK; O. WENDROTH; K. SEIDEL	Chloride and Dye Tracer Transport in a Differently Tilled Heavy Clay Soil	208
ROGASIK, H.; O. WENDROTH; E. BORG; S. KOSZINSKI; I. ONASCH	Assessment of Morphological Properties Based on Calculation of Internal and External Heterogeneity	212
VASSENEV, I.; D. BUKREEV; V. HAHULIN	Multivariate Evaluation of Land Agroecological Quality for Decreasing the Risks of Land-Use in Central Russia	
SIEMER, B.; H. JOISTEN	Information Basis Soil Protection: The Balance- and Regulation-Function of the Soils of an Agro-Ecosystem at Water- and substance cycle	
VORDERBRÜGGE, T.	Estimating the yield potential - a Method to Evaluate Soil Productivity	216
FRIELINGHAUS, M.; B. WINNIGE; H. SCHÄFER	Soil Surface Cover Indication and Management for Soil Erosion Control	220
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS	A Combined GIS- and Field-based Procedure of Erosion Risk Assessment - a Case Study in the Peene River Catchment (Germany)	224

THERE; J.; J. KIESEL; D. DEUMLICH	Flächenbezogene Bodeninformationen zur standortdifferenzierten Bewirtschaftung - Ableitung und Verbreitung der Bodengruppe Düngung - für die Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern	228
WULF, S.; H. ECKEL; J. CLEMENS	Mitigation Options for Trace Gas Emissions (NH ₃ , N ₂ O, CH ₄) from Slurry Management	
<i>Symposium 4: Disciplinary Soil Research for Agro-Ecosystems and Information Transfer between Scales</i>		
HOPMANS, J. W.	Soil Hydraulic Properties at Different Scales - How Helpful are Small-Scale Measurements for Large-Scale Modelling	
CASSEL, D. K.	Information Transfer Between Various Scales in Tilled Agricultural Ecosystems	
WENDROTH, O.; P. JÜRSCHIK; A. GIEBEL; H. REUTER; K. C. KERSEBAUM; J. SCHWARZ; M. HEISIG; N. WYPLER; D.R. NIELSEN	Spatial Processes of Crop Yield, Surface Soil Moisture, and Soil Nitrogen - Considerations of Space-Time-Scale Behaviour	
HAAG, D.; M. KAUPENJOHANN	Landscape Fate of Nitrate Emissions	
GLATZEL, S.; T. MOORE; M. DALAVA; N. ROULET	The Effect of Harvesting and Restoration on Carbon Cycling of Bogs in Eastern Quebec	
HUSAIN, J.; H. H. GERKE; R. F. HÜTTL	Water Absorption by Soil Aggregates Using a Mini-Infiltrometer	233
SCHWEIKLE, V.	Informationstheoretische Bewertung von Korrelationskoeffizienten	237
EL-KAMMAH, M. A. M.	Investigation of Amidohydrolases Activity in some Egyptian Soils Inside the Plastic Tunnels	240
MASHALI, S. A.; A.A. BALBA; M.R. KHALIFA; S. A. MORSSI	Effect of Soil Ploughing Depth and Balance Fertilization on some Soil Properties and NPK Uptake by Sugar Beet Plant Grown in Salt Affected Soil of Egypt	
IGUE, A. M.; L.HERRMANN; K. STAHR	The Qualitative Assessment of Water Erosion Risk in Central-Benin	
FRÜND, H.-C.; A. SCHLÖSSER; H. WESTENDARP	Effects of Tetracycline on the Soil Microflora Determined with Microtiter Plates and Respiration Measurement	244

BURLAKOVA, L. M.; G. G. MORKOVKIN	Changes of Basic Indicators of Chernozem Fertility in the Steppe Zone of the Altai Region Under the Influence of Long Farming Use	248
--------------------------------------	---	-----

**Referate Tagung der AG „Bodenschätzung & Bodenbewertung“
26./27. September 2000 in Halle/Saale**

ENGEL, E.	Die Zukunft der Bodenschätzung	254
HARRACH, T.	Methodische Ansätze der Bodenbewertung auf rekultivierten Bergbauflächen	258
JOISTEN, H.; M. WOLF	Erstellung einer Konzeptbodenkarte des Tagebaus Peres (Freistaat Sachsen) auf Grundlage der Bodenschätzung	262
KAUFMANN, M.; S. TOBIAS	Bewertung rekultivierter Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung - Ansätze aus Forschung und Praxis in der Schweiz	266
KEIL, B.; K.P. SCHÄFER	Erfahrungen bei der Bodenschätzung von rekultivierten Böden im hessischen Braunkohlentagebauegebiet	269
NIEHÖRSTER, U.	Bodenschätzung von Neukulturen - Parameter für Besonderheiten auf Grund der Musterstücke	273
NIEHÖRSTER, U.	Problem Bodenschätzung und Bodenbewertung auf Rekultivierungsflächen	277
PFEIFFER, E.-M.; B. KEIL	Bodenschätzung und -bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden	280
SCHRÖDER, D.	Problematik der Bodenschätzung auf Kippen	282
VOGLER, E; M. ALTERMANN; F. VOGLER	Zur Realisierung der Bodenschätzung auf landwirtschaftlich nutzbaren Kippenböden	286
VOGLER, E.; M. ALTERMANN; F. VOGLER; P. MORITZ; M. WOLF; R. HOFFMANN	Bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden	290
VOGEL, H.; J. ZEITZ	Probleme bei der Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz	294

**Referate der Sitzung der Kom. VIII Bodenschutz „Anforderungen des Bodenschutzes an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“
10. und 11. Oktober 2000 in Stuttgart - Hohenheim**

LAVES, D.	Begrüßung und einleitende Worte	300
KLOKE, A.	Kreislaufwirtschaft contra Bodenschutz	303
TIMMERMANN, F.; R. KLUGE	Produktionsbezogener Bodenschutz bei der landwirtschaftlichen Verwertung von geeigneten Abfällen - Anforderungen aus der Sicht der landwirtschaftlichen Praxis	307
KLUGE, R.; M. MOKRY	Ist der produktionsbezogene Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Komposten zu gewährleisten? - Ergebnisse eines Forschungsprojektes aus Baden-Württemberg	311
MOKRY, M.; R. KLUGE	Produktionsbezogener Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Grünguthäcksel und Gelatine-Kalkschlamm - Ergebnisse von Forschungsprojekten aus Baden-Württemberg	315
OBERMAIER, M.; H. SCHAAF	QLA - Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung: System des VDLUFA zur Gewährleistung des produktionsbezogenen Bodenschutzes bei der landbaulichen Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe	319
SCHAECKE, B.; R. PÖPLAU	Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlämmen in Mecklenburg-Vorpommern	323
HOFFMANN, C.; H. BÖKEN; R. METZ; M. RENGER	Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf schwermetall-belasteten ehemaligen Rieselfeldern in Berlin	327
BANNICK, C. G.; H.-U. BERTRAM	Aktuelle und künftige Entwicklungen der Verwertung von Abfällen in und auf Böden	331
SIEBERT, S.; J. LEIFELD; I. KÖGEL-KNABNER	Anwendung von Frisch- und Fertigkomposten auf einen Rekultivierungsboden	335
WÖHLER, V.	Verwertung von Abfällen bei der Rekultivierung von Kalirückstandshalden	339
KÄDING, H.; G. SCHALITZ	Bioabfallkompost als Bodenschutz für Niedermoorböden	343
LAVES, D.	Schlusswort zur Vortragsveranstaltung	347



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der gemeinsamen Tagung der AG „Bodenökologie“, des AK „Urbane Böden“
und der AG „Bodenschätzung und -bewertung“
zum Thema
„Pedotopschutz in der Stadt, Bodenökologie und Bodenbewertung“
01. bis 03. Juni 2000 in Osnabrück

Band 93

2000

Stand der Kenntnisse über die ökologischen Prozesse und Lebensgemeinschaften in städtischen Böden¹

Beate Keplin*

In den letzten Jahren ist auf verschiedenen deutschsprachigen Tagungen wie der Gesellschaft für Ökologie aber auch der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft der Aspekt Bodenökologie im Zusammenhang mit Stadtökologie bzw. stadtökologischer Forschung nur noch sehr vereinzelt betrachtet worden. Während in der Hoch-Zeit der bodenökologisch ausgerichteten Stadtökologie-Forschung in den 80er Jahren bis etwa Mitte der 90er Jahre eine Vielzahl von Publikationen und auch heute noch gültige „Standardwerke“ erschienen, so z. B. von Schulte et al. (1989): Zur Biologie städtischer Böden oder der Klassiker von Klausnitzer (1987, 1993, bereits in der 2. Auflage erschienen): Ökologie der Großstadtf fauna, aber auch die zusammenfassenden Darstellungen von Sukopp (1990): Stadtökologie – Das Beispiel Berlin oder Sukopp & Wittig (1993 bzw. 2. Aufl. 1998): Stadtökologie, ist seitdem nur noch verhältnismäßig wenig publiziert worden. Die letzte größere Tagung der Gesellschaft für Ökologie zum Themenkomplex Stadtökologie bzw. „städtische Grünflächen“ fand 1994 in Frankfurt statt. Von den insgesamt 15 publizierten Beiträgen befassen sich lediglich sechs mit Fauna bzw. bodenökologischen Prozessen (i.w.S.) bzw. der Bewertung von Böden (vgl. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 1995).

In den Folgejahren ist die Zahl der Publikationen verhältnismäßig gering und nur noch vereinzelt werden verschiedene Aspekte wie die bodenbiologische Aktivität von teilversiegelten Flächen (vgl. Münchow 1999) oder Untersuchungen zum Themenkomplex „Dachbegrünungen“ behandelt bzw. dargestellt (vgl. Mann 1998). Derzeit gibt es nur eine Arbeitsgruppe, und zwar am Zoologischen Institut der TU in Braunschweig, die Untersuchungen an Dachbegrünungen im Zusammenhang mit Fauna durchführt.

Diese Entwicklung der Abnahme der Publikationen mit bodenökologischen Fragestellungen innerhalb der stadtökologischen Forschung muss zunächst einmal nicht negativ beurteilt werden, sondern könnte auch bedeuten, dass die noch im Jahre 1995 als bestehendes Forschungsdefizit (vgl. Fründ & Keplin 1995) aufgestellten Fragestellungen inzwischen geklärt bzw. beantwortet sind.

* Institut für Landschaftsökologie – Westfälische Wilhelms-Universität, Robert-Koch-Str. 26. 48149 Münster.
email: beate.keplin@t-online.de – ¹: eine ausführliche Darstellung erfolgt an anderer Stelle.

Zu den Voraussetzungen, unter denen bodenökologische Forschung im urbanen Raum stattfindet, sei auf Fründ & Keplin (1995) hingewiesen. Ein wesentliches Charakteristikum städtischer Ökosysteme ist das breite Spektrum von Bodennutzungen und der häufige Nutzungswandel sowie die oftmals anzutreffende Kleinräumigkeit der Flächen mit abrupten Übergängen. Nach Burghardt (1996) ist mit Frequenzen der Flächennutzungen oder Flächenerneuerungen etwa alle 25 Jahre zu rechnen. Daraus ergibt sich ein grundsätzliches Problem, nämlich die Schwierigkeit im städtischen Bereich langfristige Untersuchungen bzw. Sukzessionsstudien über lange Zeiträume durchführen zu können.

Im folgenden wird auf einige der im Jahr 1995 genannten Forschungsdefizite kurz eingegangen und ihr derzeitiger Bearbeitungs- bzw. Kenntnisstand dargestellt. Es erfolgt hierbei eine Beschränkung auf die drei Punkte: organische Substanz, Böden mit trocken-anaeroben Bedingungen und Ersatzböden am Beispiel Dachbegrünungen.

- Organischen Substanz

Städtische Böden können aufgrund ihrer häufig heterogenen Zusammensetzung aus natürlichen und/oder technologischen Substraten ähnlich wie Bergbaufolgeböden einen hohen Anteil an nicht rezentem, d. h. geogenem Kohlenstoff aufweisen. Bei der Ermittlung der Gesamtkohlenstoffgehalte konnte dieser Anteil aus z. B. Kohle-C (Braunkohle, Steinkohle), luftbürtigen Verbrennungsprodukten (z. B. Ruß) und Aschen bislang nicht vom Abbau aus der rezenten organischen Substanz (pedogenem Kohlenstoff) getrennt werden. Für C-Bilanzierungen und zur Beurteilung des Entwicklungsstadiums von urbanen Böden ist aber der Humifizierungszustand der rezenten organischen Substanz und damit die Trennung von geogenem und pedogenem Kohlenstoff unabdingbar, konnte aber mit den bisherigen nass-chemischen Analysemethoden nicht geleistet werden. Dies ist aber inzwischen durch eine Dissertation (Rumpel 1999), in der Methoden zur Differenzierung und Charakterisierung pedogener und geogener organischer Substanz in forstlich rekultivierten Kippböden entwickelt wurden, methodisch weitgehend gelöst, wird aber wohl aus Kostengründen kaum routinemäßig eingesetzt werden können. Außerdem konnten durch die Kombination verschiedener Methoden Aussagen über die Eignung dieser Methoden sowie zur quantitativen und qualitativen Zusammensetzung des Kohlenstoffs auf den untersuchten Kippenstandorten gemacht werden.

- Böden mit trocken-anaeroben Bedingungen

In Stadtökosystemen ist eine bisweilen auftretende Besonderheit der Böden das Vorkommen trocken-anaerober Bedingungen (Reduktosole), was natürlicherweise nur sehr selten auftritt

(Böden unter dem Einfluss vulkanischer Ausgasungen). Diese Böden sind bezüglich der in ihnen ablaufenden ökologischen Prozesse noch ungenügend bekannt. Aber auch in diesem Zusammenhang wurden inzwischen vereinzelt Untersuchungen durchgeführt. Ein Beispiel stammt aus einer Großstadt in den Neuen Bundesländern, wo Untersuchungen zum Einfluss von Erdgas auf Stadtbäume, Böden und bodenökologische Prozesse erfolgten. Leider ist hier aber anzumerken, dass die Ergebnisse dieser Untersuchungen bislang und auch in Zukunft nicht publiziert werden dürfen, da die Auftraggeber Regressansprüche befürchten. Dies betrifft auch die von der BTU in Cottbus durchgeführten stichprobenhaften und der ersten Orientierung dienenden Untersuchungen zur Lumbriciden- und Mesofauna. Diese wie auch die übrigen Ergebnisse sind deshalb nur in internen Zwischen- und Abschlussberichten zusammengestellt. Hieraus ergibt sich dann das Problem, dass zwar noch im Jahr 1995 als Forschungsdefizit erkannte Fragestellungen bearbeitet wurden, diese im Ergebnis aber weiterhin nicht bekannt sind und somit in der zitierfähigen Literatur nicht auftauchen und weiterhin anscheinend ein Forschungsdefizit besteht.

- Ersatzböden am Beispiel Dachbegrünungen

Zum Thema Dachbegrünungen als Ersatzböden sei auf die von Mann (1998) in Tübingen abgeschlossene Dissertation verwiesen. In dieser Arbeit wurde die Makrofauna verschiedener Dachbegrünungen mittels Barberfällen und per Handaufsammlung untersucht. Es wurden keine Bodenproben gewonnen. Zum einen handelte es sich um Versuchsdächer mit unterschiedlichen Dachbegrünungen, Substraten und Schichtmächtigkeiten und zum anderen wurden sog. Praxisdächer in verschiedenen Städten - überwiegend im süddeutschen Raum - einbezogen. Diese Arbeit ist insofern erwähnenswert, da sie eine der wenigen ist, die den Kenntnisstand zusammenfassen und der Öffentlichkeit zugänglich machen. Viele Fragestellungen, nicht nur im Zusammenhang mit Dachbegrünung, wurden im Rahmen von Diplom- oder anderen Abschluss- und Studienarbeiten oder Gutachten bearbeitet. Da in der Regel diese Quellen als nicht zitierfähig gelten und nur selten Aspekte in Fachzeitschriften publiziert werden, wie z. B. von Fründ (1996) zur Dachbegrünung, ist der „offizielle“ Kenntnisstand aufgrund der Unzugänglichkeit dieser Literatur noch sehr gering.

Fazit:

Der Kenntnisstand über die Lebensgemeinschaften und ökologischen Prozesse in städtischen Böden ist seit 1995 bei einigen Fragestellungen gewachsen, während andere Fragestellungen immer noch unzureichend bearbeitet sind. Insbesondere betrifft dies folgende Fragen:

- Welche Funktionen erfüllen die für städtische Böden typischen Lebensgemeinschaften?
- Wie erfolgt die Besiedlung von Sonderstandorten; wie beispielsweise bei Dachbegrünungen, und wie läuft ihre Sukzession ab?
- Was sind kritische Beeinträchtigungen für die Lebensgemeinschaften in städtischen Böden?
- Welche Maßstäbe können für die Bewertung von Lebensgemeinschaften in städtischen Böden herangezogen werden (Problem der Referenzflächen)?

Literatur

Burghardt, W. (1996): Boden und Böden in der Stadt. In: *Urbaner Bodenschutz*. AK Stadtböden der DBG (Hrsg.): 7-21.

Fründ, H.-C. (1996): Dachbegrünung als Lebensraum für Tiere. Zwischenbilanz des gegenwärtigen Kenntnisstandes. *Stadt und Grün* 2: 92-96.

Fründ, H.-C. & Keplin, B. (1995): Bodenökologie und Stadtökosysteme sowie Industrie- und Bergbaufolgelandschaften. *Mitt. DBG*, 73: 39-44.

Klausnitzer, B. (1993): Ökologie der Großstadtf fauna. Fischer-Verlag.

Mann, G. (1998): Vorkommen und Bedeutung von Bodentieren (Makrofauna) auf begrünten Dächern in Abhängigkeit von der Vegetationsform. Diss. Univ. Tübingen.

Münchow, B. (1999): Bodenbeanspruchung durch Versiegelungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Wasserdurchlässigkeit und der bodenbiologischen Aktivität. *UFZ-Bericht* 4/1999.

Rumpel, C. (1999): Differenzierung und Charakterisierung pedogener und geogener organischer Substanz in forstlich rekultivierten Kippböden. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung*. Bd. 5.

Schulte, W., Fründ, H.-C., Graefe, U., Ruszkowski, B., Söntgen, M., V. Voggenreiter u. Weritz, N. (1990): Zur Biologie städtischer Böden. Kilda-Verlag.

Sukopp, H. (Hrsg.) (1990): Stadtökologie. Das Beispiel Berlin. Dietrich Reimer Verlag.

Sukopp, H. & Wittig, R. (Hrsg.) (1998): Stadtökologie. Fischer-Verlag. 2. Aufl.

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (1995): 24. Jahrestagung Frankfurt/Main 1994 (Tagungsband).

Bodenbiologische Aktivität von teilversiegelten Flächen

Birgit Münchow

Einleitung

Einen bedeutenden Eingriff in den Naturhaushalt des Bodens stellt die Oberflächenversiegelung dar. Durch diese Bodenveränderung wird die Bodenhorizontierung gestört und verschiedene Bodenfunktionen stark verändert bzw. vernichtet. Die Bodenversiegelung beeinträchtigt vor allem die Filter-, Puffer- und Transformatoreigenschaften der Böden, den Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie den Lebensraum für Flora und Fauna.

Material und Methoden

Am Beispiel von fünf unterschiedlich stark genutzten, mit Rasengittersteinen befestigten Parkplätzen, wurde die bodenbiologische Aktivität von teilversiegelten Flächen erfaßt (Tab. 1). Zur Charakterisierung der typischen Streß- und Störungsfaktoren, die auf die bodenbiologische Aktivität dieser Flächen einwirken können, wurden die unversiegelten Böden der benachbarten städtischen Grünflächen in die Untersuchung mit eingebunden. Neben den mikrobiologischen Untersuchungen wurde ermittelt, ob diese besonderen städtischen Böden von Collembolen als Vertreter der hemi- und euedaphisch lebenden Bodenfauna als Lebensraum angenommen werden. Weitere Erkenntnisse über die Umwelteinflüsse, die eine Wirkung auf diese Böden und ihre Bodenorganismen ausüben können, wurden über die Erhebung der Schadstoffbelastungen abgeleitet. Die mikrobiellen Parameter wurden im wesentlichen so bestimmt, wie bei ALEF (1991) beschrieben. Die Collembolen wurden mit einem MacFadyen-High-Gradient-Extraktor ausgetrieben. Nähere Angaben zu den verwendeten Methoden sind in MÜNCHOW (1999) aufgeführt.

Tab. 1: Standorteigenschaften der Rasengittersteinböden und der Böden unter Rasennutzung (kursiv)

Charakteristika	Standorte									
	1		2		3		4		5	
Lage	UFZ-Gelände		Stadtzentrum		Großwohnsiedlung		Parkanlage		Parkanlage	
Baujahr	1995		1990		1990		1990		1990	
Aufbau	Splittbett Schottertragschicht		Sandbett Schottertragschicht		Sandbett Schottertragschicht		Sand-Kiesbett sandig-lehmiger Unterbau		Sand-Kiesbett sandig-lehmiger Unterbau	
Bodentyp	<i>Allosol</i>		<i>Allosol</i>		<i>Allosol</i>		<i>Allosol</i>		<i>Allosol</i>	
Nutzungsintensität	mittel	<i>niedrig</i>	mittel	<i>niedrig</i>	hoch	<i>niedrig</i>	niedrig	<i>niedrig</i>	niedrig	<i>niedrig</i>
Vegetationsdichte (%)	70	<i>100</i>	70	<i>100</i>	40	<i>100</i>	90	<i>100</i>	90	<i>100</i>
Vegetationsart	Rasennischung		Rasennischung		Trittpflanzen		Rasennischung		Rasennischung	
	<i>Weidelgrasrasen</i>		<i>Weidelgrasrasen</i>		<i>Weidelgrasrasen</i>		<i>Weidelgrasrasen</i>		<i>Weidelgrasrasen</i>	
Bodenkennwerte in 0 - 5 cm										
pH (CaCl ₂)	6.2	6.3	6.1	6.3	6.1	6.3	5.9	5.8	6.0	6.3
Org (%)	1.67	2.82	3.06	3.62	6.55	1.70	2.87	1.77	1.97	1.57
N _t (%)	0.09	0.16	0.23	0.45	0.37	0.10	0.18	0.10	0.11	0.08
C/N	18.5	17.6	16.3	12.5	17.7	17.0	15.9	17.7	17.9	19.6
Bodenart	schwach toniger Lehm		stark sandiger Lehm		stark schluffiger Sand		mittel lehmiger Sand		mittel lehmiger Sand	
	<i>mittel lehmiger Sand</i>		<i>stark sandiger Lehm</i>		<i>stark sandiger Lehm</i>		<i>mittel lehmiger Sand</i>		<i>mittel lehmiger Sand</i>	
Bodenfeuchte (Vol.-%)	23.54	26.91	35.91	26.91	29.50	22.34	36.51	20.87	31.09	21.70
Trockenraum (g/cm ³)	1.32	0.83	1.01	0.95	0.96	1.32	0.87	1.38	0.92	1.34

In der vorliegenden Untersuchung ergaben sich signifikante Unterschiede in den mikrobiologischen Eigenschaften aufgrund des Altersunterschiedes der teilversiegelten Flächen. Der jüngste Rasengittersteinboden 1 weist die niedrigsten Werte der mikrobiellen Biomasse (Abb. 1), der Basalatmung, der DMSO-Reduktase und der β -Glucosidaseaktivität (Abb. 3) auf. Hingegen konnte kein gesicherter Einfluß der Nutzungsintensität auf die mikrobiellen Parameter festgestellt werden. Die viel stärker frequentierten Parkplätze 2 und 3 erreichten gegenüber den extensiv genutzten Standorten 4 und 5 ein vergleichbares hohes Stoffwechsellniveau. Die Werte für die mikrobielle Biomasse für die teilversiegelten Flächen 3, 4 und 5 lagen gesichert höher als in den benachbarten Grünflächen (Abb. 2). Insgesamt gesehen liegen die Werte in vergleichbaren Größenordnungen, wie sie aus Leipziger Stadtböden unter Rasen- Wiesen- sowie Waldnutzung (SCHÜLTE, 1996) und in Stadtböden unterschiedlicher Nutzungstypen in Trier und Bonn (WERITZ, 1990) genannt werden. Bei Betrachtung der Bodenkenngrößen (Tab. 1) wird deutlich, daß der Kohlenstoffgehalt, der insbesondere in der am stärksten von Pkws frequentierten Fläche am höchsten ist, einen wichtigen Einflußfaktor für die festgestellten Aktivitäten in diesen teilversiegelten Stadtböden darstellt. Dementsprechend befinden sich die bodenmikrobiellen Eigenschaften des jüngsten Standortes auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau.

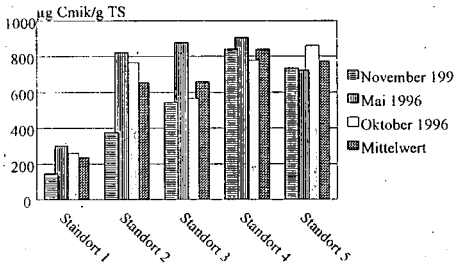


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse - Parkplätze

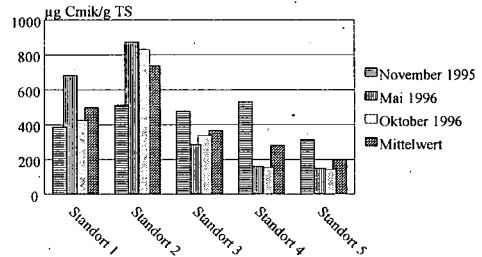


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse - Grünflächen

In den unversiegelten Böden weist die Basalatmung eine positive Beziehung zum C_{org} -Gehalt auf. Für die Rasengittersteine trifft dieser Sachverhalt nicht zu. Die Böden mit den höchsten C_{org} -Gehalten (Standort 2 und 3) stellen den Mikroorganismen nicht gleichzeitig höhere Mengen an verfügbarem organischem Kohlenstoff bereit. Da die Stoffwechsellätigkeiten der Bodenflora aber vor allem durch die C-Verfügbarkeit begrenzt ist (DOMSCH, 1985), läßt dies in der vorliegenden Untersuchung auf eine schlechte Verwertbarkeit der organischen Substanz schließen. Über die β -Glucosidaseaktivität können weitere Aussagen zur Kohlenstoffversorgung der Flächen getroffen werden. Die bereits erwähnte ungünstigere Humusversorgung vom jüngsten Rasengittersteinboden 1 wird durch das Ergebnis für die β -Glucosidaseaktivität unterstrichen (Abb. 3). Ferner weist der teilversiegelte Boden mit den höchsten Kohlenstoffgehalten (Standort 3) keine höheren Aktivitäten wie die humusärmeren extensiv genutzten Rasengittersteinböden und nur geringfügig höhere Werte als die benachbarte Grünfläche auf (Abb. 3). Dies läßt wiederum den Schluß zu, daß die organische Substanz nicht vollständig als mikrobiell verwertbarer Kohlenstoff zur Verfügung steht.

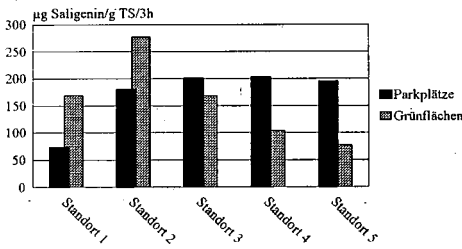


Abb. 3: β -Glucosidaseaktivität (Oktober 1996)

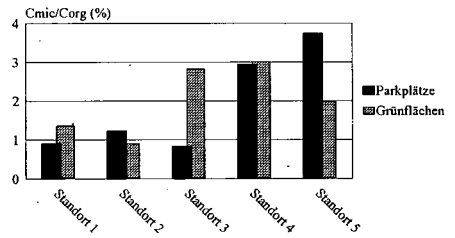


Abb. 4: Cmik/Corg-Verhältnis (Oktober 1996)

Weitere Aufschlüsse über die Höhe der aktiven Humusmatrix lassen sich über das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis ableiten. Die angedeutete C-Limitierung der Rasengittersteinböden 2 und 3 wird durch das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis gestützt (Abb. 4). In der vorliegenden Untersuchung wurde für den jüngsten Rasengittersteinboden neben dem niedrigen C_{mik}/C_{org} -Verhältnis auch ein hoher metabolischer Quotient festgestellt, der auf das frühe Entwicklungsstadium dieses Standortes zurückzuführen ist. Demgegenüber zeichnen sich die Rasengittersteinböden 2 und 3 durch einen vergleichsweise niedrigen metabolischen Quotienten aus, der sich signifikant von dem höheren Wert des extensiv genutzten Rasengittersteinbodens 5 unterscheidet. Dieser ermittelte niedrige qCO_2 kann auf die Effizienz der Bodenmikroflora im Umgang mit den nutzbaren Kohlenstoffquellen zurückgehen.

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, werden die Rasengittersteinböden von den Collembolen als Lebensraum angenommen. Im Untersuchungszeitraum wurden zwischen 6188 und 68857 Individuen/m² erfaßt. Diese vergleichsweise hohen Werte stehen im Einklang mit der Feststellung von KLAUSNITZER (1993), daß bei Untersuchungen der Bodenfauna von urbanen Freiflächen die Collembolen meist eine der individuenreichsten Tiergruppen darstellen und durch die siedlungsbedingten Einflüsse eher gefördert als gehemmt werden.

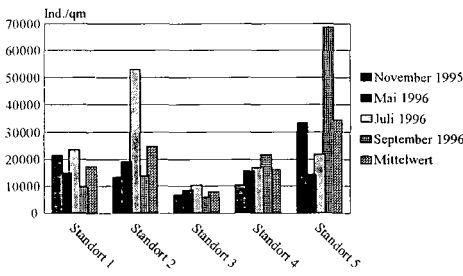


Abb. 5: Abundanzen der Collembolen – Parkplätze

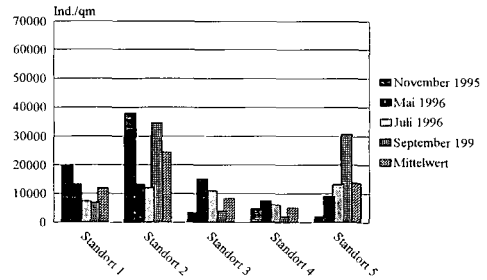


Abb. 6: Abundanzen der Collembolen – Grünflächen

Zwischen den untersuchten Rasengittersteinböden 1, 2, 4 und 5 herrscht in Bezug auf ihre Besiedlungsdichte mit Collembolen eine hohe Übereinstimmung (Abb. 5). Die Abundanzen dieser Standorte bewegen sich auf einem annähernd gleichen Niveau. Dieses Ergebnis schließt auch die jüngste Fläche mit ein und zeigt, daß Collembolen schnell neue Böden besiedeln können. Nur Standort 3 verzeichnet signifikant niedrigere Werte (Abb. 5). Die Unterschiede können durch die Strukturierung des Standortes selbst erklärt werden. Für diesen Standort sind die Belastungseinflüsse besonders auffällig. Von den untersuchten Boden- und Standorteigenschaften, die auf die Collembolenabundanz einwirken, erwiesen sich die Nutzungsintensität und die Vegetationsdichte als signifikant (Tab. 2). Die Besiedlungsdichte der Rasengittersteinböden war für Standort 4 signifikant höher gegenüber dem benachbarten unversiegelten Boden. Dieser unterscheidet sich auch signifikant in seinem mittleren Feuchtegehalt und seiner Trockenraumdichte von seiner Nachbarfläche. Mit Ausnahme der innerstädtischen Grünfläche 2 waren tendenziell mehr Individuen in den teilversiegelten Flächen erfaßt worden als in den städtischen Grünflächen (Abb. 6). In den untersuchten unversiegelten Böden führt die Verdichtung des Bodens zu einer signifikant verminderten Individuendichte.

Tab. 2: SPEARMANN-Korrelationskoeffizienten für die Abundanzen der Collembolen und ausgewählten Parameter über alle Untersuchungsstermine

	Abundanz Collembolen Rasengittersteine (n=20)	Abundanz Collembolen unversiegelte Böden (n=20)
Trockenraumdichte	+0.0026	-0,6464*
Nutzungsintensität	-0,5981*	-
Vegetationsdichte	+0,5981*	-

Signifikanzniveau: * - 0.01 ** - .001

Die geringsten Gehalte an Mineralölkohlenwasserstoffen (Abb. 7), an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und an den meisten Schwermetallen wurde im jüngsten Rasengittersteinboden 1 gemessen. Für diesen spiegelt sich die erst kurze Expositionszeit gegenüber den erfaßten Schadstoffen wider. Der Einfluß der Nutzungsintensität wird für Standort 3 insbesondere durch die Mineralölkohlenwasserstoffe sichtbar (Abb. 7).

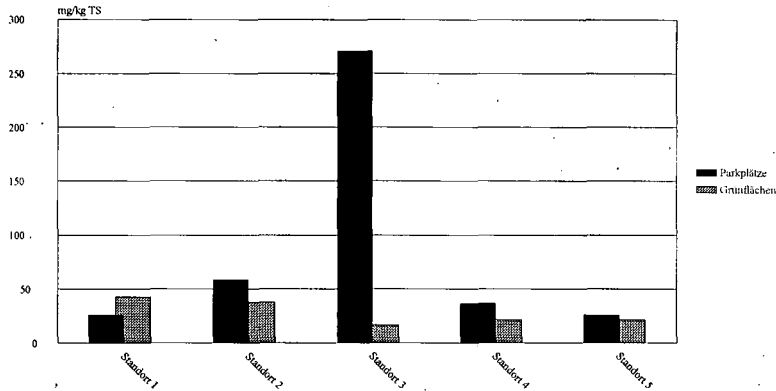


Abb. 7: Mineralölkohlenwasserstoffe

Fazit

Die Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen, die über den Werten von Böden aus agrarisch genutzten Landschaften lag, wurde nicht durch eine Zunahme der Nutzungsintensität verringert. Hingegen spielt das Alter der Flächen und die damit verbundene Anreicherung von organischem Material für die mikrobielle Aktivitäten eine entscheidende Rolle. Höhere Kohlenstoffgehalte und eine geringere Verdichtung sind ferner die bestimmenden Bodenkenngrößen für die höheren Umsatzleistungen der Rasengittersteinböden im Vergleich zu den Aktivitäten der meisten unversiegelten Böden. Dieses unterschiedliche Niveau spiegelt sich aber für die Mehrzahl der Böden nicht im metabolischen Quotienten wider. Wie die Untersuchungen gezeigt haben, werden die Rasengittersteinböden von den Collembolen als Lebensraum angenommen. Es konnte nachgewiesen werden, daß der Nutzungsdruck auf dem stark frequentierten Parkplatz in Form einer veränderten Vegetationsbedeckung negative Auswirkungen auf die Höhe der Besiedlungsdichte hat. Für die Grünflächen zeigte sich aber, daß vor allem eine zunehmende Verdichtung der Böden zu einer Verringerung der Besiedlungsdichten führt. Eine Beeinträchtigung der bodenbiologischen Aktivität der Flächen durch die verschiedenen Schadstoffe konnte nicht belegt werden. Aufgrund der Komplexität der anthropogenen Einflüsse, die auf die untersuchten Standorte einwirken, ist jedoch eine in allen Aspekten schlüssige Beurteilung der Untersuchungsflächen nicht möglich. Es hat aber den Anschein, daß in den untersuchten Stadtböden die Collembolen empfindlicher auf die Streß- und Störungsprozesse reagieren als die Bodenmikroorganismen.

Literatur

- ALEF, K. (1991): Methodenhandbuch der Bodenmikrobiologie. - Landsberg/Lech
DOMSCH, K.H. (1985): Funktion und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. (= Materialien zur Umweltforschung
KLAUSNITZER (1993): Ökologie der Großstadtf fauna. - Jena, Stuttgart
MÜNCHOW, B. (1999): Bodenbeanspruchung durch Versiegelungsmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der Wasserdurchlässigkeit und der bodenbiologischen Aktivität. (= Dissertation - UFZ-Bericht, 4), Leipzig
SCHULTE, G. (1996): Stadtböden - Schadstoffbelastung und Schadstoffmobilität. (= UFZ-Bericht, 11), Leipzig
WERITZ, N. (1990): Mikrobielle Untersuchungen in Stadtböden unterschiedlicher Nutzung und Schwermetallbelastungen zur Charakterisierung der Bodenfunktionalität. - Dissertation Universität Trier

Ökologische Bewertung städtischer Pedotope

von

Hans- Peter Blume

1 Einführung

Die Bewertung der Schutzwürdigkeit städtisch/industrieller Pedotope sollte grundsätzlich nach den gleichen Kriterien erfolgen wie diejenigen der freien Landschaft. Dennoch ergeben sich dabei eine Reihe von Besonderheiten, die im Folgenden vorrangig behandelt werden sollen.

Böden sind ihrer selbst willen schützenswert und/oder aber ihrer (ökologischen) Funktionen wegen, d.h. ihrer Lebensraum-, Biomasse-Produktion-, Regelungs- und Archivfunktion wegen. Bosch (1994) sieht die Eigenart eines Bodens, z.B. seine Seltenheit, zusammen mit seiner Archivfunktion (z.B. als kulturgeschichtliche Urkunde) als schützenswerte **Informationsfunktion** an und empfiehlt die Anlage einer **Roten Liste natürlicher Böden** zum Schutz von Seltenheit und Naturnähe.

Bewertungen zum Zwecke des Bodenschutzes für Landschafts- und/oder Fachplanungen sollten flächendeckend einsetzbar und (ohne kostspielige Laboranalysen) aus Geländeerhebungen oder Bodenkarten ableitbar sein. Zu bedenken ist außerdem, dass der Schutz eines wertvollen Pedotops in der Regel auch den Schutz benachbarter Pedotope erfordert, um z.B. stoffliche Einflüsse zu vermeiden. Die Bodendecke ist meist auf kurze Distanz heterogen, insbesondere in Verdichtungsräumen, sodass eigentlich Bodengesellschaften unter Schutz zu stellen sind. Im Folgenden sollen Möglichkeiten einer Bewertung von Böden städtisch/industrieller Verdichtungsräume zum Zwecke ihres Schutzes dargestellt werden.

2 Bewertung von Böden als Natur/Kulturkörper

Der Fachausschuss *Sanierung kontaminierter Böden* des DVWK (Obmann N. Litz, Umweltbundesamt) hat Kriterien zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit von Böden nach deren Seltenheit, Empfindlichkeit und Regenerierbarkeit entwickelt, die auch für Böden von Verdichtungsräumen benutzt werden können (DVWK 1996):

Dabei wird die **Seltenheit** von Bodenformen (als Kombination von Boden- und Substrattyp) nach ihrem Flächenanteil auf der Bodenkarte Deutschlands (1:1 Mill.) bewertet (< 0,2 % sehr selten; 0,2-0,7 selten, aber regional häufig; 0,7-1,3 verbreitet; 1,3-3 häufig; >3 % sehr häufig). Stattdessen können auch entsprechende Daten einzelner Bundesländer oder Regionen (mit dann allerdings anderer Klassierung der Seltenheit) benutzt werden. Dabei sollten in Verdichtungsräumen sehr seltene, natürlich entstandene Böden nur dann einen besonderen Schutz genießen, wenn sie im benachbarten Raum nicht vorkommen (da sie dort leichter zu schützen sind). Stattdessen könnte es sinnvoll sein, solche Bodenformen unter besonderen Schutz zu stellen, die gerade für Verdichtungsräume charakteristisch sind, wie bestimmte Kultusole (z.B. Hortisole) oder bestimmte Böden anthropogener Lithogenese (z.B. Regosole aus mittelalterlichem Brandschutt oder Pararendzinen aus Trümmerschutt des letzten Krieges). Die **Empfindlichkeit** von Bodenformen wird gegenüber mechanischer Zerstörung (zumindest der Horizontierung) und stofflicher Belastung (nur Puffervermögen; sinnvoll wäre auch Berücksichtigung des Abbauvermögens gegenüber organischen Schadstoffen, z.B. analog Blume et al. 1998) bewertet.

Die **Regenerierbarkeit** wird nach der erforderlichen Zeit einer Neuentwicklung nach vollständiger Zerstörung bewertet: <50 Jahre *kurz* (z.B. Pararendzina aus Trümmerschutt), 50-200 *mittel*

(z.B. Kolluvisol), >200 lang (z.B. Braunerde aus Granit). Dieses Kriterium ließe sich nach Tab. 1 noch weiter differenzieren (wobei detaillierte Aussagen zur Geschwindigkeit bestimmter bodenbildender Prozesse in Abhängigkeit von den bodenbildenden Faktoren noch ausstehen). Die **Schutzwürdigkeit** eines Bodens ergibt sich dann aus **Seltenheit** (sehr selten 5 Punkte, sehr häufig 1)* **3 + Empfindlichkeit** (1 Punkt bei stoffl. Belast., 5 bei Zerstörung) * **1+ Regenerierbarkeit** (1-5 Punkte n. Tab. 1) * **2**. Danach besitzen Bodenformen, die >18 Punkte erreichen, eine hohe Schutzwürdigkeit, Böden mit <12 nur eine geringe. Allerdings sollte eine Bodenform nur dann ihrer selbst wegen schutzwürdig sein, wenn ihre heutige Dynamik noch derjenigen entspricht, die zur Ausbildung ihres Typs führte. Das wäre z.B. bei einem Normpodsol unter Caluna-Heide gegeben, nicht hingen unter Acker.

Tabelle 1: Bodenentwicklung in Abhängigkeit von der Zeit
(Bewertung nach DVWK 1996 und eigenem Vorschlag)

Bodenformen (Beispiele)	Zeit	Punkte	
		DVWK	Vorschlag
Ai/C-Böden, Ramblen, Rohgleye aus Lockergestein	Jahre bis Jahrzehnte	1	1
Ah/C-, Ah/P/C-Böden, Gleye, Paternen, Hortisole aus Lockergest.	Jahrzehnte bis Jahrhunderte	2-3	2
Braunerden, Podsole aus Lockergesteinen	Jahrhunderte bis Jahrtausende	3-4	3
Lessives, sek. Pseudogleye Aus Lockergesteinen	Jahrtausende bis Jahrzehntausende	5	4
Terra fusca aus Kalkstein	Jahrzehntausende bis Jahrmillionen	5	5

Klimatomorpe Böden wie Schwarzerden oder Reduktosole aus Müll bzw. Schlämmen nicht regenerierbar

Auch die **Hemerobistufe** (= Naturnähe bzw. Störungsintensität) einer Bodenform (n. Blume & Sukopp 1976) ließe sich als Maß für die Schutzwürdigkeit von Bodenformen heranziehen, zumal diese Eigenschaft bereits manchen Bodenarten bzw. deren Beschreibungen zu entnehmen ist, z.B. derjenigen von Berlin W (Grenzius & Blume 1984) und Stuttgart (Holland 1996). Danach wäre ein Boden ländlicher Räume umso schutzwürdiger, je naturnäher seine Entwicklung noch ist. Das gilt besonders dann, wenn die Hemerobistufe entsprechend einem Vorschlag von Holland (1996) nicht nur aus dessen Nutzungsart sondern zudem nach Eingriffstiefe, -häufigkeit und -dauer, dem Grad der Veränderung des ursprünglichen Bodentyps, dem eingemengten Anteil technogener Substrate sowie der Intensität chemischer Veränderungen erfolgen würde. Bei einer Anwendung auf Böden städtisch/industrieller Verdichtungsräume könnte sich allerdings auch bei diesem Vorgehen die Frage stellen, ob nicht gerade spezifisch anthropogen veränderte Böden als kulturgeschichtliche Urkunden einen besonderen Schutz genießen sollten. Ein Bezug auf die Fläche erfordert in Verdichtungsräumen zudem die Berücksichtigung des überbauten Anteils, d.h. des Versiegelungsgrades.

3 Bewertung ökologisch relevanter Funktionen

3.1 Lebensraum von Organismen

Böden als Teil schutzbedürftiger Ökosysteme erfordern analog denen, die dem Anbau von Kulturpflanzen dienen, der Berücksichtigung der einzelnen Standortfaktoren wie das Angebot an Wärme, Wasser, Sauerstoff und Nährstoffen, nebst Schutz vor Schadstoffen im Lebens- bzw. Wurzelraum. Im Gegensatz zu Kulturstandorten kann es bei der Bewertung von Naturstandorten aber kein gut oder schlecht geben, da für (fast) jeden Biotop eine an ihn angepasste Biozönose existiert. Die Schutzwürdigkeit einer bestimmten Biozönose wird dann auch die Schutzwürdigkeit des entsprechenden Biotops und damit Bodens bestimmen.

Als Summenparameter zur Charakterisierung eines Ökotoyps vermag die Höhe der **mikrobiellen Biomasse** zu dienen. Sie lässt sich bei Böden der freien Landschaft grob schätzen, für Ackerböden z.B. ableiten aus Ackerhumusform (Schlichting et al. 1995), Bodenart und (geschätzt) Humusgehalt (Machulla 1997, verbessert 2000). Auch für Böden technogener

Substrate hat Machulla (1997,2000) ein Schätzverfahren abgeleitet, dass auf Substratart und Entwicklungszustand des Bodens fußt. Bei der Bewertung der Ergebnisse ist bei letzteren allerdings zu berücksichtigen, dass Substrate wie Müll oder Klärschlamm viel Eiweiß enthalten, sodass bereits deren Rohböden durch eine hohe mikrobielle Biomasse gekennzeichnet sind.

3.2 Produktionsfunktion

Die Bewertung von Bodenformen im Hinblick auf ihre Produktionsfunktionen bedeutet grundsätzlich, Durchwurzelbarkeit, Wärme- Wasser- Luft- und Nährstoffverhältnisse gesondert anzusprechen, wofür einfache Feldmethoden existieren (Schlichting et al. 1995, DVWK 1995 & 1999). So lässt sich das **Nutzwasserangebot** aus der nutzbaren Feldkapazität (nFK) des effektiven Wurzelraums unter Berücksichtigung der Klimaverhältnisse und ggf. Grundwassereinflüsse ableiten. Die Ableitung der nFK aus Bodenart, Stein- und Humusgehalt sowie Lagerungsdichte mittels Faustzahlen versagt jedoch bei Böden bestimmter technogener Substrate wie Bauschutt, Müll, Schlacken und Aschen. Für Böden aus Bauschutt, Müll und Aschen haben Horn & Taubner (1997) vorläufige Faustzahlen zur Ableitung von nFK, Luftkapazität und Totwassergehalt erarbeitet, die allerdings durch weitere Untersuchungen verbessert und auf weitere Substrate ausgedehnt werden müssen. Grobe Aussagen zum Sauerstoffangebot im Wurzelraum lassen sich aus dem Bodensubtyp ableiten (da die deutsche Bodensystematik vor allem nach redoximorphen Merkmalen klassiert.). Diese Möglichkeit wurde seitens Blume (1997) auf die (in Verdichtungsräumen vermehrt auftretenden) Reduktosole ausgedehnt. In Zweifelsfällen lässt sich mittels Redoxmessung Sicherheit schaffen (DVWK 1995, Schlichting et al. 1995). Das Angebot an **Verfügbaren Nährstoff-Kationen** lässt sich grob aus (geschätzter) Kationenaustauschkapazität (KAK) und (im Feld einfach zu messendem) pH-Wert ableiten (DVWK 1995, Schlichting et al. 1995). Bei Böden bestimmter technogener Substrate wie Aschen, Müll und Schlacken bereitet vor allem die Ableitung des Humusgehaltes aus der Munsell-Farbe und damit die Schätzung der KAK jedoch Schwierigkeiten. In diesen Fällen ist es günstiger, die KAK im Feld grob mittels Methylenblau zu messen (Blume et al. 1997).

Hiller & Burghardt (1997) haben ein Klassifikationsschema zur Eignung von Stadt- und Industrieböden des Ruhrgebietes als Pflanzenstandorte entwickelt, dass in 5 Klassen Einflüsse des Wasser- Nähr- und Schadstoffgehaltes berücksichtigt (allerdings kaum die der Sauerstoffverhältnisse (s. auch Hiller & Meuser 1998). Als Summenparameter der Produktivität lässt sich auch die **Bodenzahl** heranziehen (Holland 1996). Sie liegt für städtische Neubaugebiete oft bereits vor. Nicht möglich ist es allerdings, für Böden technogener Substrate Bodenzahlen abzuleiten, da es diesbezüglich an Ertragsermittlungen auf Musterstücken mangelt.

3.3 Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion

Im Folgenden sollen Möglichkeiten einer Bewertung der Belastung sowie der Belastbarkeit mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen erläutert werden. Außerdem wird dargelegt, inwieweit sich Böden in ihrer Fähigkeit unterscheiden, eine Grundwasserbelastung mit Nitrat zu verhindern.

Meuser (1996) hat gezeigt, dass 23 verschiedene anthropogene, natürliche (Kippsubstrate der Braun- und Steinkohlengewinnung) und technogene (Aschen, Schlacken, Hüttensande, Müll & Bauschutt) Substrate in sehr unterschiedlichem Maße mit den Schwermetallen Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn, sowie mit As, Benzopyrenen und PCBs belastet sein können. Er hat zudem einen Bestimmungsschlüssel zur Ansprache dieser Substrate bzw. deren Anteile an Substratgemischen im Felde entwickelt. Damit ist es möglich, das Gefährdungspotential der Böden entsprechender Substrate im Hinblick auf **Schadstoffbelastungen** zu klassieren (s. auch Hiller & Meuser 1998).

Böden unterscheiden sich auch sehr stark in ihrer Fähigkeit, organische Schadstoffe (vor allem durch mikrobiellen Abbau) zu eliminieren, sowie Organika und Schwermetalle durch Adsorption an einer Aufnahme durch Pflanzen und einer Belastung des Grundwassers zu hindern. Es wurde eine einfache Feldmethode entwickelt, um das und damit die **Belastbarkeit von Böden mit**

Schwermetallen und organischen Schadstoffen zu prognostizieren (Blume et al. 1998). Bei Böden aus technogenen Substraten besteht allerdings wiederum die Schwierigkeit einer korrekten Humusgehaltsschätzung, zumal vor allem Filteraschen der Kohlekraftwerke sehr viele organische Verbrennungsprodukte (black carbon) mit hohem Schadstoffbindungsvermögen enthalten (Wu et al. 2000). Hier läßt sich in manchen Fällen wiederum das Schadstoff-Bindungsvermögen mittels Methylenblau im Feld einschätzen (Blume et al. 1997). Stahr et al. (1997) haben eine einfache Methode entwickelt, um die potentielle **Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat** aus Stadtböden grob abzuschätzen. Die Kenntnis von Substratart, der Klimaverhältnisse und verschiedener Bodeneigenschaften sind dafür erforderlich.

4 Literatur

- Blume, H.-P. (1997): Lufthaushalt; in H.-P. Blume, & U. Schleich (Hrg.): Bewertung anthropogener Stadtböden, S. 62/63. Schriftenr. Inst. Pflanzenern. Bodenk. Uni. Kiel, H. 38
- Blume, H.-P., Bohne, K. Döring, H.-W., Fleige, H. Horn, R., Kaupenjohann, M., Kraher, U., Zahn, M.. (1998): Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung. Teil 2: Ableitungen zum Wasser- und Lufthaushalt von Böden. DVWK-Regeln 136. Gas und Wasser, Bonn
- Blume, H.-P., U. Schleich & Q. Wu (1997): Kationen; s. Blume (1997): S. 101-110
- Blume, H.-P. & H. Sukopp (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenr. Für Vegetationskunde 10: 75-89
- Blume, H.-P., Q. Wu, S. Abend, L. Rexilius, M. Strehl & U. Schleich (1997a): Sorption organischer Chemikalien; s. Blume (1997): S. 136-147
- Bosch, C. (1994): Ökologische Bodenfunktionen: Beiträge der Bodenökologie zum Bodenschutz (Kap. 1480) und Versuch einer Roten Listenartlicher Böden zum Schutz von Seltenheit und Naturnähe von Böden (Kap. 7050); in G. Bachmann (Redaktion): Bodenschutz Ergänzbare Handbuch. E. Schmidt, Berlin
- DVWK (1995): Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung. Teil 1: Ansprache der Böden. DVWK-Regeln 129. Gas & Wasser, Bonn
- DVWK (1996): Sanierung kontaminierter Böden. DVWK-Schriften 116. Gas und Wasser, Bonn
- DVWK (1999): dito 1995. Teil 2: Ableitungen zum Wasser- und Lufthaushalt von Böden. DVWK-Regeln 136. Gas & Wasser Bonn
- Grenzius, R. & H.-P. Blume (1984). Bodengesellschaften von Berlin W mit Karte 1:50000; in Senator f. Umwelt & Stadtentw. (Hrg.): Umweltatlas Berlin, 01 Boden. Kulturbuchv. Berlin
- Hiller, D. & W. Burghardt (1997): Klassifizierung urban-industriell veränderter Böden als Pflanzenstandort. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 84: 147-150
- Hiller, D. & H. Meuser (1998): Urbane Böden. Springer, Berlin
- Holland, K. (1996): Stadtböden im Keuperland am Beispiel Stuttgarts. Hohenheimer Bodenkdl. H. 39; Bodenkarte 1:20000 im Umweltatlas Stuttgart
- Horn, R. & H. Taubner (1997): Wasser- und Lufthaushalt; s. Blume (1997): S. 32-65
- Machulla, G. (1997): 8 Mikrobielle Aktivität; s. Blume (1997): S. 172-196
- Machulla, G. (2000): Mikrobielle Aktivität von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten – Mess- und Schätzverfahren für die Standortbewertung. Habilschrift Univ. Halle-Wittenberg
- Meuser, H.: (1996): Technogene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume; s. Blume (1997): Band 35
- Schlichting, E., H.-P. Blume & K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum, 2. Aufl. Blackwell Wissenschaft, Berlin
- Stahr, K., A. Lehmann & K. Holland (1997): Anionen; s. Blume (1997): S. 66-100
- Wu, Q., H.-P. Blume, L. Rexilius, M. Fölschow & U. Schleich (2000): Sorption of atrazine, 2,4-D, nitrobenzene and pentachlorophenol by urban and industrial wastes. European J. Soil Sci. 51: 335-344

Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen: Konzept und offene Fragen eines für die Stadt Hamburg entwickelten Verfahrens

Alexander Gröngröft, Boris Hochfeld & Günter Miehlich¹

Einleitung und Konzept des Bewertungsverfahrens

Verfahren zur funktionalen Bewertung von Böden werden für mehrere Zwecke benötigt: a) Darstellung des vorhandenen sowie des angestrebten Zustands des Bodens und der erforderlichen Maßnahmen in einem Landschaftsplan (§ 6 BNatSchG). b) Berücksichtigung des Bodens im Rahmen des planerischen Abwägungsprozesses für UVP-pflichtige Vorhaben (§ 3 UVPG) und andere Baumaßnahmen (§ 1a BauBG), c) Optimierung von Maßnahmen zur Rekultivierung oder Wiederherstellung von Böden (z.B. nach Entsiegelung). In Abhängigkeit von dem Anwendungsbereich unterscheiden sich die Anforderungen an die Verfahren zur Bodenbewertung. Mit dem für die Stadt Hamburg entwickelten Verfahren (GRÖNGRÖFT ET AL. 1999,2000) wurde folgendes Konzept verfolgt: Das Verfahren soll im planerischen Abwägungsprozess bei Einzelvorhaben, d. h. im kommunalen Maßstabbereich $\geq 1:10.000$, durch die vom Maßnahmenträger beauftragte Planungs- und Ingenieurbüros eingesetzt werden können. Wesentlicher aber nicht ausschließlicher Anwendungsraum ist der Randbereich der Großstadt Hamburg, in dem sich häufig besonders starke Nutzungskonflikte bei neuen Planungen ergeben. Da die Ergebnisse der Bodenbewertung in den gesetzlich vorgeschriebenen Abwägungsvorgang der Genehmigungsbehörde einfließen, sind die in § 2 BBodSchG genannten Bodenfunktionen zu bewerten, soweit sie nicht durch Träger öffentlicher Belange im Verfahren berücksichtigt werden (Produktionsfunktionen). Das Verfahren sollte möglichst aus bestehenden Verfahren abgeleitet werden.

Das erstellte Verfahren ist so konzipiert, dass ausschließlich der Ist-Zustand der Böden bewertet wird, da dieses die Grundvoraussetzung für die Anwendung der Eingriffsregel ist. Der Einsatz des Verfahrens zur Prognose von Veränderungen des Erfüllungsgrads von Bodenfunktionen ist in Einzelfällen gelungen, in wie weit dies generell möglich ist, kann zur Zeit noch nicht entschieden werden. Die Bewertungsergebnisse einzelner Bodenfunktionen werden nicht integriert, da erst für den konkreten Einzelfall eine Priorisierung von Zielen des Bodenschutzes formuliert und daraus eine zusammenfassende Bodenbewertung abgeleitet werden soll.

Aufbau des Verfahrens und Begründung am Beispiel der Lebensraumfunktion

Der generelle Aufbau des Verfahrens ist in GRÖNGRÖFT ET AL. (1998) bereits erläutert. Dort ist auch ein Beispiel für die Umsetzung des Verfahrens zur Bewertung der Lebensraumfunktion genannt. Primärer und im Einzelfall zu begründender Schritt ist die Ableitung von Teilfunktionen aus den Funktionsformulierungen des § 2 BBodSchG sowie die Festlegung von Kriterien. Eine aktualisierte Übersicht über diesen Schritt gibt Tab. 1. Die für die Beurteilung der Böden hinsichtlich der Prüfkriterien notwendigen Parametern und Verknüpfungsregeln können GRÖNGRÖFT ET AL. (2000) entnommen werden. Da die in Deutschland eingesetzten Bewertungsverfahren sich bereits in dem ersten Ableitungsschritt deutlich unterscheiden (BLOSSEY & LEHLE 1998), soll am Beispiel der Lebensraumfunktion die Kriterienwahl im folgenden erläutert werden.

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, A.Groengroeft@ifb.uni-hamburg.de

Bodenfunktionen nach § 2 (2) BBodSchG	Betrachtete Teilfunktionen dieses Konzepts	Bewertungskriterien
1a <i>"Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen"</i>	1a/1 Lebensgrundlage für Menschen	Belastungssituation des Oberbodens im Hinblick auf orale Direktaufnahme oder Schadstoffaufnahme mit Nahrungsmitteln
	1a/2 Lebensgrundlage für Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	Intensität der anthropogenen Überprägung des standorttypischen Bodens
1b <i>"Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen"</i>	1b/1 Boden als Bestandteil des Wasserkreislaufes	Fähigkeit des Oberbodens zur Wasseraufnahme
	1b/2 Boden als Bestandteil des Nährstoffkreislaufes	Fähigkeit des Bodens zur Nährstoffabgabe an die Vegetation
1c <i>"Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers"</i>	1c/1 Ausgleichsmedium für stoffliche Einwirkungen (Schwermetalle)	Relative Bindungsstärke für Schwermetalle
	1c/2 Ausgleichsmedium für stoffliche Einwirkungen (organische Schadstoffe)	Relative Bindungskapazität für eine organische Modelsubstanz
	1c/3 Abbaumedium für stoffliche Einwirkungen (org. Schadstoffe)	Fähigkeit zum mikrobiellen Abbau organischer Substanzen
	1c/4 Ausgleichsmedium auf Grund der Puffereigenschaften (Säureinträge)	Fähigkeit zur Pufferung von Säuren
	1c/5 Ausgleichsmedium zum Schutz des Grundwassers	Rückhaltevermögen des ungesättigten Bodens für Sickerwasser
2 <i>"Archiv der Natur- und Kulturgeschichte"</i>	2/1 Archiv der Naturgeschichte	Naturnähe und Seltenheit des Bodens
	2/2 Archiv der Kulturgeschichte	Erhaltungsgrad und Art vorindustrieller anthropogener Einwirkungen in Böden
3c <i>"Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung"</i>	3c/1 Standort für landwirtschaftliche Nutzung (Produktivität)	natürliche Ertragsfähigkeit des Bodens
	3c/2 Standort für landwirtschaftliche Nutzung (Schadstofffreiheit des Bodens)	Belastungssituation (Toxizität bei Anreicherung über die Nahrungskette)
	3c/3 Standort für forstwirtschaftliche Nutzung	Phytomasse-Produktivität

Tab. 1: Berücksichtigte Bodenfunktionen, Teilfunktionen und deren Bewertungskriterien

Aufgrund der Formulierung des Gesetzgebers ist eine sehr weite Auslegung dieser Bodenfunktion möglich, da die *Lebensgrundlage des Menschen* nicht nur durch die Produktion von Nahrungsmitteln sondern auch durch die Lieferung von Rohstoffen, durch die Fläche für Siedlungen, durch die Abbauleistung für eingetragenen organischen Kohlenstoff und viele weitere Bodenfunktionen sichergestellt wird. Diese anthropozentrischen Funktionen hat der Gesetzgeber aber zum Teil in den

weiteren Funktionen des § 2 konkretisiert. Da im Grundsatz eine Gleichrangigkeit der Bodenfunktionen gesehen wird (HOLZWARTH et al. 2000), kommt es im Rahmen eines Bewertungsverfahrens darauf an, eine Redundanz der geprüften Kriterien zu vermeiden. Deshalb werden unter der Lebensraumfunktion nur die anthropogenen Anforderungen an den Boden geprüft, die nicht durch andere gesetzlich formulierte Funktionen abgedeckt sind. Dies ist u. E. nur für den Anspruch des Menschen an einen ihn nicht durch orale Aufnahme toxisch belastenden Boden gegeben, weshalb das Prüfkriterium entsprechend formuliert wurde. Die Prüfung der Bodenfruchtbarkeit erfolgt in Teilfunktion 3c/1 (siehe Tab. 1), da diese einen wichtigen Produktionsfaktor darstellt.

Für die Bewertung von Böden als *Lebensgrundlage und Lebensraum für Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen* wird die Intensität der anthropogenen Überprägung des standorttypischen Bodens (Hemerobie) geprüft. Das Verfahren geht damit von der Hypothese aus, dass ein (fast) nicht überprägter Boden eine Lebensgemeinschaft begünstigt, die unabhängig von den sonstigen Bodeneigenschaften hochwertig ist. Diese Gemeinschaft wird mit zunehmender Überprägung (durch Nutzung, Störung der Horizont- und/oder Substratabfolge, Verdichtung, Versiegelung, Störung des Wasserhaushalts, Stoffzufuhr) in ihrem Wert immer weiter vermindert, die Einstufung erfolgt durch Prüfung aller möglichen Überprägungsursachen und deren tabellarische Verknüpfung. Im Ergebnis führt dieses Verfahren zu einem verbesserten Schutz der noch vorhandenen ungestörten Bodenprofile. Das Verfahren berücksichtigt damit nicht die Seltenheit der für die Lebensgemeinschaft maßgeblichen Standorteigenschaften (Nährstoffe, Wasserhaushalt, pH-Bereich), wie es von anderen Bewertungsverfahren (z. B. LEHLE ET AL. 1995) praktiziert wird. Mit einer Modifizierung des Kriteriums zu *'Intensität der anthropogenen Überprägung und Seltenheit der Standorteigenschaften'* ist die sinnvolle Verknüpfung beider Bewertungsansätze möglich (Tab. 2). Diese Verknüpfung führt dazu, dass auch solche Böden, die zwar erheblich anthropogen überprägt sind, aber sehr seltene Standorteigenschaften aufweisen, deutlich besser bewertet werden als andere stark überprägte Böden. Andererseits werden solche Böden geringwertiger gegenüber dem ursprünglichen Konzept, die zwar nicht überprägt, aber sehr häufig sind. Insgesamt ist mit dieser Kriterienverknüpfung ein verbesserter Schutz von Sonderstandorten insbesondere im städtisch-industriellen Bereich möglich.

		Intensität der anthropogenen Überprägung				
		sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Seltenheit der standortrelevanten Bodeneigenschaften	sehr selten	I	I	I	II	III
	seltene	I	I	II	III	IV
	mittel	I	II	III	IV	V
	häufig	II	III	IV	V	V
	sehr häufig	III	IV	V	V	V

Tab. 2: Verknüpfungstabelle für die Bewertung der Lebensraumfunktion anhand des Kriteriums *'Intensität der anthropogenen Überprägung und Seltenheit der Standorteigenschaften'* (I: sehr hohe Funktionserfüllung... V: sehr geringe Funktionserfüllung)

Offene Fragen

Aus den bisherigen Erfahrungen in der Anwendung, aber auch aus der aktuellen Literatur und aus Diskussionen in der Fachöffentlichkeit, ergeben sich zur Zeit folgende generelle konzeptionelle und methodische Probleme:

- Die im Gesetz festgelegten natürlichen Bodenfunktionen lassen sich unterschiedlich auslegen, so dass z.Zt. ein breites Spektrum von Kriterien besteht. Wie kann hier eine Vereinbarung erreicht werden ?
- Ist es selbst bei vereinbarten Kriterien nötig, ein für alle Flächen anwendbares, einheitliches Bewertungsverfahren einzusetzen oder sind in Abhängigkeit von den jeweiligen regionalen Bodenschutzzielen (z.B. für Stadtböden) unterschiedliche Verfahren sinnvoll ?

- Welche Bodentypen bzw. -formen bzw. Kulturformen sind wertvolle Archive der Kulturgeschichte? Wo liegt die zeitliche Grenze zwischen "Archiv der Kulturgeschichte" und "anthropogen gestört" ?
- Wie kann das Verfahren zur Prognose von Bodenveränderungen genutzt werden ?
- Kann eine Veränderung einer Bodenfunktion um eine Stufe als erheblich im Sinne der Eingriffsregelung bezeichnet werden oder sind die in 5 Klassen geteilten Bodenwertstufen ein viel zu stumpfes Maß, um nur daraus die Erheblichkeit abzuleiten ?
- Kann das Verfahren auch eingesetzt werden, um Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen für Eingriffe in das Schutzgut ‚Boden‘ zu bilanzieren ? Wie lassen sich dabei die Widersprüche lösen, die sich mit den Zielen des Naturschutzes ergeben ?
- Reicht der erhobene Mindestdatensatz des Bodenbewertungsverfahrens aus, um später als Beweis für den Ist-Zustand ('Beweissicherung') vor einem erfolgten Eingriff gelten zu können ?

Hinzu kommen offene Fragen, die sich bei der Anwendung eines konkreten Bewertungsverfahrens aus fachlicher Sicht zwangsläufig ergeben, wie z.B.:

- Wie hoch ist die Variabilität der bewertungsrelevanten Bodenmerkmale in einer Teilfläche, welche Unsicherheiten der Bewertung entstehen dadurch ?
- Welche Bodentypen bzw. -formen kommen (im Planungsgebiet) vor, wie ist deren Verteilung und welche sind selten ?
- Sind die Regeln zur Bestimmung des Schadstoffverdachts hinreichend zuverlässig ?
- Inwieweit sind die der Bewertung der Lebensraumfunktion zugrundeliegenden Kriterien zur anthropogenen Überprägung tatsächlich korreliert mit einer Veränderung der Lebensgrundlage für Pflanzen, Tiere und Bodenorganismen?
- Welche prüfbaren Kriterien zur Bewertung der Teilfunktion hinsichtlich Nährstoffsituation und Wasserhaushalt lassen sich aufstellen?
- Wie lässt sich die Intensität der biologischen Aktivität am besten aus Feld- oder einfachen Laborparametern ableiten und ist sie tatsächlich linear korreliert mit dem Abbau organischer Schadstoffe ?
- Wie können Humusformen von Offenlandstandorten beschrieben und klassifiziert werden und wie ist deren Qualität hinsichtlich der biologischen Aktivität ?
- Welche Methodik zur Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK) ist am geeignetsten für die Bewertung der Teilfunktion ? Lässt sich die SNK aus Feld- oder einfach zu bestimmenden Labordaten abschätzen ?

Während die genannten bodenkundlichen Fragen sich im Prinzip durch die Forschung klären lassen sind für die Lösung der konzeptionellen Probleme fachübergreifende Diskussionen, verbesserte Anwendungserfahrungen, rechtliche Prüfungen und behördliche Beschlüsse nötig.

Literatur

- BLOSSEY, S. & M. LEHLE (1998):** Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. Bodenschutz 3, S. 131 -138.
- GRÖNGRÖFT, A., B. HOCHFELD & G. MIEHLICH (1998):** Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 87, S. 7 -10.
- GRÖNGRÖFT, A., B. HOCHFELD & G. MIEHLICH (1999):** Bodenschutz - Bewertung von Böden. Broschüre der Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Eigenverlag, 46 S.
- GRÖNGRÖFT, A., B. HOCHFELD & G. MIEHLICH (2000):** Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Unveröff. Abschlussbericht an die Umweltbehörde der Stadt Hamburg, Teil A, Korrekturstand: Mai 2000, 91 S.
- HOLZWARTH, F., H. RADTKE, B. HILGER & G. BACHMANN (2000):** Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar, 2. Auflage Erich Schmidt Verlag, Berlin: 448 S.
- LEHLE, M., J. BLEY, E. MAYER, R. VEIT-MEYA & W. VOGL (1995):** Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungs- und Gestattungsverfahren. in: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Schriftenreihe 20/95, 34 S. und Anlagen.

Konzeption eines GIS-gestützten Modells zur Bodenbewertung für die Landschaftsplanung

Carsten Höhler

Einleitung

Der Schutz des Bodens wird als medienübergreifendes und maßgeblich den Landschaftshaushalt steuerndes Naturelement in der Landschaftsplanung auffallend vernachlässigt, obwohl er eine zentrale Bedeutung für eine Vielzahl von Ökosystemen hat. Durch die Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) ist ein verbindlicher Rahmen zum Schutz des Bodens entstanden. Für die Landschaftsplanung bedeutet dies, daß Boden gleichberechtigt, neben anderen Schutzgütern in der Landschaftsplanung zu berücksichtigen ist. Eine wesentliche Voraussetzung für die Umsetzung dieses Ziels ist eine adäquate Bewertungsmethode, mit deren Hilfe Einzelinformationen in einen aussagefähigen Gesamtzusammenhang gebracht werden können, um Schutzwürdigkeiten und -bedürftigkeiten feststellen zu können.

Bodenschutz

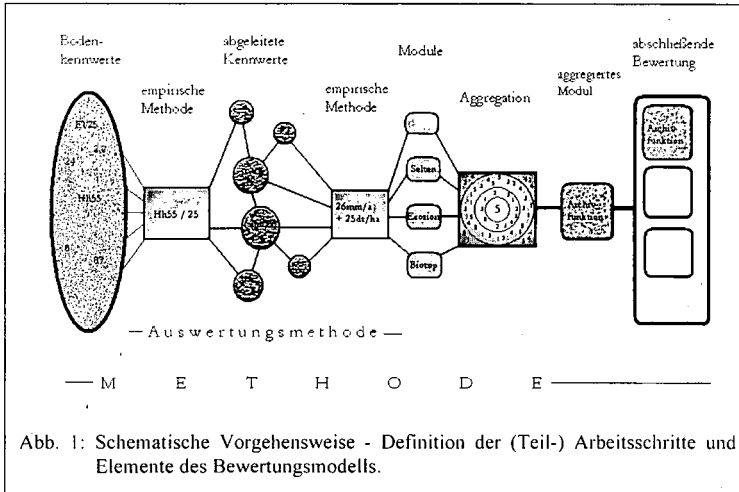
„Bodenschutz ist die Gesamtheit der bodenerhaltenden und bodengestaltenden, möglichst vernetzten öffentlichen und privaten Maßnahmen, die den Boden als Fläche, in seiner Substanz und seinen ökologischen Funktionen erhalten bzw. bestehende Belastungen verhindern oder vermindern und eine ökologisch schonende Nutzung fördern“ (MOSIMANN 1993, S. 366). BAUER et al. (1997) teilen die Thematik in die drei Teilbereiche vorsorgender, gestaltender und reparierender Bodenschutz ein.

Im Rahmen dieses Bewertungsmodells wird in erster Linie der vorsorgende Bodenschutz behandelt. Eine mögliche Schutzwürdigkeit kann sich aus einer hohen oder besonderen Leistungsfähigkeit der **Bodenfunktionen** ergeben. Eine eventuelle Schutzbedürftigkeit hingegen resultiert aus einer aktuellen **Belastung** oder einer hohen **Empfindlichkeit** eines Bodens. Werden **Belastungen** saniert, entspricht das dem reparierenden Bodenschutz. Der gestaltende Bodenschutz, der etwa im Rahmen von Bebauungsplänen vorzufinden ist, wird in diesem Bewertungsmodell nicht berücksichtigt.

Die Frage, welche Böden bzw. Bodentypen und Bodenfunktionen schützenswert bzw. schutzbedürftig sind, kann nicht pauschal und nicht mit Hilfe einer Bewertungsmethode beantwortet werden. Bewertung ist immer problemorientiert. "Wertungen sind dabei immer zielgerichtet, d. h. sie erfolgen im Hinblick auf eine bestimmte Fragestellung; es gibt keine Werte an sich" (JESSEL 1996, S. 211). Für ländliche und urbane Räume könnten beispielsweise Bodenqualitätsziele (BQZ) formuliert werden, um daraus Wertigkeiten zu entwickeln.

Systematik des Bodenbewertungsmodells

Im folgenden wird die Grundschematik eines Bodenbewertungsmodells, das für die Landschaftsplanung konzipiert wurde, dargestellt.



Das Bewertungsmodell ist schematisch nach einem Baukastenprinzip aufgebaut. Module entsprechen dabei Ergebnissen aus Auswertungsmethoden. Die Ergebnisse der Module werden in den aggregierten Modulen zusammenfassend dargestellt. Dabei fließt jeweils die höchste Wertstufe aus den Modulen in die aggregierten Module ein (siehe Abb. 1). Bewertet werden Bodenfunktionen, Empfindlichkeiten und Belastungen und im Rahmen der Archivfunktion der Boden "um seiner selbst Willen" (vgl. Tab 2).

Tab. 1: Systematik des neu konzipierten Bodenbewertungsmodells.

aggregierte Module	Module
Produktionsfunktion	← Standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotential
Regelungsfunktion	← Ausgleichsfunktion im Wasserhaushalt ← Filter- und Transformationsfunktion
Funktion als Lebensraum und Lebensgrundlage	← Lebensraumfunktion für Bodenorganismen ← Biotopentwicklungspotential
Archivfunktion	← Naturhistorische Urkunde ← Kulturhistorische Urkunde ← Seltenheit
Empfindlichkeit	← Wassererosionsempfindlichkeit ← Winderosionsempfindlichkeit ← Verdichtungsempfindlichkeit ← Verschlammungsempfindlichkeit ← Versauerungsempfindlichkeit ← Nitratauswaschungsempfindlichkeit ← Phosphatauswaschungsempfindlichkeit ← Schwermetallauswaschungsempfindlichkeit
Belastung	← Flächeninanspruchnahme ← Mechanische Belastung ← Stoffliche Belastung

Das Bewertungsmodell ist so konstruiert und aufgebaut, daß es durch Erweiterungen oder Auslassungen von Modulen, je nach Zieldefinition, Fragestellung und Planung transformiert werden kann (siehe Abb. 1). Die Bewertungsgegenstände sind in Abstimmung auf § 2 BBodSchG ausgewählt worden.

Für die in Tab. 1 genannten Module liegen bis auf die Lebensraumfunktion für Bodenorganismen in der ursprünglichen Arbeit (HÖHLER 2000) Auswertungsmethoden vor. Meist werden die Auswertungsmethoden von MÜLLER (1997) verwendet. Sie erfüllen die fachlichen und konzeptionellen Anforderungen, mußten jedoch teilweise auf die durchgängig verwendete fünfstufige Wertstufeneinteilung der Methode abgestimmt werden. Die Auswertungsmethoden sind alle auf die Datengrundlage BK25dig kartiert nach AG BODEN (1994) abgestimmt und auf dieser Datenbasis durchführbar, jedoch in diesem Rahmen nicht aufzuführen.

Tab. 2: Kurzbeschreibung der Bewertungsgegenstände.

Module	Erläuterung
Standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotential	potentielle Fruchtbarkeit für den landwirtschaftlichen Ackerbau
Ausgleichsfunktion im Wasserhaushalt	Funktion als ausgleichendes Medium im Wasserhaushalt
Filter- und Transformationsfunktion	allgemeine physiko-chemische Filtereigenschaft
Lebensraumfunktion für Bodenorganismen	Lebensraum für Fauna als eigenes Ökosystem
Biopotentialentwicklungspotential	Standort für seltene und speziell angepasste Pflanzengesellschaften
Naturhistorische Urkunde	Information über Natur- und Landschaftsgeschichte
Kulturhistorische Urkunde	Information über historische Kultur- und Bewirtschaftungsformen
Seltenheit	quantitatives Wertkriterium, Häufigkeit von Bodenausprägungen
Wassererosionsempfindlichkeit	Bodenabtrag durch Wasser
Winderosionsempfindlichkeit	Bodenabtrag durch Wind
Verdichtungsempfindlichkeit	Verminderung luftführender Poren
Verschlämmungsempfindlichkeit	Verlagerung von Partikeln in eine dichtlagernde Sedimentationsschicht
Versauerungsempfindlichkeit	Absenken des pH-Wertes
Nitratauswaschungsempfindlichkeit	Verlagerung von Nitrat in das Grundwasser
Phosphatauswaschungsempfindlichkeit	Verlagerung von Phosphat in das Grundwasser
Schwermetallauswaschungsempfindlichkeit	Verlagerung von Schwermetallen in das Grundwasser
Flächeninanspruchnahme	Schädigung durch Überbauung
Mechanische Belastung	Schädigung der Bodenstruktur
Stoffliche Belastung	Schädigung durch Schadstoffeintrag

Schlußfolgerung

Die Anwendbarkeit unter Einsatz von GIS wurde am Beispiel des Landkreises Osnabrück geprüft. Es wurde festgestellt, daß die Ergebnisse einen wertvollen Beitrag für planerische Aussagen liefern können. Wesentlich ist, daß auch dann Wertigkeiten bzw. Qualitäten und Defizite aufgezeigt werden können, wenn gegenwärtig aufgrund der Nutzung keine realen Wertigkeiten aus den Ergebnissen von Bewertungen der Flora und Fauna vorhanden sind (Potentialansatz). Aus diesen Potentialen wiederum können Nutzungsvorschläge folgen, so daß ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung als langfristiges Ziel abgeleitet werden kann.

Weiter ist das Bewertungsmodell transparent aufgebaut und durch die themenbezogene Aggregation der Module kommt es zu keiner Vermischung unterschiedlicher Kernaussagen der Endergebnisse. Außerdem ist durch den themenbezogenen Aufbau eine Kooperation und Abstimmung mit anderen auf den Raum bezogenen Interessen realisierbar und die Grundsystematik für verschiedene Planungsräume und -ebenen einsetzbar.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sind die Eingangsdaten zu berücksichtigen, um den Bewertungsgegenstand genau definieren zu können. Die Ergebnisse aus Bewertungen sollten weiter immer kritisch betrachtet werden, da die komplexen Zusammenhänge in der Natur nie vollständig erfaßt werden können.

Zusammenfassung

Boden ist ein sehr komplexes Medium - die Übergänge zu anderen Naturgütern sind fließend und die ökologischen Vernetzungen vielfältig -, was die Bemühungen um Schutz erschwert. Daneben gibt es keine allgemeingültigen Wertigkeiten. Schutzwürdigkeiten bzw. -bedürftigkeiten müssen aus übergeordneten oder aus den für einen Planungsraum erarbeiteten Zielen abgeleitet werden.

Untersucht man das Schutzgut Boden, so wird deutlich, daß sowohl aus rechtlicher Sicht als auch aus der allgemeinen Sicht der Bodenkunde Boden als Materie selbst weitestgehend nicht relevant ist. Vielmehr sind es seine Funktionen, die er für den Landschaftshaushalt erfüllt, welche im Vordergrund des Interesses stehen.

Mit Hilfe des neu konzipierten Bewertungsmodells sollen die komplizierten Sachverhalte erfaßt und in einen aussagefähigen Gesamtzusammenhang gebracht werden. Die Grundsystematik ist kooperativ handhabbar und durch Schwerpunktbildung für verschiedene Planungsräume transformierbar. Aus den Ergebnissen im Rahmen der Anwendung auf den Landkreis Osnabrück wird deutlich, daß die Bewertungsmethode einen wertvollen Beitrag zur Verfolgung von integrativen Strategien zur standortgerechten Bodennutzung leisten kann.

Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.). Hannover.
- BAUER, A., BERGER, C. & STOCK, P. (1997): Bodenschutz in der Planungspraxis - dargestellt am Beispiel des Umlandverbandes Frankfurt. Naturschutz und Landschaftsplanung 29. (9), 282 - 288.
- HÖHLER, C. (2000): Bodenschutz in der Landschaftsplanung - Analyse vorhandener Methoden, Entwicklung und Anwendung eines GIS-gestützten Bewertungsmodells am Beispiel des Landkreises Osnabrück. Diplomarbeit (unveröff.). Fachhochschule Osnabrück, Fachbereich Landschaftsarchitektur, Osnabrück.
- JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen. Naturschutz und Landschaftsplanung 28, (7), 211 - 216.
- MOSIMANN, T. (1993): Bodenschutzkonzepte. Geographische Rundschau 45, (6), 366 - 373.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). 6. Aufl. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB) (Hrsg.). Hannover.

**Die Bodenschätzung der Finanzbehörden:
Aktueller Stand und Nutzungsmöglichkeiten für den Pedotopschutz in der Stadt**

von

B. Keil

Das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) vom 16. Oktober 1934 bildet die Grundlage für die Bodenschätzung, die nunmehr seit mehr als 65 Jahren unverändert durchgeführt wird. Von Anfang an stand neben der Verwendung für den Zweck einer gerechten Verteilung der Steuern, die planvolle Gestaltung der Bodennutzung (§ 1 BodSchätzG) im Vordergrund. Die Bodenschätzung ist derzeit die einzige flächendeckend vorliegende Datengrundlage für die landwirtschaftliche Nutzfläche.

Darstellung der Bodenschätzung

Die Bodenschätzung wurde im Rahmen der Neuordnung der Finanzverwaltung nach dem 1. Weltkrieg entwickelt und gesetzlich verankert. Sie wird ausführlich in der einschlägig bekannten Literatur beschrieben. Es handelt sich bei der Bodenschätzung um ein vergleichendes Verfahren, bei dem aus ökonomischer Sicht der Ertragswert (kapitalisierter Reinertrag) eine besondere Bedeutung spielt. Dies hat seinen Niederschlag in der Konzeption von Acker- und Grünlandschätzungsrahmen gefunden.

In der Bodenschätzung hat der bodenkundliche Kenntnisstand der damaligen Zeit Eingang gefunden, soweit er für die praktische Bewertungsarbeit von Bedeutung war. Dies gilt insbesondere beim Acker für das Konzept der Zustandsstufe (bzw. beim Grünland der Bodenstufe), die als wesentliche Philosophie der Bodenschätzung angesehen werden kann. In der Zustandsstufe werden die Entwicklungs- bzw. Alterungsstufen des Bodens erfasst. Neben dieser Größe werden beim Acker Bodenart und Entstehung, beim Grünland Bodenart, Wasserstufe und Klima berücksichtigt, um eine Bodenklasse zu bilden. Innerhalb der Bodenklasse wird eine Wertzahl (Boden- bzw. Grünlandgrundzahl) vergeben, die durch Ab- bzw. Zurechnungen zur Acker- bzw. Grünlandzahl führt (z.B. beim Acker L 3 L 5 78/76, beim Grünland L I a 2 68/67). Die Bodenschätzung zeichnet sich durch eine hohe Kontinuität und Gleichmäßigkeit aus. So ist die Nomenklatur von Anfang an unverändert geblieben, wodurch sich je nach Sichtweise eine Reihe von Vorteilen (z.B. Vergleichbarkeit der Daten über lange Zeiträume), aber auch von Nachteilen (z.B. unterschiedliche Ansprache der Bodenart im Vergleich mit der Bodenkundlichen Kartieranleitung) ergeben.

Organisatorisch wird die Bodenschätzung vom Bundesminister der Finanzen geleitet. Oberstes Gremium der Bodenschätzung ist der Schätzungsbeirat (Landwirtschaftliche Abteilung des Bewertungsbeirates). Er führt die Schätzung ausgewählter Bodenflächen als Musterstücke in Wahrnehmung der Befugnisse des ehemaligen Reichsschätzungsbeirates weiter. In den einzelnen Bundesländern wird die Bodenschätzung von dem Leitenden Landwirt der jeweiligen Oberfinanzdirektion koordiniert und beaufsichtigt. Auf unterster Ebene wird die praktische Bodenschätzung vom Schätzungsausschuss des Finanzamtes durchgeführt. Neben dem Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) sind dort ehrenamtliche landwirtschaftliche Sachverständige (eLS) tätig. Diese ehrenamtliche Sachverständige sind in der Regel Landwirtschaftsmeister und werden von der Finanzverwaltung selbst für die Durchführung der Bodenschätzung ausgebildet. So sind in Hessen zur Zeit 21 ALS und ca. 95 eLS mit der Bodenschätzung beauftragt. Es werden jährlich 2-3% der landwirtschaftlichen Nutzfläche nachgeschätzt.

Oberfinanzdirektion Frankfurt am Main
Landwirtschaftliches Fachreferat - Bodenschätzung (Steuerabteilung)
Adickesallee 32
60322 Frankfurt am Main

Bei der praktischen Bodenschätzung wird je nach Relief und Bodenverhältnissen in einem Raster von 30 mal 40 Meter bis zu einer Tiefe von 1 Meter mittels Pürckhauer-Bohrstock systematisch gebohrt. Die Ergebnisse werden in einer Feldschätzungskarte und in einem Feldschätzungsbuch festgehalten. Gleichartige Bohrungen werden flächenhaft zu einer Bodenklasse zusammengefasst. Zu jeder Bodenklasse wird ein sogenanntes bestimmendes Grabbloch (Profilbeschreibung) angelegt. Die Flächendaten (Klassenflächen, Klassenabschnittsflächen und Sonderflächen) der Feldschätzungskarte werden im Innendienst in die Schätzungsurkarte übernommen. Die Punktdaten aus dem Feldschätzungsbuch gehen ins Acker- bzw. Grünlandschätzungsbuch ein. Zunehmend erfolgt die Übernahme der Daten auch in digitaler Form (siehe weiter unten). Die Katasterverwaltung hat den gesetzlichen Auftrag nach dem Bodenschätzungsgesetz die Ergebnisse der Bodenschätzung ins Kataster zu übernehmen.

Eine wesentliche Ursache für die heute noch hohe Aussagekraft der Bodenschätzung liegt darin begründet, dass eine enge Korrelation zwischen der Wertzahlen der Bodenschätzung und der nutzbaren Wasserkapazität (nFK) im durchwurzelbaren Bodenraum besteht. Mittels Bodenart und Zustandsstufe (bzw. Bodenstufe) wurde dieser Zusammenhang intuitiv erfasst. Die aus landwirtschaftlicher Sicht hochwertigen Böden zeichnen sich in der Regel durch ein hohes Speichervermögen für pflanzenverfügbares Wasser aus. Sie haben bei der Bodenschätzung Wertzahlen zwischen 70 und 100 erhalten.

Aktuelle Entwicklungen im Bereich der Bodenschätzung

Die Umweltminister-, Innenminister- und Finanzministerkonferenz haben in den Jahren 1993 und 1994 beschlossen, die Bodenschätzung verstärkt auch für nichtsteuerliche Zwecke (z.B. zum Aufbau von Bodeninformationssystemen) zu nutzen. Vor allem wurde auch die Digitalisierung der Bodenschätzungsdaten als eine wichtige Aufgabe angesprochen. Es wurde auch seitens der Umweltministerkonferenz daraufhingewiesen, dass Bodenschätzungsdaten für Flächen, die früher landwirtschaftlich genutzt waren und heute überbaut sind, im Interesse des Bodenschutzes im Siedlungsbereich für die Bodeninformationssysteme erschlossen werden sollen. Diese Beschlüsse werden zur Zeit umgesetzt. Durch die Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetz wird dem Boden eine hohe Bedeutung zugemessen. Besonders für Planungszwecke gewinnen daher die großmaßstäbige vorliegende Ergebnisse der Bodenschätzung weiter an Bedeutung.

Die Musterstücke der Bodenschätzung stehen im Programm MUSTER digital zur Verfügung. Neben der genauen Kennzeichnung der Profile hinsichtlich ihrer Lage und Bodenklasse wird eine genaue Profilbeschreibung nach der Nomenklatur der Bodenschätzung vorgenommen. Die Angaben werden durch ausführliche Analysedaten ergänzt. Das Programm kann beim Bundesministerium der Finanzen angefordert werden.

Das Programm zur digitalen Erfassung der Feldschätzungsbücher (Programm FESCH) wurde von einer bundesweiten Arbeitsgruppe in Zusammenarbeit mit der Firma ILMCAD (Sitz in Illmenau, Thüringen) entwickelt. Das Programm baut u.a. auf den Erkenntnissen auf, die bei der Digitalisierung mittels des Programms BWBO (BewertungBodenschätzung) der Firma Eibner (Freiburg) gewonnen werden konnten. Das Programm wird ab dem Jahr 2000 bundesweit eingesetzt mit Ausnahme von Niedersachsen. Niedersachsen hat bereits ab Mitte der 80er Jahre mit einem Großrechnerverfahren begonnen die Bodenschätzung zu digitalisieren und in dieser Hinsicht eine Vorreiterrolle gespielt.

Die Daten der Feldschätzungsbücher werden durch die Finanzverwaltung, teils auch im Zusammenhang mit Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen (ABM) erfasst. Die Digitalisierung des Kartenmaterials im Rahmen der Automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) ist dagegen Aufgabe der Katasterverwaltung. In den einzelnen Bundesländern bestehen zur Zeit unterschiedliche Ansätze diese Aufgabe zu lösen. Dies geschieht häufig in enger Zusammenarbeit zwischen Finanzverwaltung, Katasterverwaltung und den Geologischen Landesämtern. Einzelne Bundesländern (z.B. Thüringen) setzen bereits im Gelände das globale Positionierungssystem GPS ein und besitzen auch ein eigenes Geographisches Informationssystem (GIS). Es kann davon ausgegangen werden, daß mittel- bis langfristig in allen

Bundesländern die Bodenschätzung mittels GIS in der Finanzverwaltung selbst geführt, die Daten Eingang in die ALK der Katasterverwaltung und das Bodeninformationssystem (BIS) der geologischen Landesämter finden wird.

Der Schätzungsbeirat beim BMF hat sich in den 90er Jahren intensiv der Betreuung der Bodenschätzung in den neuen Bundesländern durch Neuanlage von Musterstücken gewidmet. Derzeit werden weitere Bereisungen auch in den alten Bundesländern zwischen dem BMF und den Leitenden Landwirten der Oberfinanzdirektionen abgestimmt und geplant. Außerdem wird über eine Überarbeitung des Bodenschätzungsgesetzes in seiner jetzigen Form nachgedacht. Dabei ist jedoch geplant die Bodenschätzung an sich unverändert in der jetzigen Form weiterzuführen. So wird jedoch etwa der Bezug zum Bodenschutz gesetzlich verankert werden.

Die Daten der Bodenschätzung können vielfältig genutzt werden. So dienen z.B. Musterstücke gleichzeitig als Dauerbeobachtungsflächen im Bundesland Hessen. Auch für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung bietet sich eine Nutzung der Bodenschätzung an.

Beim Pedotopschutz in der Stadt bestehen zwei Problemfelder. Einerseits, wie können Pedotope in der Stadt selbst bewertet und gegebenenfalls geschützt werden. Andererseits, wie kann der Boden bei anstehenden Planungen, wenn „die Stadt das Umland frißt“, angemessen berücksichtigt werden. Im letzteren Fall werden meist landwirtschaftlich genutzte Flächen in Anspruch genommen, die von der Bodenschätzung bereits bewertet sind.

Verwendung der Bodenschätzung beim Pedotopschutz in der Stadt

Die Bodenschätzung wird auch für längere Zeit, die einzige flächendeckend vorliegende, großmaßstäbige und parzellenscharfe Kartierung der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche Deutschlands bleiben. Die Daten der Bodenschätzung werden durch sogenannte Nachschätzungen ständig aktuell gehalten. Die ungebrochene Kontinuität und die hochgradige Einheitlichkeit bzw. Gleichmäßigkeit sind dabei wichtige Qualitätskriterien.

Bei der Planung von Neubaugebieten werden in der Regel Flächen in Anspruch genommen, die bodengeschätzt sind. Nach entsprechender Ausweisung der Flächen in Bebauungsplänen wird aufgrund rechtlicher Vorgaben von Amtswegen die Bodenschätzung aus dem aktuellen Liegenschaftskataster der Katasterverwaltung herausgenommen. Die Bodenschätzung kann für solche Flächen aus den Unterlagen der Finanzverwaltung jedoch noch rekapituliert bzw. verfügbar gemacht werden. Schließlich gelangen die Daten (Schätzungsbücher, Schätzungsurkarten) ins Staatsarchiv, von wo - mit vergleichsweise hohem Aufwand - ebenfalls die Daten noch gewonnen werden können. Dies gilt auch für ältere Baugebiete.

Die Verfügbarkeit der Bodenschätzungsdaten (Punkt- und Flächendaten) wird sich durch die digitale Bereitstellung der Daten auch für den Pedotopschutz in der Stadt stark verbessern. Derzeit werden in vielen Bundesländern durch entsprechende Anstrengungen die Voraussetzungen dafür geschaffen und zwar im Sinne der Beschlüsse der Umweltminister-, Innenminister – und Finanzministerkonferenzen von 1993 bzw. 1994, wie oben bereits dargelegt wurde. In den einzelnen Bundesländern sollte darauf hingewiesen werden, dass auch die Bodenschätzungsdaten für Flächen, die früher landwirtschaftlich genutzt waren und heute überbaut sind, im Interesse des Bodenschutzes im Siedlungsbereich für die Bodeninformationssysteme der Länder erschlossen werden.

Die Bodenschätzung eignet sich gut dazu im nichtsteuerlichen Bereich, etwa beim Bodenschutz, verwendet zu werden. So besteht beispielsweise ein enger Zusammenhang zwischen der nFK im Wurzelraum und der Bodenzahl, auf die weiter oben bereits hingewiesen wurde. Daraus können wichtige Parameter des Bodenwasserhaushaltes abgeleitet werden. So wurde in einem Projekt in Rheinland-Pfalz zwischen dem Landesamt für Wasserwirtschaft und dem Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen die Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Flächenversickerung von Niederschlagswasser in einem geplanten Baugebiet

untersucht. Dabei wurde betont, dass auch bei fortgeschrittener Automatisierung der Bodenschätzungsdaten die Bearbeitung nur von bodenkundlich geschultem Fachpersonal durchgeführt werden sollte.

Die bisherigen Erfahrungen (z.B. im Rahmen von Diplomarbeiten, Arbeiten von Ingenieurbüros) zeigen, dass die Bodenschätzung eine wichtige arbeits erleichternde Datenquelle für die Praxis im Boden- und Gewässerschutz darstellt. Insbesondere kann der Kartieraufwand erheblich reduziert werden. Sie sollte deshalb sinnvoll bei der Bodenschutzplanung berücksichtigt werden.

Der Kontakt zwischen den Bodenschätzern und den Bodenkundler ist ein wichtiger Aspekt, der nicht genug betont werden kann. Häufig kennen die Bodenschätzer heute nicht die moderne Bodenansprache nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung. Aber ebenso häufig kennen die Bodenkundler nicht mehr die Bodenschätzung. So kommen häufig gravierende Fehler bei der Aufbereitung der Bodenschätzungsdaten vor, wenn nicht Rücksprache mit den Bodenschätzern gesucht wird. So wird häufig die Auswertung des Klassenzeichens der Bodenschätzung überstrapaziert. So kann aus der Bodenart nach Bodenschätzung nicht einfach auf die Bodenart des Feinbodens geschlossen werden. In der Bodenart wird bei der Bodenschätzung der Gesamtcharakter von Fein- und Grobboden zusammengefasst. Der SL-Boden (stark sandiger Lehm) kann also ein schluffreicher Feinboden („feinsandiger Lehm“) mit entsprechendem Skelettgehalt („stark steinig, stark grusig“) sein. Es ist zu begrüßen, dass sich Bodenkundler und Bodenschätzer aufeinander zu bewegen und gemeinsam voneinander lernen. Kontakte vor Ort, Fachtagungen und gemeinsame Geländetermine (z.B. Musterstück- und Vergleichsstück-Besichtigungen) stellen eine wertvolle Hilfe dar, um die Bodenschätzung, ihre Stärken und ihre Schwächen, besser kennen zu lernen. So können für komplexe Fragenstellungen wichtige Informationen gewonnen werden, um die Nomenklatur der Bodenschätzung regionalbezogen zu übersetzen. Gute Erfahrungen konnten auch damit gewonnen werden, daß z.B. Vertreter der Kommunen bzw. Städte bei Einleitungsterminen der Bodenschätzung vor Ort beteiligt wurden.

Die Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) beschäftigen sich nicht nur mit der Bodenschätzung. Ein Großteil der ALS ist auch Mitglied im Gutachterausschuss und besitzt somit auch Einblick in die Bewertung von Flächen, die eine entsprechende baurechtliche Qualität erreicht haben. Es besteht oft der Eindruck, dass bei städtebaulichen Planungen der Boden, so wie ihn der Bodenkundler oder der Landwirt sieht, nur von untergeordneter Bedeutung ist. So wird der Verkehrswert von Flächen nach wie vor maßgeblich von anderen Kriterien bestimmt als von bodenkundlichen - oder ökologischen Parametern.

Die Bodenschätzung wird auch in Zukunft einen hohen Stellenwert als eine Methode der Bodenbewertung besitzen. Sie hat vielfältige Anwendungsfelder: der steuerliche Bereich, die landwirtschaftliche Praxis (z.B. teilflächenspezifische Bewirtschaftung) und auch die Bodenschutzplanung und vielleicht kann sie auch in Zukunft einen gewissen Beitrag zum Pedotopschutz in der Stadt liefern, insbesondere wenn „die Stadt das Umland“ frißt

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**Exkursionsführer und Referate zum Symposium der Kom. V zum Thema
„Comparison of Polish and German Soil Classification Systems for Soil Carto
graphy of the Mountain and Sub Mountain Areas“
05. bis 08. Juni 2000 in Lagow und Görlitz**

Band 93

2000

VORWORT

Vom 05. – 08. Juni 2000 fand in Lagow (Polen) und Görlitz ein internationales Symposium mit Exkursion unter dem Titel „Comparison of Polish and German soil classification systems for soil cartography of the mountain and submountain areas“ statt. Eingeladen hierzu hatten die Kommissionen für Bodengenetik, Klassifikation und Kartierung der Deutschen und Polnischen Bodenkundlichen Gesellschaften.

Fünfzig Bodenkundler aus Polen, Italien, der Tschechei und aus Deutschland trafen sich zu einem intensiven Meinungsaustausch. Ziel der Veranstaltung war

- eine vergleichbare Ansprache der Böden,
- eine Parallelisierung der deutschen und polnischen Nomenklatur und Systematik,
- der Abgleich mit der FAO Systematik bzw. „World Reference Base for Soil Resources (WRB)“ und schließlich
- die Erarbeitung einer regelbasierten Methode zur systematischen Ableitung von Bodengesellschaften.

Die gemeinsamen Diskussionen und die grenzübergreifenden Exkursionen waren die Fortsetzung der schon bestehenden guten Beziehungen mit den polnischen Kollegen.

Aus Sicht der Kommission V der DBG war dieses in großer Freundschaft verlaufene Treffen nicht nur fachlich befruchtend, sondern die Grundlage einer weiteren engen und konstruktiven Zusammenarbeit. Beide Kommissionen haben für die Zukunft folgende Ziele vereinbart:

1. ein Symposium mit Exkursionen über Bodengesellschaften abzuhalten,
2. einen Workshop zur Bodenansprache und –klassierung mittels internationaler Methoden für junge Bodenkundler durchzuführen und
3. Möglichkeiten einer gemeinsamen Erstellung von Bodenkarten weiter zu verfolgen.

Die Vorbereitung der Exkursion wurde in hervorragender Weise von den Bodenkartierern des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie durchgeführt. Hier nochmals herzlichsten Dank.

Herbert Sponagel

The 1:200,000 Soil Map of Germany and the related Soil Information System (SIS)

Reinhard Hartwich

Organisation of soil mapping in Germany

In Germany, soil surveying is influenced by the federal character of the republic. The geological surveys of the component states of Germany are responsible for soil mapping and publishing of soil maps at medium and small scales. According to a list, compiled by Zitzmann (1994), in the beginning of the nineties there were the following official soil maps in Germany (Table 1):

Table 1: Soil maps in Germany

At medium and small scales		At large and medium scales	
Scale	Number of soil maps	Scale	Number of soil maps
1 : 200,000	- 16	1 : 5,000	- about 1,100
1 : 250,000	- 1	1 : 10,20,000	- „ 70
1 : 300,000	- 3	1 : 25,000	- „ 400
1 : 400,000	- 2	1 : 50,000	- „ 250
1 : 500,000	- 11	1 : 75,000	- „ 2
1 : 600,000	- 2	1 : 100,000	- „ 30
1 : 750,000	- 6		
1 : 1,000,000	- 4		
1 : 2,000,000	- 3		

Although the number of soil maps meanwhile has increased by a few medium scaled maps - especially from Baden-Wuerttemberg (Rilling & Waldmann, 1993) and the East German states (Laender) - the availability of soil maps at identical scales up to now is not satisfactory facing the national requirement. Moreover, all these maps are elaborated by different methods and, therefore, presenting varying soil parameters. To solve this problem, a few years ago the state soil surveys and the national soil survey of the Federal Institut for Geosciences and Natutral Ressources (BGR) have startet a programme to compile and publish a nationwide 1:200,000 soil map of Germany (Finnern, 1993). The compilation of such a common 1:200,000 soil map was also a request of the Department of Environment of the Federal Government, because soil protection on national level requires harmonized information and comparable soil data . The methods used for the evaluation of soil data were documented by Hennings (1994).

For the preparation of the new 1:200,000 soil map a very close co-operation among the single soil surveys is necessary. In practice the co-operation is realized by working groups. The most important working group consist of the heads of each state soil survey and the national soil survey of the BGR. This body of experts, set up for the co-operation in all matters concerning the pedological work of the individual states (as soil mapping and soil information systems), had decided as well on structure and contents of the 1:200,000 soil map as on the corresponding database. This group of experts meets twice a year for the exchange of information about the state of progress on the map and on the database. The varied working steps connected with the elaboration of the 1:200,000 soil map require also a good co-ordination, which is realized by BGR.

Basic documents of the 1:200,000 soil map

Prerequisite for a common soil map and its related database are standardized guidelines for map design, for structure and contents of the legend as well for the description of the soil parameters. For that purpose several papers were elaborated from the working groups mentioned above:

- German Soil Mapping Guide,
- Guidance for the elaboration of the 1:200,000 soil map,
- Rules and methods for standardized soil descriptions, and for the aggregation and generalization of mapping units,
- General Legend of the soil mapping units.

The **German Soil Mapping Guide** (AG Boden,1994) includes the German soil taxonomy as well as all data keys, symbols and all parameters used in soil mapping and site description. To ensure that the soil surveys describe similar soil units on the 1:200,000 map in a comparable way, this guide also contains a framework legend with seven hierarchic levels (aggregation stages) for a systematic combination of soil map units (SMUs) which can be represented on soil maps at different scales (Table 2).

Table 2: Hierarchic aggregation stages represented on soil maps
(very simplified scheme)

Aggregation stages of different levels	way of delimitation	application scales
1. homogeneous soil bodies	mapping in the field	> 1 : 10,000
2. associations of similar soil bodies	mapping predominantly in the field	up to 1 : 50,000
3. associations of dominant soils with associated soils	elaboration of draft maps, ckecking in the field and mapping where necessary	up to 1 : 200,000
4. associations of dominant soils	derived from other larger scaled maps	up to 1 : 1,000,000
5. smaller soil landscapes	derived from medium or small scaled soil maps, from geological-morphological maps, and climatic maps or vegetation maps	< 1 : 1,000,000
6. main soilscapes	derived from small scaled soil maps, from medium or small scaled geological-morphological maps	< 1 : 1,000,000
7. soil regions	predominantly derived from geological maps and climatic maps	< 1 : 5,000,000

For the preparation of the 1:200,000 soil map the aggregation stages 7, 6 and 3 are important because the soil typological units (STUs) are described on the aggregation level 3 as dominant soils with associated soils, and the aggregation levels 7 and 6 (soil regions and main soilscapes) form the basis for the structure as well for the legend of the map as for the database.

Twelve soil regions and 38 main soilscapes are described in the German Soil Mapping Guide. Some examples for the soil regions and soilscapes in Germany are shown in Table 3.

Table 3: Examples for the soil regions and main soilscapes of Germany

Soil Regions	Soilscapes
- Holocene coastal plains	- Tidal-flat areas of the North Sea coast - Marschland and bog soils of the coastal area - Estuary areas
- Major fluvial plains	- Flood plains and lower terraces - Older terraces
- Glacial drift areas	- Loamy ground and end moraines in Northern Germany - Sandy glacial deposits in Northern Germany - Moraine deposits in the foreland of the Alps - Lowlands and ice marginal valleys
- Loess and sandy loess areas	- Foreland of the loess areas with thin loess cover - Loess areas („Boerden“) - Loess covered mountainous areas
- Mountain and hill areas with different parent materials, their weathering products, and redeposited material	- Mountain and hill areas with predominantly calcareous sedimentary rocks (limestone, marlstone) - Mountain and hill areas with predominantly non-calcareous sedimentary rocks (sandstone, siltstone, claystone) - Mountain and hill areas with predominantly volcanic rocks - Mountain and hill areas with predominantly magmatic and metamorphic rocks
- The Alps	- Flysch and molasse of the Pre-Alps - Calcareous rocks of the Alps - Silicate rocks, sandstones and marlstones of the Alps

Very important for the soil description of the 1:200,000 soil map is another table of the Soil Mapping Guide which shows the proportion of the soils in a certain area. These proportions can be differentiated by six classes (Table 4).

Table 4: Proportion of the area covered by a soil unit

Name of the class	Proportion (%)
rare	< 10
less spreaded	10 - 30
wide spreaded	30 - 50
dominant	50 - 70
highly dominant	70 - 90
nearly exclusive	> 90

The **Guidance for the elaboration of the 1:200,000 soil map** (Hartwich et al., 1995) contains

- schedules for the working cycle,
- forms and tables for the description of the soil mapping units.

- instructions how to fill in the data in the columns,
- notes about the legend,
- rules for the arrangement of the map sheet.

Moreover, it defines the criteria for the mapping objectives, e.g. the minimum size for a polygon (100 hectares), minimum distance between two arcs (2 mm), etc.

When drafting the 1:200,000 soil map, soil scientists have to ensure that landscapes of similar soil forming factors have similar soil inventories. How we delimitate comparable SMUs is described in the **rules and methods for soil descriptions and for aggregation of mapping units** (Altermann, 1995, Schmidt, 1995, Billen et al., 1997, Schmidt et al. 1997). These guidelines include information about the regional assignment of soil associations and serve for check up whether all soil parameters are evaluated in the same way: e.g., do we find comparable soils combined in a mapping unit? Are the delimitations realized according to the same criteria? To achieve these aims the documents propose the following working steps:

- i) Definition of soilscapes with comparable soil associations. Connected with it is a determination and a comparison of such soil parameters as parent material, water conditions, relief, land use, etc.
- ii) Determination of the typical soils of the landscapes and, therefore, a regional assignment of the soil associations,
- iii) Delimitation of the area covered by a defined soil association and check up how it is spreaded in the landscape,
- iv) Determination of characteristic reference profiles for the dominant soils and check up of the profil data.

For many landscapes of Germany the occurring soil associations are already well known. Therefore, it was possible to produce a first version of a **General Legend of the soil mapping units**. This General Legend shows the links between soil landscapes with special parent material and water conditions or a typical relief and the soil associations resulting from these soil forming factors. The soil mapping units (SMUs) of the 1:200,000 soil map in general are composed of soil typological units (STUs) and subtypes of parent material. As mentioned above, the STUs corresponds with the soil associations of the aggregation level 3 (dominant soils with associated soils) whereas, the parent material information are genetic or lithological subdivisions of parent material types (e.g. weathering products of marly limestone mixed with loess).

All soil mapping units, which are stated in the General Legend, are described considering dominant soils and associated soils, parent material, soil texture and the proportion of the area covered by a soil unit. An example for the description of a soil mapping unit is given below. It consist of a short text, where the most important expressions are characterized in bold letters, and a second part with significant symbols from the database. The information stated by symbols are more detailed than the information in the text part.

Dominant Calcaric Regosol to Rendzic Leptosol,
less spreaded Calcaric Cambisol from clayey loess
with gravels, overlying redeposited loamy and clayey
material derived from **limestone weathering**

4 RZn, RRn; 2 BBc: p-(z,n)t^δ / pfl-(z,n)l, pfl-(z,n)l^(^k)

The SMUs are grouped as well in the legend of the map as in the database to the corresponding soil regions and soilscapes. The structure of the General Legend corresponds with the list of soil regions and soilscapes given in the German Soil Mapping Guide (see Table 3). The soil mapping units are assigned to these landscape areas following the German soil taxonomy

which prescribes that the soils have to be arranged according to the soil development (from the less developed to the more developed soils) and, to the hydromorphic conditions (from the dry, non-hydromorphic soils to the wet, hydromorphic soils).

The structure of the 1:200,000 soil map

The 1:200,000 soil map of Germany is compiled and published by the Federal Institut for Geosciences and Natural Ressources (BGR) in co-operation with the geological surveys of the component states. The compilation is a teamwork with special duties for each partner, e.g.: the pedological data as well for the printed map as for the database are provided by the federal states but editing, cartographic work and preparation for printing is done by the BGR.

The main part of the map sheet takes up the soil map with the single SMUs, but the printed map sheet consist of many other components, e.g.:

- title with names of the publishing instutions
- names of compilers and editors
- name and number of the map sheet
- names of GIS-elaborators and cartographers
- legend of the map
- topographic base
- scalebar
- quotation of the map
- extra map „soil regions“
- extra map „soilscapes“
- extra map „data basis“
- extra map „state of elaboration“

In general, a lot of pedological information can already be selected from the map, but nowadays the related soil database provides more detailed data.

The 1:200,000 soil map related database

The database of the 1:200,000 soil map (Krug & Kleemann, 1998) is a part of the spatial database of the soil information system of the BGR (FISBo BGR). According to the above mentioned procedure the data come from the federal states of Germany. These are data of different origin, e.g. data investigated in the field or derived from large scaled soil maps, estimated data by expert knowledge or by using statistical methods, measured data of individual soil profiles which are considered representative for a Soil Mapping Unit. All these data will be stored and maintained in a relational database and managed by the database system ORACLE.

At the moment, during the test period, the database system MS Access is used. The structure of the database is consistent with the structure of the General Legend of the 1:200,000 soil map.

The data columns are organized by four hierarchic levels:

- The first level contains the soil geographical data with columns for the description of the soil regions, the soilscapes and the smaller soil landscapes. The data of level two will be assigned to these soil geographic units.
- The second level is characterized by data for the spatial organization of soils in the soil mapping units. A general description of the soil mapping units is indicated and the associations of dominant soils with associated soils are registered here.
- The data columns of the third level gives information of the local soil parameters represented by individual profiles. There are stated e.g. the local sequences of parent material, soil texture or depth of water table.
- In level four the data related to the horizons or layers are listed, e.g. symbols of the horizons, content of carbonate or organic matter.

In practice, for the 1:200,000 soil map the data input can start with the soil geographical units because the soilscape and soil regions of Germany are already defined. But, data collection starts in general with lower levels and later aggregation lead to the higher levels. To fill in the data in the appropriate columns of the database a lot of masks, or forms, can be opened and the input take place corresponding to data availability or data supply by the federal states. The main form, or front mask, serves to open the forms for the soil geographical data, the General Legend and the soil mapping units. On the other hand these forms can be opened as well and forms appear for parent material, soil types and other parameters.

The database contains 42 different parameters for soil description but, being many parameters used at different levels and numerous combinations possible, more than one hundred columns are present in the database. Most of the parameters belong to the soil profiles and offer representative information about horizons and layers. These basic parameters are predominantly related to the pedogenetic and geogenetic characteristics of the soils but also to relief and water conditions. For the preparation of the 1:200,000 soil map many database columns do not contain the real numerical data but the information are arranged in classes. This facilitates the comparison of the data which are acquired by different methods.

State of completion

After the basic documents were finished off, in 1997 publishing of soil maps has started with the map sheet Munich. Since 1998 the production of draft maps was intensified by the geological surveys of the federal states and, up to now six map sheets are printed. At this moment the BGR is preparing three further map sheets for editing. Most geological surveys already possess the basic data necessary for preparing the 1:200,000 soil map and, therefore, the compilation of the maps makes rapid progress. Some federal states have the purpose to finish soil mapping at scale 1:200,000 up to the end of this year 2000.

As mentioned above, the common database is available for all geological surveys of Germany. This database belonging to the 1:200,000 soil map will be filled in the same quickness as the print makes progress. Now, the data of seven map sheets are feeded into the database. After translation into the regulations of the "Georeferenced Soil Database for Europe – Manual of Procedures" (Finke et al., 1998) these data can be used for the new European 1:250,000 soil database as well.

Summary

For nationwide questions concerning soil and environment protection the national soil survey and the state soil surveys of Germany have started the publication of a 1:200,000 soil map. The compilation of this map is carried out digitally and follows standardized guidelines and methods. Structure and content of the legend but also the delimitation of the soil mapping units are defined in these documents. The represented soil associations form an extract of a relational database belonging to the map. This database includes 42 parameters suitable for soil description at different hierarchic levels and necessary for the pedogenetic and geogenetic characterization of spatial soil units. The database can be used for the preparation of the European 1:250,000 soil map as well.

References

AG Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, - 4. Auflage, 392 S., Hannover

- Altermann, M. (1995): Anwendung der Zuordnungsregeln zu den Legendeneinheiten der BUEK 200 am Beispiel des Schwarzerdegebiets Mitteldeutschlands, - BGR-Bericht, 95 S., Halle/S. - Hannover,
- Billen, N., Stasch, D., Stahr, K. (1997): Zuordnungsregeln für Festgesteinsböden und Flußlandschaften Sueddeutschlands, - BGR-Bericht, 115 S., Stuttgart - Hannover
- Finke, P.A., Hartwich, R., Dudal, R., Ibanez, J.J., Jamagne, M., King, D., Montanarella, L., Yassoglou, N. (1998): Georeferenced Soil database for Europe – Manual of Procedures, Version 1.0, - European Soil Bureau Research Report No. 5 (EUR 18092 EN). Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg (L).
- Finnern, H. (1993): Die Bodeneuebersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200 000 (BUEK 200), - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. , 72, 889-892, Oldenburg
- Hartwich, R., Krug, D., Eckelmann, W. (1995): Anleitung zur Erarbeitung der Bodeneuebersichtskarte im Maßstab 1:200 000 (BUEK 200), - BGR-Bericht, 66 S., Berlin – Hannover
- Hennings, V. (1994): Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertemethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Boeden, - Geol. Jb., Reihe F, H. 31, 242 S., Hannover
- Krug, D., Kleemann, R. (1998): Flaechendatenbank der Bodeneuebersichtskarte 1:200 000 (BUEK 200), Version 2.0, - BGR-Bericht, 102 S., Berlin - Hannover
- Rilling, K., Waldmann, F. (1993): Struktur und Inhalt der Bodeneuebersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200 000, - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1037-1040, Oldenburg
- Schmidt, R. (1995): Beitrag zum Tabellenwerk für Zuordnungsregeln der Bodeneuebersichtskarte 1:200 000 (BUEK 200), - BGR-Bericht, 37 S., Eberswalde - Hannover
- Schmidt, R., Creutziger, J., Baumann, A. (1997): Methoden zur objektiven Aggregation und Generalisierung kleinmasstaebiger Bodenkarten, - BGR-Bericht, 122 S., Eberswalde - Hannover
- Zitzmann, A. (1994): Geowissenschaftliche Karten in der Bundesrepublik Deutschland, - Z. dt. geol. Ges., 145, 38-87, Hannover

GEOREFERENCED SOIL DATABASE FOR EUROPE

CONCEPTION AND PILOT PROJECT CHEMNITZ

(Heiner Heilmann¹)

Contents

1. Background	1
2. Methods	2
2.1 Soil body and Soil horizon	2
2.2 Soilscape	3
2.3 Soil region	3
2.4 Mapping	3
3. Pilot Project Chemnitz	3
3.1 Conditions	4
3.2 Existing Data	4
3.3 Line of action	4

1. BACKGROUND

It is since 1952 that European soil scientists work on the standardisation of mapping methods and soil classification systems in Europe. One of the results is the Soil Geographical Database of Europe 1:1,000,000. In 1995 a working group has been created by the European Commission, firstly operating within the Soil Information Focal Point (SIFP) and in 1996 integrated within the newly created European Soil Bureau (ESB).

This group, which is responsible for the Database 1:250,000, is formed by European soil mapping experts, who first of all were charged with the task of preparing a procedures manual. The published first version of this manual (European Soil Bureau 1998) was intended to be further improved and adapted after testing in several pilot areas, that have been selected by the European Soil Bureau. Meanwhile a first revision of the manual is elaborated and soon will be published in different languages. It is based on applications in pilot areas in various european environments.

The manual is not aimed to be a soil mapping instruction, but to provide a common framework for the data acquisition in different regional groups. In this way it should help to minimise harmonisation efforts.

The main purposes of the manual are :

¹ Saxon State Authority of Environment and Geology

- to define the structure and contents of the database
- to describe the methods of georeferencing the data
- to outline suggested procedures for regional mapping and sampling programmes
- to prescribe a format of data storage
- to ensure inter-regional and inter-country harmonization of data acquisition, processing and interpretation.
- to pave the way for the creation of a user-friendly soil database which will cater for present and future demands for specific soils information.

2. METHODS

The translation of spatial soil data into a map is limited by the constraints of cartographic representation. The aim of the database is to prepare a geographic instrument by relegating the problem of the cartographic representation of data to a secondary position. The spatial relationships among objects are described in the database. The model does not consider the problems of representing data in the form of maps.

The database contains four levels of soil information:

- Soil horizons
- Soil bodies
- Soilscares
- Soil regions

The basic element of the database is the soil body, the input key for the European Soil Information System (Hole 1978). The soil body is defined principally by soil attributes. Soilscares and soil regions are elaborated from the soil body. They are introduced for a better understanding of the spatial variability of soils and to provide tools for managing and rationalizing data on the continental scale. The criteria for the geographic delimitation of these objects are not necessary soil variables, but may also be related to characteristics of soil forming factors like parent material, relief, vegetation, climate and human influence.

2.1 SOIL BODY AND SOIL HORIZON

The soil body is here considered as an artificial but recognizable three-dimensional entity in a soil continuum. Its definition largely depends on the classification of the WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES (FAO, ISRIC and ISSS 1998), which is based on identification and classification of diagnostic horizons. In light of the rather general nature of this typology this classification is integrated by three additional criteria:

- parent material
- soil texture in five fractions with gravel content class
- depth to obstacle for roots.

Thereby soil layers serve as information carriers beside soil horizons and more vertical detail is allowed than can be provided by diagnostic horizons alone. Lateral variations, that may be caused by slope processes such as erosion and deposition and by microvariations in other genetic factors, are described as well in the database.

Although soil bodies correspond to real portions of the soil cover, it is not necessary to diagnose and delineate their precise boundaries, because their coverage is not intended. The following guidelines for the definition of soil bodies have to be applied:

- One profile with estimated data in the database
- Two or more profiles with measured data in the database
- More than 90% of the area of a soilscape should be described by soil bodies.

The description of each soil body is extended with morphological and analytical attributes of the main horizons. Mandatory and free attributes are distinguished. Mandatory attributes are:

- soil texture including skeleton particles
- soil structure
- organic matter content
- pH
- cation exchange capacity.

All the methods and units of the analytical approaches are predefined.

2.2 SOILSCAPE

Most soil bodies are not representable at small scales such as 1:250,000. Therefore the soil units represented on soil maps extracted from the database are not soilbodies but soilscapes. A soilcape could be defined as that portion of the soil cover which groups soil bodies having former or present functional relationships, and that can be represented at 1:250,000 scale.

Soilscapes have to be delimited by the following two main diagnostic criterions: Relief and geological substrate. Preference is given to morphological attributes such as altitude, slope intensity, slope length, curvature, landscape dissection, etc. The advantage of these attributes is that they can in principal be extracted from Digital Elevation Models. This basic data is very useful for example in the automatic delineation of watersheds.

A soilcape may be presented by more than one polygon. The single polygons should be consistent with field areas of at least 1½ km². But it is principally possible to delineate soilscapes smaller than 1½ km², if they are considered important enough to be represented in the database. Furthermore guidelines for the definition of soilscapes are:

- minimal distance on map of two arcs is 1 mm
- minimal size of a whole unit being composed of more than one polygon is 6 km².

The organization of soilbodies within soilscapes can be described by the use of symbolic attributes of spatial position, like "near", "included in", "above", etc. The number of Soil bodies within a soilcape is not limited. The main point is that more than 90% of the soilcape must be described by Soil Bodies. Furthermore it is possible to have the same soil body in several soilscapes.

2.3 SOIL REGION

The highest generalized soil information level of the database consists of soil regions representing "natural" regional units. They are established on the basis of climatic data and parent material associations combined with the WRB (WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES) names of the dominant soils. They serve for the comparison of methods and rationalization of information on european scale.

2.4 MAPPING

The proposed approach is the so-called ascending method in which "soil" objects are first defined, which are then grouped into geographic units, which means involving the establishment of grouped soilbodies into soilscapes. Inversely, a descending method first establishes a zoning based on criteria indirectly related to soils (relief, parent material, etc.) and then identifies the types of soil present within each zone. This distinction is not systematically clear-cut. The cartographic approach in soil science is often composed of a back-and-forth succession of these two attitudes. In each region it has to be decided which way would be the best depending from the existing data.

3. PILOT PROJECT CHEMNITZ

The project started in autumn 1999 in Saxony in collaboration with the Czech Republic and is called "digital soil map at scale 1 : 250,000 map Chemnitz". The map sheet corresponds to the Joint Operations Graphic 1 : 250,000.

3.1 CONDITIONS

What was the reason for establishing this project? In the first place it was intended to force the cooperation with the neighbours medium-termly entering the European Union. In the beginning a large-scale map of the so-called "black triangle", where Czech, Poland and Germany border on each other, was planned. But this intention seemed hardly to be realized as first step, since three different soil taxonomies would have to be harmonized. By discussing these problems the Saxon State Authority of Environment and Geology touched with the Czech Geological Survey. The Georeferenced Soil Database for Europe was decided to be the basis for the collaboration. Map Chemnitz, which includes parts of Germany as well as parts of the Czech Republic, was chosen for a pilot project.

The second and very important reason for the choice of this map was its fulfillment of the main criteria for the selection of pilot areas, defined in the manual of procedures, as there are:

- inclusion of representative soilscapes
- inclusion of a representative coverage of EU- and future EU-countries
- regional support
- important problems of soil conservation requiring soil information (consequences of mining and smelting in the Ore Mountains and the "Waldsterben")
- inclusion of transboundary and transregion harmonization problems.

The personal capacity of the Saxon State Authority of Environment and Geology is not enough for this additional task. In this reason the practical work is partly done by experienced engineering-offices.

The financing of the project is guaranteed and realized by the Saxon State Ministry of Environment and Agriculture. A duration of two years until autumn 2001 is planned.

3.2 EXISTING DATA

The available data resources of the Czech Republic and Saxony are comparable. The concerning region in Bohemia disposes of soil maps at scale 1 : 50,000 and site maps at larger scale. Documentations of sampled soil profiles are available, but only in an insufficient number.

Existing forest and agriculture site maps are basis of soil information for the German part. Since they are digitized at scale 1 : 25,000 and translated to the German soil taxonomy Saxony disposes of overall digital information. Basing on this knowledge 14 sheds at scale 1 : 50,000 have been mapped during the last eight years. Three of them are published.

Moreover Saxony disposes of soil map drafts at scale 1 : 200,000 arising from the same data sources. On this basis a map of soil regional landscapes has been developed. Parent material was the main criterion for the delineation of the units.

Further available respectively developed informations are:

- A scanned version of the Joint Operations Graphic 1 : 250,000
- A map of catchments at scale 1 : 250,000 representing units of two levels
- Sampled profiles fulfilling the requirements of the manual.

3.3 LINE OF ACTION

The project started in 1999 just has left the stage of collecting and screening existing data. Drawing the conclusions from this acquisition the descending mapping method seemed appropriate to be applied.

Basing on the existing information layers and regarding the manual of procedures the following methods have been decided for drafting the soilscape map. First principle is adopting the catchments boundaries. Second principle is the consideration of parent material. First steps are gone by drafting the catchments map and the map of soil regional landscapes as well as an highly resolved soil map of a typical part of the German area that already has been translated to the WRB. The Czech colleagues dispose as well of a drafted soil map for their whole area, which still has to be translated.

By overlaying the scanned topography (Joint Operations Graphic) the demanded physiographical and geomorphological informations will be added to get mapping units involving the functional relationships between the integrated soil bodies.

Even if the existing profile data enable the start of filling the horizon and soil body tables of the database an unknown number of soil bodies still remains to be documented and sampled. The precise number will be determined after the completion of the soilscape map. This year in Saxony alone about 40 profiles are intended to be selected and documented.

To sum it up it can be said that during the next 18 months four main tasks have to be carried out to reach the goal:

1. Completion and harmonization of the map-concepts
2. Selection, documentation and sampling of suitable sites
3. Transformation of the existing profile data stocks into the manuals taxonomy
4. Filling the database.

At present it cannot be said if in autumn 2001, at the end of the project, the achieved data quality and quantity will meet all the requirements, set by the manual of procedures. Respective to the measured data this aim does not seem to be within easy reach. In each case it is intended to realise a functioning tool which later on will be completed and improved.

In the same manner the collaboration with the Czech Republic is running Saxony is ready to start projects with Poland. First arrangements have been made in March at Berlin with Prof. Bialousz for the so-called "Oder Project". Saxony declared its readiness for supplying the necessary data from its territory. This should be the beginning of a successful collaboration.

References

- HOLE, F.D., 1978: An approach to landscape analysis with emphasis on soils. - *Geoderma* 21, 1-23.
- EUROPEAN SOIL BUREAU, 1998: Georeferenced Soil Database for Europe - Manual of Procedures (Ispra).
- FAO, 1990: Soil map of the world. Revised legend. - *World Soil Resources Report* 60 (Rom).
- FAO, ISRIC and ISSS, 1998: World Reference Base for soil resources. - *World Soil Resources Report* 84 (Rom).
- KING, D., R.J.A. JONES & A.J. THOMASSON (eds.), 1995: *European Land Information for Agro-environmental monitoring*. - Office for official publications of the European Community (Luxembourg).

An Approach for a Hierarchical System to classify Soil Associations

from the

Working Group on Soil Classification of the German Soil Science Society

R. Jahn¹⁾, O. Wittmann²⁾ and R. Schmidt³⁾

1. Introduction

For purposes of soil evaluation focused on sustainable land use and soil protection, up to date soil information is needed which includes quantitative data about the composition of soils in a heterogeneous landscape. Therefore, a system is necessary to aggregate soil information and to classify soilscapes, or parts of it, based on rational and accepted rules which allow:

- to objectively compare soilscapes of different regions,
- to differentiate soilscapes with different dynamics and combinations of soil forming processes,
- to link the soilscapes with specific ecological properties,
- to evaluate soilscapes e. g. for land use suitability, sensitivity and carrying capacity with respect to natural and man made influences.

Soil associations are choric units of the soil cover and so far, their classification should summarise the content as well as characteristics of the distribution in space.

In comparison to systems of soil classification, the classification of soil associations is in a very early stage. After finishing the work on the "Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands" (DBG, 1998) the Working Group on Soil Classification of the German Soil Science Society works now on seizing and systematically arranging soil associations of Germany. The presented approach (based on the former work of HAASE & SCHMIDT (1970), SCHMIDT (1982), BLUME (1984), WITTMANN (1984, 1999), SCHMIDT (1999) a. O.) combine the hierarchical soil classification (pedon, variety, subtype, type, order [Klasse], division [Abteilung]) with the choric idea of soil geography (pedotop, nano-, micro-, meso-, macrochore, region; HAASE, 1968; AG Boden, 1994) and is the base to map well defined classes of soil associations at different levels of complexity from parts of a soil association up to soil zones.

2. The System

The system structures within defined land form classes soil associations in a natural way according to their relationship and therefore according to soil and landscape forming processes. Following the German System of soil classification, the association classification has also seven hierarchical levels (Table 1). At the uppermost level of soil association (**divisions** [Abteilung]), landscapes are differentiated according to their direction of matter-movement and related soil forming processes (SCHMIDT, 1999). In the **slope-division** (inclinal-structure) soil associations are summarised which are commonly matter-connected (Catenas) by surface and subsurface transport processes. Borders are uphill borders of watersheds or the shoulder of a plateau. Downwards the border is found either at the low line or with the beginning of fluvial sediments. It seems to be necessary to have subdivisions for stair-slopes and slopes with large differences in elevation (climatical differences). The slope is differentiated into crest (K), upper slope (HO), middle slope (HM), lower slope (HU) foot hill (HF) and cuesta-shaped planes (V). The **depression-division** (infusion-structure) combines soil associations with groundwater determined soil forming processes. The position within a

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, D-06108 Halle/Saale

²⁾ Föhrenstr. 9, D-85640 Putzbrunn

³⁾ Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

depression is described with rim (R), centre (Z), deep (T), deep and near a river (TF) and transition (Ü). In the case of very deep groundwater levels the **plate-division** is recommended. This division combines soil associations in which vertical processes are dominant and lateral processes of secondary importance. It seems to be necessary to have subdivisions for combinations of lateral and vertical processes e. g. a slope-plate-, undulated-plate- and a weak inclined plate-subdivision. Positions within a plate are differentiated with rim (R), centre (Z) and transition (Ü). For soil associations which are influenced by tidal water the **tidal-littoral-division** is used.

In the lower levels of the system, associations are derived by the occurrence of soils within the borders of a division by constancy of occurrence at certain positions and by cover area. **Diagnostic soils** which are used for naming the associations (max. 3 soils) have a constancy $\geq 60\%$. High coverage area may be related with high constancy but is not a prior condition for diagnostic soils.

Tab. 1: Hierarchical structure and short definitions of the classification system
(soil family \equiv Bodenform)

Same land form (water and transportation regimes) -Slope -Depression -Plate -Tidal-littora	(Soil) Association Division [Abteilung]				
	-- Order [Klasse]				
	Same assemblage of soil types	-- Community [Verband]			
		-- Type			
	Same assemblage of soil subtypes and substrates (soil families)	Having two or more diagnostic soil families with a constancy $>60\%$	-- Subtype		
			-- Variety		
Having a differentiating soil family		Having a differentiating texture	-- Subvariety		
Having a differentiating texture			Differences through land use e.g. erosion		

A fairly quick method to derive soil associations is to use cross-sections of soil maps 1 : ≤ 25000 and to estimate constancy of occurrence and cover area in classes. Classes for the constancy of occurrence are; + = $<10\%$, I = 10-20%, II = 20-40 %, III = 40-60%, IV = 60-80%, V = $>80\%$ and for the cover area after AG Boden (1994); 1 = $<10\%$, 2 = 10-30%, 3 = 30-70%, 4 = 70-90%, 5 = $>90\%$. Examples of soil associations from South-eastern Germany derived by constancy of occurrence of soil subtypes are shown in table 2. Working with digital soil maps will allow to evaluate the soil cover more precise and to receive additional information, e.g. about the length of soil borders, and to use methods of landscape analysis to describe diversity/heterogeneity and complexity of the structure by statistical parameters (SPONAGEL et al. 1999).

According to this approach soil associations are inductive-synthetically derived. Each in the classification listed association type (including subtypes, varieties and subvarieties) should be documented for different areas with uniform rules and data sheets.

The more abstract (and in principle independent from scales) classification system is the base to represent the real existent soil-space-organisation systematically in maps at different levels of complexity with defined rules. The basic unit (mapping unit) of large and medium scaled maps is identical with a member of a soil association of any hierarchical class. Two or more associations form an association complex. Same or different complexes which are found in repetitions within a certain landscape form a soilscape. Grand soilscales are areas in which specific soilscales, geology, landscape history and relief form an unit which is distinctly different to neighbouring units. Soil region, provinces and zones are units of usually country and continental wide small scaled maps in which climatically differentiation is getting more and more important.

Tab. 2: Examples of soil associations from South-eastern Germany derived by constancy of occurrence of soil subtypes BK 25, 6945, Zwiesel (WITTMANN, 2000)

Classes for the constancy of occurrence are;

+ = <10%, I = 10-20%, II = 20-40 %, III = 40-60%, IV = 60-80%, V = >80%

Soil Subtype	Substrate	upper	middle	lower	foot hill	upper	middle	lower	foot hill
		slope				slope			
(Norm) Syrosem (+)(Norm) Braunerde Et2	Gneiss	III				III	II		
(Norm) Braunerde Et4	xS12, Gneiss	V	V	IV	II		IV	V	III
(Norm) Braunerde Et4	xS13, Gneiss			IV	III		II	IV	V
(Norm) Braunerde Et3	xS12, Gneiss	IV	II	I					
podsolige Braunerde Et3	xS12, Gneiss								
podsolige Lockerbraunerde Et3	xS12, Gneiss					V	V		
Pseudogley-Braunerde	Ls3, Solifluctual layers								
Gley-Braunerde	xS13, Periglacial layers				I				
Hanggley-Braunerde	xS13, Periglacial layers			I	I		II	II	II
(Norm) Podsol	x4S12, Gneiss					II			
(Norm) Pseudogley	Ls3, Solifluctual layers					+			
(Norm) Gley	S12-3, Valley sediment				V			II	V
(Norm) Naßgley	S13, Valley sediment				II		+		
Anmoorgley	S13, Valley sediment				II				
Hanggley	xS13-Ls3, Periglacial layers		I	III	IV		III	IV	V
(Norm) Niedermoor	Peat				III				III

(Norm) Braunerde/(Norm) Gley- type of gravely loamy sand gneiss (silt poor) slopes (Norm) Braunerde/(Norm) Gley- community of sandy gneiss slopes Braunerde/Gley- order of slopes Slope-division	
Podsoliger Lockerbraunerde/Hanggley- type of gravely loamy sand gneiss (silt poor) slopes Podsolige Lockerbraunerde/Hanggley- community of sandy gneiss slopes Braunerde/Gley- order of slopes Slope-division	

3. Extensions of the System

Especially for practical use it is necessary to add relevant information to the system. In discussion is a broad set of modules giving the possibility to describe soil associations very detailed as a whole as well as with regard to their members (SCHMIDT, 1999; SPONAGEL et al. 1999). It is also possible to use some of the modules as reference modules (SCHMIDT, 1999) to agglomerate or differentiate associations. Modules which characterise ecological functions or properties of association members (or the association as a whole) are more for practical use in landscape planning and soil protection. This opens also the way to transfer the data to soil association maps and characterise (based on cover area of the members of an association) classification details and properties of each unit. The modules can be used theoretically in any hierarchical class of the system.

Examples of the extended description of soil associations in discussion are:

- Modules to define soil associations
 - constancy of occurrence number or classes (see above)
 - coverage area number or classes (see above)
 - sociological function of members diagnostic, associated, differentiating

- genetic function of members source of matter fluxes, transformation type, enrichment type, climax type
- Modules to describe matter fluxes between association members
 - e.g. Fe from member A to B, erosion from member C to D
- Modules to describe the morphology of a soil association
 - distribution/localisation of the members random, regular, localised
 - pattern of the members simple, complex, very complex, border length/km²
 - neighbourhood of the members simple, manifold
 - boundary contrast between members very sharp, sharp progressive
 - diversity/heterogeneity of the association e.g. diversity index, evenness index patchy richness
 - pattern of the association disk/including, blade, compact, concentric, feathered
- Modules to describe ecological functions of members and associations
 - e.g. dryness, wetness, nutrient rich/poor, water storage
- Modules to describe properties of members and associations
 - e.g. available water capacity, pH, CEC level and ranges

The system of modules is until now very weak because of only little experiences and only rough ideas about possible and necessary definitions of classes. It is however an open system which can grow with the work on soil associations.

4. References

- AG Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Aufl. Hannover, 392 S.
- BLUME H.-P. (1984): Definition, Abgrenzung und Benennung von Bodenlandschaften. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **40**, 169-176
- DBG (1998): Systematik der Böden und der Bodenbildenden Substrate Deutschlands. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **86**, 180 S.
- HAASE G. & SCHMIDT R. (1970): Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. *Albrecht Thaer Archiv* **14**, 399-422
- HAASE G. (1968): Pedon und Pedotop – Bemerkungen zu Grundfragen der regionalen Bodengeographie. *Landschaftsforschung, Erg. Heft 271 zu Petermanns Geographische Mitteilungen*, Gotha, 57-76
- SCHMIDT R. (1982): Die Struktur der Bodendecke der Grundmoränengebiete der DDR. *Petermanns Geographische Mitteilungen* **126/3**, 153-170
- SCHMIDT R. (1999): Klassifikation von Bodengesellschaften. BLUME et al. (Hrsg.), *Handbuch der Bodenkunde*; 3.4.3.7 Erg. Lieferung 12/99, 1-18
- SPONAGEL H., GEHRT E., FUCHS M., SOMMER M. und BÖHNER J. (1999): Bodenarealabgrenzung – Parameter zur Ableitung von Bodengesellschaften. Unveröffentl. Manuskript
- WITTMANN O. (1984): Zur Abgrenzung und Gliederung von Bodengesellschaftseinheiten, dargestellt an Beispielen aus dem Tertiärhügelland. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **40**, 239-248
- WITTMANN O. (1999): Zur Bodengesellschaftssystematik – Bericht zum Stand der Diskussion. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **91**, 1152-1155
- WITTMANN O. (2000): Übersicht der Bodengesellschaften Deutschlands – Möglichkeiten der pedosynsystematischen Gliederung und Darstellung am Beispiel ausgewählter Bodenlandschaften Bayerns. Unveröffentl. Manuskript

Bodenvergesellschaftungen in der östlichen Oberlausitz (Oberlausitzer Lösshügelland)

Exkursionsführer zum Internationalen Symposium der Deutschen und Polnischen
Bodenkundlichen Gesellschaft in Lagow/Görlitz (5.-8. Juni 2000).

Thema: „Vergleich der polnischen und deutschen Bodensystematik für die Vereinheitlichung der
Bodenkartierung im Berg- und Hügelland.“

Holger Joisten, Ronald Symmangk¹

Es wird eine Landschaftscatena von der Neiße bei Görlitz (189m HN) zu den Königshainer Bergen (404 m HN) vorgestellt. Pedoregional befinden wir uns nahe der Nordgrenze der Lösshügelländer in einer Bodenlandschaft, die als „Oberlausitzer Lösshügelland“ bezeichnet wird. Naturräumlich ist das Exkursionsgebiet der „Östlichen Oberlausitz“ zuzuordnen. Dicht nördlich der Königshainer Berge erfolgt der Übergang zum „Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet“ und damit zur Sandregion des Tieflandes. Innerhalb des Naturraumes „Östliche Oberlausitz“ durchquert die Exkursionsroute wiederum vier Landschaftseinheiten:

1. das „Görlitzer Neißetal“ (Standort Profil 1), als eine Talebene mit Altarmen und angrenzender flachwelliger Niederterrasse, in einer Höhenlage von 180 bis 200 m. Hier dominieren Auenlehme und Auenschluffe wechselnder Mächtigkeit über Fluvisanden und Kiesen. Vorherrschende Bodentypen sind Vega, Gley-Vega und Auengleye;
2. die „Holtendorfer Lößplatte“ (Standort Profil 2), als von Mulden und Sohlentälchen durchzogene wellige Platte, in einer Höhenlage von 200 bis 255 m. Die gesamte Platte ist von einer bis zu 8m mächtigen Lößlehmedecke (Kryolöß über Löß) überzogen, die auf Verwitterungsprodukten des Ostlausitzer Granodiorit auflagert und nur von einzelnen mit Auensedimenten gefüllten Mulden durchzogen wird. Dominierende Bodentypen sind Pseudogley-Parabraunerden und Parabraunerde-Pseudogley sowie Kolluvisole und vereinzelt Vega und Gley-Vega. Das Gebiet wird überwiegend ackerbaulich genutzt;
3. das „Königshainer Lösshügelgebiet“ bildet den Übergang zwischen den unter 2. und 4. beschriebenen Einheiten. Es ist durch Hügelrücken, einzelne Kuppen sowie schwach bis mittel geneigte Hänge gekennzeichnet, die von einem Sohlental (Weißer Schöps) und mehreren Muldentälchen gegliedert werden. Die Höhenlage schwankt zwischen 210 und 320 m. Das gesamte Gelände ist von einer Lößlehmedecke (Kryolöß) stark schwankender Mächtigkeit (0,3 bis >2m) überzogen. Der geologische Untergrund ist wechselhaft (Granodiorit, Granodioritzersatz, Schmelzwassersedimente, Grundmoräne). Daneben treten untergeordnet Auensedimente auf. Vorherrschende Bodentypen sind: Parabraunerden, Pseudogley und Parabraunerde-Braunerden. Untergeordnet sind Braunerden, Pseudogley und Kolluvisole anzutreffen. Im Ausstrichbereich kiesiger Substrate und in Tälern treten Gleye auf. In den Mulden und Talsohlen findet man Auengleye und Vega-Gley. Das Lösshügelgebiet wird überwiegend ackerbaulich genutzt;
4. der Hochstein-Kämpferberg-Rücken der Königshainer Berge (Standort Profile 3 und 4) ist ein Höhenzug mit von kleinen Kerbsohlentälchen durchzogenen Hügelrücken mit Bergkuppen und Hängen in einer Höhenlage von 210 bis 410 m. Der gesamte Höhenzug besteht aus Königshainer Stockgranit, der in Gipfelbereichen felsbildend auftritt. In Hanglagen sind periglaziäre Deckschichten wechselnder Mächtigkeit mit häufig gut ausgebildeten Oberlagen verbreitet. Fast stets findet sich ein geringmächtiger Lößschleier. Lokal treten Kippsubstrate der Steinbruchindustrie auf, die in unterschiedlichem Verwitterungszustand vorliegen. Das Bodenmosaik wird in Abhängigkeit von der Morphologie und den Substraten durch saure Braunerden, Parabraunerde-Braunerden, podsolige Braunerden, Ranker und Pseudogley bestimmt. Fast das gesamte Areal ist forstlich genutzt.

¹ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg

Bodenkundliche Profilbeschreibung - Profil 1

Lage: Flußauere der Neißer, südlich von Weinhübel

Rechtswert: 5498740

Hochwert: 5664625

Höhenlage: 185 m NN

Relief: Flußauenbereich

Exposition: keine Neigung: 0°

Nutzung: Weide, Mähwiese

Vegetation: Futtergras

Geologie: Auensedimente (Quartär)

Bodentyp (KA4): Vega-Gley großer Entwicklungstiefe

Bodentyp (FAO): Fluvic Gleyic Cambisol (Fluvic Cambisol)

Substrattyp: flacher kiesführender Auenlehm über kiesführendem Auenschluff

Horizont	Tiefe(m)	Beschreibung
aAh	0,17	schwach sandiger Lehm; schwach kiesig; mittel humos; sehr dunkelgräulichbraun; Krümel-, Bröckelgefüge, schwache Durchwurzelungsintensität; hoch biologisch aktiv; schwach verfestigt; schwach feucht
raAp	0,26	schwach sandiger Lehm; stark kiesig; mittel humos; dunkelbraun; Bröckelgefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität; mittel biologisch aktiv; mittel verfestigt; schwach feucht
II aGo-M	0,47	schluffiger Lehm; schwach feinkiesig; schwach humos; braun, dunkelgelblichbraun; Platten-, Subpolyederggefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität; schwach biologisch aktiv; schwach verfestigt; mittel feucht; Eisenflecken, Eisenkonkretionen
II aGo	0,75	schluffiger Lehm; sehr schwach humos; gelblichbraun und hellgrau; Subpolyederggefüge, schwache Durchwurzelungsintensität; sehr schwach biologisch aktiv; mittel verfestigt; mittel feucht; Eisenflecken, Eisenkonkretionen, Bleichflecken
III Go	1,20	reiner Sand; stark kiesig; linsenförmig vermengt mit mittel lehmigem Sand, orange, dunkelbraun; Kitt-, Einzelkorngefüge; mittel verfestigt; mittel feucht; Eisenflecken, Eisenmanganflecken,

Kalk- und humusfreier Feinboden (Ø < 2 mm) in Masse-% (bezogen auf 100% Feinboden)

Horizont	Tiefe(m)	Bodenart	Ton	Schluff	Sand
aAh	0,17	Ls2	23,9	46,6	29,5
raAp	0,26	Ls2	20,3	48,3	31,4
II aGo-M	0,47	Lu	21,6	57,0	21,4
II aGo	0,75	Lu	17,2	61,8	21,0
III Go	1,20	Ss	4,8	2,3	92,9

Bodenchemische Analysenergebnisse

Horizont	Tiefe (m)	pH (CaCl ₂)	C _{org} %	Humus C _{org} x1,72	N _t %	C/N	Fe _d mg/g	Fe _o mg/g	Fe _{o/d}
aAh	0,17	5,0	3,77	6,48	0,35	11	11,8	4,5	0,4
raAp	0,26	4,8	2,22	3,82	0,23	10	10,8	4,4	0,4
II aGo-M	0,47	4,4	0,69	1,19	0,09	8	14,8	5,2	0,4
II aGo	0,75	4,5	0,35	0,60	0,05	7	13,8	3,9	0,3
III Go	1,20	5,0	0,15	0,26	0,03	5	21,3	2,5	0,1

Horizont	Tiefe(m)	KAK _{pot} mmol/kg	Austauschbare Kationen in mmol/kg				BS %
			Ca	Mg	K	Na	
aAh	0,17	216	82	12	4	1	42
raAp	0,26	159	64	10	4	1	50
II aGo-M	0,47	130	53	10	5	1	53
II aGo	0,75	103	45	10	2	1	56
III Go	1,20	54	24	6	1	0	57

Bodenphysikalische Analysenergebnisse

Horizont	dB g/cm ³	Ld	PV Vol. %	LK Vol. %	FK Vol. %	nFK Vol. %	kf cm/d
aAh	0,84	1,05	66,2	14,8	51,5	33,9	1656,07
raAp	1,22	1,40	52,5	12,9	39,6	25,2	1469,39
II aGo-M	1,36	1,55	48,2	12,8	35,4	11,9	609,48
II aGo	1,40	1,55	46,9	8,7	38,1	24,7	26,27

Bodenkundliche Profilbeschreibung - Profil 2

Lage: westlich von Girbigsdorf

Rechtswert: 5494230

Hochwert: 5670380

Höhenlage: 217 m NN

Relief: Verebnung

Exposition: keine

Neigung: 0°

Nutzung: Ackerland

Vegetation: Weizen

Geologie: periglazial umgelagerter Lößlehm über äolischem Löß (Pleistozän)

Bodentyp (KA4): Parabraunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe

Bodentyp (FAO): Stagnic Alisol (Stagnic Luvisol)

Substratyp: (Kryo-)Löß über Aolium-Löß

Horizont	Tiefe(m)	Beschreibung
Ap	0,32	mittel toniger Schluff; mittel humos; dunkelgräulichbraun; Bröckelgefüge; schwache Durchwurzelungsintensität; schwach biologisch aktiv; mittel verfestigt; schwach feucht
Al-Sw	0,42	stark toniger Schluff; hellgelblichbraun, bräunlichgelb, hellgrau; Subpolyederggefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität; sehr schwach biologisch aktiv; mittel verfestigt; mittel feucht; Eiskeile, Kryoturbationen; Humusflecken, Lessivierungsflecken, Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen, Bleichflecken
II Bt4-Sdw	0,60	stark schluffiger Ton; fleckig vermischt mit schwach tonigem Schluff; bräunlichgelb, hellbräunlichgrau, hellgrau; Polyederggefüge, Plattengefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität; sehr schwach biologisch aktiv; mittel verfestigt; mittel feucht; Lessivierungsflecken, Tonpateten, Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen, Bleichflecken
III Bt3-Sd	1,20	stark schluffiger Ton; adrig vermischt mit schwach tonigem Schluff; bräunlichgelb, hellbräunlichgrau, hellgrau; Polyederggefüge, stark verfestigt; mittel feucht; Lessivierungsflecken, Tonpateten, Eisenflecken, Eisenkonkretionen, Bleichflecken
III Sd	1,30	stark schluffiger Ton; adrig vermischt mit schwach tonigem Schluff; bräunlichgelb, hellbräunlichgrau, hellgrau; Polyederggefüge, Plattengefüge; stark verfestigt; mittel feucht; Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen, Bleichflecken

Kalk- und humusfreier Feinboden ($\varnothing < 2$ mm) in Masse-% (bezogen auf 100% Feinboden)

Horizont	Tiefe(m)	Bodenart	Ton	Schluff	Sand
Ap	0,32	Ut3	17,0	73,6	9,4
Al-Sw	0,42	Ut4	19,5	74,0	6,5
II Bt4-Sdw	0,60	Tu4	26,5	70,9	2,6
III Bt3-Sd	1,20	Tu4	29,0	68,4	2,6
III Sd	1,30	Tu4	29,7	68,0	2,3

Bodenchemische Analysenergebnisse

Horizont	Tiefe(m)	pH (CaCl ₂)	C _{org} %	Humus C _{org} x1,72	N _t %	C/N	Fe _d mg/g	Fe _e mg/g	Fe _{o/d}
Ap	0,32	7,0	1,29	2,22	0,14	9	5,8	2,5	0,4
Al-Sw	0,42	6,6	0,44	0,76	0,07	6	6,8	3,2	0,5
II Bt4-Sdw	0,60	6,3	0,36	0,62	0,05	7	11,3	3,2	0,3
III Bt3-Sd	1,20	4,1	0,14	0,24	0,03	5	10,8	3,0	0,3
III Sd	1,30	3,9	0,14	0,24	0,03	5	10,3	2,7	0,3

Horizont	Tiefe(m)	KAK _{pot} mmol/kg	Austauschbare Kationen in mmol/kg				BS %
			Ca	Mg	K	Na	
Ap	0,32	140	116	9	10	1	96
Al-Sw	0,42	119	87	9	5	1	86
II Bt4-Sdw	0,60	144	101	13	4	1	83
III Bt3-Sd	1,20	163	60	9	2	1	50
III Sd	1,30	172	54	3	2	1	35

Bodenphysikalische Analysenergebnisse

Horizont	dB g/cm ³	Ld	PV Vol.%	LK Vol.%	FK Vol.%	nFK Vol.%	kf cm/d
Ap	1,45	1,60	44,3	8,3	36,0	22,2	105,83
Al-Sw	1,62	1,80	38,3	3,8	34,5	19,3	101,12
II Bt4-Sdw	1,60	1,83	39,2	3,7	35,5	16,0	21,46
III Bt3-Sd	1,61	1,87	38,8	3,0	35,8	16,7	0,50
III Sd	1,67	1,94	37,1	1,9	35,2	15,4	0,03

Bodenkundliche Profilbeschreibung - Profil 3

Lage: Naturschutzgebiet Königshainer Berge, nördlich Königshain-Hochstein

Rechtswert: 5489560 **Hochwert:** 5673120 **Höhenlage:** 350 m NN

Relief: gerundete Erhebung

Exposition: Südsüdost **Neigung:** 8°

Nutzung: Mittelwald **Vegetation:** Mischwald, Pappel, Birke, Hainbuche, Esche

Geologie: solifluidal umgelagerter Lößlehm (Hauptlage) über solifluidal umgelagertem

Verwitterungslehm aus Lößlehm und Granit (Mittellage) über solifluidal umgelagertem Verwitterungslehm aus Granit

(Basislage) (Pleistozän)

Humusform: mullartiger Moder

Bodentyp (KA4): pseudovergleyte Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungstiefe

Bodentyp (FAO): Stagnic Distric Cambisol

Substrattyp: grusführender Solifluidal-Löß über tiefem Solifluidal-Schuttlehm aus Granit

Horizont	Tiefe(m)	Beschreibung
Ah	0,10	sandiger-lehmiger Schluff; schwach feingrusig; stark humos; dunkelbraun; Krümelgefüge, schwache Durchwurzelungsintensität; hoch biologisch aktiv; schwach verfestigt; mittel feucht
Ah-Bv	0,22	sandig-lehmiger Schluff; schwach feingrusig; mittel humos; dunkelgräulich-braun; Bröckelgefüge, mittlere Durchwurzelungsintensität; mittel biologisch aktiv; schwach verfestigt; mittel feucht
II Al-Bv	0,40	schwach toniger Schluff; schwach feingrusig; sehr schwach humos; hellgelblichbraun; Subpolyedergefüge und Bodenfragmente, schwache Durchwurzelungsintensität; schwach biologisch aktiv; schwach verfestigt; mittel feucht; Lessivierungsflecken,
II Bv-Al	0,54	schwach toniger Schluff; schwach feingrusig; hellgelblichbraun; Bodenfragmente und Kohärentgefüge, schwache Durchwurzelungsintensität, sehr schwach biologisch aktiv; schwach verfestigt; mittel feucht; Lessivierungsflecken
II Sw-Bt	0,76	mittel toniger Schluff; sehr schwach feingrusig; gelblichbraun, bräunlichgelb, fahlgelb; Plattengefüge, Polyedergefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität, sehr gering biologisch aktiv; mittel verfestigt; mittel feucht; Lessivierungsflecken, Tonbeläge, Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen,
III Cv-Sd	1,00	stark lehmiger Sand; mittelgrusig; sehr schwach steinig; nesterartig vermengt mit sandig-lehmigem Schluff; bräunlichgelb, gelblichbraun, fahlgelb; Subpolyedergefüge, sehr schwache Durchwurzelungsintensität; stark verfestigt; mittel feucht; Tonbeläge, Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen, Bleichflecken,
III Sd-Cv	1,15	mittel lehmiger Sand; mittel grusig; stark kiesig; in Eiskeilen vermengt mit sandig-lehmigem Schluff; gelb, bräunlichgelb, Subpolyedergefüge; Bodenfragmente, stark verfestigt; mittel feucht; Tonbeläge auf Gerölloberseiten, Eisenflecken, Eisenmangankonkretionen,

Kalk- und humusfreier Feinboden ($\varnothing < 2$ mm) in Masse-% (bezogen auf 100 % Feinboden)

Horizont	Tiefe(m)	Bodenart	Ton	Schluff	Sand
Ah	0,10	Uls	10,1	57,7	32,2
Ah-Bv	0,22	Uls	8,8	60,4	30,8
II Al-Bv	0,40	Ut2	10,3	69,5	20,2
II Bv-Al	0,54	Ut2	9,6	68,6	21,8
II Sw-Bt	0,76	Ut3	12,1	65,6	22,3
III Cv-Sd	1,00	SI4	13,2	32,5	54,3
III Sd-Cv	1,15	SI3	8,5	34,0	57,5

Bodenchemische Analysenergebnisse

Horizont	Tiefe(m)	PH (CaCl ₂)	C _{org} %	Humus C _{org} x1,72	N _t %	C/N	Fe _d mg/g	Fe _o mg/g	Fe _{o/d}
Ah	0,10	4,3	2,72	4,68	0,21	13	4,8	2,1	0,4
Ah-Bv	0,22	4,2	1,24	2,13	0,12	10	4,3	2,1	0,5
II Al-Bv	0,40	4,3	0,62	1,07	0,08	8	4,3	2,0	0,5
II Bv-Al	0,54	4,2	0,33	0,57	0,04	8	4,8	2,2	0,5
II Sw-Bt	0,76	4,3	0,19	0,33	0,03	6	4,8	1,7	0,4
III Cv-Sd	1,00	4,1	0,13	0,22	0,02	7	4,8	0,8	0,2
III Sd-Cv	1,15	3,9	0,16	0,28	0,02	8	4,3	1,0	0,2

Horizont	Tiefe(m)	KAK _{pot} mmol/kg	Austauschbare Kationen in mmol/kg				BS %
			Ca	Mg	K	Na	
Ah	0,10	128	22	4	3	1	23
Ah-Bv	0,22	82	7	2	2	1	15
II Al-Bv	0,40	60	9	2	1	1	22
II Bv-Al	0,54	53	9	2	1	1	25
II Sw-Bt	0,76	60	4	4	1	1	17
III Cv-Sd	1,00	73	27	5	1	1	47
III Sd-Cv	1,15	62	18	4	1	1	40

Bodenkundliche Profilbeschreibung - Profil 4

Lage: Königshainer Berge, Westseite des Hochsteingipfels

Rechtswert: 5488645 **Hochwert:** 5673305 **Höhenlage:** + 385 m NN

Relief: Kuppenflanke unter Gipfelgrat

Exposition: West **Neigung:** 12°

Nutzung: Mittelwald **Vegetation:** Buche, z.T. Nadelwald

Geologie: Blockschuttdecke über anstehendem Königshainer Stockgranit

Humusform: Moder bis rohhumusartiger Moder

Bodentyp: Skeletthumusboden

FAO-Bodentyp: Folic Lithic Leptosol

Substrattyp: Stein- und Blockschutt über tiefem Fels aus Granit

Horizont	Tiefe(m)	Beschreibung
XC+O	0,50	Stein- und Blockschutt, in Zwischenräumen eingelagerte, in Mächtigkeit, Menge und Ausprägung un stetig wechselnde, gelbbraune bis schwarzbraune humose Substanz, geringe Mineralbodenbeimischung (lehmgiger Sand) im Oh-Material; schwach durchwurzelt, geringe bis mittlere biologische Aktivität
xC	1,10	hellrötlichgrauer Stein- und Blockschutt mit geringem Feinbodenanteil (mittelehmiger Sand), vereinzelt Nester aus humoser Substanz, sehr schwach durchwurzelt
II mCv	>1,10	angewitterter, schwach entfestigter, klüftiger Königshainer Granit

GENERAL CHARACTERISTICS OF THE ENVIRONMENT IN SOUTH-WESTERN POLAND AND DESCRIPTION OF TYPICAL SOIL PROFILES

Cezary Kabala, Tadeusz Chodak¹

The scientific symposium "Comparison of Polish and German soil classification systems for soil cartography of the mountain and sub-mountain areas" (Zgorzelec-Goerlitz, June 5-8, 2000) involved both plenary and field sessions. Polish part of the excursion area was localized in the western part of the Lower Silesia administrative region. Presented soil profiles are situated in two different landscape units: the Izerskie Mountains (Profiles No 2, 3, and 4) and the Izerskie Foreland (profile No 1). Because of important differences in geological, morphological and climatic conditions between units, their separate characteristics are given in following chapters.

I. THE IZERSKIE FORELAND

Location, morphology and climate. Profile No 1 is situated ca. 20 km south west of Zgorzelec (Görlitz) in the western part of the Izerskie Foreland. The landscape represents little morphological variability with altitude ranging between 200 and 360 m above s.l. Denudation plains occupy over 80% of the area, while accumulation terraces of rivers and hard-rock remnants are generally marginal forms. The surface of denudation plains is slightly rolling, almost flat in some places. The hills built of loamy and sandy deposits are relatively low with flat ridges and very easy slopes. The valleys are generally broad and flat-bottomed.

Climatic conditions are described for the station in Zgorzelec: mean annual rainfall: 673 mm, mean annual temperature: 7.9 °C, mean January temperature: -1.7 °C and mean July temperature: 17.4 °C.

Geology. All the area was a part of Pre-Cambrian sea basin, in which intensive greywacke sedimentation occurred. During an Assintic orogenesis (Upper Proterozoic) sea sedimentation was stopped and the granodiorite magma was intruded. These granodiorite rocks as well as greywacke conglomerate forms present geological basement of the Izerskie Foreland. Strong weathering and denudation, which started after the Variscian orogenesis, was continued over the Carboniferous, Permian, Triassic and Jurassic periods.

After sea regression in Upper Cretaceous period all the area was affected by the Alpid orogenesis, resulted in a number of depressions and tectonic faults, progressively filled with clastic (mostly clays and sands) and organogenetic (brown coal) materials during Tertiary period (Miocene). The total thickness of Miocene sediments ranges presently between 50 and 250 m, and increases generally from the south to the north. Lignite insertions occur in this area as the layers up to 20 m thick only. Also the Tertiary clays with brown coal are found sometimes at the surface. The Neogene period was marked by repeated volcanic eruptions of olivine-nephelinite lava, which formed small-scale plates and volcanic vents (plugs). Basalt-structured hills are typical element of the Izerskie Foreland landscape.

All area of the Izerskie Foreland was twofold overrunning by the glaciation along the Pleistocene period. The sediments formed during the older Elster glaciation were completely denuded on described area. The next Saale glaciation left loamy (ground moraine) and sandy (glaciofluvial) covers presently up to 12 m thick. These discontinuous patches are only fragments of the initially very thick cover. Specific kind of Pleistocene material is a dilluvial loam, present on the slopes of some hills north of Zawidów. The thickness of loam layer, ranging from 50 cm to a few meters, depends on the slope inclination. Loess and dune sand were

¹ Agricultural University of Wrocław, Institute of Soil Science and Agricultural Environment Protection

accumulated in the periglacial conditions present during Weichselian ice period, but clear, typical eolic sediments are quite rare at the excursion area.

General characteristics of soil cover. Several varieties of Luvisols and Cambisols developed from loam and silt sediments generally dominate at the area situated south of Zgorzelec and Lubań towns. In the complex with these soils, Gleysols occur in lower positions of the landscape. Gleysols and Fluvisols are also typical soils in the valleys of Neisse, Czerwona Woda, Kwisa and other streams. Cambisols and Podzols developed from massive rocks (granite, gneiss and slate) locally occur in the southern part of the excursion area.

Soil Profile Description – Profile 1 “Zawidów”

Location: upper slope of hill in rolling plain, 4km north east of Zawidów

East. geogr. longit.: 15°05'22” **North. geogr. latit.:** 51°02'52”

Relief: slightly convex slope **Elevation:** 252 m a.s.l. **Gradient:** 2°

Land use: field crops **Vegetation:** actually not cultivated

Geology: deep dilluvial loam on glaciofluvial sand (Pleistocene)

Soil unit (Germany): Fahlerde – Pseudogley (LF-S5)

Soil unit (Poland): Gleba płowa opadowo-glejowa (IIB3d)

Soil unit (FAO-WRB): Eutri-Stagnic Luvisol

Horizon	Depth (cm)	Description
Ap [Ap]*	0-32	Dark grayish brown (10YR4/2) silt; medium and coarse subangular, blocky structure, very firm; slightly moist; medium root density; high biological activity; abrupt wavy boundary;
B11tg [Acl-Sw]	32-45	Pale brown (10YR6/3) silty loam with many dark reddish brown (5YR3/4) iron (-manganese) mottles; fine platy and medium angular structure; clay skins; slightly moist; low root density; diffuse boundary; stones of glacial origin;
B12tg [Bt-Sd]	45-60	Light brownish gray (10YR6/2) clayey silt with many dark reddish brown (5YR3/4) iron mottles; weak coarse platy and medium angular structure; clay skins; slightly moist; diffuse boundary; stones of glacial origin;
B2tg [Sd]	60-78	Light brownish gray (10YR6/2) silty loam with many dark brown (7.5YR4/4) coarse iron mottles; weak very coarse platy and medium angular blocky structure; clay skins; iron-manganese concretions; slightly moist; distinct boundary; many stones at lower boundary;
2C1g [III Sd-Cv]	78-95	Strong brown (7.5YR4/6) sandy loam with dark (7.5YR2/0) iron-manganese mottles; massive structure; clay skins; moderately moist; clear wavy boundary;
2C2g [III Sd-Cv]	95+	Light gray (7.5Y7/1) sandy loam; massive structure; moderately moist

*German designations of soil horizons in square brackets.

Soil texture and basic chemical properties (Profile No 1)

Horizon	Depth (cm)	Sand 2-0.05	Silt 0.05-0.002	Clay <0.002	CEC [mmol _c /kg]	Base saturation [%]
Ap	0-32	24.9	69.3	5.9	97.4	69
B11tg	35-45	27.4	56.7	15.9	84.7	80
B12tg	45-60	14.5	68.7	16.9	77.4	79
B2tg	60-78	39.0	46.5	15.5	n. a.	n. a.
2C1g	78-95	65.8	20.4	13.9	79.2	60
2C2g	95+	71.3	20.5	8.4	57.7	58

Horizon	Depth (cm)	pH CaCl ₂	TOC (%)	Fe _d (mg/g)	Fe _o (mg/g)	Fe _{od}	Al _o (mg/g)	Al _o +1/2Fe _o (%)
Ap	0-32	5.02	1.37	7.5	5.3	0.70	1.7	0.43
B11tg	35-45	5.24	0.36	7.5	7.3	0.95	1.3	0.49
B12tg	45-60	5.59	0.23	4.2	4.1	0.98	1.1	0.32
2C1g	78-95	4.04	0.08	4.4	2.6	0.58	0.6	0.18
2C2g	95+	3.91	0.07	1.7	1.3	0.78	0.1	0.08

Fe_d – Fe soluble in dithionite-citrate-bicarbonate buffer solution

Fe_o (Al_o) – Fe (Al) soluble in ammonium oxalate solution (pH 3, in darkness)

II. THE IZERSKIE MOUNTAINS

Location, morphology and climate. The Profiles No 2, 3 and 4 are situated on the area of the Izerskie Mountains, the marginal western part of the Sudeten Mountains. They adjoin the Lausitzer Mountains in the west, and the Izerskie Foreland in the north. The Izerskie Mountains form a widespread and branched orographic system, reflecting the complex geological structure of the massif with granitic central part and the metamorphic frame. Broad and flat ridges with semispherical peaks are the fragments of Old-Tertiary planation surface at the altitude of 900-1100 m above s.l. Polish part of the Izerskie Mountains comprises two parallel chains: the northern, lower, Kamienicki Grzbiet and the southern, higher, Wysoki Grzbiet (with the culmination of Wysoka Kopa massif, 1126 m a.s.l.).

Climatic conditions are influenced by a number of global and local factors: altitude, orientation of mountain barriers, landscape morphology etc. The lowest level of the Izerskie Mountains, at the altitude of 450-600 m a.s.l., is characterized by the mean annual temperature about 6.5^oC, while higher level, 600-800 m a.s.l. – about 5.5-6.0^oC, and the highest level, above 800 m a.s.l. – only about 4.5^oC of mean annual temperature. Mean annual rainfall generally doesn't exceed 1200 mm in Świeradów Zdrój (500-600 m a.s.l.), whereas on Stóg Izerski (1107 m a.s.l.) it reaches 1500 mm and more, with maximum rainfall in July.

Geology. Polish part of the Izerskie Mts. belongs to the metamorphic mantle of the Karkonosze Mountains granitic intrusion. Metamorphic rocks are represented mainly by gneiss and mica slates formed generally during the Caledonian orogenesis. Gneiss occurs in a number of types differing in structure and mineral composition with different contents of plagioclase and biotite. Metamorphic slates of the Izerskie Mountains also occur in few different variants. The most typical mica slates (muscovite-sericite-chlorite slates) form the northern frame of the Kamienicki Grzbiet ridge. These gray, silver-gray or green slates are locally enriched with biotite, garnet, tourmaline and cassiterite (tin oxide, SnO₂). The occurrence of vein quartzite

(particularly in the vicinity of Rozdroże Izerskie) as well as cassiterite and cobalt minerals (vicinity of village Gierczyn) is also connected with the complex of metamorphic rocks. A southern part of the Izerskie Mountains is geologically similar to the Karkonosze massif formed as the Carboniferous intrusion of granite. Typical variety of this gray or pink granite contains quartz, plagioclase, feldspar and biotite, where the feldspar grains (crystals) are often 3-7 cm long.

Quaternary sediments occur generally as thin covers rarely exceeding a thickness of 2 m. Fields of rock rubbles (slates or gneiss) on some slopes of the *Wysoki Grzbiet* and very common dilluvial loam with gneiss or slates fragments, as well as sand and gravel of alluvial terraces represent sediments of Pleistocene age.

General characteristics of soil cover. Soils developed from slope covers on massive rocks of the Izerskie Mountains are generally shallow or medium deep, skeletal within soil profile and stony on the surface. Typical soils of the area are skeletal Leptosols and Regosols (in higher positions of slopes), as well as acidic Cambisols and Podzols. Other soil types occupy only marginal positions: Gleysols and Fluvisols in the Kwisza valley and Histosols in the Izera valley.

Soil Profile Description – Profile 2 “Rozdroże Izerskie”

Location: lower part of the slope of *Kamienica* peak; *the Izerskie Mountains*

East. geogr. longit.: 15°27'06” **North. geogr. latit.:** 50°52'05”

Relief: flat slope

Elevation: 780 m a.s.l.

Gradient: 5.5°

Aspect: SSE

Land use: forest

Vegetation: spruce

Geology: gneiss, locally granite-gneiss

Soil unit (Germany): Hangpseudogley - Podsol

Soil (Polish): Glejobielica właściwa (odgórnie oglejona)

Soil (FAO-WRB): Stagnic Podzol

Horizon	Depth (cm)	Description
O	10-0	forest litter (moder-like developed mainly from spruce leaves) in various stage of decomposition: fresh or slightly decomposed (Ol, 10-7 cm), partially decomposed (Of, 7-4 cm), well decomposed matter (Oh, 4-0 cm)
AEesg [Aeh]	0-5	Light gray (10YR6/1) sandy silt containing some rock fragments; strongly humose; crumb structure; slightly moist; medium root density; clear boundary; positive reaction with a,a-dipirydył;
Eesg [Ae]	5-15	Grayish brown (2.5Y5.5/2) sandy loam with fine gneiss fragments; moderately moist; clear boundary; positive reaction with a,a-dipirydył;
Bhfe [Bhs]	15-37	Dark reddish brown (5YR3/2) sandy silt containing fine gneiss grus; moderately humose; slightly moist; gradual boundary
Bfeg [Bs]	37-50	Dark yellowish brown (10YR3/4) sandy silt medium gravelly; slightly moist; diffuse boundary
Cg [sSw-Cv]	50+	Light olive brown (2.5Y5/2.5) loam very gravelly and stony (gneiss fragments about 50% of total volume); slightly moist;

Soil texture and basic chemical properties (Profile No 2)

Horizon	Depth (cm)	Sand 2-0.05	Silt 0.05- 0.002	Clay <0.002	CEC [mmol _c /kg]	Base saturation [%]
AEesg	0-5	43.6	52.6	4.0	192.3	14
Eesg	5-15	61.1	31.9	7.1	164.3	13
Bhfe	15-37	48.6	47.6	3.9	182.5	14
Bfeg	37-50	46.1	48.0	5.8	144.3	17
Cg	50+	51.1	37.5	11.5	94.8	21

Horizon	Depth (cm)	pH CaCl ₂	TOC (%)	Fe _d (mg/g)	Fe _o (mg/g)	Fe _{o/d}	Al _o (mg/g)	Al _o +½Fe _o (%)
AEesg	0-5	2.76	6.25	0.36	0.17	0.47	1.36	0.14
Eesg	5-15	3.07	1.18	0.15	0.09	0.61	0.33	0.04
Bhfe	15-37	3.20	1.96	0.93	0.84	0.91	1.07	0.15
Bfeg	37-50	3.57	1.31	0.56	0.48	0.86	3.32	0.36
Cg	50+	3.60	0.62	0.98	0.63	0.65	1.61	0.19

Soil Profile Description – Profile 3 “Świeradów Zdrój”

Location: lower part of steep slope of the *Przednia Kopa* peak; *The Izerskie Mountains*

East. geogr. longit.: 15°25'31" **North. geogr. latit.:** 50°52'20"

Relief: slightly convex slope **Elevation:** 685 m a.s.l.

Gradient: 17°

Aspect: NNE

Land use: forest

Vegetation: spruce

Geology: gneiss, locally granite-gneiss

Soil unit (Germany): Normal Podsol (PPn)

Soil (Polish): Gleba bielcowa typowa (IIC2a)

Soil (FAO-WRB): Haplic Podzol

Horizon	Depth (cm)	Description
O	9-0	forest litter (moder-like developed mainly from spruce leaves) in various stage of decomposition: partially decomposed (Olf, 9-4 cm), well decomposed matter (Oh, 4-0 cm)
AEes [Aeh]	0-12	Dark grayish brown (10YR4/2) sandy silt with bleached mottles; fine, moderately firm subangular structure; slightly moist; low or medium root density; wavy boundary;
Bhfe [Bsh]	12-24	Very dark brown (10YR2/2) sandy silt; fine, moderately firm subangular structure; rich in organic matter; low root density; slightly moisture; gradual boundary;
Bfe1 [Bhs]	24-36	Yellowish brown (10YR5/6) sandy silt; fine, slightly firm angular and subangular structure; low root density; slightly moist; clear boundary;
Bfe2 [Bs]	36-68	Dark yellowish brown (10YR3/4) sandy loam; moderately firm subangular structure; low root density; slightly moist; gradual boundary;
C [Cv]	68+	Dark yellowish brown (10YR4/5) sandy loam strongly stony (fragments of gneiss); massive structure; slightly moist

Soil texture and basic chemical properties

Horizon	Depth (cm)	Sand 2-0.05	Silt 0.05-0.002	Clay <0.002	CEC [mmol/kg]	Base saturation [%]
AEes	0-12	44.7	46.1	9.2	181.9	12
Bhfe	12-24	45.2	45.1	9.6	246.4	9
Bfe1	24-36	44.6	50.7	4.7	170.1	12
Bfe2	36-68	55.8	37.4	6.7	132.3	15
C	68+	69.6	27.8	2.8	100.8	18

Horizon	Depth (cm)	pH CaCl ₂	TOC (%)	Fe _d (mg/g)	Fe _o (mg/g)	Fe _{o/d}	Al _o (mg/g)	Al _o +½Fe _o (%)
O	9-0	2.66	39.5	-	-	-	-	-
AEes	0-12	2.73	4.72	3.19	1.94	0.61	1.09	0.21
Bhfe	12-24	3.30	7.18	40.8	37.3	0.91	7.61	2.63
Bfe1	24-36	3.65	3.91	25.9	19.7	0.76	10.2	2.00
Bfe2	36-68	3.91	2.70	16.7	11.5	0.69	9.30	1.50
C	68+	3.96	1.55	8.00	5.14	0.64	7.94	1.05

Soil Profile Description – Profile 4 “Czerniawa”

Location: upper part of slope of the *Młynica* Hill, the *Izerskie Mountains*; above mountain pass between *Świeradów Zdrój* and *Czerniawa*

East. geogr. longit.: 15°18'55” **North. geogr. latit.:** 50°54'48”

Relief: flat slope **Elevation:** 650 m a.s.l.

Gradient: 8° **Aspect:** SE

Land use: grassland (actually fallow)

Geology: mica slates (muscovite-sericite-chlorite) with quartz intrusions

Soil unit (Germany): (Eroded) Podsol

Soil (Polish): Gleba bielnicowa (ogłowiona)

Soil (FAO-WRB): Haplic Podzol

Horizon	Depth (cm)	Description
Ap [Ap]	0-20	Dark grayish brown (10YR4/2) sandy silt; strongly humose; moderate medium granular structure; fine skelett fragments (slates); slightly moist; high or medium root density; clear boundary;
Bhfe [Bhs]	20-34	Strong brown (7.5YR5/8) sandy silt; weak fine angular blocky structure; fine and coarse rock fragments (slates); slightly moist; diffused boundary;
BfeC [Bs-Cv]	34-56	Yellowish brown (10YR5/8) sandy silt; over 50% of fine and medium shale fragments; very weak fine angular blocky structure; slightly moist; clear boundary;
CR [Cv]	56+	Horizontal flat shale fragments with small amount of the weathered material: dark grayish brown (2.5Y5/3) sandy loam

Soil texture and basic chemical properties

Horizon	Depth (cm)	Sand 2-0.05	Silt 0.05-0.002	Clay <0.002	CEC [mmol _c /kg]	Base saturation [%]
Ap	0-20	48.9	45.0	6.1	153.1	29
Bhfe	20-34	42.7	53.6	3.7	127.6	35
BfeC	34-56	48.0	49.1	2.8	105.8	22
CR	56+	58.6	38.4	2.9	90.7	21

Horizon	Depth (cm)	pH CaCl ₂	TOC (%)	Fe _d (mg/g)	Fe _o (mg/g)	Fe _{o/d}	Al _o (mg/g)	Al _o +1/2Fe _o (%)
Ap	0-20	4.13	5.01	16.8	12.2	0.73	5.50	1.16
Bfe	20-34	4.62	3.37	27.6	18.7	0.68	11.9	2.13
BfeC	34-56	4.20	2.20	9.44	5.92	0.63	9.33	1.23
CR	56+	4.09	1.83	6.23	3.28	0.53	4.73	0.64

III. CONCLUSIONS.

Profile No 1 (Zawidow) represents soils developed under the influence of several processes, e.g. lessivage (leading to the argic horizon developing), water stagnation (stagnic or gleyic properties) as well as erosion, leading to the physical degradation of surface soil horizons. Various intensity of these phenomena may result in numerous soil sub-units differing in profile morphology and in physical or chemical properties. Complicated mosaic of soils may be expected therefore in the areas characterized by variable morphology. Precise delimitation of single soil units is highly difficult in these conditions and the isolation of "soil associations" is recommended.

Podzolization is the dominant soil process in the conditions of the Izerskie Mountains, both on the gneiss and mica - slates. Numerous soil profiles show, however, morphological likeness to the "brown earth" (Cambisols), which results from the lack of an albic horizon. Unfortunately, such soils are often included into "typical" Podzols (e.g. Haplic Podzols), considering the absence of adequate regulations in systems of soil classification. Significant variability was found in the morphology of discussed profiles (occurrence and thickness of soil horizons), intensity of iron and aluminium displacement, as well as occurrence of gleyic (stagnic) properties. Strong variability of mountain soils results from geology, slope morphology and slope processes, water conditions, and the influence of vegetation and land use. A distinction of a "soil associations" in the soil cartography at the mountain areas seems to be reasonable way in reflecting of the true soil cover variability.

AKNOWLEDGEMENT

Authors would like to acknowledge Prof. J. Marcinek, Prof. A. Kowalkowski, Prof. J. Borkowski, Dr J. Komisarek, Dr A. Karczewska and Dr A. Bogacz for their assistance in profile selection and description, as well as analyses of soil samples.

REFERENCES

1. Arbeitskreis fuer Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 1985. Systematik der Boeden der Bundesrepublik Deutschland, Kurzfassung. Mitteilungen DBG, 44, 1-90.
2. Berezowska B., Berezowski Z. 1965. Detailed geological map of the Sudety Mountains, Sheet Zawidow - Descriptions. Geological Institute, Warszawa, 1-41.
3. Systematyka Gleb Polski (Classification of Polish Soils). 1989. Roczn. Glebozn., 40, 3-4, 1-150
4. Szalamacha J., Szalamacha M. 1971. Detailed geological map of the Sudety Mountains, Sheet Rozdroże Izerskie - Descriptions. Geological Institute, Warszawa, 1-74.
5. World Reference Base for Soil Resources. 1998. FAO World Soil Resources Report No. 84. Rome.

THE DEVELOPMENT OF SOIL SURVEY METHODS IN POLAND

Jerzy Marcinek¹

1. INTRODUCTION

Soil cover and its spatial variability exist objectively, forming definite soil bodies that reflect the conditions of the natural environment, that is diverse systems of soil forming factors (soil parent materials, relief, living organisms, climate, duration of soil forming processes). The description of the soil cover, its classification and projection on soil maps entails, however, many subjective elements. This results, partially, from not fully developed science of the soil genesis that expresses pedogenic processes and the effects of their impact quantitatively, and consequently non-sufficient quantitative and semi-quantitative soil classification, as well as from methods of soil survey (Butler 1980, Buol et al. 1989).

In this paper, I would like to present a broad outline of the soil survey methods applied in Poland in soil survey at various scales. The quality of soil maps and their usefulness for different purposes, including agriculture, forestry and protection of the natural environment, depends on the accuracy of the projection of the soil cover upon a map, the precise description of the delineation of soil mapping units, as well as precision and exactness in defining the soil taxonomic units that depend on the soil classification system. This is because there is a close relationship among the three branches of soil science, that is soil genesis, soil classification, and soil mapping (Schelling 1970). The development of soil genesis forms the scientific background, against which systems of classification can be worked out (Buol et al. 1989). Precise soil classification forms the basis for the methods of recognizing soils during field surveys, establishes the relationships among the classes, and makes it possible to project these units onto a map. When applied creatively, soil survey may fully verify the rules of classification systems, and correct mistaken views of soil genesis (Butler 1980, Schelling 1970, Soil Survey Division Staff 1993). It should be noted that while soil genesis constitutes a universal output of soil science on a worldwide basis, and that soil classification, cannot be separated from global trends, especially from the universal classification criteria, it has to include the regional aspects of a given country to a large extent. Soil survey, in turn, has to be deeply rooted in the realities of a continent, country or region (Commission V 1989, European Soil Bureau 1998, Marcinek 1997, Soil Survey Division Staff 1993).

2. EVALUATION OF SOIL SURVEY METHODS IN POLAND

When evaluating the soil survey methods used in Poland, one should apply contemporary criteria (European Soil Bureau 1998). Different descriptions of soil maps depending on the intensity of soil mapping research and map scale are used in the literature on soils. Such terms as "large-scale maps" (from 1 : 2 000 to 1 : 25 000), "medium-scale maps (from 1 : 50 000 to 1 : 100 000), and "small-scale maps" (from 1 : 200 000 to 1 : 1 000 000 and smaller) are used. Other terms that are applied include "exploratory", "reconnaissance", "semi-detailed", "detailed", "detailed-reconnaissance", and "generalized to schematic". In order to eliminate misunderstandings, and at the same time to define the soil map scale unambiguously, the criteria of soil research intensity and a map scale have been assumed (FAO Soil Bull. No. 42, 1979; Soil Survey Division Staff 1993). These criteria are presented in Tables 1 and 2. They

¹ Agricultural University of Poznan, Department of Ameliorative Pedology

Due to space restraints, in this paper neither the realistic soil classification (Butler 1980), the completeness of the pedological documentation, sampling methods nor the set of the laboratory analysis of the soil samples can be evaluated in detail (Buol et. al. 1989, Butler 1980, FAO 1979, European Soil Bureau 1998).

3. METHODS APPLIED IN THE INITIAL PERIOD OF THE SOIL SURVEY

The first small-scale maps of Polish soils on the scale from 1 : 1 000 000 to 1 : 1 500 000 and based on genetic classification of soils were drawn by S. Miklaszewski (1930) between 1908 and 1917. In his mapping he applied low intensity free survey method. He determined the delineation of the separated mapping units using the method of evaluating the rate of changes in the elements of the natural environment (geology, geomorphology, land configuration, vegetation, water conditions, and the like). Each soil map was accompanied by a diligently drawn up soil report that included not only research methods but also extensive comments on soil properties.

4. SOIL MAPS AT RECONNAISSANCE SCALES

Further development of soil mapping research took place during the period between World Wars I and II (1918-1938). It is impossible to discuss all the materials collected during that period here, and I would like to focus only on some methods of soil survey.

In mapping the soils of the Lublin Voivodeship (2.6 mln ha) on a scale of 1:300 000, as base-maps T. Mieczynski (1930, 1931) used topographical maps on the scale of 1:100 000 with contour lines. Before starting his field soil surveys he separated the watershed of the first and second orders; this corresponds approximately with separating soilscapes. He located soil observations (soil profiles, borings) systematically in carefully planned traverses, usually cutting across watershed lines that had been separated earlier so that the transect crossed the watershed line from elevations to pediments. The analysis of the environmental elements and the results of soil field surveys enabled him to infer soil delineations and to define the structure of the separated soil maps more precisely. The average intensity of observation points per an area unit was 1 per 500 ha. When T. Mieczynski (1931) drew up his semi-detailed soil maps (1:25 000), there was 1 boring per 17 ha, and 1 profile with complete documentation per 100 ha. In detailed soil survey, that is when drawing up soil maps of farms (from 200 to 1 000 ha), experimental fields, and the like, he intensified the number of borings from several to a dozen per ha.

Between 1926 and 1938 the Department of Soil Science at the University in Poznań conducted soil survey research in order to draw up a map of Wielkopolska soils (2.8 mln ha) on a 1:100 000 scale (Terlikowski 1958). The soil survey was carried out with topographical maps on a 1:25 000 scale with contour lines. The free survey method was applied in field surveys by precisely locating the observation point in relation to the geomorphologic landform on the map and other characteristics of the natural environment. On average, there was 1 boring per 100-150 ha. 2-3 profiles were described and analyzed from each separated soil taxonomic unit. A soil report together with laboratory analyses of soil samples was worked out for each map sheet of around 12 000 ha.

Together with the soil mapping works on detailed soil maps on a scale of 1:5000 to 1: 0000 for agriculture, and on a scale of 1:25 000 for forestry were performed. Observation points were located according to a grid system, so there were from 1 to 4 observation points per 1 cm² of the printed soil map. A complete documentation of 2 profiles was prepared on each soil mapping unit. Since this detailed soil survey defined the structure of the separated

map units precisely, which could not be performed in smaller scale mapping, these studies were considered as "sample areas" for the studies on smaller scales (Terlikowski 1958).

5. THE MAP OF POLAND'S SOILS AT THE 1 : 300 000 SCALE

After World War II, the soil survey of state farms, forest divisions, experimental stations, etc., at detailed scales (from 1 : 5 000 to 1 : 25 000) were resumed. At the same time a project (1951) to prepare THE SOIL MAPS OF POLAND at the scale of 1 : 300 000 for the area of the entire country was approved. Similarly to the soil mapping performed by Mieczyski (1931), the topographical maps on a scale of 1:100 000 served as the working maps to prepare this map. All the recognized Polish soil surveyors and soil scientists from universities, branch institutes and the Institute of Cultivation, Fertilization and Soil Science in Puławy participated in the soil survey. The co-ordinator and the editor-in-chief of these maps was Professor A. Musierowicz (1961). A total number of 80 000 borings were made on an area of 31.2 mln ha, and soil samples from 3 000 profiles were described and analyzed in laboratories. The soil surveyors applied two methods of soil survey: the traverses method, and the free survey method. The smallest delineation unit was 35mm² on the printed map. On average, there was 1 observation point per 400 ha. On the basis of earlier soil mapping experience, a tentative genetic classification of Poland's soils was made. This formed the grounds for initiating the soil survey. As the soil survey developed, the scheme of a soil classification was verified and enriched gradually with new experience. Working meetings of the 5th Commission of the Polish Society of Soil Science, and the excursions of the Polish Society of Soil Science were organized in the field, where the soil classification system was agreed upon. The final version of the system was published as "The Classification System of Polish Soils" (3rd Ed., 1974). The map was printed in 28 sheets and 2 500 copies

6. SOIL-AGRICULTURAL MAPS

Another nation-wide state undertaking was the project to work out the soil-agricultural map of Poland (1960). The compilation of this map was based on materials collected during the land capability classification. The land capability classification was carried out between 1956 and 1968 (Witek 1965, 1973). This classification covered 20.3mln ha of agricultural land. During the land capability classification carried out in the field, soil quality classes were delineated on cadastral maps on a 1:5 000 scale. Each delineation was described with symbols, e.g. 1-R III^a-3d, which meant: 1- number of the delineation, R – agricultural use of the land, III^a – land capability class, 3 – soil parent material, d – soil texture of whole profile. Moreover, each delineation was marked with a block letter that referred to the soil type according to "The Natural and Genetic Classification of Polish Soils with Special Emphasis on Cultivated Soils" (1956) and the location point of the described soil profile with analyzed samples. The delineations and mapping units on this map represent land capability classes marked with Roman numerals: I, II, III^a, IV^a, V i VI. The remaining symbols were used to justify the evaluation of a given land capability class in this delineation. Since during the land capability classification the soil surveyors also classified soils, described the soil profiles, and even analyzed soil samples taken in the field in laboratories, it was decided that the material would be used to draw up the soil-agricultural map and the soil map on a smaller scale of 1:25 000. The processes of transforming the maps, and compiling the soil agricultural maps and soil maps are presented in a general outline in Table 3. This was the method applied in order to compile the soil-agricultural maps, and soil maps on a semi-detailed scale of 1:25 000. The soil-agricultural map on a 1:25 000 scale was then graphically and spatially generalized to a

scale of 1:100 000 and 1:1 000 000. The soil maps included in the original sketch were used to compile soil maps on a scale of 1:500 000 and 1:1 000 000.

7. CONTEMPORARY METHODS OF SOIL SURVEY IN POLAND

7.1. General information

Research on soil-agricultural maps was conducted in the Provincial Offices of Geodesy and Agricultural Management. This was managed and supervised by the Department of Soil Science and Land Protection at the Institute of Cultivation, Fertilization and Soil Science in Puławy (Witek 1965, 1973) and focused mainly on the optimal transformation of the maps presenting the soil classification of various areas. A uniform soil classification was presented in "The Natural and Genetic Classification of Polish Soils with Special Emphasis on Cultivated Soils" (Comm. V 1956) was used consistently. Due to this survey, more extensive research on the methods of soil mapping and the application of the methods of stereoscopic aerial photo interpretation (Białousz 1977, Carroll et al. 1977, Marcinek et al. 1974), soil classification for soil survey (Butler 1980) as well as scientific methods of transferring quantitative data from some soils to similar soils were discontinued.

7.2. Research on the methodology of soil mapping carried out in different scientific institutions

Research on the methodology of soil survey was conducted at several Polish scientific centers, such as the Laboratory of Remote Sensing, SIP at the Warsaw University of Technology headed by Stanisław Białousz (Białousz 1977, Kuźnicki et al. 1979), the Department of Soil Science and Soil Geography at the Jagiellonian University in Cracow headed by Stefan Skiba, and the Department of Ameliorative Pedology of Agricultural University in Poznań and headed by the author of this paper (Marcinek et al. 1974). Other scientific centers at schools of higher education and branch institutes treated this issue marginally; they mapped soil on different scales but not from the point of view of the methodology used in soil survey. Professor St. Białousz has widely developed the application of remote sensing in soil mapping on different scales, in the studies of thematic maps, and tried to apply the remote sensing method as an auxiliary method in drawing up soil-agricultural maps as well. He has also developed the computer methods of transforming soil on a wider scale. The Cracow center headed by Professor Stefan Skiba dealt with methods of mapping mountain soils in different conditions, in which they occur in mountain massifs. The Poznań center worked on the application of panchromatic aerial photos and taken nearly infrared to separate natural soil delineations within soil scaps. This was connected not only with the adjustment of systematized taxonomic soil units to given delineations, but, most importantly, with the definition of new taxonomic soil units relating to natural soil covers.

7.3. Practical soil survey methods applied in the Polish Lowlands

Methodical soil mapping research was conducted at the Department of Ameliorative Pedology, Poznań. Apart from the systematic application of photo interpretation and the stereoscopic analyses of aerial photographs, attention was drawn to the pedodiversity of soil cover and the possibilities for reflecting this diversity on soil maps. While searching for good soil mapping techniques, soil mapping performed with the systematic use of aerial photos was brought into focus. Because there may be great discrepancies in that field, table 4 presents the sequences of soil survey with the application of this method in the Polish Lowlands. It seems

clear, that this method makes it possible to draw up maps that really reflect the soil cover; precise, reproducible maps that may be worked out by well-prepared soil surveyors.

8. CONCLUDING REMARKS

In comparing soil maps and soil-agricultural maps that exist in Poland, one may notice that soil-agricultural maps are in fact interpretational soil maps. To compare these maps, Figure 1 presents three maps: A. soil-agricultural maps drawn up according to the method presented in Table 1, and the soil map worked out with the method presented in Table 4. This is a sample area located within the undulating ground moraine of the Vistulian glaciation near Śrem, Wielkopolska Lowland. The delineations on these maps are very different from one another. The soil map interpreted from aerial photos taken near infrared, at the approximate scale of 1:7 500 (map B) shows that natural delineations that refer to "soil mapping units" that take into consideration the slope and erosional phases. The contours of the complexes of soil suitability for agricultural use are drawn on the soil-agricultural map; these contours are very simplified. That is why the soil-agricultural map can only be used for agricultural purposes.

Although there are quite rich soil mapping materials, they cannot fully meet all the requirements for soil maps made by modern society. In order to meet these expectations, the existing soil mapping materials need to be verified, and the possibilities for using existing materials or preparing new maps based on modern methods of soil survey need to be determined. This verification may be carried out by comprehensive soil mapping of adequately chosen sample areas. The verification was presented by the author of this paper in 1993 at a methodological conference, held in Kołobrzeg, of the representatives of all departments and institutes of soil science in Poland (Marcinek 1993). This paper presents that material once again, but this time in condensed form. Each selected sample area should cover an area from 1 000 to 5 000 ha so that a detailed soil mapping can be carried out when applying modern methods (Table 4). Within the delineated and defined soil mapping units on the sample areas, tests of physical, hydropedological, chemical and other soil properties should be made. The results would enable a quantitative description of soil covers and would make it possible, without making significant errors, to interpolate and extrapolate the test results from some soils that were tested in detail to other soils that were only classified as the same or similar soil units. Sample areas should include practically all those soils that play a significant role in the soil cover of Poland. During the first stage of the research, which covers from 150 000 to 200 000 ha of arable land, forests and meadows in total, one may identify around 30 such sample areas over the entire country. The most modern soil mapping (aerial photos, satellite pictures, geostatistics, and the like), hydropedological (soil water retention, infiltration, percolation, filtration, hydraulic conductivity in the unsaturated zone, ground water level, and the like), chemical (organic matter content, clay fraction and its quality, cation exchange capacity, nutrient availability elements and their total content, including microelements and heavy metals, etc.) methods should be applied on the sample areas. The methods should be then adjusted and verified adequately. The results of such research on sample areas should form the basis for a comprehensive quantitative analysis of the Polish soil environment in the context of soil types, soil catena system, the specificity of natural environments, soil resources, living nature resources, and the like.

Any problem relating the soil cover in the natural environment should be evaluated quantitatively by applying the appropriate mathematical simulation models. All soil research institutions in Poland, at Universities, the Polish Academy of Sciences and branch institutes, should take part in the research. The plan of the whole research project, the selection of sample areas and research methods, as well as the co-ordination of the soil surveys conducted by different institutions, should be the task of a Program Council that would be appointed

specifically for that purpose. The Program Council would consist of competent experts. The tasks and responsibilities of the Program Council would include:

- 1) the preparation of a detailed research program, research methodology, schedule, and selection of a sample area;
- 2) the implementation of a uniform taxonomy and soil classification, and their creative development as the research develops;
- 3) the collection of the representative profiles of soil units that play a significant role in the soil cover of Poland;
- 4) the gradual implementation of mathematical modeling of the soil environment and of their energy flow processes and matter circulation;
- 5) the supervision of a correct and uniform course of works performed by all field groups.

Although numerous serious soil, chemical-agricultural, biological, and other research has been conducted in different research centers in Poland, they do not form a basis for working out greater syntheses with a possibility of their spatial extrapolation. These results form, among other reasons, the fact that in most cases the research is not based on precisely defined soil taxonomic and mapping units. Only objective and quantitative soil taxonomy and classification, and a suitable soil map may form the basis for transferring the research results from one soil series to the same soil series, or another similar but precisely defined soil units.

REFERENCES

- Białousz S. 1977. *Fotointerpretacja w kartografii gleb*. Fotoint. Geogr. 12.
- Buol S. W., Hole F. D., Mc Cracken R. J. 1989. *Soil Genesis and Classification*. (3th Ed.) Iowa St. Univ. Press, Ames.
- Butler B. E. 1980. *Soil Classification for Soil Survey*. Clarendon Press, Oxford.
- Carroll M. D., Evans R., Bendelow V. C. 1977. *Air Photo-interpretation for soil mapping*. Soil Survey, Tech. Monograph No. 8, Harpenden.
- Comm. V. Soil Genesis Classification and Cartography PSSS. 1956. *Natural and Genetical Classification of Polish Soils with Special Emphasis on Cultivated Soils*. (1st Ed.). RNR. 74-D. Warszawa.
- Comm. V. Soil Genesis Classification and Cartography PSSS. 1974. *The Classification System of Polish Soils*. Roczn. Glebozn. 25 (1). PWN, Warszawa.
- Comm. V. Soil Genesis Classification and Cartography PSSS. 1989. *Systematics of Polish Soils*. Roczn. Glebozn. 4 (3/4).
- European Soil Bureau - Scientific Committee. 1998. *Georeferenced Soil Database for Europe - Manual of Procedures, Version 1.0*. Joint Research Centre, European Commission.
- FAO. Soils Bulletin no. 42. 1979. *Soil Survey Investigations for Irrigation*. Rome.
- IUNG - Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa. 1965. *Instruction for compilation of soil-agricultural maps at a scale of 1:5 000 and 1:25 000 and soil-natural maps at a scale of 1:25 000*. Min. Roln. Dept. Urzędzeń Rolnych. Warszawa. (in Polish).
- Kuźnicki F., Białousz S., Skłodowski P. 1979. *Podstawy gleboznawstwa z elementami kartografii gleb*. PWN. Warszawa.
- Marcinek J. 1993. *Niektóre kierunki badawcze i dydaktyczne gleboznawstwa współczesnego (zarys problemu)*. Ogólnopolska Konferencja Metodyczna P.T.G. Kołobrzeg.
- Marcinek J. 1997. *Principles of the Polish Soil Classification System*. Mitt. Deutschen Bodenkund. Gesellschaft. 84, 277-304.
- Marcinek J., Cierniewski J., Spychalski M. 1974. *The Interpretation of Aerial Photographs in Soil Survey*. Roczn. Glebozn. 25, 231-240.
- Mieczynski T. 1931. *Krótki podręcznik gleboznawstwa*. Ks. Roln. Warszawa.
- Mieczynski T. 1930. *Mapa gleb województwa Lubelskiego w sk. 1:300 000*. Puławy.

- Miklaszewski S. 1930. *Gleby Polski*. Warszawa.
- Musierowicz A. (koordynator). 1961. *Soil Map of Poland at the scale of 1: 300 000*. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
- Schelling J. 1970. *Soil Genesis, Soil Classification and Soil Survey*. Geoderma, 4 (3), 165-193.
- Soil Survey Division Staff. 1993. *Soil Survey Manual*. USDA, Handbook No. 18.
- Terlokowski F. K. 1958. *Prace wybrane z dziedziny gleboznawstw, chemii rolnej i nawożenia*. PWR i L. Warszawa.
- Witek T. 1965. *Treść i metody sporządzania map glebowo-rolniczych*. PTG, Puławy-Kielce.
- Witek T. 1973. *Mapy glebowo-rolnicze oraz kierunki ich wykorzystywania*. Wyd. IUNG, Seria P(18). Puławy.

Fig. 1. Comparison of three maps: A. Soil - agricultural map; B. Soil photo interpretation map and C. Detailed soil map

A. Soil - agricultural map (soil suitability for agricultural use)	C. Detailed Soil Map
<p><u>Explanations</u></p>	<p><u>Explanations</u></p>
<p>COMPLEXES OF SOIL SUITABILITY FOR AGRICULTURAL USE</p>	<p>A. Brown Forest Podzolic soils (Udalfs) A1c - slightly loamy sand 5 - 10 % slopes moderately eroded</p>
<p>1 - excellent for wheat 2 - good for wheat 4 - excellent for rye or good for wheat - rye 5 - good for rye 6 - weak for rye 7 - very weak for rye</p>	<p>A2 - slightly loamy sand mod. deep (40 - 80 cm) over loam A2c - id. 5 - 10 % slopes, moderately eroded</p>
<p>GREAT SOIL GROUP A - Brown Forest Podzolic soils Bw - Brown Leached soils D - Typical Black Earth soils</p>	<p>A3 - loamy sand, mod. deep (40 - 80 cm) over loam A3b - id. 2 - 5 % slopes, slightly eroded A3c - id. 5 - 10 % slopes, moderately eroded A3e - id. 5 - 10 % slopes, severely eroded</p>
<p>SOIL TEXTURE CLASSES pl - sand ps - slightly loamy sand pgl - light loamy sand pgm - loamy sand gl - light loam</p>	<p>A4e - silt loam 5 - 8 % slopes, severely eroded D. Typical Black Earth (Typical Endoaquolls) D1 - sandy loam deep to shallow over loam Dz - Browned Black Earth (Typical Endoaquolls) Dz1 - sandy loam shallow (<50 cm) over loam</p>
<p>CONTRASTING PARTICLE SIZE CLASSES AT THE DEPTH OF less than 50 cm 50 to 100 cm</p>	<p>N. Cumulic Black Earth (Cumulic Endoaquolls) N2 - loamy sand, moderately deep to deep over loam</p>

Table 1 : Terminology of soil survey intensity in relation to final mapping scale and kinds of mapping units*)

Kinds of soil survey	Range of scales	Kind of mapping unit	Typical components of map units
A. Very high intensity (very detailed)	Larger than 1:10 000	Mostly consociations, some complexes, miscellaneous areas	Soil species (series) and soil texture the whole profiles
B. High intensity (detailed)	1:10 000 to 1:25 000	Consociations, complexes; few associations	Soil species (series), few named at the level above the species, soil texture the whole profiles
C. Medium density (semi-detailed)	1:25 000 to 1:100 000	Mostly associations or complexes and undifferentiated groups	Associations of soil species (series); physiographic units (including soil species)
D. Low density (reconnaissance)	1:100 000 to 1:250 000	Association of Great Soil Groups or Subgroups; occasionally individual Great Groups	Mostly associations; some complexes, consociations and undifferentiated groups
E. Very low density (schematic to exploratory)	1:250 000 to 1:1 000 000	Land units of various kinds (preferably including identified Great Soil Groups)	Associations; some consociations and undifferentiated groups
F. Schematic or exploratory	Smaller than 1:1 000 000	Great Soil Groups (having essentially taxonomic significance)	Associations of Great Soil Groups

*) FAO Soil Bulletin No. 42 (1979)
Soil Survey Division Staff (1993)

Table 2 : General indications for sampling density with different intensities of soil survey
(systematic soil survey with the use of air-photo interpretation)*

Kinds of soil survey	Scale	Area represented by 1cm ² of map, ha	Density of observations (1 obs/2cm ² of map)	Minimum area on the map (Basic mapping unit) ha	Accuracy of boundaries
A. Very high intensity	1:5 000 1:10 000	0,25 1,0	1/05 ha 1/2,0 ha	0,5 2,0	Position of all boundaries checked through the length on the ground by transecting or traversing. Remotely sensed data are used as an aid in boundary delineations.
B. High intensity	1:20 000 1:25 000	4,0 6,25	1/8,0 ha 1/12,5 ha	8,0 12,5	Position of almost all boundaries checked throughout the length on the ground and by remotely sensed data
C. Medium intensity	1:50 000	25,0	1/50 ha	50,0	Some boundary checking by observation and most by interpretation of remotely sensed data
D. Low intensity	1:100 000	100,0	1/200 ha	200	Almost all boundaries plotted by interpretation of remotely sensed data and verified by traversing representative areas
E. Very low intensity	1:250 000	250	1/500 ha	500	Almost all boundaries inferred

*) FAO Soil Bulletin No. 42(1979)
Soil Survey Division Staff (1993)

Table 3 : The process of compiling map of soil suitability for agricultural use at scale 1:25 000 and soil map at the same scale from maps of land capability classification at scale 1:5 000

LAND CAPABILITY CLASSIFICATION MAPS
1:5 000
as a basic source map for generalisation to „soil map” and „map of soil suitability for agricultural use”

STEP 1: OFFICE PREPARATION MAPS

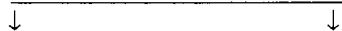
- verification and re-classification of soil profiles in all delineations
- set up new symbols for delineations of „soil mapping units” and „complexes of soil agricultural suitability units”

STEP 2: ADDITIONAL FIELD STUDIES

- check up for boundaries of delineations, symbolization and describe additional soil profiles (4-6 par 100 ha)

STEP 3: FINAL OFFICE WORK

- comparison the results of soil checked up in the field (step 2) with results of land capability classification (step 1)
- final decisions and compiled maps:



Boundary delineations and symbols of „complexes of soil agricultural suitability mapping units”

Boundary delineations and symbols of soil mapping units

Graphic and spatial generalization map from scale 1:5 000 to scale 1:25 000

Taxonomic and Graphic generalization maps from scale 1:5 000 to scale 1:25 000

Reduce maps to the scale of 1:25 000



Map of soil suitability for agricultural use at scale of 1:25 000

Soil map at scale of 1:25 000

Table 4 : SCHEME OF THE SEQUENCES OF SOIL SURVEY WITH THE METHOD OF PHOTO INTERPRETATION, STEREOSCOPIC ANALISES, AND FIELD STUDIES

A. PRE-SURVEY

1. Office. Collect all basic materials: topographical maps, field maps, aerial photographs, mosaic, etc.
2. Field. Preliminary reconnaissance soil survey in the field in order to get a general idea about soil conditions, natural drainage, geomorphology, etc. and to choose the places for sample areas.
3. Office. Choose the method of detailed air photo interpretation of the sample area, and perform the interpretation.

B. SURVEY.

4. Field. Field work in the sample area. This work is carried out at a higher level of intensity (1:10 000). Travers survey is used to locate point of observations. On the map all soil species (series), their phases and their locations in the field have to be indicated in an accurate and detailed way. The working soil map explanations and the aerial photo-interpretation criteria are further refined. Sample areas should be mapped in each physiographic unit or broad soil association of the area.
5. Office. Photo-interpretation of the whole area. Boundaries established by photo-interpretation and field work in the sample area are extrapolated or interpolated, as far as possible, by systematic interpretation of the remaining aerial photographs of the area.
6. Field. Soil survey outside the sample area. If good quality aerial photographs are available (photo scale 1:10 000) and soil boundaries are shown clearly the number of observations may be reduced to 1 observation on 2 or 4 cm² of a printed map. One ougerhole to the depth of 1.5 m per 12.5 to 50 ha, and one soil profile with full sampling to the depth of 2 m par 500 ha should be done. Typical components of map units are associations of soil species (series), physiographic units (including identified soil species) and their phases. Mapping units are mostly associations, complexes and undifferentiated groups.
7. Field. Review all maps for accuracy and final check for symbolisation. Correct all errors.

C. POST-SURVEY

8. Office. Group soil profiles and definitions of soil taxonomic units on the higher level (great soil groups) and on the lower level (species, polypedon). Final definition of soil mapping units.
9. Office. Prepare the soil map and compile all supporting data. On the basis of the soil map and the results of field and laboratory investigations prepare the interpretation maps for many different purposes if needed. Write the final soil survey report.

"The European Soil Bureau and its future activities in Central and Eastern Europe".

Luca Montanarella¹

One of the main challenges for European soil science is to bridge the existing gap between the soil information available within the scientific community and the data needs for supporting the policy making process at European level. The main task of the European Soil Bureau (ESB) is to build the necessary interface between the scientific community and the policy making process in order to bridge this gap. The European Soil Information System (EUSIS) is one of the tools developed for this purpose. The EUSIS consists of a geographic dataset, a semantic dataset, a soil profile analytical database, a soil hydraulic parameters database and a knowledge database in a fully integrated geographic information system (GIS) within the European Geographic Information Infrastructure (EGII). It is located at the Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italy, and is part of the Agriculture and Regional Information Systems Unit (ARIS) of the Space Applications Institute (SAI). Its aim is the establishment of a common framework at continental scale for the sustainable use of the soil resources in Europe and to provide harmonised soil information relevant to Community policies, its relevant General Directorates (DG's), to the European Environment Agency (EEA) and to concerned Institutions of the EU Member States. It allows a number of applications relevant to the Common Agricultural Policy (CAP) and to the Environmental Policy of the European Union. The European Soil Information Systems is a valuable instrument for the application of hydrological models at the European scale, such as the flood simulation model LISFLOOD, which is under development within the Natural Hazards Project of the Space Applications Institute (SAI) of the Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italy, to study floods in Europe. EUSIS is currently the only available trans-national geographic information system for soil data in Europe. Case studies for the flood research activity are carried out in the Meuse and Oder catchments. The LISFLOOD model consists of a catchment water balance model, a catchment flood simulation model, and a high-resolution flood inundation simulation model, integrated in a PC-based GIS. Inputs to the LISFLOOD model are meteorological station data (precipitation, temperature, wind, sunshine etc.), digital elevation models, land use maps, and soils data. From EUSIS soil texture maps, soil depth maps, parent material maps, and soil hydraulic data are derived for LISFLOOD. For the Oder catchment a specific soil database at scale 1:250,000 is currently under development.

EUSIS will be extended to cover the New Independent States (NIS) of the former Soviet Union. In close collaboration with the Northern American soil surveys it will be part of the future Northern Circumpolar Soil Database at scale 1:2,500,000. The final coverage including the Mediterranean basin, Europe and Siberia will be fully integrated within a nested system (fig. 1) linking on one end to the future World Soil and Terrain Database at scale 1:5,000,000 of FAO; on the other end, to the more detailed information that will be collected for selected priority areas (agricultural

¹ EUROPEAN COMMISSION
DIRECTORATE GENERAL JRC - JOINT RESEARCH CENTRE
Space Applications Institute
Agriculture and Regional Information Systems
European Soil Bureau
TP 262
I-21020 Ispra (VA), Italy

lands, vulnerable ecosystems, irrigated areas, etc.). These areas will have georeferenced data on soil at scales ranging from 1:250,000 for National applications, down to 1:5,000 for local spatial planning and precision farming applications.

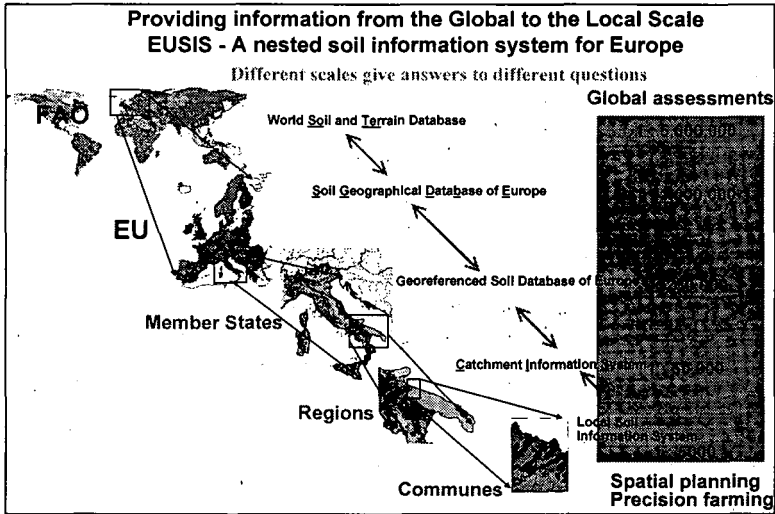


Figure 1: The nested European Soil Information System (EUSIS).



Figure 2: Current extension of the 1:1,000,000 scale Soil geographical Database of Europe.

Currently, the European Soil Information System (fig. 2) includes only the Central and Eastern European countries not belonging to the former Soviet Union (New

Independent States, NIS). Joining these countries requires a huge effort due to the enormous extension of some of them, namely the Russian Federation. Recent developments, like issues related to the Kyoto process, the newly negotiated annex 5 of UNCCD and other relevant policy areas, urgently require to have a coherent picture of these countries, with soil information comparable with the rest of Europe. Therefore the ESB has started a project of extension of the current EUSIS to cover the NIS including Siberia. As it would be impossible to achieve a coverage at the same level of precision (1:1,000,000 scale), it has been chosen to generalise the available information at a scale of 1:2,500,000.

The main goal is to elaborate the Soil Digital Database for Russia and European NIS at the scale of 1:2.5M based on the European Soil Information System standard.

The database will be derived from the published Soil Map of the Russian Soviet Federative Socialist Republic (SMR) at the scale of 1:2.5M and manuscripts compiled for each of the European NIS. These manuscripts have been compiled by the Dokuchaev Soil Institute with participation of representatives from numerous national soil research organisations collaborating in editorial panels. The validity of the cartographic materials will be approved by the national competence soil institutions. Attributive database will come from abundant published sources and archives.

The digital soil database will fit the geographical scale of 1:2.5M and cover whole territory of the Russian Federation and European NIS, namely Byelorussia, Moldova and Ukraine. The resulting coverage, expected to be ready by beginning 2001, will be then incorporated into the joint Canada-USA-EU Northern Circumpolar Soil Database that will be finalised by end of 2001.

Acknowledgements

The European Soil Bureau is a large network of soil science institutions and soil scientists in Europe. I would like to acknowledge their continuing support to the idea of a common focal point for soil information in Europe, the European Soil Bureau.

References

European Land Information Systems for Agro-environmental Monitoring. D. King, R.J.A. Jones and A.J. Thomasson (eds.). EUR 16232 EN, 284pp. (1995). Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Soil Databases to support sustainable development. C. Le Bas and M. Jamagne (eds.). EUR 16371 EN 149pp. (1996). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

The use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe. A. Bruand, O. Duval, H. Wösten and A. Lilly (eds.). EUR 17307 EN 211pp. (1997). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources. H.J. Heineke, W. Eckelmann, A.J. Thomasson, R.J.A. Jones, L. Montanarella and B. Buckley (eds.). EUR 17729 EN 546pp. (1998). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Georeferenced Soil Database for Europe: Manual of Procedures Version 1.0. European Soil Bureau, Scientific Committee. EUR 18092 EN 184pp. (1998). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Soil Resources of Europe. P. Bullock, R.J.A. Jones and L. Montanarella (eds.). EUR 18991 EN 202pp. (1999). Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**Referate der gemeinsamen Tagung der Deutschen und der
Amerikanischen Bodenkundlichen Gesellschaft
18. bis 22. September 2000 in Osnabrück**

Band 93

2000

History of German Soil Science

by H.-P. Blume, Kiel University, Germany

1. Introduction

Soil observations have been recorded throughout Germany since before 1800. The 19th century saw the description, classification and analyses of soils in laboratories and the investigation of productivity in field trials. There are two lines of development with two, at least partly different origins: agriculture on the one hand, and geology together with forestry on the other. During the 20th century a further division into different disciplines of soil science took place. In the interest of brevity I shall say something about some well-known names or schools only. Greater details can be found in Giesecke (1929), Mückenhausen, (1992), Yaalon (1997) and Böhm (1997).

2. Roots and Beginnings

2.1 Agricultural line

Albrecht Thaer (1752-1828) is regarded as the founder of a modern German agriculture. His work based on the field experiments in Möglin (Thaer 1809/12). He further wanted to expand the knowledge of soils, and paid particular attention to progress made in England (Thaer 1798-1804). While hitherto soil had been regarded as something constant, almost unsusceptible to influence by man, Thaer recognized the variability of soils. He recognized water potential as an important soil property and developed methods for its determination. He also established grain size analysis by sieving and elutriation. Together with chemist Heinrich Einhof (1778-1808) he developed a soil classification, mainly based on texture and humus content (Thaer 1811). His influence led to the foundation of agricultural academies in Germany, where (mostly in the context of tillage) soil science was also studied and taught. Sprengel (1787-1859) joined him as a co-worker, who later (1837 in Braunschweig) wrote the first thorough work on soil science in German. Sprengel completed Thaer's soil classification by taking the influence of different rock into account. His book also contains comprehensive total contents of nutrients in soils. It describes the necessity of minerals for cultivated plant growth and demonstrates the significance of rock weathering for nutrient release. Of particular importance are Sprengel's investigations of humus and the composition of humic acid as well as the negative effect of free humic acids on plant growth. Sprengel demonstrated in 1828 (in Göttingen) that minerals, as opposed to soil humus, are responsible for plant growth. He formulated that "if a plant needs 12 elements for growing, it would never grow when only one of them was missing. It would always remain sick when one of the needed minerals is not available in the required quantity". So Sprengel had as the first author of this subject formulated the *law of minimum*. He stated the theory 12 years before Liebig's works (Böhm 1997).

Justus von Liebig (1803-1873) had a formative influence on agricultural chemistry, along with Th. de Saussure in France (1767-1845) and Humphry Davy in England (1778-1829). Liebig had a strong influence on agriculture around the world through his book *Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie* (1840), that was published in nine editions and translated into several languages. He proved by experiments that plants need nutrients for growing which they gain from soil or from the air. Liebig formulated more precisely the law of minimum. Therefore he is regarded as the founder of the mineral theory of plant growth, which states that plant production, takes place proportionally to the quantity of soil nutrients and added mineral substances.

The significance **soil physical properties** to plant growth had already been emphasized by Thaer (1810/12). Gustav Schübler (1787-1834) recognized in 1831 the importance of soil texture for soil water balance, the relationship of soil color on soil temperature and the effects of the gas budget in the soil. Emil Wolff (1818-1896) propagated the determination of water capacity in 1857, and in 1867 L. Schöne constructed an elutriation apparatus for texture analysis (Wahnschaffe 1903). Ewald Wollny (1846-1901) carried out important research on the influence of plant cover on physical soil properties and soil fertility. Additionally, he supported the development of *agricultural*

physics by the edition of a scientific journal (*Forschungen auf dem Gebiet der Agrikulturphysik*, 1878-1898).

The agricultural line of soil science, interested mainly in cultivated plants, focussed merely on the 20-25 cm thick topsoil layer and the 20-40 cm thick subsoil. Until well into the 20th century, there was little interest in the understanding of soil formation. The famous soil scientist Eilhard Mitscherlich (1874-1956) defined soils in his much published book (1905-1950) *Bodenkunde für Land- und Forstleute* "as a mixture of powdery solid particles, water and air, which lay on the surface and exposed to climatic influences. They could bear vegetation. He stressed that it was irrelevant to cultivated plants how the soil where they grew, had geologically had developed: He emphasized that the current physical and chemical soil properties were the only factors relevant for plant growth".

2.2 Geological and Forestry Lines

Forestry academies were founded in Germany about 1770. Mineralogy was taught as a subject, encompassing both geology and soil science. In 1830 Johann Hundeshagen (1783-1834) published *Soil science in relation to agriculture and forestry* primarily for the study of forest soils. This was the first German textbook of soil science. Hundeshagen formulated soil scientific observations and their relationship to land use.

Ferdinand Senft (1810-1893), in his books „*Text book of the orology and pedology for forest people*“ (1847), and „*Text book of the forestry geology, pedology and chemistry*“ (1857), offers more knowledge of soil science. Senft's books were not just description and classification of topsoils, but rather, he emphasized that there are layers with different properties. He also described soil profiles up to 2 m thick (in a very simple way). From these observations he developed a scheme of the function of forest soil layers:

Topsoil

1. *Layer of fermentation - layer of germination; in summer: layer of soil moisture; in winter: layer of soil warmth; in general: food store.*
2. *Humus layer - nutrition layer. This layer is penetrated by dew and suction roots (dew root layer)*
3. *Raw soil layer - layer of nutrients. The taproot provides anchorage and penetrates the soil excellently.*

Subsoil

4. *and 5. Ground soil - mediation layer of top soil temperature. Shall take a part of topsoil water or, when dry, will supply water.*

He also describes the processes of weathering, and in later editions he explains its meaning to soil development. By 1857 he stresses that the soils near villages are often more fertile than soils which are situated at greater distances. The opposite was true for soils neighboring smelters or chemical factories.

Albert Fallou's publications, especially *Rudiments of the Soil Science (1857)*, *Pedology, or general and special Soil Science (1862)*, and *Ground and Soil of the Kingdom Saxony (1853/55)* described soil properties similarly to Senft's observations. But he also claimed an interest in soils as a subject in their own right. He created the term *pedology*. He defined *soils as loose masses of mineralic and organic components, which arise from weathering and reorganization at the earth's surface (1862)*. But further definitions remain vague, and seem not to influence his soil classification, which is more a classification of geological substrates than of soil texture classes).

From a German point of view, Senft and Fallou could have prepared the way for the Russian W.W. Dokuchaev (1846-1903) and for the German-American E.W. Hilgard (1833-1916) who both recognized that soils are the result of soil forming processes from parent rock under the influence of climate, topography, organisms and men (see also Boulane 1989, p. 109). With this they created *soil science* as a separate discipline. In Germany, E. Ramann (1851-1926) was substantially involved in this process, primarily through his books *Forestry Soil and Site Science (1895)*, and in several editions of *Soil Science (1905-11)*.

3. National and International Cooperation

The German soil scientists E. Ramann, F.W. Schucht, and F. Wahnschaffe took part in the international congresses at Budapest (1909), Stockholm (1910), and Prague (1922), which led in 1924, in Rome, to the foundation of the *International Society of Soil Science* (ISSS). E. Raman served as an honorary president (van Baren 1974). From 1912 to 1944 the *International Reports of Soil Science* (since 1926 official Proceedings of ISSS) were published in three languages (English, French and German) in Berlin. In 1926 the *German Society of Soil Science* (DGB) was founded as a *National Section* of the ISSS which, in the thirties, had up to 200 members.

After World War II the re-establishment of the DBG took place and in 1999 it became a member of the *International Union of Soil Science*. Today the DBG has more than 2400 members. It is organized- according to the ISSS - in 8 commissions and several working groups. Their tasks consist in supporting research and teaching by the organization of congresses, excursions and further education. The DBG publishes the *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, and is involved in the solutions to social and political issues and problems: The working group *Preservation of Soils* has advised the German Parliament in drafting a *soil preservation law*, which, in 1998 came into power, and in 1999 supplemented by a decree. The working group *Soils in Schools and Further Education* helps teachers with advisory services, congresses, further education and the construction of soil teaching paths in order to transport soil themes into the lessons.

In the years 1966- 1990 in the *German Democratic Republic* (GDR) a *Soil Science Society* existed independently. In 1995 the *Bundesverband Boden* was founded with the support of the DBG. It drafts regulations and controlling recommendations for quality control of soils, represents technical and scientific as well as juridical interests, and carries out public relation work for soil prevention.

4. Soil Genesis

An appreciation of the soil forming processes was not always of scientific interest. At the beginning of the 20th century Ramann and his coworkers did a lot of excellent work in their research on chemical weathering processes. In the middle of the 20th century the Austrian Walter Kubiena (1897-1979) tried to understand the effects of soil forming processes in a micro morphological way with the help of the micro section technique, partly during his time in Hamburg-Reinbeck (Kubiena 1938, 1948).

Later, Ernst Schlichting (1923-1988) and his coworkers contributed further to the understanding of quality and quantity of soil organic matter decomposition and humification processes, of clay migration, of podzolation as well as of redoximorphism by ground water, perched surface water and reduct gases (CH_4 , CO_2 , H_2S), and of the formation of sand filled cracks in arid soils (Stahr et al. 1990). The reconstruction was often achieved by comparing soil horizon properties with those of rock (= historical pedology), as well as by measuring the soil dynamics in the field and by carrying out laboratory tests (= experimental pedology). Schlichting and his coworkers also investigated, how much adjoining soils on a landscape have influenced each other, in their genesis by lateral water and element fluxes. Such research is of great practical importance for land use. The process identifies where to draw soil association boundaries maps where lateral water and element movements can be predicted, and where watersheds are to be seen as important borders, between soilscales

5. Soil Mapping and Classification

The first soil maps had a geological character in Germany. With the book *The geological Relationships of the North German Alluvial Land, and the making Geologi-agronomical Maps* (1870) Albert Orth (1835-1915) prepared the basis for the edition of the later geologi-agronomical maps of the Prussian *Geologische Landesanstalt* at the scale of 1:25000. Other German states including Württemberg and Baden followed this example. Large to medium-scaled soil maps were drawn only in single cases before 1950. They were based on a soil classification with genetic approaches after the book *Types of Soil Formation, their Classification and Geographically*

Distribution (1914) by the Russian K. Glinka (1867-1927) which followed the concept of zonal and azonal soils. Hermann Stremme (1879-1961) from Danzig, in co-operation with many European soil scientists, finished the first soil map of Europe at the scale of 1:10 million in 1927. He prepared a soil map of Germany a scale of 1:2.5 million in 1937 (Stremme, in Yaalon & Berkowicz 1998).

Since 1950 soil maps have been drawn in the German states by regional departments for geology at a scale of 1:25000. Maps at a scale of 1: 200000 will soon be finished. Since 1980 soil maps of urban/industrial agglomerations had also been produced.

A soil classification on a genetic basis serves as a legend of German soil maps, which is based on the ideas of Walter Kubiena (1897-1970), and which was mainly developed under the leadership of Eduard Mückenhausen (1962). Later, the definitions of diagnostic horizons of the US Soil Taxonomy and the legend of the FAO World Soil Map have been adopted and comparability has been achieved (AK Bodensystematik 1998).

At the beginning of the thirties an assessment system was developed, which utilized simple soil descriptions to 1 m depth. Numerical soil evaluations (*Bodenzahlen*) were derived from texture, parent rock and morphological conditions, which reflect the productivity of arable land and pastureland as a basis for a fair taxation (Rothkegel 1950). Since the thirties all agricultural soils have been mapped at a scale of 1:5000 following this concept. The results have mostly been digitized, and now are useful for creating small-scaled soil maps, as well as landscape planning and risk assessment for potentially endangered soils.

During the period of German separation, the GDR classified soils differently. A classification system of *soil substrates* was developed next to a system of *soil types* (Lieberoth 1982). The first has been adapted as a supplement of the classification of soil type in a revised edition after the reunification of Germany (AK Bodensystematik 1998).

6. Contributions to Soil Chemistry and Mineralogy

By 1896 Albert Orth (1835-1915) had precisely described the necessity and technique of liming for agriculturally used soils. In 1888 the Dutchman J.M. van Bemmelen (1830-1910) described the recent knowledge on ion exchange by soil colloids and the effects of soil acidity, which he continued to work on until 1910. Based on van Bemmelen's work, the Germans Georg Wiegner (1883-1936) in Zürich and Hubert Kappen (1878-1949) intensively studied the mechanisms and processes of pH and ion exchange in soils (Bolt, in Yaalon 1997). Paul Schachtschabel (1904-1998) has continued such studies since the thirties. He developed in 1943 a simple method for the determination of H-values and the need of lime, which also based on pH (Ca acetate) measurements. Later, he achieved important results in the determination of the contents of plant-available nutrients in soils. By the thirties he had developed successful experiments for the formation of kaolinite from weathering products of soil minerals (described in papers of Schachtschabel see Scheffer/Schachtschabel 1956).

Since the sixties Udo Schwertmann (Weihestephan) has been internationally recognized for his research related to the genesis and properties of iron oxides. His work has produced major advances in the identification and characterization of these important pigmenting agents in soils and sediments (Bigham 1993).

Since the end of the seventies Wolfgang Zech (Bayreuth) and his coworkers contributed a great deal to characterizing soil humus by methods of wet chemistry, NMR-spectroscopy and pyrolysis techniques, which helped to understand humification processes (Fründ et al. 1994).

Since the seventies research on the pollution by heavy metals and organic harmful substances has been an important subject. In addition to others, Gerhard Bruemmer (Bonn) and his coworkers have contributed important knowledge on bonding mechanisms of polluting substances in soils (Scheffer/Schachtschabel 1998, p. 317-357).

7. Contributions to Soil Physics

First in Gießen and Trier, and later in Weihenstephan and Müncheberg, soil physicians – partly following American research - have studied the reasons and consequences of water erosion, and have developed prevention strategies (Blume et al. 1996 ff, chapter 6.3).

For about 20 years Karl-Heinz Hartge (Hanover) and Rainer Horn (Kiel) have investigated with their coworkers processes of aggregate formation. They have carried out measurements of water tension, water content, soil temperature and redox potential with a micro sensor technique. They also studied together with others subsoil compaction induced by machinery compression and shearing, developed measuring techniques, and concepts of modeling these processes (Horn et al. 2000).

8. Ecosystem Research

Bernhard Ulrich (Göttingen) and his coworkers were the first German soil scientists, who from 1970 to 1985 together with biologists and climatologists, studied the structure and the energy, water and element dynamics of representative forest ecosystems of the Solling area (Ellenberg et al. 1986). Their studies not only helped to understand the interactions of biotop and biocenose, but also elucidated the effects of the so-called *acid rain* on forest ecosystems. In the following years, ecosystem research centers were founded near the universities of Göttingen, Bayreuth, Kiel, Munich-Weihenstephan and Stuttgart-Hohenheim where soil chemists, soil physicists, biologists, geologists, meteorologists, toxicologists and some limnologists have intensively studied agricultural, forest and water ecosystems for 12 years. This research has led to very important basic knowledge, and it has helped to understand the reasons for modern forest damage, groundwater and lake pollution, by acids under and adjacent to forests, as well as the impacts of nitrates and pesticides from adjacent agricultural lands.

9. Literature

- AK Bodensystematik (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. 86, 1-180
- Baren, van F. A., (1974): The history of the International Society of Soil Science 1924-1974. Bull. ISSS No. 45, 1-18. Amsterdam
- Bemmelen, van J. (1888): Die Absorptionsverbindungen und das Absorptionsvermögen der Ackererde. Ländw. Vers. Station 35, 69-136
- Bemmelen, van J. (1910): Die Absorption. Steinkopff, Dresden
- Bigham, J. (ed. 1993): Soil color. SSS of America, Madison
- Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W., Frede, H.-G., Horn, R., Stahr, K. (1996 ff): Handbuch der Bodenkunde; ecomed, Landsberg
- Böhm, W. (1997): Biographisches Handbuch zur Geschichte des Pflanzenbaus. K. Saur, München
- Boulaire, J. (1989): Histoire des Pedologues et de la Science des Sols. Inst. Nat. de la Recherche Agronomique, Paris
- Ellenberg, H. et al. (1986): Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojektes. Ulmer, Stuttgart
- Fallou, F. (1853/55): Die Ackererden des Königreichs Sachsen, geognostisch untersucht und klassifiziert. Schönfeld, Dresden
- Fallou, F. (1857): Anfangsgründe der Bodenkunde. Schönfeld, Dresden
- Fallou, F. (1862): Pedologie oder Allgemeine und besondere Bodenkunde. Schönfeld, Dresden
- Fründ, R., Guggenberger, G., Haider, K., Knicker, H., Kögel-Knabner, I., Lüdemann, H., Luster, J., Zech, W. & Spiteller, M. (1994): Recent advances in the spectroscopic characterization of soil humic substances and their ecological relevance. J. Plant Nutr. & Soil Sci. 157, 175-186
- Giesecke, F. (1929): Geschichtlicher Überblick über die Entwicklung der Bodenkunde bis zur Wende des 20. Jahrhunderts; in E. Blanck (Hrsg.): Handbuch der Bodenlehre, 1. Band, 28-86. J. Springer, Berlin
- Glinka, K. (1914): Die Typen der Bodenbildung, ihre Klassifikation und geographische

- Verbreitung. Borntraeger, Berlin
- Horn, R., J. van den Akker & J. Arvidsson (2000): Subsoil compaction. Adv. in Geocology, 32, 1-462, Reiskirchen
- Hundeshagen, J. (1830): Die Bodenkunde in land- und forstlicher Beziehung. Dresden
- Kubiena, W. (1938): Micropedology. Collegiate Pr., Ames
- Kubiena, W. (1948): Entwicklungslehre des Bodens. Wien
- Kubiena, W. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Enke, Stuttgart
- Liebig, von J. (1840-1876): Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. 1.-9. Aufl.; Vieweg, Braunschweig
- Lieberoth, I. (1982): Bodenkunde. Deutsch. Landw. V., Berlin
- Mitscherlich, E. (1905-1954): Bodenkunde für Land- und Forstleute. 1.-7. Aufl.; Parey, Berlin
- Mückenhausen, E. (1962): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. DLG-V. Frankfurt
- Mückenhausen, E. (1992): Die Entwicklung der Bodenkunde im ehemaligen Deutschen Reich und in der Bundesrepublik Deutschland. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch., Oldenburg
- Orth, A. (1870): Die geologischen Verhältnisse des norddeutschen Schwemmlandes und die Anfertigung geognostisch-agronomischer Karten. Halle
- Orth, A. (1896): Kalk- und Mergeldüngung. Berlin
- Rothkegel, W. (1950): Geschichtliche Entwicklung der Bodenbonitierung. Ulmer, Stuttgart
- Scheffer/ Schachtschabel (1956/1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 4./14. Aufl., F. Enke, Stuttgart
- Schübler, G. (1831): Grundsätze der Agricultur-Chemie in näherer Beziehung auf land- und forstwirtschaftliche Gewerbe. Leipzig
- Senft, F. (1847): Lehrbuch der Gebirgs- und Bodenkunde für Forstleute. Manke, Jena
- Senft, F. (1857): Lehrbuch der forstlichen Geognosie, Bodenkunde und Chemie. Manke, Jena
- Sprengel, C. (1828): Von den Substanzen der Ackerkrume und des Untergrundes...; J. für techn. u. ökonom. Chemie 2, 423-474, und 3, 42-99, 313-351, 397-421
- Sprengel, C. (1837): Die Bodenkunde oder Die Lehre vom Boden. I. Müller, Leipzig
- Stahr K., H.-P. Blume, R. Jahn: Gedächtniskolloquium *Ernst Schliching* Memorial Workshop. Ulmer, Stuttgart
- Thaer, A. (1810/12): Grundsätze der rationellen Landwirtschaft. 4 Bände, Berlin
- Thaer, A. (1811): Über die Wertschätzung des Bodens. Berlin
- Wahnschaffe, F. (1903): Wissenschaftliche Bodenuntersuchung. 2. Aufl.; P. Parey, Berlin
- Yaalon, D. & S. Berkowicz (ed.; 1997): History of soil science. Adv. in Geocology 29, 1-438, Reiskirchen

Prediction of Nitrogen Mineralisation - Experiences from Central Europe -

by
Karl Stahr¹

Nitrogen is of growing importance because it is the nutrient of highest demand and often growth limiting and controlling product quality. However, nitrogen is also important because of environmental pollutions through nitrate leaching into groundwater and through ammonia and nitrogen oxide volatilisation, which imbalances atmospheric processes. Last not least it is of economic importance, because of high energy costs for the production and processing of nitrogen fertilizer. In soils there are mainly five nitrogen pools, which are interacting. The more immobile ones are the soil organic matter pool consisting of litter and humus and the mineral fixed nitrogen in clay minerals. The mobile pools are the microbial biomass and the ammonia and nitrate mineral nitrogen pools (Stahr et al., 1994). Mineral nitrogen balances or total nitrogen balances (Lorenz, 1992; Rück, 1994; Yilmaz, 1999) show that mineral fertilization and nitrogen mineralization are of equal importance for the nitrogen supply of crops, as well as for the definition of hazards through nitrogen transfer from soil into adjacent compartments of the ecosystems.

Experiences from Central Europe (Stahr, 1979; Mayer, 1989) show that nitrogen stock may vary from about 2.000 kg x ha⁻¹ up to 25.000 kg x ha⁻¹ in mineral soils and may rise in organic soils up to more than 50.000 kg x ha⁻¹. Thereby the reserves are 20 to 100 times larger than the annual plant uptake. The nitrogen stock in a humid temperate region is predictable and is positively correlated with precipitation, clay amount in soil and influence of ground and stagnant water, as well as with humus stock. Its negatively correlated with temperature. Landuse has a strong influence on total nitrogen pools, where permanent pasture, forest and arable land have a relation of 3 : 2 : 1. While the carbon pool has a very simple situation with input of litter fall and output of soil respiration, the nitrogen pool has through many different input and output fluxes a much more complicated dynamic. We observed an annual surplus of + 120 kg x ha⁻¹ up to an annual loss of - 600 kg x ha⁻¹.

In order to give better advice to farmers one should know about nitrogen mineralisation. Estimate of nitrogen mineralisation in the field resulted in 1 % to 5 % of the nitrogen stock in the soils, which is between 150 and 350 kg x ha⁻¹ and vegetation period. The approach of estimating available nitrogen with chemical extractants is not really successful (Mayer, 1989). In order to give better advice to farmers one should know about nitrogen mineralisation. Estimate of nitrogen mineralisation in the field resulted in 1 % to 5 % of the nitrogen stock in because chemical extracts are always better correlated with total nitrogen than with nitrogen, which was mobilized by the microorganisms controlled mineralisation (Zöttl, 1958).

¹ Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart

From the experiences gained, there was a combined method created in order to observe and potentially predict N-mineralisation under agriculture. In spring there is a control of mineral nitrogen in the soil down to a depth of the root-zone in 3 steps of 30 cm. The same time there is according to Zöttl-approach compare Stanford & Smith (1972) the total mineralisable nitrogen estimated in a 6 weeks incubation experiment. In the field every second or third week mineral nitrogen is controlled during the vegetation period. The same time soil samples are taken and exposed in the field in the same depths, where they have been taken with a specially constructed tube, which leads into subsoil cavities. This allows to incubate the soil samples without leaching and plant uptake but at the same climatic conditions to which they naturally would be exposed (Mader, 1988; Stahr et al, 1994). This method has been derived from the older approaches (Eno, 1960; Runge, 1970). The same time soil climate is measured by thermal elements in different depths and water regime is controlled by measuring with TDR and tensiometers.

With this equipment total-N-dynamics and net-N-mineralisation has been determined under different conditions on farmland and fallow throughout South-West Germany (Lorenz, 1992; Rück, 1993; Honisch, 1996; Lehmann, 1996; Billen, 1996; Stasch, 1997; Yilmaz, 1998; Turyabahika, 1999; Mickley, 1999). All this analysis showed that soil and plant management have had a strong influence on the course of mineral-nitrogen, whereas climate (temperature and moisture) has an overriding influence on net-N-mineralisation.

The first approach to N availability in the field adding to the mineral N stock in spring the potential mineralisation rate and comparing this with the yield of different crops was rather promising (Reinfelder, 1992). In a second approach N-mineralisation was estimated through laboratory incubations with changing temperatures and moistures. This trial resulted in an extremely good parabolic estimation of soil mineralisation in a range from 5 – 35° centigrade (Rück, 1993; Honisch, 1996) Abb. 1. However, it was soon clear that this estimation must be repeated for every crop, each soil and each year.

With a developed model of N-mineralisation there have been simulations run for different soils and crops in order to check N-mineralisation throughout the vegetation period. In cases without fertilisation and tillage activities the course of N-mineralisation measured and simulated have been almost identical with a rather good absolute accuracy. However, where e.g. fertilizer have been applied sequentially or mechanical weeding activities have been undertaken, the overall N-mineralisation was also rather good estimated, but the course was often mistaken by the simulation not realizing immobilisation stages and priming effects. According to our knowledge a mineralisation rate is a function of quality of organic matter, moisture and temperature. These factors are controlled or predictable under our current knowledge. Other factors like oxygen supply, land preparation practices, agronomic interferences through the vegetation period as well as priming effects are not yet controlled sufficiently (Kuzyakov et al., 2000). There is still some work to be done. However, the idea is that we could have observation points controlling continuously mineral-N- and net-N-

mineralisation in agricultural land giving the possibility of interpolating results of nitrogen mineralisation for the area between and around the fixed observation points.

Literatur (HBH = Hohenheimer Bodenkundliche Hefte (Hohenheim Soil Papers)
University of Hohenheim – Institute of Soil Science and Land evaluation

- Billen, N. (1996): Standortsabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstilllegung) von Äckern in Südwestdeutschland. HBH 37.
- Eno, C. (1960): Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. – Soil Sci. Soc. Am. Proc.: 24, 277-279.
- Honisch, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. HBH 38.
- Kuzyakov, Y., J. K. Friedel, K. Stahr (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology & Biochemistry 32: 1485-1498.
- Lehmann, A. E. H. (1996): Charakterisierung von Wasser- und Stofftransport in verschiedenen strukturierten Böden Südwestdeutschlands. HBH 34.
- Lorenz, G. (1992): Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. HBH 1.
- Mader, Th. (1988): N-Mineralisierung in Löß-Parabraunerden unter Acker und Grünland. M.Sc.-thesis. Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, Univ. Hohenheim.
- Mayer, E. (1990): Regionale und saisonale Unterschiede in der Stickstoffmineralisation Baden-Württembergischer Böden. PhD-thesis. Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, Univ. Hohenheim.
- Mickley, W. (1999): Stoffhaushalt – insbesondere Stickstoffumsatz in Boden-Catenen des Westallgäuer Jungmoränen-Hügellandes unter Grünlandnutzung. HBH51.
- Reinfelder H. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Prognose des Stickstoff-Düngebedarfs verschiedener Böden Baden-Württembergs. HBH 5.
- Rück, F. (1993): Standortspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratauswaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. HBH 15.
- Runge, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung am Standort. – Flora: 159, 233-257.
- Stanford, G. and S. J. Smith (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc.: 36, 465-472.
- Stahr K., F. Rück and Th. Gaiser (1994): Soil Nitrogen – Reserves and Mineralization as Affected by Climate, Soil and Landuse. Nova Acta Leopoldina NF 70, Nr. 288, 213-234.
- Stahr, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkdl. Abh. 9, 273 S.
- Stasch, D. (1996): Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried. HBH 30.
- Turyabahika, F. R. (1999): Regionalisierung der Stickstoffmineralisierung – dargestellt am Beispiel einer Lößlandschaft des Kraichgaus unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. HBH 53.
- Yilmaz, G. (1998): Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. HBH 46.
- Zöttl, H. W. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. Z. Pflanzenernähr. Düngung Bodenkd.: 81, 35-50.

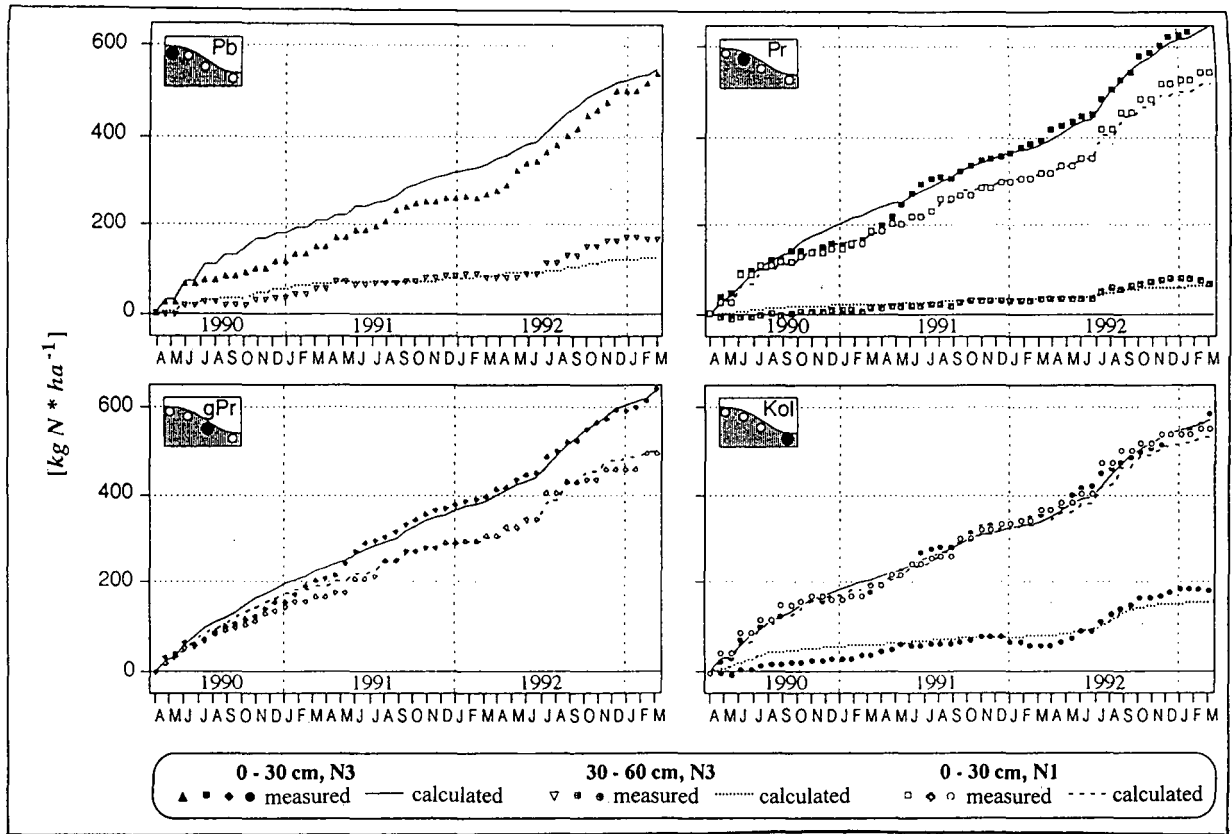


Abb. 1: Comparison of simulated and measured dynamics of N-mineralisation in soils of Gondelsheim catena
 N3: fertilized variant, N1: without N fertilization

Symposium I:

Sustaining Soil Functions in Agro-Ecosystems

Sustainability of soil functions in agroecosystems in Germany with emphasis on soil as environment for soil biota

Stefan Schrader¹ and Gabriele Broll²

Recommendations and regulations given globally by the Agenda 21 and locally by the German Federal Law on Soil Conservation (BBodSchG 1998) affect farming practices in arable land and grassland. Both, the Rio declaration and the German law emphasize sustainable land use in order to maintain and improve soil functions. Soil as a limited natural resource has to be used carefully conserving soil functions and soil fertility for the future. The German Federal Law on Soil Conservation (BBodSchG 1998), which came into force on 1st March 1999, requires sustainable maintenance and/or rehabilitation of soil functions, good farming practise as a preventive principle and duties to ward off danger. In Germany about 50 % (17.4 10⁶ ha) of the total area is used as area for crop production; out of this area, about 10 % (1.8 10⁶ ha) is used as grassland (Chamen et al. 2000). From this point of view, it is important to be aware of the danger of soil degradation and to reduce the intensity of human impact where possible to protect and support soil quality for the future.

Soil organisms improve soil quality, e.g. soil structure and soil organic matter quality, properties which are highly responsible for other soil functions like nutrient availability. Thus soil as environment of soil biota has to be taken into account especially in agroecosystems because of high mechanical and chemical anthropogenic impact. Soil biocoenoses and soil as habitat of organisms are different depending on site conditions such as soil moisture and soil texture. Therefore, sustainable land use has to be applied in a way adequate to the specific site conditions. In Germany a lot of studies are carried out to improve the management taking into account the specific site conditions.

One main issue within research on agricultural fields is the comparison between conventional and conservation tillage. Focussing on the mechanical impact in agroecosystems the application of conservation tillage without ploughing instead of conventional tillage (with ploughing) may be one

¹ Institute of Zoology, Technical University, Spielmannstr. 8, D-38092 Braunschweig, Germany. e-mail: st.schrader@tu-bs.de

² Institute of Landscape Ecology, University of Münster, Robert-Koch-Str. 26, D-48149 Münster, Germany. e-mail: brollg@uni-muenster.de

way to improve soil quality. Conservation tillage mainly supports the conditions for soil biota (biodiversity, individual numbers of soil fauna, microbial activity, respiration rate, biomass etc.) and related processes (decomposition, transport of gas and water incl. soluble nutrients etc.) and properties (nutrient availability, soil structure stability etc.). The enhanced burrowing activity of ecosystem engineers like earthworms producing macropores and nutrient rich cast aggregates and the enhanced feeding activity of microarthropods stimulating microorganisms and decomposition processes are examples of soil biota activity supported by an extensification of management.

In Germany extensification and abandonment in order to reduce nutrients in the soil and nutrient leaching are becoming more and more important in connection with changing land use. The intensity of extensification varies on arable land as well as on grassland. Management practices with reduced impact on soil do not effect soil properties of agricultural land in the same way, the effects are strongly depending on site conditions like the parent material. After abandonment changes in soil are generally faster on arable land than on grassland. The interaction between agroecosystems and areas of the landscape, where human impact is very low, is another topic of research in Germany, for example the function and effects of buffer zones between those different ecosystems.

In view of soil biological assessment a lot of ecotoxicological test systems are already used in connection with the German Federal Law on Soil Conservation. Moreover, a soil biological classification of sites without human impact, which can be used as reference sites for contaminated ones, is discussed. Another main issue in order to get a better understanding of soil assessment is the identification of indicators for soil quality. Like in the US and other countries the discussion on soil quality, including the distinction to soil fertility, is still going on (Patzel et al. 2000).

References

- BBodSchG (1998). Bundes-Bodenschutzgesetz. Gesetz zum Schutz des Bodens. Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 16, 502-510.
- Chamen, W.C.T., L. Alakukku, R. Jorge, S. Pires, C. Sommer, G. Spoor, F. Tijnk, P. Weisskopf and P. van der Linden (2000). Equipment selection and field practices for the control of subsoil compaction - Working Group methodologies and data acquisition. In: J. Arvidsson, J.J.H. Van den Akker and R. Horn (eds.). Experiences with the impact and prevention of subsoil compaction in the European Community. Report 100, Swedish Univ. Agric. Sci., Uppsala, pp. 207-219.
- Patzel, N., H. Sticher and D.L. Karlen (2000). Soil fertility - phenomenon and concept. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 129-142.

Effect of conservation tillage on soil fauna in sandy soils in NE Brandenburg

JOSCHKO, M.¹, WIRTH, S.², ROGASIK, H.³, ROGASIK, J.⁴, HÖHN, W.⁵, FOX, C.⁶,
BARKUSKY, D.⁷, HIEROLD, W.⁸, FRIELINGHAUS, M.⁹ & PACHOLSKI, A.¹⁰

Introduction

Conservation tillage is known to favour soil animal communities on a variety of soils. However, for sandy soils with highly variable physico-chemical characteristics under dry climatic conditions, only limited knowledge is available about the influences on soil fauna populations. In Northeastern Brandenburg field trials as well as on-farm research have been undertaken to assess the impact of conservation tillage on earthworm and enchytraeid populations as compared to conventional tillage (SEYFARTH et al., 1999). At one of these field trials located at Lietzen, special emphasis was given towards assessing the spatial distribution of earthworms, particularly the relationship between earthworm numbers and soil characteristics. The contribution of the earthworms to the ecosystem also included the following functional analyses: X-ray computed tomography analysis of the macropore system and bait-lamina tests of feeding activity – an indicator for decomposition potential.

Material and methods

Following harvest in 1996, conservation tillage (heavy tine cultivator, c. 12 cm) was established in one-half of a 74 ha field belonging to the Komturei Lietzen. The other half continued to be conventionally tilled (plow, 20-25 cm). Within this field, 42 plots (2 m x 15 m) were permanently installed in 4 transects following the main slope direction (Fig. 1). The plots were monitored regularly for various soil physical, chemical and biological parameters (SEYFARTH et al., 1999). The soil is a highly variable sandy loam soil: clay content, 4-14 %; organic carbon (C_{org}), 0.41 - 0.95 %; pH 4.2 – 7.8. The dominant soil types are luvisols. Earthworms were assessed in spring and autumn each year by handsorting a 50 cm x 50 cm x 20 cm soil cube at each plot. Decomposition was measured at 42 plots in spring 2000 with the bait lamina test after VON TÖRNE. Soil structure at chosen plots was assessed by means of X-ray computed tomography (ROGASIK et al., 1996), bulk density and air permeability measurements in 1997 and 1998 (SEYFARTH et al., 1999).

^{1,2}ZALF Institute of Primary Production and Microbial Ecology, D-15374 Müncheberg (*e-mail mjoschko@zalp.de*)

^{3, 7}ZALF Institute of Soil Landscape Research, D-15374 Müncheberg, ⁴Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Federal Agricultural Research Centre (FAL), D-38116 Braunschweig-Völkenrode; ^{5, 7, 8}ZALF Research Station Agriculture, D-15374 Müncheberg; ⁶Agriculture and Agri-Food Canada, Harrow, Ontario, Canada; ¹⁰Institute of Geography and Geoecology, Technical University, D-38106 Braunschweig

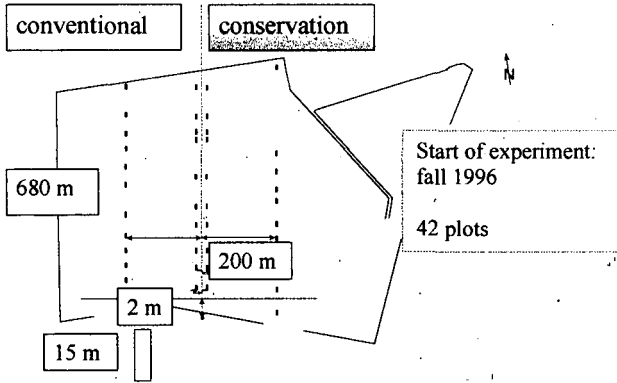


Fig. 1: Study site Lietzen

Results

Conservation tillage affected positively the mean earthworm density which was significantly increased after 3 ½ years. In the studied soils, conservation tillage favoured the deep burrowing *Lumbricus terrestris*; whereas, under conventional tillage the earthworm population was comprised mainly of *Aporrectodea caliginosa*. Upon detailed analysis in conservation tillage, earthworm numbers were increased only on certain plots (Fig. 2) which were characterized also by high clay contents and increased Corg (Fig.3).

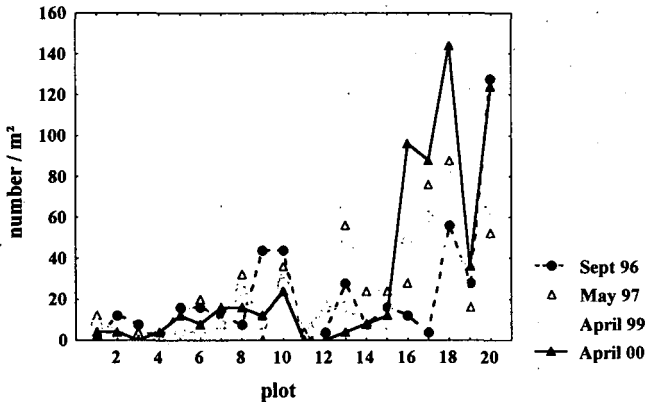


Fig. 2: Earthworm numbers in 2 parallel transects in the middle of the field; 1996: initial state under conventional tillage; plot 1-10 conventional tillage, plot 11-20 conservation tillage

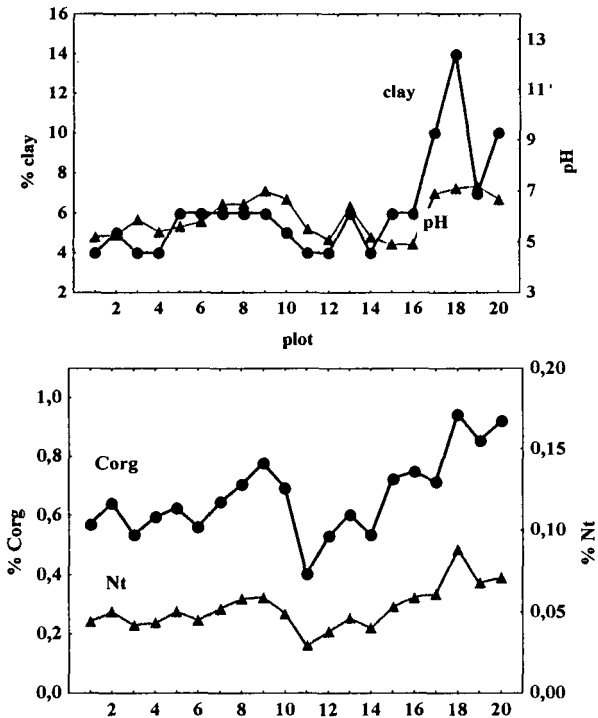


Fig. 3: Soil characteristics in 2 parallel transects in the middle of the field; data from fall 1996; plot 1-10 conventional, plot 11-20 conservation tillage

Statistically significant correlations were found between earthworms numbers and clay content (Spearman rank correlation coefficient $r_s = 0.836^{***}$) and between earthworm numbers and Corg ($r_s = 0.875^{***}$) and N_t ($r_s = 0.892^{***}$).

Decomposition (as determined by bait lamina test) showed increases under conservation tillage on plots that were characterized by high contents of clay and Corg (Fig. 4).

The soil physical analysis revealed no differences between conventional and conservation tillage in respect to vertical macropores 1 ½ year after start of the experiment.

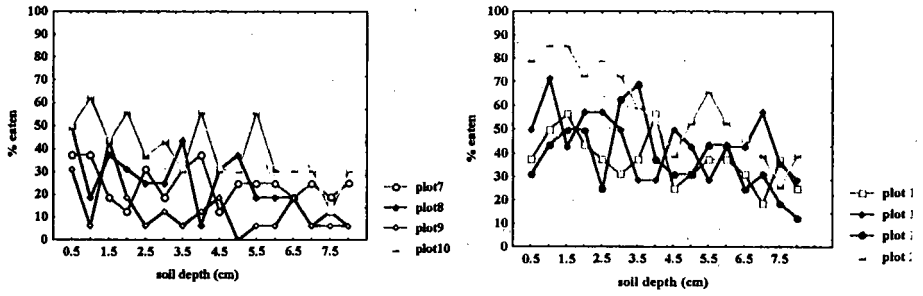


Fig. 4: Decomposition rates (feeding activity) under conventional tillage (left) compared to conservation tillage (right)

The results presented give evidence for the importance of spatially detailed analyses in soil ecological studies of tillage effects in soils with highly variable properties.

Conclusions

- The effect of conservation tillage on soil fauna (earthworms) in sandy soils under dry climate conditions is dependent on soil characteristics.
- Conservation tillage promotes soil biotic activity in heterogeneous sandy soils especially on „better“ soils
- Information about the spatial distribution of soil biotic activity is crucial for understanding underlying processes and the effects of soil biota on soil functions.

Literature

ROGASIK, H., S. KOSZINSKI & O. WENDROTH (1996): Auswirkungen differenzierter Bodenbearbeitung auf Bodengefügeeigenschaften in sandigen und sandig-lehmigen Moränenböden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 79, 295-298

SEYFARTH, W. et al.(1999): Bodenökologische und pflanzenbauliche Effekte konservierender Bodenbearbeitung auf sandigen Böden: C- und N-Verluste und bodenbiologische Aktivität. ZALF-Berichte Nr. 39, 9-93

Using landscape heterogeneity and history of land use to derive site typical or equilibrium C contents of arable soils

Günther Springob¹⁾ and Jürgen Böttcher²⁾

Introduction, Material, Methods

To secure sustainable agricultural production as well as the ecological functioning of soils, the German law of soil conservation states that 'site-typical' contents of organic carbon (OC) must be maintained. In this context, the present study deals with the problem of establishing the necessary figures in an environment providing soils with considerably different sets of soil forming factors acting on them. Here, we focus on two main factors: Cultivation history and climate. The parent material is just sand. We collected samples from several hundreds of Ap horizons, mostly from the Fuhrberg well field (300 km², 25 km north of Hannover). Our basic values represent the average of one field but we also performed a number of transect samplings up to 1600 m length, with samples being taken every 20 or 25 meters. Further sets of samples (again only sands) were taken along a climatic transect ranging from the coastal areas of the moist northwest of Germany to the dryer areas of the eastern parts of north Germany. The samples related to the climatic gradient only include old arable areas which have been under the plough since at least 80 years, most of them much longer. The Fuhrberg samples also include younger cultivated land which was converted to arable land mainly in the last five decades, after being used as grassland, woodland or heathland in the decades and centuries before (most of them as grassland). We measured the OC concentrations of the Ap horizons (in average 28 cm depth with a mean density of 1.37 g cm⁻³) and related these to historical land use, soil type, parent material and soil hydrological conditions, as well as to climatic factors. Organic carbon was determined by dry combustion (Wösthoff), and the data was carefully controlled by another institute, additionally by a moist oxidation and also by including standard samples. To get an idea about the proportions of active and non-active OC (OC_{na}), we also made measurements on soil microbial biomass (fumigation-extraction), nonhydrolysable C (6 M HCl, Paul et al., 1997), total nitrogen and some other properties as well as laboratory incubation experiments (OC, N). Here, OC_{na} is assumed not to be significantly involved in gains or losses of OC of soils on a time scale of decades (e.g., if land use changes). This definition probably includes more OC than the 'inert' fraction as defined by Falloon (2000). Quantitatively, it may be closer to the 'inert' amounts derived by Körschens et al. (1998) from the zero plots of long-term field experiments, but the philosophy behind it is different (see below).

¹⁾Institut für Ökologie&Biologie, TU-Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

email: sprimnje@tu-berlin.de

²⁾Institut für Bodenkunde, Uni Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

email: boettcher@ifbk.uni-hannover.de

Results, Discussion, Conclusions

Young arable land in the Fuhrberg area has considerably higher OC contents than old arable areas (Fig. 1). In average, the function OC vs age levels out at about 1.8% OC in the old arable soils. This is much more than the recommended value of about 0.8% OC which can be extracted from functions provided in Körschens et al. (1998, from long-term experiments). The value of 0.8% would be based on the content of fine textured material. It implies the common finding that OC increases with clay. As clay is low in our soils (usually below 5%), OC should also be low (0.8%) - but obviously is not, not even in old arable areas. Therefore, we had a closer look at the old arable land and could identify three characteristic groups of soils with significantly different OC contents, all of them under plough since > 100 years: (1) Soils in lower areas from terrace sands which had influence of groundwater in the past but which are free of such influence since about 30 years: 2% OC in Ap. (2.1) Well-drained upland areas from glaciﬂuvial sands in the south of the Fuhrberg well field, containing a little more weatherable minerals and 1 or 2 % more clay (absolute) than the terrace sands: 1.7 % OC. (2.2) uplands as before, but from the north of the well field (1.1% OC).

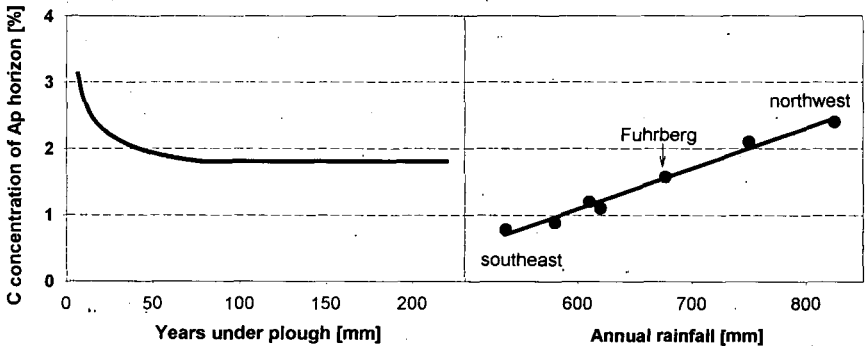


Figure 1: Principle course of decreasing OC concentration if soils are converted to arable land for all soils (n> 300 fields) sampled in the Fuhrberg well field (upland plus lowland)

Figure 2: Climatic dependence of OC concentrations in upland soils of the north German pleistocene. Contains only soils which had been ploughed for more than 80 years.

To evaluate the absolute values of the average OC concentrations of the three groups of old arable land, which we consider to be close to an equilibrium, the climatic function of Fig. 2 is useful. The value of the Fuhrberg area perfectly fits into the relationship and thus is considered 'normal'. Nonetheless, the averages of the Fuhrberg Well Field (old arable land) are fairly high, and there is a considerable increase towards the northwest. To get information about the décomposability and the current intensity of decomposition of the carbon stocks, we measured the microbial biomass in a number of typical Ap horizons and found that the ratio biomass-C vs. total C increases with decreasing OC content. Thus it can be concluded that the organic material is not involved in a process of enhanced decomposition, at least not currently. Further, the fraction of nonhydrolysable

C (after Paul, 1997) is high in these soils which also indicates a high resistance to decomposition. The same was revealed in the incubation experiments. Summarizing the findings, we conclude that there are increasing amounts of non-active organic matter present in these sandy soils if we progress into the northwest, and these overlay the normal climatic dependence of OC on rainfall (e.g. Jenny, 1941). The probable explanation for high amounts of OC_{na} is the combined impact of increasing tendency of podzolization in the moist northwest with a historical land use based on fertilization by compost from plaggen plus manure. The practice is well documented for the Fuhrberg area. It involved large areas of heathland producing a kind of litter which is resistant to decomposition. Besides that, there may be other reasons, e.g. development of OC under moist conditions (groundwater).

General conclusions

- (1) The currently discussed 'optimal OC contents' from long-term experiments, which are based on the clay contents of soils (e.g. Körschens et al., 1998), are not suitable for areas with higher precipitation, e.g. the northwest of Germany. The definition of site-specific OC concentrations must account for the historical land use. Its impact is fairly larger than that of the variable 'clay'.
- (2) Sandy soils (90 % sand and more) may contain a very large proportion of non-active (or "inert") OC which must be accounted for when defining 'site specific' OC contents of soils.
- (3) Modeling the C turnover in such soils (Böttcher and Springob, 2000) must include a much larger pool of non-active OC than ever expected for sands.

The complete data and functions of this study as well as a more elaborated interpretation will be published elsewhere.

Literature

Böttcher, J., and G. Springob, 2000: A one-pool-model to describe organic carbon balance of arable soils. *Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, this issue.

Falloon, P, P. Smith, K. Coleman and S. Marshall, 2000: How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model? *Soil Biol. & Biogeochem.* 32, 433-436

Jenny, H., 1941: *The nature and properties of soils.*

Körschens, M., A. Weigel and E. Schulz, 1998: Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances - tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Journal of Soil Science and Plant nutrition* 161, 409-424

Paul, E. A., R.F. Follet, S.W. Leavitt, A. Halverson, G.A. Peterson and D.J. Lyon 1997 Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 61, 1058-1067

Depth distribution of soil organic matter as a tool to evaluate restoration of critical soil functions

Alan J. Franzluebbers

Acknowledgement: Appreciation is extended to Steve Knapp, Devin Berry, and Robert Martin for their valuable assistance.

Introduction

Soil organic matter sustains many key soil functions by providing the energy, substrates, and biological diversity to support biological activity, which affect:

- aggregation (important for habitat space, oxygen supply, and preventing soil erosion),
- infiltration (important for leaching, runoff, and crop water uptake)
- decomposition (important for nutrient cycling and detoxification of amendments)

Lack of residue cover and exposure of soil to high-intensity rainfall results in:

- poor aggregation
- reduced plant water availability
- erosion
- off-site impacts of sedimentation and poor water quality

My hypothesis is that degree of soil organic matter stratification with depth can be used as an indicator of "soil quality", because surface organic matter is essential to erosion control, water infiltration, and conservation of nutrients.

Stratification ratio overcomes the limitation that each environmental region has a unique background level of soil

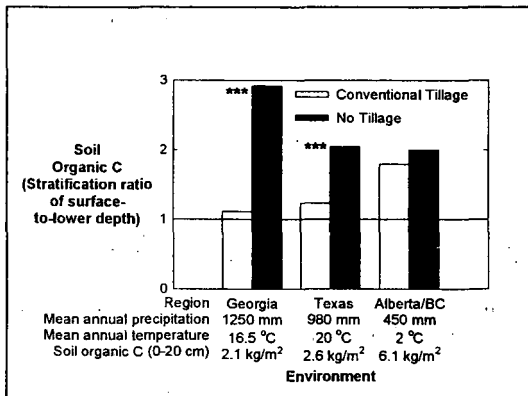


Figure 1. Soil organic matter stratification under conventional and no tillage in Georgia, Texas, and Alberta/British Columbia. *** indicates significance between tillage management within an environment at $P < 0.001$.

organic matter. For example, soils in cold regions often contain organic matter levels much higher than in warm regions, irrespective of management. The absolute amount of soil organic matter alone would not be useful across regions of whether a particular management strategy were improving soil quality (Fig. 1).

My objective was to quantify the effects of soil disturbance on:

- soil organic C depth distribution
- soil bulk density and porosity
- infiltration rate

Materials and methods

Two sites under ~25 years of continuous management were selected near Watkinsville, Georgia, USA. Management systems were long-term conventional tillage (CT) with winter small grains and long-term no tillage (NT) with summer/winter double cropping. Soil under CT had not been tilled for ~14 months prior to sampling, which resulted in a consolidated soil that was free from recent disturbance. Soils were Cecil sandy loam (fine, kaolinitic, thermic Typic Kanhapludults). Long-term mean annual temperature is 16.5 °C, precipitation is 1250 mm, and potential evapotranspiration is 874 mm (Fig. 2). Mean elevation is 230 m.

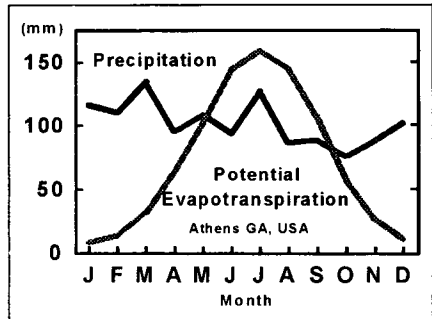


Figure 2. Long-term mean monthly precipitation and potential evapotranspiration recorded at a nearby weather station.

Twenty-four soil cores (15-cm diam, 12-cm deep) were collected within each long-term management system from an area of approximately 3 m² in January 2000. Polyvinyl chloride tubing (15-cm long) was pushed gently into the soil with a hydraulic probe. Half of the soil cores from both long-term management systems were sieved (<8 mm), mixed, and repacked into cores to create a uniform distribution of organic matter. Intact soil from long-term CT served to separate recent disturbance effects from stratification effects on water infiltration and other soil properties.

Soils were incubated in a glasshouse for 13 weeks. Water was applied to each soil core at a rate of 28 mm within a 10 second period. The time required for all water to pass through the soil surface was recorded. Leachate was collected the following day and analyzed for ammonium, nitrate, and phosphate. Soil

organic C and N and bulk density were determined at depths of 0-1, 1-3, 3-6, and 6-12 cm at 2, 6, and 13 weeks.

Results and discussion

Soil organic C was uniform with depth when tilled (either in the short-term or in the long-term), but highly stratified when soil under long-term NT remained intact (Fig. 3). Soil organic C under long-term NT was nearly double that under long-term CT. Stratification ratios were 1.0 with sieving of both soils, 1.4 when intact under long-term CT, and 5.7 when intact under long-term NT.

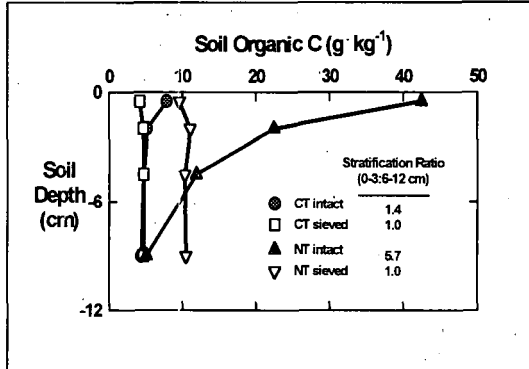


Figure 3. Soil organic C depth distribution as affected by long-term management (CT or NT) and short-term disturbance (sieved or intact).

Soil bulk density was inversely related to soil organic C (Fig. 4). Recent disturbance by sieving alleviated some compaction of the soil under long-term CT at depths below 1 cm. Disturbance by sieving in the soil under long-term NT, however, caused greater soil bulk density at the soil surface and lower bulk density at depths of 3-6 and 6-12 cm. The higher organic matter content of the soil under long-term NT helped to alleviate more of the compaction at lower soil depths. Stratification ratios of bulk density were near 1, except under intact soil under

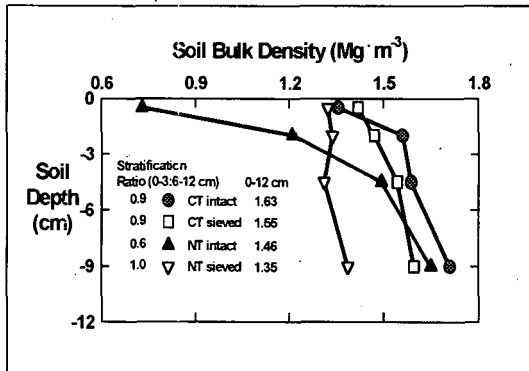


Figure 4. Soil bulk density as affected by long-term management (CT or NT) and short-term disturbance (sieved or intact).

long-term NT.

Infiltration rate during the 13 weeks of incubation averaged $18 \text{ cm} \cdot \text{hr}^{-1}$ with intact and sieved soil under long-term CT, $26 \text{ cm} \cdot \text{hr}^{-1}$ with sieved soil under long-term NT, and $68 \text{ cm} \cdot \text{hr}^{-1}$ with intact soil under long-term NT. Infiltration rate decreased logarithmically with time in both soils that were intact, due to degradation of soil surface condition (Fig. 5). Infiltration rate was

positively related to stratification of both soil porosity (inverse relationship to bulk density) and soil organic C. Sensitivity as a predictive tool would be better with soil organic C than with soil porosity, because very small changes in soil porosity were associated with large changes in infiltration rate. Soil porosity may be more directly related with infiltration rate, but soil organic C is highly associated.

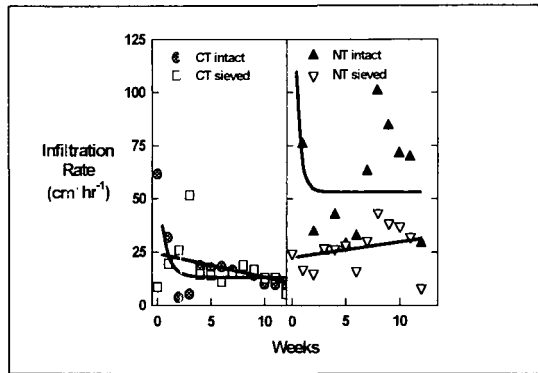


Figure 5. Ponded infiltration rate in soil as affected by long-term management (CT or NT) and short-term disturbance (sieved or intact).

Summary and conclusions

Tillage of previously stratified soil:

- led to uniform distribution of soil organic C
- reduced soil bulk density and increased water retention, at least initially

Greater total soil organic C content:

- reduced soil bulk density by 13%
- improved water infiltration by 44%

Greater stratification of soil organic C content:

- reduced soil bulk density by 10%
- improved water infiltration nearly 4-fold

Stratification ratio of soil organic C could be used as a simple diagnostic tool to identify land management strategies that can restore critical soil functions.

Studying Rhizosphere Priming Effects on Soil Carbon Loss Using Natural ^{13}C

Weixin Cheng

Summary: Rhizosphere processes strongly influence soil organic carbon gain or loss in a variety of ways. Even though total rhizodeposition may account for more than 40% of the dry matter fixed in net primary production, little effort has been made to link rhizosphere processes with soil organic carbon dynamics. Both pulse labeling and continuous labeling methods have limitations and have resulted in conflicting experimental results. This study introduces a natural ^{13}C tracer method for studying rhizosphere priming effects on soil carbon dynamics. My results indicate that this method works well for the particular objectives of study on this topic. Plant species and the timing of investigation are found to be the two important factors influencing the outcome of rhizosphere priming effects on soil carbon loss.

Introduction

Rhizosphere processes play an important role in carbon sequestration and nutrient cycling in terrestrial ecosystems (van Veen et al. 1991). However, little effort has been made to link rhizosphere processes with soil processes such as organic matter decomposition. There is conflicting evidence in the literature on the effect of plant roots on soil carbon loss or gain. Roots have been found to have both stimulatory and inhibitory effects on soil organic matter (SOM) decomposition, as compared with soils without the presence of active rhizosphere under similar environmental conditions. The stimulatory effect has often been referred as "priming effect" or "positive priming effect." Whereas, the inhibitory effect has also been called "negative priming effect." Laboratory experiments under controlled conditions have shown that when ^{14}C -labeled plant material was decomposed in soil planted with maize, ryegrass, wheat, or barley, $^{14}\text{CO}_2$ release from the soil was reduced compared to bare soil controls (Reid and Goss 1982; Sparling et al. 1982). The authors proposed that this inhibitory effect of living roots on SOM decomposition was due to competition between the roots and the rhizosphere microflora for substrates. In contrast, a stimulatory effect of living roots on SOM decomposition has been reported in other studies (Helal and Sauerbeck 1987; Cheng and Coleman 1990). The breakdown of soil aggregates by growing roots and the stimulation of the rhizosphere microflora were proposed as mechanisms that resulted in the increased decomposition of SOM. Furthermore, other research has shown that SOM decomposition is dependent upon the length of exposure to living roots. In one two-year study, the presence of plants suppressed the decomposition of newly incorporated ^{14}C -labeled plant material during the first 200 days but stimulated the mineralization of ^{14}C in the soil during the latter stage when compared to bare soil (Sallih and Bottnar 1988).

Studies of rhizosphere processes have been restricted by the limitation of existing methods. Carbon dioxide released by a system of living roots and soil has three origins: (1) root respiration, (2) microbial respiration utilizing carbon from live roots (rhizo-microbial respiration), and (3) microbial respiration using original soil carbon. Total rhizosphere respiration is defined as the sum of root respiration and rhizo-microbial respiration. Carbon used in total rhizosphere respiration is all derived from living plants. Separating original soil carbon from plant carbon has been accomplished by using isotope techniques. Most reported total rhizosphere respiration and original soil carbon decomposition have been quantified by either continuous ^{14}C labeling (e.g., Merckx et al. 1987) or pulse labeling (e.g., Cheng et al. 1990). However, both of these ^{14}C -

labeling methods have limitations. Continuous ^{14}C -labeling requires special facilities that are available at only a few places in the world. Also, the continuous ^{14}C labeling method often requires transplanting of seedlings which may have considerable unlabelled food reserves, therefore, requiring some time for all plant parts to become evenly labeled. Because pulse labeling does not uniformly label all plant C, total plant-derived C cannot be separated from soil-derived C in a pulse-labeling experiment. Because of the safety issue due to the use of radioactive materials, most ^{14}C -labelling experiments have been of short duration. A novel, ^{13}C natural tracer method for measuring total rhizosphere respiration and soil organic carbon decomposition has recently been developed (Cheng 1996). This new method eliminates some of the major limitations of earlier labeling methods and offers a new opportunity for systematic studies of rhizosphere priming effects. The main objective of this study was to investigate the interactions between plant roots and SOM decomposition using the natural ^{13}C tracer method.

Materials and Methods

The ^{13}C natural tracer method (Cheng 1996) was used to separately measure soil-derived C and plant-derived C in the greenhouse experiment by growing C3 plants (spring wheat and soybean) in soils developed under C4-dominated vegetation (Kansas prairie). Surface layer soil (0-20 cm) was obtained from a tallgrass prairie field at the Konza Prairie Long-Term Ecological Research site. Vegetation at this site is dominated by C4 grasses. The $\delta^{13}\text{C}$ value of the total soil organic carbon is approximately -14.2‰. The soils were sieved (<2 mm), homogenized, and air-dried before use. All plants were grown in PVC plastic containers (15 cm ID, 40 cm long). The experimental manipulations included (1) two plant species (*Triticum aestivum* and *Glycine max*), and (2) four times of sequential destructive sampling (vegetative, flowering, grain filling, and maturity). A no-plant control treatment was also included in this experiment.

The principle of the ^{13}C natural tracer method is based on the difference in $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ratio (reported in $\delta^{13}\text{C}$ values) between plants with C3 versus C4 photosynthesis pathways. C3 plants such as wheat or soybean, are depleted in ^{13}C and have a mean $\delta^{13}\text{C}$ of -27‰ while C4 plants such as sugar cane or corn, have a mean $\delta^{13}\text{C}$ of -12‰. The $\delta^{13}\text{C}$ values of belowground carbon roughly reflect the original source of plant carbon. The following equation was used to partition soil-derived C4 carbon from plant-derived C3 carbon: $C_3 = Ct(\delta_1 - \delta_4) / (\delta_3 - \delta_4)$; where $C_t = C_3 + C_4$ and is the total amount of carbon, C_3 is the amount of carbon derived from C3 plants, C_4 is the amount of carbon derived from C4 soil, δ_1 is the $\delta^{13}\text{C}$ value of the C_t carbon, δ_3 is the $\delta^{13}\text{C}$ value of the C3 plant carbon, and δ_4 is the $\delta^{13}\text{C}$ value of the C4 soil carbon. Analysis of ^{13}C abundance of all samples was carried out using a continuous flow isotope ratio mass spectrometer coupled with an automated C and N combustion analyzer at the Stable Isotope Facility of the University of California-Davis.

Water loss in each container was determined gravimetrically using a toploading balance. According to the amount of water loss, each container was watered with deionized water daily to avoid a soil moisture difference between the planted treatment and the no-plant treatment. All containers were sealed at the base of the plant with low melting point Paraffin (m.p. 42°C) to separate the aboveground atmosphere from the belowground (Cheng 1996) two days before CO_2 trapping at each sampling time using the method of Cheng et al. (2000). The integrity of the seal was verified by submerging the PVC container in water and checking for gas leaks. SOM decomposition (soil-derived C loss) and rhizosphere respiration (or root-derived C loss) were determined using a method similar to Cheng et al. (2000). Briefly, CO_2 from the belowground system was trapped for 48 hours in a sand column containing NaOH solution, immediately before

level of rhizosphere priming effects on soil carbon release was not closely synchronized with RR rate for the wheat treatment.

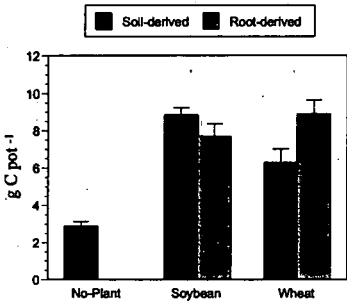


Figure 3. Accumulative soil-derived and root-derived CO₂ during the 110-day growing season.

Accumulative soil-derived CO₂ release from the soybean treatment was 309% of that from the no-plant treatment, indicating a much increased soil carbon decomposition rate with the presence of soybean rhizosphere (Fig.3). The rhizosphere priming effects for wheat was also very significant (219% of that from no-plant). However the degree of rhizosphere priming effects from different plant species was also indicated (Fig.3). Soybean rhizosphere priming effect was stronger than wheat, even though total RR was slightly higher for wheat than for soybean treatment.

My hypothesis is that the stronger rhizosphere effect for soybeans is caused by the higher substrate quality of soybean rhizodeposition due to the possibly higher nitrogen content because it is a legume plant. As it has been shown, nitrogen-rich compounds usually produce stronger priming effects than compounds of low or no nitrogen (Dalenberg and Jager 1989). My study demonstrated that the natural ¹³C tracer method can be used for investigating rhizosphere priming effects, with longer experimental duration and more sophisticated experimental treatments due to the elimination of labeling procedures. A more thorough discussion of these results will be presented elsewhere.

Acknowledgments: This research was supported by a CSREES/NRI grant from the United States Department of Agriculture (Award # 98-35107-7013).

References

Cheng, W., D.A. Sims, Y. Luo, D.W. Johnson, J.T. Ball and J.S. Coleman. 2000. Carbon budgeting in plant-soil mesocosms under elevated CO₂: locally missing carbon? *Global Change Biology* 6, 99-110.

Cheng W. 1996. Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ¹³C. *Plant and Soil* 183, 263-268.

Cheng W. and Coleman D. C. 1990a. Effect of living roots on soil organic matter decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 22, 781-788.

Cheng W., Coleman D. C., Carroll C. R., and Hoffman C. A. 1993. In situ measurement of root respiration and soluble carbon concentrations in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1189-1196.

Dalenberg J.W. and Jager G. 1989. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. *Soil Biol. Biochem.* 21, 443-448.

Harris D., Porter L. K. and Paul E. A. 1997. Continuous flow isotope ratio mass spectrometry of carbon dioxide trapped as strontium carbonate. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28, 747-757.

Helal H. M. and Sauerbeck D. R. 1987. Direct and indirect influences of plant roots on organic matter and phosphorus turnover in soil. *INTECOL Bulletin* 15, 49-58.

Mercckx R.A., Dijkstra A., den Hartog A., and van Veen J. A. 1987. Production of root-derived materials and associated microbial growth in soil at different nutrient levels. *Biol. Fert. Soils* 5, 126-132.

Reid J. B. and Goss M. J. 1982. Suppression of decomposition of ¹⁴C-labelled plant roots in the presence of living roots of maize and perennial ryegrass. *J. Soil Science* 33, 387-395.

Sallih Z. and Botmer P. 1988. Effect of wheat roots on mineralization rates of soil organic matter. *Biol. Fert. Soils* 7, 67-70.

Sparling G. S., Cheshire M. V., and Mundie C. M. 1982. Effect of barley plants on the decomposition of ¹⁴C-labelled soil organic matter. *J. Soil Sci.* 33, 89-100.

Van Veen J. A., Liljeroth E., Lekkerkerk L. J. A., and Van de Geijn S. C. 1991. Carbon fluxes in plant-soil systems at elevated atmospheric CO₂ levels. *Ecological Applications* 1, 175-181.

each destructive sampling. CO₂ trapping efficiency with this system has been found to be greater than 99%. Thus, preferential sorption of ¹³CO₂ vs ¹²CO₂ is eliminated. Blanks were included to correct for handling errors. An aliquot of the NaOH solution was analyzed for total C using a TOC Analyzer. The remainder of the trapping solution was mixed with excess SrCl₂ and the $\delta^{13}\text{C}$ of the precipitate (SrCO₃) analyzed by mass spectrometry (Harris et al. 1997). Soil-derived CO₂ and plant-derived CO₂ were separated using the ¹³C method described above. Soil-derived CO₂ was used as a measure of original SOM decomposition. Plant-derived belowground CO₂ was used as the measure of total rhizosphere respiration.

Results and Discussion

Using the natural ¹³C tracer methods, soil-derived CO₂ was measured separately from root-derived CO₂ four times during the growing season. Initially, similar soil-derived CO₂ efflux rates were found from all three treatments (Fig. 1), indicating that there was no rhizosphere priming effect happened at the first sampling time. However, the soil-derived CO₂ efflux rate from the soybean treatment was more than 4 times of that from the no-plant treatment at the second sampling time and onward. The rate from the wheat treatment was more than three times of that from the no-plant treatment at the second sampling time and declined significantly after the second sampling. These results indicated that the dynamics of rhizosphere priming effects through time changed differently for the two planted treatments. No significant rhizosphere priming effect was found at the first sampling. Substantial rhizosphere priming effects happened later. Many published studies of rhizosphere priming effects had short experimental duration, therefore, might have been too short to detect any significant rhizosphere priming effects.

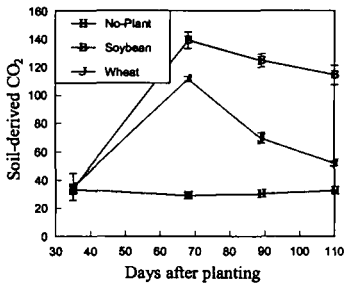


Figure 1. Soil-derived CO₂ (mg C pot⁻¹ day⁻¹) under three treatments. Substantial rhizosphere priming effects on soil carbon release are shown after the first sampling time for both wheat and soybean treatments, with higher priming effects with soybean than wheat.

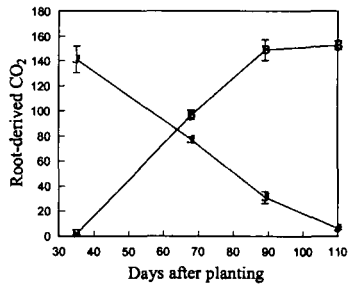


Figure 2. Total rhizosphere respiration (mg C pot⁻¹ day⁻¹) under wheat and soybean treatments. Wheat rhizosphere respiration started at a high rate and declined afterward. Whereas, soybean rhizosphere respiration started at a low rate and increased to much higher rates later.

The dynamics of root-derived CO₂ efflux rate (rhizosphere respiration) from the soybean treatment during the growing season was very different from the wheat treatment. Soybean rhizosphere respiration (RR) rate was low at the first sampling time and increased to high levels later during the growing season. Whereas, wheat rhizosphere respiration rate was the highest at the first sampling time and declined to much lower levels later (Fig.2). The high rate of wheat RR at the beginning did not result in a high level of rhizosphere priming effects, indicating that the

Effect of photosynthesis cycles on rhizosphere respiration and organic matter decomposition, measured with ^{13}C and ^{14}C

KUZYAKOV Y.^{1,2} & CHENG W.¹

1. Introduction

Measurement of CO_2 efflux from soil is sensitive enough to detect small and actual changes in C turnover, especially for recently altered ecosystems. However, CO_2 efflux from planted soil is masked with root-derived CO_2 that come from root respiration and microbial respiration of exudates and dead roots. Root-derived CO_2 is not a part of soil C loss, and must be separated from the total CO_2 efflux.

Continuous and pulse labeling with ^{13}C or ^{14}C , and ^{13}C natural abundance method has been used for separating root-derived CO_2 from soil-derived CO_2 . Kuz'yakov & Domanski (2000) reviewed advantages and limitations of these methods in details. Rhizosphere respiration can contribute from 19% (Warembourg & Paul, 1977) to 80% (Martin & Merckx, 1992) of the total CO_2 efflux from planted soil. This high variation shows that measurements of total soil CO_2 efflux alone are not sufficient to assess the contribution of root-derived CO_2 to total CO_2 efflux from soil. Our first objective was to investigate the relationship between plant photosynthesis and rhizosphere respiration using both the ^{13}C natural tracer method and a ^{14}C pulse labelling method.

Roots can also affect soil microbial activities by exuding organic substances easily available for microorganisms, and by altering of soil physical and chemical environment. This can lead to either acceleration or retardation of SOM decomposition in the rhizosphere (Helal & Sauerbeck, 1986; 1989; Bottner *et al.*, 1988; 1991; Mary *et al.*, 1993; Swinnen *et al.*, 1995; Cheng, 1996; Kuz'yakov *et al.*, 2001). The second objective was to assess the effect of prolonged nighttime on roots exudates and their influence on SOM decomposition.

Some investigations of CO_2 efflux from soil under natural conditions have shown diurnal patterns (Baldochi *et al.* 1986; Kim & Verma 1992) and have attributed it to diurnal soil temperature changes. Plant photosynthesis has rarely been considered as an important controlling factor for the diurnal fluctuation of soil CO_2 efflux, even though substrate supply for rhizosphere processes is logically controlled by plant photosynthesis. Our last objective was to investigate the diurnal dynamics of root-derived CO_2 and its possible dependence on light-dark cycles.

2. Materials and methods

Clay loamy Haplic Chernozem used in the experiment was taken from the Ah horizon of natural Kansas tallgrass prairie at the Konza Prairie Long-Term Ecological Research site, Kansas, USA. The soil pH was 7.6, $C_{\text{org}} = 2.3\%$, $N_t = 0.2\%$. Vegetation at this site has been dominated by C4 grasses for possibly thousands of years. The $\delta^{13}\text{C}$ value of the soil was -14.85 ± 0.19 (SD).

Five germinated seedlings of spring wheat, var. Andy (a typical C3 plant) were grown in each pot contained 1 kg of soil. Each pot was a PWC container with 76 mm in diameter and 190 mm in height, connected two tubing for air circulation. The plants were grown at a constant ($22 \pm 0.5^\circ\text{C}$) day and night temperature with light intensity of $800 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Before the start of light treatments (day 31st) the plants were grown under 12/12 day/night periods. The soil water content of each container was adjusted daily to 80% of the aWC.

¹ Dep. of Environmental Studies, University of California - Santa Cruz, Santa Cruz, CA 95064, USA

² Institute of Soil Science and Land Evaluation (310), University of Hohenheim, D-70599 Stuttgart; GERMANY

Two day/night settings were investigated. The first setting (common day/night period) had a day-length of 12 hours and a night-length of 12 hours. The second day/night setting (prolonged night) had a day-length of 12 hours and a prolonged night of 60 hours. Two of these cycles were investigated. To compare CO₂ efflux from soil with and without wheat, a treatment of soil without plants was included.

A day before labeling, the top of each pot was sealed airtight. Twice daily fresh air was added to compensate O₂ consumed by soil microorganisms and roots. The plants were labeled with ¹⁴CO₂ on the 31st day after germination. The ¹⁴C pulse labeling took place 10 hours for the beginning of the first period with prolonged nighttime. The labeling procedure is described in details by Cheng *et al.* (1993). During the experiment, the CO₂ evolved from the soil was trapped in 20 ml of 0.6 M NaOH solution. The NaOH trap was changed every 6 hours during the observation period. The CO₂ trapped in NaOH were analyzed for total C content, ¹⁴C activity, and δ¹³C value.

Two methods for the partitioning of the total CO₂ efflux from soil in the root-derived and soil-derived parts were used: ¹³C natural abundance method and ¹⁴C pulse labeling. For the partitioning of the total CO₂ efflux using ¹³C natural abundance method we applied the equation described by Cheng (1996). For the calculation of root-derived CO₂ efflux from soil using ¹⁴C pulse labeling the equation described by Kuzyakov *et al.* (1999, 2001) was used. The soil-derived CO₂ efflux was calculated as the difference between the total CO₂ efflux and the root-derived CO₂ obtained by the ¹³C natural abundance method. The data are presented as means of four replicates ± standard deviation (SD).

3. Results and Discussions

The total below-ground CO₂ efflux from planted soil was influenced by the manipulation of light (Fig. 1). One day without light lead to a decrease of below-ground CO₂ efflux compared to the soil-plant-system with normal (12/12) day/night period. This difference increased during the second dark period. The total CO₂ efflux from the soil-plant system with common day/night period increased from 2.0 to 3.5 mg C kg⁻¹ h⁻¹ during the seven-day observation period. During the same period, the CO₂ efflux from the soil-plant system with prolonged night period decreased from 2.0 to 1.7 mg C kg⁻¹ h⁻¹. So, at the end of the seventh day the treatment with long nights had only half of the total CO₂ compared to the treatment with common day/night period. These results indicated that total below-ground CO₂ efflux was closely coupled with above-ground photosynthesis. The CO₂ efflux from unplanted soil is only about 0.4 mg C kg⁻¹ h⁻¹ and was stable during the observation period (Fig. 1). The CO₂ efflux from unplanted soil amounts only 12% and 20% of the total CO₂ efflux from the planted soil with common and prolonged night period, respectively.

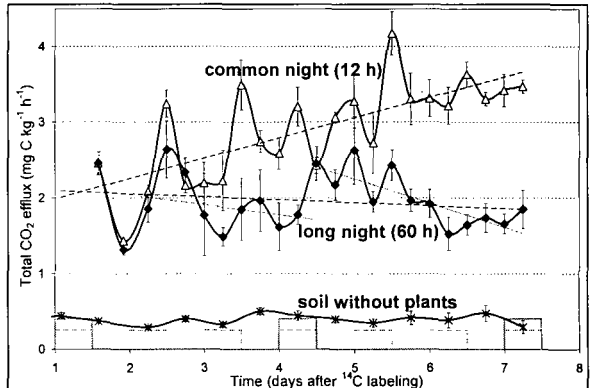


Fig. 1: Total CO₂ efflux from the soil (±SD) with wheat under different light regimes (Δ common night with 12 h, ♦ long night with 60 h) and from a bare soil (*). The dashed lines are linear fit of the whole observation period, the dotted lines are linear fit for each prolonged dark treatment. The light phases are shown as raised gray columns.

The total CO₂ efflux intensity from both planted treatments had clear diurnal dynamics (Fig. 1). During the first darkness treatment period, the CO₂ efflux from the treatment of prolonged darkness showed a similar diurnal dynamics as the treatment under the regular day/night condition indicating the existence of an endogenous control mechanism.

The use of ¹³C natural abundance method allows the separation of the soil-derived and root-derived CO₂ from the soil planted with wheat. Soil-derived CO₂ efflux varied between 5% and 50% and was on average 25% of total CO₂ efflux from the planted soil (Fig. 2). Therefore 75% of total CO₂ efflux was root-derived. Two light-on events on the 1st and the 4th day lead to strong increases of total CO₂ efflux from soil. These increases lasted about 12 hours. Then the CO₂ efflux intensity dropped to the previous level.

The difference between the soil-derived CO₂ from the planted and unplanted soil corresponds to the additional humus mineralization (priming effect) caused by roots. During the first 3 days the soil-derived CO₂ from the planted soil was higher than from the unplanted soil (Fig. 2). So the priming effect was positive and amounted to approximately 0.42 mg C kg⁻¹ h⁻¹, or 33 kg C ha⁻¹ day⁻¹. The absence of light caused the reduction of exudation and subsequent decrease of the priming effect. It was negative on the fourth day. The light-on event during the 3rd day lead to the switch from retardation to acceleration of humus decomposition.

To observe the respiration dynamics of the recently assimilated C, the plant shoots were labeled with ¹⁴CO₂ one day before the beginning of the prolonged night phase. The root-derived ¹⁴CO₂ efflux reached the maximum 6 hours after the labeling (Fig. 3). The first minimum of ¹⁴CO₂ efflux was measured at 24 hours after the labeling. At the end of the second day (ca 36 hours) there was a second peak that was observed regardless the lighting conditions. There were diurnal dynamics of the rhizosphere respiration of recently assimilated C in the common light conditions as

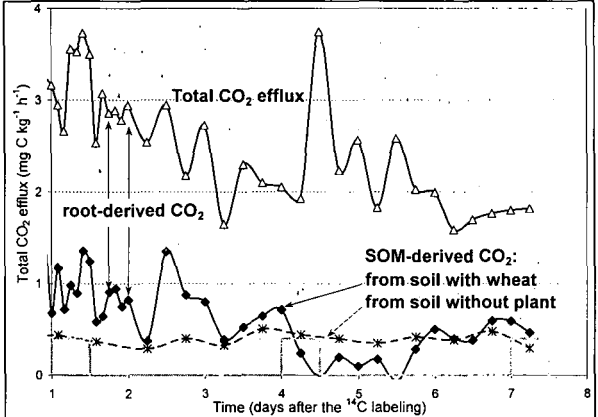


Fig. 2: Separation of total CO₂ efflux from soil with wheat with prolonged dark period (Δ) into soil-derived (\blacklozenge) and root-derived CO₂ (as difference), and comparison of soil-derived CO₂ efflux from bare soil (\times) and planted soil. The light phases are shown as raised gray columns.

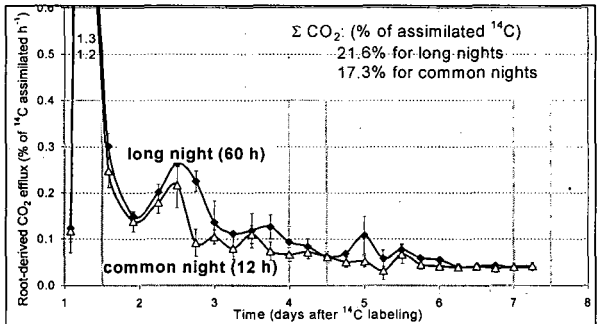


Fig. 5: Root-derived CO₂ efflux from recently assimilated C measured with ¹⁴C pulse labeling of the shoots under different light regimes (\blacklozenge common night with 12 h, \blacklozenge long night with 60 h). The light phases for prolonged dark period are shown as raised gray columns.

well as in the absence of light. The total amount of root-derived C was higher from the plants without light compared to plants with light ($17.3 \pm 2.25\%$ and $20.6 \pm 0.61\%$ of total assimilated C, respectively).

5. Conclusions

Root-derived CO_2 was the dominant component in the total CO_2 efflux from planted soil (75%).

Root-derived CO_2 was very sensitive to changes in photosynthesis. Therefore photosynthesis strongly controls total soil CO_2 efflux. Any factor that affect photosynthesis, or substrate supply to roots and rhizosphere microorganisms, is an important determinant of root-derived CO_2 efflux, and total CO_2 efflux from soils. This result encourages the inclusion of photosynthesis as a crucial controlling factor for total CO_2 efflux in global studies of C cycling in addition to temperature and other abiotic factors.

Despite constant day/night temperature, there was a clear diurnal change in the CO_2 efflux from soil planted with wheat. Naturally, the intensity of root-derived CO_2 follows the diurnal dynamics of photosynthesis. However, root-derived CO_2 also showed a 24-hour diurnal cycle during the prolonged dark period, indicating that the diurnal cycle was also regulated by plant endogenous mechanisms.

Although light was absent for many days, an average positive priming effect of about $0.22 \text{ mg C kg}^{-1} \text{ hour}^{-1}$ was observed during the whole observation period. This value corresponds to about $17 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ day}^{-1}$ of extra mineralization of SOM.

Our study with the simultaneously use of two tracer methods, shows that both methods produce similar estimation of root-derived CO_2 efflux.

Acknowledgments

This research was supported by a CSREES/NRI grant from the United States Department of Agriculture (Award # 98-35107-7013) and by the German Research Foundation (DFG) in the form of a research fellowship for Y. Kuzyakov.

References

- Baldocchi DD, Verma SB, Matt DR, Anderson DE 1986. Eddy-correlation measurements of carbon dioxide efflux from the floor of a deciduous forest. *J. Applied Ecology* 23, 967-975.
- Bottner P, Sallih Z, Billes G 1988. Root activity and carbon metabolism in soils. *Biol. Fert. Soils* 7, 71-78.
- Bottner P, Cortez J, Sallih Z 1991. Effect of living roots on carbon and nitrogen of the soil microbial biomass. *British Ecological Society Special Publication* 10, 201-210.
- Cheng W 1996. Measurement of rhizosphere respiration and organic matter decomposition using natural ^{13}C . *Plant Soil* 183, 263-268.
- Cheng W, Coleman DC, Carroll CR, Hoffman CA 1993. In situ measurement of root respiration and soluble C concentrations in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1189-1196.
- Helal HM, Sauerbeck D 1986. Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 149, 181-188.
- Helal HM, Sauerbeck D 1989. Carbon Turnover in the Rhizosphere. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 152, 211-216.
- Kim J, Verma SB 1992. Soil surface CO_2 flux in a Minnesota peatland. *Biogeochemistry* 18, 37-51.
- Kuzyakov Y, Domanski G 2000. Carbon input by plants into the soil. *Review. Z. Pflanzenern. Bodenk.* 163, 421-431.
- Kuzyakov Y, Kretschmar A, Stahr K 1999. Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. *Plant Soil* 213, 127-136.
- Kuzyakov Y, Ehrensberger H, Stahr K 2001. Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biol. Biochem.* 33, 61-74.
- Mary B, Fresneau C, Morel JL, Mariotti A 1993. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1005-1014.
- Martin JK, Merckx R 1992. The partitioning of photosynthetically fixed carbon within the rhizosphere of mature wheat. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1147-1156.
- Swinnen J, Van Veen JA, Merckx R 1995. Root decay and turnover of rhizodeposits estimated by ^{14}C pulse-labelling in field-grown winter wheat and spring barley. *Soil Biol. Biochem.* 27, 211-217.
- Warembourg FR, Paul EA 1977. Seasonal transfers of assimilated ^{14}C in grassland: plant production and turnover, soil and plant respiration. *Soil Biol. Biochem.* 9, 295-301.

FIELD AND LABORATORY STUDIES TO QUANTIFY ACTUAL AND LONG-TERM DENITRIFICATION POTENTIAL IN THE SATURATED ZONE OF HYDROMORPHIC SOILS OF NORTHWEST GERMANY

Reinhard Well¹; Heinrich Höper²; Ozra Mehranfar¹

INTRODUCTION

In the saturated zone of hydromorphic soils redox conditions are generally favorable for denitrification which is often caused by the presence of fossil organic carbon and reduced sulfur compounds in the subsoil. There is growing concern that continuing nitrate input from agricultural sources might exhaust these fossil pools of reductants which might result in increasing groundwater nitrate levels in the future. The aim of our study is to quantify the actual and long-term denitrification potential in the saturated zone of various hydromorphic soils differing in texture, ground water level and concentrations of organic carbon and reduced sulfur compounds.

Table 1: Experimental soils in Lower Saxony, Germany.

Site	Soil Type	Land Use	Texture	Sampling Date	GW Depth at Sampling (cm)
Fuhrberg	Gleyic Podzol	arable	sand	24.03.00	140
Freistatt	Gleyic Podzol	pasture	loamy sand	29.03.00	110
Markhausen	Gleyic Podzol	pasture	sand	13.04.00	150
Dinklage*	Gleyic Podzol	arable	sand	09.05.00	145
Oldendorf	Gleyic Podzol	pasture	sand	16.06.00	120
Aher Kämpe*	Gleyic Fluvisol	pasture	clayey silt	29.05.00	160
Bühren*	Stagnic Fluvisol	arable	silty clay	29.05.00	250
Schladen*	Gleyic Fluvisol	arable	silty clay	13.06.00	270
Reinshof	Gleyic Fluvisol	arable	silty clay	09.02.00	130

* Site of the long-term soil monitoring program of the Lower Saxony Soil Survey (Kleefisch and Kues, 1997)

MATERIALS AND METHODS

The experimental soils (Table 1) were sampled between 1 and 4 m depth in 10 or 20 cm intervals. Samples were analyzed for organic C (elemental analyzer), total and sulfide-S (Combustion S-analyzer). Denitrification capacity was measured in the laboratory as follows. Soil slurries of 50 g fresh soil + 40 ml of a test solution were incubated anaerobically in 115 ml serum bottles on a horizontal shaker at 25°C for 24 hours. Solutions contained 30 mg N l⁻¹ and 1 ml acetylene were added per bottle to block the N₂O reductase. Gas samples were collected automatically after 1, 8 and 16 hours and were subsequently analyzed for N₂O, C₂H₂ and CO₂.

In the Oldendorf and Reinshof sites, denitrifier N₂ and N₂O production was measured with an *in situ* injection-extraction method for water-saturated soils (Well & Myrold, 1999, Well et al., 2000). Briefly, this procedure is based on the ¹⁵N tracer and acetylene block techniques to detect gaseous denitrification products. Test solutions containing ¹⁵N labeled or unlabeled NO₃⁻ with and without acetylene were applied to the water-saturated soil. Subsequently, soil solution samples were collected during two days and dissolved denitrification products were measured to quantify N₂O production and total denitrification

¹ Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str.4, 37075 Göttingen

² NLFb-Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen.

Table 2: Total denitrification potentials (DP) per m depth in the saturated zone calculated from the total supplies of C_{org} and sulfide-S*. Average potential denitrification rate per m depth at 30 years mean annual air temperature determined from laboratory incubations (values were corrected to field temperature assuming $Q_{10} = 2$).

Site	Depth interval cm	DP _{C_{org}} 10 ³ kg N m ⁻¹ ha ⁻¹	DP _{Sulfide} kg N m ⁻¹ ha ⁻¹	Potential Denitrification Rate kg N m ⁻¹ ha ⁻¹ a ⁻¹
<i>Gleyic Podzols</i>				
Fuhrberg	160-400	27	5	9
Freistatt	140-300	16	44	75
Markhausen	150-310	60	1112	77
Dinklage	140-400	18	71	128
Oldendorf	100-160	31	1478	1805
<i>Fluvisols</i>				
Aher Kämpe	140-250	191	4724	1394
Bühren	200-320	18	18	41
Schladen	240-340	141	2743	1588
Reinshof	110-180	196	11046	1471

* DP_{Sulfide} = 0.61 * Sulfide-S, DP_{C_{org}} = 0.93 * C_{org}. Coefficients are derived from molar ratios of SO₄:N₂ (0.71) and CO₂:N₂ (1.25) of autotrophic and heterotrophic denitrification.

RESULTS AND DISCUSSION

Groundwater tables, concentrations of C_{org} and sulfide-S as well as laboratory rates of denitrification capacities of the experimental sites are given in Figures 1 - 9. Groundwater tables during sampling in spring or early summer ranged between 110 and 150 cm depth in the Gleyic Podzols, and between 130 and 270 cm depth in the Fluvisols. C_{org} concentrations were highly variable with depth in most of the sites and were generally higher in the Fluvisols than in the Gleyic Podzols. In the Fluvisols maximum values occurred in the vicinity of the groundwater table. Below the groundwater table of the Gleyic Podzols, C_{org} concentrations were either increasing (Fuhrberg, Dinklage) or decreasing (Freistatt, Markhausen) with depth. Sulfide-S was positively correlated ($P > 0.99$) with C_{org} ($\log \text{Sulfide-S (mg kg}^{-1}\text{)} = -20.5 + 387.0 * \log C_{org} (\%), R^2 = 0.44, n = 202$).

In situ rates of (N₂+N₂O)-production at the Reinshof and Oldendorf sites satisfactorily coincided with the denitrification capacities that were measured in the laboratory at 25°C and were corrected to field temperature assuming $Q_{10} = 2$ (Figs. 5 and 9). We conclude that denitrification capacity is a realistic estimate of denitrification in the shallow groundwater of these soils on condition that NO₃⁻ is not limiting. In the following, only the laboratory data of denitrification capacity are discussed. Denitrification capacity was positively correlated ($P > 0.99$) with C_{org} (DC ($\mu\text{g N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) = 11.8 + 134.6 * C_{org} (%), $R^2 = 0.56$), sulfide-S ($\log \text{DC}(\mu\text{g N kg}^{-1} \text{d}^{-1}) = 0.38 + 0.60 * \log \text{sulfide-S (mg kg}^{-1}\text{)}, R^2 = 0.35$), and C_{org} + sulfide-S (DC ($\mu\text{g N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$) = -25.5 + 373.5 * C_{org} (%) + 92.1 * $\log \text{sulfide-S (mg kg}^{-1}\text{)}, R^2 = 0.56$).

Total denitrification potentials in the saturated zone were estimated by calculating the equivalent amount of NO₃⁻-N which would be consumed by denitrifiers in case of complete decompositions of the reductants during heterotrophic or autotrophic denitrification (Table 2). Total denitrification potentials of the C_{org} (DP_C) and sulfide-S (DP_S) pools ranged between 16000 and 196000 kg NO₃⁻-N m⁻¹ and between 5 and 11046 kg NO₃⁻-N m⁻¹, respectively. Averages of potential rates of denitrification (PDR) as calculated from laboratory rates of denitrification capacity ranged between 9 and 1805 kg N ha⁻¹ a⁻¹ m⁻¹. PDR was approx. 0.7 % of DP_C + DP_S (PDR = 0.0068 * (DP_C + DP_S) + 186.0, $R^2 = 0.47, n = 9$). The exhaustion of reductants over time resulting from a given annual NO₃⁻-input to the saturated zone can be roughly estimated from the data

in Table 2 if it is assumed that (1) denitrification rates are unaffected by decreasing concentrations of reductants and (2) the complete supply of reductants is available to denitrifiers. At an NO_3^- -input of $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ the time until complete consumption of reductants per m soil would vary between 160 years (Freistatt site) and 2070 years (Reinshof site). For a more accurate prediction of the decrease of reductants over time it is necessary to determine the availability of fossil reductants, the input of recent organic carbon (DOC, roots) and the relationship between the concentration of reductants and denitrification capacity. These aspects are currently being investigated (Mehranfar & Well 2000, this issue).

In theory, the continuing NO_3^- -input from agricultural sources into the ground water during the preceding decades should have affected the vertical distribution of fossil reductants in the saturated zone. Because the NO_3^- -concentration of the ground water decreases during downward transportation, the consumption of reductants would be highest in the upper part of the saturated zone. A hypothetical hydromorphic soil with an initially constant distribution of organic C would thus develop a depletion in the upper part of the saturated zone. This should be detectable in soils with initially low or medium levels of fossil organic C. For example, an annual NO_3^- -input of $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ during 30 years would be equivalent to a loss in C_{org} of $0.02\% \text{ m}^{-1}$. The two Gleyic Podzols with low levels of C_{org} in the upper part of the saturated zone show a sharp increase of C_{org} -concentrations approx. 1 m below the ground water table. The differences between average concentrations in the 140 to 240 cm and 240 to 300 cm layers were 0.05% at the Fuhrberg site and 0.03% at the Dinklage site. This could be the result of C_{org} -consumption during denitrification of the preceding NO_3^- -input. A further explanation for this vertical pattern would be microbial oxidation of C_{org} with dissolved oxygen in the upper part of the aquifer. It is also possible that the actual pattern is identical with the initial C_{org} distribution. Differences in the organic matter content could then be the result of different sedimentation phases. In order to prove the hypothesis of C_{org} depletion as a result of denitrification we are planning to compare the C_{org} -profiles of reference sites located within the same soil unit but with marked differences in N-fertilizing history.

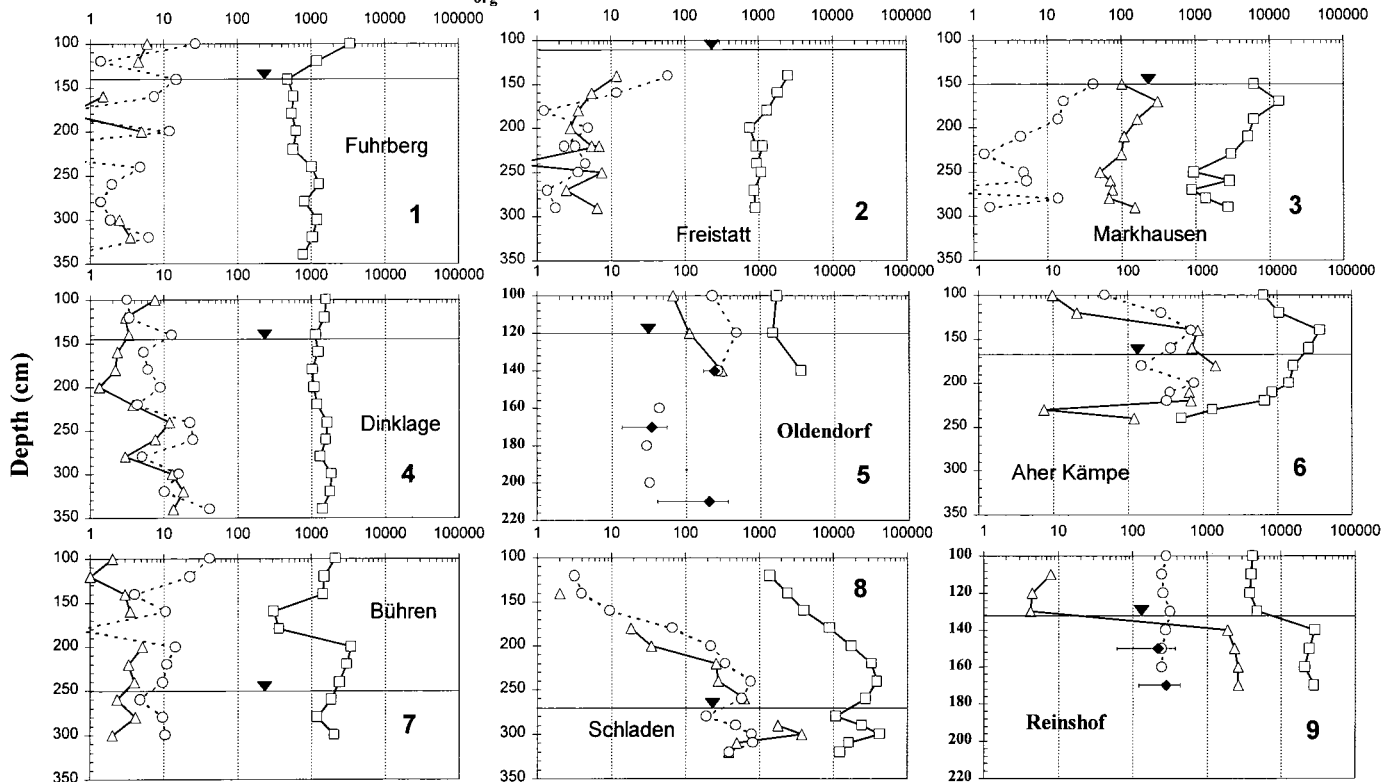
CONCLUSIONS

The experimental soils contained varying supplies of fossil organic C and sulfide-S in the saturated zone. Denitrification capacity was present in all of the sites and denitrification rates were positively correlated with C_{org} and sulfide-S concentrations. Because fossil organic C and sulfide-S are irreversibly consumed during microbial denitrification a continuing NO_3^- -input would cause a long-term exhaustion of the available reductants. In consequence of this, increasing NO_3^- -levels might occur in the future. Further research on the microbial availability of fossil reductants, the input of recent organic carbon and the relationship between concentration of reductants and denitrification capacity is necessary in order to predict the exhaustion of reductants over time reliably.

REFERENCES

- Kleefisch B & Kues J (eds.) (1997). Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. Methodik und Ergebnisse. Arbeitshefte Boden 2, 3-122.
- Mehranfar O & Well R (2000) Long-term measurement of nitrate reduction and sulfate production in anaerobic soil slurries for determining the sustainability of denitrification potential in the shallow groundwater of hydromorphic soils. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* (this issue).
- Well R & Myrold DD (1999) Laboratory evaluation of a new method for *in situ* measurement of denitrification in water-saturated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1109 - 1119
- Well R, Augustin J & Meyer K (2000) *In situ* measurement of denitrification and N_2O production in the saturated zone of three Eutric Histosols and of a Mollic Gleysol. In: Broll G, Merbach W & Pfeiffer EM (eds) *Soil ecological processes in wetlands of Germany* (in press).

C_{org} , Sulfide-S, Denitrification Rate



Figures 1 - 9: Groundwater tables (\blacktriangledown), concentrations of C_{org} (mg C kg⁻¹ \square) and of sulfide-S (mg S kg⁻¹ \triangle), denitrification capacities corrected to field temperature with $Q_{10}=2$ ($\mu\text{g N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ \circ -), *in situ* denitrifications rate ($\mu\text{g N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ \blacklozenge , Oldendorf (n = 3) and Reinshof (n = 4) only, horizontal bars = standard deviation) .

Lysimeter Studies - A Tool For Monitoring Trace Gas Fluxes (N₂O, CH₄) from different Soils under the same Climatic Conditions and the same Agricultural Management

Thomas Kamp*, Hubert Steindl and Jean Charles Munch

Introduction

Nitrous oxide (N₂O) contributes to global warming and is involved in the destruction of stratospheric ozone (Crutzen, 1970). About 70% of the total emitted N₂O is derived from soils (Bouwman, 1990) and agriculture contributes to 81% of the anthropogenic N₂O emissions (Iserman, 1994). Recently a lot of work has been done to investigate trace gas fluxes from soils (Eichner, 1990) and to evolve strategies to reduce losses to the atmosphere. For example, Mosier *et al.*, (1996) suggested the use of nitrification inhibitors mixed with N fertilizers to mitigate N₂O emissions from agriculture. In soils, N₂O mainly originates from microbial nitrification and denitrification (Davidson, 1991). And therefore the production and consumption of N₂O depends on various controlling parameters. The main controllers are aeration, water content, temperature, N availability, organic material and others (Granli and Bøckman, 1994).

Apart from that, soil's propensity for generating and emitting N₂O varied with soil physical characteristics. A strong relationship exists between soil texture and denitrification activity (Groffman and Tiedje, 1989). Due to more capillary pores fine-textured soils (clay soils and silty soils) can maintain a higher water content for a longer time than coarse-textured soils (sandy soils). Clay soils can have a higher potential for sustained N₂O formation than sandy soils (Granli and Bøckman, 1994). Furthermore, N₂O can be reduced to N₂ when diffusion is slow due to high water content in fine-textured soils (Arah *et al.*, 1991). Fine-textured soils seem to emit more N₂O than sandy soils, but this tendency can be masked or reversed by other factors (Granli and Bøckman, 1994), especially climate and soil management practices. Recently, Kamp *et al.*, (1998) showed in a soil warming experiment on a wheat field and a fallow field that N₂O and CH₄ fluxes varied when soil temperature is manipulated due to global warming.

Flux rates of trace gases, nitrous oxide and methane, from different soils are hardly to compare when measured only during short periods or even at one single time. Some of the reasons are the differences in the climatic (precipitation, temperature e.g.) and geomorphological (slope, inclination e.g.) conditions at the natural sites. Moreover the differences in management practices at the natural locations make comparisons in field experiments difficult. Especially with respect to serious changes in the N₂O and CH₄ fluxes induced by events like freezing and thawing, drying and rewetting, tillage, or fertilization the preconditions at the sites are hardly to control in field experiments.

To compare nitrous oxide and methane fluxes from different soils under the same climatic conditions and the same management practices lysimeter studies with undisturbed soil monoliths were carried out.

Materials and Methods

In spring 1995 three sites in southern Germany were chosen representing typical soils of the FAM (Munich Research Network on Agroecosystems) research farm in Scheuern (approximately 40 km north of Munich in the Bavarian tertiary hills). The research farm area is characterized by a broad variety of soils, mainly different Cambisols, partly Gleysols and Vertisols. Annual mean temperature is about 7.4°C and annual mean precipitation is about 833 mm.

The first soil 'Kelheim' (KH) was taken near Regensburg, South Bavaria. Annual mean temperature at the sampling site is 8.0°C and mean annual precipitation is 797 mm. The soil was described as Humic Cambisol. The second soil, called 'Hohenwart' (HW) was identified as a Cumulic Anthrosol. The sampling site is located approximately 15 km north of the FAM research farm. The third soil, 'Scheuern' (SC) is a Mollic Gleysol and was taken from a field of the research farm. All sites were agriculturally used for at least 50 years. Soil physical and chemical properties are shown in table 1.

Four replicates of each soil type were taken as undisturbed round monoliths of 2 m height and 1 m² surface using a hydraulic system. Installed at ground level in the GSF Lysimeter Station near Munich the monoliths are surrounded by a 1 hectare agricultural field to obtain micro-climatic conditions and to minimize negative effects (temperature, precipitation, wind e.g.) which might occur with isolated installations. The management of the monoliths and the surrounding field is adapted to the practices of the FAM conventional farming system: maize (1996, 1999), winter wheat (1997) and winter barley (1998). In contrary to the common practices no potatoes were cultivated due to the technical possibilities.

For gas flux measurements closed chambers (Hutchinson and Mosier, 1981) were fitted to the monoliths. In the first two years chambers of 0.3 m of diameter were used and each monolith was equipped with two of these chambers. Afterwards a new chamber type was designed with 1.13 m of diameter enclosing the total surface of one monolith. With both chamber types extension segments could be used to adapt the chambers' height to the growing plants. The chambers

* GSF - Institute of Soil Ecology, D-85758 Neuherberg - kamp@gsf.de

were installed for gas measurements only and were removed afterwards.

The measurements were carried out once a week. Five gas samples were periodically collected from the chambers' atmosphere within 60 minutes into evacuated 0.1 l glass bottles using a portable vacuum pump system. The concentration of gases in the samples was analyzed by a gaschromatograph with a ^{63}Ni electron capture detector (ECD) for nitrous oxide and a flame ionization detector (FID) for methane (Lofthfield *et al.*, 1997). The calculations of the gas fluxes are described by Flessa *et al.* (1995). Measurements were carried out from January 1996 to July 1999. Due to technical installations measurements were interrupted for short periods in July and September 1996 and in March 1998.

Results and Discussion

Regarding the effect of climate on trace gas fluxes it is obvious to obtain detailed and exact informations of the wheather during the investigation period, at least of air and soil temperature and of precipitation. For this reason extensive measurements were carried out. At the investigation site in Munich the annual mean air temperature is about 8.6°C and annual precipitation is about 860 mm. The warmest months are July and August with daily mean temperatures of 18°C and maximum temperatures of about 40°C at noon. The coldest months are January and February with daily mean temperatures of -3°C and often daily mean temperatures of -10°C were reached. Although the annual mean soil temperature of the upper soil horizon (0 to 20 cm) is about 9.8°C freezing down to -20 cm (often more) appears throughout the winter months. The investigated site is a summer rain region which means that more than 50% of the annual precipitation is falling from May to August. As a result frequent drying and rewetting cycles occur in summer months.

Table 1. Parameters of the studied soils

Kelheim - Humic Cambisol							
Depth (cm)	Soil horizon	C (%)	N (%)	Gravel (%)	Texture	pH	
0-25	Ap	0.73	0.07	0	loamy sand	6.7	
25-80	Bv	0.16	0.02	0	loamy sand	6.7	
80-200	Cv	0.20	0.02	0	loamy sand	6.9	
Hohenwart - Cumulic Anthrosol							
Depth (cm)	Soil horizon	C (%)	N (%)	Gravel (%)	Texture	pH	
0-30	Ap	1.44	0.14	13.2	loamy sand	7.2	
30-70	M	0.98	0.10	13.2	loamy sand	6.5	
70-100	Bv1	0.29	0.04	21.7	loamy sand	5.6	
100-200	Bv2	0.08	0.02	57.3	clay loam	5.8	
Scheyern - Mollic Gleysol							
Depth (cm)	Soil horizon	C (%)	N (%)	Gravel (%)	Texture	pH	
0-38	Ap	1.40	0.16	0	loamy silt	6.0	
38-90	Sw	0.35	0.06	0	loamy silt	5.9	
90-200	Sd	0.25	0.04	0	loamy silt	6.0	

Up to now we do not have any idea what causes the different winter results measured at the research farm or the lysimeter station, respectively. Nevertheless, in accordance with formerly results (Flessa *et al.*, 1995; 1998a; 1998b; Kamp *et al.*, 1998) the highest uptakes of methane were observed in summer months (latter not shown) when soils were dry and aeration was higher than in winter. However, flux rates of both nitrous oxide and methane varied between the four replicates of each soil type. For nitrous oxide variations of 25 to 99% CV and for methane variations of 13 to 40% CV within one soil type were found.

The highest variations were found at 'Kelheim' for N_2O and for CH_4 . Furthermore, KH1 and KH2 occasionally showed uptake of N_2O into the system. This finding has not been reported very often (Bouwman, 1990). We assume that these results occurred due to very low flux rates and the detection limit of the gaschromatographical system, respectively. On the other hand occasionally we found CH_4 emissions from the soil into the atmosphere at HW1, showing that the production of methane surpassed the oxidation rate. Usually this is well known from saturated soils, e.g. wetlands, rice paddies (Bronson and Mosier, 1991) or mires (Flessa *et al.*, 1998a). And in fact, often the soil moisture of HW1 was very high, occasionally with saturated conditions in the upper horizon. We assume that there exist a clay accumulation at HW1 leading to stagnant water. Furthermore, we guess that the little methane uptake of the other 'Hohenwart' soils is due to temporarily anaerobic conditions as well which is justified in the high clay content.

Nevertheless, differences between the three investigated soils were significant and unequivocal pattern of emissions and uptakes have been found (Fig. 1). The sandy and well aerated 'Kelheim' soil emitted approximately 10% of nitrous oxide ($0.28 \pm 0.28 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) of that of the heavy and loamy 'Hohenwart' soil ($2.0 \pm 0.6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Whereas the emissions of nitrous oxide from the 'Scheyern' soil was in a range of $1.5 \pm 0.4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. On the

The cumulated flux rates of nitrous oxide were within a range from 1.2 to 1011 $\text{mg N}_2\text{O-N m}^{-2}$ for the investigation period (18.01.1996 to 29.07.1999; Fig. 1). On the other hand, -3.1 to -289 $\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2}$ were observed. Calculating the flux rates on an annual base the highest nitrous oxide emissions were measured with 2.9 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ and the highest methane uptakes were measured with -0.82 $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Within the investigation period high emissions of nitrous oxide were found in all monoliths (May 96, June 97, June 98, June 99) due to N-fertilization (Clayton *et al.*, 1994) and tillage (Staley *et al.*, 1990). However, high short term peaks due to freeze-thaw (Christensen and Tiedje, 1990) were occasionally observed. Formerly results measured at the FAM research farm indicate that up to 50% of the annual N_2O emissions occurred in winter months due to freeze-thaw cycles (Hantschel *et al.*, 1995; Flessa *et al.*, 1995; Kamp *et al.*, 1998). In contrast, despite of occasionally frozen soils the present measurements at the lysimeter station in Munich only showed little N_2O fluxes. We calculated approximately 6% of the annual losses for the winter period (December to March) whereas in spring (March to June) 31 to 48% and in summer months (June to September) 36% to 54% appeared.

other hand, the uptake of methane into the 'Kelheim' soil was $0.59 \pm 0.24 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ - approximately seven times higher than the 'Hohenwart' soil ($0.13 \pm 0.04 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). And again, the uptake of the 'Scheyern' soil varied between these two rates ($0.32 \pm 0.04 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

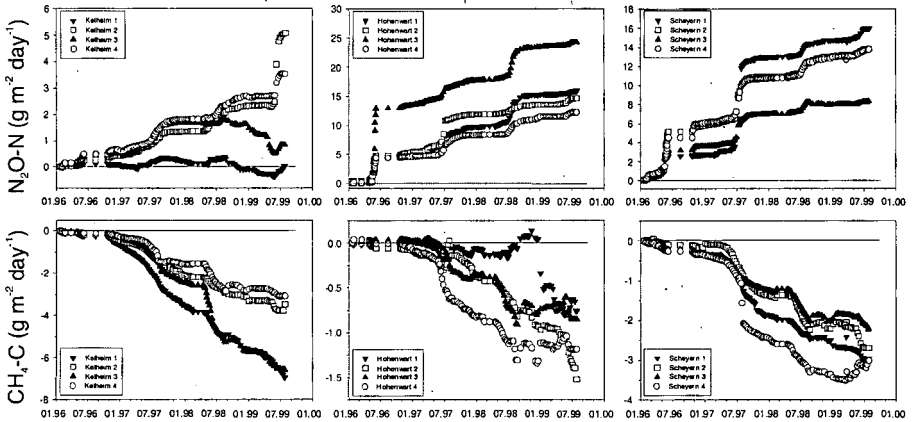


Figure 1. Cumulated flux rates of nitrous oxide and methane of the four soil monoliths 'Kelheim', 'Hohenwart' and 'Scheyern' as calculated from 18.01.1996 to 29.07.1999 (Note different scaling of y-axes).

Table 2. Overall flux rates of nitrous oxide and methane and Global Warming Potential (GWP) of the studied soils, calculated as CO₂-equivalents: after IPCC (1996): N₂O = 310 CO₂, CH₄ = 21 CO₂ (mean = mean value, stdv. = standard deviation; investigation period 18.01.1996 to 29.07.1999)

	N ₂ O kg N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹	CH ₄ kg CH ₄ -C ha ⁻¹ a ⁻¹	N ₂ O GWP (CO ₂ -equivalents, kg CO ₂ ha ⁻¹ a ⁻¹)	CH ₄ GWP (CO ₂ -equivalents, kg CO ₂ ha ⁻¹ a ⁻¹)	(N ₂ O + CH ₄) mean	stdv.
Kelheim 1	0.01	-0.82	1.7	-23.0	-21	
Kelheim 2	0.60	-0.41	293.5	-11.5	282	
Kelheim 3	0.10	-0.78	49.8	-21.8	28	121
Kelheim 4	0.42	-0.37	204.6	-10.2	194	142
Hohenwart 1	1.88	-0.09	915.8	-2.5	913	
Hohenwart 2	1.73	-0.18	844.3	-5.0	829	
Hohenwart 3	2.86	-0.10	1395.5	-2.8	1393	961
Hohenwart 4	1.44	-0.14	703.6	-3.9	700	301
Scheyern 1	1.89	-0.35	920.3	-9.8	911	
Scheyern 2	1.63	-0.32	796.1	-8.9	787	
Scheyern 3	0.98	-0.26	478.9	-7.3	472	738
Scheyern 4	1.62	-0.36	791.5	-10.0	782	187

Bouwman (1990) gave a total range of -0.6 to $41.8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ for mineral soils. Therefore it seems, that the present soils do not emit a lot of N₂O. However, recently Kaiser (2000) summarized nitrous oxide emissions from 99 arable soils from six long-term field experiments in Germany and found a range of 0.5 to $16.8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (for the years 1992 to 1997), whereas the largest part of the investigated soils emitted 1 to $5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Furthermore, field measurements were performed from 1994 to 1996 in just that field where the 'Scheyern' soil monoliths were taken from. There the annual flux rates ranged from 3 to $5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ and from -0.7 to $-1.0 \text{ kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Kamp *et al.*, 1998). Considering the discriminating climate and practices between the research farm and the lysimeter station the present results correspond very well with the findings mentioned above.

We assume that the higher emissions of nitrous oxide from 'Hohenwart' and 'Scheyern' in contrast to 'Kelheim' might also be justified due to higher N contents in the Ap horizons (0.14% N and 0.16% N compared to 0.07% N; Tab. 1). Because all monoliths were fertilized at the same time with the same amounts of N this leads to the assumption that nitrous oxide emissions might be caused more by N mineralization than by fertilization. Unfortunately we have less data of nitrate leaching and of nitrate content of soils and plants up to now. Tracer experiments determined a percolation rate of 1.5 to 2.5 years for the soil monoliths. This means that translocation of N fertilizer in the run out might just be visible in the far future. Furthermore, sampling of soil probes is possible during tillage only due to the undisturbed character of the monoliths. However, up to now we did not find higher nitrate contents in the leachate of the 'Kelheim' soil

compared to the others. In contrary, nitrate concentrations of the 'Hohenwart' leachate were approximately three times higher than of the 'Kelheim' soil. Moreover, nitrate concentrations from 'Kelheim' were quite the same as from 'Scheuern' (data not shown). In the future missing N data from plants and soils must be worked out to come to a N balance of the total monoliths, and to answer the question if the fertilizer N of 'Kelheim' is immobilized in deeper horizons or reduced to N₂.

Recently, Flessa *et al.*, (1998b) compared the flux rates from two arable sites in northern and southern Germany. Although a similar management practice was used (intensive/extensive N fertilizer, winter wheat) they found differences of 24% for N₂O and 30% for CH₄. Flessler *et al.* suggest that the findings were due to different rainfall (amount and temporal distribution) and due to a different gas diffusion rate of the compared soils. Furthermore, after scrutinizing N₂O emissions from 99 sites in Germany, Kaiser (2000) emphasizes that there was no significant relationship between annual N₂O emissions and the respective N fertilization rate. He leads to the conclusion, that the site effect on N₂O emission is more important than the effect of N fertilization.

Nevertheless, one aim of the investigations was to compare the global warming potential of the studied soils. Therefore we calculated the CO₂-equivalents of the measured nitrous oxide and methane flux rates using the findings of the IPCC (1996). Following the idea that nitrous oxide corresponds to 310 CO₂ and methane corresponds to 21 CO₂ the atmospheric load increases in the order 'Kelheim' << 'Scheuern' < 'Hohenwart' (Tab. 2). This means that the pollution of the atmosphere from 'Hohenwart' and 'Scheuern' is 8 times and 6 times higher than from 'Kelheim' when cultivated at the same climatic conditions and the same management practices. Up to now we do not have reliable informations concerning the yield of the cultivated crops and the possible pollution of drinking water with nitrate. Therefore we can not give recommendations for management practices in the field which have to take in account a multitude of ecological and economical factors.

References

- Arah, J.R.M., K.A. Smith, I.J. Crichton, and H.S. Li (1991) Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils. *J. Soil Sci.* **42**: 351-367.
- Bouwman, A.F. (1990) Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: A.F. Bouwman (ed.) Soils and the greenhouse effect. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 61-127.
- Bronson, K.F. and A.R. Mosier (1991) Effect of encapsulated calcium carbide on dinitrogen, nitrous oxide, methane and carbon dioxide emissions from flooded rice. *Biol. Fertil. Soils* **11**: 116-120.
- Christensen, S. and J.M. Tiedje (1990) Brief and vigorous nitrous oxide production by soil at spring thaw. *J. Soil Sci.* **41**: 1-4.
- Clayton, H., J.R.M. Arah, and K.A. Smith (1994) Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *J. Geophys. Res.* **99**: 16.599-16.607.
- Crutzen, P.J. (1970) The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Q. J. R. Met. Soc.* **96**: 320-325.
- Davidson, E.A. (1991) Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: J.E. Rogers & W.B. Whitman (eds.) Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes. Am. Soc. Microbiol., Washington, pp. 219-235.
- Eichler, M.J. (1990) Nitrous oxide emissions from fertilised soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* **19**: 272-280.
- Flessa, H., P. Doersch, and F. Beese (1995) Seasonal variability of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J. Geophys. Res.* **100**: 23115-23124.
- Flessa, H., U. Wild, M. Klemisch, and J. Pfadenhauer (1998a) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Eur. J. Soil Sci.* **49**: 327-335.
- Flessa, H., F. Beese, R. Brumme, E. Priesack, E. Przemek, and J.P. Lay (eds.) (1998b) Freisetzung und Verbrauch der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄ beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Zeller Verlag Osnabrueck, 133 pp.
- Granli, T. and O.C. Bockman (1994) Nitrous oxide from agriculture. *Nor. J. Agri. Sci.* **12**.
- Groffman, P.M. and J.M. Tiedje (1989) Denitrification in North temperate forest soils: Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biol. Biochem.* **21**: 613-620.
- Hantschel, R.E., T. Kamp, and F. Beese (1995) Increasing the soil temperature to study global warming effects on the soil nitrogen cycle in agroecosystems. *J. Biogeogr.* **22**: 375-380.
- Hutchinson, G.L. & A.R. Mosier (1981) Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **45**: 311-316.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996) Climate Change 1995 - The Science of Climate Change. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 572 pp.
- Isermann, K. (1994) Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Pollut.* **83**: 95-111.
- Kaiser, E.-A. and R. Ruser (2000) Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - an evaluation of six long-term field experiments. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **163**: 249-260.
- Kamp, T., H. Steindl, R.E. Hantschel, F. Beese, and J.C. Munch (1998) Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperatures. *Biol. Fertil. Soils* **27**: 307-314.
- Loftheld, N., H. Flessa, A. Augustin, and F. Beese (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH₄, CO₂, and N₂O. *J. Environ. Qual.* **26**: 560-564.
- Mosier, A.R., J.M. Duxbury, J.R. Freney, O. Heinemeyer, and K. Minami (1996) Nitrous oxide emissions from agricultural fields: assessment, measurement and mitigation. *Plant Soil* **181**: 95-108.
- Staley, T.E., W.H. Caskey, and D.G. Boyer (1990) Soil denitrification and nitrification potentials during the growing season relative to tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**: 1602-1608.

OPERATIONS FOR PRECISION AGRICULTURE

Jutta Rogasik, Silvia Haneklaus, Kerstin Panten, Ute Funder and Ewald Schnug¹

Introduction

To protect the natural resources *soil, energy, water, and air* when managing agricultural systems requires the responsible use of inputs. This implies the examination of the complex interactions between variation of soil characteristics and crop productivity which can then be transferred into efficient decision making strategies for variable rate fertilizer applications. It was the aim of this contribution to evaluate the multivariate interactions between soil fertility parameters and crop yield and to use this knowledge for maximizing the profitability whilst maintaining agricultural and environmental sustainability.

Experimental data base

The results presented in this report rely on field studies of long term field experiments and on-farm experimentation. Geo-referenced soil samples were taken, geo-coded yield were determined on-line using a flowmeter yield sensor. The data was processed by means of multivariate statistical methods. The locations of the experimental sites were:

<u>Site (Northings, Eastings)</u>	<u>County</u>	<u>FAO soil classification for dominating soil types:</u>
Müncheberg (52.5 N, 14.14 E)	Brandenburg	Cambic + Luvic Arenosol, Podzoluvisol
Dedelow (53.21 N, 13.48 E)	Brandenburg	Orthic + Calcic Luvisol
Bad Lauchstädt (51.39 N, 11.87 E)	Saxony-Anhalt	Haplic Chernozem
Mariensee (52.33 N, 9.28 E)	Lower Saxony	Luvic Arenosol, Orthic Luvisol

Spatio-temporal variation of soil properties and crop yield

Results from extensive long-term field studies carried out within the past 20 years (Kundler et al., 1982; Kundler & Reiher, 1983; Knoop et al., 1985; Schnug et al., 1985, 1992, 1993; Seeboldt, 1985; Lamp & Schnug, 1987; Rogasik, 1988; Förkel & Rogasik, 1991; Rogasik & Smukalski, 1993; Haneklaus et al., 1997) reveal a considerable variation of crop yield within one field which can be higher than that between different years. Generally soil fertility parameters have a stronger impact on crop yield than climatic conditions (Figure 1).

¹ Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Federal Agricultural Research Centre Braunschweig, Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig, Germany

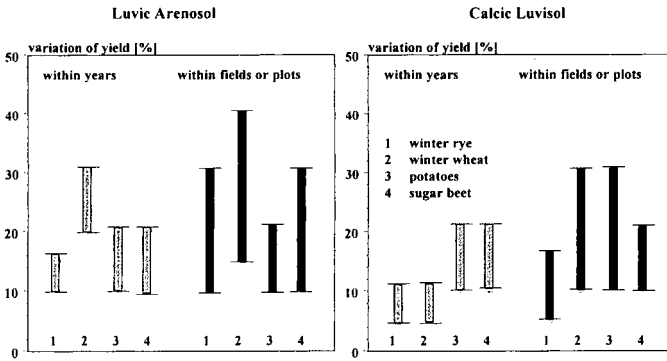


Figure 1: Comparison of variation in yield of cereals and root crops on a Luvic Arenosol (Müncheberg) and a Calcic Luvisol (Dedelow) among years or within fields or plots.

On sandy soils the variation of crop yield of individual years was comparable to the range observed within the field. This variability was caused by differences in soil texture, soil organic matter (SOM), available plant nutrients (N, P, K, Mg, Ca...), soil tillage operations and annual climatic conditions. The variability of soil fertility parameters was higher on sandy soils than on loamy or silty soils.

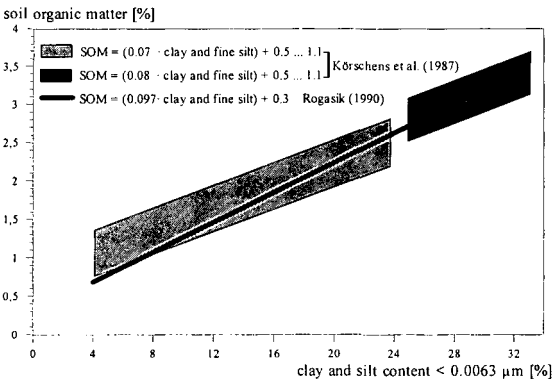


Figure 2: Relationship between clay and fine silt content and soil organic matter (SOM) content (Rogasik and Smukalski, 1993).

Investigations of causal interrelationships between soil fertility parameters show that it is possible to estimate e.g. the site specific SOM content from the variation of the clay and fine silt content of the soil (Figure 2). These findings may become an important module in precision agriculture for designing variable, site specific management applications.

The knowledge of the small-scale variation of soil fertility parameters, their interrelationships and effect on crop yield provides the basis for the determination of site specific threshold values (Figure 3).

Decision making strategies for the improvement of soil fertility and crop productivity

A comparison of required and actual values of soil fertility parameters is necessary in order to increase the efficiency of agronomic management operations. Highest yields were only achieved when SOM and soil P, K, Mg, pH, and Cu were in the optimum ranges (Figure 3). A significant reduction of crop yield can be expected if the actual values of the soil fertility parameters drop significantly below the minimum threshold values. The assessment of such site/crop interactions is an important module for precision agriculture.

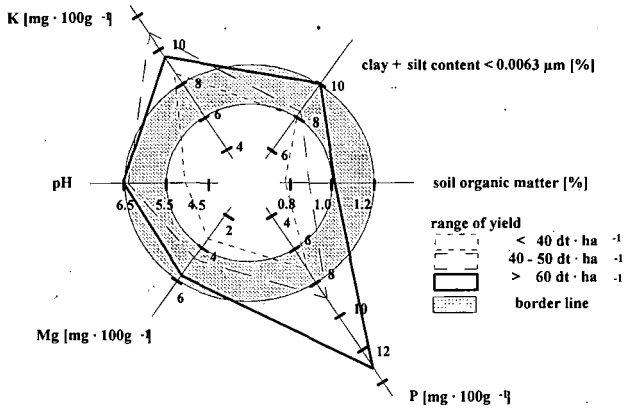


Figure 3: Relationship between soil properties and yield of winter wheat on a sandy soil (Müncheberg).

Application of geo-coded soil information on farm level

Decision making strategies for the variable rate input of fertilizers were elaborated using geo-coded soil information of soil type, nutrient supply and yield productivity.

The comparison of the yield map with the clay map (indirectly determined via the rubidium (Rb) content: Schnug & Haneklaus, 1996b) and the SOM map (indirectly determined via the absorption at 540 nm in the 0.43m HNO₃ extract: Schnug & Haneklaus, 1996a) reveals that low yield areas were always associated with reduced soil fertility (Fig. 4). Consequently the nitrogen rate was adapted with a higher input in low yielding areas and vice versa. The rates were varied ±15% from the mean uniform nitrogen rate.

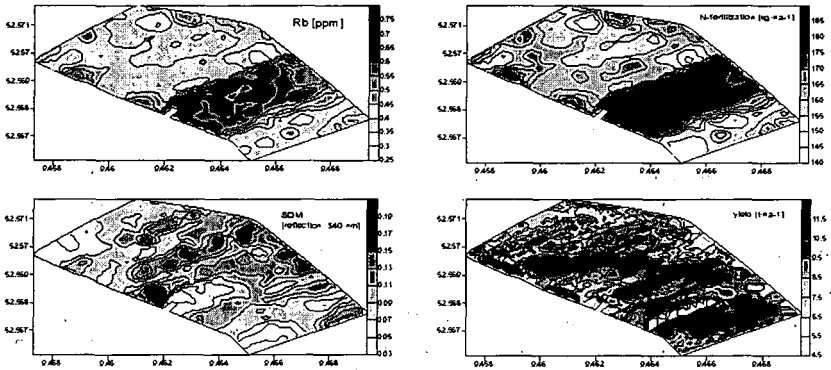


Figure 4: Rb, SOM, and yield maps as a base for site specific nitrogen fertilization (Mariensee, 1999, winter wheat).

Abstract

Field studies were carried out in order to investigate the relationship between the spatial variability of important soil fertility parameters such as soil texture, soil organic matter content, available nutrients and crop yield. The knowledge of the spatial variation of soil fertility parameters and their impact on yield can be used to deriving site specific threshold values and consequently variable, site specific management operations. Thus sustainable agricultural production which fully acknowledges environmental demands can be realized and the profitability of the farm optimized.

References

- Förkel, H., J. Rogasik. 1991. Algorithmus zur Beschreibung der Beziehung zwischen Bodenfruchtbarkeitskennziffern und Ertrag. Arch. Acker- Pfl. Boden. 35: 217-226.
- Haneklaus, S., I. Rühling, D. Schröder, E. Schnug. 1997. Studies on the variability of soil and crop fertility parameters and yields in different landscapes of Northern Germany. Precision Agriculture, Vol. II: 785-792. J. V. Stafford (Ed.), BIOS Scientific Publishers Ltd., UK.
- Knoop, F., J. Lamp, E. Schnug. 1985. Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. I. Modelle zur Erfassung und Darstellung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II: 655-660.
- Kundler, P., J. Herbrechter, W. Reiher. 1982. Beziehungen zwischen Bodenfruchtbarkeitskennziffern und Erträgen in Produktionsexperimenten mit komplexen Verfahren zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. Arch. Acker- Pfl. Boden. 26: 323-333.
- Kundler, P., W. Reiher. 1983. Beitrag zur Aufklärung der Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und Winterweizenträgen auf Produktionsschlägen durch Versuche ohne Eingriff. Arch. Acker- Pfl. Boden. 27: 151-160.
- Lamp, J., E. Schnug. 1987. Computergestützte Düngung mit Hilfe digitaler Hof-Bodenkarten. Schriftenr. Agrarwiss. Fak. Univ. Kiel. 69: 61-70.
- Rogasik, J. 1988. Die Ertragshöhe von Winterweizen in Abhängigkeit von Bodenfruchtbarkeitszustand, Vorfruchtstellung und organischer Düngung. Arch. Acker- Pfl. Boden. 32: 731-739.
- Rogasik, J.; M. Smukalski. 1993. Beziehungen zwischen quantitativen Faktoren der Bodenfruchtbarkeit und Höhe des Pflanzenertrages auf Ackerstandorten sowie deren Modifikation durch ausgewählte Klimatelemente. Arch. Acker- Pfl. Boden. 37: 325-340.
- Schnug, E.; S. Haneklaus. 1996a. A rapid method for the indirekt determination of the organic matter content of soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 27 (5-8): 1693-1705.
- Schnug, E.; S. Haneklaus. 1996b. A rapid method for the indirekt determination of the clay content by X-ray fluorescence spectroscopic analysis of rubidium in soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 27 (5-8): 1707-1719.
- Schnug, E., J. Lamp, F. Knoop. 1985. Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. II. Beispiele und praktische Bedeutung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II: 679-684.
- Schnug, E., D. Murphy, E. Evans. 1992. Advanced approaches to local resource management in crop production. Proc. 2nd ESA Congress, Warwick Univ.: 372-373.
- Schnug, E., D. Murphy, E. Evans, S. Haneklaus, J. Lamp. 1993. Yield mapping and application of yield maps to Computer-Aided Local Resource Management. Proc. Workshop Soil Specific Crop Management Minneapolis, Minnesota: 87-93.
- Seeboldt, M. 1985. Die lokale Variabilität von ausgewählten Bodenmerkmalen auf sandigen Böden. Arch. Acker- Pfl. Boden. 29: 69-75.

Bewertung bodenmikrobiologischer Kenngrößen nach langjähriger Beobachtung von Waldstandorten – Vergleich zu Agrarböden

VON

Anderson, T.-H.

Einleitung

Die Beziehung zwischen Boden-C und mikrobiellem Biomasse-C konnte ursprünglich an umfassenden Analysen von Agrarböden belegt werden. So haben nicht gestörte Böden ein typisches Biomasse-C/Boden-C-Verhältnis, dem sich ein mikrobieller Aktivitätswert – die spezifische Respiration (q_{CO_2} , CO_2 -C-Abgabe pro Biomasse-C-Einheit/Zeit) zuordnen lässt (Anderson und Domsch, 1986, 1989, 1990). Eine Überprüfung dieser anscheinend grundlegenden Beziehung sollte an natürlichen Bodensystemen, wie Waldstandorten, überprüft werden. Diese Analysen zeigten, dass übergeordnet das Boden-pH kontrolliert, wieviel Biomasse-C pro Boden-C sich entwickeln kann (Abb. 1.) Je neutraler der Boden desto mehr C_{mic} pro C_{org} entsteht und desto niedriger ist die Abgabe an CO_2 pro Biomasse-Einheit (Anderson und Domsch, 1993).

Inwieweit weitere Faktoren (Standorteigenschaften, Waldtyp) auf Biomasseentwicklung und Respiration wirken, wurde untersucht. Vergleichend werden hier vier alte Waldstandorte in der Region Braunschweig vorgestellt. Da das Alter der Bestände Einfluss auf die C_{org} Qualität und damit auf die mikrobielle Biomasseentwicklung haben könnte, wurden nur reife Waldbestände (>75 J) mit einander verglichen (Anderson und Domsch, 1992).

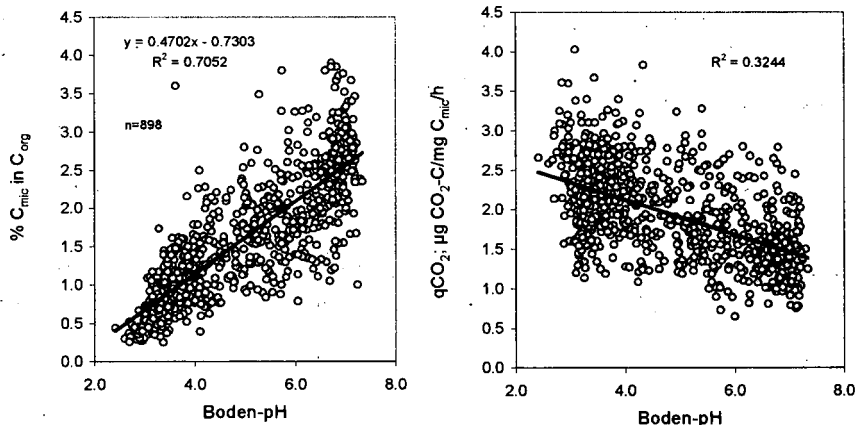


Abb 1. Bestandsaufnahme von C_{mic} - C_{org} -Werten und q_{CO_2} von Waldstandorten in Niedersachsen. Alle Laubwaldbestände, alle Altersstufen.

Material und Methoden

Auswahl der Waldstandorte Mit Hilfe von Forstbetriebskarten des Niedersächsischen Forstplanungsamtes, Wolfenbüttel und den zuständigen Forstämtern bzw. Revierförstereien wurde im Zeitraum 1990 bis einschliesslich jetzt ca 22 alte natürliche Waldregionen Niedersachsens aufgesucht.

Laubwaldbestände wurden getrennt von Nadelwaldbeständen untersucht. Die Bodenprobenentnahme erfolgte immer im zeitigen Frühjahr (März-April) vor der Vegetationsperiode und Bildung der Krautschicht, um potentielle Einflussgrößen auf die unterirdische mikrobielle Biomasseentwicklung zu vermeiden. Die Waldbestände einer Region wurden nach den forstamtlichen Abteilungen entsprechend der Beschreibung des Bestandes (Mischwald, Monokultur, Alter, Bodentyp) ausgesucht. Pro Abteilung wurden 5 Bodenproben entnommen (das beprobte Areal betrug um 1000-2500 m²). Die Laubschicht wurde entfernt und der A_h-Horizont (0-5cm) vom O_h Horizont getrennt. Für die Analysen wurden aus den 5 Einzelproben Mischproben gemacht und die Bodenproben bei 4°C für maximal 12 Wochen gelagert.

Das Boden-pH wurde in 1 M KCl in einem Verhältnis 1 zu 2 (Boden zu Lösung) gemessen.

Bestimmung der mikrobiellen Biomasse Die mikrobielle Biomasse wurde nach der Substratinduzierten Respirationmethode (SIR) (Anderson und Domsch, 1978) mittels einer Computergesteuerten Infrarot-Gas-Analytik (Heinemeyer et al., 1989) bestimmt. Die Böden wurden vorher auf 2 mm gesiebt und auf ein einheitliches Wasserpotential von ca. -350 kPa eingestellt. Für die Biomassebestimmung wurde 10 bis 25 g (TG) Boden eingesetzt.

Bestimmung des metabolischen Quotienten, qCO_2 Die Berechnung des qCO_2 (Einheit CO_2 -C pro Einheit Biomasse-C pro Stunde) ergibt sich aus der Höhe der Basalatmung (Anderson und Domsch, 1985) zur mikrobiellen Biomasse. Die Basalatmung muss dazu eine konstante CO_2 -Rate erreicht haben. Bei Waldböden wird die Konstanz nach ca. 20 h Stunden erreicht, kalkhaltige Böden brauchen entsprechend länger.

Bestimmung des $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis Nach Entfernung des Karbonat-C mit 10% HCl werden die Bodenproben auf einem Sandbad bei 70°C getrocknet. Der organische C wird über trockene Verbrennung (Leco) bestimmt. Der prozentuale Anteil des mikrobiellen Biomasse-C zum Gesamt-C_{org} wird als $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis bezeichnet.

Statistik Die Ergebnisse basieren auf Mittelwerten von mindestens n=3. Zur Bestimmung von Signifikanzen zwischen Flächen wurde entweder Student's t-test oder one-way ANOVA (SIG-MAStat, JandelScientific) genutzt.

Ergebnisse

Aus Abbildung 1 lässt sich ablesen, dass zu 30% andere Faktoren die Beziehung zwischen pH und dem $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis beeinflussen. So ist die Art der Bestockung (Mischwald oder Monokultur) mitbestimmend wieviel % C_{mic} pro Einheit C_{org} entsteht. Während die Regressionsgleichung in Abb.1 für pH 6.5 aller analysierten Laubwaldbestände ein $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis von 2.3% angibt, liegt dieser für Mischwald mit 2.7% höher als für Monokultur-Buche (Abb. 2) mit 2.3%. Die Unterschiede für Mischwald und Monokultur zeigen sich auch im sauren Bereich. Ferner gibt es regionale Unterschiede, besonders im sauren Bereich (Abb.2). Von den vier soweit analysierten Waldregionen im Umkreis von ca. 20 km um Braunschweig (Elm, Fürstenu, Meerdorfer Holz, Lecheln Holz) zeigt Abb. 2 exemplarisch zwei. So haben Elm (nicht gezeigt) und Lecheln Holz im sauren Bereich ein höheres $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis um 1.0%, Fürstenuer Holz und Meerdorfer Holz dagegen

nur 0.5%. Gründe dafür könnten z.B. eine standorttypisch unterschiedliche Nährstoffverfügbarkeit sein, die ein Teil des pH-Stress kompensiert. Abbildung 2 verdeutlicht auch die höheren qCO_2 -Werte (Stressindikator) im neutralen Bereich im Lecheln Holz und die damit verbundenen, mit 1.5% vergleichsweise niedrigen $C_{mic}:C_{org}$ -Werte unter Monokultur-Buche (Stresstandorte?).

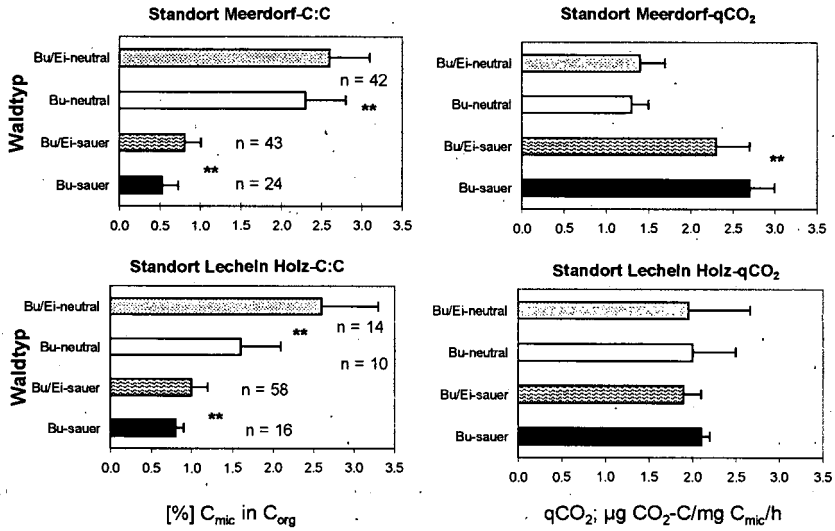


Abb. 2. Einfluss des Standortes auf die mikrobielle Biomasse-Entwicklung ($\% C_{mic}$ in C_{org}) und auf die respiratorische Aktivität, qCO_2 . Alter aller Flächen >75 J; n = Anzahl der Flächen; Bu=Buche, Bu/Ei = Mischwald-Buche/Eiche. ** = $p < 0.01$.

Wie empfindlich die beiden Parameter C:C und qCO_2 reagieren, zeigt Abb.3, wo auf der Abteilungsebene von Standorten über viele Jahre das $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnis und qCO_2 verfolgt wurde. Als Beispiel wird hier am Meerdorfer Holz ein Standort mit einem pH-Anstieg und ein anderer mit einer pH-Absenkung über Zeit gezeigt. Das Beispiel pH-Anstieg (Abb. 3a) verdeutlicht, dass trotz des geringen pH-Anstieges von nur 0.5 Einheiten, die beiden Parameter C:C und qCO_2 auf die Veränderung positiv reagieren, d.h. eine Zunahme des $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisses und eine Abnahme des qCO_2 kann beobachtet werden. Umgekehrt werden bei dem pH-Abfall (Abb. 3b) die Werte schlechter, das durch eine stetige Abnahme des $C_{mic}:C_{org}$ -Verhältnisses und einer Erhöhung des qCO_2 erkennbar wird.

Fazit

Unter Beachtung der hier vorgestellten Einflussgrößen, die auf die Parameter $C_{mic}:C_{org}$ und qCO_2 wirken, sind diese ganz besonders auf der Schlag- bzw. Abteilungsebene geeignet, eine Zeigerwertfunktion bei Bodenveränderungen einzunehmen. So ist ein hoher qCO_2 -Wert bezeichnend für eine schlechte Ausnutzung des Bodenkohlenstoffs zum Zellaufbau, da zuviel in den Betriebsstoffwechsel der Zellen geht. Diese Umstellung tritt besonders auf, wenn Organismen unter Stress sind.

Die vorher an Agrarböden beobachteten Unterschiede im C:C-Verhältnis von Monokultur- zu Fruchtfolge-Böden (2.3% bzw. 2.9% C_{mic} in C_{org}) (Anderson und Domsch, 1989) konnten hier an natürlichen terrestrischen Systemen mit fast identischen C_{mic} - C_{org} -Werten (2.3% Mono-Buche bzw. 2.7% Mischwald-Eiche/Buche) nachvollzogen werden.

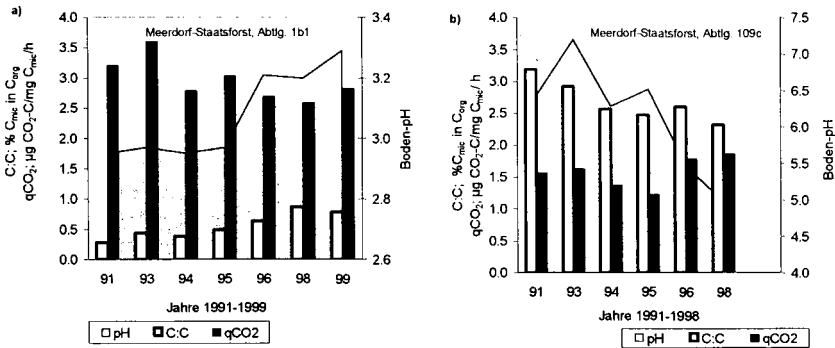


Abb.3. Einfluss von pH-Wert-Veränderungen auf mikrobielle Biomasse und respiratorische Aktivität. Mit steigendem pH-Wert (a) steigt das C:C-Verhältnis und sinkt der qCO_2 . Mit fallendem pH-Wert (b) sinkt das C:C-Verhältnis, während der qCO_2 ansteigt.

Danksagung

Diese Arbeiten entstanden im Rahmen des Verbundprojektes „Veränderungsdynamik von Wald-ökosystemen“ des Forschungszentrums für Waldökosysteme, Göttingen.

Literatur

- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 1985. Determination of eco-physiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. *Fert. Soils* 1, 81-89.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 1986. Carbon link between microbial biomass and soil organic matter. In: *Perspectives in Microbial Ecology* (Megusar, F. and M. Gantar, eds.). Proceedings of the 4th. Int. Symposium on Microbial Ecology, 1986, pp. 467-471. Mladinska knjizga, Yugoslavia.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 471-479.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 1990. Application of ecophysiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251-255.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 1992. Stoffwechselkoeffizienten mikrobieller Sekundärproduzenten. *Berichte des Forschungszentrum für Waldökosysteme, Göttingen, Reihe B*, 31, 154-164.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H. 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.* 25, 393-395.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.-A., Valensik, G. 1989. Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195.

A one-pool-model to describe organic carbon balance of arable soils

J. Böttcher¹ and G. Springob^{1,2}

Introduction

Organic matter (OM) is an important soil constituent. It influences many soil properties, and OM is a sink or source, respectively, in the global carbon cycle. In cultivated soils OM is continuously distributed through the Ap horizon, and the organic carbon (OC) content is an adequate measure of the OM content.

Throughout the last decades a number of models were developed to simulate the OC content of Ap horizons. Most of those models are very complex (e.g. PARTON et al. 1987, FRANKO 1997). *“However, adequate calibration and validation of those models require rather detailed data records from long-term field experiments, which are usually not available”* (PULLEMAN et al. 2000).

For prognoses of site and land use-specific OC contents of arable sandy soils, and OC changes due to changing boundary conditions (land use practices, climate change, ...), we developed a simpler one-pool-model (OPM).

To prove if OPM is a reasonable model, a test of OPM, and a parameterization for a catchment in northern Germany as well as a case study calculation are presented here.

The Model

OPM is based on the assumption that one active OC pool is sufficient to model the overall OC balance of Ap horizons. The governing differential equation is:

$$\frac{dC}{dt} = c_i - \alpha(c_i + C) \quad (1),$$

with
$$c_i = \frac{i}{z} \quad (2),$$

C = OC content [g C dm⁻³],

i = OC input [g C dm⁻² a⁻¹],

z = depth of Ap horizon [dm],

c_i = OC input concentration [g C dm⁻³ a⁻¹],

α = overall decay constant [a⁻¹],

t = time [a].

An approach similar to eq. (1) was already used by JENNY et al. (1949). But note that the input concentration c_i relates the OC input to the depth of the Ap horizon. So, OC contents are strictly calculated by the OPM. Integration of eq. (1) yields:

$$C = C_{eq} + (C_0 - C_{eq})e^{-\alpha t} \quad (3),$$

with
$$C_{eq} = \frac{c_i}{\alpha} - c_i, \quad \text{thus,} \quad \alpha = \frac{c_i}{C_{eq} + c_i} \quad (4a, b),$$

C_{eq} = steady state OC content [g C dm⁻³],

C_0 = initial OC content [g C dm⁻³].

The decay constant α can be easily derived from measured C_{eq} and known c_i (eq. 4b).

Testing the model

To test OPM's capability to correctly simulate the time course of OC contents of arable soils after changes of land use practices, data of the Ultuna long-term experiment (KIRCHMANN et al.

¹ Institute of Soil Science, University of Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover, Germany, boettcher@ifbk.uni-hannover.de

² Institute of Ecology and Biology, Technical University of Berlin, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin, Germany, sprimnje@linux.zrz.tu-berlin.de

1994) were used. Those data on OC contents in Ap horizons were scaled to the units used throughout this text. Fits of OPM to the experimental data are shown in Fig. 1. A good agreement between measured and calculated data is obvious.

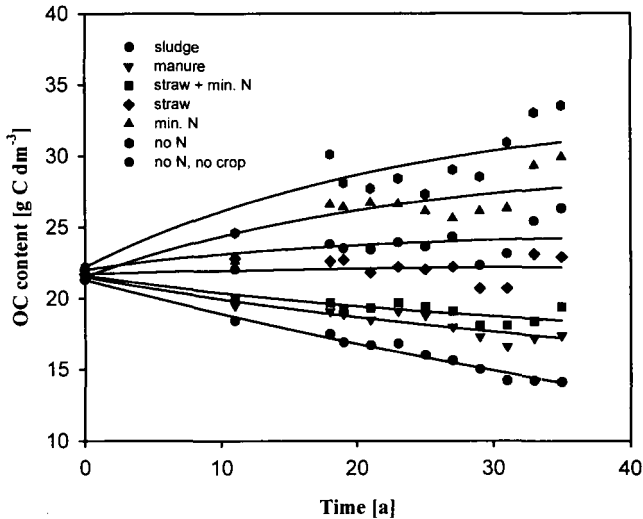


Fig. 1 Fit of OPM to data of different treatments of the Ultuna long-term soil organic matter experiment (KIRCHMANN et al. 1994).

To test whether OPM is a reasonable OC model we compared OPM's fit to the Ultuna data with a fit of the more complex model ICPM of ANDRÉN and KÄTTERER (1997). To assess the goodness of fit of the models we chose Akaike's Information Criterion (AIC, WEBSTER and MCBRATNEY 1989). AIC considers the sum of squares as well as the number of measured values and the number of parameters estimated. The model for which AIC is least should be chosen to describe the given set of experimental data. For the Ultuna data in six out of seven cases (treatments) the AIC for OPM is even somewhat smaller than that for the more complex ICPM, in one case AIC is quite the same for both models. That means OPM is at least as reasonable as a more complex model in simulating OC contents of Ap horizons.

Parameterization

The OPM was parameterized for arable sandy soils (Podzols and Podzolic Gley Soils) in the Fuhrberger Feld in northern Germany. The Fuhrberger Feld is a catchment area of about 300 km², 30 km northeast of Hannover. Throughout the last years extensive research efforts on OC contents and balances of arable soils were conducted in this area. According to actual land use and land use history OC contents of more than 400 Ap horizons were measured (SPRINGOB and BÖTTCHER 2000). From this data, a set of 173 OC contents of arable sites were taken which, with a very high probability, represent C_{eq} values. Furthermore, C_{eq} values measured along two transects of 250 m and about 1000 m length at intervals of 5 m or 20 m, respectively, were used for the parameterization. Mean annual OC input by plant residues was calculated from yield levels.

The spatial variability of the calculated decay constants is shown in Fig. 2. Obviously, the variability of α is scale dependent. This is proven by geostatistical evaluations (variograms) that revealed spatial correlations ranging up to 200 m. Therefore, only transect or areal measurements, respectively, at scales distinctly greater than the range of spatial correlations, may reveal spatially independent α values. However, the variability of α at the catchment scale is considerably high (CV \approx 36%) with a mean of 0.046 a^{-1} .

Case Study

In a case study calculation the temperature dependence of OC contents in sandy arable soils was simulated. The simulation was based on the mean α value given above, and rate modifying factors for c_i and α . These rate modifying factors were based on Q_{10} . According to NORDMEYER (1985) $Q_{10} = 2.8$ was chosen for the OC decay, and for the OC input concentration a $Q_{10} = 2$ was adopted (KIRSCHBAUM 1995). The results are depicted in Fig. 3. Within the range of probable temperature changes (BENGTSSON 1994) the modeled OC content agrees well with data given by BOUL et al. (1990) for soils of different temperature regions of the world.

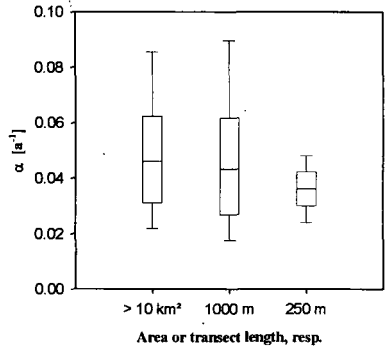


Fig. 2: Spatial variability of the decay constant α at different scales.

Conclusions

From the results of the test of the OPM, the parameterization and the case study we conclude that

- OPM is a flexible, reasonable, and easily parameterized OC model,
- decay constants of arable sandy soils vary considerably within a catchment, and the variability is scale dependent,
- OPM performs well in modelling temperature-induced OC changes.

Recent results of SPRINGÖB and BÖTTCHER (2000) indicate

that the sandy soils under study contain more 'inert' or 'non-active' OC than previously expected. It is very probably necessary to consider non-active OC in OPM. This is possible without altering our model philosophy, but it will change the absolute values of the decay constant (becomes higher) which should refer to the active OC.

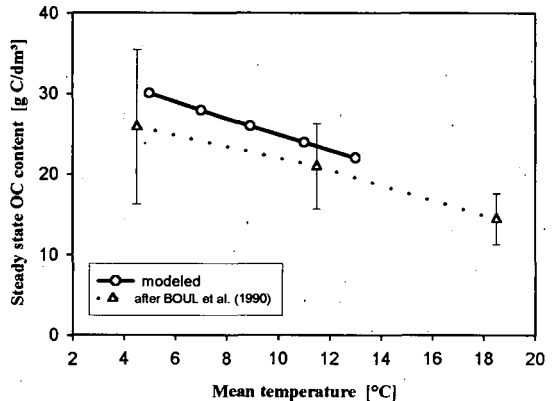


Fig. 3: Temperature dependence of the OC content of Ap horizons.

References

- Andrén, O. and T. Kätterer (1997): ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications*, **7**(4):1226-1236.
- Bengtsson, L. (1994): Climate change. Climate of the 21st century. *Agricultural and Forest Meteorology*, **72**:3-29.
- Boul, S.W., P.A. Sanchez, S.B. Weed and J.M. Kimble (1990): Predicted impact of climatic warming on soil properties and use. In: Impact of carbon dioxide, trace gases, and climate change on global agriculture. *ASA Special Publication*, No. **53**:71-82.
- Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. *Archiv Acker-, Pflanzenbau, Bodenkunde*, **41**:527-547.
- Jenny, H., S.P. Gessel, and F.T. Bingham (1949): Comparative study of decomposition rates in temperate and tropical regions. *Soil Science*, **68**: 419-432.
- Kirchmann, H., J. Persson, and K. Carlgren (1994): The Ultuna long-term soil organic matter experiment, 1956-1991. *Department of Soil Science, Reports and Dissertations 17*, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Kirschbaum, M.U. (1995): The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology Biochemistry*, **27**:753-760.
- Nordmeyer, H. (1985): Die Stickstoffmineralisation von Zuckerrübenblatt im Boden. Dissertation. FB Gartenbau, Universität Hannover.
- Parton, W.J., D.S. Schimel, C.V. Cole, and D.S. Ojima (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grassland. *Soil Science Society Am. J.*, **51**:1173-1179.
- Pulleman, M.M., J. Bouma, E.A. van Essen, and E.W. Meijles (2000): Soil organic matter content as a function of different land use history. *Soil Science Society Am. J.*, **64**:689-693.
- Springob, G. and J. Böttcher (2000): Using landscape heterogeneity and history to derive 'site-typical' or equilibrium C contents of sandy arable soils. (*this issue*).
- Webster, R. and A.B. McBratney (1989): On the Akaike Information Criterion for choosing models for variograms of soil properties. *J. Soil Science*, **40**:493-496.

EFFECTS OF DIFFERENT FERTILIZER COMBINATIONS ON SOIL ORGANIC MATTER COMPOSITION

- RESULTS FROM LONG-TERM FIELD EXPERIMENTS -

Ruth H. Ellerbrock, A. Höhn, Horst H. Gerke

Introduction

Annual input rates, mineralization rate, and composition of soil organic matter (SOM) is affected by management practices. Composition means kind and quantity of functional groups like carboxylic and hydroxylic groups within SOM. These compounds are known to be closely related, for instance, to the sorption capacity of soil for plant nutrients or heavy metals. In addition the SOM content and the composition depend on clay mineral content. The composition of SOM can be characterized by FT-IR spectroscopy.

The objective of this study is to analyse the effects of different application rates and fertilizer combinations on SOM composition for sandy and loamy soils. Soils from long-term field experiments were used since significant changes in SOM are only expected, for constant management periods of more than 30 years.

Materials and Methods

The long-term experiments are located at Bad Lauchstädt (**BL**), Müncheberg (**MB**) and Groß Kreutz (**GK**). Hot water was used to extract the easily and sodium pyrophosphate solution for the slowly decomposable parts of SOM (Ellerbrock et al. 1999). The samples were taken in a depth of 0 - 25 cm. The site characteristics are given in table 1. The experiments are described in detail by Körschens et al. (1990).

Table 1: Site characteristics

	Bad Lauchstädt (BL)	Müncheberg (MB)	Groß Kreutz (GK)
Starting year	1902	1963	1967
FAO (1990).	Haplic Chernozem	Podzoluvisol to Arenosol	Albic Luvisol / Luvisol Arenosol
Precipitation*	490 mm	527 mm	532 mm
Temperature*	8.6°C	8.2°C	8.9°C
Clay content	21.1%	5.0%	5.0%
Silt content	67.7%	21.0%	22.0%
Sand content	21.2%	74.0%	73.0%
PH	5.9	5.6	5.8

crop rotation at all sites: potatoes, winter wheat, sugar beet, summer barley; * mean annual values;

Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung ZALF e.V.; Eberswalderstr. 84, D-15374 Müncheberg

The soil samples were air-dried, ground to 2mm. Soil properties like pH, cation exchange capacity (CEC) and organic carbon content are given at table 3. The clay content varies between 5 and 20 g kg⁻¹ and the organic carbon content is between 0.5 to 2. g kg⁻¹. For soil organic matter isolation sodium pyrophosphate solution (pH10) and hot-water were selected to avoid artifacts (Ellerbrock et al. 1999a,b). The obtained extracts were studied with FT-IR spectroscopy using the KBr-technique.

Results and Discussion

In accordance with Körschens and Müller (1996) the C_{org} content of the studied loamy and sandy soil increases with fertilizer input. The highest organic carbon content was found for the FYM+N fertilization and the lowest for the soil of the control plot for both experiments (Table 3). The difference in the C_{org} contents due to the fertilization regime is lower for sandy than for the loamy soil. This can be explained by the fact that the fertilizer application rate is two times lower at sandy soil than at the loamy soil.

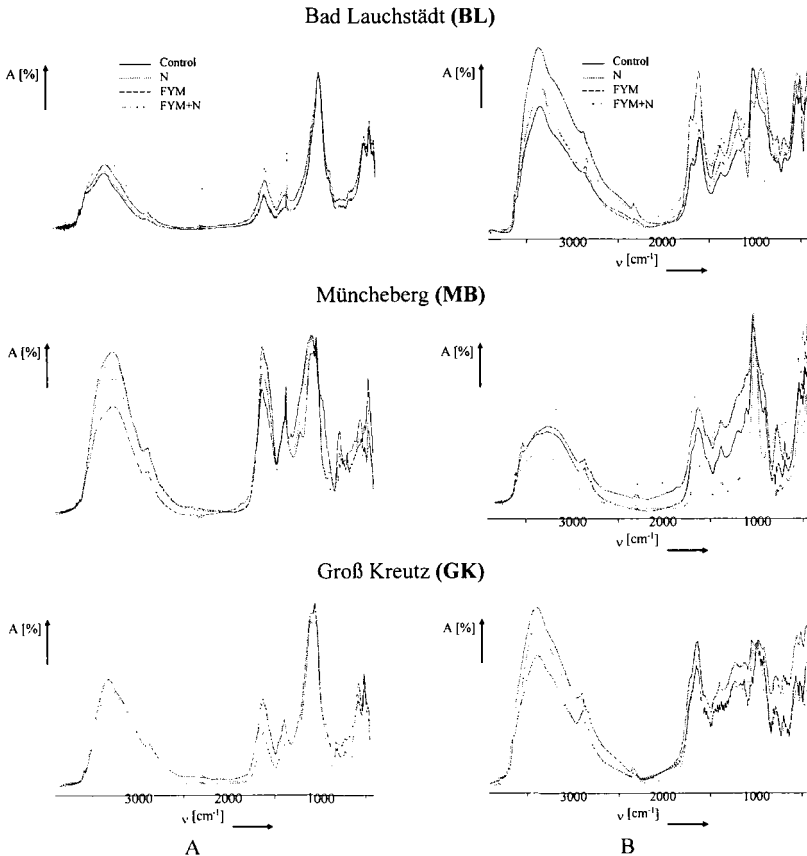


Figure 1: FT-IR spectra of the hot water (A) and the sodium pyrophosphate extracts (B) of the differently fertilized soils.

The clay content of the soils may have an additional effect on the C_{org} content (Table 2). According to Stevenson (1982) the ability of SOM to form organo-mineral complexes increases with the clay content. These complexes protect the organic material against mineralization resulting in higher C_{org} contents. Therefore the C_{org} content of the studied soils, corresponds with the fertilizer application rate as well as with the clay content. For the sandy soil at Müncheberg, the fertilizer regime had no significant effect on C_{org} content. This may be a result of the relatively low fertilizer application rate at this site.

Table 2: C_{org} content [$g\ kg^{-1}$] and CEC [$mmol_c\ kg^{-1}$] of the different fertilized plots.

Fertilizer	Bad Lauchstädt		Müncheberg		Groß Kreuzt	
	C_{org}^*	CEC	C_{org}	CEC	C_{org}	CEC
Control	16.6	209.6	4.3	32.5	4.2	33.9
N	19.3	208.7	4.69	32.0	5.2	36.4
FYM	24.1	219.4	4.63	31.5	5.5	40.0
FYM+N	27.0	223.8	4.9	35.6	6.8	46.2

*M. Körschens, Bad Lauchstädt, 1999, personal communication

The absorption intensity of the C=O band in the FT-IR spectra of the hot water extracts (Fig 1A) from the loam increased in the same sequence as the C_{org} content. For the sandy soil samples the sequence absorption intensity of the C=O band in the FT-IR spectra was Control < N < FYM+N < FYM. Additionally the spectra of the extracts from the sandy soils (**MB**, **GK**) are different to the one from the loam (Fig. 1). The clay content of the soils may have an additional effect on the SOM composition. According to Stevenson (1982) the ability of SOM to form organo-mineral complexes increases with the clay content. These complexes protect the organic material against mineralization and against the extraction by hot water resulting in different FT-IR spectra. Therefore the composition of hot water extractable SOM of the studied soils, corresponds with the clay content.

The FT-IR spectra of the sodium pyrophosphate extracts show a comparable sequence for all samples, but the spectra of the extracts from the soils with high fertilizer input (**BL**, **GK**) are different to those from the sand with low fertilizer input (**MB**) (Fig. 1B).

Conclusions

C_{org} content and CEC depend on soil clay content as well as on fertilizer amount and combination. The FT-IR spectra of the hot water and sodium pyrophosphate extracts show that FYM and FYM+N resulted always in the highest absorptions intensity of the C=O band. The relative effect of this is comparable in all soils studied. The FT-IR spectra of the hot water extracts from the sand samples (**MB**, **GK**) are different to those from the loam (**BL**). The higher clay content at the loam reduces the SOM extraction rate with hot water. The general patterns of the FT-IR spectra from the the sodium pyrophosphate extracts of the soils with high FYM input (**GK**, **BL**) are more similar than those of the same soil type. The higher FYM input resulted in more intense O-H and C=O absorption bands.

Acknowledgments

This study was financially supported by the German Federal Ministry of Agriculture and the Brandenburg State Ministry of Food, Agriculture and Forestry. We thank Prof. Dr. Körschens (UfZ Halle Leipzig) for courtesy of soil samples and helpful discussions; Mrs. Mäder and Mr. Rath for analyzing CEC and SOM composition.

References

- Celi, L., Schnitzer, M. and Negre, M. (1997) Analysis of carboxylic groups in soil humic acids by a wet chemical method, FT-IR spectrometry and solution ^{13}C NMR. A comparative study. *Soil Science* 162, 189-197.
- DIN 19684, part 8, (1977) Bestimmung der Austauschkapazität er Bodens und der austauschbaren Kationen. In: Fachnormenausschuß Wasserwesen (FNW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Ed.) *Deutsche Normen*. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 10694 (1994) Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehaltes und des Gesamtkohlenstoffgehaltes nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). In: Deutsches Institut für Normung e.V. (Ed.) *Deutsche Normen*. Beuth Verlag, Berlin.
- Ellerbrock, R.H., Höhn, A. & Rogasik, J. (1999) Functional Analysis of soil organic matter with respect to soil management. *European Journal of Soil Science* 50, 65 - 71.
- Ellerbrock, R. H., Gerke, H. H. & Höhn A. (1999): Charakterization of soil organic matter from a sandy soil in relation to management practice using FT-IR spectroscopy. *Plant and Soil* 213 55 - 61.
- Körschens, M., Schulz, E. and Behm, R. (1990) Hot water extractable carbon and nitrogen of soils as a criterion for their ability of N-release. *Zentralblatt für Mikrobiologie* 145, 305-311.
- Körschens, M. and Müller, A. (1996) The static experiment Bad Lauchstädt, Germany. In: Powlson, D.S., Smith, P. and Smith, J.U. (Eds.) *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. Volume I 38 Springer Verlag, Berlin, pp. 369-376.

Impacts of Former Landuse Practices (Forest, Grassland) on Nitrogen Mineralization Parameters in Sandy Arable Soils

S. Heumann¹, J. Böttcher¹ und G. Springob^{1,2}

Introduction

Nitrogen (N) mineralization from 'old' soil organic matter needs to be quantified in order to simulate N dynamics in arable soils!

The study area, the drinking water catchment *Fuhrberg well field* close to Hannover, has about 12000 ha of sandy arable soils with varying past landuse. Our point of concern is that many of these soils have organic matter contents far above values that are assumed for soils in equilibrium with today's agricultural management.

Some of the organic N probably being present in excess still originates from former use of the areas as grassland with higher groundwater levels than today. This may result in a significant surplus N mineralization within the next decades.

Other soils still may contain organic substances for example from forest that - because they are almost 'inert' - might not contribute significantly to N mineralization.

Objectives

1. *What are the impacts of former landuse practices (including year of first cropping) on N mineralization from 'old but active' soil organic matter?*
2. *Is it possible to derive N mineralization rates of this fraction of slowly decomposable soil organic N (N_{slow}) from other, easier measurable soil characteristics (regionalization purposes)?*
3. *Is it possible to transfer well-known parameters of slowly decomposable soil organic N - once derived from loess soils - to the investigated sandy soils?*

Material and Methods

• Soils:

- 90 sandy arable soils from glacial valley sand (end moraines were merely old arable land)
- mainly Podzols and Gleyic Podzols
- 8 reference loess soils from west of Hannover

• Sampling:

- autumn and winter of 1998 and 1999; A_p -horizons

• Longterm lab incubation:

- field-moist soil incubated at 35°C for 200 - 300 days
- repeated leaching of mineralized N (NO_3^- - and NH_4^- -N) with 0,02 M $CaCl_2$

• Parametrization:

- a simultaneous two-fraction first-order kinetic equation (e.g. *Kersebaum, 1989*) was fitted to curves of cumulative N mineralization:

$$N_{min}(t) = N_{fast} (1 - e^{-k_{fast} t}) + N_{slow} (1 - e^{-k_{slow} t})$$

N_{fast} : Easily decomposable N in residues

N_{slow} : Slowly decomposable, 'old' organic N

k_{fast} , k_{slow} : rate coefficients

¹ Institute of Soil Science, University of Hannover, and ² Institute of Ecology, Technical University of Berlin, Germany; heumann@ifbk.uni-hannover.de

- **Landuse categories:**
 - old arable land and former grassland or forest
 - former grassland further grouped into soils with scarce or significant groundwater influence
 - categories differed widely in soil properties:

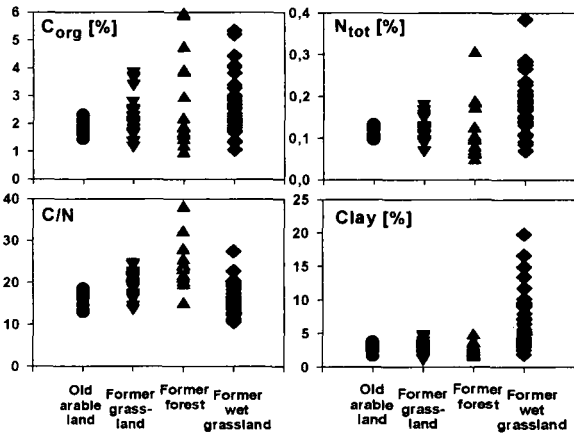


Fig. 1: Properties of different landuse categories.

Results

1. Impacts of former landuse practices?

Impacts on plain N_{slow} mineralization parameters are not yet clear

Mineralization from 'old', slowly decomposable soil N (N_{slow}) could be separated from easily decomposable N (N_{fast}) after fitting the kinetic model to cumulative N mineralization curves. Derived values for N_{slow} (Fig.2) were often higher than N_{tot} , since many curves were linear even after more than 200 days.

Values for k_{slow} were in general also highly variable (except former forest sites), and usually a lot smaller than in 'better' soils ($0,0058 \text{ d}^{-1}$ after Nordmeyer & Richter, 1985).

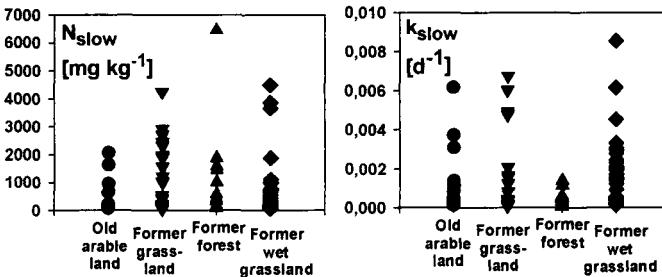


Fig.2: Derived N_{slow} parameters for different landuse categories.

But there were strong impacts of former landuse on N_{slow} mineralization rates and decomposability of soil organic N!

Average daily N_{slow} mineralization rates of the first 100 days of lab incubation were calculated using the derived N_{slow} and k_{slow} values. Rates were highest in former wet grassland soils (partly 3 times higher than in old arable land) where cropping started within the last two decades (Fig.3).

Lowest mineralization rates (just 20 % of the average old arable land) were found in former forest sites cropped for less than 20 years. However they seemed to catch up after increased periods of cropping.

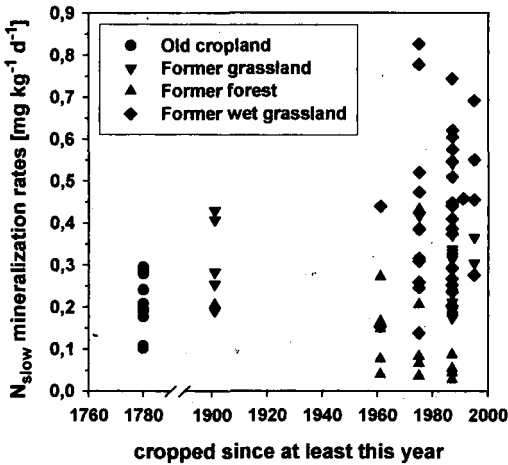


Fig.3: Average daily N_{slow} mineralization rates for different landuse categories.

Decomposability - expressed as N_{slow} mineralization rates per N_{tot} (not shown) - of former forest sites was extremely low, too. It showed similar patterns as 'daily rates per kg of soil' (compare Fig.3).

Former grassland usually showed higher decomposability of soil organic N than the other soils. But here decomposability was high almost regardless of groundwater influence and year of first cropping.

2. Derivation of N_{slow} mineralization rates from soil properties?

There was no correlation for all these soils together between any measured property and N_{slow} mineralization rates ($r^2 < 0,45$).

But within landuse categories there was:

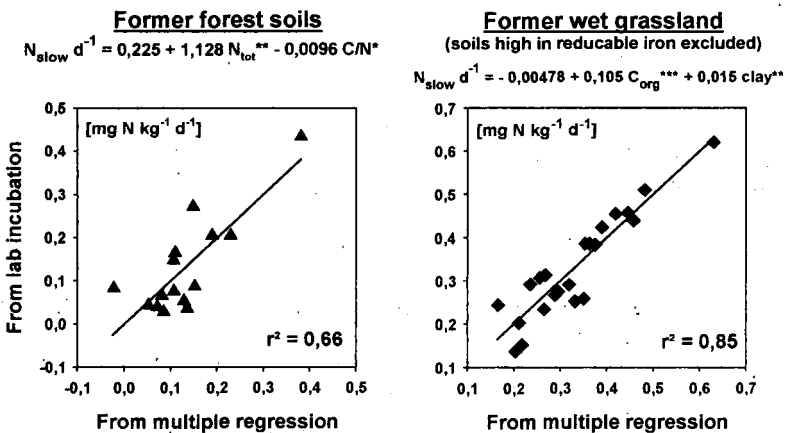


Fig.4: Derivation of N_{slow} mineralization rates by multiple regression for two landuse categories.

3. Transfer of N_{slow} parameters from loess soils to these sandy soils?

A direct transfer is not possible, because - on an average - reference loess soils usually showed 2 or even 5 (former forest soils) times higher N_{slow} mineralization rates per % total soil N.

Table 1: N_{slow} mineralization rates per % total soil N in sandy soils - in relation to reference loess soils.

cropped since	Reference loess soils	Old cropland	Former grassland	Former forest	Former wet grassland
1780	100	41			
1901			67	53	
1961				39	43
1975				21	64
1987			63		52
1991					63
1995			43		46

Conclusions

- We found strong impacts of former landuse on N_{slow} mineralization rates and decomposability of soil organic N! These effects might be modified by year of first cropping.

- In former forest sites relatively inert N was found. Mineralization rates were generally low and mainly depending on total soil N and the C/N of soil organic matter. Its decomposability seemed to be improved by increased periods of cropping - probably due to more favourable conditions for microorganisms and a gradual replacement by decay products of crop residues.

- In contrast, former grassland soils showed highest rates. Excess N mineralization will still exist in these soils until equilibrium is reached (compare also: Springob & Böttcher, 2000). Only rates in former wet soils (without soils high in reduceable iron) could be derived from total soil C and clay content.

- There were no such correlations for old arable land or the other grassland soils - maybe due to unknown details in past or recent landuse (e.g. composts, organic and green manures).

- Known N_{slow} -mineralization rates from loess soils can't be directly transferred, since these were usually 2 or even 5 times higher than in the investigated sandy soils. N simulation models have to take into account this difference!

References

Kersebaum, K.-C. (1989): Die Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover. Nordmeyer, H., & J. Richter (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralisation in loess and sandy soils. Plant and Soil 83: 433-445. Springob, G., & J. Böttcher (2000): oral presentation, this conference.

Acknowledgements

We would like to thank Elke Eichmann-Prusch and Ulrike Piper for their technical assistance and Jutta Könnecke for her help in selecting the sites.

This work was funded in part by a scholarship from *Deutsche Bundesstiftung Umwelt*.

UNDERSTANDING SOIL FUNCTIONS IN AGRO-ECOSYSTEMS: A CALL FOR A CONCEPTUAL DISCUSSION

Sandro Luis Schlindwein¹

Introduction

The idea of the existence of soil functions is well accepted. For centuries, soil have supported agriculture, cattle raising, urban structures and other human activities, from which we have formed our common understanding of what soil functions are. So, soil functions are the result, at least in part, of an utilitarian view of soils:

But, do we all agree on what soil functions are and how and why they are defined and established in agro-ecosystems? Are they constant or they change among different ecological systems and from time to time? These apparently simple questions in no way have simple answers, although very often they have been answered in very simple terms, as the general understanding of soil functions indicates.

The general understanding of soil functions evolved with the appearance of soil science during the second half of the 19th Century. Since then, we have experienced additions of new functions like accumulator, transformer, buffer, filter, and source of plant nutrients (KUNTZE et al., 1988). Most of these functions are associated to the recognition of the role and participation of soil in the global geochemical cycles. Specifically in relation to agro-ecosystems, the identification of soil functions has been related to the widespread idea that in this and other ecological systems the soil plays a key role in maintaining their productivity. This idea reveals again an utilitarian perspective of soil functions definition. Furthermore, all these functions have been related to the presence and attributes of specific soil components. The description of these components, improved with the development of soil science, have further contributed to the identification of new soil functions.

However, the point on which I will focus my discussion is that soil itself has no implicit functions. Furthermore what we commonly recognize as soil functions very often is, in fact, a behavior resulting from the set and arrangement of its components (some of the soil functions appointed by SAUERBECK, 1994 are a good example of the weak distinction between functions and behavior that can be found in the literature). Therefore, my objective is to argue that soil functions should be defined by the system of relationships in which it takes part, and not by the simple presence of some soil components. The discussion, however, will not be directed against the general idea of soil functions. Instead, it will be addressed toward a new understanding of what soil

¹ Federal University of Santa Catarina, Faculty of Agronomy (CCA), Department of Rural Engineering, CP 476, 88040-900 Florianópolis (SC) – Brasil (sschlind@mbox1.ufsc.br)

functions are, in order to better understand how they emerge in agro-ecosystems, and why they are so important.

Soil science and soil functions

Pedology in a greater extent is still a descriptive science, a science based on form, rather than processes. The identification of soil horizons, minerals, and other soil components, and their detailed description are good examples of this approach. Even the increasing study of some processes occurring in soils, like surface and transport phenomena, are strongly linked to the description of their components. Furthermore, since its advent, soil science has been splitted in a lot of fields in accordance with the traditional and succesful disciplines of physics, chemistry, and biology, among others. As a result, the study of soil as a whole was abandoned and replaced by the study of its disciplines. The scientific efforts in soil science lost their relation with the soil as a whole and became more and more related to its parts. Therefore, scientific knowledge on soil, and also on soil functions, have been constructed on the basis of this fragmentation. Research on some of the “natural soil functions” (as we shall see later) has been very successful on the basis of this sharp distinction of parts, and some pedologists still believe that the success of soil science depends on the maintenance of this fragmentation.

A closer look on the matter, reveals that some of the “classic” soil functions are closely related to the classic soil disciplines and that they were derived from this disciplines: since the object of our interest (the soil) can be better described with this disciplinary approach we should be able to better point out its functions (an important objective of soil disciplines). From this point of view, soil functions are directly related to properties and characteristics of its well described and known components: functions depending on form.

The origins of the understanding of soil functions as described above can be found in the analytical reasoning of classic science. Under this viewpoint, soil is simply reduced to the sum of its components, and once we know these components, we will know the whole object. In other words, the knowledge on soil as well as on other natural bodies results from its reduction to an object composed of well defined parts. All the soil characteristics, properties, and behaviors are then related to these parts, and the identification of soil functions results from the identification of soil parts, a task ‘successfully’ undertaken by classic soil science.

From the object to the system (the organization)

However, the view of soil as an isolated object composed of well defined parts, must be replaced by another one in which soil is understood as an organization, that is, a system resulting

from the particular relations existing among its components (MATURANA & VARELA, 19??). In this alternative approach, the importance of the parts or components is transferred to the relations existing between them. The components are now merely constitutive parts of this organization and their simple presence is not a warranty of the existence of a soil. Moreover, it is only due to this organization and its invariance over time that we recognize a determined soil (type) in an agro-ecosystem. Therefore, the view of soil as a set of components (an object) should be replaced by one in which soil is a system of relations among its components. In a system we are not interested only in the components but also in the system's structure, which includes its relationships. Now, functions are related to structure (components + relations) and not to form (components).

↳ This systemic approach on soil has deep implications on how we should understand soil functions, since it recovers the understanding of soil as a whole. But even under this broad meaning, functions do not emerge from an isolated soil. Soil functions are not intrinsic to it; they only emerge if soil is taking part in systemic relations with its surroundings, as in the case of an agro-ecosystem. Therefore, soil functions are typically emergent properties. This is the ultimate reason why with exactly the same components, soil can have so different functions. According the systemic relations in which soil takes part, new functions can arise and complement or even substitute older ones. So, soil functions are not related to the soil itself but to the human interests which define them.

Redefining “soil functions”?

The federal soil protection law of Germany (das “Bundes-Bodenschutzgesetz”) recognizes and defines in its § 2 three soil functions or three major groups of soil functions:

1. natural functions: are those related to the recognition of soil as a life basis for humans, animals, plants, and soil organisms; as a part of natural cycles which includes water and nutrients, and also as environment for several processes due to its characteristics of filter, buffer and transformer;
2. historical functions: the soil as an archive of natural and cultural history;
3. utilization functions: functions related to the utilization of soil for buildings and recreation, agriculture and forest, transit and other economic and public utilizations.

Despite the fact that the boundaries between these functions are not so sharp, and that they are inter-related, the definitions of these functions largely confirm the general characteristics of the understanding of soil functions appointed early, since they are clearly related to the soil components, and defined from an utilitarian perspective. It is noteworthy that even the idea of “soil protection” arises from the assumption that soil functions exist. An interesting exception, however, is the inclusion of historical functions in this German soil protection law. They reveal a trial to identify functions related to aspects other than soil components. Soil can only achieve historical functions if it

takes part in relations in which we recognize historical meaning. Here, soil functions clearly do not depend on soil components, and the idea of soil as a whole is recovered.

From the recognition of the soil as an organization (a system), soil functions can only emerge from the relations in which soil participates in an agro-ecosystem and achieves some signification to us. Therefore, functions are related to the signification of soil for fulfilling human interests. If we think, for instance, of agro-ecosystems we should understand soil functions from the present meaning of agriculture, which is not restricted to the production of goods, but which certainly also includes environmental concerns.

Therefore, I suggest that a first commitment between the well accepted idea of soil functions and the efforts toward a new understanding of them, could be the distinction of two types of functions:

- a) Component functions: the set of "classic" functions related to the soil components (from which behavior arises) as already discussed, and
- b) Relationship functions: the set of functions which arise from the relationship between the soil and other elements in the system that acquire some significations to us (like an agro-ecosystem). In this type of functions we would include "functions" like fertility, understood in a broader sense, not restricted to plant nutrients.

I conclude by reinforcing that soil functions should not be sought in the soil components as it normally has been done, but in the systemic relations in which soil participates. A new approach on the understanding of soil functions should necessarily imply the renounce of simplification, which reduces the soil to its parts (or components), and the (re)introduction of complexity, giving us a new opportunity to (re)consider the soil as a whole. Much more than sustaining soil functions, this would lead to sustaining the relevant human relationships in which soil takes part in an agro-ecosystem, therefore allowing the emergence of new (may be very different) functions.

Acknowledgment

I am grateful to Prof. A.C. Fantini for improving the english version of the manuscript.

Literature

- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN & G. SCHWERDTFEGER. **Bodenkunde**. Stuttgart: Ulmer, 1988. 568p.
- MATURANA, H.R. & VARELA, F.J. **Der Baum der Erkenntnis. Die biologischen Wurzeln des menschlichen Erkennens**. Goldmann Verlag, 1997. 280p.
- SAUERBECK, D.R. Soil management, soil functions and soil fertility. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **157**: 243-248, 1994.

Phytoremediation by using *Phragmites australis*, *Alnus glutinosa* and *Robinia pseudoacacia* for wet chemical residues (PAH, Phenols, other hydrocarbons)

¹Tischer, S., ¹Hübner, Th., ²Kuschik, P., ²Geyer, W., ²Stottmeister, U.

1. Introduction

At the beginning of the 90's many production plants were closed down. As a result of the release of mineral oil hydrocarbons (MOH), phenols and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), which are often contained in large amounts in tar and oil sludges, the soils are often highly polluted. Because of the large number of contaminated areas, conventional methods to remediate these material are to expensive (GARTNER, 1994). The aim of the investigations are development of new "low cost" technologies for conditioning and long-term remediation of sludge residues and contaminated soils, known from the coalchemistry and petrolchemistry, by macrophytes. Initial investigations has take the form of lab-scale experiments in the greenhouse with pots similar to earlier methods (HÜBNER et al., 1999).

2. Equipment and Test materials

Mitscherlich pots were used for the experiments. Each pot contained 6.5 kg of soil (chernozem, Ah- horizon), 5 kg of which was contaminated with 20 vol. % bitumen or tar from a waste site at the beginning of the decontamination experiment. The contaminated soil was covered by a 5 cm layer of uncontaminated soil. As a result of the experiment, it was possible to examine the soil/bitumen mixture with regards to the reduction in the content of pollutants. The soil used was contaminated with crude oil based bitumen (distillate bitumen). *Phragmites australis*, *Alnus glutinosa* and *Robinia pseudoacacia* were cropped in the prepared pots.

¹ Martin Luther University Halle, Institute for Soil Science and Plant Nutrition, Weidenplan 14, 06108 Halle / Germany, phone: ++49(345)5522540, fax:++49(345)5527116, E-mail: tischer@landw.uni-halle.de

² Centre of Environmental Research Leipzig-Halle, Permoser Str.18, 04318 Leipzig / Germany, phone:++49(341)2352821, fax: ++49(341)2352492,E-mail:kuschik@san.ufz.de

3. Results

After ending the experiment, significant differences could be seen regarding the mineral oil hydrocarbons content (MOH) at the beginning between planted and non - planted samples and between different plant species. At the sampling after 16 weeks, the MOH content of bitumen had decreased in the cropped pots more than in the non cropped pots.

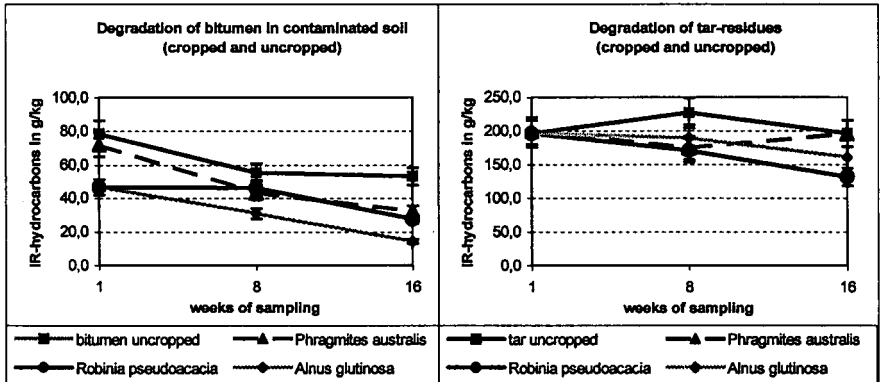


Fig. 1: Change of hydrocarbon content during the first growth - period measured as IR-HC (DIN 38409, H18)

In the treatment with *Phragmites australis* the MOH content had decreased by more than 43 %. The non cropped pot for comparison had showed no variation of MOH content. After the first vegetation period could not determined a reduction of hydrocarbons in the treatment contaminated with tar.

The experiments with *Alnus glutinosa* had showed the bitumen content what decreased by more than 64 % in comparison with beginning of the vegetation time. Without plants the content of pollution (MOH) was constant. No reduction was determined. Because of the well rooted pots in the tar contaminated treatments, the MOH content decreased about 10 %.

After 16 weeks of growth the MOH content decreased about 51 % in the Mitscherlich pots cropped with *Robinia pseudoacacia*. In the non cropped pots the reduction was only 10 %. In comparison between the cropped and non cropped treatments the decontamination ratio was 40 % higher in the cropped pots than in the pots without *Robinia pseudoacacia*. Of special interest was the high reduction of hydrocarbons in the tar treatment. The analysed samples had showed decreased MOH content by about 40 %.

For determination of microbial activity two enzymactivities were measured.

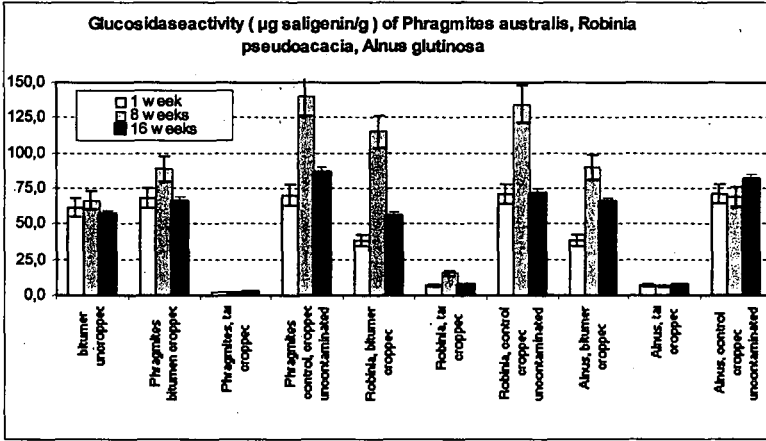


Fig. 2: Influence of plants in hydrocarbon contamination soil (bitumen and tar) on glucosidase-activity during the first growth- period ($r = - 0,93$)

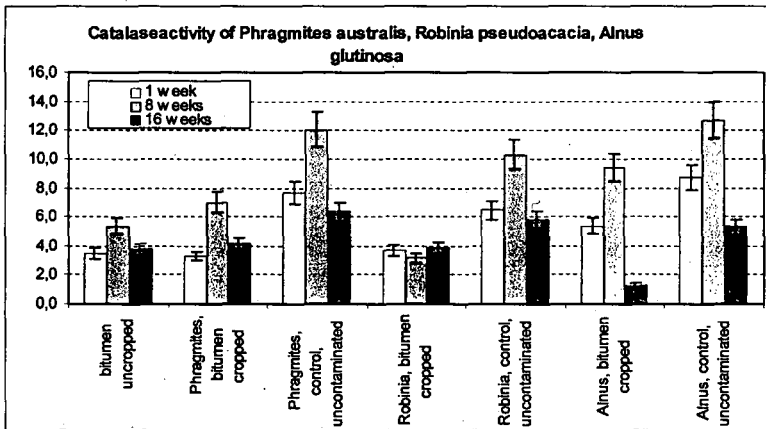


Fig. 3: Influence of plants in hydrocarbon contamination soil (bitumen) on catalase-activity during the first growth- period ($r = - 0,62$)

In all treatments β -glucosidase (HOFFMANN et al., 1965, mod.) and catalase (BECK, 1971) decreased clearly by contamination of bitumen and tar (β -glucosidase: $r = - 0,93$; catalase $r = - 0,62$). Variants with plants showed higher activities than uncropped pots. The β -

glucosidaseactivity was sensitiver than catalase. The order of contaminated soils with bitumen and tar for enzymactivities was for the glucosidaseactivity after 8 weeks: Robinia > Alnus > Phragmites and for catalase: Alnus > Phragmites > Robinia.

4. Summary

In order to further the development of a process for wet chemical residues like waste from the carbo - chemical and petrol - chemical industries by means of planting on these sites, the stimulation of microbial remediation by using of *Phragmites australis*, *Alnus glutinosa*, *Robinia pseudoacacia* was studied in pots. In the subsoil zone, which contained many roots, a reduction of up to 64 % in the hydrocarbon content could be determined. With increasing "biostimulation" a decrease of pollution can be achieved and thus also a reduction pollutants leaching out.

5. References

- BECK, T. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde 130, 68-81
- GARTNER, B. (1994): Die von der Kohleveredlung in Ostdeutschland ausgelösten Altlasten. Energieanwendung 43 (8), 285-328, Leipzig-Stuttgart: Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie
- HOFFMANN, G., M. DEDEKEN (1965): Eine Methode zur kolorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidaseaktivität im Boden. Z. Pflanzenern. und Bodenkunde 108, 195-201
- HÜBNER, T., S. TISCHER (1999): Pflanzenunterstützte Sanierung von mit Kohlenwasserstoffen belasteten Industrieflächen. VDLUFA-Schriftenreihe 52, 469-472

Thanks: The project was sponsored by Environmental Research Centre (UFZ) Leipzig - Halle GmbH.

Fate of nonylphenol in soils amended with organic municipal wastes

Düring, R.-A., S. Krahe, X. Zhang, and S. Gäth

Background

Nonylphenol (NP) is of environmental concern due to its aquatic toxicity and potential to bind to the estrogen receptor (i. e. Soto et al., 1991; Jobling and Sumpter, 1993). It is widely distributed in aquatic and terrestrial ecosystems and was found in different foodstuff and in atmospheric samples (Günther et al., 1999, Dachs et al., 1999; van Ry et al., 2000). Furthermore, NP may burden the agroecosystem when derived from additives/surfactants in widely used pesticides (Mc Leese et al., 1980). Pesticides, however, were determined frequently in sewage treatment plants due to common agricultural practice (Frede et al., 1998).

Physical and chemical properties of 4-nonylphenol (Müller and Schlatter, 1998)
pK_a (estimated): 10.28
Vapor pressure: 0.3 Pa (25°C)
Water solubility: 6 mg L⁻¹
logK_{ow} range: 3.01 to 4.48

Increasing agricultural utilization of sewage sludge may introduce the substance into the food chain: 4-nonylphenol as intermediate breakdown product of widely used surfactants can reach high concentrations in this organic municipal waste (Giger et al., 1984).

Data on the environmental behavior of this substance are rare. Fundamental is the investigation of sorption of NP onto soils. Moreover, the occurrence of NP in the atmosphere may be an important ecosystem health issue in urban areas and areas with agricultural utilization of sewage sludge.

Partition between soil and water was examined with agricultural soils covering wide ranges of sorption-relevant parameters.

Low solubility of NP and wall effects were handled by means of a radio analytical approach including synthesis of a uniform ring ¹⁴C-labeled 4-nonylphenol isomer mixture. Sorption kinetics and sorption isotherms were determined using different incubation times and five different concentration levels.

Head space solid phase microextraction experiments served for assessing the potential role of sewage sludge as a source of NP to the soil-near atmosphere.

Properties of soils under investigation to estimate sorption of NP onto soils
Organic carbon: 5.6 - 27.4 g kg⁻¹
pH (CaCl₂): 5.5 - 6.7
Clay: 44 - 262 g kg⁻¹

Results

Fast initial sorption followed by fluctuating concentrations in the water phase till the end of the experiment of 43 h was observed with the shake flask method. Much slower sorption rates were found in unshaken soil, supporting that sorption of organic pollutants is limited by diffusion.

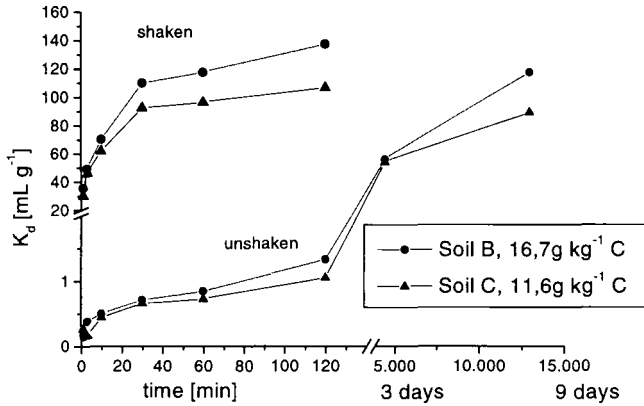


Fig. 1: Time dependent partition of NP between soil and water phase under different experimental conditions

Approximately linear sorption isotherms – typical for organic pollutants - were obtained using five different concentration levels up to nearly water solubility of NP.

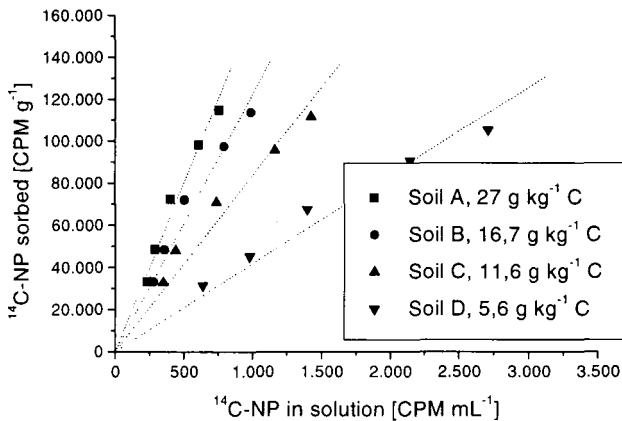


Fig. 2: Sorption isotherms for NP in five different soils

Partition to the solid phase was correlated to soil organic matter resulting in K_{OC} -values given in table 1.

Tab. 1: Statistics on the partition coefficients K_{OC} [$g L^{-1}$]

Range (n=82)	mean	SD	CV [%]	Median
5484 - 14184	8882	1965	22.1	8542

The resulting $\log K_{OC}$ -value of 3.95 $g L^{-1}$ indicates high affinity to soil organic matter.

Isomer-specific volatilization of NP out of sewage sludge could be observed under different temperatures. Volatilization of NP was highly dependent on the temperature. A steam-distillation effect releasing NP from sewage sludge and transferring from sludge treated land to the atmosphere may contribute to a contamination of the soil-near atmosphere.

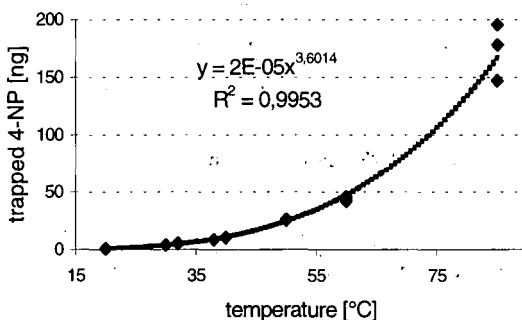


Fig. 3: Temperature dependent release of 4-NP from sewage sludge, quantified after sorption onto a SPME-fibre

Conclusions

The radio analytical approach provides data at trace levels which should be useful for modeling the environmental fate of NP. Soil-water distribution coefficients (K_d in a range of 42.9 to 210.4) were linearly correlated with soil organic carbon resulting in a $\log K_{OC}$ of 3.95. However, a considerable intercept may be due to other parameters than solid organic matter like soil acidity, dissolved organic matter in soil, and volatilization. Volatilization tests also under moderate temperatures showed that sewage sludge application onto land may contribute to a contamination of the local and regional atmosphere with NP. Special regard should be taken to possibly different environmental behavior of the differently branched isomers of nonylphenol. Further investigation on availability for plants via systemic and gaseous uptake is needed.

Literature

- Dachs, J., Van Ry, D.A., Eisenreich, S.J. (1999): Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2676-2679.
- Frede, H.-G., Fischer, P., and Bach, M. (1998): Reduction of herbicidecontamination in flowing waters. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 161, 395-400.
- Giger, W., P. H. Brunner und C. Schaffner (1984): 4-nonylphenol in sewage sludge: accumulation of toxic metabolites from nonionic surfactants. *Science*, 225: 623-625.
- Günther, K., V. Heinke, B. Thiele, H. Prast, S. Eder, A. Schwantner (1999): Xenoöstrogene in der Umwelt: Gehalt von Nonylphenolen in handelsüblichen Lebensmitteln; Posterbeitrag ANAKON 1999, 04.07-04.10.1999, Konstanz, Germany.
- Jobling, S. and J. P. Sumpter (1993): Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: an in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic Toxicol.* 27: 361-372.
- Soto, A. M., H. Justicia, J. W. Wray und C. Sonnenschein (1991): p-Nonylphenol: an estrogenic xenobiotic released from "modified" polystyrene. *Environ Health Persp.* 92: 167-173.
- Van Ry, D.A., Dachs, J., Gigliotti, G.L., Brunciak, P.A., Nelson, E.D., Eisenreich, S.J. (2000): Atmospheric seasonal trends and environmental fate of alkylphenols in the lower Hudson River estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 34: 2410-2417.

This work is supported by the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Forestry, project No. 96HS050 and the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), project No. Ga 538/4-1.

Verwertung von Abfällen in und auf Böden aus Sicht des Bodenschutzes

Stefan Gäth und Rolf-A. Düring

1. Einführung

Jährlich fallen in der Bundesrepublik Deutschland ca. 3-5 Mio. t Klärschlamm und - mit steigender Tendenz - ca. 4 Mio. t Kompost an (Kehres, 1996). Gemäß dem geltenden Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, 1994) sollten Bioabfälle vorrangig stofflich verwertet werden. Der Landwirtschaft kommt damit neben den vielfältigen anderen auch die Aufgabe der Abfallverwertung zu.

Nach einer in Hessen durchgeführten Umfrage befürworten 76 % der Bevölkerung den Einsatz von Kompost in der Landwirtschaft. Dagegen sind 62 % dafür, den Klärschlammeinsatz zu untersagen. Das bedeutet, aus Sicht des Konsumenten genießt der Kompost ein hohes, der Klärschlamm ein geringes Vertrauen. Die Befragung unter Landwirten ergab, dass nur 2 von 72 Landwirten (98 %) für einen Einsatz von Bioabfällen in der Landwirtschaft sind.

Diese geringe Akzeptanz gibt Anlass, einmal über die aktuellen Randbedingungen der Bioabfallverwertung nachzudenken und Verbesserungen vorzuschlagen.

2. Grundlagen und Problemfelder der Bioabfallverwertung

Die nachhaltige Bioabfallverwertung setzt voraus, dass genügend landwirtschaftlich genutzte Flächen zur Verfügung stehen (vgl. GÄTH et al., 1998) und gemäß §2 BBodSchG (1998) eine Verschlechterung der Filter-, Puffer und Transformatorfunktionen des Bodens im Zuge einer Anreicherung von (Schad)stoffen im Boden ausgeschlossen ist.

Die stoffliche, landbauliche Verwertung organischer Siedlungsabfälle (Bio- und Grüngutkompost, Klärschlamm) als sogenannte Sekundärrohstoffdünger wird geregelt durch die Bioabfall- (BioAbfV, 1998) und die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992). In beiden Verordnungen sind zulässige Aufwandmengen, königswasserlösliche Gesamtgehalte für ausgewählte Schadstoffe im Sekundärrohstoffdünger und Boden sowie Aufbringungsverbote festgelegt.

Der Kenntnisstand über den Nutzen von Sekundärrohstoffdüngern ist insgesamt als hoch einzustufen. In vielfältigen Arbeiten konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern zu einer Förderung verschiedener Bodenfunktionen führt.

2.1 Problemfeld: Frachtenregelung

Kontrovers diskutiert werden die Folgen der Bioabfallverwertung aus der Sicht organischer wie anorganischer Schadstoffe.

Die Konzentrationen liegen im Kompost wie Klärschlamm im Regelfall innerhalb der gesetzlich zulässigen Grenzwerte (vgl. AbfKlärV, 1992; BioAbfV, 1998). Wirtschaftsdünger – und auch mineralische P-Dünger - enthalten Schwermetalle, die wie beim Cu und Zn die Konzentrationen in den Bioabfällen überschreiten.

Zur Bewertung der Belastung der Böden ist neben der Konzentration die Fracht von entscheidender Bedeutung. Nach AbfKlärV (1992) dürfen in 3 Jahren 5 Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse (TrM) je Hektar ausgebracht werden. Die BioAbfV (1998) sieht eine maximale Aufwandmenge von jährlich 10 t TrM/ha vor.

In diesem Fall werden über die Bioabfälle vergleichsweise hohe Schadstofffrachten in den Boden eingetragen. Allerdings sind auch bei der Gülle – vor allem Schweinegülle – fütterungsbedingt hohe Kupfer- und Zinkfrachten zu verzeichnen. Verglichen mit den Zufuhren werden über das Haupterntegetut unbedeutende Mengen von der Fläche entzogen, so dass es bei kontinuierlicher Applikation zur schleichenden Anreicherung von z. B. Metallen im Boden kommt.

Im Gegensatz zu sogenannten Flächenbilanzen stellen Gesamtfrachtvergleiche für Deutschland, bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche, nur einen generellen Vergleich verschiedener Belastungspfade dar (FRICKE & HÖHL, 2000, WILCKE & DÖHLER, 1995). Dabei zeigt sich beispielhaft für das Cadmium, dass der atmosphärische Eintrag gefolgt vom Eintrag über Wirtschaftsdünger aufgrund des Mengenanfalls am größten ist. Derartige Vergleiche liefern allerdings keinen Eindruck über die „wahre“ Belastung eines mit Bioabfällen bzw. Wirtschaftsdüngern gedüngten Bodens.

Forderung:

Um der Anreicherungsgefahr von Stoffen – das gleiche gilt auch für Nährstoffe – im Boden vorzubeugen, muss das Ziel eine bilanzgerechte Düngungspraxis sein, die sämtliche Düng- und Pflanzenbehandlungsmittel berücksichtigt. Dazu gehört, dass flächenbezogene Frachtenregelungen getroffen werden.

2.2 Problemfeld: ökologisch relevante Schadstofffraktion

In den betreffenden Regelwerken und Verordnungen werden die Grenzwerte für Schwermetalle stets in Form des königswasserlöslichen Gesamtgehaltes angegeben. Dieser Wert stellt die Summe gelöster, sorptiv gebundener sowie im Kristallverband vorliegender Metalle dar; eine Aussage zur Verfügbarkeit der einzelnen Metalle erlaubt der Gesamtgehalt nicht (Liebe et al., 1998).

Im 1 M NH_4NO_3 -Extrakt, der nach BBodSchV (1999) auch für die Bewertung verfügbarer Fraktionen herangezogen wird, sind im Klärschlamm maximal 0,5 bis 1,5% des Gesamtgehaltes der Elemente Zink, Kupfer und Cadmium nachweisbar. Im Kompost liegen die Anteile tendenziell höher, erreichen beim Kupfer maximal nahezu 5 %.

Dieses Beispiel macht deutlich, dass nur ein geringer Anteil in verfügbarer Form vorliegt. Aufgrund des stets anhaftenden Boden-/Sedimentmaterials im Kompost wie Klärschlamm spiegeln die Gesamtgehalte häufig den geologisch/pedologischen Hintergrund wider.

Forderung:

Gesamtgehalte allein sind nicht geeignet, die ökologisch-relevanten Stofffraktionen in Bioabfällen und anderen Düng- und Pflanzenbehandlungsmitteln zu bewerten. Aus diesem Grunde sind die verfügbaren Anteile mittels geeigneter Extraktionsverfahren zusätzlich zu erfassen.

2.3 Problemfeld: Klassifikation der Filtereigenschaften der Böden

Um der Anreicherungsgefahr vorzubeugen, hat der Gesetzgeber in den AbfKlärV (1992), BioAbfV (1998) und der BBodSchV (1999) Grenz- bzw. Vorsorgewerte für den königswasserlöslichen Schwermetallgesamtgehalt der Oberböden definiert. Die BBodSchV (1999) und die BioAbfV (1998) differenzieren dabei zwischen den Hauptbodenarten Ton, Lehm und Sand, wobei für Zn und Cd pH-abhängige Sonderregelungen bestehen.

Die Gesamtgehalte stehen dabei erwartungsgemäß nur selten in einem engen Zusammenhang zu den mobilen, wasserlöslichen Fraktionen, wie es beispielsweise von LIEBE et al. (1997) für verschiedene Böden Nordrhein-Westfalens gezeigt werden konnte.

Für die Bewertung des Verhaltens der Schwermetalle in Böden können verschiedene Modellansätze herangezogen werden, deren Grundlage im Labor- oder Feldmaßstab gemessene Sorptionsisothermen bilden, die die Verteilung zwischen der mobilen/gelösten und der immobilen/sorbierten Schwermetallfraktion im Boden unter definierten Gleichgewichtsbedingungen charakterisieren. Das unterschiedliche Sorptionsvermögen führt zu verschiedenen Cd-Konzentrationen der Bodenlösung beim Erreichen des bestehenden Grenzwertes der AbfKlärV (1992) von $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Bei sorptionsschwachen Böden kommt es erst bei sehr hohen Zugabekonzentrationen zum Anstieg der Cd-Gehalte in der Bodenfestphase.

Daraus folgt, dass die Gesamtgehalte, die zur Festlegung von Grenzwerten dienen, nur eine unzureichende Abschätzung der gelösten und/oder als austauschbar geltenden Schwermetallfraktionen erlauben, die in letzter Konsequenz für die Pflanzenaufnahme und die Belastung des Sickerwassers bzw. die Kontamination des Grundwassers von Bedeutung sind.

Vor diesem Hintergrund wurden von Gäth & Schug (2000) und Ingwersen et al. (1999) verschiedene Konzepte vorgeschlagen, die die Kapazitäten des Filters Boden auf der Basis der Sorptionsisothermen beschreiben und zur Ableitung von Bodenfunktionskarten führen. Ein Auswertungsverfahren ist dabei die Ableitung der Grenzsorptionskapazität (Abbildung).

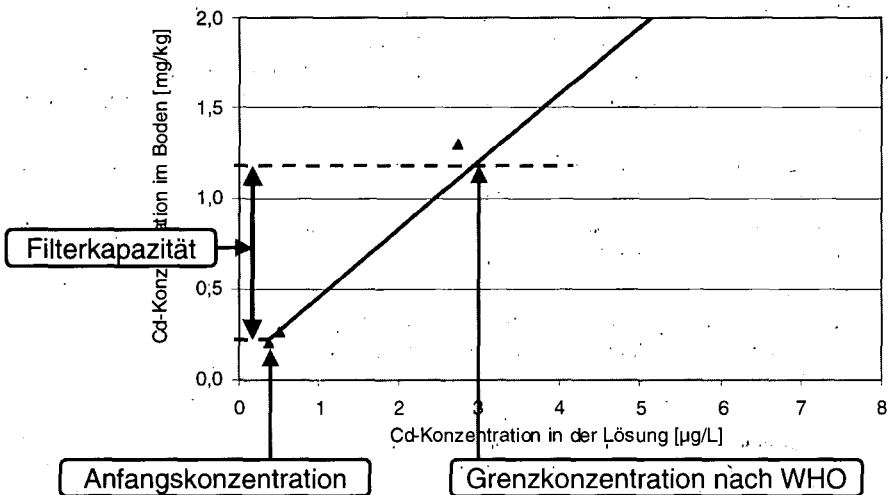


Abbildung:
Ableitung der Grenzsorptionskapazität (vgl. Gäth & Schug, 2000)

Bei diesem Verfahren wird die Filterkapazität aus der aktuellen Konzentration der Bodenlösung und dem Trinkwasser-Grenzwert nach WHO aus abgeleiteten Sorptionsisothermen (vgl. Gäth & Schug, 2000) standortbezogen berechnet.

Dieses Verfahren erlaubt zum Beispiel eine bessere Bewertung vulkanisch geprägter Böden (Basalt, Granit), deren Ni-Gesamtgehalte häufig über dem Grenzwert liegen.

Forderung:

Gesamtgehalte sind nicht geeignet, die Filtereigenschaften der Böden zu bewerten. Die Grenzsorptionskapazität stellt eine Alternative dar, die standort- und nutzungsabhängige Filtereigenschaft von Böden zu klassifizieren.

3. Schlussfolgerungen

Bei der Verwertung von Abfällen auf und in den Boden besteht generell die Gefahr, dass (Schad)stoffe sich im Boden anreichern. Die bestehenden Verordnungen werden dieser Anreicherungsgefahr nur unzureichend gerecht. - Vielmehr nehmen sie eine Anreicherung in Kauf. Böden sind keine Deponie, so dass Frachten bezogene Regelungen unter Einbeziehung sämtlicher Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel getroffen werden müssen.

Böden, die mit Metallen angereichert sind, müssen bewirtschaftet werden, damit es nicht im Zuge einer Versauerung zur Mobilisierung der Metalle kommt.

Ferner ist zu berücksichtigen, dass nicht alle umweltrelevanten Schadstoffe in den Produkten zur Qualitätskontrolle herangezogen werden, obwohl ihr Vorkommen nachgewiesen ist oder ihr Nachweis angenommen werden kann.

Literatur

- AbfKlärV (KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG), 1992: BGBl, 1992, Teil I, 912-935.
- BBodSchV, 1999: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. 62 S. inkl. Anhang.
- BEISECKER, R., S. GÄTH & H.-G. FREDE, 1998: Landbauliche Verwertung von organischen Abfällen im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft. - Zeitschrift f. Kulturtechnik u. Landentw., 39(2), 54-59.
- BioAbfV (Bioabfallverordnung), 1998: Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden, Bundesgesetzblatt.
- BOLAND, H. & K. STAHR, 1997: Befragungsergebnisse zum Einsatz von Bioabfällen in der Landwirtschaft (unveröffentlicht).
- FRICKE, M. & H.-U. HÖHL, 2000: Schadstoffeintrag in Böden – Kompost im Spannungsfeld des Bodenschutzes. – Müll und Abfall, 350-355.
- GÄTH, S. & B. SCHUG, 2000: Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. – Bodenschutz, 1, 6-10.
- GÄTH, S., 1998: Verhalten ausgewählter Schwermetalle im Boden nach langjähriger Anwendung von Müllkompost als Grundlage für die Entwicklung einer nachhaltigen Verwertung von Bioabfällen. - Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 39, 75-80.
- GÄTH, S.; Schug, B. & Düring, R. A., 1999: Szenarien zur Bioabfallverwertung. Ansätze zur nachhaltigen Kreislaufwirtschaft im ländlichen Raum. Z. f. Kulturtechnik & Landentw., 40, 240-245.
- INGWERSEN, J.; STRECK, T. & RICHTER, J., 1998: Verfahren zur regionalen Bewertung der Cadmiumeinträge in die Böden des Abwasserregungsgebietes Braunschweig. Bodenökologie und Bodengenese (26), 152-163.
- Kehres, B. (1996): Stand der Kompostierung sowie Qualität und Vermarktung von Kompost. In: Wiemer, K. und M. Kern (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, S. 103 – 109
- Krw-/AbfG (KREISLAUFWIRTSCHAFTS- UND ABFALLGESETZ, 1994: BGBl, I, 2705.
- LIEBE, F., G. WELP & G.W. BRÜMMER, 1997: Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 2, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA), 338 S.
- WILCKE, W. und H. DÖHLER, 1995: Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL-Arbeitspapier, 217, 98 S.

Long-term measurement of nitrate reduction and sulfate production in anaerobic soil slurries for determining the sustainability of denitrification potential in the shallow groundwater of hydromorphic soils

Ozra Mehranfar¹ and Reinhard Well¹

Introduction

In the saturated zone of hydromorphic soils redox conditions are generally favourable for denitrification which is often caused by the presence of fossil organic carbon and reduced sulphur compounds in the subsoil. There is growing concern that continuing nitrate input from agricultural sources might exhaust these fossil pools of reductants which might result in increasing groundwater nitrate levels in the future.

Objective

Quantify the sustainability of denitrification potential in the saturated zone of various hydromorphic soils differing in texture, ground water level and concentrations of organic carbon and reduced sulphur compounds:

Approach

Identify and quantify potential reductants (C_{org} , Sulphide-S) of microbial denitrification.

Determine the available fraction of the total amount of reductants.

Monitor the long-term consumption of reductants during denitrifying conditions (unlimited nitrate supply, anaerobiosis).

Material and Methods

Soils: The project includes 14 hydromorphic sites in Northern Germany with groundwater levels between 100 and 270 cm. Here, results from two sites are presented (Table 1).

Tabl 1: Experimental Soils

Site	Texture	Soil Type	Texture	Groundwater level during winter (cm)
Reinshof	Clay Loam	Gleyic Fluvisol	Clay Loam	100
Oldendorf	Oldendorf	Gleyic Podzol	Medium Sand	75

Quantification of reductants: Soils are analysed for C_{org} , total and sulphide S. To determine microbial available sulphide a procedure of SO_4 -formation during aerobic incubation is tested, where sulphate is measured in soil extracts (100 g soil + 125 ml 0.01N $CaCl_2$) which are prepared in the field immediately after sampling, or in the laboratory after 4, 8, 17 or 21 weeks of incubation in PE-bags at 25°C.

¹ Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str.4, 37075 Göttingen

Long-term incubation experiments to exhaust denitrification potential: Anaerobic incubation of soil slurries in the presence of nitrate (25 g soil + 50 ml KNO_3 -solution, 100 mg N/L); nitrate analysis with subsequent renewal of nitrate solution after 8 (7), 15 (19) and 27 weeks. During the final sampling intervals, sulphate was also measured.

Results and discussion

Quantification of reductants (Figures 1 and 2): High C_{org} -levels in all samples of both sites indicate accumulation of fossil organic matter. In the Gleyic Podzol, sulphide and total S contents follow the pattern of organic C. In the Gleyic Fluvisol, sulphide is close to detection in the upper samples, whereas high concentrations are found in the lower samples. Sulphate production in the Gleyic Podzol was close to sulphide and total-S values, indicating that all of the sulphide is microbial available. In the Gleyic Fluvisol, sulphate production after 17 weeks was much lower than total and sulphide S contents, perhaps because oxidation of the large sulphide pool was not yet complete and/or because microbial availability was only partial.

Long-term incubation experiments to exhaust denitrification potential: The rate of nitrate reduction decreased with time in all samples (Figures 3 and 4), indicating a continuous depletion of reductants. Sulphate production during the final sampling intervals proves that sulphide oxidation, presumably caused by autotrophic denitrification, took place in all samples of the Gleyic Podzol and in the deeper samples of the Gleyic Fluvisol. This pattern coincides with the sulphide profiles of the sites (Figures 1 and 2). Except for the deepest sample of the Gleyic Fluvisol, sulphate production was in general agreement with nitrate reduction.

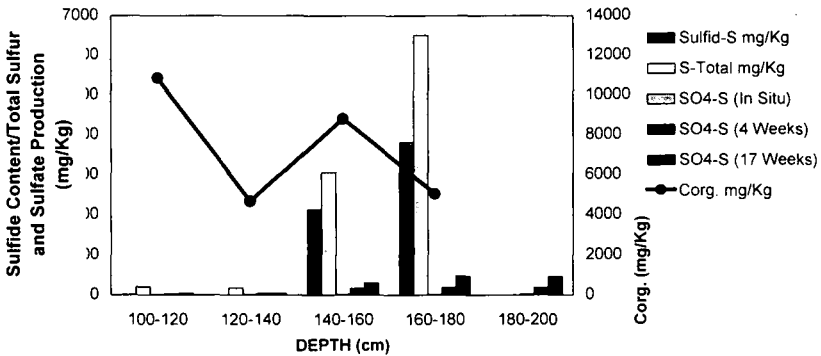


Fig. 1. Aerobic Incubation for Sulfate Production of Samples from a Gleyic Fluvisol

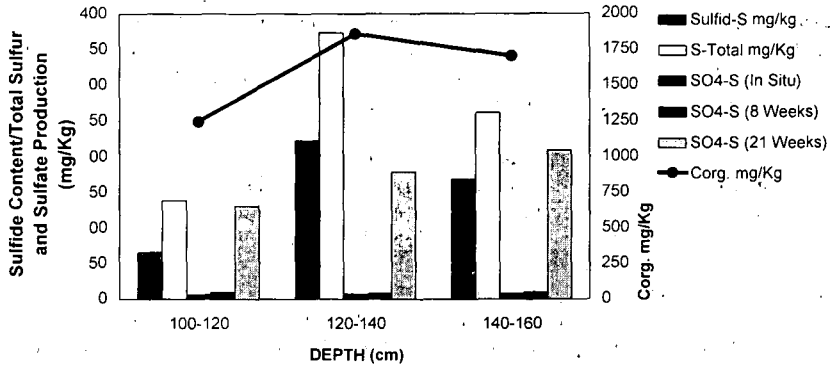


Fig. 2. Aerobic Incubation for Sulfate Production of Samples from a Gleyic Podzol

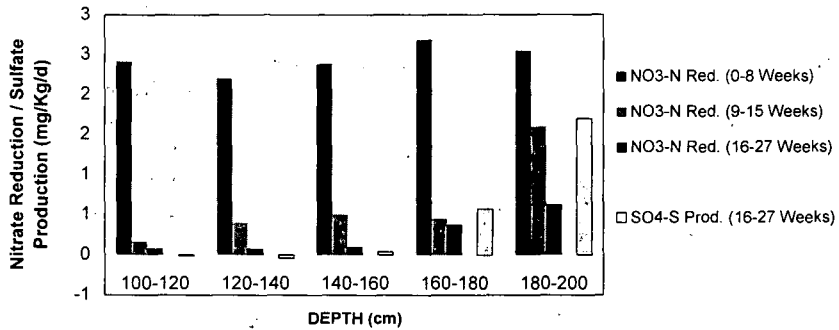


Fig. 3. Rates of Nitrate Reduction and Sulfate Production during anaerobic Incubation of slurry Samples from a Gleyic Fluvisol

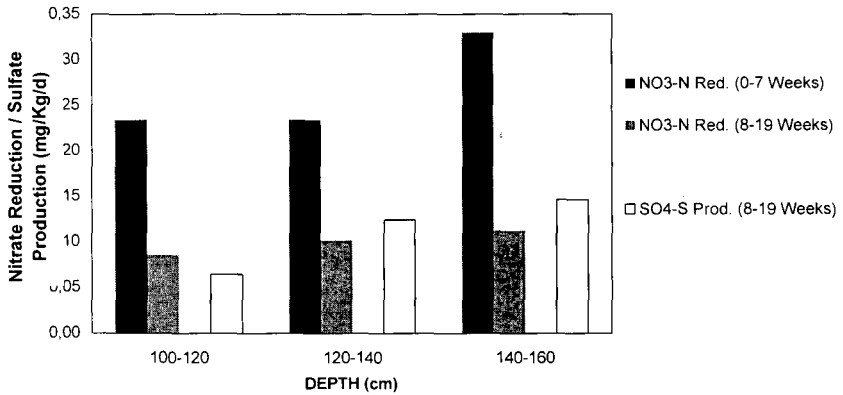


Fig. 4. Rates of Nitrate Reduction and Sulfate Production during anaerobic Incubation of slurry Samples from a Gleyic Podzol

Conclusions

Denitrification in the saturated zone of the experimental soils was presumably caused by the presence of fossil organic C and sulfide-S. The long-term anaerobic incubation experiments with added nitrate directly proved that permanent nitrate leaching leads to a gradual exhaustion of the denitrification potential. This is probably a result of continuing consumption of the fossil reductants, which may be proved by measuring the concentrations of organic C and sulfide-S at the end of the incubation experiments. Sulfate production was equivalent to nitrate reduction, indicating that autotrophic denitrifiers were dominating the denitrification process.

Symposium 2:

Soil Degradation and its Impact on Environmental Quality (Soil, Water, Air)

Soil Erosion Control in Saxony

W. Schmidt, O. Nitzsche, B. Zimmerling, and St. Krück*

1 Introduction

In Saxony more than 60 % of the arable land (correspondingly 450.000 ha) is endangered and regularly afflicted by water erosion. This is due to the hilly landscape frequently combined with loess soils which have a silt content of 70 to 80 % (Saxonian loess hill country) and are predominantly used as cropland. The northern part of Saxony has an even landscape with sandy soils. Here 20 % of the arable land (correspondingly 150.000 ha) is afflicted by wind erosion.

Yield measurements demonstrate, that there is an evident soil degradation caused by water erosion. For example for sugar beet, especially in years with an irregular rainfall distribution, there are yield decreases of up to 40 % comparing yields of the upper eroded part of a slope to the yields further down. These yield differences are equally found for wheat and for barley. This demonstrates the necessity for soil protection measures to reduce or to prevent further soil degradation caused by water and wind erosion.

To reduce or to prevent on- and off-site damages (e. g. water pollution) caused by water erosion extensive soil protection measures in whole regions or watersheds are a necessity. Water erosion on arable land is a result of inhibited water infiltration through soil siltation. Soil sealing is caused by raindrops hitting the soil surface with a great enough force to destroy soil aggregates. Dispersed surface clods and aggregates form a thin sealing soil layer, which inhibits water infiltration in a very efficient way [1]. On sloped arable land, inhibited infiltration by soil sealing causes surface water runoff, connected with on- and off-site-damages through soil erosion.

The best way to decrease or to prevent surface runoff on arable land, is to prevent soil sealing and crusting. In the following we want to show, that conservation tillage combined with mulch seeding into crop residues (e. g. straw) and/or mulch residues of catch crops (e. g. mustard) is one of the most efficient strategies against siltation on arable land. Conservation tillage has an influence on a number of soil physical and hydrological parameters. In consequence in most cases this is combined with a drastic reduction of surface runoff and of water erosion on arable land.

2 Soil tillage systems in Germany

Cultivation of annual crops (e. g. wheat, barley, oil-seed rape, sugar beet, corn) in Germany is presently achieved with three different tillage systems [2]:

Soil tillage with the mouldboard plough, defined as *conventional tillage*. It is characterised by a soil-turning action to a depth of 30 cm. This is highly effective in burying and thereby killing annual and perennial weeds and volunteer crops. Ploughing produces a clean surface, which facilitates precision seeding with common seeding machines.

Soil tillage without mouldboard plough, defined as *conservation tillage*. This includes shallow tillage methods without the soil turning action of the plough. Different tillage implements are used, like cultivators, (rotary) harrows, disks, normally in union with mulch seeding of different crops (for example corn, sugar beet, oil-seed rape, wheat, barley).

* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig, E-Mail: Walter-Alexander.Schmidt@leipzig.lfl.smul.sachsen.de

No-tillage systems or *direct seeding*. Except for nutrient injection and seeding, soil is usually not disturbed between harvesting and planting under no-till systems.

The main tillage method practised in Germany presently is ploughing. This is done to kill annual and perennial weeds as well as volunteer crops and/or to incorporate organic residues and manure into the soil. Another reason is the preparation of an even and clean surface, which facilitates precision seeding [2]. On account of ecological (see below) and economical reasons there is an increase in conservation tillage methods. Direct seeding is practised to some crops (e. g. wheat after oil-seed rape). Due to unsolved problems, such as straw management, weed control and seeding, it is still rarely practised.

3 Conservation tillage and water erosion

Results presented in table 1 and figure 1 demonstrate, that surface runoff is increased after conventional tillage. This is due to an uncovered surface after the protective cover of mulch or crop residues are incorporated into the soil by the plough. In consequence raindrops have a direct destructive impact on soil aggregates on the surface during heavy rain showers. This induces soil sealing and crusting. In addition, permanent ploughing directly and indirectly promotes excessive pan formation and subsoil compaction and interrupts macropores produced by earthworms or plant roots. All this inhibits water infiltration [2]. Reduced or prevented water infiltration then leads to water runoff and soil erosion on sloped land.

Table 1: Water infiltration, runoff, and soil loss after conventional and conservation tillage during two subsequent (dry and wet) heavy rainfall events in an interval of one hour. (Rain simulator experiments, plot size: 44 m², rainfall intensity: 0.7 mm*min⁻¹, duration: 60 min)

		Rain simulation (dry)			Rain simulation (wet)		
Texture	Tillage	Infiltration [% of rainfall]	Runoff	Soil loss [t*ha ⁻¹]	Infiltration [% of rainfall]	Runoff	Soil loss [t*ha ⁻¹]
Silty loam	Conventional	55.4	44.6	82.80	32.9	67.1	45.30
	Conservation ¹⁾	92.1	7.9	0.20	70.9	29.1	1.20
Loam	Conventional	94.0	6.0	0.10	63.8	36.2	0.70
	Conservation ²⁾	99.9	0.1	0.0	97.4	2.6	0.02

Mulch coverage: 1) 60 %, 2) 10 %

On the other hand conservation tillage combined with mulch seeding ensures high infiltration rates and therewith reduces direct water runoff and in the consequence soil erosion in a sequence of heavy rainfall events on different soils (Table 1). This positive effect is due to the mulch layer (Table 2), which restrains the force of the raindrops hitting the soil surface, thereby protecting the soil aggregates. Also, conservation tillage results in an increase in the content of soil organic matter and biological activity in the top 5 to 10 cm of soil. This has a positive effect on the soil aggregate stability (Table 2). Increased earthworm activity provides for further stability. Due to the ingestion of mineral and organic matter, organomineral complexes are formed and deposited on the soil surface by the earthworms [3].

Table 2: Mulch cover, soil organic matter, aggregate stability [4], infiltration rate and soil loss by water runoff after conventional tillage, conservation tillage (8 years) and direct seeding (8 years). (Rain simulator experiment, plot size: 1 m², rainfall intensity: 0.7 mm*min⁻¹, duration: 60 min, texture silty loam) (see also figure 1)

	Conventional tillage	Conservation tillage	Direct seeding
Mulch cover [%]	1	30	70
Soil organic matter [%]	2.0	2.6	2.5
Aggregate stability [%]	30.1	43.1	48.7
Infiltration rate [%]	49.4	70.9	92.4
Soil loss [g*m ⁻²]	317.6	137.5	33.7

Macropores or biopores, constructed by anectic earthworms or left by dead roots, are crucial for the rapid drainage of rain water into the soil during heavy rainfall. The continuity of these pores from the soil surface into the subsoil is essential for effective infiltration [5]. Ploughing regularly destroys the macropores down to ploughing depth, so that at any given time only newly constructed pores are available. On the other hand the soil stratification and the macropores are conserved when tillage is realised with conservation tillage methods.

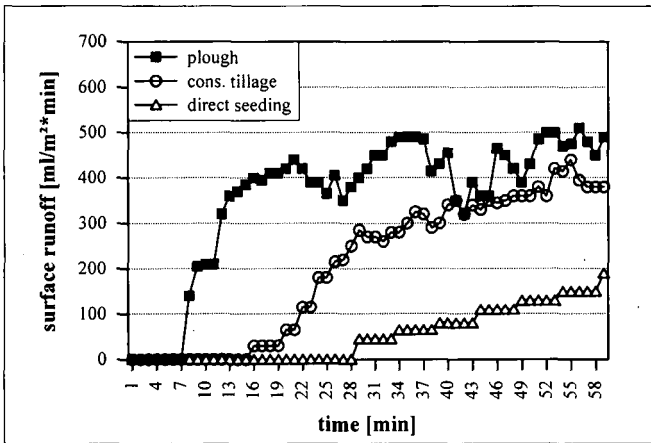


Figure 1: Course of surface runoff on arable land (texture silty loam) after conventional tillage and conservation tillage (8 years). (Rain simulator experiment, plot size: 1 m², rainfall intensity: 0.7 mm*min⁻¹, duration: 60 min) (see also table 2)

4 Conservation tillage in Saxony

Due to the fact, that vast areas are endangered by water erosion (60 % of the arable land, equivalent to 450.000 ha) it is required that conservation tillage and mulch seeding with its promoting effect on infiltration and positive effects for erosion control be implemented on a broad scale. Mulch seeding techniques are therefore promoted by the agricultural extension services and are financially supported through the program for environmental farming methods (Programm Umweltgerechte Landwirtschaft) by the Saxonian state.

After five years duration of the environmental farming program 1998/99 the mulch seeded area amounted nearly 80.000 ha and covered 10.9 % of the arable land in Saxony (Table 3). Presently

conservation tillage methods are applied to various crops on ca. 30 % of the arable land in Saxony in single years. Durable conservation tillage with mulch seeding in the course of a complete crop rotation is presently practised on single farms, with each farm covering a maximum of 3.000 ha.

Table 3: Development of the mulch seeded area due to the program for environmental farming methods in Saxony from 1993/94 till 1998/99

Year	Arable land [ha]	Proportion of total arable land in Saxony [%]
1993/1994	4.146	0.6
1994/1995	27.096	3.8
1995/1996	44.585	6.1
1996/1997	54.188	7.5
1997/1998	74.721	10.3
1998/1999	79.084	10.9

5 Summary

Water and wind erosion is a major problem in Saxony. Results of field experiments with a rainfall simulator demonstrate, that conservation tillage systems combined with mulch seeding are the best soil protection strategies against water erosion. This is due to the protective cover of mulch or crop residues which remain on the soil surface of unploughed arable land. Conservation tillage results in an increase in the content of soil organic matter and biological activity of soil. All this reduces or prevents soil sealing and crusting, which inhibits water infiltration and induces surface runoff and soil erosion. Mulch or crop residues also effectively protect the soil surface against wind erosion. For these reasons, conservation tillage and mulch seeding to all crops are recommended as effective methods against soil erosion by the agricultural extension service in Saxony and will be more and more practised on arable land. To promote the use of soil protection measures a financial support is offered in Saxony to all farmers who work with intercropping and mulch seeding. In 1999 payments for mulch seeding were applied to 11 % of the arable land in Saxony (correspondingly 80.000 ha).

Literature

- West, L. T., Chiang, S. C. and Norton, L. D. (1992) The Morphology of Surface Crusts, in M.E. Sumner and B.A. Stewart (eds.), *Soil Crusting - Chemical and Physical Processes*, Lewis Publishers, Boca Raton Fla., pp. 73-92.
- Ehlers, W. and Claupein, W. (1994) Approaches toward conservation tillage in Germany, in M.R. Carter (eds.), *Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems*, Lewis Publishers, pp. 141-165.
- Topp, W. (1981) *Biologie der Bodenorganismen*, Quelle und Meyer, Heidelberg.
- Murer, E. J., Baumgarten, A., Eder, E., Gerzabek, M. H., Kandeler, E. and Rampazzo, N. (1993) An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS), *Geoderma* 56, 539-547.
- Beisecker, R. (1994) Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens, in H.-R. Bork, H.-G. Frede, M. Renger, F. Alaily, C. Roth and G. Wessolek (eds.), *Bodenökologie und Bodengenese*, TU Berlin, Berlin, Heft 12., pp. 1-195.

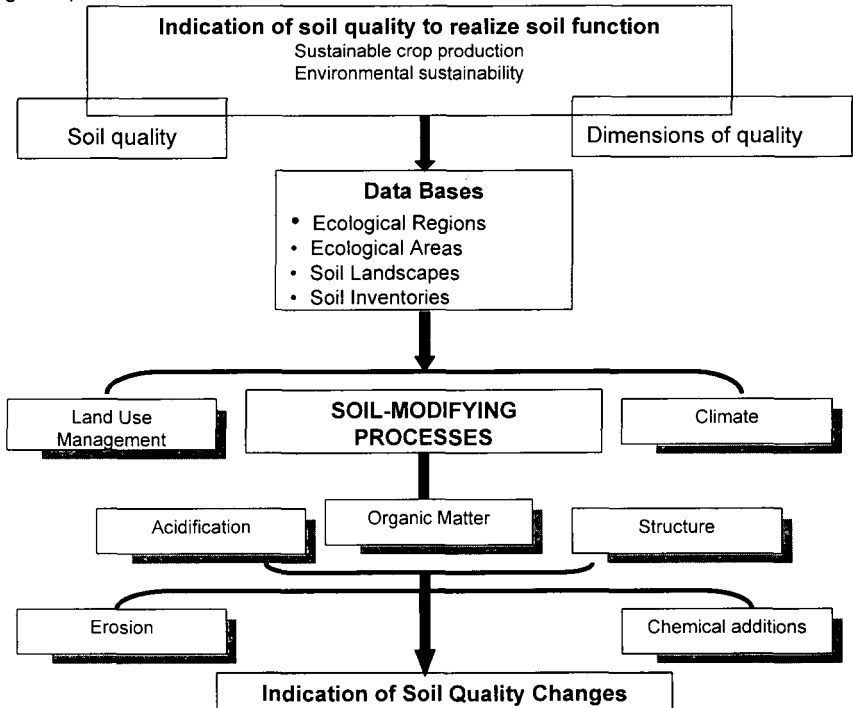
Soil Indicator Systems- the basis for soil conservation decisions

Piorr, Hans-Peter; Frielinghaus, Monika; Müller, Lothar;
Center for Agricultural Landscape and Landuse Research (ZALF)
e.mail: frielinghaus@zalf.de

Although soil degradation is recognised as a widespread problem, the geographic distribution and the total area of affected soil regions are not well-known. Slow, insidious changes in soil quality are less dramatic than highly publicised environmental or climatic disasters and are thus seldom recognised as a truly serious issue requiring immediate attention (OECD, 1998).

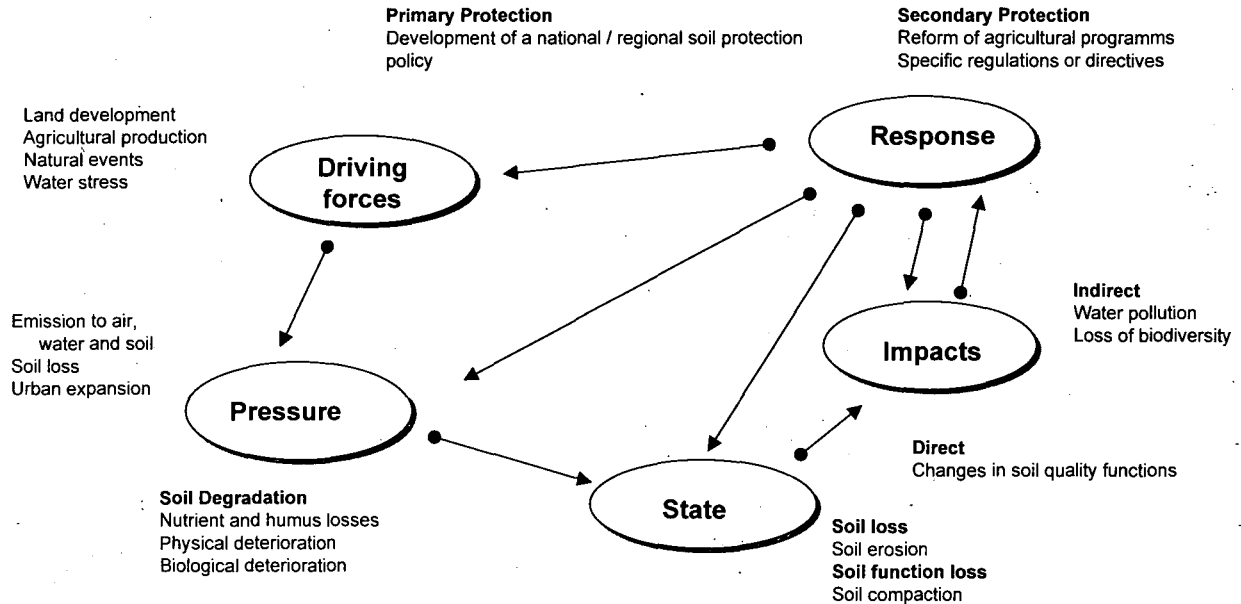
The inextricable connection of the pedosphere to the lithosphere, biosphere, atmosphere, and hydrosphere suggest an altered soil state may have noticeable long-range impacts on other systems. Measures to prevent or abate soil degradation should be developed in relation to the size of the impacted area and degree of soil damage (Frielinghaus et al., 1999).

For the purpose of optimising soil functionality, an assessment of soil-modifying processes is needed. These processes include but are not limited to wind and water erosion, atmospheric deposition, pesticide/herbicide application and other crop management practices. Soil loss, compaction and acidification as well as a change in soil structure, organic matter and chemical content may result (Acton et al., 1993) (Figure 1)



The DRIVING FORCES-PRESSURE-STATE-IMPACTS-RESPONSE framework (DPSIR framework) of the OECD (1994, 1998) uses recommendations for sustainable land use management as a foundation for assessing the type and extent of land use factors which influence the most important soil-modifying processes

Fig.2: The DPSIR Framework applied to soil



In north-eastern Germany, soil erosion and compaction, the most significant soil degradation processes, have been linked to agricultural management practices. Controlling soil erosion and compaction requires recognising the indicators signalling soil state and degradation risks. The type of indicators relevant to the impact of agricultural production practices on soil quality are discussed in this paper.

Different groups of indicators are necessary for assessing the impact of soil erosion and compaction on soil quality. The first group of indicators provide the basis for estimating the potential soil erosion and soil compaction risk. These processes are interconnected; decreases in infiltration capacity and soil structure stability from soil compaction lead to an increased potential water erosion risk. The second group assist in assessing the decreased soil quality state and the heightened risk of erosion or compaction over the long-term

A third group of indicators which more directly measure the effects of land management practices with respect to erosion or compaction is needed. Proxy indicators include erosion rills or gullies and emission zones as well as real soil cover as a factor of plant or plant residues. These indicators help assess the soil state and the potential threat to an altered soil quality for the purposes of reducing the erosion and compaction risk (Table 1).

Table 1: indicator groups for the assessment of water erosion and soil compaction risks

example water erosion		
indicator for	parameter	method / data base
state of soil / risk for water erosion	soil texture, inclination	substrate and inclination types of the Mesoscale Agricultural Mapping (1983)
state of soil / degradation rate	soil horizon depth of A,B,M compared with normal profiles	Soil Mapping Method KA 4 (1994)
pressure by land use	soil cover with plant or plant residues	expert matrix (indirectly), remote sensing (indirectly), field method (directly)
response control	soil cover with plant or plant residues	expert matrix (indirectly), remote sensing (indirectly), field method (directly)
example soil compaction		
state of soil / risk for soil compaction	soil texture, humus content, soil moisture	substrate types of the Mesoscale Agricultural Mapping (1983), soil substrate definition in the KA4 (1994)
state of soil / degradation rate	bulk density	DIN method, penetrometer
pressure by land use	axial load, wheel contact area, contact area pressure, number of trafficked operations	computer program for assessment of land management and machine types
response control	plant development, reduction of loading by technical parameters change	remote sensing, change of management (computer program)

STATE Indication

The relief classes and the soil substrate type classes of the MMK (Mesoscale Agricultural Soil Mapping 1:25.000) provide the basis for indicating water erosion risk

in north-eastern Germany (Lieberoth et al., 1983). The five risk classes (low to very high) of this soil map are comparable with those of the USLE (Wischmeier et al., 1978) and the ABAG (Schwertman et al., 1990).

The results of a compression and shear strength test create the basis for the five compaction risk classes of different soil substrates. The classification was derived from measurements of root development. The dominating influential factor was the soil substrate, which had differing textures in the tests (Petelkau et al., 2000).

While soils with a higher clay concentration experienced little compaction, sandy soils with lower clay and silt concentrations were extremely condensed.

Different data bases and soil maps are available for the classification of the soils.

The basis for the indication of potential soil compaction are the soil substrate type classes of the MMK (Mesoscale Agricultural Soil Mapping 1:25.000), such as the five classes of soil erodibility (low to very high). (Lieberoth et al., 1983)

Precise assessment of regional characteristics provides information about preferential erosion paths like "thalwegs". Other evaluation criteria are created by combining the erosion and compaction risks for the same region.

PRESSURE Indication

Degree of soil cover also lends for easy application in research analyses and receives general acceptance by land users and decision-makers as an important indicator of erosion risk. This indicator addresses the questions: 1. how much soil cover is necessary to reduce soil loss by erosion for a high-risk area or what is the "critical value" of minimum soil cover; 2. how much cover can be realised dependent on soil quality change by long-term erosion; 3. how much cover can be realised dependent on crop type, crop rotation, tillage and management practices in different regions. Based on this analysis, it is possible at first to analyse the rate of soil degradation by soil loss, which significantly impacts plant development (Frielinghaus et al., 1998). The next step is the analysis of land use pressure resulting from the, less than minimal spatial and temporal soil cover (Frielinghaus et al., 2000 b).

The third is the possibility to determine the success of response by appropriate measures to increase the spatial and temporal soil cover.

Three different components must be evaluated: the total axial loads, the respective contact pressures for each crop and the number of wheelings for each process (e.g. from soil tillage, planting, harvest) and the total number for crop rotation practices.

Table 4 shows the tolerable maximum bearing capacity as determined by the measured bulk density for each compaction risk class dependent on available water content (AWC) (Petelkau et al., 2000). A higher contact pressure than the bearing capacity leads to decreased plant development and yields.

Response

The results of the assessment may determine the response level required: in a balanced situation (Level 1), "Best Management Practices" may help ensure sustainability is maintained; slightly disproportional (Level 2) results suggest additional special agricultural management techniques may be needed, while significant differences (Level 3) may indicate the need for additional land use management adjustments or changes in technical management.

References

available with the authors

Soil erosion and soil fertility in a loess region of SW Germany

by

TERHORST, B.

1. Introduction

The aim of the investigation is to study how the evolution of the landscape and geomorphologically controlled processes influence the present day soil distribution and topography and therefore influence soil erosion and soil fertility.

The investigations were carried out in a loess region near Heilbronn in an agricultural area. The mean annual precipitation rate is 730mm and the mean temperature is 9°C. The landscape is formed by dry valleys and flat-topped ridges which are aligned in East-West direction. A case study of the characteristic dry valley "Bortenvalley" is presented in this paper.

2. Methods

On the base of soil mapping, transects (catenas) and drillings, the Bortenvalley was studied in detail. To prove the distribution of nutrients in the landscape, soil profiles were selected for sampling according to their landscape position (classification: flat ridges, slopes, foot of the slope, valley bottom). Samples were taken in the uppermost Ap-horizon between 10 – 20cm depth. Special emphasis was placed on the analysis of organic matter (wet combustion/Lichterfelder), Phosphorus and Potassium (Cal-method, P: Spectralfotometer; K: AAS) as these nutrients are marker for erosional processes and fertilisation (cf. PEINEMANN & BRUNOTTE 1982).

3. Results of field analyses

In general, Luvisols are the mature Holocene soils for the ridges and slopes of the study area, whereas the internal construction of the Bortenvalley shows relictic soils in form of Gleyic Chernozems (FAO 1990) and their degradation stages in the valley bottoms. The Chernozems are buried and preserved by Holocene colluvial layers since human deforestation and farmland use has taken place in the catchment area. The Luvisols are truncated as different erosional stages of Bt-horizons show on flat slopes and ridges. Former Luvisols have been eroded completely in large parts of the area and the most strongly eroded surface is represented by Calcaric Regosols found on steeper

¹ Dr. Birgit Terhorst, Hölderlinstr. 12, D-72074 Tübingen

ridges and slopes (TERHORST 2000). About 40 - 50% of the mapped area has lost almost the complete Holocene soil. A comparison of erosional areas with nearly complete Luvisols under forest vegetation allows to estimate that at least 1.1m of the Holocene soils are lacking now in farmlands. The redeposition of soil sediments from slopes into the valley bottoms led to a levelling of the topography, which had been deeper and steeper before human activity began. Today smooth slope gradients do not underline extensive erosional events in the catchment area, but we have to expect slow or creeping soil erosion (QUIST 1984). The question is whether we can still trace soil erosion and its influence on soil fertility.

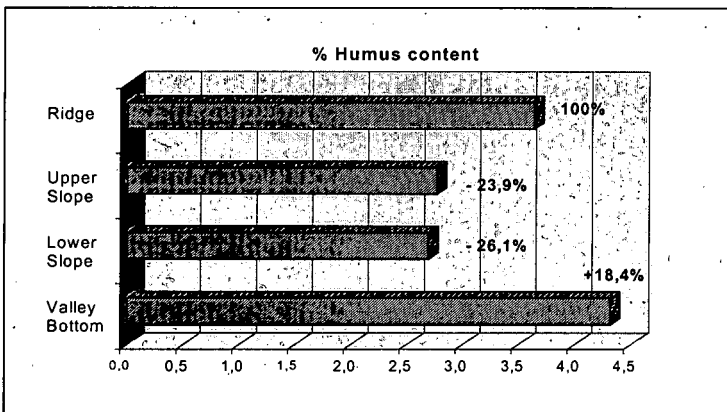
4: Results of P-, K- and C-analyses

The figures one to three present the statistical means of all sampled profiles in the catchment area, classified by their geomorphological position. To compare different soil profiles, the statistical means were calculated on the base of the assumption that flat ridges are either not or slightly affected by erosional processes. Therefore they represent 100% of the specific nutrient.

The balance of Humus contents shows an average loss between 23,9 % and 26,1. % on the slopes and an increase of 18,4% in the valley bottom (Fig. 1). The calculation of P shows reduced values in all landscape positions, varying between 19 % and 13 % (Fig. 2). P is the only nutrient which is characterised by a complete negative balance.

The calculation of the Potassium balance results in losses between 20,9 % and 27,6% on the slopes in comparison to Ap-horizons on flat ridges. A temporarily high accumulation is expressed in the enhanced values of the valley bottoms with 53,3% (Fig.3).

Fig. 1 Statistical means of Humus contents of Ap-horizons



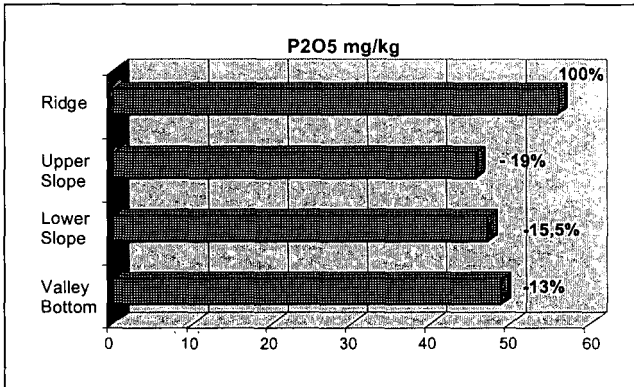


Fig. 2 Statistical means of Phosphorus contents of Ap-horizons

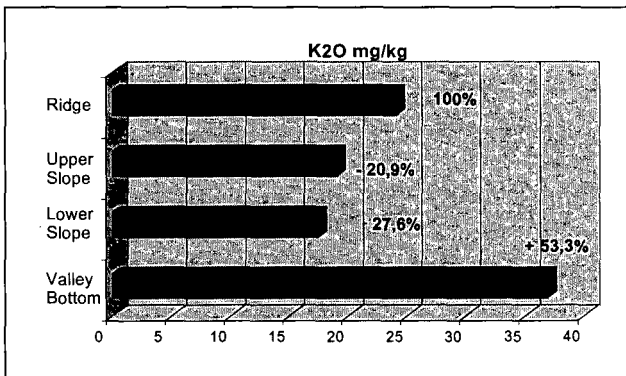


Fig. 3 Statistical means of Potassium contents of Ap-horizons

5. Discussion of the distribution of nutrients in the catchment area

In general, soil profiles on the slopes are characterised by reduced contents of nutrients, whereas the accumulation of nutrients in the valley bottoms is very well expressed. The contents of Humus and K are highly correlative to landscape position, but the P-contents are more variable. The P-balance indicates total losses for the catchment area. On the one hand, P can be transported by run-off water from the valley or is soluble to the groundwater, respectively interflow water. On the other hand, it must be proved, if P can move vertically into deeper soil horizons. Table 1 gives an overview over the relationship between P and K contents in Ap-horizons and the underlying horizons. The K-contents show an average relation between Ap- and underlying horizon of 4:1, whereas the relation

of P-contents has been calculated to 25:1. This means that the differences between uppermost horizons and deeper horizons are very pronounced as far as P-contents are concerned. The result proves that P is almost not available in deeper soil horizons. Additionally, it is very interesting to look at the P-contents in deeper layers, which have been influenced by strong hydromorphic processes. P-contents between 60 and 133 % (in comparison to Ap-horizons of flat ridges) were found in a depth of 3,2 to 3,8m. This fact underlines the assumption that the process of solution and transportation by water is mostly important for the nutrient P.

Sample No.	P mg/kg, cal		K mg/kg, cal	
	Ap-horizon	Subsoil	Ap-horizon	Subsoil
1	48,78	1,28	22,68	4,41
2	48,37	3,56	14,62	5,69
3	70,04	2,62	23,1	5,47
4	84,38	1,89	19,34	6,47
5	75,13	6,07	25,52	6,6
6	67,98	4,4	56,54	6,86
Relation, total	25:1		4:1	

Table 1: Differences in P and K of Ap-horizons and subsoils

6. Conclusion

The results of the analyses give evidence of present-day soil erosion. Erosional processes are sustainably influenced by past and present topography and of course, as a complex system, they are controlling the distribution of nutrients and fertilizer in the landscape.

Humus, Phosphorus and Potassium portray erosional processes and are suitable as tracer elements in the catchment area. The calculation of nutrient balances could show that the content of nutrients on the flat ridges is good, whereas nutrients on the slopes clearly have been reduced. However, the accumulation of nutrients in the valleys can result in an over-supply. Furthermore the balances give evidence of total losses of nutrients for the catchment area.

References

- CLEMENS, G. & STAHR, K., 1994. Present and past soil erosion rates in catchments of the Kraichgau area (SW-Germany). *Catena*, 22: 153-168.
- PEINEMANN, N. & Brunotte, E. (1982): Nährstoffgehalte von Lößböden – Toposequenzen in Südniedersachsen und Franken unter dem Einfluß der Bodenerosion. – *Catena*, 3/4: 307-318.
- QUIST, D. (1984): Zur Bodenerosion im Zuckerrübenanbau des Kraichgaus. – Ein Vergleich ausgewählter nicht flurbe-reinigter Gebiete. – 210 pp., Diss. Univ. Heidelberg.
- TERHORST, B. (2000): The influence of Pleistocene landforms on soil-forming processes and soil distribution in a loess landscape of Baden-Württemberg (south-west Germany). – In: Catt, J.A., Kemp, R., Felix-Henningsen, P. and Scholten, T. (eds.): Recent and paleo-pedogenesis as tools for modelling past and future global change. – *Catena*, Special Issue, Vol. 41/1-3, 165-179, Amsterdam (Elsevier).

Soil quality changes due to land use in a Kastanozem- Phaeozem soilscape of Semiarid Chaco

Lorenz, Guido¹; Bonelli, César Luis¹; Roldán, Sergio¹; Araya, Clara² y Rondano, Karina²

The *Gran Chaco* is a phytogeographical unit of South America, geomorphologically representing an extensive plain at about 200m above sea level, with a semiarid to subhumid climate and a corresponding vegetation of xerophytic woods and savannahs. In Santiago del Estero province, which forms part of this unit, a slight climatic change during the last two decades to more humid conditions and certain subsidy politics have provoked the extension of agricultural crops, reducing the area under natural vegetation. These transformations of natural to agricultural systems cause the well-known biological changes in soil organic matter balance, which unleashes also other physical and chemical degradation processes. It is supposed, that this sequence of processes will alter individual soil- and landscape functionality. So, the objective of this study was (i) to quantify land use changes in time at landscape scale, (ii) to analyse soil quality as a function of land use history and relief position, and (iii) to assess soil quality changes at landscape scale;

Materials and methods

The study area is localised in the *Plain of Santa Fe* (approximately 62°00'W and 27°30'S), a loessical, levelly undulated plain which is characterised by N-S oriented depressions, which lead and drain into a larger, W-E directed basin in the southern part, where lagoons and saline areas with *Solonchaks* are formed. Under the given semiarid conditions, the N-S valleys in the upper plain represent ecologically favoured areas, due to additional water reception, so that these zones also were the first to be invaded by agricultural systems. Such a sub-catchment formed the mayor study unit of this investigation.

The typical soil catena in this landscape is formed by *Siltic Kastanozems* (ISSS Working Group RB, 1998; *Torriorthentic Haplustolls*, Soil Survey Staff, 1998) on the upper plane and upper slopes, and more developed *Siltic*, *Luvic* and *Pachic Phaeozems* (ISSS Working Group RB, 1998; *Typic Haplustolls*, Soil Survey Staff, 1998) on the foot- and toeslopes. It has to be remarked the occurrence of colluvial soils in the centre of the major depressions, reflected in the classification by adjectives such as "cumulic" or "pachic".

The studies were realised at two nested levels: the watershed, which considers the landscape functionality and represents the extrapolation unit, and the catena which reflects the smallest functional element of the landscape. The methodological approach consisted in (i) the spatial analysis of land use at regional scale, (ii) the determination of chemical and physical soil quality parameters in catena elements, considering the effect of land use history by comparison of adjacent soils under natural vegetation and under recent (about 7 years) and old (about 20 years) cultivated lands.

Land use history was determined by analysis and comparison of remote sensing material of three moments between 1975 and 1997, classified with unsupervised cluster methods (IDRISI32[®], MULTISPEC[®]) and corrected by interpretation of historical aerial photographs and in situ controls. As soil quality parameters, there are presented here only chemical and physical ones, such as total soil organic matter (Schlichting et al. 1995), associated and particulate organic matter (Cambardella and Elliott, 1992), organic (Saunders y

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Av. Belgrano (S) 1912, 4200 Santiago del Estero, Argentina. e-mail: glorenz2000@yahoo.com

² Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina

Williams, 1955, in Page, 1982) and available phosphorous (Olsen et al, 1954, in Page, 1982), aggregate stability according to Kemper and Rosenau (Klute, 1986) and pore volume and pore-size distribution by the soil water characteristic (Klute, 1986). All considerations on element balances are referred to quantities per square meter in the whole soil volume up to 1m or in equivalent masses of A-horizons with a maximum depth of 25cm.

Results and discussion

The analysis of remote sensing material showed, that in 1975 a 90% of land was covered by natural vegetation, consisting in savannahs in slopes and depressions (34%), and forests (56%) on the upper plane and upper slopes. Until the year 1997, the cultivated area grew up to 36%, mainly by conversion of savannah units, which were reduced to a 9%, whereas the forested area remained nearly constant. It has to be emphasised, that the cultivated area is concentrated on the down-, foot- and toeslopes, and that practically do not exist structural disrupting elements which could break a supposed overland flow of water.

Soil organic matter reserves in soils under natural vegetation ranged from 7500 to 11000g/m² (up to 1m), quantities which can be considered typical for these soil classes and which are similar to values reported by Aguilar and Heil (1988) for semiarid landscapes of the northern hemisphere. Downwards in the catena, there was observed an increase of total reserves, which may be explained by more favourable moisture conditions in the down- and footslopes and by colluvial processes in the toeslope position.

Land use provoked, in general, a clear reduction of soil organic matter in the A-horizons (fig. 1). In a more differentiated view, there can be seen, that the associated, transformed portion of organic matter did not show marked differences, whereas the particulate organic matter diminished significantly as affected by land use history in all relief positions (fig. 1). This result corresponds to that of

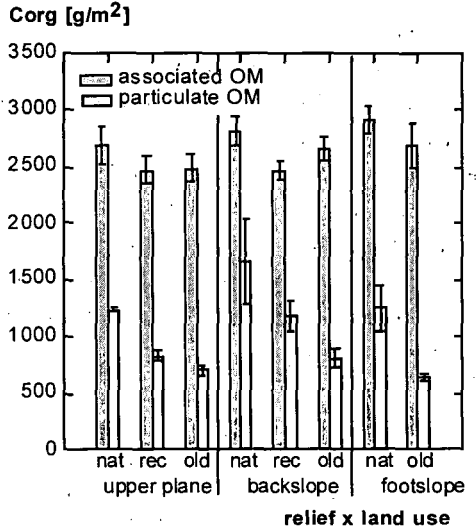


fig. 1 Fractions of soil organic matter in A horizons of the soils (quantities referred to equivalent masses up to 25cm depth)

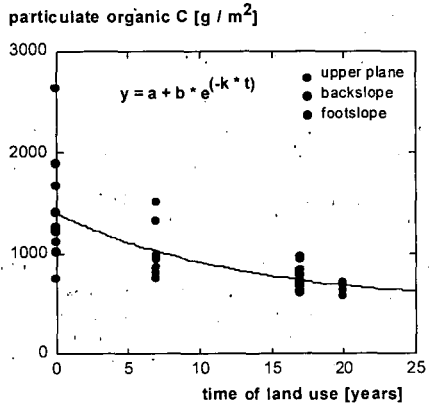


fig. 2 Decrease of particulate organic carbon with time of land use in A-horizons of soils in different relief positions (quantities referred to equivalent masses up to 25cm depth)

Cambardella and Elliott (1992, 1994), who encountered the particulate organic matter as a fraction sensible to land use changes. In a continuous time scale, this particulate organic matter change could be described by an exponential decrease in time (fig. 2), corresponding to the classical form of break-down of soil organic matter reserves after land use change (Henderson, 1995).

The particulate organic matter is considered affecting the macro-aggregation of soils and as a more active fraction respect to microbiological transformations (Cambardella and Elliott, 1992, Tisdall and Oades, 1982), so its reduction could lower both, physical resistance and biological activity.

The organic P reserves in topsoils showed a distribution quite different to that of organic carbon (fig. 3). We observed a decrease of organic P downwards the catena under natural vegetation, whereas there was encountered an increase in the same direction under cultivation. This may indicate the translocation of P in the landscape, possibly resulting from the application of vegetation fires as a management tool for the savannah units.

Respect to land use, there could not be observed a clear influence in the P-fractions. Nevertheless, considering total quantities of organic P of about 35g/m² in the A-horizon, together with a low C/P relation of about 100 and high values of available P of about 10g/m², we may expect generally a good availability of this nutrient, not being a limitation for site quality.

The structural stability of soils, expressed by the proportion of stable aggregates against wet-sieving disruption, was significantly reduced by land use (fig. 4), being the changes linear in time. Decrease of structural stability was lesser in the footslope than in the upper relief positions, which may be explained by the texture gradient between the group of *Kastanozems* and the geochemically more altered *Phaeozems*. Different to our hypothesis, the particulate organic matter could only explain a 25% of the variation of aggregate stability in time.

Strongly related with the soil structure, the volume of macropores in the soil reflected also degradation processes, being reduced from about 12 to 25% under natural

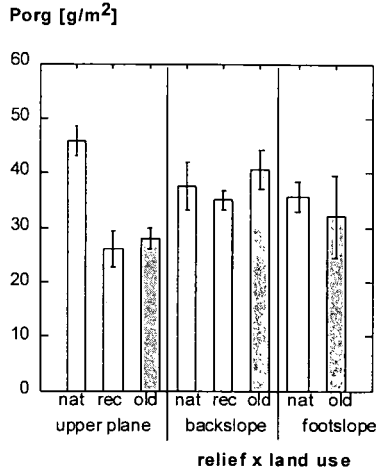


fig. 3 Quantities of organic phosphorus in A-horizons in function of land use and relief (referred to equivalent masses)

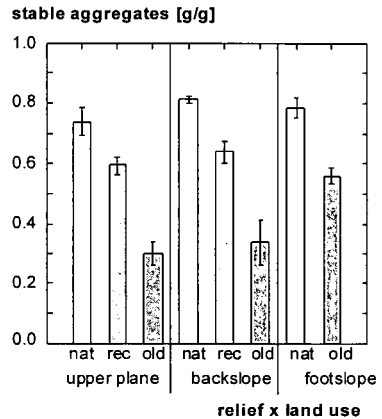


fig. 4 Aggregate stability in A-horizons of the different soils

vegetation to values below 10%, which let suppose a corresponding decrease in infiltration capacity of the soils.

Summary and conclusions

- the land use change from natural to agricultural systems in semiarid Chaco resulted in significant negative alterations of chemical and physical soil quality parameters, which could be described by linear or non-linear functions in time;
- based on this, the knowledge of land use history and soil distribution in the whole study area will permit to assess or simulate soil quality at landscape scale;
- considering the climatic conditions and the geomorphic and structural design of the landscape, it is supposed that the more severe consequence of land use consists in the decrease of physical functionality of soils, which could conduce to an increase of water export out of the catchment area by overland flow, and a corresponding decrease of productive use of water resources.

Literature

- Aguilar, R., Heil, R.D. 1988. Soil organic carbon, nitrogen and phosphorous quantities in northern Great Plains rangeland. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **52**, 1076-1081.
- Cambardella, C.A., Elliot, E.F. 1992. Particulate organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, 777-783.
- Cambardella, C.A., Elliot, E.T. 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**, 123-130.
- Henderson, G.S. 1995. Soil organic matter: A link between forest management and productivity. in: McFee, W.W., Kelly, J.M. (ed.): Carbon forms and functions in forest soils. Soil Science Society of America, Inc., 594 pp, Madison, Wisconsin, USA.
- ISSS Working Group RB. 1998. World reference base for soil resources. World Soil Resources Report **84**, 88 pp., FAO, ISRIC, ISSS, Rome.
- Klute, A. (ed.) 1986. Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. Agronomy 9, ASA, ASSA, Inc., Publisher, 1188p., Madison, Wisconsin, USA.
- Olsen, S.R, Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. *US Dep. of Agric. Circ.* 939.
- Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (ed.) 1982. Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. Agronomy 9, ASA, SSSA, 1159 p., Madison, Wisconsin, USA.
- Saunders, W.M.H., Williams, E.G. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *J. Soil Sci.* **6**, 254-267.
- Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte* **81**, 295pp., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- Soil Survey Staff 1998. *Keys to Soil Taxonomy*. 8th edition, 327 pp., United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* **33**, 141-163.

Acknowledgements

This study was funded by the "Cónsejo de Investigaciones Científicas y Tecnológicas" of the Universidad Nacional de Santiago del Estero / Argentina, and by the grant BID 802/OC-AR of the program FONCyT of the "Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Argentina".

Spatial variability of aggregate stability on a field scale

Christine Jöckel, Nicola Fohrer, Hans-Georg Frede

Introduction

In many laboratory experiments the processes of surface sealing and the genesis of crusts were analysed. Physical and chemical soil properties related to surface sealing such as texture, soil organic matter (SOM), aggregate size, aggregate stability amongst others have been determined. These studies were based on a large variety of different soils (FOHRER et al. 1999; ROTH et al. 1995). In this study the predisposition for surface sealing on a single field (1,04 ha) was investigated. The spatial distribution for aggregate stability (AST) as a suitable indicator of the susceptibility to sealing (FOX & LE BISSONNAIS 1998) is presented here.

Materials & Methods

The experiment was set up on a maize field featuring loess soil in Rauischolzhausen north of Giessen, Germany. The annual precipitation is about 650 mm and the annual temperature is 9 °C by average. Only the soil surface (0-0.5 cm) of the loamy silt was investigated. In this study an unbalanced nested sampling scheme was designed. 64 sampling points were distributed on a 144 m x 72 m grid. Soil samples were taken immediately after sowing in May 1999 to investigate the AST on the recently tilled soil surface.

AST was determined under standardized soil moisture conditions with rainfall experiments with an intensity of 30 mm h⁻¹ for 20 minutes. For the different aggregate fractions (>16 mm; 10-16 mm; 8-10 mm; 5,6-8 mm; 3-5,6 mm) were placed on sieves with mesh size half the mean diameter of the aggregate fraction. AST was expressed as fraction of aggregates remaining on the sieves and their initial weight. In addition grain size distribution (DIN 19863) and soil organic matter (SOM) were determined. The S-ratio as a parameter for the susceptibility to erosion was calculated (PIERI 1989):

$$S = \frac{\text{SOM}[\%]}{\text{TU}[\%]} \quad (1)$$

SOM = Soil Organic Matter

TU = Clay % + Silt %

Spatial variability has been analyzed with standard geostatistical tools (DEUTSCH & JOURNAL 1992; WEBSTER & OLIVER 1990). Omnidirectional variograms were calculated in this analysis using pairs separated by lags up to 100 m with VARIOWIN 2.1. The structure of spatial variance for AST was derived by modeling the theoretical variogram. In order to characterize the degree of spatial dependency the ratio of nugget to sill expressed as a percentage value was calculated: According to CAMBARDELLA et al. (1994) values smaller than 25 % specify a strong spatial relationship, ratios between 25 % and 75 % indicate a moderate spatial dependency and values larger than 75 % show no spatial relationship.

Results

Descriptive statistics, variogram properties and correlations are shown in table 1. Spherical variograms could be modeled for all aggregate classes except for the smallest fraction (3-5,6 mm). In this case a linear semivariogram was fitted (Fig. 1).

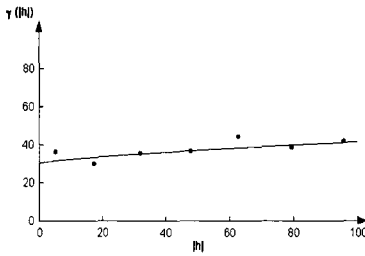
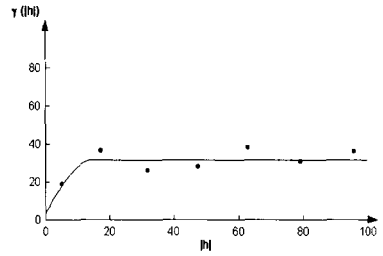
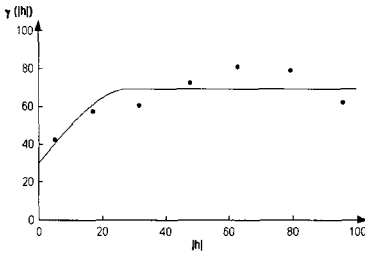
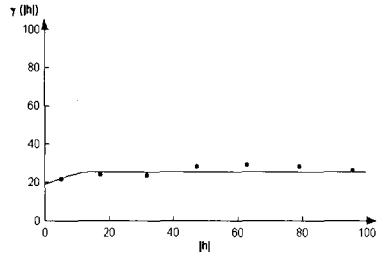
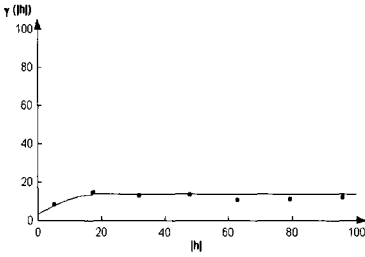
As a general trend:

- the range of the AST varied between 14 m and 28 m for all aggregate fractions larger 5.6 mm and more stable aggregates show a lower maximum of sill
- the nugget variance decreases for aggregates > 8 mm
- the ratio nugget/sill decreases with aggregate size for aggregates < 16 mm
- the variograms with large nugget variances show larger sills and also higher ranges
- the spatial dependency for the modeled variograms is good to moderate.

Tab. 1: Descriptive statistics, variogram properties and correlations of AST for all aggregate fractions under investigation.

	statistics		Variogram properties				correlations			
	mean [%]	CV [%]	range [m]	Nugget	Sill	nugget/sill [%]	model	SOM	S-ratio	TU
AST _{>16}	93,6	3,7	17,6	3,6	10,2	26	spherical	n.c.	n.c.	n.c.
AST ₁₀₋₁₆	75,7	6,7	14,4	19,2	6,5	74	spherical	n.c.	0,290**	n.c.
AST ₈₋₁₀	31,9	26,0	28,8	30,4	39,3	44	spherical	0,221*	0,231*	n.c.
AST _{5,6-8}	11,7	48,2	14,4	3,8	28,2	12	spherical	0,254*	0,322**	-0,258*
AST _{3-5,6}	25,5	24,0	/	32,5	/	/	linear	0,223*	0,258**	-0,269*

n.c. = no correlations found, * significant correlation at $P < 0,05$, ** significant correlation at $P < 0,01$



- The spatial distribution of SOM shows a significant correlation to the spatial pattern of AST for fractions < 10 mm.
- The spatial pattern of AST is correlated significantly to the spatial distribution of the S-ratio for all aggregates < 16 mm.
- The fine material (TU) is negatively correlated to the AST of the small aggregate fractions (< 5,6 mm).

Conclusion

AST on a field scale is spatial correlated and shows a range of approximately 20 m for different aggregate size classes. A moderate spatial relationship was observed.

The variance of AST decreases with aggregate size for point measurements (FOHRER 1995). This is reflected by a decreasing nugget variance with aggregate size on a field scale.

AST of the aggregate fractions < 5,6 mm is significantly influenced by the amount of fine material. The spatial heterogeneity of both parameters indicates varying AST on the field. The correlation of AST patterns, S-ratio distribution and the fine material indicates a spatial variability of the susceptibility for sealing on a field scale.

Literature

- CAMBARDELLA, G., MOORMAN, T.B., NOVAK, J.M., PARKIN, T.B., KARLEN, D.L., TURCO, R.F. & KONOPKA, A.E. (1994): Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils.- Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 1051-1511; Madison, WI.
- DEUTSCH, C.V. & JOURNAL, A.G. (1992): GSLIB: Geostatistical software library and users guide.- 340 p.; Oxford University Press (New York).
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN) (1973): Physikalische Laboruntersuchungen. Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung.- DIN 19683, Bl. 1 & 2; Berlin (Beuth).
- FOHRER, N., BERKENHAGEN, J., HECKER, J.M. & RUDOLPH, A. (1999): Changing soil and surface conditions during rainfall. Single rainstorm/subsequent rainstorms.- Catena, 37: 355-375; Amsterdam.
- FOX, D.M., & LE BISSONNAIS, Y. (1998): Process-based analysis of aggregate stability effects on sealing, infiltration, and interrill erosion.- Soil Sci. Soc. Am. J., 62: 717-724; Madison, WI.
- PIERI, C. (1989): Ministère de la Coopération/Cirad, Paris.
- ROTH, C., HELMING, K. & FOHRER, N. (1994): Surface sealing and runoff generation on soils generated from loess and Pleistocene deposits.- Z. Pflanzenern. Bodenkd., 155: 209-216; Weinheim (VCH).
- WEBSTER, R. & OLIVER, M.A. (1990): Statistical methods in soil and land resource survey.- 316 p.; Oxford University Press.

The pedo-ecological consequences of the Mennonite land-use-system in the lowlands of Bolivia (Department of Santa Cruz)

MARKUSSEN, M. & G. GEROLD*

Introduction

The investigation was launched within the framework of a co-operation agreement between the Georg-August-University Göttingen and the University Mayor de San Andres in La Paz / Bolivia. Being integrated in the project of the German Technical Cooperation (GTZ GmbH) "Sustainable use of the natural resources in the department of Santa Cruz", which is executed from a German Consulting Company (Institut für Projektplanung, Stuttgart) the present topics are linked closely to the aims of the GTZ-project through the characterisation of the chemical and physical changes of the soil by traditional and modern land-use-systems in the lowlands of Bolivia.

Objectives

Intention of this study was the agrarian-ecological valuation of the soil quality and the land-use-potential as well as the registration of the soil-degradation from surfaces, which are agricultural intensively used, by means of a *false-time-series*.

The investigation site is located in the Mennonite-colonies Riva Palacios and El Dorado (Gnadenhoff) [18°08,09' S and 63°02,50' W] close to Santa Cruz de la Sierra.

Since 29 years local Mennonites are practising an intensive form of agriculture without any periods of fallow, with high frequentation of heavy machines, with high input of pesticides and without any form of fertilization. The main agricultural products are soybean and sorghum. The soils are classified as Typic Haplustalfs (FAO: Haplic Luvisol).

First, this investigation describes the land use of the Mennonites, in particular their colonisation, their clearing methods and forms of cultivation and tillage (MARKUSSEN 2000).

Status of Research

In the seventies most of the investigations in the new colonisation area of Santa Cruz described the impacts of economic development. The aim was to check the land use potential for defining new agricultural growing areas. At the same time the first analyses about soil degradation were initiated. DERPSCH (1975) composed a wide study about the eolian erosion in this area. MOLL researched in 1981 the ecological problems in the region of Santa Cruz and classified this region as a "*ecological high-risk-area*". Gerold delivered numerously pedo-ecological investigations in southern bolivia regarding land use problems, soil erosion and degradation (GEROLD 1981, 1983, 1986, 1991 a,b,c).

Publications from Ross et al. 1999 and Riezebos & Loerts 1998 show the actuality of the world wide changes of land use and their consequences. A lot of recent researches attend to separate parameters and their changes, e.g. regarding the cation exange capacity (SAIKH et al. 1998), the organic matter (KOUTIKA et al. 1999) respectively the soil microbiological parameters as indicators of soil quality (WICK, KÜHNE & VLEK 1998).

* Diplom-Geograph Michael Markussen and Prof. Dr. Gerhard Gerold
Institute of Geography, Department of Landscape Ecology, Georg-August-University of Göttingen,
Goldschmidtstr. 5, D-37077 Göttingen, e-Mail: mmarkus@gwdg.de

Results and discussion

The analyses have shown that the chemical composition of the natural soils in the forests without human impacts is very good with high nutrient contents in the topsoil as well as in the subsoil (Fig 1a and b). High availabilities of the nutrients magnesium, calcium, sodium, potassium and especially phosphor are given (Fig. 2a and b, Fig. 3a and b, Fig. 5).

But indicated by human impact and changes in land use a strong transformation of the soil quality has occurred. First of all, a significant increase of the nutrient concentrations (total contents, CEC, plant available calcium and magnesium) has to be stated in the first year of the *false-time-series*, which is caused by the clearance through burning and a resulting release of nutrients (Foto 1). With beginning of the intensified land use the concentrations decrease. These declines are obvious e.g. for soil organic carbon and nitrogen, cation exchange capacity, calcium, magnesium and further parameters (MARKUSSEN 2000, KARSTEN 2000).

According to these results a decreasing gradient in temporal progression can be determined as follows:

1 year after clearing > forest > 5 years of land use > 15 years > 29 years > 25 years.

Land degradation is particularly expressed through the parameters soil organic carbon and nitrogen (Fig. 1a and b). The topsoil under the forest shows a content of organic matter of 2,8 %, after 29 years of land use the contents have decreased to 1,1 % (nitrogen: diminution from 0,19 [forest] to 0,09 % [29 years]). The only parameter showing no significant differences caused by enduring land use is available phosphor (Fig. 2a). The deterioration of the chemical soil properties is intensified by the fact that the Mennonites do not use any fertilisers because of their religious beliefs.

The nutrient availability of these soils is such good, that the Mennonites can use the fields up to 29 years without integrating any kind of fallow. There are no areas with second vegetation in the colonies (Foto 2).

Distinct changes of the physical properties can also be detected due to the conversion from forest to agrarian surface. As a result of dominating mechanical cultivation techniques with steel tired tractors, the deterioration can obviously be determined showing higher densities (forest: 1,23 g/cm³, after 29 years of land use: 1,43 g/cm³). Consequences are a lower porosity and reduction of air capacity and a deterioration of the water balance in the soil.

Amelioration strategies

To avoid further soil degradation, different strategies could be pursued:

- ✚ adoption of a direct-tillage-system
- ✚ sensible crop rotation
- ✚ protection against wind erosion in form of protective tracts
- ✚ agricultural advices and training
- ✚ adoption of irrigation and fertilising, exception of agrarian areas from tillage or cultivation.

The development or realisation of such guidelines could contribute to maintenance or even growth of the food production and above all a sustainable land use in the lowlands of Bolivia.

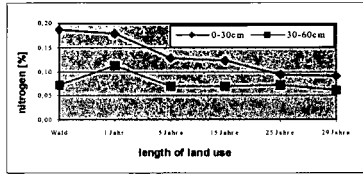
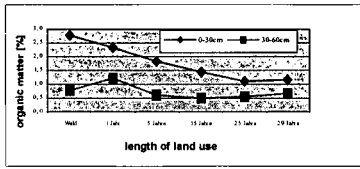


Fig. 1a and b: Content of organic matter and nitrogen dependent on the length of land use

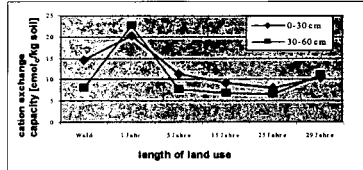
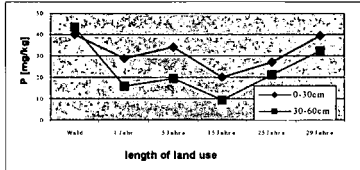


Fig. 2a and b: Availability of phosphorus and cation exchange capacity dependent on the length of land use

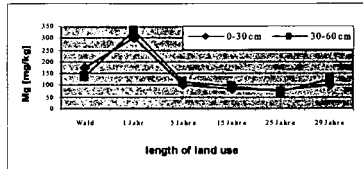
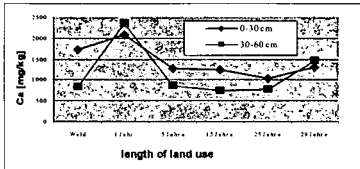


Fig. 3a and b: Availability of calcium and magnesium dependent on the length of land use

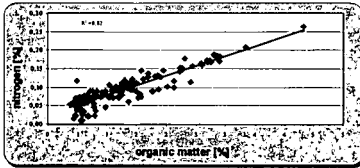


Fig. 4: Correlation between content of organic matter and nitrogen

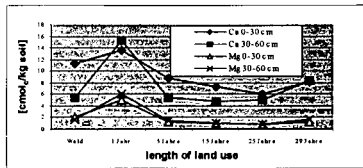


Fig. 5: Exchangeable calcium and magnesium dependent on the length of land use

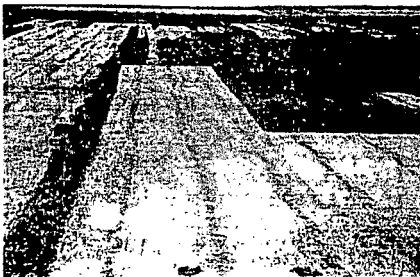


Foto 1: aerial view of the cleared woodland with enrichments and residues in the soil through the fire



Foto 2: labranza diagonal: typical form of cultivation of the mennonites

References

- DERPSCH, R. W. (1975): Estudio sobre la erosión eólica en la región integrada del Departamento de Santa Cruz y medidas prácticas para su control. Cooperación Boliviano-Alemana, La Paz, Bolivia. 62 S.
- GEROLD, G. (1981): „Desertifikation“ in Südost-Bolivien.- Untersuchungen im Badlandbereich des Andinen Beckens von Tarija. - In: Würzburger Geogr. Arbeiten, Heft 53, Geographische Probleme in den Trockenräumen der Erde, S. 73-109.
- GEROLD, G. (1983): Vegetationsdegradation und fluviatile Bodenerosion in Südbolivien. - In: Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd 48, S. 1-16.
- GEROLD, G. (1986): Klimatische und pedologische Bodennutzungsprobleme im ostbolivianischen Tiefland von Santa Cruz. - In: Jahrbuch der GGH, Hannover, S. 69-162.
- GEROLD, G. (1991a): Klimatische und pedologische Bodennutzungsprobleme in tropischen Waldgesellschaften (Bolivien). - In: Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen, Heft 60, Göttingen, S. 91-110.
- GEROLD, G. (1991b): Nutzungseingriffe in tropische Waldgesellschaften und deren pedoökologische Folgen (Bolivien). - In: Gießener Beiträge zur Entwicklungsforschung. Reihe I (Symposien), 19, Tropeninstitut Gießen, S. 25-40.
- GEROLD, G. (1991c): Human impact on Forest Ecosystems and Soil Deterioration in Tropical Bolivia. - In: ERDELEN, W., ISHWARAN, N. & P. MÜLLER (Hrsg.): Tropical Ecosystems, Markgraf Scientific Books, Weikersheim, S. 107-120.
- KARSTEN, R. (2000): Pedoökologische Auswirkungen des Brandrodungsfeldbaus in den wechselfeuchten Tropen (Santa Cruz – Bolivien). Unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographisches Institut Göttingen, Abteilung Landschaftsökologie.
- KOUTIKA, L.-S., ANDREUX, F., HASSINK, J., CHONÉ, TH. & C. C. CERRI (1999): Characterization of organic matter in topsoils under rain forest and pasture in the eastern Brazilian Amazon basin. *Biology and Fertility of Soils*, 29, S. 309-313.
- MARKUSSEN, M. (2000): Pedoökologische Folgen des mennonitischen Landnutzungssystems im Oriente Boliviens (Departamento Santa Cruz). Unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographisches Institut-Göttingen, Abteilung Landschaftsökologie. 118 S. plus Anhang.
- MOLL, M. (1981): Problemas ecológicos en el desarrollo agrícola de Santa Cruz (Bolivia) : un estudio modelo. Direktion für Entwicklungszusammenarbeit und humanitäre Hilfe. Eidgenössisches Department für Auswärtige Angelegenheiten EDA, Bern, Schweiz. 106 S.
- RIEZEBOS, H. TH. & A. C. LOERTS (1998): Influence of land use change and tillage practice on soil organic matter in southern Brazil and eastern Paraguay. *Soil & Tillage Research*, 49, S. 271-275.
- ROSS, D. J., K. R. TATE, N. A. SCOTT, C. W. FELTHAM (1999): Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 31, S. 803-813.
- SAIKH, H., VARADACHARI, C. & K. GHOSH (1998): Effects of deforestation and cultivation on soil CEC and contents of exchangeable bases: A case study in Simlipal National Park, India. *Plant and Soil* 204, 175-181.
- WICK, B., KÜHNE, R. F. & P. L. G. VLEK (1998): Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. *Plant and Soil* 202, S. 97-107.

Protecting wetland soils in the North-eastern German lowlands

* L. Müller, M. Frielinghaus, A. Behrendt, U. Schindler

1. Introduction

Soils of river lowlands and fens are sensitive to impacts by agricultural land uses. Their mineral composition and structure are relatively variable. Estimating the risk potential for soils and surrounding media requires information on soil processes and appropriate indicators. The aim of this study was to recognize the driving forces and the state of soil development as a basis for protection measures.

2. Study areas and methods

Soils of river lowlands and fens cover about 15-20 % of the North-eastern German lowlands and are preferred sites for agriculture. Cultivated lowland sites have been monitored over several years. We analyzed soil data and determined associations between the water regime and type of land use.

Alluvial clay soil processes have been studied in the Oderbruch area and processes of peat soils (Histosols) in the Rhin-Havelluch (Mueller et al., 1994, Behrendt, 1995). Both regions are located at a distance of about 70 km from Berlin. Morphological and functional criteria of soil structure were applied. Site and regional water balances were estimated using lysimeters and hydrograph recordings.

3. Soil development processes

3.1. River lowland clay soils

Within the extensive lowlands of the Elbe and Oder Rivers, gley soils (FAO:Gleysols) of clayey and loamy texture are dominant. The land is level and has low drainage gradients. Land drainage has intensified during the 20th century and resulted in deeper water tables and soil structural changes (Table 1, Mueller et al., 2000). Three marked states of soil development were typical: Shallow drainage practices were typical in the 19th century and during the first half of the 20th century. Medium-deep drainage practices were typical in the 20th century. Deep drainage practices have been practiced mainly since the 1970s.

This status is typical for the region and plays a significant role in plans for water table control. Permanent water supply by river seepage and available control systems (pumping stations, ditches, weirs) are preconditions for achieving higher water tables by control measures.

* Lothar Müller, Monika Frielinghaus, Axel Behrendt, Uwe Schindler
Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF)
D-15374 Müncheberg, Germany, E-Mail: lmuller@zalf.de

Table 1: Values of some soil state variables of alluvial clay soils of different drainage states (Clay content 40-50 %, arable land use)

State variable	Unit	Depth ¹⁾	Values of drainage states		
			1 Shallow	2 Medium-deep	3 Deep
Water table	m below surface		< 0.7	0.7-1.2	1.2-1.7
Organic soil matter	g/100 g	Ap	3-7	2-4	2-3
		UB 1	2-4	2-3	2-3
		UB 2	3-6	2-4	2-4
Porosity (PV)	cm ³ /100 cm ³	Ap	52-56	52-56	51-55
		UB 1	56-63	48-53	48-53
		UB 2	61-67	54-63	54-63
Field capacity (in- situ)	cm ³ /100 cm ³	Ap	40-PV	36-45	35-43
		UB 1	46-PV	36-46	35-45
		UB 2	54-PV	50-PV	46-55
Air volume at field capacity	cm ³ /100 cm ³	Ap	0-12	7-20	7-20
		UB 1	0-7	4-10	5-12
		UB 2	0-4	0-8	3-15
Capillary rise at rate of 3 mm/d	cm	UB	20-45	15-40	15-25

¹⁾Ap=Ap-Horizon 0-30 cm, UB1=subsoil 1 30-55 cm, UB2= subsoil 2 55-80 cm

The water table-dependent in-situ field capacity is an important soil state indicator, while parameters, which were derived from the soil desorption curve, are less reliable and have a lesser importance at groundwater influenced sites. Conductivity parameters are also less reliable due to extreme random variability. Table 1 shows changes in the subsoil and in the topsoil. All parameters in Table 1 decrease with decreasing water table. This is associated with macromorphological features of the subsoil structure (Heim and Mueller, 1988). Speed and reversibility of the expected soil structure formation should be studied.

3.2. Peat soils

Agriculturally induced soil changes in peat soils include structure development and mineralization of organic matter. These changes may be characterized by soil physical parameters of soil, water, and air composition (Table 2). Accelerated soil development leads to marked changes in the topsoil as reduced water holding capacity and decreased saturated conductivity. The unit water content as determined according to Ohde (in Schmidt, 1989) is a simple and proper measure of peat soil water holding capacity. In most agricultural used fen soils, the unit water contents are lower than the threshold value of 1.8, indicating intensive peat degradation (Schmidt, 1989).

At cultivated Histosols, the peat layer thickness is continuously reduced through mineralization and subsidence processes. Peat thickness losses of 1.5-2 cm/year under arable land use and 0.4-0.8 cm/year under grassland land use are typical for the North-eastern German lowlands. Despite the degraded state, Histosols provide high yields of grass and thus remain fertile sites.

4. Measures of soil protection

Land drainage and consecutive soil cultivation have been recognized as driving forces of soil development and degradation. Water management, type of land use and soil management are crucial factors in maintaining or rehabilitating the functions of fens and lowland clay soils.

Table 3 shows the current framework conditions of water management in extensive lowland areas of the region. Annual precipitation rates of 450 to 550 mm and potential evapotranspiration rates of 600-700 mm can lead to soil degradation by drought.

Table 2: Values of physical soil state variables of peat soils at different development states

State variable	Unit	Depth ¹⁾	Values of states	
			1 Slightly degraded	2 Severely degraded
Organic soil matter	g/100 g	A	60-95	30-70
Porosity (PV)	cm ³ /100 cm ³	A	70-95	45-70
Field capacity in- situ	cm ³ /100 cm ³	A	65-PV	40-PV
Saturated hydraulic conductivity	m/d	A	0.5-2	0.001-1
Capillary rise at rate of 3 mm/d	cm	UB	30-50	10-40

¹⁾A = Topsoil 0-20 cm, UB = Subsoil 20-80 cm

River lowland clay soils require water table management, and arable land use is a good management practice for the cultivated, flood-protected areas. The location of settlements within these areas subject to some degree of flood risk suggests flood protection is the basic precondition for landscape and soil protection.

Table 3: Water balance of two extensive lowlands (Mueller et al., 2000, mod.)

Lowland name	Oderbruch	Rhinluch
Type of lowland	River lowland	Peatland, fen
Size [Tsd ha]	70	23
Soils	Fluvic Gleysols	Histosols, shallow underlain by sand
Land use	Arable	Grassland
Water table depth [m]	0.8 – 2.0	0.5 – 1.0
Precipitation [mm/a]	470	533
Recharge [mm/a]	325	437 ¹⁾
Budget [mm/a]	795	970
Evapotranspiration [mm/a]	450	534 ¹⁾
Discharge [mm/a]	345	436
Crop yield [dt/ha dry matter]	80	62 ²⁾
Coefficient of transpiration [l H ₂ O/kg dry matter]	560	861

¹⁾Dietrich et al., 1996, ²⁾Schmidt, 1989

Sustainable water recharge rates which depend on the type and distribution of land uses in the entire catchment are the basic precondition of soil protection by sustainable land use. Although high water tables and permanent grassland sward may not halt the peat soil mineralization completely, they are the best known agricultural management practices for peat soils. Deep drainage and arable use of peatlands are not acceptable practices from an ecological perspective. The re-establishment of wetlands, with a sink-function of peatlands but without agricultural benefit, would require extreme high water recharge rates, and thus is

only feasible in a few areas.

Summary

In the North-eastern German lowlands wetland soils cover about 20% of the area. Most of them are fens or river lowlands and agriculturally used. These sites are fertile but sensitive. Soil protection requires knowledge on soil processes.

Clayey river lowland soils and peat soils are susceptible against land drainage. Lowland clay soils may change their structure properties distinctively. Changes of soil structure are indicated by soil physical parameters. Crucial parameters for estimating the soil development status of river lowland and peat soils include springtime water table level, soil moisture content and in-situ field capacity, organic matter content or peat thickness.

Peat loss rates vary under different land use between about 0.5 cm/year for low- input grassland and more than 2 cm for intensive arable ploughland use.

In order to protect the soils monitoring and controlling of the driving forces of soil development are necessary. Good agricultural practice and management of the soil water regime are crucial means of soil protection. Arable use (plough land) of peat soils and land drainage of lowland soils without water table control are not good agricultural practices.

Soil protection measures have to be planned and should be monetary supported. In river lowlands flood protection is a basic precondition of sustainable land use and soil protection.

References

- Behrendt, A., 1995. Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooren unter Beruecksichtigung des Torfschwundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung. Diss. Humboldt-Universitaet zu Berlin, 170 p.
- Dietrich, O., Dannowski, R., Quast, J., Tauschke, R., 1996. Untersuchungen zum Wasserhaus-halt nordostdeutscher Niedermoore am Beispiel der Friedlaender Grossen Wiese und des Oberen Rhinluchs. ZALF-Bericht Nr. 25, 59 p.
- Heim, H. , Mueller, L. 1988. Field studies on the structure of alluvial clay soils as precondition for the determination of drainage situation. Archives of Agronomy and Soil Science, Berlin 32, 3, 141- 151 (in German, Engl. summary)
- Mueller, L., Frielinghaus, M., Schindler, U., Behrendt, A. und W. Schmidt. 2000. Bodenschutz auf Standorten der Flussniederungen und Niedermoore. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 45, 239-262
- Schmidt, W., 1989. Untersuchungen zur Bestimmung des Verformungsverhaltens von Torfen und Mudden und der dafuer massgeblichen Bodenkennwerte. Habil-Schrift Berlin, 75 pp.

Soil water and nitrate dynamics at different land use and management systems in north-eastern Germany

U. Schindler¹, L. Müller¹ and F. Eulenstein²,

Summary

Soil water content and tension measurements down to 5 m depths, soil water samplings and deep drillings were used to investigate the effect of land use (arable, grass, forest) and arable management (integrated, ecological, low input) on discharge and nitrate and phosphorus leaching in the pleistocene region of north-eastern Germany. The lowest nitrogen leaching rates were found at the grass fallow and pine forest sites (1 to 2 kg/ha). Nitrogen input only occurred as a result of atmospheric deposition. At the grass fallow sites, the nitrate concentrations varied between 5 and 10 mg/l. The range of annual nitrogen loss was 0.4 to 4.8 kg/ha. At pine forest much higher nitrate concentrations (22 mg/l) were measured than at grass fallow. However, due to reduced deep seepage rates at the pine forest, the nitrogen loss was not higher than at the grass fallow. At the various arable sites the nitrate concentrations varied as dependent on arable management treatments between 50 and 200 mg/l. The effect of agricultural management treatments on the nitrate dynamics was small. The average annual nitrogen leaching ranged between 23.6 kg/ha for the integrated and 20.4 kg/ha for the ecological arable management treatments during the three-year period from 1996 to 1998. The ecological management treatment produced the lowest yields, but did not have a noticeably lower nitrogen leaching. Irrigation had a noticeable effect on yield and nitrogen intake, but the nitrogen leaching did not significantly differ from the ecological management. However, the nitrate concentrations exceeded the 50 mg/l threshold value for drinking water at all arable sites.

1. Introduction

Since the beginning of last century the nitrate concentrations in drinking water increased permanently in Germany. Only a few percentage of wells and open waters contained 20 to 50 mg NO₃/l in 1915. As a result of high levels of agrochemical application at agricultural sites at the last decades, this amount increased to about 30 percent till the mid of the 90th (Meissner, 1999). Previous studies gave conflicting results concerning the impact land management systems have on solute losses. According to Haas et al. (1998), ecological farming approaches reduces solute losses and, in particular, should be practised in sensitive ground water protection regions. According to Körschens (1999), sustainable agriculture requires a combination of organic and inorganic fertilizers for high yields and reduced solute leaching. However, the knowledge about nitrate leaching dynamics for different crops and management practices in interaction with soil properties and weather conditions is not yet sufficient.

2. Field experiments

Land use, tested management treatments, and soil information of the experimental fields are shown in Table 1. Deep seepage and solute leaching were analysed based on daily tension

¹ Institute of Soil Landscape Research, Center for Agricultural Landscape and Land Use Research, Müncheberg

² Institute of Land Use Systems and Landscape Ecology, Center for Agricultural Landscape and Land Use Research, Müncheberg

and water content measurements and monthly soil water samplings below the hydraulic shed down to 5 m (Schindler and Müller, 1998) at sites 1 to 3 and deep drillings (Eulenstein and Drechsler, 1992) down to 4.2 m at sites 4 to 7.

Table 1. Site characteristics

No	Site	Land use	Management	Soil	Method	Remarks
1	IMF Müncheberg	arable rotation	integrated ecological extensive	sand with loamy layer at 80 cm depth	SM and 4 DD at each plot	16 plots experimental field
2	Worin, Hardenbergschlag	arable rotation	integrated ecological	sand	SM	2 plots farmland according to scientific advice
3	Müncheberg, Hy	grass	grass fallow	sand with loamy layer at 60 cm depth	SM	1 plot Fallow without fertilization
4	Obersdorf, Fuchsberge	grass	grass fallow	loam	DD	fallow, 5 years since arable use
5	Hoppegarten	grass	grass fallow	sand	DD	fallow since 1945
6	Müncheberg, Wald	forest		sand	DD	pine forest, 60 years old
7	Müncheberg	arable rotation	integrated	sand	DD	arable site, experimental field

SM: Soil hydrological measurement DD: Deep drilling Nov.1995, 100 drillings at sites 4 to 7, 10m*10m grid

Table 2 gives an overview about the fertilizer inputs and yields. At the Müncheberg site (3) no fertilizer was applied to the grass fallow. The grass was cut twice a year and left on the site.

Table 2. Average annual management data, IMF Müncheberg (1) and Worin (2), 1993 to 1998

Management treatment	N _{total}	P	I	Yield
	kgN/ha	kgP/ha	mm	GE/ha
IO: Integrated without irrigation	112	24	0	67
IB: Integrated with irrigation	126	24	78	76
OO: Ecological without irrigation	45	2	0	36
EO: Low input without irrigation	86	24	0	64
Worin: integrated	68	-	-	35
Worin: ecological	9	-	-	20

I: irrigation rate per year; GE: grain unit, 1 GE corresponds with 1 dt/ha grain

3. Results and Discussions

3.1 Deep seepage dynamics

Grass fallow produced the highest deep seepage rates. At the arable sites, the average annual deep seepage varied between 158 mm (Worin site) and 195mm (Müncheberg site). Differences of deep seepage rates between the arable management treatments were small.

3.2 Nitrate concentrations and nitrate leaching

Nitrate concentrations at all Müncheberg (1) and Worin (2) treatments decreased until 1995, after which they levelled-off (Fig. 2). The initial nitrate dynamics were a consequence of the

previous agricultural activities on the sites. Since 1995 at the Müncheberg site and 1996 at the Worin site, the nitrate concentrations of the seepage water demonstrated the effect of the investigated management treatments. As the results of deep seepage and nitrate concentrations, the annual nitrate leaching rates varied between 16 and 45 kg N/ha, at the Müncheberg site (1). The lowest nitrate concentrations and also leaching rates were observed at the ecological treatment where the nitrate concentrations varied between approximately 50 and 82 mg/l. The highest nitrate concentrations (106 – 129 mg/l) were analysed at the integrated treatment without irrigation, where the nitrogen input was nearly twice as high as at the ecological treatment. The most fertilizer was applied at the integrated treatment with irrigation. However, this treatment had nitrate concentrations approximately similar to the ecological treatment, between 83 and 102 mg/l. The average annual difference was only 6 kg N/ha. In all treatments, the nitrate concentrations consistently exceeded the 50 mg/l threshold value (Bundesgesetzblatt, 1990) for drinking water.

At the arable Worin site (2), the nitrate concentration values, which started at about 241 mg/l at the ecological treatment and 172 mg/l at the integrated one, decreased continually over time. By 1998, the concentrations at both treatments had decreased to approximately 130 mg/l. Differences between the ecological and the integrated treatment were not distinguishable.

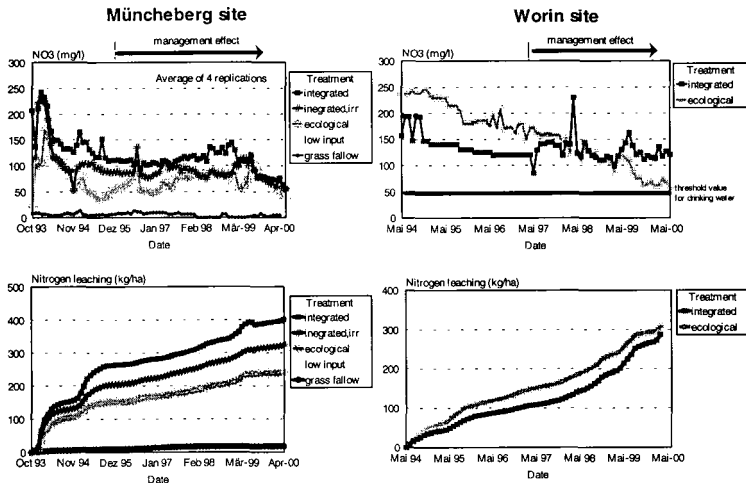


Figure 2: Nitrate concentrations and nitrate leaching at the soil hydrological plots

At the grass fallow Müncheberg site (3), nitrate concentrations between 5 and 10 mg NO₃/l were measured. After 150 mm of an irrigation experiment in November 1997, dilution effects were observed and the nitrate concentrations approached zero at the beginning of 1998.

Deep drillings

The pore water contains relatively low mean nitrogen loads for all treatments. But as in most cases of arable land use, the threshold value of nitrate concentration of drinking water (50 mg/l) was exceeded. Only site 7 and the unfertilised grass and forest sites had nitrate

concentration measurements less than 50 mg/l. At the forest site (6), the average nitrate concentration was 22 mg/l, twice the value measured at the grass fallow. At the arable Mückeberg site (1), the nitrate concentrations varied between 87 mg/l at the ecological and 110 mg/l at the low input treatment. There was an acceptable coincidence between deep drilling results and the soil hydrological measurements.

3. Conclusions

The lowest nitrogen leaching rates were found at the grass fallow and pine forest sites (1 to 2 kg/ha). Nitrogen input only occurred as a result of atmospheric deposition. At the grass fallow sites, the nitrate concentrations varied between 5 and 10 mg/l. The range of annual nitrogen loss was 0.4 to 4.8 kg/ha. At pine forest much higher nitrate concentrations (22 mg/l) were measured than at grass fallow. However, due to reduced deep seepage rates at the pine forest, the nitrogen loss was not higher than at the grass fallow. At these sites, nitrogen input was only a result of atmospheric deposition.

The effect of the investigated agricultural management treatments (integrated, ecological and low input) on the nitrate dynamics was small. The average annual nitrogen leaching ranged between 23.6 kg/ha for the integrated and 20.4 kg/ha for the ecological arable management treatments during the three-year period from 1996 to 1998. The ecological management treatment produced the lowest yields, but did not have a noticeably lower nitrogen leaching. Irrigation had a noticeable effect on yield and nitrogen intake, but the nitrogen leaching did not significantly differ from the ecological management treatment. However, the nitrate concentrations exceeded the 50 mg/l threshold value for drinking water at all management treatment sites.

Due to low deep seepage rates, nitrate surpluses of 15 to 25 kg/ha led to nitrate concentrations of about 100 mg/l, suggesting that seepage water nitrate concentrations < 50 mg/l are not realistic for sustainable agriculture practices on sandy and weak loamy arable sites in north-eastern Germany.

Acknowledgement

The authors thank Brigitte Krüger and Wilfried Höhn from the Research station Müncheberg and Dr. Angelika Wurbs from the Institute of Land Use Systems and Landscape Ecology for preparation of the management data from IMF Müncheberg and Worin sites.

References

- Eulenstein, F., Drechsler H. 1992. Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete. Dissertation am FB Agrarwiss. der G.-A- Universität Göttingen (Sammelband), pp. 269.
- Haas, G., Berg M., Köpke U. 1997. Grundwasserschonende Landnutzung. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau. Verlag Dr. Köster Berlin, pp. 156.
- Körschens, M. 1999. Gute fachliche Praxis bei der Versorgung der Böden mit organischer Substanz. Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. Bd 91, H 1, 63-66.
- Meissner, R. 1999. Stand und Entwicklung der Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland. 8. Lysimetertagung. Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft. BAL Gumpenstein vom 13. - 14. April 1999, 15-18.
- Schindler, U., Müller, L. 1998. Methods for the quantification of soil drainage rates in the north-east German lowlands. Proceedings of the 7th International Drainage Symposium, March 8-11, Orlando, Fl. 613-620.

Capillary rise in low moor soils

Kai Schwärzel, Gerd Wessolek, Heiner Stoffregen and Manfred Renger¹

1 Introduction

- A methodology to determine water flow in peat soils is presented.
- Results of capillary fluxes are shown.

2 Experimental Set-up

- Water balance and the soil hydraulic functions were determined by easy installable groundwater lysimeters.
- The lysimeters are installed under natural conditions (Bohl et al. 1996).
- By additionally providing the lysimeters with TDR-probes, automatic tensiometers and an automatic groundwater level control, lateral fluxes (the real evaporation and capillary water uptake) can be monitored and quantified for various groundwater levels (Fig.1).

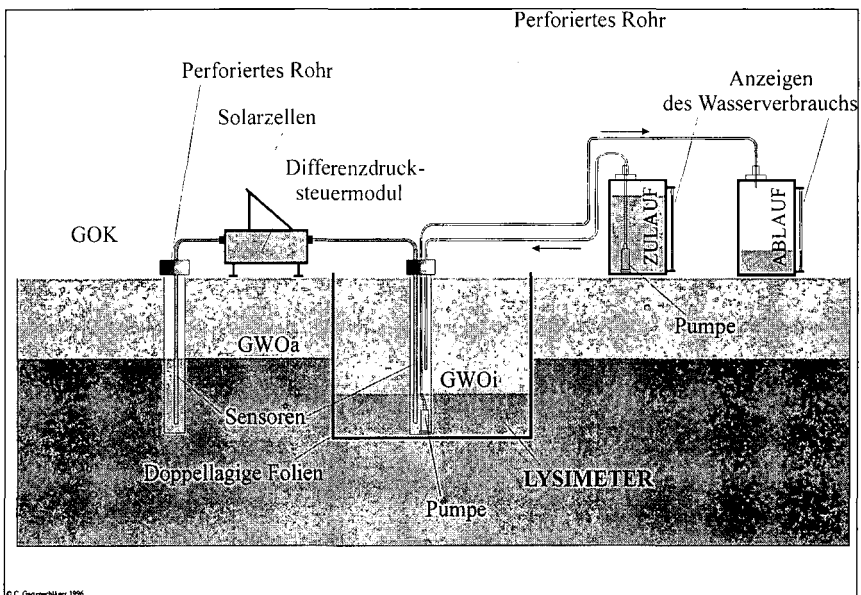


Figure 1: Schematic figure of the experimental setup in the field (TDR-probes and automatic tensiometers are not drawn)

Zulauf = intake with scale; Ablauf = drain with scale; Differenzdrucksteuermodule = System for measurement of pressure difference between lysimeter and reference state; GOK = soil surface; GWOa/ Oi = groundwater level outside/ inside

The groundwater level in the lysimeter and the reference groundwater stand pipe were automatically measured by a manometer system. A decline (caused by evaporation) or a rise (caused by rainfall) of the groundwater level in the lysimeter relative to the reference state was automatically equalized by pumps. The drain and intake of water and the change of water content in the unsaturated zone was balanced. There are two possibilities for the reference groundwater standpipe. First, the reference pipe is open at the bottom: The groundwater equalization between lysimeter and reference state is in relation to the groundwater level of the environment. Second, the reference groundwater standpipe is closed at the bottom. For this case it's possible to determine the water balance for different groundwater level.

¹ FG Standortkunde und Bodenschutz der TU Berlin; email: Kai.Schwaerzel@TU-Berlin.de

- A lysimeter without vegetation was used to measure the soil-hydraulic functions (hydraulic conductivity and water retention).
- Both were also determined in the lab for a higher range of water content and water suctions.
- Using the lab functions, the capillary rise was numerically calculated for multi-layer-profiles. The calculations are based on Richards-equation.

THE SITE

- Rhinluch (60 km of the northwest of Berlin)
- Eutrophic Histosol (Soil development stage „Erd-Niedermoor“ and “Mulg-Niedermoor”)
- The upper peat layers are strongly decomposed. The matrix is amorph.
- In the deeper layers dominated sedge (carex) and reed (phragmites) peat. The degree of decomposition decreases with the increase of depth.
- The underlying of the peat body are glaci-fluvial sediments (mostly fine sands) and partly limnic sediments (calcareous mud, detritus mud).
- Annual precipitation (1951-80): 526 mm
- Climatic water balance during the summer (1993-98): - 250 mm

RESULTS

The hydraulic conductivity for a strongly decomposed peat is shown in Figure 2. The lab and field data are consistent.

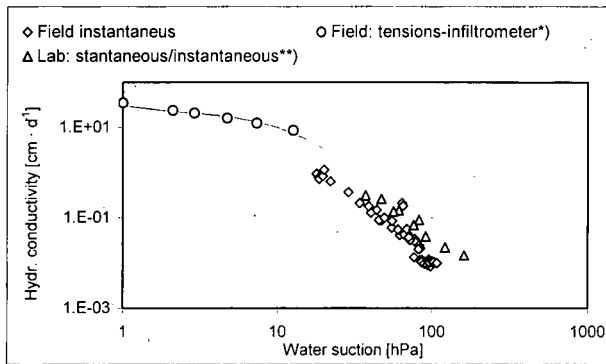


Figure 2: Hydraulic conductivity for a strongly decomposed peat layer (topsoil); field and lab results (*) Punzel et al. 1996; (**) Plagge 1991

The capillary rise from the groundwater to the underside of root zone was calculated using a numerical model at different boundary conditions for multi-layer-profiles. The relation between water suction and flow rate for different groundwater levels is presented in Figure 3. The flow rate is strongly dependent on water suctions at the underside of root zone and on groundwater depth. The flow rates increase at high water suctions at the underside of root zone, especially when shallow groundwater levels occur. Flow rates decrease with falling groundwater levels and is strongly reduced for groundwater level deeper than 60 cm. Consequently, the root zone dries up and the aeration of peat body increases.

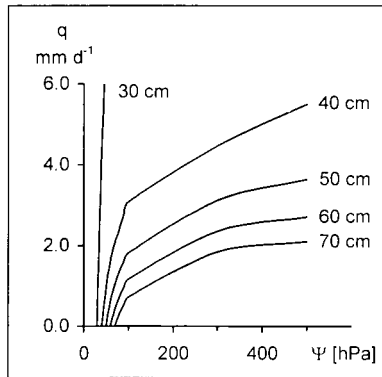


Figure 3: The calculated capillary rise and water suction at the underside of root zone for different depths of the groundwater level below the root zone; soil development stage: Erd-Niedermoor

Figure 4 presents the measured capillary uptake rates for different groundwater levels. Also potential evapotranspiration controls capillary flux from the groundwater. The highest values were reached whenever high evapotranspiration rates demand and water contents near saturation in the root zone occur. The field data show a relatively great variation, which is caused by the non-steady-state character of the flow below the root zone, since periods with low and high evapotranspiration alternate.

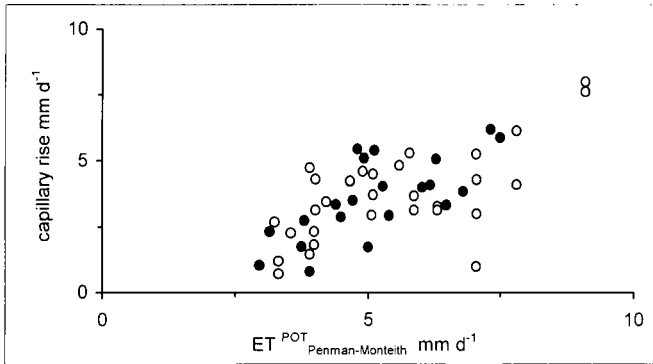


Figure 4: Capillary rise and potential evapotranspiration. Mean groundwater level at 25 cm (white) and at 45 cm (black). Mean values for 4 and 7 days.

An example of the measured and calculated water balance parameters for various groundwater levels is presented in table 1.

Table 1: Measured and calculated water balances parameters at different groundwater levels (59 days). Results of lysimeter measurement. Vegetation phalaris arundinacea.

Groundwater level	measured		calculated	
	ETI real	Capillary rise	ETI real	Capillary rise
20 cm	225	189	204	183
40 cm	226	163	211	105
60 cm	174	126	174	80

There are some deviations between calculated and measured water fluxes. Calculated capillary rise is underestimated in relation to the measured ones. This is caused by the uncertainties of the root zone thickness.

Additionally, many hydraulic functions for various peat substrates with different degrees of decomposition and various underlying substrates (detritus mud, calcic mud and fine sand layers) were measured in the lab. These functions were combined to site specific multi-layer profiles for which capillary fluxes were calculated.

Figure 5 demonstrates the effect of different substrate combination on capillary rise. Surprisingly, the influence is relatively small, great differences occur only in periods with high water suction in the root zone.

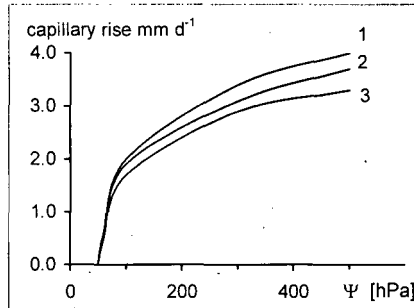


Figure 5: Influence of substrate type on the capillary uptake in low moor soils for various water suction at the underside of the root zone. Distance between the underside of the root zone and the water table = 50 cm (Soildevelopment stage: Erd-Niedermoor); 1 = peat over fine sand; 2 = peat over calcic mud; 3 = peat over detritus mud)

Summary

- The easy installable groundwater lysimeter permit a good estimation of water balance and hydraulic functions.
- The capillary flow rate in low moor soils is independent of the groundwater table when the groundwater level is higher than 60 cm below the soil surface.
- The capillary rise is dependent on evapotranspiration demand and rainfall.
- The influence of different underlying soil layers of capillary rise is relatively small.

Literature

Bohl, H., Facklam, M., Marschall, S. & Renger, M.: Methodik zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten unter Verwendung einfach zu installierender Grundwasserlysimeter und TDR. Z. f. Kulturtechnik 37 (1996)

Plagge, R.: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation TU-Berlin (1991)

Punzel, J., Plagge, R. & Renger, M.: Entwicklung eines aufschlusslosen Sondenverfahrens für den Feldeinsatz, zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit im gesättigten und angrenzenden ungesättigten Bereich. DFG-Abschlussbericht (1995)

We thank the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) for financial support.

Symposium 3:

**Evaluation of Soils and Land Management and Associated Risks within Landscapes -
How can we transfer important point information to larger scales (first
and second order catchments)?**

Temporal Variation of Hydraulic Properties in the Ap-Horizon of a Cultivated Loess Soil

Horst H. Gerke¹

Introduction

While spatial variability has recently received a lot of attention, the temporal variation of soil physical properties is mostly assumed to be negligible. However, soil pore volume, pore size distribution, and pore structure and connectivity are obviously changing throughout the season. Temporal variation can be expected not only in swelling soils but also as a result of soil cultivation, soil organisms activities, and plant root systems the development, especially within the plough layer. The objective of this work was to experimentally determine the temporal variations of soil hydraulic properties and to analyze correlations with cultivation measures and crop development for later improvement of water flow and solute transport models.

Material and Methods

Undisturbed soil samples of 250 cm³ volume were collected from 1 – 6 cm, 8 – 13 cm, and 15 – 20 cm depths of the Ap-horizon of a loess soil at five different times during a one-year period. The cores were taken randomly from 240 regular grid-cells at a 7 m x 7 m area in 5 - 15 replicates. Sampling times were during cultivation of sugar beets, after tillage and seed bed preparation, and during winter wheat. Desorption water retention was measured using standard plate apparatus in the low suction range and pressure chambers in the range between 0.1 and 1.5 MPa. The unsaturated hydraulic conductivity was determined using the throughflow method at 30, 50, and 70 cm of applied suction. Data were fitted to the van Genuchten/Mualem hydraulic functions.

Results and Discussion

The results show, that porosity increased not only after tillage but also in the spring during the growth of winter wheat crop. After tillage, the pore size distribution (here retention functions in Fig. 1) showed reduced proportions of fine pores, while the medium-size pores increased during winter wheat growth. During the one-year period, hydraulic conductivity values (Fig. 2) were differing more than one order of magnitude. Changes in the shape of the hydraulic conductivity function near saturation are reflecting effects of soil structure destruction by tillage and structure re-establishment following root system development.

Conclusions

Temporal changes of soil hydraulic properties of a loess soil were found also for the range of capillary pore-sizes. The increase in unsaturated hydraulic conductivity and capillary water retention during spring indicates the importance of soil biological activities for variations in physical properties. Whether short-distance spatial variability even at this relatively homogeneous loess soil may have affected the results requires further investigations. The retention data in the range of large capillary pores could not well be explained by uni-modal hydraulic functions although overcapillary macropores were excluded. The temporal variation of soil hydraulic properties may affect calculations of water flow and solute transport in cultivated soils.

¹ Department of Soil Landscape Research, Center for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Müncheberg, Eberswalder Strasse 84, D-15374 Müncheberg, Germany (hgerke@zalf.de)

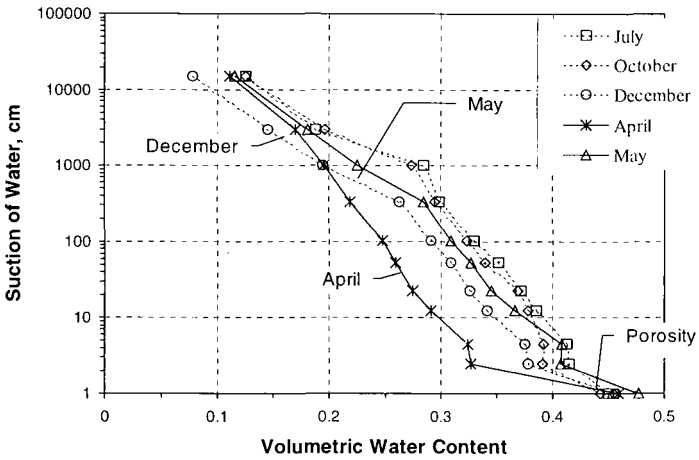


Figure 1: Average soil water retention of the Ap-horizon of a Loess-soil at 5 times during a one-year period.

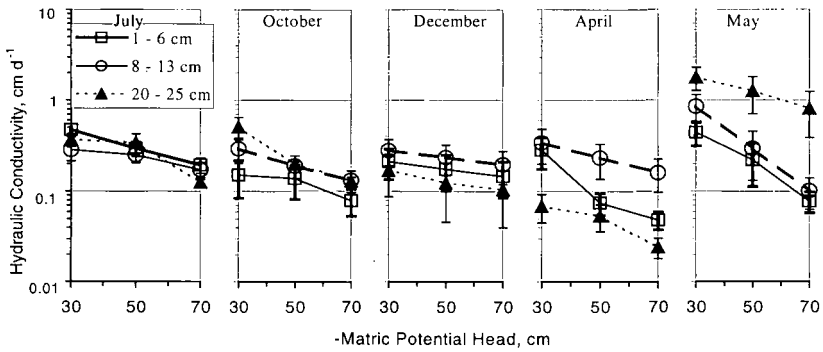


Figure 2: Unsaturated hydraulic conductivity at 3 applied suctions of the Ap-horizon of a Loess-soil at 5 times during a one-year period. Symbols represent the mean and error bars the error of the mean ($s/n^{0.5}$).

Landnutzungsplanung auf verschiedenen Skalenebenen - Erfahrungen mit dem SOTER-Ansatz in Westafrika

L. Herrmann, F. Graef, U. Weller, M. Igue und K. Stahr

Landnutzungsplanung als Aufgabe in Westafrika

In vielen Ländern Westafrikas liegt das Bevölkerungswachstum bei ca. 3 % pro Jahr. Der ständig wachsenden Bevölkerung stehen beschränkte Flächenressourcen zur Verfügung. Dies betrifft insbesondere die Sahelstaaten mit großen Flächenanteilen an Wüste und Halbwüste und die Küstenregionen Westafrikas mit den höchsten Bevölkerungsdichten (Herrmann et al. 2000) und dem ständigen Flächenbedarf der wachsenden urbanen Zentren.

Mittlerweile sind die in diesen Regionen überwiegend subsistenzorientierten Anbausysteme an ihre Grenzen gelangt. Notwendige Brachezeiten für die Regeneration der landwirtschaftlichen Flächen können nicht mehr eingehalten werden und es werden Grenzstandorte für unangepasste Nutzungen herangezogen (Wezel & Graef 2000). Auf der anderen Seite stehen aufgrund mangelnder Infrastruktur aber kaum Betriebsmittel (z.B. Dünger) zur Verfügung oder sie sind nicht bezahlbar.

In dieser Situation ist es wichtig, die Potentiale der zur Verfügung stehenden Flächen optimal zu nutzen. Für eine sinnvolle Landnutzungsplanung ist ein gute Datenbasis die Voraussetzung. Zur Entwicklung einer solchen Datenbasis müssen effektive Kartiertechniken eingesetzt werden, da schnelle Ergebnisse gefordert sind. Ein Ansatz (SOTER: Global and national soils and terrain digital databases) zu Kartierung und Aufbau der Datenstruktur wurde am International Soil and Reference Information Centre (ISRIC) auf Anregung und mit Unterstützung von UN-Institutionen entwickelt (van Engelen 1993). Mittlerweile liegen SOTER-basierte Karten für mehrere Regionen der Erde vor. Ebenso sind Datenbankstrukturen und Auswertprogramme bei ISRIC abrufbar. Erfahrungen mit diesem Ansatz in Westafrika sollen im Folgenden vorgestellt werden.

Der SOTER-Ansatz

SOTER ist ein Kunstwort und setzt sich aus den Anfangsbuchstaben der englischen Wörter SOIL und TERrain zusammen, die die zentralen Begriffe des Ansatzes widerspiegeln. Der Ansatz wurde für eine Anwendung bei der Auflösung 1 : 1.000.000 entwickelt. Er ist hierarchisch gegliedert, wobei die Kartierung von Landschaftseinheiten die Geometrieinformationen liefert und Bodenprofile die Punktinformationen, auf denen die Landeignungsbewertung durchgeführt werden kann. Sinnvollerweise werden die geometrischen Informationen in ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingegeben und die punktbezogenen Bodendaten in eine Datenbank (DBMS). Durch Interaktion dieser beiden Komponenten unter Einführung von Bewertungsalgorithmen können Landbewertungskarten entwickelt werden.

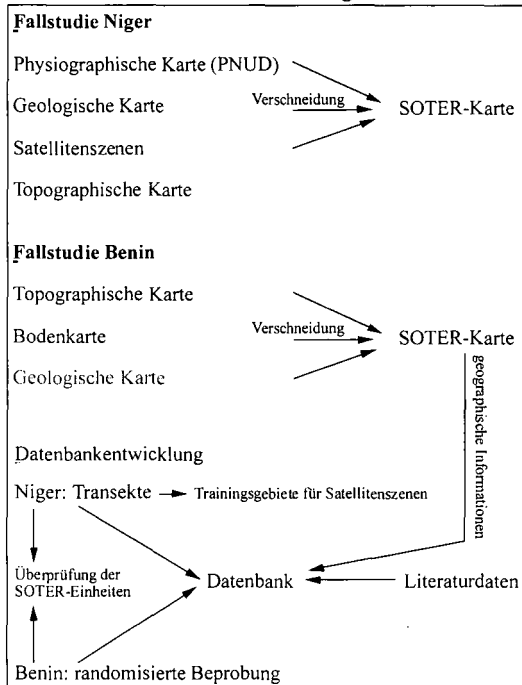
Nach dem originären Ansatz (van Engelen 1993) stellt die oberste hierarchische Ebene die Terrain Unit (TU) dar. Sie wird aufgrund von Physiographie und Lithologie ausgesondert. Eine TU kann eine oder mehrere Terrain Components (TC) enthalten. TCs werden durch die Oberflächenform, Hangneigung, Mikrorelief und Textur des Ausgangsgesteins bestimmt. Auf dieser Ebene werden nicht nur die Geometrieinformationen erhoben, sondern auch die Eigenschaften (z.B. Hangneigung) quantitativ erfaßt und in das DBMS eingegeben. TCs können eine oder mehrere Soil Components (SC) enthalten, die jeweils durch ein Referenzprofil gekennzeichnet werden.

Die praktische Anwendung in Niger und Benin

Die Ableitung der TUs und TCs geschieht in erster Näherung durch die Verschneidung bereits

vorliegender Karten und Informationen (Luft-/Satellitenbilder). Dabei muß insbesondere in Entwicklungsländern davon ausgegangen werden, daß die Menge und Qualität vorhandener Materialien sehr unterschiedlich ist. So beruhte die Entwicklung der Konzeptkarten im semiariden Südwestniger auf einer bereits existierenden physiographischen und der geologischen Karte und sehr wesentlich auf Landsat TM Satellitenszenen (Abb. 1). Letztere waren nicht nur essentielles Hilfsmittel für die Ableitung der Geometrieinformationen, sondern unterstützten auch die Auswahl der Kartiertransekte. Topographische Karten spielten eine untergeordnete Rolle. Aufgrund der anderen naturräumlichen Ausstattung mit höherer Vegetationsbedeckung im subhumiden Südbenin, war der Einsatz von Fernerkundungsdaten hier nicht möglich, sondern topographische, geologische und Bodenkarten kamen zum Einsatz. Zur Bodendatenerhebung wurde eine randomisierte Beprobung gewählt. Im Grundgebirge Zentralbenins kamen wiederum Transektkartierungen zum Einsatz.

Abbildung 1: Schematischer Ansatz zur Entwicklung der SOTER-Karten in Westafrika



Da für kleine Staaten wie Benin eine Auflösung von 1 : 1.000.000, wie im originären SOTER-Ansatz vorgesehen, wenig Sinn macht, wurde eine Auflösung von 1 : 200.000 angestrebt. Dies erscheint unter dem Aspekt der Landbewertung und Landnutzungsplanung auch für zukünftige nationale Anwendungen sinnvoll. Denn nur wenige Flächenstaaten verfügen über Verwaltungsstrukturen, die einen Maßstab von 1 : 1.000.000 sinnvoll erscheinen lassen. Zudem sollten die ausgewiesenen Landschaftseinheiten eine relative Homogenität hinsichtlich bewirtschaftungsrelevanter Parameter (z.B. Hangneigung) zeigen, um für Bewertungsverfahren sinnvoll nutzbar zu sein. Dies wird mit sinkender Kartenauflösung immer unwahrscheinlicher.

Die Arbeiten in Südbenin zeigten schon sehr früh, daß Änderungen in der SOTER-Datenstruktur vorgenommen werden müssen, wenn Landbewertung und Landnutzungsplanungen das Ziel sind. Daher schlugen Weller und Stahr (1995) eine Erweiterung vor. Sie führten zur Beschreibung der

SCs ein Profile Set (PS) ein. Dadurch können SCs durch beliebig viele Bodenprofile beschrieben und insbesondere auch Literaturdaten mit in die Auswertung einbezogen werden. Vergleicht man die Kriterien, die in den verschiedenen Arbeitsgebieten für die Ausweisung der SOTER-Einheiten genutzt wurden, so bietet sich folgendes Bild (Tabelle 1).

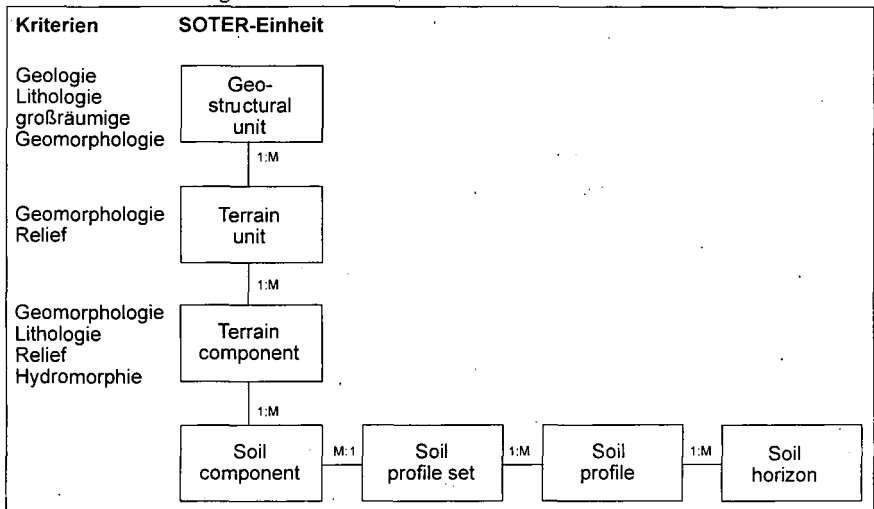
Tabelle 1: Kriterien für die Ausweisung von SOTER-Karteneinheiten in drei Regionen Westafrikas

	Südbenin	Zentralbenin	Südwestniger
Terrain Unit	Oberflächenform	Oberflächenform	Oberflächenform, Hangneigung
Terrain Component	Oberflächenform, Hydromorphie, Geologie, Hangneigung, Lithologie	Lithologie	Hangneigung, Oberflächenform, Lithologie, Geologie, Hydromorphie

Die Oberflächenform ist auf TU-Niveau entscheidend, nur in Südwestniger kommt Hangneigung als zusätzliches Kriterium hinzu. Im Gegensatz dazu divergieren die Ansätze auf dem TC-Niveau. Während in Zentralbenin die Lithologie das einzige Kriterium ist, ist wiederum die Oberflächenform in Südbenin entscheidend und die Hangneigung in Südwestniger. Dies zeigt, daß die Anzahl der verwendeten Kriterien limitiert ist, daß aber insbesondere in Abhängigkeit von der realen Geländebeschaffenheit individuelle Lösungen angestrebt werden müssen.

Dies wirft die Frage auf, wie die SOTER-Struktur für Westafrika aufgebaut sein sollte, wenn eine flächendeckende, länderübergreifende und konsistente Anwendung angestrebt wird. Wir schlagen auf der Basis unserer Erfahrung in Niger und Benin daher folgende Struktur vor (Abb. 2):

Abbildung 2: Erweiterte SOTER-Struktur für den Einsatz in Westafrika



Dieser Ansatz beinhaltet die Einführung einer weiteren hierarchischen Ebene (Geostructural Unit), wie sie schon für eine sinnvolle Legendengestaltung in Südwestniger notwendig war (Graef 1999), die Beschränkung auf eine überschaubare Anzahl von Kriterien für die Ausweisung der Karteneinheiten und die Einführung des schon von Weller und Stahr (1995) vorgeschlagenen Profile Sets.

Bewertung

Der SOTER-Ansatz hat sich als ein Werkzeug für Landbewertung und Landnutzungsplanungen in Westafrika bewährt. Für einen konsistenten regionalen Einsatz sind aber Veränderungen an der Struktur notwendig. Auch für SOTER gilt, daß die Einsetzbarkeit mit der zugrundeliegenden Datenmenge und -qualität steigt. Ein großer Vorteil der SOTER-Datenstruktur ist die immanente Möglichkeit des Skalenwechsels. Weitere Vorteile sind die inzwischen größere Anzahl von vorliegenden Studien und die Verfügbarkeit grundlegender Programmlösungen. Eine Reihe eigener Anwendungen sind im Internet unter www.uni-hohenheim.de/~atlas308 einsehbar.

Medien

F. Graef (1999): Evaluation of agricultural potentials in semi-arid SW-Niger - A soil and terrain (NiSOTER) study. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 54. 217p.

Herrmann, L., K. Vennemann, K. Stahr, M. von Oppen (2000): Atlas of natural and agronomic resources in Niger and Benin. www.uni-hohenheim.de/~atlas308 oder als CD im Eigenverlag.

Van Engelen, V. (1993): Global and national soils and terrain digital databases (SOTER). Procedures manual. ISRIC. Wageningen.

Weller, U., K. Stahr (1995): Eine Standortskarte für Südbenin – Erfassung von Geländeeigenschaften und Bodenparametern. Mittlg. Dt. Bodenkundl. Ges. 76: 1221-1224.

Wetzel, A., F. Graef (2000): Recommendations for fallow vegetation management in south-west Niger. in: Herrmann et al. (eds.) Atlas of natural and agronomic resources in Niger and Benin. www.uni-hohenheim.de/~atlas308.

Rooting and available water capacity of soils as regulators of ecological soil functions

Stephan Sauer & Tamás Harrach

1 Introduction

In middle europe the great variability of the root distribution within the rooting zone of agricultural soils is mainly based on different physical properties of soil. This causes a similar great range of the available water capacity, which regulates several soil functions such as the production function, the regulation function or the biotope function.

2 Areas under investigation

The experiments of different research projects all took place on sample areas, which were integrated in conventional managed farmland. Most of the results were obtained in the northern part of Hessen, hill country near **Bad Wildungen**, with an average annual rainfall of 640 mm and an average annual temperature of 8.1 °C. The second area **Erda** is located near Giessen with an average annual rainfall of 740 mm and an average annual temperature of 7.5 °C. Both areas are lying at the eastern part of the Rhenish Massiv on an average altitude of 300 m. The dominating rocks are slate, greywacke and chert in Erda as well as limestone, slate and sandstone in Bad Wildungen. Parent material of the soils are periglacial slope deposits with different portions of loess. Typical soils are regosols, rendzic leptosols and cambisols as well as calcic luvisols and cumulic anthrosols.

2 The available water capacity of the root room regulates soil functions

2.1 Production function

Both on grassland (fig. 1) and on arable land there is a close relation between the dry matter yield and the available water capacity in the root room (awc_r). The reason for a low yield is insufficient available soil water, an awc_r of more than 250 mm doesn't cause increasing yields. On grassland an unfertilized site shows a low yield inspite of a high awc_r . On a gleysol additional water (capillary rise) led to a higher yield in the dry summer 1993.

The awc_r depends on the rooting of a soil. Thus the root length has also an distinguished influence on the dry matter yield (fig. 2). Again the unfertilized site with only one cut shows a low yield inspite of a root length of almost 8 km/m².

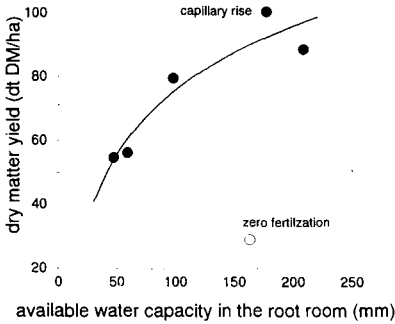


Figure 1: Yield and available water capacity of six grassland sites in Bad Wildungen (data: SAUER 1996)

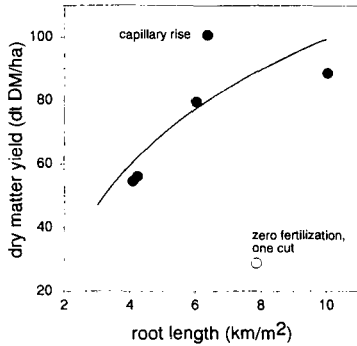


Figure 2: Dry matter yield and root length of six grassland sites in Bad Wildungen (data: SAUER 1996)

2.2 Regulation function

Examples for the soil function of regulation are the formation of groundwater and the retention of nitrate, which both are closely connected with the awc_r . The lower the awc_r , the higher the percolation and thus the formation of groundwater (fig. 3). On arable land the reason for two exceptions with a very high amount of percolation water is additive water (slope water). A low awc_r indicates high amounts of percolation water and thus rises the danger of nitrogen leaching (fig. 4). On arable land we realize a close relation between the percolation and nitrogen leaching: The higher the percolation, the higher the N-leaching. On grassland the N-leaching is less than 4 kg. The intensity of grassland management with fertilization rates of 100 to 200 $kg\ N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ and only cut grass swards doesn't show any effect on the concentration of nitrogen in soil water.

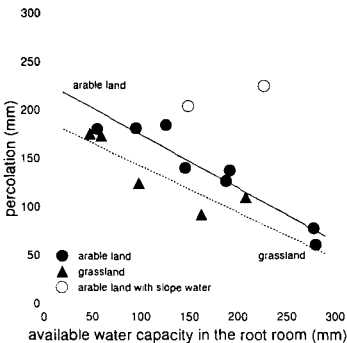


Figure 3: Percolation and available water capacity of grassland and arable land during winter 1992/93 (data: SAUER & PETER 1997)

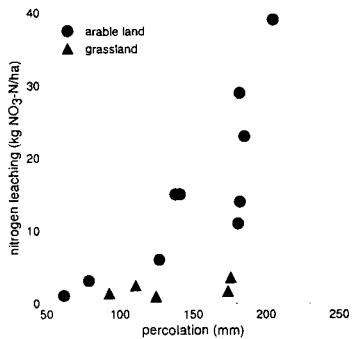


Figure 4: Nitrogen leaching and percolation on grassland and arable land during winter 1992/1993 (data: SAUER & PETER 1997)

2.3 Biotope function

The awc_r also influences the species diversity. An example are the weed communities of annual fallows (SAUER et al.1992). About 90 vegetational uptakes were assessed referring to KAULE (1991), who used nine levels to describe species protection. Important characteristics of the highest level of nine are complete and rare weed communities as well as the presence of site adapted and rare plants. These weed communities are extremely worth protecting, while communities assessed with two or three are typical for intensively managed arable land. It is evident, that weed communities, which are of vital importance for species protection and diversity (high values), grow more frequent on soils with an awc_r of less than 90 mm than on soils with a middle or high and very high awc_r (fig. 6).

2.4 Summary

Fig. 6 abstracts the influence of the awc_r on several soil functions respectively soil potentials: The higher the awc_r , the higher the yield potential, the lower the percolation and the nitrogen leaching and thus the higher the retention of nitrate and last but not least the lower the species diversity.

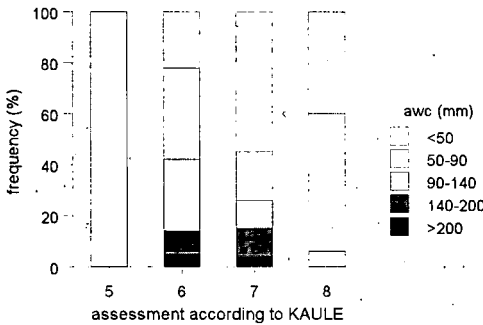


Figure 5: Assessment of annual fallows for species protection depending on the available water capacity in the rooting zone (SAUER et al. 1992)

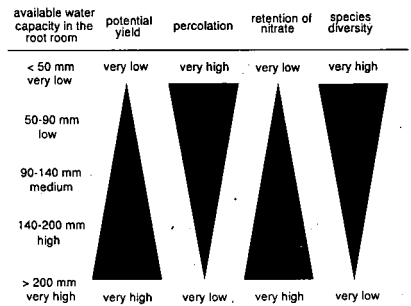


Figure 6: Influence of the available water capacity on several soil functions

3 Regionalization of the available water capacity

The following flow chart (fig. 7) demonstrates our strategy to regionalize the available water capacity in the rootroom. Primarily we need some point information concerning the depth of the rootroom respectively the depth of the effective rootroom (RENGER & STREBEL 1982). The rooting depth can be estimated in soil profiles and measured with the profile wall method (BÖHM 1979). The effective rootroom is not assessable, although there are a lot of tables, which derive the effective rootroom from the soil texture (e.g. AG BODEN 1994). In addition to the conventional soil mapping we use various methods of bioindication to upscale the available water capacity in the rootroom, such as plant appraisal (before harvest), automated yield mapping by combines and remote sensing (e.g. airborne remote sensing).

A german speciality is the german soil appraisal (Bodenschätzung), which was carried out since 1934 by officially appointed land evaluators according to a relatively simple evaluation scheme. The result is a soil number (a value between 7 and 100), which is typically for a delimited area and available for the agricultural area germany-wide. On arable land we find a good relation between this soil number and the awc_r (PETER et al. 1999). Thus we can use the soil number and the appendant area to regionalize the derived awc_r (SAUER 1999).

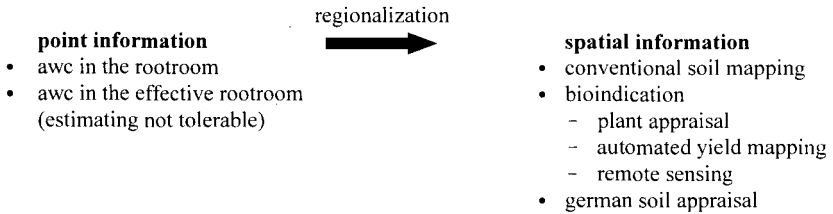


Figure 7: Regionalization of the available water capacity in the rootroom

4 Conclusion

The rootability and the available water capacity in the rootroom regulate several soil functions. Thus the regionalization of the available water capacity in the rootroom enables us to derive maps of different soil functions as basis for land use concepts. The declaration of areas of priority for nature protection, agricultural use or water and soil protection is possible.

5 Literature

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover.
- BÖHM, W. (1979): Methods of studying root systems (ecological studies vol. 33). Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York u. Tokyo.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- PETER, M., S. SAUER & S. SIEBERT (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, 62-68.
- RENGER, M. & O. STREBEL (1982): Beregnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen in Niedersachsen. Geol. Jb. Reihe F, H. 13, Bundesanstalt f. Geowiss. U. Rohstoffe, Hannover.
- SAUER, S. (1999): Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 91, 1076-1079.
- SAUER, S., U. STEINRÜCKEN & T. HARRACH (1992): Die Bewertung stillgelegter und genutzter Ackerflächen für Belange des Naturschutzes im Lahn-Dill-Bergland. Verh. Ges. f. Ökologie 21, 447-451.
- SAUER, S. & M. PETER (1997): Einfluß von Standorteigenschaften und Nutzung auf den Stickstoffaustrag landwirtschaftlich genutzter Böden in einer Mittelgebirgslandschaft Nordhessens, in: Felix-Henningsen, P. & H.-R. Wegener (Hrsg.): Festschrift für Prof. Dr. Tamás Harrach zum 60. Geburtstag am 23. Juni 1997, Boden und Landschaft Bd. 17, 103-120.

Use of EROSION-3D for a farm in the unconsolidated rock region of Brandenburg

von DETLEF DEUMLICH & LIDIA VÖLKER*

INTRODUCTION:

Several soil erosion and diffuse pollution models have been modified and combined with GIS software during the past decade to take advantage of these new capabilities. The GIS is used to compile and organise the input data and to visualise the results of models. EROSION-3D, a process-oriented GIS-connected model developed by J. SCHMIDT et al. (1996) in Saxony, was chosen out to simulate the effects of different management practices on the sediment yields and to predict the erosion effects for a farm in the unconsolidated rock region in the Uckermark (north-eastern part of the Federal State Brandenburg, Germany).

The model was developed with the intention:

- be easy to use with as few input parameters as possible
- be compatible to existing GIS
- be based predominantly on physical principles
- operate on an event basis
- give valid results without calibration for each specific application

The basic assumption is that the erosive impact of raindrops and overland flow is proportional to the inherent momentum flux exerted by the flow and the falling drops. Detachment of particles occurs when the effects of both types of erosion exceed the soil specific resistance to erosion (Schmidt 1998, Schmidt et al. 1999).

MATERIALS AND METHODS:

EROSION-3D offers the possibility to compute results for an entire watershed based on regular grids. EROSION-3D was applied on slopes of more than 1500 km² in Saxony (solid rock region). Currently, the system was tested near PRENZLAU in Brandenburg for site conditions in an unconsolidated rock region with many glacial ponds (kettles with internal drainage areas).

* Center for Agricultural Landscape and Land Use Research Müncheberg (ZALF) e.V.; Eberswalder Str. 84; D-15374 Müncheberg Tel.: +49 33432 82329, Fax: +49 33432 82280 e-mail: ddeumlich@zalf.de

The model was used to analyse erosion within watersheds and to calculate the effects of different erosion prevention measures. Scenarios can be presented for on- and offsite effects of different management combinations on matter transport. Output-parameters are:

Related to the watershed (E3D) or the slope (E2D)	Related to the cross-section of a selected grid element (E3D) or the slope element (E2D)
<ul style="list-style-type: none"> • Rate of erosion per unit area or width • Rate of deposition per unit area or width • Net erosion rate per unit area or width 	<ul style="list-style-type: none"> • Runoff • Sediment discharge • Sediment concentration • Clay-, silt-, sand –fractions of the transported sediment

Characteristics of the investigated watershed and farm:

Size of the investigated watershed : 3760 ha

Size of the farm: ~ 2000 ha

Length N → S: 7,1 km

Width W → E: 5,5 km

Soil types: Histosols, Luvisols and Stagnosols on loamy glacial materials

Slope steepness association group: flat with moderately inclined sections

Rainfall factor in the region: 47 N/h/y

Precipitation depth: 497 mm/y

A conventional tillage with ploughing and a conservation tillage scenario with surface mulch in some crops were studied for the whole farm area to compare the onsite effects (neterosion in the grids) and the offsite effects (the sediment yield at the watershed outlet) in May and August. The same rain erosivity for the simulated events was used. As example a 20-year-frequency rainstorm with an erosivity of 45 N/h/y was selected. The vegetation in 1999 and a digital elevation model (DEM25) is based.

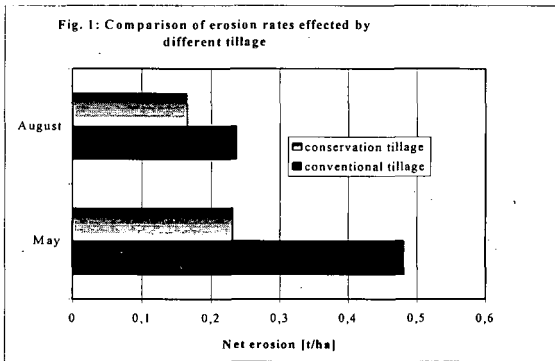
RESULTS:

The following assumption was used to generate the result only for the sediment input from the farm area: All areas outside were given the same value as that of grass. This assumption partially reduces the total sediment transport at the watershed outlet. This explains why the data were used directly at the point where the small river flows out of the farm area.

Conservation tillage practices have a positive effect on the environment compared with conventional tillage. Sediment transport by erosion may be reduced to a much greater extent in

early (May) than in later crop stages, or when residues are mixed in the upper few centimeters of topsoil as in post-harvest conditions (August) (Fig. 1). Figure 2 and 3 shows the distributed net erosion rate for the whole farm area. The so called "Thalwege" (pathways with concentrated flow) and the fields with a lower ground cover by plants shows beside the higher inclined regions greater erosion rates. Protection measures are to orient at first in this special regions. A change of crops, the integration of under seeds or mulch and grassed waterways with possible barriers can better the situation and resulting they reduce the erosion rate at the field and the sediment yield at the watershed outlet.

For good simulation results it is important to work out high quality model input data (soil



parameters, DEM (depending from the resolution of official DEMs)). Information sources now include soil maps of different scales and with various profile data. In addition, the different resolution of the grid influences the results. The best results found were provided from small scale

calculations, on grids of 10 by 10 m² to 25 by 25 m².

CONCLUSIONS:

E3D is also applicable for heterogeneous sites in the young moraine region. It gives realistic simulation results. Further validation of the model on slopes and in the entire watershed is necessary. For it a system of nested erosion measurements in the investigated region is installed. The calculated portion of clay and silt allows further estimation of particle bound materials like phosphorus or pesticides.

References:

Schmidt, J.; M. von Werner; A. Michael (1996) : EROSION 2D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächs. Landesanstalt f. Landw., Dresden
Schmidt, J. (1998): Erosion 2D/3D. Wiener Mitteilungen, Wasser-Abwasser-Gewässer, Wien, Band 151, p. 3-11
Schmidt, J., v. Werner, M. Michael, A. (1999): Application of the EROSION 3D model to the CATSOP watershed, The Netherlands. Catena 37, p. 449- 456

Fig. 2

Results for net erosion (May)

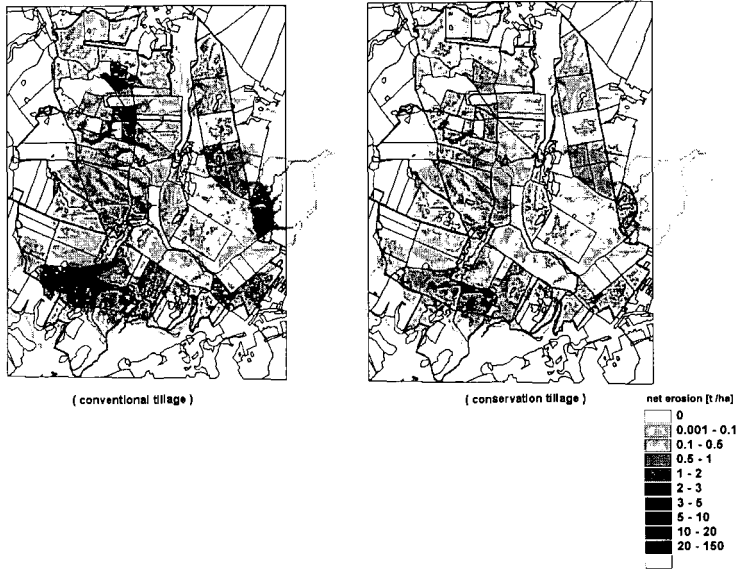
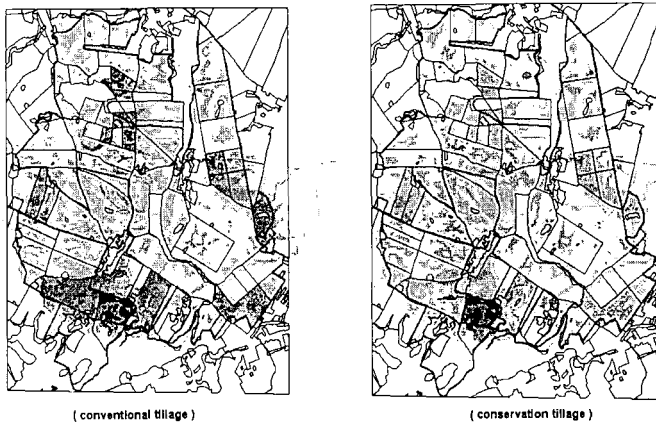


Fig.3

Results for net erosion (August)



Acknowledgement:

I would like to express my gratitude to Prof. J. Schmidt and Dr. M. v. Werner for providing the model

Chloride and Dye Tracer Transport in a Differently Tilled Heavy Clay Soil

S. Koszinski¹⁾, V. Quisenberry²⁾, H. Rogasik¹⁾, O. Wendroth¹⁾ and K. Seidel¹⁾

Introduction

Field scale water flow is influenced by soil structure, initial soil water content and rainfall rate. Soil small scale variability further complicates the description of flow and transport processes. To evaluate and predict transport and flow-relevant features and properties, their spatial structure of variance has to be explored for interpolation and extrapolation in modeling at different scales. Our aim was to quantify effects of tillage and surface induced changes in flow patterns and to describe the influence of different tracer application mode on flow patterns in a differently tilled well structured heavy clay soil.

Site and Soil

The study was conducted at a long-term set-aside grass field in the River Oder-Basin (Golzow, East Brandenburg, Germany). The soil surface was bare for about two years. The Gley soil has floodplain dynamics (FAO-classification: Eutric Fluvisol; US Soil Taxonomy: Fluvent Entisol). Holocene sediments (composite angular blocky, strongly structured clay down to about 40 cm soil depth and sand) cover the parent material (Weichselian boulder till). Chloride background was 12.5 ppm for the 0-10 cm soil depth, 20 ppm for 10-40 cm soil depth and 15 ppm in the underlying sand.

Soil textural properties for the Golzow site

Soil depth [cm]	Sand [g/100g]	Silt [g/100g]	Clay [g/100g]	Bulk density [g/cm ³]	Total Carbon content [g/100g]	Soil textural classes German / USDA Classification	
surface	28.6	23.6	47.8	1.35	3.2	TI ¹⁾	Clay
5	20.1	23.1	56.8	1.35	3.2	TI ¹⁾	Clay
12	20.4	21.4	58.2	1.45	3.2	TI ¹⁾	Clay
20	20.5	21.1	58.4	1.52	3.2	TI ¹⁾	Clay
33	8.6	23.9	67.5	1.52	3.0	TI ¹⁾	Clay
42	67.4	17.4	15.2	1.63	0.7	SI4 ²⁾	Sandy loam
50	87.1	11.4	1.5	1.66	0.5	Su2 ³⁾	Sand
60	95.3	4.7	0	1.66	0	Ss ⁴⁾	Sand

¹⁾ loamy clay ²⁾ strongly loamy sand ³⁾ weakly silty sand ⁴⁾ pure sand

Tracer application, soil preparation and soil sampling

A tracer of KCl and Brilliant Blue (Flury et al., 1994) tagged water (60 mol m⁻³ and 4 kg m⁻³, respectively) was used on three different plots: i) two sprinkled plots (undisturbed and disturbed soil surface) and ii) one flooded plot.

In 1996 two plots were differently „tilled“: an „undisturbed“ plot without any treatments (except few plants were cut carefully at the surface), and a „disturbed“ plot with a manually simulated seedbed with crumbled aggregates (2 cm size maximum) down to 8 cm soil depth were

¹⁾ ZALF, Institute for Soil Landscape Research, Eberswalder Str. 84, 15 374 Muencheberg, Germany, corresponding author: skoszinski@zalf.de

²⁾ Clemson University, Dept. Of Crop and Environmental Science, Soils and Land Resources Faculty, South Carolina, USA

selected. The soil in the latter case was removed by hand and a vacuum cleaner, homogenized and refilled with a horizontally leveled surface. The size of these plots was the same as the rainfall applicator with 1.2 x 1.2 m². The tracer was spread out by 144 syringe needles with an application rate of 14.4 mm h⁻¹ for 2 hours. No ponding was observed during the irrigation. In 1997 a third plot was „flooded“ with 25 L of solution within a plastic ring of 0.75 m² and 10 cm height. The solution infiltrated completely into the soil within 11 minutes resulting in an application rate of 185 mm h⁻¹. The distance between the sampling plate and the soil surface provided an image of the microrelief.

Soil sampling started about 18 hours after the end of irrigation on each of the plots. Samples for soil texture, bulk density and initial soil water content were taken close to the plots before irrigation.

A metal plate with 144 holes on a 12 x 12 grid with a 3 cm - sampling distance was placed in the center of each plot. Metal sticks vertically aligned the sampling plate to prevent horizontal shift of sampling positions with increasing sampling depth. Soil cores of 1 cm diameter and 1 cm height were sampled at all 144 positions in different soil depths for analyzing Chloride concentration on each point. The observed dye patterns were described qualitatively.

Data analysis

First, data were analyzed by basic statistics: average, standard deviation and coefficient of variation. The recovery rate was determined as the percentage of the recovered Chloride (calculated as the sum of Chloride for volume cells vertically beneath each sampling point, considering average bulk density of respective sampling layers) of the applied total amount of Chloride per sampling area (9000 mg).

To determine the „uniformity“ of flow patterns, the cumulative fraction of Chloride (measured at each sampling point per depth, ranked in descending order) was plotted as function of the fraction of sampling points (Quisenberry et al., 1994).

For geostatistical analysis, frequency distributions and semivariograms were calculated and classes of spatial variability were defined according to Cambardella et al. (1994).

Results and discussion

Chloride (Cl⁻) distributions within the differently treated plots reflected spatially varying patterns of flow paths through the soil. In all plots, except the 3 cm-soil depth of the disturbed, the coefficient of variation was >20%. Whereas the total amount of Cl⁻ in both undisturbed plots (sprinkled and flooded) was nearly similar throughout the profile, the coefficient of variation was smaller in the flooded plot.

The lowest recovery of Cl⁻ occurred in the undisturbed sprinkled plot (47% recovery rate versus 62 and 84% for the undisturbed flooded and disturbed sprinkled plot, respectively).

The dye was recognized only at the 3cm-soil depth and in few places down to 20cm-soil depth in the disturbed plot. In the undisturbed plots dye was present in all depths sampled, but the stained area was low in the sprinkled plot. Most dye was related to visible macropores, fissures and cracks. Dye-stained places were often related to highest Cl⁻ concentrations, but significant amounts of Cl⁻ were also found in zones not stained. In the flooded plot nearly all features of soil structure were stained in all soil depths and a lot of dye was observed in the sand layer.

Dye and Chloride distributions indicated that ponding led to a more “uniform” flow than sprinkling. In the flooded plot, more than 58% of the area contributed to 90% of the Cl⁻ in all depths. A homogeneous Cl⁻ distribution is manifested in the first two layers of the sprinkled undisturbed and the 3cm-soil depth of the disturbed plot, where 90% of the area contained 90% of Cl⁻. In the same plot, Cl⁻ was distributed heterogeneously at 32 cm depth, with only 28% of the area contributing to 90% of the Cl⁻ (Fig. 1).

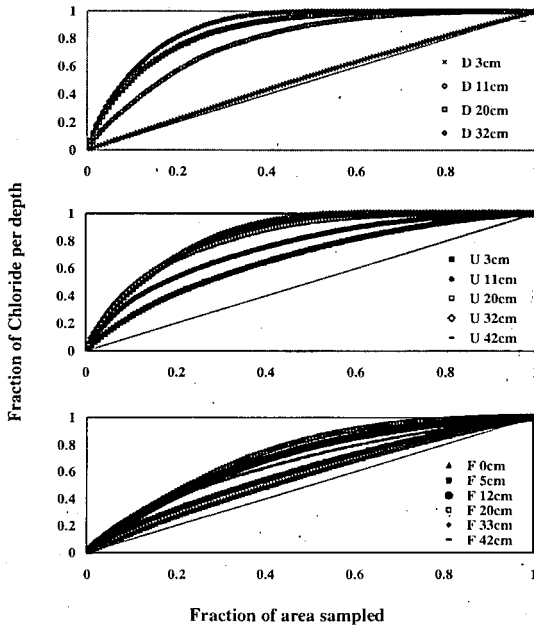


Fig. 1: Cumulative fraction of Chloride as function of the fraction of sampling points. The 1:1 line reflects uniform flow conditions, i.e. the entire cross sectional area participates in Chloride transport (Quisenberry et al. 1994).

Table 1: Semivariogram parameters for log-transformed Cl⁻ concentrations of different treatments and classes of spatial variability according to Cambardella et al. (1994)

Variable	Average	Total variance	Model type	Nugget	Sill	Range	Nugget/Sill ratio [%]	Class of spatial variability
elevation	1.02	0.05	spherical	0.001	0.05	26.0	20.0	S
F 0cm	5.43	0.05	spherical	0.04	0.05	42.0	72.0	R
F 5cm	4.06	0.13	spherical	0.07	0.13	15.0	54.2	M
F 12cm	3.09	0.73	spherical	0.16	0.73	15.0	22.1	S
F 20cm	2.94	1.51	spherical	0.1	1.51	13.0	6.6	S
F 33cm	3.21	0.67	spherical	0.33	0.67	27.0	49.7	M
F 42cm	3.73	0.30	spherical	0.02	0.30	25.0	6.6	S
D 3cm	6.23	0.01	spherical	0.005	0.01	28.7	50.0	M
D 11cm	2.76	2.19	spherical	0.5	2.19	20.0	22.8	S
D 20cm	1.68	2.07	spherical	0.3	2.07	9.0	14.5	S
D 32cm	1.03	1.63	spherical	0.05	1.63	8.0	3.1	S
U 3cm	4.42	0.45	spherical	0.05	0.45	20.0	11.1	S
U 11cm	3.02	1.08	spherical	0.02	1.08	10.0	1.9	S
U 20cm	2.46	2.66	spherical	0.05	2.66	13.0	1.9	S
U 32cm	2.08	3.38	spherical	0.001	3.38	15.0	0.03	S
U 42cm	1.84	2.59	spherical	0	2.59	17.0	0	S

Those “uniform” patterns were also reflected in random (R) or moderate (M) classes of spatial variability. A strongly structured variability (S) was detected in all other cases (Table 1), always reflecting a much smaller variance across short distances compared to the variance across the entire domain considered.

The Cl⁻ concentrations were autocorrelated across ranges larger than the sampling distance, but smaller than the complete sampling area. Just in case of the Cl⁻ distribution at the surface (F 0cm) of the flooded plot the variation was nearly random (nugget variance similar to the total variance) and the range covered the longest sampling distance (Table 1).

While the distribution of Cl⁻ from one sampling depth to the next may change locally, flow was more pronounced in some zones. No relation appeared between soil surface microrelief and Cl⁻ distribution in the upper soil layers of the flooded plot. However, the highest Cl⁻ concentrations in the 32 and 42 cm-soil depths occurred at those locations, where surface microrelief depressions existed. The spatial autocorrelation ranges of the Cl⁻ concentrations in those depths and surface elevation were nearly identical.

Conclusions

Flood irrigation resulted in deeper, more extensive and “uniform” solute distribution than did sprinkling. Undisturbed soil surface conditions led to deeper displacement of solutes than the crumbled disturbed soil surface, independently from application rate.

Most flow paths were related to soil structural features like wormholes, burrows, fissures, cracks, horizon boundaries (Perillo et al. 1999) and surface microrelief.

Spatial variability of Chloride distribution was strongly structured under unsaturated flow conditions within our sampling area. Similar results were obtained by Wendroth et al. (1999) for the field scale, where a marked spatial heterogeneity of soil water pressure head was observed, except under wet conditions near saturation. In our plots, under ponded conditions more structural features were involved and established as flow paths near the soil surface, resulting in a more moderate or random spatial structure of variation.

Following Deeks et al. (1999) we identified preferential flow in the sprinkled plots (no ponding) and macropore/bypass flow for the flooded plot.

Further information on pore size ranges and flow parameters could improve those field experiments to be used within models for describing bimodal solute transport.

References

- Cambardella, C.A., T.B. Moorman, J.M. Novak, T. B. Parkin, D.L. Karlen, R.F. Turco & A.E. Konopka (1994): Field-scale variability of soil properties in Central Iowa Soils.-*Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1501-1511.
- Deeks, L.K., A.G. Williams, J.F. Dowd & D. Scholefield (1999): Quantification of pore size distribution and the movement of solutes through isolated soil blocks.- *Geoderma* 90, 65-86.
- Flury, M., H. Flüher, W.A. Jury & J. Leuenberger (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study.-*Water Resour. Res.* 30, 7, 1945-1954.
- Perillo, C.A., S.C. Gupta, E.A. Nater & J.F. Moncrief (1999): Prevalence and initiation of preferential flow paths in a sandy loam with argillie horizon.- *Geoderma* 89, 307-331.
- Quisenberry, V.L., R.E. Phillips & J.M. Zeleznik (1994): Spatial distribution of water and chloride macropore flow in a well structured soil.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1294-1300.
- Wendroth, O., W. Pohl, S. Koszinski, H. Rogasik, C.J. Ritsema & D.R. Nielsen (1999): Spatio-temporal patterns and covariance structures of soil water status in two Northeast-German field sites.- *Journal of Hydrology* 215, 38-58.

Acknowledgements

The authors appreciate the assistance of Mrs. Onasch in field work, Mrs. Griegoleit, Mrs. Scholz and Mrs. Hyspcher in laboratory work and data analysis. We thank the technicians of the Central Laboratory of the ZALF for Chloride analysis.

Assessment of morphological properties based on calculation of internal and external heterogeneity

H. Rogasik¹⁾, O. Wendroth¹⁾, E. Borg²⁾, S. Koszinski¹⁾, and I. Onasch¹⁾

1. Introduction

Soil structural properties vary with respect to scale and sampling resolution. The objective of this study is to identify scale-dependent quasihomogeneous morphological basic units of soil structures which can be related to functional properties. This task is relevant also for upscaling and downscaling purposes in landscape research.

2. Material and Methods

Procedure

Soil structural morphology is assessed by grid based, narrow spaced investigations (Miehlich, 1976; Rogasik et al., 1997). Volume elements are aggregated stepwise (Eq. [1]) from pixel data sets within the considered soil core. Then for these subunits of different size the so-called external and internal heterogeneity are calculated (Rogasik et al., 1998). It concerns standard deviation of volume elements within the object, the external heterogeneity EH (Eq. [2]) and standard deviation of pixels within volume elements, the internal heterogeneity IH (Eq. [3]).

$$P_v = \frac{\sum_{i=1}^m P_{pi}}{m}, \quad P_o = \frac{\sum_{j=1}^n P_{vj}}{n} \quad [1]$$

m: Number of pixels within a volume element
 n: Number of volume elements within the reference object
 P_p, P_v, P_o: Parameter of pixels, of volume elements and of reference object

$$EH = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (P_{vj} - P_o)^2}{n}} \quad [2]$$

$$SD_p = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m (P_{pi} - P_v)^2}{m}}, \quad IH = \frac{\sum_{j=1}^n SD_{pj}}{n} \quad [3]$$

A downscaling procedure with stepwise dividing of the reference object into increasingly smaller subunits from the volume elements down to pixel sizes, shows the external heterogeneity EH to increase and the internal heterogeneity IH to decrease.

Assumptions for identifying quasihomogeneous basic units are

- Pixel size must be half of size of objects, which should be identified
- Variation at local scale must be smaller than overall variation in the domain

Investigated soils

In plexiglass cylinders with 785 cm³ volume (height and inner diameter: 100 mm) differently structured soils (Tab. 1) are CAT-scanned with a slice thickness of 1 mm. The investigated reference objects - computationally inscribed largest possible parallelepipeds within the soil cylinder (Rogasik et al., 1999) - and their subunits differ in size, markedly.

Pixel size:	0.25 x 0.25 x 1 mm
Reference object:	70 x 70 x 90 mm
Pixels per reference object:	7 056 000

¹⁾ Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research, Institute of Soil Landscape Research, Müncheberg, Germany

²⁾ German Aerospace Center, German Remote Sensing Data Center, Neustrelitz, Germany

3. Results

3.1. Relationship between external and internal heterogeneity

For the differently textured and structured soils (Tab. 1) the relationship between the parameters EH and IH can be described by a circle function $y = a + b \cdot (r^2 - x^2)^{1/2}$ (Fig. 1a, 2a).

Table 1. Properties of investigated soils

Soil	Hori- zon	Sampling depth cm	Particle size distribution			Textural class (USDA)	Water content. g g ⁻¹	Organic matter %	Bulk density g cm ⁻³
			sand	silt %	clay				
S 1	Ck	75-85	3.3	82.5	14.2	silt loam	0.152	0.06	1.412
S 2		150-160	3.1	80.7	16.2		0.223	0.10	1.380
S 3	Ap	20-30	2.4	82.1	15.5	silty clay loam	0.230	1.7	1.214
S 4			2.6	82.0	15.4		0.230	1.8	1.409
S 5			8.3	52.6	39.1		0.310	4.2	1.081
S 6			7.5	56.9	35.6		0.300	3.3	1.22
S 7		15-25	84.0	12.0	4.0	loamy sand	0.059	1.6	1.541
S 8			80.8	15.1	4.1		0.062	1.5	1.622

For the most heterogeneous, well structured silty clay loam S 5 (Fig. 3a) the increase of EH with increasing resolution is reflected by an s-shaped curve (Fig. 1b). The low EH value at lowest resolution is the result of the very small differentiation between the largest subunits. At highest resolutions the curve of external heterogeneity is characterized by an asymptotic course. This is an evidence for the identification process of quasihomogeneous basic units.

For the most homogeneous silt loam subsoil S 2 (Fig. 3b) the parameters EH and IH have a lower magnitude compared to structured soils. The increase of external heterogeneity with increasing resolution is reflected by a parabolic shape, but without a marked asymptotic shape at the pixel size resolution (Fig. 2b).

3.2. Course of identification of quasihomogeneous basic units

The parameter EH and cumulative IH decrease indicate quasihomogeneous basic units, if their difference, which decreases with highest resolutions, approaches zero.

$$EH - \text{cumulative IH decrease} \rightarrow 0 \quad [4]$$

For the eight differently structured soils these differentiations can be well described by power functions (Tab. 2). The most marked differentiations exist between the silty clay loam S 5 (Fig. 1c) and the silt loam subsoil S 2 (Fig. 2c).

The relationship between EH and cumulative IH decrease characterizes soil structural differentiations. The more detailed the segregation structure of soil is, the higher is the slope of power functions. The rank order of the eight soils is: S 5 > S 6 > S 3 > S 4 > S 1 > S 8 > S 7 > S 2.

Table 2: Parameters of power functions for the relationship between EH and cumulative IH decrease

Soils	Power functions		
	R ²	Slope	Intercept
S 1	0.992	1.82	-2.25
S 2	0.992	1.45	-1.37
S 3	0.999	1.99	-2.87
S 4	0.997	1.96	-2.66
S 5	0.995	2.28	-3.64
S 6	0.997	2.06	-3.09
S 7	0.997	1.52	-1.40
S 8	0.999	1.64	-1.62

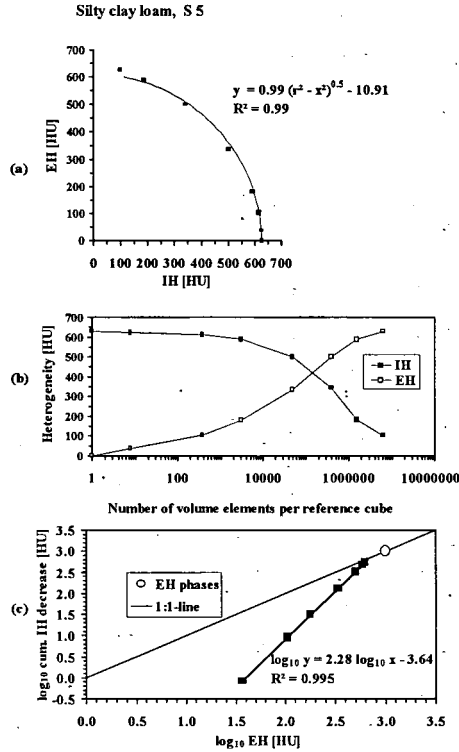


Fig. 1: Relationship between internal and external heterogeneity depending on discretization stages for the silty clay loam

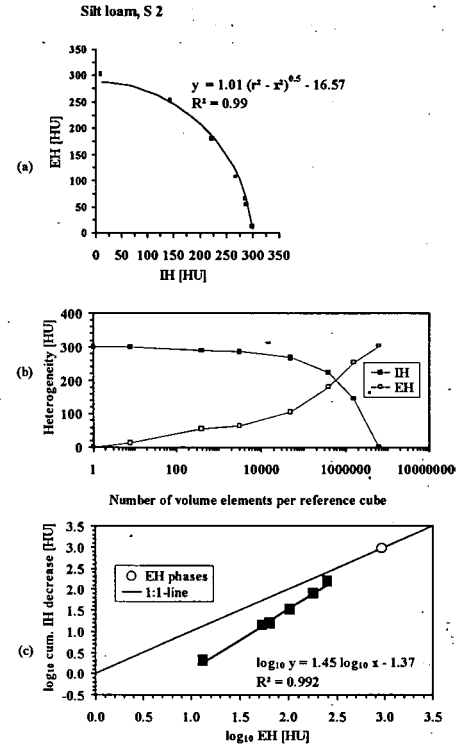


Fig. 2: Relationship between internal and external heterogeneity depending on discretization stages for the silt loam

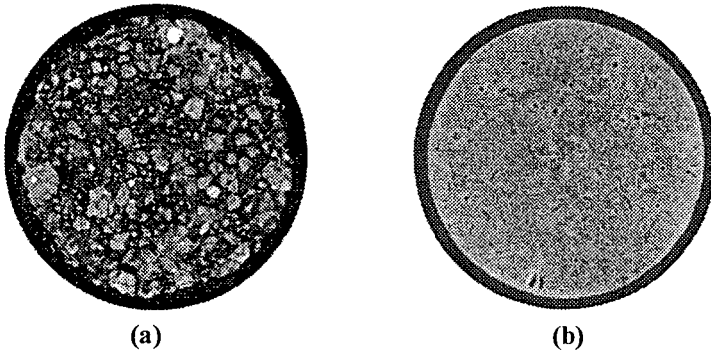


Fig. 3: Representative X-ray images from a horizontal slice of a well structured silty clay loam (a) and a homogeneous silt loam (b)

4. Summary and Conclusions

Based on narrow spaced investigations of soil core samples and following aggregation and disaggregation procedures, it is possible to characterize their morphology. The parameters EH and IH indicate the regularities of the morphology of soil core samples. They allow to identify spatial patterns and to characterize fractal structures.

The level and the shape of the EH-curve characterize the narrow spaced heterogeneity of the soil core samples.

The relationship between EH and cumulative IH decrease, characterized by a power function, allows to assess the soil structural state.

The characterization of quasihomogeneous subunits or structural elements in their spatial distribution can contribute to the elucidation of transport processes.

References

- Miehlich, G. 1976. Homogenität, Inhomogenität und Gleichheit von Bodenkörpern. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 139: 597-609.-
- Rogasik, H., E. Borg, S. Koszinski und W. Pohl. 1997. Aufklärung skaleninvarianter Gesetzmäßigkeiten in der Morphologie von Strukturen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 85: 147-150.
- Rogasik, H., E. Borg, S. Koszinski, W. Pohl und I. Onasch. 1998. Skaleninvariante Beurteilung der Morphologie von Strukturen. S.129-150. In: Roweck & Widmoser [Hrsg.]: *Ansätze zur Quantifizierung von feldskaligen Wasser- und Stoffflüssen*, Schriftenreihe des Institutes für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU Kiel, Heft 27.
- Rogasik, H., J.W. Crawford, O. Wendroth, I.M. Young, M. Joschko & K. Ritz. 1999. Discrimination of soil phases by dual energy X-ray tomography. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 741-751.

Estimating the yield potential - a method to evaluate soil productivity

Thomas Vorderbrügge*

Introduction

As a result of the public discussion on soil protection and different aspects of sustainable land use the demand for soil data is continuously increasing. Availability of and access to the data now have increasing priority in soil science studies. To meet this need the Geological Survey of the Federal State of Hesse is setting up a Soil Information System (HAGEMEISTER et al. 1998, ULMER ET AL. 1999). The most important responsibilities derived from soil protection policies and regional planning activities are as follows:

- mapping and monitoring soils
- reducing the amount of land needed
- limiting contamination of soils by pollutants
- maintaining soil structure and its productivity.

In Germany, with its great land requirement for settlement, traffic, and industrial areas, land is often taken out of agricultural use to meet the demand. Sustainable land use therefore depends on information upon soil quality, soil functions, and soil productivity (BRINKMANN 1997). To evaluate the soil productivity for agricultural and forestry soils the Soil Survey of Hesse developed a method for estimating the soil based yield potential (HARRACH ET AL., 1987, VORDERBRÜGGE 1997). As in most cases the available water storage capacity is the mainly limiting factor for plant growth (PIERCE ET AL. 1983) and therefore the hessian method uses the „Capacity of the Plant Available Water in the Rooting Zone“ to determine the yield potential. To quantify this parameter the depth to obstacle for roots, the available water capacity, the influence of groundwater (depth of the ground water table) and the influence of carbonate are needed.

Factors limiting the depth of the root zone are:

- toxic layers which can result from low pH-values or high salt content
- lowox as a result of the precence of a permanent groundwater table
- hard bedrock
- a layer which is impermeable for roots as a result of pedogenesis

(HARRACH & VORDERBRÜGGE, 1997).

By way of example the rating of the yield potential including definition, development and results have been presented for an area in middle respectively south Hesse at a scale of 1:50.000.

* Dr. Thomas Vorderbrügge; Hessian Agency for the Environment and Geology, Post-Office Box 3209, Germany - 65022 Wiesbaden; e-mail: t.vorderbruegge@hlug.de

Method for estimating the yield potential of soils

1. Estimating the classes of plant available water capacity

1.1 estimating the capacity of the plant available water (cpaw)

for each horizon (in relation to textural classes, organic matter content, bulk density) of the representative mapping unit (VORDERBRÜGGE 1999) down to a maximum depth of 2 m

1.2 estimating the depth of the rooting zone (rz)

limiting factors for subsoil rooting are f.e.: toxic layers, lowox as a result of the presence of a permanent groundwater table, hard bedrock, root impermeable layers as result of pedogenesis

1.3 calculating the plant available water capacity in the rooting zone

cpawrz is the product of cpaw and depth of the rooting zone

1.4 rating of the cpawrz in five nominal classes

very small (0 - 50 mm) up to very high (> 200 mm)

2. Estimating the influence of the ground water

Estimating the influence of ground water as a function of the depth of the ground water table in three ranges:

- a) without influence = ground water level deeper than 130 cm below surface,
- b) influence slightly till medium = ground water level between 60 cm and 130 cm below surface,
- c) influence intense till very intense = ground water level between 60 cm depth and surface level.

3. Estimating the pH-buffering by carbonates

The pH-buffering of the different geological substrates is only signed through a special signature as it is no parameter for rating the soil based yield potential, but an important indicator for site specific information on forestry land use.

4. Rating the soil based yield potential

The yield potential is determined for three types of land use: *crop cultivation*, *grassland* and *forestry*. The land use dependency of the soil based yield potential is evaluated by the influence of the depth of the ground water table. For example results slightly till medium influence of ground water in a better rating of yield potential for grassland than for crop cultivation (same level of cpawrz). More examples can be looked up in table 1.

Table 1: Rating of the Soil based Yield Potential in Hesse for different Types of Land Use

CPAWRZ	Influence of Ground Water:			General Type of Land Use:
	without	slightly till middle	intense / very intense	
50 mm	1	2	1	Crop Cultivation
	1	2 - 3	2	Grassland
	1	2	1	Forestry
90 mm	2	2 - 3	1	Crop Cultivation
	2	3 - 4	2 - 3	Grassland
	2	2 - 3	1	Forestry
90 - 140 mm	3	3 - 4	2	Crop Cultivation
	3	4	2 - 3	Grassland
	3	3 - 4	2 - 3	Forestry
140 - 200 mm	4	4 - 5	2	Crop Cultivation
	4	4 - 5	3	Grassland
	4	4 - 5	3	Forestry
> 200 mm	5	5	2	Crop Cultivation
	5	5	3	Grassland
	5	5	3	Forestry

Conclusion

Sustaining the productivity of soils is one of the most important challenges of soil research and soil conservation policy. The Federal State of Hesse developed a method for estimating and displaying the soil yield potential at a scale of 1:50.000. This scale is eminently suited for land planning decisions.

Literature

BRINKMANN, R. (1997): Land quality indicators: aspects of land use, land, soil and plant nutrients.

In: Land quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development.

Proceedings of the workshop organized by FAO Agricultural Department, S. 95 - 104: Rome 1996

HAGEMEISTER, A, TH. VORDERBRÜGGE. & P. MEIER, (1998): The Soil Information System - a Tool for Soil Conservation and Sustainable Land Use. In: Land-Information Systems - Developments

- for planning the sustainable use of land resources. European Soil Bureau - Research Report No. 4, ed. by H. J. Heineke, W. Eckelmann, A. Thomasson, R. J. A. Jones, L. Montanarella & B. Buckley; p.435 -454.
- HARRACH, T., B. KEIL & TH.VORDERBRÜGGE, (1987): The Influence of Soil Structure on Rooting, Nutrient Uptake and Yield Formation. Methodology in Soil-K Research; Reprint from: Proc. 20th Colloqu. Int. Potash Institute, Bern; 303-320.
- HARRACH, T., & TH.VORDERBRÜGGE, (1991): Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge. Berichte über Landwirtschaft Sonderheft 204: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 2, 69-82.
- PIERCE, F.J., W.E. LARSON, R.H. DOWDY & W.A.P. GRAHAM, (1983): Prductivity of Soils: Assessing long-term changes due to erosion. Journal of Soil and Water Conservation, 39 - 44.
- ULMER, D., K. FRIEDRICH & S. ULMER, (1999): Das Hessische Erdinformationssystem (HEISS) - Elektronische Datenverarbeitung in einem Geologischen Landesdienst. Geologie in Hessen, Band 3, 35 S..
- VORDERBRÜGGE, TH., (1997): Das Ertragspotential der Böden - Eine Methode im Fachinformationssystem Boden/Bodenschutz. In: Boden und Landschaft, Band 17, S. 165 - 184; Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr. T. Harrach; Hrsg.: Inst. für Bodenkunde Giessen
- VORDERBRÜGGE, TH., (1999): Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen, Methodische Ableitungen und Anwendungen. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 91 /(II), 1143 - 1147.

Soil Surface Cover Indication and Management for Soil Erosion Control

Monika Frielinghaus, Barbara Winnige and Heike Schäfer,
Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Institute of Soil
Landscape Research, Müncheberg, Germany, <frielinghaus@zalf.de>

Problems

The exposure of agricultural land to wind and rainfall results in soil loss and damage. Landscapes with an optimal soil cover, such as forested areas, may have a lower soil erosion risk than agrarian areas.

The actual erosion risk is a factor of the intensity of agrarian use and the type of crop production management. A closed vegetation cover protects the soil surface from wind and raindrop splash forces. Plant roots help retain soil particles and reduce the soil transport load. The extent of soil cover material, green plant mass or crop residues, can be influenced by the farmer's management and soil tillage practices. The degree of soil cover is a highly effective indicator for assessing the erosion risk. This indicator addresses the questions: 1. how much soil cover is necessary to reduce the threat of erosion for a high-risk area; 2. how much cover can be realized dependent on crop type, crop rotation, tillage and management practices. Based on this analysis, appropriate preventive measures can be determined.

Method

For this purpose, farmers require an exact assessment of the actual erosion risk for crop fields (Table.1).

Table 1: Steps to estimate the state of soil and the potential risk of soil erosion

	steps	Results
A1	Indication of present soil state and quality	Potential erosion risk 5 classes
A2	Precise assessment of regional soil erosion aspects	Determination of potential erosion forms and degree of special risk
B1	Indication of the long-term land use influences	Regional-specific pressure of stable land use systems
B2	Indication of the medium-term land use influences of agrarian systems	Regional-specific pressure of agricultural management
	Evaluation of the land use risk for special erosion	Decision assistance material for response priority (EIMP or special control management)

After determination of the potential erosion risk, the indication of land use influence is the most important step for the farmers. The first method is an indirect method. The risk of soil erosion associated with all crops and crop rotations can be estimated based on 5 criteria caused the soil cover (Frielinghaus et al., 1999).

The second method of direct estimating of the cover rates was adapted from a similar approach applied in Canada for an approx. 1500 ha area with different field crops (Winnige et al., 1998). In this method, one hundred regular sampling points are designated by a 15 m string is marked at 15 cm intervals. The green plant or plant

residue parts >0.3 cm observed at the marked intervals are recorded. The total number of plants observed at the marked locations determine the soil cover rate (%). Subsequently, recommendations for soil conservation and land use management practices can be provided.

Results

1. What degree of soil cover is necessary to reduce the threat of erosion for a high-risk area?

Differences in soil loss of potential high-risk areas may be a factor of the degree of soil surface cover. The temporal and spatial distribution of the plant or residue soil cover are decisive for protection of the soil surface. About 2 t·ha⁻¹ dry matter, or more than 30 and up to 50 % plant surface cover, is effective for initial soil protection efforts. The results from 10 years of continual measurements on plots (sandy soils, plots parameters: 48 m L x 9 m W; 7 % slope) show the significant correlation between soil cover and soil loss. (Table 2).

Table 2: Soil loss and runoff dependent on soil surface cover (selected results of a long term experimental plot station)

	rain	rain intensity	Green fallow		Corn into wheat stubble/ zero tillage		Corn into frozen catch crops (mulch seeding)		Corn after conventional plough tillage	
soil cover			> 80 %		> 70 %		>60%		>30 bis < 60%	
date	mm	I ₃₀ · mm h ⁻¹	Soil loss kg/plot	runoff l/plot.	Soil loss kg/plot	runoff l/plot.	Soil loss kg/plot	runoff l/plot	Soil loss kg/plot	runoff l/plot
03.05.1996	24	ca. 10	0	14	2	93	2	12	6	70
08.06.1996	38	70	0	9	6	162	27	155	490	> 162
29.06.1996	39	64	0	8	2	146	18	143	283	> 162
21.05.1997	10	1	0	2	1	9	0	5	57	162
12.-14.06.1997	25	2	0	10	0	16	1	30	80	162
23.06.1997	25	8	0	5	0	0	0	25	15	162
29.06.1997	7	8	0	8	0	0	0	15	4	46
17.07.1997	27	14	0	44	0	50	1	82	62	> 250
18.-20.07.1997	61	83	0	119	2	141	2	140	38	> 250
30.05.1998	23	10	0	97	4	162	46	162	308	> 162
06.06.1998	16	ca. 10	0	0	0	43	2	43	195	> 162
07.06.1998	16	ca. 10	0	22	1	119	17	119	96	> 162
08.06.1999	11	13	0	2	0	25	0	10	2	100
30.06.1999	8	15	0	10	0	10	0	8	1	100
06.07.1999	11	11	0	7	0	10	0	8	1	100

The minimum of green plant cover (%) or dry matter of plant residues to reduce soil loss definitely content Table 3

Table 3: Correlation between rate of cover, run off and soil loss.

Soil cover %	Plant residues t / ha dry matter	Runoff % of rain	Soil loss %
0	0	45	100
< 20	0,5	40	25
< 30	1	35	8
Approx. 50	2	< 30	3
Approx. 70	4	< 30	< 1
> 90	8	< 30	< 1

2. What degree of cover can be realized dependent on crop type, crop rotation, tillage and management practices?

The following 5 criteria play a decisive role in the rate of plant soil coverage : time to establish soil cover after planting, distribution of soil cover material as a factor of the plant morphology and the type of planting, time span of soil cover during the summer and winter, time lapse without soil cover dependent on the technical management system, type of soil tillage and seedbed preparation practices.

The typical intensive agrarian crop production (conventional system) involves numerous soil till operations to remove the residues of the first harvest before the seeding the second crop (Brunotte et al, 1999).

Areas susceptible to highly erosive rainfall or wind velocity face an increased risk during periods without a protective soil cover. The greatest erosion risk occurs after seedbed preparation, which is characterized by the lowest degree of soil surface roughness. Crop selection, improved crop rotations, and a change in soil tillage practices are established techniques for increasing the soil cover.

Different erosion prevention measures have been accepted by farmers. The most effective system is soil conservation tillage (non-ploughing till systems) (Hurni et al., 1992; Schwertmann et al., 1989)

In this method, soil-loosening replaces ploughing operations allowing for the retention of plant residue material on the soil surface. Mulch seeding, or seeding the subsequent crop into the mulched remains of the initial crop without seedbed preparation, provides especially interesting results (Frielinghaus et al., 1997). Research findings from initial farm experiments should be presented to encourage and support adoption of these conservation techniques.

The first experiments were undertaken on winter wheat farm fields in areas with a high wind erosion risk during winter and spring seasons (Table 4).

Table 4: Soil cover with residues and residues/green matter of winter wheat farm areas (first crop: corn)

Number of field	Number of operations before wheat planting	Date of planting (1997)	Soil cover- XI 1997	Plant residues t/ha dry matter	Soil cover IV 1998	Plant residues t/ha dry matter
5	3	07.10.	45 - 97 %	4,6 - 10,2	.42 - 86 %	3,8
6	2	02.10.	6 - 23 %	0,7 - 2,3	22 - 34 %	1,6
32	3	09.10.	54 - 82 %	6,3	37 - 79 %	6,5
42	3	22.10.	58 - 78 %	5,0	49 - 79 %	1,9
47	2	30.09.	46 - 84 %	5,6	54 - 73 %	3,1
48	2	01.10.	45 - 82 %	4,8	48 - 74 %	2,7
100	2	24.10.	43 - 80 %	6,4	43 - 90 %	3,8
130	2	09.10.	71 - 88 %	6,6	53 - 98 %	4,3
171	2	24.10.	35 - 67 %	5,5	24 - 68 %	1,9

The second experiments were conducted on sugar beet farm fields with a risk of water erosion during the early summer as a consequence of high soil erodibility and intensive rain events. The results show a higher degree of soil cover for all variants of conservation tillage than for conventional tillage.

The variants with the greatest degree of soil cover were those without seedbed preparation before mulch seeding.

The estimates of the winter wheat soil cover show the effect of winter wheat planting on the residues of the first crop without ploughing operations (Table 4).

The residue cover after planting will be until spring time with minimal change.

Although the variability of the results is very high, the majority of the findings suggest soil cover may be sufficient for the start of soil protection efforts (> 30-50 %).

The planting of winter wheat in the remains of a harvested bean crop resulted in 26 % soil cover; winter wheat after summer barley, 44 %; winter wheat after sunflowers, 31 %; beans after winter wheat, 29 %; and sunflowers after winter wheat, 30 % soil cover.

The results of the sugar beet experiments show enough residue material of different cash crops in the end of the winter. The soil cover decreases dependent to different intensity of seed bed preparation (with and without) before planting of sugar beets. Crop seeding without preliminary soil tillage (zero tillage or direct seeding) results in the most effective soil cover. A well-developed winter grain crop provides optimal soil cover and a subsequent reduction in soil loss. It is uncertain whether similar results may be achieved with the cultivation of corn or other major crops. This type of crop cultivation is not recommended for soil and climate conditions in Germany.

Conclusions

The current low acceptance of erosion control management suggests sustainable land use and soil functionality are not ensured. A regional soil indicator system may be the best method for increasing acceptance of erosion control techniques. Like the concept of "critical load inputs" for chemical pollutants, this system would allow for quantifying the soil state and condition to support decisions concerning the level of soil protection. The assessment of the land use influence on soil in terms of the soil load capacity is the most important step. In a balanced situation, Best Management Practices may help ensure sustainability is maintained; slightly disproportional results suggest additional special agricultural management techniques may be needed, while significant differences may indicate the need for additional changes in land use or tillage practices. The indicator system is ideal for addressing problems of water and wind erosion. The degree of soil cover is the best indicator for assessing the status of recent erosion control measures and determining possibilities for an adequate soil cover. Best management practice includes crop rotation with a high degree of well-covered crops; special agricultural management may be achieved by conservation tillage; and forestry or grassland use may be a recommended land use for areas with a high erosion risk.

References

- Brunotte, J.; Winnige, B.; Frielinghaus, M.; Sommer, C., 1999. Der Bodenbedeckungsgrad-Schlüssel für gute fachliche Praxis im Hinblick auf das Problem Bodenabtrag in der pflanzlichen Produktion. Bodenschutz. Jg., 2. Pp. 57-61
- Frielinghaus, M.; Höflich, G.; Joschko, M.; Rogasik, H.; Schäfer, H., 1997. Possibilities of conservation tillage on sandy soils-analysis of a long-term experiment. Archives of Agronomy and Soil Science Vo. 41, pp.383-402
- Frielinghaus, M.; Petelkau, H.; Deumlich, D.; Funk, R.; Müller, L.; Winnige, B., 1999. Soil Indicator System to Minimize the Risk of Soil Degradation in Northeastern Germany. 10. ISCO Conference West-Lafayette, USA (in print)
- Hurni, H.; Tato, K. (Edit.). 1992. Erosion, Conservation and small-scale farming. Walsworth Publishing Company, Marceline, Missouri
- Schwertmann, U.; Rickson, R.J. & Auerswald, K. (Editors), 1989. Soil erosion protection measures in Europe. Soil Technology Series 1, Brussels and Luxembourg, 216 p.
- Winnige, B.; Corzelius, U.; Frielinghaus, M., 1998. Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. Mitt. DBG., 88, 569-572

A combined GIS- and field- based procedure of erosion risk assessment – a case study in the Peene river catchment (Germany)

Winnige, B.; Frielinghaus, M.

ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84,
bwinnige@zalf.de

Introduction

The potential and real water erosion risk in rural areas is mainly concentrated on agricultural fields. In Mecklenburg-Western Pomerania approximately 53 % of agricultural land is at risk to water erosion. One of the major contributing factors is inappropriate land uses with respect to the site conditions. Visible and invisible soil damages result from large amounts of annual soil loss and nutrient transport. In addition, the surrounding environment is also negatively impacted (off-site damages).

Consequently the potential and real water erosion risks should be estimated for determining appropriate soil management and erosion prevention measures before critical soil states are reached.

A GIS- and field-based procedure of medium- and large scale erosion risk assessment was developed and tested in a case study area, the Peene river catchment.

The Peene river catchment is located in the pleistocene landscape of north-eastern Germany within the peatland of the Peene River Valley, one of the most important nature reserves. The catchment has predominantly agricultural land use, largely comprised of commercial fruit production. The water erosion risk, as well as the on- and the offsite damage, are very high. In addition, the risk of peat body shrinkage is high due to immissions.

The step-by-step indication of soil erosion risk and erosion paths in the Peene river catchment are presented.

The methods of indication steps and results in the catchment

Step 1:

The first step was to designate the present soil state, so the indication of potential erosion risk.

The basis is the soil substrate type and the inclination type of the mesoscale agricultural map (scale 1 : 25.000), which are combined. The result is a risk map with five steps of potential water erosion risk (very low-very high) for the catchment.

The next is the precise assessment of the potential erosion risk for each field in the experimental area. The basis for the assessment is the soil type and inclination type of soil assessment maps (scale 1 : 10.000). Here as well the factors are combined to create five categories of erosion risk. The map is shown in Figure 1.

Step 2:

The second step in the evaluation is the determination of potential talways.

A talway is a preferred runoff and erosion path which may be identified by the land surface morphology. The determination of talways is made on the basis of digitalized inclination maps and models. A GIS analysis of relief structures was created based on the models. The result is a perspective of potential linear erosion paths without an indication of the level of erosion risk.

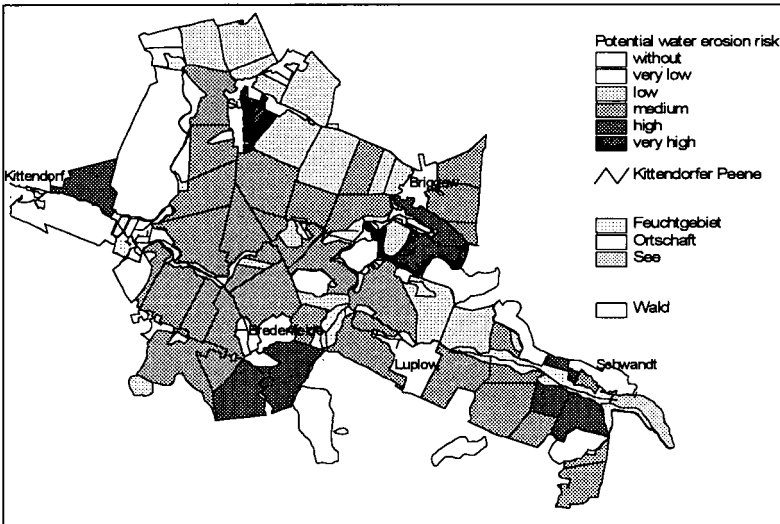


Fig. 1: Potential water erosion risk in the experimental area „Kittendorfer Peene“

After the potential erosion risk has been indicated- which is relatively stable due to the site factors, the next step is the indication of the erosion risk due to current land use.

Step 3:

For this purpose, the crops have to be identified on each field and the degree to which erosion is prevented has to be estimated.

The soil protection effect is based on the parameter of soil cover with plants and residues.

The evaluation criteria are time span to establish soil cover, distribution of soil cover, and time period of soil cover during summer and winter. The crops are then classified as providing sufficient, poor and insufficient soil protection (Fig. 2).

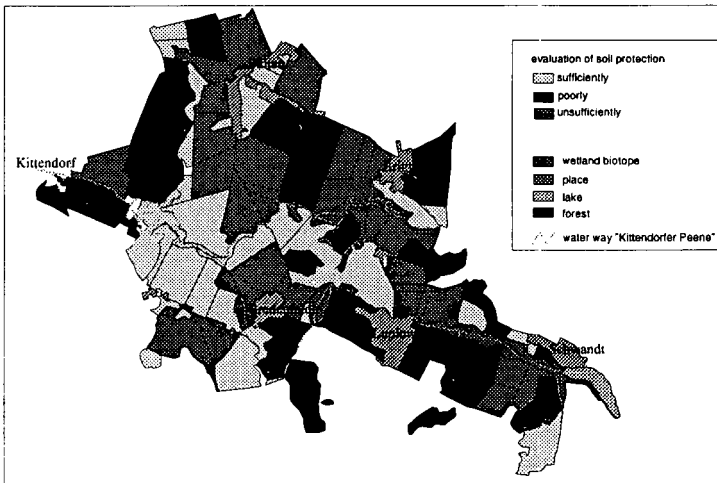


Fig. 2: Evaluation of land use /soil cover

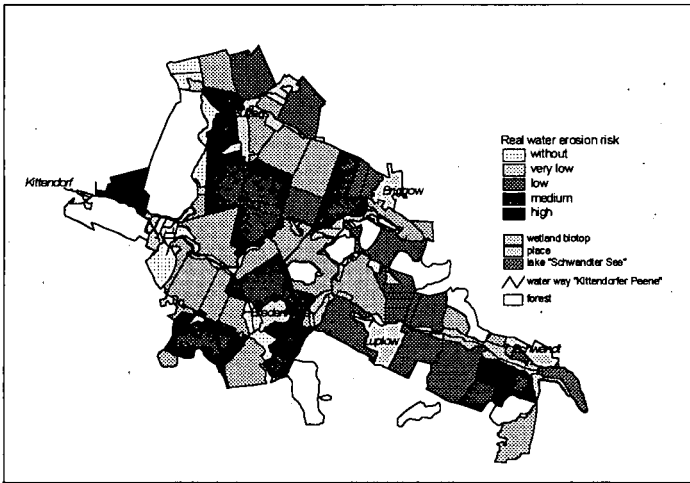


Fig. 3: Real water erosion risk in the experimental area „Kittendorfer Peene“

Step 4:

The real water erosion risk for each field can be estimated by combining the factors of potential erosion risk and the protection effect of crops. The result for the experimental area is illustrated in Figure 3.

Step 5 (special steps for the catchment with high risk of offsite damages):

For the areas designated as high and very high erosion risk, a direct field-mapping investigation will be conducted within the experimental catchment.

Within this investigation, the erosion systems and paths will be assessed and mapped. The basis used is a mapping method developed by the DVWK. This field-mapping process has to be done at the end of winter or after high and intensive rainfall.

The various forms of erosion, soil loss, soil transport, soil accumulation, and emission and immission zones in the neighbouring ecotopes, e.g. water areas, biotopes etc., are mapped. The result is a large-scale map of types and spatial distribution of erosion damages.

After long-term repeated mapping, the area prone to erosion can be reliably allocated.

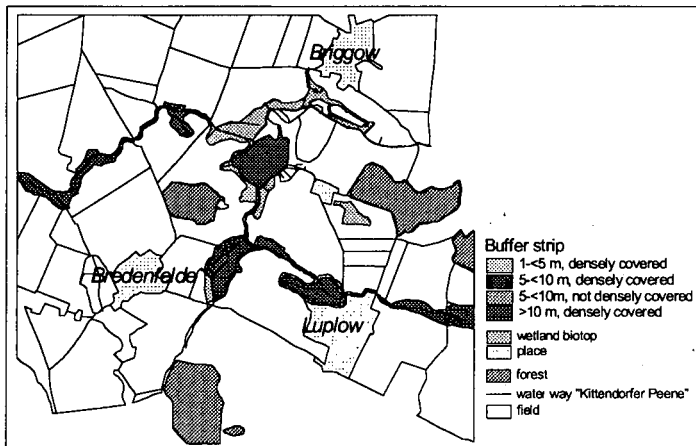


Fig. 4: Buffer strips to protect water way „Kittendorfer Peene“(extract)

Next, the potential damage of erosion for open waters is mapped. This is indicated by the occurrence or non-occurrence of buffer strips. The mapping of strips includes the assessment of width, length of strip and the quality of buffer strips, especially density of soil vegetation. The result is a map with four quality classes of buffer strips (Fig. 4).

Finally, all the calculated risk and field mapping information (step 1-5) is combined in a large-scale map.

As a result of this analysis, recommendations for land use changes in the catchment may be created (Fig. 5).

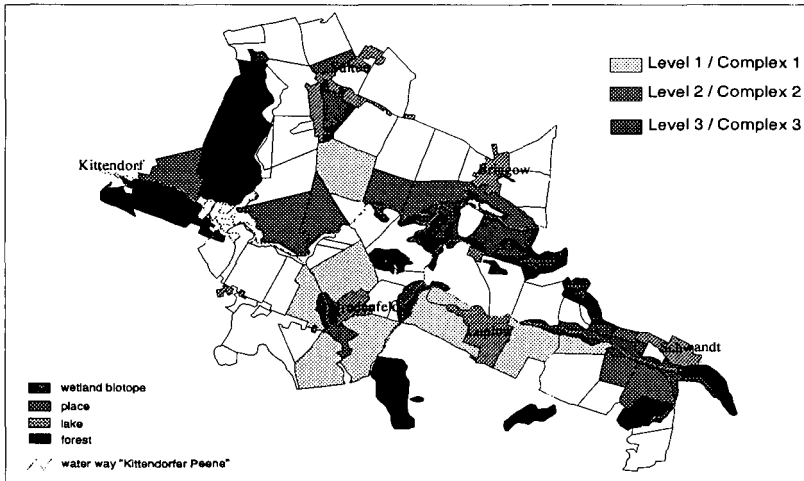


Fig. 5: Changed land use systems and management

Conclusion

- The step-by-step indication enabled a graduated assessment of present state and load capacity of soils, as well as the regional-specific pressure of agricultural management.
- The analysis of the on- and off-site paths and sediment transport in the catchment indicated exact response possibilities.
 - ⇒ level 1: priority of response by farmers with Best Management Practice
 - ⇒ level 2: priority of response by farmers with Best Management Practice and special practices (e.g. conservation tillage, mulching) or introducing a change in land use
 - ⇒ level 3: priority of response by farmers, introduction of water and natural control services with special practices such as the creation of buffer strips
- The farmers, advisers, agencies and specialists have accepted this indicator response system as a helpful consulting tool.

Literature:

FRIELINGHAUS, M.; DEULICH, D.; FUNK, R.; HELMING K., WINNIG, B. U.A. (1999): Bodenerosion. Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin. 80 S.

FRIELINGHAUS, MO.; WINNIGE, B.; SCHÄFER, H.; BRUNOTTE, J. (2000): The use of an indicator system for crop residue management and soil erosion control. 15th Conference of the International Soil Tillage Research Organization, 2-7 July 2000, Texas, USA. CD-ROM.

Flächenbezogene Bodeninformationen zur standortdifferenzierten Bewirtschaftung
- Ableitung und Verbreitung der Bodengruppe Düngung -
für die Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern

Autoren: J. Thiere*, J. Kiesel**, D. Deumlich* unter Mitwirkung von L. Völker*, M. Lentz-Worobjew** und L. Laacke***

Zielstellung

Für die standortdifferenzierte Bewirtschaftung und Behandlung landwirtschaftlicher Nutzflächen kann die Bodengruppe Düngung als Kriterium zur Entscheidungsfindung genutzt werden. Es soll der Algorithmus vorgestellt werden, nachdem aus den seit 1980 für die Neuen Bundesländer flächendeckend vorliegenden Ergebnissen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) die Bodengruppen abgeleitet werden. Dazu werden die in der MMK enthaltenen aggregierten Daten (Flächentypen für Substrat- und Hydromorphieverhältnisse) verwendet.

Nachdem vorliegenden Algorithmus kann jeder Kartierungseinheit der MMK (Standortregionaltypen) eine Bodengruppe Düngung zugeordnet werden. Auf dieser Grundlage werden Flächennachweise und Übersichtskarten zur regionalen Verteilung der Bodengruppe Düngung für die folgenden Bezugseinheiten bereitgestellt:

- administrative Einheiten (Gemeinde - Kreis - Land)
- Wassereinzugsgebiete
- Naturräume

Für eine schlagbezogene Ermittlung der Bodengruppe Düngung sind die methodischen Voraussetzungen gegeben.

Methodisches Vorgehen

Wesentliche Inhalte der MMK und Hierarchie und Verknüpfung der standortlichen Einheiten sind in der Abb. 1 dargestellt. Das Kernstück der inhaltlichen Dokumentation der MMK ist das Bodenformeninventar. Die Flächenanteile der Bodenformen sind nach Fünfteln abgeschätzt oder als kleinflächige Begleiter angegeben.

Von dem Bodenformeninventar werden nach den vorgegeben Kriterien als aggregierte Einheiten Substrat- und Hydromorphieflächentypen abgeleitet [vgl. Legende der Substratflächentypen (SFT) und Kriterien der Hydromorphieflächentypen (HFT)].

In der MMK werden 99 SFT und 15 HFT unterschieden. Ihre Verknüpfung zur Bodengruppe Düngung ist in der Tabelle Bodengruppe-Düngung nach Kombinationen der Substrat- und Hydromorphie-Flächentypen der MMK dargestellt.

Ergebnis - Übersicht

1. Übersichtskarten mit der Bodengruppe Düngung bezogen auf MMK-Konturen für: Land Brandenburg
 - Region Uckermark - Barnim
 - Land Mecklenburg-Vorpommern

jeweils in 2 Varianten:

- A Bodengruppe nach Substratverhältnissen (SFT)
- B Bodengruppe nach Substrat- und Hydromorphieverhältnissen (SFT/HFT)

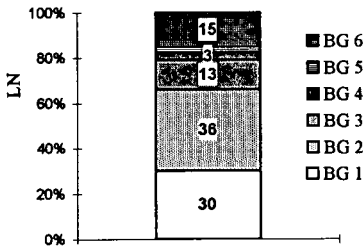
2. Flächennachweise für Bodengruppe Düngung bezogen auf unterschiedliche Bezugseinheiten.

* Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

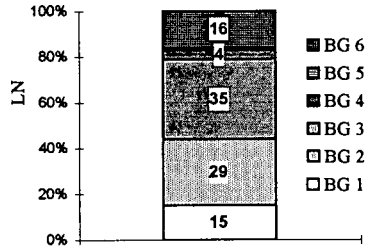
** Institut für Landschaftssystemanalyse, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

*** Forschungsstation Landwirtschaft, AG Eberswalde, ZALF e.V., 16225 Eberswalde, Schwappachweg 2

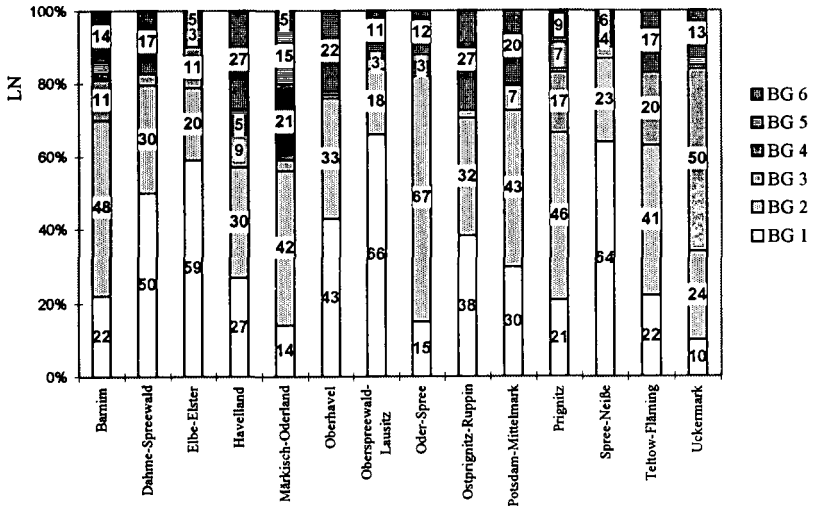
**Flächenanteil Bodengruppe Düngung
Land Brandenburg**



**Flächenanteil Bodengruppe Düngung
Land Mecklenburg-Vorpommern**



**Flächenanteil Bodengruppe Düngung in Landkreisen
Land Brandenburg**



* Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF e. V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

** Institut für Landschaftssystemanalyse, ZALF e. V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

*** Forschungsstation Landwirtschaft, AG Eberswalde, ZALF e. V., 16225 Eberswalde, Schwappachweg 2

**Bodengruppe Düngung - Vergleichsdaten für ausgewählte Gemeinden der Planungsregion Uckermark-Barnim
Land Brandenburg**

Gemeinden		Vergleichsstufen (VST) - Bodengruppe Düngung (% LN)						DT	DG	IND	IK	HK	BK	KG
Gem_schl	Name	0	1	2	3	4	5							
12060008	Altenhof	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0--	4	0	0	0	0	0
12073040	Beutel	57,8	5,7	0,0	0,0	0,0	36,5	051	2	38	2	5	5	5
12073584	Vietmannsdorf	40,8	18,9	0,0	0,0	0,0	40,3	051	2	44	2	5	5	5
12060160	Melchow	40,6	59,4	0,0	0,0	0,0	0,0	10-	2	12	0	1	0	1
12060240	Spechthausen	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1--	4	20	0	0	0	0
12073524	Schönow	5,3	41,6	12,6	0,0	0,0	40,5	152	2	54	3	5	4	5
12073172	Friedrichsthal	2,4	47,4	0,0	0,0	6,5	43,6	154	2	58	3	5	4	5
12073036	Bertikow	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	2--	4	40	2	0	0	0
12073004	Altkünkendorf	0,8	7,0	53,9	10,9	0,0	27,3	253	2	57	3	4	3	4
12073264	Günterberg	1,7	0,0	52,0	22,1	0,0	24,1	253	2	58	3	4	3	4
12060040	Brodowin	21,4	11,2	13,6	46,4	0,0	7,4	302	2	43	2	3	2	3
12073072	Bölkendorf	5,5	0,4	39,6	54,2	0,0	0,4	320	2	49	3	2	3	1
12060148	Lunow	15,3	29,2	20,4	0,0	30,6	4,5	412	1	43	2	4	3	4
12060248	Stolzenhagen	0,0	28,1	26,8	0,0	45,1	0,0	412	2	52	3	4	3	4
12073652	Zützen	4,9	24,0	25,5	0,0	37,1	8,5	421	1	53	3	3	4	4
12073556	Stolpe/Oder	6,9	10,8	27,9	0,0	54,2	0,1	421	2	57	3	3	4	4
12073636	Wollschow	12,3	12,0	35,8	0,0	0,0	39,9	520	1	57	3	4	5	4
12060180	Parlow-Glambeck	0,0	29,7	31,2	0,0	0,0	39,1	521	1	58	3	4	5	4
12060060	Eichhorst	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5--	4	100	5	0	0	0

Sortierung:

1. Stelle steigender Dominanztripel
2. Stelle steigender Vergleichsindex

Abkürzungen:

DT	Dominanztripel	HK	Hauptkontrast
DG	Dominanzgrad	BK	Begleitkontrast
IND	Index	KG	Kontrastgruppe
IK	Indexklasse	FTV	Flächentyp nach Vergleichsstufen

Anteil der Bodengruppe Düngung nach Substrat- und Hydromorphieverhältnissen der MMK

- * Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84
- ** Institut für Landschaftssystemanalyse, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84
- *** Forschungsstation Landwirtschaft, AG Eberswalde, ZALF e.V., 16225 Eberswalde, Schwappachweg 2

Anteil der Bodengruppe Düngung nach Substrat- und Hydromorphieverhältnissen der MMK der Länder Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern

Bodengruppe Düngung	% LN	
	Brandenburg	Mecklenburg-Vorpommern
1.1	16	8
1.2	5	1
1.3	10	5
2.1	28	24
2.2	3	3
2.3	5	1
3.1	11	28
3.2	2	7
3.3	<1	<1
4.1	< 1	3
4.2	< 1	2
4.3	2	<1
5.1	< 1	<1
5.2	1	1
5.3	2	<1
6.1	0	<1
6.2	<1	<1
6.3	14	16

1 anhydromorph	55%	64%
2 grundwasserbeeinflusst und/ oder staunässebestimmt	12%	14%
3 stark grundwasserbeeinflusst	33%	22%

Schlussfolgerungen

- Die Bodengruppe Düngung ist ein geeignetes und bewährtes Hilfsmittel für Entscheidungen zur Vorbereitung und Realisierung einer standortgerechten Bestandesführung.
- Durch ihre Ableitung aus Inhalten bodenkundlicher Kartierungseinheiten und die Einbeziehung in deren hierarchische Ordnung ist die maßstabsübergreifende Anwendung der Bodengruppe möglich.
- Für eine standortangepasste Durchführung von acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen kann die Bodengruppe als schlag- und teilschlagbezogene Information bereitgestellt werden.

* Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

** Institut für Landschaftssystemanalyse, ZALF e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

*** Forschungsstation Landwirtschaft, AG Eberswalde, ZALF e.V., 16225 Eberswalde, Schwappachweg 2

**Symposium 4:
Disciplinary Soil Research for Agro-Ecosystems and Information Transfer between
Scales**

Water Absorption by Soil Aggregates using a Mini-Infiltrometer

Jailani Husain¹, Horst H. Gerke², and Reinhard F. Hüttl³

Introduction

Measurements of water infiltration are often problematic for determining the hydraulic conductivity of aggregated, macroporous, and otherwise heterogeneous field soils. Assuming a two-domain concept may allow to separately quantify preferential water infiltration and flow through macropores or the inter-aggregate pore system and the soil matrix or the intra-aggregate pore system. The objective of this study was to experimentally determine the hydraulic conductivity and sorptivity of soil aggregates from two different soils in order to estimate the contribution of the soil matrix domain to the overall infiltration.

Materials and Methods

We used a miniature tension infiltrometer as suggested by Leeds-Harrison et al. (1994) and applied 4 water tensions (Tab. 1) through circular porous tips (filled with sponges) of 1.25, 2.0, and 2.5 mm radius. The water absorption rate was measured by noting the horizontal movement of the meniscus in a calibrated tube at defined times.

Table 1. Experimental Information

Soil Type	Soil textur	Depth Cm	Number of Samples	Aggregate Size, cm	Tip (Disk) Radius, mm	Applied Water Tensions, cm
Oxisol	Loam	20	4	4 - 7	2.5	0, 2, 4, 6
Gleysol	Clay	25	8	1 - 3	1.25	0, 3, 6, 9
	Clay	25	7	3 - 5	2.0	0, 3, 6, 9
	Clay	25	4	3 - 5	2.5	0, 3, 6, 9

Soil aggregates of 1 - 7 cm edge lengths and polyedrical shapes were taken from an Oxisol located at the experimental station at Manado (LPTI), Indonesia, and from a Gleysol located in the river Oder valley near Golzow, Germany. Tension-saturated hydraulic conductivity (Leeds-Harrison and Youngs, 1997) was estimated from the average linear slope of steady water absorption versus applied tensions (Eq. 1). Sorptivity was estimated according to Leeds-Harrison et al. (1994) (Eq. 2).

$$K_s = \sqrt{\frac{dQ / dh}{4r}} \quad (1)$$

$$S = \sqrt{\frac{Q(\theta_s - \theta_i)}{4br}} \quad (2)$$

Unsaturated hydraulic conductivity values (Eq. 3) were estimated according to Reynolds and Eirick (1991) by assuming the Gardner (1958) hydraulic conductivity function and using piecewise slopes between pressure steps extrapolated towards saturation for evaluating values of α (Eq. 4).

¹ Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Sam Ratulangi University, Manado - 95115, Indonesia. DAAD - Fellow. Present address: ZALF, Department of Soil Landscape Research, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, Germany (jhusain@zalf.de).

² Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF) e.V., Department of Soil Landscape Research, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, Germany.

³ Department of Soil Protection and Recultivation, Brandenburg University of Technology at Cottbus, P.O.Box 101344, D-03013 Cottbus, Germany.

$$\bar{K}_{x,y} = \frac{0.25 \bar{\alpha}_{x,y} Q_x}{r(1 + 0.25 \bar{\alpha}_{x,y} \pi r)(Q_x / Q_y)^{h_x / (h_x - h_y)}} \quad (3)$$

$$\bar{\alpha}_{x,y} = \frac{\ln(Q_x / Q_y)}{(h_x - h_y)} \quad (4)$$

- K* = Hydraulic Conductivity [LT⁻¹]
Q = Steady state flow rate [L³T⁻¹]
h = Pressure head [L]
S = Sorptivity [L²T⁻¹]
x = 1, 2, 3; *y* = *x*+1
 α = Sorptive number (Philip, 1983) or the slope of Gardner (1958) *K*(*h*) exponential function [L⁻¹]
 θ_i = Initial water content [L³L⁻³]
 θ_s = Sat. water content [L³L⁻³]
r = Tip radius [L]
ts = Tension-saturated
b = 0.55

Results and Discussions

Table 2 shows that aggregate sorptivity values at 0 cm tension are ranging between 0.27 and 0.44 mm/s^{0.5} for the Oxisol and between 0.59 and 1.90 mm/s^{0.5} for the Gleysol. Mean sorptivity values of the Gleysol are about 4-times higher than those of the Oxisol aggregates although the *Q*-values of the Oxisol are higher. One reason for this is that the sorptivity was determined for different values of ($\theta_s - \theta_i$), which are 0.43 for Gleysol and 0.35 for Oxisol aggregates. Under these conditions, the clayey Gleysol aggregates are able to absorb more water than those of the loamy Oxisol. The tension-saturated hydraulic conductivity is ranging from 453.6 to 1036.8 cm/day for the Oxisol and from 17.55 to 660.3 cm/day for the Gleysol (Tab. 2). The mean saturated hydraulic conductivity values are larger for the Oxisol, however, more variable for the Gleysol (Tab. 2). The relatively large range of the Gleysol-conductivity values also indicate the existence of microscale spatial variability in pore sizes of the secondary peds (clods) used here.

Table 2. Hydraulic conductivity and sorptivity obtained with the miniature tension infiltrometer

	Oxisol			Gleysol		
	2.5 mm tip radius			2.0 mm tip radius		
	<i>S</i> mm/s ^{0.5}	<i>K_{ts}</i> cm/day	<i>K_s</i> cm/day	<i>S</i> mm/s ^{0.5}	<i>K_{ts}</i> cm/day	<i>K_s</i> cm/day
Sample	4	4	4	7	7	7
Minimum	0.27	453.6	672.89	0.11	17.55	42.01
Maximum	0.44	1036.8	1801.35	1.90	660.30	5123.31
Arith. Mean	0.35	615.6	1066.21	1.15	113.23	521.35
Geo. Mean	-	612.0	1033.05	-	80.15	313.29
Stand. Dev.	0.08	282.0	501.18	0.44	226.87	1768.80

The flow rates as a function of time for 0 cm applied tension in Figure 1 show that the Oxisol attains steady flow rates 1 to 2 order of magnitude higher than the Gleysol. Besides, the steady flow is reached faster for the Oxisol. Two Gleysol samples (1 and 3), however, show non-typical infiltration patterns. This may due to the inner aggregate spatial variability. The steady flow rates for the Oxisol for three applied heads (Fig. 2) are 1-3 orders of magnitude higher than those of the Gleysol. A comparison of the hydraulic conductivities (Fig. 3) shows that the tension saturated values, determined from two different heads (1 and 3 cm), correspond better with the *K*(*h*)-values determined using the double membrane apparatus than those obtained with the piecewise evaluation

method. The hydraulic conductivity calculated using the piecewise method is higher at 1.5 cm and lower at 7.5 cm applied tension than the values obtained with the double membrane apparatus.

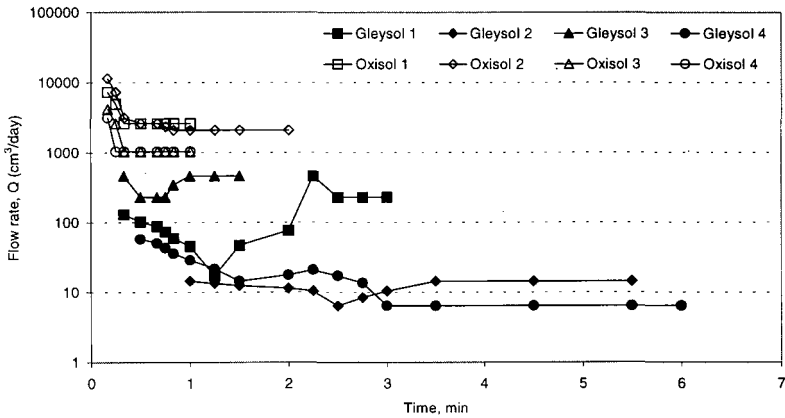


Figure 1. Flow rate as a function of time under 0 cm water tension into Oxisol and Gleysol using 0,25 cm tip radius

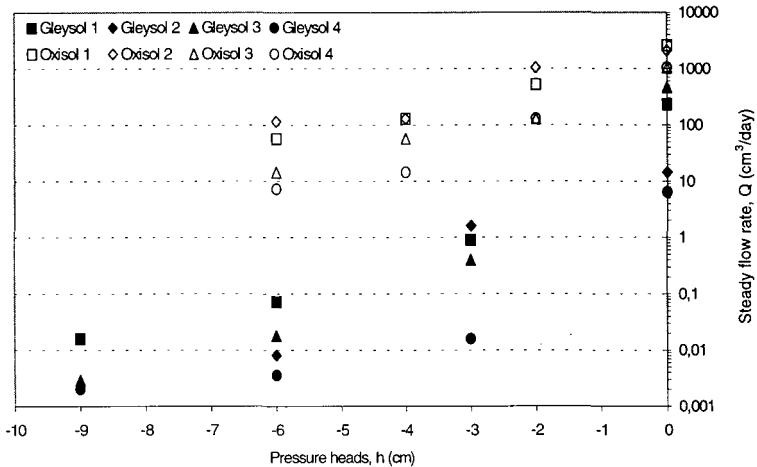


Figure 2. Steady flow rate as a function of pressure head into soil aggregates using 0.25 cm tip radius

This finding may partially be explained by difference in the spatial patterns of the wetting fronts, namely 1-D for double membrane apparatus and 3-D for miniature tension infiltrometer or caused by the mini-infiltration measurements at different initial aggregate water contents for consecutive applied tensions.

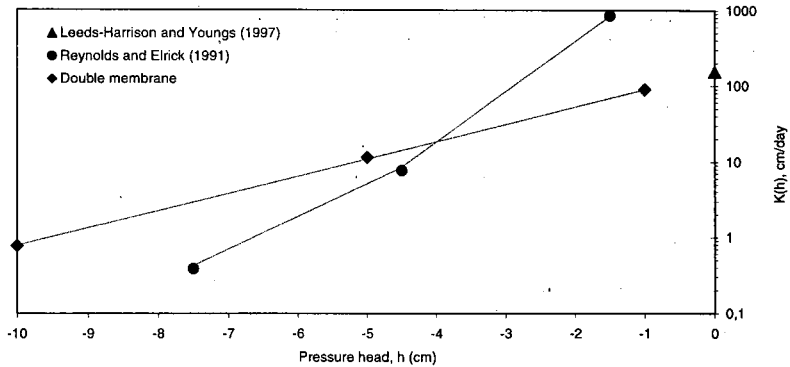


Figure 3. Hydraulic conductivity as a function of pressure head obtained using the miniature tension infiltrometer ($r = 2.5$ mm) and the double membrane apparatus for Gleysol

Conclusions

The mini-infiltrometer method is used for determining hydraulic properties of naturally-structured soil aggregates and clods. For the undisturbed samples used here, a tension-saturated zone may be relatively small or non-existent. The tension-saturated hydraulic conductivity determined using the miniature tension infiltrometer seems to correspond with the hydraulic conductivity obtained with the double membrane apparatus (reference) at -1 cm of water. Piecewise evaluated unsaturated hydraulic conductivities are not comparable with the reference values. The sorptivity of the Gleysol aggregates seems to be higher than that of the Oxisol. The saturated hydraulic conductivity of the Oxisol is higher, however, more variable than that of the Gleysol. This work may contribute to improve the description of the water infiltration in structured soils.

Acknowledgement:

The fellowship of the first author granted by the German Academic Exchange Service (DAAD) is gratefully acknowledged.

References

- Leeds-Harrison, P.B., Youngs, E.G. and Uddin, B., 1994. A device for determining the sorptivity of aggregates. *European J. Soil Sci.*, 45: 269-272.
- Leeds-Harrison, P.B., Youngs, E.G., 1997. Estimating the hydraulic conductivity of aggregates conditioned by different tillage treatments from sorption measurements. *Soil and Tillage Res.*, 41: 141-147.
- Reynolds, W.D., and Elrick, D.E., 1991. Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:633-639

Informationstheoretische Bewertung von Korrelationskoeffizienten V. Schweikle¹⁾

EINLEITUNG

Die Veränderung einer Zielgröße y bedingt durch eine oder mehrere Einflussgrößen x_n wird durch eine Regressionsgleichung $y = f(x_n)$ dargestellt, wobei die x_n jede beliebige Form und beliebig verknüpft sein können. In der Regel wird y nicht vollständig von den gemessenen Einflussgrößen x bestimmt, d.h. es kann unbekannte Einflussgrößen geben. Dies führt dazu, dass bei zu wenigen gemessenen Einflussgrößen die Zielgröße um einen Mittelwert streut. Je kleiner diese Streuung, umso besser die Prognose von Einfluss auf Zielgröße. Die Qualität der Beziehung zwischen Einflussgrößen und Zielgröße wird durch das Bestimmtheitsmaß $B = r^2$ ($r =$ Korrelationskoeffizient) dargestellt. Fraglich ist nun, welchen Informationsgehalt B hat.

METHODIK

Shannon und Weaver (1976) berechnen den Informationsgehalt von Wahrscheinlichkeiten folgendermaßen mit $H = -k [B \cdot \log_2 B + (1-B) \log_2 (1-B)]$

wobei H = Informationsgehalt einer Wahrscheinlichkeit in 1/1

B = Bestimmtheitsmaß = Wahrscheinlichkeit in 1/1

k = Informationsgehalt einer Regression; hier $k = 1$ und

\log_2 = Logarithmus zur Basis 2

ist.

Unterstellt wird, dass eine Zielgröße y von Einflussgrößen x_n mit der Wahrscheinlichkeit B abhängt.

¹⁾ Wilflinger Str. 46/3, 72355 Schömberg

ERGEBNIS

In Abb. 1 ist die Beziehung zwischen dem Informationsgehalt und dem Bestimmtheitsmaß dargestellt.

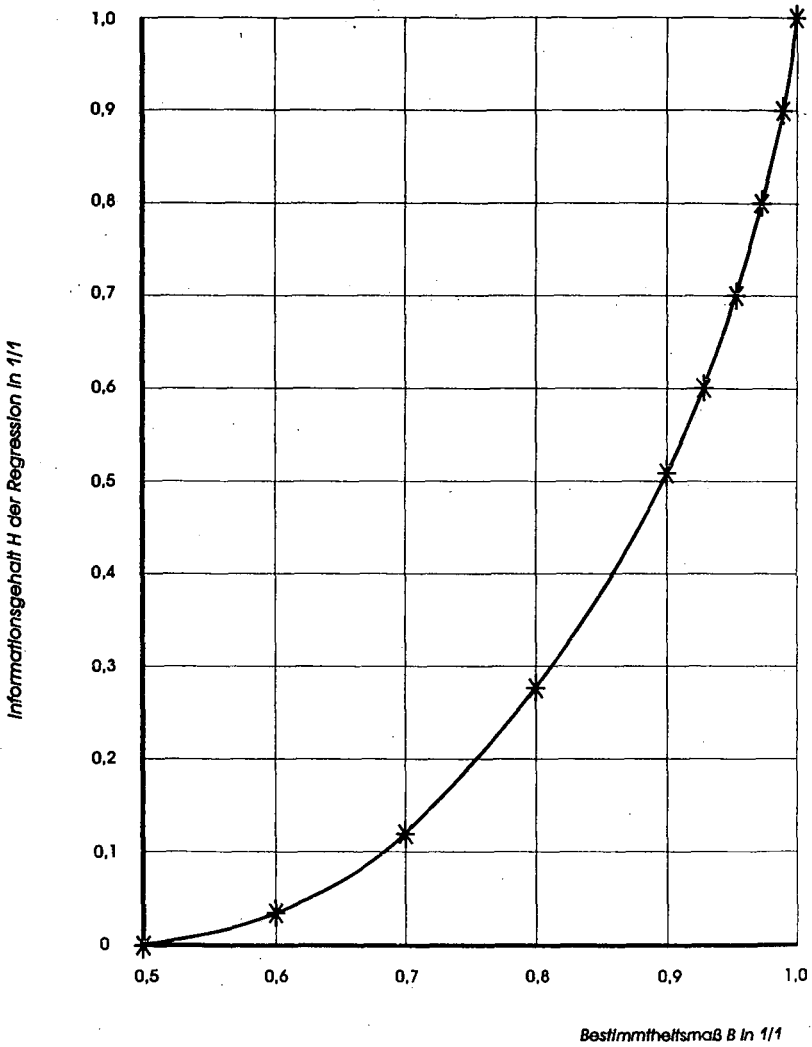


Abb. 1 Beziehung zwischen dem Informationsgehalt H einer Regression zwischen Ziel- und Einflussgrößen und dem Bestimmtheitsmaß. (Shannon and Weaver, 1976, verändert).

DISKUSSION

Der Informationsgehalt einer Prognose sinkt schon bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,95 auf 75 und bei 0,90 auf 50 %. Z.B. sind Bestimmtheitsmaße bei Prognosen von Bodeneigenschaften auf die Vorbelastung/Vorverdichtung eines Bodens (DVWK 1995, 1997 und 1998; Horn et al., 1991; Kühner, 1997; Lebert, 1983 und Nissen, 1997) so niedrig, dass Prognosen nur vage Schätzungen sind. Das gilt natürlich für alle Modelle, die auf Bestimmtheitsmaßen $\leq 0,95$ fußen. Jede direkte Messung wäre wesentlich besser.

Zukünftig müssten also für die oben angesprochenen bodenmechanischen Arbeiten die „richtigen“ Einflussgrößen bezogen auf die Zielgröße (ist es überhaupt die richtige?) gefunden werden und/oder einfache und schnelle, direkte Messungen entwickelt werden.

LITERATUR

DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden.

Teil I (1995) Mechanische Belastbarkeit, Band 234.

Teil II (1997) Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten, Band 235

Teil III (Entwurf vom November 1998) Ermittlung von Richtwerten zum Schutz des Unterbodens usw.

Horn, R., M. Lebert und N. Burger (1991): Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort auf Grundlage von Labor und in situ-Messungen. Bayr. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München.

Kühner, S. (1997): Simultane Messung von Spannungen und Bodenbewegungen bei statischen und dynamischen Belastungen zur Abschätzung der dadurch induzierten Bodenbelastungen. Dissertation, Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität. Band 39. Kiel.

Lebert, M. (1989): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Bayreuther Bodenkundl. Berichte. Band 12.

Nissen, B. (im Druck): Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit repräsentativer Ackerböden der BRD. Dissertation, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität. Kiel.

Shannon, C. E. und W. Weaver (1976): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. Oldenbourg. München.

INVESTIGATION OF AMIDOHYDROLASES ACTIVITY IN SOME EGYPTIAN SOILS INSIDE THE PLASTIC TUNNELS

*El-Kammah, M.A.M.

INTRODUCTION

Most of the biochemical reactions involved in the soil-N cycle are catalyzed by enzymes, and the primary source of soil enzymes is believed to be microorganisms (Skujins, 1978). This interest has stemmed from the realization that soil microbial biomass is a source and sink for plant nutrients and energy and an active participant in nutrient cycling because it plays a critical role in mediating residue decomposition and organic matter turnover (McGill *et al.*, 1986). Several amidohydrolases are present in soils. All are involved in hydrolysis and mineralization of native and added organic nitrogen to soils and play an important role in supplying-N to plants (Tabatabai, 1994).

Among these, L-asparaginase, (L-asparagine amidohydrolase, EC 3.5.1.1); L-glutaminase (L-glutamine amidohydrolase, EC 3.5.1.2); amidase (acylamide amidohydrolase, EC 3.5.1.4) and urease (urea amidohydrolase, EC 3.5.1.5), which are specific and act on C-N bonds than other peptide bonds in linear amides, are the most important.

Cucumber crop is one of the main vegetable warm requiring crops in Egypt. It can't be cultivated during the winter season in the open conditions in Kafr El-Sheikh as well as most other areas of Egypt because of cold. Walk-In plastic tunnels can provide a warm environment required for cucumber plants growth.

On the light of the above mentioned informations, the objectives of this study were to (1) determine the activity of these selected soil amidohydrolases, (2) estimate the soil microbial biomass-C and -N, (3) determine the soil chemical characterization, (4) study the soluble salts upward movement and their accumulation in the soil profile, (5) register the vibrations and fluctuations of climatological parameters throughout the growing winter season months under differential Walk-In plastic tunnels ages and soil profiles depths in comparison with normal conditions.

* Associate professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Kafr El-Sheikh, Tanta University, Egypt

MATERIALS AND METHODS

The experiments were carried out during winter season of 1999 and 2000 years at Sakha Protective Agricultural Station, Plastic Constructions, Kafr El-Sheikh Governorate, Ministry of Agriculture, Egypt. This location comprised 45 differential Walk-In plastic tunnels ages constructed since 17, 15, 10, 6 and 3 years ago. Total volumetric capacity of each plastic tunnel was 1745 m³ of air and its area 525 m² cultivated with cucumber which undergone the local recommended agricultural practices. Drip irrigation and tile drainage systems were used in this location.

During the growing winter season, daily and monthly fluctuations of air and soil temperatures inside and outside plastic tunnels were registered six times at three heights for air temperature and at five soil profile depths for soil temperature. Relative humidity was recorded two times per day. Two parts of representative composite soil samples inside and outside Walk-In plastic tunnels were collected monthly from different successive soil layers (15 cm thickness) deep to 75 cm.

The first part was air dried, crushed and finely ground to pass through 2 mm sieve for studying the soil chemical characterization and the soluble salts movement as reported by Page (1982), Tan (1993) and Sheldrick and Wang (1993). The second part was undisturbed gently crumbled by hand, passed through 6.35 mm-sieve and taken directly as freshly field moist soil samples without subjecting the samples to changes in temperature or moisture content for estimating soil amidohydrolases activity and soil microbial biomass-C and -N.

Soil microbial biomass-C and -N have been measured using the classical CHCl₃-fumigation extraction method as described by Voroney and Winter (1993). Field-moist soil subsamples were fumigated under vacuum in a closed desiccator in the dark at 25°C for 24 hours and extracted with 0.5 M K₂SO₄. Organic-C and organic-N plus free and exchangeable NH₄⁺ dissolved in the K₂SO₄ extracts were determined by standard wet chemistry techniques, e.g. organic-C by dichromate digestion (Jenkinson and Powlson, 1976) and organic-N plus free and exchangeable-NH₄⁺ by semimicro-Kjeldahl digestion for 4 hours at 360°C (Bremner and Mulvaney, 1982). Extraction efficiencies of 0.25 and 0.18 were used to convert soluble-C and -N in biomass-C and -N.

The methods, employed for assay of L-asparaginase, L-glutaminase, amidase and urease under optimum conditions, are based on determination of the NH₄⁺-N released when soil sample is incubated with tris (hydroxymethyl) aminomethane buffer, L-asparagine monohydrate [NH₂COCH₂CH(NH₂)COOH.H₂O], L-glutamine [NH₂COCH₂CH₂CH(NH₂)COOH], formamide [HCONH₂] or urea [NH₂CONH₂] and toluene at 37°C for 2 hours as reported by Frankenberger and Tabatabai (1991 a,b and 1980) and Tabatabai and Bremner (1972), respectively. The NH₄⁺-N released is determined by treatment the incubated soil samples with 2.5 M of KCl containing (100 ppm) Ag₂SO₄ or (0.005 M) uranyl acetate UO₂(C₂H₃O₂)₂.2H₂O to stop enzyme activity) and steam distillation of an aliquot of the resulting soil suspensions with MgO for 4 min (Keeney and Nelson, 1982). In these methods the enzymes are assayed at optimum buffer pH and substrate concentration (Tabatabai, 1994). All the obtained results were calculated on oven dry weight basis.

RESULTS AND DISCUSSION

The obtained results could be summarized as follow:

1- Climatological fluctuations:

Walk-In plastic tunnels had a higher daily and monthly maximum and minimum air and soil temperatures as well as relative humidity than those obtained in natural conditions

during growing winter season months. Meanwhile, the differences in maximum temperatures were higher than those obtained in minimum temperatures inside and outside the tunnels. Monthly air and soil temperatures throughout the growing winter months were markedly decreased then sharply increased up to May 2000. However, relative humidity had the opposite trend. Generally, soil temperature was increased with soil profile depth under both inside and outside tunnels. This increment was more pronounced inside plastic tunnels. On the other hand, soil profile surface layer under plastic tunnels reserved higher temperature than other soil profile depths.

2. Soil chemical characterization and accumulation of soluble salts:

The magnitude values of soil chemical parameters i.e. electrical conductivity EC dS m^{-1} ; total soluble salts TSS%, osmotic pressure KPa and ionic strength $mmoles L^{-1}$ in cultivated soils under plastic tunnels at any soil profile depth were higher than those obtained in natural conditions at the same depth and decreased with soil profile depths.

Under Walk-In plastic tunnels, these parameters were sharply decreased in the subsurface layers then gradually declined with soil profiles depths. Meanwhile, their decrements were gradual in open conditions. The obtained data reveal that, soluble salts upward movements and their accumulations were vigorously increased in the upper layers of soil profile under plastic tunnels in comparison with open conditions. These results could be interpreted in general that the upper layers of soil profiles under tunnels had a higher soil temperature in comparison with natural conditions.

Sodium adsorption ratio SAR and soluble sodium percentage SSP% under plastic tunnels were decreased with soil profile depths, meanwhile their values had the opposite trend in open conditions. However, Mg Mole fraction (Mg/Ca+Mg) inside the tunnels was increased with depths, but it decreased outside tunnels. All chemical properties were increased with tunnels ages, with exception of SAR and SSP%, which had the opposite trend.

3. Soil amidohydrolases and microbial activity:

From the analytical obtained data, it could be concluded that, soil amidohydrolases activity as ($\mu g NH_4^+-N$ released $g^{-1}soil \cdot hour^{-1}$) had the following descending order: Amidase \gg L-glutaminase $>$ urease \gg L-asparaginase under both Walk-In plastic tunnels and natural conditions.

Soil amidohydrolases activity and microbial biomass-C and -N (MB-C and -N) in cultivated soils under tunnels were greater than those obtained in natural conditions.

Overall average of magnitude values of soil MB-C in cultivated soils inside and outside tunnels ($740 \mu g MB-C \cdot g^{-1} soil$) was greater than of MB-N ($123.58 \mu g MB-N \cdot g^{-1} soil$) but microbial biomass C:Nm ratio was almost constant during the growing winter season (5.984).

Soil amidohydrolases activity and soil MB-C and -N were vigorously declined with soil profiles depths inside and outside the tunnels during the grown season months, which is associated with a decrease in organic-C, total-N and C:Ns ratio as well as with an increase of $CaCO_3$ content with soil profiles depths.

It can be noticed that, soil amidohydrolases activity and soil MB-C and -N were increased with tunnels ages with exception of soil urease, which had the opposite trend.

Throughout the growing season, the monthly changes of soil amidohydrolases activity and soil MB-C and -N were sharply decreased then gradually and markedly increased up to April 2000. The lowest values were recorded in January, while the highest

values were registered in April, which were positively correlated with the monthly fluctuations of air and soil temperatures and negatively correlated with relative humidity inside and outside Walk-In plastic tunnels.

REFERENCES

- Bremner, J.M. and C.S. Mulvaney (1982). Nitrogen-total. Pages 595-624. In A.L. Page, Ed. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Frankenberger, W.T.Jr. and M.A. Tabatabai (1980). Amidase activity in soils: I. Methods of assay. *Soil Sci. Soc. Am. j.*, 44: 282-287.
- Frankenberger, W.T.Jr. and M.A. Tabatabai (1991a). L-Asparaginase activity of soils. *Biol. Fert. Soils*, 11: 6-12.
- Frankenberger, W.T.Jr. and M.A. Tabatabai (1991b). L-Glutaminase activity of soils. *Soil Biol. Biochem.*, 23: 869-874.
- Jenkinson, D.S. and D.S. Powlson (1976). The effects of biocidal treatment on metabolism in soil. 5. A Method for Measuring Soil Biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 8: 167-177.
- Keeney, D.R. and D.W. Nelson (1982). Nitrogen-Inorganic Forms. Pages 643-698. In A.L. Page, Ed. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- McGill, W.B.; K.R. Cannon; J.A. Robertson and F.D. Cook (1986). Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic-C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.*, 66: 1-19.
- Page, A.L. (Ed.) (1982). *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.
- Sheldrick, B.H. and C. Wang (1993). Particle size distribution. Pages 499-511. In M.R. Carter (Ed.). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London, Tokyo.
- Skujins, J. (1978). History of abiotic soil enzyme research. Pages 1-49. In R.G. Burns (Ed.). *Soil Enzymes*. Academic Press, New York.
- Tabatabai, M.A. (1994). Soil enzymes. Pages 775-833. In R.W. Weaver; S. Angle; P. Bottomley; D. Bezdicek; S. Smith; A. Tabatabai. and A. Wollum (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2: Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America, Madison Wisconsin, USA
- Tabatabai, M.A. and J.M. Bremner (1972). Assay of urease activity soils. *Soil Biol. Biochem.*, 4: 479-487.
- Tan, K.H. (1993). *Principles of Soil Chemistry*. 2nd ed. Marcel Dekken Inc., New York.
- Voroney, R.P. and J.P. Winter (1993). Soil microbial biomass C and N. Pages 277: 286. In M.R. Carter (Ed.) *Soil Sampling and Method of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London, Tokyo.

Effects of Tetracycline on the Soil Microflora determined with Microtiter Plates and Respiration Measurement

Heinz-Christian Fründ, Andreas Schlösser, Heiner Westendarp

Introduction

Agricultural soils receiving organic manure may contain considerable amounts of antibiotics leading to elevated degrees of antibiotic resistance (Huysman et al. 1993). A general rise of antibiotic resistance in the environment is undesirable because it increases the risk of therapy-resistance in veterinary and human medicine.

Tetracyclines are still the most common antibiotics in animal husbandry (Winckler & Grafe 2000). Environmental concentrations have been estimated to range up to 22 g m⁻³ in pig manure and 0.9 mg kg⁻¹ in soil. Degradation of tetracyclines is slow; they have been found to persist in slurry under various treatments for more than 150 days (Winckler pers.com.).

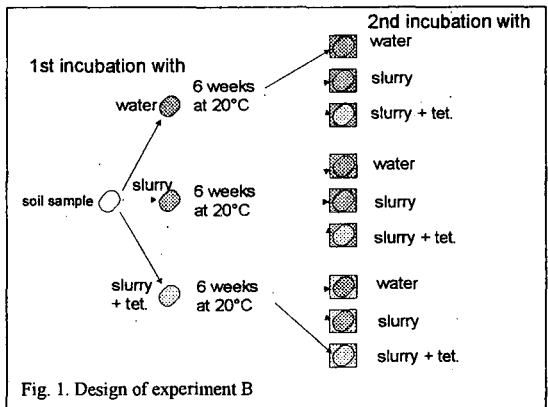
In search of a simple tool for monitoring antibiotic impacts in the soil we tested MPN-diluting in microtiter plates and the measurement of soil respiration in a Sapromat-like apparatus.

Material and Methods

a) Respiratory response after soil amelioration with slurry and tetracycline

Samples of agricultural topsoil were amended with S: pig slurry, ST: pig slurry + tetracycline, W: water, WT: water + tetracycline.

Soil samples are from the Ap (0-10 cm) of an arable cambisol (brown earth) of the soil monitoring programme of Lower Saxony (BDF 022-L). They are stored at -30°C and are kept at 6°C for at least 20 days prior to experimentation. Texture is sandy loam, pH 6.2, carbon content 1.7 %. For the experiments the soil was mixed with 20 g of pig slurry (liquid manure) per 150 g of soil with or without the addition of 20 mg Tetracycline-HCl (S, ST). In a control the slurry was replaced by water (W, WT; experiment A). After mixing the samples had a water content of ca. 100 % WHC. O₂-consumption of the treatments was monitored in duplicate aliquots of ca. 3 g in a sapromat-like respirometer (Scheu 1992) up to 140 hours at 20°C. In experiment B the treatment of samples was repeated after 6 weeks (Fig. 1).



b) Microbial densities with and without tetracycline in amended soils

5 g of soil samples incubated for 7 days at 20°C with slurry resp. water +/- Tetracycline-HCl were mixed with 20 ml poly-phosphate buffer (0.5 %) by shaking for 30 minutes. Solid particles were allowed to settle and a dilution series with yeast extract from the cleared upper phase was filled into the wells of BIOLOG-MT-Plates. BIOLOG-MT-Plates contain a tetrazolium dye serving as indicator for microbial growth. Colour development was recorded with a spectrophotometer after 2, 3 .. 7 days. Tetracycline-resistance was assessed by comparison of wells that received Tetracycline with those that did not. For range-finding in experiment A the microtiter plates were filled as shown in fig 2. In experiment B (1st incubation) the 12 columns of MT-plates contained serial soil dilutions in 0.5 % yeast extract from $5 \cdot 10^{-4}$ to $7.8 \cdot 10^{-11}$ in 1:5 steps. Row 1 is control (yeast extr. only), rows 2..8 are replicates of the dilution series. For each soil incubation one plate was set up with and without $10 \mu\text{g ml}^{-1}$ tetracycline-HCl respectively.

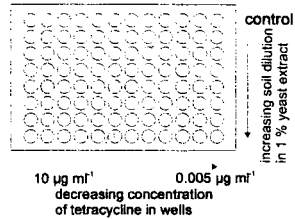


Fig. 2. Filling of MT-plates in experiment A to find the range of inhibitory tetracycline concentrations

Results

Respiratory response

The respiratory response of the amended soil in experiment A is shown in fig. 3. The growth of the soil microflora in response to slurry addition is clearly inhibited by the presence of tetracycline. Since there is no microbial growth after the incubation with water, tetracycline shows no inhibitory effect in the water-treatment. The respiratory response after the first incubation in experiment B is very similar to that in experiment A. After the second incubation in experiment B the inhibitory effect of tetracycline on microbial growth was less pronounced. It was virtually missing if the soil was already exposed to tetracycline 6 weeks before (Tab. 1). All incubations with tetracycline show a higher respiration in the stationary phase than those with slurry or water alone (tab.1: „mean respiration“). This may indicate stress metabolism.

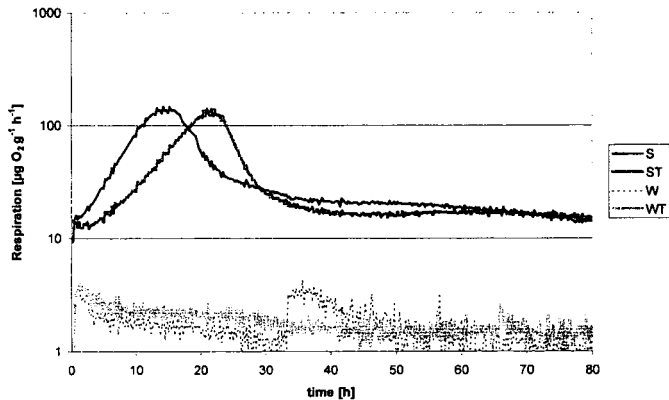


Fig. 3. Respiratory response of topsoil samples after the addition of slurry (S), slurry + 0.15 % tetracycline (ST), water (W), water + 0.15 % tetracycline (WT)

Tab. 1. Characteristic figures of soil respiration experiments. Mean respiration: mean of O₂-consumption in stationary phase (> 60 h after incubation)

Incubation	Mean respiration [$\mu\text{g O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$]				Time to reach peak- respiration		
	WT	W	ST	S	ST [h]	S [h]	lag ST-S [% of S]
Exp. A	1.4	1.2	14.9	13.8	22	15	45%
Exp. B; 1 st incub.		2.2	19.3	16.8	25	15	70%
Exp. B; 2 nd incub. of preincubation W		1.1	9.8	7.7	24	21	14%
Exp. B; 2 nd incub. of preincubation S		6.3	11.1	10.6	21	19	10%
Exp. B; 2 nd incub. of preincubation ST		5.8	11.5	10.9	22	22	0%

Microbial densities

Colour development in BIOLOG-MT plates at varying soil dilutions and tetracycline-concentrations (experiment A) is documented in fig. 4. A higher resistance against tetracycline after incubation with this antibiotic can be suspected in water-incubated samples at soil dilution E-3 (10⁻³) and tetracycline-concentrations 0.2 and 0.5 $\mu\text{g ml}^{-1}$ and in slurry-incubated samples at soil dilution E-4 and tetracycline-concentration 10 $\mu\text{g ml}^{-1}$. Consequently the second experiment after slurry incubation was conducted with a selective tetracycline concentration of 10 $\mu\text{g ml}^{-1}$.

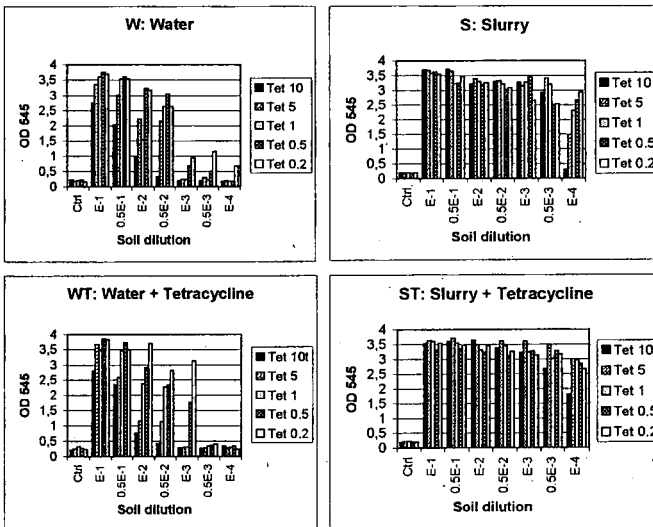


Fig. 4. Colour development after 72 h at varying soil dilutions and tet.-concentrations in BIOLOG MT-plates (exp. A). Tet 10..Tet 0.2 = tetracycline concentration in microtiter wells [$\mu\text{g ml}^{-1}$]

Fig. 5 shows the development of positive wells in MT-plates of experiment B. Positive wells are defined as having an OD585 of 0.8 or higher.

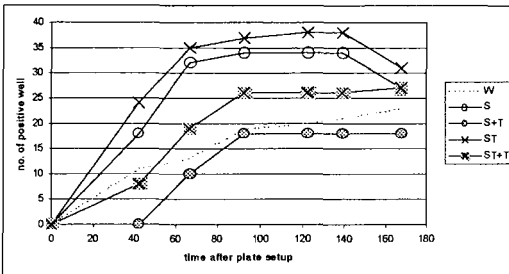


Fig. 5. Number of positive wells in successive readings of BIOLOG MT-plates with dilution series of soil samples set up with yeast extract with (+T) or without 10 µg ml⁻¹ tetracycline-HCl. Pre-treatment of soils (W, S, ST) is explained in fig. 1.

Tab. 2. MPN-calculated colour forming units (log CFU) in soil samples of experiment B (1st incubation) and resulting degrees of resistance against tetracycline

Soil incubation	MT – plate with ..		Degree of resistance ($\frac{CFU_{+Tet}}{CFU_{-Tet}}$)
	0.5 % yeast extract	0.5 % yeast extract + Tetracycl.	
Water	6.0		
Slurry	7.1	5.4	1.9 %
Slurry+Tet	7.4	6.3	8.0 %

Most probable numbers of colour forming microorganisms in the different soil substrates were calculated from the readings at time 139 h and are shown in tab. 2. Preincubation with slurry containing tetracycline did not reduce the overall microbial population compared to the preincubation with slurry alone. But the frequency of tetracycline resistant bacteria was higher by one order of magnitude in the soil exposed to this antibiotic. This is in accordance with Huysman et al. (1993) which found a 15 % degree of resistance in sulfite reducing clostridia in the plough layer of a manured field. Our MPN – microtiter assay is not specific for certain groups of microbia. It’s simplicity makes it useful for general surveying purposes.

Conclusions

- Amounts of Chloro-Tetracycline in the range of predicted environmental concentrations have a significant inhibitory impact on the growth of microorganisms in the soil.
- The application of pig slurry containing tetracycline results in an elevated degree of tetracycline-resistance in the soil microflora.
- Tetracycline-effects are still observable 6 weeks after application to the soil.
- MPN counts with microtiter plates offer an easy way to assess antibiotic resistance in the soil with only minimal demand on labor and equipment.

References

Huysman F, van Renterghem B, Verstraete W, 1993: Antibiotic resistant sulphite-reducing clostridia in soil and groundwater as indicator of manuring practices. - Water, Air, and Soil Pollution 69: 243-255.
 Scheu S, 1992: Automated measurement of the respiratory response of soil microcompartments: active microbial biomass in earthworm faeces. - Soil Biol. Biochem. 24: 1113-1118
 Winckler C, Grafe A, 2000: Ursachen der Schadstoffeinbringung in Wirtschaftsdünger - welche Rolle spielt der Tierarzneimittelsatz? I. Bodentage "Schadstoffeinträge in Böden" Gemeinschaftstagung ATV-DVWK und BVB, 8./9. Mai 2000, Hannover, 4 pp.

CHANGES OF BASIC INDICATORS OF CHERNOZEM FERTILITY IN THE STEPPE ZONE OF THE ALTAI REGION UNDER THE INFLUENCE OF LONG FARMING USE

Lidia M. Burlakova, Gennady G. Morkovkin

Chernozems of the arable lands in the steppe zone of the Altai Region are subjected to degradation. Constant organic matter deficiency in most of agricenosis reduces humus formation. Reduction of chernozem fertility, caused by intensive anthropogenic impact is observed; ability of soil self-regulation and keeping the basic components of fertility at a stable level is lost. Degradation processes that develop in chernozems have progressive character, and their further development may result not only in catastrophic drop of soil fertility. During 100 years of farming use more than half of soil humus content was lost, the rate of the losses is especially high at the present stage.

Among numerous factors of human influence on the environment the strongest is the lands development. Introduction of soils in farming, arable, use dramatically changes functions of ecological systems; this occurs, first of all, due to substitution of natural phytocenosis by artificial agricenoses. The distinctive feature of agricenosis compared to natural ones is their lower ability to self-regulation, due to removing part of biomass with the harvested crop.

The purpose of the research is to evaluate the degradation degrees in chernozems under long farming use in arable lands in the steppe zone of the Altai Region.

The object of the given research is chernozems of the steppe zone of the Altai Region.

Chernozems are the most fertile soils that represent the majority of arable lands in the Altai Region. Rational use of the natural wealth and the development of ways to increase these soils fertility is impossible without their deep research from the point of view of zone aspect (Burlakova, 1984).

Research data by L.M. Burlakova (1985, 1996), G.P. Belko, L.M. Burlakova, D.E. Vikulov (1985), D.E. Vikulov, V.A. Kozlov (1985) identify of the significant decrease of the humus content and humus potential in basic soils of the Altai Region. This is caused by water and wind soil erosion, also by mineralization, and humus use to grow crops with insufficient organic and mineral fertilizer application.

As far as degradation processes evaluation criterion is concerned, degradation intensity evaluation was used, that is determined by rates of soil properties changes, and values of negative changes in degraded soils during certain time period. We analyzed chernozem fertility transformation for 100 years of intensive farming use, as well as for the recent 20-25 years (data of 1993).

Altai State Agricultural University, Department of Soil Science and Agrichemistry, Krasnoarmeiskiy prospekt 98, Barnaul, 656099, Russia, Phone 3852-380587, fax 3852-380600

Chernozems of semi-humid wooded steppe at present are characterized by average and thin humus horizon.

At the same time leached average capacity and average loamy chernozems (Ch¹) have capacity fluctuation limits of 47.9 – 52.5 cm, that it is more than in the same kind of ordinary chernozems (Ch) (45.1 – 47.8). By Dr. Burlakova's (1984), the capacity of ordinary chernozems in the 60's was close, or a little bit higher than the humus horizon capacity of leached chernozems. Consequently, it is possible to assume that ordinary chernozems have a lower degree of resistance to influence of external unfavorable ecological conditions (ploughing, aeration, and active mineralization of organic matter, etc). The insignificant variation level of this attribute at present (5.8 – 14.9 %) in comparison with variation for leached chernozems of the given zone in the 60's (14 - 44 %) can demonstrate equalization of distinctions in humus horizon capacity for the specified period of time; the same regularity is observed also for ordinary chernozems.

Comparison of changes in humus horizons capacity of investigated soils (Table 1) allows to conclude, that ordinary average capacity and average loamy chernozems were to the greatest extent subjected to degradation influence, and that is obvious by the humus horizon capacity decrease.

According to the change of humus horizon capacity, thin, leached and ordinary chernozems were subjected to the first degradation degree. According to soil mass losses ordinary average capacity and average loamy chernozems can be characterized as average degraded (2nd degradation degree).

By L.M. Burlakova and Y.A. Polyakov (2000), the 2nd degradation degree means serious destruction processes, when it is necessary to put a question on the special way of soil use and economic activity.

Table 1: Change of humus horizon capacity and soil mass loss of wooded steppe chernozems during 27 years (data of 1967 by L.M. Burlakova (1984))

Soil	Humus horizon capacity, cm		Change of humus capacity and degradation degree			Soil mass loss		
	1967	1993	cm	% of 1967 ...	Degrad. degree	tons/ha	tons/ha per year	Degrad. degree
Ch ¹ _{1av.loam}	37	34,8	- 2,2	- 5,9	1	242	9	1
Ch ¹ _{2lowloam}	48	47,9	- 0,1	- 0,2	0	11	0,4	0
Ch ¹ _{2av.loam}	50	50,2	+ 0,2	+ 0,4	0	0	0	0
Ch _{1av.loam}	37	34,9	- 2,1	- 5,7	1	627	23	1
Ch _{2av.loam}	52	46,5	- 5,5	- 10,6	1	1166	43	2

Ch¹_{1av.loam} - Chernozem leached low capacity average loam

Ch¹_{2lowloam} - Chernozem leached average capacity low loam

According to the humus content in the top horizon leached and ordinary chernozems in the surveyed area belong to slightly and low humus ones. The analysis of humus content change of the present day soils, and the comparison with the data provided by L.M. Burlakova (1984), and particularly by I.P. Vydrin and Z.I. Rostovsky (1899), makes it obvious, that the humus content has considerably decreased (Table 2).

Table 2: Change of humus content in A horizon of temperate arid wooded steppe soils during 100 years of intensive farming use

Soil	Humus content, %			Decrease of humus content							
	1894	1967	1993	1894 - 1967			1967 - 1993			1894 - 1993	
				%	% of 1894	% per year	%	% of 1967	% per year	%	% of 1894
Ch ^l	6,3	5,11	4,18	1,19	18,9	0,016	0,93	18,2	0,034	2,12	33,7
Ch	7,8	5,03	3,85	2,77	35,5	0,038	1,18	23,5	0,044	3,95	50,6

The greatest reduction of the humus content is observed in ordinary chernozems. During 100 years of their agricultural use half of the humus percentage in the top horizon was lost. Average annual humus content reduction till 1967 was: in leached chernozems – 0.016 %; in ordinary chernozems – 0.038 %; after 1967 the annual drop of the humus content was 0.034 and 0.044 % in leached and ordinary chernozems accordingly. Leached chernozems reveal higher resistance to unfavorable, from the viewpoint of influence on the potential fertility level, anthropogenic impact. At the same time, increase of degradation processes intensity is observed at the present stage. All the above-stated causes great concern of the progressing transformation of chernozem properties, dramatic reduction of soil fertility.

Comparison of organic substances that enter the soil with the plant residue and organic fertilizers and their mineralization on the average for 1986-1992 has shown that there is the negative humus balance in soils.

The organic matter balance without deficiency is possible provided all the available organic fertilizers are applied, and 50 % of grain crops straw is ploughed into the soil.

Thus, to improve soil fertility and soil hydro-physical properties, it is necessary to take measures on soil fertility recovery. It is reasonable to replace half of clean fallows by green-manured fallows (*Melilotus*, *Onobrychis*) alongside with plowing the whole raised green matter into the soil and application of half the yield of grain crops straw. These measures will allow dramatically reduce humus deficiency in soils.

To summarize, it is possible to conclude that the process of chernozem formation in the steppe zone of the Altai Region is subjected to transformation. Constant organic matter deficiency in most of agrigenosis reduces humus formation. Reduction of chernozem fertility, caused by intensive anthropogenic impact is

observed; ability to soil self-regulation and keeping the basic components of fertility at a stable level is lost.

Degradation processes that develop in chernozems, are of progressing character; and such development can result not only in catastrophic drop of soil fertility, but also in loss of this soil type in its modern classification definition. In most cases the change of humus horizon capacity corresponds to the 1st degradation degree, the soil mass losses correspond to the 1st and 2nd degradation degrees.

The main process of chernozem formation – humus deposits, has undergone considerable changes. During 100 years of agricultural use the soils lost more than half of humus content, the loss rate is especially high at the present stage.

References:

Belko, G.P., Burlakova, L.M. and Vikulov, D.E. (1984): Agricultural Development in the Altai Region and Protection of Soil and Land Resources, in Environment Protection in the Altai Region. Rubtsovsk, p. 96-98.

Burlakova, L.M. (1984): Fertility of the Altai Chernozems in Agrigenosis System. Nauka Publishers, Novosibirsk, p. 198.

Burlakova, L.M. (1985): Issues of Soil Fertility Recovery, in Environment Protection in the Altai Region. Barnaul, p. 41-44.

Burlakova, L.M. (1996): Antropogenic Transformation of Chernozems in the Altai Region, in 2nd Soil Science Society Congress Proceedings, Vol. 2. St. Petersburg, p. 23-24.

Burlakova, L.M., Polyakov, Y.A. (2000): On Measures to Prevent Land Degradation Process in the Altai Region, in Increasing Agricultural Complex Sustainability in the Altai Region. ASAU, Barnaul, p. 76-80.

Vikulov, D.E., Kozlov, V.A. (1985): On Humus Dynamics in Arable Lands of Soil Zones in the Altai Region, in Environment Protection in the Altai Region. Barnaul, p. 45-46.

Vydrin, I.P., Rostovskiy, Z.I. (1899): Materials on Soil Research in the Altai District, Barnaul, p. 171.



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Tagung der AG „Bodenschätzung & Bodenbewertung“
26. bis 27. September 2000 in Halle/Saale

Band 93

2000

Die Zukunft der Bodenschätzung

Elmar Engel*

I. Zweck der Bodenschätzung

1. Steuerlich

Die Besteuerung der Nutzung von Grund und Boden ist eine der ältesten Steuerarten überhaupt. Schon im 17. und 18. Jahrhundert wurde in verschiedenen Ländern des Deutschen Reichs versucht diese Besteuerung zu objektivieren, indem die Bodenqualität (der Bodenertrag) neben der Flächengröße als Bemessungsgrundlage mit herangezogen wurde. Die Bodenschätzung auf der Basis des Bodenschätzungsgesetzes von 1934 stellt den Endpunkt dieser Entwicklung dar. Eine eingehendere Ermittlung der Bodengüte, die gleichzeitig und flächendeckend für ein großes Land wie Deutschland eingeführt und bis heute gepflegt worden ist, ist mir nicht bekannt. Es gibt allerdings auch in anderen Ländern Bemessungsgrundlagen für Grundbesitzabgaben (wie z. B. die *Revenu catastral* in Frankreich). Diesen liegt aber nicht eine der Bodenschätzung vergleichbare Beschreibung der Böden zugrunde.

Diese Beschreibung der Böden anhand von Millionen von Aufgrabungen bzw. Bohrungen erfolgte und erfolgt auch heute noch nach einem einheitlichen System, das sich an den durch Rechtsverordnung bekannt gegebenen - und vom Schätzungsbeirat eingestuft - ca. 4000 Musterstücken orientiert. Moderne technische Hilfsmittel, wie PC's und GPS werden heute von der für die Bodenschätzung zuständigen Finanzverwaltung bei den Schätzungsarbeiten im Gelände und bei der Aufbereitung der Schätzungsdaten eingesetzt.

2. Aussersteuerlich

Erst der Einsatz dieser Geräte und der damit verbundene Aufbau von entsprechenden Datenbeständen in digitaler Form hat der Bodenschätzung im Bereich der Bodennutzung und des Bodenschutzes neuen Schub verliehen. Dies wurde besonders deutlich bei der Tagung der Arbeitsgruppe „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ im Herbst 1998 in Frankfurt/Main. Die große Zahl von Tagungsteilnehmern aus dem nichtsteuerlichen Bereich war ein deutlicher Beleg dafür. Mittlerweile scheint es eine Selbstverständlichkeit zu sein, die Daten der Bodenschätzung bei der Ermittlung von erosionsgefährdeten Böden (siehe z. B. Internet – Adresse: eros_them.html) oder bei ähnlichen Fragestellungen zu nutzen.

* Bundesfinanzministerium BMF, Bonn

II. Zukünftige Durchführung der Bodenschätzung

Angesichts der gestiegenen aussersteuerlichen Bedeutung der Bodenschätzung stellt sich die Frage, ob die Bodenschätzungsarbeiten zukünftig weiterhin von der Finanzverwaltung oder auch von anderen Institutionen durchgeführt werden sollen. Für eine Änderung in der Zuständigkeit spricht die relativ stiefmütterliche Behandlung, die die Bodenschätzung hinsichtlich der personellen und organisatorischen Ausstattung bei den Finanzbehörden derzeit erfährt. Die Begründung dafür liegt in der Tatsache, dass ein mehr naturwissenschaftlich ausgerichtetes Element wie die Bodenschätzung nun mal ein Fremdkörper innerhalb eines Finanzamts ist.

Trotzdem bleibt die Bodenschätzung das Instrument zur ertragsabhängigen Besteuerung von landwirtschaftlichen Flächen. Mit der Bodenschätzung werden Besteuerungsgrundlagen geschaffen. D.h., mit Hilfe der Bodenschätzung legt der Staat fest, in welchem Umfang er den einzelnen Steuerpflichtigen bei bestimmten Steuern belasten will. Dies ist eine typische Aufgabe der Finanzverwaltung. Die Finanzverwaltung kann sich deshalb nicht aus der Bodenschätzung zurückziehen. Bereits ein Gutachten des Reichsfinanzhofs (RFH) aus dem Jahr 1940 (RSStBl. 1940 S. 337) kommt folgerichtig zu dem Ergebnis, dass das Bodenschätzungsgesetz ein Steuergesetz ist. Diese Feststellung des RFH hat bis heute ihre Gültigkeit behalten.

Es stellt sich allerdings die Frage, ob das Bodenschätzungsgesetz aus dem Jahre 1934 und die damit zusammenhängenden Rechtsvorschriften, wie z.B. die Durchführungsbestimmungen oder die Offenlegungsverordnung, heute noch zeitgemäß sind.

III. Überarbeitungsbedarf der Rechtsgrundlagen

Nach meiner Auffassung ist die wesentliche Rechtsgrundlage - das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) vom 16. Oktober 1934 (RGBl. I S. 1050) – aus folgenden Gründen zu überarbeiten bzw. neu zu fassen:

1. Legaldefinition der Ertragsmesszahl

Aus dem Gesetz heraus ist das für die Besteuerung maßgebliche Resultat der Bodenschätzung nicht erkennbar. Durch die Aufnahme einer Legaldefinition der „Ertragsmesszahl“ (EMZ) kann die notwendige gesetzliche Basis für diesen Rechtsbegriff geschaffen werden. Der konkrete Anlass hierfür ergibt sich aus der anstehenden Änderung des Be-

wertungsgesetzes (s. Beschluss der Finanzministerkonferenz (FMK) vom 5. Mai 2000), nach der u. a. die Ertragsmesszahl die Grundlage für die Bewertung der landwirtschaftlich genutzten Flächen unmittelbar darstellen soll. Darüber hinaus würde die Bezugnahme bereits geltender steuerlicher (z.B. § 55 Abs. 2 Nr. 1 EStG und § 142 Abs. 2 Nr. 1a BewG) und auch nichtsteuerlicher Regelungen (z.B. § 3 StlilG, § 6 FELEG, § 3 AusglLeistG und § 5 FIERwV) auf die EMZ auf eine rechtlich fundierte Basis gestellt.

2. Weitere Überarbeitung des Bodenschätzungsgesetzes

Der Wortlaut des BodSchätzG muss unter rechtsstaatlichen Gesichtspunkten überarbeitet werden, um die für ein Steuergesetz erforderliche Bestimmtheit zu erhalten. Das geltende BodSchätzG wurde noch auf der Basis des Ermächtigungsgesetzes vom 24. März 1933 (RGBl. I S. 141) unmittelbar durch die Reichsregierung erlassen. Mittlerweile ist es durch folgende Gesetze geändert worden:

- das Reichsnährstands-Abwicklungsgesetz vom 23. Februar 1961 (BGBl. I S. 119),
- das Bewertungsänderungsgesetz vom 13. August 1965 (BGBl. I S. 851),
- die Finanzgerichtsordnung vom 6. Oktober 1965 (BGBl. I S. 1477) und
- das Einführungsgesetz zur Abgabenordnung vom 14. Dezember 1976 (BGBl. I S. 3341).

Trotz dieser bereits durchgeführten Anpassungen weist das BodSchätzG aber auch heute noch erhebliche Mängel auf:

- Es enthält Weisungen, die die Verwaltungshoheit der Länder beeinträchtigen (§§ 3, 6, 7, 14 und 16 BodSchätzG) und
- eine Vielzahl von Verweisen auf vorkonstitutionelle Institutionen (z. B. „Landesbauernführer), die zwar beispielsweise durch das Reichsnährstands-Abwicklungsgesetz formal aufgehoben wurden, aber dennoch durch ihren Verbleib im Gesetzestext immer wieder eine negative Außenwirkung hervorrufen. Dies gilt auch für andere veralteten Regelungen zur Bodenschätzung, die bisher in nicht ausreichendem Umfang der aktuellen Verfassungswirklichkeit angepasst wurden.

Diese Mängel sollten bei nächster Gelegenheit beseitigt werden. Zusätzlich könnte aber noch durch eine entsprechende Klarstellung des Gesetzeszwecks in § 1 BodSchätzG gewährleistet werden, dass die Lieferung von Parametern der Bodenschätzung für nicht-steuerlichen Zwecke gesetzlich besser abgesichert wird. Damit könnten die Bodenschätzungsdaten beispielsweise den im Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502) in § 19 Abs. 2 und § 21 Abs. 4 vorgesehenen Bodeninformationssysteme-

men leichter zugänglich gemacht werden (vgl. a. das Umweltgutachten 2000, BT-Drs. 14/3363).

Im Rahmen einer Neufassung des BodSchätzG könnten darüber hinaus die wichtigsten Vorschriften für die Bodenschätzung im Gesetz selbst zusammen gefasst werden. Hierzu zählen insbesondere:

- die Durchführungsbestimmungen zum Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzDB) vom 12. Februar 1935 (RGBl. I S. 198) und
- die Verordnung über die Offenlegung der Ergebnisse der Bodenschätzung (BodSchätzOffVO) vom 31. Januar 1936 (RGBl. I S. 120).

Durch diese Zusammenfassung und der damit verbundenen Bereinigung ergäbe sich eine Erhöhung der Transparenz und eine erhebliche Vereinfachung für den Anwender.

Über die angesprochenen Änderungen hinaus sollten die Bodenschätzungsvorschriften im materiell-rechtlichen Bereich unangetastet bleiben, da die Kontinuität der Bodenschätzung zu wahren ist. Eingriffe in den materiell-rechtlichen Gehalt der Bodenschätzung stünden einer Vergleichbarkeit der Nachschätzungsergebnisse mit der bereits vorliegenden flächendeckenden Datenbasis entgegen und würden außerdem eine kostenmäßig nicht zu rechtfertigende allgemeine Neuschätzung der Böden bedingen.

IV. Ausblick

Solange die Ertragsfähigkeit (Qualität) der Böden für die Besteuerung landwirtschaftlicher Flächen von Bedeutung ist, wird man auf die Bodenschätzung nicht verzichten. Die Zukunft der Bodenschätzung innerhalb der Finanzverwaltung ist allerdings dann gefährdet, wenn landwirtschaftliche Flächen überhaupt nicht mehr den Realsteuern unterworfen werden oder wenn bei der Besteuerung auf das Merkmal „Bodenqualität“ verzichtet wird, was allerdings einem Schritt zurück in mittelalterliche Verhältnisse gleichkäme.

Sollte ein derartiges Szenario zur Realität werden, wird man überlegen müssen, ob der Erhalt und die Pflege der Bodenschätzung dann in andere Hände übergehen müssen. Auch privatwirtschaftliche Lösungen sind dabei denkbar. Eine nicht zu verantwortende volkswirtschaftliche Verschwendung wäre es jedenfalls, die Bodenschätzung einzustellen und die vorhandenen Daten nicht mehr zu aktualisieren.

Methodische Ansätze der Bodenbewertung auf rekultivierten Bergbauflächen

Tamas Harrach

Bodenbewertung

Die Bewertung des Bodens als Standort landwirtschaftlicher Produktion ist grundsätzlich eine agrarökonomische Aufgabe, die jedoch nur interdisziplinär bewerkstelligt werden kann (HARRACH 1987). Teilaufgaben der Bodenbewertung sind:

- a) die Ermittlung des Ertragspotentials des Bodens bzw. des Standortes
- b) die Ermittlung der zur Realisierung des Ertragspotentials notwendigen Aufwendungen, vor allem der standortspezifischen Bewirtschaftungsschwernisse wie Hangneigung, Vernässung, zu hoher Tongehalt usw.

Die Bodenschätzung nach dem 1934 erlassenen Gesetz über die Schätzung des Kulturbodens ist eine vereinfachte Bodenbewertung auf empirischer Grundlage, die sich in der Praxis im Großen und Ganzen bewährt hat.

Besondere Probleme der Bodenbewertung auf Rekultivierungsflächen

1. In der Regel herrscht eine große Heterogenität der Böden vor; zu ihrer Inventur sind besondere flächendifferenzierende Untersuchungsmethoden erforderlich.
2. In den meisten jungen, noch wenig entwickelten Böden haben sich manche diagnostische Merkmale, die sowohl für die bodenkundliche Kartierung als auch bei der amtlichen Bodenschätzung bedeutsam sind, noch nicht in typischer Weise ausgeprägt (z. B. das Humusprofil oder Hydromorphiemerkmale). Dies erschwert die Bodenbeurteilung nur anhand des Pürckhauer-Bohrstocks.
3. Junge Böden entwickeln sich gewöhnlich rasch weiter. Dies betrifft vor allem den Humusgehalt, die biologische Aktivität, die Garefähigkeit, den Kulturzustand, d.h. Bodeneigenschaften, die weniger die Ertragsfähigkeit, sondern stärker den Bewirtschaftungsaufwand beeinflussen. Diesbezügliche Bodenqualitätsmängel sind von vorübergehender Natur mit abnehmender Tendenz.
4. Auf Rekultivierungsflächen sind starke Bodenverdichtungen mit erheblicher Beeinträchtigung der Durchwurzelbarkeit und Begrenzung des Ertragspotentials weit verbreitet. Eine korrekte Beurteilung des Verdichtungsgrades und der Lockerungsbedürftigkeit ist mit dem Pürckhauer-Bohr-

stock nicht möglich. In Profilgruben dagegen läßt sich die Packungsdichte unter besonderer Berücksichtigung der Wurzelverteilung einfach und sicher feststellen (HARRACH & VORDERBRÜGGE 1991, TENHOLTERN et al. 1996, DIN 19682-10 (1998), TENHOLTERN 2000).

5. Nicht selten existieren erhebliche Interessengegensätze zwischen Verursacher und Entschädigungsberechtigten bezüglich der Bodenqualität auf rekultivierten Flächen. Nur eine zuverlässige Bodenbewertung kann zu Gerechtigkeit führen.

Ermittlung des Ertragspotentials

Der bei optimalem Bewirtschaftungsaufwand erzielbare Höchstertrag nach Maßgabe guter fachlicher Praxis entspricht dem Ertragspotential, dessen absolute Höhe nicht nur vom Boden und Klima, sondern auch von der jeweiligen ökonomischen, technischen und agrarpolitischen Situation abhängt. Zur vergleichenden Bewertung von Böden eignet sich jedoch auch die relative Höhe des Ertragspotentials. So haben sich auch in der amtlichen Bodenschätzung die Relativzahlen ohne Zweifel bewährt.

Unter den gegebenen ökonomischen, technischen und klimatischen Bedingungen Mitteleuropas wird das Ertragspotential (Ertragsfähigkeit) des Bodens so gut wie ausschließlich durch seine Wasserversorgung bestimmt. Mit gewissen Einschränkungen kann die nutzbare Wasserkapazität des Wurzelraumes (nFKWe bzw. nFKdB) als Maß für das relative Ertragspotential angesehen werden (HARRACH 1987). Die Einschränkungen betreffen

- a) das Klima: das genannte Maß ist nur unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen direkt anwendbar; es kennzeichnet das Ertragspotential in Gebieten mit negativer klimatischer Wasserbilanz während der Vegetationszeit und mit Niederschlagsüberschuß in anderen Jahreszeiten (Auffüllen der Speicherkapazität, das z. B. in Schwarzerdegebieten nicht in jedem Jahr erfolgt)
- b) den Grundwasseranschluß: dieser erhöht verhältnismäßig selten das Ertragspotential
- c) die Düngung: unter den gegenwärtigen ökonomischen Bedingungen begrenzt ein etwaiger Nährstoffmangel nicht das Ertragspotential (höchstens den Ertrag), da er durch Düngung behoben werden kann
- d) Nutzungsbeschränkungen durch behördliche Auflagen.

Die allgemeine Wertschätzung, die der amtlichen Bodenschätzung zuteil wird, läßt sich mit Ertragsstatistiken untermauern, die eine positive Beziehung zwischen den Bodenzahlen und den Erträgen belegen. Andererseits lassen sich auch zwischen den Bodenzahlen und der nutzbaren Wasserspeicherkapazität der Böden (nFKdB) Korrelationen nachweisen (HARRACH 1987, SAUER 1998, PETER et al. 1999).

Aufgrund letztgenannter Beziehung kann das Ertragspotential von rekultivierten Böden aus ihrer nutzbaren Wasserkapazität (nFKdB) abgeleitet werden. Dazu wird zunächst in einem klimatisch

einheitlichen Gebiet die statistische Beziehung zwischen Bodenzahl und nFKdB für gewachsene Böden in Form von Regressionskurven ermittelt. Dann wird die nFKdB auf rekultivierten Flächen flächendifferenzierend bestimmt. Dies kann nur in Profilgruben und unter Berücksichtigung flächendeckender Ertragsbonituren sorgfältig geschehen. Als Profilgrubentransekte haben sich offene Dränggräben bewährt.

Anhand der o.g. Regressionskurve kann ermittelt werden, welche Bodenzahl der jeweiligen nFKdB entspricht. Diese Bodenzahl, die nicht nach dem Ackerschätzungsrahmen bestimmt wird, bezeichnen wir als *Ersatzbodenzahl* oder *Äquivalent-Bodenzahl*. Sie gibt das Ertragspotential des Bodens als Relativzahl an.

In der Endbewertung des Bodens muß noch berücksichtigt werden, daß zur Realisierung des Ertragspotentials auf rekultivierten Flächen in der Regel höhere Bewirtschaftungsaufwendungen notwendig sind als auf gewachsenen, sog. unverritzten Böden.

Flächendifferenzierende Untersuchungen

Die große Heterogenität der Böden und die mangelnde Eignung des Pürckhauer-Bohrstocks zu ihrer Beurteilung zwingen zu alternativen Untersuchungsmethoden. Hierzu bieten sich zwei jahreszeitlich bedingte methodische Ansätze an:

- a) Während der Abtrocknungsphase im Frühjahr lassen sich auf nicht oder unvollständig bedeckten Ackerflächen wichtige Qualitätsmängel des Bodens auf der Bodenoberfläche visuell direkt erkennen.
- b) Vor der Ernte zeichnet der Kulturpflanzenbestand - besonders nach längeren Trockenperioden - Unterschiede in der Ertragsfähigkeit gut nach. Die Pflanzen reagieren sehr deutlich auf unterschiedliche Wasserversorgung, so auch auf unzureichende Durchwurzelbarkeit des Unterbodens infolge Schadverdichtung. Daher ist der Kulturpflanzenbestand ein hervorragender Indikator der Bodenqualität.

Bonitur des Bodenzustandes und des Pflanzenbestandes im Frühjahr

Bei einer systematischen Begehung der Flächen im Frühjahr während der Abtrocknungsphase lassen sich u.a. folgende Erscheinungen gut beobachten und kartenmäßig erfassen:

- Vernässungen, Vernässungsgrade (TENHOLTERN 2000)
- Bodenverschlammung; da der Verschlammungsgrad von der Textur des Oberbodens abhängt, können Bodenartenunterschiede während der Abtrocknung durch Begehung flächenhaft kartiert werden
- Humusgehalt und Skelettgehalt
- Erosionserscheinungen.

Auch großmaßstäbige Luftbilder aus der Zeit der Abtrocknung können sehr hilfreich sein.

Kulturpflanzenbestand als Indikator

Vor der Ernte - besonders in Trockenjahren - kann die Ertrags Erwartung durch flächenhafte Begehung der Flächen bonitiert und die Bonität kartiert werden (SELIGE 1997, TENHOLTERN 2000).

Flugzeuggestützte Multispektralscanner eignen sich hervorragend zur Bonitur von Pflanzenbeständen auf dem Wege der Fernerkundung (SELIGE 1997). Diese ausgezeichnete Technik ist jedoch leider recht kostspielig.

Die automatisierte Ertragskartierung beim Mähdrusch, die zunehmend Verbreitung findet, kann bei umsichtiger und fachkundiger Interpretation der Ertragskarten ein wichtiges Hilfsmittel zur flächenhaften Ermittlung der Ertragsfähigkeit rekultivierter Böden darstellen.

Literatur:

- HARRACH, T. (1987): Bodenbewertung für die Landwirtschaft und den Naturschutz. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung, H. 28, 184 - 190.
- HARRACH, T. & TH. VORDERBRÜGGE (1991): Die Wurzelentwicklung von Kulturpflanzen in Beziehung zum Bodentyp und Bodengefüge. Ber. über Landwirtschaft: 204. Sonderheft: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 2, 69-82.
- PETER, M., S. SAUER & S. SIEBERT (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, S. 62 - 68.
- SAUER, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 285-288.
- SELIGE, T. (1997): Flächenhafte Diagnose von Standorteigenschaften rekultivierter Böden mittels Bioindikation und digitaler flugzeuggestützter Fernerkundung. Diss. Inst.f. Bodenkunde und Bodenerhaltung der JLU Gießen; Hrsg.: Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V., Köln.
- TENHOLTERN, R. (2000): Bodengefüge, Durchwurzelung und Ertrag als Indikatoren für Lockerungsbedürftigkeit und Lockerungserfolg auf rekultivierten Standorten im rheinischen Braunkohlenrevier. Diss. Gießen, SR Boden und Landschaft, Bd. 28.
- TENHOLTERN, R., G. DUMBECK & T. HARRACH (1996): Standortbeurteilung auf rekultivierten Flächen im rheinischen Braunkohlenrevier. In: Von den Ressourcen zum Recycling; S. 141-153; Hrsg.: Alfred-Wegener-Stiftung.

Erstellung einer Konzeptbodenkarte des Tagebaus Peres (Freistaat Sachsen) auf Grundlage der Bodenschätzung (Poster zur 2. Fachtagung AG Bodenschätzung und Bodenbewertung: "Bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden", 26. bis 27. September 2000 in Halle/Saale)

¹⁾ Holger Joisten, ²⁾ Markus Wolf

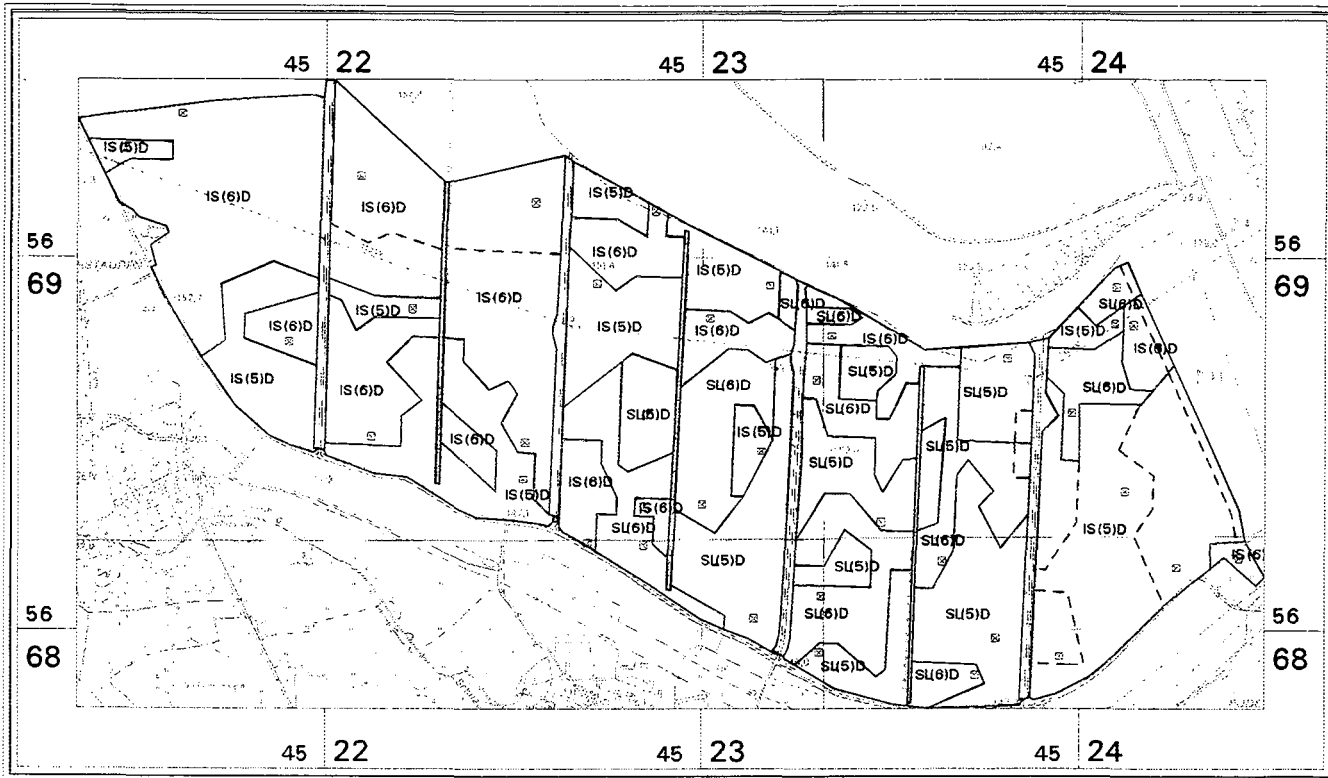
Das Tagebaugelände Peres (Freistaat Sachsen) wurde nach erfolgter Rekultivierung in den Jahren von 1979 bis 1988 in die landwirtschaftliche Nutzung einbezogen. 250 ha Kippenflächen unterlagen im Rahmen eines Flurbereinigungsverfahrens einer Neubewertung durch die Bodenschätzung (1997). Im 50-m-Raster wurden insgesamt ca. 1000 Einschlüsse mit dem Bohrstock vorgenommen, davon 39 beschriebene Grablöcher angelegt. Ausgangspunkt dieser Bodenschätzung war ein 1994 angelegtes und bewertetes Musterstück. Die als Ergebnis der Bodenschätzung abgegrenzten Klassenflächen enthalten, wie zur Zeit bei Erstschätzungen von Neukulturböden üblich, keine Angabe der Zustandsstufe. Jedoch wurde bei der Vergabe der Bodenwertzahlen an Hand des Schätzungsrahmens eine Zustandsstufe zu Grunde gelegt (in Abb. 1 im Klassenzeichen als Klammerwert angegeben; Bodenwertzahlen aus Darstellungsgründen hier nicht angegeben). Bei einer zu einem späteren Zeitpunkt durch zu führenden Nachschätzung wird die Vergabe einer Zustandsstufe, wie bei der Schätzung gewachsener (natürlicher) Böden, endgültig vollzogen. Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung lassen sich mit Hilfe DV-gestützter Erfassung und Übersetzung, basierend auf definierten Regelwerken, in bodenkundliche Daten nach der Deutschen Bodensystematik (Grundlage: Bodenkundliche Kartieranleitung, KA4) transformieren. Die hier verwendeten Programme wurden im **Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Referat: Bodenkartierung, Geochemie** erstellt. Sie sind das Ergebnis langjähriger Auswertungen von Bodenschätzungsdaten, wobei in intensiver Feldarbeit repräsentative, klassenflächentypische Grablochbeschreibungen mit Bodenprofilaufnahmen gleichen Ortes verglichen wurden. Das hieraus entwickelte Regelwerk zur Übersetzung von Bodenschätzungsdaten wurde an die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLFb) angelehnt. Abänderungen und Neuerungen ergaben sich grundsätzlich durch die Umstellung auf auswertbare Datenfelder der KA4, die regionale Anpassung an sächsische Bodenverhältnisse, insbesondere bei der Auswertung von Bodenschätzungsansprüchen auf Kippen (Neukulturböden), sowie durch die erstmalige automatisierte Ermittlung des Substrattyps, der Schichtung von Zusammensetzung und Herkunft des Ausgangsmaterials der Bodenbildung und des Bodentyps (Tab.1). Die Anwendung spezieller Sortierungs- und Gruppierungsprogramme zur Aggregation von Bodenformen ist inzwischen ein fester Bestandteil der Auswertung der Bodenschätzung im LfUG.

Die Konzeptbodenkarte des Tagebaus Peres (Abb.2) ist ein Beispiel für die DV-gestützte Auswertung von Daten der Bodenschätzung auf Neukulturf Flächen. Sie zeigt die grosse Vielfaltigkeit der Kippsubstrate als Resultat unterschiedlicher Bewertungen durch die Bodenschätzung. Im Vergleich zur Kippsubstratkarte 1:10000 (KSK 10, LfUG 1997) bietet die hier dargestellte Konzeptbodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung eine gute, differenziertere Ergänzung.

¹⁾ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Halsbrücker Str. 31 a, 09599 Freiberg

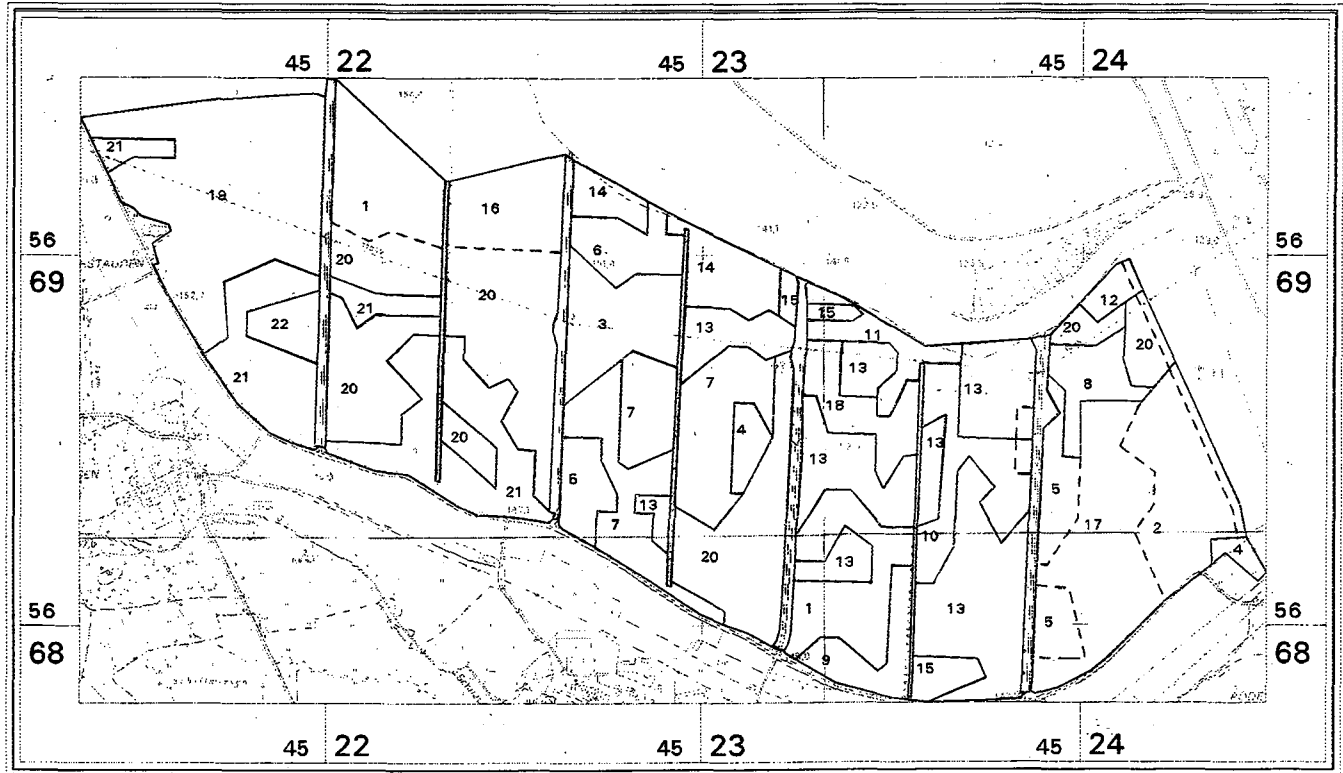
²⁾ Finanzamt Zwickau-Land, Äußere Schneeberger Str.62, 08056 Zwickau

Abb. 1: Darstellung der Klassenflächen



☒ Lage der Grablöcher

Abb. 2: Konzeptbodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung



Tab. 1: Legende zur Konzeptbodenkarte

	SSTRYP	ZUHER/GENESE	BOTYP
1. Pararendzina aus kiesführendem Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-(k)css[Gf]	Gf,oj	RZn
2. Pararendzina aus kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kiesführendem Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj -(k)cls/oj-(k)css[Gf]	Gf,oj	RZn
3. Pararendzina aus kiesführendem Kipp-Kalklehsand über Kipp-Kieskalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-(k)cls/oj-kcss[Gf]	Gf,oj	RZn
4. Pararendzina aus kiesführendem Kipp-Kalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj -(k)cls[Gf]	Gf,oj	RZn
5. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen über kies-, kohleführendem Kipp-Kalklehsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls[Gf]oj-(k)c(x)ls[Sbrk]	Gf,oj\Sbrk,oj	RZn
6. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen über kiesführendem Kipp-Kalkschluffton aus Geschiebemergel	oj-(k)cls[Gf]oj-(k)cut[Mg]	Gf,oj\Mg,oj	RZn
7. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen über kiesführendem Kipp-Kalkkohlereinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls[Gf]oj-(k)cxss[Sbrk]	Gf,oj\Sbrk,oj	RZn
8. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen über kohleführenden Kipp-Kieskalkreinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls[Gf]oj-ke(x)ss[Sbrk]	Gf,oj\Sbrk,oj	RZn
9. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kies-, kalkführendem Kipp-Kohlereinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls/oj-(k)c(x)ss[Sbrk]	Sbrk,oj	RZn
10. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kies-, kohleführendem Kipp-Kalkreinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls/oj(k)c(x)ss[Sbrk]	Sbrk,oj	RZn
11. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kiesführendem Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-(k)cls/oj-(k)css[Gf]	Gf,oj	RZn
12. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kiesführendem Kipp-Kalkreinsand aus Braunkohlensand	oj -(k)cls/oj-(k)css[Sbrk]	Sbrk,oj	RZn
13. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über kiesführendem Kipp-Kalkkohlereinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls/oj-(k)cxss[Sbrk]	Sbrk,oj	RZn
14. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-(k)cls'oj-css[Gf]	Gf,oj	RZn
15. Pararendzina aus flachem kiesführendem Kipp-Kalklehsand über Kipp-Kieskalkkohlereinsand aus Braunkohlensand	oj-(k)cls'oj-kcxss[Sbrk]	Sbrk,oj	RZn
16. Pararendzina aus kiesführendem Kipp-Kalkschluffton aus Geschiebemergel	oj -(k)cut[Mg]	Gf,oj\Mg,oj	RZn
17. Pararendzina aus flachem Kipp-Kalklehsand über Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-cls'oj-css[Gf]	Gf,oj	RZn
18. Pararendzina aus kalkführendem Kipp-Kieskohlelehsand aus Braunkohlensand über Kipp-Kieskalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-k(c)xls[Sbrk]/oj-kcls[Gf]	Sbrk,oj; Gf,oj	RZn
19. Pararendzina aus Kipp-Kieskalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-kcss[Gf]	Gf,oj	RZn
20. Pararendzina aus Kipp-Kieskalklehsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-kcss[Gf]	Gf,oj	RZn
21. Pararendzina aus flachem Kipp-Kieskalklehsand über kiesführendem Kipp-Kalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-kcls'oj-(k)css[Gf]	Gf,oj	RZn
22. Pararendzina aus flachem Kipp-Kieskalklehsand über Kipp-Kieskalkreinsand von glazifluviatilen Ablagerungen	oj-kcls'oj-kcss[Gf]	Gf,oj	RZn

Bewertung rekultivierter Flächen mit landwirtschaftlicher Nutzung

Ansätze aus Forschung und Praxis in der Schweiz

Manfred Kaufmann und Silvia Tobias¹

Problemstellung

Zum nachhaltigen Umgang mit der Ressource Boden gehört die Rekultivierung von vorübergehend durch Bautätigkeiten beanspruchten Flächen. In der Schweiz sind dies vor allem Bauinstallationsplätze, Kiesabbaustellen, Leitungsbaustellen und Geländeauffüllungen. Obwohl die meisten Rekultivierungen eher kleinflächig sind, oft in der Grössenordnung von wenigen Hektaren, umfassen sie im Kanton Zürich doch 3 – 6% der landwirtschaftlich genutzten Flächen ausserhalb der Bauzonen.

Rekultivierungen erfolgen in den meisten Fällen mit dem Ziel der Wiederherstellung eines landwirtschaftlich nutzbaren, fruchtbaren und ertragreichen Bodens. Bei unsachgemässer Ausführung der Rekultivierungsarbeiten oder der nachfolgenden Bewirtschaftung werden rekultivierte Böden aber physikalisch geschädigt und in ihrer Fruchtbarkeit langfristig eingeschränkt. In der schweizerischen Umweltschutzgesetzgebung (Verordnung über die Belastung des Bodens, 1998) wird der physikalischen Belastung von rekultivierten Böden deshalb besondere Beachtung geschenkt. Geschüttete Böden dürfen nur soweit physikalisch belastet werden, dass ihre Fruchtbarkeit langfristig gewährleistet bleibt.

Von der Planung bis zur Bewirtschaftung von Rekultivierungen können Interessenskonflikte zwischen den Ansprüchen der Bodenschutzbehörden, des ausführenden Unternehmers und des Bewirtschafters auftreten. Aus der Sicht des Bodenschutzes müssen an die Erstellung und Bewirtschaftung von rekultivierten Flächen hohe Anforderungen gestellt bzw. Grenzen gesetzt werden. Der Unternehmer ist an einer wirtschaftlichen Rekultivierungsweise mit möglichst wenig Einschränkungen interessiert und der Bewirtschafter strebt einen kurz- und mittelfristig hohen Ertrag ohne Bewirtschaftungseinschränkungen auf den Flächen an. Bei der Bewertung des Rekultivierungserfolges müssen die Interessen aller Beteiligten berücksichtigt werden. Nur so lassen sich die Erstellung und die Bewirtschaftung von Rekultivierungen auch im Hinblick auf den Bodenschutz optimieren. Der vorliegende Beitrag geht auf die Bewertungspraxis bei Rekultivierungen in der Schweiz ein und zeigt einen neuen Ansatz für ein integrales bodenphysikalisches Bewertungssystem auf.

Bewertung von rekultivierten Flächen in der Praxis

Das Vorgehen beim Erstellen einer Rekultivierung von der Planung bis zur Abnahme ist in der Schweiz in branchenverbindlichen Richtlinien oder Normen definiert (Fachverband Sand und Kies, 1987, in Uebersetzung; Verband Schweizerischer Strassenfachleute, 1999). Zusätzlich haben einzelne Kantone separate Vorschriften erlassen. Gemeinsam setzen diese Richtlinien und Vorschriften vor allem auf Schadensprävention durch eine fachgerechte Rekultivierung und Folgebewirtschaftung unter Berücksichtigung der Tragfähigkeit des Bodens. Bei wichtigen Arbeitsschritten werden Abnahmeprotokolle verlangt (Rohplanie, Schüttung Unterboden, Zwischenbegrünung, Schüttung Oberboden, Rückgabe an Bewirtschafter).

In der gängigen Vollzugspraxis wird anhand der Abnahmeprotokolle die Einhaltung der Richtlinien kontrolliert. Bei der Schlussabnahme und Rückgabe an den Bewirtschafter (nach 3 – 5 Jahren

¹ Institut für Kulturtechnik, ETH Zürich, 8093 Zürich, e-mail: manfred.kaufmann@ifk.baug.ethz.ch

Folgebewirtschaftung) wird auf der Fläche eine grobe Beurteilung von Horizontmächtigkeit, Bodengefüge, Oberflächenstruktur, Skeletthalt, Verdichtungs- und Vernässungsanzeichen mit Hilfe von Spatenprobe und/oder Bohrstock vorgenommen. Bei offensichtlichen Mängeln können Meliorationsmassnahmen (z. B. Tieflockerung, Entsteinung, etc.) verlangt werden. Eine allgemeine Bewertung der Bodenqualität auf der ganzen Fläche bleibt in der Regel aus.

Für natürlich gewachsene, landwirtschaftlich genutzte Böden existiert auch in der Schweiz ein Punktesystem zur Bewertung (Bonitierung) von landwirtschaftlich genutzten Böden (Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 1997). Die untersuchten Flächen werden aufgrund ihrer Bodeneigenschaften, dem Relief und dem Klima nach dem Ansatz der limitierenden Faktoren auf einer Skala zwischen 0 – 100 Punkten eingestuft. Diese Bodenbonitierung wird vor allem bei Güterregulierungen, wo es um die Festlegung einer Tauschwertes geht, angewandt. Im Prinzip kann das Bonitierungs-system unverändert auf rekultivierte Flächen übertragen werden. In der Praxis findet es aber aufgrund des erheblichen Kartieraufwandes auf den oft sehr heterogenen Rekultivierungen kaum Verwendung.

Damit wird insgesamt bei der Flächenbewertung von Rekultivierungen ein pragmatischer Ansatz der Mängelidentifikation verfolgt. Die in der Umweltschutzgesetzgebung geforderte langfristige Gewährleistung der Bodenfruchtbarkeit kann mit dem bestehenden Ansatz nur ungenügend überprüft werden. Von Seiten der Bodenschutzbehörden besteht deshalb Bedarf nach einem einfachen und dennoch aussagekräftigen Verfahren für die Bewertung und Erfolgskontrolle von Rekultivierungen. Im Vordergrund stehen feldbodenkundliche Methoden, die im Bedarfsfall durch analytische Methoden ergänzt werden können.

Integrale Beurteilung der Bodenqualität von Rekultivierungen

Die Eignung eines geschütteten Bodens für landwirtschaftliche Nutzung kann im lockeren Zustand durch eine erhöhte Empfindlichkeit bei Befahrung begrenzt werden und im dichten Zustand durch ungünstige bodenphysikalische Eigenschaften für das Pflanzenwachstum (eingeschränkte Funktionalität) limitiert werden. Die integrale bodenphysikalische Qualität auf landwirtschaftlich genutzten Rekultivierungen wird deshalb im vorliegenden Bewertungsansatz in Abhängigkeit von Empfindlichkeit und Funktionalität des Bodens ausgedrückt (siehe Abbildung 1).

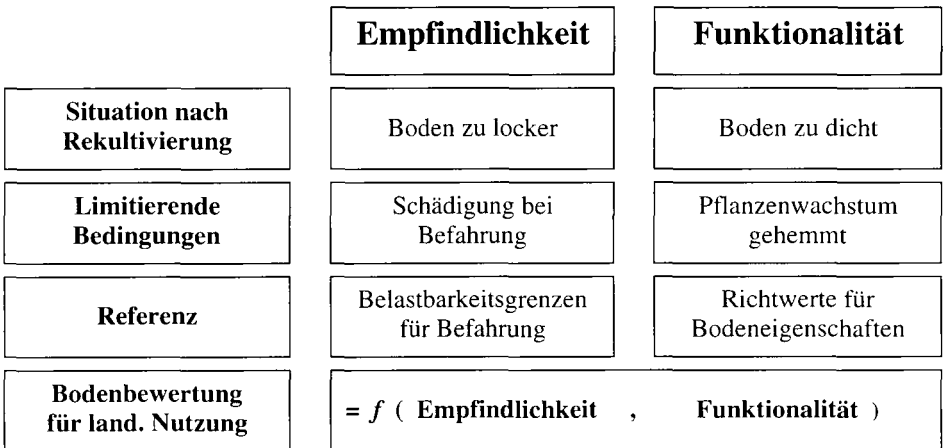


Abbildung 1: Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Rekultivierungen

Die Bewertung der Empfindlichkeit erfordert Kenntnisse zu den funktionalen Zusammenhängen zwischen der mechanischen Belastung von frisch geschütteten Böden und der Veränderung ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften. Zur Beurteilung der Funktionalität (hier für die Eignung als Pflanzenstandort) müssen Bewertungsmassstäbe für bodenphysikalische Messgrössen definiert werden.

Von der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz wurde in Bezug auf den physikalischen Bodenschutz ein Konzept zur Umsetzung der rechtlichen Umweltschutzvorgaben erstellt (BGS, 1999). Es deckt die ganze Kausalkette bei mechanischer Bodenbelastung ab, von der Ursache (ausgedrückt als Radlast, Kontaktflächendruck, etc.), über die Empfindlichkeit (ausgedrückt als aktuelle Saugspannung, Vorbelastung, Scherfestigkeit, etc.) bis zur Wirkung als Veränderung der physikalischen Bodeneigenschaften. Das Konzept sieht vor, auf der Ursachenseite Grenzwerte der zulässigen mechanischen Belastung in Abhängigkeit der Belastbarkeitsgrenzen des Bodens festzulegen und auf der Wirkungsseite bodenphysikalische Richtwerte zur Funktionalität des Bodens zu definieren. Der vorliegende neue Bewertungsansatz für die bodenphysikalische Qualität von rekultivierten Flächen gründet auf den im Konzept verlangten Belastbarkeitsgrenzen als Massstab für die Empfindlichkeit und den Richtwerten als Massstab für Funktionalität eines Bodens.

Konkret wird die Empfindlichkeit von Böden anhand der Vorbelastung und der bei Befahrung zu erwartenden Vorbelastungsänderung abgeschätzt. Die Funktionalität wird mittels einem Set von quantitativen und qualitativen bodenphysikalischen Bewertungskriterien (Trockrohddichte, Lagerungsdichte, Grobporenvolumen, nutzbare Feldkapazität, Eindringwiderstand, gesättigte Leitfähigkeit, Textur, Profilsprache) beurteilt. Für die einzelnen Bewertungskriterien können individuell Richtwerte und Bewertungsmassstäbe aufgrund von Literaturangaben abgeleitet werden. Weil die Bewertungskriterien aber teilweise voneinander abhängig sind, ist die Gesamtbewertung der Funktionalität nicht einfach die Summe der einzelnen Kriterienbewertungen. Für die Gesamtbewertung werden deshalb verschiedene Verfahren untersucht:

- Bewertung der Funktionalität nach dem am stärksten limitierenden Einzelkriterium
- Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen mehreren Einzelkriterien, zum Beispiel über die Bestimmung und Bewertung des Wassergehaltbereiches, bei dem das Pflanzenwachstum weder durch Wasserstress, mangelnde Durchlüftung und wachstumshemmenden Eindringwiderstand limitiert wird (da Silva und Kay, 1997)

Ziel des Forschungsprojektes ist es, eine auf quantitative und qualitative Daten abgestützte Bewertungsmethode für rekultivierte Flächen zu entwickeln und das Verfahren soweit zu vereinfachen, dass es auch in der Praxis für die Flächenbewertung eingesetzt werden kann.

Referenzen

- Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz, 1999: Physikalischer Bodenschutz, Konzept zur Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Umweltschutzgesetz und in der Verordnung über Belastungen des Bodens. Juris Druck und Verlag, Dietikon
- da Silva, A. P., Kay, B. D., 1997: Estimating the least limiting water range of soil from properties and management. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 61
- Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 1997: Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden. Schriftenreihe der FAL 24, Zürich
- Fachverband Sand und Kies und Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau, 1987: Kulturland und Kiesabbau, Richtlinien für die Rückführung von Abbaugebieten in die Landwirtschaft. Nidau
- Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute, 1999: Erdbau, Boden; Eingriffe in den Boden, Zwischenlagerung, Schutzmassnahmen, Wiederherstellung und Abnahme. Zürich

Erfahrungen bei der Bodenschätzung von rekultivierten Böden im hessischen Braunkohlentagebauegebiet

von

Keil, B* ; Schäfer, K.P.**

I Einleitung

In Folge des Braunkohlenabbaus der PreussenElektra Aktiengesellschaft (PREAG) sind in der nordöstlichen Wetterau (Horloffgraben) – Raum Wölfersheim – und in der Nordhessischen Senke – Raum Borken – rekultivierte Böden entstanden. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich insbesondere auf die Wetterau, in der am 30. September 1991 die Förderung von Braunkohle eingestellt wurde.

Der Horloffgraben liegt nördlich von Frankfurt am Main. Naturräumlich gehört das Gebiet noch zum Rhein–Main-Tiefland. Die Höhenlage schwankt zwischen 120 m bis 160 m über NN. Die durchschnittliche Jahreswärme liegt zwischen 8,4°C und 9,4°C. Die Niederschläge belaufen sich - bedingt durch den Regenschatten des Taunus (Rheinisches Schiefergebirge) - auf knapp unter 550 mm. Der Horloffgraben ist eine Fortsetzung des Oberrheintalgrabens, der im Tertiär entstanden ist. Die Braunkohle tritt dort vergesellschaftet mit überwiegend tonigen Substraten des Tertiärs auf. Darüber befindet sich eine bis zu 8 m mächtige Lößdecke.

In dieser Lößdecke haben sich Tschernosem-Parabraunerden (nach der Bodenschätzung: L 2 L_ö), Parabraunerden (L 3 L_ö), Pararendzinen (L 4 L_ö, sL 3 L_ö) und Kolluvisole (L 2 L_ö, L 3 L_ö) gebildet. In Senkenbereichen sind diese auch durch anstehendes Grundwasser mehr oder weniger vergleht. In der Regel handelt es sich bei den unverritzten Böden um fruchtbare Ackerstandorte mit hohem Ertragspotential. Die Ackerzahlen der Bodenschätzung spiegeln diesen Sachverhalt wieder. Die Tschernosem-Parabraunerden erreichen Ackerzahlen von über 90. Der Durchschnitt der Ackerzahlen liegt in vielen Gemarkungen bei 80. Traditionell spielt die Zuckerrübe bei den Ackerfrüchten eine herausragende Rolle. Häufig ist die Fruchtfolge Zuckerrüben – Winterweizen – Wintergerste anzutreffen. Auch dem Kartoffelanbau kommt eine gewisse Bedeutung zu.

Seit Ende der 60er Jahre werden planmäßig rekultivierte Böden nach Braunkohlentagebau landwirtschaftlich genutzt. Infolge von Absenkungen im Bereich von ehemaligen älteren Tiefbauebenen waren auch Bruchfelder entstanden, die ebenfalls in das Rekultivierungskonzept der PREAG einbezogen wurden. Dadurch entstand und entsteht heute noch für die Finanzverwaltung die Aufgabe die rekultivierten Flächen - sofern sie nicht einer wasserwirtschaftlichen Rekultivierung zugeführt wurden bzw. als Regenerationsflächen (Biotoptflächen) dienen - nach der Bodenschätzung zu bewerten.

2 Grundlagen der Bodenschätzung von Neukulturflächen

Grundlage für das Verfahren der Bodenschätzung ist das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) vom 16. Oktober 1934. Insbesondere in dem Werk von RÖSCH und KURANDT (1991) sind die wesentlichen Grundlagen (Gesetze mit amtlicher Begründung, Durchführungsbestimmungen und Verwaltungsvorschriften) dargelegt. Daneben finden sich wertvolle Hinweise im Anhang „Schätzungsrahmen mit Erläuterungen“ zu den Richtlinien für die Bewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens (BewR L) (BUNDESMINISTER DER FINANZEN, 1968). Rekultivierte Flächen werden nach dem Regelwerk der Bodenschätzung unter dem Begriff Neukulturen (NK) erfasst. Als Neukulturen werden bezeichnet

- erstmals in Kultur genommene Flächen i.e.S. (z.B. Kulturnahme nach Waldrodung, wie sie häufig nach dem zweiten Weltkrieg bis ca. 1955 erfolgte),
- durch spezielle Meliorationsmaßnahmen verbesserte Flächen (z.B. Tiefpfluggkultur bei der Moorkultivierung; auch als Tiefkultur (TK) benannt),
- rekultivierte Flächen („künstlich veränderte Ackerböden“).

* Oberfinanzdirektion Frankfurt am Main, Landwirtschaftliches Fachreferat – Bodenschätzung
Adickesallee 32, 60322 Frankfurt am Main

** Finanzamt Friedberg, Amtlicher Landwirtschaftlicher Sachverständiger,
Leonhardstr.10-12, 61169 Friedberg

Das erste Bewirtschaftungsjahr durch den Landwirt nach Rückgabe der bergbaulich und landwirtschaftlich rekultivierten Flächen zählt als das sogenannte Neukulturjahr. Es wird mit einem entsprechenden Hinweis sowohl im Buchwerk (Feldschätzungsbuch, Acker- und Grünlandschätzungsbuch) als auch im Kartenwerk (Feldschätzungskarte, Schätzungsurkarten) vermerkt (z.B. NK 1998). Dieser Hinweis wird auch bei der Übernahme der Bodenschätzungsergebnisse in das amtliche Liegenschaftskataster übernommen und beim jeweiligen Flurstück dokumentiert. Die erstmalige Schätzung einer Neukulturfläche erfolgt i.d.R. frühestens 5 Jahre nach dem Neukulturjahr. Dabei werden beim Klassenzeichen zwingend die Bodenart und meist auch die Entstehungsart vergeben. Eine Zustandsstufe beim Ackerland bzw. Bodenstufe beim Grünland wird in der Regel nicht vergeben.

Beispiel Klassenzeichen:	rekultivierter Boden L – LÖD 58/59 NK 1978	gewachsener, unverritzter Boden L 3 LÖ 78/80
--------------------------	---	---

Nach den Vorschriften der Bodenschätzung sind nach Ablauf von 15 Jahren bereits geschätzte NK-Flächen zu überprüfen. Auf Empfehlung des Schätzungsbeirates beim Bundesministerium der Finanzen (BMF), dem obersten Gremium der Bodenschätzung, wird in der Praxis diese Schätzung jedoch erst nach 20 bis 25 Jahren durchgeführt. Dabei ist dann eine Zustandsstufe bzw. Bodenstufe und falls noch nicht geschehen auch die Entstehungsart zu bestimmen. Der Hinweis auf das Neukulturjahr entfällt und geht damit auch im amtlichen Liegenschaftskataster verloren. Dies erscheint jedoch u.a. aus bodenkundlicher Sicht wenig sinnvoll. Die rekultivierten Böden weisen häufig Besonderheiten auf, die einen Hinweis „NK“ auch über diesen Zeitraum hinaus rechtfertigen und notwendig erscheinen lassen.

3 Praktische Durchführung der Bodenschätzung auf rekultivierten Flächen

Von besonderer Bedeutung für die praktische Schätzung von Neukulturflächen in den hessischen Braunkohlenrevieren sind die 1981 vom Gutachterausschuss des Landes Hessen angelegten Landesmusterstücke (LMSt). Der Gutachterausschuss ist auf der Mittelebene der Bodenschätzung, der Oberfinanzdirektion (OFD) Frankfurt am Main angesiedelt. Es wurden 4 LMSt in der Wetterau und 3 LMSt in der Nordhessischen Senke angelegt. Die LMSt in der Wetterau spiegeln die unterschiedlichen Rekultivierungsqualitäten zwischen nördlichem und südlichem Bereich in diesem Revier wieder (KEIL, 1998).

Im Nordbereich standen zunächst nicht ausreichend Löß und Lößlehm zur Verfügung, weshalb überwiegend toniges Material bei der Herstellung der Kippen verwendet wurde. Die LMSt mit der Schätzung L – D 50/51 NK 1970 bzw. LT – D 43/43 NK 1976 liegen auf solchen Flächen. Im Südbereich wurde dagegen verstärkt Löß bei der Rekultivierung verwendet. Dort sind auch die wertvollsten rekultivierten Standorte des Wetterauer Braunkohlentagebaus entstanden. Die entsprechenden LMSt mit der Schätzung L – LÖD 56/57 NK 1974/75 und L 4 LÖ 68/71 NK 1969 repräsentieren solche Profile.

Die Neukulturschätzung erfolgt stets im Rahmen einer Nachschätzung aufgrund § 12 BodSchätzG. Der Verfahrensablauf wird nachfolgend kurz skizziert:

1. Gemeinsame Planung von Nachschätzungen durch den Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) des Finanzamtes und das Landwirtschaftliche Fachreferat (Bodenschätzung) der OFD Frankfurt am Main.
2. Anordnung der Nachschätzung für die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen einer Gemarkung durch OFD-Verfügung an das zuständige Finanzamt.
3. Abgrenzung der Neukulturflächen und der Randzonen durch den ALS auf einem Messtischblatt im Maßstab 1 : 10.000, gegebenenfalls auch im Rahmen von Orts- und Feldvergleich.
4. Ermittlung des Neukulturjahres für die einzelnen rekultivierten Flächen.
5. Auswertung bestehender Informationsquellen; dazu gehören Angaben zur bergbaulichen und landwirtschaftlichen Rekultivierung durch die PREAG, Drainagepläne, Gespräche mit Landwirten und insbesondere – falls vorhanden – Bewertung durch das Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen (Prof. Harrach).
6. Besichtigung der bestehenden LMSt durch den Schätzungsausschuss des jeweiligen Finanzamtes, der die praktische Schätzungsarbeiten durchführt; der Schätzungsausschuss besteht aus ALS und zwei ehrenamtlichen landwirtschaftlichen Sachverständigen (eIS) (KEIL u. KREUTZ, 1998).

7. Bewertung und Anlage von sogenannten Vergleichsstücken (VSt) auf Gemarkungsebene durch den Schätzungsausschuss unter maßgeblicher Beteiligung der OFD (Gruppenführer der Bodenschätzung).
8. Durchführung der praktischen Schätzungsarbeiten durch den Schätzungsausschuss, meist in einem dichten Raster von z.B. 30 x 30 m.

Falls im Rahmen der Nachschätzung bereits geschätzte NK-Flächen überprüft werden, entfällt der Hinweis auf das Neukulturjahr. Zustandsstufe und Entstehungsart sind dann zwingend zu vergeben (siehe auch oben). In den letzten Jahren fanden zur Bewertung von NK-Flächen eine Reihe von verschiedenen Besichtigungen statt und zwar

- im Rahmen der Bodenschätzung mit dem Landwirtschaftlichen Sachverständigen des Bundesministeriums der Finanzen (BMF), dem Bewertungsbeirat (BMF), dem Gutachterausschuss und dem Landwirtschaftlichen Fachreferat der OFD Frankfurt am Main, dem Leitenden Landwirt der (ehemaligen) OFD Köln, verschiedenen hessischen ALS (derzeit 21 Dienstposten) und eIS (derzeit 95 Personen),
- im Rahmen mit anderen Institutionen wie z.B. der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG), der hessischen Agrarverwaltung, der PreussenElektra Aktiengesellschaft (PREAG) und dem Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Uni Gießen.

Im Bereich des Finanzamtes Friedberg hat der ALS zur Verbesserung seines Kenntnisstandes über die rekultivierten Böden an diversen Kartierungen der Uni Gießen (Prof. Harrach) teilgenommen. Diese Kartierungen dienen der Feststellung von sogenannten Äquivalentbodenzahlen. Dazu dienen

- Profilaufnahmen an offenen Drainagegräben (die rekultivierten Flächen der Wetterau werden im Rahmen der Rekultivierung stets tiefgelockert und drainiert),
- Nässekartierungen im Frühjahr (z.B. zur Ermittlung von vernässten Flächen und Tongehaltsunterschiede in der Ackerkrume),
- Ertragskartierungen vor der Ernte zur Ermittlung des Ertragspotentials.

Es zeigt sich, dass die Bodenschätzung und das Konzept der Äquivalentbodenzahlen zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Von Bedeutung ist auch das Gespräch mit den wirtschaftenden Landwirten über die Eigenschaften der rekultivierten Böden z.B. hinsichtlich Dünge-, Pflanzenschutzaufwand und erzielbaren Naturerträgen. So bedingt Asche in der Krume erhöhte Aufwandsmengen bei Pflanzenschutzmitteln.

Es kann davon ausgegangen werden, dass bei der geschilderten intensiven Beschäftigung seitens der Bodenschätzung mit der Problematik der rekultivierten Flächen, eine mehr als hinreichend genaue parzellenscharfe Schätzung erfolgt, die steuerlichen und auch nichtsteuerlichen Anforderungen voll genügt.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

1. Bei der Konzeption der Bodenschätzung stand die Bewertung von gewachsenen Böden und nicht die von rekultivierten Standorten („Neukulturen“) im Vordergrund.
2. Die Bewertung rekultivierten Böden infolge des Braunkohlentagebaus mittels Bodenschätzung ist nicht unproblematisch, aber dennoch möglich.
3. Die Besonderheiten der rekultivierten Flächen erfordern seitens des Bodenschätzers (ALS) eine intensive Beschäftigung mit diesen Böden und deren Problematik. Dazu gehören Kenntnisse über
 - * das angewandte Rekultivierungsverfahren (bergbauliche und landwirtschaftliche Rekultivierung),
 - * die chemischen und physikalischen Eigenschaften der verwendeten anthropogen umgelagerten natürlichen und technologischen Substrate (z.B. Kipp-Kohlelehmtone, Braunkohlenkraftwerksaschen),
 - * die räumliche Variabilität und zeitliche Entwicklung der Böden,
 - * die Bodenstruktur, vor allem Durchwurzelbarkeit,
 - * die erzielbaren landwirtschaftlichen Naturerträge im Vergleich zu den unverritzten Böden.Insbesondere durch Aufgrabungen sollte sich anhand von Bodenprofilen im Feld ein Überblick über die zu bewertenden Böden verschafft werden.
4. Seitens der Bodenschätzung sollten alle Möglichkeiten genutzt werden, um die Kenntnisse über die rekultivierten Böden zu vertiefen. Dabei können gute Kontakte zu anderen Institutionen (z.B. Institute für Bodenkunde bzw. Landeskultur an den Universitäten) eine wertvolle Hilfe sein.
5. Problematisch bei der Ansprache rekultivierter Böden durch die Bodenschätzung ist die Zuordnung der Zustandsstufe bzw. Bodenstufe. Sie ist ein Maß für die Gründigkeit des Bodens und stellt eine komplexe Größe dar, die maßgeblich von der Durchwurzelbarkeit beeinflusst wird. Bei der Schätzung von Neu-

kulturf lächen unmittelbar nach Abschluss der landwirtschaftlichen Rekultivierung wird sie meist nicht vergeben (z.B. L – D 50/51 NK 1998). Tatsächlich wird sie jedoch - quasi im „Hinterkopf“ - herangezogen, um die Wertzahlen zu ermitteln.

6. Im Rahmen der praktischen Bodenschätzungsarbeiten von Neukulturf lächen kommt den Musterstücken (MSt) bzw. Landesmusterstücken (LMSt) eine besondere Bedeutung zu. Sie sind im Rahmen des vergleichenden Verfahrens der Bodenschätzung besonders hilfreich für den Schätzungsausschuss des Finanzamtes.
7. Aktuell steht bei den existierenden 7 Landesmusterstücken auf Neukulturf lächen in den beiden hessischen Braunkohlenrevieren eine Nachschätzung nach § 12 BodSchätzG an. Es wird als sinnvoll angesehen, diese Nachschätzung durch den Schätzungsbeirat beim BMF durchführen zu lassen. Dadurch werden sie in den Status von Musterstücken mit entsprechender Rechtswirkung gehoben.
8. Um den Mitgliedern des Schätzungsausschusses vorweg einen Überblick über die in einer Gemarkung vorhandenen rekultivierten Böden zu geben und dadurch die Arbeiten von vornherein zu sichern und zu erleichtern, sollten auch auf Neukulturf lächen vor Beginn der eigentlichen Schätzungsarbeiten Vergleichsstücke (VSt) ausgesucht, möglichst aufgegraben, anhand des Bodenprofils beschrieben und bewertet werden. Die Auswahl und Einstufung der Vergleichsstücke erfolgt zusammen mit dem Landwirtschaftlichen Fachreferat der OFD.
9. Der Hinweis auf Neukulturf lächen sollte bei einer Nachschätzung auch nach einem Zeitraum von 20 bis 25 Jahren nicht verloren gehen.

Literatur

BUNDESMINISTER DER FINANZEN: Schätzungsrahmen mit Erläuterungen – Anhang zu den Richtlinien für die Bewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens (BewR L). Bonn: Stollfuß Verlag, 1968.

BUNDESMINISTER DER FINANZEN: Programm MUSTER, Version 5.12 – Programm zur Darstellung und Auswertung der Musterstücke der Bodenschätzung in der Bundesrepublik Deutschland -. Bonn, 1997.

EMMERICH, K.-H., T.HARRACH und B.KEIL: Exkursionsführer zur 1. Fachtagung der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung, „Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für Bodenschutzplanungen“. Frankfurt am Main, 1998.

KEIL, B., Die rekultivierten Flächen als landwirtschaftliche Standorte. In: Braunkohlentagebau und Rekultivierung, S.997-1004. Herausgeber: W. Pflug. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1998.

KEIL, B., O.KREUTZ: Der institutionelle Aufbau der Bodenschätzung. – Mitt. Dt.Bdkl.Ges. 88: S.261-264, 1998.

RÖSCH, A./F. KURANDT: Bodenschätzung – Gesetze mit amtlicher Begründung, Durchführungsbestimmungen und Verwaltungsvorschriften / erl. von Albrecht Rösch; Friedrich Kurandt – 3. Aufl., fotomechanischer Nachdr. (nur Teil „Bodenschätzung“) der Ausg. 1950. – Köln; Berlin; Bonn; München: Heymann-Verlag, 1991.

Bodenschätzung von Neukulturen - Parameter für Besonderheiten auf Grund der Musterstücke -

von

Niehörster, U.

Besonderheiten der Neukulturen beruhen auf Eigenschaften dieser Böden. Diese resultieren aus dem Ausgangsmaterial, der Behandlung dieses Substrats bei dessen Gewinnung, Transport, ggf. Zwischenlagerung und Verfüllung und aus der Art der Inkulturnahme der so geschaffenen Böden. Zum letzteren gehören z. B. die Bodenbearbeitung, die Kulturarten und deren Folge, die Düngung usw.. Auf meine Ausführungen über die Gültigkeit des Regelwerkes der Bodenschätzung für die Schätzung von Neukulturen anlässlich der 1. Fachtagung im September 1999 in Hannover weise ich hin.

Zu den Grundsätzen der Bodenschätzung gehört, daß in der Regel keine analytischen Feststellungen getroffen werden. Die Flächenschätzung stützt sich auf den Vergleich mit den Musterstücken und den regional festgelegten Vergleichsstücken. So werden unter Beachtung der zum Bodenschätzungsgesetz ergangenen Verwaltungsvorschriften die Merkmale zur Anwendung des Acker- bzw. Grünlandbewertungsrahmens empirisch festgestellt. Die so ermittelten Boden- bzw. Grünlandgrundzahlen können im begrenzten Umfang auf Grund von Besonderheiten durch Zu- bzw. Abrechnungen korrigiert werden, soweit diese nicht bereits bei der Findung der vorgenannten Wertzahlen berücksichtigt worden sind.

Die Anweisungen zur Bodenschätzung weisen Maßstäbe für folgende Besonderheiten aus:

- a) Klein-/Klimatische Besonderheiten:
 - z. B. Früh-/Spätfrost, Nebellagen, Heutrocknung (Htr).
- b) Topographische oder Besonderheiten der Lage:
 - z. B. Geländeneigung (Gel) und Lage zum Wald (Wld).
- c) Sonstige Besonderheiten innerhalb der jeweiligen Fläche:
 - z. B. Bodenwechsel (Bw), Verschießen (Ver), Wasserstau (WaSt) oder Druckwasser (WaD).

Im Zusammenhang mit der Schätzung von Neukulturen, insbesondere von landwirtschaftlich rekultivierten Flächen in Braunkohleabbaugebieten, auch „Neuland“ oder „Kippböden“ genannt, sind die Möglichkeiten, Besonderheiten innerhalb des Bodenprofils darzustellen und ggf. zu berücksichtigen, erweitert worden:

1. Verdichtung (V, v)
2. Kohlenstaub (Ko, ko) bzw. Braunkohle (BrKo).

Eine Abrechnung kommt nur insoweit in Betracht, als diese Merkmale nicht bereits bei der Bemessung der Zustandsstufe berücksichtigt wurden.

Die verschiedensten Vorschläge aus Wissenschaft und Praxis wurden vom Schätzungsbeirat über Jahrzehnte eingehend erörtert. Hierzu gehörten die Berücksichtigung der Lagerungsdichte bzw. der nutzbaren Feldkapazität (Professoren Harrach und Schröder), die Bemessung von Abrechnungen nach Lage und Mächtigkeit der Verdichtungen (Dr. K. Werner 1989/90), die Berücksichtigung des PH-Wertes, z. B. < 5 , oder bei tertiärem Material oder Anteilen davon Abrechnungen zu bemessen nach dem Kohlenstoffgehalt (Ct).

Letzteres kommt unter Hinweis auf die Arbeiten von Wünsche und K. Werner bei leichten Böden nicht in Betracht. Dazu heißt es auch in den Empfehlungen der ehemaligen DDR zur Rekultivierung von Kippen des Braunkohlebergbaus auf Seite 23 zum Kohlegehalt:

Bei Anteilen von über 2 % Ct im Boden werden sowohl die Wasserhaltefähigkeit als auch die Sptionskapazität (etwa 2 mval/100 g Boden) merklich erhöht.

Betrachten wir die in der Anlage aufgeführten 26 Musterstücke in Braunkohleabbaugebieten - davon 19 vom Schätzungsbeirat in den neuen Bundesländern in den Jahren 1994 und 1998 geschätzt. Es fällt auf, daß abgesehen von der Minderung der Zurechnung bzw. der Erhöhung der Abrechnung für Klima speziell auf Neukulturen bezogene Abrechnungen für Eigenschaften innerhalb des Profils nur für Wasserstau (WaSt) in Gebieten mit höheren Niederschlägen und für Kohlenstaub z. B. nur bei Lehmböden angesetzt wurden. Daraus ist zu schließen, daß alle profilbezogenen Besonderheiten, insbesondere die Lagerungsdichte in der Regel bei der Bemessung der Zustandsstufe zu berücksichtigen ist. Der Beurteilung der Durchwurzelbarkeit des Profils unter Beachtung der empirisch feststellbaren Störungen hat damit eine zentrale Bedeutung. Dies ist allerdings bei der Bodenschätzung gewachsener Böden auch stets der Fall. Ich verweise hierzu auf Ziffer 4 der Erläuterungen zum Ackerschätzungsrahmen.

Zusammenfassung:

Es gelten als Parameter für die Berücksichtigung der Besonderheiten auch bei Neukulturen stets die allgemeinen Grundsätze der Bodenschätzung. Nach der Festlegung der profilbestimmenden Bodenart ist die Zustandsstufe durch unmittelbaren Vergleich mit den Musterstücken zu ermitteln. Erst dann können die genannten Besonderheiten, soweit sie nicht bereits berücksichtigt wurden, über eine Abrechnung z. B. für Wasserstau (WaSt) oder Kohlenstaub (Ko) erfaßt werden. Hierbei ist jedoch die Auswirkung auf das Gesamtergebnis, nämlich die auf die Höhe der sich dann ergebenden Acker- bzw. Grünlandzahl abzuwägen.

Vielen von Ihnen werden die Erwartungen sicher nicht erfüllt. Es gibt zwar manche Mechanismen der Praxis bei der Bodenschätzung, aber keine, die es auf Entschädigungsfälle orientierten Sachverständigen und ihnen nahestehenden Wissenschaftlern erlaubt, das jeweilige Schätzungsergebnis aus dem Gesamtzusammenhang des gesetzlich normierten Verfahrens herauszulösen und dem Vergleich mit den Musterstücken zu entziehen. Bedenken Sie bitte, daß ein großer Teil der Neukulturen der endgültigen Schätzung zustrebt und viele Flächen bereits im normalen Grundstücksverkehr den Besitzer gewechselt haben und künftig noch mehr wechseln werden. Hierbei wie auch in Fällen der Flächenstilllegung, habe ich die bisherigen Einwendungen gegen die Bodenschätzung der, ich darf es pointiert ausdrücken, „Entschädigungssachverständigen“ nicht mehr gehört und dafür erstaunliche Preisvorstellungen der zum Verkauf angebotenen Neukulturen erfahren.

Literatur:

- Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Empfehlungen zur landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippen des Braunkohlebergbaus, agr 1982
- BMF, Niederschriften der Reisen des Schätzungsbeirates, nicht veröffentlicht
- BMF, Programm Muster
- Freund, Karl Ludwig, Zur Geschichte und zu ausgewählten Fragen der Bodenschätzung, Bonn 1998
- Ministerium für Land- und Forstwirtschaft u. a. der DDR, Richtlinie : Qualitätsparameter für die Wiederurbarmachung von Bodenflächen zur land- und forstwirtschaftlichen Nutzung -, 1987
- Rösch-Kurandt, Bodenschätzung und Liegenschaftskataster, 3. Auflage 1950

Musterstücke der Bodenschätzung in Braunkohleabbaugebieten

Stand: 31. 12. 1999

Musterstück Nr.	OF-Bezirk	Gemarkung	Geologie des Materials	N Jahr	Klasse	Wertzahlen	Klima + / -	Besonderheiten	Bemerkungen	Zustandsstufe	Horizonte mit ko bzw. v Tiefe, dm
3112.27	Magdeburg	Beuna	Pleistozän	-	L 1 L6	94/88	+ 4	Ko -10	Ap-Horizont: Kohlenstaub u. Flugasche von Brikettfabrik	1	ko4: 0 - (2,5 - 3,0) - gewachsener Boden -
5224.03	Köln	Gleuel	Pleistozän	1963	L 3 L6	74/80	+ 8		1,0 - 1,2 m L6B	3	-
5114.05	Düsseldorf	Gustorf	Pleistozän	1980	L - L6	76/82	+ 8		2 m L6B, mi L	3	-
5224.04	Köln	Gleuel	Pleistozän	1965	L - L6	73/79	+ 8		1,0 m L6B	4	-
5202.05	Köln	Kinzweiler	Pleistozän	1977	L - L6	70/76	+ 8		2 m L6B	4	-
5114.04	Düsseldorf	Neurath	Pleistozän	1970	L - L6	68/73	+ 8		2 m L6B	4	-
5224.02	Köln	Frechen	Pleistozän	1965	L - L6	65/70	+ 8		1983: TL 70 cm	4	v2: 3,5 - 6,0 v3 - v4: >6,0
3235.03	Chemnitz	Lobstädt	Pleist. mit tert. M.	1972	IS 4 D	40/40	0		Hockkippe	4	ko2: 0 - 3,0 ko1: 3,0 - (5,0 - 7,0) ko3: > (5,0 - 7,0)
5114.06	Düsseldorf	Gustorf	Pleistozän	1967	L - L6	62/62	+ 6	WaSt - 6	2 m L6B Muldenlage	5	v4: 3,5 - 6,5 v3 - v1: > 6,5
3120.26	Magdeburg	Hohenmölsen	Pleistozän	1988	L - L6	62/61	- 2		2 m L6B	5	v4: 3,5 - 5,0
3112.28	Magdeburg	Frankleben	Pleist. mit tert. M.	1962	SL 5 DL6	46/45	- 2		N: 1947 - 1962 nach Brko-Abbau	5	ko2: 0 - 2,5
3118.26	Magdeburg	Esperstedt	Pleist. mit tert. M.	1969	SL 5 L6D	44/41	- 6		Außen-/ Hockkippe	5	ko1: > 3,0 u. (BrKo) v1: 3,0 - 6,0
3112.26	Magdeburg	Raßnitz	Pleist. mit tert. M.	1986	IS - D	34/32	- 6			5	ko3: 0 - (5,0 - 6,0) ko2: > (5,0 - 6,0) v1: 3,0 - (5,0 - 6,0)
3235.01	Chemnitz	Borna	Pleist. mit tert. M.	1978	IS - D	30/29	- 2			5	ko2: 0 - (4,0 - 6,5) (BrKo): > 2,0 - 2,5) v2 - v3: (2,0 - 2,5) - 4,0 - 6,5)
3235.09	Chemnitz	Zeschwitz	Pleist. mit tert. M.	1978	SI - D	26/24	- 6			5	ko1: 0 - (6,0 - 6,5) v2: 2,5 - (6,0 - 6,5)
3213.05	Chemnitz	Litschen	Pleist. und tert. M.	1986	SI - D	25/24	- 2			5	ko1: 0 - 9,0 ko2: > 9,0
3213.06	Chemnitz	Merzdorf	Tert. mit Pleist. M.	1980	SI - D	24/23	- 4		Weißhäuserkip- Kohlesand	5	ko2: > 0

Musterstücke der Bodenschätzung in Braunkohleabbaugebieten

Stand: 31. 12. 1999

Musterstück Nr.	OF-Bezirk	Gemarkung	Geologie des Materials	N Jahr	Klasse	Wert-zahlen	Kli-ma + / -	Beson-der-heiten	Bemerkungen	Zu-stands-stufe	Horizonte mit ko bzw. v Tiefe: dm
3213.08	Chemnitz	Neuwiese	Pleist. mit tert. M.	1974	S - D	18/18	- 2			5	ko2: 0 - 3,0 (ko3): > 3,0
3057.27	Cottbus	Groß Beuchow	Pleist. mit tertiär. M.	1971	S - D	18/17	- 6			5	ko2: 0 - 3,0 ko1 u. (BrKo): > 3,0 bae (ko3): > 3,0
3049.28	Cottbus	Egsdorf	Pleist. mit tert. Sand	1968	LT - D	38/36	- 6		Beimengungen: Filterasche > 7,5 - 8,0: Filterasche	6	ko2: 0 - (2,5 - 3,0) ko1: (2,5 - 3,0) - (7,5 - 8,0) v3: (2,5 - 3,0) - (7,5 - 8,0)
3235.02	Chemnitz	Borna	Pleist. mit tert. M.	1981	SL - D	36/35	- 4			6	ko4: 0 - (4,0 - 5,0) ko3: (4,0 - 5,0) - (7,0 - 8,0)
3115.26	Magdeburg	Zschornewitz	Pleist. mit tert. M.	1975	SL - D	32/29	- 8	Gel - 2		6	ko3: > 0 (BrKo): > 3,0
3235.08	Chemnitz	Trachtenau	Pleist. mit tert. M.	1980	IS - D	27/26	- 4		mit Kesselasche	6	ko2: 0 - (2,5 - 3,0) ko3: > (2,5 - 3,0) v3 - v4: > (2,5 - 3,0)
3056.26	Cottbus	Jessen	Pleist. mit tertiär. M.	1982	SI - D	21/21	- 2		melioriert mit Ca-Schlamm	6	ko3: 0 - (3,5 - 4,5) (BrKo): > 2,5
3213.02	Chemnitz	Burg	Pleist. mit tert. M.	1975	S - D	14/13	- 4		Beregnung mit phenolh. Abw.	6	ko3: 0 - 2,5 - 3,0 (ko1): > (2,5 - 3,0)
3057.28	Cottbus	Groß Jehser	Filter- mit Kesselasche	1987	S - D	14/13	- 6		von Braunkohle-Kraftwerk	6	ko5: > 0

Quellen:

1. Anlage der 5. VO vom 20. 04. 2000 zur Durchführung des § 4 Abs. 2 des Bodenschätzungsgesetzes (BGBl I S. 642 vom 10. Mai 2000 und BStBl 2000 S. 495 vom 21. Juni 2000)
2. BMF und OFD'en: Kartei der Musterstücke

Erläuterungen: N

- = Jahr der Rekultivierung
- phenolh. Abw. = phenolhaltige Abwässer
- Pleist. = Pleistozän
- tert. M. = tertiäres Material
- TL = Tiefenlockerung
- Klima = Verminderte Zurechnungen bzw. erhöhte Abrechnungen bei allen Musterstücken auf landw. rekultivierten Flächen.
- Zustandsstufe = festgelegte bzw. für die Schätzung der Bodenzahl angehaltene Zustandsstufe

Problem Bodenschätzung und Bodenbewertung auf Rekultivierungsflächen

von

Niehörster, U.

Bodenschätzung ist die gesetzlich festgelegte Methode der Bodenbewertung landwirtschaftlich nutzbarer Böden. Es ist mir leider bisher nicht gelungen, den Hintergrund dieser Art der Themenstellung aufzuklären. Ich werde daher nach einigen Hinweisen zu Begriffsbestimmungen und Ursachen für Eigenschaften rekultivierter Flächen auf die Bodenschätzung und deren Lösungsansätzen zur Bodenbewertung auf insbesondere landwirtschaftlich rekultivierten Flächen eingehen, um abschließend einige allgemeine Anmerkungen zum Umgang mit diesen Problemen in Theorie und Praxis anzufügen.

Mit der Wiedervereinigung ist die Eigenentwicklung von Begriffen in der DDR auf Grund der Übernahme des Rechtssystems der Bundesrepublik Deutschland auf das ehemalige Gebiet der DDR aufgehoben worden. Im Bereich der DDR wurden „Kippböden“ mit dem Jahr der Wiederurbarmachung (WUM 19...) gekennzeichnet. Abgesehen davon, daß es im „Westen“ auch Spülflächen gibt, ist für den Vorgang der Wiederherstellung von Flächen die Bezeichnung **Rekultivierung** zu verwenden mit dem Zusatz N 19... (bisher NK 19 ...) im Liegenschaftskataster. Die Bedeutung des Wortes „Rekultivierung“ bis zum Wiedererreichen eines mit den gewachsenen Böden vergleichbaren Bodenzustandes nach der „Wiederurbarmachung“ ist damit nur noch von historischem Interesse.

Probleme der Bodenbewertung und Bodenschätzung auf rekultivierten Flächen ergeben sich aus **Eigenschaften der Böden**, die ursächlich zusammenhängen mit

- dem verwendeten Ausgangsmaterial (Substrat),
- der Behandlung bei dessen Gewinnung, Transport, ggf. Zwischenlagerung und bei der Verfüllung,
- der Art der Inkulturnahme und Bewirtschaftung (z.B. Bodenbearbeitung, Kulturarten, Düngung u. a. m.).

Eine möglichst genaue Kenntnis der Geschichte der zu bewertenden Rekultivierungsflächen halte ich für unabdingbar.

Grundlage der Bodenbewertung landwirtschaftlich nutzbarer Flächen ist das Bodenschätzungsgesetz vom 16. 10. 1934. Ergänzend sind die darauf aufbauenden Bestimmungen des Bewertungsgesetzes für die Einheitsbewertung und für die Bedarfsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens zu nennen. Weitere Folgeregelungen der Bodenbewertung sind z. B. im Flurbereinigungs- und im Bundesbaugesetz mit der Wertermittlungsverordnung und den Wertermittlungsrichtlinien zu finden.

Nach dem Bodenschätzungsgesetz wird eine Bodenschätzung für die landwirtschaftlich nutzbaren Flächen des Bundesgebietes durchgeführt (§ 1 BodSchätzG). Dabei sind nach Ziffer 3 Satz 1 der Anmerkungen unter landwirtschaftlich nutzbaren Flächen nur solche Flächen zu verstehen, die bereits in landwirtschaftlich Kultur genommen sind. Landwirtschaftlich rekultivierte Flächen wurden und werden i. d. R. ab dem Zeitpunkt der Wiederurbarmachung (WUM 19...) bzw. dem der Rekultivierung (N 19...) in Kultur genommen.

Ziffer 13 BodSchätzAnwEV vom 17. Februar 1936, Ziffer 7 der März-Vorschriften 1937 (Rösch-Kurandt, Bodenschätzung und Liegenschaftskataster, Seite 114 - < Ziffer 20 und 21 der Anweisung für die technische Durchführung der Bodenschätzung II. Teil >) bestätigen, daß landwirtschaftlich rekultivierte Flächen zu den landwirtschaftlich nutzbaren Flächen im Sinne des § 1 BodSchätzG gehören und damit die zur Bodenschätzung ergangenen Vorschriften auch auf diese Flächen anzuwenden sind.

Der Schätzungsbeirat hat in den Jahren 1976 und 1986 die westdeutschen Braunkohleabbaugebiete bereist und insgesamt sieben Musterstücke geschätzt, die mit der 3. Rechtsverordnung zur Durchführung des § 4 Abs. 2 BodSchätzG verbindlich geworden sind. Weiterhin hat sich der Schätzungsbeirat 1994 und zuletzt 1998 auf mehreren Reisen mit der Bodenschätzung landwirtschaftlich rekultivierter Flächen in den Braunkohleabbaugebieten der neuen Bundesländer befaßt und dort auf weiteren Standorten 19 Musterstücke geschätzt. Diese werden nunmehr in kürze in einer 5. Rechtsverordnung (w.o.) bekanntgegeben. Eine Dokumentation aller Musterstücke, in der die vorgenannten Musterstücke auf Neukulturen mit erfaßt sind, wird als **Programm Muster** über das Bundesfinanzministerium oder über die örtlich zuständigen Oberfinanzdirektionen zugänglich gemacht.

Zur Schätzung der Neukulturen hat der Schätzungsbeirat folgende Grundsätze erarbeitet:

- Neukulturmusterstücke sind alle 10 Jahre zu besichtigen.
- Die vorläufige Schätzung als Neukultur muß mindestens 25 Jahre bestehen bleiben.
- Lößflächen werden bei hohem Gehalt an Mittel- und Grobschluff wegen des bodenartigen Gesamtcharakters auch dann der Bodenart „L“ zugeteilt, wenn weniger als 30 v.H. abschlämmbare Bestandteile vorhanden sind.
- Ein geringerer Humusgehalt und Verdichtungen werden durch eine niedrigere Zustandsstufe berücksichtigt.
- Bei Muldenbildung sind Abrechnungen für Naßstellen (WaSt) zu geben.
- Klimazurechnungen sind niedriger als bei (Löß-) Altland anzusetzen (s. Niederschrift BMF, S 1/87).
- Die geologische Entstehung des verwendeten Materials oder die bei der Anwendung des Ackerschätzungsrahmens unterstellte geologische Entstehung ist im Klassenbescrieb anzugeben (s. Musterstücke auf landwirtschaftlich rekultivierten Flächen).

Die Schätzung von landwirtschaftlich rekultivierten Flächen ist damit in das Vorschriftenwerk der Bodenschätzung fest eingebunden. Von der Erarbeitung anderer Denkmodelle, die zwangsläufig zu einer Änderung bzw. Ergänzung des Bodenschätzungsgesetzes führen, sollte auch im Interesse des Erhalts der **Einheitlichkeit der Bodenschätzung** als Grundlage für ein in Vorbereitung befindliches Bodeninformationssystem z. B. für Zwecke der Durchführung des Bodenschutzgesetzes vermieden werden.

Die Bodenschätzung kann bei Neukulturen in der Regel nicht alle Mindererträge bzw. Mehraufwendungen in den ersten Jahren berücksichtigen. In den Bewertungsrichtlinien für die Einheitsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens sind daher in Abschnitt 2.08, Tabelle L 9, Abrechnungen für bestimmte Zeitabschnitte vorgesehen. Daraus folgt, daß auch bei der Anwendung der Ergebnisse der Bodenschätzung in anderen Rechtsgebieten dieser Umstand zu berücksichtigen ist. So werden in Flurbereinigungsverfahren landwirtschaftlich rekultivierte Flächen niedriger, im allgemeinen eine Klasse tiefer, als Altlandflächen bei gleicher EMZ bewertet.

Beim Flurbereinigungsgesetz und Bundesbaugesetz einschl. der Wertermittlungsverordnung und der Wertermittlungsrichtlinien ist allen damit befaßten der gesetzliche Hintergrund und das die-

sen Gesetzen eigene Reglement selbstverständlich. Beim Umgang mit der Bodenschätzung wurde und wird bei der Schätzung von Neukulturen immer wieder versucht, das Vorschriftenwerk zu unterlaufen bzw. auszuhebeln, um offensichtlichen Parteiinteressen zum Erfolg zu verhelfen, z. B. während noch nicht abgeschlossener Abfindungs- bzw. Entschädigungsverhandlungen mit den Bergbauunternehmen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß von den mit der Bodenbewertung befaßten Sachverständigen Kenntnis und Akzeptanz der Rechtsgrundlagen des in Betracht kommenden Bodenbewertungsverfahrens einschließlich dessen Darstellungs- und Anwendungspraxis erwartet wird. Dies gilt besonders für die Bodenschätzung, dem gesetzlich fixiertem Bodenbewertungsverfahren. Ich würde es begrüßen, wenn künftig allgemeine Betrachtungen, z. B. wissenschaftlicher Art, von denen eines Parteisachverständigen getrennt werden, langfristig gesehen das bisherige Grundproblem in der Praxis der Bodenschätzung auf Rekultivierungsflächen.

Literatur

- BMF, Neues Feldschätzungsbuch, 1995, bekanntgegeben durch Verfügungen der Oberfinanzdirektionen
- BMF, Niederschriften der Reisen des Schätzungsbeirates, nicht veröffentlicht
- BMF, Programm Muster
- BMF, Richtlinien für die Einheitsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens, Bonn 1968
- Freund, Karl Ludwig, Zur Geschichte und zu ausgewählten Fragen der Bodenschätzung, Bonn 1998
- Rösch-Kurandt, Bodenschätzung und Liegenschaftskataster, 3. Auflage 1950

Bodenschätzung und -bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden

Eine erste Bewertung der 2. Fachtagung der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) am 26./27. September 2000 in Halle/Saale -

von

Eva-Maria Pfeiffer* und Bernhard Keil**

Die diesjährige Fachtagung der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung mit dem Thema „Bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden“ in Halle hatte das Ziel, die Anwendung der Bodenschätzung für die Bewertung anthropogen überprägter bzw. entstandener Standorte aufzuzeigen. Die von den Bodenschätzern angewandte Methodik bei der Schätzung der anthropogenen Böden wurde während der Tagung und der anschließenden Exkursion auf Kippenflächen südlich von Leipzig vorgeführt und ausführlich diskutiert. Grundsätzlich wurde die Möglichkeit der Anwendung der Bodenschätzung auf Kippenstandorten bestätigt, sowohl für die steuerliche Veranlagung als auch für bodenkundliche Aufgaben im nichtsteuerlichen Bereich. An der Tagung und Exkursion haben sich 58 Teilnehmerinnen und Teilnehmer aktiv beteiligt. Erstmals hat auch der Schätzungsbeirat des Bundesfinanzministerium (BMF), das oberste Schätzungsgremium der Bundesrepublik Deutschland, an einer Fachtagung der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der DBG teilgenommen.

Das Leitungsgremium der AG fasst die wichtigsten Ergebnisse aus der Vortragsveranstaltung und der Fachexkursion "Probleme der Bodenschätzung von landwirtschaftlich nutzbaren Kippböden" wie folgt zusammen:

1. Die AG hält die Bodenschätzung auf anthropogen entstandenen Böden, wie z.B. Kippböden für geeignet und künftig notwendig, insbesondere auch auf den Kippenflächen Ostdeutschlands, bei denen noch keine Erstschätzung durchgeführt wurde.
2. Die Zusammenarbeit zwischen Bodenschätzung und DBG hat sich in den letzten Jahren gut entwickelt, sie sollte weiter ausgebaut und durch Umsetzung aktueller Forschungsergebnisse beiderseits belebt werden.
3. Die AG bietet dem BMF und den Finanzverwaltungen bei Fragen zur Novellierung des Bodenschätzungsgesetzes an, beratend tätig zu werden, soweit dies vom BMF gewünscht wird. Die AG vertritt die Position, dass die Schätzung auch künftig von den Finanzverwaltungen durchgeführt werden sollte und von einer möglichen Verlagerung der Zuständigkeit in andere Behörden Abstand genommen werden sollte.

Grundsätzlich ist die AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der DBG bereit, bei Lehrgängen und Fortbildungsveranstaltungen der Bodenschätzung mitzuwirken und - falls gewünscht - spezielle Lehr- und Fachveranstaltungen durchzuführen.

Vorsitz der AG: * AWI für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, ** Oberfinanzdirektion Frankfurt/Main

Auf der 2. Fachtagung „Bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden“ in Halle wurden für die Anwendung der Bodenschätzung auf Kippen (Bewertungsmöglichkeiten, Defizite, weiterer Untersuchungsbedarf) folgende Problemfelder erkannt :

- Gegenwärtig bestehen Defizite hinsichtlich der Auswertung vorhandener Unterlagen vor Beginn der Bodenschätzung auf Kippen (z.B. bodengeologischer Kippen-Gutachten, Spezialgutachten, Luftbildauswertungen etc.)
- Notwendigkeit zur Verbesserung der feldbodenkundlichen Ansprachen (Aufschlußmethode Bohrstock- oder Grablochansprache, Zeitpunkt der Schätzung, Erfassung der Verdichtung und der Durchwurzelung). Bei der Schätzung von Kippenflächen sind mehr Aufgrabungen erforderlich als bei der Schätzung natürlicher Böden.
- Defizite bestehen bei der Anwendung und Definition der Zustandsstufen zur Schätzung auf Kippen (Erarbeitung einheitlicher Kriterien).
- Umsetzung der räumlichen und inhaltlichen Heterogenität bei der Schätzung (Wechsel von Kipp-Bodenformen in einem bestimmten Areal, kleinräumiger Wechsel von Kippsubstraten innerhalb einer Kipp-Bodenform).
- Es besteht Forschungsbedarf zur Bestimmung / Differenzierung von Kohle-, Humus- und Schwefelgehalten (Feldmethoden und Laboranalysen).
- Kartographische Kennzeichnung der Kippböden, durch entsprechende Planzeichen unabhängig vom Alter der Böden (d.h. der Begriff NK oder ähnliche Begriffe bleiben auch bei Wiederholungsschätzungen erhalten). Sinnvoll ist das Symbol NK + Schätzungszeitraum.

Zusammenfassend betont die AG, dass die DBG für eine modifizierte – am modernen Kenntnisstand orientierte – Weiterführung der Bodenschätzung in Deutschland eintritt.

Die AG dankt noch einmal herzlich den Kolleginnen und Kollegen der Landwirtschaftlichen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg für die hervorragende Unterstützung bei der Ausrichtung der Tagung in Halle.

Problematik der Bodenschätzung auf Kippen

von

Dietmar Schröder*

1 Einleitung

Die deutsche Bodenschätzung der dreißiger Jahre hat sich weltweiten Respekt erworben. Es ist sehr zu bezweifeln, daß im Informationszeitalter unseres föderalen (föderalistischen), demokratischen (demokratistischen) Staates ein derart konsequentes, effizientes und dauerhaftes System noch etabliert werden könnte.

Die damalige Bodenschätzung wurde nicht nur für gewachsene, also "reife" Böden, sondern auch für initiale Böden, sogenannte Neukulturen konzipiert. Allerdings verlangt die Schätzung von Neukulturen mehr Hintergrundinformationen und Erfahrungen; das gilt für die Schätzung der Bodeneigenschaften und die natürliche Ertragsfähigkeit gleichermaßen. Es ist aber kein "Systembruch", wenn hierfür analytische Bodeneigenschaften, also Eich- oder Orientierungsgrößen" herangezogen werden und wenn die natürliche Ertragsfähigkeit - stillschweigend oder ausgesprochen, jedenfalls rundum systemkonform - mit der "guten fachlichen Praxis" gleichgesetzt wird. Hierdurch ergibt sich die Möglichkeit, aus Bodeneigenschaften (Bestandaufnahme) und Ertragspotential (Wertzahlen), also beiden Säulen der Bodenschätzung, eine sichere Bodenwertung abzuleiten.

2 Unsicherheiten der Bodenschätzung auf Kippenböden

Die sogenannten Neukulturen, zu denen die Kippenböden zu rechnen sind, können nur durch die beiden Kriterien Bodenart und geologischen Herkunft bewertet werden - einschließlich der Erfahrung der Schätzer. Die Einbeziehung des dritten Kriteriums der Zustandsstufe, ist nicht vorgesehen und auch problematisch. Denn Neukulturen sind Rohböden, denen eine hohe Zustandsstufe, also niedrige natürliche Bodenfruchtbarkeit zuzuordnen wäre. In der Regel sind Rohböden tatsächlich wenig fruchtbar. Sie können jedoch bei Nährstoffzufuhr, sofern sie sich auf Lockermaterial bilden, schnell fruchtbar werden, ohne daß dies profilmorphologisch, also in Form der Zustandsstufe, schon sichtbar wird.

Deshalb ist es realitätsnäher, den Bodenwert auf der Basis der guten fachlichen Praxis als auf der Basis der strikten natürlichen Fruchtbarkeit anzugeben. Im übrigen entspricht die natürliche Bodenfruchtbarkeit der dreißiger Jahre vermutlich der heutigen guten fachlichen Praxis. Beides müßte aber klar definiert werden, damit das Ertragsniveau bei der Schätzung berücksichtigt werden kann. Daher ist auch heute die Ertragsleistung eine Hilfsmittel zur Bodenbewertung. Daneben können analytisch erfaßte Bodeneigenschaften zwar nicht unmittelbar aber doch mittelbar über die Erfahrung der Schätzer berücksichtigt werden. D. h., die Schätzer können z. B. ihre Fingerprobe an Körnungsanalysen eichen. Ebenso können an Musterstücken wichtige bodenphysikalische, bodenchemische und bodenbiologische Eigenschaften sowie der Mineralbestand ermittelt werden. Die Bodenschätzer könnten ihre Erfahrung hiermit ebenso wie mit der Körnungsanalyse abgleichen. Auch die Durchwurzelung oder wie TENHOLTERN und HARRACH 1997 vorschlagen die Packungsdichte und nFK sind wichtige Orientierungsgrößen.

Wenn diese und weitere Möglichkeiten genutzt werden, kann es gelingen, unter Beibehaltung der ursprünglichen Kriterien und Ausschöpfung des Ermessensspielraumes der Schätzer, auch Neukulturen sicher zu bewerten.

3 Vergleichende Bewertungen von gewachsenen Böden und Neukulturen

Um die Neukulturen möglichst sicher bewerten zu können, ist eine vergleichende Betrachtung zwischen ihren Eigenschaften und Erträgen sowie denen von Neukulturen hilfreich.

* Universität Trier, FB VI - Bodenkunde, 54286 Trier

In Tab. 1 finden sich Angaben zu Altland- und Neulandböden aus Löß (SCHRÖDER u. SCHNEIDER 1992). Es zeigt sich, daß die Eigenschaften der Altlandböden durchweg günstiger als die der Neulandböden sind. Das geringe Gesamtporen- und Grobporenvolumen, die geringe Permeabilität und der hohe Eindringwiderstand der Neulandböden rücken sie in die Nähe von Pseudogleyen, denen die Zustandsstufe 4-5 zukommt. Damit erscheint die Bewertung mit L_{Lo75/70} zu hoch (SCHRÖDER 1986a, SCHRÖDER 1986b). Böden dieses Verdichtungsgrades haben auch ein stark reduziertes Ertragspotential (TENHOLTERN und HARRACH 1997, Abb. 1). Entgegengesetzt ist die Relation der Eigenschaften zwischen Altland und Neuland auf Hafenschlick. Hier weisen die Neulandböden durchweg bessere Eigenschaften auf als die Altlandböden (SCHRÖDER u. SCHNEIDER 1992, Tab. 2). Auch die Erträge dieser Neulandböden übertreffen die vergleichbarer Altlandböden, so daß hier die offizielle Schätzung zu akzeptieren ist.

4 Verbesserung

Da Bodenverdichtungen in Neulandböden ein gravierendes Problem sind, ist zu fragen, wie sie zu sanieren sind und wie sich ihr Wert dadurch verbessert.

Bewährt hat sich - auch bei strukturlabilen Lößböden - eine Tieflockerung im Verbund mit einer Bedarfsdrainage und einer schonenden Folgebewirtschaftung. In Tab. 3 sind die Ergebnisse für 10 Flächen dargestellt. Sie spiegeln den Sanierungserfolg überzeugend wider. Der Bodenwert ist um mindestens 15 Punkte gestiegen (von Zustandsstufe 5 = Pseudogley nach Zustandsstufe 3 = Pararendzina).

5 Schlußfolgerungen

Die Bodenbewertung von Neukulturen kann treffsicherer gemacht werden, wenn Musterstücke mit modernen Analyseverfahren untersucht werden und daraus eine angemessene umgenannte Zustandsstufe abgeleitet wird. Zudem kann das Ertragsniveau bei guter fachlicher Praxis ermittelt werden. Für starken Boden/Substratwechsel, Gefügelabilität, Humusmangel usw. sind entsprechende Abzüge zu machen. Mit zunehmender Reife und nach Sanierung sind höhere Bewertungen möglich. Diese und weitere Vorschläge sollten im Rahmen eines Forschungsvorhabens geprüft und systemkonform erweitert werden.

6 Literaturverzeichnis

- TENHOLTERN, R. u. T. HARRACH (1997): Das Bodenqualitätsziel - Bodendichte - in Regosolen und Paraendzinen aus unterschiedlichen Substraten im rheinischen und im westsächsischen Braunkohlerevier, *Mitteil. Deutsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, 85, III, 1359-1362
- SCHRÖDER, D. u. SCHNEIDER, R. (1992): Bodenschätzung von Neukulturen. - *Mitteil. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 67, S. 265-268
- SCHRÖDER, D. (1986a): Probleme der Bodenschätzung bei rekultivierten Böden aus Löß. - *Zeitschr. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung*, Vol. 27, 318-325
- SCHRÖDER, D. (1986b): Rekultivierte Böden wie Landwirte sie sehen. - *Landwirtsch. Zeitschr.* 2, 1146-1148.

Tab.3: Bodenphysikalische Eigenschaften ungelockerter und tiefgelockerter Löß-Neulandböden des Rheinischen Braunkohlenreviers

Jahr	Tiefe [cm]	Trockenrohddichte [g/cm ³]	Gesamt	Poren (µm)				Wasserdurchl. [cm/d]	Luftdurchl. [µm ²]	Eindringwiderst. [MPa]
				>50	50-10	10-0,2	<0,2			
ungel. (n=5)	0-35	1,57	41,0	7,2	4,3	17,8	11,8	34,2	13,9	2,6
	35-50	1,70	36,3	3,0	4,3	17,0	12,0	7,0	3,2	3,9
	50-70	1,69	36,8	2,8	4,8	16,6	12,7	4,7	3,3	3,6
	>70	1,65	38,3	3,2	5,8	17,3	12	6,6	3,1	3,1
3 J. n. TL (n=10)	0-35	1,51	43,8	12,7	3,3	16,2	11,7	518,3	27,2	1,3
	35-50	1,57	41,1	10,1	4,0	15,1	12,0	350,1	15,6	1,7
	50-70	1,47	44,8	13,9	4,8	14,9	11,2	534,3	19,5	1,1
	>70	1,70	36,3	4,8	4,3	14,3	12,8	69,1	2,4	2,4
10 J. n. TL (n=10)	0-35	1,61	39,4	6,1	2,8	15,5	14,7	247,5	6,6	2,1
	35-50	1,60	40,0	8,2	4,6	13,6	13,6	88,8	9,6	2,0
	50-70	1,45	45,6	12,9	6,2	15,1	11,4	452,0	17,6	1,1
	>70	1,66	37,9	5,8	5,1	14,4	12,6	39,4	2,6	2,4

R. Schneider 9/00

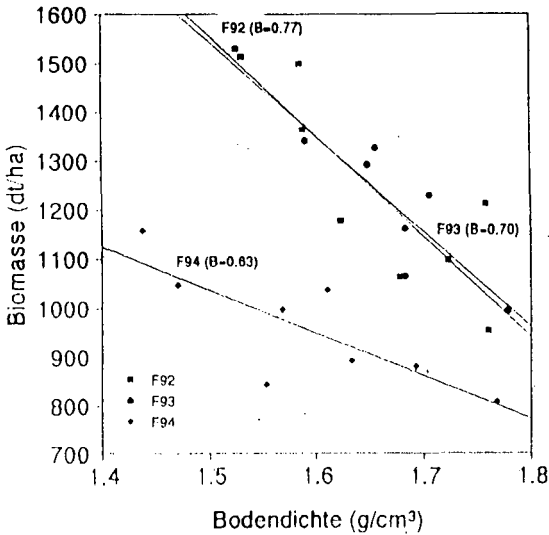


Abb. 1: Bodendichte im ungelockertem Unterboden und oberirdische Biomasse von Zuckerrüben auf tiefgelockerten Pararendzinen aus Kipplöß (Tenholtern und Harrach 1997)

Tab. 1: Bodenphysikalische, -chemische und -mikrobiologische Eigenschaften von Neu- (N) und Altböden (A) aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier (Neuland n=5; Altland n=2) (SCHRÖDER und SCHNEIDER 1992)

Tiefe [cm]	GPV [%]		P > 50µm [%]		P 10-0,2 µm [%]		k _r [cm/dm]		Ew [cm/dm]		Vorbelastung [kPa]	
	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A
0-30	41,0	45,7	7,2	9,2	17,8	19,4	34	392	256	213	50	90
30-50	36,3	43,2	3,0	5,0	17,0	21,0	7	16	394	253	125	123
50-70	36,9	42,7	2,7	5,4	16,6	17,4	13	52	384	300	160	117
70-90	38,4	41,2	3,2	3,8	17,3	19,1	15	20	310	393		

Tiefe [cm]	pH [CaCl ₂]		KAK [mval/100 g. B.]		C [%]		N [%]		Mikro. Biom. [µg C/g B.]		DHA [γTPF/g B.]	
	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A
0-30	7,6	6,6	11,3	13,7	0,44	1,15	0,06	0,12	342	389	57	113
30-50	7,6	7,0	10,9	9,2	0,22	0,35	0,03	0,05				
50-70	7,6	7,0	11,0	9,8	0,17	0,30	0,02	0,05				
70-90	7,6	7,1	10,9	11,0	0,13	0,25	0,02	0,03				

Bodenschätzung ≈ : A = L3 LÖ 80/84, N = L LÖ 75/70

Tab. 2: Bodenphysikalische, -chemische und -mikrobiologische Eigenschaften von Neu- (N) und Altböden (A) aus Löß im Emdener Raum (Neuland n=5; Altland n=2) (SCHRÖDER und SCHNEIDER 1992)

Tiefe [cm]	GPV [%]		P > 50µm [%]		P 10-0,2 µm [%]		k _r [cm/dm]		Ew [cm/dm]		Vorbelastung [kPa]	
	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A
0-30	57,9	45,2	7,1	2,7	19,6	16,8	281	11	186	146	64	45
30-50	64,7	47,3	6,0	3,4	17,7	15,2	153	3	202	217	64	45
50-70	66,0	50,0	5,8	2,3	21,6	18,6	220	7	211	175	106	186
70-90	66,8	51,5	5,1	1,4	23,3	15,9	371	9	184	168		

Tiefe [cm]	pH [CaCl ₂]		KAK [mval/100 g. B.]		C [%]		N [%]		Mikro. Biom. [µg C/g B.]		DHA [γTPF/g B.]	
	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A
0-30	7,4	7,5	28,1	19,6	3,34	1,48	0,28	0,16	751	346	96	47
30-50	7,5	7,4	29,7	25,6	2,88	1,00	0,27	0,10				
50-70	7,4	7,4	28,6	22,6	3,22	0,62	0,27	0,06				
70-90	7,4	7,4	25,2	20,1	3,04	0,56	0,26	0,06				

Bodenschätzung ≈ : A = Lt1 AL 85/85, N = LT AL 85/85

Zur Realisierung der Bodenschätzung auf landwirtschaftlich nutzbaren Kippenböden

Vogler, E.,¹⁾ Altermann, M.,²⁾ Vogler, F.¹⁾

1. Kennzeichnung von Kippenböden

Als Folge montaner Aktivitäten entstanden Bergbaufolgelandschaften mit einer Vielfalt von anthropogenen Böden. Dazu gehören vornehmlich die

- **Kippenböden aus geschütteten natürlichen Substraten mit einer in der gesamten Abbauteufe durch Devastierung und Auffüllung veränderten geologischen Schichtabfolge,**
- **Kippenböden aus aufgeschütteten technologischen Substraten.**

Die erstgenannten haben insbesondere in Ostdeutschland durch den Braunkohlenabbau eine erhebliche Flächenausdehnung. Die anthropogenen Veränderungen der Bodendecke sind irreversibel. Kippenböden und natürliche Böden unterscheiden sich wesentlich (Tab. 1). Die Rückkehr zur „Landschaft vor der Kohle“ ist nicht möglich.

Bei der Gestaltung der Bergbaufolgelandschaften muss auf Grund der in den Tagebauvorfeldern häufig sehr hochwertigen, ehemals landwirtschaftlich genutzten natürlichen Böden auch auf den Kippenflächen die Option zur agrarischen Bewirtschaftung erhalten bleiben. Die substrat- und standortbezogene Bewertung der Kippenböden bildet hierfür eine wesentliche Grundlage.

Die Bodenentwicklung verläuft auf Kippsubstraten wesentlich schneller als in natürlichen Böden. Sie wird durch Rekultivierungsmaßnahmen, deren Ziel die Erhöhung des Humus- und Nährstoffgehalts, Verbesserung der bodenphysikalischen Eigenschaften und die Förderung des Bodenlebens ist, beschleunigt. In der Regel erfassen die Rekultivierungsmaßnahmen aber nur die obersten zwei bis drei Profildezimeter. Bei landwirtschaftlicher Nutzung entstehen Böden mit Aip-C – Horizontabfolge (Aip = zu Beginn der Nutzung nur schwach erkennbarer Ap-Horizont; initiale Ackerkrume). Während der P- und K-Mangel in den Kippenböden im allgemeinen in den ersten sechs bis zehn Jahren im Krumbereich ausgeglichen wird, benötigt die Steigerung des Humus- und Stickstoffgehalts sowie die Aufwertung der Sorption auf das standorttypische Niveau mindestens 40 bis 45 Jahre (THUM et al. 1990).

¹⁾ Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Ludwig-Hupfeld-Str. 8, 04430 Böhlitz-Ehrenberg

²⁾ Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Wilhelm-Raabe-Str. 9, 06118 Halle

Tabelle 1: Wesentliche Unterschiede zwischen natürlichen Böden und Kippenböden (Auswahl)

Merkmal	Natürliche Böden	Kippenböden
Alter	z. T. bis > 10.000 Jahre	< 200 Jahre
Genese des Ausgangsgesteins	geologische Sedimentation	unterschiedliche anthropogene Schüttung oder Spülung
Schichtaufbau	Gesetzmäßige Abfolge von verschiedenen geologischen Schichten	anthropogen bestimmter Schichtaufbau gemäß der Schüttungstechnologie
Profilaufbau	standortabhängige breite Spanne verschiedener Böden	es dominieren Lockersyroeme, Regosole, Pararendzinen (A-C-Böden)
Entwicklungstiefe	< 0,5 ... > 1,5 m	überwiegend 0 ... 0,4 m
Pedogenes Gefüge	in allen Horizonten vorhanden	entwickelt sich im Oberboden
Organische Bodensubstanz	Humusformen: verschiedene H. in Abhängigkeit von Substrat, Klima und Nutzung Humusgehalt: große standortabhängige Schwankungsbreite im Oberboden: <1...>90 % Humus); Kohlegehalt (C_{org}-Gehalt): 0 %	Humusformen: initiale Humusformen Humusgehalt: < 0,5 ... > 5 % (je nach Kippenalter und Kippennutzung); Kohlegehalt (C_{org}-Gehalt): 0...>30%
Standortfaktoren	es besteht Gleichgewicht der Standortfaktoren	kein oder nur labiles Gleichgewicht
Räumliche Heterogenität	standortbedingt unterschiedlich, meistens fließende Übergänge	Sehr unterschiedlich, abhängig von der Abraumtechnologie und der Kippenführung,
Inhaltliche Heterogenität	standortbedingt, im Betrachtungsgebiet vorwiegend gering	abhängig von der Abraumtechnologie, meist groß
Ökologische Eigenschaften	weitgehend bekannt bzw. abschätzbar	unterschiedlicher Kenntnisstand, schwer abschätzbar und schwer prognostizierbar

2. Bodenschätzung von Kippenböden

Für die seit etwa 1950 entstandenen Kippenböden Ostdeutschlands erfolgte keine flächendeckende Bodenschätzung. Nach 1990 wurden Musterstücke angelegt, und in den nächsten Jahren soll die Schätzung dieser Flächen forciert werden. Untersuchungen und Befragungen zur Anwendung der Bodenschätzung auf anthropogenen Böden aus natürlichen Substraten hatten folgende Ergebnisse:

- Die Bodenschätzung mit den in Rechtsvorschriften festgelegten Instrumentarien kann grundsätzlich auch auf Kippenflächen erfolgen. Die Bewertungsergebnisse haben hohe Akzeptanz, insbesondere bei den Landwirtschaftsbetrieben. Teilweise ist das Interesse der Bewirtschafter an einer Bodenschätzung höher als das der Eigentümer.
- Die Kartierung der Kippenflächen im Rahmen der Bodenschätzung ist die einzige methodisch einheitliche, flächendeckend vorliegende großmaßstäbige Bodenkartierung. Sie hat nicht nur für die steuerliche Veranlagung Bedeutung sondern auch für zahlreiche Planungsaufgaben. In Sachsen und Thüringen ermöglichen die Bodenschätzungskarten außerdem Rückschlüsse auf das Entstehungsjahr der Kippenflächen (für vor 1950 geschätzte Flächen). Die Bodenschätzung auf anthropogenen Standorten sollte unbedingt beibehalten und fortgesetzt werden.
- Die Karten der Bodenschätzung ergänzen die gegenwärtig von den geologischen Landesämtern erarbeiteten Bodenkarten. Beide Kartenwerke sind auf Grund der unterschiedlichen Aufgabenstellungen und der daraus resultierenden verschiedenen Maßstabsebenen notwendig.

- Die angelegten Musterstücke repräsentieren typische, landwirtschaftlich nutzbare Kippenböden.
- Die hohe Dynamik der Kippenböden erfordert Nachschätzungen. Über den Turnus der Nachschätzungen liegen unterschiedliche Angaben vor.
- Für die Schätzung der Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus sind keine grundsätzlichen methodischen Änderungen erforderlich.
- Für die Bewertung von anthropogenen Böden aus natürlichen Substraten auf kleinen Flächen reichen die zur Bewertung natürlicher Böden vorgeschlagenen Parameter aus, wenn entsprechende Musterstücke zur Verfügung stehen.
- Für die Bewertung der Kippenflächen reichen die für natürliche Böden herangezogenen Parameter jedoch nicht aus, und es müssen zusätzliche einbezogen werden. Diese Zusatzparameter sind im wesentlichen in den Unterschieden zwischen natürlichen Böden und Kippenböden begründet (s. Tab. 1).

Als wesentliche zusätzliche Parameter zur Bewertung der Kippenböden sind der Kohleanteil, extrem saures Reaktionsmilieu (im Unterboden/Untergrund), Bodenverdichtungen, Abraumtechnologie und Heterogenität heranzuziehen.

So können z.B. Kohlebeimengungen zur Erhöhung des Sorptionsvermögens und der nutzbaren Feldkapazität beitragen. Dabei sind nicht nur die Gehalte kohligler Substanzen, sondern auch deren Verteilung (feinverteilt oder als Brocken), sowie deren Herkunft und Eigenschaften (z. B. Schwefelbindungsformen) bei der Bodenschätzung zu berücksichtigen.

Bei der Bodenschätzung auf Kippenböden muss auch das stark saure Reaktionsmilieu von nicht meliorierten Substraten tertiärer Herkunft in Verbindung mit den teilweise hohen Schwefelgehalten, die insbesondere beim Vorkommen dieser Substrate im obersten Profilmeter zu beträchtlichen Ertragseinschränkungen führen können, in die Bewertung einfließen.

Die in Kippenböden nach mehreren Nutzungsjahren festgestellte Erhöhung der Lagerungsdichte, der Verringerung des Porenvolumens und – insbesondere bei bindigen Kippsubstraten mit Anschluß an den sich neu einstellenden Grundwasserhorizont - der Verringerung des kapillaren Wasseraufstiegs, also die besondere Dynamik der bodenphysikalischen Eigenschaften müssen bei einer Schätzung in geeigneter Weise Berücksichtigung finden.

Weiterhin muss der Abraumtechnologie bei der Schätzung der Kippenflächen als Parameter mit wesentlichem Einfluss auf die Qualität der anthropogenen Böden Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die Heterogenität der Kippenflächen wirkt sich entscheidend auf das Ertragsniveau, die Ertragssicherheit und die Qualität der Ernteprodukte (ungleiche Reifezeiten!) aus. Deshalb ist dieser Parameter bei einer Schätzung unentbehrlich. Die Heterogenität kann auf Kippenflächen als räumliche Heterogenität (in einem Kippenareal sind verschiedene, z. T. ökologisch weit entfernte Kipp-Bodenformen im beliebigen Verteilungsmuster verbreitet), horizontale inhaltliche Heterogenität [Substratheterogenität; d. h. die ausgewiesene(n) Bodenform(en) der Kippenfläche enthält/enthalten nebeneinander mehrere Substrate mit deutlich voneinander abweichenden Eigenschaften] und vertikale inhaltliche Heterogenität [die ausgewiesene(n) Bodenform(en) der Kippenfläche enthält/enthalten mehrere Substrate mit deutlich voneinander abweichenden Eigenschaften in beliebiger vertikaler Folge] auftreten.

Die Bodenschätzung ist auch für die Bewertung der Kippenböden aus geschütteten natürlichen Substraten anwendbar. Ihr besonderer Vorteil besteht in der nahezu flächendeckenden Erfassung aller landwirtschaftlich nutzbaren Böden einschließlich der Stilllegungsflächen und Ödländereien. Sie hat nicht nur Bedeutung für die steuerliche Bewertung der Flächen sondern – wie im Bodenschätzungsgesetz bereits festgelegt – auch für nichtsteuerliche Bereiche, so u.a. für den Grundstücksverkehr und die Landschaftsplanung sowie für den Bodenschutz. Es besteht Forschungsbedarf für die Erfassung und Bewertung spezifischer Eigenschaften der Kippenböden und die Berücksichtigung der für eine Schätzung herausgearbeiteten zusätzlich zu berücksichtigenden Parameter.

3. Literatúrauswahl

- PFLUG, W. (Herausgeber, 1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verl. Berlin - Heidelberg.
- VOGLER, E.; VOGLER, F. (1998): Zur Repräsentanz von Bodenuntersuchungen auf Kippen mit quartärem Bodenmaterial.- Arch. f. Acker-Pflanzenb.- Bodenkunde, 43, Berlin, S. 145-156.
- WÜNSCHE, M.; OEHME, W.-D.; HAUBOLD, W.; KNAUF, C.; SCHMIDT, K.-E.; FROBENIUS, A.; ALTERMANN, M. (1981): Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der DDR. - Neue Bergbautechnik, 11, Leipzig, S. 42 - 48.
- WÜNSCHE, M.; VOGLER, E. (1996): Standortverhältnisse und Rekultivierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier.- Zeitschr. Kulturtechnik u. Landesentwicklung, 37, Berlin, S. 227-232.
- THUM, J.; WÜNSCHE, M.; LAVES, D.; VOGLER, E. (1990): Zur Humusbildung auf Kipp-Lehm bei Ackernutzung.- Arch. f. Acker-Pflanzenb.- Bodenkunde, 34, Berlin, S. 857-866.

**Bewertung aufgeschütteter landwirtschaftlich nutzbarer Böden -
Exkursion anlässlich der Tagung der Arbeitsgruppe Bodenschätzung und Bodenbewertung
der DBG in das Mitteldeutsche Braunkohlenförderzentrum am 27. September 2000**

Vogler, E.¹⁾, Altermann, M.²⁾, Vogler, F.¹⁾, Moritz, P.³⁾, Wolf, M.⁴⁾, Hoffmann, R.⁵⁾

1. Einführung

Auf der Exkursion zur Fachtagung der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung der DBG sollte die Anwendung der Bodenschätzung zur Bewertung landwirtschaftlich nutzbarer, anthropogen aufgeschütteter natürlicher Substrate vorgestellt werden. Expertendiskussionen am Profil sollten mögliche Unterschiede in der Bewertung sowie Kenntnisdefizite hervorheben. Die Exkursion⁶⁾ führte in den südlich von Leipzig gelegenen Teil des Mitteldeutschen Braunkohlenförderzentrums (Reviere Leipzig – Borna – Altenburg und Zeitz – Weißfels – Hohenmölsen). Kennzeichnend für das Mitteldeutschen Braunkohlengebiet ist die Zersplitterung der Förderstätte in fünf größere und drei kleinere Teilreviere, die hinsichtlich der naturräumlichen Bedingungen, des Bodeninventars und der Bodennutzung markante Unterschiede aufweisen.

Geologisch repräsentieren die Lagerstätten im Leipzig-Bornaer Raum eozäne und oligozäne Bildungen (fluviatil-limnische oder marine Sedimente mit unterschiedlichen Kohle- und Schwefelgehalten), nach Norden gehen sie in miozäne Ablagerungen über. Das Pleistozän ist durch elster-, saale- und weichselkaltzeitliche Sedimente vertreten. Holozäne Sedimente sind in den Flußauen von Saale, Elster-Luppe, Pleiße und Mulde verbreitet. Die natürlichen Böden entstanden im Exkursionsraum aus Löß bzw. Sandlöß über Lehm (vorwiegend Schwarzerden, Pararendzinen, Fahlerden oder auch Pseudogleye (Staugleye). In den Lößgebieten schwanken die Bodenanzahlen meistens zwischen 80 und 100, bei Sandlößverbreitung fallen sie - je nach Schluffgehalt des Sandlößes - bis 60, bei den stärker stauvernässten Böden bis 50 ab. Das Exkursionsgebiet ist durch mittlere Jahrestemperaturen von 8,0 ... 8,5 °C, Jahresniederschlagsmengen von 500...540 mm, mittlere Verdunstungshöhe von 472 mm/Jahr sowie mittlere Abflußhöhe von <50 mm/Jahr gekennzeichnet.

Die Kippenböden haben auf Grund ihres Flächenumfangs (ca. 60.000 ha Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus sowie ca. 12.000 ha ehemaliger Kies- und Sandgruben) besondere Bedeutung (HEILMANN et. al., 1995). Dominierende Substrate der Kippenböden sind in Mitteldeutschland Kipp-Lehme, Kipp-Kalklehme und Kipp-Sande aus quartären Lockersedimenten (WÜNSCHE, VOGLER, E., KNAUF 1998). Kohleschluffe und Kohlelehme sind in Mitteldeutschland nur in geringem Anteil auf landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen vertreten. Die Option zur landwirtschaftlichen Nutzung der Kippenstandorte muss - auch in Anbetracht des Bodenschwunds in der Bundesrepublik Deutschland - zukünftig erhalten bleiben:

2. Kennzeichnung der Exkursionsprofile

Exkursionspunkt 1: Ehemaliger Tgb. Domsen
Diskussionsschwerpunkt: Bewertung des Kohlegehalts und phytotoxischer Eigenschaften der Kippenböden
Kartierungseinheit: Kipp-Schlufflehm, stark kohlehaltig; Symbol: xUL-Kp
Bodenform: Kippkohleschlufflehm-Ranker

Horizontsymbol	Beschreibung [KNAUF, 1995 ⁷⁾
Ap 0 – 25 cm	Braunschwarzer (10YR 3/3), humoser, kohlehaltiger Schlufflehm mit vielen Kohlebrocken (2...10 cm Ø), feinglimmerhaltig, frisch, Bröckelgefüge, stark feindurchwurzelt Ernterückstände, partiell Düngerkalkbröckchen, deutlich begrenzt
C 25 - >40 cm	Brauner (5 YR 4/6) kohlehaltiger Schlufflehm mit vielen Kohlebrocken (10...30 cm Ø und einzelnen Kohleklumpen, feinglimmerhaltig, frisch, fest; sehr schwach feindurchwurzelt

¹⁾ Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Ludwig-Hupfeld-Str. 8, 04430 Böhlitz-Ehrenberg

²⁾ Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Wilhelm-Raabe-Str. 9, 06118 Halle

³⁾ Finanzamt Merseburg, Bahnhofstr. 10, 06217 Merseburg

⁴⁾ Finanzamt Zwickau

⁵⁾ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker Str., 09599 Freiberg/Sachs.

⁶⁾ Der Exkursionsführer kann von Dr. Vogler und Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Ludwig-Hupfeld-Str.8, 04430 Böhlitz-Ehrenberg bezogen werden.

Kennzeichnung des Profils nach TGL 24 300 (gemäß bodengeologischem Kippengutachten)⁷⁾

Aufnahme des Profils nach KA 4 (ALTERMANN, 2000; Analytik: Institut für Bodenkunde, Hamburg):

Bodenform: Norm-Regosol aus Kippkohleschluff; Symbol: RQn:oj-xu

Horizontsymbol	Beschreibung n. KA 4; gekürzt
jAp 0 – 25..30 cm	Braunscharzer (7,5YR 2/2), humoser, kohlehaltiger, schluffiger Lehm (Lu); Anteil der Kohlebrocken: ca. 5 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: ca. 5mm Ø, feinglimmerhaltig; feucht (feu 3); Krümel – Bröckelgefüge; stark durchwurzelt (W4); Feinporen mit geringem Flächenanteil (f2, gri2); deutlich begrenzt
jilCv 25..30 – 150 cm	Sehr dunkelrötlichbrauner (5 YR 2/3) und schwarzer (Kohleanteile:7,5 YR 1,7/1), kohlehaltiger (k3), stark toniger Schluff (U4); Anteil der Kohlebrocken: ca. 10 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: 1-10 cm Ø; feinglimmerhaltig, feucht (feu 3); Subpolyedergefüge; geschichtet

Aufnahme des Profils nach der Bodenschätzung (MORITZ, 2000):

Klassenzeichen SL5D42/42

Probleme bei der Schätzung dieser Standorte:

- Unterscheidung von Humus und Kohle bei der Feldansprache
- Anwendung der Zustandsstufe
- Bewertung des sauren Unterbodens (pH 2,9) bei der Schätzung

Exkursionspunkt 2: Innenkippe Profen

Diskussionsschwerpunkt: Bewertung der Kippenböden aus Lößsubstrat

Kennzeichnung des Profils nach TGL 24 300 (gemäß bodengeologischem Kippengutachten)⁶⁾

Kartierungseinheit: Kipp-Kalkschufflehm im Wechsel mit Kipp-Kalklehm/ Kalksandlehm u. Kipp-Humusschlufflehm
Symbol: cUL-Kp >> cL/ csL-Kp u. hUL-Kp

Bodenform: Kippschlufflehm-Rendzina

Horizontsymbol	Beschreibung [KNAUF, 1995 ⁷⁾]
Ap 0 – 30 cm (bei 10 cm häufig ein „Schäl-Ap“ erkennbar)	Graubrauner (10 YR 6/3), schwach humoser, karbonathaltiger Schlufflehm mit vielen hellbraunen Geschiebemergelbrocken, einzelne Löß-Schwarzerde(A _h)- und Tonbrocken, einzelne, dann nur cm-große rostbraune Feinsandbrocken, vereinzelt Lößkindel; frisch bröckelig, locker; mäßig durchwurzelt, vereinzelt zersetzte Ernterückstände (Mais); scharf begrenzt (wellig)
C ₁ 30 - >100 cm	Gelbbrauner (10 YR 5/8), karbonathaltiger, schwach kiesiger Schlufflehm mit einzelnen Geschiebemergelbrocken und -klumpen; frisch, scharfkantig-polyedrisch brechend, fest; schwach (fein)durchwurzelt, zahlreiche Rostflecken im Millimeterbereich

Aufnahme des Profils nach KA 4 (ALTERMANN, 2000; Analytik: Institut für Bodenkunde, Hamburg):

Bodenform: Norm-Pararendzina aus Kippkalkschluff über kiesführendem Kippkalksand; Symbol: RZn:oj-eu/oj-(k)es

⁷⁾ Für die Bereitstellung der bodengeologischen Daten danken die Autoren Herrn C. Knauf, Salzmünde

Horizontsymbol	Beschreibung n. KA 4; gekürzt
jeAp 0 – 30 cm	Dunkelbrauner (10YR 4/4-3/4), schwach humoser (h2), schwach kiesiger (G2) schluffiger Lehm (Lu); mittel karbonathaltig (c3.3); feucht (feu 3); Bröckel- Subpolyedergefüge; stark durchwurzelt (W4); Regenwurmröhren; Krumenbasisverd.; deutlich begrenzt
jeIC 30 – 50 cm	Brauner (10YR4/6), schwach humoser (h2), schluffiger Lehm (Lu); mittel karbonathaltig (c3.3); feucht (feu 3); Bröckelgefüge; mit Schwarzerdebrocken (ca. 10 Vol.-%), Kohlebrocken (<5 Vol.-%) u. Tonbrocken; Lößkindel; Regenwurmröhren; deutl. begrenzt
II jeIC 50 – 150 cm	Brauner (10YR4/6), schwach kiesiger (G2), mittel lehmiger Sand (SI3); karbonathaltig (c2-c3); feucht (feu 3); Bröckelgefüge

Aufnahme des Profils nach der Bodenschätzung (MORITZ, 2000):

Klassenzeichen sL4D58/58

Probleme bei der Schätzung dieser Standorte:

- Ausweisung der Zustandsstufe
- Vorschlag: Geol. Entstehung hier LÖD ausweisen (in Mitteldeutschland unterscheiden sich die „LÖB-Kippen“ von denen der Wetterau und des Rheinlandes durch Geschiebemergelanteile)
- Bewertung der Verdichtung
- Umfang der Geländearbeiten bei der Bodenschätzung auf Kippen

Exkursionspunkt 3: Innenkippe Peres

Diskussionsschwerpunkt: Bewertung der räumlichen und inhaltlichen Heterogenität

Kennzeichnung des Profils nach TGL 24 300 (gemäß bodengeologischem Kippengutachten von J. MAUTSCHKE⁸⁾):

Kartierungseinheit: Kipp-Gemengekalklehm; Symbol: GcL-Kp

Bodenform: Kippgemengesandlehm-Rendzina

Aufnahme des Profils nach KA 4 (ALTERMANN, 2000; Analytik: Institut für Bodenkunde, Hamburg):

Bodenform: Norm-Pararendzina aus kies- und kohleführendem Kipp-Kalklehm; Symbol: RZn:oj-(k)(x)el

Horizontsymbol	Beschreibung n. KA 4; gekürzt
jeAp 0 – 25 cm	Bräunlichschwarzer (10YR 3/2), schwach humoser (h2), schwach kohlehaltiger (k2), schwach kiesiger (G2), stark sandiger Lehm (Ls4); schwach karbonathaltig (c3.2); feucht (feu 3); Bröckel- Krümelgefüge; stark durchwurzelt (W4); Anteil der Kohlebrocken: ca. <2 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: ca. <5mm Ø; deutlich begrenzt
jelC1 25 – 50 cm	Bräunlichschwarzer (10YR 3/2), schwach kohlehaltiger (k2), schwach kiesiger (G2), stark-sandiger Lehm (Ls4); schwach karbonathaltig (c3.2); feucht (feu 3); Bröckel-Subpolyedergefüge; schwach durchwurzelt (W2); Anteil der Kohlebrocken: ca. 5 – 10 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: ca. 10mm Ø; geringer Anteil von Mittelporen (gri3,f2); deutlich begrenzt
jelC2 50 – 150 cm	Bräunlichschwarzer (10YR 3/2), schwach kohlehaltiger (k2), schwach kiesiger (G2), stark lehmiger Sand (Sl4); mittel karbonathaltig (c3.3); feucht (feu 3); Bröckel-Subpolyedergefüge; Anteil der Kohlebrocken: ca. 5 – 10 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: ca. 10mm Ø; Tonbrocken (<10 cm; 10 Vol.-%); Lehmbrocken (ca. 10 cm; ca. 10 Vol.-%); geringer Anteil von Mittelporen (gri3,f2).

Aufnahme des Profils (in der Nachbarschaft) nach der Bodenschätzung (WOLF und Schätzungsbeirat 1994)

Klassenzeichen SL – NK1981(D)36/35

Probleme bei der Schätzung dieser Standorte:

- Heterogenität
- Erträge im Vergleich zu natürlichen Böden; Ertragssicherheit
- Auswertung vorhandener Unterlagen (bodengeol. Kippengutachten; Luftbilder)

⁸⁾ Für die Bereitstellung der bodengeologischen Daten danken die Autoren Herrn J. Mautschke, Leipzig

Exkursionspunkt 4: Kippe Zwenkau

Diskussionsschwerpunkt: Bewertung der Grenzböden (hoher Skelettgehalt)

Kennzeichnung des Profils n. TGL 24 300 (gem. bodengeol. Kippengutachten von A. SCHUBERT):

Kartierungseinheit: Kipp-Kieslehm; Symbol: kL-Kp

Bodenform: Kippkieslehm-Ranker

Aufnahme des Profils nach KA 4 (ALTERMANN, 2000; Analytik: Institut für Bodenkunde, Hamburg):

Bodenform: Norm-Regosol aus kies- und geröllführendem Kippsand
Symbol: RQn:oj-(k,w)s

Horizontsymbol	Beschreibung n. KA 4; gekürzt
jAp 0 – 25 cm	Dunkelbrauner (10YR 3/4), mittel humoser (h3), mittel kiesiger (G3) mittel steinhaltiger (f0), mittel lehmiger Sand (SI3); karbonatarm (c2); feucht (feu 3); Bröckelgefüge; stark durchwurzelt (W4); deutlich begrenzt
jilC 25 – 120 cm	Brauner (10YR 4/6), mittel kiesiger (G3), mittel lehmiger Sand (SI3); feucht (feu 3); Bröckelgefüge; schwach durchwurzelt (W2); Regenwurmröhren; Anteil der Kohlebrocken: ca. <2 Vol.-%, Größe der Kohlebrocken: ca. 10mm Ø.

Aufnahme des Profils (in der Nachbarschaft) n. der Bodenschätzung (WOLF und Schätzungsbeirat 1994)

Klassenzeichen SI – NK1978(D)26/24

Probleme bei der Schätzung dieser Standorte:

- **Berücksichtigung des hohen Skelettanteils** (Standorte werden trotz des hohen Skelettanteils landwirtschaftlich genutzt, meistens reduzierter Erträge. Nachteilig ist der hohe Werkzeugverschleiß, Vorteile der Standorte sind breiten Bearbeitungszeitspannen)
- **Heterogenität**

Wesentliche Ergebnisse und Schlußfolgerungen der Diskussionen auf der Exkursion:

- Die Bewertung von anthropogen entstandenen Böden, wie z.B. Kippenböden, ist mit dem Instrumentarium der Bodenschätzung grundsätzlich möglich und auch künftig notwendig. Die Ergebnisse haben nicht nur für die Besteuerung der Flächen sondern auch für den Grundstücksverkehr, Landschaftsplanung und Bodenschutz Bedeutung.
- Die Zusammenarbeit zwischen Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen („Bodenschätzern“) und der DBG ist im Interesse des Erfahrungsaustausches, der Überführung des aktuellen Forschungsstandes und einer verbesserten Einbindung der Schätzungsmethoden in die Arbeiten der DBG hinsichtlich einer umfassenden Bodenbewertung zu intensivieren.
- Bei der Feldaufnahme von Kippenböden sind auf Grund der speziellen Genese methodische Adaptionen notwendig, dies betrifft insbesondere die angewandten Aufschlussmethoden (Anzahl der Grablöcher erhöhen), die optimalen Zeitspannen für die Feldarbeiten, die Auswertung vorhandener Unterlagen (z.B. Bodengeologische Kippengutachten, Spezialgutachten, Luftbilddauswertungen etc.).
- Auf die Bedeutung sowie die Möglichkeiten zur Erfassung der räumliche und inhaltliche Heterogenität, der Durchwurzelung, der Verdichtung sowie weiterer Bodenmerkmale wurde hingewiesen. Feldmethoden zur Bewertung des organischen Anteils (Humus und feinverteilte Kohle), des Schwefelanteils sind nicht verfügbar, aber unbedingt für die Schätzung der Kippenböden erforderlich.
- Aus den Exkursionsprofilen ging hervor, dass die Unterschiede zwischen Kippenböden und natürlichen Böden in überschaubaren Zeiträumen nicht aufgehoben werden. Andererseits ist die Karte der Bodenschätzung das einzige flächendeckende Kartenwerk, in dem die Entstehung und der Entstehungszeitraum der anthropogenen Böden ausgewiesen wird. Deshalb ist die kartographische Kennzeichnung der Kippenböden - unabhängig von deren Alter - durch entsprechende Planzeichen weiterhin bedeutungsvoll.

Für die Anfertigung des Exkursionsführers konnte auf zahlreiche Quellen zurückgegriffen werden. Diese sind im Exkursionsführer mit ihren bibliographischen Daten genannt. Bei Bedarf können diese von Dr. Vogler abgefordert werden.

Probleme bei der Bewertung von landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz

von
Vogel, H.¹ und J. Zeitz²

1. Einführung/Grundlagen

Im Niederlausitzer Braunkohlenrevier sind allein im Länderbereich Brandenburg der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft insgesamt ca. 3200 ha unter landwirtschaftlicher Nutzung. Der größte Teil davon befindet sich auf den durch den Bergbau devastierten Kippenflächen. Der Grundstücksverkehr entwickelt sich langsam und die Nutzungsrichtungen bzw. Nutzungsstrategien verändern sich laufend. Dadurch entsteht ein immenser Bedarf an einer objektiven Bewertung und Schätzung der landwirtschaftlich bereits genutzten wie auch der neu einzurichtenden landwirtschaftlichen Nutzflächen auf den Kippen des Sanierungsbergbaus und des aktiven Bergbaus.

Durch nutzungsspezifisch ungünstige Qualitäten der Kippenflächen wurde schon frühzeitig die Bedeutung ihrer effektiven Bewertung erkannt. Im Laufe der Zeit wurde so eine wissenschaftlich fundierte bodenkundliche Kartierung und Beurteilung der Eigenschaften der Kippsubstrate entwickelt. Die Schwerpunkte lagen und liegen dabei auf einer detaillierten Erfassung und Beschreibung der Substratzusammensetzung, der Ableitung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der Kulturfähigkeit (Wiedernutzbarmachung) und der ersten land- und forstwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Rekultivierung). Die laufend aktualisierten Methoden wurden in einheitlichen Vorschriften und Anweisungen zusammengefaßt (Liste der Lokalbodenformen, TGL, KA 4). Auf dieser Grundlage werden seit Ende der 50er Jahre bis in die Gegenwart „Kippengutachten“ bzw. „Bodengeologische Kartierungsberichte“ erstellt. Somit liegen für nahezu alle rekultivierten Flächen des Braunkohlenbergbaus in der Niederlausitz bodenkundliche Kartierungen mit einer Auflösung von i. d. R. 50 m x 100 m mit einer sehr dichten analytischen Beprobung vor. Sie bilden eine hervorragende Grundlage für alle weiteren Bewertungs- und auch Schätzungsmaßnahmen. Eine abschließende Bewertung der Kippenflächen kann aus den Kippengutachten/Kartierungsberichten jedoch nicht abgeleitet werden, da in diesen lediglich der Zustand unmittelbar nach der Verkipfung bzw. Planierung beschrieben wird. Alle Einflüsse und Wirkungen durch Melioration und Rekultivierung können aus diesen Arbeiten auf Grund des Erstellungszeitpunktes nicht erhoben werden.

2. Problemstellung

Im folgenden sollen an drei Beispielen exemplarisch die Besonderheiten von landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen in der Niederlausitz dargestellt werden.

A) Ackerkultur auf einer Geschiebemergelfläche:

In der Niederlausitz befinden sich die meisten landwirtschaftlich genutzten Kippenflächen auf Geschiebemergel. Bei diesen Kippsubstraten sind vier Problemefragen zu benennen, welche eine Bewertung dieser Flächen erschweren. Dies sind im einzelnen:

1. Eine sehr große Streubreite der Korngrößenzusammensetzung innerhalb des geologischen Begriffs „Geschiebemergel“. Es treten hierbei Bodenarten vom Reinsand bis hin zum Tonlehm auf. Durch unterschiedliche Kipptechnologien wird diese geologisch be-

¹ Geologische Forschung und Erkundung Halle GmbH, Filiale Berlin/Brandenburg, Paradiesstraße 206B, 122526 Berlin

² Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Ökol. d. Ressourcennutzung, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

dingte Heterogenität anthropogen verstärkt.

2. Innerhalb der Geschiebemergel treten häufig in stark variierenden Anteilsklassen sowohl kohlige Beimengungen (Kohlebrocken) als auch anthropogen eingemischte Lehmtonbrocken auf.
3. Bedingt durch Einwirkungen der Verkippung und Planierung liegen besonders bei den bindigeren Geschiebemergelflächen z. T. erhebliche Schadverdichtungen vor.
4. Der Geschiebemergel wurde sehr häufig als sogenannter Kulturbodenauftrag auf meist geringwertigere bzw. kulturfeindliche Kippsubstrate aufgetragen. Aus teilweise stark schwankenden Auftragsmächtigkeiten resultiert eine stark variierende Gründigkeit des Standortes (Mächtigkeit der durchwurzelbaren Bodenschicht). Des weiteren wird bei geringmächtigen Überzügen die ohnehin schon große Heterogenität der Substratzusammensetzung zusätzlich verstärkt.

B) Ackerkultur auf einer Fläche aus tertiären Kippsubstraten:

Die landwirtschaftliche Nutzung größerer, zusammenhängender Tertiärflächen spielt nur eine untergeordnete Rolle. Dennoch ist damit zu rechnen, daß innerhalb von Nutzflächen aus quartären Kippsubstraten an einzelnen Punkten häufig tertiäre Substrate auftreten werden. Aus diesem Grund sollte auf diese Substrattypen ein besonderes Augenmerk gelegt werden.

Die begrenzenden Faktoren der Ertragsfähigkeit dieser Substrate sind die bodenchemischen Eigenschaften der tertiären Materialien. Eine Inkulturnahme ist nur nach einer vorherigen Kalkmelioration zur Pufferung der Schwefelsäure aus der Pyritverwitterung möglich (Grundmelioration). Das Problem einer Bewertung der Ertragsfähigkeit besteht darin, daß im Feld das Säurepuffervermögen des Kippsubstrates mittels organoleptischer Substratsprache nicht bestimmt werden kann. Die Durchwurzelungstiefen, die einen Anhaltspunkt über die Qualität und Tiefe der Grundmelioration bieten, ist nur durch eine deutlich erhöhte Anzahl von Grablöchern zu ermitteln. Ein verlässlicherer Hinweis auf die chemischen Eigenschaften kann durch eine Messung des pH-Wertes erreichen werden.

C) Ackerkultur auf einer Fläche aus Kraftwerksasche:

Eine Besonderheit der Rekultivierung im Niederlausitzer Braunkohlenrevier ist die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen aus Braunkohlenkraftwerksasche. Diesen Böden bestehen ausschließlich aus technogenen Substraten, welche ebenfalls stark variierende bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften aufweisen. Je nach Entstehungsart der Aschen sind diese unterschiedlichen Bodenartengruppen zuzuordnen. Somit tritt, wie beim Geschiebemergel, auch hier das Problem der Heterogenität der Korngrößenzusammensetzung verstärkt hervor (Bandbreite vom schwach schluffigen Sand bis lehmig-sandiger Schluff).

Das weitaus größere Problem der Aschesubstrate liegt jedoch in deren Fähigkeit, ähnlich wie Beton, abzubinden. Dabei entstehen Böden, die schon teilweise Felscharakter aufweisen. Je nach Intensität der Bearbeitung liegen diese verfestigten Substrate meist in einer Tiefe von > 10 cm. So entstehen sehr flachgründige Standorte (nicht zu verwechseln mit sehr hohen Lagerungsdichten).

Neben diesen für die Lausitz typischen Problemstellungen sind bezüglich der Schätzung von Kippenflächen vorab einige allgemeine Fragestellungen zu beantworten.

- I. Bezüglich der Einstufung der Zustandsstufen ist zu klären, ob und wie diese zu handhaben sind, da deren Beschreibung nicht mit den Gegebenheiten der Kippenflächen zu vereinbaren sind.
- II. Ab welchen Zeitpunkt ist aus fachlicher Sicht überhaupt eine Bodenschätzung (Bodenwertzahl) auf Kippenflächen sinnvoll? Momentan wird vom Bergbau bereits vor Rekultivierungsbeginn eine Bewertung (IST-Bodenwertzahl) gefordert.
- III. Wird der Zeitpunkt der Erst- bzw. Nachschätzung durch Bodenart und Bewirtschaftungsintensität nennenswert beeinflusst?
- IV. Wie kann gewährleistet werden, daß die Besonderheit „Kippenfläche“ dauerhaft in den Unterlagen der Bodenschätzung erhalten bleibt.?

3. Lösungsansatz

In Auswertung der reichhaltigen Erfahrungen der bisherigen Kartierung und Bewertung von Kippenflächen soll im folgenden ein Vorschlag unterbreitet werden, mit dessen Hilfe eine objektive Bewertung/Schätzung der Kippsubstrate ermöglicht werden kann. Der Schwerpunkt liegt somit auf der Bewertung der Punktdaten im Feld.

Grundlegend ist festzuhalten, daß die Bestimmungen und Handlungsanweisungen der Bodenschätzung nicht verändert werden dürfen und können. Eine Bewertung der Besonderheiten der Kippenböden kann somit nur durch die Anbindung eines „Bewertungskataloges Kippe“ erreicht werden. Dabei ist ein besonderes Augenmerk darauf zu legen, daß die in einem solchen Katalog aufgeführten Bewertungskriterien leicht handhabbar und während der Feldansprache ohne großen Aufwand erkennbar sein müssen. Als Ausnahme sind dabei jedoch die tertiären Kippsubstrate zu benennen, da bei diesen auf ein Mindestmaß an analytischem Aufwand kaum verzichtet werden kann. Unter der Voraussetzung der Unveränderlichkeit der Methodik der Bodenschätzung ist ein nennenswerter Einfluß der Besonderheiten der Kippsubstratbewertung nur durch ein sinnvolles Konzept von genau definierten Zu- und Abschlägen zwischen Boden- und Ackerzahl zu erreichen. Eine solche Zu- und Abschlagsdefinition sollte in Listenform erfolgen und einschließlich der Klärung grundsätzlicher Fragestellungen der Kippbodenbewertung (vgl. Fragestellungen I. bis IV.) zu einem „Bewertungskatalog Kippe“ zusammengefaßt werden.

Auf der folgenden Seite ist ein Vorschlag zum Aufbau einer Zu-/Abschlagsliste aufgeführt. Auf Grund von Platzmangel kann hier nur ein Auszug der wesentlichen Fragestellungen dargestellt werden. Des weiteren ist anzumerken, daß mit Vorlage des Listenvorschlags kein Anspruch auf Vollständigkeit der Problemstellungen verbunden ist bzw. bestimmte Fragen bereits mit den vorhandenen Methoden der Bodenschätzung bewertet werden können und somit zu streichen sind.

Als Basis der Liste dienen die Bodenarten bzw. Bodenartengruppen der Bodenschätzung. Innerhalb der Bodenartengruppen werden die jeweiligen Problemstellungen wie bisherige Bewirtschaftungsdauer, Schadverdichtungen u. ä. aufgeführt und je nach Einfluß auf die Standorteigenschaften durch Zu- bzw. Abschläge (in Prozent) bewertet. Durch die Zuordnung der Besonderheiten der Kippsubstrate wie geologisches Alter, Kohlegehalt u.s.w. zu den jeweiligen Bodenartengruppen wird erreicht, daß diese für den Anwender definiert und im Feld leicht zu erkennen sind. Durch Gleichstellung umfassenderer Problemfälle (technogene Aschesubstrate bzw. die teilweise äußerst heterogen zusammengesetzten Kulturbodenaufträge) mit den Bodenartengruppen, lassen sich diese durch die Benennung der darin enthaltenen spezifischen Fragestellungen objektiv bewerten.

4. Zusammenfassung/Schlußfolgerungen

- ✓ Für nahezu alle Kippenflächen des Niederlausitzer Braunkohlenreviers liegen im Gegensatz zu den gewachsenen Standorten vor der amtlichen Bodenschätzung bereits bodenkundliche Kartierungen im Maßstab 1:5000 (z.T. auch 1:2000) aus Rasterkartierungen 100 m x 50 m vor. Zur Sicherung einer exakten und objektiven Bewertung der Kippsubstrate für die Bodenschätzung sind die Ergebnisse der Kartierungen unbedingt zu berücksichtigen.
- ✓ Die Feldarbeiten zur Bodenschätzung sollten operativ gestaltet werden. Die Lage des Schätzers und die Punkte der bestimmenden Grablöcher können durch Auswertung der bereits vorhandenen Unterlagen optimal an die jeweiligen Flächenverhältnisse angepaßt werden.
- ✓ Die Anzahl der bestehenden Musterstücke repräsentiert nur ein relativ enges Spektrum der Bandbreite landwirtschaftlich genutzter Kippsubstrate. Eine Erweiterung auf „jüngere“ LN-Flächen und auf Tertiärsubstrate ist dringend zu empfehlen.
- ✓ Eine exakte und objektive Bewertung im Feld am konkreten Bohrpunkt kann nur über eine detaillierte Steuerung von Zu- und Abschlägen auf der Basis leicht ansprechbarer bzw. unter Umständen meßbarer Standortfaktoren erreicht werden. Die Grundlage dafür sollte ein „Bewertungskatalog Kippe“ sein.

Bodenartengruppe	Problemstellung	Bewertung	
		Zuschlag	Abschlag
Sande, Anlehmsande S und SI	pro Bewirtschaftungsjahr	X %	
	Bodenverdichtungen > 30 cm		X %
	geol. Alter: rein tertiäre Substrate		X %
	Gemisch tertiär/ quartär		X %
	Kohlegehalt tert. Substrate: 1 %	X %	
	5 %	X %	
	10%	X %	
Art des Melio.-Mittels:	Mergel	X %	
	Asche		X %
	sonstige		X %
:			
Lehmtone, Tone LT und T	pro Bewirtschaftungsjahr	X %	
	Bodenverdichtungen > 30 cm		X %
	geol. Alter: rein tertiäre Substrate		X %
	Gemisch tertiär/ quartär		X %
	Kohlegehalt tert. Substrate: 1 %	X %	
	5 %	X %	
	10%	X %	
Art des Melio.-Mittels:	Mergel	X %	
	Asche		X %
	sonstige		X %
Technogene Substrate (Aschen)	lockere Lagerung	X %	
	abgebunden		X %
	Kohlegehalt: 1 %	X %	
	5 %	X %	
	10%	X %	
Schichtsubstrate Kulturbodenauftrag	geol. Alter d. Untergrundes: Tertiär		X %
	Quartär	X %	
	Bod.-artendiff. Oberbod./Untergrund:		
	1 Bodenart		X %
	⋮		⋮
6 Bodenarten		X %	
Qualität des Oberbodens:	Homogen	X %	
	Heterogen		X %
	sehr schwach humos		X %
	schwach humos	X %	
	humos	X %	
	hohe Lagerungsdichte		X %



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der Sitzung der Kom. VIII Bodenschutz „Anforderungen des Bodenschutzes
an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“
10. und 11. Oktober 2000 in Stuttgart - Hohenheim

Band 93

2000

Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung „Anforderungen des Bodenschutzes an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“ am 10./11. Oktober 2000 in Stuttgart-Hohenheim

von

LAVES, D.¹⁾

Sehr geehrter Herr Präsident Stahr,
meine sehr geehrten Damen und Herren,

im Namen des Vorstandes der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft begrüße ich Sie zur Vortragsveranstaltung der Kommission Bodenschutz zum Thema „Anforderungen des Bodenschutzes an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“.

Zwischen der Ankündigung dieser Veranstaltung in den DBG-Nachrichten und ihrer Durchführung liegen eineinhalb Jahre. Unterdessen fanden drei Tagungen mit vergleichbarer Thematik statt, und zwar im Rahmen der Bodenschutztage Baden-Württemberg Anfang des Jahres hier in Hohenheim unter dem Thema „Böden schützen – Abfälle verwerten“ sowie die beiden gemeinsamen Fachtagungen des BVB und ATV-DVWK im Mai in Hannover unter dem Schwerpunktthema „Schadstoffeinträge in Böden“ und im Juni in Duisburg zum Thema „Verwertung von Abfällen in und auf Böden“. Trotz dieser Häufung von überregionalen Veranstaltungen zur gleichen Thematik zeigt die jetzige Vortragsveranstaltung noch eine beachtenswerte Resonanz und macht deutlich, dass die Abfallverwertung nach wie vor ein sehr sensibles Thema ist.

Die Verwertung unvermeidbarer Abfälle und die Beseitigung nicht verwertbarer Abfälle sind eine Forderung der Gesellschaft und der politische Wille. Die Probleme bestehen in der Verwertungsstrategie und der Unterscheidung in verwertbare und nicht verwertbare Abfälle. Als bedeutendes Potenzial für die stoffliche Verwertung der organischen Abfälle als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate (im folgenden verkürzt als Abfall zur Verwertung bezeichnet) gilt ihre Nutzung im Landbau. Die Dosierung darin enthaltener Nährstoffe und anderer Stoffe mit bodenverbessernder Wirkung regelt das Düngemittelrecht zur Durchsetzung des Nützlichkeitsprinzips und die darin enthaltenen Schadstoffe das Abfallrecht zur Durchsetzung des Schadlosigkeitsprinzips. Die stoffliche Verwertbarkeit der Abfälle ist an die Forderung gebunden, die Funktionen der Böden zu erhalten (Erhaltungsgebot) und nicht einzuschränken (Verschlechterungsverbot). In letzter Konsequenz bedeutete dies die Entfernung der Schadstoffe aus den Abfällen. Obwohl technisch lösbar, sind Verfahren zur Schadstoffeleminierung z. Zt. noch zu teuer. Deshalb erfolgt unter Beachtung des Düngemittelrechtes die Unterscheidung der Abfälle in landbaulich verwertbare und landbaulich nicht verwertbare auf der Grundlage abfallrechtlich tolerierter Schadstoffeinträge in die Böden.

Nach der Toxizität differenzierte Schadstoffgrenzwerte in den Abfällen und sich am Nährstoffgehalt der Abfälle und am Nährstoffbedarf der Pflanzen orientierende Abfallausbringungsmengen bestimmen die je Hektar Bodennutzungsfläche und Jahr eingetragene

¹⁾ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich 10, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Schadstofffracht. Ausgeschöpfte Schadstoffgrenzwerte des Bodens markieren den Zeitpunkt, der die Ausbringung weiterer Abfälle verbietet. Bei der Festlegung der Schadstoffgrenzwerte von Böden wurde unterstellt, dass

1. Schadstoffe erst nach Überschreitung der Grenzwerte in die Nahrungskette gelangen und
2. bei Anreicherung der Schadstoffe im Boden die Grenzwerte erst nach Jahrhunderten ausgeschöpft werden.

Auf der Grundlage dieses abfallrechtlichen Konzeptes wurden 1982 erstmalig in Deutschland die Klärschlammverordnung und 1998 die Bioabfallverordnung in Kraft gesetzt. Im Hinblick auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung fand die Klärschlammverordnung breite Anwendung. Vertreter der Landwirtschaft beurteilen die Klärschlammverwertung vorwiegend positiv. Etwa 40 % des jährlich in Deutschland anfallenden Klärschlammes werden in der Landwirtschaft eingesetzt. Außerdem gelang es der Abfallwirtschaft, die Gehalte der meisten Schadstoffe im Klärschlamm deutlich unter die Grenzwerte abzusenken.

Aus der Sicht des Bodenschutzes ist die Abfallverwertung im Landbau und Landschaftsbau jedoch kritisch zu beurteilen. Die wichtigsten, hauptsächlich den Klärschlamm betreffenden Kritikpunkte sind

1. Klärschlamm ist eine Schadstoffsенke. Aus Gründen der Schadstoffpersistenz und der Wirkung noch unerforschter Schadstoffe darf diese Senke nicht wieder geöffnet werden, wie es bei der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau durch Verteilung der Schadstoffe im Boden geschieht.
2. Die Wirkung im Klärwerk im Überschuss beigesetzter phosphatbindender Eisen- und Aluminiumsalze auf die Fixierung von pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden ist noch ungeklärt, ebenso die Wirkung der klärschlammkonditionierenden Kalke auf die Phosphorverfügbarkeit im Boden. Bei dauerhafter Einschränkung der Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors im Boden würde die Bodenqualität infolge Abnahme der Bodenfruchtbarkeit verschlechtern.
3. Im Vergleich zur Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung sind nach der Klärschlammverordnung höhere Schwermetalleinträge zulässig. Die Bodengrenzwerte gemäß Klärschlamm-VO liegen gegenüber den Vorsorgewerten der Bodenschutz-VO in der Regel höher. Bei Ausschöpfung der Vorsorgewerte gemäß Bodenschutz-VO besteht für Klärschlamm im Gegensatz zum Bioabfall kein Ausbringungsverbot. Davon ausgenommen ist aber die Wiederherstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht im Rahmen von Rekultivierungsvorhaben mit landwirtschaftlicher Folgenutzung.
4. Bei Ausschöpfung der Vorsorgewerte schränkt die Bodenschutz-VO die Schwermetalleinträge ein. Danach wären über alle Wirkungspfade Einträge von z. B. 1,5 Gramm Quecksilber je Hektar Bodenfläche und Jahr zulässig. Nach Klärschlamm-VO sind jedoch allein auf den Klärschlamm bezogen, Einträge von 13 Gramm Quecksilber je Hektar und Jahr zulässig. Ähnlich verhält es sich bei den Einträgen anderer Schwermetalle.

Soweit zu einigen Fakten im Hinblick auf das Für und Wider der Abfallverwertung im Landbau und Landschaftsbau als Einstieg in unsere Vortragsveranstaltung, die uns wertvolle Anregungen und Diskussionen liefern soll.

Meine Damen und Herren, wie bereits angekündigt, findet aus Anlass der 125jährigen geowissenschaftlichen und bodenkundlichen Ausbildung in Hohenheim heute in unserem Beisein eine Feierstunde statt, so dass wir in diesem Zusammenhang auch ausführlich über die jetzigen Arbeiten am Institut für Bodenkunde und Standortlehre informiert werden.

Gestatten Sie mir bitte, dass ich nun Herrn Professor Stahr als Hausherrn und in seiner Funktion als Präsident der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft herzlich danke für die Unterstützung bei der Vorbereitung unserer Veranstaltung und für die Wertschätzung gegenüber der Kommission Bodenschutz, die Feierstunde im Rahmen unserer Vortragsveranstaltung durchzuführen.

Ich möchte jetzt Herrn Präsident Stahr um seine Worte zur Eröffnung unserer Vortragsveranstaltung bitten.

Kreislaufwirtschaft contra Bodenschutz
von
Adolf Kloke

Präambel

Jede Zeit

hat im Boden ihre Spuren hinterlassen. Reinhold TÜXEN (1) hielt in **Bodenprofilen** Fahrspuren, Wohn- und Feuerstätten unserer Vorfahren als **Zeitmarken** fest. Viele **Jahrhunderte** hinterließen **Abraumhalden** des Erzbergbaues und das **20. Jahrhundert** bescherte uns **Müllberge**, die als **Narben in der Landschaft** weithin sichtbar bleiben. Hohe **Phosphatgehalte** im Boden weisen heute den **Archäologen** die Wege zu Wüstungen, den Wohnflächen früherer Jahrhunderte. Das **auslaufende 20. Jahrhundert** hat durch den Einsatz bestimmter, im Oberboden verbleibender, nicht abbaubarer Pflanzenschutzmittelwirkstoffe wie **DDT** und den nicht auswaschbaren Elementen der Industrie- und Verkehrsabgase wie **Blei** ebenfalls seine **Zeitmarken** gesetzt.

Welche weiteren Elemente und nicht abbaubaren organischen Verbindungen als **Folge der heutigen Kreislaufwirtschaft** von unseren Nachfahren im Boden nachgewiesen werden, **wird die Zukunft zeigen.**

Schadstoffe im Ökokreislauf

In der Veröffentlichung "**Kreislaufwirtschaft contra Bodenschutz**" (2) zeigt die Abb. 3, S. 49, dass im Ökokreislauf über Pflanzen, Tiere und Menschen zahllose Einzelchemikalien unterwegs sind, die nach mehr oder weniger langen Zeiträumen den Boden erreichen und dort vollständig abgebaut oder metabolisiert werden können. Wenn sie weder abgebaut, noch festgelegt und auch nicht zum Grundwasser ausgewaschen werden, **gelangen sie nach Aufnahme durch die Pflanzen** erneut in den **Ökokreislauf.**

Beispielhaft soll nun belegt werden, dass der Euphorie über die Anwendung oder Nutzung von Stoffen nach einiger Zeit auch das Nutzungs- oder Einsatzverbot folgen kann, wenn sich zeigt, dass der Einsatz letztlich zum Schaden beim Menschen führt.

Beispiel "1": Pflanzenschutzmittel, hier DDT

1949 - vor 51 Jahren - schrieb ich in meiner Diplomarbeit: "1874 entdeckte und beschrieb ZEIDLER das **Pentachlordiphenyläthan**. 1939 stellte der Schweizer Chemiker Paul Hermann MÜLLER von der Geigy A.G. Basel, die insektizide Wirkung dieser Verbindung fest (3, 4)." 1948 wurde er für diese Entdeckung mit dem **Nobelpreis** für Medizin belohnt. 1972 - mit Ausnahmeregelungen bis 1975 - erfolgte das **Verbot des Pflanzenschutzmittels DDT** (5).

Für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist zu fordern:

"Die Abbaugeschwindigkeit von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen muß im Boden größer sein als die Auswaschungsgeschwindigkeit."

Beispiel "2": Kfz-Abgase, hier Blei

Soweit mir bekannt ist wurde erst nach dem 2. Weltkrieg Blei in Form des sehr giftigen **Bleitetraäthyls** - $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$ - als **Antiklopffmittel** dem Benzin zugesetzt. Mit den Auspuffabgasen und durch Abtrift erreichte es den Boden beiderseits der Kfz-Verkehrswege bis zu Entfernungen von 100 - 150 m und weiter, was zur Bleianreicherung in und auf Pflanzen führte. Außerdem stellten sich bei Müllarbeiten - u.a. in Frankfurt am Main - bleibedingte Krankheiten ein. Die erste (1971) und zweite (1975) Stufe des Benzinbleigesetzes beendeten den Einsatz von Bleitetraäthyl als Antiklopffmittel (6).

Beispiel "3": Klärschlamm

Seit der Mensch sesshaft wurde und Pflanzenbau betreibt, setzt er auch Fäkalien zur Düngung ein. Erst seit der Einleitung von Gewerbe- und Industrieabwässern in das öffentliche Abwassernetz und dem steigenden Verbrauch von chemischen Reinigungsmitteln in den Haushalten kommt es zur Zufuhr von Schadstoffen in Klärschlämmen und bei ihrem Einsatz zu Düngungszwecken zur Anreicherung von Schadstoffen in Böden und Pflanzen.

Zu Beginn der 70er Jahre erteilte der Bundesminister des Inneren dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des BGA in Berlin-Dahlem die Weisung, eine **Fachliche Stellungnahme zur Rechtsverordnung des § 15 Abfallbeseitigungs-Gesetz** zu erstatten. Das Ergebnis der mehrmonatigen Sitzungen wurde auf ca. 80 Seiten festgehalten. In diesem Papier wurden erstmalig **"Tolerierbare Gehalte verschiedener Elemente in Böden in Bezug auf ihre Pflanzenverträglichkeit"** genannt. Der stetig steigende Gehalt von Schwermetallen und Schadelementen in Klärschlämmen der Kommunen führte 10 Jahre später nach heftigen Diskussionen im BMI in Bonn zum Erlass der 1. (1982) und 2. (1992) Klärschlammverordnung (7,8).

Die letzten Jahre haben nun zu der Erkenntnis geführt, dass die stetige Zufuhr **auch kleinster Mengen - insbesondere von Cadmium und auch von nicht oder schwer abbaubaren, organischen Stoffen in Medikamenten** - zu einer Anreicherung in Böden führt, die - zwar noch nicht heute - aber doch im jetzt kommenden Jahrhundert, **zur nicht vertretbaren Belastung unserer Nahrung mit Schadstoffen führen kann.** Deshalb hatte ich zum Thema "Kreislaufwirtschaft contra Bodenschutz" in Heft 2 (1999) der Zeitschrift "Bodenschutz" (2) abschließend geschrieben:

"Der Klärschlamm- und Abfallverbrennung gehört die Zukunft".

Darauf antwortete (ausgerechnet!) der **Leiter eines großen, "ökologisch" wirtschaftenden, viehlosen Betriebes mit Protest** und sagte, dass er den Klärschlamm zur Aufrechterhaltung der Fruchtbarkeit seiner Böden dringend benötige.....Im letzten Heft "Bodenschutz" (9) schreibt nun Herr Dr. Jürgen HAHN (UBA):

'Aus Gründen des vorsorgenden Grundwasser- und Bodenschutzes sollte eine landwirtschaftliche "Verwertung" der Klärschlämme verboten werden'.

Damit ist das Ende des Einsatzes von Klärschlamm in der Landwirtschaft eingeläutet.....
Er erlebt das gleich Schicksal wie DDT und Blei.

Schlussbemerkung

Diese Tagung befasst sich u.a. mit diversen Einträgen von zumeist organischen Abfallstoffen in die zur Nahrungs- und Futterpflanzenproduktion genutzten Böden und sollte sowohl der Landwirtschaft als auch den Abfallproduzenten, Kommunen und Gesetzgebern zukunftsorientierte Empfehlungen zu den Themen "nachhaltige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit", "Abfallbeseitigung" und "Kreislaufwirtschaft" für das nächste Jahrhundert geben.

Literatur

- (1) Tüxen, R. (1957): Die Schrift des Bodens. Angew. Pflanzensoz. 14. Stolzenau/Weser, 41 S. - Über den Verbleib von 120 Tafeln kann das BFN, 53179 Bonn, Konstantinstr. 110 Auskunft geben.
- (2) Kloke, A. (1999): Kreislaufwirtschaft contra Bodenschutz. Bodenschutz, 4. Jg., H. 2, S. 47 - 52
- (3) Steiner, (1948): Die neuen Kontaktinsektizide der DDT-, Hexa- und E-Gruppe. Anz. f. Schädlingskd. Bd. 21, S.1
- (4) Riemenschneider, (1948): Zur Kenntnis der Kontaktinsektizide Anz. f. Schädlingskd. Bd.21, S. 30
- (5) Herausgeber: Industrieverband Pflanzenschutz, (1982): Die Pflanzen schützen - den Menschen nützen. - Die Geschichte des Pflanzenschützes, 231 Seiten, S.156, ISBN 3-87079-007-5
- (6) Anonym, (1971): Benzinbleigesetz vom 05.08.1971. BGBI. 1971, Teil I, S. 1234, bzw. 22.11.1975 BGBI. 1975 Teil I, S. 2919
- (7) Anonym, (1982): Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 25. 6. 1982, BGBI. 1982, Teil I, S. 734 - 739
- (8) Anonym, (1992): Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. 4. 1992, BGBI. 1992, Teil I, S. 912 - 934
- (9) Hahn, J. (2000): Ausstieg aus der "landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung" - eine notwendige Harmonisierung im vorsorgenden Bodenschutz. Bdschutz., 5. Jg., H.3, S. 72-73

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Adolf Kloke, Marinesteig 6, 14129 Berlin
Tel.: 030 - 803 80 53 (Kein FAX, kein email)

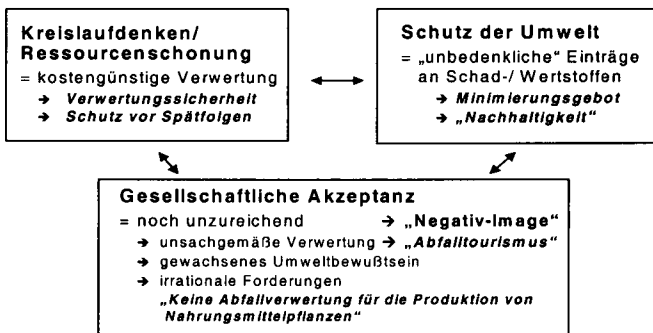
Produktionsbezogener Bodenschutz bei der landwirtschaftlichen Verwertung von geeigneten Abfällen **- Anforderungen aus der Sicht der landwirtschaftlichen Praxis**

Friedel Timmermann und Rainer Kluge¹

Landbauliche Verwertung im Spannungsfeld der Interessen

Unter dem Gebot der stofflichen Verwertung gemäß KrW-/AbfG werden der Landwirtschaft zunehmend Rest- und Abfallstoffe aus Siedlung, Gewerbe und Industrie zur Anwendung angeboten. Gleichzeitig stehen der landbaulichen Verwertung dieser Stoffe, bedingt durch das gewachsene Umwelt- und Qualitätsbewusstsein der Bürger, erhebliche Vorbehalte entgegen. Die Landwirte sind verunsichert, weil sie mögliche Risiken für die nachhaltige Nutzung des Bodens, ihres wichtigsten Produktionsmittels, befürchten. Im Interesse eines wirksamen Schutzes der Böden und damit der gesamten Nahrungskette, aber auch der Oberflächengewässer und des Grundwassers muss daher gewährleistet sein, dass die landwirtschaftliche Anwendung der Rest- und Abfallstoffe nicht als billiger Entsorgungsweg missbraucht wird.

Übersicht 1: Landbauliche Abfallverwertung im Spannungsfeld der Interessen



In die aktuelle Diskussion über das Für und Wider der landbaulichen Abfallverwertung wird oft die Unvereinbarkeit des Recyclinggebots mit den Anforderungen des Umwelt-, in diesem Fall besonders des Bodenschutzes, eingebracht. Es wird versucht, die Landwirtschaft je nach Interessenlage von der einen und anderen Seite argumentativ zu vereinnahmen. Doch die landwirtschaftlichen Interessen an der Abfallverwertung sind in allen Fällen an dem Ziel der Landbewirtschaftung, nämlich der **Sicherung der nachhaltigen Produktion von Nahrungsmitteln und biogenen Rohstoffen** auszurichten.

Die Landwirtschaft betreibt die Abfallverwertung **nicht um der Entsorgung willen** sondern aus Gründen der sinnvollen **Stoff- bzw. Wirkungsnutzung für die Pflanzenproduktion**. Eine radikale Verweigerung des landbaulichen Abfallrecyclings aus prinzipiellen Erwägungen der Vermeidung von zusätzlichen Stoffeinträgen in den Boden oder einer Voreingenom-

¹ Prof. Dr. Friedel Timmermann und Dr. Rainer Kluge, Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Augustenberg, Nesslerstr. 23, 76227 Karlsruhe

menheit gegen Erzeugnisse, die auf mit Abfallstoffen gedüngten Böden gewachsen sind, ist mit den Ansprüchen einer Zivilisationsgesellschaft und den Gegebenheiten der Kulturlandschaft nur schwer vereinbar.

Im Sinne einer weitgehend objektiven Entscheidung bedarf es vielmehr der kritischen Abwägung der Vor- und Nachteile einer landbaulichen Verwertung.

Nur in den Fällen, in denen sich die Vorstellungen und Vorgaben der Kreislaufwirtschaft mit den prioritären Umweltschutzanforderungen in Einklang bringen lassen, ist die stoffliche Verwertung zu rechtfertigen. Bei Alternativverfahren, wie z. B. der aktuell diskutierten Verbrennung, muss unter allen Umständen eine **ökologische Gesamtbilanz** vergleichend aufgestellt und in die Entscheidung über das optimale Verwertungsverfahren einbezogen werden.

Ein hoher Stellenwert kommt der **gesellschaftlichen Akzeptanz** zu. Es muss mit Transparenz und geduldiger ausdauernder Argumentation auf der Basis überzeugender Versuchsergebnisse in der Öffentlichkeit immer wieder um Verständnis und Vertrauen für die umweltverträgliche landbauliche Verwertung von Abfallstoffen geworben werden.

Verwertung muss von Nutzen für den Landwirt sein

Die Landwirtschaft ist zur Sicherung einer nachhaltigen Pflanzenproduktion nicht auf die Verwertung von Abfällen aus dem Siedlungsbereich oder der industriellen Produktion angewiesen. Aufgrund des großen Flächenpotenzials sowie der guten Fachkenntnisse und der Jahrhunderte langen Erfahrung in der Verwertung ihrer wirtschaftseigenen Abfälle ist die **Landwirtschaft jedoch geradezu prädestiniert für das Stoffrecycling über den Boden**. Die verwertbaren Stoffe müssen jedoch als erstes den Kriterien einer Nutzenbetrachtung genügen.

Übersicht 2:

Nachhaltige landbauliche Verwertung von Abfällen im Einklang mit produktionsbezogenem Bodenschutz

- ◆ **Nachweisbarer Nutzen**
 - Düngungsbeiträge/ Bodenverbesserung/ Erosionsschutz
- ◆ **Erhaltung/Verbesserung von Boden-/ Umweltfunktionen**
 - Nur geringes Schadstoffpotential/ „Bodenfruchtbarkeit“/ Gewässerschutz
- ◆ **Erfüllung pflanzenbaulicher Anforderungen**
 - optimale Einordnung in pflanzenbauliche Verfahren und Anbausysteme
- ◆ **Ertragssicherheit und hohe Qualität der produzierten Nahrungsmittel muß gewährleistet sein**

andernfalls: Ablehnung, da Flächendeponie

Die in den 4 Punkten aufgelisteten Vorteilswirkungen sind die Grundvoraussetzungen für die landwirtschaftliche Verwertung. Kann nur eine dieser Rahmenbedingungen nicht erfüllt werden, ist von einer Anwendung des Abfallstoffes auf landwirtschaftlich genutzten Böden abzu-
sehen.

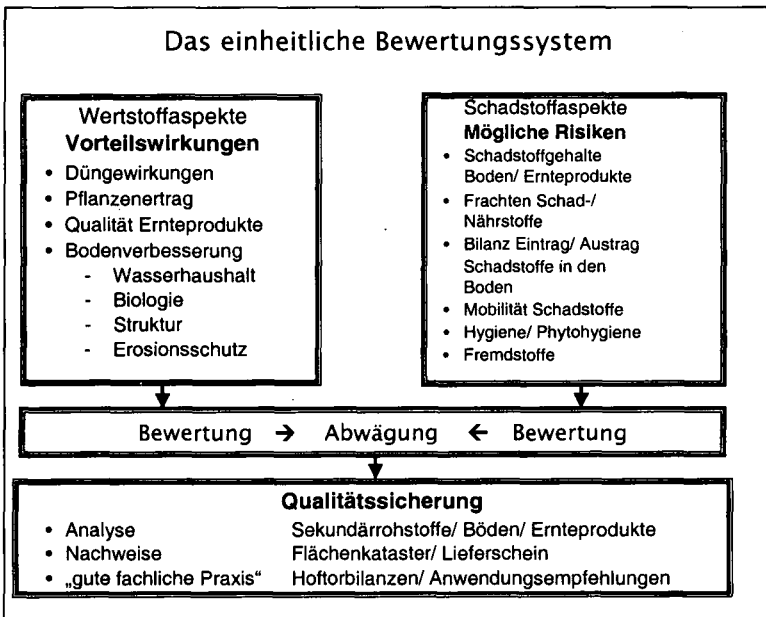
Dabei müssen selbstverständlich die für eine landbauliche Verwertung relevanten Rechtsvorschriften insbesondere des **Abfall-, Bodenschutz- und Düngerechts** strikt eingehalten werden .

Einheitliches Bewertungssystem und Qualitätssicherung

Die rechtlichen Rahmenbedingungen können lediglich die aktuellen Mindestanforderungen an den verwertbaren Stoff und das Verwertungsverfahren beschreiben. Durch ständige technische Fortschritte und das stetige Bemühen um Qualitätsverbesserungen bei den Abfallstoffen ergibt sich von Zeit zu Zeit auch ein Anpassungs-(**Novellierungs-**)bedarf in den Rechtsvorschriften.

Da sehr verschiedene und regional auch recht unterschiedliche Mengen an Abfallstoffen zur Verwertung angeeignet werden, kommt es zudem darauf an, anhand eines transparenten einheitlichen Bewertungssystems zu einer umfassenden Stoff-Evaluierung zu kommen.

Übersicht 3:



Aus der Zusammenschau von Vorteilswirkungen einerseits und Risikopotenzial andererseits ist die Einsatzmöglichkeit der Abfallstoffe abzuklären. Bei positiven Ausgang dieses Abwägungsprozesses sollte sowohl der Stoff als auch das Verwertungsverfahren einer fortlaufenden **Qualitätssicherung** unterzogen werden. Das Prüfverfahren beinhaltet Laboranalysen, Dokumentationen und Kalkulationen der eingebrachten Stoffmengen. Der VDLUFA bietet ein derartiges umfassendes Qualitätssicherungssystem an (sh. Referat von Obermaier und Schaaf).

Grundsätze der landbaulichen Verwertung (Leitfaden)

Aus zahlreichen, z. T. auch mehrjährigen Anwendungsversuchen u. a. mit Komposten, Grün-
guthäcksel, Filtrationskieselgur, Gelatine-Kalkschlamm sowie umfassenden Untersuchungen
der eingesetzten Abfallstoffe sowie der beaufschlagten Böden (Anonym 1999) wurden Ver-
wertungsgrundsätze als Leitfaden für die landwirtschaftliche Praxis und Beratung entwickelt.

Übersicht 4:

Grundsätze der landbaulichen Verwertung:

- 1 Verwertung prinzipiell möglich, wenn gesetzliche bzw. untergesetzliche Regelwerke eingehalten werden (*ordnungsgemäßer Einsatz*)
- 2 Verwertung grundsätzlich sinnvoll, wenn Anforderungen an Nützlichkeit und Unschädlichkeit erfüllt sind („*gute fachliche Praxis*“)
- 3 Verwertung praktisch sinnvoll, wenn Einbindung in Fruchtfolge und Produktionstechnik des jeweiligen landwirtschaftlichen Betriebes gewährleistet sind (*Einfügung in Produktionssystem*)
- 4 Bei knappem Angebot an landbaulich verwertbaren Reststoffen Verwertung nur auf Standorten, die einen möglichst hohen Nutzen erwarten lassen (*möglichst hohe Substitution von Primärrohstoffen*)
- 5 Bei Angebot verschiedener Reststoffe bzw. begrenztem Flächenangebot jeweils Reststoff mit optimalen Nutzwirkungen (*Nutzensoptimierung*) sowie geringen Schadstoffanteilen (*Risikominimierung*) verwerten

Die Grundsätze orientieren sich an der einheitlichen Zielsetzung, **die Abfallstoffe als möglichst vollwertige Betriebsmittel** im Pflanzenproduktionsprozess einzusetzen. Der Landwirt sollte bei seiner Anwendungsentscheidung vergleichbare betriebswirtschaftliche Anforderungskriterien und ökologische Eignungsvoraussetzungen zugrunde legen, wie z. B. für Wirtschafts- und Handelsdünger. Mit der Aufnahme landbaulich verwertbarer Abfallstoffe als Sekundärrohstoffdünger als Anhang in die Typenliste der Düngemittelverordnung hat auch der Gesetzgeber dieser Einschätzung Rechnung getragen.

Resümee

Bei einer verantwortungsvollen Abwägung des Nutzen- /Risikopotentials auf der Grundlage der Ergebnisse von gezielten Anwendungsversuchen (möglichst langfristig!) und von Untersuchungen sowie einer kontinuierlichen Qualitätssicherung lässt sich die landbauliche Abfallverwertung durchaus mit den Kriterien des produktionsbezogenen Bodenschutzes als Voraussetzung für eine nachhaltige Landwirtschaft vereinbaren.

Literatur: Siehe Referate KLUGE u. MOKRY sowie OBERMAIER u. SCHAAF

Ist der produktionsbezogene Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Komposten zu gewährleisten? – Ergebnisse eines Forschungsprojektes aus Baden-Württemberg

Rainer KLUGE und Markus MOKRY¹

Zu diesen und weiteren pflanzenbaulich relevanten Fragen werden von der LUFÄ Augustenberg (Karlsruhe) seit 1995 Dauer-Feldversuche unter Praxisbedingungen auf inzwischen sechs typischen Ackerstandorten Baden-Württembergs durchgeführt (Ergebnisse 1995 – 1997 vgl. ANONYM 1999). Ziel des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Forschungsprojektes ist es, noch offene Fragen der nachhaltigen Verwertung von Komposten zu klären und auf der Basis gesicherter Versuchsergebnisse praxisbezogene Anwendungsempfehlungen zu erarbeiten bzw. zu präzisieren. Der innovative Ansatz besteht, aufbauend auf dem wissenschaftlichen Standpunkt des VDLUFA (VDLUFA 1996), in der ganzheitlichen Bearbeitung des Themas. Damit werden die Vorteilswirkungen, wie düngewirksame Nährstoffzufuhr, Verbesserung agrochemischer, physikalischer und biologischer Parameter des Bodens, Ertrag als Summe dieser Faktoren, Qualität der Ernteprodukte u.a. gegenüber den möglichen Risiken, wie Nährstoffüberhänge und -auswaschungen, Schwermetalleinträge und deren Verfügbarkeit im Boden, organische Schadstoffe u.a. in ihrem komplexen Zusammenhang abgewogen und bewertet, um auf diese Weise vor allem die Belange des Boden- und Grundwasserschutzes zu gewährleisten.

Die Ergebnisse der 1. Fruchtfolgerotation (1995 – 1997) haben gezeigt, dass Kompostgaben gemäß den „Regeln guter fachlicher Praxis“ von jährlich maximal 10 t/ha TM die Humusreproduktion des Bodens positiv beeinflussen und auch die Bodenreaktion im Sinne einer Erhaltungskalkung stabilisieren können (vgl. Kasten 1). Als vorrangige Vorteilswirkungen erweisen sich Verbesserungen der physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften,

wie der Bodenstruktur und der Erosionsstabilität sowie des Wasserhaushaltes und der Bodenbiologie, die in den Versuchen schon vereinzelt nachgewiesen werden konnten, sich im allgemeinen aber erst mittelfristig ergeben werden.

Für die Gewährleistung des Bodenschutzes hat die Einhaltung möglichst ausgeglichener Nährstoffsaldden eine maßgebliche Bedeutung. Auch hier sind, wie eine Übersichtsuntersuchung an Bioabfall- und Grüngutkomposten aus Baden-Württemberg zeigt, moderate Kompostgaben von 20 t TM/ha im 3jährigen Turnus entsprechend jährlich etwa 7 t TM/ha als vorteilhaft anzusehen (vgl. Abb. 1). Bei Stickstoff und Phosphor bestehen in der Größenordnung ausgeglichene Salden der mittleren Zufuhren durch Komposte und der mittleren Abfuhren mit den Ernteprodukten. Bei Kalium muß mit posi-

Kasten 1: Vorteilswirkungen von Komposten in der landwirtschaftlichen Verwertung

Gaben von 7 – 9 t TM/ha x a erbringen:

- **Humusreproduktion Boden**
 - Biomassezufuhr 4 - 6 t TM/ha x a
 - Anhebung Humusgehalt (3 Jahre) um 0,1 – 0,2 %
- **Erhaltungskalkung**
 - Kalkzufuhr 6 - 7 dt CaO/ha x a
 - Anhebung pH-Wert (3 Jahre) um 0,2 – 0,3 Einh.
- **mittelfristige Bodenverbesserung**
 - Struktur, Erosionsstabilität, Wasserhaushalt, Bodenbiologie

¹ Dr. Rainer KLUGE und Dr. Markus MOKRY, Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFÄ) Augustenberg, Nesslerstrasse 23, D-76227 Karlsruhe

tiven Salden gerechnet werden, wenn die Fruchtfolge durch Fruchtarten mit relativ geringer Kaliumabfuhr (z.B. Körnermais/ Getreidearten) geprägt wird. Bei Fruchtarten mit höherer Kaliumabfuhr (z.B. Silomais/Getreidearten) ist der Saldo im Mittel überwiegend ausgeglichen. Der Magnesium-Saldo fällt dagegen im Mittel stets deutlich positiv aus, weil die geringen Abfuhr die Zufuhr mit Komposten erheblich unterschreiten. Grüngutkomposte führen im Mittel durchweg geringere Nährstofffrachten zu als Bioabfallkomposte, was einem ausgeglichenen Nährstoffsaldo entgegenkommt.

Nach der Bilanzierung ist als nächster Bewertungsschritt für einen nachhaltigen Komposteinsatz und damit für den Bodenschutz von Bedeutung, wie schnell und in welcher Höhe die zugeführten und überwiegend in der Biomasse gebundenen Nährstoffe durch Mineralisierung pflanzenverfügbar und damit düngewirksam werden. Einerseits besteht

bei zügiger Mineralisierung die Gefahr, dass überhöhte lösliche Nährstoffanteile, die von dem Pflanzenbestand nur zum Teil aufgenommen werden können, in den Untergrund eingewaschen werden. Andererseits muß bei geringer Mineralisierung im Auge behalten werden, dass im Boden keine unkalkulierbaren Nährstoffvorräte akkumuliert werden. Zu diesem Spannungsfeld permanenter Abwägung liefern die Praxisversuche des Forschungsprojektes erste quantitative Versuchsergebnisse..

Die Feldversuche zeigten übereinstimmend, dass die N-Gesamtzufuhr der Kompostgaben bei einer mineralischen N-Ergänzungsdüngung nach „guter fachlicher Praxis“ lediglich zu maximal 5 % düngewirksam wurde (vgl. Kasten 2). Zumindest in der Anfangsphase regelmäßiger Kompostanwendung ist deshalb mit einer geringeren N-Mineralisierung zu

rechnen, als aktuelle Beratungsunterlagen (z.B. ANONYM 1998) angeben. Als Indikatoren zur Kontrolle der N-Mineralisierung eignen sich der lösliche N-Gehalt von Komposten, der eine Vorabschätzung der Größenordnung der zu erwartenden löslichen N-Fracht ermöglicht, sowie der N_{min} -Gehalt der Böden, mit dem der zeitliche Verlauf der N-Mineralisierung verfolgt werden kann. Entsprechende Ergebnisse der Feldversuche zeigen (vgl. Abb. 2), dass die N_{min} -Gehalte bei moderaten Kompostgaben (Stufe K2) im Mittel nur geringfügig über den Werten der Kontrolle ohne Kompost liegen. Sogar überhöhte Kompostgaben (Stufe K3), die nach „guter fachlicher Praxis“ nicht gegeben werden

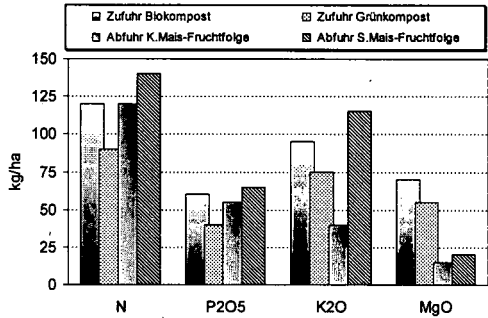


Abb. 1: Saldo jährliche Nährstoffzufuhr mit Komposten/ jährliche Nährstoffabfuhr von Mais/ Getreidefruchtfolgen (K.Mais – Körnermais, S.Mais – Silomais) Kompostgabe 20 t TM/ha alle 3 Jahre

Kasten 2: Düngewirksamkeit der N-Zufuhr aus Komposten (Ergebnisse nach 3 Jahren)

- **Anrechenbare lösliche N-Fracht**
= niedriger als bisher angenommen
→ Anfangsjahre jährlich max. 5 %
- **Indikatoren zur Kontrolle**
 - Löslicher N-Gehalt Kompost
= Prognose der **Größenordnung** der lösl. N-Fracht
 - N_{min} -Gehalt Boden
= **Widerspiegelung des zeitlichen Verlaufes** der N-Mineralisierung

dürfen, führen selbst im ungünstigen Fall (Maximum) nur zu Anhebungen der N_{min} -Gehalte von 10 – 15 kg/ha. Plötzliche und ökologische bedenkliche Anhebungen des löslichen N-Pools im Boden sind nach diesen Ergebnissen nicht zu befürchten. Der produktionsbezogene Bodenschutzes ist gewährleistet, wenn – wie es die „gute fachliche Praxis“ verbindlich vorsieht (ANONYM 1996) - die aktuellen N_{min} -Gehalte in der N- Düngeempfehlung berücksichtigt werden.

Die Zufuhr an Phosphor und Kalium mit den Kompostgaben beeinflusst vor allem die „pflanzenverfügbaren“² Bodengehalte positiv. Aus den Versuchen ergab sich eine mittlere Anhebungsrate je 100 kg/ha Zufuhr an P_2O_5 bzw. K_2O mit Kompostgaben von 1,0 mg $P_2O_5/100$ g bzw. 1,3 mg $K_2O/100$ g Boden. Die Düngewirksamkeit beträgt bei moderaten Kompostgaben im Mittel 30 – 50 % der P-Zufuhr bzw. 40 – 55 % der K-Zufuhr (vgl. Kasten 3). Den größten Anteil daran hat die Anhebung des „pflanzenverfügbaren“ Bodenpools, während der jährliche Pflanzenentzug nur eine untergeordnete Rolle spielt. Unter Berücksichtigung dessen, dass auch die mineralischen Dünger anfänglich keine volle Düngewirksamkeit aufweisen – sie erreicht sich im Anwendungsjahr 15 – 20 % für Phosphor und 50 – 60 % für Kalium -, ergibt sich eindeutig, dass die Düngewirkung beider Nährstoffe in der Düngebilanz (das verlangt auch die Düngeverordnung) vollständig angerechnet werden muß, um unkalkulierbare Anreicherungen

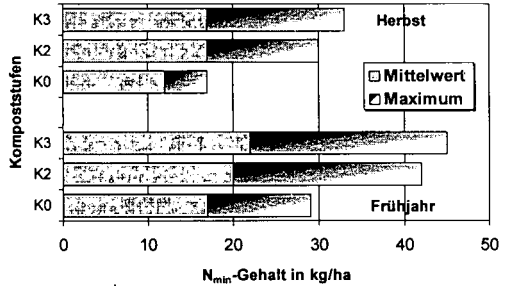


Abb. 2: N_{min} -Gehalte Boden in Abhängigkeit von der Kompostgabe (Mittel der Feldversuche nach 3jähriger Kompostanwendung, 2 Termine)
 Kompoststufen: K0 - Kontrolle ohne Kompost
 K2 - jährlich 6 - 10 t TM/ha
 K3 - jährlich 12 - 20 t TM/ha

im Boden und Auswaschungen in das Grundwasser im Sinne des produktionsbezogenen Bodenschutzes zu verhindern. Damit wird die am Pflanzenbedarf orientierte P- und K-Zufuhr, die für den Landwirt ein maßgebendes Einspar-

Kasten 3: Düngewirksamkeit der P- und K- Zufuhr mit Komposten - Kompostgaben von ca. 9 t TM/ha und Jahr -			
		Phosphor P_2O_5	Kalium K_2O
Zufuhr Kompost absolut	kg/ha	60 - 80	110 - 130
Davon düngewirksam insgesamt	% Zufuhr	30 - 50	40 - 55
- Mehrentzug Ernteprodukte		4 - 8	3 - 6
- Zunahme lösl. Bodenpool		25 - 40	35 - 50

potential bildet, eindeutig zum *begrenzenden Faktor* der Kompostgabe.

² „Pflanzenverfügbare“ Bodengehalte – CAL-extrahierbare Gehalte nach VDLUFA-Methodenbuch Band I. Die Untersuchung von Böden. 4. Auflage. 1. und 2. Teillieferung (1997), Punkt A 6.2.1.1.

Auch mit moderaten, dem Bodenschutz entsprechenden Kompostgaben verbleibt im Boden ein Positivsaldo an Schwermetallen, weil die Zufuhr mit Komposten die Abfuhr durch die Ernteprodukte übersteigt. Das belegen die Ergebnisse der Feldversuche (vgl. Abb 3), in denen die standorttypischen³ Entzüge einer Körnermais/ Getreide-Fruchtfolge an Pb, Cr, Ni, Cd und Hg weniger als 5 % der Zufuhr mit Kompost entsprechen und nur bei Cu und Zn etwas höhere Entzugsraten zu verzeichnen sind. Auch entzugsstarke Fruchtfolgen, wie die Silomais/ Getreide-Fruchtfolge, ändern an dieser Situation wenig. Die Gesamtgehalte der Böden an Schwermetallen blieben von der relativ geringen Zufuhr mit Komposten bisher noch unbeeinflusst. Eine messbare Anhebung ist erst in größeren Zeiträumen (etwa 10 – 15 Jahre) zu erwarten. Die „mobilen“, d.h. mit 1 N NH₄NO₃-Lösung extrahierbaren Bodengehalte an Cd, Ni und Zn gingen sogar nach Kompostgaben signifikant zurück, offenkundig bedingt durch eine zunehmende Sorption an der Bodenmatrix, gefördert durch leicht angestiegene pH-Werte. Die Versuchsergebnisse belegen damit, dass bei Einhaltung moderater Kompostgaben gemäß „guter fachlicher Praxis“ keine Gefahr besteht, dass der Schwermetallpool des Bodens unkontrollierbar ansteigt bzw. dass die zugeführten Schwermetalle plötzlich und unkalkulierbar mobilisiert werden.

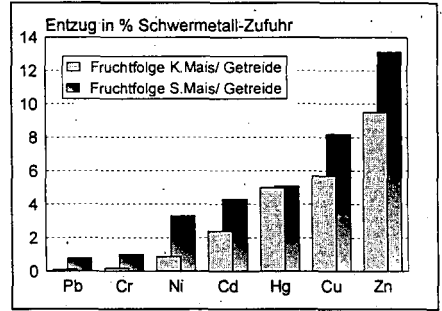


Abb. 3: Schwermetallentzüge durch Ernteprodukte in Relation zur Schwermetallzufuhr mit moderaten Kompostgaben von 6 – 10 t TM/ha und Jahr

Zusammenfassend kann die Titelfrage deshalb anhand der vorliegenden Projektergebnisse vorläufig positiv beantwortet werden. Moderate Kompostgaben von 5 – 7 t TM/ha und Jahr, die niedrige Schwermetallfrachten zuführen und sich am P- und K-Düngebedarf der angebauten Kulturen orientieren, lassen erwarten, dass die Belange des produktionsbezogenen Bodenschutzes auch bei längerem Komposteinsatz erfüllt werden.

Literatur

- ANONYM (1996): Düngeverordnung vom 26.01.1996. Bundesgesetzblatt 1996 Teil I Nr. 6, S. 118-121.
- ANONYM (1998): Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland. Hrsg.: Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim im Auftrag des Ministeriums Ländlicher Raum Baden-Württemberg.
- ANONYM (1999): Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). Abschlußbericht PWAB-Forschungsvorhaben Baden-Württemberg PW 95 171. LUFA Augustenberg, Karlsruhe, und Institut für Bodenkunde und Standortlehre Hohenheim, Stuttgart. 276 S., 54 Abb. und 70 Tab. sowie Anhang.
- VDLUF (1996): Standpunkt des VDLUF „Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate“ vom 23.10.1996. Hrsg.: VDLUF, Bismarckstraße 41 A, 64293 Darmstadt. 7 S.

³ Die geringen Schwermetallzufuhren durch Kompostgaben führten in keinem der Versuche zu erhöhten Schwermetallgehalten und -entzügen der Ernteprodukte. Deshalb wurden die standorttypischen Entzüge der Varianten ohne Kompost verwendet.

Produktionsbezogener Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Grünguthäcksel und Gelatine-Kalkschlamm – Ergebnisse von Forschungsprojekten aus Baden-Württemberg

Dr. M. Mokry und Dr. R. Kluge¹

Für den landwirtschaftlichen Betrieb hat die Verwertung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft zur Aufrechterhaltung des innerbetrieblichen Nährstoffkreislaufes Priorität. Mit einer kombinierten mineralischen und organischen Düngung sowie anderen Maßnahmen (z.B. Strohhäcksel und Gründüngung) kann die Bodenfruchtbarkeit in der Regel problemlos aufrechterhalten werden. Insofern braucht die Landwirtschaft außerlandwirtschaftliche Abfälle grundsätzlich nicht. Stehen jedoch Wirtschaftsdünger nicht oder nur unzureichend zur Verfügung, können geeignete Bioabfälle als Sekundärrohstoffdünger im Landbau verwertet werden. Damit leistet die Landwirtschaft einen gesellschaftlich wichtigen Beitrag zur Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung und damit auch zur Umweltentlastung (Substitution von Primärstoffen und Energie). Im Sinne einer nachhaltigen, d.h. umweltverträglichen Anwendung sind nur solche Abfälle landbaulich zu verwerten, die stofflich unbedenklich sind, d.h. die weder die Bodenfunktionen noch den Ertrag und die Qualität der Ernteprodukte beeinträchtigen (Schadstoff-/Risikoaspekt) sowie bei Einsatz nach den „Regeln guter fachlicher Praxis“ einen eindeutigen Nutzen für das Pflanzenwachstum oder die Bodenfunktionen erbringen (Wertstoffaspekt).

Die im Rahmen einer Vielzahl von Feld- und Gefäßversuchen sowie definierter Laborexperimente gewonnenen Ergebnisse aus den Jahren 1992 bis 1997 zur „Direktverwertung von Grünguthäcksel“ sowie 1997 bis 1999 zum „Einsatz von Gelatine-Kalkschlamm in der Landwirtschaft“ werden unter Bewertung von Nutzen und Schadstoffrisiko im folgenden komprimiert dargestellt.

Direktverwertung von Grünguthäcksel

Unter Grünguthäcksel sind frisch gehäckselter Baum-, Strauch- und Heckenschnitt sowie Mähgut aus der Park- und Landschaftspflege, von Streuobstwiesen, Extensivflächen und Hausgärten, jedoch **kein** Straßenbegleitgrün, **kein** infiziertes Pflanzenmaterial und **keine** Bioabfälle aus der Getreentesammlung zu verstehen. Das Grünguthäcksel wird **ohne vorherige Kompostierung** in Gaben von 80-100 m³/ha in im 3-jährigen Turnus ausgebracht. Unter den genannten Vorgaben kann dieses Pflanzenmaterial besonders gut im Frühjahr im Ackerbau eingesetzt werden. Die Vorteilswirkung von Grünguthäcksel ist vorrangig als Bodenverbesserung im Sinne einer positiven Beeinflussung

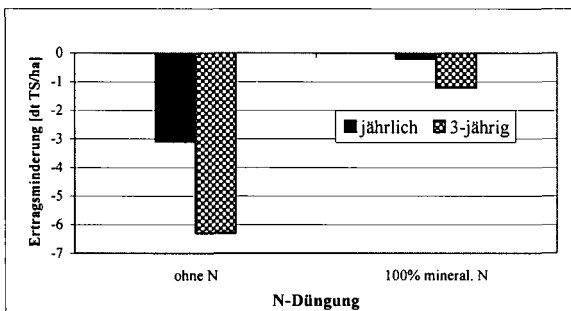


Abb. 1: Ertragsbeeinflussung durch Grünguthäckselanwendung ohne und mit mineralischer N-Ergänzungsdüngung

¹ Dr. Markus MOKRY und Dr. Rainer KLUGE, Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUF) Augustenberg, Nesslerstrasse 23, D-76227 Karlsruhe

der Erosionsstabilität, des Wasser- und Lufthaushaltes sowie der Bodenbiologie zu sehen. Neben einer wünschenswerten Humusreproduktion ist eine Düngewirkung nur mittelfristig von Bedeutung. Im Hinblick auf unvermeidbare N-Festlegung (weites C/N-Verhältnis!) erfordert der Einsatz von Grünguthäcksel eine zusätzliche mineralische N-Düngung (Abb. 1). Ohne N-Düngung lag der Ertrag im Mittel der Jahre auf der Kontrolle bei 52 dt/ha, mit N-Ausgleichsdüngung bei 68 dt/ha. Die Versuche zeigten aber auch, dass im Herbst/Winter die löslichen N-Gehalte des Bodens um 10-20 kg/ha verringert waren.

Infolge sehr niedriger Schwermetallgehalte und daraus resultierender geringer Schwermetallfrachten ist der aus Zufuhr und Entzug (Basis = typische Schwermetallentzüge landwirtschaftlicher Kulturen) errechnete Schwermetallsaldo zwar positiv (Abb. 2), jedoch sehr viel geringer als beispielsweise bei einer Klärschlamm- bzw. Kompostdüngung. Durch Wahl entzugsstarker Fruchtfolgen kann darüber hinaus einer möglichen Anreicherung der Böden entgegengewirkt werden.

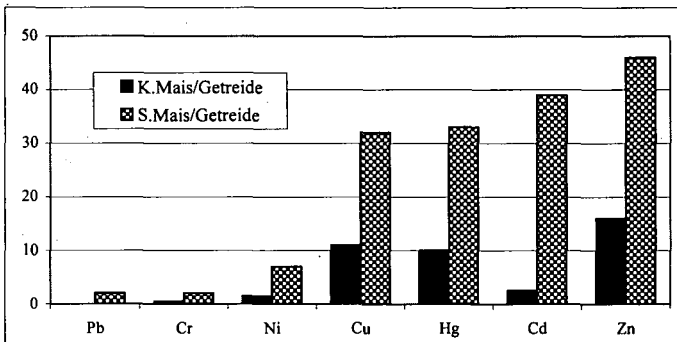


Abb. 2: Schwermetallsaldo in Abhängigkeit von der Fruchtfolge

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der produktionsbezogene Bodenschutz bei der landbäulichen Verwertung von Grünguthäcksel gewährleistet ist, da:

- die **SM-Frachten** **deutlich** kleiner als die Grenzfrachten sind
- die **SM-Gehalte Boden/ Pflanze** mittelfristig unverändert bleiben
- der **SM-Saldo** positiv, aber **deutlich geringer** als bei Komposten und Klärschlämmen ist
- die **N-Immobilisierung** durch mineralische N-Düngung nach guter fachlicher Praxis kein unlösbares Problem darstellt
- **Wildkräuter/ Fremdstoffe** und **die Seuchen-/ Phytohygiene** beherrschbar sind.

Hierzu sind folgende wichtige Regeln einzuhalten:

- Nur **stofflich unbedenkliche** Pflanzenabfälle verwenden
- Gute Häckselqualität sicherstellen
- Optimale Gaben (80-100m³/ha) zu geeigneten Fruchtarten (z.B. Mais) einsetzen.

Einsatz von Gelatine-Kalkschlamm (GKS) in der Landwirtschaft

Gelatinekalkschlamm ist ein kalkhaltiger Bioabfall, bislang eingestuft als „organischer NP-Flüssigdünger“, der bei der Behandlung von Prozessabwässern aus der Gelatineherstellung anfällt. Aus hygienischen Gründen ist zu fordern, dass keine anders gearteten Abwässer zugeführt werden. Der geprüfte Gelatine-Kalkschlamm hat prozessabhängig einen pH-Wert von mindestens 12, einen Trockenmassegehalt von mehr als 11% und 35% organische Substanz in der TM. Die Gesamtnähr-

stoffgehalte betragen für Stickstoff 4,1, für Phosphor 2,0, für Kalium 0,2, für Magnesium 0,5 und für Kalk 42 kg/m³ FM. Die Tabelle 1 weist sehr niedrige Schwermetallgehalte aus. Die Ergebnisse bestätigen, dass mit einer Schadstoffwirkung selbst langfristig nicht zu rechnen ist.

Tab. 1: Schwermetallgehalte von Gelatine-Kalkschlamm

Schwermetall	Grenzwerte Bioabfall mg/kg TM	Gehalte GKS (n = 5)	
		Mittel mg/kg TM	Bandbreite mg/kg TM
Blei	150	3,5	2,2 - 4,4
Cadmium	1,5	0,1	0,10 - 0,14
Chrom	100	7,7	5,4 - 10
Nickel	50	4,0	3,4 - 4,6
Kupfer	100	6,5	5,4 - 7,2
Zink	400	59	47 - 80
Quecksilber	1,0	0,03	0,02 - 0,07

Bei einer Aufwandmenge von 20-30 m³/ha und Jahr nach guter fachlicher Praxis zu wachsenden Pflanzenbeständen ist die Nährstoffwirkung als vorrangig zu bezeichnen:

- 20 – 30 % des Gesamt-N sind im Anwendungsjahr pflanzenverfügbar (Tab. 2); der Rest-N kann wie die leicht-verfügbare Bodenreserve bewertet werden;
- 10-15% des zugeführten Phosphors sind im Anwendungsjahr pflanzenverfügbar; der Rest geht mittelfristig in die Düngebilanz ein;
- die hohe Kalkzufuhr führt zu einer Verbesserung der physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften im Sinne einer Erhaltungskalkung.

Tab. 2: Ergebnisse eines Feldversuches mit Ackersenf

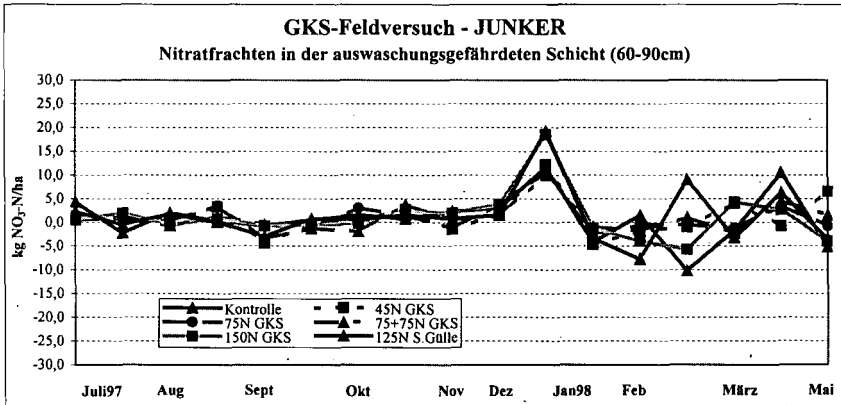
	[dt Tr.S./ha]	[%]
ohne N	28,7	
45 N GKS	29,6	24
75 N GKS	33,5	23
75 (+75) N GKS	34,9	20
150 N GKS	38,3	32
125 N Schweinegülle	38,1	26

Zur Saat von Ackersenf als Zwischenfrucht wurde Gelatinekalkschlamm in verschiedenen Aufwandmengen auf Basis „Gesamt-N“ im Vergleich zu Schweinegülle ausgebracht (Tab. 2). Neben einer gesicherten Ertragswirkung ist vor allem eine Sofortwirkung des organisch gebundenen Stickstoffs von 20-30% gemessen worden. Dieses Ergebnis wurde in weiteren Versuchen bestätigt. In einem N-Nachwirkungsversuch mit Zuckerrüben wurde eine N-Nachwirkung des zur Zwischenfrucht gedüngten organisch gebundenen Gülle- und GKS-Stickstoffs von 50% berechnet. Besonders wichtig ist, dass während der Wintermonate auf den mit GKS gedüngten Parzellen keine größeren Nitratmengen ausgewaschen wurden (Abb. 3).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der produktionsbezogene Bodenschutz bei der landbaulichen Verwertung von Gelatine-Kalkschlamm gewährleistet ist, da:

- die **SM-Frachten** **deutlich** kleiner als die Grenzfrachten sind
- die **SM-Gehalte Böden/ Pflanze** langfristig unverändert bleiben
- die **N-Mobilisierung** mit 20 – 30% von Gesamt-N eine rasche Sofort- und die N-Nachwirkung gut beherrschbar ist
- **Fremdstoffe** nicht vorhanden sind und
- die **Seuchenhygiene** unbedenklich einzustufen ist.

Abb. 3: Nitratfrachten (berechnet) in Abhängigkeit von der N-Düngung



Folgende wichtige Regeln sind einzuhalten:

- Ausbringung in wachsende Kulturen
- Optimale Gaben (20 – 30 m³/ha) beachten

Literatur

ANONYM (1996): Düngeverordnung vom 26.01.1996. Bundesgesetzblatt 1996 Teil I Nr. 6

Timmermann, F. und Kluge, R. (1999): Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). Abschlußbericht PWAB-Forschungsvorhaben Baden-Württemberg PW 95 171. LUFA Augustenberg, Karlsruhe, und Institut für Bodenkunde und Standortlehre Hohenheim, Stuttgart. 276 S., 54 Abb. und 70 Tab. sowie Anhang.

VDLUF (1996): Standpunkt des VDLUF „Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate“ vom 23.10.1996. Hrsg.: VDLUF, Bismarckstraße 41 A, 64293 Darmstadt. 7 S.

Mokry, M.: Untersuchungen zur Nährstoff- (N-) Dynamik von Gelatinekalkschlamm bei der landwirtschaftlichen Verwertung. Abschlußbericht, 2000

QLA - Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung: System des VDLUFA zur Gewährleistung des produktions- bezogenen Bodenschutzes bei der landbaulichen Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe

Michael OBERMAIER und Harald SCHAAF¹

Der VDLUFA bietet mit QLA - Qualitätssicherung Landbauliche Abfallverwertung - ein Qualitätssicherungssystem für Rest- und Abfallstoffe zur landbaulichen Verwertung, ihre Aufbereitung und Anwendung als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate an. Das System befindet sich in der Phase weiterer Ausgestaltung und hat im Bereich der Produktprüfung bereits die ersten Zertifizierungsverfahren aufgenommen.

Warum brauchen wir ein neues System in diesem Bereich?

Grundsätzlich dienen Qualitäts- oder Gütesicherungen im Sinne einer freiwilligen Selbstverpflichtung dazu, „...die Güte von Erzeugnissen und Leistungen [zu] steigern, deren Ansehen [zu] heben sowie dem Verbraucher insofern einen verlässlichen Wegweiser für seine Bedarfsdeckung [zu] geben.“ [1]. In diesem Sinne wurden und werden durch die Fachgremien der QLA differenzierte Qualitäts- und Prüfbestimmungen für Rest- und Abfallstoffe (Erzeugnisse) und die Anwendung dieser Stoffe im Landbau (Leistungen) erarbeitet. Nach Erfüllung der so definierten Anforderungen werden Qualitätszeichen verliehen.

Der Verbraucher erwartet von einer derartigen Kennzeichnung nun zu Recht die Garantie für eine besondere Qualität. Eine reine Umsetzung gesetzlich ohnehin geforderter Standards kann diesem Anspruch nicht gerecht werden (vgl. [2]). Vor dem Hintergrund einer verantwortungsbewussten Abwägung zwischen dem zu erwartenden Nutzen und möglichen Gefahren – und letztlich dem Gedanken einer nachhaltigen Verwertung – beinhaltet die Produktzertifizierung nach QLA daher die Kennzeichnung von drei verschiedenen Qualitätsstufen.

Die Umweltverträglichkeit der landbaulichen Verwertung kann durch die alleinige Zertifizierung der zu verwertenden Stoffe jedoch noch nicht sichergestellt werden, da die Verwertung selbst einen wesentlichen Aspekt darstellt. Mit QLA ist es erstmals möglich auch die Anwendung zu zertifizieren und damit die Stoffe bis auf die Fläche zu begleiten, so dass die Zertifizierung schließlich lückenlos alle Schritte der Verwertung abdeckt.

Die Zertifizierung nach QLA beschränkt sich nicht auf Komposte, sondern umfasst alle geeigneten Rest- und Abfallstoffe. Damit wird für viele Stoffe überhaupt erst die Möglichkeit geboten, an einer Qualitätssicherung teilzunehmen – und ggf. die in der Bioabfallverordnung vorgesehenen Erleichterungen zu nutzen.

Die Ziele der QLA

sind im wesentlichen:

- Gezielte Förderung hochwertiger Stoffe, damit verbunden: Schaffung von Anreizen zu einer kontinuierlichen Qualitätsverbesserung *über die gesetzlichen Anforderungen hinaus*
- Sicherung der *gesamten Verwertungskette* bis zur Aufbringung auf die Fläche

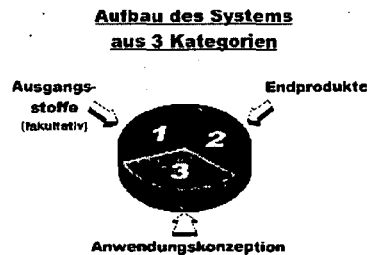
¹ Michael Obermaier, c/o. Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Augustenberg, Nesslerstrasse 23, D-76227 Karlsruhe E-Mail: michael.obermaier@lufa.bwl.de, Internet: <http://www.vdlufa.de/qla>
Dr. Harald Schaaf, Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt (HLVA) Kassel, Am Versuchsfeld 13, 34128 Kassel, E-Mail: hschaaf@hlva-kassel.de

- Aufbau eines transparenten Systems durch Einführung von *drei Qualitätsstufen* und *hohen Qualitätsstandards*
- Dadurch: Förderung der *Akzeptanz* der landbaulichen Verwertung und *Förderung der Verwertung selbst*, dadurch: Beitrag zur *Ressourcenschonung*
- Verwertung nach dem Stand von Wissenschaft und Technik in einem *dynamischen und flexiblen System*.
- Integration eines ökologisch sinnvollen *Stoffstrommanagements* für *alle* geeigneten Rest- und Abfallstoffe
- Schließlich: *nachhaltiger Schutz des Bodens*, Schutz des Landwirts sowie des Verbrauchers als letztes Glied der Kette.

Modularer Aufbau der QLA

Die Konzeption von QLA setzt einen Aufbau aus drei Teilen, den Kategorien der QLA, voraus:

- In Kategorie 1 werden Ausgangsstoffe für eine Behandlung dahingehend zertifiziert, dass ihre Eignung zur Herstellung hochwertiger Komposte, Gärückstände u. dgl. gewährleistet ist. QLA wendet sich hier vorrangig an den Abfallverursacher.
- Kategorie 2 - Endprodukte - umfasst alle Stoffe, die zur Verwertung geeignet sind sowie die Erteilung allgemeiner Einsatzempfehlungen und wendet sich i.d.R. an den Abfallbehandler.
- In Kategorie 3 - Anwendungskonzeption - wird die Verwertung insbesondere nach den „Regeln der guten fachlichen Praxis“ zertifiziert. Sie umfasst die Erstellung eines einzelschlagbezogenen Sekundärrohstoffdünger-Verteilplans sowie Empfehlungen zur ergänzenden Düngung und wendet sich an Landwirte und Verwerter.



Qualitätsstufen für Endprodukte – Kategorie 2

Ausschließlich in Kategorie 2 wird in drei Qualitäten unterschieden: Qualität Bronze, Silber und Gold.

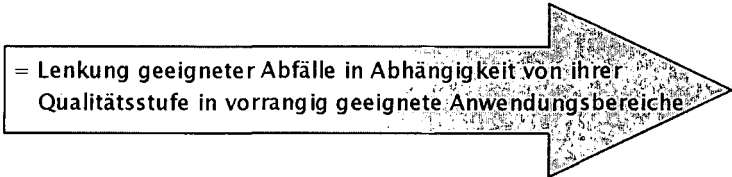
Kriterien

- **Schadstoffe**
- **Stabilität Wertstoffe**
- **Pflanzenverträglichkeit**
- **Hygiene**
- **Eignung für spezielle Anwendungen**

	„Bronze“	„Silber“	„Gold“
Schadstoffe	■	■	■
Stabilität Wertstoffe	■	■	■
Pflanzenverträglichkeit	■	■	■
Hygiene	■	■	■
Eignung für spezielle Anwendungen	■	■	■

Die Einführung der Qualitätsstufen bringt folgende Vorteile mit sich:

- verschiedene Qualitäten werden als solche gegeneinander abgegrenzt und ausweisbar. Das verschafft hochwertigen Stoffen einen Marktvorteil und sorgt für Anreize zur Qualitätsverbesserung über den gesetzlich geforderten Rahmen hinaus. Letztlich soll die Notwendigkeit der regelmäßigen Anpassung der Grenzwerte an die technischen Möglichkeiten hinfällig werden.
- Durch die Möglichkeit der differenzierten Darstellung der tatsächlichen Qualität gewinnt die Zertifizierung an Transparenz, was eine wesentliche Voraussetzung für die Akzeptanz darstellt.
- Schließlich wird mit der Einführung der Qualitätsstufen erst die Möglichkeit zu einer ökologisch sinnvollen Lenkung von Stoffströmen geschaffen:



Beispiele:

- „Bronze“: Park- und Landschaftsbau, Flächenrekultivierung
- „Silber“: Landwirtschaft, Gartenbau
- „Gold“: Gemüsebau, Ökolandbau

Einzelzeichen und Gesamtzertifizierung

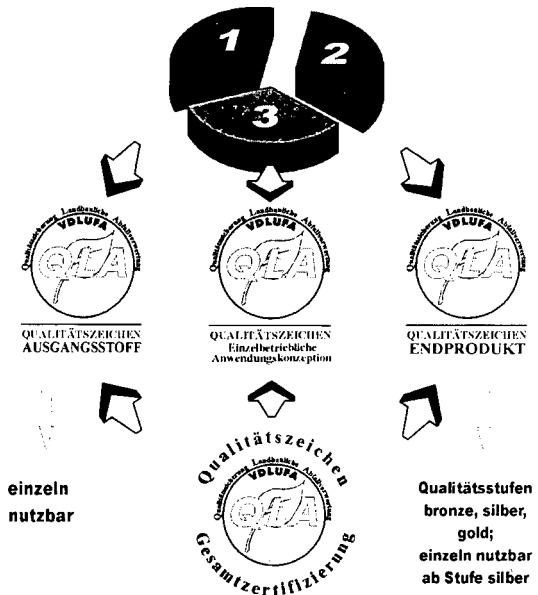
Für die Zertifizierung der einzelnen Kategorien und deren Verknüpfung gelten folgende Regeln:

Kategorie 1, Ausgangsprodukte, ist grundsätzlich einzeln anwendbar. Hier gibt es keine Qualitätsstufen. Eine Zertifizierung der Ausgangsstoffe nach Kat. 1 ist nicht Voraussetzung für Kategorie 2.

In Kategorie 2, Endprodukte, gibt es die Qualitätsstufen Bronze, Silber und Gold. Bereits mit Erreichen der Qualität Silber kann das QLA-Zeichen einzeln genutzt werden. Die Vergabe des Zeichens Bronze ist jedoch mit der Durchführung der Gesamtzertifizierung (s.u.) verknüpft.

Kategorie 3 setzt den Einsatz qualitätsgesicherter Endprodukte nach Kategorie 2 voraus. Prinzipiell können hier auch Zeichen anderer Gütesicherungen anerkannt werden.

Wenn die Kategorien 1,2 und 3 zusammenkommen, mindestens Katego-



rie 2 und 3, so sind die Voraussetzungen der Gesamtzertifizierung gegeben, die gleichsam den Königsweg darstellt. Die Gesamtzertifizierung ist lediglich zwingend bei Verwertung von Endprodukten der Qualitätsstufe Bronze, wird jedoch auch für die Qualitäten Silber und Gold empfohlen.

Ablauf der Zertifizierung,

exemplarisch erläutert an Kategorie 2:

Mit Antrag bzw. Vertragsschluss mit dem potentiellen Zeichnehmer beginnt die Anerkennungsphase der Zertifizierung. In dieser Phase herrscht eine erhöhte Probenahmedichte, damit eine sichere Bewertung des Stoffes in vertretbarem Zeitrahmen erfolgen kann. Das Anerkennungsverfahren dauert mindestens 6 Monate, in der Regel ein Jahr.

Mit Abschluss des Anerkennungsverfahrens erfolgt die Einstufung des Endprodukts in eine der drei Qualitätsstufen.

Darauf folgt die Zeichenvergabe und das Überwachungsverfahren beginnt. Im Überwachungsverfahren wird die Einhaltung der Anforderungen kontinuierlich überprüft.

Die Untersuchungsintervalle sind im Überwachungsverfahren deutlich geringer. Eine Besonderheit ist die Reduktion des Untersuchungsaufwands in einzelnen Parametern mit zunehmender Qualität, wodurch bessere Qualitäten durch entsprechend geringere Untersuchungskosten honoriert werden.



Literatur

- [1] RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. (Hrsg.)(1996): Grundsätze für Gütezeichen.
- [2] Bachmann, G.; Thoenes, H.-W. (Hrsg.)(2000): Wege zum vorsorgenden Bodenschutz: fachliche Grundlagen und konzeptionelle Schritte für eine erweiterte Boden-Vorsorge / Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz beim BMU. Bodenschutz und Altlasten, Band 8. Erich Schmidt Verlag, Berlin 2000.
- [3] Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)(Hrsg.)(1996): Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate. VDLUFA-Standpunkt. Eigenverlag, Darmstadt 1996.
- [4] Propfe, H. Th. (2000): Qualitätsanforderungen bei der landbaulichen Verwertung von Sekundärrohstoffen – Reichen die vorhandenen Gütezeichen aus? Bodenschutz 1'00, 4-5.
- [5] Schaaf, H. (2000): Abfallverwertung und Bodenschutzgesetz. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 2000 (47) Nr.6; 832-837.

Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlämmen in Mecklenburg-Vorpommern (M-V)

Baldur Schaecke (Güstrow) und Ralf Pöplau (Rostock)

Durch die weitergehende Modernisierung und den Neubau von Kläranlagen hat sich bei einem Anschlussgrad der Bevölkerung an die zentrale Abwasserentsorgung von 77 % der Klärschlammanfall in den etwa 500 Kläranlagen Mecklenburg-Vorpommerns seit 1992 bis 1998 von 33.650 t auf 41.500 t Schlamm TM erhöht.

Allein 1998 wurden in M-V rund 355 Mio. DM in die Schaffung öffentlicher Anlagen zur Abwasserableitung und -behandlung investiert. Der seit 1995 anhaltende Trend einer Verbesserung der Klassifizierungsergebnisse der Fließgewässer in M-V ist u. a. maßgeblich auf den umfangreichen Kläranlagenaus- und -neubau der letzten Jahre zurückzuführen (1989: 13 % der Fließgewässer Güteklasse 4 und 5, 1998: nur noch 1 % in der Klasse 4). So werden in den modernen Kläranlagen die für die Gewässereutrophierung verantwortlichen Nährstofffrachten für Phosphor um etwa 90 % und für Stickstoff um ca. 80 % reduziert.

2. Klärschlammbeschaffenheit

2.1. Schwermetalle im Klärschlamm

Die Umweltrelevanz möglicher Schwermetallkontaminationen in Böden ist in der Persistenz dieser Stoffe (nicht abbaubar) und in ihrer Gesundheitsgefährdung für Lebewesen bei Überschreiten bestimmter Konzentrationen begründet. Der Schutz des Bodens vor unzulässigen Schwermetallkontaminationen erfordert daher auch beim landwirtschaftlichen Klärschlamm-einsatz eine wirksame Kontrolle der Schwermetallbelastung (AbfKlärV 1992, § 4 Abs. 8) und schließt durch einen Vergleich mit Normal- und Grenzwerten eine Beurteilung seines Kontaminationsgrades ein.

Wie die seit 1992 vorliegenden Untersuchungsergebnisse zur Schwermetallbelastung der Klärschlämme belegen, sind die Schwermetallgehalte - ausgenommen Kupfer - kontinuierlich zurückgegangen. So haben sich z. B. von 1992 bis 1998 die mittleren Schwermetallgehalte bei

• Blei	von	79	auf	56	mg/kg Schlamm TM,
• Cadmium	von	3,06	auf	1,14	mg/kg Schlamm TM,
• Quecksilber	von	2,62	auf	1,51	mg/kg Schlamm TM und
• Zink	von	1580	auf	984	mg/kg Schlamm TM

verringert.

Lediglich die Schwermetalle **Chrom** (mit 37 mg/kg TM) und **Nickel** (mit 18 mg/kg TM) scheinen sich bereits im Bereich der vermutlich unvermeidbaren Grundbelastung eingeegelt zu haben.

Beim **Kupfer**-Gehalt im Klärschlamm hat sich der seit 1992 anhaltende kontinuierliche Anstieg von 149 auf 453 mg/kg TM fortgesetzt. Das heißt, der Cu-Gehalt nahm von 1992 bis 1998 um 304 mg Cu/kg Schlamm TM zu. Dies entspricht einem **Anstieg auf 304 %**. Der mittlere Cu-Gehalt erreichte 1998 mit 453 mg/kg Schlamm TM das bisher höchste durchschnittliche Belastungsniveau.

Am **Kupfereintrag** in die Kläranlagen sind nach Literaturangaben vor allem industrielle und gewerbliche Abwässer mit 30 - 40 %, der durch Niederschläge hervorgerufene Oberflächenabfluss von Straßen und befestigten Flächen mit 30 - 35 % sowie die häuslichen Abwässer mit etwa 20 - 30 % beteiligt. Die nicht unerhebliche verkehrsbedingte **Cu-Kontamination** der Oberflächenabflüsse von Straßen resultiert vor allem aus dem Abrieb von Fahrzeugteilen (allein der Bremsbelag eines Mittelklassewagens enthält 10 - 12 g Cu). Die **Cu**-Belastung der häuslichen Abwässer wird maßgeblich durch die zunehmende Verwendung von Kupfermaterialien in der Haus- und Sanitärinstallation bestimmt. Die mit dem Abwasser eingetragene Kupferzulaufkraft wird zu etwa **80 % im Klärschlamm** abgeschieden und der Rest in den Vorfluter eingeleitet.

Bei zusammenfassender Bewertung ergibt sich, dass im Berichtsjahr 1998 die mittleren Schwermetallgehalte im Klärschlamm bei Chrom, Blei, Nickel sowie Cadmium nur 4 bis 11 % und bei Quecksilber, Zink und Kupfer lediglich 19 bis 57 % des lt. Klärschlammverordnung (1992) vorgegebenen Grenzwertes erreichten.

Damit ist aus der Sicht der Schwermetallbelastung der überwiegende Anteil der in Mecklenburg-Vorpommern anfallenden kommunalen Klärschlämme für die Landwirtschaft als „gut verwertbar“ einzustufen.

2.2 Organische Schadstoffe

Wegen der z. T. schweren biologischen Abbaubarkeit, ihren ökotoxikologischen Eigenschaften (Toxizität, Bioverfügbarkeit, Bioakkumulation, Nachweisbarkeit des Ferntransportes) sowie ihrer fast ausschließlich anthropogenen Herkunft wurden

- die **Summe der halogenorganischen Verbindungen (AOX)**
- die **polychlorierten Biphenyle (PCB)** sowie
- die **polychlorierten Dibenzodioxine/Dibenzofurane (PCDD/F)**

vom Gesetzgeber als gefährliche Stoffe definiert und als Pflichtuntersuchungsparameter in die 1992 novellierte Klärschlammverordnung aufgenommen.

Die **AOX-Eintragswege** stammen im Wesentlichen aus den Herkunftsbereichen Industrie- und Gewerbeabwasser, häusliches Abwasser sowie aus Niederschlägen und dem Oberflächenabfluss. Die **AOX-Eliminationsrate** (Zulauf/Ablauf, Adsorption an die Belebtschlammflocken) kommunaler biologischer Kläranlagen wird mit 40 bis 70 % angegeben. Ein **AOX-Abbau** im Verlauf der Klärschlammbehandlung ist nur von untergeordneter Bedeutung. Die kommunalen Klärschlämme Mecklenburg-Vorpommerns weisen seit 1992 eine abnehmende AOX-Belastung auf. Lag der mittlere AOX-Gehalt 1992 noch bei **353 mg/kg TM**, so verringerte sich die AOX-Belastung im Berichtsjahr 1998 auf **224 mg/kg Schlamm TM** und liegt damit deutlich unter dem in der AbfKlärV von 1992 festgelegten AOX-Grenzwert (500 mg/kg TM).

Mit einer AOX-Grenzwertausschöpfung von nur 45 % im Berichtsjahr 1998 stellt die **AOX-Belastung keinen limitierenden Faktor** für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung dar.

Die z. T. bedeutsame atmosphärische **PCB-Deposition** (nach Literaturangaben 0,24 g/ha und Jahr) bewirkt, dass bei Regen vor allem die am Schwebstaub adsorbierten **PCB-Verbindungen** mit dem Regenwasser (Gehalte zwischen 10 und 50 ng/l, in stark belasteten

Gebieten bis 160 ng PCB/l) in die kommunalen Abwasseranlagen und damit in den Klärschlamm gelangen (Eliminationsrate 50 bis 90 %). Die hohe Adsorptionsneigung der PCB-Verbindungen an die Klärschlamm-Matrix (geringe Wasserlöslichkeit, großes Molekulargewicht, hoher Anteil der Fett- und Huminfraction, große Oberfläche der Schlammflocken) ist auch der Grund für das hohe **PCB-Reservoir des Klärschlammes** im Vergleich zu den PCB-Mengen im gesamten Umwelt-Reservoir (Atmosphäre, Lithosphäre, Sedimente, Wasserphase, Flora und Fauna).

Trotz der bundes- und weltweiten PCB-Produktions- und Anwendungsbeschränkungen (in der BRD besteht seit 1989 ein allgemeines **PCB-Verbot**) bilden die seit dem kommerziellen Produktionsbeginn im Jahre 1929 in die Umwelt gelangten **ubiquitär verteilten PCB-Mengen** auch weiterhin die Basis für eine relevante PCB-Belastung der kommunalen Klärschlämme.

Die in den Jahren 1992 bis 1998 ermittelte **PCB-Belastung** der Klärschlämme erreichte bei den PCB-Einzelkomponenten folgende Durchschnittswerte:

PCB	28	0,005 - 0,021 mg/kg Schlamm TM
	52	0,004 - 0,013 " "
	101	0,005 - 0,018 " "
	138	0,007 - 0,040 " "
	153	0,012 - 0,038 " "
	180	0,008 - 0,020 " "

Damit lagen die anhand von 540 Analysenergebnissen berechneten Mittelwerte weit unter den in der Klärschlammverordnung von 1992 festgelegten **PCB-Grenzwerten** in Höhe von **0,2 mg/kg Schlamm TM** je Komponenten-Nummer. Außerdem konnten **Grenzwertüberschreitungen** bei den einzelnen PCB-Kongeneren sowohl 1995, 1996 als auch 1997 und 1998 nicht mehr nachgewiesen werden. Bei Einbeziehung aller 6 PCB-Einzelkomponenten wurde 1998 der lt. Klärschlammverordnung zulässige Grenzwert von 0,2 mg/kg Schlamm TM nur zu 3 % (PCB 28 und 52) bis maximal 6 % (PCB 138 u. 153) ausgeschöpft.

Als bevorzugt luftgetragener ubiquitärer Schadstoff soll die **atmosphärische PCDD/F-Deposition** auf den versiegelten und bebauten Flächen mit über 30 % den Hauptanteil der **PCDD/F-Klärschlammbelastung** ausmachen. Die auf den versiegelten und bebauten Flächen abgelagerten **PCDD/F-Immissionen** (überwiegend an Stäube gebunden) gelangen über das Regenabflusswasser in die Kanalisation zum Klärwerk und werden aufgrund ihrer starken **hydrophoben Eigenschaften** aus der Wasserphase eliminiert und im **Klärschlamm angereichert**. Über den Eintragungspfad Indirekteinleiter und Haushalte kann nach Literaturangaben eine **PCDD/F-Klärschlammbelastung** von ca. 20 % angenommen werden.

Als eine der bedeutendsten Einzelquellen für den Dioxineintrag in die Umwelt hat sich das bis Ende der 80er Jahre als Wirkstoff in Holzschutzmitteln sowie als Textil- und Lederkonservierungsmittel eingesetzte Pentachlorphenol (PCP) erwiesen. Zum Schutz der Menschen und seiner Umwelt ist daher seit Dezember 1989 in der BRD die **Pentachlorphenol-Verbotsverordnung** in Kraft, die die Herstellung, das In-Verkehr-Bringen und die Anwendung von PCP und seinen Verbindungen verbietet.

Die **PCDD/F-Belastungswerte** im Klärschlamm für die Jahre 1992 bis 1998 stützen sich auf die repräsentative Anzahl von 431 Untersuchungsergebnissen. Waren aufgrund der Dioxinbelastung 1992 nur 58 % der untersuchten Klärschlämme für eine landwirtschaftliche Verwer-

fung geeignet, so wären es 1998 bereits 96 %. Zur Bewertung der in den Jahren 1992 bis 1995 ermittelten z. T. erheblichen PCDD/F-Grenzwertüberschreitungen (128 bis 3724 ng TE/kg Schlamm TM) sei bemerkt, dass ein beträchtlicher Teil der untersuchten Klärschlämme aus Trockenbeeten stammte und der Anfall dieser Schlämme teilweise auf die Jahre vor 1990 zurückgehen dürfte. Im Gegensatz zu diesen typischen „Altlastenschlammern“ weisen die gegenwärtig in Mecklenburg-Vorpommern anfallenden Klärschlämme ein deutlich niedrigeres PCDD/F-Belastungsniveau auf. Mit einem PCDD/F-Gehalt von 10 - 35 ng TE/kg Schlamm TM liegen die meisten Klärschlämme Mecklenburg-Vorpommerns bereits im PCDD/F-Belastungsbereich der kommunalen Klärschlämme aus den alten Bundesländern.

2.3 Wertgebende Inhaltsstoffe im Klärschlamm

Vor allem wegen seines Gehaltes an Nährstoffen und organischer Substanz (Zuführung mit 5 t Schlamm TM pro ha: 120 - 240 kg Ges.N, 130 - 260 kg P₂O₅, 400 - 750 kg CaO, 11 - 25 kg K₂O, 16 - 39 kg MgO, die Mikronährstoffe Cu und Zn sowie 2 - 2,6 t organische Substanz) wird es als ökologisch sinnvoll angesehen, wenn geeignete kommunale Klärschlämme landwirtschaftlich genutzt werden. Durch die angestrebte Erweiterung des Klärschlammeinsatzes in der Landwirtschaft wird der Mineräldüngerverbrauch reduziert und ein Beitrag zur Humusversorgung im Ackerbau geleistet. Nach Literaturangaben kann für Klärschlamm aus kommunalen Abwasserreinigungsanlagen ein Düngewert von 50 - 120 DM pro t Schlamm TM angenommen werden. Das heißt, der Landwirt erhält mit 5 t Klärschlamm TM, die maximal je ha im Zeitraum von 3 Jahren ausgebracht werden dürfen, Pflanzennährstoffe im Werte von 250,- bis 600,- DM.

3. Klärschlammverbleib

Die Ausführungen zur Klärschlammbeschaffenheit - das heißt sowohl die Bewertung der Schadstoffgehalte als auch der wertgebenden Inhaltsstoffe - erlauben die Aussage, dass in zunehmendem Maß der überwiegende Teil der in Mecklenburg-Vorpommern anfallenden kommunalen Klärschlämme für die Landwirtschaft als „gut verwertbarer“ Sekundärrohstoffdünger einzustufen ist.

Vom Klärschlammaufkommen wurden 1998 in M-V 53 % landwirtschaftlich verwertet, 16 % dem Landschaftsbau zugeführt, 16 % kompostiert, 14 % der Klärschlämme verblieben als Lagerbestände auf dem Betriebsgelände der Klärwerke und etwa 1 % wurde über sonstige Entsorgungspfade verbracht.

Autoren:

Dr. Baldur Schaecke
Landesamt für Umwelt, Naturschutz
und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Straße 12
18273 Güstrow

Dr. Ralf Pöplau
Landwirtschaftliche Fachbehörde
LUFÄ Rostock der LMS Landwirtschafts-
beratung Mecklenburg-Vorpommern
Graf-Lippe-Straße 1
18059 Rostock

Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf schwermetall-belasteten ehemaligen Rieselfeldern in Berlin

C. Hoffmann¹, H. Böken², R. Metz² & M. Renger¹

Einleitung

Im Rahmen von Baumassnahmen fallen in Berlin zur Zeit große Mengen von unbelastetem, lehmigen Geschiebemergel an, welcher als Sicherungsmassnahme im Sinne des § 5 Abs. 3 ff, BBodSchV 1999 auf Altlastenstandorten zu einer Verbesserung des Schadstoffbindungsvermögens und zur pH-Wert Erhöhung eingesetzt werden kann. Damit wird dem Verwertungsgebot des KrW-/Abfg § 4 Abs. 2 Rechnung getragen. Mit diesem Vorgehen wird der Anteil von Bauaushub, der als Abfall entsorgt werden muss, reduziert und Deponien werden entlastet. Bindiges Bodenmaterial wird aufgrund seiner, für die bauliche Verwendung ungünstigen, bodenphysikalischen Eigenschaften, nur in geringem Umfang bei Baumassnahmen wiederverwertet.

Für zukünftige Vorhaben müssen einheitliche Vorgehensweisen festgelegt werden, welche die Verwendung von Bodenaushub für die Sicherung von Altlastenstandorten regeln. Solche Regelungen existieren bundesweit bisher nur für den Einsatz von Bodenaushub als

- Kultursubstrat (DIN 19731 1998, ISO-DIS 15167 2000)
- Baustoff (LAGA 1997, ISO-DIS 15167 2000)
- Bodenverbesserer in Landschaftsbau (LABO 1997, DIN 19731, ISO-DIS 15167 2000).

Für andere Verwendungen existieren - wenn überhaupt - länderspezifische Ausführungsvorschriften und Erlasse.

Dabei muss in zwei Gruppen unterschieden werden,

Sicherungsmassnahmen:

bei Schwermetallen (SM) - Einmischung von Bodenmaterial zur Erhöhung der Sorptionskapazität und/oder zur Erhöhung des pH-Wertes

bei Schwermetallen + Organika - zur Überdeckung und Anlage einer Rekultivierungsschicht (Reduzierung der Sickerwassermenge)

Sanierungsmassnahmen:

bei Organika - zur Verbesserung des boden-chemischen und -physikalischen Milieus zur Stimulation der natürlichen Selbstreinigungskraft – passiv bioremediation.

In der vorliegenden Arbeit soll die Einmischung von Geschiebemergel zur Sicherung von flachgründig schwermetall-kontaminierten, sandigen Standorten, am Beispiel der ehemaligen Rieselfelder im Umland von Berlin betrachtet werden. Nach dem Brandenburger Landesabfallgesetz (§29.4) stellen diese grossflächige Altlastenstandorte dar, welche bei einer Orientierung an den Werten der Berliner Liste (SenStadtUm 1996) bzw. der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) unter anderem eine Gefährdung für die Schutzgüter Mensch und Grundwasser darstellen.

¹ TU-Berlin, FG Bodenkunde, Inst. f. Ökologie und Biologie, Sekr. BK, Salzufer 12, 10587 Berlin
Email: christian.hoffmann@tu-berlin.de, Tel.: 314-21722, FAX: 314-73548

² Humboldt Universität Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Ackerbausysteme, Dorfstr. 9 13051 Berlin
Email: Holger.Boeken@uba.de, Tel: 9627-5510, FAX: 9627-5550

Anforderungen an die Verwertung von Bodenmaterial zur Sicherung von schwermetallbelasteten, sandigen Standorten

Vor der Verwertung von Bodenmaterial muss selbstverständlich immer das Vermeidungsgebot stehen, welches den mengenmäßigen Anfall von Bodenmaterial, durch sinnvolle Planungsvorbereitung eines Bauvorhabens, reduzieren soll. Sind massenreduzierende Massnahmen hinreichend geprüft, sollte das Bodenmaterial einer Mindestprüfung unterzogen werden, welche den Einsatz des Materials für Sicherungsmassnahmen qualifiziert oder ausschließt. Für ein Vorerkundungs- und Mindest-Schadstoff-Untersuchungsprogramm stellen die LAGA-Richtlinien (LAGA 1997) eine sinnvolle Grundlage dar. Vermischungs- und Verdünnungsverbot müssen für das aufzubringende Material unbedingt eingehalten werden (vgl. BBodSchG 1998).

Grundsätzlich ist nur Bodenmaterial zu verwenden, welches in seiner physikalische Beschaffenheit und seinem Schadstoffgehalt geeignet ist, keine Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung hervorzurufen (HOLZWART et al. 2000). Der Nutzen der Bodenverwertung ist dadurch zu belegen, dass mindestens ein Kriterium, die Erhöhung der Sorptionskapazität oder die langfristige Erhöhung des pH-Wertes, erfüllt ist (Tab. 1). Material, das den Zuordnungswert Z 1.1 (LAGA 1997) überschreitet sollte keinesfalls eingesetzt werden, um die Gefahr des Eintrages zusätzlicher Schadstoffe möglichst zu vermeiden. Aus dem selben Grund sollte kein Bodenmaterial eingesetzt werden, der ein Schadstoffinventar enthält, dass am Einbaustandort nicht vorhanden oder nur in geringeren Konzentrationen vorhanden ist (Tab. 2). Ein pH-Werte > 8,0 sollte dagegen kein Ausschlusskriterium nach LAGA (1997) darstellen, wenn der höhere pH ausschliesslich durch den Karbonatgehalt verursacht wird. Der Steinanteil sollte grundsätzlich < 5 Vol. % liegen, der Anteil an Fremdstoffen (z.B. Bauschutt < 1 Vol %).

Tab. 1: Einbaukriterien zur Verwendung von Bodenmaterial zur Sicherung von schwermetallbelasteten, flachgründigen Sandstandorten

Tab. 2: Ausschlusskriterien zur Verwendung von Bodenmaterial zur Sicherung von schwermetallbelasteten, flachgründigen Sandstandorten

Ton [Gew.%]	Ton / Schluff [Gew.%]	Karbonat-Gehalt [Gew.%]		
		< 5 %	≥ 5 %	≥ 10 %
≥ 5 %	≥ 25 %	Nein	Nein	Ja
< 10 %	∅	Nein	Nein	Ja
≥ 10 %	∅	Nein	Ja	Ja
≥ 20 %	∅	Ja	Ja	Ja

Ausschlusskriterien für den Einbau von Bodenmaterial
• Böden die nicht die Einbaukriterien erfüllen
• LAGA-Zuordnungswert > Z 1.1
• Schadstoffinventar, welches nicht am Einbaustandort vorhanden sind
• Schadstoffkonzentrationen oder Schadstoffmengen, die über denen des Einbaustandortes liegen

Ziel des Pilotprojektes

Durch das Einarbeiten des Mergels mittels Fräse in den belasteten Rieselfeldboden sollen hauptsächlich die folgenden Ziele erreicht werden (zusätzlich vgl. Hoffmann et al. 1999):

- Bildung von stabileren Bindungsformen der Schwermetalle im Boden und Reduzierung der Schwermetallverlagerung (Hoffmann & Renger 1998).
- Niedrigere Schadstoffkonzentrationen in der Bodenlösung führen zu einer Verringerung des ökotoxikologischen Potentials und einer Minderung von schädlichen Auswirkungen auf Pflanzen, deren Wurzeln sowie Mikroorganismen (Kandeler et al. 1998).
- Der erhöhte Schluff- und Tongehalt im Boden verbessert die Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität und führt damit zu besseren Erfolgen bei der Aufforstung (Schlenter et al. 1996). Die Reduzierung der Grundwasserneubildung unter Wald führt über die Aufnahme von mobilen Schwermetalle und die Reduzierung der Sickerwassermenge, zu einer effektiven Verlangsamung der Schadstoffverlagerung.

Um das zu erreichen, darf die Mächtigkeit des kontaminierten Bereichs inklusive des für die Sicherung notwendigen Bodenauftrags 90 cm nicht überschreiten, da sonst eine Mischung nur mit unvertretbar hohem technischen Aufwand zu realisieren ist.

Das Pilotprojekt auf dem Rieselfeld Buch

Als Folge 100 jähriger Abwasserverrieselung, in den letzten 20 Jahren mit bis zu 10.000 mm/a, wurden im humosen Oberboden große Mengen Schwermetalle und organische Schadstoffe akkumuliert. Mineralisation von Humus und Klärschlamm sowie Bodenversauerung in den Jahren nach dem Ende der Abwasserverrieselung hat zu einer Remobilisierung von Schadstoffen geführt, welche in den ersten Grundwasserleiter verlagert wurden (Hoffmann & Renger 1998). Für PAK, Cd, Pb, Cu, Zn, SO₄ und NO₃ konnten Überschreitungen der Grundwasser-Schadenswerte der Berliner Liste (SenStadtUm 1996) im versauerten Kapillarsaum sowie den oberen 50 cm des oberflächennahen Grundwassers festgestellt werden (Hoffmann et al. 1998). MKW überschritten mit 300 µg/L die Prüfwerte Boden-Grundwasser der BBodSchV (1999). Die AOX-Werte erreichten mit fast 100 µg/L deutlich erhöhte Konzentrationen.

Die geringen Mengen an pflanzenverfügbarem Wasser und die starke Wasserkonkurrenz der Quecke am Standort haben zu erheblichen Problemen bei den Aufforstungsmaßnahmen geführt. Zwischen 30 und 100 % der gepflanzten Bäume sind in den letzten Jahren abgestorben (Schlenter et al. 1996).

Seit April 1998 wurden etwa 60 ha ehemaliger Rieselgalerien mit Geschiebemergel (S: 69-79%, U: 14-18%, T: 7-14%; pH: 7,3; KAK: 140 mmol/kg; Karbonat: 11 %) in einer Schichtdicke von etwa 35 cm überdeckt. Bisher wurden etwa 20 ha, bis in eine maximale Tiefe von 90 cm gefräst. Um Schadverdichtungen zu vermeiden, wurden die anschließenden Pflanzmassnahmen ausschließlich in Handarbeit, durchgeführt. Es wurden verschiedene Bäume (Stieleiche, Winterlinde, Rot- und Hainbuche) gepflanzt und eine Gründüngung eingesät (Lupine, Phacelia, Senf, Sonnenblume).

Entlang eines 180 m langen Transektes wurde ein Monitoringprogramm auf der Pilotfläche eingerichtet, bei dem Beprobungen vor der Mergelaufbringung 1998 und nach dem Fräsen erstmals im Frühjahr 1999 durchgeführt wurden. Die Probenahme erfolgt in 10 m Abständen, welche im Bereich eines ehemaligen Einleiterbeckens (=hohe Belastung) bis auf 1 m verkürzt sind. Des weiteren wird das Grundwasser über 12 Pegeln und die Oberflächengewässer an drei Wehren überwacht.

Parallel zu den Freilanduntersuchungen wurden Gefäßversuche durchgeführt. Dazu wurde Mergel mit Ah-Material des Rieselfeldes in den Verhältnissen 1:1 und 1:2 gemischt. Als Testpflanze für die SM-Aufnahme wurde Senf (*Sinapis arvensis*) eingesetzt.

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in 0,01 M CaCl₂-Lsg. Die Gesamt-Schwermetalle in Pflanzen und Boden wurden über einen HNO₃-Druckaufschluß (0,5 g Boden, 10 ml HNO₃, 6 h bei 185°C im Teflontiegel) ermittelt. Die mobilen SM wurden durch vierstündiges Schütteln mit 0.1 M CaNO₃-Lsg (1:2.5) bestimmt.

Ergebnisse & Diskussion

Die Mischung mit Mergel führte zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserspeichereigenschaften der untersuchten Böden. Die nFK stieg für 10 cm Profiltiefe, von durchschnittlich 130 l/m², auf ca. 200 l/m² an. Die Humusgehalte wurden entsprechend des Mischungsverhältnisses nachvollziehbar verdünnt. Sie betragen 1999 im Schnitt 4 %. Mit dem Mergel wurden umgerechnet etwa 830 t Kalk/ha ausgebracht. Das führte zu einer Erhöhung des pH-Wertes um etwa 2.5 Stufen auf 7,00 bis 7,50 (Abb. 1) und wird für langfristige stabile pH-Werte sorgen.

Durch Verdünnungseffekte wurden die SM-Gesamtgehalte um 60-70 % reduziert. Die mobilen SM-Anteile wurden, wahrscheinlich in erster Linie durch den pH-Einfluß, deutlich reduziert. Die Wirkung war bei Zn am deutlichsten ausgeprägt. Der mobile Anteil sank von durchschnittlich 35.4 % 1998, auf 0.5 % 1999 ab (Abb. 2). Bei Cd reduzierte sich der mobile Anteil von 21.6 % 1998, auf 2.6 % 1999 (Abb. 3). Bei Cu (Abb. 4) trat nur eine geringe Reduzierung der mobilen Anteile auf (1998: 0.5 %, 1999: 0,2 %). Ursächlich kann hier die erhöhte Mobilität von Cu-organischen-Komplexen sein, welche mit steigendem pH-Wert zunimmt (Nederlof & Van Riemsdijk 1995). 0.7 % des Gesamt-Pb war 1998 noch in der mobilen Fraktion messbar. Die Konzentrationen lagen 1999 unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Gefäßversuche zeigten für die SM-Gesamtgehalte eine nachvollziehbare Verdünnung bei der 1:1-Variante, bei der 1:2-Variante war der Effekt nicht mehr eindeutig nachvollziehbar. Die hohe Pflanzenverfügbarkeit von Zn und auch Cd im Rieselfeldboden konnte durch die Mischung mit Lehm deutlich gesenkt werden (Tab. 1). Die niedrigen Cu- und Zn-Sprossgehalte in der 1:2-Variante könnten auf physiologische

Störungen im Wurzelbereich durch Cu-Toxizität hindeuten. Diese Variante wies auch Wuchsdepressionen und einen geringeren Biomassertrag auf. 1998 wurden vergleichbare Ergebnisse gemessen (Hoffmann et al. 1999)

Tab. 1: Königswasserlösliche SM-Gehalte und, pflanzenverfügbare SM-Gehalte im Bauaushub (Lehm) und Rieselfeldboden sowie deren Mischungen (mit Gülle-/Strohzusatz als Dünger) und SM-Gehalt im Senfspross auf diesen Böden (Versuchsreihe 1999)

	SM-Gesamtgehalte (m. Königswasser) [mg/kg TS]				pflanzenverfügbare SM (NH ₄ NO ₃ + NH ₄ OAc) [mg/kg TS]				Sprossgehalte (sinapis alba) [mg/kg TM]			
	Cd	Cu	Ni	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn
Lehm (L)	0,1	8	n.n.	46	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,14	3,72	n.n.	53,4
Rieself. (R)	4,3	55	18	224	n.n.	1,06	2,8	19,7	7,04	11,5	12,9	927,4
L : R = 1 : 1	3,0	36	14	165	n.n.	0,57		3,7	3,13	7,1	n.n.	196,6
L : R = 1 : 2	3,3	42	15	177	n.n.	0,75	0,9	5,4	4,3	7,7	n.n.	246,3

Literatur

- BBodSchG (1998):** Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Bundesgesetzblatt 17.3.1998 I: 502 ff.
- BBodSchV (1999):** Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzblatt, vom 16.07.99 Teil I, 36: 1554-1582.
- DIN 19731 (1998):** Bodenbeschaffenheit – Verwendung von Bodenmaterial.
- Hoffmann C. & M. Renger (1998):** Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden: Bodenökologie u. Boden-genese 26: 30-39.
- Hoffmann C., B. Marschner & M. Renger (1998):** Influence of DOM-Quality, DOM Quantity and Water Regime on the Transport of Selected Heavy Metals. Phys. Chem. Earth 23(2): 205-209.
- Hoffmann, C.; R. Metz, O. Zeuschner, A. Jänicke & M. Renger (1999):** Verwendung von Bodenaushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 91(3): 1225-1228.
- Holzward, F.; H. Radtke, B. Hilger, G. Bachmann (2000):** Bundes-Bodenschutzgesetz/Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung – Handkommentar. 2. Aufl. E. Schmidt Verlag.
- ISO-DIS 15176 (2000):** Einspruchsfassung „Soil quality – Requirements for characterization of excavated soil and other soil materials for re-use. Stand 21-2-2000.
- Kandeler E., D. Tschirko & G. Wessolek (1998):** Reaktion von Bodenmikroorganismen auf Bodenkontamination. Bodenökologie u. Boden-genese 26: 100-107.
- KrW-/AbfG (1998):** Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Bundesgesetzblatt Teil 1, vom 22.6.98: 1485 ff.
- LABO (1997):** Anforderungen an die Verwertung von kultivierbarem Bodenmaterial. BVB-Materialien: 1. S. 1-37.
- LAGA (1997):** Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln. 4. Aufl. Mitt. LänderAG Abfall 20: 1-96.
- Nederlof, M.M. & W.H. Van Riemsdijk (1995):** Effect of natural organic matter and pH on the bioavailability of metal ions in soils. in: Huang, P.M. et al. Environmental impact of soil component interactions. Vol. 2 – Metals, other inorganics and microbial activities. Lewis Publ., S. 75-86.
- Schlechter, L., B. Marschner, C. Hoffmann & M. Renger (1996):** Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch - bodenkundliche Aspekte. Verh. Ges. Ökol. 25: 349-359.
- SenStadtUm (1996):** Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin - Berliner Liste 1996. Amtsblatt für Berlin, vom 20.03.96, 46(15): 957-984f

Danksagung

Wir danken Michael Facklam, Melanie Fielitz, Nadine Kurowski, Silke Pühringer, Susanne Schimpel, Anke Schwolow, Nevenka Stefancic und Kotan Yildiz für Ihre Mitarbeit im Labor sowie Jürgen Hömpler von der Fa. Fritsche Erdbau GmbH (Berlin) für ihre kollegiale Mitarbeit im Projekt.

Die Forschungsarbeit wird finanziert mit Mitteln des Landes Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie sowie des Europäischen Sozialfonds für regionale Entwicklung (EFRE) unter der **Projektnummer 40208/1-ZÖW/O** gefördert

Aktuelle und künftige Entwicklungen der Verwertung von Abfällen in und auf Böden
von
Claus Gerhard Bannick* und Heinz-Ulrich Bertram**

1 Vorbemerkung

Die letzten drei Jahrzehnte waren geprägt durch den Übergang von der Abfallbeseitigung über die Abfallwirtschaft hin zur Kreislaufwirtschaft. Dieser Übergang war verbunden mit der Weiterentwicklung der gesetzlichen Regelungen, die sich beim 1994 verabschiedeten Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) nicht auf eine Überarbeitung beschränkte, sondern neue Schwerpunkte setzte. Neben einer Stärkung der Eigenverantwortlichkeit der Wirtschaft für die Entsorgung ihrer Abfälle und die Verantwortung für ihre Produkte wird dieses besonders an dem hohen Stellenwert der Abfallverwertung deutlich, die wesentliches Element und Grundvoraussetzung für eine Kreislaufwirtschaft ist. Dieses kommt in § 1 KrW-/AbfG zum Ausdruck, in dem es heißt: „**Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen ...**“

2 Rechtliche Grundlagen

Nach den Grundsätzen der Kreislaufwirtschaft (§ 4 KrW-/AbfG) sind Abfälle in erster Linie zu vermeiden und in zweiter Linie stofflich zu verwerten oder zur Gewinnung von Energie zu nutzen (energetische Verwertung). Bei der stofflichen Verwertung werden unterschieden (§ 4 Abs. 3 KrW-/AbfG)

1. die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe), z.B. die Substitution von Naturgips durch REA-Gips aus der Rauchgasreinigung,
2. die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck, z.B. die Wiederverwendung von Bodenmaterial, oder für andere Zwecke mit Ausnahme der unmittelbaren Energierückgewinnung, z.B. die Verwendung von Kompost zur Herstellung einer Rekultivierungsschicht oder der Einsatz von mineralischen Abfällen zur Herstellung von Bauprodukten.

Der Hauptzweck der Verwertungsmaßnahme muss in der Nutzung des Abfalls und nicht in der Beseitigung des Schadstoffpotentials liegen.

Abfälle müssen **ordnungsgemäß und schadlos** verwertet werden. Die Verwertung erfolgt ordnungsgemäß, wenn sie im Einklang mit den Vorschriften des KrW-/AbfG und anderen öffentlich rechtlichen Vorschriften steht, z.B. dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) sowie den Anforderungen, die sich aus dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ergeben. Das heißt, durch den Begriff „ordnungsgemäß“ finden auch die Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes Eingang in die Regelungen des Abfallrechtes. Die Verwertung erfolgt schadlos, wenn nach der Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigungen und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt. Die für das „Wohl der Allgemeinheit“ relevanten Schutzgüter werden durch § 10 Abs. 4 KrW-/AbfG konkretisiert.

Gerade die Schadlosigkeit der Verwertung ist eine zentrale Voraussetzung dafür, dass der Zweck dieses Gesetzes erfüllt und nicht durch inakzeptable Verwertungsmaßnahmen in Misskredit gebracht wird. So ist es folgerichtig, dass der Vorrang der Verwertung von Abfällen entfällt, wenn deren Beseitigung die umweltverträglichere Lösung darstellt. Um hier zu nachvollziehbaren Entscheidungen zu kommen, werden bestimmte Kriterien genannt, die bei der Abwägung zu berücksichtigen sind.

* Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14193 Berlin

** Niedersächsisches Umweltministerium, Archivstr. 2, 30169 Hannover

3 Konkretisierung der rechtlichen Grundlagen und Umsetzung in die Praxis

Ergänzend zu den allgemeinen Grundsätzen und Pflichten enthalten insbesondere die §§ 4 bis 6 KrW-/AbfG im Hinblick auf die Verwertung zusätzliche Randbedingungen und Konkretisierungen, die die Entscheidungen beim Vollzug dieses Gesetzes erleichtern sollen. Im konkreten Einzelfall zeigt sich jedoch, dass die Abgrenzungen z.T. fließend sind oder durch unbestimmte Rechtsbegriffe beschrieben werden, so dass zusätzlicher Klarstellungsbedarf besteht.

Aus dieser Unsicherheit und der daraus resultierenden „Gratwanderung“ zwischen der Substitution natürlicher Rohstoffe durch Abfälle und dem Schutz von Grundwasser und Boden ergibt sich zwangsläufig das Erfordernis für spezifische Regelungen, die sicherstellen müssen, dass es nicht zu einer unterschiedlichen Beurteilung und Behandlung von Verwertungsvorhaben kommt. Konkretisierungsbedarf für die Verwertung von Abfällen in und auf Böden besteht insbesondere im Hinblick auf die Frage, unter welchen Voraussetzungen hierbei von einer schadlosen Verwertung sowie der Nützlichkeit und der Hochwertigkeit der Verwertung ausgegangen werden kann.

Die nachfolgende Tabelle zeigt den Stand der wichtigsten vorliegenden Regelwerke, die bei der Verwertung von Abfällen in und auf Böden beachtet werden müssen. Die Vollzugshilfen stehen zum Teil bereits wieder auf dem Prüfstand, um an neue Anforderungen angepasst zu werden, die sich insbesondere aus dem Bodenschutzrecht ergeben. Aber auch aus dem Wasserrecht haben sich neue Sachverhalte entwickelt, die es umzusetzen gilt. Grundlage der Überarbeitung sind dabei vor allem die „Abgrenzungsgrundsätze“ des LABO-ad-hoc-Unterausschusses „Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV“ und der Bericht der gemeinsamen Arbeitsgruppe von LABO, LAWA, LAGA und LAI „Harmonisierung bodenbezogener Werteregulungen“.

Tabelle 1: Regelwerke, die bei der Verwertung von Abfällen in und auf Böden zu beachten sind

Gesetz	Verordnung	Vollzugshilfen (Technische Regeln) (zur Konkretisierung von Gesetzen und Verordnungen)
BBergG		Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz unter Tage, LAB 1996
		Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Abfällen im Bergbau über Tage, LAB 1998
KrW-/AbfG	AbfKlarVO.	Hinweise zum Vollzug der Klärschlammverordnung
	BioAbfVO	Hinweise zum Vollzug der Bioabfallverordnung
	BioAbfVO	Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, LAGA Mitteilung 21, Erich Schmidt Verlag, 1995
		Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technische Regeln, LAGA Mitteilung 20, Erich Schmidt Verlag, 1997
WHG		Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz, LAWA
BBodSchG	BBodSchV	Anforderungen an die Verwertung von kultivierbarem Bodenmaterial, LABO 1996, BVB Materialien, Erich Schmidt Verlag 1998
		Anforderungen an den Einsatz von Biokompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung von langjährig devastierten Flächen in den neuen Bundesländern, LABO 1995
BauPG		Merkblatt zur Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser, Entwurf: September 2000, DIBt
Harmonisierung bodenbezogener Werteregulungen, LABO, LAGA, LAWA, LAI (2000)		
Abgrenzung der Anwendungsbereiche der BBodSchV hinsichtlich des Auf- und Einbringens von Materialien auf und in den Boden von den diesbezüglichen abfallrechtlichen Vorschriften (2000)		

Anforderungen des Grundwasserschutzes

Das Wasserhaushaltsgesetz enthält eine Reihe von Regelungen, die eine Verunreinigung des Grundwassers verhindern sollen. Um diese vollziehen zu können, muss zunächst definiert werden, wann Grundwasser als verunreinigt einzustufen ist. Daher wurde im Zusammenhang mit der Erarbeitung der BBodSchV zur Beurteilung des Pfades Boden-Grundwasser von einer Arbeitsgruppe aus

LAWA, LABO und LAGA das Geringfügigkeitsschwellen-Konzept entwickelt, das auf Verwertungsmaßnahmen übertragen werden kann. Wichtige Stichworte sind dabei die Sickerwasserprognose und der Ort der (rechtlichen) Beurteilung. Zwei Fälle sind bei der Auswahl des Ortes der Beurteilung zu unterscheiden:

1. Das Material bzw. die Bodenverunreinigung/Altlast liegt oberhalb der Grundwasseroberfläche. Ort der Beurteilung ist die Grundwasseroberfläche. Zu beurteilen sind die Stoffgehalte im Sickerwasser am Ende der Sickerstrecke, das heißt beim Eintritt in die Grundwasseroberfläche.
2. Das Material bzw. die Bodenverunreinigung/Altlast liegt im Grundwasser. Ort der Beurteilung ist der Kontaktbereich zwischen dem verunreinigten Material/Boden/Altlast und dem durch- bzw. umströmenden Grundwasser (**Kontaktgrundwasser**). Zu beurteilen sind die Stoffgehalte im Kontaktgrundwasser.

Mit der sogenannten **Geringfügigkeitsschwelle** wird im Hinblick auf die Stoffgehalte konkretisiert, wann eine Grundwasserverunreinigung vorliegt. Die Geringfügigkeitsschwellen der LAWA liegen im Entwurf vor. Ihre numerische Höhe entspricht den Prüfwerten des Pfades Boden-Grundwasser in der BBodSchV. Sie verfügen allerdings über einen erweiterten Parameterumfang.

Verwertungsmaßnahmen sind nur dann zulässig, wenn das Grundwasser nicht verunreinigt wird. Unter Beachtung der Definition einer Grundwasserverunreinigung ergibt sich damit als Kriterium für die Zulässigkeit einer Verwertungsmaßnahme, dass die Sicker- bzw. Kontaktgrundwasserkonzentrationen am Ort der Beurteilung nicht über der **Geringfügigkeitsschwelle** liegen dürfen. Die Konzentration im Sicker- bzw. Kontaktgrundwasser kann von den Materialeigenschaften, aber auch von der Art der Verwertung abhängen. Mit welchen materiellen Vorgaben dies letztlich erreicht wird, ist zunächst offen. Die LAGA hat hierzu bereits in ihren „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technischen Regeln“ Einbauklassen mit zugehörigen zulässigen Konzentrationen im Eluat und Feststoff festgelegt. Damit sollte auch die Einhaltung der Anforderungen des vorsorgenden Grundwasserschutzes sichergestellt werden. Im großen und ganzen dürfte dies bei den derzeit gültigen Technischen Regeln auch gelungen sein. Bei besonderen Fallgestaltungen könnte sich jedoch ein Nachbesserungsbedarf ergeben. Dieses wird zur Zeit geprüft.

Anforderungen des Bodenschutzes

Aus Sicht des Bodenschutzes gibt es neben den Anforderungen an die Auswahl der Materialien, die bei Verfüllungen bzw. für die Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht eingesetzt werden können, bereits jetzt stoffliche Anforderungen, die sich entweder direkt aus der BBodSchV ergeben, bzw. sich aus dem BBodSchG ableiten lassen. Für die durchwurzelbare Bodenschicht gelten die Anforderungen des § 12 BBodSchV und damit im Grundsatz die Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV unmittelbar. Einzelheiten dazu ergeben sich aus den Abgrenzungsgrundsätzen des LABO-ad-hoc-Unterausschusses „Vollzugshilfe zu § 12 BBodSchV“ sowie der dazu gehörigen Begründung.

Die Anforderungen zum Schutz der Filterfunktion der ungesättigten Zone lassen sich aus dem BBodSchG herleiten. Nach § 7 BBodSchG ist nämlich die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung zu verhindern. **Schädliche Bodenveränderungen sind Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen.**

Bezüglich der Auswirkungen von Verwertungsmaßnahmen auf die Bodenfunktionen ist die Filter- und Pufferfunktion des Bodens besonders zu berücksichtigen. Wenn Standortbedingungen bei Verwertungsmaßnahmen (wasserdurchlässige Bauweisen) **nicht** festgelegt werden können, ist die oben genannte Geringfügigkeitsschwelle bereits unmittelbar unterhalb der Einbaustelle des Abfalls (Kontaktbereich zwischen Boden und Abfall) einzuhalten, da in diesen Fällen keine Rückhaltung von Schadstoffen durch den Boden in Anrechnung gebracht werden kann. Dadurch wird auch sichergestellt, dass die Geringfügigkeitsschwelle am Ort der Beurteilung dauerhaft unterschritten wird und es zu keiner erheblichen Anreicherung von Schadstoffen im Untergrund kommt.

Wasserundurchlässige Bauweisen oberhalb des Grundwassers werden aus Sicht des Bodenschutzes in der Regel nicht als kritisch angesehen, da keine relevanten Sickerwassermengen entstehen, durch die Schadstoffe in den Unterboden eingetragen werden könnten. Bei im Grundwasser eingebauten Materialien werden die Anforderungen des Bodenschutzes durch die Anforderungen des Grundwasserschutzes mit abgedeckt.

4 Zusammenfassung

Bei der Verwertung von Abfällen kommt es zu einem engen Zusammenwirken von Abfall-, Wasser-, und Bodenschutzrecht. Dies ergibt sich bereits aus den Anforderungen der einzelnen Gesetze hinsichtlich eines ordnungsgemäßen Handelns. Materielle Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes finden somit Eingang in die Regelungen des Abfallrechtes.

Um Abfälle einer Verwertung zuführen zu können, sind deshalb zunächst mit den Instrumenten des Medienschutzes (Boden, Wasser, Luft) Anforderungen an die Verwertung zu formulieren. Darüber hinaus muss auch die Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf und die Verdünnung schadstoffhaltiger Abfälle bei der Herstellung von „Produkten“ aus Abfällen konsequent verhindert werden. Dabei sind Einsatzort und Rechtsbereich zunächst von untergeordneter Bedeutung. Die Qualität der zu verwertenden Abfälle ist auf dieser Grundlage zu sichern und zu verbessern.

Die Erfahrungen, die bei der Erarbeitung der Rechtsvorschriften und Regelwerke gesammelt wurden, sowie die Diskussionen über die fachlichen Konzepte haben gezeigt, dass es an der Nahtstelle zwischen Abfallwirtschaft, Bodenschutz und Grundwasserschutz sowie den anderen Rechtsbereichen eine gute Übereinstimmung auf der Fachebene gibt. Diese führt im Hinblick auf die Verwertung von organischen und mineralischen Abfällen in und auf Böden zu Regelungen, die sich auf drei Säulen stützen:

1. Der Schutzstatus von Böden und Gewässern wird durch die Anforderungen der vorliegenden Rechtsvorschriften gesichert. Einen wichtigen Maßstab bilden dabei die Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 BBodSchV sowie die Geringfügigkeitsschwellen der LAWA. Durch die Festlegung von Werten für weitere Parameter muss die Vorsorge verbessert werden.
2. Die Festlegung von maximal zulässigen Schadstoff- und Nährstofffrachten - insbesondere für alle vegetationstechnisch zu verwertenden Abfälle - muss die Einträge in Böden und Gewässer begrenzen. Die Schadstofffrachten dienen der Ermittlung der verbleibenden Verwertungszeiträume, die umso größer sind, je weiter die maximale Fracht unterschritten wird.
3. Die Qualität der zu verwertenden Abfälle ist auf der Grundlage des „abfallwirtschaftlichen Vorsorgeprinzips“ durch maximal zulässige Gesamtschadstoffgehalte und mobile Anteile zu sichern und zu verbessern.

Diese drei Säulen stellen somit das Grundgerüst für die Verwertung von Abfällen dar. Sie werden daher integraler Bestandteil der Regelungen sein, die sich mit dieser Fragestellung befassen. Nur so wird es langfristig gelingen, Akzeptanz der Betroffenen in den unterschiedlichen Bereichen zu erlangen, da dann letztlich die gleichen Maßstäbe für alle gelten müssen.

Anwendung von Frisch- und Fertigkompost auf einen Rekultivierungsboden

Stefanie Siebert¹, Jens Leifeld² und Ingrid Kögel-Knabner³

1 Einleitung

Gegenstand der Rekultivierung von Braunkohletagebauflächen der Lausitz ist die Wiederherstellung von tragbaren Bodenschichten für die landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzung. Von besonderer Bedeutung ist dabei, die Anreicherung und Stabilisierung der organischen Substanz zur Gewährleistung einer langfristigen Nährstoffnachlieferung. Zur schnellen Humusakkumulation eignet sich die Anwendung von Bioabfallkomposten auf diesen Böden. Ob es dadurch mittelfristig zur Stabilisierung der organischen Substanz in diesen Substraten kommt, war bisher ungeklärt.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war,

- die Umsetzungsprozesse im Boden nach Kompostanwendung
- die Stabilisierung der organischen Substanz
- die unterschiedlichen Aspekte von Frisch- und Fertigkomposten zu erfassen.

2 Versuchsaufbau und -methoden

In einem Kleinlysimeterversuch unter kontrollierten Bedingungen wurde die Anwendung von 70 t TS ha⁻¹ Frisch- und 65 t TS ha⁻¹ Fertigkompost auf einem humusfreien Rekultivierungsboden der Niederlausitz im Vergleich zu zwei natürlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung über einen Zeitraum von 18 Monaten untersucht (Siebert, 1998). Bestimmt wurde die

- jährliche C-Mineralisierung, diskontinuierliche CO₂-Messung mittels Gaschromatographie
- jährliche N-Mineralisierung, Nitrifikation nach Beck 1979
- mikrobielle Aktivität, DMSO-Reduktion nach Alef & Kleiner 1989
- mikrobielle Biomasse, Fumigations-Extraktionsmethode nach Ocio & Brookes 1990
- strukturelle Zusammensetzung der organischen Substanz, ¹³C NMR Spektroskopie
- Zusammensetzung des organischen N-Pools, Saure Hydrolyse nach Bremner 1969.

Zur Übersicht sind in der Tab.1 die Parameter der eingesetzten Ausgangssubstrate und nach Einarbeitung der Komposte zusammengestellt:

Tab. 1: Charakterisierung der Ausgangssubstrate

Material/Bodenart	pH (CaCl ₂)	C _{org}	N _t ----- g kg ⁻¹ -----	C/N
Frischkompost	7,8	232,7	18,5	13
Fertigkompost	7,9	186,1	15,9	12
Kippboden (oj-ss)	6,7	< 0,5	< 0,1	n.b.
Kippboden mit Frischkompost	7,5	19,1	2,1	9
Kippboden mit Fertigkompost	7,7	15,2	1,5	10
Braunerde (SI2)	4,5	17,4	1,3	14
Braunerde mit Frischkompost	6,2	37,6	3,2	12
Braunerde mit Fertigkompost	6,5	34,4	3,3	10
Parabraunerde (Ut4)	7,0	13,0	1,7	8
Parabraunerde mit Frischkompost	7,3	33,7	3,5	10
Parabraunerde mit Fertigkompost	7,4	35,0	3,8	9

¹ VHE NRW e.V., Rochusstrasse 34, 40479 Düsseldorf

² Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, CH – 3003 Bern

³ Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

3 Ergebnisse

Im Vergleich der beiden Komposte weist der Frischkompost einen höheren Kohlen- und Stickstoffgehalt als der Fertigungskompost auf. Das C/N-Verhältnis ist mit 13 bzw. 12 für Komposte relativ eng. Im Zuge der Rekultivierungsmaßnahmen wurde das quartäre Kippbodensubstrat aufgekalkt, wodurch der pH-Wert im Vergleich zu der sandigen Braunerde nach Kompostanwendung nur geringfügig gestiegen ist (Tab. 1).

Da es sich beim Rekultivierungsboden um ein humusfreies Kippbodensubstrat handelt, wird erst durch die Einarbeitung der Komposte der Humus- und Nährstoffpool in diesem Boden aufgebaut. Dies hat zur Folge, dass die mikrobiellen Umsetzungsprozesse initiiert werden. In Abhängigkeit von der Bodenart ist festzustellen, dass sandige Substrate höhere C-Mineralisierungen (17-20 % $\text{CO}_2\text{-C}/\text{C}_{\text{org}}\text{*a}$) aufweisen als stark tonige Substrate (Siebert et al., 1997). Beim Kippboden zeigt sich, dass die C-Mineralisierung im ersten Jahr mit Frischkompost gegenüber mit Fertigungskompost höher ist, was auf den höheren Anteil an leichtverfügbaren Kohlenstoffverbindungen im Frischkompost zurückzuführen ist (Leifeld, 1998).

Die jährliche N-Mineralisierung ist mit 6,7 % $\text{N}_{\text{min}}/\text{N}_t\text{*a}$ beim sandigen Kippboden mit Kompost am höchsten. Auch hier weist der Frischkompost eine geringfügig höhere Mineralisierung als der Fertigungskompost auf (Siebert et al., 1997).

Dass es sich nicht nur um kurzfristige Mineralisierungsschübe durch die Zufuhr leicht abbaubarer organischer Substanz handelt, zeigen die Ergebnisse der mikrobiellen Aktivität, die ein Jahr nach Komposteinarbeitung in den Böden gemessen wurde (Abb.1). Bei allen Varianten führt die Anwendung von Kompost zur Erhöhung der mikrobiellen Aktivität.

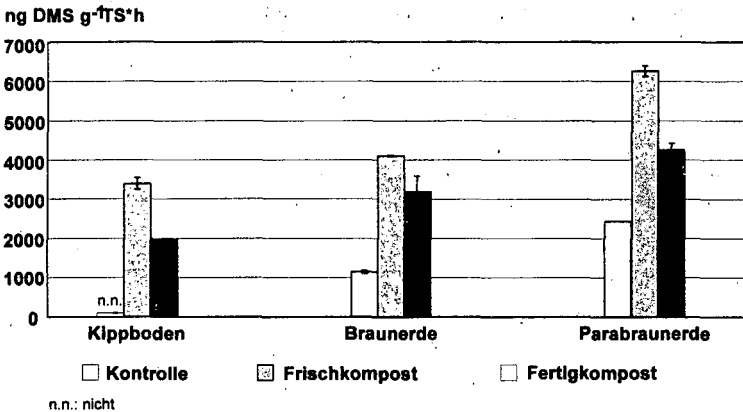


Abb. 1: Mikrobielle Aktivität der Böden und Boden-Kompostgemische nach 12 Monaten

Auch hier zeigen die Frischkompostvarianten höhere Aktivitäten als die Fertigungskompostvarianten. Entscheidend ist, dass die mikrobielle Aktivität ein Jahr nach Kompostanwendung beim Kippboden mit Kompost über bzw. auf dem Niveau der natürlichen Böden ohne Kompostanwendung liegt. Dies deutet darauf hin, dass sich mittelfristig bereits eine stabile Mikroorganismenpopulation ausgebildet hat, die trotz der relativ hohen C- und N-Mineralisierungsraten nicht abgebaut wurde.

Bestätigt wird dies durch die Messung der mikrobiellen Biomasse ein Jahr nach Kompostanwendung (Tab. 2). Das Verhältnis $\text{BiomasseN}/\text{N}_t$ liegt nach 12 Monaten beim Kippboden mit Kompost bei 2,6 und 2,9. Dies entspricht $\text{BiomasseN}/\text{N}_t$ - Verhältnissen, wie sie in natürlich gewachsenen Böden vorkommen. Nach Joergensen (1995) spricht ein $\text{BiomasseN}/\text{N}_t$ - Verhältnis $> 2,3$ für eine hohe N-Verfügbarkeit, das bedeutet, dass auch weiterhin der Kippboden durch die Kompostanwendung über ein hohes N-Nachlieferungsvermögen verfügt.

Die BiomasseC/N - Verhältnisse liegen ein Jahr nach Kompostanwendung im Bereich der üblich in Böden vorkommenden BiomasseC/N-Verhältnisse (Joergensen, 1993). Auffällig ist, dass der Kipp-

boden mit Frischkompost über ein BiomasseC/N-Verhältnis von 9,3 verfügt, das im Vergleich zu den anderen Substraten relativ hoch ist. Zurückzuführen ist dies, auf einen höheren pilzlichen Anteil in der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation.

Tab. 2: BiomasseN/N_t und BiomasseC/N 12 Monate nach Kompostanwendung

Böden	Biomasse-N/N _t Angaben in %	Biomasse-C/ Biomasse-N µg C g ⁻¹ /µg N g ⁻¹
Kippboden mit Frischkompost	3,0	9,3
Kippboden mit Fertigkompost	2,5	3,6
Braunerde	2,4	3,5
Braunerde mit Frischkompost	2,4	4,8
Braunerde mit Fertigkompost	2,2	3,9
Parabraunerde	5,3	2,4
Parabraunerde mit Frischkompost	3,6	3,2
Parabraunerde mit Fertigkompost	4,0	2,8

Die Ergebnisse zeigen, dass ein Teil der zugeführten organischen Substanz durch den Kompost in der mikrobiellen Biomasse stabilisiert wird. Im Vergleich der beiden Komposte läßt sich feststellen, dass nach Anwendung von Frischkompost höhere Umsetzungsprozesse im Boden stattfinden, die vorwiegend auf den höheren Anteil an leicht verfügbaren C-Quellen zurückzuführen sind.

Zur Charakterisierung der Zusammensetzung der organischen Substanz wurde auf die ¹³C CPMAS NMR Spektroskopie zurückgegriffen. Da das Kippbodensubstrat über keinen bodenbürtigen Kohlenstoff verfügt (Tab. 1), spiegeln die Spektren der Kippboden-Kompostvarianten die Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Frisch- und Fertigkompostes wider. In Tab. 3 sind die relativen Intensitäten der organischen Stoffgruppen der beiden Komposte, nach Anwendung auf den Kippboden und nach 18 Monaten zusammengestellt.

Tab. 3: Relative Intensitäten der ¹³C NMR Spektren der Komposte und des Kippbodens mit Kompost

	Inkuba- tionszeit	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
		ppm			
	Tag	% der Signalintensität			
Frischkompost	0	6	13	61	20
Kippboden/Frischkompost	0	8	23	50	19
Kippboden/Frischkompost	529	12	26	40	22
Fertigkompost	0	6	15	59	20
Kippboden/Fertigkompost	0	8	24	51	17
Kippboden/Fertigkompost	529	8	29	45	18

Die Spektren zeigen ein intensives Signal im chemischen Verschiebungsbereich des O-Alkyl Kohlenstoffs, der vorwiegend auf Kohlenhydrate zurückzuführen ist (Siebert, 1998). Anhand der relativen Intensitäten wird deutlich, dass die beiden Komposte über eine ähnliche chemische Zusammensetzung der organischen Substanz verfügen. Naßchemische Untersuchungen von Leifeld (1998) zeigten, das Frischkompost über doppelt so hohe Lipidgehalte wie Fertigkompost verfügt. Nach Anwendung von Frisch- und Fertigkompost auf den Kippboden kommt es zu einer Abnahme der Polysacchariden und relativ dazu reichern sich die aromatischen Verbindungen an. Dies deutet auf eine Stabilisierung der organischen Substanz im Kippboden hin.

Die Charakterisierung der organischen N-Verbindungen beruht auf der Hydrolyse mit 6N HCl. Dabei wird unterschieden zwischen dem α -Amino N, dem hydrolysierbaren unbekanntem N (HUN) und dem nichthydrolysierbaren N (refraktärer N-Pool). Die Abb. 2 zeigt die Zusammensetzung des organischen N-Pools 18 Monate nach Kompostanwendung.

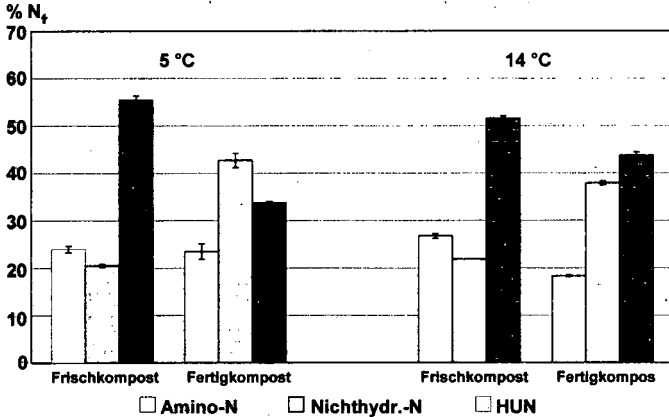


Abb. 2: Organische N-Fractionen des Kippbodens 18 Monate nach Kompostanwendung

Der α -Amino N liegt sowohl bei Frisch- als auch bei Fertigkompostanwendung auf dem Kippboden mit ca. 20 % im durchschnittlichen Bereich von gewachsenen Böden. Ein hoher Anteil (32–55 % HUN) des Stickstoffs kann bei der Hydrolyse nicht identifiziert werden. Wesentlich ist jedoch, dass 18 Monate nach Kompostanwendung 20–42 % im nichthydrolysierbaren N-Pool gebunden sind. Dies ist ein Indiz dafür, dass der Stickstoff im Kompost stabilisiert wird. Es zeigt sich hier, dass der Fertigkompost über einen höheren Anteil an stabilen N-Verbindungen verfügt als der Frischkompost.

4 Fazit

BioKompost eignet sich nicht nur zur kurzfristigen Versorgung der Kippböden mit Stick- und Kohlenstoffverbindungen, sondern auch mittelfristig wirkt sich Frisch- und Fertigkompost positiv auf den Humushaushalt der Böden aus. Es kommt zu einer Stabilisierung der zugeführten organischen Substanz in der mikrobiellen Biomasse und gleichzeitig wird ein stabiler Kohlenstoff- und Stickstoffpool im Kippboden aufgebaut.

Dank

Dem BMBF danken wir für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens. Besonderer Dank gilt Herrn Dr. H. Stöppler-Zimmer und Frau Dipl.-Ing. U. Petersen von der Fa. PlanCoTec für die Bereitstellung der Komposte und der landwirtschaftlich genutzten Bodensubstrate. Herrn Dr. M. Haubold-Rosar vom Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften danken wir für die Bereitsstellung des Kippbodensubstrates. Frau Dr. H. Knicker danken wir für die Durchführung der ¹³C NMR Spektroskopie.

Literatur

- Joergensen, R. G., 1995: Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. Göttinger Bodenkundl. Berichte, 104, 229 S.
- Joergensen, R. G.; H. Kübler, B. Meyer und V. Wolters, 1993: Die Beziehungen von mikrobiell gebundenem C, N und P in Acker- und Graslandböden. – VDLUFA-Schriftenreihe, 37, 189-192.
- Leifeld, J., 1998: Einfluß von Kompostanwendung auf den Umsatz der organischen Substanz in Böden. – Diss. Ruhr-Universität Bochum, 113 S.
- Siebert, S., 1998: Charakterisierung des Stickstoffpools in Böden nach der Anwendung von Kompost. – Diss. Ruhr-Universität Bochum, 141 S.
- Siebert, S.; J. Leifeld u. I. Kögel-Knabner, 1997: Mineralisierungsprozesse bei der Anwendung von Bioabfällen auf Böden. – Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundlicher Gesellsch., 83, 383-387.

Verwertung von Abfällen bei der Rekultivierung von Kalirückstandshalden

V. Wöhler*

1. Motivation

Die Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie stellt räumlich gesehen ein relativ geringes Problem dar. Durch die enormen Salzfrachten, die mit den Haldenwässern in die Vorfluter eingeleitet werden, ist die Rekultivierung dieser Halden in erster Linie als Gewässerschutz zu sehen, aber dennoch eine erheblicher Relevanz für die Umwelt haben.

Mit Inkrafttreten der Bodenschutzgesetzgebung auf Bundesebene wird auch im Bergbau die Einhaltung der in der Bodenschutzverordnung genannten Rahmenbedingungen diskutiert, da der Bergaufsicht unterstehende Bauwerke zu einem Zeitpunkt, an dem keine Gefährdungen für Umwelt und Sicherheit besorgt werden müssen, aus derselben entlassen werden. Zu diesem Zeitpunkt greift u.a. das BBodSchG.

Im Falle der Rückstandshalden der Kaliindustrie handelt es sich in der Regel um Salzhalden mit einer Basisabdichtung der wasserführenden Haldenteile und um Areale, die mit einem Ringgrabensystem ausgestattet sind, in dem der Abfluss des gesamten Areals gefasst und gegebenenfalls nach einer Klärung in die Vorflut eingeleitet wird.

Somit stellt das Haldenareal ein aus der Landschaft genommenes Gebiet dar, welches als einzelner Punkt bzw. spot zu betrachten wäre. In vergleichbarer Weise könnten auch Deponien gesehen werden, solange man nur die flüssigen und festen Phasen der Wirkungspfade betrachtet.

2. Projektbeschreibung

Zur Rekultivierung einer Rückstandshalde der Kaliindustrie wurden verschiedene Abfälle in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen getestet. Das Hauptziel der Rekultivierung war die Minimierung derjenigen Wassermenge, die vom Haldengelände in die Umwelt (hier Vorflut) eingeleitet wird. Vor Beginn der Rekultivierungsmaßnahme erfolgte ein Abfluss von Wässern in die Vorflut in einer Größenordnung, die der Niederschlagsmenge entsprach.

* Dr.-Ing. Volko Wöhler
Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.
Brauhausweg 2
03238 Finsterwalde
volkwoehler@gmx.de

Durch den Aufbau der Halde und den Sicherungsmaßnahmen gibt es nur einen relevanten Pfad, über den Schadstoffe in die Umwelt gelangen können. Ist dieser Pfad mit einer Sicherung, z.B. einer Kläranlage, versehen, könnte man das gesamte Haldengelände als no-spot bezeichnen. Der Begriff **no-spot** soll eine Situation beschreiben, in der keine schädlichen Umwelteinflüsse besorgt werden müssen. Aus wissenschaftlicher Sicht ist die Existenz eines solchen Areals zu verneinen, aus Sicht der Praxis und Umweltaufsicht – keine Deponieabdeckung ist dicht, kein Bergwerk vollkommen vom Wasser abgeschirmt - könnte der Begriff bei marginalen Schadstoffströmen verwendet werden.

In jüngster Zeit werden Abdecksysteme diskutiert, die das zu sichernde Gut / den Abfall nicht vollkommen vor Wasserströmen abschirmen, sondern geringe Flüsse in das zu sichernde Material tolerieren. Vor allem bei der Sicherung von Rückstandshalden der Kaliindustrie verspricht dieses Konzept eine sehr positive Wirkung. Die Problematik der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie besteht in der Haldengeometrie mit langen und steilen Böschungen. Zudem handelt es sich bei Salz um keine feste Masse, so dass starre Dichtungssysteme versagen müssen.

Um den Flächenverbrauch zu minimieren und um adäquate Mengen an Baumaterialien zu beschaffen, wurden schwachmächtige Andeckungen getestet. Zur Stabilisierung dieser geringmächtigen Schichten werden Zuschlagsstoffe verwendet. Dabei handelt es sich um Aschen und Kalke, die eine chemisch-mineralogische Verfestigung bewirken (z.B. Hydratation, Puzzolan-Effekt, Ettringitbildung).

Ziel der Rekultivierungsmaßnahme ist es, die Haldenwassermenge zu reduzieren, indem eine Vegetation „installiert“ wird, die über Transpiration und Interzeption die Sickerwassermenge erheblich reduziert. Aus Sicherheitsgründen ist ein Baumbestand unerwünscht (Baumwurf). Daraus ergibt sich die Forderung nach einem begrünbaren Material.

Zusammenfassend lassen sich folgende Anforderungen an ein Rekultivierungsmaterial in angegebener Reihung definieren:

- Verfügbarkeit
- Standsicherheit
- Begrünungsfähigkeit
- Umweltverträglichkeit

3. Verwertung von Abfällen

Nach dem (BVB 1999) sind die typischen im Landschaftsbau eingesetzten Abfälle Bodenmaterial, Bauschutt, Gießereisande, Schlacken und Aschen, Klärschlamm, Kompost, Grünschnitt und Abfälle aus der Lebensmittelproduktion. Die meisten der genannten Abfallarten sind bereits in Reinform oder als Gemisch auf Rückstandshalden der Kaliindustrie getestet worden, z.B. Erdaushub (Podlacha 1999), Klärschlämme, Komposte (Lücke 1997) sowie Aschen und Schlacken (Wöhler 1999). Am aussichtsreichsten hat sich die Variante Erdaushub und Aschen erwiesen.

Nach dem Gebot der Substitution von Materialien durch gleichartige Abfälle geringerer Güte nach dem KrW/AbfG (vgl. LAGA 1997) wurde das Rekultivierungsmaterial der besten bekannten Variante (Bodenaushub-Asche-Gemisch) in seiner Zusammensetzung derart verändert, dass statt des Bodenaushubs eine aufbereitete Aluminium-Salzschlacke verwendet wurde (Wöhler 1999).

Eine der Eigenschaften dieser Schlacke ist ihr hoher Schwermetallanteil sowie ein sehr hoher pH-Wert. In Verbindung mit den enthaltenen Salzen kommt es kurzfristig zu einer starken Freisetzung an Schadstoffen.

Die Schlacke wurde in Verbindung mit Aschen aus der Wirbelschichtfeuerung und dem Sprühadsorptionsverfahren angewendet. Diese brachten die stabilisierenden Effekte.

Greift man die oben genannte Liste der Anforderungen an ein Rekultivierungsmaterial auf, so kommt die Umweltverträglichkeit an letzter Stelle. Dies ist nicht der minderen Wertigkeit der Umwelt geschuldet, sondern vielmehr den technischen und logistischen Problemen, die sich bei der Rekultivierung größerer Landschaftsbauwerke ergeben.

Nach Podlacha (1999) ist der Einsatz von Klärschlämmen und Komposten bei der Rekultivierung einzuschränken. Er nimmt dabei besonderen Bezug auf die Nährstoffausträge, vor allem Stickstoff. Diese Haltung ist zu unterstützen. In dem Fall, dass es sich bei der Rekultivierung um einen no-spot handelt, wie er oben definiert wurde, ist gegebenenfalls von dieser Haltung abzuweichen. Der Punkt an dem der Wirkungspfad beginnt, ist nach Verlassen des gekapselten Areals zu sehen. Somit sind einzelne Bereiche innerhalb der Rekultivierung, die jegliche Grenzwerte überschreiten, nicht gesonderte Bereiche, sondern Teil des spots bzw. Areals. Werden die in die Umwelt gelangenden Stoffe zudem in einer Sicherung, hier eine Klärung, den erwünschten Konzentrationen und Frachten angepasst, ist der Verstoß zu möglicherweise zu tolerieren.

Deutlich sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Klärung der Wässer und damit die Sicherung des Areals dieses erst zu einem no-spot macht.

Diese Sichtweise könnte die Verwertung durch Deponierung ansonsten wertloser Abfälle bewirken. Damit würde im Falle einer Rückstandshalde der Kaliindustrie aber auch anderer Deponien i.w.S. ein doppelter Effekt für den Flächenverbrauch erreicht. Zum einen minimiert sich die Rekultivierungsschicht in ihrer Mächtigkeit, zum anderen fallen zu schaffende Deponieräume weg, die zur Aufnahme dieses Abfalls geschaffen werden müssten.

Da es sich bei der verwendeten Schlacke zudem um ein salzhaltiges Material handelt, ist die Deponierung auf einer Salzhalde in diesem Bereich schädlich.

Zur stofflichen Bewertung der Rekultivierungsmaterialien sei nochmals auf die Problematik alkalischer, salzhaltiger Materialien verwiesen, die in Wöhler and Wildhagen (1999) angesprochen wurde.

Ein weiterer, bereits breit diskutierter Punkt ist die Unterscheidung zwischen einmaliger und wiederkehrender Anwendung eines Abfalls zur Erzeugung eines gewünschten, positiven Effekts. Bspw. stellt eine Rekultivierung einer Rückstandshalde der Kaliindustrie eine

einmalige Applikation von Abfällen zur Andeckung dar. Ergänzend werden periodisch Nährstoffgaben erforderlich sein, die aber durch geringe Mengen keinen Einfluss auf Schadstoffmobilitäten haben werden oder eine entsprechende Anreicherung darstellen.

Im Gegensatz dazu stellt eine periodische Anwendung von Aschen z.B. in der Forstwirtschaft (Meliorationskalkung) einen Anreicherungsprozess dar. Hier sollten die Grundsätze des Bodenschutzes greifen.

Bei einmaliger Anwendung kann es kurzfristig zu erhöhten Schadstoffausträgen kommen, die aber im langfristigen Mittel der Austräge keine Rolle spielen. Die Zeit der erhöhten Schadstoffkonzentrationen endet in der Regel nach Durchspülung von zwei bis drei Porenvolumina. Danach sind nur noch wenige mobilisierbare Schadstoffe im Material enthalten. Dies gilt um so mehr für Gegebenheiten, bei denen in der ersten Phase durch ungünstige Bedingungen größere Anteile an Schadstoffen analog des Leachings aus den verwendeten Materialien verlagert und in einer Klärung aufgefangen wurden.

4. Zusammenfassung

Die angestrebten Ziele bei der Verwertung von Abfällen bei der Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie sind die Minimierung des Flächenverbrauchs durch dünnmächtige stabile Andeckungen, die Konzentration von umweltgefährdenden Stoffen, in no-spots, die Kopplung erwünschter Effekte durch Mischung geeigneter Materialien und die Substitution höherwertiger Abfälle durch „geringwertigere“ Abfälle gleicher Eigenschaft.

Im Projekt sind die wesentlichen Ziele erreicht worden. Die Substitution geeigneten Abfalls, in diesem Fall von Bodenaushub durch die Anwendung einer aufbereiteten Aluminium-Salzschlacke ist möglich. Zu beachten ist der extrem hohe Schadstoffausstoß in der ersten Rekultivierungsphase, der aber durch die einmalige Anwendung nicht nachhaltig ist.

5. Literatur

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17.03.1998. BGBl. I : 502.

BVB (1999): Grundsätze des Bodenschutzes bei der nützlichen und schadlosen Verwertung von Abfällen. BVB-Informationen XX/1999.

LAGA (1997): Definition und Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sowie von Abfall und Produkt nach dem KrW-/AbfG, LAGA.

Wöhler, V. (1999): Aufbereitete Aluminium-Salzschlacke als Rekultivierungsmaterial. Witzenhausen, Dissertation an der Universität GhKassel.

Wöhler, V. and H. Wildhagen (1999): Schwermetallmobilisierung in einem salzhaltigen Material. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 85 : 801-804.

Bioabfallkompost als Bodenschutz für Niedermoorböden

VON

Käding, H.* und G. Schalit**

1. Einleitung und Problemstellung

Bei landwirtschaftlicher Nutzung mineralisiert Niedermoorboden kontinuierlich, so dass die Moormächtigkeit ständig abnimmt. Durch Aufbringung von Deckschichten wird diese negative Entwicklung reduziert. Die landbauliche Verwertung großer Biokompostmengen bietet sich auf Niedermoorflächen an, weil dadurch ein Bedeckungs- und damit Bodenschutzeffekt erreicht wird. Die Bioabfallkompostmenge erhöht sich ständig, so dass eine sinnvolle Verwertung im Umland von Ballungszentren erforderlich wird. Eine Möglichkeit der Verwertung ist die Ausbringung auf Niedermoorgrünland, da die Gartenbaubetriebe, Stadtgrünunternehmen und stadtnahen Landwirtschaftsbetriebe den anfallenden Biokompost selbst nicht vollständig verbrauchen können. Mit der schichtweisen Kompostaufbringung auf Niedermoorgrünland werden gleichzeitig Nähr- aber auch Schadstoffe zugeführt. Die Auswirkungen auf die Bodenparameter wurden ermittelt und bewertet.

2. Material und Methoden

Anlage von 3 Parzellenversuchen (zweifaktorielle Spaltanlagen) mit insgesamt 28 Prüfgliedern und 4 Wiederholungen und 1 Lysimeterversuch mit 3 Lysimetern.

Laufzeit der Versuche: 1993 bis 2000

Prüffaktoren und Stufen

Faktor 1 - Höhe der Kompostauflage

Stufe	jährlich	Summe 4 Versuchsjahre
1	ohne	ohne
2	2,5 cm	10 cm
3	5,0 cm	20 cm

Faktor 2 - Grünlandbestände

Stufe	Hauptbestandsbildner
1	Rispengräser (Dauergrünland)
2	Rohrschwengel
3	Rohrglanzgras

* ZALF; Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue

** ZALF; Forschungsstation, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue

3. Ergebnisse

Vier Jahre lang (von 1993 bis 1996) wurden jährlich 2,5 bzw. 5,0 cm Kompost als Deckschicht ausgebracht und danach (1997 bis 2000) die Nachwirkung geprüft. Höhenmessungen nach vier Versuchsjahren ergaben, dass durch Kompostmineralisation und -sackung Nivellementerhöhungen von 6,8 bzw. 9,5 cm erreicht wurden. Nach vier weiteren Versuchsjahren reduzierten sich die Komposthöhen auf 5,9 bzw. 8,7 cm (Abb. 1).

Nivellement (mm)

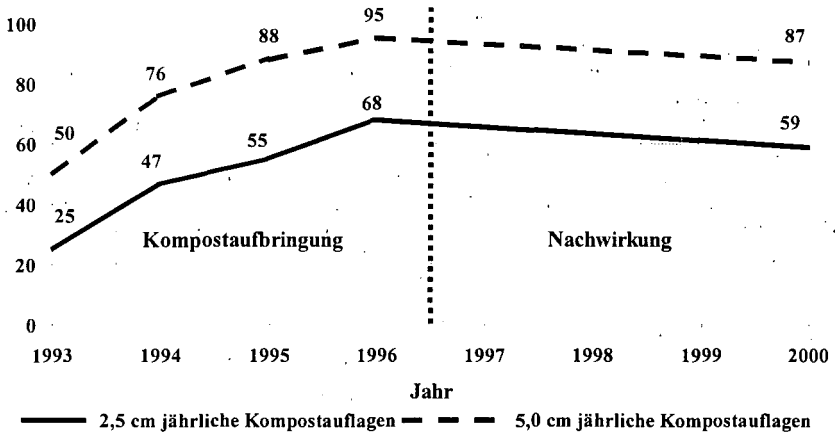


Abb. 1: Veränderungen der Mächtigkeit der Kompostdeckschicht

Die Gehalte an Nähr- und Schadstoffen der aufgebrauchten Komposte weichen von denen des Niedermoorbodens ab. Die Nähr- und Schadstoffgehalte der Kompostdeckschichten und der darunter liegende Moorboden wiesen am Ende der Vegetationsperiode Gehalte zwischen den Ausgangswerten von Kompost und Niedermoorboden auf (Tab. 1). Offensichtlich hat im Laufe der Vegetationsperiode eine gewisse Durchmischung der Substrate durch Bodenlebewesen bzw. Niederschlagswasser stattgefunden.

Die moorschonende Wirkung des Kompostes beruht auf den höheren Feststoffanteilen. Die Glührückstände der Niedermoorversuchsfläche liegen im Mittel bei 29 %, während der Biokompost 86 % aufweist. Es wird ersichtlich, dass gut aufbereiteter und zersetzter Bioabfallkompost nahezu als Sanddecke anzusehen ist.

Neben dem Bodenschutz ist die Düngewirkung beachtlich. Die Zufuhr von Phosphor und Kalium ist für Niedermooere eine wertvolle Anreicherung, da sie arm an diesen Nährstoffen sind. Nachteilig sind die durch Bioabfallkompost zugeführten Schwermetallfrachten, die die Belastungsgrenze nicht übersteigen dürfen.

Tabelle 1: Inhaltsstoffe von Bioabfallkompost und Niedermoorboden
(Mittel 1993 bis 1999)

		Kompost bei Ausbringung	Kompost-deckschicht über Moor	Moor unter Deckschicht	Moor ohne Deckschicht
N _i	mg/100g TS	560	684	1891	2828
C _i	mg/100g TS	7469	9693	23908	35509
Glührückstand	%	86,1	82,0	53,7	29,3
P	mg/100g TS	52,2	43,2	23,6	10,8
K	mg/100g TS	215,9	83,3	47,2	10,4
Mg	mg/100g TS	33,8	29,5	36,0	38,1
pH-Wert		7,3	7,2	6,8	6,4
Pb	mg/kg TS	82,9	77,4	60,6	42,4
Cd	mg/kg TS	0,51	0,53	0,59	0,70
Cr	mg/kg TS	37,2	45,0	33,8	22,3
Cu	mg/kg TS	40,4	40,8	30,4	24,8
Ni	mg/kg TS	19,7	21,5	14,1	7,6
Hg	mg/kg TS	0,19	0,19	0,18	0,17
Zn	mg/kg TS	179,7	168,7	98,8	44,2

Die Schwermetallgehalte im Grundwasser wurden durch Kompostausbringung teilweise geringfügig erhöht. Das Perkolat aus der Lysimeteranlage hatte geringere Schwermetallkonzentrationen als das Grundwasser (Tab. 2).

Tabelle 2: Schwermetallgehalte (mg/l) im Grundwasser und im Perkolat

Kompostauflage	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Grundwasser; 60 cm unter Flur; Mittel 1995 bis 1999							
ohne Kompost	18,1	0,72	7,55	55,6	17,0	0,01	3202
2,5 cm Kompost	25,4	0,41	8,92	60,1	23,8	0,01	1336
5,0 cm Kompost	25,0	0,41	12,23	65,3	24,9	0,02	2966
Perkolat (Abflusswasser) aus der Lysimeteranlage; Mittel 1993 bis 1998							
ohne Kompost	10,2	0,20	3,58	29,5	6,12	0,13	1010
5,0 cm Kompost	7,2	0,23	3,21	31,5	5,36	<0,02	741

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die moorkonservierende Wirkung des Bioabfallkompostes beruht auf seinem wesentlich höheren Gehalt an Mineralbestandteilen. Bioabfallkompost enthält 86 % Mineralstoffanteile, Niedermoorboden dagegen nur 29 %. Durch Aufbringung einer Kompostdeckschicht soll die Mineralisierung der organischen Substanz eingeschränkt und somit der Moorschwund reduziert werden.

Schichtweise Biokompostausbringungen auf Niedermoorgrünland sind ohne Grasnarbenschäden bis zu 500 m³/ha (200 t TM/ha) jährlich möglich. Nach der Bioabfallverordnung (Bio Abf V) sind bei Nichtüberschreitung vorgeschriebener Obergrenzen von Schadstoffgehalten im Kompost Ausbringungsmengen bis 30 t TM/ha innerhalb von 3 Jahren zugelassen. Mit dieser Menge kann aber nur eine begrenzte moorschonende Wirkung mit gleichzeitig geringerer Nährstoffzufuhr erreicht werden.

Die positive Wirkung des Bioabfallkomposteinsatzes auf den Ertrag von Niedermoorgrünland beruht auf seiner Komplementärwirkung bedingt durch relativ wenig Stickstoff und viel Kalium und Phosphor. Niedermoor verfügt dagegen über viel Stickstoff und wenig Kalium und Phosphor.

Die Schwermetallgehalte aller in der Versuchsperiode verwendeten Kompostchargen lagen unter den Grenzwerten der Bioabfallverordnung. Damit sind in Abhängigkeit von der zulässigen Gesamtfracht höhere Ausbringungsmengen möglich.

Nährstoff- und Schwermetallgehalte der Kompostdeckschichten und des Moorbodens unter den Deckschichten lagen während der Versuchsperiode zwischen den Werten des ausgebrachten Bioabfallkomposts und des unbedeckten Niedermoorbodens.

Im Grundwasser wurden durch Kompostausbringung teilweise geringfügig erhöhte Schwermetallgehalte festgestellt. Das Perkolat aus der Lysimeteranlage hatte geringere Schwermetallkonzentrationen als das Grundwasser.

Literatur

Käding, H.; Schalitz, G. & Anders, L. (2000): Auswirkungen von Biomüllkompost auf Standortparameter, Pflanzenbestand und Ertrag von Niedermoorgrünland
Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 45, S. 67 - 80

Schalitz, G.; Käding, H.; Behrendt, A. (2000): Effects of decomposed organic waste on site parameters, components of vegetation and yield on peat grassland
11th International peat congress, Quebec, S. 440 - 449

Schlusswort zur Vortragsveranstaltung „Anforderungen des Bodenschutzes an die Verwertung von Abfällen im Landbau und Landschaftsbau“ am 10./11. Oktober 2000 in Stuttgart-Hohenheim

von

LAVES, D.^{*)}

Meine sehr geehrten Damen und Herren,

die Verwertung schadstoffhaltiger organischer Abfälle als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate ist ohne Schadstoffeinträge in die Umwelt solange nicht möglich, wie die Abtrennung und gesonderte Behandlung der Schadstoffe unwirtschaftlich ist. Deshalb werden z. Zt. ubiquitäre Schadstoffeinträge in die Umwelt bei der Verwertung schadstoffhaltiger Abfälle toleriert. Für die Abfallwirtschaft ergibt sich daraus die Pflicht, die Konzentration aller in den Abfällen vorkommenden Schadstoffe weiterhin zu senken. Aus der Sicht des Bodenschutzes sind bei der stofflichen Verwertung besonders hohe Anforderungen an die Minimierung der Schadstoffeinträge zu stellen. Eine Lösungsmöglichkeit zeigt das an anderer Stelle schon ausführlich dargestellte folgende Beispiel.

In Sachsen werden ca. 70 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach dem Agrarumweltprogramm „Umweltgerechte Landwirtschaft“ bewirtschaftet. Bis 1998 gehörte das Klärschlammasbringungsverbot zum Fördertatbestand. Seit 1999 greift eine Öffnungsklausel mit deutlich geminderten Schadstoffeinträgen. Gegenüber der Klärschlamm-VO beträgt die zulässige Konzentration der Schadstoffe nur noch 15...50 % und die zulässige Ausbringungsmenge 60 %. Daraus folgen gegenüber den Regelungen in der Klärschlammverordnung abgesenkte Schadstoffeinträge in Höhe von 70 % (Dioxine, Furane) bis 90 % (Cd).

Von den seit 1993 außerhalb des Agrarumweltprogramms landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen erfüllten 5 %, d. h. 25 von 497 untersuchten Klärschlammproben alle Schadstoffkriterien der Öffnungsklausel. Bei Betrachtung einzelner Schadstoffe lag dieser Prozentsatz aber deutlich höher, und zwar zwischen 40 % (Cd) und 100 % (PCB₆).

Ein aus Einträgen durch Luftdeposition, Mineral-, Wirtschaftsdünger- und Kalkeinsatz und Austrägen durch Ernteentzug und Auswaschung für Sachsen bilanzierter Cd-Überschuss schöpft die Grenzwerte der Klärschlamm-VO bei leichten Böden nach ca. 1100 Jahren und bei allen anderen Böden nach etwa 2000 Jahren aus. Dieser Zeitraum verkürzt sich bei Berücksichtigung der zulässigen Cd-Einträge

- gemäß Klärschlamm-VO auf etwa 250 Jahre
- gemäß Bodenschutz-VO bei leichten Böden auf ca. 330 Jahre und bei allen anderen Böden auf etwa 600 Jahre

^{*)} Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich 10, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

- gemäß Öffnungsklausel auf etwa 700 Jahre bei leichten und ca. 1250 Jahren bei allen anderen Böden.

Berücksichtigt man bei dieser Abschätzung, dass Klärschlamm nicht ununterbrochen auf derselben Fläche ausgebracht wird und sich die Schadstoffeinträge über alle Wirkungspfade infolge des technischen Fortschritts zukünftig noch verringern werden, so ist mit einer weiteren Verlängerung der Zeitspannen bis zur Grenzwertausschöpfung zu rechnen.

1999 vom Bundesumweltministerium veröffentlichte durchschnittliche Schwermetallgehalte der 1995 bis 1997 in Deutschland landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme sind (Cu und Cd ausgenommen) niedriger als die verschärften zulässigen Schwermetallgehalte gemäß Öffnungsklausel im sächsischen Agrarumweltprogramm und schöpfen diese prozentual wie folgt aus: Cr: 25, Pb: 34, Ni: 46, Hg: 60, Zn: 84, Cd: 100 und Cu: 138.

Dieses Beispiel zeigt, dass es möglich ist, Schadstoffeinträge bei der ressourcenschonenden landbaulichen Nutzung von Abfallwertstoffen in starkem Maße zu reduzieren. Die landbauliche und landschaftsbauliche Verwertung der organischen Abfälle als Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate ist m. E. akzeptabel bei

- bei Gefahrenausschluss aller im Abfall enthaltenen Schadstoffe
- bei Ablösung der phosphatbindenden Eisen- und Aluminiumsalzzusätze durch mikrobiologische Phosphatfällungsverfahren bei der Klärschlammherzeugung sowie
- bei gesetzlich festgelegten, deutlich abgesenkten Schadstoffeinträgen über alle Wirkungspfade auf der Grundlage einer Harmonisierung der Gesetze, die diesen Sachverhalt regeln.

Nach der überwiegenden Aussage der Beiträge unserer Vortragsveranstaltung muss es das Ziel sein, nur die Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate mit den niedrigsten Schadstoffeinträgen landbaulich und landschaftsbaulich zu verwerten, sei es direkt oder über zwischengeschaltete Biogasanlagen, dagegen Abfälle mit höheren Schadstoffeinträgen entsprechend ihrer Schadstoffkonzentration energetisch zu verwerten bzw. zu deponieren.

Abschließend wurde(n) die nächsten Vortragsveranstaltungen der Kommission Bodenschutz angekündigt, an den Annahmeschluss 25.10.00 der Veröffentlichungsmanuskripte der Vorträge und Posterbeiträge bei der DBG-Geschäftsstelle in Oldenburg erinnert und Herrn Präsident Stahr und seinen Mitarbeitern sowie Herrn Dr. Monn für ihre Mitwirkung bei der Organisation der Vortragsveranstaltung gedankt, ebenso allen Vortragenden und Diskussionsrednern für ihre Beiträge sowie den Teilnehmern für ihr Interesse.