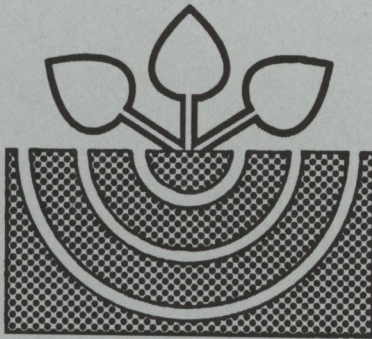


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 92

2000

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren

Vil

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate zum Joint Meeting BGS und Kom. II DBG zum Thema
„Surface and Colloid Chemistry in the Soil and Aquatic Environment“
20. bis 22. März 2000 in Zürich

Referate Arbeitstreffen AG „Ungesättigte Zone“
„Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und parti-
kulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens“
03. und 04 April 2000 in Seesen

Referate und Exkursionsführer zum Workshop der AG „Bodenerosion“ zum
Thema „On- und off-site Schäden durch Wind- und Wassererosion“
06. und 07. April 2000 in Essen

Referate der Tagung Kommission VIII zum Thema „Anforderungen des Boden-
schutzes zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer“
11. und 12. April 2000 in Rostock

Referate der Tagung der AG „Böden in Schleswig-Holstein“
03. Mai 2000 in Rendsburg

Nachtrag Jahrestagung 1999

INHALT

Band 92

Referate zum Joint Meeting BGS und Kom. II DBG zum Thema „Surface and Colloid Chemistry in the Soil and Aquatic Environment“ 20. bis 22. März 2000 in Zürich

BACHMANN, J.; S.K. WOCHER; W.R. FISCHER	Impact of a Hydrophobizing Agent (Dichlorodimethylsilane) on Wettability and Surface Charge of Wettable Silt	3
BAGMANN, F.; J.-M. SÉQUARIS; H.-D. NARRÉS; M.J. SCHWUGER	Hydrophobically Modified Poly(acrylic Acid): Model for Natural Macromolecules in Soils Sorption of Organic Pollutants	7
DOMINIK, P.; M. KAUPENJOHANN; S. PEIFFER	Direct Photometric Determination of Reductive Dissolution Kinetics of Fe(III)(hydr)-oxides	11
KUHL, T.; H.-P. HELFRICH; G. W. BRÜMMER	Adsorption and Diffusion von Zn in Böden: Einfluß von pH, Ca-Konzentration und Zeit	13
LANG, F.; N. BAGNOLI; M. KAUPENJOHANN	Lead Immobilization by Chloropyromorphite: Effects of Dissolved Organic Matter	17
LEWANDOWSKI, H.; E. KOGLIN	Adsorbate Structure of Polyelectrolytes on Aluminium Oxide Surfaces: DRIFT Spectroscopy and Ab Initio Calculations	21
SCHAUMANN, G.; J. HURRAß	Water Uptake and Swelling Behaviour of Soil Organic Matter (SOM)	25

Referate Arbeitstreffen AG „Ungesättigte Zone“ „Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens“ 03. und 04 April 2000 in Seesen

BECKMANN, S.; U. BIRKEL; J. NIEMEYER; M. ZAI	Reaktionen und Verlagerung von organischen Schadstoffen in der ungesättigten Zone von Böden	31
BENCKISER, G.	Potentieller Beitrag von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau in der Dränzone	34
BIELER, U.; H. HEINRICHS; K.-W. BECKER	Vergleich der Konzentration anorganischer Stoffe in Lysimeterausläufen und in Bodenextrakten nach BBodSchV	38
KLENK, I.; P. GRATHWOHL	Transport und Bioabbau leichtflüchtiger organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone	40
LICHTFUSS, R.	Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)	43
PLEßOW, A.; H. HEINRICHS	Auswirkungen filtrationsbedingter Artefakte auf die Spurenelementanalytik von Porenlösungen	47

RÖMER, W.	Bedeutung hohe P-Gehalte im Oberboden eine Gefahr für das Grundwasser? Die Rolle der Dränzone verschiedener Böden	51
SOMMER, J.; A. NEEF; S. GÄTH; P. KÄMPFER	Transportverhalten von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone	54
STÖDTER, A.	Abflußdynamik des Oberflächen- und Kluftwassers eines Einzugsgebietes im Westharz	58

Referate und Exkursionsführer zum Workshop der AG „Bodenerosion“ zum Thema „On- und off-site Schäden durch Wind- und Wassererosion“ 06. und 07. April 2000 in Essen

BOGENA, H.; B. DIEKKRÜGER	Modifizierung des Erosionsmodells OPUS zur Simulation des durch Makroporen induzierten Interflows	65
DEUMLICH, D.; T. KALETTKA; L. VÖLKER	Modellierung mit EROSION-3D und System zur ereignisbezogenen Messung von kurzzeitigen Stoffeinträgen	69
DÜWEL, O.; J. UTERMANN	Indikatoren für die Bodendegradation durch Erosion im Europäischen Maßstab	73
FUNK, R.	Vorstellung eines Windkanals für die Prozeßforschung der Winderosion	77
HANNOSCHÖCK, E.; S. HÖKE; W. BURGHARDT	Vergleich eines neu entwickelten bodennahen-Depositionssammlers (KUNSTRA) mit bodennah eingesetzten Bergerhoff- und Löbner-Liesegang Sammlern	81
HEBÉL, B.; M. POTSCHIN; C. SEIBERTH	Eignen sich Erosionsmodelle wie WEPP, EROSION 2D, RUSLE oder die ABAG zu einer Kontrolle gesetzlicher Erosions-Richtwerte? Validierung von Modellen anhand von Oberflächenabfluss- und Bodenabtragsmessungen	85
KUYLAARS, M.; K. KUYLAARS; W. BURGHARDT	Untersuchung industrieller Staubdeposite im Hinblick auf deren potentielle Verfrachtung durch Winderosion	89
MOLLENHAUSER, K.	Zur Behandlung der Bodenerosion im Bodenschutzrecht des Bundes	93
PRASUHN, V.; K. GRÜNIG	Wirkung der Ökomaßnahmen in der Schweiz auf die Gewässerbelastung durch Bodenerosion	97
SCHROETTER, S.; J. ROGASIK; S. HANEKLAUS; K. PANTEN; E. SCHNUG	The Contribution of Ligth Particle Erosion to Environmental Phosphorus Pollution on Grassland: A Project Study	101
THIERMANN, A.; J. SBRESNY; W. SCHÄFER	Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wind	104
WOEDE, G.	Beprobungsraster für Dauerbeobachtungsflächen der Erosion	108

Exkursionen

FRICK, H.; J. HAIDER; I. MÜLLER	Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag und des damit verbundenen Austrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln im Velberter Lösrücken	112
------------------------------------	--	-----

HILLER, D. A.; I. REMONATTO-DREYER; T. WIEDER	Bodenerosion durch Wasser - Erfahrungen aus einem Projekt zur Minderung der Bodenerosion durch unkontrolliert abfließendes Niederschlagswasser aus landwirtschaftlichen Flächen einer Gemeinde am Niederrhein	119
HÖKE, S.; E. HANNOSCHÖCK; W. BURGHARDT	Staubmessstation zur Erfassung der Staubfreisetzung und -deposition von einer belasteten Industriebranche	127

Referate der Tagung Kommission VIII zum Thema „Anforderungen des Bodenschutzes zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer“ am 11. und 12. April 2000 in Rostock

LAVES, D.	Begrüßung und einleitende Worte	149
DEUMLICH, D.; R. DANNOWSKI; T. KALETTKA; J. STEIDL	Stoffeintragungspfade für Phosphor im Einzugsgebiet der Uecker	151
EICHLER, B.; B. ZACHOW; W. BARTEL; S. LEIDEL	P-Aufnahme von Zwischenfrüchten und ihr Einfluß auf verschiedene Parameter eines hoch mit Phosphor versorgten Bodens	155
GRUNEWALD, K.	Quantifizierung der potentiellen P-Verlagerung und des Eintrages in Oberflächengewässer auf mittlerer Maßstabsebene - Beispiele aus Anwendungen in Sachsen	159
GUHR, H.; R. MEISSNER ISERMANN, K.; R. ISERMANN	Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern Qualitätsziele, Handlungsziele, Lösungsansätze und Lösungsaussichten zur Sanierung der Gewässerlandschaften Deutschlands hinsichtlich ihrer Belastung mit Phosphor (P) als Bestandteile eines insgesamt nachhaltigen Flusseinzugsgebietsmanagements	163
KIESEL, J.; J. THIÈRE; L. LAACKE; L. VÖLKER; M. L. LIPPSTREU	Geologische Verhältnisse in administrativen und naturräumlichen Einheiten Brandenburgs - Informationen auf der Grundlage der „Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg“	167
MEIßNER, R.; P. LEINWEBER	Informationen über die COST-action 832- „Methodologies for Estimating the Agricultural Contribution to Eutrophication“	171
NITZSCHE, O. W. SCHMIDT; W. RICHTER	Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung	175
NÜTZMANN, G.; T. TISCHNER	Phosphorverlagerung im Boden: physikochemische und hydrologische Einflüsse	178
RÖMER, W.; N. CLAASSEN	Inwieweit spiegeln die Phosphorwerte von Lactat-, Wasser- und Calciumchloridextraktation die Konzentration an P_i und P_{org} in der Bodenlösung wider?	182
RUPP, H.; K. KALBITZ; R. MEIßNER	Folgewirkungen einer veränderten Landnutzung im Drömling auf den Phosphoreintrag in die Gewässer	186
STROHBACH, B.	Prognose der P-Austragsgefährdung von ackerbaulich genutzten Standorten des Jungpleistozäns	190
WIERMANN, C.	Vermeidung von Phosphorausträgen durch angepaßte Düngung - Ergebnisse eines Langzeitversuches in Schleswig-Holstein -	194

**Tagung der AG „Böden“ in Schleswig-Holstein
03. Mai 2000**

ALVENSLEBEN, R. VON	Aspekte der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen aus agrarökonomischer Sicht	205
BURBAUM, B.; E. CORDSEN	Zustand der Böden in Schleswig-Holstein	209
GRUNWALDT, H.-S.	Entwicklung der Bodennutzung und Viehhaltung in den Naturräumen Schleswig-Holsteins 1950-1999	213
HENNINGS, H.; A. HOHMANN	Aspekte der Nachhaltigkeit bei der Entwicklung von Nutzungskonzepten für Niedermoore	217
HERMS, U.	Was bedeutet „Nachhaltigkeit“ beim Umgang mit dem Boden?	221
KITTMANN, U.	Nachhaltigkeit durch Biomasseverwertung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen	225
TREPEL, M.; K. JENSEN	Anforderungen an eine nachhaltige Nutzung von Niedermoorböden aus Sicht des biotischen und abiotischen Ressourcenschutzes am Beispiel des Eidertales	227

**Nachtrag zur Jahrestagung der DBG 1999 in Hannover
(siehe auch Band 91, Hefte 1-3)**

KARRASCH, M.; C. WACHENDORF; F. TAUBE	Der Stickstoffumsatz in zur Futtererzeugung genutzter Böden	233
ROGASKI, H.; O. WENDROTH; J. BRUNOTTE; M. JOSCHKO; M. KAINZ; J. ONASCH	Kombination morphologischer und funktioneller Untersuchungsmethoden zur Beurteilung des Bodengefüges	237

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate zum Joint Meeting BGS und Kom. II DBG zum Thema
„Surface and Colloid Chemistry in the Soil and Aquatic Environment“
20. bis 22. März 2000 in Zürich

Band 92

2000

IMPACT OF A HYDROPHOBIZING AGENT (DICHLORODIMETHYLSILANE) ON WETTABILITY AND SURFACE CHARGE OF WETTABLE SILT

J. Bachmann, S.K. Woche, W.R. Fischer

INTRODUCTION

The solid-liquid interface is of central importance for a great number of applied questions concerning the interaction of soil particles in contact with soil solution. Knowledge of the degree of water repellency, which is attributed to a large amount of nonpolar sites on the solid surface, is important, because physical processes like infiltration, preferential flow, runoff and erosion are strongly affected by water repellency. On the other hand, sorption processes are influenced by the surface charge of the solid phase. One of the major reasons for water repellency is the coating of polar soil particle surfaces by organic substances of different origin.

MATERIAL AND METHODS

In order to investigate the simultaneous impact of a defined hydrophobic substance (Dichlorodimethylsilane, CMS) on wettability and surface charge, we hydrophobized wettable silt (C-horizon from a Weichselian loess under agricultural use) with CMS (Table 1).

Table 1:

Particle size class [μm]						
<2	2-6	6-20	20-63	63-200	200-630	630-2000
$(\text{kg} \times \text{kg}^{-1}) \times 100$						
2.6	1.4	15.1	70.0	6.0	4.8	0.1

90 ml CMS per kg were applied on the silt for coating the grains (Shaw, 1975). Untreated silt was added to the treated material and thoroughly mixed to give samples with 100, 95, 85, 80, 70, 60, 50, 35, 20 and 10 % of treated solid surface.

Static sessile drop contact angles were measured using a microscope fitted with a goniometer scale (Fig. 1, Data Physics, OCA 5). Additional contact angles measurements were made with a processor tensiometer (Krüss, K12) applying the Wilhelmy plate technique (Adamson, 1990).

To obtain the needed plane sample surface and to reduce geometrical effects, a single layer of air-dry soil particles was sprinkled on double-sided adhesive tape (Bachmann et al., 2000 a,b). Preliminary experiments were performed to check the reliability of the contact angle methods. We compared the static contact angles (sessile drop) with advancing contact angles (Wilhelmy plate method) using the fraction 63-100 μm . Figure 3 shows a good linear relation between both independent measurements.

Surface charges of the silt were determined by titration using a particle charge detector (PCD, Mütek, Fig. 4). The stepwise addition of a cationic polyelectrolyte (Poly-DADMAC) during the titration neutralizes the charge and the amount of used polyelectrolyte to obtain an electrokinetic potential of zero gives the titratable surface charge. For similar and completely dispersed samples the amount in mL can be compared directly. The samples have been suspended in 0.1 M NaCl-solution to increase the dispersion. A time series was performed to check the impact of time that elapses between preparation and measurement.

Figure 5 shows a time dependence of about 5 hours for the wettable silt and non time dependence for the hydrophobized soil. For the routine measurements we maintained a time span of 12 up to 24 hours.

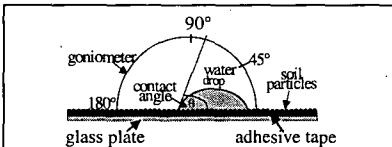


Fig. 1: Schematic representation of the new device for contact angle measurements.

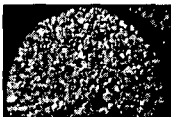


Fig. 2: Top view of a sessile drop.

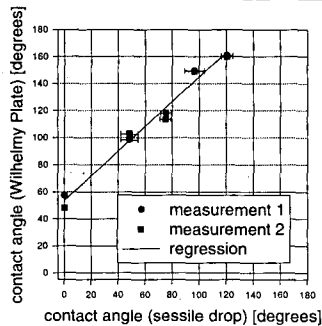
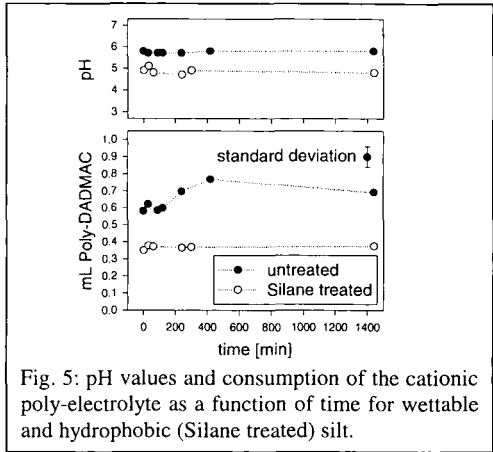
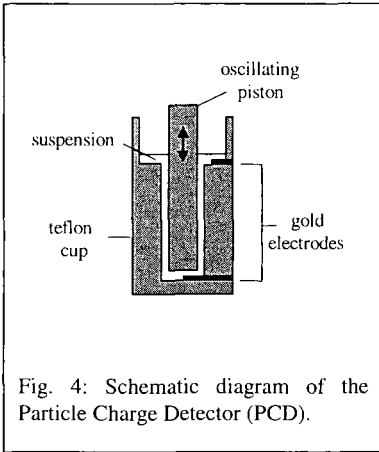


Fig. 3: Observed contact angles obtained from the Wilhelmy-plate method vs. contact angles obtained with the sessile drop method.



RESULTS AND DISCUSSION

Figure 6 shows contact angles plotted as a function of the ratio of hydrophobic grains to untreated wettable grains. Results show that contact angles cover a wide range of 0° to 80° . The contact angles for mixtures between 0 and 100 % hydrophobic particles are close to a theoretically calculated function based on the Cassie and Baxter equation (Adamson, 1990). This agrees with the results of other authors who have worked with chemically heterogeneous surfaces (Drehlich, 1997). The lower plot (Fig. 6b) shows the calculated ratio of the area covered by the grains related to the area of the slide.

Compared with the consumption of Poly-DADMAC a reversed relation between degree of hydrophobicity and surface charge can be observed (Fig. 7). With increasing amount of hydrophobic soil particles the PCD-detectable surface charge decreases by a factor of two from 0.8 to $0.4 \mu\text{eq/L}$.

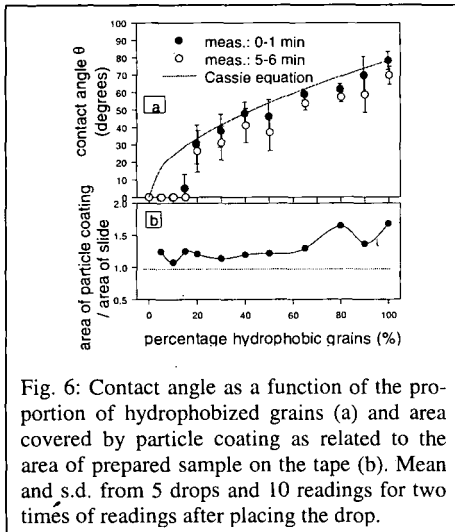


Fig. 6: Contact angle as a function of the proportion of hydrophobized grains (a) and area covered by particle coating as related to the area of prepared sample on the tape (b). Mean and s.d. from 5 drops and 10 readings for two times of readings after placing the drop.

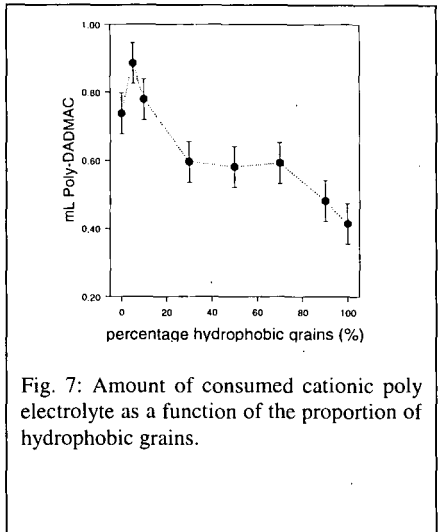


Fig. 7: Amount of consumed cationic poly electrolyte as a function of the proportion of hydrophobic grains.

CONCLUSIONS

The results suggest that even at considerable water repellency a measurable amount of negative surface charges is still present. It can be concluded also for natural soil that a decreasing wettability caused by adsorption of hydrophobic substances tends to decrease the surface charge. It is assumed that the combination of a reduced surface charge and typical physical processes occurring in hydrophobic media like preferential flow have the potential to lower the capacity of soils to retain contaminants considerably.

REFERENCES

- Adamson (1990), *Physical Chemistry of surfaces*, J. Wiley & Sons, New York, 5th ed.
- Bachmann et al. (2000a), Modified sessile-drop method assessing initial soil water contact angle of sandy soil, *Soil Sci.Soc. Am. J.* (in press).
- Bachmann et al. (2000b), Development and application of a new sessile drop contact angle measurement to assess soil water repellency, *J. of Hydrology* (in press).
- Drehlich, J. (1997), Static contact angles for liquids at heterogeneous rigid solid surfaces, *Polish J. Chem.*, 71: 525-549.
- Shaw (1975), *Introduction to colloid and surface chemistry*, Butterworths, London.

Hydrophobically Modified Poly(acrylic Acid): Model for Natural Macromolecules in Soils Sorption of Organic Pollutants

F. Baßmann, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, and M.J. Schwuger*

Introduction

Amphiphilic macromolecules are ubiquitous in nature. They combine hydrophilic and hydrophobic domains which govern their specific conformations and related activities. Thus, in a soil and water environment, humic substances are characterized by the presence of hydrophilic functions such as carboxyl groups which are readily ionized in the neutral pH region. These polyelectrolyte properties are counterbalanced by a hydrophobic character due to clustered regions formed by long alkyl chains and polyaromatic moieties. The resulting amphiphilic properties of the humic substances determine their colloidal and interfacial behaviours in the water phase and on mineral surfaces. They also enhance the solubilization of organic pollutants and facilitate their transport.

Due to the highly variable chemical composition of natural humic substances, some modelling studies are required which contribute to the understanding of their fundamental behaviours. This opportunity has recently been offered by some developed polymer-surfactant molecules [1]. Thus, carboxyl groups of a precursor polymer such as poly(acrylic acid) are modified by reactive alkylamines which give a series of hydrophobically modified poly(acrylates) (HMPA) whose hydrophobic and polyelectrolyte character can be controlled.

Materials

Poly(acrylic acid) (PAA) was purchased from Polysciences Inc., and the average molecular weight was 50,000.

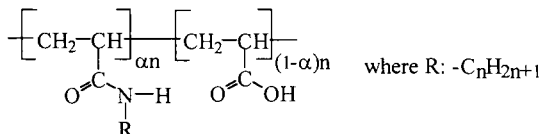


Fig. 1: Hydrophobically modified poly(acrylic acid) (HMPAA)

Precursor and modified polymers are listed in table 1, e.g. PAA-50-5-C8 means a poly(acrylic acid) (M_w 50,000) which is 5 mol% modified with octylamine [1].

Table 1: Synthesized HMPA

<i>PAA-50-0-0</i>	PAA-50-5-C8	PAA-50-10-C16
	PAA-50-10-C8	
	PAA-50-20-C8	
	PAA-50-30-C8	

* Institute of Applied Physical Chemistry (ICG-7), Research Centre Jülich, D-52425 Jülich, Germany

Results

The presence of hydrophobic microdomains due to intra- / interaggregation processes between the alkyl chains of the HMPA can be observed in the function of pH in 0.01 M NaCl by monitoring the I_1/I_3 ratio of the fluorescence emission spectra of pyrene [2], a strongly hydrophobic polyaromatic hydrocarbon.

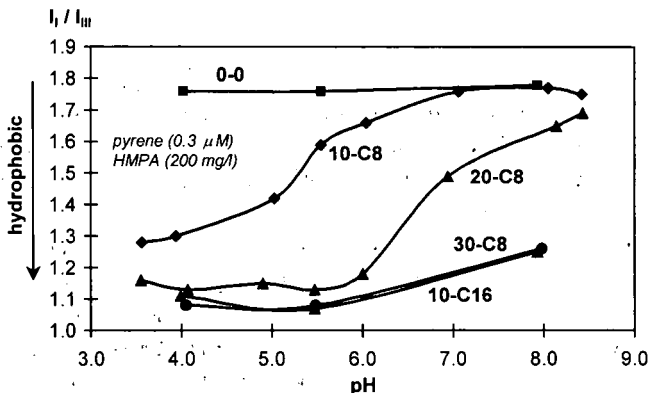


Fig. 2: Interactions between the fluorescence probe pyrene and the amphiphilic HMPA

In figure 2, in contrast to the hydrophilic character of the precursor PA (0-0), a large decrease of I_1/I_3 demonstrated the strongly hydrophobic character of HMPA: 30-C8 and 10-C16 due to a high degree of modification and a longer alkyl chain length, respectively. For moderate modifications, 10-C8 and 20-C8, a lowering of the pH promotes hydrophobic interactions by shielding the polyanionic charges of the polyelectrolyte.

Based on a red shift in the excitation spectrum of pyrene [3], the binding constants of this typical apolar organic pollutant to HMPA have been calculated [4] at pH 5.5 and 8.5 in 0.01 M NaCl.

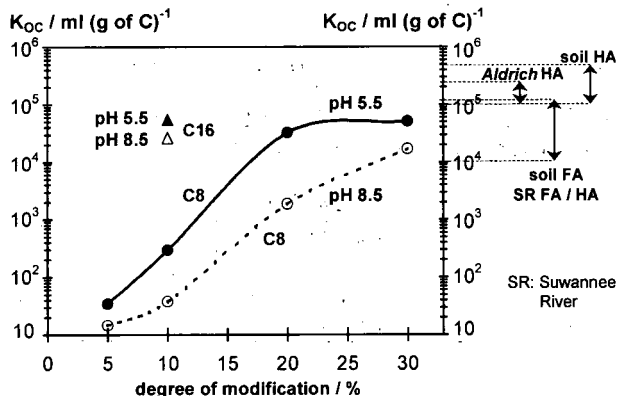


Fig. 3: Binding constants of pyrene to HMPA and humic substances [5-7]

In figure 3, the binding constants K_{OC} are plotted against the degree of modification. Lowering the pH and increasing either the degree of modification or the alkyl chain length contributes to the binding efficiency. Thus, in the case of HMPA 10-C16, 20-C8, and 30-C8, K_{OC} values are comparable to reported results from the literature [5-7] for pyrene binding to humic substances (HA: humic acid, FA: fulvic acid).

Figure 4 represents the adsorption isotherms of HMPA and PA precursor on alumina particles at pH 5.5 and 0.01 M NaCl.

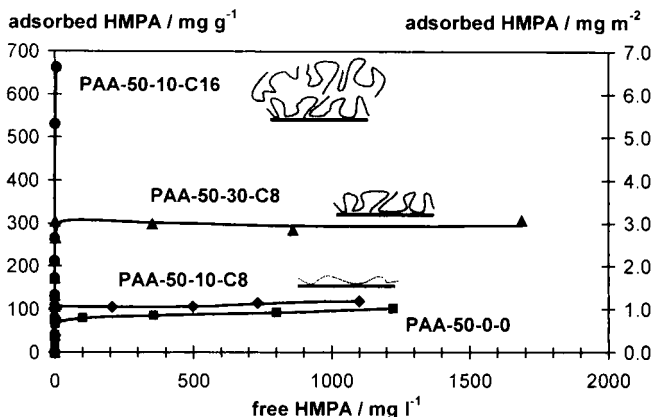


Fig. 4: Adsorption of HMPA on alumina

In the case of the precursor PA and HMPA 10-C8, the adsorption coverage can be related to a strongly bound monolayer [8]. However, higher adsorbed amounts can be observed with HMPA 30-C8. Under similar adsorption conditions, no adsorption plateau value is detected with HMPA 10-C16. These results show that a multilayer coverage occurs where an aggregation process between the hydrophobic alkyl chains plays a determinant role.

In figure 5, the effects of PA and HMPA loadings on the alumina surface (7.5 g/l) are shown for the binding of 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP), a neutral polar organic pollutant.

Referring to figure 2, the I_1/I_3 ratio decrease of the fluorescence emission spectra of pyrene first allows the hydrophobic character of the modified alumina surface to be estimated. A hydrophobicity increase is thus directly related to the alkyl chain length (from 10-C8 to 10-C16) in HMPA and to the extent of HMPA loading (from 0.1 g/g to 0.7 g/g 10-C16). In the same way, an increase of the adsolubilization of 2,4-DCP (0.5 mM) in the hydrophobic microdomains can be observed.

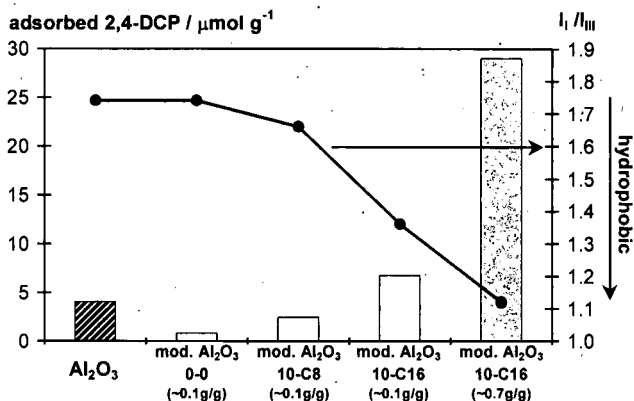


Fig. 5: HMPA-modified alumina: adsorption of 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP)

It must be noted that in the case of bare alumina, another binding mechanism of 2,4-DCP, based on a ligand exchange reaction, explains its binding capacity. However, this binding mechanism is impaired in the presence of polycarboxylic acids, which also adsorb through a similar reaction [8]. A decrease of 2,4-DCP adsorption follows in the presence of the hydrophilic PA-loading (0-0).

Conclusion

HMPA, whose polyelectrolyte and hydrophobic characters can be tailored, is a suitable model for natural amphiphilic macromolecules. Thus, not only fundamental binding mechanisms for organic molecules can be approximated but also interfacial and colloidal behaviours where aggregation processes through hydrophobic moieties are also crucial.

References

- [1] T.K. Wang, I. Iliopoulos, and R. Audebert
Am. Chem. Soc. Symp. Ser., **467**, Chap. 14, 218-231 (1991)
- [2] K. Kalyanasundaram, and J.K. Thomas
J. Am. Chem. Soc., **30**, 2039-2044 (1977)
- [3] M. Wilhelm, C.-L. Zhao, Y. Wang, R. Xu, M.A. Winnik, J.-L. Mura, G. Riess, and M.D. Croucher
Macromolecules, **24**, 1033-1040 (1991)
- [4] F. Baßmann, and J.-M. Séquaris, in preparation
- [5] T.D. Gauthier, W.R. Seitz, and C.L. Grant
Environ. Sci. Technol., Vol. **21**, No. 3, 243-248 (1987)
- [6] M.A. Schlautman, and J.J. Morgan
Environ. Sci. Technol., Vol. **27**, No. 5, 961-969 (1993)
- [7] Y. Laor, and M. Rebhun
Environ. Sci. Technol., Vol. **31**, No. 12, 3558-3564 (1997)
- [8] F. Baßmann, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, and M.J. Schwuger
J. Dispersion Sci. and Technol., **20**(1&2), 607-620 (1999)

Direct photometric determination of reductive dissolution kinetics of Fe(III)(hydr-)oxides

P. Dominik*, M. Kaupenjohann* and S. Peiffer**

Dissolution kinetics are frequently used to characterize the stability of iron oxides. There are three principal ways by which iron oxides may be dissolved: Protonation, complexation and reduction. Reductive dissolution at neutral pH is considered to be the most frequent and effective process in natural environments (Cornell and Schwertmann 1996) and reduction of iron oxides can minimize the formation of CH₄, which is in part responsible for global change.

However, dissolution experiments in the laboratory are rarely performed using only reduction (without complexing agents for Fe(III) and at approx. neutral pH), because it is necessary to apply strictly anoxic methods to prevent a decrease in the concentration of the reducing agent with time due to reaction with atmospheric oxygen. Therefore it is more practicable to determine a dissolution via complexation or protonation. Besides testing a new method the objective of this study was to investigate if there will be a difference in the relative stability of iron oxides determined by reductive dissolution or by other methods.

We developed a method, which allows to observe the reduction kinetics within a closed, anoxic and sterile glass tube. The reaction medium contains 100 mM ascorbic acid, 90.9 mM sodium hydroxide (which adjusts the pH to 5.2) and 1 mM ferrozine. A small quantity of ferric oxide, which does not cause a visible turbidity, is reduced by ascorbate. The formed Fe²⁺ and thus the extent of the dissolution reaction can be determined as a colored ferrozine complex at any time directly with a photometer equipped with a special tray for glass tubes. In the time between the measurements the vials are shaken continuously.

The dissolution kinetics of eight synthetic (hydr-)oxides (ferrihydrites, lepidokrokit, goethites and haematites (see table 1)) were determined both with the new method and with 0.2 M oxalate buffer, pH 3.0. The data were analyzed using the Kabai model (Cornell and Schwertmann 1996). There was a strong correlation ($r^2=0.91$, Fig. 1) between the logarithms of dissolution constants (Kabai model) of both methods. However, less stable hydroxides dissolved in oxalate buffer substantially faster than with the reductive method ($k_{\text{oxalate}} = 30 \times k_{\text{reduction}}$ for ss2LFH), while the most stable hydroxide dissolved in ascorbate approximately as fast as in oxalate ($k_{\text{oxalate}} = 1.8 \times k_{\text{reduction}}$ for G 3). These results demonstrate that the stability of iron oxides under reducing conditions have to be determined using a reductive dissolution method. The reasons for the approach of the kinetics of both methods with increasing stability are not yet clear. Thermodynamic data indicate that the oxalate method is far from equilibrium with the solubility product of even a goethite of reasonable crystallinity. Also the reductive method is far from equilibrium: The measured redox potential of the reduction medium (~+75 mV at pH 5.2) is low enough to give a Fe²⁺ activity of 10⁻⁵ M in equilibrium with a reasonable crystalline goethite (Brookins 1988), but ferrozine maintains the Fe²⁺ activity below 2×10^{-11} M.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Universität Hohenheim, pdominik@uni-hohenheim.de

** Limnologische Forschungs Station, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Table 1: Examined Fe(III)(hydr-) oxides

Abbr.	Mineral	Synthesis	Spec. Surf. [m ² .g ⁻¹]
ss2LFH	2-Line Ferrihydrite	Rapid precipitation of acid FeCl ₃ solution with NaOH, super shock frozen, lyophilization	280
6LFH	6-Line Ferrihydrite	Slow precipitation of acid Fe(NO ₃) ₃ solution using dialysis, shock frozen, lyophilization	200
L	Lepidocrocite	Rapid oxidation of FeCl ₂ , pH-stat (pH 7)	45
G 1	Goethite	Rapid oxidation of FeCl ₂ , buffered with HCO ₃ ⁻	151
G 2	Goethite	Oxidation of FeCl ₂ , buffered with HCO ₃ ⁻	120
G 3	Goethite	Crystallization of FeCl ₃ within alkali at 4°C	89
H 1	Haematite	Dehydroxylation of G 1 at 270°C	114
H 3	Haematite	Dehydroxylation of G3 at 270°C	110

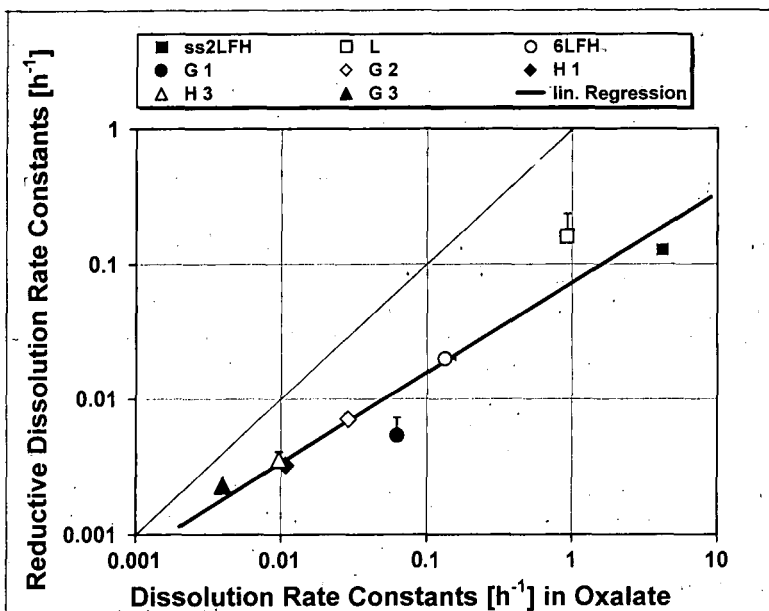


Figure 1: Comparison of Kabai constants [h⁻¹]: Dissolution in oxalate versus reductive dissolution

Brookins, D. G. (1988). *Eh-pH diagrams for geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin.

Cornell, R. M. and U. Schwertmann (1996). *The iron oxides*. VCH, Weinheim.

Adsorption und Diffusion von Zn in Böden: Einfluß von pH, Ca-Konzentration und Zeit

T. Kuhl*, H.-P. Helfrich**, G.W. Brümmer*

1. Einleitung

Wie die Ergebnisse verschiedener Autoren zeigen, ist die Kinetik der Schwermetalladsorption in Böden durch folgende Teilprozesse gekennzeichnet: I. durch eine sehr schnell ablaufende Adsorption an äußeren Oberflächen, II. durch eine sehr langsame Diffusion in Intraagregatzwischenräume sowie in Defekte und Mikroporen von Eisenoxiden und anderen Bodenkomponenten und III. durch eine Adsorption und z.T. Fixierung der Schwermetalle an inneren Oberflächen poröser Bodenkomponenten (Brümmer et al. 1988, Keppler und Brümmer 1998). Auf der Grundlage dieser Prozesse konnte die Schwermetalladsorption durch Goethit erfolgreich modelliert werden (Barrow et al. 1989, Fischer et al. 1998).

Ziel der durchgeführten experimentellen Untersuchungen und Modellierungsarbeiten stellt die Entwicklung und Validierung eines gekoppelten Sorptions-Diffusions-Modells dar, das Adsorptions- und Kationenaustauschprozesse der Schwermetalle an äußeren Oberflächen von Bodenkolloiden sowie die daran anschließende Diffusion von Schwermetallen in Bodenaggregate und -partikel umfaßt.

2. Material und Methoden

Für Batch-Experimente wurde Bodenmaterial aus dem A- bzw. B-Horizont zweier Lößböden verwendet (Tab.1) und jeweils 1:1 mit Quarzsand gemischt. Neben der Zn-Konzentration

Tabelle 1: Allgemeine Bodenparameter der untersuchten Böden

	pH	C_{org} (g/100g)	Ton (%)	Fe_d (g/kg)
A – Braunerde A_p	5,19	1,7	15,0	10,42
B – Parabraunerde B_1	4,17	1,3	27,2	14,84

(5-50 mg/l Zn als $ZnCl_2$) wurde die Konzentration des Hintergrundelektrolyten $CaCl_2$ (0,002-0,05 M $CaCl_2$) variiert. Die Sorptionszeiten betragen zwischen 7 Minuten und 512 Stunden.

Zu Beginn des Experiments wurden die Bodenproben mit den verschiedenen $CaCl_2$ -Konzentrationen ins Gleichgewicht gesetzt. Nach Zn-Zugabe und Schütteln der Bodenproben wurde die Schüttellösung entfernt und das an äußeren Kolloidoberflächen adsorbierte Zn und Ca durch dreimalige Extraktion (jeweils 5 min) mit 1 M NH_4OAc (pH 6) desorbiert. Dabei wird unterstellt, daß der diffundierte Zn-Anteil nicht extrahiert wird. Anhand der experimentellen Ergebnisse zur Gesamtadsorption von Zn wird das entwickelte Modell geeicht. Mit Hilfe der experimentellen Daten zur Zn-Adsorption an äußeren Kolloidoberflächen erfolgt dann eine Überprüfung der Modellprognose zu dieser Fraktion und damit eine Validierung des gesamten Modells.

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, 53115 Bonn, kuhl@boden.uni-bonn.de

** Mathematisches Seminar der Landwirtschaftlichen Fakultät, Universität Bonn, 53115 Bonn

3. Sorptions-Diffusions-Modell

Die Modellvorstellung geht von einer spontanen Adsorption an äußeren Oberflächen des Sorbenten aus, gefolgt von einer Diffusion in Partikel hinein. Zur Beschreibung der Oberflächensorption werden für das binäre Zn-Ca-System die Rothmund-Kornfeld-Gleichung (1),(2) oder die Gapon-Gleichung als Spezialfall der Rothmund-Kornfeld-Gleichung mit $\alpha = 1$ verwendet.

$$s_{e,Zn} = \frac{K_S K_{Zn,Ca} Z_{n1}^\alpha}{Ca_1^\alpha + K_{Zn,Ca} Z_{n1}^\alpha} \quad (1) \quad s_{e,Ca} = \frac{K_S Ca_1^\alpha}{Ca_1^\alpha + K_{Zn,Ca} Z_{n1}^\alpha} \quad (2)$$

Dabei sind $s_{e,Zn}$ und $s_{e,Ca}$ die sorbierten Konzentrationen von Zn bzw. Ca; K_S ist der Sättigungswert der äußeren Kolloidoberflächen und $K_{Zn,Ca}$ der Austauschkoefizient für den Ca-Zn-Austausch. Mit einer modifizierten Freundlich-Isotherme (3) können optional auch Protonenkonzentration und gelöste organische Substanz (DOC) in die Modellierung mit einbezogen werden.

$$s_{e,Zn} = K(Zn)^{\alpha_1} (Ca)^{\alpha_2} (H^+)^{\alpha_3} (DOC)^{\alpha_4} \quad (3)$$

Diese Isotherme führt zu einem unvollständigen Modell, bei dem nur die sorbierte Zn-Menge aufgrund der Konzentrationen von Zn^{2+} , Ca^{2+} , H^+ und DOC in der Lösungsphase modelliert werden kann. Die Rothmund-Kornfeld- und die Gapon-Gleichung ergeben hingegen ein vollständiges Modell, bei dem sowohl die Zn- als auch die Ca-Adsorption vorhergesagt werden kann.

Der Übergang von äußerer Oberfläche in die Diffusions-Grenzschicht wird durch eine Kinetik erster Ordnung (4) oder direkten Übergang (5) dargestellt.

$$\frac{\partial s_i}{\partial t} = \beta_s (\gamma_s s_e - s_i) \quad (4) \quad s_i = \gamma_s s_e \quad (5)$$

Dabei ist β_s der Ratenkoefizient, s_i die Konzentration in der Grenzschicht und γ_s der Umrechnungsfaktor von der sorbierten Konzentration, die auf die Gesamtmasse bezogen ist, zur Konzentration an der äußeren Oberfläche.

Die Massenbilanz wird durch $Zn_{ges} = Z_{n1} + \rho_r (s_{e,Zn} + s_d)$ und $Ca_{ges} = Ca_1 + \rho_r s_{e,Ca}$ gewährleistet, wobei eine Diffusion nur für Zn angenommen wird. Die mittlere Konzentration des diffundierten Stoffes ergibt sich als Lösung der Diffusionsgleichung (6) und wird durch eine Integralgleichung (Gedächtnisterm) beschrieben werden.

$$\bar{s}_d(t) = \int_0^t k(D_s \cdot (t - \tau)) s'_i(\tau) d\tau \quad (6) \quad k(t) = 1 - \frac{6}{\pi^2} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n^2} \exp(-n^2 \pi^2 t) \quad (7)$$

Die Funktion $k(t)$ ist abhängig von der Form der Partikel, in die hinein die Diffusion stattfindet. Für kugelförmige Partikel ist $k(t)$ durch Gleichung (7) beschrieben. Entsprechende Gleichungen wurden für zylinder- und stabförmige Partikel implementiert. Der effektive Diffusionskoefizient D_s ist durch $D_s = D/a^2$ mit dem tatsächlichen Diffusionskoefizienten D verknüpft, wobei a den Radius bzw. ein charakteristisches Maß der Partikelgröße darstellt.

Das Gesamtsystem wird durch eine Integro-Differentialgleichung beschrieben. Die Parameterschätzung erfolgt mit der Least-Squares-Methode. Im Fall der vollständigen Modelle werden bei der Minimierung die Residuen nach dem Verhältnis der Standardabweichungen der Meßgenauigkeit gewichtet. Die nichtlineare Optimierungsaufgabe wird mit einem Trust-Region-Verfahren gelöst (Helfrich und Zwick 1993, 1996).

4. Experimentelle Ergebnisse

Wie Abb.1 zeigt, weist die adsorbierte Zn-Menge für beide Bodenproben anfänglich eine sehr schnelle Zunahme auf, gefolgt von einem annähernd linearen Anstieg mit der Wurzel der Zeit. Dies deutet auf eine diffusionskontrollierte Kinetik hin.

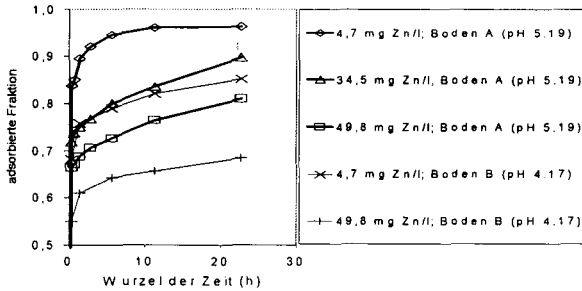


Abbildung 1: Fraktion des adsorbierten Zn in Abhängigkeit von der Zeit (Boden-Quarz-Gemisch)

Die Steigung der linearen Adsorptionsabschnitte ist für beide Bodenproben unterschiedlich und läßt damit unterschiedliche Diffusionsraten erkennen.

Wie die Ergebnisse zur Zn- und Ca- Extraktion mit 1M NH₄OAc (pH 6) zeigen (nicht dargestellt), nimmt der Anteil des an äußeren Oberflächen adsorbierten Zn mit zunehmender Dauer der Adsorption stark ab, während der adsorbierte Ca-Anteil annähernd konstant bleibt. Dieses Ergebnis macht deutlich, daß Zn von äußeren zu inneren Partikeloberflächen diffundiert ist, während die Ca-Adsorption kaum durch Diffusionsprozesse beeinflusst wird.

5. Modellierung

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tab.2 und Abb.2 dargestellt. Die Parameter werden durch Simultananpassung an alle Meßwerte der verschiedenen Zn-Zugaben und Adsorptionszeiten eines Versuches geschätzt. In Tab.2 werden die geschätzten Standardabweichungen σ für die Zn-Konzentrationen aufgeführt. Dabei ergeben sich die besten Anpassungen für beide Bodenproben unter Verwendung der erweiterten Freundlich-Isotherme und der Rothmund-Kornfeld-Gleichung. Bei kurzen Adsorptionszeiten und gleichzeitig niedrigen Konzentrationen ergeben sich geringfügige Abweichungen zwischen experimentellen und Modellergebnissen. Die geschätzten Werte für den effektiven Diffusionskoeffizienten D_s liegen für Bodenprobe A mit dem höheren pH-Wert mehr als doppelt so hoch wie für Bodenprobe B. Ebenso ist der Ca-Zn-Austauschkoeffizient $K_{Zn,Ca}$ bei Boden A deutlich höher als bei Boden B. Die K_S -Werte als Maß für die effektive Sorptionskapazität der äußeren Oberfläche ($s_{e,Zn} + s_{e,Ca}$) ist bei Verwendung der Rothmund-Kornfeld-Gleichung für den tonreicheren Boden B deutlich höher als für Boden A.

In Abb. 2 sind sowohl die Meßdaten der Zn- und Ca-Lösungskonzentration und der Zn-Adsorption an äußeren Oberflächen als auch die vom Modell prognostizierte Zn-Adsorption an äußeren Oberflächen und Zn-Diffusion zu inneren Oberflächen dargestellt. Die nicht zur

Tabelle 2: Geschätzte Modellparameter für die Zn- und Ca-Adsorption an äußeren Kolloidoberflächen und Zn-Diffusion in kugelförmige Partikel (Boden-Sand-Gemische)

Boden A	σ [mg/l]	D_s [1/d]	K_s [mg/kg]	$K_{Zn,Ca}$	α_1	α_2	α_3
Erweiterte Freundl.	0,31	6,35E-06	305,54	-	0,621	-0,492	-0,026
Gapon	0,81	1,09E-05	711,19	2,11	-	-	-
Rothmund-Kornf.	0,42	4,13E-06	716,61	1,16	0,722	-	-
Boden B							
Erweiterte Freundl.	0,72	2,69E-06	367,69	-	0,749	-0,639	-0,049
Gapon	0,88	2,15E-06	986,46	0,961	-	-	-
Rothmund-Kornf.	0,78	1,77E-06	987,44	0,717	0,845	-	-

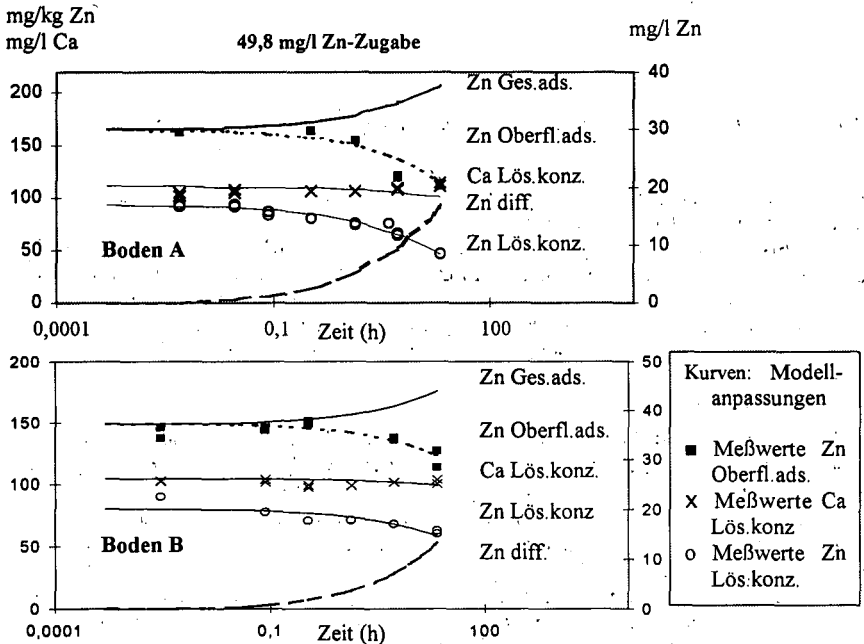


Abbildung 2: Gemessene und simulierte Adsorption und Diffusion von Zn sowie Ca-Adsorption im Versuchsverlauf für eine initiale Zn-Konzentration von 49,8 mg/l (Boden A: pH 5,19; Boden B: pH 4,17; Boden-Quarz-Gemische; 0,002 M CaCl₂)

Modellierung verwendeten Meßdaten zur Zn-Adsorption an äußeren Oberflächen stimmen hierbei gut mit den prognostizierten Werten überein und bestätigen damit die Gültigkeit des Modells.

6. Literatur

Barrow, N.J., J. Gerth und G.W. Brümmer (1989): J. Soil Sci. 40, 437-450; Brümmer, G.W., J. Gerth und K.G. Tiller (1988): J. Soil Sci. 39, 37-52; Fischer, L., G.W. Brümmer und N. J. Barrow (1998): Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 88, 171-174; Helfrich, H.-P. und D. Zwick (1993): Numerical Algorithms 5, 535-545; Helfrich, H.-P. und D. Zwick (1996): J. Comp. Appl. Math. 73, 119-134; Keppler, J. und G.W. Brümmer (1998): Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 88, 191-194

Lead immobilization by chloropyromorphite: Effects of dissolved organic matter

Lang, F. Bagnoli, N. und Kaupenjohann, M.

Introduction

Heavy metal salts may control heavy metal concentration in soil solution at polluted sites. Dissolution and restricted formation of heavy metal salts, in the presence of organic ligands, have been observed. It has been suggested that heavy metal complexation by organic matter decreases the free concentration of heavy metals in soil solution and hinders the precipitation of heavy metal salts (Ma 1996). In addition, covering by organic ligands may alter the surface properties of heavy metal precipitates. Carbon coatings around precipitates may limit crystal growth of heavy metal salts. This process, known as crystal poisoning, has been shown for different Ca phosphates (see e.g. Grossl and Inskeep, 1991). We studied the effect of dissolved organic matter (DOM) on precipitation of chloropyromorphite ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$, CPM). Because CPM is almost insoluble, inducing CPM formation by PO_4 application has been suggested as a tool for remediation of Pb contaminated soils.

Methods

Precipitation experiments

Leadnitrate (0.5 mM), NaCl (2 mM) and H_3PO_4 (2mM) were mixed, using KNO_3 (0.1 M) as electrolyte. The formation of CPM was studied at pH 3, 4, 5, 6 and 7 (adjusted by HNO_3 and NaOH, respectively) and at DOM concentrations of 0, 12, 24, 72 mg C L⁻¹. Dissolved organic matter solutions were extracted from forest floor samples (100 g forest floor sample + 500 ml $\text{H}_2\text{O}_{\text{deion}}$). Details for DOM extraction are given in Kaiser et al. (1996). Since CPM formation causes H⁺ mobilization, the solutions were titrated with NaOH (0.1M NaOH, Titroprocessor, Mettler) to maintain a constant pH. Kinetics of CPM formation were derived by analyzing the proton production during the experiments. Lead activity of the solutions was determined by a Pb selective electrode (WTW) as described by Sauve et al. (1998). At the end of the experiments the suspension was filtered (0.20 μm celluloseacetate membrane filters) and Pb concentration in the filtrate was determined by atomic spectroscopy (AAS, SpectrAA 880 Z, Varian). Sorption of DOM to the precipitates was determined by analyzing the DOC

concentration (TOC analyzer, Dimatoc 100, Dimatec) at the end of the experiments. The precipitates were analyzed by X-ray diffraction analysis (XRD).

Dissolution experiments

In addition, the dissolution of CPM was investigated. Potassiumnitrate solution (1L) without DOM and with a DOM concentration of 24 mg C L⁻¹ were added to 36 mg CPM that has been synthesized at pH 4 without DOM. A pH of 4 was maintained throughout the experiment by titration with HNO₃ (1mM, Titroprocessor, Mettler). Dissolution reaction was followed by the determination of H⁺ consumption and of Pb²⁺ activity.

Results and Discussion

Chloropyromorphite precipitation

The precipitates formed in each experiment were CPM as detected by XRD. In the range of pH 5-7 DOM did not affect the Pb²⁺ activity at the end of the reaction. Up to 99% of the lead added was precipitated. Proton production was instantaneous and in accordance to the stoichiometry of CPM formation. In contrast, DOM strongly increased AAS Pb concentrations in the filtered solutions, even at low C-concentration (Fig. 1). Obviously, the particle size of the precipitate decreased in the presence of DOM. Thus, particles may in part pass the 0.20 µm filters, so that they are detected by AAS measurement. Carbon coatings may injure the aggregation of CPM crystals. In our experiment we used high Pb concentrations to simulate soil solution at strongly polluted sites. In such circumstances, no effect of Pb-DOM complexation on CPM formation could be observed.

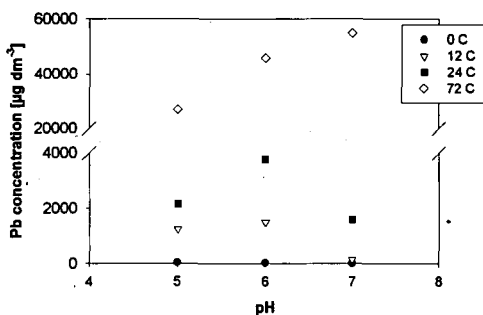


Figure 1:
Lead concentrations in the filtered samples of the different DOM treatments.

At pH 4 CPM formation was decelerated significantly in the treatments with DOM, as indicated by H⁺ production (results not shown) and by Pb²⁺ activity in solution (Fig. 2). The DOC analyses show that the affinity of DOM for the precipitate increases with decreasing pH (Fig. 3). Therefore, at low pH

DOM possibly covers crystal seeds before crystals can establish. This is in accordance with the crystal poisoning concept which had been established for Ca phosphate precipitation (Grossl and Inskeep, 1991).

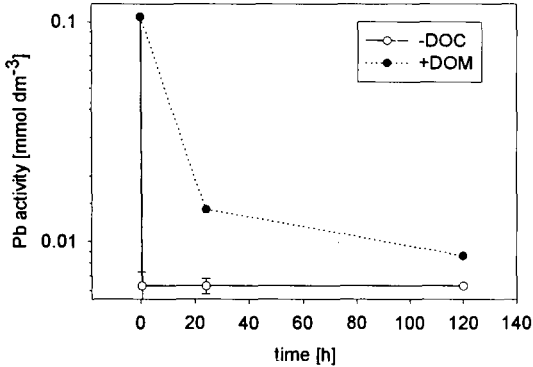
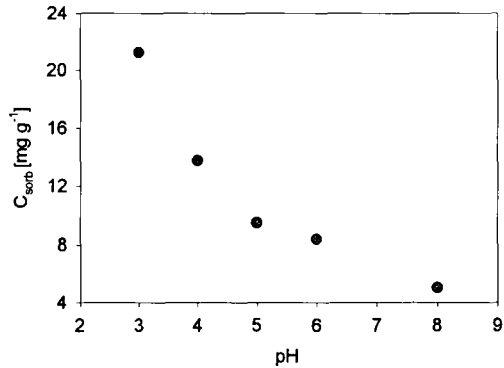


Figure 2:

Decrease of Pb²⁺ activity after PO₄ addition as a function of time in the treatments without and with (24 mg L⁻¹) DOM at pH4.

Figure 3:

Sorption of DOM to CPM at different pH.



Chloropyromorphite dissolution

Dissolved organic matter decreased the rate of CPM formation (Fig. 4). In accordance with the Pb²⁺ activity, H⁺ consumption after 48h was much lower in the +DOM treatments than in the -DOM treatments (+DOM: 19 μmol H⁺; -DOM: 60 μmol H⁺). Thus, lower Pb²⁺ activity seems not to be due to DOM complexation of dissolved Pb but due to diminished CPM dissolution in the presence of DOM. As postulated for different soil minerals (see e.g. Simonsson and Berggren 1998), C-coatings may slow down CPM dissolution.

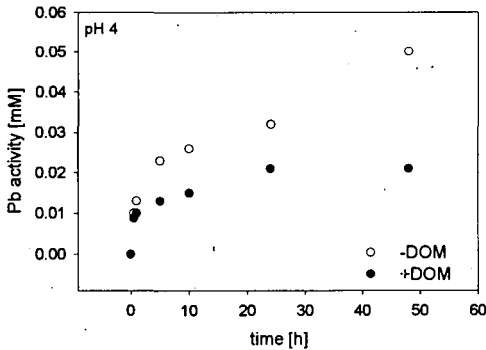


Figure 4:
CPM dissolution kinetics at pH 4 with (24 mg C L⁻¹) and without DOM, indicated by the Pb activity.

Conclusions

In highly Pb polluted environments, the influence of DOM on CPM formation and stability seems to be due to the strong affinity of DOM for crystal surfaces. We suggest that DOM and Pb act as competitors for CPM seeds. At low pH DOM may retard the precipitation reaction by covering the crystal seeds. At high pH, crystallization is completed before C adsorption, however, C covering affects crystal aggregation and results in diminished CPM particle size. Once that CPM has formed, it is stabilized by C covering, that protects CPM crystals from the attack of protons. We hypothesize that DOM is an insulator for precipitates in natural environments, that may hinder crystal growth or crystal aggregation depending on pH, as well as crystal dissolution.

Our results imply that the effectiveness of PO₄ to immobilize Pb at polluted sites may be limited by DOM. Injury of crystal aggregation seems to increase the risk of colloidal transport. At low pH CPM formation may be kinetically limited, in addition.

Literature

Grossl, P.R. and W.P. Inskeep 1991: Precipitation of Dicalcium Phosphate Dihydrate in the Presence of Organic Acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 670-675. Kaiser, K., G. Guggenberger and W., Zech 1996: Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. *Geoderma* 74, 281-304. Ma, Q.Y. 1996: Factors influencing the effectiveness and stability of aqueous lead immobilization by hydroxyapatite. *J. environmental qual.* 25, 1420-1429. Sauve, S., M. McBride and W. Hendershot 1998: Lead phosphate solubility in Water and Soil Suspensions. *Environ. Sci. Technol.* 32, 388-393. Simonsson, M. and D. Berggren 1998: Aluminium solubility related to secondary solid phases in upper B horizons with spodic characteristics. *European Journal of Soil Science* 49, 317-326.

Adsorbate Structure of Polyelectrolytes on Aluminium Oxide Surfaces: DRIFT Spectroscopy and Ab Initio Calculations

H. Lewandowski and E. Koglin*

Introduction

Understanding the nature of chemical bonding between organic acids and oxides is an important step towards comprehension of the chemistry controlling the fate and bioavailability of organic contaminants in soils and sediments. Among other compounds, aluminium hydroxides are very important for the adsorption qualities of soil. They are widespread, have large surfaces, and the charge of these surfaces can change. In this connection the pure surfaces of the metal oxides are not so important, but rather the surfaces covered with organic molecules. Therefore, this work tested the feasibility of numerous possible structures for $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3 - \text{RCOO}^-$ surface complexes via molecular orbital calculations and vibrational spectra.

Batch experiments and Diffuse Reflectance [Infrared Fourier Transform (DRIFT) spectroscopy were used to study the adsorption process of the water-soluble polyelectrolytes (polyacrylic acid, PA and polymethacrylic acid, PMA) on hydrous $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$. Vibrational assignment of the acids, the sodium salts and the polyelectrolyte-oxide surface complex was achieved by comparison of observed band position and intensity in the DRIFT spectra with wavenumbers and intensities from ab initio quantum mechanical calculations. The presented data of polyacrylic and polymethacrylic acid suggest that IR data calculated ab initio on relatively short oligomer systems (*quantum-mechanical oligomer approach*) may provide valuable information regarding the interpretation of polyelectrolyte infrared spectra.

Results obtained from DRIFT spectra and ab initio calculations indicate that the carboxylate oxygens of the polyacrylic and polymethacrylic polymers bridge an Al^{3+} -octahedral dimer $[\text{Al}_2(\text{OH})_2 \cdot x(\text{H}_2\text{O})y(\text{OH})]$ in a ligand-exchange inner-sphere complex. The formation of a complex is in good agreement with the batch experiments, which show the strong bonding of the polyelectrolyte molecules on the oxide surface.

Ad- and Desorption Experiments

The adsorbed amount was measured by the batch adsorption method: The oxide suspension was added to polyelectrolyte solutions with different concentrations. The samples were shaken so that equilibrium was achieved. After centrifugation the solid phase was separated and the equilibrium concentration of the polyelectrolyte in the supernatant liquid was determined by colorimetric polyelectrolyte titration.

The desorption experiments start at different positions of the adsorption isotherms by stepwise dilution. The probes are shaken, and the concentration of the polyelectrolyte is measured in the supernatant liquid.

DRIFT Spectroscopy

The DRIFT apparatus was a Harrick diffuse reflection attachment. Spectra were recorded interferometrically with a BRUKER EQUINOX-55 spectrometer equipped with a DLATGS detector. Single beam IR spectra were the result of about 1000 co-added interferograms and ranged from 1000 to 2000 cm^{-1} with a spectral resolution of 0.5 cm^{-1} . The samples (pure acid, sodium salt and aluminium oxide coated with polyacrylic and polymethacrylic acids) were dried at 40 °C and were measured undiluted under a N_2 atmosphere in the twin mode. For the coated oxides the reference cell was filled with the pure $\delta\text{-Al}_2\text{O}_3$ oxide and for the pure polyelectrolyte the reference cell was filled with nitrogen.

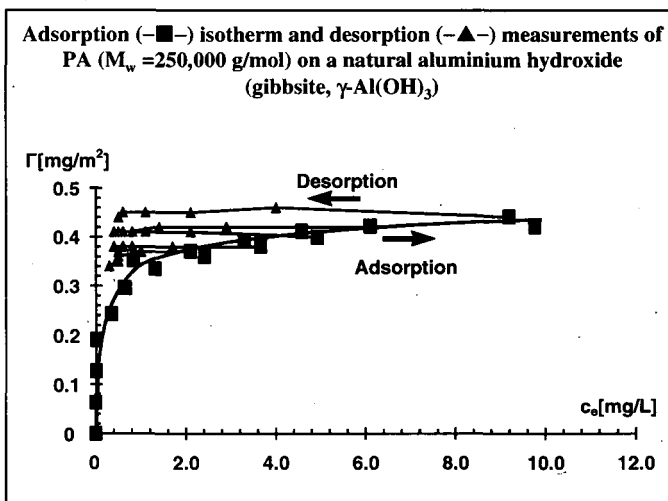
* Institut für Angewandte Physikalische Chemie (ICG-7)
Forschungszentrum Jülich GmbH, 52425 Jülich, Germany
e-mail: h.lewandowski@fz-juelich.de and e.koglin@fz-juelich.de

Calculation details

All calculations were performed with the Gaussian 94(98) suite of programs on the CRAY supercomputer at the Forschungszentrum Jülich. The geometries were fully optimized without imposing external symmetry constraints using the Hartree-Fock level of theory. The geometry was optimized until the individual gradients were less than 10^{-4} hartree bohr⁻¹ and the root mean square force was less than 10^{-5} hartree bohr⁻¹. Thereafter a force constant calculation was performed to obtain the vibrational frequencies and the corresponding infrared intensities. Since normally the errors within this type of calculation (including a significant part of anharmonicity correction) are systematic, it is common practice to use empirical correction factors. In this study a unique scale factor of 0.89 was employed for the final frequencies. HF/3-21g* or HF/6-31g* basis sets were used for structure optimisations and force constant analysis in the adsorbed state models. The higher basis sets 6-31G** or 6-31++G** were used for the frequency calculations of short PA and PMA oligomers and their completely deprotonated model systems.

Results

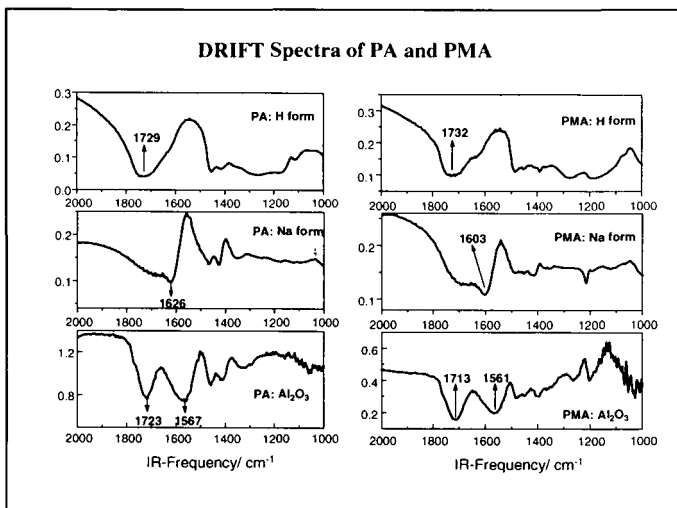
Fig. 1



As a consequence of the ad- and desorption measurements (Fig. 1) it can be seen that polyelectrolyte molecules are fixed very strong on the oxide surface. The adsorption isotherms are of the high-affinity type, which is typical for polymers, and the desorption measurements show that the polymer molecules cannot be removed from the surface only by dilution. However, the results of the adsorption and desorption experiments state nothing about the chemical character of these bonds. Knowledge for this can yield spectroscopic measurements and ab initio calculations that are described in the following. These investigations have been done with Degussa Type C aluminium oxide, because of the greater specific surface area of synthetic oxides and bigger measuring effects combined with it.

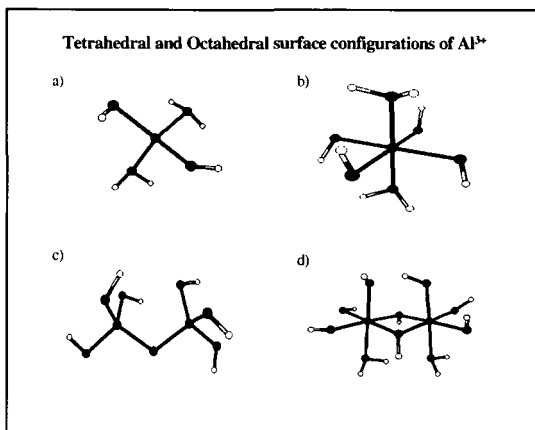
For interpretation of the DRIFT spectra (Fig. 2), the most interesting and important frequencies are the group due to the R-COOH (R-COO⁻) part of the polymer molecule. When a carboxylic acid changes into carboxylate the C=O and C-O bond groups are replaced by two equivalent carbon-oxygen bonds which are intermediate in force constant between C=O and C-O. The $\nu(\text{C}=\text{O})$ vibration, occurring in the carboxylic acid at 1729 cm^{-1} (PA) and 1732 cm^{-1} (PMA), shifts to a lower wavenumber and two new bands appear near 1600 cm^{-1} and 1400 cm^{-1} corresponding to the R-COO⁻ antisymmetric (ν_{as}) and symmetric (ν_s) stretching vibrations.

Fig. 2:



The spectra of the polyelectrolytes adsorbed on the Al_2O_3 -surface show bands of the free polyelectrolyte and the ionic form. The strong C=O band at 1723 cm^{-1} (PA) and 1713 cm^{-1} (PMA) respectively indicates that not all carboxylate groups bond to the alumina surface. As compared to the Na-form the antisymmetric R-COO⁻ vibration in the interfacial polyacrylate is shifted to lower wavenumbers in the PA/ Al_2O_3 complex (1567 cm^{-1}) and PMA/ Al_2O_3 complex (1561 cm^{-1}) pointing to a strong interaction by forming bonds to the aluminium ions on the surface directly: inner-sphere surface complex.

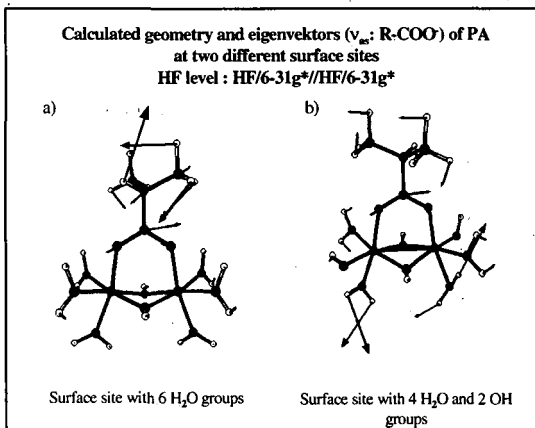
Fig. 3:



To get information about the configuration of the polyelectrolyte/alumina complex the measured antisymmetric R-COO⁻ stretching vibrations were compared with vibrational frequencies of ab initio quantum mechanical calculations. Several different surface configurations of the aluminium (Fig. 3) were used for these calculations, but only the octahedral Al^{3+} (Fig. 3d) is in a good agreement with the measured values.

The figures 4 and 5 show the geometry of the polyelectrolyte/ Al_2O_3 -complexes, which yielded the best agreement between the calculated and measured frequencies. The carboxylate oxygens of the polyelectrolyte bridge two octahedral Al^{3+} atoms in the aluminium oxide.

Fig. 4:



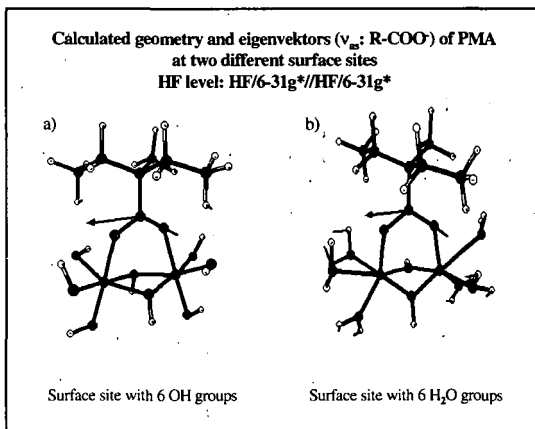
For the ab initio calculations of the vibrational frequencies, model molecules of the polyacids and the aluminium oxide surface have to be constructed.

With the polyelectrolytes' models, short chains are sufficient. More than 3 - 4 C-atoms yield no improvement of the calculated results (short oligomer approach).

In the case of the surface different molecular groups were tested as ligands of the octahedral Al³⁺ dimers (Fig. 4 and Fig. 5):

- For the polyacrylic acid the best agreement between the calculated and measured frequencies yielded with four H₂O- and two OH-groups (Fig. 4b).
- For the polymethacrylic acid the best results were achieved with six H₂O-groups (Fig. 5b).

Fig. 5:



Conclusions

- Ad- and desorption experiments indicate a strong bonding of the polyelectrolyte molecules on the oxide surface.
- DRIFT spectroscopy can be employed to investigate polymers bonding onto a hydrous δ -Al₂O₃ surface.
- Investigations about the structure and vibrational frequencies of short oligomer model systems and a number of possible configurations of the PA(PMA)/ δ -Al₂O₃ surface complex models by means of ab initio MO calculations show a good correlation between theoretical and observed characteristic antisymmetric v_{as} (R-COO⁻) infrared frequencies by an assumption of a Al₂(OH)₂-4(H₂O)2(OH) (for PA) or Al₂(OH)₂-6(H₂O) (for PMA) surface structure in the δ -Al₂O₃ substrate system.
- The quantum-mechanical oligomer approaches of PA and PMA are useful to simulate the polyacrylic and polymethacrylic polyelectrolyte polymers in the free polymer state and in the adsorbed surface complex by means of ab initio Hartree-Fock calculations. The agreement of calculated frequencies with experimental results is excellent.
- DRIFT spectra and ab initio calculations indicate that the carboxylate oxygens of PA and PMA bridge an octahedral dimer in a ligand-exchanged inner sphere surface complex.

Water uptake and swelling behaviour of soil organic matter (SOM)

Schaumann, Gabriele E. and Hurraß, Julia

Introduction

Effects of water content and moist conditions on soil organic matter (SOM) behaviour are reported by several authors. The state of moisture affects e.g. the kinetics of DOM release (Schaumann *et al.*, 2000), thermal characteristics of SOM (Schaumann and Antelmann, 2000), sorption processes (e.g. Altfelder *et al.*, 1999 or Lyon and Rhodes, 1993) and thus also the transport of matter through humic horizons. Some studies hint on the formation of a gel-like structure in the water containing SOM (Schaumann, 1998). As hydration times of SOM can range up to 2 or 3 weeks (Lyon and Rhodes, 1993; Altfelder *et al.*, 1999; Schaumann *et al.*, 2000), hydration, water uptake and swelling of SOM are phenomena which have to be understood in order to adequately describe and model transport phenomena. Despite this relevance, very little is known about water uptake and swelling behaviour of SOM. What we know, is that SOM is a highly heterogeneous mixture of organic compounds of different origin. SOM reveals a high degree of polydispersivity, contains both hydrophilic functional groups and hydrophobic areas and has got a high water uptake capacity (300 to 500 %, Scheffer and Schachtschabel, 1989). One reason for this lack of knowledge may be the difficulty to find experimental methods to observe and quantify water uptake of SOM, and to distinguish SOM water uptake from effects due to capillary effects or swelling of mineral particles. In this study, several methods, which have been transferred from other physical chemical disciplines, were tested. SOM water uptake is discussed considering energetic, kinetic and methodological aspects.

Material and Methods

The soil material used for this study has been taken from a sandy forest soil near Chorin, Germany (61 % sand, 30 % silt and 8 % clay fraction). The organic matter content was 8.3 % (Ah1), and 4.1 % (Ah2). The soil samples have been air-dried. A part of the samples was glowd at 550 °C for 24 hours in order to obtain C-free material. The soil samples were investigated by three methods: (a) water uptake at constant pF, (b) water uptake with excess water and (c) microcalorimetric investigation. In order to obtain homogeneous material, the samples were sieved (<0.1 mm) for methods (a) and (b). The organic matter content of the sieved samples was 9.4 % (Ah1) and 5.5 % (Ah2).

(a) water uptake at constant pF. The soil sample was placed in a vessel and put onto a ceramics, which was brought to pF=1.8 by a hanging water column. The experiments were carried out at 23 °C, with water and with 0.01 M CaCl₂ solution as moistening agent (2 replicates). The water uptake was measured by weighing the same samples at several points of time within 2 weeks. Each sample provided a full water uptake curve.

(b) water uptake with excess water. The soil sample was placed into a centrifugation vessel provided with a filter (0.45 µm). The moistening solution was added (the solution:soil ratio was 7.5:1). After the desired period of time, the sample was centrifuged, and the water content of the centrifuged soil sample was determined gravimetrically. As this method is destructive, each sample provided one point of the whole water uptake curve.

* Institut für Technischen Umweltschutz, Technische Universität Berlin, Sekr. KF 3, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin. Email: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.DE

(c) microcalorimetric investigation. 4.0 g of the soil sample were moistened with water or with 0.01M CaCl₂ to 30 % water content (w/w), which corresponded to its maximum water uptake capacity. 3.5 h after moistening, the sample was placed into a TAM microcalorimeter, and the heat release was observed for ten days. Water was used as reference. The investigations were carried out in hermetically closed vessels, with a volumetric air:soil ratio of ca. 1:1 at two different temperatures (15 °C and 35 °C).

Results

(a) water uptake at constant pF. Fig. 1 shows the water uptake of an air-dried and a glowd sample (Ah₁) at pF=1.8 for 0.01M CaCl₂ as moistening agent. In the mineral sample, water uptake was fast within the first few hours and reached a constant value of 33 % (w/w). The water uptake could be fitted by an exponential decay function (first order law) with a time constant of ca. 5 hours. In the air-dried Ah₁, however, water uptake was much slower. The final water content (12 %) was hardly reached after 350 hours (14 days). The water uptake function could not be fitted by one exponential decay function. Fitting a two-exponential decay function gave good results. The time constant of the fast process ranged from 2 to 13 hours for all curves measured, whereas the time constant of the slow part was (111 ± 6) hours for Ah₁ and (58 ± 8) hours for Ah₂. The effect of the moistening agent was different for Ah₁ and Ah₂: 0.01M CaCl₂ tended to quicken the water uptake of Ah₁, but tended to slow down water uptake of Ah₂.

The time constants for the mineral sample were similar to the time constants of the fast process in the humic samples. We assume that the fast process describes water uptake of the mineral part of the sample, and the slow process describes water uptake of the humic part of the sample. If this is validated by further experiments, water uptake can be described as two parallel reactions.

The final water content of the air-dried Ah₁ (12 %) was expected to be at least as high as the final water content of the glowd Ah₁ (33 %). The low value might be due to only partial wetting of the samples, caused by hydrophobic areas or small, air-filled pores with hydrophobic surfaces. This phenomenon has to be investigated in further experiments.

(b) water uptake with excess water. Fig. 2 shows the water uptake curve for the air-dried and the glowd Ah₁ sample. In the glowd sample, initial water uptake is fast. The water content reaches a maximum value after ca. 10 hours and then shows a slight decrease for the following 3 to 5 days. This maximum was not expected. It was observed in all mineral samples and cannot be explained at the actual point of time.

After a fast water uptake during the first 10 hours, the water uptake of air-dried Ah₁ continued for at least 70 hours, indicating a slow water uptake process, which could be assigned to the humic part of the sample. In this experiment, the final water content was higher in the air-dried Ah₁ than in the glowd Ah₁. This corresponds to the expected behaviour. The differences in the final water content of the glowd Ah₁ as compared to the method (a) can be explained by the different water potentials applied on the ceramics (pF = 1.8) and by centrifugation (pF ≈ 4).

(c) microcalorimetric investigation. Fig. 3 shows the energy release of the air-dried Ah₁ sample at 15 °C, which was moistened to 30 % (w/w) with 0.01M CaCl₂ 3.5 hours before the start of the measurement. In the beginning of the measurement, an energy release of ca. 110 μW was observed, which decreased during the first 10 hours. After this decrease, an increase was observed for another 10 to 15 hours, with a slight intermediate maximum at ca. 20 hours. After ca. 25 hours, a sudden decrease of the energy release within 5 hours was observed, followed by a small, quasi-constant energy release ca. 10 μW. The characteristics of the shape of the curves were the same for all measurements, whereas the energy release at both first minimum and second maximum varied strongly.

Water uptake at pF = 1.8

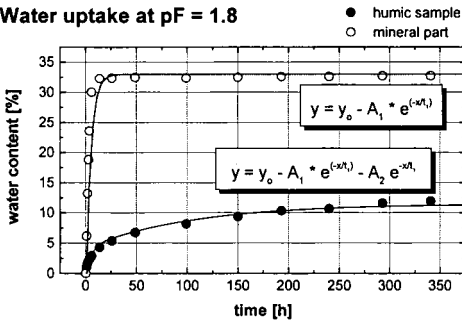


Figure 1:
water uptake of an air-dried Ah and the glowd Ah, measured at pF=1.8.

Water uptake / excess water

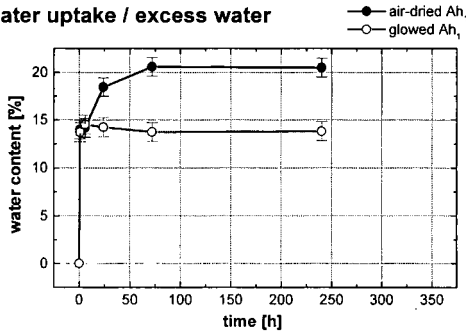


Figure 2:
water uptake of the air-dried and glowd Ah in excess water. The measurement of the water content was carried out after centrifugation-filtration at 3500 g, which corresponded to pF ≈ 4.

Energy release after moistening

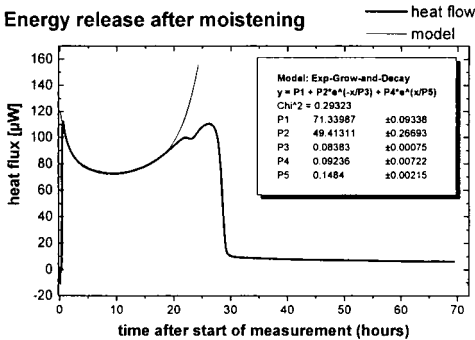


Figure 3:
Heat release of the air dried Ah₁ during the first hours of water uptake measured by microcalorimetry. An exponential growth - and decay - model was fitted for the first 20 hours.

The energy release after ca. 10 hours can probably be assigned to the dynamics of microbial activity, with a change from aerobic to anaerobic conditions after 25 hours. However, the energy release of the first 10 hours is probably assigned to physical chemical effects, e.g. due to hydrating of the soil sample. Considering these assumptions, a model including an exponential

decay of energy release (first order physical chemical process) and an exponential growth (initial microbial growth) was fitted to all energy release curves:

$$y = P_1 + P_2 e^{\left(\frac{x}{P_3}\right)} + P_4 e^{\left(\frac{x}{P_5}\right)}$$

The exponential growth part could only be fitted to the measurements carried out at 15 °C. For 0.01M CaCl₂, the time constant of the exponential decay (P₃) varied around (2.1 ± 0.1) hours at 15 °C (3 measurements) and was 7.9 hours at 35 °C (1 measurement). The pre-factors of the exponential decay, P₂, were strongly temperature-dependent, with (30 ± 20) μW at 15 °C and 120 μW at 35 °C. The time constant of the exponential growth was (5 ± 1) hours, with a strongly varying pre-factor (P₄) of (1.0 ± 0.8) μW. Time constants P₃ and P₅ for water were only slightly higher. In contrast to the exponential growth (probably microbial origin), the initial exponential decay can be measured with a good reproducibility. From the temperature dependence of the time constant of the exponential decay, an energy of activation of ca. 49 kJ/Mol was estimated. This shows that the initial process is not diffusion controlled.

In order to compare this exponential decay with the water uptake process observed by method (a), the time constant of the exponential decay (P₃) expected for 23°C was estimated using Arrhenius' law. This time constant was 4 hours. Thus, it has got the same size of order as the time constant of the fast part of the water uptake process. Thus, the energy release observed within the first hours, might be due to the water uptake of the mineral part of the humic soil sample. If so, an energy release of ca. 90 J/Mol water would be estimated for the hydrating term, which is quite low. Further experiments have to verify the conclusions drawn from these preliminary experiments.

Conclusions

Combining gravimetry, centrifugation and calorimetric methods, the water uptake behaviour can be observed. Within this process, two parallel reactions can probably be distinguished. These can be assigned to the mineral part and the humic part of the soil sample. The results show that water uptake of the humic part of the soil sample is a process which is significantly slower than water uptake by mineral components.

Gravimetric methods are an important base for the investigation of the water uptake of soil material. Experiments have to be carried out with different water:soil ratios and at different water potentials in order to understand the process of water uptake and the binding of water by different components of the soil material. In order to understand these processes, the gravimetric methods are to be combined with calorimetric methods and further methods describing the actual state of binding of water in the sample. Such methods might be ¹H-NMR-relaxation, dielectric measurements and other, like microscopic methods as AFM.

Literature

- Alfelder, S.; T. Streck and J. Richter (1999): Effect of Air-Drying on Sorption Kinetics of the Herbicide Chlortoluron in Soil. *J. Environ. Qual.* 28, 1154-1161.
- Lyon, W. G. and D. E. Rhodes (1993): Molecular Size exclusion by soil organic materials estimated from their swelling in organic solvents. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1405-1412.
- Schaumann, G. E. (1998): Kinetic Investigations on the Dissolution of Soil Organic Matter. 9th International Meeting of the International Humic Substances Society. Adelaide, Australia (accepted)
- Schaumann, G. E. and O. Antelmann (2000): Thermal characteristics of soil organic matter measured by DSC - Hints on a glass transition. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163(2), in press.
- Schaumann, G. E.; C. Siewert and B. Marschner (2000): Kinetics of the release of dissolved organic matter (DOM) from air-dried and pre-moistened soil material. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163(1), 1-5.
- Scheffer, F. and P. Schachtschabel (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate Arbeitstreffen AG „Ungesättigte Zone“

„Methodische und analytische Aspekte bei der Verlagerung gelöster und
partikulärer Stoffe in der ungesättigten Zone des Bodens“

03. und 04 April 2000 in Seesen

Band 92

2000

Reaktionen und Verlagerung von organischen Schadstoffen in der ungesättigten Zone von Böden

S. Beckmann¹, U. Birkel², J. Niemeyer¹ & M. Zai²

1. Einleitung

Die ungesättigte Zone von Böden ist u.a. durch einen recht niedrigen Gehalt an organischem Kohlenstoff gekennzeichnet. Ebenfalls ist hier die mikrobielle Aktivität reduziert, so dass hier direkte Reaktionen zwischen organischen Verbindungen und mineralischen Partikeln bzw. deren Oberflächen zu beobachten sind. Die Absicht dieses Beitrages ist es, auf verschiedenen Größenskalen Reaktionen und Wechselwirkungen von organischen Verbindungen mit mineralischen Partikeln darzustellen.

2. Ton-katalysierte Umwandlung von Phenolen

Phenolische Körper sind u.a. im Lignin anzutreffen und stellen ein Ausgangspunkt der Huminstoffbildung dar. Bei ihrer ungerichteten radikalischen Polymerisation kommt es sowohl zur oxidativen Kopplung aromatischer Systeme untereinander als auch zum Einbau anderen Verbindungen, wie z.B. Aminosäuren, Zuckern oder auch von organischen Schadstoffen in die sich bildenden Huminstoffe. Als Startpunkt dieser Reaktion gilt häufig die Radikalisierung von phenolischen Verbindungen durch Enzyme, wie Laccasen, Peroxidasen und Tyrosinasen. Das auch die Radikalisierung durch abiotische Katalyse entstehen kann, zeigt die Abbildung 1. In ihr ist ein HPL-Chromatogramm abgebildet, das bei der Fraktionierung eines Produktgemisches entstanden ist, welches sich aus Brenzkatechin, direkt auf der Oberfläche eines Montmorillonits gebildet hat.

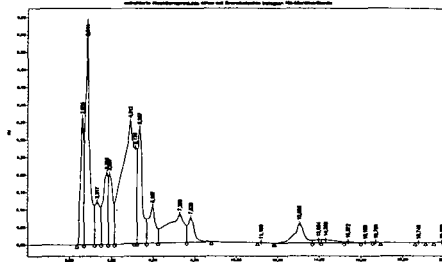


Bild 1: HPL-Chromatogramm der Reaktionsprodukte der Umwandlung von Brenzkatechin auf Montmorillonit.

¹ Universität Trier – Bodenkunde, 54286 Trier

² Universität Göttingen – Geowissenschaften, 37077 Göttingen

Aus der Ausgangssubstanz sind, nur durch den katalytischen Einfluss der Tonoberfläche sehr unterschiedliche Verbindungen entstanden. Spektroskopische Messungen ergaben, dass sich in erster Linie sauerstoffhaltige Produkte gebildet haben. Jüngste Untersuchungen konnten massenspektroskopisch zeigen (MALDI-TO-MS), dass Substanzen bis zu einem Molekulargewicht von 3800 Dalton entstanden sind.

3. Formveränderung von Tonkolloiden durch adsorbierte organische Kationen

Kationen werden von Tonen sorbiert und können den Agglomerationszustand verändern. Dabei braucht es nicht ausschließlich zur Teilchenvergrößerung zu kommen. In Modellexperimenten wurden Tondispersionen (Nontronit Hoher Hagen, Dransfeld) mit organischen Kationen mit Tensideigenschaften versetzt. Die Kationen werden auf der Tonmineraloberfläche gebunden und bedingt durch die hydrophobe Wechselwirkung, hervorgerufen durch die unpolaren Bereiche der Kationen kommt es zu einer Kompaktierung der Tontactoide. Gleichzeitig beobachtet man jedoch, dass die Anzahl von kleineren Partikeln stark zunimmt. Als Erklärungsmöglichkeit bietet sich an, zwei gegenläufige Prozesse zu vermuten. Es kommt dann zur Kompaktierung, wenn zwei gegenüberliegende Tonelementarschichten aus sterischen Gründen, mit einer Monolage von organischen Kationen bedeckt sind. Diese Monolagen treten miteinander in Wechselwirkung, Kompaktierung setzt ein. Dieser Vorgang tritt hauptsächlich im Inneren der randlich aufgeweiteten Tontactoide auf. In den Randbereichen bilden sich Doppelschichten aus. Diese sind nach außen positiv geladen, so dass es zur elektrostatischen Abstoßung zweier benachbarter Schichten kommt. Diese Kräfte können so groß sein, dass dünne Lamellen von Hauptbereich der Aggregate abbrechen. Diese feinen Partikel werden leicht verfrachtet und kommen somit als Carrier für den partikelgebundenen Transport in Betracht. Die röntgenmikroskopischen Aufnahmen finden sich in der Veröffentlichung von NIEMEYER & THIEME (Pub 160, 93-95 (1997)).

4. Polymer beeinflusstes Fließen von Tonmineraldispersionen

Synthetische Polymere erfüllen in der Technik eine Vielzahl von Funktionen. So werden wasserlösliche Polymere in Kühl- und Brauchwässern eingesetzt, um das Entstehen von starken Carbonatkrusten zu verhindern. Die Polymere besetzen reaktive Stellen auf der Oberfläche von Kristallisationskeimen und beeinflussen so die Größe der sich bildenden Ausfällungen. Nach Abschluss des technischen Prozesses

gelangen diese Polymere, hauptsächlich Polyacrylate in die Umwelt und damit auch auf den Boden. Bei geeigneten Randbedingungen ist es möglich, dass sie dort ihre grenzflächenaktiven Eigenschaften entfalten, was dazu führen kann, dass Transportvorgänge in Dispersionen, in diesem Fall von Montmorillonitpartikeln (Moosburg) drastisch beeinflusst werden.

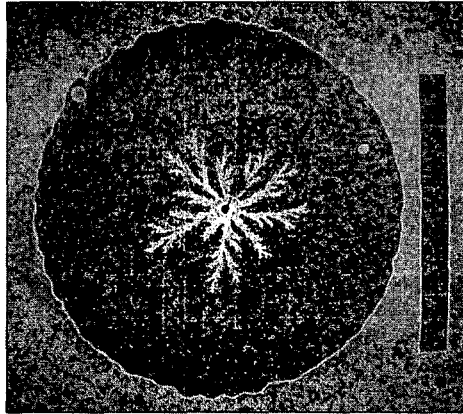


Bild 2: Eindringmuster von Wasser in Tondispersion.

Bild 2 zeigt das Eindringmuster von reinem Wasser in eine 5%-ige Tondispersion. Bei dieser experimentellen Anordnung wird die Flüssigkeit durch eine Bohrung in die Mitte der Dispersion eingespritzt, so dass sich das obige radiale Fließmuster ausbildet. Der Zusatz von einem nichtionischen Polyacrylamid mit der mittleren Molmasse von 14 Millionen und einer Konzentration von 0,01 Gew.-% bei einer identischen Injektionsrate führt zu einer deutlichen Änderung des Fließmusters. Nunmehr treten große Kanäle auf, durch die das Wasser in das Innere der Tondispersion einströmen kann.

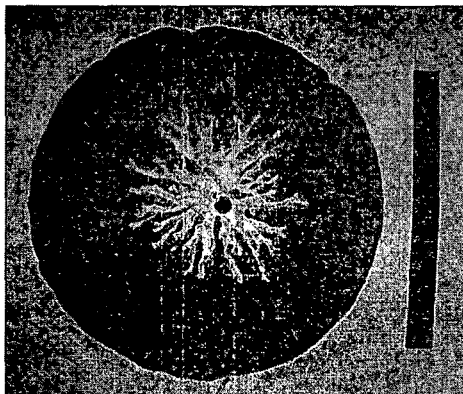


Bild 3: Eindringmuster einer wässrigen Polymerlösung in Tondispersion (Details s. Text).

Potentieller Beitrag von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau in der Dränzone.

von

G. Benckiser

Ursache zunehmender Boden- und Grundwasserbelastungen durch Schadstoffe sind Imbalancen in den Stoffkreisläufen der Hydro- und Pedosphäre (Lehn-Reiser et al., 1990; Benckiser, 1997). Ähnlich wie sich nach intensiven mikrobiellen Stoffumsetzungen im Belebungsbecken von Kläranlagen Nitrate und relativ persistente organische Verbindungen im Auslauf anreichern (Ottow et al., 1978), werden auch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel aus den stoffwechselaktiven Oberböden in die darunterliegenden Bodenzonen und bis ins Grund- und Trinkwasser verlagert (Ottow, 1997). Im Bodenkörper zwischen Wurzelraum (Evapotranspirationszone) und Grundwasseroberfläche befindet sich die Dränzone (Lehn, 1996). Mit den ackerbaulich genutzten Oberböden ist die Dränzone über die Sickerwasserbewegung und die luftführenden Poren verbunden, mit dem Grundwasser über den Kapillarsaum. In den nährstoffabgereicherten Wasserfilmen der Dränzone dürften die Wachstumsbedingungen für die Mikroflora häufig ungünstig sein. Dennoch wird ein messbarer Nitratabbau beobachtet (Lehn, 1996). Anaerobe Atmung scheint somit unter den allochten in der Dränzone vorkommenden oder mit dem Sickerwasser dorthin eingetragenen Bakterienpopulationen eine verbreitete Strategie zur Energiegewinnung zu sein.

Da in landwirtschaftlich genutzten Flächen, die häufig zu Trinkwassereinzugsgebieten gehören, neben Nitrat auch relativ persistente organische Verbindungen mit dem Sickerwasser bis in die Unterböden gelangen können, stellt sich die Frage, ob im Zuge einer anaeroben Atmung (Denitrifikation) auch chlorierte Pestizide als mögliche Elektronendonatoren fungieren können.

Material und Methoden

Mit einem nitrathaltigen Mineralsalzmedium ($g\ L^{-1}$: $Na_2HPO_4 \cdot 12\ H_2O$, 11,2; KH_2PO_4 , 0,8; HNO_3 (Titrisol), 3,2; $(NH_4)_2SO_4$, 1,0; $MgSO_4 \cdot 7\ H_2O$, 0,2; $Na_2MoO_4 \cdot 2\ H_2O$, 0,001; $Mn(II)$ -Acetat, 0,001; $Fe(III)$ -Citrat, 0,002; Co , 0,001; dest H_2O , pH 7,3) und verschiedenen huminstoffähnlichen, aromatischen, z.T. mehrfach chlorierten, organischen Verbindungen als einziger Kohlenstoffquelle konnten aus dem Auslauf einer Kläranlage eine Reihe von Bakterien angereichert, isoliert und taxonomisch charakterisiert werden (Ottow et al., 1978; Benckiser, 1980; Benckiser und Ottow, 1982). Der mit dem Fungizid Hexachlorbenzol (HCB; p.a. = 99%) als einziger Kohlenstoffquelle angereicherte Bakterienstamm B 8a (Abb. 1) wurde anhand morphologischer und physiologischer Eigenschaften als *Pseudomonas aeruginosa* identifiziert.

In einem Modellversuch zum Abbau von HCB wurden 50 ml des obigen chloridfreien und nitrathaltigen Mediums in 100 ml Erlenmeyerkolben sterilisiert und nach steriler Zugabe von 7,5 mg kaltem und 0,3 mg ($U\text{-}^{14}C$)-markiertem HCB, gelöst in 2,5 ml Hexan, mit $7,5 \times 10^8$ *Pseudomonas aeruginosa* Stamm B 8a-Keimen angeimpft. Die Kälbchen wurden in Anaerobentöpfe, die zur Gasentnahme modifiziert worden waren (El-Demerdash und Ottow, 1983), gestellt und in einer $He\text{-}O_2$ -Atmosphäre aerob (O_2 -Partialdruck ca 19,3% v/v) bzw. semiaerob (O_2 -Partialdruck ca 10 % v/v) bei 30°C im Dunkeln über 5 Monate bebrütet. Unbeimpfte Kontrollansätze und beimpfte Ansätze ohne HCB wurden mitbebrütet. In der Atmosphäre der Anaerobentöpfe wurden N_2 , N_2O ,

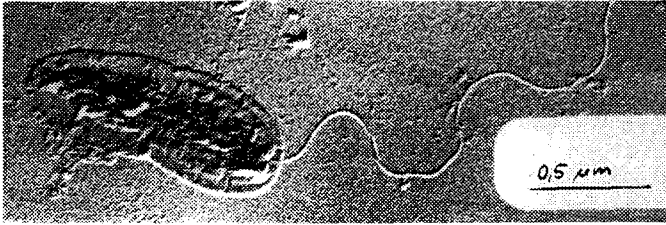


Abb. 1: *Pseudomonas aeruginosa*, Stamm B 8a, angereichert und isoliert mit einem nitrat-haltigen Mineralsalzmedium und dem Fungizid Hexachlorbenzol (HCB) als einziger Kohlenstoffquelle.

O_2 und CO_2 in regelmässigen Abständen gaschromatographisch verfolgt. Zur Extraktion und Bilanzierung des ($U-^{14}C$)-markierten HCB nach 5 monatiger Bebrütung wurden zunächst die Anaerobentöpfe 3 mal über drei in Reihe geschaltete Waschflaschen (je 70 ml 0,1 N NaOH) abgesaugt. Das in der Lauge aufgefangene $^{14}CO_2$ der Anaerobentopf-atmosphäre wurde anschliessend im Scintillator 1,2,4-Trimethylbenzol mit einem Packard Tri-Carb-Liquid-Scintillationsspektrometer gemessen. Das Kulturmedium einschliesslich Bakterienmasse wurde 3 mal mit 50 ml Hexan extrahiert. Die Bakterienmasse wurde mit einem Sterilfilter (0,2 µm) von der Hexanphase getrennt, mit 50 ml Hexan nachgewaschen und in einem Verbrennungsofen (Packard Tri-Carbon-Sample-Oxidizer) verbrannt. Das gebildete $^{14}CO_2$ wurde in Carbosorb (Packard) aufgefangen und in Toluol als Scintillator gemessen. Polare HCB-Umwandlungsprodukte in der wässrigen Phase wurden mit Dioxin als Scintillator gemessen. Nitrat und Nitrit wurden photometrisch und die Chlondfreisetzung titrimetrisch mit Mecunnitrit ermittelt (Details s. Benckiser, 1980).

Ergebnisse

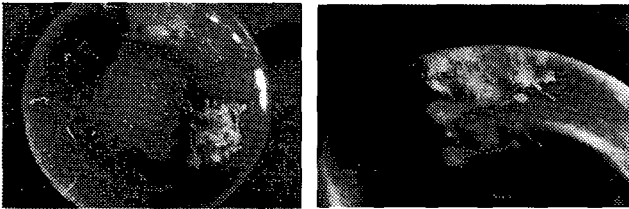


Abb. 2: Zusammenklumpen von HCB-Kristallen im Laufe der Entwicklung von *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a in chloridfreien, nitrat-haltigem Mineralsalzmedium (pH 7,3) unter reduziertem O_2 -Partialdruck (ca. 10% v/v) nach fünfmonatiger Bebrütung.

Sichtbares Wachstum von *Pseudomonas aeruginosa*, Stamm B 8a in dem chloridfreien Mineralsalzmedium mit Nitrat und HCB wurde nur in der Variante mit einem anfänglich reduzierten Sauerstoffpartialdruck (ca. 10%, v/v) beobachtet. Das Zusammenklumpen von HCB-Kristallen im Laufe der Entwicklung von *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a, zeigt Abb. 2. Bei dem gegebenen Nährstoffangebot war *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a, in der Lage mehr als ein Jahr zu überdauern. Während der fünfmonatigen Inkubation waren die Denitrifikationsintensität (freigesetztes N_2O in die Anaerobentopf-atmosphäre) und die CO_2 -Bildung in der Variante mit anfänglich ca. 10% (v/v) O_2 um ca. 56% (N_2O) und ca. 25% (CO_2) höher als in der mit anfänglich ca. 19% (v/v) O_2 . Der Sauerstoffpartialdruck in der Variante mit anfänglich ca. 10% O_2 (v/v) sank während der Inkubation deutlich unter 5% O_2 (v/v). In der Variante mit anfänglich ca. 19% O_2 (v/v) waren dagegen bei Versuchsende noch ca. 12,5% O_2 (v/v) in der Anaerobentopf-atmosphäre vorhanden. Die Umwand-

lung von (U-¹⁴C)-markiertem HCB nach fünfmonatiger Bebrütungszeit (30°C; 10 und 19 % (v/v) O₂) und (U-¹⁴C)-Bio-Akkumulation an den *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a-Zellen gibt Tab. 3 wieder. Aufgrund des relativ geringen ¹⁴C-CO₂-Anteils an der gaschromatographisch gemessenen CO₂-Freisetzung von 0,5 bzw. 0,4 % kann nicht hinreichend von einer HCB-Mineralisation gesprochen werden. Bezogen auf die Löslichkeit von HCB in Wasser (6 µg L⁻¹) suggerieren die ermittelten ¹⁴CO₂-Anteile jedoch eine 12 - 10 fache Mineralisationsrate. Ebenfalls signalisieren die Chloridfreisetzung und vor allem die HCB-Akkumulation an den Zellen von *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a, die bei anfänglichen 10 % O₂ (v/v) signifikant höher als bei 19,3 % O₂ (v/v) waren, eine mögliche HCB-Mineralisierung unter den gegebenen Wachstumsbedingungen. Somit scheinen für einen HCB-Abbau geringere O₂-Partialdrücke förderlich zu sein.

Tab. 3 Umwandlung und Bio-Akkumulation von (U-¹⁴C)-markiertem HCB nach der fünfmonatigen Bebrütungszeit (30°C) mit *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a bei zwei anfänglich unterschiedlichen O₂-Partialdrücken.

anfänglicher O ₂ -Partial- druck % (v/v)	Chlorid- freisetzung (mg L ⁻¹)	¹⁴ C-Bilanzierung (mg C L ⁻¹) ¹⁾			
		CO ₂	Umwandlungs- produkte	Bakterien- ²⁾ masse	Rückstand ³⁾
10,0	1,49 ± 0,29	0,072	0,084 ± 0,032	13,26 ± 1,03	142,6 ± 16,9
19,3	0,64 ± 0,26	0,060	0,048 ± 0,058	1,33 ± 0,23	1,55,5 ± 1,6

¹⁾ Werte nach Abzug der unbeimpften Kontrollansätze (3 parallelen)

²⁾ Radioaktivität an den abfiltrierten Bakterienzellen (mit Hexan nicht mehr extrahierbar = Bioakkumulation)

³⁾ Rückstand von insgesamt 156 mg HCB L⁻¹

Diskussion

Bodenleben ist Hungerleben mit der Option auf eine bessere Nährstoffsituation. (Benckiser, 1994). In der nährstoffarmen Böden (Dränzone) dürfte die Nährstoffverteilung eher von punktueller als flächendeckender Natur sein und der Nachschub an Nährstoffen aus dem Oberboden nur in langen Frequenzen und niederen Amplituden erfolgen (Lehn, 1996). Daher dürften Bakterien in der Dränzone nur konkurrenzfähig sein und überleben, wenn sie auf eine Vielfalt an Möglichkeiten zur Energiekonservierung zurückgreifen können. In einem g Boden, so wird angenommen, können ca. 10.000 verschiedene Bakterienarten ihren Lebensunterhalt bestreiten. Dies ist möglich, weil Bakterien zur Energiegewinnung neben der O₂-Atmung auch anaerobe Atmungsstrategien und den Gärungsstoffwechsel einsetzen können. Mit Sauerstoff als Elektronenakzeptor (Standardredoxpotential, E₀' = +818 mV; O₂ → H₂O) können Bakterien wie die höheren Lebewesen, die sich auf diesen Stoffwechseltyp beschränken, über eine Atmungskettenphosphorylierung relativ viel Energie pro Substrateinheit gewinnen (38 ATP mol⁻¹ Glucose). Herrscht jedoch Sauerstoffknappheit vor, wie dies für die Dränzone häufig zutreffen dürfte (Lehn, 1996), haben jene Bakterienarten ökologische Vorteile, die zusätzlich über einen anaeroben Stoffwechsel verfügen (anaerobe Atmung, Gärung). Für den Gärungsstoffwechsel sind die Verfügbarkeit von vergärbaren Zuckern oder Aminosäuren und reduktive Bedingungen (E₀' -225 - -480 mV) Voraussetzung. Ausserdem ist die Energieausbeute beim Gärungsstoffwechsel relativ gering (max. 2 ATP mol⁻¹ Glucose), so dass diese Strategie zur Energiegewinnung in der Dränzone von sekundärer Bedeutung sein dürfte. Verfügen Bakterien zusätzlich zur Sauerstoffatmung und/oder Gärung über alternative anaerobe Atmungsstrategien, sind sie für die Besiedlung der nährstoffarmen Dränzone in mehrfacher Hinsicht im Vorteil (Benckiser, 1997), denn ein breites Angebot an Elektronenakzeptoren

($\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$, $+1355 \text{ mV}$; $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$, $E_o' = +432 \text{ mV}$; $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}$, $E_o' = +345 \text{ mV}$; $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$, $E_o' = -185 \text{ mV}$; $\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{H}_2\text{S}$, $E_o' = -214 \text{ mV}$; $\text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4$, $E_o' = -245$) in semi-aeroben, nährstoffarmen Biotopen ermöglicht Mikroorganismen (1) eine bessere Nährstoffausnutzung verbunden mit einer flächendeckenderen Besiedlung, (2) eine gegenüber dem Gärungsstoffwechsel deutlich höhere Energieausbeute (via Denitrifikation z.B. werden fast 90% des mol^{-1} Glucose über O_2 -Atmung konservierbaren ATP erzielt) und (3) die Ausbildung ausgeprägter Redoxgradienten, wodurch oxidative und reduktive Abbaustrategien nebeneinander zum Tragen kommen können. Redoxgradienten spielen bei der Dechlorierung und der weiteren Mineralisierung von chlorierten Verbindungen eine wichtige Rolle (Knackmuss, 1997). Erst kürzlich wurde die Dehalorespiration als neue anaerobe Atmungsstrategie postuliert und experimentell in Ansätzen nachgewiesen (Diekert, 2000). Dieser neue anaerobe Stoffwechseltyp scheint unter Bakterien recht weit verbreitet zu sein und könnte auch in der Dränzone beim Abbau chlorierter Kohlenwasserstoffe zum Tragen kommen. Bei diesem Stoffwechselweg wird die reduktive Dehalogenierung durch Dehalogenasen katalysiert, Cytochrome sind beteiligt und Elektronenakzeptor ist die chlorierte Verbindung ($\text{R-Cl} \rightarrow \text{HCl}$; $E_o' = -350 - -400 \text{ mV}$). Nachdem *Pseudomonas aeruginosa*, B 8a (Abb 1) durch Kolonienbildung um die HCB-Kristalle (Abb. 2) sich in die Lage versetzte, Redoxgradienten aufzubauen (Karsten und Kühl, 1996), könnte über Halorespiration Wachstum mit HCB als einziger Kohlenstoffquelle eingesetzt haben.

Literatur

- Benckiser G (1980) Umwandlung und Verwertbarkeit relativ-persistenter, organischer Verbindungen im Zuge der anaeroben Atmung (Denitrifikation) am Beispiel von Polyäthylensorbitanmonooleat, Phthalsäuredi-n-butylester, Hexachlorbenzol und Abwasserkonzentrat. Dissertation, Stuttgart-Hohenheim. Hochschulverlag, Freiburg. 126 S.
- Benckiser G (1994) Comment, Leopoldina Symposium, Halle, Germany. In: H Mohr, and K Müntz (eds) The terrestrial Nitrogen cycle as influenced by Man. Nova Acta Leopoldina 288, 314.
- Benckiser G (1997) Organic inputs and soil metabolism. In: G Benckiser (ed) Fauna in soil ecosystems – recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production. Marcel Dekker, Inc., New York, p 7-62.
- Benckiser G, and JCG Ottow (1982) Metabolism of the Plasticizer Di-n-Butylphthalate by *Pseudomonas pseudoalcaligenes* under anaerobic conditions with nitrate as the only electron-acceptor. Appl. Environ. Microbiol. 44, 576-578.
- Diekert G (2000) Dehalorespiration – Chlorkohlenwasserstoff-Atmung in anaeroben Bakterien. Biospektrum 6, 32-33.
- El-Demerdash ME und JCG Ottow (1983) Einfluss einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, 138-151.
- Knackmuss HJ (1997) Abbau von Natur- und Fremdstoffen. In: JCG Ottow und W. Bidlingsmaier (Hrsg.) Umweltbiotechnologie. Gustav Fischer, Stuttgart. S. 39-95.
- Karsten U und M Kühl (1996) Die Mikrobenmatte – das kleinste Ökosystem der Welt. Biologie in unserer Zeit 26, 16-26.
- Lehn M (1996) Charakterisierung der mikrobiellen Denitrifikationskapazität und der chemisch-physikalischen Eigenschaften in den ungesättigten Zonen eines landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebietes. Dissertation, Universität Giessen. Shaker Verlag, Aachen. 172 S.
- Lehn-Reiser M, G Benckiser und JCG Ottow (1990) Mikrobieller Nitratabbau in der ungesättigten Zone verschiedener Böden eines landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebietes. VDLUFA-Schriftenreihe 32, 645-651.
- Ottow JCG (1997) Abbau von Natur- und Fremdstoffen. In: JCG Ottow und W. Bidlingsmaier (Hrsg.) Umweltbiotechnologie. Gustav Fischer, Stuttgart. S.97-138.
- Ottow JCG, W Fabig und G Benckiser (1978) Denitrifikation mit relativ persistenten organischen Verbindungen. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 60, 5-28, 1978.

Vergleich der Konzentration anorganischer Stoffe in Lysimeterausläufen und in Bodenextrakten nach BBodSchV

U. Bielert*, H. Heinrichs* und K.-W. Becker**

Bisherige Untersuchungen konzentrierten sich hauptsächlich auf den Vergleich der verschiedenen Elutions- und Aufschlußverfahren untereinander. In Studien des Umweltbundesamtes und des Deutschen Instituts für Normen (BIELERT 1999, BIELERT et al. 1997, 1999 und in Vorb.) wurden zusätzlich zu den Elutions- und Aufschlußverfahren mit Bodenproben die natürlichen Sickerwasserkonzentrationen in die Betrachtungen mit einbezogen.

An anthropogen unbelasteten Ackerböden sollte die generelle Möglichkeit getestet werden, mit Hilfe von Elutionsverfahren Aussagen über natürlich auftretende Sickerwässer zu treffen. Es konnten 21 verschiedene Böden auf die Spurenelement-Zusammensetzung ihrer Sickerwässer z. T. über 3 Jahre hinweg beobachtet werden. Die Spurenelementkonzentrationen von 437 Sickerwasserproben wurden untersucht. Mit Aufschluß- und Elutionsverfahren sind aus insgesamt 77 Bodenproben Lösungen hergestellt und ebenfalls auf ihre Spurenelementkonzentrationen untersucht worden.

Praktisch alle Gehalte der umweltrelevanten Spurenelemente in den Böden korrelieren miteinander. Dies läßt sich auf einen Verdünnungseffekt mit Quarz bzw. anderen spurenelementarmen Bodenmineralen erklären. Daraus folgt, daß die Spurenelementgehalte der betrachteten Böden nur in bestimmten Bodenkomponenten besonders angereichert sind. In Frage kommen hier Tonminerale, organische Substanzen und akzessorische Minerale wie Apatit, Zirkon oder Monazit sowie die große Vielfalt partikulär eingetragener Substanzen. So läßt sich auch erklären, daß weder die Korngröße noch die Bodenart einen signifikanten Einfluß auf das Lösungsverhalten der Spurenelemente in den hier untersuchten anthropogen nicht besonders belasteten Ackerböden haben.

Auf dieser Datenbasis ist es möglich, ein statistisch sicheres Bild der Konzentrationen und Variabilität von natürlich auftretenden Sickerwässern aus einer repräsentativen Auswahl von Böden aufzuzeigen. Die gefundenen Medianwerte können als Hintergrundkonzentrationen in unbelasteten Sickerwässern gelten. Die hier untersuchten Sickerwässer aus unbelasteten Böden weisen in allen Fällen mittlere Sickerwasserkonzentrationen (Median) unterhalb der festgelegten Sickerwasserprüfwerte auf.

Die in den Einträgen gelösten Elemente werden z. T. wie die partikulären Einträge in den obersten Bodenschichten zurückgehalten, beispielsweise As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb, Sn und Zn. Deutlich zeigt sich die Filterwirkung der Böden, wenn man die Frachten der Einträge mit denen der entsprechenden Sickerwässer vergleicht.

Eine Korrelation von Konzentrationen und Gehalten der Elutions- und Aufschlußmethoden ist für Böden, deren Spurenelementgesamtgehalte unterhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV liegen, in den meisten Fällen nicht sehr deutlich oder überhaupt nicht sichtbar. Insgesamt sind die in dieser Untersuchung verwendeten Böden entsprechend den Vorsorgewerten als unbelastet anzusehen.

Anhand von zwei Bodenprofilen kann demonstriert werden, daß sich die Elutionsverfahren sehr unterschiedlich bezüglich der Entnahmetiefe der Proben verhalten. Im Vergleich mit Lysimeterlösungen aus verschiedenen Tiefen zeigt sich für eine Reihe von Elementen (z. B. As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb und Sn) überproportionale Anreicherungen in den Extrakten der oberflächennahen Bodenproben gegenüber denen aus tieferen Horizonten. Es sollten nur Proben unterhalb von ca. 60 cm Tiefe für Sickerwasserprognosen verwendet werden, da es sonst zu Fehleinschätzungen kommen kann.

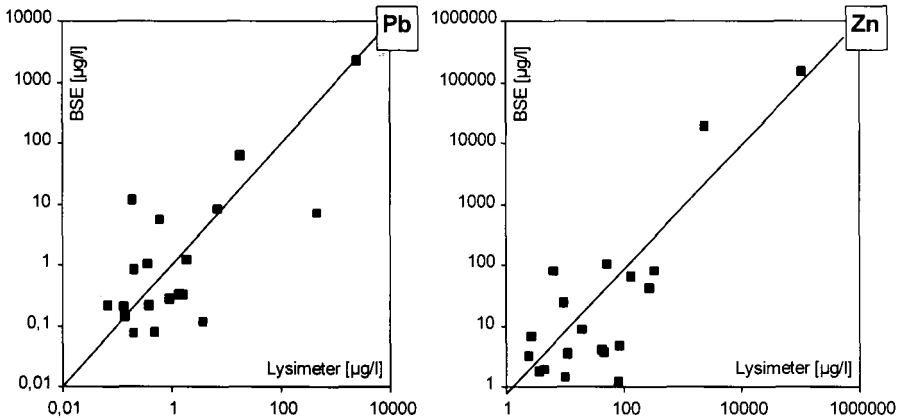
Um normale Sickerwasserkonzentrationen zu ermitteln wurden von den einzelnen Lysimetern Medianwerte bestimmt. Der Beobachtungszeitraum bzw. die Probenzahl sollte nicht kleiner als eine Sickerwasserperiode sein und sich auf mehr als 6 Proben über diesen Zeitraum verteilen.

*Geochemisches Institut der Georg-August-Universität, Goldschmidtstr. 1, 37077 Göttingen, ulrich.bielert@muschelkalk.de

**Institut für Bodenwissenschaften, Von Sieboldstr. 4, 37075 Göttingen, kbecker@gwdg.de

Für die untersuchten Proben scheint nur ein linearer Zusammenhang zwischen Konzentrationen in Eluaten und im Sickerwasser zu bestehen, wenn die Gesamtgehalte deutlich erhöht sind. Die mit den in DIN V 19735 festgelegten Umrechnungen ermittelten Bodensättigungskonzentrationen liegen für die meisten Elemente in einem großen Konzentrationsbereich in der Größenordnung der direkt gemessenen Extrakte.

Legt man den natürlichen Schwankungsbereich der jeweiligen Sickerwasserkonzentrationen zu Grunde, so zeigen die Lösungskonzentrationen des Bodensättigungsextrakts mit den natürlich auftretenden Sickerwasserkonzentrationen eine ausreichend gute Übereinstimmung (siehe Abbildung).



Welche Verfahren mit welchen Elementen die beste Prognose auf eine zu erwartende Sickerwasserkonzentration ermöglichen, müßte durch gezielte Untersuchungen an homogenen mineralischen Stoffen mit hohen Gehalten an umweltrelevanten Elementen unter natürlichen Bedingungen überprüft werden. Die Säulenversuche der GSF Neuherberg zeigen, daß sich innerhalb einer relativ kurzen Zeit stationäre Bedingungen einstellen. Systematische Versuche an den in Frage kommenden Stoffen unter natürlichen Bedingungen würden die für die Abschätzung der Zuverlässigkeit von Prognoseverfahren notwendige Fracht und Schwankungsbreite in den auftretenden Sickerlösungen ergeben. Zusammen mit der Charakterisierung der Sorptionsfähigkeit möglicher Unterbodenmaterialien ließe sich so für die jeweils sehr unterschiedlichen Standorte ein Gefährdungspotential ermitteln.

BIELERT U (1999): Hydrogeochemie von Spurenelementen in Sicker-, Grund- und Trinkwässern -von der Sickerwasserpassage bis zur Aufbereitung. Dissertation Georg-August-Universität zu Göttingen (<http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2000/bielert>)

BIELERT U., HEINRICHS H. und BECKER K. W. (1997): Ableitung von Eluatwerten für das Boden-Sickerwasser als Beurteilungsgröße für Maßnahmen des Bodenschutzes. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes (UBA - FB - 98 - 090), Berlin

BIELERT U., HEINRICHS H. und BECKER K. W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchG, Forschungsbericht BMU 207 06 088/2

BIELERT U., HEINRICHS H. und BECKER K. W. (in Vorb.): Prüfung des Zusammenhangs zwischen Gesamtgehalten eines Substrats und gelösten Gesamtgehalten, Forschungsbericht BMU 207 74 248

Transport und Bioabbau leichtflüchtiger organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone

von

Ingo Klenk und Peter Grathwohl¹

Kontaminationen der ungesättigten Bodenzone mit leichtflüchtigen organischen Verbindungen, insbesondere Mineralölkohlenwasserstoffen, sind ein häufig zu beobachtendes Schadensbild. Leichtflüchtige Schadstoffe können sich in der ungesättigten Bodenzone über Fließvorgänge der Ölphase (engl.: non-aqueous phase liquid, NAPL), Diffusion in der Luft- und Wasserphase und über Sickerwassertransport ausbreiten und so in andere Umweltkompartimente (Atmosphäre oder Grundwasser) verlagert werden. Bei der Altlastenbearbeitung liegt das Hauptaugenmerk meist auf der potentiellen Gefährdung des Grundwasser.

Der vorliegende Beitrag zeigt die Ergebnisse von numerischen Modellierungen zur Ausbreitung von unverbleitem Benzin in der ungesättigten Bodenzone über die Bodenluft und den Transport über den Sickerwasserpfad beispielhaft für ein ausgewähltes Szenario.

Zur Verwendung kam das numerische Modell R-UNSAT, ein kommerziell erhältliches Programm des U.S. Geological Surveys von A. Baehr und M. Lahvis, das zudem die Miteinbeziehung des aeroben Bioabbaus und des advektiven Sickerwassertransports ermöglicht. Bioabbau ist in R-UNSAT dergestalt implementiert als der Transport von Sauerstoff und Kohlenwasserstoff unabhängig voneinander geschieht; Bioabbau erfolgt durch Kopplung der Sauerstoff- und Kohlenwasserstoffkonzentrationen mit einer stöchiometrischen Konstante (resultierend aus der Reaktionsgleichung) und mit einer Ratenkonstante 1. Ordnung.

Bei dem modellierten Szenario lag Benzin in einer zylindrische Quelle mit einem Durchmesser von 10 m und einer Höhe von 3 m in Residualsättigung von 4% vor und erstreckte sich über eine Tiefe von 0 m bis 3 m unter Geländeoberkante. Dieses Szenario entspricht zum Beispiel einer Verunreinigung hervorgerufen durch eine Havarie eines Tanklastzugs. Für die Modellierungen erfolgte eine Unterteilung des Kraftstoffgemisches in fünf chemische Stoffgruppen, namentlich kurz-kettige Aliphaten (C₃-C₆), länger-kettige Aliphaten (C₇-C₉), BTEX-Aromaten, alkylierte Monoaromaten (z.B. Propylbenzol) und Zusätze (v.a. MTBE). Des weiteren wurde für alle Stoffgruppen außer den Zusätzen, die als nicht abbaubar angesehen wurden, aerober Bioabbau mit einer Abbauratenkonstante von 10^{-7} sec^{-1} (mittlere Ratenkonstante resultierend aus der Auswertung der verfügbaren Literatur zum Bioabbau von Kraftstoffen) angenommen. Wahlweise wurde Sickerwassertransport mit einer Rate von 200 mm Jahr⁻¹ in die Simulationen miteinbezogen.

¹ Geologisches Institut der Universität Tübingen
Sigwartstraße 10
72076 Tübingen
Tel.: +49 (0)7071 - 297 4691
Email: ingo.klenk@uni-tuebingen.de

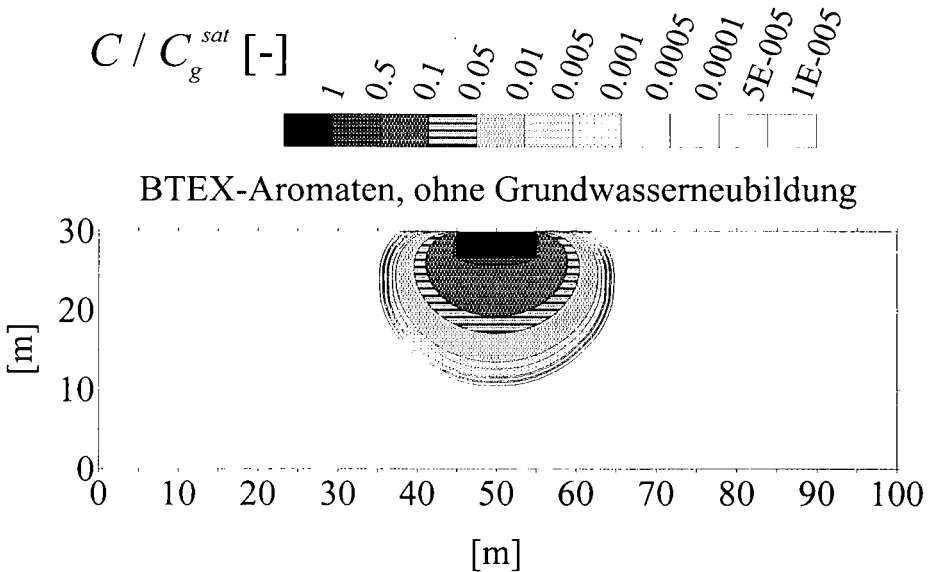


Abbildung 1 Maximale Ausbreitung der BTEX-Kontamination (nach 200 Jahren) in der ungesättigten Bodenzone für das vorgestellte Szenario ohne Sickerwasser.

Die Ergebnisse der Modellierung für das beschriebene Szenario ohne Sickerwassertransport sind wie folgt:

- Die kurzkettigen aliphatischen Kohlenwasserstoffe (C_3 - C_6) breiten sich aufgrund ihres hohen Dampfdrucks sehr rasch in der ungesättigten Bodenzone aus. Aufgrund ihrer hohen Konzentrationen in der Bodenluft erfolgt keine nennenswerte Retardierung der Ausbreitung durch Bioabbau. Die Bodenluft wird bis in große Tiefen kontaminiert. Im modellierten Szenario erreichten die Bodenluftkonzentrationen am Kapillarsaum (30 m Tiefe) nach ca. 50 Jahren mit 0,005 % der Sättigungskonzentration ihr Maximum. Dies entspricht einer Konzentration von $4 \mu\text{g l}^{-1}$ im Wasser des Kapillarsaums (unter Verwendung des Henry'schen Gesetzes). Nach 50 Jahren verkleinert sich der kontaminierte Bereich in der Bodenluft und nach ca. 100 Jahren waren die kurzkettigen Aliphaten nahezu komplett aus der ungesättigten Zone verschwunden, wobei ca. 78 % in die Atmosphäre ausgasen und 22 % bioabgebaut wurden.
- Die längerkettigen aliphatischen Kohlenwasserstoffe mit moderaten Dampfdrücken verbleiben über längere Zeit in der residualen Ölphase. Sie sind erst nach ca. 300 Jahren aus der Kraftstoffphase verschwunden. Wie bei den kurzkettigen Aliphaten erreicht die Bodenluftkontamination den Grundwasserspiegel in 30 m Tiefe (allerdings erst nach 100 Jahren). Nach 300 Jahren sind 74 % der C_7 - C_9 Aliphaten in die Atmosphäre ausgasen und 26 % bioabgebaut.

- Die Ausbreitung der BTEX-Aromaten in der Bodenluft erfolgt sehr langsam. Es erfolgt eine starke Retardierung zum einen durch die hohe Affinität zur Wasserphase (Henry-Konstante von 0,2) zum anderen durch Bioabbau. Deshalb erreichen die BTEX den Grundwasserspiegel nicht (siehe Abbildung 1: keine BTEX-Kontamination des Grundwassers in diesem Szenario).
- Aufgrund des niedrigen Dampfdrucks kommt es zur Anreicherung der alkylierten Monoaromaten in der residualen Phase. Die Ausbreitung in der Bodenluft erfolgt noch langsamer als für die BTEX-Aromaten. Nach 300 Jahren sind noch ca. 20 % in der residualen Kraftstoffphase vorhanden. Eine Kontamination des Grundwassers erfolgt ebenfalls nicht.
- Da die Fraktion der Zusätze als nicht abbaubar eingestuft wurde, kann eine Reduktion der Masse in der ungesättigten Bodenzone nur durch Ausgasung in die Atmosphäre erfolgen. Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit dieser Kraftstofffraktion kommt es jedoch zur Anreicherung im Bodenwasser. Nach ca. 40 Jahren hat die Bodenluftkontamination ihre maximale Größe erreicht, schrumpft daraufhin langsam.

Bei Miteinbeziehung von advektiven Sickerwassertransport mit einer Rate von 200 mm Jahr⁻¹ kommt es für die kurzkettigen und länger-kettigen Aliphaten, die sehr hohe Henry-Konstanten von 30,59 bzw. 15,46 haben, aufgrund der sehr kleinen Sickerwassergeschwindigkeiten zu keiner signifikanten zusätzlichen Verlagerung der Bodenluftkontamination in größere Tiefen. Für die alkylierten Monoaromaten (Henry-Konstante $H = 0,29$) kommt es zu einer geringen Tiefenverlagerung durch Sickerwasser. Die BTEX-Aromaten ($H = 0,2$) und Kraftstoffzusätze ($H = 0,01$) hingegen werden durch Sickerwasser signifikant in Richtung Grundwasserspiegel verlagert.

Allgemeine Schlussfolgerungen aus der szenario-spezifischen numerischen Modellierung:

- Die aliphatischen Kohlenwasserstoffe breiten sich zwar aufgrund ihrer hohen Flüchtigkeit sehr rasch in der Bodenluft aus und können das Grundwasser auch bei großen Flurabständen erreichen; aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit sind die zu erwartenden Konzentration im Wasser des Kapillarsaums jedoch sehr niedrig (wenige $\mu\text{g l}^{-1}$).
- Die BTEX-Aromaten wurden im modellierten Szenario durch Bioabbau in ihrer Ausbreitung deutlich limitiert. Aufgrund der relativ niedrigen Henry-Werte und der hohen Wassergehalte in diesem Szenario spielt auch Transport durch Sickerwasser eine gewisse Rolle. In hochpermeablen Sedimenten (z.B. Sand) ist zu erwarten, dass der Einfluss des Sickerwassers bedingt durch die niedrigeren Wassergehalte deutlich niedriger ist. Aufgrund der kleinen Henry-Konstanten ist für die BTEX-Konzentration zu erwarten, dass die Konzentrationen im Wasser des Kapillarsaums selbst bei sehr geringen Konzentrationen in der Bodenluft im Bereich von mehreren hundert $\mu\text{g l}^{-1}$ bis zu einigen mg l^{-1} und damit weit über den heute in der BRD geltenden Grundwasserprüfwerten liegen.
- Für die Kraftstoffzusätze ist zu erwarten, dass aufgrund der sehr großen Wasserlöslichkeit durch Sickerwasser auch in hochpermeablen Medium eine Verfrachtung in Richtung Grundwasserspiegel erfolgt. Die Konzentrationen im Sickerwasser können lokal u.U. im Bereich von einigen g l^{-1} liegen. Für diese Stoffe existieren z.T. noch keine Grundwassersergrenzwerte.

Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)

RUDOLF LICHTFUSS¹

1 Einleitung

Die für den Grundwasserpfad maßgeblichen Prüfwerte der BBodSchV (BV) sind Konzentrationswerte ($\mu\text{g/l}$) und gelten für den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Bodenzone (Ort der Beurteilung).

Die „Abschätzung“ der Konzentrationen im Sickerwasser „kann“ nach der BV „annäherungsweise

1. durch Rückschlüsse oder Rückrechnungen aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung ... des Schadstoffverhaltens und des Schadstoffinventars im Boden
 2. auf der Grundlage von In-situ-Untersuchungen
 3. **auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor** (Elution, Extraktion), bei anorganischen Stoffen insbesondere der Elution mit Wasser
- auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen erfolgen“.

Es ist davon auszugehen, dass das Verfahren 3 zukünftig allgemein als die in der Routine am geeignetsten Methode angesehen wird.

2 Abschätzung der Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor

Nach der BV können die Konzentrationen anorganischer Schadstoffe im Sickerwasser am Ort der Probenahme mit den Ergebnissen des **Bodensättigungsextraktes** (BSE) gleichgesetzt werden; „Abschätzungen unter Heranziehung ... anderer Elutionsverfahren (z.B. DIN 19730 oder DIN38414-4) sind zulässig, wenn die Gleichwertigkeit der Ergebnisse insbesondere durch Bezug dieser Ergebnisse auf den Bodensättigungsextrakt sichergestellt ist ...“ (s. Abb.1).

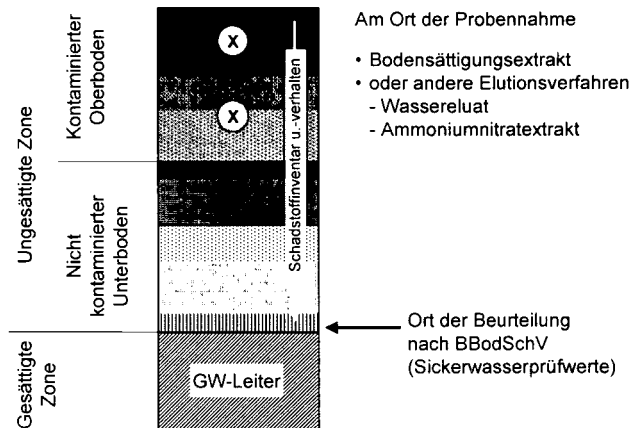


Abbildung 1. Verfahren 3: Auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor

¹ Umweltbehörde · Marckmannstr. 129b · D-20539 Hamburg

2.1 DIN V 19735 „Ableitung von Elementkonzentrationen im Bodenwasser aus ammonium-nitratextrahierbaren Gehalten oder Eluatgehalten“

In der Vornorm² DIN V 19735 ist ein Verfahren beschrieben, mit dem man scheinbar problemlos aus den Ergebnissen der Wasserelektion oder Ammoniumnitrat-Extraktion die BSE-Konzentrationen berechnen kann. Kernstück der Vornorm sind Regressionsgleichungen der allgemeinen Form:

$$C_{BSE} = C_{AW}^a \cdot 10^b, \quad [\log C_{BSE} = a \cdot \log C_{AW} + b]$$

C_{AW} = gemessene Konzentration im Eluat bzw. gemessener Gehalt nach Amm.-Nitrat.Extr.

C_{BSE} = abgeleitete Konzentration im Bodensättigungsextrakt

Ein fundamentales Defizit in der DIN V 19735 besteht darin, dass die z.T. erheblichen Streuungen der in der Vornorm zu Grunde gelegten Wertepaare entlang der Regressionsfunktionen bei der Ableitung der BSE-Werte nicht berücksichtigt werden.

Dass die Einbeziehung von Konfidenzintervallen jedoch unabdingbar ist, soll im Folgenden anhand der Originaldaten der Vornorm³ erläutert werden. In Abb. 1 sind exemplarisch für Blei die Konzentrationen im Wasser-Eluat und des BSE als Streudiagramm mit logarithmierter Skalierung sowie die Regressionsfunktion als Linie dargestellt. Zusätzlich sind, analog zur Standardabweichung, das

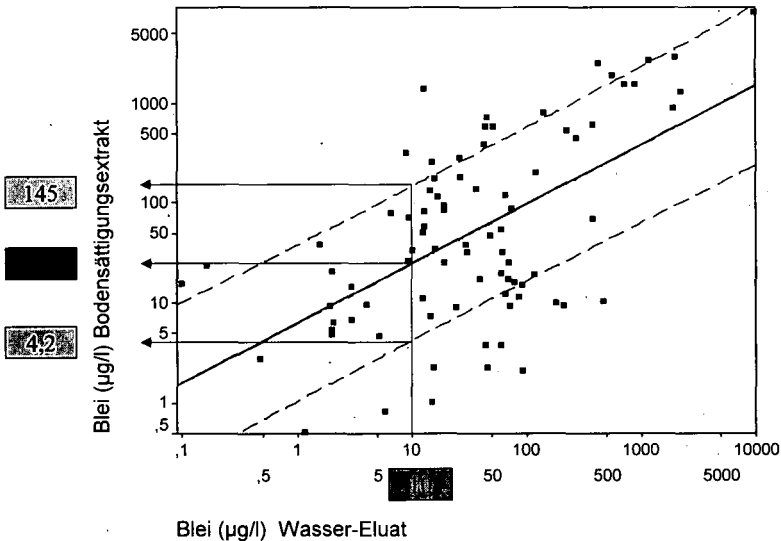


Abb. 1. Beispielhafte Darstellung der Beziehung zwischen den logarithmierten Blei-Konzentrationen im Bodensättigungsextrakt (Y) und im Wasser-Eluat (X). Original-Daten der DIN V 19735

Durchgezogene Linie: Regressionsgleichung $Y = 6,298 \cdot X^{0,5938}$
[$\log y = \log 6,298 + 0,5938 \log x$]

Gestrichelte Linien: 68%-Konfidenzintervall

Graphische Ableitung eines Y-Wertes und des Vertrauensintervalls aus einem X-Wert

² DIN-Vornormen stellen Publikationen des DIN dar, die noch keinem Abstimmungsprozess unterzogen worden sind und damit in keiner Weise eine Normung darstellen

³ Die Daten der DIN V 19735 wurden uns freundlicherweise vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt.

68%-Konfidenzintervall eingezeichnet und die abzuleitenden 68%-Konfidenzgrenzen für die BSE-Konzentration dargestellt. Für eine vorgegebene Pb-Konzentration im Eluat von 10 µg/l ergibt sich nach DIN V 19735 eine abgeleitete „Pb-Konzentration im BSE“ von 25 µg/l. Die infolge der doppeltlogarithmierten Darstellung der Daten auf den ersten Blick nicht besonders groß scheinende Streuung der Wertepaare entlang der Regressionsfunktion und damit ein entsprechend großer Fehler in den abgeleiteten Werten wird in der DIN V 19735 jedoch ignoriert. Berücksichtigt man diese Streuung, dann ergibt sich für einen vorgegebenen Eluat-Wert von 10 µg/l Pb bei einer statistischen Sicherheit von 68% eine Pb-Konzentration im BSE zwischen 4,2 und 145 µg/l; auf der Basis der Ammoniumnitrat-Extraktion errechnet sich für einen vorgegebenen Wert von 180 µg/kg eine Pb-Konzentration im BSE zwischen 8,4 und 75 µg/l⁴.

In Tabelle 1 sind beispielhaft für As, Pb, Cu und Zn die 68%-Konfidenzgrenzen der abgeleiteten BSE-Werte in der Höhe der Sickerwasserprüfwerte der BBodSchV aufgeführt. Setzt man diese Konfidenzgrenzen in Relation zur mittleren Konzentration im BSE (C_{BSE}), ergeben sich für die Variante Blei/Wasser-Eluat „Variationskoeffizienten“⁵ VK1 und VK2 von -83% und +487%. Die entsprechenden Variationskoeffizienten der anderen Elemente liegen zwischen ca. -60% und +100 bis +300%. Im Vergleich zur Eluat-Methode liegen die „Variationskoeffizienten“ VK1 und VK2 der Ammoniumnitrat-Methode insgesamt nur geringfügig niedriger.

Tab. 1: Nach DIN V 19735 abgeleitete BSE-Konzentrationen (C_{BSE}) in Höhe der Sickerwasserprüfwerte der BBodSchV sowie die anhand der Original-Daten der Vormorm für diese BSE-Werte berechneten 68%-Konfidenzintervalle für Einzelwerte und „Variationskoeffizienten“ VK1 und VK2⁵⁾

Eluat-Methode	r ²	C _{AW} (µg/l)	C _{BSE} (µg/l)	68%-Konfidenzintervall (µg/l)		„Variationskoeffizienten“ für das 68%-Konfidenzintervall	
				UKG	OKG	VK1 (%)	VK2 (%)
Arsen	0,75	10	10	4,5	22	-55%	121%
Blei	0,34	10	25	4,2	145	-83%	487%
Kupfer	0,67	14	50	24	106	-53%	113%
Zink	0,39	277	500	119	2108	-76%	322%
Ammonium-Nitrat-Methode							
Arsen	0,81	18	10	5,0	20	-50%	100%
Blei	0,69	180	25	8,4	75	-67%	199%
Kupfer	0,73	81	50	25	99	-50%	98%
Zink	0,76	9185	500	209	1196	-58%	139%

Aus Verfahren mit derart großen Streubereichen wie in Tab. 1 dargestellt, können in der praktischen Anwendung keine gesicherten Aussagen abgeleitet werden. Die große Streuung der Wertepaare entlang der Regressionsfunktion ist neben den methodenbedingten Ursachen wahrscheinlich auf unterschiedliche Bindungsformen der Elemente in den einzelnen Bodenproben zurückzuführen. D.h., dass die Beziehung zwischen den Konzentrationen im Eluat und BSE naturbedingt, also auch bei Eliminierung der methodischen Fehler, nicht sehr eng ist.

⁴ Für das i.d.R. bei Umweltdaten übliche 95%- Konfidenzintervall ergibt sich eine Blei-Konzentration im BSE zwischen 0,73 und 836 µg/l bzw. zwischen 2,8 und 220 µg/l.

⁵ $VK1 (\%) = (UKG_{68} - C_{BSE}) * 100 / C_{BSE}$
 $VK2 (\%) = (OKG_{68} - C_{BSE}) * 100 / C_{BSE}$ } analog zum Variationskoeffizienten (%)

2.2 Ergebnisse eines Ringversuches zur DIN V 19735

Die Umweltbehörde Hamburg hat 1999 im Auftrag des Deutschen Instituts für Normung e.V. und des UBA einen Ringversuches zur DIN V 19735 durchgeführt (3 Bodenproben, 29 Teilnehmer).

Wie bereits in früheren von der Umweltbehörde Hamburg durchgeführten Eluat-Ringversuchen zeigen die Messergebnisse der in diesem RV angewendeten Verfahren, BSE, Wasser-Eluat oder Ammoniumnitrat-Extrakt, für eine Reihe von Elementen z.T. erhebliche Streuungen.

Die einfache Betrachtung in Abb.1 setzt voraus, dass der Wert der unabhängigen Variablen - in diesem Fall also die Eluat-Konzentration - fest vorgegeben bzw. der Fehler vernachlässigbar klein ist; derartige Regressionsbeziehungen stellen z.B. Eichfunktionen in der instrumentellen Analytik dar. Handelt es bei der unabhängigen Variablen jedoch um Messwerte, wie im Fall eines Ringversuches, müssen zusätzlich auch die Streuungen der Messwerte berücksichtigt werden.

Vorhersagbarkeit der abgeleiteten BSE-Werte

Die Verknüpfung der Konfidenzintervalle der Regressionsfunktionen mit den Konfidenzintervallen der Analysenergebnisse des Ringversuches führen zu extrem großen Vorhersagebereichen für die abgeleiteten BSE-Konzentrationen. Dies gilt sowohl für die Ableitung auf Basis von Analysenwerten des Ammoniumnitrat-Extrakts als auch des Wasser-Eluats und wird anhand der folgenden Beispiele deutlich:

- Bezüglich der aus den Eluat-Konzentrationen abgeleiteten BSE-Konzentrationen ergeben sich analog zum Variationskoeffizienten "Vorhersagebereiche" (%) für das 68%-Konfidenzintervall zwischen
-64% und +165% (Cu, Boden3) [59 - 441 µg/l Cu, mittlerer Wert: 167 µg/l Cu]
und
-100% und +793% (Pb, Boden1) [0 - 503 µg/l Pb, mittlerer Wert: 56 µg/l Pb]
- Werden die BSE-Konzentrationen aus den ammoniumnitratextrahierbaren Gehalten abgeleitet, ergeben sich Vorhersagebereiche (%) zwischen
-57% und +125% (Cu, Boden2) [62 - 322 µg/l Cu, mittlerer Wert: 143 µg/l Cu]
und
-100% und +297% (Co, Boden3) [0 - 31 µg/l Co, mittlerer Wert: 7,7 µg/l Co]

Selbst die günstigste Variante, Cu/Ammoniumnitrat-Extraktion/Boden2, zeigt eine Spannweite der abgeleiteten BSE-Konzentrationen, die nicht mehr im Bereich von tolerierbaren Verfahrenskenngrößen liegt.

Vergleichbarkeit der abgeleiteten BSE-Werte mit den gemessenen BSE-Werten

Ein mit den Daten des RV durchgeführter t-Test (zweiseitig, gepaart) ergab, dass für kein Element davon ausgegangen werden kann, dass für alle drei betrachteten Proben keine signifikanten Unterschiede zwischen BSE_{gemessen} und BSE_{abgeleitet} bestehen.

3 Fazit

- Nach der BBodSchV sind verschiedene Untersuchungsverfahren zur Bewertung des GW-Pfades möglich. Mit der DIN V 19735 werden diese um zwei weitere Verfahren ergänzt. Ein fundamentales Defizit in der Vornorm besteht darin, dass bei der Ableitung der BSE-Werte die z.T. sehr großen Konfidenzintervalle der Regressionsfunktionen nicht berücksichtigt werden. Nach den Ergebnissen von Ringversuchen und der Einbeziehung der statistischen Analyse der Basisdaten ist die DIN V 19735 kein geeignetes Verfahren zur Abschätzung von Konzentrationen im Bodensättigungsextrakt. Die in der BBodSchV geforderte Gleichwertigkeit ist nicht gegeben.
- Für die generelle Gleichsetzung der Schwermetall-Konzentrationen im BSE mit den Konzentrationen des "Bodenwassers" fehlt bisher - insbesondere für humusreiche und/oder bindige Bodenproben, d.h. vor allem Oberbodenhorizonte - der Nachweis der Vergleichbarkeit.

Auswirkungen filtrationsbedingter Artefakte auf die Spurenelementanalytik von Porenlösungen

von

Alexander Pleßow und Hartmut Heinrichs*

Die Abtrennung suspendierter Partikel bis kolloiddispers gelöster Stoffe aus flüssigen Medien mittels Filtration (Normalfiltration, Membranfiltration, Mikrofiltration, Ultrafiltration, Nanofiltration) beruht auf der Siebwirkung poröser Filtermembranen mit Porenweiten zwischen ≥ 500 nm und etwa 1 nm (z.B. Vauck und Müller 1988). In der Abbildung 1 sind die ungefähren Größenverhältnisse schematisch dargestellt. Es sei darauf hingewiesen, daß es sich nicht um exakte Abgrenzungen sondern vielmehr um fließende Übergänge handelt.

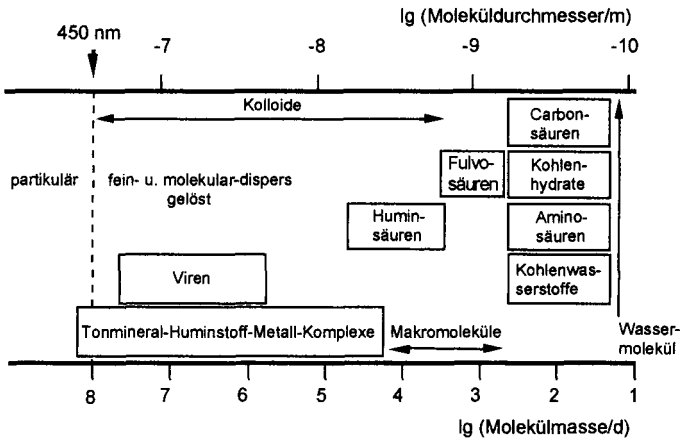


Abbildung 1: Größenschema für Inhaltsstoffe wäßriger Lösungen (verändert nach Thurman 1985).

Die Eignung solcher Membranen für die Speziesanalytik hängt entscheidend davon ab, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang das Filtermaterial über die gröbenselektive Abscheidung hinaus niedermolekulare Stoffe, insbesondere hydratisierte Metallkationen, durch Adsorption oder andere Effekte aus den Lösungen zurückhält. Dieses zentrale Problem wird in Publikationen, die sich mit dem Einsatz der Ultrafiltration in der Elementspeziation befassen, nur selten erwähnt. Staub et al. (1984) berichten über signifikante Effekte bei der Verwendung von 0,5 kd-Membranen. Bei Buffle

* Korrespondenzautor: Prof. Dr. H. Heinrichs, Geochemisches Institut, Georg-August-Universität, Goldschmidtstraße 1, 37077 Göttingen, hheinri1@gwdg.de

et al. (1993) findet sich ein Hinweis darauf, daß es speziell bei Spurenelementbestimmungen von Vorteil sei, die Membranen mit einer Calciumlösung zu konditionieren. Die meisten Autoren empfehlen hingegen die Ultrafiltration als Bestandteil ihres Speziationsschemas ohne derartige Einschränkungen. Dabei wird vorausgesetzt, daß nur an Kolloide gebundene Elemente abfiltriert werden, während kleinere, einfach hydratisierte Elementionen aufgrund ihrer geringen Größe die Membran ungehindert passieren und sich im Filtrat analysieren lassen.

Eigene diesbezügliche Untersuchungen (Pleßow 1998; Pleßow und Heinrichs, im Druck) zeigen zum Teil erhebliche Konzentrationsabnahmen bei der Ultrafiltration wässriger Lösungen anorganischer Salze. Die Tests wurden mit Lösungen durchgeführt, deren Zusammensetzung sich an sauren, stark sulfathaltigen Porenwasserproben aus dem Tagebau- und Kippengelände orientierte: Bei einer elektrischen Leitfähigkeit von 17,6 mS/cm und einem pH-Wert von 1,4 enthielten diese 10 mg/l Na, je 5 mg/l Mg und Ca, je 2 mg/l Al, Fe, je 1 mg/l K und Zn, 500 µg/l Sr, je 200 µg/l Mn und Ni sowie 54 weitere Elemente mit je 20-100 µg/l sowie als Anionen überwiegend Nitrate, zum Teil auch Chloride. Sulfate als Gegenionen wurden in den Testlösungen zunächst nicht eingesetzt, denn der Einfluß von Sulfationen auf das Filtrationsverhalten war Gegenstand gesonderter Testreihen. Zur Durchführung der Ultrafiltrationen wurden Druckfiltrations-Rührzellen (350 kPa Ar, 20 U/min) benutzt. Insgesamt wurden 5 Membranen mit 3 unterschiedlichen Trenngrenzen von 0,5 kd bis 3 kd ausgewählt und getestet. Dazu wurden die Elementgehalte in den Filtraten sowie der Ausgangslösung bestimmt und beide Werte verglichen. Eine Übereinstimmung der Werte im Rahmen der Analysenfehler ist Voraussetzung für die Verwendung einer Membran zur Elementspeziation. Bezogen auf die Ausgangskonzentrationen betragen die Verluste bei Verwendung einer 0,5 kd-Membran indessen für die meisten Elemente mehr als 70 %, bei den Lanthanoiden zum Beispiel um 90 %, und zeigen nachdrücklich, daß diese Filter zur Spurenelementspeziation absolut ungeeignet sind. Demgegenüber beträgt der Konzentrationsrückgang bei den Ultrafiltrationsmembranen mit Trenngrenzen von 1 kd und 3 kd für die meisten Elemente weniger als 10 %, für die 3d-Übergangselemente und die Lanthanoide, sogar weniger als 5 %. Hohe Verluste an Nb, Pd, Ta, W, Os und Au treten auch mit diesen Membranen auf, doch sind diese Elemente insgesamt problematisch und für ihre Adsorptionsneigung an jegliche Oberflächen bekannt.

Die bereits erwähnte Möglichkeit der Calcium-Konditionierung der Membranen, auf die Buffle et al. (1993) hinweisen, wurde mit einer 1 kd-Membran untersucht. Der Vergleich der Elementkonzentrationen in den Filtraten konditionierter und nicht konditionierter Membranen ergibt nur in Einzelfällen signifikante Abweichungen, die jedoch zum Teil auch auf Kontaminationen durch die Calciumlösung zurückzuführen sind. Aussichtsreicher als eine Vorbehandlung mit Calciumionen ist eine Konditionierung mit der zu filtrierenden Lösung selbst. In der Praxis scheidet diese Möglich-

keit allerdings in vielen Fällen aus, weil die dazu benötigten Probevolumina nicht zur Verfügung stehen.

Ergänzend wurden die Blindwerte aller untersuchten Filter durch Filtration einer verdünnten Salpetersäurelösung überprüft. Es waren keine meßbaren Kontaminationen festzustellen, so daß eine besondere, von den Vorschriften der Hersteller abweichende Vorbehandlung der Membranen nicht erforderlich ist. Auch im Hinblick auf anschließende DOC-Messungen genügt ausgiebiges Spülen entsprechend den Herstellerangaben, um die Glycerin-Imprägnierung zu entfernen.

In einer weiteren Versuchsreihe wurde die Sulfat-Retention der Ultrafiltrationsmembranen untersucht. In allen Fällen sind signifikante Verluste festzustellen. Die 0,5 kd-Membran verhält sich auch hier mit über 80 % extrem, aber auch die übrigen Membranen halten nicht zu vernachlässigende Mengen zurück. Im Fall der 1 kd-Membran sind es dagegen nur ≤ 5 % Sulfat, die im Filtrat einer Natriumsulfatlösung mit 120 mg Sulfat/l fehlen. Problematisch ist nicht die Sulfat-Retention als solche, sondern vielmehr mögliche Minderbefunde an Spurenelementen im Filtrat als Folge einer Sulfat-Komplexierung auf der Filteroberfläche. Entsprechende Experimente haben gezeigt, daß die prozentuale Konzentrationsabnahme bei der Ultrafiltration mit einer 1 kd-Membran in Gegenwart von 0,16 mol Sulfat/l deutlich größer ist und um 20 % der ursprünglichen Konzentration betragen kann.

Ebenfalls von großer Bedeutung für die Einsatzmöglichkeiten der Ultrafiltration zur Speziesanalytik ist die Stabilität in den Probelösungen enthaltener Komplexe während des Filtrationsverlaufs. Die zwangsläufige Konzentrierung kolloidaler Verbindungen auf der Membran führt auch zur unerwünschten Änderung von Gleichgewichten. Starke Konzentrationsrückgänge in Gegenwart der Komplexliganden Weinsäure oder Fulvosäure deuten jedoch auf die Bildung stabiler Komplexe hin. So wurden bei einem Zusatz von Weinsäure 45 % bis 60 % und bei Fulvosäuren 75 % bis 90 % der Lanthanoide durch die 1 kd-Membranen zurückgehalten. Die Ergebnisse belegen den Einfluß der Komplexbildung auf die Ultrafiltrierbarkeit und zeigen weiterhin, daß sich auch weniger stabile Koordinationsverbindungen mit relativ hohen Ausbeuten durch Ultrafiltration isolieren lassen.

Adsorptionsprozesse in wässrigen Lösungen sind unmittelbar vom pH-Wert abhängig, weil die Wasserstoffionen prinzipiell mit den übrigen gelösten Kationen in Konkurrenz treten. Das gilt auch für Komplexbildungsreaktionen, doch in Abwesenheit möglicher Liganden sind bei geringeren Wasserstoffionenkonzentrationen verstärkt Adsorptionsverluste zu erwarten. Filtrationsversuche mit 1 kd-Membranen bei pH = 5,8 ergaben, daß bei der Ultrafiltration im schwach sauren Milieu bereits erhebliche Minderbefunde auftreten können. Auch nach Filtration von 500 ml war kein Konzentrationsanstieg im Filtrat zu beobachten. Dieses Ausbleiben einer Sättigung deutet daraufhin, daß entweder die Adsorptionskapazität noch nicht erschöpft war, oder aber andere Effekte wie Oberflächenpolarisation hinzukamen. Die Ursachen für die beobachteten Filtrationsbedingungen,

jedoch nicht unmittelbar auf der Siebwirkung der Filtermembran beruhenden Konzentrationsabnahmen konnten allerdings im Rahmen der Möglichkeiten bisher nicht aufgeklärt werden.

Aufgrund der Untersuchungsergebnisse kann auch von mehrstufigen Ultrafiltrationen im Bereich 0,5 kd bis 3 kd nur abgeraten werden, weil unspezifische Retentionen zunehmen und angesichts der relativ unscharfen Trennungen durch Membranen in diesem Bereich keine wesentlichen zusätzlichen Informationen zu erwarten sind.

Die Bestimmung von Blindwerten und Versuche zum Retentionsverhalten der zur Klarfiltration und in der Sedimentpresse zur Gewinnung der Porenlösungen verwendeten Membranfilter mit einer Porenweite von 200 nm und 450 nm erfolgte analog zu den entsprechenden Untersuchungen der Ultrafilter. Dabei wurden weder meßbare Blindwerte noch signifikante Elementverluste in den Filtraten festgestellt. Dies beruht jedoch höchstwahrscheinlich auf den niedrigen pH-Werten und dem hohen Gesamt-Elektrolytgehalt der Testlösung. Mit stärker verdünnten, neutralen Proben sind Adsorptionsverluste durchaus zu erwarten.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß bei Filtrationen suspendierte und gelöste Stoffe keineswegs nur größe selektiv abgetrennt werden. Mit zunehmenden pH-Werten werden verstärkt auch molekular disperse Lösungsinhaltsstoffe von Filtermembranen zurückgehalten. Mögliche Ursachen sind Adsorptions-, Polarisations- oder Komplexbildungseffekte. Bei der Interpretation von Analysendaten insbesondere schwach saurer oder neutraler Filtrate sind entsprechende Minderbefunde unbedingt zu berücksichtigen. Die Verwendungsmöglichkeiten insbesondere der Ultrafiltration für Spezialzwecke werden insofern stark eingeschränkt.

Literatur

- Buffle J., Perret D. and Newman M. (1993) The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids, and macromolecules. Ch. 5 in: Buffle J. and van Leeuwen H. P. (eds.) *Environmental Particles 1*, IUPAC environmental, analytical and physical chemistry series, Lewis Publ.: 171-230.
- Pleßow A. (1998) Verfahren zur Bestimmung der Migrationsformen von Spurenelementen in Sickerwässern und Porenlösungen sulfidhaltiger Abraumhalden. VWF Verlag für Wissenschaft und Forschung, Berlin: 158 S.
- Pleßow A. und Heinrichs H. (in press) Speciation of Trace Elements in Acidic Pore Waters from Waste Rock Dumps by Ultrafiltration and Ion Exchange Combined with ICPMS and ICPOES. *Aquatic Geochemistry*.
- Staub C., Buffle J. and Haerdi W. (1984) Measurement of Complexation Properties of Metal Ions in Natural Conditions by Ultrafiltration: Influence of Various Factors on the Retention of Metals and Ligands by Neutral and Negatively Charged Membranes. *Anal. Chem.* 56: 2843-2849.
- Thurman E. M. (1985) *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff - Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster: 497 S.
- Vauck W. R. A. und Müller H. A. (1988) *Grundoperationen chemischer Verfahrenstechnik*. 7. Aufl., Verlag Chemie, Weinheim etc.: 834 S.

Bedeutet hohe P-Gehalte im Oberboden eine Gefahr für das Grundwasser?
Die Rolle der Dränzone verschiedener Böden.

W. Römer*

These I:

Es gibt internationale Kritik an der Belastung der Flüsse und Meere durch Nähr- und Schadstoffe und die Aufforderung an die europäischen Staaten diese Belastung zu reduzieren (Vgl. Forderungen der Oslo, Paris- und Helsinki-Kommission, sowie der Internationalen Kommission zum Schutz von Rhein, Elbe, Donau, Nordsee, Ostsee usw. im Bericht des Bundesumweltamtes „Nachhaltiges Deutschland“ von 1997).

These II:

Die Kritik basiert erstens auf den P-Einträgen in die Fließgewässer (P-Frachten) laut „Daten zur Umwelt 1997“: 58.000.000 kg pro Jahr. Damit könnten jährlich 2 Mill. ha mit Phosphat nach P-Entzug gedüngt werden. Die Landwirtschaft ist Hauptverursacher mit 46 % (kommunale Kläranlagen: 30 %, Industrie: 10 %, Sonstige: 14 %). Zweitens werden häufig tolerierbare P-Konzentrationen in Seen ((Mesotrophie 15 – 45 µg/l nach LAWA-Arbeitskreis „Bewertung stehende Gewässer (Entwurf 1996) nach Hamm 1999), sowie in Fließgewässern (150 µg Gesamt-P/l nach Hamm (1999)) überschritten.

These III:

Es gibt einen Zusammenhang zwischen den P-Einträgen in die Gewässer und den P-Gehalten der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Jährliche positive P-Bilanzen bis in die jüngste Vergangenheit von ca. 10-12 kg P/ha (Fleischer, 1996, Isermann, 1999) sind für P-Akkumulationen von ca. 1200 kg P/ha im Mittel bundesweit verantwortlich (Auerswald und Weigand, 1999). Hohe Anteile der Ackerflächen liegen in Gehaltsklasse D und E (Römer, 1999) besonders in viehstarken Regionen (Früchtenicht, 1999; Leinweber et al. 1994).

These IV:

Die Düngeverordnung (1996) ist ein erster Schritt auf dem Weg, die weitere P-Zufuhr auf hochversorgten Flächen zu reduzieren. Der § 3(6) der Düngeverordnung steht in der Kritik, da der Begriff „schädliche Aufwirkungen auf Gewässer“ nicht definiert ist.

These V:

Es gibt im wesentlichen zwei P-Austragspfade:

1. oberflächlicher Abfluss (run off), 2. Bewegung mit dem Sickerwasser nach unten (lateraler Fluss, vertikaler Fluss in Dränagen und das Grundwasser). Von den 46 % P-Einträgen in Fließgewässer stammen aus Erosion 31 % (15.500 t P), Dränwasser 3 % (1500 t P), Grundwasser 2 % (1000 t P) nach „Daten zur Umwelt“ 1997.

These VI:

Bei hohen P-Gehalten im Oberboden (0-30 cm) von über 40 mg P₂O₅/100 g Boden (Lactatextraktion) findet man in 50-70 cm Tiefe deutlich erhöhte P-Lactatwerte. Die Gefahr der P-Verlagerung hängt stark von der Bodentextur ab und nimmt vom Lößlehm (Parabraunerde; Müller, 1988) über lehmigen Sand (Pihl und Werner, 1995) zu den Sandböden einschließlich Sandmischkulturen (Römer, 1999 nach Angaben von Früchtenicht et al. 1995) ganz klar zu. Parallel zu den erhöhten

* Institut für Agrilkulturchemie, Von-Siebold-Str. 6, 37075 Göttingen, Germany

Lactatwerten (im Vergleich zu Böden mit niedrigen Oberbodengehalten) sind auch die Konzentrationen an Orthophosphat in den Bodenlösungen (Müller, 1988), im Bodensättigungsextrakt (Pihl und Werner, 1995) bzw. in den Boden:Wasser-Schüttellösungen (= 1:2) erhöht (Früchtenicht et al., 1995). Das heißt, P bewegt sich mit dem Sickerwasser nach unten. In Sandböden bzw. Sandmischkulturen (ca. 60-90 mg $P_2O_5/100$ g im Oberboden von 0-30 cm) traten in 1:2 Schüttellösungen von Böden in 60-90 cm Tiefe bis zu 15 mg P/l auf.

These VII:

Neben der Versickerung von Bodenlösung in der Bodenmatrix (Piston-flow) ist offenbar insbesondere in Böden schwerer Textur mit Preferential-flow zu rechnen, wobei nicht nur gelöstes Phosphat, sondern auch partikuläres Phosphat verlagert wird (vgl. Heckrath, 1998; Mokry und Gresing, 1998).

These VIII:

Neben der Verlagerung von Orthophosphat in gelöster und partikulärer Form findet insbesondere auf Standorten mit hoher Wirtschaftsdüngerapplikation eine Verlagerung von organisch gebundenem Phosphat statt. In entsprechenden Experimenten (Feldversuche) fand Chardon (1995) in 70-80 cm Tiefe 60-80 % des Total-P in der Bodenlösung als P_{org} wieder. Ähnliche Resultate fanden Gerke und Theilen (2000) auf einem humosen Sand (Bereich der Landwirtschaftskammer Weser-Ems) nach langjähriger Schweinegülledüngung. Dieses organisch gebundene Phosphat ist bisher nicht identifiziert.

Zusammenfassung

- Infolge positiver P-Bilanzen ist es in den vergangenen 40 Jahren zu P-Akkumulationen auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) in Höhe von 1.000 – 1.500 kg P/ha gekommen. Hohe Anteile der LN liegen bei Gehaltsklasse D und E, insbesondere in Regionen viehstarker Betriebe ist dieser Anteil sehr hoch.
- Auf allen Böden mit Sickerwasserbewegung und Lactat-P-Gehalten im Oberboden von > 30 mg $P_2O_5/100$ g Boden ist mit einer P-Verlagerung zu rechnen.
- Die Gefahr der Phosphatverlagerung steigt von den schluffigen Lehm Böden über die lehmigen Sandböden zu den Sandböden einschließlich Sandmischkulturen an.
- Neben dem Piston-Flow wird Phosphat auf tonigen Böden mit dem Preferential-Flow vertikal im Profil (Risse, Spalten, Grobporen) in die Dränagen bzw. ins Grundwasser verlagert.
- Auf Böden mit Gülledüngung steigt in tieferen Bodenschichten der relative Anteil des gelösten organisch gebundenen P (DOP) am gesamten gelösten P in der Bodenlösung an. Dieser DOP ist bisher nicht ausreichend identifiziert.
- Das Phosphat, das den durchwurzelten Bodenraum verlässt, ist
 1. als Ressource für den Pflanzenbau verloren und
 2. trägt es zur Eutrophierung von Wässern und Böden bei.

Beide Auswirkungen sind sehr kritisch zu sehen. P-Austräge ins Grundwasser und in die Fließgewässer sind an den Zielvorgaben der Wasserwirtschaft zu beurteilen.

Literatur

- Auerswald, K. und Weigand, S., (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 37-54.
- Chardon, W.J., (1995): Organically combined phosphorus in soil solution and leachates. Intern. Workshop Phosphorus Loss to Water from Agriculture, Wexford, Ireland, 39-40.
- Fleischer, E., (1996): Zur Einordnung der Nutztierhaltung in die aktualisierte nationale Phosphorbilanz des Bereichs Landwirtschaft. WIP-Projekt 018 622/A, Halle/Saale.
- Früchtenicht, K., (1999): Phosphorgehalt und Phosphorverlagerung nordwestdeutscher Böden. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 55-63.
- Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählich, P., Feyen, R.A., (1995): Ermittlung von P-Grenzwerten im Boden. Forschungsbericht der LK Weser-Ems an das Nieders. Minist. für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Gerke, J. und Theilen, M., (2000): Die Bedeutung von Huminstoff-Al-(Fe)-Phosphatkomplexen für die Verfügbarkeit und -verlagerung in Sandböden. Vortrag, DBG, Kommission Bodenschutz, Rostock, 11. /12. 4. 2000
- Hamm, A., (1999): Gegenwärtige Belastung der Gewässer mit Phosphat und Zielvorgaben hinsichtlich der Eutrophierung der Gewässer. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 21-35.
- Heckrath, G.J., (1998): Phosphorus accumulation and leaching in clay loam soils of the Broadbalk Experiment. Diss.: Schriftenreihe, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel.
- Isermann, K., (1999): Handlungsziele angesichts hoher Phosphorgehalte in Böden vor dem Hintergrund eines nachhaltigen Phosphorhaushaltes der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 103-131.
- Leinweber, P., Geyer-Wedell, K., Jordan, E., (1994): Phosphorgehalte von Böden in einem Landkreis mit hoher Konzentration des Viehbestandes. Z. Pflanzenernährung Bodenkd. 157, 383-385.
- Mokry, M., Gresing, A., (1998): P-Austrag in Oberflächengewässern aus hochversorgten Böden. LUFA-Augustenberg, Tätigkeitsbericht 1997 und 1998, 86-89.
- Müller, R., (1988): Bedeutung des Wurzelwachstums und der Phosphatmobilität im Boden für die Phosphatnahrung von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrüben. Diss. Inst. f. Agrikulturchemie, Universität Göttingen.
- Pihl, U., Werner, W., (1995): Bodenchemische Parameter zur Prognose des vertikalen P-Austrages in Drain- und Grundwasser. VDLUFA-Kongreßband, 289-292.
- Römer, W. (1999): Zum Problem sehr hoher P-Gehalte im Boden vor dem Hintergrund der Düngeverordnung von 1996 und der Eutrophierung von Gewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 5-19.
- Umweltbundesamt (Hrsg.), (1997): Daten zur Umwelt. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Umweltbundesamt (Hrsg.), (1997): Nachhaltiges Deutschland. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.

Transportverhalten von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone

Julia Sommer^{1,2}, Alexander Neef¹, Stefan Gäth², Peter Kämpfer¹

Einleitung

Unterschiedlichste organische und anorganische Einträge, wie z.B. Pflanzenschutzmittel und Schwermetalle stehen im Mittelpunkt von Untersuchungen zur Qualität von Boden und Wasser. Eine weitere, bisher eher vernachlässigte Quelle für Kontaminationen insbesondere des Grund- und Trinkwassers stellen Bakterien dar. Die Kenntnisse über das Transportverhalten der z.B. durch eine Gülleausbringung in den Boden eingetragenen Mikroorganismen sollten im Hinblick auf den Schutz der natürlichen Ressource Grund-/Trinkwasser vertieft werden. Ziel dieser Arbeit ist es, das Transportverhalten ausgewählter Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone in Abhängigkeit von Bodenstruktur sowie weiteren biotischen und abiotischen Faktoren zu untersuchen. Im Vordergrund steht dabei der Einsatz einer molekularbiologischen Detektionsmethode zum zuverlässigen, spezifischen und schnellen Nachweis der Mikroorganismen.

Material und Methoden

A Säulenversuchsanlage und Versuchsrandbedingungen

Zur Untersuchung des Transportverhaltens von Mikroorganismen in der ungesättigten Bodenzone dient eine Säulenversuchsanlage. Diese Unterdruck gesteuerte Anlage besteht aus insgesamt 8 PVC-Säulen mit einer Höhe von je 40 cm und einem Durchmesser von je 20 cm. In den Höhen 10, 20 und 30 cm können mittels TDR-Sonden und Tensiometern Wassergehalt und Wasserspannung kontinuierlich erfasst werden und so die Einhaltung ungesättigter Bedingungen gewährleistet werden. Der durchschnittliche Wassergehalt lag konstant bei 20 Vol.%, der Unterdruck an der Säulenbasis betrug 20 hPa. Das mittels Kapillarregner und Schlauchpumpe aufgebrauchte Leitungswasser wurde mit einer Flussrate von $1,8 \text{ cm d}^{-1}$ gleichmäßig auf die Säulen beregnet. Diese waren 20 cm hoch mit einem gestörten Sandboden (Bodenart: lehmiger Sand, Bodentyp: Braunerde aus Flugsand) gefüllt. Die gewählte Dichte des Bodens betrug $1,4 \text{ g cm}^{-3}$. Das Dränwasser fließt in den vertieften Sockelboden aus Hart-PVC und von dort in die Perkolatflaschen. Die Beprobung des Perkolats erfolgte ereignisabhängig alle 0,05 - 0,1 durchflossenen Porenvolumen.

¹ Institut für Angewandte Mikrobiologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, Tel.: 0641 99 37351

² Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, Tel.: 0641 99 37381

e-Mail: Julia.Sommer@agrار.uni-giessen.de

B Eingebachte Mikroorganismen und Tracer

In den bisher durchgeführten Versuchen wurden *Escherichia coli*-Zellen in die Bodensäulen inokuliert (10^{10} Zellen Säule⁻¹). Zum Einsatz kam ein K12-Sicherheitsstamm, der in der Gentechnik eingesetzte Rezipient DH5 α = DSM 6897. *Escherichia coli* gehört als Darmbakterium von Mensch und Tier zur Familie der *Enterbacteriaceae*. Dieses Bakterium ist ein in der Regel harmloser Darmbewohner, einige Stämme können jedoch Harnwegsinfektionen hervorrufen. Umweltmedien stellen für *Escherichia coli* fremde Habitats dar, in denen sie natürlicherweise nicht vorkommen, jedoch eine gewisse Zeit überleben können. Der Nachweis von *E. coli* im Wasser deutet auf eine Verunreinigung mit Darmbakterien hin. Somit dient *E. coli* als Indikator für fäkale Verunreinigungen.

Zur Beschreibung der Wasserbewegung im Boden wurde der konservative Tracer Bromid in Form von Kaliumbromid in die Bodensäulen inokuliert (50 ml mit $c(\text{Br}^-) = 250 \text{ mg L}^{-1}$). Neben diesem konservativen Tracer kamen auch ein Partikel-Tracer zum Einsatz ($2 \cdot 10^7 - 10^{12}$ Partikel Säule⁻¹). Dieser stellt eine abiotische partikuläre Vergleichskomponente zu den inokulierten Mikroorganismen dar und sollte ihnen somit in möglichst vielen Eigenschaften ähneln. Eingesetzt wurden Polystyrenkugeln (Molecular Probes, Eugene, OR, USA; Polysciences Inc., Warrington, PA, USA) in sechs verschiedenen Größen zwischen 0,2 und 6,0 μm , womit der Größenbereich der eingesetzten Mikroorganismen abgedeckt war. Die Oberfläche dieser Partikel ist mit Carboxyl-Gruppen modifiziert und somit ebenso wie *Escherichia coli*-Zellen negativ geladen. Die Quantifizierung der Partikel erfolgte fluoreszenzmikroskopisch, da die Polystyrenkugeln mit fluoreszierendem Farbstoff belegt sind (CUMBIE & MCKAY, 1999). Zur Verfügung standen blaue (Emissionsmaximum: 415 nm), gelb-grüne (Emissionsmaximum: 515 nm) sowie rote (Emissionsmaximum: 605 nm) Partikel. Die Verwendung verschieden farbiger Tracer ermöglichte es, mehrere Partikelgrößen zugleich in eine Säule zu inokulieren.

C Detektion und Quantifizierung der Mikroorganismen

Die Identifizierung und Quantifizierung der Mikroorganismen erfolgte in fixierten Originalproben durch Gesamtzellzahlbestimmung (PORTER & FEIG, 1980) und *in situ*-Hybridisierung mit fluoreszenzmarkierten rRNS-gerichteten Oligonukleotidsonden (SAYLOR & LAYTON, 1990; SCHLEIFER et al., 1993; AMANN & LUDWIG, 1994, AMANN et al., 1997).

Zum **Konservieren** der Perkolatproben wurde ein Aliquot mittels Formaldehydlösung fixiert und bis zur Weiterbehandlung gepuffert bei $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ gelagert. Der erste Arbeitsschritt zur Ermittlung der Zellzahlen des inokulierten Organismus bestand in der **Bestimmung der Gesamtzellzahl** durch DAPI-Färbung und Membranfiltration. Der Fluoreszenzfarbstoff DAPI (4',6-Diamidino-2-

phenylindol-dihydrochlorid) bindet an die DNS vorhandener Mikroorganismen und ermöglicht so die Visualisierung in der Probe. Im mikroskopischen Bild erscheinen DAPI-gefärbte Zellen in Epifluoreszenz blau. Mittels Zählung wird eine Quantifizierung ermöglicht. Mit dieser Methode können absolute Zellzahlen, bezogen auf 1 ml Perkolat bestimmt werden.

Mit einem weiteren Teil der fixierten Probe wurde die *in situ*-Analyse mit rRNS-gerichteten Oligonukleotidsonden zum spezifischen Nachweis von *Escherichia coli* vorgenommen. Befinden sich in der untersuchten Probe Zellen, deren 16S rRNS bzw. 23S rRNS die Zielsequenz einer bestimmten Sonde enthalten, so erfolgt aufgrund der Sequenzkomplementarität der beiden Nucleinsäure-Einzelstränge die Hybridisierung des Oligonukleotids. Anhand der Sonden-Markierung mit einem Fluoreszenzfarbstoff (Fluorescein bzw. Rhodamin oder Cyanin 3.18) konnten die hybridisierten Zellen mit dem Epifluoreszenzmikroskop detektiert und quantifiziert werden. Durch Gegenfärbung der hybridisierten Zellen mit dem Farbstoff DAPI und anschließender Zellzählung konnte der relative Anteil an Zielorganismen an der Gesamtzellzahl aller Zellen ermittelt werden. Aus der durch Membranfiltration ermittelten Gesamtzellzahl ließ sich dann die absolute, in der untersuchten Probe vorhandene Zahl an Zielorganismen ermitteln.

Verwendet wurden rRNS-Sonden folgender Spezifität:

Sonde		Spezifität (Referenz)
• GAM42a	→	γ -Proteobakterien (MANZ et al., 1992),
• ENT1531	→	Familie <i>Enterobacteriaceae</i> (POULSEN et al., 1994);
• Eco45a	→	<i>Escherichia coli</i> (NEEF et al., 1995).

Alle Oligonukleotide wurden als Fluorescein- Cy3- bzw. Carboxytetramethylrhodamin-markierte Derivate von der Fa. Interactiva (Ulm) bezogen.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass mit Hilfe der *in situ*-Hybridisierung etwa 50% der inokulierten *Escherichia coli*-Zellen im Perkolat wiedergefunden werden konnten. Ihr Durchbruchmaximum lag bei etwa zwei durchflossenen Porenvolumina, d.h. ihr Durchbruch ist hinsichtlich der Wasserfront (veranschaulicht durch den Bromid-Durchbruch bei ungefähr 1,0 durchflossenen Porenvolumen) um ca. den Faktor zwei verzögert.

Der untersuchte Sandboden scheint somit unter den gewählten Versuchsbedingungen den Transport von *Escherichia coli*-Zellen in starkem Maß zuzulassen. Das Rückhaltevermögen des Sandbodens für diese Bakterien ist offensichtlich wesentlich geringer als bisher angenommen. Ein Eintragsereignis könnte somit eine wesentlich höhere fäkale Verunreinigung nach sich ziehen, als dies bisherige, mit Kultivierungsverfahren durchgeführte Untersuchungen zeigten (u.a. HARVEY et al., 1989; TAN et

al., 1994; JOERGENSEN et al., 1998). Die Anwendung der in situ-Hybridisierung stellt somit eine wesentliche methodische Verbesserung zur Detektion und Quantifizierung metabolisch aktiver Zielorganismen dar.

Die inokulierten Mikroorganismen wurden in Form von Hungerkulturen in die Bodensäulen inokuliert. Zu diesem Zweck wurden in der exponentiellen Wachstumsphase befindliche *E. coli*-Zellen, nach der Zellernte etwa drei Wochen in einem Phosphatpuffer gelagert. Bei Zugabe der Zellen zu den Bodensäulen war so eine konstante Zellzahl gewährleistet, die die Berechnung von Wiederfindungsraten erst ermöglichte. Gehungerte Zellen verringern oftmals ihre Größe. Das war auch bei den hier eingesetzten Zellen der Fall, die im gehungerten Zustand eine Länge von 1 – 2 µm aufwiesen. Das Durchbruchverhalten der parallel eingesetzten Partikel-Tracer mit einem Durchmesser von 1 bzw. 2 µm zeigte sehr große Ähnlichkeit mit dem Verhalten der *Escherichia coli*-Zellen.

Somit scheinen die Tracer-Partikel mit einem Durchmesser von 1 – 2 µm für eine Simulation und daraus folgend differenzierter Betrachtung des Verhaltens von *E. coli* im Boden geeignet zu sein.

Literatur

- AMANN, R. & LUDWIG, W., 1994: Typing in situ with probes. In: PRIEST, F.G. et al. (eds.): Bacterial Diversity and Systematics. Plenum Press, New York, 115-135.
- AMANN, R., GLÖCKNER, F.-O., NEEF, A., 1997: Modern methods in subsurface microbiology: in situ identification of microorganisms with nucleic acid probes. FEMS Microbiology Reviews 20: 191-200.
- CUMBIE, D.H. & McKAY, L.D., 1999: Influence of diameter on particle transport in a fractured shale saprolite. J. Contam. Hydrol. 37: 139-157.
- HARVEY, R.W., GEORGE, L.H., SMITH, R.L., LEBLANC, D.R., 1989: Transport of microspheres and indigenous bacteria through a sandy aquifer: results of natural and forced gradient tracer experiments. Environ. Sci. Techn. 23: 51-56.
- JOERGENSEN, R.G., KÜNTZEL, H., SCHEU, S., SEITZ, D., 1998: Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil. Applied Soil Ecology 8: 1-10.
- MANZ, W., AMANN, R., LUDWIG, W., WAGNER, M., SCHLEIFER, K.-H., 1992: Phylogenetic oligodeoxynucleotide probes for the major subclasses of Proteobacteria: Problems and Solutions. System. Appl. Microbiol. 15: 593-600.
- NEEF, A., AMANN, R., SCHLEIFER, K.-H., 1995: Detection of microbial cells in aerosols using nucleic acid probes. System. Appl. Microbiol. 18: 113-122.
- PORTER, K.G. & FEIG, Y.S., 1980: The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr. 25: 943-948.
- POULSEN, L.F., LAN, F., KRISTENSEN, C.S., HOBOLTH, P., MOLIN, S., KROGFELDT, K.A., 1994: Spatial distribution of *Escherichia coli* in the mouse large intestine inferred from rRNA in situ hybridization.
- SAYLOR, G.S. & LAYTON, A.C., 1990: Environmental application of nucleic acid hybridization. Annu. Rev. Microbiol. 44, 625-648.
- SCHLEIFER, K.H., LUDWIG, W., AMANN, R., 1993: Nucleic Acid Probes. In: GOODFELLOW, M., O'DONNELL, A.G. (eds): Handbook of New Bacterial Systematics. Academic Press Ltd., 463-499.
- TAN, Y., GANNON, J.T., BAVEY, P., ALEXANDER, M., 1994: Transport of bacteria in an aquifer sand: Experiments and model simulations. Water Res. 30: 3243-3252.

Abflussdynamik des Oberflächen- und Kluftwassers eines Einzugsgebietes im Westharz

Dr.-Ing. Axel Stödter¹

1. Einführung

Im Zuge des Baus der modernen Talsperren im Westharz mit ihren Aufgaben Hochwasserschutz, Niedrigwasseraufhöhung, Stromgewinnung aus Wasserkraft und Bereitstellung von Wasser zur Trinkwasseraufbereitung ist ein umfangreiches System von Messstationen entstanden. Neben zahlreichen Pegelanlagen in den Gewässern und auch im Grundwasser werden zudem Niederschlags-, aber auch Schnee- und Temperaturmessstationen betrieben. Die Harzwasserwerke als Talsperrenbetreiber haben somit nutzungsbezogen eine sehr detailreiche Kenntnis der quantitativen Wasserflüsse in den Talsperreneinzugsgebieten. Die Messerfordernisse wurden jeweils an die modernsten Möglichkeiten angepasst: Heute gibt das sog. Talsperreninformationssystem der Harzwasserwerke über Fernabruf an zentraler Stelle „online“ Auskunft über die aktuelle wasserwirtschaftliche Situation an den Talsperren und in deren Einzugsgebieten [1].

Im Zusammenhang mit den Mitte der 80er Jahre aufkommenden Diskussionen über die Auswirkung saurer Depositionen auf die Qualität von Oberflächenwasser im Westharz wurden über das bereits im Harz bestehende Untersuchungsgebiet „Lange Bramke“ [2] die Untersuchungsgebiete „Große Schacht“ und „Alte Riefensbeck“ eingerichtet [3]. Beteiligt waren das Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig und die Abteilungen Zentrallabor und Wasserwirtschaft der Harzwasserwerke.

Durch diese mehrjährige Messkampagne sollten Aufschlüsse über den Wasser- und Stofftransport auf der Oberfläche und in dem ausgeprägten Kluftsystem des Harzes gewonnen werden. Am Beispiel des Untersuchungsgebietes „Große Schacht“ im Einzugsgebiet des Flusses Söse werden an dieser Stelle wesentliche Ergebnisse für den hydrologischen Bereich vorgestellt.

2. Das Untersuchungsgebiet „Große Schacht“

Das Untersuchungsgebiet liegt im Einzugsgebiet der Söse im südlichen Westharz (Abb. 1) mit der Gewässerfolge Gr. Schacht – Söse – Rhume – Leine – Aller – Weser. Es ist ausgeprägt asymmetrisch, und in das Gewässer Große Schacht, dessen Gebiet durch einen Pegel abgeschlossen wird, münden linksseitig mehrere parallel verlaufene Bäche, darunter auch das kleine und das große Mollental. Das oberirdische Einzugsgebiet hat eine Größe von 9,6 km², das Gefälle des Hauptvorfluters beträgt 10 ‰. Oberhalb des Zusammenflusses von großem und kleinem Mollental wurden zwei weitere Pegel errichtet. Eine Klimastation und zwei Niederschlagsmessgeräte sammeln meteorologische Informationen. Sechs Grundwasserbrunnen wurden bis max. auf 55,3 m unter Geländeoberkante abgeteuft und mit möglichst langen Filterstrecken bis zu 14 m versehen. Die Bohrkerne mit \varnothing 102/101 mm lieferten auch Informationen zur räumlichen Stellung von Trennflächen. Die Beobachtungsröhre sind für wasserchemische Untersuchungen und hydraulische Bohrlochtests geeignet.

3. Geologie und Pedologie

Zahlreiche Aufschlüsse und Pürckhauer-Sondierungen wurden in der Einrichtungsphase durchgeführt. Die Gesteinsschichten aus Tonschiefer, Kieselschiefer, Quarzit und Diabas streichen nahezu parallel zueinander. Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der intensiv verfalteten und verschuppten Großmulde mit paläozoischen Gesteinsserien des Acker-Bruchberg-Gebietes

¹ Harzwasserwerke GmbH, Abteilung Wasserwirtschaft, Nikolaistraße 8, 31137 Hildesheim

Gesteinsart	Min. Kluftabstände in cm	Max. Kluftabstände in cm	Mittl. Kluftabstände in cm
Tonschiefer	0,5	5,0	2,0
Kieselschiefer	1,0	11,0	4,0
Quarzit	3,0	150,0	12,0
Plattenschiefer	1,5	17,0	6,5
Diabas	5,0	100,0	50,0

Tab. 1: Gemessene Kluftabstände im Untersuchungsgebiet „Große Schacht“

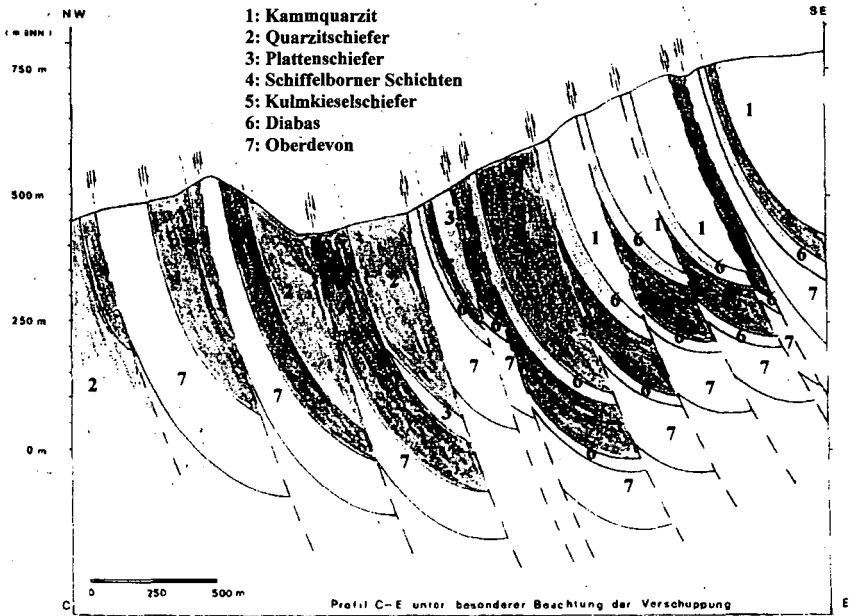


Abb. 2: Südost-Nordwest-Profil für das Untersuchungsgebiet „Große Schacht“

5. Abflussdynamik

Die Charakteristik der Abflüsse infolge von Niederschlägen kann an den Oberflächenpegeln und auch an den Grundwasserpegeln abgelesen werden (Abb. 3). Dort sind steile Anstiege der Wasserstände des Kluftgrundwasserleiters im Hangbereich (Brunnen „HKSF“ im Quarzit) und retendierte, aber immer noch schnelle Anstiege im Hangfußbereich (Brunnen „HKSD“ im Diabas) zu verzeichnen. Die Analyse langjähriger Ganglinien täglicher Niederschlagshöhen und Abflüsse an den Pegeln bestätigt diese Messungen mit kurzen Konzentrationszeiten, hohen Abflussintensitäten und schnellen Rückgängen der abfallenden Ganglinienäste bei Niederschlagsende.

Für die analytische Ganglinienseparation wurden tracerhydrologischen Untersuchungen mit dem Umweltisotop Sauerstoff-18 durchgeführt. Bei Separation des Gesamtabflusses für Hochwasserereignisse in zwei Abflusskomponenten konnte für den Direktabfluss eine Aufenthaltszeit von mehreren Stunden, für den indirekten Abfluss (aus Vorereigniswasser) eine Aufenthaltszeit von nur wenigen Monaten festgestellt werden. Dabei lag der Direktabflussanteil für Hochwasserer-

eignisse bei 10 bis 30 %, im Maximum bei 60 % des Gesamtabflusses. Gegenüber konzeptionellen Ansätzen für die Ganglinienseparation ist dies ein hoher Anteil an indirektem Abfluss, der seinen Herkunftsraum im Kluftgrundwasserleiter hat. Der rasche Massentransport erklärt sich durch den Aufbau eines Druckes durch die Infiltration und -perkolation des Niederschlagsabflusses, der zu einer Mobilisierung des Kluftgrundwasserabflusses in der genannten Menge und Geschwindigkeit führt. Daraus folgt, dass der vertikale Wasserfluss die laterale Komponente bei weitem überwiegt. Folglich gibt es nur eine auf lokale Bereiche beschränkte Ausbildung von Interflow. Die mittlere Verweilzeit im Grundwasserleiter beträgt 1,5–2,5 Jahre.

Aus der Wasserbilanz wurde für das Untersuchungsgebiet „Große Schacht“ die Grundwasserneubildung zu 55 % des Jahresgebietsniederschlags von 763 mm für die Wasserwirtschaftsjahre 1992 und 1993 berechnet. Der Winter hat dabei einen Anteil von 78 %, der Sommer von 36 %.

Das Kluftsystem hat somit maßgebenden Einfluss für die Abflusskonzentration im Hinblick auf Massendurchsatz und Geschwindigkeit für die Grundwasserneubildung wie auch für die Bereitstellung von schnellen Hochwasserabflussanteilen.

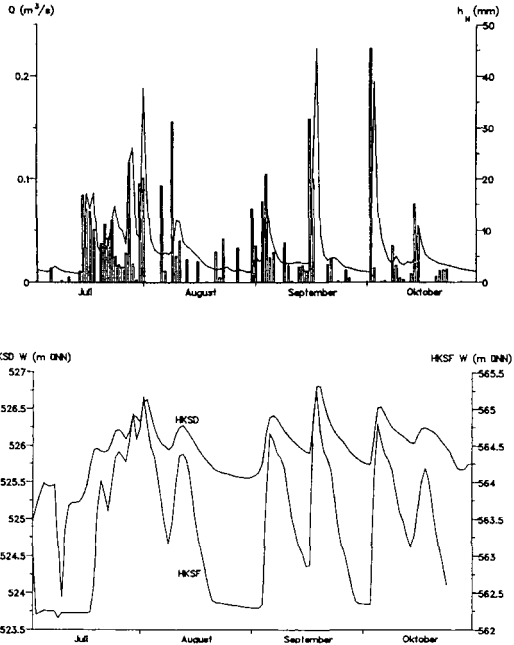


Abb. 3: Niederschlagsbedingte Wasserstandsreaktionen an Grundwasserbrunnen im Sommer 1993

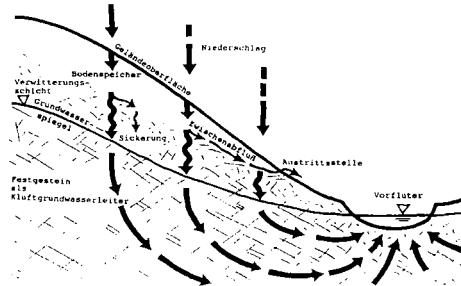


Abb. 4: Prinzipskizze Kluftsystem (überhöht)

6. Literatur

[1] Eggelsmann, F., Stödter, A., Tonn, R.: TALIS – Das Talsperreninformationssystem der Harzwasserwerke, Harzwasserwerke GmbH, 1999

[2] Herrmann, A., et al.: Wasserumsatz in einem kleinen Einzugsgebiet im paläozoischen Mittelgebirge. Landschaftsökologie und Umweltforschung, Hrsg. Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig, Heft 17, 1989

[3] Technische Universität Braunschweig, Institut für Geographie und Geoökologie, Abt. für Physische Geographie und Hydrologie, und Harzwasserwerke des Landes Niedersachsen: „Erkundung und Untersuchung der Hydrologie und Chemie der Subeinzugsgebiete „Große Schacht“ und „Alte Riefensbeek“ unter besonderer Berücksichtigung des Kluftgrundwasserleiters. Abschlussbericht, unveröffentlicht. 1994

MITTEILUNGEN

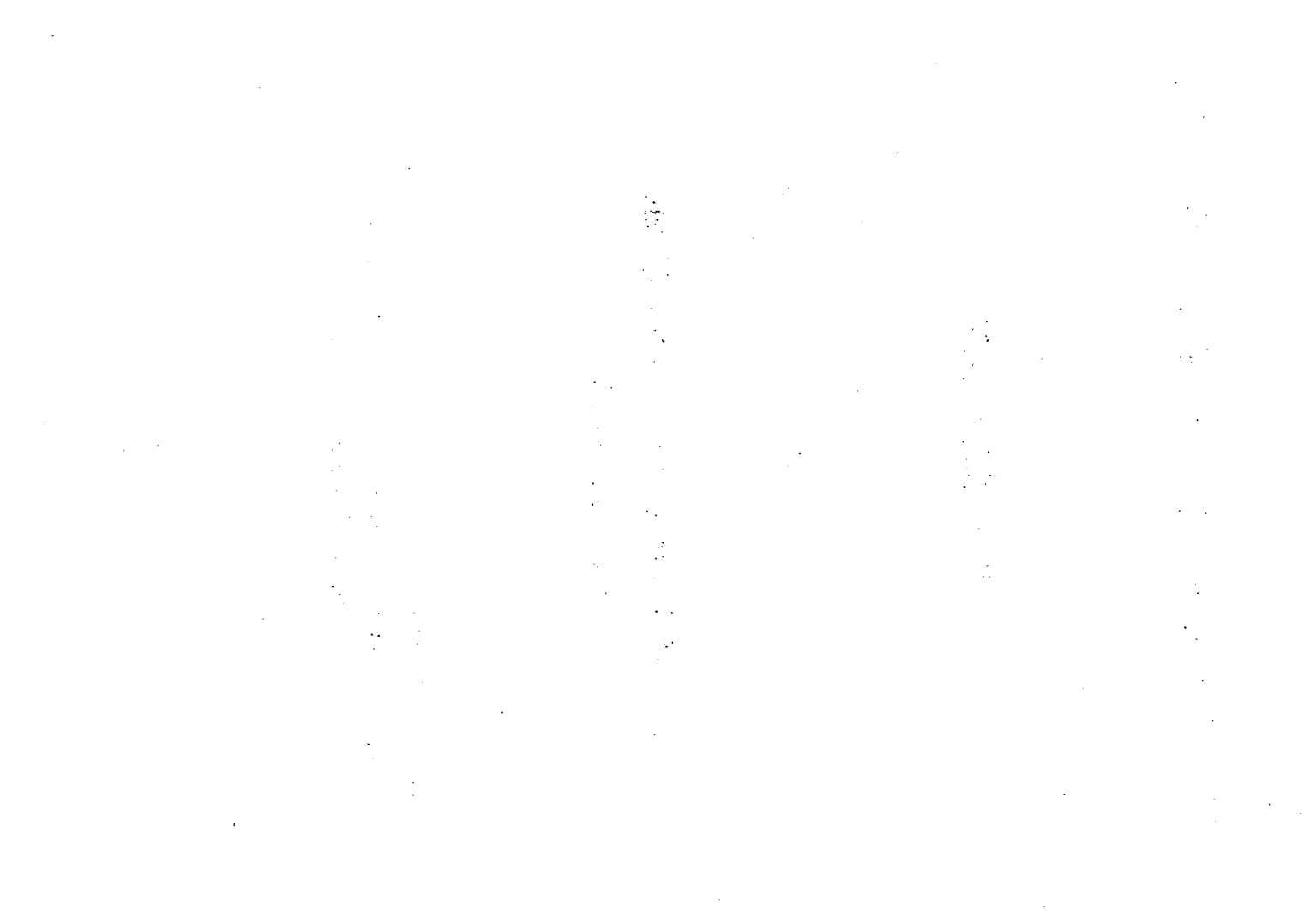
DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate und Exkursionsführer zum Workshop der AG „Bodenerosion“ zum
Thema „On- und off-site Schäden durch Wind- und Wassererosion“
06. und 07. April 2000 in Essen

Band 92

2000



Modifizierung des Erosionsmodells OPUS zur Simulation des durch Makroporen induzierten Interflows

Bogena, H. & Dieckkrüger, B.

1 Einleitung

In dem Teilprojekt B14 „Bilanzierung und Modellierung von Stoffflüssen in Flußeinzugsgebieten am Beispiel des Wahnbachs“ des SFB 350 "Wechselwirkungen kontinentaler Stoffsysteme und ihre Modellierung" der Universität Bonn sollen mit einem mesoskaligen Ansatz die vorhandenen Stoffflüsse aus dem etwa 70 m² großen Einzugsgebiet des Wahnbachs in das quasi geschlossene Sedimentationsbecken einer Trinkwassertalsperre erfaßt und bilanziert werden (BOGENA et al., 1999). Es soll verifiziert werden, inwieweit eine Simulation der Wasser- und Stofftransporte in dem Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre mit dem dynamischen Simulationsmodell OPUS (SMITH, 1992) durchführbar ist. Anpassungen von OPUS an die Gegebenheiten des Untersuchungsgebiets, sowie erste Ergebnisse werden präsentiert.

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre befindet sich ca. 25 km östlich von Köln am Randbruch des Rheinischen Schiefergebirges zur Niederrheinischen Bucht. Der Untergrund des Untersuchungsgebiets wird von oberflächlich stark verwitterten Ton-, Silt- und Sandsteinen des Devons gebildet. Im südlichen Teil des Einzugsgebiets werden diese Schichten von einer bis zu 5 m mächtigen Lößdecke überlagert, in der sich vorwiegend Parabraunerden entwickelt haben. In den periglazialen Lagen des nördlichen Einzugsgebietes haben sich vorwiegend Braunerden entwickelt.

3 Das Testgebiet Berrensisiefen

Um die Übertragbarkeit des Modellsystems auf das Untersuchungsgebiet zu testen, wurden drei mikroskalige Teileinzugsgebiete ausgewählt. Zur Validierung der Simulationsergebnisse wurden in drei Testgebieten am jeweiligen Gebietsauslaß Meßstationen eingerichtet. Zu diesen Testgebieten zählt auch das etwa 30 ha große Einzugsgebiet des Berrensisiefens mit vorwiegender Grünlandnutzung. Seit September 1998 werden hier kontinuierlich Abfluß, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur gemessen. Zur Erfassung des Feststoffaustrages wurden eine Sedimentfalle und eine Schwebstofffalle im Bachbett installiert. Weiterhin werden wöchentlich Wasser- und Niederschlagsproben zur Bestimmung der wichtigsten Anionen und Kationen genommen. Um Aussagen über die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Böden im Einzugsgebiet des Berrensisiefens machen zu können, wurden räumlich verteilt 180 Bodenproben aus zwei Tiefen (Ah- und Bv-Horizont) entnommen.

4 Das Modellkonzept

OPUS wurde ausgewählt, weil es alle notwendigen Prozesse der unterschiedlichen Zeitskalen (Einzelereignis bis zu Dekaden) simulieren kann. Es verknüpft eine 1D-Berechnung der Bodenprozesse mit einer 1D-Simulation der Transportvorgänge auf der Bodenoberfläche. OPUS ist für Agrarökosysteme konzipiert worden und kann neben dem Stofftransport auch Stoffkreisläufe und Pflanzenwachstum unter verschiedenen Managementpraktiken simulieren. Als Standortmodell ist OPUS in der Lage, die Prozesse des Wasser- und Stofftransports von einzelnen Hängen zu berechnen. Das Einzugsgebiet wird aus diesem Grunde über die Ausweisung von Hängen diskretisiert. Dies bietet den Vorteil, daß die im Gebiet vorkommenden Hänge direkt in dem Modell abgebildet werden, und somit eine Überprüfung der Modellergebnisse innerhalb des Einzugsgebiets möglich ist. Um eine Validierung des Stoffaustrages aus dem Untersuchungsgebiet zu ermöglichen, werden die einzelnen Hänge mit einem Vorflutermodell gekoppelt.

5 Modifizierung des Modellsystems OPUS

Die Ganglinien der Testgebiete deuten darauf hin, daß der Abfluß bei starken Niederschlagsereignissen im Winterhalbjahr durch den Zwischenabfluß dominiert wird. Dies ist vor allem durch den stark verwitterten devonischen Untergrund bedingt, welcher nur eine sehr geringe Durchlässigkeit besitzt (FLÜGEL & SMITH, 1999). Ein weiterer den Zwischenabfluß begünstigender Faktor ist der verdichtete Oberboden mit seiner hohen Zahl an biogenen Makroporen. Ein großer Anteil des Infiltrationsüberschusses wird über das Makroporensystem zum Vorfluter geleitet. Die Bedeutung dieses Prozesses für den Wasserhaushalt von Hängen wird von verschiedenen Autoren, wie z.B. GERMANN (1990) und BRONSTERT (1994), beschrieben. Mit dem Modellsystem OPUS war es bislang nicht möglich, den Effekt von Makroporen auf den Wassertransport zu simulieren. Bei einer Simulation des Oberflächenabflusses von Hängen mit Makroporen wird die gesättigte Wasserleitfähigkeit des Bodens oftmals kalibriert. Diese entspricht jedoch nicht mehr dem K_s -Wert der Bodenmatrix, woraus ein überhöhter simulierter Nitrataustrag resultiert. Um eine erfolgreiche Simulation des Wasser- und Stofftransports durchführen zu können, wurde OPUS um ein Modul erweitert, welches den Prozeß des durch Makroporen induzierten Zwischenabflusses vereinfacht beschreibt. Der von OPUS berechnete Infiltrationsüberschuß wird in einen Oberflächenabfluß- und einen Zwischenabflußanteil aufgeteilt. Weiterhin wird im Auenbereich ein Grundwasserkörper berücksichtigt, welcher im direkten Kontakt zum Vorfluter steht und eine Retention des hangabwärts transportierten Bodenwassers bewirkt. Dieses Wasser wird nachfolgend als schnelles Grundwasser bezeichnet. Die beiden Komponenten Zwischenabfluß und schnelles Grundwasser werden mittels linearer Einzelspeicher simuliert. Zur Modellierung des Trockenwetterabflusses wurde ein langsamer Grundwasserspeicher eingeführt. In Abb. 1 ist das modifizierte OPUS-Modell mit den vier Abflußkomponenten schematisch dargestellt. Die Modifikationen führen dazu, daß jetzt Kalibrierungen vorgenommen werden müssen und somit eine uneingeschränkte Übertragbarkeit nicht mehr gegeben ist. Die Kalibrierung der Aufteilungsfunktion und der Speicherkoeffizienten findet für alle Teileinzugsgebiete statt, um für die jeweilige Bodenart und Landnutzung spezifische Parameter zu finden.

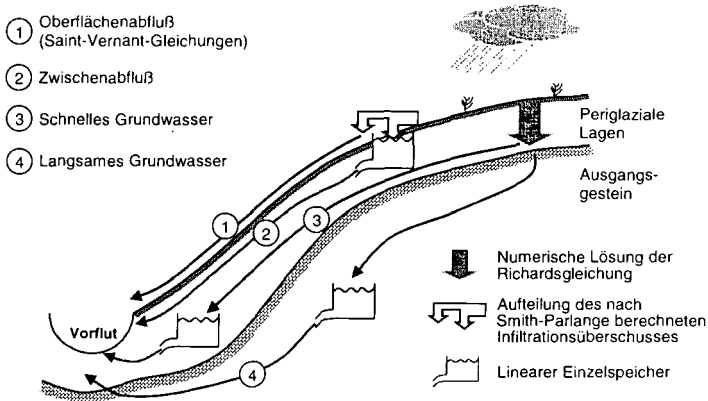


Abb. 1: Die verschiedenen Abflußkomponenten des modifizierten Modellsystem OPUS

6 Parametrisierung und Kalibrierung

Für die Anwendung von OPUS stehen Klimadaten des Wahnachtalsperrenverbandes zur Verfügung, sowie hochaufgelöste Niederschlagsdaten eines im Testgebiet aufgestellten Regenschreibers. Letztere sind für die Berechnung der Infiltration von besonderer Bedeutung. Um der räumlichen Variabilität der Boden- und Reliefeigenschaften gerecht zu werden, wurde das Testgebiet in acht Hänge unterteilt. Basierend auf einem digitalen Höhenmodell (Rasterweite: 5 m) wurden jeweils repräsentative Hangprofile ermittelt. Auf Grundlage der ermittelten Bodendaten wurden mit einer Pedotransferfunktion (PTF) nach RAWLS et al. (1985) die bodenhydrologischen Parameter für OPUS bestimmt. Eine Variogrammanalyse gab Aufschluß darüber, ob eine räumliche Abhängigkeit der hydraulischen Bodeneigenschaften vorliegt. War diese gegeben, wurde mittels Ordinary Kriging eine Interpolation der Bodenparameter vorgenommen.

7 Ergebnisse

Der mit dem modifizierten Modellsystem OPUS simulierte Abfluß des Testgebietes Berrensiefen zeigt eine sehr gute Übereinstimmung mit der beobachteten Ganglinie (Abb. 2). Abweichungen sind vor allem durch den Einfluß von Schneeschmelzen bedingt. Dennoch weist der Effizienzkoeffizient nach NASH & SUTCLIFFE (1970) noch einen Wert von 0,81 auf. Aufgrund der Kalibrierung werden 85% des Infiltrationsüberschusses über das Makroporensystem abgeleitet. Mit einem Vergleich des über die Leitfähigkeit berechneten Oberflächenabflusses mit dem von OPUS simulierten Anteil des Oberflächenabflusses konnte verifiziert werden, daß dieser einfache Ansatz anwendbar ist.

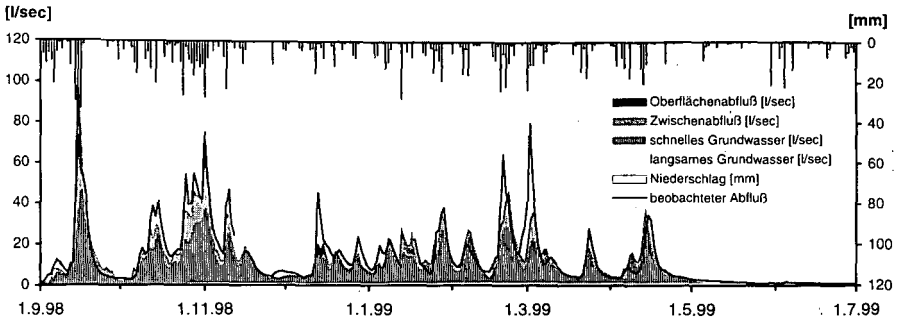


Abb. 2: Vergleich der vom modifizierten OPUS simulierten mit der gemessenen Abflußganglinie

8 Ausblick

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß mit dem modifizierten OPUS eine kontinuierliche Simulation der Stoffflüsse in dem Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre möglich ist. Wie das Beispiel des Nitrataustrags aus dem Testgebiet zeigt, müssen jedoch noch weitere Modifikationen an dem Modellsystem OPUS vorgenommen werden. Nachfolgend wird eine Anwendung auf die anderen Testgebiete stattfinden, um die Effekte der Landnutzung auf die Modellierung der Wasser- und Stofftransporte zu untersuchen. Anschließend wird eine Übertragung des Modells auf das mesoskalige Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre erfolgen.

Danksagung: Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des SFB 350 "Wechselwirkungen kontinentaler Stoffsysteme und ihre Modellierung" und dem Wahnbachtalsperrenverband für die Zurverfügungstellung meteorologischer Daten.

Literatur

- BOGENA, H., DIEKRÜGER, B. & R. KLINGEL (1999): Skalenabhängige Analyse des Wasser- und Sedimenttransports in einem mesoskaligen Einzugsgebiet.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.: 91, 1: 144-147.
- BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen.- IHW 46, Univ. Karlsruhe, 192 S.
- FLÜGEL, W.-A. & SMITH, R.E. (1999): Integrated process studies and modelling simulations of hillslope hydrology and interflow dynamics using the HILLS model.- Env. Mod. & Soft. 14, 153-160
- GERMANN, P.F. (1990): Macropores and hydrologic hillslope processes. Process Studies in Hillslope Hydrology.- Eds.: ANDERSON, M.G. & BURT, T.P., John Wiley, Chichester, 327-363
- NASH, J. & SUTCLIFFE, J. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part 1 - A discussion of principles.- J. Hydrol. 10, 282-290
- RAWLS, W.J. & BRAKENSIEK, D.L. (1985): Prediction of soil water properties for hydrological modelling. Proceedings of the symposium watershed management in the eighties.- Denver, 293-299
- SMITH, R.E. (1992): OPUS: An integrated simulation model for non-point source pollution transport at the field scale. Volume I, Documentation.- USDA-ARS-98. 120 S.; Springfield.

Modellierung mit EROSION-3D und System zur ereignisbezogenen Messung von kurzzeitigen Stoffeinträgen

von

Deumlich, D.¹; T. Kalettka² & L. Völker¹

Einleitung:

Kurzzeitige, erosionsbedingte Stofftransporte, hervorgerufen durch starke Niederschläge oder andere abflüßauslösende Prozesse sowie die dadurch zusätzlich beeinflussten fließgewässerinternen Stofftransporte und -transformationen können regional in unterschiedlicher Häufigkeit eintreten.

Ihre Abbildung in Modellen ist erfolgt und wird fortgesetzt. Die Validierung und Kopplung zu dynamischen Landschaftsmodellen gestaltet sich allerdings schwierig. Deshalb wird häufig auch auf einfache Methoden, wie z.B. Gefahrenstufenkartierung bzw. vergleichende Standortbeurteilung und empirische Modelle, wie die Allg. Bodenabtragsgleichung zurückgegriffen. Die in der ABAG enthaltene Abbildung bekannter Interaktionen bietet bereits ein komplexeres Abbild der Situation. Letztere können darüber hinaus Mengen bzw. Spannen für im langjährigen Mittel zu erwartende Abträge ausweisen, sind aber nicht ohne weiteres auf andere Gebiete übertragbar. Stofffrachtab-schätzungen werden daran gekoppelt. Die physikalisch basierten und prozeßorientierten Modelle besitzen den Vorteil der weitgehenden Übertragbarkeit auch auf andere Bedingungen.

Untersuchungsgebiet und Methodik:

Nähere Untersuchungen erfolgen im Gebiet des Quillow nahe Prenzlau und dessen Teileinzugsgebiet Peege. Das Direkteinzugsgebiet der Peege hat einen Anteil von 271 ha (10,5 %). Somit ist der größte Teil Binneneinzugsgebiet (2305 ha (89,5 %)), das hinsichtlich der oberflächigen Direkteinträge in das Fließgewässernetz zunächst ausscheidet.

Es herrschen sandige und lehmige Substrate bei flach mit mäßig geneigtem Relief vor. Der mittlere Jahresniederschlag in 1m Höhe beträgt 497 mm/a. Untersuchungen zur Erosivität der Niederschläge ergaben einen mittleren Erosivitätsfaktor (R-Faktor) von 47 N/h/a.

R-Werte, wie sie zur im folgenden dargestellten Modellierung verwandt wurden, mit 45 N/h treten einmal in 20 Jahren und solche mit 12 N/h einmal in 2 Jahren auf.

Die Wassergüteuntersuchungen erfolgen nach DIN 38 405.

Diskussion der Ergebnisse:

In Nordostdeutschland entspricht das Auftreten von Starkregen den typischen Bedingungen Mitteleuropas, mit einer Häufung in den Monaten Mai bis September. Im Zeitraum April bis September sind Zeiten geringer Bodenbedeckung gegeben. Deshalb sind wiederkehrend stärkere Erosionsereignisse auf Ackerstandorten mit Befruchtungen angrenzender Ökosysteme zu verzeichnen.

Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung Müncheberg e.V.

¹ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ² Inst. f. Landschaftswasserhaushalt

Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

e-mail: ddeumlich@zalf.de; tkalettka@zalf.de

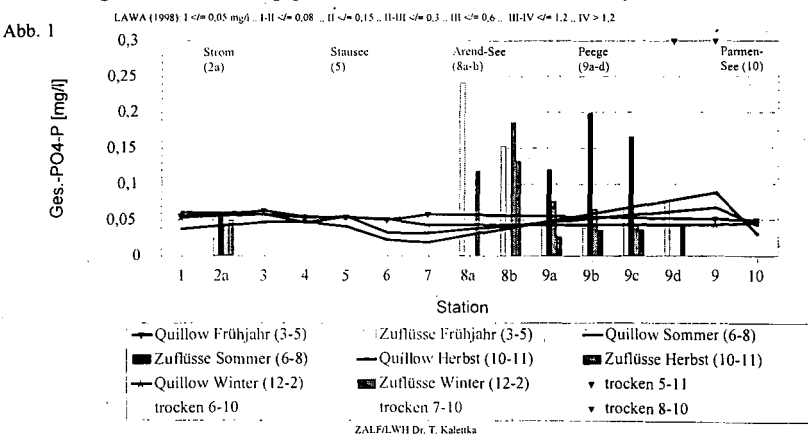
Die Komplexität der Faktoren wird mit Prozeßmodellen am besten widergespiegelt. EROSION-3D von SCHMIDT und v. WERNER (1996) wurde für das Peegegebiet verwandt, um den Direkteintrag abzuschätzen.

Das Modell EROSION-3D ist rasterbasiert. Es erfordert verglichen mit anderen prozeßorientierten Modellen relativ wenig Input-Daten und ist vollständig GIS-gekoppelt. Informationen zu Relief und Boden können aus digitalen Karten, Daten und Parametrisierungen verfügbar gemacht werden. Auf hohe Qualität des Präprozessing ist großer Wert zu legen. Berechnet werden je Rasterelement die für den Prozeß und die gewünschte Information notwendigen Ergebnisse. Daraus lassen sich onsite Herkunftsbereiche ausgrenzen und Vorschläge für Entscheidungen ableiten. Die Stofffracht für sämtliche Vorflutraster ist enthalten und erlaubt damit weiterführende Berechnungen des Transports in partikulärer oder gelöster Form.

Die Simulation für die genannten 2 Starkregen unter Nutzung der Bodendaten der Reichsbodenschätzung im 10 * 10 m-Raster für den worst Case saattbettbereite Brache bis 10 % Bodenbedeckung zeigte folgende Ergebnisse. Bei dem 20jährigen Ereignis treten bei diesen Bodenzuständen größere Abträge auf geneigten Flächen und in Tiefenlinien ein, während sie entsprechend geringer bei dem zweijährigen Ereignis ausfallen. Schlußfolgernd daraus wären bodenschützende Maßnahmen vorrangig auf diese Teilgebiete zu orientieren, da von dort die größten aus dem Gebiet ausgetragenen Frachten beigesteuert werden.

Für den Gebietsauslaß berechnete Sedimentfrachten betragen zwischen 60 und 530 t bzw. 0,3 bis 2,7 t/ha Bodenabtrag ohne Berücksichtigung von Meliorationsanlagen (Wehre) (Deumlich & Völker 1999). Dies erscheint verglichen mit anderen Standorten und noch dazu unter worst case Bedingungen relativ wenig. Beachtenswert sind die damit aus dem Gebiet verfrachteten Stoffe, Nährstoffe, PSM-Rückstände und deren Wirkungen auf fließ- und standgewässerinterne Prozesse. So kann bei Kenntnis der an verschiedenen Korngrößen gebundenen Stoffe deren Frachtabschätzung erfolgen.

Um die Aussagen zu validieren erfolgen Wassergüte- und Durchflußmessungen an relevanten Pegeln im Gewässer-Längsschnitt. Am Beispiel des Gesamtphosphats wird beispielhaft das Gebietsverhalten hinsichtlich des partikulären Stofftransports erläutert (Abb. 1). Die bisherige Wassergüte Quillow-Einzugsgebiet 3/1998-2/1999 --- Gesamt-Phosphat



Beprobung im 4 wöchentlichen Abstand ermöglicht nur eine Gewässerübersicht. Erosionsbeeinflusste kurzzeitig durchlaufende Wellen sind momentan nicht erfaßt. Dazu sind entspre-

chende Meßstrecken ausgewählt und mit ereignisorientierter Probenahmetechnik ausgerüstet. Die auf der Abszisse ausgewiesenen Zahlen symbolisieren von 1 Mündung des Quillow in die Uecker die Meßpunkte in der Abfolge vom Oberlauf (10 Zufluß aus dem Parmen-See). Das Ziel der zu erreichenden Wassergüte Klasse II der LAWA (0,15 mg/l) wird nur zu bestimmten Zeiten an einigen Meßpunkten überschritten. Im trockenen Sommer 1998 war festzustellen, dass Teileinzugsgebiete trocken fallen. So führte der Quillow 1998 und 1999 nur ab Meßpunkt 7 dauerhaft Wasser. Er ist somit als periodischer Durchflußregimetyt einzustufen. Die Meliorationsanlagen (Wehre) sind dabei zusätzlich zu beachten.

Für die Gesamtfracht scheint der Phosphorausrag aus dem Gebiet weniger relevant. Die Berücksichtigung einzelner Erosionsereignisse und interne Umlagerungen können diese Aussage relativieren. Zu analysieren ist, welche Retention findet wo statt (Binneneinzugsgebiete, Seen, gestaute und langsam durchflossene Abschnitte).

Die im EZG Quillow untersuchten Prozesse und durch Modellierung verallgemeinerten Abläufe sollen in weitere nicht genauer untersuchte Teileinzugsgebiete übertragen werden und dafür ebenfalls Aussagen liefern. Deshalb wurden auch dort Meßwerte der Zuflüsse zur Uecker erfaßt.

System zur ereignisbezogenen Erosionsmessung

Das Meßkonzept zur Aufklärung erosionsbürtiger Stofftransporte umfaßt die bekannten Methoden vom einfachen Meßkasten bis hin zu vollautomatischer ereignisbezogener Probenahme. Die Messungen erfolgen in genesteter Form, um entsprechende Rückschlüsse ziehen zu können (Verursacher, Herkunftsbereiche zu identifizieren), die es erlauben das Prozeßverhalten mittelfristig besser zu modellieren. Dazu sind neben automatischen Probennehmern in der Vorflut 2 ereignisbezogene Systeme ausgangs von Teileinzugsgebieten auf Ackerflächen mit zu erwartendem konzentrierten Übertritt in die Vorflut bestehend aus H-flume, kapazitiver Pegelstandsmessung, Coshocton-Probenteiler, Kippapparatur, automatisierter Probenahme

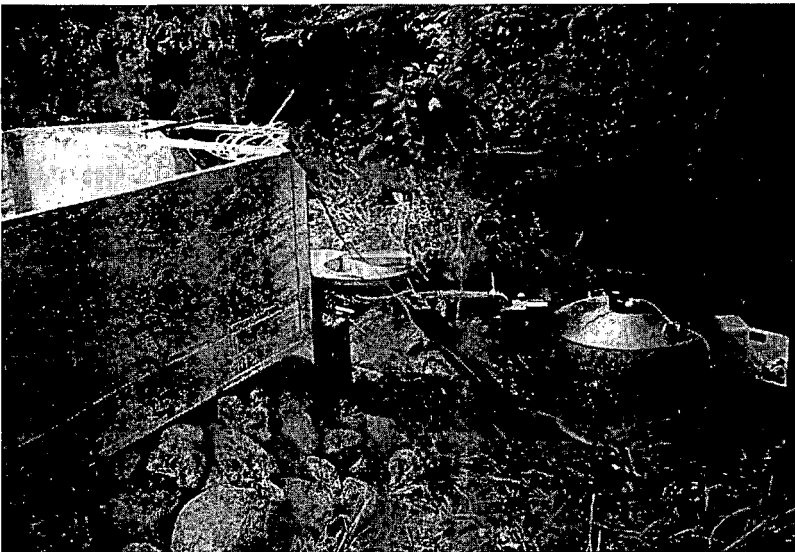


Abb. 2: Probenahmesystem

und -verteilung in einem 24 Flaschen umfassenden Probensammler integriert (Abb. 2). Einbezogen werden auch Ergebnisse langjähriger Untersuchungen in Standardmeßparzellen und von Regensimulationen zur Parametrisierung von Modelleingangsgrößen und zur Validierung der Modellergebnisse.

Kompliziert ist neben dem unbekanntem Ausmaß verschiedener Erosionsereignisse auch die Einhaltung der DIN-Vorschriften der Probenanalyse, da Umsetzungsprozesse unmittelbar nach der Probenahme beginnen und sich die Kühlung im Gelände teils schwierig realisieren läßt.

Schlußfolgerungen:

Es besteht Klärungsbedarf zu folgenden Aspekten:

- Transportprozesse in Abhängigkeit von unterschiedlichen Zuständen sowie der Gewässertypologie
- der Einfluß der Variabilität
- zu Prozessen der Stoffumwandlung, Stoffretention und zur Konzentrationsveränderung während des Transports
- Es sind genauere Angaben zur Niederschlagsverteilung und ihrer zeitlichen sowie räumlichen Auflösung notwendig. Informationen zu den aktuellen Zuständen von Bodenfeuchte oder Bodenbedeckung aus Fernerkundungsdaten, da alle mit dem Wasser als Transportmedium verbundenen Prozesse besonders sensitiv sind
- auf verschiedene Skalen aggregierte physikalische, chemische und biologische Standortparameter

Literatur:

- Deumlich, D. & L. Völker (1999): Anwendung von EROSION 2D/3D im Einzugsgebiet der Peege. Mitt. Dt. Bdkdl. Ges. 91, 1189 - 1192
- Schmidt, J.; M. von Werner & A. Michael (1996): EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächs. LA f. Landwirtschaft u. Sächs. LA f. Umwelt u. Geologie

Indikatoren für die Bodendegradation durch Erosion im Europäischen Maßstab O. Düwel & J. Utermann*

1 Einleitung und Zielsetzung

„Durch Bodenerosion sind in Europa rund 157 Millionen Hektar betroffen...“ (Jüttner, 1999). Politiker beziehen diese Informationen aus Berichten zur Umwelt unterschiedlicher Institutionen, beispielsweise der Europäischen Umweltagentur (European Environment Agency, EEA). Die EEA veröffentlicht in regelmäßigen Zeitabständen verschiedene Umweltberichte (vgl. z.B. EEA 1995, 1998, 1999), die u.a. das Umweltmedium Boden thematisch behandeln.

Umweltbeobachtung und -berichterstattung bilden eine wichtige Entscheidungsgrundlage zur Sicherstellung einer zukunftsfähigen und nachhaltigen Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen. Die Darstellung und Vermittlung umweltrelevanter Daten erfolgt anhand von Indikatoren. Diese müssen für die unterschiedlichen Umweltmedien entwickelt werden.

Das Umweltmedium Boden ist in Europa von Degradationen betroffen, zu denen insbesondere die Bodenerosion durch Wasser und Wind zählt. Bisherige Daten der EEA zum Ausmaß der Bodenerosion in Europa beruhen in erster Linie auf Umfragen bei den Europäischen Ländern.

Im Rahmen seiner Beteiligung am Europäischen Themenzentrum Boden (ETC/S) der EEA wurde von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) versucht, die Datenlage durch weitere Befragungen zu verbessern. Da die Angaben aufgrund einer fehlenden einheitlichen Methodik schwer vergleichbar sind, wurde darüber hinaus ein Konzept vorgeschlagen, das langfristig den Anforderungen eines von der EEA entwickelten Indikatoren - Systems genügt.

2 Begriffsklärung

Zu Art und Entwicklung von Indikatoren gibt es eine Vielzahl von Ansätzen. Auf nationaler Ebene sei auf Arbeiten von Frielinghaus et al. 1997, Walz et al. 1997, Radermacher et al. 1998 und Winnige et al. 2000 verwiesen. Eine umfangreiche Übersicht über internationale Arbeiten ist bei Dumanski et al. 1998 zu finden. Bei Durchsicht der genannten Arbeiten wird deutlich, dass der Indikator – Begriff zwar grundsätzlich definiert zu sein scheint, die Entwicklung konkreter Indikatoren jedoch stark in Abhängigkeit vom Umweltmedium und vom Zielmaßstab variiert.

Aus diesem Grunde soll im folgenden der Begriff „Indikator“ konkretisiert werden und in den Zusammenhang mit Anforderungen der EEA gestellt werden.

2.1 Definition und Anforderungen

Allgemein gesagt ist ein Indikator nichts anderes, als eine Messgröße, die Informationen über ein bestimmtes Phänomen gibt. Dabei soll er im Unterschied zu einem einfachen Messwert einen Zweck erfüllen, der über das hinausgeht, was unmittelbar mit der jeweiligen Größe gemessen wird (BUND & Miseur 1997, vgl. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) 1993).

Für diesen Zweck werden an Indikatoren von der OECD grundlegende Voraussetzungen geknüpft, die auch von der EEA übernommen wurden.

Danach sollten Indikatoren,

- politisch relevant und für Anwender nutzbar sein (u.a. sollte ein Indikator ein repräsentatives Bild über den Zustand der Umwelt liefern, Trends aufzeigen und über Referenzwerte verfügen, anhand derer die Signifikanz des jeweiligen Problems ermessen werden kann),
- analytisch einwandfrei (u.a. theoretisch fundiert und auf internationalen Standards beruhen) und
- messbar sein (Daten sollten verfügbar sein bzw. in einem günstigen Kosten/Nutzen Verhältnis erhoben sowie regelmäßig auf den neuesten Stand gebracht werden können).

Definition nach OECD (1993):

A Parameter, or a value derived from parameters, which points to/provides information about/describes the state of a phenomenon/environment/area with a significance extending beyond that directly associated with a parameter.

* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Stilleweg 2; 30655 Hannover

2.2 Indikator Ansätze

Die sogenannte Umweltinformationspyramide verdeutlicht das Ziel, einfache und aggregierte Informationen zu erhalten (vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 1998; Schilling 1999; Walz et al. 1997). Politisch interessante und vermittelbare Basisinformationen werden darin über Indikatorensysteme zu hochaggregierten Indikatoren zusammengefasst.

Dieses Ziel wird mit einem umfangreichen System verfolgt, in dem unterschiedliche Teilbereiche der Umwelt einfließen. Aussagen über diese Teilbereiche sind wiederum aus Systemen zu entwickeln. Letztlich sind Indikatoren für Bodenerosion (gewonnen aus entsprechenden Basisdaten) ihrerseits Basisdaten für den Zustand der Bodendegradation und damit Teil des Indikatorensystems zur Ermittlung des Zustandes der Umwelt.

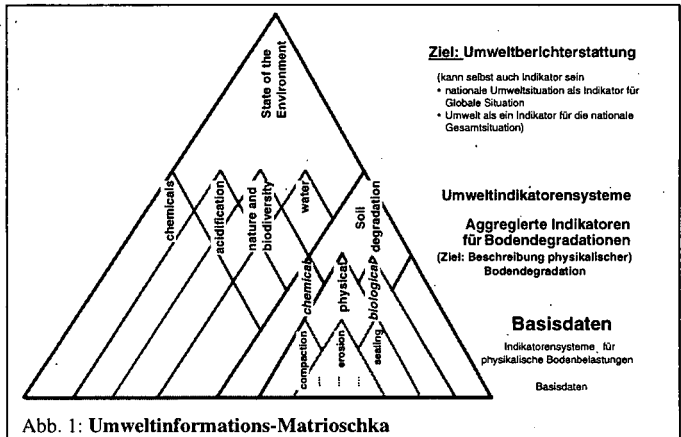


Abb. 1: Umweltinformations-Matrioschka

Die in Anlehnung an die ineinander geschachtelten, russischen Holzpuppen als *Umweltinformations-Matrioschka* bezeichnete Modellvorstellung ist in Abbildung 1 dargestellt.

Die EEA berichtet in den bislang vorgelegten Berichten (s.o.) über den Zustand von 12 Umweltbereichen, von denen in Abb. 1 (auf der Ebene der „Umweltindikatorensysteme“) fünf beispielhaft dargestellt werden. Jeder Umweltbereich ist nach den Vorstellungen der EEA mit Indikatoren zu beschreiben. Die Indikatoren werden nach dem von der OECD vorgeschlagenen Pressure - State - Response (PSR) - Ansatz geordnet, der von der EEA um Driving Forces und Impacts ergänzt wird (DPSIR - Rahmen). Man geht bei diesem Ansatz davon aus, dass bestimmte menschliche Aktivitäten (Driving Forces) Belastungen des Umweltsystems bewirken (Pressure). Diese haben einen bestimmten Zustand zur Folge (State). Der Zustand seinerseits hat Auswirkungen auf andere Umweltmedien (Impact). Politik und Gesellschaft reagieren in speziellen Handlungen (z.B. Gesetzgebungen) auf die Probleme (Response). Für den Problemkreis „Bodendegradation“ ist dieser Indikator - Rahmen dem „Environmental assessment report No 2“ (EEA 1999, S. 185) zu entnehmen.

3 Indikatoransätze für Bodendegradation durch Erosion

Angewandt auf den Problemkomplex Bodenerosion sind als wichtigste *Driving forces* und *Pressures* die Intensivierung der Landwirtschaft zu nennen, deren landbauliche Aktivitäten Druck auf das Umweltmedium Boden ausüben. Der State kann in diesem Fall als Bodendegradation durch Bodenverlust beschrieben werden. Neben Schäden am Ort des Entstehens entstehen Off - Site Schäden. Impacts entstehen ebenfalls onsite und offsite. Massnahmen als Reaktion auf den Problemkomplex können neben der Schaffung einer Europaweiten Bodenschutz - Gesetzgebung vor allem Massnahmen vor Ort sein, beispielsweise die Umsetzung der guten Fachlichen Praxis und Beratung zur Erosionsvermeidung.

3.1 Bislang verwendete Indikatoren

Hinsichtlich Bodenerosion werden im letzten Umweltbericht der EEA im wesentlichen zwei Tabellen präsentiert, die die insgesamt von Erosion betroffene Fläche der Europäischen Länder und Informationen über Bodenverluste enthalten (EEA 1999, S. 189).

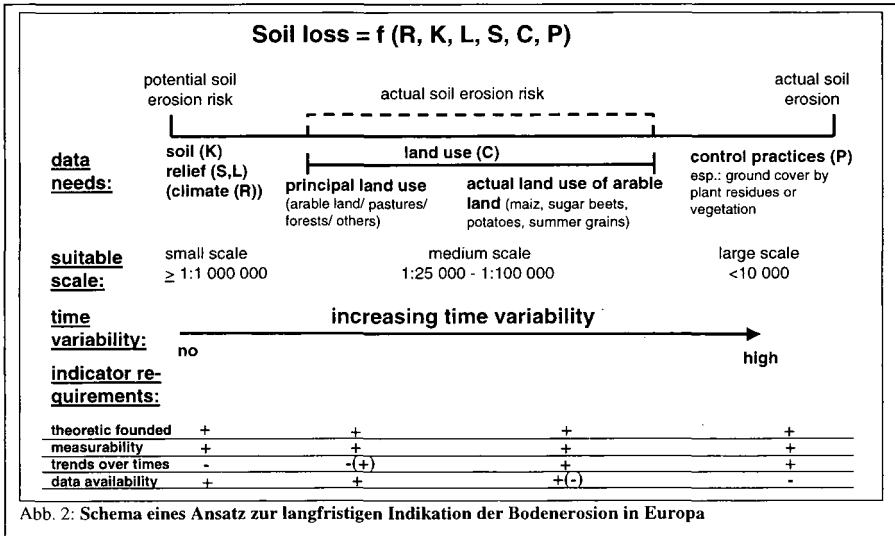
Die Daten wurden mit Hilfe von Fragebögen erhoben. Ein Problem dieser Fragebögen ist, dass klare Definitionen und Maßstäbe sowie Vorgaben zur Erhebungsmethodik fehlen.

Auch unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Versuches einer Aktualisierung dieser Daten, in der u.a. die genannten Daten für Deutschland zurückgenommen wurden, bleibt festzuhalten:

- Die Vergleichbarkeit von auf Umfragen basierenden Daten zur Bodenerosion in Europa ist nur eingeschränkt möglich.
- Die Anforderungen an Indikatoren werden ungenügend erfüllt v.a. in den Punkten:
 - Lieferung eines repräsentativen Bildes
 - Möglichkeit einer Trendbeobachtung
 - Verlässlichkeit der Methodik
 - Messbarkeit.

3.2 Vorschlag für einen langfristigen Indikatoransatz

Aus diesen Gründen wurde für die langfristige Beobachtung und Berichterstattung ein Indikatoransatz entwickelt, der den definierten Anforderungen entspricht. In Abbildung 2 ist das Schema dieses Ansatzes dargestellt.



Bodenverlust durch Erosion ist eine Funktion der Faktoren Klima, Boden, Relief, Bewuchs sowie Schutzmaßnahmen.

Je nachdem, welche Informationen in welchem Detailierungsgrad vorliegen, können Abschätzungen der potenziellen bzw. der aktuellen Erosionsgefahr und letztlich der tatsächlichen Bodenerosion erfolgen. Für die potenzielle Erosionsgefahr werden Informationen zu Boden und Relief verlangt, Klimainformationen präzisieren das Ergebnis.

In Abhängigkeit der Güte der Informationen zur Landnutzung, von der Hauptlandnutzung (Acker, Grünland, Wald oder sonstige Nutzung) bis zu den tatsächlichen Anbauverhältnissen ist die aktuelle Erosionsgefährdung abzuschätzen. Mit Informationen zu getroffenen Schutzmaßnahmen ist letztlich über Modelle die Abschätzung der tatsächlichen Erosion möglich.

Die effektivste und durch menschliche Aktivitäten zu steuernde Maßnahme zur Erosionsvermeidung ist eine möglichst vollständige und dauerhafte Bodenbedeckung. Informationen hierzu sind maßstabsabhängig und unterliegen zeitlichen Veränderungen.

Liegen jedoch Daten über die Bodenbedeckung in Gebieten erhöhter Erosionsgefahr vor, oder sind sie mit geringem Aufwand zu erheben (beispielsweise mit Methoden der Fernerkundung), ist die Bodenbedeckung ein Indikator für Bodenerosion, der die wesentlichen Ansprüche erfüllt.

Als Vorschlag für eine zukünftige Europa weite Vorgehensweise ergeben sich daraus die folgenden Schritte:

1. Identifikation von Gebieten erhöhter potenzieller Erosionsgefahr unter der Berücksichtigung von Bodenerodierbarkeit, Relief und Klimadaten (Erstellung einer Europa weiten Karte der potenziellen Erosionsgefährdung)

2. Vergrößerung des Maßstabs in Gebieten in denen unter zusätzlicher Beachtung der Hauptlandnutzung (Ackerland) von einer aktuellen Gefahr auszugehen ist
3. Erhebung von Daten zur Bodenbedeckung in diesen Gebieten und Beobachtung der durchgeführten Schutzmaßnahmen (ebenfalls Vergrößerung des Maßstabs)
4. Modellierung der Bodenverluste und Validierung des Ansatzes durch Beobachtung in ausgewählten Gebieten

4 Zusammenfassung

Zur Beobachtung und Berichterstattung als Grundlage umweltpolitischer Entscheidungen ist die Entwicklung von Indikatoren für die unterschiedlichen Umweltmedien erforderlich. Auf Europäischer Ebene sind die grundsätzlichen Anforderungen und die Vorgaben (Einpassung in den DPSIR – Rahmen) der EEA zu beachten.

Der Boden ist von unterschiedlichen Degradationen betroffen. Im Hinblick auf die Erosionsproblematik wird vorgeschlagen, die „Bodenbedeckung in aktuell durch Erosion gefährdeten Gebieten“ zu erfassen. Der vorgeschlagene Indikator erfüllt die gestellten Anforderungen und ist im kleinen (europäischen) Maßstab z.B. mit Methoden der Fernerkundung realisierbar. Er lässt sich für landwirtschaftlich und nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen anwenden.

5 Literatur

- BUND und Misor (Hrsg.) (1997): Zukunftsfähiges Deutschland: ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung.- 4., überarb. und erw. Aufl. – Birkhäuser. Basel, Boston, Berlin
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogramms. - Bonn
- Dumanski, J., Gameda, S. und C. Pieri (1998): Indicators of Land Quality and Sustainable Land Management – An Annotated Bibliography. Environmentally and socially sustainable development series. Rural development. The World Bank, Washington, D.C..
- European Environment Agency (1995): Europe's Environment: The DOBRIS-Assessment. Office for Official Publications of the European Community; Luxembourg
- European Environment Agency (1998): Europe's Environment: The Second Assessment. Office for Official Publications of the European Community; Luxembourg
- European Environment Agency (1999): Environmental assessment report No. 2: Environment in the European Union at the turn of the century. Office for Official Publications of the European Community; Luxembourg
- Frielinghaus, M., Müller, L., Schrade, A., Werner, A. und J. Bachinger (1997): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung – Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Meßparametern als Grundlagen für fachliche Regelungsansätze. Bericht zum Teil I des Forschungsvorhabens 107 02 009 des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Jüttner, W. (1999): Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen Vor- und Nachsorge. Festvortrag von Herrn Minister Wolfgang Jüttner, Niedersächsischer Minister für Umwelt: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. Bd.91/H1
- OECD (1993): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Environment Monographs No. 83, Paris.
- Radermacher, W., Zieschank, R., Hoffmann-Kroll, R., van Nohuys, J. Schäfer, D. und S. Seibel (1998): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen Bd. 5; Wiesbaden.
- Schilling, J. (1999): Umweltindikatoren – Stand der Diskussion, Entwicklungstendenzen. in: Umwelt-Informationen für Niedersachsen. H. 46/99
- Walz, R. et al. (1997): Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem – Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. UBA-FB 97-022; Umweltbundesamt, Berlin
- Winnige B., Frielinghaus M., Schäfer H. & J. Brunotte (2000): Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band

Vorstellung eines Windkanals für die Prozessforschung der Winderosion

R. Funk*

1. Einleitung

Der Einsatz von Windkanälen hat in der Winderosionsforschung eine lange Tradition und die meisten Daten auf denen Winderosionsmodelle basieren, wurden mit diesem Hilfsmittel gewonnen. Um die physikalischen Prozesse unter reproduzierbaren Bedingungen gezielt zu untersuchen, wurde am Institut für Bodenlandschaftsforschung beschlossen, einen eigenen stationären Windkanal zu konstruieren. Dabei wurden Erfahrungen aus vorangegangenen Projekten einbezogen, die aus der Nutzung des mobilen Windkanals des NLFB Bremen beruhen.

Beim Bau eines Windkanals sind bestimmte Mindestanforderungen zu beachten. So sollte die Länge mindestens 5 mal der Höhe oder 25 mal der Grenzschicht entsprechen (White & Mounla 1991). Auch das Verhältnis der Höhe zu den relevanten Windgeschwindigkeiten muss berücksichtigt werden, da zu geringe Höhen den Saltationsprozeß beeinflussen. Als Maß dient die Froude-Zahl $F = u^2/gh$, mit der ungestörten Strömungsgeschwindigkeit u , der Erdbeschleunigung g und der Kanalhöhe h , die nach Owen & Gillette (1985) nicht größer als 20 sein sollte. Des weiteren muss sich auch eine Grenzschicht ausbilden, die den vertikalen Austausch von Impuls und Beimengungen regelt. Dies kann durch eine gezielte Beeinflussung der Strömung im Anfangsbereich erzielt werden.

2. Aufbau des Windkanals (Abb. 1)

Der Windkanal ist vom Eiffel-Typ, d.h. er arbeitet mit einem nicht geschlossenen Kreislauf. Die Luft wird durch zwei übereinander angeordnete Axiallüfter in den Kanal gedrückt (push-type). Mit dem nachfolgend angeordneten Gleichrichter werden die Turbulenzen auf ein einheitliches Maß gebracht und mit dem Profilformer ein logarithmisches Windprofil vor dem Einlauf in die Messstrecke erzeugt. Es können stufenlos Windgeschwindigkeiten bis zu 18 m/s im Bereich der Messstrecke eingestellt werden.

Der Windkanal hat eine Gesamtlänge von 25 m, davon entfallen 7 m auf die Messstrecke, in die Boden oder andere Materialien bis zu einer Schichtstärke von 15 cm eingefüllt werden können. Der Querschnitt der Messstrecke beträgt 70 x 70 cm, wobei die Höhe bis auf 140 cm angehoben werden kann. Am Ende der Messstrecke befindet sich eine Saltationsfalle, die im Bereich von 0 – 30 cm den Transport in einer Breite von 5 cm erfasst und für neun Höhenstufen separiert (Abb. 2). Saltierende Partikel, die die Falle seitlich passieren, fallen in dem nachfolgendem Teilstück aufgrund der Strömungsberuhigung aus. Partikel deren Sinkgeschwindigkeit noch kleiner ist, gelangen letztendlich in die Suspensionsfalle, in der der Strömungsquerschnitt auf das zwölfwache der Meßstrecke expandiert und die mittlere Windgeschwindigkeit nur noch einem Achtel der der Meßstrecke entspricht.

Die Windgeschwindigkeit kann mit Hitzdrahtanemometern oder Staurohren in beliebigen Höhen gemessen werden. Im letzten Drittel der Meßstrecke kann eine Schubspannungswaage eingebaut werden, um die an der Oberfläche wirkenden Kräfte direkt zu messen.

3. Strömungsphysikalische Parameter

Abbildung 3 zeigt die Windgeschwindigkeitsprofile im Kanal für drei Geschwindigkeitsstufen. Nach dem logarithmischen Windprofil ergibt sich bei halblogarithmischer Darstellung genau eine Gerade. Es zeigen sich unterhalb 10 cm Höhe allgemein etwas zu geringe Werte, was bei den Einfangergebnissen der Saltationsfalle berücksichtigt werden muss. Die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* stellt den Mittelwert des Profils dar. Mit ihr wurde vom untersten Messwert der Windge-

* ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg

schwindigkeit ausgehend die theoretische Windgeschwindigkeitszunahme mit der Höhe für den Optimalfall berechnet.

Eine Kalibrierung der Saltationsfalle erfolgte mit jeweils 1,9 kg Quarzsand der Fraktion 0,1 – 0,2 mm, der bei fünf unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten am Beginn der Messstrecke zugeführt wurde. Diese Fraktion macht auch auf Ackerflächen den Hauptteil der Saltationsfracht aus und eine Suspension dieser Partikel kann sicher ausgeschlossen werden. Mit diesen Untersuchungen sollte sowohl die Einfangeffektivität der Falle als auch die Abhängigkeit zwischen Schubspannungsgeschwindigkeit und vertikalem Transport geklärt werden. Der Saltationstransport ist nach Williams (1964) und Janssen (1991)

$$q(z) = q_0 e^{-bz} \quad (2)$$

mit $q(z)$ Transport in der Höhe z , q_0 Transport in Bodennähe (Höhe 0 – 1 cm) und b Anstieg bzw. Maß des vertikalen Konzentrationsgradienten. In Abb. 4 sind Fangergebnisse der Saltationsfalle, das mit obiger Gleichung berechnete Transportprofil und eine mittels Regression angepasste Funktion dargestellt. Es zeigt sich, dass sich eine gleichmäßige Saltationsschicht ausbildet, die den gängigen Verteilungsvorstellungen entspricht. Zudem ist die deutliche Abhängigkeit der Anstiege mit zunehmender Wind- bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit ersichtlich, was einen verstärkten vertikalen Austausch belegt, während der Transport in Bodennähe nahezu konstant bleibt (Abb. 5).

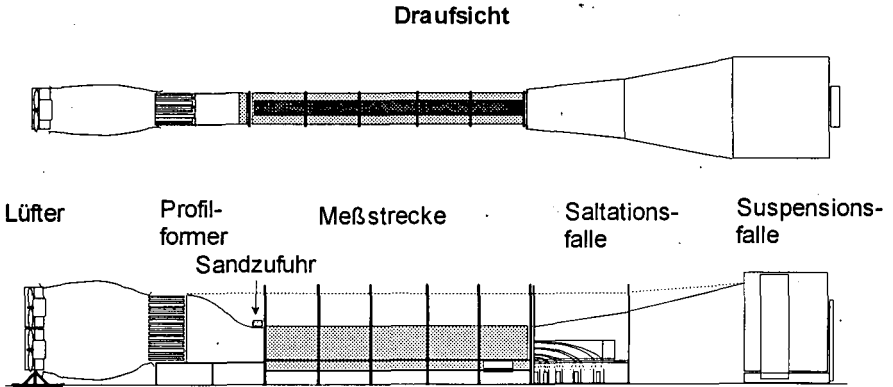


Abb. 1: Schematischer Aufbau des Windkanals mit seinen Hauptkomponenten

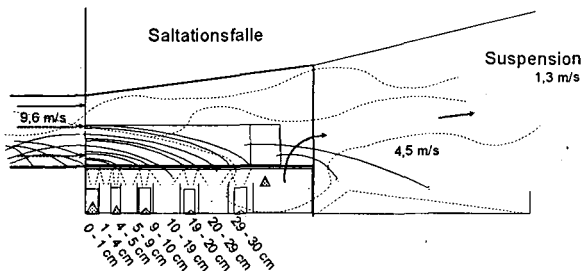


Abb. 2: Aufbau der Saltationsfalle und exemplarische Windgeschwindigkeiten in den einzelnen Bereichen

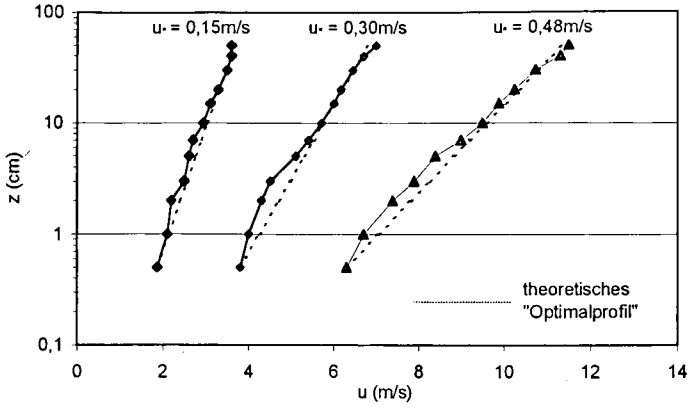


Abb. 3: Windgeschwindigkeitsprofile im Windkanal bei drei Geschwindigkeitsstufen

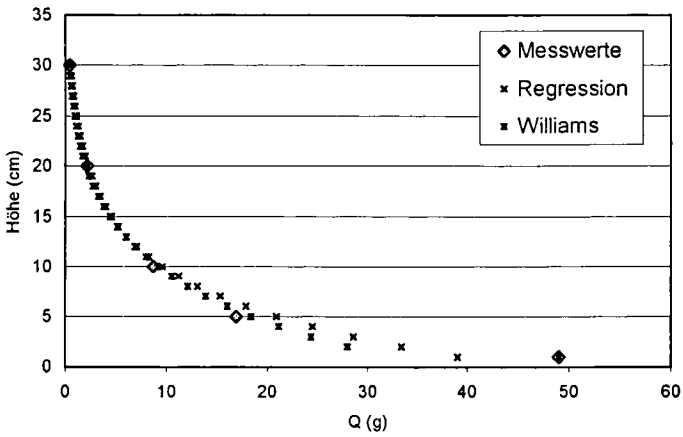


Abb. 4: Einfangergebnis der Saltationsfalle und berechnete Profile der vertikalen Transportdichten

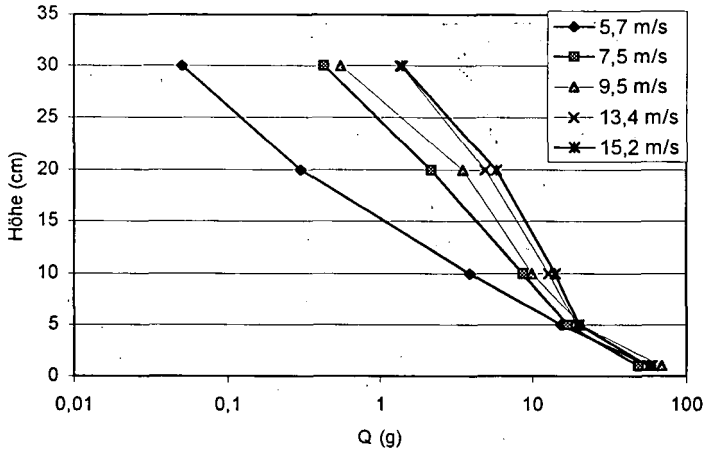


Abb. 5: Vertikalprofile des Saltationstransportes bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten

4. Zusammenfassung

Das Institut für Bodenlandschaftforschung verfügt seit einem halben Jahr über einen stationären Windkanal. Die dargestellten Ergebnisse belegen die guten strömungsphysikalischen Parameter, die bei einer Interpretation und Übertragung auf natürliche Bedingungen stets von Bedeutung sind. Eine Saltationsschicht bildet sich ohne Einschränkungen aus. Saltation und Suspension können gut voneinander getrennt werden.

5. Literatur

- Janssen, W. (1991): A new equation to determine saltation profiles for different friction velocities. In: Proc. Of the International Wind Erosion Workshop of CIGR, 10 – 12 Sept. 1991, Budapest, Hungary.
- Owen, P.G. & D. Gillette (1985): Wind tunnel constraint on saltation. Proc. On International Workshop on the Physics of Blown Sand. University Aarhus, vol. 2, 253-269.
- White, B. R. & H. Mounla (1991): An experimental study of Froude number effect on wind-tunnel saltation. Acta Mechanica (1991)[Suppl]:145-157.
- Williams, G. (1964): Some aspects of the aeolian saltation load. Sedimentology 3, 257 – 287.

Vergleich eines neu entwickelten bodennahen Depositionssammlers (KUNSTRA) mit bodennah eingesetzten Bergerhoff- und Löbner-Liesegang Sammlern.

Hannoschöck, E.; Höke, S. & Burghardt, W.

Einleitung und Untersuchungsmethode

In Deutschland werden Staubdepositionen in einer Höhe von 1,5 m gemessen (Bergerhoff-Methode, VDI 2119, Blatt 2). Durch diese Methode wird der Staubeintrag in den Boden nicht genau erfasst. Eine weitere Methode zur Erfassung des partikelförmigen Niederschlages stellt der Löbner-Liesegang Sammler (VDI 2119, Blatt 3) dar. Hierbei erfolgt die Messung ebenfalls in einer Höhe von 1,5 m.

Auf einer Versuchsfläche mit einer runden vegetationsfreien Winderosionsfläche (\varnothing 100 m) im Ruhrgebiet wurde zwecks genauerer Erfassung des Staubeintrages in den Boden ein neu entwickelter Depositionssammler (KUNSTRA) getestet (vgl. HANNOSCHÖCK et al. 1999). Die Lage der Meßstandorte läßt sich aus den Stationsbezeichnungen ableiten, zum Beispiel bedeutet 82-25, daß der Meßstandort sich auf 82° Abweichung von Nord und 25 m Abstand vom Erosionsflächenrand befindet (HÖKE & BURGHARDT 1999).

Die KUNSTRA-Sammler wurden an fünf Meßpunkten eingesetzt. Die Sammleroberfläche befand sich dabei in einer Höhe von 4 cm über der Bodenoberfläche. An einer Station wurde dabei eine Parallelmessung durchgeführt.

Zum Test des neuen Depositionssammlers fanden an den fünf Stationen Vergleichsuntersuchungen mit bodennahen (Einbauhöhe 2 cm) Bergerhoff-Sammlern statt. Zusätzlich erfolgten an zwei Stationen Vergleichsmessungen mit Löbner-Liesegang Sammlern. Dieser Depositionssammler wurde an den beiden betreffenden Stationen mit insgesamt 8 Parallelsammlern betrieben, die in 2 Reihen à 4 Stück angeordnet sind. Auch hier beträgt die Einbauhöhe 2 cm.

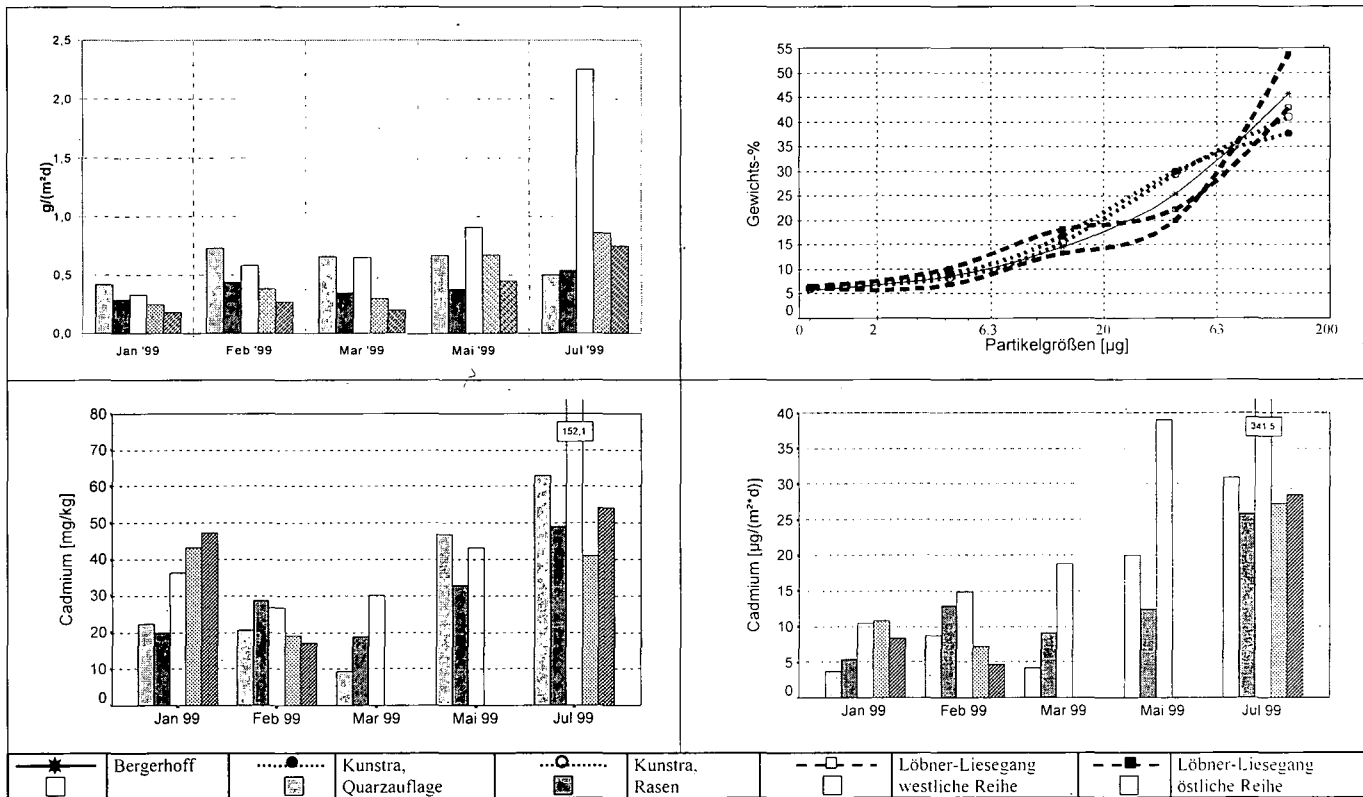
Ergebnisse

Die ermittelten Standardabweichungen (S_D %) von acht Monaten des neu konstruierten Depositionssammlers unterschreiten die in der VDI-Richtlinie 2119 angegebenen Werte, die für Bergerhoff-Sammler ermittelt wurden. Die dort angegebenen Werte beziehen sich jedoch auf eine Meßhöhe von 150 cm über Grund. Ein Vergleich der auf der Meßfläche eingesetzten bodennahen Bergerhoff-Sammlern mit den KUNSTRA-Sammlern zeigt, daß letztere um $\frac{1}{4}$ geringere Streuungen aufweisen (Tab. 1).

Ein Vergleich der Fangraten der Löbner-Liesegang-Sammler sowohl mit beiden KUNSTRA-Sammlern als auch mit den bodennahen Bergerhoff in der Station 82-25 (Abb. 1) zeigt:

- Der Löbner-Liesegang-Sammler fängt in der westl. Reihe (näher zur Meßfläche) mehr als in der östl. Reihe. In der Station 82-100 fangen beide Reihen ähnlich viel Material. In der näher zur Erosionsfläche gelegenen Meßreihe ist die Partikelgrößenzusammensetzung deutlich gröber (mehr fS).

Abb. 1: Vergleich Fangmasse [g/(m²d)], Partikelgrößen (Juli 1999) und Cd-Gehalte (mg/kg und µg/(m²d)) für die Station 82-25



Tab. 1: Standardabweichungen der KUNSTRA-Sammler (Station 82-25) und der Bergerhoff-Sammler (Station 235-3) im Vergleich zu Angaben aus der VDI 2119, Blatt 2, (1996)

Monat	Auflage Rasen				Auflage Quarz			Bergerhoff			
	n	\bar{x}	S _D	S _D %	\bar{x}	S _D	S _D %	n	\bar{x}	S _D	S _D %
		mg/(m ² d)			mg/(m ² d)				mg/(m ² d)		
Januar 99	2	285	106,1	37,2	425	7,1	1,7	3	663	165,0	24,9
Februar 99	2	440	28,3	6,4	727	63,6	8,8	3	523	23,1	4,4
März 99	2	345	7,1	2,1	660	84,9	12,9	3	240	26,5	11,0
Mai 99	2	375	106,1	28,3	670	169,7	25,3	3	1073	257,0	24,0
Juni 99	2	370	84,9	22,9	620	212,1	34,2	3	787	75,1	9,5
Juli 99	2	535	35,4	6,6	500	70,7	14,1	3	470	36,1	7,7
August 99	2	595	49,5	8,3	625	63,6	10,2	3	480	195,2	40,7
September 99	2	220	42,4	19,3	305	7,1	2,3	3	563	176,2	31,3
Gesamt*	16	396	57,5	14,5	566	84,9	15,0	27	600	119,8	20,0
Wetzlar**								33	211	33	15,6
Berlin***								31	81	23	28,3

* Untersuchungsfläche Gelsenkirchen-Schalke

** Stadtzentrum, Industriegebiet (hoch belastet)

*** Stadtrand, Gewerbegebiet (mittel belastet)

- Der KUNSTRA-Sammler (Quarzauflage) hat in der Regel eine höhere Fangrate als der KUNSTRA-Sammler mit der Rasenauflage. Die Partikelgrößenzusammensetzung der beiden Sammlertypen ist zumindest im Juli fast identisch.
- Die bodennah eingebauten Bergerhoff-Sammler weisen in der Regel höhere Fangraten als beide Typen der KUNSTRA-Sammler und auch der Löbner-Liesegang-Sammler auf. Dieser Sachverhalt kommt bei den in der Abb. 1 dargestellten Meßmonaten nicht so deutlich heraus, da die Wintermonate recht ausgeglichen sind. Wenn dagegen alle neun Meßmonate betrachtet werden, wird deutlich, daß die Fangraten der KUNSTRA-Sammler eher den der Löbner-Liesegang-Sammler entsprechen und der Bergerhoff-Sammler häufig deutlich nach oben abweicht.
- Zumindest im Juli fangen Bergerhoff- und Löbner-Liesegang-Sammler einen etwas größeren Anteil an groben Partikeln als die beiden KUNSTRA-Sammler.
- Bei der Betrachtung der Cd-Konzentrationen deutet sich an, daß die
 - Konzentrationen bei den Löbner-Liesegang-Sammlern an der Station 82-25 in der östlichen Meßreihe (weiter entfernt von der Meßfläche) höher liegen als in der westlichen Meßreihe (näher zu Meßfläche);
 - Konzentrationen bei den KUNSTRA-Sammlern nicht eindeutig einem Sammlertyp zu zuordnen sind. Der derzeitige vorliegende Datenpool läßt bisher noch keine konkreten Aussagen zu.

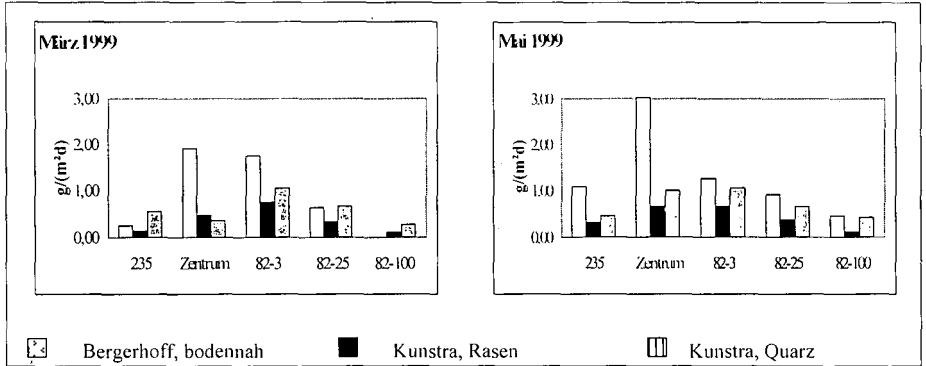
Abbildung 2 zeigt beispielhaft den Vergleich der Fangraten zwischen Bergerhoff und beiden KUNSTRA-Sammlern entlang eines Transektes über die Erosionsmeßfläche und des angrenzenden potentiellen Staubdepositionsgebietes. Der Unterschied zwischen den Fangraten variiert an den verschiedenen Meßstationen stark, wobei die Bergerhoff-Sammler fast immer eine höhere Fangrate aufweisen. Die höchsten Fangraten bei diesen Sammlern liegen im Zentrum (sechs von neun Monaten). Im Februar und August dagegen an der Station 82-3 und im Juli an der Station 82-25. Die höchsten Fangraten der KUNSTRA-Sammler liegen zumeist an der Station 82-3 (sieben von neun Monaten), ansonsten ebenfalls an der Zentrumsstation.

Mögliche Ursachen für diese höheren Fangraten bei den Bergerhoff-Sammlern im Vergleich zu den KUNSTRA-Sammlern sind:

1. Die Bergerhoff-Sammler weisen „Verunreinigungen“ durch z.B. eingewehtes Laub usw. auf:

2. Durch Starkregenereignisse (vorher trocken) kann deponiertes Material aus der Quarzauflage und von der Kunstrasenmatte herausgeschleudert werden;
3. Die Fangfläche der Bergerhoff-Sammler ist für die Ermittlung des Staubeintrages in den Boden zu gering (zu große Randeffekte).

Abb. 2: Vergleich der Fangraten [$\text{g}/(\text{m}^2\text{d})$] von bodennahen Bergerhoff-Sammlern und KUNSTRA-Sammlern für die Monate März und Mai 1999



Zusammenfassung und Ausblick

Beim Vergleich der bodennahen Depositionssammler deutet sich an, daß die Bergerhoff-Sammler am wenigsten geeignet ist den Staubeintrag in den Boden zu messen. Durch den Einsatz von Quarzkies oder einer Kunstrasenmatte wird die Rauigkeit einer natürlichen Oberfläche besser simuliert als durch Bergerhoff-Sammler und erneute Resuspension durch Wind und Wasser ermöglicht. Durch den Einsatz einer Oberfläche bei bodennah eingesetzten Sammlern ist der Anteil an Fremdstoffen (z.B. Insekten) im Fänger geringer. Insekten, Blätter oder ähnliches sind nach den bisherigen VDI-Verordnungen aus den Proben zu entfernen. Aus der Sicht der Bodenkunde allerdings sollte dieser Aspekt neu diskutiert werden: Für die Erfassung von Staubeinträgen in den Boden müssen diese Fremdstoffe aus den Boden entfernt werden, soll jedoch der stoffliche Eintrag in den Boden in seiner Gesamtheit erfaßt werden, gehören diese Bestandteile mit zur Eintragsbilanz.

Literatur

HANNOSCHÖCK, E.; HÖKE, S. & BURGHARDT, W. (1999): Erprobung eines neu entwickelten Kunstrasen-Skelettfängers (KUNSTRA) zur Ermittlung des Staubeintrages in den Boden. *IN: MITTEILUNGEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (HRSG. 1999), Band 91, Heft 2, S. 1009-1012.*

HÖKE, S. & BURGHARDT, W. (1999): Erfassung der Stauffreisetzung und -deposition von einer belasteten Brachfläche im Ruhrgebiet. *IN: MITTEILUNGEN DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (HRSG., 1999), Band 91, Heft 2, S. 1025-1028.*

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE [VDI] (1972): Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des partikelförmigen Niederschlages mit dem Hibernia- und Löbner-Liesegang-Gerät, VDI-Richtlinie 2119, Blatt 3, VDI-Verlag, Düsseldorf.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE [VDI] (1986): Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des Staubbodenniederschlages mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff, VDI-Richtlinie 2119, Blatt 2, VDI-Verlag, Düsseldorf.

Eignen sich Erosionsmodelle wie WEPP, EROSION 2D, RUSLE oder die ABAG zu einer Kontrolle gesetzlicher Erosions-Richtwerte?

Validierung von Modellen anhand von Oberflächenabfluss- und Bodenabtragsmessungen.

Bernd HEBEL, Marion POTSCHIN und Christoph SEIBERTH (alle Universität Basel, Departement Geographie, CH-4055 Basel, Spalenring 145)

1. Einleitung

Mit einer „Verordnung über Belastungen des Bodens“ (VBBo; SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1998) führt die Schweiz erstmals Richtwerte für Bodenerosion auf Ackerflächen ein (Tab. 1). Die Einhaltung der Richtwerte wird durch die Kantone kontrolliert. Der durchschnittliche flächenhafte Bodenabtrag soll unter Berücksichtigung von Niederschlag, Bodenerodierbarkeit, Hanglänge, Hangneigung und Fruchtfolge abgeschätzt werden. Der durchschnittliche linienhafte Bodenabtrag soll parzellenweise aufgrund von Beobachtungen über fünf Jahre bestimmt werden. Dabei sollen die zeitliche Häufigkeit der Bildung sowie Anzahl und Tiefe von Erosionsrinnen berücksichtigt werden. Die Schätzwerte für flächenhafte und linienhafte Bodenerosion werden zu einem gesamten durchschnittlichen Bodenabtrag summiert, welcher zur Kontrolle der Richtwerte dienen soll.

Tab. 1: Richtwerte der VBBo für zulässige Bodenerosion auf Ackerflächen (SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1998)

Durchwurzelbare Mächtigkeit des Bodens [cm]	Gesamter durchschnittlicher Bodenabtrag [t TS ha ⁻¹ a ⁻¹]
bis 70	2
über 70	4

Die genaue Methodik zur Abschätzung der durchschnittlichen Bodenabträge bleibt durch die VBBo ungeregt. Dies drängt zu einer verstärkten Untersuchung der Zuverlässigkeit von Instrumenten zur Abschätzung von durchschnittlichen Bodenerosionsraten und von deren Eignung zur Überprüfung der Einhaltung von Richtwerten.

2. Aufgabenstellung und Hypothesen

Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von zwei schwarzbrachen Erosionsparzellen in der Nordwest-Schweiz werden mit den physikalisch orientierten Simulationsmodellen WEPP (*Water Erosion Prediction Project*; FLANAGAN and NEARING, 1995) und EROSION 2D (SCHMIDT et al., 1996) sowie mit den empirischen Erosionsmodellen RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*; RENARD et al., 1991) und ABAG (*Allgemeine Bodenabtrags-Gleichung*; SCHWERTMANN et al., 1990) für die Jahre 1995 bis 1998 berechnet. Den Modellergebnissen werden Messdaten von den Parzellen über denselben Zeitraum gegenübergestellt. Folgende Arbeitshypothesen werden angenommen:

- Die Messmethode auf den Erosionsparzellen liefert hinreichend genaue Werte für den Oberflächenabfluss und den Bodenabtrag von Einzelereignissen.
- Die statistische Korrelation zwischen Messwerten und Modellberechnungen für Oberflächenabfluss und Bodenabtrag ist eine geeignete Methode zur Validierung von Erosionsmodellen.
- Die Untersuchungen wurden für schwarzbrache Messparzellen durchgeführt, lassen jedoch Aussagen über das grundsätzliche Verhalten der Modelle bei bewirtschafteten Ackerschlägen zu.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist eine Beurteilung der Modelle im Hinblick auf einen möglichen Einsatz zur Kontrolle der Einhaltung von gesetzlichen Richtwerten. Die Qualität des Zusammenhanges zwischen Modell- und Messergebnissen soll Aussagen über die Eignung und Zuverlässigkeit der Modelle ermöglichen und so einen Beitrag zur Diskussion über Schätzmethode für die Richtwertkontrolle liefern.

3. Material und Methoden

Zur Validierung der Modellergebnisse dienen Messdaten von zwei Erosionsparzellen namens T1 (nahe Möhlin; HEBEL und SIEGRIST, 1998) und T50 (Länenbachtal, nahe Rothenfluh), die im Rahmen einer langjährigen Erfassung von Stofftransport-Prozessen in unterschiedlichen Maßstäben seit 1973 (T1) bzw. 1984 (T50) betrieben werden. Die Parzellen wurden während des Untersuchungszeitraumes durch manuelle Unkrautbekämpfung kontinuierlich schwarzbrach gehalten. Auf den Parzellen wurde jeweils im Mai und November durch Umspaten und Rechen ein Saatbettzustand hergestellt. Tab. 2 stellt charakteristische Kennwerte der beiden Erosionsparzellen dar:

Tab. 2: Charakterisierung der Erosionsparzellen T1 und T50

Kennwert	T1 (Möhlin)	T50 (Länenbachtal)
Mittlerer Jahresniederschlag (1976-96) [mm]	995	1087
Seehöhe [m NN]	300	540
Bodentextur	Lt2	Lt3
Gefälle [%]	14	21
Abmessungen (Breite x Länge) [m]	3 x 10	3 x 20

Die Parzellen wurden mit Kunststoffblechen abgegrenzt. Die abfließende Wasser-Sediment-Suspension wurde mit je drei Abfluss-Trichtern aufgefangen und in drei 150 l Sammelfässer aus Kunststoff weitergeleitet.

Oberflächenabfluss und Bodenabtrag wurden zumindest einmal wöchentlich bestimmt, nach grösseren Niederschlagsereignissen wurden zusätzliche Zwischenmessungen eingeschoben. Die Standorte waren mit Regenschreibern ausgestattet. Luftfeuchtigkeit sowie aktuelle, maximale und minimale tägliche Lufttemperatur wurden kontinuierlich aufgezeichnet.

Grundsatz für die Simulationen war eine praxisnahe Anwendung der Modelle. Für den Modellinput wurden nur Daten herangezogen, die mit einfachem Messaufwand oder mit Hilfe von Funktionen aus den Modelldokumentationen erstellt werden können. Die Boden-Eingangparameter für die Modelle wurden in Laborversuchen (Textur, organischer Kohlenstoff, Lagerungsdichte, Wassergehalt) und mit Hilfe von Pedo-Transferfunktionen (organische Substanz, Kationenaustauschkapazität, Albedo, Erodierbarkeit, kritische hydraulische Schlepptension, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Sättigung) ermittelt. Die Klima-Inputdaten für die Modelle wurden mit erhobenen Messdaten und mit Daten der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA, Stationen Rünenberg und Möhlin: Globalstrahlung, Lufttemperatur) erstellt.

Frühere Untersuchungen (HEBEL und SIEGRIST, 1998) hatten gezeigt, dass eine Kalibrierung der Modelle meist den Zusammenhang zwischen Modell- und Messergebnissen nicht verbessern konnte. Da zudem in der Praxis meist keine Modellkalibrierung möglich ist, wurden alle Modelle unkalibriert verwendet.

4. Ergebnisse

Die WEPP-Simulationen wurden im kontinuierlichen Modus über den gesamten Zeitraum von 1995 bis 1998 durchgeführt. Mit EROSION 2D wurden nur die erosiven Ereignisse in diesem Zeitraum simuliert. Mit RUSLE und der ABAG wurden mittlere jährliche Bodenabträge der Jahre 1995 bis 1998 errechnet, welche durch die Erosivität EL_{30} aller Niederschlagsereignisse während eines Jahres mit mehr als 10 mm Niederschlagshöhe oder mehr als 10 mm h⁻¹ maximaler Niederschlagsintensität hervorgerufen werden.

Tab. 3 fasst Niederschlagssummen und EL_{30} -Summen für die einzelnen Jahre und für die erosionswirksamen Ereignisse, sowie die Abfluss- und Abtrags-Jahressummen von Messungen und Berechnungen zusammen. Abb. 1 stellt gemessene und berechnete (EROSION 2D und WEPP) Bodenabträge der Einzeleignisse auf den Parzellen T1 und T50 (zusammengefasst) in Korrelationsdiagrammen gegenüber.

Abb. 2 zeigt die berechnete Niederschlagsenergie (EL_{30}) und gemessene und berechnete Bodenabträge von den beiden Erosionsparzellen als Mittelwerte aus den Jahressummen 1995 bis 1998. Die ABAG überschätzte den Jahresbodenabtrag im Mittel um 111 % (T1) bzw. 129 % (T50), die Ergebnisse nach RUSLE lagen im Mittel um 92 % (T1) bzw. 77 % (T50) über den Messwerten. Bei den physikalisch orientierten Modellen WEPP und EROSION 2D lagen die Mittelwerte der berechneten jährlichen Abtragssummen um rund 35 bis 90 % unter den gemessenen Bodenabträgen. WEPP berechnete die Jahressummen der Abträge im Mittel um 78 % (T1) bzw. 34 % (T50) niedriger als die gemessenen Werte, EROSION 2D unterschätzte sie um 58 % (T1) bzw. 52 % (T50).

Tab. 3: Mess- und Modellergebnisse für Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von den Erosionsparzellen T1 und T 50 (Messungen teilweise SIEGRIST, 1997)

	Jahressummen:		Anzahl erosive Ereign.	Summe erosive Ereign.:		gemessener berechnete Abflüsse:			gemessener berechnete Abträge:				
	Niederschlag [mm]	NS-Energie [N/h]		Niederschlag [mm]	NS-Energie [N/h]	Abfluss [mm]	WEPP [mm]	Erosion2D [mm]	Abtrag [t/ha]	ABAG [t/ha]	RUSLE [t/ha]	WEPP [t/ha]	Erosion2D [t/ha]
Parzelle T1 (Möhlin):													
1995	1134	147.8	9	194.5	98.7	63.1	21.6	65.8	45.5	52.3	42.6	3.4	15.4
1996	744	28.1	12	0	0	0	0	0	0	9.9	8.7	0	0
1997	815	58.1	9	238.4	1.2	8.8	20.5	12.5	6.6	20.6	19.5	1.7	2.4
1998	901	111.0	1	226.6	4.0	19.4	21.5	34.4	5.8	39.3	40.4	7.8	6.3
Summe	3593	345	31	659.5	103.9	91.2	63.6	112.7	57.9	122.1	111.2	12.9	24.1
Stdabw.	170	53.5		111.5	48.5	28.0	10.6	28.8	20.9	18.9	16.4	3.3	6.8
Mittel	898	86.3		164.9	26.0	22.8	15.9	28.2	14.5	30.5	27.8	3.2	6.0
1976-96	995												
Parzelle T50 (Länenbachtal):													
1995	1178	211.3	9	185.8	151.5	32.8	62.6	86.8	127.3	147.1	107.6	55.0	38.9
1996	916	84.1	0	172.8	39.1	6.4	11.7	43.0	13.8	58.5	49.3	7.5	19.6
1997	891	96.8	10	194.4	30.6	4.1	14.0	21.9	3.4	67.4	53.8	16.6	7.6
1998	957	83.6	12	51.9	25.0	0.2	19.2	5.8	0	58.2	44.8	16.0	2.7
Summe	3942	475.8	31	604.9	246.2	43.4	107.5	157.5	144.5	331.2	255.5	95.1	68.7
Stdabw.	131	61.9		66.8	60.2	14.9	24.0	35.1	61.1	43.1	29.4	21.2	16.1
Mittel	985	119.0		151.2	61.5	10.9	26.9	39.4	36.1	82.8	63.9	23.8	17.2
1976-96	1087												

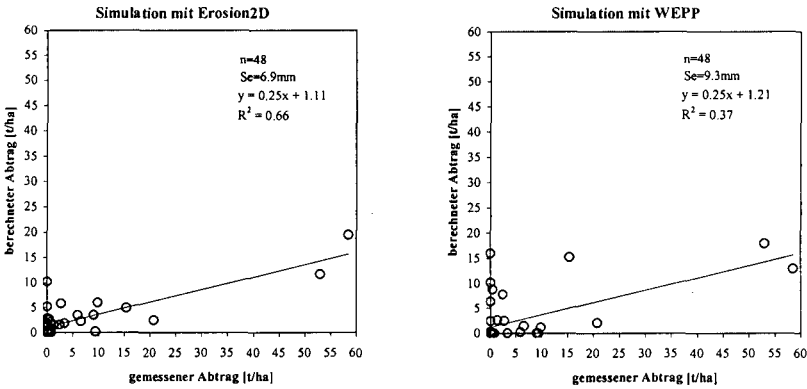


Abb. 1: Gegenüberstellung von gemessenen und berechneten Bodenabträgen durch Einzelereignisse auf den Erosionsparzellen T1 und T50 (zusammengefasst)

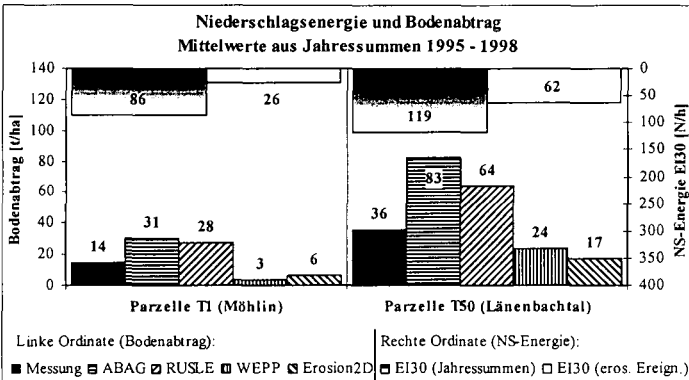


Abb. 2: Mittelwerte (1995-1998) der Jahresniederschlagsenergien (E_{130} ; Gesamtsumme bzw. Summe der erosiven Ereignisse) sowie der gemessenen und berechneten Jahresabträge

Mit Hilfe der ABAG für mittlere Jahresniederschlagsmengen (1976-96; s. Tab. 2) abgeschätzte langjährige durchschnittliche jährliche Bodenabtragsraten auf den Parzellen betragen $29 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (T1) bzw. $61 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (T50). Im Vergleich dazu wurden mit Hilfe des von MOSIMANN und RÜTTIMANN (1995) entwickelten Verfahrens zur Abschätzung der Erosionsgefährdung für Einzelschläge im Kanton Basel-Landschaft durchschnittliche jährliche Bodenverluste von $2,7 \text{ mm a}^{-1}$ (T1) bzw. $1,1 \text{ mm a}^{-1}$ (T50) errechnet, was Bodenabtragsraten von rund $41 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (T1) bzw. $17 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (T50) entspricht. Diese aus der ABAG abgeleitete Methode wird für die gesamte Schweiz erweitert und soll zur Kontrolle der gesetzlichen Richtwerte herangezogen werden (EIDG. DEPARTEMENT DES INNEREN, 1997).

5. Schlussfolgerungen

- Die Jahressummen der Abträge wurden von den *WEPP* und *EROSION 2D* zwar im Mittel etwa um die Hälfte unterschätzt, der Korrelationskoeffizient zwischen gemessenen und berechneten Werten von Einzelereignissen ist jedoch hoch. *RUSLE* überschätzte die jährlichen Bodenabträge zwar stark, die prozentualen Abweichungen der mehrjährigen Mittelwerte von Messungen und Berechnungen ist jedoch gering. Dies lässt den Schluss zu, dass sich diese Modelle gut für eine Abschätzung der relativen Erosionsgefährdung verschiedener landwirtschaftlicher Standorte oder der relativen Wirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsvarianten im Rahmen von Planungsaufgaben (Erosionsschutz) eignen. Bei der Berechnung des Oberflächenabflusses lieferten beide physikalischen Modelle ungenügende Ergebnisse.
- Die *ABAG-Modellgleichung* lieferte bezüglich der mehrjährigen Mittelwerte und vor allem bezüglich der Streuung der einzelnen Jahreswerte für beide Standorte ungenügende Ergebnisse bezüglich der eingangs formulierten Fragestellung. Dies führt zu dem Schluss, dass die ABAG selbst für eine Abschätzung relativer Unterschiede des langfristigen mittleren Bodenabtrages von unterschiedlichen Standorten oder Bewirtschaftungsvarianten nur bedingt eingesetzt werden kann.
- Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass sich sowohl die beiden physikalischen Modelle *WEPP* und *EROSION 2D*, als auch das empirische *RUSLE*-Modell als ergänzende *Kontrollinstrumente für gesetzliche Erosions-Richtwerte* eignen. Eine vorherige *Adaptierung der Modelle für regionale Verhältnisse* ist dabei jedoch unerlässlich. Ein zuverlässiger Einsatz von Modellen erfordert zudem *grosse Erfahrung des Anwenders* mit der Inputerstellung und dem Verhalten des jeweiligen Modells. Als Grundsatz für eine Verwendung von Modellen kann gelten: Es sollten nur langjährige Abschätzungen für die Kontrolle von Erosionsrichtwerten herangezogen werden und nicht Ergebnisse einzelner Jahre oder gar Ereignisse. Die *ABAG-Modellgleichung* und die Methode nach MOSIMANN und RÜTTIMANN (1995) erscheinen aufgrund der grossen Abweichungen zwischen Mess- und Modellergebnissen für eine Verwendung zur Richtwert-Kontrolle als nicht ausreichend zuverlässig.

Literaturverzeichnis:

- EIDG. DEPARTEMENT DES INNEREN, 1997: Erläuterungen zur Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö), Bern, Oktober 1997, 23 S.
- FLANAGAN, D.C., and NEARING, M.A. (1995): USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP). - Technical Documentation. NSERL Report No. 10, National Soil Erosion Research Laboratory, USDA-ARS-MWA, West Lafayette, IN.
- HEBEL, B., and S. SIEGRIST (1998): Plot Size Application and Validation of WEPP for Swiss Conditions. In: Wiener Mitteilungen, - Experiences with Soil Erosion Models. No. 151, Ed. University of Agricultural Sciences, Department of Hydraulics and Rural Water Management, Vienna, pp 149-160.
- MOSIMANN, T., und RÜTTIMANN (1995): Bodenerosion selber Abschätzen. - Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Hg. Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion des Kantons Basel-Landschaft, Sissach, 17 S.
- RENARD, K.G., G.R. FOSTER, G.A. WEESIS, and J.P. PORTER (1991): *RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation*. In: *Journal of Soil and Water Conservation*, No. 46 (1), pp. 30-33.
- SCHMIDT, J., M. v. WERNER, und A. MICHAEL (1996): *Erosion 2D/3D*, - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Ed. Freistaat Sachsen: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; Dresden und Freiberg, 223 S.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAAT (1998): Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö), 814.12, Bern, 1. Juli.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., und KAINZ, M. (1990): *Bodenerosion durch Wasser, - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. 2. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart, 64 S.
- SIEGRIST, S. (1997): Untersuchungen zur Erodierbarkeit einer langjährigen Erosionsparzelle im Länenbachtal (CH). In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Nr. 83, S. 467-470.

Untersuchung industrieller Staubdeposite im Hinblick auf deren potentielle Verfrachtung durch Winderosion

KUYLAARS, M. ¹; KUYLAARS, K. ¹; BURGHARD, W. ²

1. Einleitung

Unter natürlichen Bedingungen entstehen durch chemische und physikalische Verwitterungsprozesse Stäube. In urban-industriellen Verdichtungsräumen sind es dagegen überwiegend technisch-chemische Prozesse, die Staubpartikel freisetzen. In der unmittelbaren Umgebung von starken Emissionsquellen sind im Vergleich zu Schwebstaubimmissionen konzentrierte Niederschläge dieser Staubpartikel zu erwarten (SPONA 1993). Diese industriellen Deposite können - wie natürliche äolische Sedimente - das Ausgangssubstrat der Bodenbildung darstellen oder das anstehende Substrat bzw. den Boden in seinen Eigenschaften verändern.

Die Ablagerungen dieser meist kontaminierten Stäube werden als industrielle Deposite im Rahmen dieser Untersuchung analysiert. Dies geschieht insbesondere im Hinblick auf die Möglichkeit deren Verfrachtung durch Resuspension. Denn Deposite könnten, falls eine solche Resuspension möglich ist, eine humantoxikologisch relevante Staubquelle darstellen, die zu

- einer Gefährdung der Atemluft durch teilweise lungengängige Partikel bzw. die darin enthaltenen Schadstoffe und zu
- einer Beeinträchtigung von benachbarten unbelasteten Böden durch den Eintrag von Schadstoffen

führen.

Um exemplarisch die Möglichkeit der bodenbürtigen Resuspension von anthropogenen Stäuben und die damit verbundene Gefährdung durch eine Industriebrache/Atklast zu beurteilen, wurden Deposite auf einer Industriebrache der ehemals emissionsstarken Hüttenindustrie in Duisburg im Hinblick auf ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften sowie die die Winderosion bestimmenden Faktoren untersucht.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt die zu einem benachbarten Eisenhüttenwerk gehörige Fläche einer über mehrere Jahrzehnte bis in die 90er Jahre in Betrieb gewesenen Ferromanganbrech- und siebanlage und Masselgießerei von insgesamt 26 ha. Infolge dieser starken Agglomeration emissionsstarker Anlagen bzw. Produktionsarten konnte davon ausgegangen werden, daß hier eine ausgedehnte Staubdeposition stattgefunden hatte und damit ausreichend Deposite für die Untersuchung zur Verfügung standen.

Produktionsbereiche

Zu Zeiten der Produktion wurde im Produktionsbereich Masselgießerei flüssiges Roheisen in Kokillen (Formen) eines Gießbandes zu Masseln gegossen, abgekühlt und anschließend in Güterwagen gekippt. Die beim Betrieb der Anlage frei werdenden gasförmigen und besonders auch staubförmigen Emissionen wurden aufgrund der fehlenden Einhausung an die Umgebung abgegeben.

Die stärkste Staubquelle auf dem Untersuchungsgelände stellte der Produktionsbereich der Ferromanganbrech- und siebanlagen dar. Das Ferromangan wurde in die offenen Gießbeete gegossen. Mangan, weitere Schwermetalle und Alkalien konnten verdampfen und sich als Staub in der Umgebung niederschlagen. Zur Reduzierung der Staubemissionen beim mechanischen Brechen und Sieben wurde eine Absaug- und Naßfilteranlage installiert. Dennoch waren im gesamten Anlagenbereich zentimeterdicke Ablagerungen und Verkrustungen festzustellen.

Vegetation

Nach jahrzehntelangem Betrieb wurde die letzte dieser Anlagen im Jahre 1993 stillgelegt. Das Gelände war von diesem Zeitpunkt bis zum Zeitpunkt der Probenahme weitestgehend abgesperrt, so daß die Deposite und Böden kaum anthropogene Störungen erfahren haben. Seit dieser Zeit konnten sich zahlreiche Pflanzen ansiedeln, die zu einer beträchtlichen Strukturvielfalt führten.

¹ Christianstraße 41, 47441 Moers, Fax: 02841/954745, Email: kuylaars@gmx.de

² Universität-GH Esscn, Institut für Ökologie, Angewandte Bodenkunde, Universitätsstraße 5, 45117 Essen

Stark vertreten sind Moose mit einem teilweise hohen Deckungsgrad und daneben *Arenaria serpyllifolia*, welches rasenartig verbreitet häufig in Verbindung mit einer gut ausgebildeten Mooschicht auftritt. Zahlreich vertreten sind ebenfalls *Sedum acre* Bestände sowie als krautige Vertreter ausdauernder Ruderalvegetation *Senecio inaequidens*. Als Gehölz ist am häufigsten *Buddleja davidii* anzutreffen. Andere Gehölze treten nur vereinzelt auf. Wiesenartige Bestände ergänzen das Bild, als dominierende Arten sind hier *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata* zu nennen.

Klima

Das Untersuchungsgebiet gehört zum nordwestdeutschen Klimabereich mit weitgehend maritimem Klima (MURL 1989). Die häufigsten Windgeschwindigkeiten liegen zw. 1,6 und 5 m/s ($\approx 80\%$), höhere Windgeschwindigkeiten (kurzzeitige Windspitzen > 5 m/s) treten statistisch nur selten auf, vor allem in den Wintermonaten und den Übergangsjahreszeiten. Nur an circa 50 % der Tage im Jahr treten keine Niederschläge (LUA NRW 1995) auf.

3. Methode

Um Proben zu gewinnen, die einen möglichst hohen Anteil an Depositen und möglichst wenig Unterlage- und Umlagerungssubstrat enthalten, wurden Substrate bzw. oberflächennahe Bodenproben aus verschiedenen Tiefen parallel zur Depositionsfläche bzw. Bodenoberfläche in Abhängigkeit von der Ansprache im Gelände horizontweise im Zentimeterbereich entnommen.

Um die für die Verteilung wesentlichen Faktoren ausreichend zu erfassen, wurden unter anderem die Lage der Probestelle auf dem Untersuchungsgelände und insbesondere auch räumliche Strukturen und die Vegetation in einem speziell für die Fragestellung entwickelten Aufnahmebogen erfaßt, um Rückschlüsse auf die jeweiligen bodennahen Strömungsverhältnisse ziehen zu können.

Analysiert wurden neben allgemeinen Bodenparametern, die z. T. während der Probenahme angesprochen und in den Aufnahmebögen registriert wurden, die für die Verteilung entscheidenden Parameter Partikelgrößen und Reindichten sowie die Gesamtmetallgehalte, um Aussagen über die Schadstoffbelastung der untersuchten Materialien und damit deren Gefährdungspotential machen zu können.

4. Ergebnisse

Die Resultate der im Labor ermittelten Werte und die der Probenansprache im Gelände stellen sich zusammenfassend folgendermaßen dar:

Gefüge, Reindichte

Während Einzelkorngefüge relativ häufig auftreten ist nur selten ein echtes Kittgefüge nachzuweisen; häufig liegen allerdings bei den Staubproben bei dominierendem Einzelkorngefüge stark verfestigte, vermutlich verkittete Fragmente vor. Die Festigkeit dieser Fragmente ist extrem hoch. Aggregatgefüge treten nur an den bewachsenen Standorten auf. Im Allgemeinen traten nur geringe Aggregatstabilitäten auf. Die für die weitere Verteilung der Deposite ebenfalls entscheidende Reindichte zeigt ein recht heterogenes Bild: Rund 30 % der Proben liegen bei $2,5\text{--}2,8$ g/cm³, 44% darunter (davon 12% unter $2,2$ g/cm³). 25 % der Proben weisen höhere Reindichte von t. w. über $3,1$ g/cm³.

Partikelgröße

Die Proben der Untersuchung haben im allgemeinen sehr geringe Gehalte der feinen Fraktionen Ton und Feinschluff. Das Partikelgrößenspektrum erstreckt sich im wesentlichen über die Fraktionen Grobschluff, Feinsand und Mittelsand. Die Proben enthalten dabei in unterschiedlichem Maße Einnischung größerer Materials: Dies äußert sich in dem mehr oder weniger hohen Anteil Mittelsand bzw. einer bimodalen Verteilungen (mit Maxima des Grobschluffs und des Mittelandes). Als potentielle Staubfraktion ist der Partikelgrößenbereich < 100 μm anzusehen, deren Partikel nach PYE (1987) in Suspension gehen können. Im Falle diesen besonderen Probenmaterials sind die Dichteabweichungen bei der Partikelgrößenbestimmung und deren Interpretation zu berücksichtigen. Dies gilt insbesondere für die schwermetallreichen oder aschehaltigen Partikel.

Metallgehalte

Mit Hilfe der Korrelationsanalyse nach PEARSON können für die untersuchten Deposite Leitelemente gefunden werden, die auf unterschiedliche Quellen bzw. Stoffgruppen hinweisen und Aussagen über die gleichzeitige Deposition bestimmter (Schwer-)Metallgruppen zulassen:

- **Eisen-Gruppe** : Fe, Cd, Pb, Cu, Zn, As (Hüttenwerksemissionen)
- **Mangan-Gruppe**: Mn, Cr, Ni (Emissionen der Ferromangananlage)
- **Aluminium-Gruppe**: Al, Na, K, Mg, Ca, Ba (Kohlestaubaschen/Flugaschen, die zu 2/3 aus Aluminosilikaten, Oxiden und neutralen Salzen der Alkali- und Erdalkalien bestehen)

Geht man von den königswasserlöslichen Metallgehalten aus, überschreitet ein Großteil der untersuchten Deposite den Toxizitätswert BWIII für Sport- und Bolzplätze (inhalative Aufnahme als relevanter Pfad) nach EIKMANN & KLOKE (1993): Bis zu 17 % (As) der Proben überschreiten den BWIII. Entsprechendes gilt für den Gefährdungspfad Direktkontakt, wenn man den Nutzungstyp Kinderspielfläche aus der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung - (BBodSchV 1999) zugrunde legt: Zwischen 20 % (Cd) und 48 % (As) der Proben überschreiten den Prüfwert der BBodSchV.

Diese Toxizitätsbetrachtung ist hier allerdings losgelöst von den Partikelfractionen, an die diese Metalle gebunden sind, zu sehen.

5. Diskussion

Eine gesundheitliche Gefährdung für den Menschen bei theoretischer inhalativer Aufnahme des Probenmaterials ist nicht ausgeschlossen. Ein Großteil der untersuchten Deposite muß als belastet oder sogar toxisch wirksam bezeichnet werden. Entsprechendes gilt, in Abhängigkeit von der Nutzung, für den Gefährdungspfad Direktkontakt.

Die hier auftretenden linearen Korrelationen innerhalb der Gruppe zwischen den Elementen - *ausschließlich* innerhalb der Gruppe untereinander auftretend - lassen auf gemeinsame Quellen schließen (STEINECKE 1995). Dies zeigt auch die Betrachtung eines Gradienten in Hauptwindrichtung und der Vergleich mit Produktionsrückständen. So steht Mangan und die mit diesem Metall korrelierenden Elemente als Indikator für den durch mechanische Brech- und Siebvorgänge emittierten Staub. Im Gegensatz dazu steht Eisen mit Cd, Pb, Cu, Zn und As für die hüttenwerksbedingten Emissionen (u. a. UBA 1986) bzw. Aluminium u. a. für die Bestandteile der Ascheffraktion (RAASK 1980).

Damit können die entnommenen Proben gleichzeitig eindeutig als deponierte Stäube identifiziert werden, die von den Hauptemittenten einst emittiert worden sind.

Aufgrund der teilweise relativ hohen Grobschluffgehalte kann man von der Anwesenheit löblicher Deposite ausgehen, die typisch sind für emittentennahe Standorte (PYE 1987). Die deutlichen Anteile der (Mittel-)Sandfraktionen verdeutlichen jedoch, daß es sich in Abhängigkeit von der Art der Probestelle nicht um reine Staubproben handelt. Erhöhungen der Sandanteile sind vor allem auf Einmischungen von Unterlagensubstraten zurückzuführen. Ähnliche hohe Anteile der Fraktionen zwischen Grobschluff und Sand sind wahrscheinlich auf ablaufende Verkittungsprozesse reiner Deposite (gU) zurück zu führen. Mischung von reinen Depositen mit Umlagerungssubstraten (z. B. Saltation) führen zu der beobachteten bimodalen Verteilung. Reine Deposite bestehen zum Großteil aus Grobschluff. Da damit die untersuchten Deposite im wesentlichen aus Partikeln größer als 20 µm bestehen, sind die darin enthaltenen Deposite nach BLUME (1992) dem Grobstaub zuzuordnen und daher nicht lungengängig. In den Korngrößen spiegeln sich die, im Unterschied zu den beim Verdampfen frei werdenden feinen Staubpartikeln, mechanisch dominierten Produktions- und Verarbeitungsprozesse wider. Damit unterscheiden sich die Partikel dieser Staubdeposite von solchen städtischer Aerosole, die im wesentlichen dem Feinstaub und Feinstaub zuzuordnen sind (DANNECKER et al. 1982).

Betrachtet man lediglich die Partikelgrößenzusammensetzung, so läßt diese auf eine recht gute Verwehbarkeit schließen, denn der Anteil der leicht beweglichen Partikel (Feinstaub/Feinsand) ist recht hoch und die hohen Sandanteile begünstigen (durch den Prozeß der Saltation) zudem die Freisetzung des insbesondere in Form des Grobschluffes und der Feinstandfraktion vorliegenden suspendierbaren Materials. Darüber hinaus sind die für eine Aggregation und hohe Aggregatstabilität, die den Boden vor Abtrag schützt, verantwortlichen Ton- und feinen Schlufffraktionen nur in sehr geringen Anteilen vertreten.

Gegen eine Resuspension sprechen jedoch das hohe Wasserhaltevermögen der Schluffe und Aschen (BURGHARDT 1991) und damit die guten Begrünungsbedingungen. Zusätzlich auftretende Verkittungsprozesse (z. B. durch Oxidation des Eisens und Mangans oder der Carbonate) binden die Staubkörner teilweise so fest aneinander, daß diese vor einem Abtrag durch Winderosion geschützt sind.

Durch die örtlichen klimatischen Gegebenheiten sind die aerodynamischen Voraussetzungen für die Erosion und damit die Resuspension schon deponierten Materials nicht sehr häufig gegeben. Die höheren Windgeschwindigkeiten treten gehäuft in den Übergangsjahreszeiten und im Winter auf (LUA NRW 1995), während derer die Abtrocknungswahrscheinlichkeit des Bodens auf Grund einer gleichmäßigeren zeitlichen Verteilung der Niederschläge geringer ist. Zudem wird an vielen Stellen der Untersuchungsfläche die Oberflächenrauigkeit insbesondere durch Bauwerke und die heute etablierte Vegetation deutlich erhöht. Dies begünstigt damit eher die Deposition als die Erosion, zumal die Vegetation, die teilweise recht hohe Deckungsgrade erreicht, teilweise als regelrechte Staubfallen fungiert (was u. a. an Moospolstern eindeutig nachgewiesen werden konnte).

Kommt es trotz der genannten Faktoren, die die Erosion eher einschränken, zur Resuspension der Deposite (vermutlich vor allem im Winter, wenn die Vegetation geringere Deckungsgrade hat und vermehrt höhere Windgeschwindigkeiten auftreten) werden die abgelösten Staubpartikel aufgrund der Partikelgröße (meist > 20 µm), hohen Dichten und niedrigen Quellhöhen nur in sehr geringen Höhen transportiert und schnell wieder an Hindernissen, die in Form von Sträuchern, Hecken oder Bauwerken zahlreich auf der Fläche vorhanden sind, abgefangen bzw. deponiert.

6. Schlussfolgerung

Die entnommenen Proben konnten eindeutig als deponierte Stäube identifiziert werden. Die Möglichkeit der Resuspension der hier deponierten Stäube kann jedoch als gering eingestuft werden.

Die Gefahr der Kontamination benachbarter Flächen ist somit infolge des geringen Austragspotentials von kontaminierten bodenbürtigen Stäuben nicht gegeben. Im Hinblick auf die inhalative Aufnahme ist das Gefährdungspotential ausschließlich aufgrund des sehr geringen Anteils lungengängiger Partikel als gering einzustufen.

Ausschlaggebende Einflussfaktoren sind dabei die Partikelgrößenzusammensetzung (die teilweise eine Folge sekundärer Prozesse ist) in Verbindung mit der Dichte, auftretende Verkittungsprozesse, die Etablierung von Vegetation, das vergleichsweise hohe Wasserhaltevermögen, die niedrige Quellhöhe sowie die ungünstigen klimatischen Gegebenheiten.

7. Literatur

- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.07.1999. Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1554-1582.
- BLUMF, H.-P. (1992): Kontamination mit Stäuben. In: BLUMF, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung, 2. Auflage, ecomed, Landsberg/Lech, S. 263-265.
- BURGHARDT, W. (1991): Wasserhaushalt von Stadtböden. In: SCHUMACHER, H. und B. THIESMEIER (Hrsg.): Urbane Gewässer. Westarp Wissenschaften, Reihe Ökologie 4, S. 395-412.
- DANNECKER, W., K. NAUMANN und J. BERGMANN (1982): Untersuchung der Korngrößenverteilung von Schwebstäuben sowie Eluationsverhalten darin enthaltener umweltrelevanter Elemente. Staub - Reinhaltung der Luft 42, Nr. 4, 176-182.
- EIKMANN, T. und A. KLOKE (1993): Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D., G. EINSELE, und H.-M. HARREB (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzendes Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 1. Band: Grundlagen, Informationen und Bodenbelastung. Schmid, Berlin, Loseblattsammlung.
- LUA NRW (1995): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): TEMES-Jahresberichte 1992, 1993 und 1994. Kontinuierliche telemetrische Luftqualitätsmessungen. Text- und Bildband, Tabellenbände 1992-1994. Essen.
- MURL (Hrsg.) (1989): Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen: Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- PYE, K. (1987): Aeolian dust and dust deposits. Academic Press, London.
- RAASK, E. (1980): Quarz, Sulfate und Spurenelemente in der Kohlenstaubasche. Archiv für Energiewirtschaft 11, 888-898.
- SPONA, K.-D. (1993): Untersuchung zur Verteilung und zum Verhalten von Schwermetallen in Böden eines städtischen Raumes - Das Beispiel Duisburg. Dissertation, Heinrich Heine Universität Düsseldorf.
- STEINECKE, K. (1995): Stadtökologische Untersuchungen in Reykjavik, Island. Essener Ökologische Schriften, 7. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- UBA (Hrsg.) (1986): Umweltbundesamt: Branchentypische Inventarisierung von Bodenkontaminationen - ein erster Schritt zur Gefährdungsabschätzung für ehemalige Betriebsgelände. Texte 31/86, Berlin.

Zur Behandlung der Bodenerosion im Bodenschutzrecht des Bundes

von

K. Mollenhauer *

1. Einführung

In einer kurzen Übersicht soll gezeigt und diskutiert werden, wie einige Aspekte der Bodenerosion im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) rechtlich behandelt werden. Dabei wird auch deutlich gemacht, daß eine Reihe von rechtlich relevanten Fragen noch nicht abschließend geklärt ist.

Eines der Ziele des BBodSchG ist es zu erreichen, daß Vorsorge gegen nachteilige Veränderungen des Bodens getroffen, die Gefahr schädlicher Bodenveränderungen abgewehrt und Sanierungsmaßnahmen vorgenommen werden. Dabei wird die Pflicht zur Vorsorge nach § 7 BBodSchG bereits dann ausgelöst, wenn infolge der Nutzung des Bodens und der dadurch entstehenden Einwirkungen auf die Bodenfunktionen die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Die Vorsorgepflicht entsteht also bereits in einer sehr frühen Phase. Es genügt die bloße Besorgnis. Droht dagegen eine schädliche Bodenveränderung bereits, trifft den Grundstückseigentümer und den Inhaber der tatsächlichen Gewalt über das Grundstück, im letzteren Falle also meist den Nutzer, nach § 4 Abs. 2 BBodSchG die Pflicht zu Abwehrmaßnahmen, zur Gefahrenabwehr. Eingetretene schädliche Bodenveränderungen sind nach § 4 Abs. 3 BBodSchG zu sanieren.

Was dies im Hinblick auf die Bodenerosion in tatsächlicher Hinsicht bedeutet, erscheint jedoch vielfach noch recht unklar. Muß unterstellt werden, daß Nutzung in aller Regel eine Einwirkung auf Bodenfunktionen im Sinne des Gesetzes darstellt, daß der Vorsorgegedanke also stets Platz greift? Wann wird die Schwelle zur schädlichen Bodenveränderung überschritten, bei der es sich nach § 2 Abs. 3 BBodSchG um Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen handelt, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen hervorzurufen?

2. Vorsorgepflicht

Vorsorgemaßnahmen sind nach § 7 BBodSchG geboten, wenn wegen der räumlichen, langfristigen oder komplexen Auswirkungen einer Nutzung die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Anordnungen zur Vorsorge sind allerdings nur möglich, wenn entsprechende Anforderungen in einer Rechtsverordnung geregelt sind (§ 7 Satz 4, § 8 Abs. 2 BBodSchG). Die BBodSchV tut dies für die Bodenerosion jedoch nicht. Verlangt werden könnten ohnehin nur Vorsorgemaßnahmen, die hinsichtlich des eigentlichen Nutzungsziels des Grundstücks verhältnismäßig sind.

Konkrete Maßstäbe für die Beantwortung der Frage, wann Vorsorge im Hinblick auf Bodenerosion erforderlich ist, erschließen sich aus dem BBodSchG nicht, man findet lediglich allgemeine Formulierungen (siehe § 7 BBodSchG). Vorsorgewerte etwa im Sinne von § 8 Abs. 2 BBodSchG gibt es nicht. Auch § 9 Abs. 1 BBodSchV regelt nicht, wann schädliche Bodenveränderungen nach § 7

* Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35390 Gießen

BBodSchG durch Bodenerosion in der Regel zu besorgen sind. Allerdings vermitteln die Verweise auf § 17 BBodSchG indirekt einen Maßstab: Danach würde sich eine Prüfung, ob Vorsorge erforderlich ist, dann erübrigen, wenn der Landwirt ohnehin durch „gute fachliche Praxis“ seine Vorsorgepflicht im Hinblick auf die Bodenerosion erfüllt. Letzteres wird nämlich ausdrücklich von § 17 Abs. 1 Satz 1 BBodSchG konzediert (siehe auch § 7 Satz 5 BBodSchG).

Offen ist aber die Frage, wann auf dem Wege über die Verpflichtung zur Vorsorge der Landwirt zur guten fachlichen Praxis verpflichtet ist. Vorsorgewerte wurden ja, wie gesagt, nicht formuliert. Zudem: Durchsetzbar erscheint eine Verpflichtung zur Vorsorge gegenüber Bodenerosion nach dem BBodSchG und der BBodSchV derzeit ohnehin nicht. Bodenschutzpolitisch betrachtet befindet sich die Vorsorge somit in einer schwachen Position.

3. Maßnahmen der Vorsorge

Der § 17 Abs. 1 BBodSchG stellt generell fest, daß bei landwirtschaftlicher Bodennutzung die Vorsorgepflicht durch gute fachliche Praxis erfüllt wird. Was insbesondere zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis gehört, wird im Abs. 2 dargelegt. Zu § 17 BBodSchG hat zudem eine Expertengruppe unter Federführung des BML ein Standpunktpapier vorgelegt (Titel: „Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung“) und im Bundesanzeiger Nr. 73 vom 20.4.1999 veröffentlicht. Dieses Standpunktpapier, das keinen Gesetzes- oder Verordnungskarakter hat, gibt erfreulich weitreichende Empfehlungen, die, wenn sie verwirklicht werden, die üblichen Erosionsprobleme landwirtschaftlicher Nutzflächen auf ein Minimum bzw. auf relativ wenige Fälle reduzieren könnten.

4. Pflichten zur Gefahrenabwehr

Nach § 4 Abs. 1 BBodSchG hat derjenige, der den Boden nutzt, sich so zu verhalten, daß schädliche Bodenveränderungen (also nach § 2 Abs. 3 BBodSchG: Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen) nicht hervorgerufen werden.

In § 4 Abs. 2 BBodSchG wird auffälligerweise nur von schädlichen Bodenveränderungen gesprochen, die von einem Grundstück drohen. Heißt das, daß schädliche Bodenveränderungen, die der Herkunftsfläche der Bodenerosion selbst drohen (also dem On-site-Bereich), nicht zu beachten seien? Eine solche Sichtweise, die wohl eher aus der Altlasten-Problematik stammt und auf das Problem der Bodenerosion, wo die Verursacherfläche meist auch selbst schutzbedürftig ist und oft genug die eigentlich Geschädigte ist, nicht so recht passen will, würde der Intention des Gesetzes entgegenlaufen. Dem BBodSchG geht es nämlich auch darum, im öffentlichen Interesse das Rechtsgut Boden unabhängig von den Eigentumsverhältnissen zu schützen und nicht nur das gefährdete Nachbarareal (Off-site-Bereich). Gemäß dem Grundgedanken des allgemeinen Ordnungsrechts kommt es hier auf die Tatsache der Störung eines öffentlichen Rechtsgutes, des Bodens, an und nicht ausschließlich auf etwa die des nachbarlichen Eigentums oder Nutzungsrechts; mithin ließe sich aus einer Auslegung des § 4 BBodSchG vom Gesetzesziel her (siehe § 1 BBodSchG) auch eine Pflicht zur Gefahrenabwehr im On-site-Bereich herleiten (*Hendrischke*, 2000).

Die auf der Basis des § 8 BBodSchG erlassene BBodSchV geht nun in ihrem § 8 näher auf die Gefahrenabwehr bei Bodenerosion durch Wasser ein. Dort wird von schädlichen Bodenveränderungen durch Bodenerosion, die Pflichten zur Gefahrenabwehr hervorrufen, insbesondere dann ausgegangen, wenn es sich um sogenannte Off-site-Schäden dreht, genauer, wenn

- * ein Erosionsereignis stattgefunden hat,
- * dabei in erheblichen Maße Boden in den Off-site-Bereich geschwemmt wurde und
- * weitere erhebliche Bodenabträge zu erwarten sind.

§ 8 BBodSchV regelt die Vorgehensweise für die Feststellung der Notwendigkeit von Gefahrenabwehr: Abs. 1 und 2 geben vor, wann eine schädliche Bodenveränderung zunächst einmal vermutet werden kann; Abs. 3, 4 und 5 (mit Hinweis auf Anhang 4 BBodSchV) befassen sich mit den dann vorzunehmenden eingehenderen Untersuchungen zur Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung. Daß § 8 Abs. 1 Ziff. 1 BBodSchV insbesondere dann von einer schädlichen Bodenveränderung ausgeht, wenn erhebliche Mengen Boden aus einer Erosionsfläche geschwemmt wurden, muß jedoch nicht als Einschränkung des Geltungsbereichs des § 4 BBodSchG gesehen werden, sondern bezieht sich wohl nur auf den Regelungsbereich der BBodSchV selbst. Und auch wenn in § 8 Abs. 2 BBodSchV besonders auf den Umstand Bezug genommen wird, daß Erosionsmaterial in den Off-site-Bereich gelangt ist, so heißt dies nicht, daß nicht auch in anderen Fällen eine schädliche Bodenveränderung festgestellt werden könnte. Der Fall also, bei dem nur im On-site-Bereich etwas geschieht, erscheint hier - vom Wortlaut der Vorschrift her betrachtet (siehe im Abs. 1: „insbesondere“) und ganz im Sinne des § 1 BBodSchG - also nicht ausgeschlossen.

Klärungsbedürftig ist in diesem Zusammenhang auch die Frage, ob die Grenze zwischen der Erosionsfläche (on-site) und dem außerhalb der Erosionsfläche gelegenen Bereich (off-site) eigentlich vom Erosionsprozeß her zu sehen ist oder eher unter dem Gesichtspunkt von Nutzungs- oder Eigentums-grenzen.

5. Feststellen der Notwendigkeit von Maßnahmen der Gefahrenabwehr

§ 8 BBodSchV setzt für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung unter anderem voraus, daß erhebliche Bodenmengen abgetragen wurden. Für den Bodenkundler ergibt sich bei der Prüfung der Erheblichkeit allerdings die Frage: Erheblich wofür? Für welches Schutzgut? Wir wissen, daß eine für den On-site-Bereich (z. B. für einen Acker) unerhebliche Bodenmenge für den Off-site-Bereich (z. B. für ein geschütztes Biotop) sehr erheblich sein kann. Hier ist also zu differenzieren, wenn man die Wirksamkeit des § 8 BBodSchV nicht ohnehin auf den Fall der Belastung eines Off-site-Bereichs beschränken will, wovon *Bachmann* (in: *Holzwarth et al.*, 2000) ausgeht. Aber selbst dann würde man in Einzelfällen sich hinsichtlich der Erheblichkeit an den sichtbaren, ggf. meßbaren Erosionserscheinungen im On-site-Bereich orientieren müssen, wenn es sich nämlich beim betroffenen Off-site-Bereich zum Beispiel um ein Gewässer handelt, in das ausweislich von im Uferbereich vorhandenen Erosionsrinnen zwar Erosionsmaterial eingetragen wurde, dieses aber im Gewässerbett nicht mehr geortet werden kann.

Die Möglichkeit, für die Feststellung der Erheblichkeit bezifferte Prüfwerte bzw. Maßnahmenwerte nach § 8 Abs. 1 BBodSchG einzuführen, hat die BBodSchV hinsichtlich der Bodenerosion nicht aufgegriffen. Solche Werte wären letztlich im Zusammenhang mit etwaigen Toleranzwerten für den Bodenabtrag zu sehen, die aber bekanntlich völlig strittig sind. Im Grunde hat der Gesetzgeber anstelle von Prüf- und Maßnahmenwerten in § 8 BBodSchV und im Anhang 4 zur BBodSchV dieses Problem in verbalisierter Form und ohne allzuviel Festlegungen behandelt. Der Fachausschuß „Gefahrenabwehr bei Bodenerosion“ des Bundesverbandes Boden versucht zur Zeit, Kriterien für die Erheblichkeit von Bodenabträgen zu erarbeiten. Starre Kriterien für die Erheblichkeit kann es nicht geben; sie müssen sich am Schutzobjekt bzw. am Schutzziel orientieren. In Zahlen ausgedrückte „erhebliche“ Abtragungsmengen werden sich also in einem sehr weiten Bereich bewegen. Und die Frage, ob sie im Einzelfalle so erheblich sind, daß eine Pflicht zur Gefahrenabwehr gegeben ist, wird vor allem von der Empfindlichkeit des jeweiligen Schutzgutes her zu beantworten sein.

Für die Abschätzung von Abtrags- oder Akkumulationsmengen, die man zum Beispiel für spätere Vergleiche oder auch zu Zwecken der Beweissicherung beziffern möchte, verweist Anhang 4 BBodSchV auf die Kartieranleitung des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (*DVWK*, 1996). Diese läßt sich, obwohl dafür nicht mehr ausdrücklich benannt, auch für die Ermittlung der Herkunftsfläche und als Einstieg in die Analyse der Ursachen einsetzen. Im übrigen emp-

fehlt sich eine Schadenskartierung nach der DVWK-Kartieranleitung auch deshalb, weil meist nur auf dem Wege über wiederholte Kartierungen bei Folgeereignissen typische und damit auch langfristig zu erwartende Schadensmuster, Ursprungsareale, Transportwege, Übertrittsstellen in den Off-site-Bereich etc. einigermaßen sicher erkannt werden können. Das ist wichtig für die Abschätzung der Wiederkehrwahrscheinlichkeit.

Die BBodSchV verweist zur Abschätzung der Wiedereintrittswahrscheinlichkeit von Bodenabträgen unter anderem auf gebietsspezifische statistische Auswertungen langjähriger Niederschlagsaufzeichnungen des Deutschen Wetterdienstes. Angesichts des erforderlichen Bezugs auf örtliche Einzelergebnisse (ggf. auch auf mehrere aufeinanderfolgende) und deren spezifische erosionsauslösende Eigenschaften ergeben sich unter anderem folgende Fragen:

- * Wie standortnahe muß eine heranzuziehende Wetterstation gelegen sein bzw. wie wertet man gegebenenfalls Daten aus entfernter gelegenen Stationen?
- * Welche Daten sind eigentlich heranzuziehen, wenn man ein Einzelereignis bzw. die Bedingungen für ein weiteres Einzelereignis zutreffend beschreiben will? Niederschlagssummen, mittlere Niederschlagsintensitäten, kurzzeitige Niederschlagsintensitäten, andere?
- * Soll man Vorregen (wegen eventueller Nachwirkungen hinsichtlich Bodenfeuchte oder Verschlammung) werten und gegebenenfalls wie?
- * Wie wertet man winterliche Situationen und aufgrund welcher Parameter?
- * Lassen sich die regionalisierten Aussagen über Dauer und Wiederkehrzeit von Starkregen bestimmter (auszuwählender) Höhe (DVWK, 1991: KOSTRA-Atlas, neueste Ausgabe: 1997) heranziehen?

Im Sinne der Rechtssicherheit und Rechtseinheitlichkeit wären Handlungsanleitungen hierzu sehr angebracht.

Insgesamt birgt jedoch die Prüfung der Voraussetzungen nach § 8 Abs. 1 Ziff. 2 und Anhang 4 BBodSchV eine Reihe von Problemen und Unsicherheiten, zum Beispiel:

- * Die Orientierung an Erosionsereignissen zurückliegender Jahre kann irreführend sein, wenn nicht auch alle wesentlichen Bedingungen bekannt oder rekonstruierbar sind, die zu diesen Ereignissen geführt haben.
- * Ein bloßes Heranziehen von Niederschlagsdaten kann unzureichend sein, da es eigentlich nicht auf die Wiedereintrittswahrscheinlichkeit bestimmter Niederschläge, sondern auf die von Erosionsereignissen ankommt, was erheblich voneinander differieren kann.
- * Das Abschätzen von abgetragenen Bodenmengen erfordert angesichts der dabei möglichen Fehler viel Erfahrung.
- * Da Anhang 4 BBodSchV richtigerweise die Verwendung von Erosionsprognosemodellen auf solche beschränkt, die in der Lage sind, Einzelereignisse mit hinreichender Genauigkeit abzubilden, dürfte die Mehrzahl der in der Praxis üblichen Vorgehensweisen, Ansätze und Modelle zur Gefährdungsabschätzung bzw. zur Erosionsprognose ausscheiden oder allenfalls der Hintergrundinformation dienen können, andere werden sich erst noch bewähren müssen.

Literatur

- DVWK, *Fachausschuß „Bodenerosion“* (1996): Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 239, Bonn.
- DVWK, *Fachausschuß „Niederschlag“* (1991): Projekt KOSTRA 87 - „Koordinierte Starkregen-Regionalisierung - Auswertung 1987“. DVWK-Schriften, Heft 97, Bonn.
- Hendrischke, O. (2000): Persönliche Mitteilung (aus dem Fachbereich Rechtswissenschaften der Justus-Liebig-Universität Gießen).
- Holzwarth, F., H. Radtke, B. Hilger, G. Bachmann (2000): Bundes-Bodenschutzgesetz / Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, Handkommentar. 2. Aufl., Berlin: Erich Schmidt Verlag.

Wirkung der Ökomassnahmen in der Schweiz auf die Gewässerbelastung durch Bodenerosion

Volker Prasuhn & Kaspar Grünig*

1. Einleitung

Seit 1993 erhalten Landwirtschaftsbetriebe in der Schweiz Direktzahlungen für besondere ökologische Leistungen. Der "Ökologische Leistungsnachweis" gilt gemäss Bundesverfassung (Art. 31^{octies}) und Landwirtschaftsgesetz (Art. 70 u. 76) als Voraussetzung für allgemeine Direktzahlungen und Ökobeiträge. Er umfasst eine tiergerechte Haltung der Nutztiere, eine ausgeglichene Düngerbilanz, einen angemessenen Anteil an ökologischen Ausgleichsflächen, eine geregelte Fruchtfolge, einen geeigneten Bodenschutz und eine Auswahl und gezielte Anwendung der Pflanzenbehandlungsmittel. Weiterhin ist die Einhaltung der Gewässerschutz-, Umweltschutz- und Tierschutzgesetzgebung Voraussetzung und Auflage für die Ausrichtung von Direktzahlungen. Der Bund will mit Ökobeiträgen Produktionsformen fördern, die besonders naturnah, umwelt- und tierfreundlich sind. Dabei sind die Beiträge so bemessen, dass sie sich wirtschaftlich lohnen. Die für den Gewässerschutz relevanten Programme sind die Integrierte Produktion (IP), der Biologische Landbau (BIO) und der Ökologische Ausgleich. 1998 wurden 81% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche nach IP, 7% nach BIO und 12% konventionell bewirtschaftet. 8,6% der Landwirtschaftlichen Nutzfläche waren beitragsberechtigte Ökologische Ausgleichsflächen. Für den Bereich Gewässerschutz ist ein Ziel der diesen Programmen zugrunde liegenden Ökomassnahmen die Reduktion der durch die Landwirtschaft verursachten Phosphorbelastung der Oberflächengewässer um 50% gegenüber den Referenzjahren 1990-92. Durch die Evaluation dieser Ökomassnahmen soll festgestellt werden, inwieweit die gesteckten Ziele erreicht worden sind.

2. Methodik

Der Eintrag von Bodenerosionsmaterial in die Gewässer ist einer der bedeutendsten Eintragspfade von Phosphor. Die quantitative Erfassung des Materialeintrages in ein Gewässer lässt sich messtechnisch nur schwer erfassen. Unter der Annahme, dass eine Verminderung der Bodenerosion auch einer Verminderung des Phosphoreintrages durch Erosionsmaterial in die Gewässer gleichzusetzen ist, wurde die Bodenerosion im Gebiet kartiert und modelliert. Bereits 1987-89 wurden in einem ackerbaulich genutzten Gebiet im Schweizerischen Mittelland umfangreiche Untersuchungen zur Bodenerosion (Erosionsschadenskartierungen, Feldmessungen, Betriebsbefragungen etc.) durchgeführt (MOSIMANN et al. 1990, ROHR 1999). Ab 1997 werden in fünf ausgewählten Teilgebieten dieses Gebietes erneut flächendeckende Untersuchungen zur Bodenerosion durchgeführt (Erosionsschadenskartierungen, Betriebsbefragungen etc.). Lineare Erosionsformen wurden im Feld vermessen und quantifiziert, bei flächenhafter Erosion wurde der betroffene Flächenanteil kartiert und mit Messdaten für flächenhafte Erosion aus den Untersuchungen von MOSIMANN et al. (1990) und ROHR (1999) verrechnet. Die Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen werden - unter Berücksichtigung der jeweiligen klimatischen Verhältnisse - den Ergebnissen der Kartierungen 1987-89 gegenübergestellt. Weiterhin wird parzellenscharf die Erosionsgefährdung über die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) in Anlehnung an SCHWERTMANN et al. (1987) für beide Perioden berechnet. Dabei wird den Veränderungen des C-Faktors (Fruchtfolgen, Zwischenfrüchte, Bodenbearbeitungsverfahren etc.) besondere Aufmerksamkeit geschenkt (BLW 2000).

*Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL Reckenholz)
CH-8046 Zürich, E-Mail: Volker.Prasuhn@fal.admin.ch

3. Ergebnisse

3.1 Erosionsschadenskartierungen

Die Ackerfläche der fünf Teilgebiete umfasst insgesamt auf 270 ha Fläche 208 Parzellen. Vom Oktober 1997 bis Oktober 1999 wurden über Erosionsschadenskartierungen 481 Erosionssysteme auf diesen Flächen aufgenommen, quantifiziert und einer Ursachenanalyse unterzogen. Insgesamt wurden über beide Jahre rund 515 m³ Bodenmaterial erodiert. Der mittlere Bodenabtrag von 257 m³ bzw. 0,95 t/ha liegt, bezogen auf die gesamte Ackerfläche, höher als der 1987-89 ermittelte mittlere Bodenabtrag in diesen Teilgebieten (196 m³ bzw. 0,71 t/ha, Tab. 1). Rund zwei Drittel des erodierten Abtragsvolumens ist auf lineare, rund ein Drittel auf flächenhafte Erosion zurückzuführen. Die gleiche prozentuale Verteilung wurde auch 1987-89 gefunden.

Während 1998-99 zwei Drittel des Abtragsvolumens im Winterhalbjahr und ein Drittel im Sommerhalbjahr erodiert wurden, verhielt es sich in der Periode 1987-89 genau umgekehrt. Dies ist auf die sehr unterschiedlichen klimatischen Bedingungen der beiden Vergleichsperioden zurückzuführen. In der Periode 1998-99 kam es nur zu einem grösseren, stark erosiven Sommergewitter im Juli bei weitgehend geschlossener Vegetationsdecke, während 1987-89 zwei erheblich stärkere, sehr lokale Sommergewitter im Mai und Juni bei z.T. schlechter Bodenbedeckung auftraten. Das Winterhalbjahr 1998/99 war dagegen extrem feucht (420 mm Niederschlag von September bis November statt 250 mm in Normaljahren), so dass es hier vor allem im frisch angesäten und schlecht keimenden bzw. deckenden Wintergetreide zu massiven Erosionsschäden von bis zu 24 t/ha kam.

	1987-1989 Mittelwerte über 3 Jahre	1998-1999 Mittelwerte über 2 Jahre
Parzellen Ackerland (Anzahl)	259	208
Fläche Ackerland (ha)	276	270
Abtragsvolumen gesamt (m ³)	196	257
Abtragsvolumen (t/ha Ackerland)	0,71	0,95
Abtragsvolumen lineare Erosion (%)	67	67
Abtragsvolumen flächenhafte Erosion (%)	33	33
Abtragsvolumen Sommerhalbjahr/Sommerkulturen (%)	65	34
Abtragsvolumen Winterhalbjahr/Winterkulturen (%)	35	66

Tab. 1: Vergleich einiger Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen 1987-89 und 1998-99 in den fünf untersuchten Teilgebieten.

Im Mittel der beiden Untersuchungsjahre 1998-99 wurden rund 19% (= 97 m³) des gesamten Erosionsmaterials über die Ackerschläge hinaus bis in ein Gewässer transportiert. MOSIMANN et al. (1990) schätzten den Gewässereintrag in der Periode 1987-89 auf rund 20%.

3.2 Erosionsgefährdung nach ABAG

In der zur modellhaften Abschätzung der Erosion eingesetzten allgemeinen Bodenabtragsgleichung werden Bodenbedeckung und -bearbeitung durch den C-Faktor beschrieben. Zu dessen Berechnung werden die relative Bodenabtragswerte (RBA) im Vergleich zu einer Schwarzbrache, die Summenprozentanteile der R-Faktorenanteile für die Region und die Kalenderdaten der einzelnen Kulturperioden für die Region benötigt.

Zur Abschätzung der relativen Bodenabträge wurde der Bodenbearbeitung eine im Vergleich zu anderen Untersuchungen erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt, da sie sich von den erosionsbeeinflussenden Faktoren im Vergleich zu den Referenzjahren am meisten verändert haben dürfte. Um den heute vielfältigen Verfahren gerecht zu werden, wurden sie in folgenden fünf Kategorien gruppiert und nach Kulturen und Anteile an der Anbaufläche ausgewertet:

- | | | |
|-----|-------------------------------|----------------------------------|
| 1A. | Direktsaat / Streifenfrässaat | (ganzes Anbausystem) |
| 1B. | Direktsaat / Streifenfrässaat | (einzelne Jahre) |
| 2. | Nicht wendend extensiv | = pfluglos / bodengetrieben |
| 3. | Nicht wendend intensiv | = pfluglos / zapfwellengetrieben |
| 4. | Wendend extensiv | = Pflug / bodengetrieben |
| 5. | Wendend intensiv | = Pflug / zapfwellengetrieben |

Aus der Literatur sind relative Bodenabträge für alle Hauptkulturen im konventionellen Anbauverfahren (= wendend intensiv) und einzelne Werte zu Direkt- und Mulchsaaten bekannt und wurden als wichtige Eingangswerte zur Berechnung des C-Faktors verwendet (SCHWERTMANN et. al. 1987, AUERSWALD & KAINZ 1998). Für alle weiteren Verfahrensklassen und die Zwischenkulturen wurden RBA-Werte mittels Analogieschlüssen geschätzt. Zur Kontrolle wurden anschließend C-Faktoren für einzelne Kulturen berechnet und mit Abtragsmessungen aus der Literatur verglichen. Schliesslich konnten unter Einbezug aller Daten parzellenscharfe C-Faktoren für die Fruchtfolgen berechnet werden. Der C-Faktor ganzer Fruchtfolgen besteht aus der Summe der C-Faktor-Anteile der Kulturperioden, geteilt durch die Anzahl Jahre der Fruchtfolge.

Durch die Befragungen der Landwirte wurde festgestellt, dass heute kaum mehr geregelte Fruchtfolgen eingehalten werden. Die vorgeschriebenen Anbaupausen werden zwar eingehalten, es werden aber häufig Abweichungen zu der ursprünglich geplanten Abfolge gemacht. Die wichtigsten Gründe dafür dürften die sich laufend verändernden Marktverhältnisse und der Strukturwandel sein. Die ehemals geregelten Fruchtfolgen sind zu flexiblen Kulturabfolgen geworden. Im Vergleich zur Referenzperiode 1987-89 ist die Fläche der Schwarzbrache (gepflügt oder Brache ohne erosionswirksame Erntereste) von 22% auf 5% und die der Stoppelbrache von 5% auf 2,5% der Ackerfläche zurückgegangen. Da die Winterbedeckung durch die Hauptkulturen (inklusive mehrjähriger Kunstwiesen) sich nur unwesentlich verändert hat, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Anbaufläche der Zwischenkulturen (inklusive ein- bis zweijähriger Kunstwiesen) mehr als verdoppelt hat.

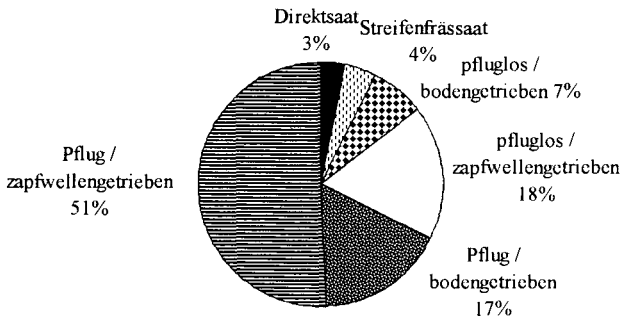


Abb. 1: Prozentuale Anteile der Bodenbearbeitungsverfahren aller Ackerkulturen (ohne Kunstwiese) an der offenen Ackerfläche 1997/99.

Der pfluglose Anbau ist im Getreidebau und bei Kunstwiesenansaaten recht verbreitet. Mais wird zu einem hohen Anteil mit dem Streifenfrässaatverfahren angebaut. Andere Hackfrüchte werden wenig mit pfluglosen Verfahren angebaut. Bei allen Kulturen überwiegen die zapfwellengetriebenen Geräte. Bodengetriebene Geräte werden am häufigsten im Getreidebau eingesetzt (35% der Getreideanbaufläche). Insgesamt werden über 50% der Fläche immer noch im intensivsten Verfahren (Pflug / zapfwellengetrieben) bearbeitet (Abb. 1).

Der mittlere C-Faktor der Fruchtfolgen aller Parzellen des Untersuchungsgebietes für die Periode 1998-99 liegt bei 0,097. Die Spanne der Werte reicht von 0,015 bei Parzellen mit einem sehr hohen Anteil mehrjähriger Kunstwiese bis 0,288 bei Fruchtfolgen mit deutlich über 50% Hackfrüchten und nur konventioneller Bodenbearbeitung. Der durchschnittliche C-Faktor aller Parzellen in der Referenzperiode 1987-89 liegt bei 0,136. Die Reduktion beträgt knapp 30%. Die Veränderung ist zu einem grossen Teil auf die veränderte Bodenbearbeitung zurückzuführen. Einen weiteren, deutlich kleineren Anteil haben die Zwischenkulturen beigetragen, die heute öfter angebaut werden als vor 10 Jahren.

4. Diskussion

Unter der Annahme, dass sich in den letzten zehn Jahren der R-, K-, LS- und P-Faktor im Untersuchungsgebiet nicht oder nur unwesentlich verändert haben, resultiert die über die ABAG berechnete Verminderung der Erosionsgefährdung ausschliesslich aus Veränderungen des C-Faktors. Als Folge der eingangs erwähnten Ökomassnahmen und Programme haben bodenschonende Anbauverfahren, vermehrter Anbau von Zwischenfrüchten und die Anlage von ökologischen Ausgleichsflächen auf Ackerflächen zu einer Reduktion des mittleren C-Faktors von 30% geführt. Entsprechend sollte sich der mittlere Bodenabtrag ebenfalls um rund 30% vermindert haben und auch der Material- und Phosphoreintrag durch Bodenerosion sollte in einer ähnlichen Grössenordnung abgenommen haben.

Die Ergebnisse der Feldkartierungen zeigen dagegen ein anderes Bild. Danach wurde in den vergangenen beiden Jahren rund 30% mehr Boden erodiert als in der Periode 1987-89. Da sich der prozentuale Anteil am erodierten Bodenvolumen, der in eine Gewässer gelangt, nicht verändert hat, hat auch der Material- und Phosphoreintrag zugenommen. Dies ist jedoch in erster Linie auf die sehr unterschiedlichen klimatischen Bedingungen der Vergleichsperioden zurückzuführen, die durch Einzelereignisse geprägt waren und nicht die langjährigen, mittleren Bodenabträge widerspiegeln. Erst längerfristige Untersuchungen erlauben zuverlässigere Aussagen. Die Erosionsschadenskartierungen werden bis zum Jahr 2005 fortgesetzt, erst dann ist mit gesicherten Erkenntnissen zu rechnen.

5. Literatur

- AUERSWALD, K. & M. KAINZ (1998): Erosionsgefährdung (C-Faktor) durch Sonderkulturen. - Bodenschutz 3/98
- BLW (2000): Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Bereiche Stickstoff und Phosphor. Dritter Zwischenbericht. Bundesamt für Landwirtschaft (Hrsg.) Bern
- MOSIMANN, T., CROLE-REES, A., MAILLARD, A., NEYROUD, J.-A., THÖNI, M., MUSY, A. & W. ROHR (1990): Bodenerosion im schweizerischen Mittelland. - Bericht 51 des Nationalen Forschungsprogrammes "Nutzung des Bodens in der Schweiz" (NFP 22), Liebefeld-Bern, 262 S.
- ROHR, W. (1999): Bodenerosion auf Ackerflächen. Nationales Forschungsprogramm Boden (NFP 22). Untersuchungsergebnisse der Jahre 1987-89, unveröffentlicht.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. - Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 64 S.

The Contribution of Light Particle Erosion to Environmental Phosphorus Pollution on Grassland: A Project Study.

by

Susanne Schroetter, Jutta Rogasik, Silvia Haneklaus, Kerstin Panten and Ewald Schnug

Introduction

The fate of P added to the soil by mineral or organic fertilisers which is not taken up by the crop is of utmost importance with view to environmental preservation. The amount of K, Mg, Ca, Na, Cl and nitrates transported by river water declined during the last years, while the phosphate content doubled (Borowiec et al., 1978; Kocmit et al., 1999).

Smith et al. (1991) report that the mean annual dissolved P concentration in the runoff of several watersheds, which were not effected by fertiliser use, was about 0.15 to 0.22 mg l⁻¹. Where high amounts of manure were applied, the corresponding values may be as high as 1.40 to 1.80 mg l⁻¹ (Heathman et al., 1995, Jones et al., 1995).

The amount of organic particles with a specific weight < 1, placed on and between the plants, their form, their chemical and physical properties as well as their P load are of prime importance with view to Light Particle Erosion (**LIPE**).

Under humid conditions organic particles generally have a specific weight >1. In periods of high evapotranspiration rates such particles dry out and may emit gases, so that their specific weight drops below 1. Recent results show that animal manure with 10% dry matter has a specific weight of 1.04 and that there is a strong significant and positive relationship between dry matter and specific weight of liquid animal manure. In Ireland, particularly in winter, the organic layer on the soil surface and animal manure will probably have a specific weight >1. But these particles can easily be eroded by overland flow during heavy rainfall. Another important point to bear in mind is that a high proportion of the P bounded to these particles may be very readily water soluble and thus may appear as dissolved P even before the particles are transported over longer distances (Tunney, 1999).

Investigations over three years in watersheds in the northern region of Germany showed a total P input of 1,500 t ha⁻¹ P into rivers and coastal water. 931 t ha⁻¹ P originated from agriculture, whereby erosion caused losses of 292 t ha⁻¹ (Behrendt, 1996).

On livestock farms reliable records are a major problem; often the number of animals is not related to the area of land available for manure application resulting in an accumulation of manure.

The P content of manure varies in dependence on the feedstuffs and mineral additives used in animal production. While the input of P by mineral fertilisers can easily be controlled, this is much more difficult in case of manure. Manure is usually applied to supply the crops with nitrogen, but not with P. This results regularly in a surplus of P added to the soil.

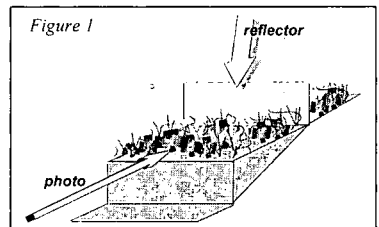
Why could exist a P problem on grassland ?

- P contamination of water bodies is also observed in regions with permanent pastures.
- Grassland farming involves livestock and consequently most P is applied via slurry and/or manure and chemical fertilisers.
- The interface between the pasture vegetation and the soil is typically a thin layer of organic material derived from residues of the pasture plants with a wide range of decomposing stages [Pasture Soil Interface (**PSI**)].

- Phosphates, no matter if applied with slurry and manure or with manufactured (chemical) fertilisers are not incorporated by soil tillage as usually on arable farmland. Thus phosphates, interact first with particles and compounds of the interface layer. There is some evidence that P preferably accumulates in the PSI.
- The specific weight of particles in the PSI are most likely lower than 1, because they are from organic origin. P carrying light specific weight particles (**LIP's**) may origin from the reaction of manure or fertiliser P with particles of PSI or from the manure or slurry itself.
- LIP's don't settle in their transporting medium, like for instance mineral soil particles or compound particles of soil mineral and soil organic matter with specific weights > 1. Consequently LIP's may move faster and over longer distances, finally transporting P in vulnerable zones or water bodies.

Main focuses and planned project methodology

- Characterisation of P sources in the PSI: Identify forms, fractions and P concentration of light particles of the PSI as well as the factors and processes involved in their development, chemical, biological and physical behaviour.
- Development of standardised photographic techniques, which allow the quantitative assessment of PSI by image processing (*Fig. 1*)
- Development of a practicable method to quantify the Export of LIP's from the PSI – investigation of modes and factors of Light Particle Erosion from grassland:



Blocks of grassland with a volume of 0.25*0.25*0.10 m will be taken in the field. The sods will be mounted on a frame which enables the simulation of different inclination angles. Precipitation will be simulated at different rates and intensities. The transport of light particles under the different scenarios, including wind strength, will be quantified.

- Modelling LIPE: The model shall describe the transport of P from grassland to vulnerable zones and/or water bodies which allows risk assessment for LIPE.
- Deduction of countermeasures for LIPE: Development and evaluation of methods to prevent LIPE to vulnerable zones and /or water bodies.

The first step is to identify critical water bodies and related watersheds which would benefit from a varied P management; the next step is to locate fields within the watershed that are potentially prone to LIPE (Daniel et al., 1998).

Climate, soil type and drainage characteristics, soil P content, runoff incidence, hydrological, geographic parameters and erosion potential are natural conditions, which will influence the P export from land to water. Land use, timing, form (organic/inorganic) and method of fertiliser application, and livestock records are possible land management control tools (Heathwaite, 1997).

Phosphate surplus in soils originates not only from commercial fertilisers, but also from animal nutrition resulting from import of high amounts of concentrates and feedstuff additives. A better efficiency of P use in animal nutrition is an absolutely precondition for a balanced P budget and mitigation of P inputs into water bodies (Sapek, 1998).

Conclusions

Organically bound P is transferred easier by water than inorganic soil phosphates so that very high P concentrations could appear in the surface flow under conditions of intensive animal farming. Linckh et al. (1996) suggest grassland types, management intensity and time as relevant criteria for the application rates of organic fertilisers. Organic manure increases the mobility of soil organic P

in the sub-surface layer. This process is closely related to the microbial cycling. Residues of surface-applied manure and slurry remain on the soil surface for longer periods compared to the inorganic fertiliser granules, which dissolve rapidly. If weather events activate surface runoff, the organic fertilisers could be a potential non-point source of P, but a buffer of just 10 m width can reduce the risk of P export (Heathwaite, 1997). Strategies to reduce the loss of agricultural P in runoff in dissolved and particulate forms are often difficult, because they cross political and regional boundaries and because it can take a long time before improvements in water quality can be produced. A better knowledge of P sources - for example P bound to light organic particles following application of different organic manure to grassland - in the agricultural management systems is required.

Abstract

Under grassland farming conditions with maximum permitted livestock density the application of slurry and manure increases the deposits of light weight particles with a high nutrient content, including P. If there are periods without precipitation after application of organic fertilisers, the organic particles will dry and could be transported after heavy rainfall or gales over much larger distances than heavier particles. This means it is vital to extend the research to vulnerable areas which are at greater distances from water bodies. No estimates exist so far on the contribution of light particle erosion to environmental P pollution.

“Light Particle Erosion” is probably a highly important pathway for P (and other nutrient) losses from agriculture and the project might reveal that the dimension of vulnerable zones and protection areas need to be re-considered.

References

- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern 2, pp.77
- BOROWIEC, S.; SKRZYCZYNSKI, T.; KUCHARSKA, T. (1978): Migration of Mineral Compounds From Soils of Szczecin Lowland. *Societas Scientiarum Stetinensis*, 68 pp.
- DANIEL, D.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. (1998): Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview. *J. Environ. Qual.* 27, 251-257
- HEATHMAN, G.C.; SHARPLEY, A.N. et al. (1995): Poultry litter application and water quality in Oklahoma. *Fert. Res.* 40, 165-173
- HEATHWAITE, A.L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. *In: Tunney, H.; Carton, O.T. et al. (ed.): Phosphorus Loss from Soil to Water.* CAB International, pp. 467
- JONES, O.R.; WILLIS, W.M. et al. (1995): Nutrient cycling of cattle feedlot manure and composted manure applied to Southern High Plains drylands. *In: Steele, K. (ed.): Animal waste and the land-water interface.* Lewis Publ., CRC Press. Boca Raton, 265-272
- KOCMIT, A.; NIEDZWIECKI, E. et al. (1999): Langfristige Aufgaben für die Verbesserung der Ackerbodenfruchtbarkeit im Jungmoränengebiet von Westpommern in Polen als Grundlage für künftigen Ökologischen Landbau. Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Berlin, 23.-25. Februar 1999, 560-564
- LINCKH, G.; SPRICH, H.; FLAIG, H.; MOHR, H. (ED.) (1996): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Experten. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, pp.850
- SAPEK, A. (1998): Phosphorus in agriculture and water quality protection. A preface. *In: Poland Agriculture and Water Quality Protection.* Falenty IMUZ Publisher, pp.105
- SMITH, S.J.; SHARPLEY, A.N. et al. (1991): Sediment-nutrient transport during severe storms. *In: Fan, S.S.; Kuo, Y.H. (ed.): 5th Interagency Sedimentation Conf., Las Vegas, NV. 18-21 March 1991, FERC, Washington, 48-55*
- TUNNEY, H. (1999): Personal Communication

Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wind

A. Thiermann*, J. Sbresny**, W. Schäfer*

1. Einleitung

Auf der Grundlage landesweit vorhandener digitaler Daten wurde eine Methode zur Ermittlung von winderosionsgefährdeten Gebieten in Niedersachsen entwickelt. Dies geschieht auf zwei Maßstabsebenen:

- zum einen sollen regionale Gefährdungsschwerpunkte ermittelt werden,
- zum anderen soll eine parzellenscharfe Kennzeichnung vorgenommen werden.

2. Nachweis regionaler Gefährdungsschwerpunkte

Um regionale Gefährdungsschwerpunkte auszuweisen, wird zunächst die Bodenübersichtskarte von Niedersachsen im Maßstab 1:50.000 (BÜK 50) ausgewertet. Die Erosionsgefährdung wird auf Grundlage der Bodenart des Oberbodens auf Gemeindeebene dargestellt. Die Bodenart des Oberbodens wird in sechs potentielle Erosionsgefährdungsklassen eingeteilt, bei der Stufe 0 keine Gefährdung und Stufe 5 eine sehr hohe Gefährdung bedeutet (vergl. Tab. 1).

Tab. 1: Klassifizierung der Bodenarten (Oberboden) aus der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK50) in sechs Gefährdungsstufen.

Bodenart	Gefährdungsstufe
T, L, U12, U13, U14	0 (keine)
U12, U13, S14	1 (sehr gering)
Us, Slu, S13	2 (gering)
Sl2, Su2-4	3 (mittel)
mS, gS	4 (hoch)
mSfs, fs, fS, fSms, Hn, Hh	5 (sehr hoch)

Weiterhin werden für jede Gemeinde in Niedersachsen Daten der Flächennutzung (Agrarstatistik), herausgegeben vom Niedersächsischen Landesamt für Statistik, herangezogen. Der Einfluss der Fruchtarten auf die Erosionsgefährdung wird berücksichtigt, indem die angebauten Früchte in vier Gefährdungsstufen unterteilt werden. Die Klassifizierung erfolgt in Abhängigkeit vom Bodenbedeckungsgrad während der besonders kritischen Frühjahrsmonate März, April und Mai (Tab. 2).

Tab. 2: Klassifizierung der Anbaufrüchte in vier Gefährdungsstufen.

Anbaufrüchte	Gefährdungsklasse
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grünbrache ▪ Futterpflanzen 	1 (ganzjährig geschlossene Vegetationsdecke)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wintergetreide ▪ Winterraps 	2 (geschlossene Vegetationsdecke ab Spätherbst)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sommergetreide ▪ Sommerraps 	3 (geschlossene Vegetationsdecke ab Frühsommer)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hülsenfrüchte ▪ Mais ▪ Hackfrüchte ▪ Gemüse 	4 (geschlossene Vegetationsdecke ab Sommer)

Abb. 1 zeigt ein Auswertungsbeispiel, in dem die Winderosionsgefährdung auf Gemeindeebene dargestellt wird. Die Gefährdungsschwerpunkte lassen sich aus dem „Anteil der potentiell hoch und sehr hoch winderosionsgefährdeten Ackerfläche an der gesamten Ackerfläche jeder Gemeinde“ sowie auf den darauf angebauten „stark winderosionsfördernde Sommer- und Hackfrüchte“ ableiten.

*Bodentechnologisches Institut Bremen (BTI), Friedrich-Missler-Str. 46-50, 28211 Bremen
 **Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Stilleweg 2, 30655 Hannover

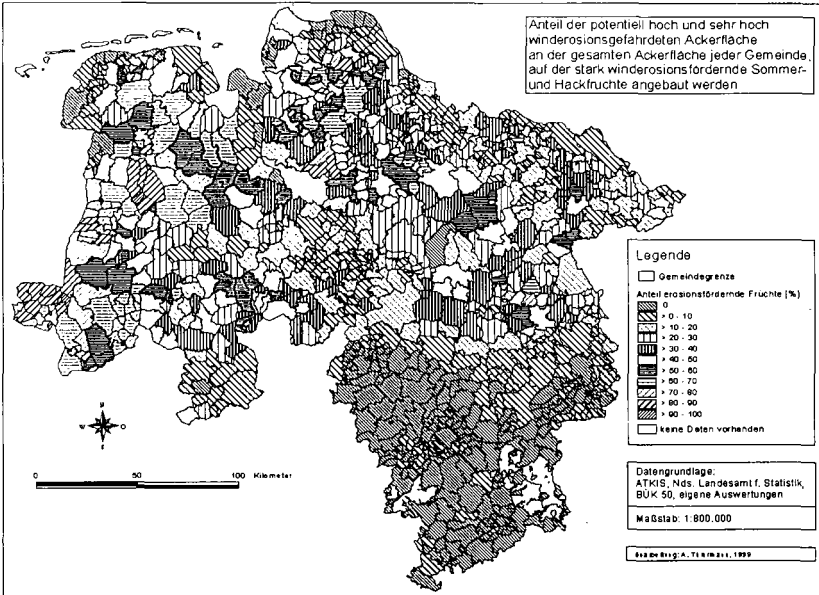


Abb. 1: Anteil der potentiell hoch und sehr hoch winderosionsgefährdeten Ackerfläche an der gesamten Ackerfläche jeder Gemeinde, auf der stark winderosionsfördernde Sommer- und Hackfrüchte angebaut werden.

3. Parzellenscharfe Kennzeichnung der Erosionsgefährdung

In der nächsten Auswertungsstufe erfolgt eine parzellenscharfe Ermittlung / Kennzeichnung der Erosionsgefährdung durch Wind. Die Auswertungsmethode zur parzellenscharfen Ermittlung von potentiell winderosionsgefährdeten Ackerflächen wurde im Geographischen Informations System ARC/INFO umgesetzt.

Tab. 3: Erodierbarkeits-Klassen auf Grundlage von Bodenschätzungsdaten.

Bodenschätzungsdaten *			
Bodenart des Oberbodens	Zustandsstufe	Entstehung	Erodierbarkeits-Klasse
SI 1-2 SI 2 SI 2-3 SI 3 SI 3-4 gS	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 oder ohne Angaben	D, A oder ohne Angaben	1
SI 1	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 oder ohne Angaben	D, A oder ohne Angaben	2
S	2	D	3
S	3, 4, 5	D	4
S (z.B. bei Grünland in Bodensch.)	ohne Angaben bzw. I, II, III	ohne Angaben	4
S	6, 7 oder ohne Angaben	D oder ohne Angaben	5
Hn Hh S-D (tiefgepflügte Böden)	6, 7, I, II, III oder ohne Angaben	D oder ohne Angaben	5

T, U, L werden nicht berücksichtigt, weil keine Erosionsgefahr besteht.

* in Anlehnung an Johannsen (1994).

An einer ausgewählten Einzelgemeinde wird mit Hilfe von digitalen Daten der Bodenschätzung (Bodenart des Oberbodens, Zustandsstufe, Entstehung), digitalen topographischen Karten, Luftbildern, Feldgrenzen, Feldlängen in Hauptwindrichtung (tolerierbare Feldlänge), Windhindernissen sowie der Nutzung die Winderosionsgefährdung parzellenscharf festgestellt und gefährdete Ackerflächen gekennzeichnet.

Aus Tabelle 3 „Erodierbarkeits-Klassen auf Grundlage von Bodenschätzungsdaten“ sind die Kombinationen der Bodenschätzungsdaten mit den jeweils zugeordneten Erodierbarkeits-Klassen zu entnehmen. Die neu definierten Klassen beruhen auf Auswertungen von JOHANNSEN (1994) und variieren von Klasse 1 (gering gefährdet) bis Klasse 5 (sehr hoch gefährdet).

In Tabelle 4 wird den Erodierbarkeitsklassen eine tolerierbare Feldlänge zugeordnet. Unter tolerierbare Feldlänge wird die Strecke verstanden, die der Wind benötigt, um erosiv auf den Boden zu wirken und ein Gleichgewichtstransport erreicht ist. Sie ist abhängig von der Erodierbarkeit des Bodens, d.h. je höher die Erodierbarkeit eines Sandbodens ist, desto geringer wird die tolerierbare Feldlänge gesetzt.

Tab. 4: Zuordnung einer tolerierbaren Feldlänge zu den Erodierbarkeitsklassen.

Erodierbarkeits-Klasse	tolerierbare Feldlänge * [m]
1	350
2	300
3	250
4	200
5	150

*bei Anbau erosionsfördernder Kulturen wie Mais, Hackfrüchte, Gemüse, Sommergetreide.

In Abb. 2 sind alle Ackerflächen des Testgebiets ausgewiesen, die unter Berücksichtigung der Bodenschätzungsdaten, der Feldgröße, der Windhindernisse, der Hauptwindrichtung (Ost- und Westwind) sowie der Nutzung (Acker) potentiell winderosionsgefährdet sind.

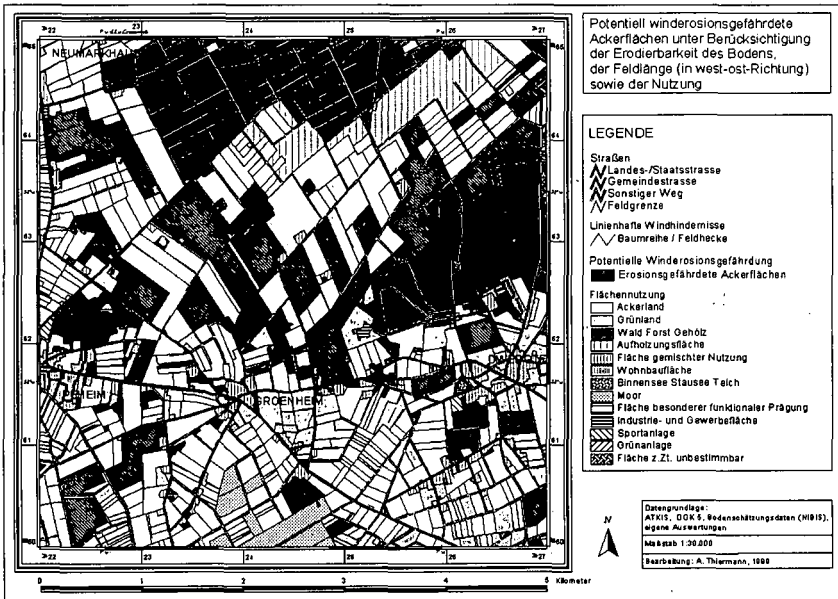


Abb. 2: Potentiell winderosionsgefährdete Ackerflächen unter Berücksichtigung der Erodierbarkeit des Bodens, der Feldlänge in west-ost-Richtung sowie der Nutzung.

Diese Methode kann auch als Planungsinstrument (z.B. für Programme zur Anpflanzung von Windschutzhecken / Flurneuordnung / Flurbereinigungsmaßnahmen) eingesetzt werden.

4. Umsetzung im Geographischen Informations System ARC/INFO

Das Regelwerk „Potentielle Winderosion“ bestimmt auf Grundlage von digital vorliegenden ATKIS- und Bodenschätzungsdaten unter Berücksichtigung von Windhindernissen, einer vorzuziehender Hauptwindrichtung sowie einer tolerierbaren Feldlänge parzellengenau die potentielle Winderosionsgefährdung von Ackerflächen.

Zunächst erfolgt eine manuelle Ergänzung der ATKIS-Karte, indem kleinräumige Flächengrenzen (z.B. aus der DGK5) sowie linienhafte Windhindernisse nachdigitalisiert werden. Den linienhaften Windhindernissen sowie den Gehölzen wird jeweils ein neues Attribut BARRIERE mit einer variablen Windschutzlänge (z.B. Baumreihe: 100 m, Gehölz: 150 m) zugeordnet. Jede BARRIERE wird anschließend in der angegebenen Windrichtung „aufgepuffert“ und den neu entstandenen Teilflächen wird entweder das Attribut „windgeschützt“ oder „nicht windgeschützt“ zugewiesen.

Die ATKIS- und die Bodenschätzungsdaten werden verschnitten und jeder Ackerfläche aus der ATKIS-Grundlage werden die jeweiligen Daten der Bodenschätzung zugeordnet. Wenn sich die Ackergrenzen und die Grenzen der Bodenschätzung überschneiden, wird die größte Bodenschätzungsteilfläche der entsprechenden Ackerfläche zugewiesen.

Die aus der vorhergehenden Verschneidung entstehende Karte, die Karte der Windschutzpuffer und die Windlinienkarte, die aufgrund der eingegebenen Windrichtung automatisch erstellt wird, werden miteinander verschnitten. Die vorhandenen Attribute sind an dieser Stelle verfügbar und jede einzelne Ackerfläche wird entweder als potentiell „winderosionsgefährdet“ oder potentiell „nicht winderosionsgefährdet“ klassifiziert.

Als potentiell „winderosionsgefährdet“ werden diejenigen Ackerflächen ausgewiesen, bei denen die nicht windgeschützten Teilflächen die tolerierbare Feldlänge in Hauptwindrichtung überschreiten.

5. Literatur:

Johannsen U. (1994): Auswertung der Bodenschätzung zur Klassifizierung der Winderosionsgefährdung landwirtschaftlich genutzter Sandböden in Niedersachsen. Diplomarbeit Universität Bremen: 1-119, unveröffentlicht.

Beprobungsraster für Dauerbeobachtungsflächen der Erosion

Woede, G.

1 Langzeiterfassung der Erosion

Boden wird in der Regel durch Wasser bei Starkregen oder Schneeschmelze abgeschwemmt oder nach Trockenheit durch starke Winde davongeweht, und zwar aus solchen Bereichen, die nicht von Pflanzenwurzeln durchweht und durch Blätter oder Mulch gegen Tropfenfall abgeschirmt sind. Unsere Kenntnisse über den Bodenabtrag beruhen zur Zeit auf 3 Arten von Messungen (a bis c):

- a) Langzeitvergleich des Bodenprofils im Abstand von Jahrzehnten oder Jahrhunderten: Der Jahrzehntvergleich stützt sich in Deutschland auf die Reichsbodenschätzung in den 1930er Jahren. Die Krumenverluste liegen im cm-Bereich, können aber auch Meter-Beträge erreichen.
- b) Beregnungsversuche: Sie finden seit den 1930er Jahren auf kleinen Parzellen der Größenordnung 10m^2 statt. Dabei wird der abgespülte Boden an der unteren Parzellengrenze aufgefangen und anschließend gewogen. Auf den Auswertungen fußen die mathematischen Modelle der Erosion. Sie unterscheiden zum Teil zwischen Neigungen bis zu 9% (b.z.w. 5°) und steileren Hängen.
- c) Kartierung aktueller Erosion: Als aktuell gelten einzelne Erosionsereignisse oder die kumulierte Abtragung einer Jahreszeit, z.B. des Winters und Vorfrühlings.

Nicht oder nur unzureichend verbreitet sind Dauerbeobachtungsflächen.

- d) Dauerbeobachtungsflächen der Erosion: Sie könnten die Modellrechnungen nach b kontrollieren sowie zwischen den Langzeitwerten nach a und den aktuellen Abtragungen nach c vermitteln.

2 Abtragungsmessung mit Bohrkernen

Im Bauwesen und in der Archäologie ist es üblich, ein System von Pflöcken einzuschlagen und mittels der oberen Enden eine Ebene zu definieren, auf welche man Abgrabungen und sonstige Niveau-Änderungen im Gelände bezieht. Ackerflächen werden leider bis zu 50 mal im Jahr überrollt. Deshalb kommt als Bezugsfläche nur eine gut erkennbare Schichtgrenze des Untergrundes in Betracht, die tief genug liegt, um vor der Zerstörung durch die Pflugarbeit (vergleichsweise) sicher zu sein.

Man darf nicht unterstellen, dass die gewählte Schichtgrenze überall makellos glatt ausgebildet ist. Daher sind Einzelmessungen unzuverlässig; sie müssen durch Mittelwerte aus einer größeren Anzahl von Messungen ersetzt werden. Die Dicke des Bodens über der gewählten Schichtgrenze kann an Bohrkernen gemessen werden. Da man den gleichen Kern nicht mehrfach hintereinander unzerstört ziehen kann, wird die Dauerbeobachtungsfläche durch das

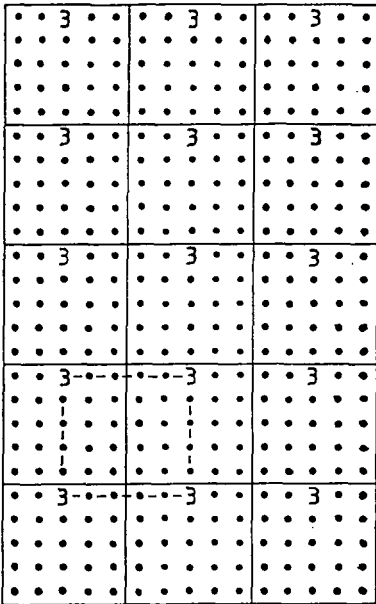
- Anschrift und Telephon
Georg WOEDE, Telephon (02850) 7331
Blankenburgstraße 4b, D-46459 Rees (Haldern)

1 und 2. Die Entnahmestellen sind dort jeweils durch Punkte oder einstellige Zahlen markiert, und in jeder Darstellung ergeben die Beprobungsstellen gleicher Ziffer eine Teilmenge, aus welcher der zugehörige Durchschnittswert errechnet wird.

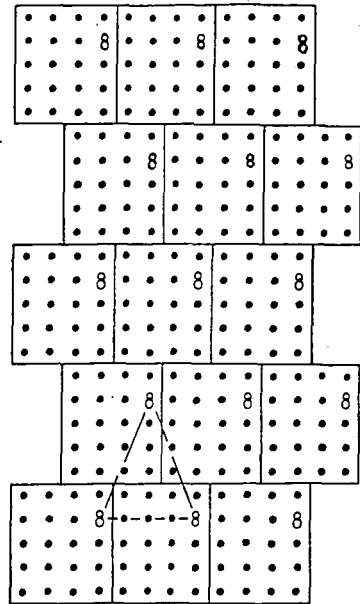
Wenn man systematisch gestreute Teilmengen aus einem Punktraster herauszieht, liegen meist 3 oder mehr Punkte einer Teilmenge auf einer Geraden; das gilt auch für das rotierende Kreuz. Die fluchtende Anordnung lässt sich in der Regel nicht vermeiden. Sie ist aber unerwünscht, weil lineare Anomalien sich in den Durchschnittswerten einiger Teilmengen niederschlagen können.

Zu Bild 1

Solche fluchtenden Punkte treten in den Teilmengen der Bilder 1a bis 1c aber nicht auf. Die 3 Anordnungen im Dreieckraster wurden vom Verfasser durch Probieren gefunden. Die Mächtigkeit der Teilmengen beträgt 5 im Falle a, 6 im Falle b und 8 Beprobungspunkte im Falle c. Zur Verdeutlichung wurden einige Teilmengen durch Nullenkreise hervorgehoben. Im Bild 1a ist es die Teilmenge 7, im Bild 1b die Teilmenge 8 und im Bild 1c die Teilmenge 6. Bei vergleichsweise glatten Bezugsflächen kommt man mit Durchschnittswerten aus wenigen Elementen aus und kann die Raster des Bildes 1 verwenden.



a



b

Bild 2

Teilmengenraster, in welchem aus jeder der 15 Teilflächen eine Probe entnommen wird

- a) Teilflächen in Matrixanordnung (sie fluchten waagrecht und senkrecht)
- b) Die Teilflächen sind versetzt angeordnet (wie im Mauerwerk)

fig.-2

Grid of subsets, in which one (drilling) core is taken from each partial area to establish a subset

- a) Partial areas in a rectangular grid (alignment in both coordinates)
- b) The partial areas are arranged in a staggered manner (like brickwork)

Zu Bild 2

Bei wenig glatter Bezugsfläche benötigt man Durchschnittswerte aus größeren (mächtigeren) Teilmengen. Dann zerlegt man die Dauerbeobachtungsfläche in Teilflächen und stellt die jeweilige Teilmenge zusammen, indem aus jeder Teilfläche ein Bohrkern entnommen und vermessen wird. Die Zahlen des Bildes 2 sind Beispiele.

Im Bild 2a ist die dritte Teilmenge durch die Ziffer 3 kenntlich gemacht. Die Teilflächen fluchten senkrecht und waagrecht, und die Entnahmepunkte jeder Teilmenge liegen auf einem quadratischen Raster.

Im Bild 2b wurde die achte Teilmenge durch die Ziffer 8 hervorgehoben. Die rechteckigen Teilflächen liegen wie im Mauerwerksverband gegeneinander versetzt, und die Entnahmepunkte jeder Teilmenge bilden ein Dreieckraster.

Das Bild 2a ist nach der Entnahme von 25 Teilmengen ausgebeutet, das Bild 2b schon nach 20 Teilmengen. Danach benötigt man neue Dauerbeobachtungsflächen. Beim Übergang von alt nach neu sind gleichzeitig beide Flächen zu beproben, um die Kontinuität der Messreihe herzustellen.

4 Orientierung der Dauerbeobachtungsflächen im Gelände

Wie man Dauerbeobachtungsflächen im Gelände ausrichtet, ergibt sich aus dem Erosionsmedium (Wasser oder Wind) und auch aus der Längsachse der Bewirtschaftungseinheit (Schlag). Die Wassererosion trägt im Hanggefälle ab. Für das Fortwehen des Bodens sind starke trockene Winde verantwortlich. Sie wehen in unserem Klima überwiegend aus Ost-Nord-Ost (ENE), also entgegen der Hauptwindrichtung. Die Längsachse der Schläge folgt oft dem Hanggefälle, ist zum Teil aber auch quer dazu orientiert. Daraus leiten sich folgende Richtungsorientierungen ab.

- Dauerbeobachtungsflächen der Wassererosion sind nach dem Hanggefälle auszurichten. Ihre Neigung sollte etwa 9° (oder 5°) betragen. Andernfalls verdoppelt sich die wünschenswerte Anzahl der Dauerbeobachtungsflächen, mit einer ersten Gruppe für flachere Neigungen und einer zweiten Gruppe für steilere Hänge.
- Dauerbeobachtungsflächen der Winderosion orientieren sich an der Achse von West-Süd-West nach Ost Nord-Ost (WSW-ENE). Das entspricht zwar auch der Achse der Hauptwindrichtung ist aber mit Rücksicht auf die diametral entgegengesetzten Trockenwinde sinnvoll.
- Dauerbeobachtungsflächen für Wasser- und Winderosion sollten nach West-Süd-West (WSW) geneigt sein, wobei sich beide Erosionswirkungen verstärken.

Bibliographie

DVWK-Merkblatt 239/1996: Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. ISBN 3-89554-045-5 Heft 239/1996

Feldwisch N. 1995: Hangneigung und Bodenerosion (Dissertation an der Universität Gießen). ISBN 3-931789-01-2

Lohmeyer A et al. 1989: Staubabwehungen von ruhenden Halden. Altlasten-Spektrum Jahrgang 1998 Heft 5 Seite 281 bis 286

Schmidt J. 1996: Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berliner geographische Abhandlungen Heft 61. ISBN 3-88009-062-9

Woede G. 1999: Beprobungsraster für Dauerbeobachtungsflächen, 5. Tagung des Arbeitskreises "Probenahme" am 5. und 6. November 1999 in Freiberg/Sachsen Seite 4-1 bis 4-9

Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag und des damit verbundenen Austrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln im Velberter Lössrücken

Heike Frick¹, Josef Haider¹, Ingo Müller²

1 Einführung

Die Bodenerosion auf ackerbaulich genutzten Flächen stellt eine nachhaltige Beeinträchtigung der Bodenfunktionen dar. Darüber hinaus werden auch benachbarte und weiter entfernte Ökotope durch erosionsbedingte Nährstoff- und Schadstoffimmissionen beeinträchtigt (off-site-Schäden). Auch die Reinigungsmaßnahmen von Vorflutern, Kanalsystemen, Verkehrswegen oder anderen Flächen von dort abgelagerten Bodenmaterial sind mit hohem (finanziellen) Aufwand verbunden. In NRW führt die Bodenerosion lokal zu erheblichen Schäden. Für die betroffenen Regionen besteht dringender Handlungsbedarf.

Im Rahmen eines vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL NRW) geförderten Verbundprojektes (Boden- und Stoffabtrag von ackerbaulich genutzten Flächen - Ausmaß und Minderungsstrategien) wird der Frage nachgegangen, welchen Beitrag verschiedene Verfahren der konservierenden Bodenbearbeitung (Mulchsaat und Direktsaat) zur Verringerung des Bodenabtrages, sowie des Austrages von Stickstoff (N), Phosphor (P) und Pflanzenschutzmitteln (PSM) leisten können. In einem Teilprojekt wird das Ausmaß des Boden- und Stoffabtrages von einer Ackerfläche (Versuchsfläche Weidtmann) im Feldmaßstab untersucht.

Seit 1999 werden mit Mitteln des MURL NRW und der EU Demonstrationsvorhaben mit Maßnahmen zur Erosionsminderung in zwei Teilprojekten durchgeführt. Das anwendungsbezogene Teilprojekt wird von den Landwirtschaftskammern Rheinland und Westfalen-Lippe durchgeführt. Erosionsmindernde Produktionstechniken und Verfahrensabläufe werden in 8 Betrieben auf ihre Machbarkeit und Praxistauglichkeit hin überprüft und einer eingehenden Vollkosten-Analyse unterzogen. Das Bewusstsein für die Erosionsproblematik soll in der landwirtschaftlichen Praxis gestärkt werden, um eine breitere Akzeptanz erosionsmindernder Maßnahmen erreichen zu können. Das wissenschaftliche Teilprojekt wird vom Landesumweltamt NRW und der Universität Paderborn/Abteilung Agrarwirtschaft (Soest) durchgeführt und umfasst im wesentlichen die Überprüfung der Wirksamkeit der bei den Demonstrationsvorhaben realisierten Erosionsschutzmaßnahmen im Hinblick auf den Bodenabtrag (Versuchsfläche Kuhles).

2 Beschreibung des Exkursionsgebietes

2.1 Geographische Lage

Das Exkursionsgebiet liegt ca. 20 km nordöstlich von Düsseldorf im Bereich des Velberter Lössrückens und somit im Bereich des Blattes Mettmann der TK 25 Nr. 4707 liegt. Die Höhe der Flächen beträgt ca. 100 m ü.N.N.

2.2 Klima

Das Klima um Ratingen-Homberg weist überwiegend maritime Eigenschaften mit milden Wintern und kühlen Sommern auf. Es herrschen vor allem Südwest- bis Westwinde vor. Das 37-jährige Mittel der Jahresniederschlagsmenge beträgt 837 mm (gemessen vom DWD in Ratingen-Homberg). Typisch für die Region sind starke Gewitterniederschläge in den Monaten Mai bis August mit z.T. hohen Niederschlagsintensitäten (siehe Abbildung 1). Die Jahresmitteltemperatur beträgt 9,7 °C.

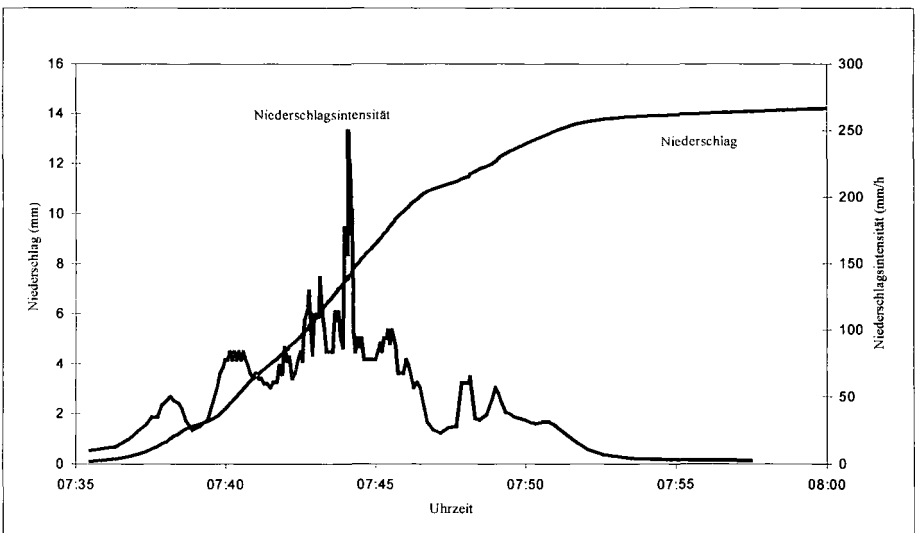


Abbildung 1: Niederschlagsintensität und kumulierte -menge bei einem abflusswirksamen Regen am 5.8.1999

2.3 Geologie

Der geologische Untergrund der Exkursionspunkte wird von dem Velberter Sattel bestimmt. Als Ausgangsgestein stehen im Exkursionsgebiet die aus dem Oberdevon stammenden stark gefalteten Adorfer-Schichten an (v.a. Schluff- und Tonfraktion, z. T. auch sandig). Die Mächtigkeit dieser Schichten dürfte vor der Faltung wenigstens 500 m betragen haben. Die Flinzschiefer-Schichten, eine Abfolge innerhalb der Adorfer Schichten, enthalten Kalkzüge mit häufig 0,3-2 m Mächtigkeit, die, in Abhängigkeit von der Lage innerhalb der Faltung, stellenweise oberflächennah anstehen. Durch den Zusammenbruch der im Zuge der Lösungsverwitterung entstehenden Hohlräume kommt es auch zu Erdfällen, die bis an die Erdoberfläche reichen. Das Auftreten von solchen Dolinen konnte auch auf der Fläche Weidtmann in den letzten Jahren beobachtet werden.

Vom dem Deckgebirge, welches den oberdevonischen Schichten auflagert, worden die tertiären Gesteine abgetragen. Auf der Fläche Weidtmann sind nur vereinzelt Dilluvialschotter der Terrassenbildung vom Rhein gefunden worden. Die in diesem Gebiet durch die vielfältigen geologischen Hebungs-, Zerrungs- und Verwerfungsprozesse geförderten Abtragungsvorgänge der stark gefalteten Gesteinspakete haben dazu geführt, dass die alte Landoberfläche unterschiedlich ausgeräumt wurde. Als jüngstes Ausgangsgestein überlagert der Löss die Verwitterungsprodukte der devonischen Gesteine im Exkursionsgebiet in einer Mächtigkeit von 2-10 m, stellenweise bis zu 20 m. Durch die bodenbildenden Prozesse ist der Löss mittlerweile bis in etwa 3 m Tiefe entkalkt und verlehmt.

2.4 Böden

Der Bodenkarte (Blatt L 4706 Düsseldorf) ist zu entnehmen, dass im Großraum der Exkursionspunkte die Bodenbildung vielfach aus Löss, der den Geschiebelehm oder Hang- und Hochflächenlehm z.T. überlagert.

Im Zentrum des Schwarzbach-Sattels befindet sich die 13 ha große Ackerfläche. Ein Teil dieser Fläche (ca. 1,5 ha) zeichnet sich durch ein stark geneigtes muldenförmiges Relief aus. In dem Muldenbereich erfolgen die Messungen. Die engräumige Bohrstock- und Profilsprache dieses Teilstücks ergab, dass im Bereich der sich weiter öffnenden Mulde immer wieder ein schwacher Kiesgehalt im obersten Meter anzutreffen ist. Somit kann man darauf schließen, dass die lokale Bodenbildung in einer Fließerde abgelaufen ist, deren Hauptanteil aus dilluvialen Lössablagerungen stammt. Diese Fließerde überlagert im Exkursionsgebiet die vergrusten bis aufgeweichten tonigschluffigen bis sandigen Flinzschiefer-Schichten des Oberdevons. Die Mächtigkeit der Fließerdesedimente nimmt von dem umrahmenden flachen Rücken zum Zentrum der Mulde hin zu. Im Bereich der Hangflanke befinden sich Staunässemerkmale in Form einer schwach bis mäßig ausgeprägten Marmorierung, die auf eine Pseudovergleyung hinweisen. Auf der Versuchsfläche kommen im Bereich der Hangflanken überwiegend Braunerden; Braunerden-Pseudogley und Pseudogley-Braunerden vor. In der Mulde sind Kolluvien anzutreffen.

Für die Fläche Kuhles liegt bislang nur eine grobe Bohrstockkartierung vor, die ähnliche Bodenvergesellschaftungen wie die der Fläche Weidtmann aufweist. Mehr oder weniger erodierte Braunerden gehen am Hangfuß in Kolluvien über. Staunässemerkmale wurden nicht beobachtet, schwache Kiesbeimengungen wurden aber ebenfalls angetroffen.

3 Exkursionspunkte

3.1 Ratingen-Homberg (Fläche Weidtmann)

3.1.1 Versuchsbeschreibung

Ziel der Untersuchung ist die Quantifizierung der Verlagerung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln auf einer „ordnungsgemäß“ bewirtschafteten Ackerfläche über die Pfade Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. Neben den verlagerten Mengen dieser Stoffe interessieren dabei insbesondere die auftretenden Spitzenkonzentrationen im Abfluss. Des Weiteren gilt es zu konkretisieren, welche Zeiträume unter Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse und der angebauten Kulturen für den Stoffabtrag besonders problematisch sind. Die Messungen sollen dazu beitragen, gezielte und wirksame Maßnahmen zur Verminderung der Umweltbelastung durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln abzuleiten.

Die Untersuchungsfläche ist stark geneigt, so dass der Oberflächenabfluss reliefbedingt in einer Mulde zusammenfließt und dort quantifiziert wird. Die Fläche weist bei einer maximalen Hanglänge von rund 170 m Hangneigungen bis zu etwa 15 % auf. Aufgrund der hohen Schluff- und Feinsandanteile sind die Böden als verschlammungsanfällig und leicht erodierbar einzustufen. Die K-Faktoren nach der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung liegen im Bereich von etwa $0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ N h}^{-1}$.

Die Untersuchungsfläche verfügt über eine automatisch registrierende Wetterstation. Hier werden jeweils die Parameter Niederschlag, Temperatur (in 2 m Höhe und in 5 cm bzw. 10 cm Bodentiefe), sowie die relative Luftfeuchte, die Windgeschwindigkeit und die Strahlungsbilanz gemessen. Der Niederschlag wird in einer Auflösung von 0,1 mm Niederschlagshöhe erfasst. Für die anderen Messgrößen werden Stundenwerte registriert.

Zur Quantifizierung des Oberflächenabflusses wurde folgender Aufbau gewählt:

Als Messsystem kam ein Messgerinne mit einer Pegelmessung zum Einsatz, wobei als Messgerinne ein sogenanntes H-Flume verwendet wurde. Die Bestimmung der Abflussrate (Volumen pro Zeiteinheit) erfolgte über zwei Pegelmessgeräte. Die Pegelmessgeräte beruhen auf zwei verschiedenen Messprinzipien. Die Messung erfolgt mit einem Kapazitiven Sensor, wie er auch der in der Lebensmittelindustrie zur Pegelmessung in Flüssigkeitstanks eingesetzt wird. Als weiteres Messsystem wurde eine Ultraschall-Echolotmessung gewählt. Bevor die Abflusssuspension den Pegel erreicht, werden über ein Einlaufsystem kontinuierlich Suspensionsproben in eine 2 l Kippwaage geleitet. Die Kippwaage entleert in die Probenahmegefäße oder in einen Überlauf. Welche Proben in die Probenahmegefäße abgefüllt werden, wird automatisch durchfluss- bzw. zeitabhängig gesteuert. Anhand dieser Proben wird der Sedimentgehalt in der Suspension bestimmt, um daraus unter Berücksichtigung des Abflussvolumens die Menge des Bodenabtrags zu berechnen. Die Proben werden durch Zentrifugierung und Filtrierung in Sediment und Abflusswasser getrennt. An Sediment und Abflusswasser erfolgt sodann eine Bestimmung der Nährstoff- und PSM-Gehalte. Aus den gemessenen PSM- und Nährstoffkonzentrationen sowie den Abfluss- und Abtragsmengen lassen sich die an der Oberfläche verlagerten PSM- und Nährstoffmengen berechnen.

Neben dem Oberflächenabfluss wird der Abfluss einer Drainage, die die Mulde entwässert quantifiziert, beprobt. Die Drainageproben werden auf Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel untersucht. Abflussmessung und Probenahme erfolgen mit einem ISCO YSI Modell 600 Messsystem. Die Probenahme erfolgt abflusszeitproportional.

3.1.2 Versuchsergebnisse und Auswertung

Nachdem 1997 bei Zuckerrübenanbau 25 Oberflächenabflussereignisse mit zusammen etwa 35 mm Oberflächenabfluss anfielen (ca. 4 % der Jahresniederschlagsmenge), waren 1998 im Triticale-Bestand nur 8 Ereignisse mit etwa 8 mm Abfluss (0,6 % des Jahresniederschlags) zu verzeichnen. Im Jahr 1999 wurden bei Maisbestand 13 Abflussereignisse mit 10 mm Oberflächenabfluss verzeichnet, wobei sich hier um 0,1 % des Jahresniederschlags handelt (Jahresniederschlag: 1118,5 mm). Die Ursachen für den unterschiedlichen Oberflächenabfluss unterscheiden sich in den letzten drei Jahren wesentlich. Im Jahr 1997 in Zuckerrüben traten die meisten Abflussereignisse nach Gewitterregen hoher Intensität im Juni auf. Da die Rüben zu diesem Zeitpunkt den Boden nur wenig bedeckten, verschlammte die Bodenoberfläche frühzeitig. Aufgrund dieser Verschlämzung lösten die nachfolgenden Regenfälle (auch bei geringer Intensität und Regenmenge) rasch wieder Oberflächenabfluss aus. Ganz anders war dies 1998 in Triticale. Der dichte Triticalebestand bot einen sehr guten Schutz gegen die intensiven Gewitterschauer im Frühsommer. Daher kam es 1998 erstmals nach der Getreideernte Mitte September nach lang anhaltenden und ergiebigen Regenfällen zu Oberflächenabfluss. Wie Messungen der Saugspannung im Boden belegen, war der Boden zu diesem Zeitpunkt praktisch wassergesättigt, so dass eine Wasserinfiltration nicht mehr möglich war und Sättigungsabfluss auftrat. Die extrem hohen Niederschlagsmengen in den Monaten September bis

November lösten bis Mitte November noch in 7 weiteren Fällen Sättigungsabfluss aus, der aber keinen nennenswerten Bodenabtrag hervorrief. Bodenabtrag trat praktisch nicht auf, da die Bodenoberfläche nach der Getreideernte im August nahezu vollständig mit Pflanzenresten bedeckt und nach der Stoppelbearbeitung Ende September zudem sehr rau war. 1999 blieben die Gewitterniederschläge in den Frühlingsmonaten für das Exkursionsgebiet aus. Der erste Oberflächenabfluss ereignete sich erst Mitte Juli nach Reihenschluss der Maiskultur. Bei einem Starkniederschlagsereignis bildeten sich Erosionsrillen entlang der Maispflanzen aus. Das Wasser konnte auf Grund der vorhandenen Bodenverschlammung nicht versickern. Durch die ausgebildeten Rillen wurde das Oberflächenwasser schnell abgeführt und sammelte sich entsprechend rasch im Muldenbereich und verlies die Fläche als Oberflächenabfluss. Erst nach der Ernte im Oktober und mit dem Grubbern der Ackerfläche wurden diese Rillen beseitigt. Bis zum Ende 1999 ereigneten sich keine Abflussergebnisse mehr.

Ein Beispiel für den zeitlichen Ablauf eines Erosionsereignisses zeigt die Abbildung 2.

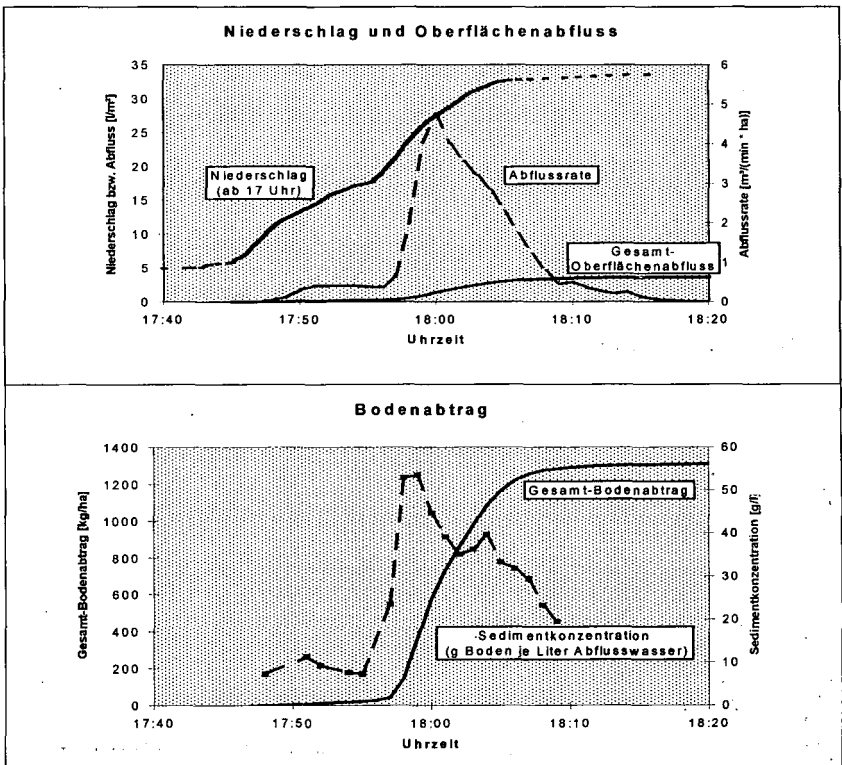


Abbildung 2: Beispiel für den Ablauf eines Erosionsereignisses auf der Fläche Weidmann

3.2 Ratingen-Homberg (Fläche Kuhles)

3.2.1 Versuchsbeschreibung

Bei dem Projekt „Demonstrationsvorhaben“ geht es in erster Linie darum, die praktische Machbarkeit von Erosionsschutzmaßnahmen in verschiedenen betroffenen Regionen in NRW zu demonstrieren. Die wissenschaftliche Begleitung dieses Vorhabens soll die Wirksamkeit der Erosionsschutzmaßnahmen überprüfen und zu diesem Zweck Unterschiede im Hinblick auf den Bodenabtrag auf Flächen mit und ohne Erosionsschutzmaßnahmen nachweisen. Diese Unterschiede sollen auf verschiedenen Maßstabebenen erfasst werden.

- **Abtragungsmessungen auf Kleinparzellen**
Auf vier verschiedenen Standorten (im Raum Mettmann, Schaepfysener Höhenzug, Haarstrang und in Ostwestfalen-Lippe) werden je zwei mit Blechen abgegrenzte Kleinparzellen (ca. 20 m²) auf vergleichbaren Flächen mit und ohne Erosionsschutzmaßnahmen angelegt und der Bodenabtrag gemessen.
- **Abtragungsmessungen auf Großparzellen**
Um eine realistische Einschätzung des Bodenabtrages (absolute Höhe des Bodenabtrags) auf Praxisschlägen zu erhalten, sind Messungen auf Kleinparzellen nur mit Einschränkungen geeignet, da auf Kleinparzellen bestimmte Erosionsprozesse, die auf Praxisschlägen den Bodenabtrag wesentlich bestimmen (v. a. die Ausbildung von Erosionsrinnen und -gräben), kaum in Erscheinung treten. Deshalb soll auf zwei Betrieben in NRW (Raum Mettmann / Schaepfysener Höhenzug oder Haarstrang), auf denen Kleinparzellenversuche durchgeführt werden, auch eine Abtragungsmessung auf Großparzellen (ca. 400 m²) erfolgen.
- **Kartierung von Erosionserscheinungen im Feld- bzw. Kleineinzugsgebiets-Maßstab**
Um auch Erosionsprozesse in die Betrachtung einzubeziehen, die auf großen Schlägen oder sehr langen Hängen (oft über einzelne Schläge hinausgehend) bedeutsam sind, ist auch eine Erfassung von Erosionserscheinungen auf ausgewählten Flächen mit und ohne Erosionsschutzmaßnahmen (in Anlehnung an das DVWK-Merkblatt 239/1996) im Feldmaßstab (bzw. Kleineinzugsgebietsmaßstab) sinnvoll. Dazu werden auftretende Erosionsschäden nach Erosionsereignissen auf Flächen mit und ohne Erosionsschutzmaßnahmen kartiert.

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der eingesetzten Erosionsminderungsmaßnahmen (Mulch- und Direktsaattechniken), werden auf der Fläche in Ratingen-Homberg alle drei Methoden (Kleinparzellen, Großparzellen, Kartierung) angewendet. Auf der Fläche von ca. 15 ha mit schwachem Phaceliabestand und Ausfallraps werden 2000 Zuckerrüben angebaut. 14 Tage nach Aussaat der Phacelia zeigten sich 1999 auf dieser Fläche ausgeprägte Erosionserscheinungen nach einem Starkregenereignis. Im Jahr 2000 wird der Großteil der Fläche in Mulchsaat mit schwacher, oberflächlich lockernder Bodenbearbeitung bestellt, nur 2000 m² werden vorab gepflügt, evtl. wird ein Teil der Fläche in Direktsaat bestellt.

Bodenabtragungsmessung werden auf zwei Groß- und zwei Klein-Parzellen mit und ohne Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen auf einem gleichmäßig stark geneigten Hang (15-20 %) durchgeführt. Um eine realistische Einschätzung des Bodenabtrags zu erhalten wurden die Großparzellen mit 60 m Hanglänge und 7 m Breite eingerichtet. Für die beiden Varianten werden jeweils die Oberflächenabflussmengen und der Bodenabtrag ermittelt. Zusätzlich ist ein Niederschlagsmessgerät installiert wurden (Abbildung 3). Auf der gesamten Fläche werden auftretende Erosionserscheinungen kartiert.

Der Oberflächenabfluss wird auf den Großparzellen durch ein Coshocton-Rad (Probenteilerrad) geteilt, so dass ein genauer Prozentsatz der Abflussmenge aufgefangen wird. Vom Verteilerrad aus wird der Oberflächenabfluss über eine Kippwaage zum Probenehmer weitergeleitet. Mengengesteu-

ert werden hier Einzelproben gewonnen, der Rest wird in Regentonnen als Durchschnittsprobe gesammelt. Bei den Kleinarzellenversuchen wird stets der gesamte Oberflächenabfluss aufgefangen und beprobt. In der wässrigen und festen Phase des Oberflächenabflusses werden Nährstoffuntersuchungen durchgeführt, um neben den Bodenabtragsmengen auch die mit der Erosion verbundenen Nährstoffausträge quantifizieren zu können.

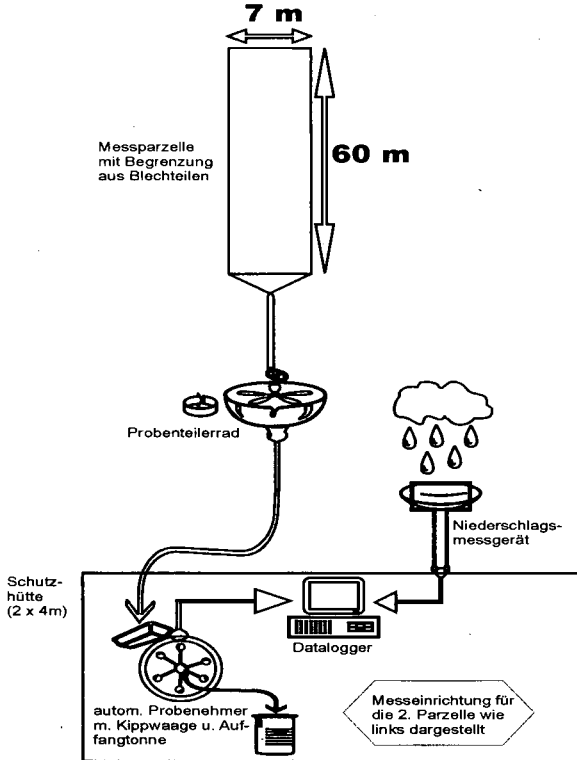


Abbildung 3: Versuchsaufbau Fläche Kuhles

3.2.2 Stand der Arbeiten

Die Versuchsfläche befindet sich unmittelbar vor Beginn der Messphase. Nach dem Abschluss der Rübeneinsaat werden die Parzellenbegrenzungen eingebaut und die Messung des Oberflächenabflusses aufgenommen. Über Ergebnisse wird zu gegebener Zeit berichtet.

4 Literatur

- AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover.
- Geologisches Landesamt (1978): Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000, Blatt L 4706 Düsseldorf. Krefeld
- Paeckelmann, W. und Zimmermann, E. (1930): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten deutschen Ländern, Blatt Mettmann, Nr. 2719 Berlin.

Bodenerosion durch Wasser - Erfahrungen aus einem Projekt zur Minderung der Bodenerosion durch unkontrolliert abfließendes Niederschlagswasser aus landwirtschaftlichen Flächen einer Gemeinde am Niederrhein

Von

Hiller, D.A., Remonato-Dreyer, I. und Wieder, T.

**Landwirte in Rheurdt:
„Zumauern lassen wir
uns unsere Äcker nicht“**

**Massen von
Schlamm**

Schlamm von Rheurdter Höhen

Ausschuß für Ökologie über Erosionsgefahren

**Schaephuysener
Äcker gehen den
Bach runter**

**Sogar der Kies
rollt schon den
Hang herunter**

Mühlenberg: Regengüsse gefürchtet

Schaden auf den Höhen wie in China

Schaephuysener Höhen:
Maßnahmen
gegen Erosion

**„Wir schufteten im
Einsatz und werden
dafür beschimpft“**

**Wie kommen wir jetzt raus aus dem
Schlammassel?“**

1 Allgemeine Beschreibung der Region

Das besuchte Exkursionsgebiet befindet sich im linken Bereich des Niederrheins, nördlich von Krefeld und nordwestlich von Essen (Abb. 1).

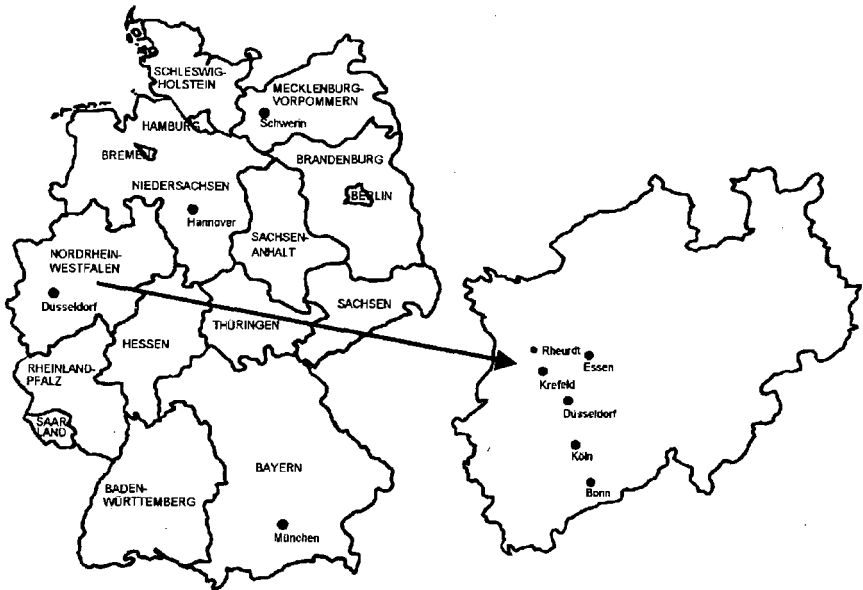


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Die Landschaft im Untersuchungsgebiet ist vom Schaephuysener-Höhenzug geprägt, der sich zwischen den Ortschaften Rheurdt und Tönisberg von NNW nach SSO erstreckt. Diese als Wallrücken bezeichnete Form ist der größte und südlichste Endmoränenrest des Gletschervorstoßes der Saale-Eiszeit am Niederrhein (THOME, 1980). Er ist ca. 1 km breit, 10 km lang und erhebt sich durchschnittlich ca. 52 m über der Umgebung. Die Basis des Untersuchungsgebietes auf der östlichen Seite liegt auf NN 29 m. Die höchste Erhebung ist der Saelhuyser Berg mit einer Höhe von NN 80 m. Die Erosion greift dort besonders an dem Höhenzug an (Abb. 2).

Das Gelände auf der ehemals eisabgewandten Seite zeigt einen flachen Westhang mit Sandermaterial, während auf dem ehemals eisseitigem Hang der Stauchmoräne ein deutlich steilerer Osthang ausgebildet ist. In den Osthang haben sich nacheiszeitlich mehrere Ur-Erosionsrinnen eingeschnitten. Diese sind heute z.T. befestigt und werden als Wege zu den Feldern genutzt.

Aufschlüsse im Osthang zeigen Steilstellungen sandig-kiesiger und sandig-schluffiger Sedimente. Diese Sedimente wurden z.T. gegen Ende der Eiszeit (Würm) von Löß und Flugsand überweht. An den steileren Hängen ist aber die Lößdecke im Laufe der Zeit bereits bis auf den sandig-kiesigen Untergrund abgetragen. Deshalb finden sich auch am Fuße des Stauchmoränenwalls Kolluvien aus tiefreichenden, schwach bis mäßig humosen, schluffigen bis lehmigen Sandböden. Unterhalb des Osthanges des Stauchmoränenwalls befindet sich ein Großteil der Wohnsiedlungen und Infrastruktureinrichtungen der Gemeinde Rheurdt.

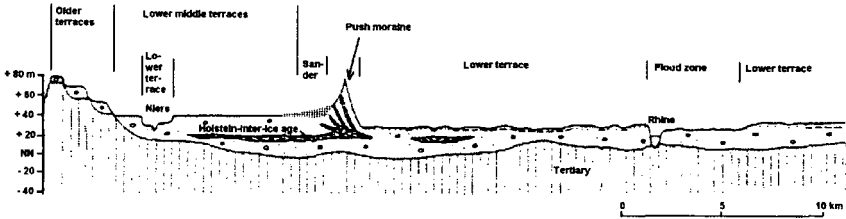


Abb. 2: Vereinfachter Schnitt durch die an die saaleiszeitliche Stauchendmoräne "Schaaphysener-Höhenzug" angrenzenden geologischen Strukturen

Nach dem Klima Atlas von Nordrhein-Westfalen liegt das Untersuchungsgebiet im Bereich des Niederrheinischen Tieflandes, welches sich nördlich von Düsseldorf beiderseits des Niederrheins bis zur niederländischen Grenze erstreckt. Das Niederrheinische Tiefland und die Niederrheinische Bucht greifen als tektonisches Senkungsgebiet keilförmig nach Süden in das Rheinische Schiefergebirge hinein. Das Niederrheingebiet wird im Osten vom Bergischen Land, dem Ruhrgebiet und der Westfälischen Bucht abgegrenzt. Im Süden grenzen die Eifel und das Hohe Venn an. Im Norden wird das Niederrheingebiet von den hohen Stauchmoränenzügen des Gelderlandes abgeschlossen. Die Westgrenze läßt sich nur ungenau festlegen (GLA, 1988).

Prägende Elemente des Niederrheingebietes sind die beiden großen Ströme Rhein und Maas, die während des Quartärs Terrassen aufschotterten, und die glaziären Ablagerungen, wie Stauchmoränen und Sanderflächen.

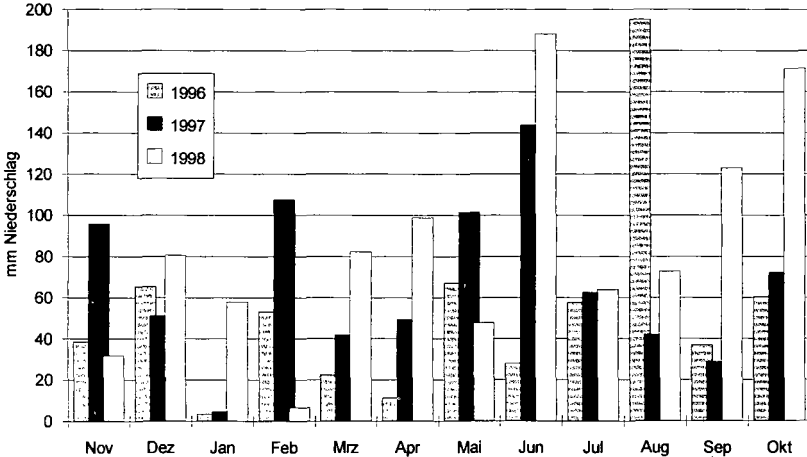


Abb. 3: Niederschlagsverteilung in den Wasserwirtschaftsjahren 1996 bis 1998 an der Meßstation Schaaphysener Höhenrücken (LINEG, 1999)

Bezüglich der naturräumlichen Gliederung, gehört das Untersuchungsgebiet zur Niederrheinischen Höhe. Nach dem Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen (1989) bzw. den Angaben der LINEG (1999), gelten für das Untersuchungsgebiet die in Tab. 1 aufgeführten Klimadaten. Die Niederschlagsmenge

und -verteilung der letzten Jahre im Gemeindegebiet von Rheurdt war sehr unterschiedlich, was besser Abb. 3 zu entnehmen ist. Die Böden im Exkursionsgebiet, dem auf den Ort zugeneigten Teils des Höhenzuges, werden landwirtschaftlich genutzt, wobei neben Getreide vor allem Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln angebaut werden. In einzelnen Ur-Erosionsrinnen sowie einem schmalen Saum oberhalb der Wohngebiete stockt Wald.

Tab. 1: Klimatische Kennwerte des Rheurdtter Gemeindegebietes

	Klima-Atlas NRW (1989)	1996	1997	1998
Mittlerer Jahresniederschlag in mm (1931 – 1960)	750-800	590	676	982
Mittlerer Niederschlag von Mai – September in mm (1931 – 1960)	400-450	354	350	450
Mittlere Lufttemperatur (1931 – 1960)	10 – 10,5 °C			
Phänologischer Erstfrühling (Beginn der Bestellung bei Hafer; 1951 – 1980)	21. – 31. März			
* Angaben der Linksniederrheinischen Entwässerungsgenossenschaft; Station Schaepfysener Höhenzug				

1.1 Pedogene Ausgangssituation im Kartiergebiet

Im Niederrheingebiet sind die Böden verbreitet aus jungen pleistozänen bis holozänen Lockersedimenten entstanden. Im Untersuchungsgebiet haben sich die Böden aus dem pleistozänen Sand und Kies der Stauchmoräne oder der Mittel- und Niederterrasse, sowie Löß und Flugsand entwickelt. Auf diesem geologischen Untergrund sind gemäß Geologischem Landesamt (1988) folgende Bodeneinheiten im Raum des nördlichen Niederrheingebietes verbreitet:

- **Parabraunerden aus Löß**, mit dem typischen Profilaufbau (Horizontabfolge = Ah-Al-Bt-C), haben in hängigen und kuppigen Lagen durch die Wirkung der Bodenerosion einen variierten Profilaufbau, da das Bodenmaterial der oberen Horizonte flächenhaft abgetragen und am Hangfuß oder in den Hohlformen des Geländes als Kolluvium wieder angelagert wurde. Zur Landwirtschaft sind diese aus Löß entwickelten Böden gut geeignet.
- **Parabraunerden aus Lößlehm** in geringerer Mächtigkeit, die in dem Untersuchungsraum vorkommen, haben recht günstige Bodeneigenschaften. Sie zeigen eine tiefreichende Verwitterung bis auf die unterlagernden Terrassenkiese und Sande, so daß die Lößauflage bis zu ihrer Basis entkalkt und verlehmt ist. Wenn die oberen Schichten der Haupt- und Mittelterrasse verdichtet sind, kommt es in der Lößauflage zu einer Vernässung (Stauässe), und die Böden sind typologisch als **Pseudogley-Parabraunerden** ausgeprägt. Außerdem kommen auf den Höhenzügen die Parabraunerden aus Sandlöß mit mittlerem bis geringem Basengehalt als eine wichtige Bodenform vor. Die Korngrößenzusammensetzung von Böden aus Sandlöß stellt in diesem Gebiet einen schwach lehmigen, schluffigen Feinsand dar. Der Tongehalt liegt zwischen 4 und 9 %. Deswegen kommt es bei den Sandlößen nicht zur Ausbildung eines kompakten Anreicherungshorizontes (Bt), sondern wegen des groben Filtergerüsts und des geringen Basengehalts zu einer Durchschlammung der Feinsubstanz bis in tiefere Bodenschichten.
- **Parabraunerden und Braunerden aus Sandlöß**, die teilweise seit der fränkischen Rodungsperiode ackerbaulich genutzt wurden, zeigen eine mächtige humose Krume (ca. 60 cm), die durch Plaggendüngung entstanden ist. Daraus sind die gut ertragsfähigen Plaggeneschböden entstanden.

- **Kolluvisole** finden sich am Unterhang in Senken. Charakteristisch für die Kolluvien sind erhöhte Feinsand-, Schluff- und Tonanteile sowie tiefgründige Humosität (> 40 cm).

Weitere Informationen sind dem Abschnitt der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen (1:50.000) Blatt L 4504 Moers mit dem Bereich des Schaephuysener-Höhenzuges zu entnehmen. Die topographischen Gegebenheiten der Feldflur der Gemeinde Rheurdt sind in den folgenden neun Kartenblättern der Deutschen Grundaufnahme (DGK5 N) festgehalten:

4504/9	4504/10	
4504/14	4505/15	
4504/19	4504/20	
4504/24	4504/25	4505/25.

2 Problemstellung

Schutzgüter der Gemeinde Rheurdt sind bereits seit mehreren Jahrzehnten durch on- und off-site Schäden hervorgerufen durch Bodenerosion betroffen. Zur Gefahrenabwehr wurden zusätzliche Wasserrückhaltemaßnahmen und Sickerbecken errichtet sowie Zuschüsse an Landwirte gegeben, wenn diese in für die Gemeinde gefährlichen Bereichen erosionsmindernde Maßnahmen (wie Flächenstilllegung, Untersaaten) betrieben. Trotzdem reichten diese Anstrengungen nicht aus. Insbesondere nach Starkregenereignissen, die in den letzten Jahren in den Monaten Mai bis Juni bzw. Ende Oktober / Anfang November niedergingen, treten auf dem Osthang besonders gravierende Erosionserscheinungen auf (Abb. 4). So z.B. bildeten sich nach Gewittern im Juni sowie Oktober und November 1998, die bis zu 56 mm Niederschlag in 20 Minuten brachten, durch abfließendes Wasser auf verschiedenen Feldern Erosionsgräben mit bis 1,8 m Tiefe, 1,5 m Breite und mehrere 10er Meter Länge oder auch Gullys (HILLER, 1999). Der dabei aberodierte Boden wurde in die unterhalb des Höhenzuges liegenden Felder, aber auch in Siedlungen eingespült und beschädigt dort nicht nur die Kanalisation sondern auch Häuser und Grundstücke. Eine Auswertung der Kartiererergebnisse von drei stärker durch Erosion geschädigten Flächen des Osthanges ergab, daß im Winter 1998/99 und dem anschließenden Frühjahr etwa 280 t Boden abgespült worden sind.



Abb. 4: Extreme Grabenerosionsschäden am Schaephuysener Höhenzug im Frühjahr 1999

(Aufnahmen: D.A. Hiller)

Nach der Inkenntnissetzung der Landwirte über künftige Geländearbeiten wurde in Absprache mit der Gemeinde ein etwa 240 ha großes Segment des auf dem Gemeindegebiet liegenden Schaephuy-sener Höhenrückens in die weitere Untersuchung eingestellt.

Dabei wurde folgende Vorgehensweise gewählt:

- Abgleich der tatsächlichen Schlaggrößen mit der katastermäßigen Parzellierung
- Erfassung der angebauten Feldfrüchte und Feststellung der Bearbeitungsrichtung
- Erstellung einer aktuellen Anbau- und Nutzungskarte für das Jahr 1998
- Ca. 1,5mal pro Monat Kartierung des Gesamtareals auf aktuelle Erosionserscheinungen durch Wasser über einen Zeitraum von einem Jahr (Maßstab 1:5.000)
- Erstellung einer Erosionskarte (in Anlehnung an DVWK 1996) mit Darstellung der Problemzonen und Nutzung für den Zeitraum 1998/1999 (Maßstab 1:5.000; vgl. Anlage 1)
- Kartierung der segmentierten Wassereinzugsgebiete in dem Untersuchungsbereich des Höhenzuges, welche lokal zur Bodenerosion durch Wasser führen
- Abgrenzung und Eintrag der kartierten (neun) segmentierten Wassereinzugsgebiete in die Erosionskarte bzw. Anbau- und Nutzungskarte
- Vermessung und Bilanzierung des Bodenaustrages von stark durch Bodenerosion durch Wasser geschädigten Bereichen
- Systematisierte Anlage von Bodenprofilen über den ausgewählten Bereich des Schaephuy-sener Höhenrückens in durch Erosion geschädigten und nicht geschädigten Feldern. Dabei wurde i.d.R. je ein Profil am Ober-, Mittel- und Unterhang angelegt (insgesamt 15 Profile)
- Beprobung der Bodenprofile zur Ermittlung der gesättigten Wasserleitfähigkeit sowie Rohdichte im Ap-Horizont, im Übergangsbereich vom Ap-Horizont zum Unterboden sowie im Unterboden
- Beprobung dieser drei Horizonte je Profil zur Ermittlung von pH-Wert, Humusgehalt, Körnung
- Beprobung von Oberböden ausgewählter Parzellen zur Ermittlung von pH-Wert, Humusgehalt, Körnung
- Ausarbeitung von auf das jeweilige segmentierte Wassereinzugsgebiet zugeschnittenen Lösungsansätzen um die abfließenden Wassermassen bzw. den off-site Schaden zu minimieren
- Vorstellung der Ergebnisse bei den Landwirten, bei der für die Beratung zuständigen Landwirtschaftskammer und der Gemeinde.

4 Ergebnisse

Der Abgleich der Karten der Flurbereinigung und der katastermäßigen Parzellierung mit den tatsächlich zusammenhängend bewirtschafteten Ackerschlägen ergab, daß seit der Flurbereinigung eine erhebliche Schlagvergrößerung – vorwiegend auf der Basis von Zupachtungen – erfolgte. Dabei hat sich der Zuschnitt der zusammenhängend bewirtschafteten Felder oft erheblich vergrößert und auch vielfach erst eine veränderte Bearbeitungsrichtung ermöglicht. Dadurch kommt es, daß langgestreckte Hänge (bis zu 550 und 600 m Länge) bewirtschaftet werden, die keine teilende Querstrukturen aufweisen. Bei der Kartierung der oberflächlich ablaufenden Niederschlagswässer zeigte sich, daß meist Einzugsgebiete von mehr als 25 ha bestehen. Ablaufende Niederschlagswässer werden von den Feldern im Oberhang häufig über die Felder im Mittelhang an die am Unterhang befindlichen Felder weitergereicht, wobei die Abflüsse meist über die Vorgewende fließen und dort bei der vorwiegend schluffigen fein- und mittelsandigen Bodenart zur Rinnen- und Grabenerosion führen. Problematisch ist, daß oft diese Hänge schon von der Morphologie natürliche Wasserleitbahnen aufweisen.

Die Wasserinfiltration ist in weiten Bereichen des Schaephuy-sener Höhenzuges durch vorhandene Pflugsohlenverdichtungen behindert (Abb. 5). Lokal sind die Böden auch durch den ehemaligen Eisdruck im Unterboden schon entsprechend vorverdichtet. So treten vielfach schon bei „Normalregen mit etwa 5 mm Niederschlag“ Probleme auf, diese Mengen in den Unterboden weiterzuleiten.

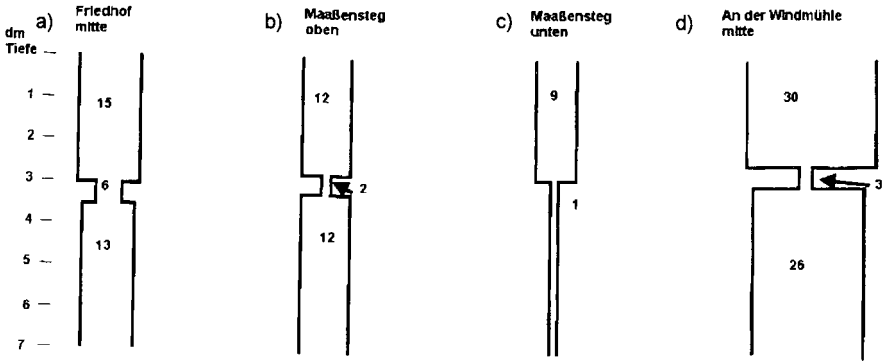


Abb. 5: Beispiele für verringerte Wasserleitfähigkeiten durch Pflugsohlenverdichtungen (a, b, d) bzw. durch geogene Unterbodenverdichtung (c) in landwirtschaftlich genutzten Flächen des Schaephuysener Höhenrückens (Zahlenangaben = kf in cm/d)

5 Gegenmaßnahmen

Durch die vorliegende Bodenerosionskarte sowie die Gelände- und Laborergebnisse wurden/werden zum einen landbauliche und zum andern auch ingenieurtechnische Maßnahmen durchgeführt.

Als wichtigster Baustein ist die Modifizierung der Anbaumethoden. In den Veranstaltungen mit den Landwirten wurde deutlich gemacht, daß es zu einer Änderung der Anbaumethoden, vor allem bei den stark erosionsanfälligen Früchten wie Mais, Zuckerrüben und Kartoffeln kommen muß. War vor Beginn der Arbeiten der Abt. Angew. Bodenkunde in der Gemeinde nur die übliche Landtechnik im Einsatz, so sind jetzt bereits erste Flächen mit der erosionsmindernden Mulchsaatechnik bestellt worden. Auch bieten mittlerweile Lohnunternehmer Mulchsaat an. Zur Förderung der Akzeptanz dieser für die Rheurder Landwirte neuen Saatechniken (Mulchsaat, Direktsaat) gewährt die Gemeinde den Landwirten einen Zuschuß von DM 200/ha, dieser Betrag wird auch für die Anlage von Zwischenbegrünungen (z.B. nach Mais, vor Frühjahrssaat) gewährt.

Weiterhin sind mittlerweile mehrere besonders erosionsanfällige Areale zunächst aus der Nutzung genommen worden und stehen in Grünbrache, wofür die Gemeinde den jeweiligen Landwirten Zuschüsse in Höhe von DM 400/ha gewährt; im Jahr 1999 waren dies zusammen für 35 ha.

An anderen besonders erosionsgefährdeten Bereichen werden Grünstreifen angelegt. Es steht noch aus, ist aber geplant, diese kurzfristigen Maßnahmen dauerhaft zu stabilisieren.

Da das vorrangigste Ziel der Gemeinde nicht die Verringerung der on-site, sondern eher bei der Verminderung der off-site Schäden liegt, mußten auch Maßnahmen erarbeitet werden, die im Falle eines weiteren Austrittes von Erosionsmaterial aus den Flächen die Gebäude und Infrastruktureinrichtungen der Gemeinde vor diesem schützen. Nach der spezifischen Analyse der Geländegegebenheiten und der Fließpfade der Erosionsmassen in Richtung Gemeinde wurden/werden z.B. auf verschiedenen Wirtschaftswegen an günstigen Stellen großdimensionierte Sandfänge mit Abflußmöglichkeiten in natürlich vorhandene Geländevertiefungen angelegt.

Unabhängig von der bodenkundlichen Empfehlung legt/legte die Gemeinde verschiedene Regenrückhaltebecken an, wofür im Jahr 1999 DM 210.000 bzw. im Jahr 2000 DM 70.000 aufgewendet wurden/werden.

Literatur:

- DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser –Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239/1996. Bonn
- GLA (1988): Geologie am Niederrhein. 141 S. Krefeld.
- Hiller, D.A. (1999): Hillslope Erosion – Strategies of Defence. Regional Conference on Geomorphology, Rio de Janeiro – Brazil, July 17.-22. 1999, S. 93.
- Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen (1989): Hrsg. Der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW, bearbeitet vom Deutschen Wetterdienst; Offenbach.
- LINEG (1999): Freundliche Überlassung der Daten
- Thome, K.N. (1980): Entstehung und Gestalt des Schaephuysener Höhenzuges. In: Heimatbuch des Kreises Viersen, 31. Aufl., OKD Viersen, S. 275-285.

Staubmessstation zur Erfassung der Staubfreisetzung und –deposition von einer belasteten Industriebrache

Silke Höke*, Eric Hannoschöck* & Wolfgang Burghardt*

1. Aufgabenstellung

Auf der eingeebneten Fläche eines ehemaligen Chemiewerkes wurde 1998 eine Staubmessstation errichtet. Ziel der Untersuchungen ist es:

1. geeignete Meßmethoden zum Quantifizieren der Staub- und Schadstofffreisetzungen von belasteten Gewerbe- und Industrieflächen sowie der Deposition zu erarbeiten.
2. Aussagen über die Qualität und Quantität der Staubfreisetzung einer belasteten Industriebrache zu treffen. Dazu werden vorrangig drei mögliche Gefährdungspfade betrachtet:
 - die Erhöhung von PM₁₀ (Partikel < 10 µm) in der Atemluft. Diese Partikel gelten als lungen-gängig und können schon während kurzer Einwirkung die Gesundheit gefährden.
 - die Erhöhung von kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Schadstoffen in der Atemluft.
 - die Belastung angrenzender Böden – verursacht durch die Deposition schadstoffhaltiger Partikel.

2. Konzeption und Ausstattung (Methoden) der Staubmessstation

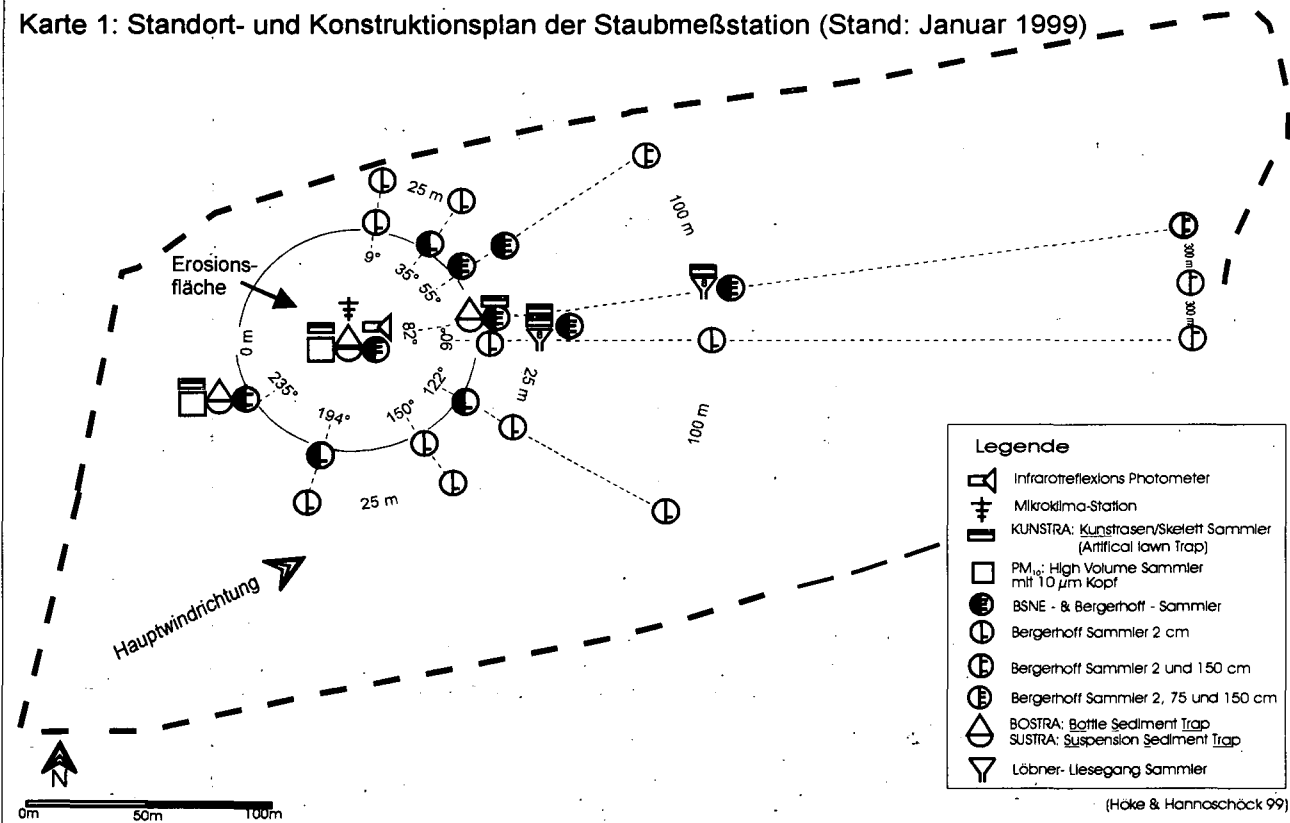
Die Fläche liegt seit 1972 brach und ist überwiegend mit Hochstauden und Gehölzen bedeckt. Ein Teilbereich des Areals wurde oberflächenbearbeitet um einen „worst case“ zu erzeugen. Die kreisförmig angelegte Winderosionsfläche (Ø 100 m) bietet den Vorteil, daß gleich aus welcher Richtung der Wind weht, die Länge der Erosionsstrecke zwischen dem Zentrum und einem potentiellen Hintergrundmeßpunkt immer 50 m beträgt. Die Oberfläche wird häufiger bearbeitet (s.u.) um die Erodierbarkeit zu erhalten. Zur Ermittlung der PM₁₀-Konzentrationen werden zwei High-Volume Sammler (DHA80) mit PM₁₀-Köpfen betrieben (vergl. Karte 1), dessen Staubmengen- und Inhaltsstoffdifferenzen betrachtet werden. Normalerweise messen diese Sammler 24 h-Werte. Die Ansaugöffnung liegt 185 cm über der Bodenoberfläche. Im Fall von erosiven Wetterbedingungen (z.B. Windgeschwindigkeit > 5 m/s und Oberflächenwasser-gehalt < 3 Gew.-%) wird ein Filterwechsel ausgelöst. Die Staubmassenkonzentration wird gemäß VDI 2463, Blatt 8 bestimmt, die metallischen Inhaltsstoffe gemäß der Richtlinie CEN/TC 264 N221/WG14N2 (Flußsäureaufschluß). Zur Partikelflußratenmessung werden BSNE- (FRYREAR 1986) und BOSTRA- (SCHÄFER et al. 1990) Sammler mit jeweils 3 Fanghöhen sowie SUSTRA- (JANSEN & TETZLAFF 1990) Fänger eingesetzt. Die Deposition wird mittels der Bergerhoff-Methode (VDI 2119, Teil 2, 1996) in bis zu 6 Meßhöhen, sowie bodennah mittels Löbner-Liesegang-Fängern (VDI 2119, Teil 3, 1972) und den neu entwickelten Kunstrasen-Skelettfängern (HANNOSCHÖCK et al. 1999) gemessen.

Die Standorte zur Partikelfluß- und Depositionsratenmessung sind so ausgewählt, daß:

- mindestens ein Meßstandort während einer Staubfreisetzung von der Meßfläche Hintergrundgehalte liefert (vergl. Karte 1).
- sie in möglichst vegetationsarmen Schneisen liegen.
- sie die vermuteten erosionswirkenden Windrichtungen abdecken.
- mindestens 4 Meßstandorte in 100 m Entfernung zum Erosionsflächenrand, mit ausreichendem Abstand zur Autobahn, vorliegen.
- direkt gegenüber der potentiellen Luv-Station (235-3) ein Beprobungstransekt liegt (55°).
- sie nicht auf Fundamentresten stehen, sofern tiefere Einbauten erforderlich waren.

* Universität-GH Essen, FB9, Angewandte Bodenkunde, Universitätsstr.5, 45117 Essen. Tel.+49-201-1833114.
Fax +49-201-1832390, E-Mail Silke.Hoeko@uni-essen.de, Hannoschoeck@uni-essen.de, Wolfgang.Burghardt@uni-essen.de

Karte 1: Standort- und Konstruktionsplan der Staubmeßstation (Stand: Januar 1999)



Die Lage der Stationen läßt sich aus den Stationsbezeichnungen ablesen, z. B.: Station 150-3-2 = 150° Abweichung von Nord, 3 m Abstand vom Erosionsflächenrand, 2 cm Fanghöhe. Alle bodennahen Staubmeßgeräte sind rundherum mit 2 m Geotextil umbaut, um den Einfluß der Regentropfenenergie zu mindern. Neben den Staubmassen sind für ausgewählte Monate Schadmetallgehalte (nach VDI 2267, Salpetersäureaufschluß) und Partikelgrößenzusammensetzungen (Laser-Granulometer, Typ 715 Fa Cilas, 120 sec Ultraschall) bestimmt worden. Zur Erfassung der Witterungsbedingungen und der Bodenoberflächenabtrocknung werden eine Mikroklimastation (Windgeschwindigkeit und -richtung, Niederschlag, Strahlung, Luft- und Bodentemperatur, rel. Luftfeuchtigkeit) und ein Infrarotreflexions-Photometer betrieben.

3. Eigenschaften der Erosionsfläche

Die Erosionsoberfläche besteht aus kleinräumig wechselnden Mischungen von Aschen, Schlämmen, Schlacken, Bauschutt und natürlichem Bodenmaterial. Zur Charakterisierung wurden Mischproben aus den oberen 2 cm in einem 10 m Raster entnommen. In der Feinbodenzusammensetzung dominieren schluffige und lehmige Sande. Der Skelettgehalt variiert zwischen 16 und 57 Gew.-%. Die Humusgehalte wurden vor der Flächenbearbeitung auf 1-2 Gew.-% geschätzt. Die Oberfläche ist stellenweise carbonathaltig. Die Schadmetallgehalte sind hoch und variieren stark. Beispielhaft werden im folgenden die Elemente Cadmium, Blei und Barium vorgestellt. Karte 2 zeigt die königswasserlöslichen Cadmium- und Blei- Gehalte (< 2 mm) in den obersten 2 cm der Erosionsmeßfläche. Die Korrelation zwischen Barium und Blei liegt - ohne den Blei- „Hot Spot“ direkt nördlich der Station 235° - bei $r = 0,5879^{***}$ (n=35). In der Tab.1 sind die königswasserlöslichen Metallgehalte aus 3 Bereichen der Erosionsfläche in Abhängigkeit von der Partikelgröße dargestellt.

Tab.1: Königswasserlösliche Metallgehalte in Abhängigkeit von der Partikelgröße aus 3 Bereichen der Erosionsfläche

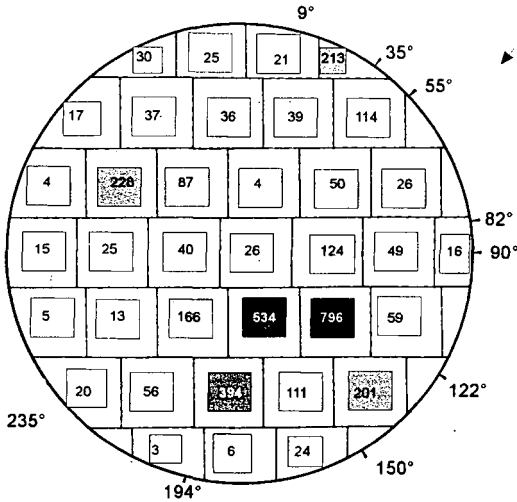
Flächenbereich	Fraktion* [µm]	Gew.- %	Ba	Cd	Pb
Zentrum	2000-200	44	329	6,4	214
	200-63	17	393	11,3	224
	63-10	20	1381	27,9	645
	<10	19	1228	88,4	2774
	< 2000	100	719	27	733
vor der Station	2000-200	35	932	22,8	871
	200-63	13	481	52,3	2337
	63-10	29	4362	125,4	4977
	<10	23	771	205,9	9708
	< 2000	100	1803	98,5	5546
vor der Station 82-3 und 90-3	2000-200	54	1634	2,7	157
	200-63	14	569	5,8	324
	63-10	20	1832	24,3	1610
	<10	12	816	61,3	5640
	< 2000	100	1431	14,4	1202

Die mittleren Gehalte der Erosionsmeßfläche betragen für:
 - Cadmium 105 mg/kg
 (Anreicherungsfaktor_{PM10} 2,1-4,3)
 - Blei 3170 mg/kg
 (Anreicherungsfaktor_{PM10} 2,3-5)
 - Barium 2700 mg/kg
 (Anreicherungsfaktor_{PM10} 0,4-1,6
 „ 10-63µm 1,3-2,4)

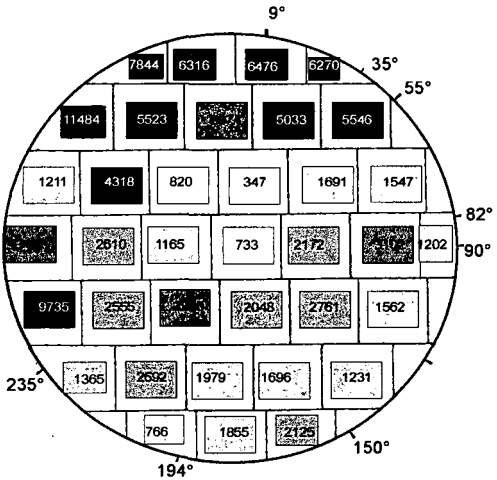
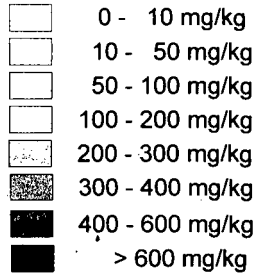
Die Oberfläche der Erosionsmeßfläche wurde am 02.07.98, 30.11.98, 28.04.99, 05.07.99 und am 30.08.99 mittels eines Radladers in einen „frischen“ Flächenzustand gebracht. Die Oberflächenrauigkeit zeigt bis Juni 99 Höhendifferenzen von ungefähr 10 cm (bedingt durch die Bearbeitung und Ziegelsteine). Ab Juli 99 wird mit einer deutlich glatteren Oberfläche (Schaufelplanum) gearbeitet.

*Probebehandlung zur Fraktionierung: 500 J/ml Ultraschallenergie (vgl. SCHMIDT et al. (1999). Naßsiebung auf 200 und 63 µm, Trennung 63 und 10 µm mittels Atterberg-Zylinder (10-18 Durchgänge).

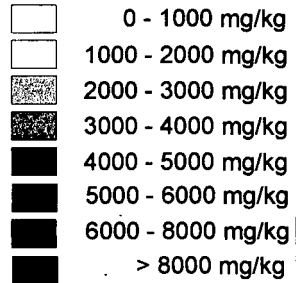
Karte 2: Cadmium- und Blei- Gehalte der Erosionsmeßfläche



Cadmium



Blei



4. Erste Ergebnisse

4.1 Eignung der Meßmethoden zum Quantifizieren der Staub- und Schadstofffreisetzungen belasteter Gewerbe- und Industrieflächen sowie der Deposition

Für den Fall daß ein konkreter Verdacht auf Staubabwehung von belasteten Industrie- und Gewerbeflächen besteht, stellt sich die Frage mittels welcher Meßmethoden eine mögliche Gefährdung von Anwohnern und angrenzenden Böden abgeprüft werden kann.

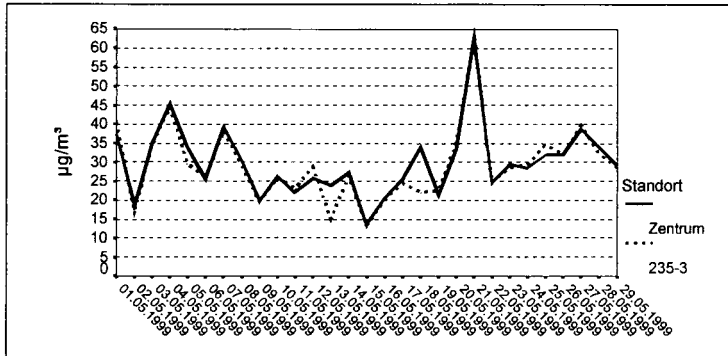
4.1.1 Schwebstaubmessungen

• **Aufgabe der PM₁₀-Sammler:** Ermittlung des Einflusses der Erosionsfläche auf die Gehalte an lungengängigen Feinstäuben (PM₁₀) in der Atemluft.

• **Eignung der Schwebstaubsammler für die Fragestellung:**

Die beiden Schwebstaubsammler laufen zuverlässig und sehr parallel. Differenzen zwischen den Geräten, die $\pm 2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten können relativ sicher auf Umweltfaktoren zurückgeführt werden (vergl. Abb. 1).

Abb. 1: PM₁₀-Konzentrationen* der Standorte Zentrum und 235-3 im Mai 1999



* alle PM₁₀-Konzentrationen sind auf 0°C und 1013 mbar berechnet

Beispielhaft sind in der Tab. 2 die PM₁₀-Konzentrationen sowie die Cd-, Pb- und Ba-Gehalte für den 04.-05.05.99 und den 18.05.99 aufgeführt. An diesen Tagen lagen Ostwindwetterlagen mit hohen Windgeschwindigkeiten vor. Die wichtigsten Witterungsparameter für diese 3 Tage im Mai sind in den Abb. 12-14 zusammengestellt.

Tab.2: PM₁₀- Konzentrationen sowie Cd-, Pb- und Ba-Gehalte in der PM₁₀-Fraktion

Datum	PM ₁₀		Cadmium				Blei				Barium			
	[µg/m³]		[mg/kg]		[ng/m³]		[mg/kg]		[ng/m³]		[mg/kg]		[ng/m³]	
Standort	235	Zent.	235	Zent.	235	Zent.	235	Zent.	235	Zent.	235	Zent.	235	Zent.
04.05.99	44,5	45,4	130	54	5,81	2,46	2333	2314	104	105	19330	24186	860	1099
05.05.99	29,6	33,8	16	14	0,46	0,46	1295	1591	38	54	14627	8605	433	291
18.05.99	22,2	33,9	63	41	1,39	1,39	3600	7746	80	263	19214	9346	289	224

Aus den bisherigen Auswertungen läßt sich ableiten, daß für die Erosionsmeßfläche:

- Massenbestimmungen alleine nicht ausreichen um zu arondieren ob PM₁₀ aus der Fläche freigesetzt wird. So treten z.B. am 04.05.1999 gleiche Staubgehalte bei sehr ungleichen Inhaltsstoffgehalten auf (vergl. Tab. 2). Es liegen auch Tage mit unterschiedlichen PM₁₀-Gehalten vor, an denen eine Staubbefreiung aus der Fläche, da diese durchgängig naß war, auszuschließen ist.

- Inhaltsstoffe zur Absicherung mit erfasst werden müssen. Aber auch hier sind zur Zeit noch viele Fragen ungeklärt (s. zum Beispiel den 18.05.99).

Es sind Filter von 56 Tagen zur Schadmetallbestimmung aufgeschlossen worden. Rund 50 % davon weisen Cadmiumgehalte zwischen 20-40 mg/kg auf. Die Tab. 3 zeigt, daß die Konzentrationen von Cadmium im PM₁₀ mit kleiner werdenden Staubmassen ansteigen. Die Datenlage ist hier aber noch zu gering. Am 04.-05. Mai liegen die mg/kg-Werte von Cadmium im PM₁₀ so hoch (Extremwerte), daß die Erosionsfläche ziemlich sicher als Quelle festgemacht werden kann.

Tab.3: Mittlere Cd-Gehalte an Tagen mit ähnlichen PM₁₀-und Cd-Gehalten im PM₁₀

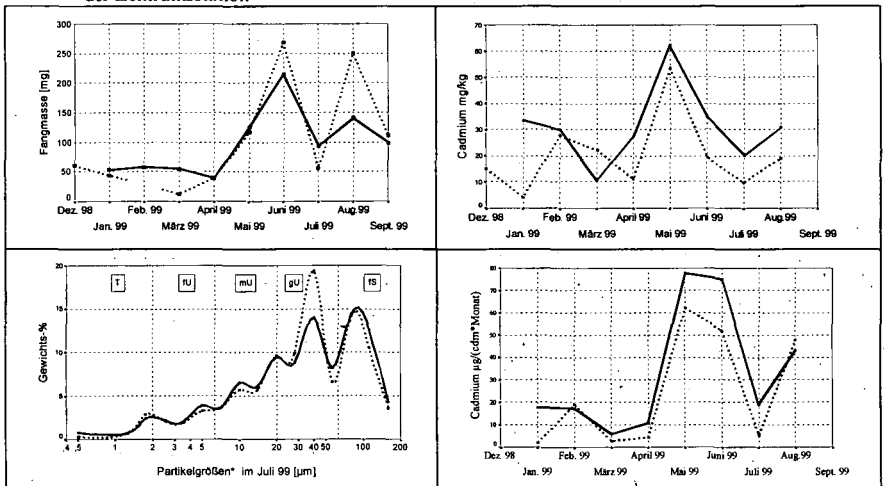
PM ₁₀ µg/m ³	Cadmium							
	\bar{x}	s	min	max	\bar{x}	s	min	max
0-25 (n=3/6*)	39	16	15,2	57,4	0,8	0,30	0,35	1,06
25-50 (n=7/14)	25	4,7	17,7	31,7	1,05	0,24	0,76	1,42
>50** (n=6/12)	16	4,2	9	24	1,51	0,43	0,75	1,97

(* = 3 Meßtage aber 6 Filter da 2 Geräte; ** = Mittelwert 98 µg/m³, s = 26)

4.1.2 Vergleich und Eignung der Flußratenmesser

- **Aufgabe der Flußratenmesser:** Ermittlung der Gesamtmasse an Staub und Staubinhaltsstoffen welche die Erosionsfläche verlassen.
- **Vergleich der drei Flußratenmesser:** Die BOSTRA-Fänger lieferten bisher keine verwertbaren Ergebnisse (zu geringe Staubmassen). In der Abb. 2 sind im Vergleich die Fangmassen, die Partikelgrößen im Juli 99, sowie die Cadmium-Gehalte der BSNE- und SUSTRA-Fänger am Beispiel der Zentrumsstation dargestellt.

Abb. 2: Vergleich der Fangmassen, Partikelgrößen und Inhaltsstoffe der BSNE- und SUSTRA-Fänger in der Zentrumsstation



*Quarz-Gewichts-Äquivalente

..... SUSTRA / 14 cm

———— BSNE / 15 cm

Die Abbildungen zeigen, daß die Fangeigenschaften der beiden Flußratenfänger sehr ähnlich sind. Es treten zwar einzelne Ausreißer auf, diese müssen jedoch eher auf Meßfehler oder tatsächlich unterschiedliche Partikelmassen oder Inhaltsstoffkonzentrationen zurückgeführt werden. Auch an den Stationen 235-3 (geringere Fangmassen) und 82-3 (höhere Fangmassen) ergeben sich vergleichbare Meßergebnisse.

• Eignung der Flußratenmesser für die Fragestellung:

Da bei belasteten Flächen auch „geringere transportierte“ Partikelmassen umweltrelevant sein können scheiden die BOSTRA-Fänger als nicht geeignet aus.

Der Feldvergleich zwischen den SUSTRA- und BSNE-Sammlern zeigt, daß, zumindest bei den bisher transportierten Partikelmassen, vergleichbare Meßergebnisse erzielt werden. Beide Sammler geben auch bei geringen Partikelflußraten Schwankungen in der Masse relativ sicher wieder. Beide Staubfallen weisen allerdings Fangverluste gerade an feinen Partikeln auf. Vorteil des BSNE- gegenüber des SUSTRA-Sammlers ist, daß sich leichter ein Höhenprofil ermitteln läßt (vgl. Abb.9). In die SUSTRA dagegen läßt sich eine Waage einbauen und somit kontinuierlich die Flußrate messen. Letzteres ist aber nur bei größeren transportierten Partikelmassen möglich.

Von den 3 eingesetzten Sammlern ist für erste Untersuchungen, ob und in welchem Ausmaß eine Staub- und Schadstofffreisetzung von einer Fläche erfolgt, der Einsatz von BSNE-Sammlern am sinnvollsten.

4.1.3 Vergleich und Eignung der Depositionssammler

• Aufgabe der Depositionssammler: Messung des Partikel- und Inhaltsstoffeintrages in angrenzender Böden.

• Vergleich der bodennahen Depositionssammler: Ein Vergleich der auf der Meßfläche eingesetzten bodennahen Bergerhoff- mit den KUNSTRA-Sammlern zeigt, daß letztere etwa um ¼ geringere Streuungen aufweisen (s. Tab. 4). Die ermittelten Standardabweichungen (SD%) des neu konstruierten Depositionssammlers unterschreiten die in der VDI-Richtlinie 2119 (dort 150 cm Meßhöhe) angegebenen Werte leicht.

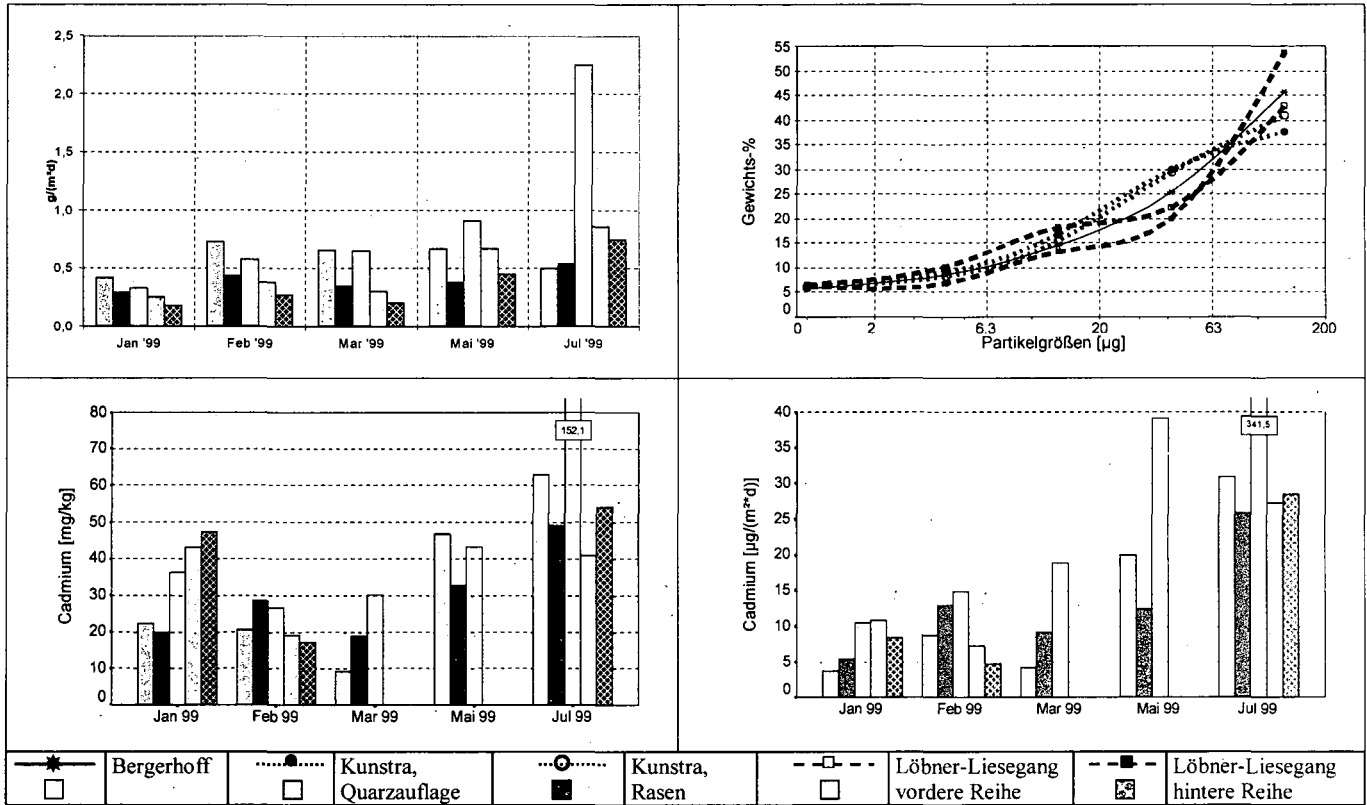
Tab.4: Standardabweichungen der KUNSTRA-Sammler (Station 82-25) und der bodennahen Bergerhoff (Station 235-3) im Vergleich zu Angaben aus der VDI 2119, Blatt 2, 1996

Monat	Auflage Rasen				Auflage Quarz			Bergerhoff			
	n	\bar{x} mg/(m ² d)	S _D	S _D %	\bar{x} mg/(m ² d)	S _D	S _D %	n	\bar{x} mg/(m ² d)	S _D	S _D %
Januar 99	2	285	106,1	37,2	425	7,1	1,7	3	663	165,0	24,9
Februar 99	2	440	28,3	6,4	727	63,6	8,8	3	523	23,1	4,4
März 99	2	345	7,1	2,1	660	84,9	12,9	3	240	26,5	11,0
Mai 99	2	375	106,1	28,3	670	169,7	25,3	3	1073	257,0	24,0
Juni 99	2	370	84,9	22,9	620	212,1	34,2	3	787	75,1	9,5
Juli 99	2	535	35,4	6,6	500	70,7	14,1	3	470	36,1	7,7
August 99	2	595	49,5	8,3	625	63,6	10,2	3	480	195,2	40,7
September 99	2	220	42,4	19,3	305	7,1	2,3	3	563	176,2	31,3
Gesamt*	16	396	57,5	14,5	566	84,9	15,0	27	600	119,8	20,0
Wetzlar**								33	211	33	15,6
Berlin***								31	81	23	28,3

* Untersuchungsfläche Gelsenkirchen-Schalke. **Stadtzentrum, Industriegebiet (hoch belastet).

*** Stadtrand, Gewerbegebiet (mittel belastet)

Abb. 3: Vergleich Fangmasse [g/(m²d)], Partikelgrößen (Juli 1999) und Cd-Gehalte (mg/kg und µg/(m²d)) für die Station 82-25 (Staubniederschlag)

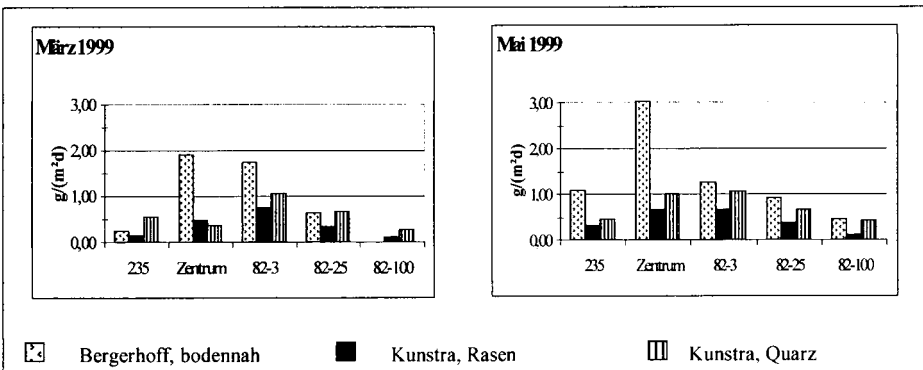


Die Abb. 3 zeigt die Partikelmassen und -größen, sowie die Cd-Depositionsrate aller eingesetzten bodennahen Depositionssammler in der Station 82-25. Die bisher möglichen Vergleiche der Fangeneigenschaften der Löbner-Liesegang-, mit beiden KUNSTRA- und dem bodennahen Bergerhoff-Sammler, sowie den Sammlern gleichen „Typs“ untereinander, zeigt:

- die Löbner-Liesegang-Sammler fangen in der westlich (näher zur Meßfläche) gelegenen Reihe mehr Masse als in der östlichen Meßreihe. In der näher zur Erosionsfläche gelegenen Meßreihe ist die Partikelgrößenzusammensetzung deutlich gröber (mehr fS). Es deutet sich an, daß die Cd-Konzentrationen daran angelehnt in der hinteren Meßreihe höher liegen. Der Datenpool ist hier aber noch nicht ausreichend. In der Station 82-100 sammeln beide Reihen ähnlich viel Material.
- der KUNSTRA-Fänger mit der Quarzauflage sammelt in der Regel mehr Material als der mit der Rasenauflage. Die Partikelgrößenzusammensetzung in den beiden Sammlern ist zumindest im Juli fast identisch. Ein System, warum jeweils die Quarzauflage oder der Rasen höhere Cd-Gehalte aufweisen, ist noch nicht erkennbar.
- die Bergerhoff-Sammler weisen zumeist (vergl. hierzu auch Abb. 4) eine höhere Fangrate auf als beide KUNSTRA- und auch der Löbner-Liesegang-Sammler. Dieses kommt bei der Darstellung ausgewählter Monate (Abb. 3) nicht so deutlich heraus, da die Wintermonate relativ ausgeglichen sind. Bei Betrachtung aller vorliegenden Fangmonate (insgesamt 9) wird deutlich, daß die Fangmassen der KUNSTRA- eher den Fangmassen der Löbner-Liesegang-Sammler entsprechen und der Bergerhoff-Sammler häufig deutlich nach oben abweicht. Auch ist der Streubereich der Fangraten über den Meß-zeitraum gesehen bei den Bergerhoff-Sammlern deutlich höher als bei den anderen beiden Fängertypen.
- zumindest im Juli fangen Bergerhoff- und Löbner-Liesegang einen etwas größeren Anteil an groben Partikeln als die beiden KUNSTRA-Sammler.
- die Betrachtung der Cadmium-Gehalte läßt bei dem bisher vorliegenden Datenpool noch keine systematischen Unterschiede zwischen den Fangern erkennen.

Die Abb. 4 zeigt für 2 Monate einen Vergleich der Fangmassen zwischen den Bergerhoff- und den KUNSTRA-Fängern entlang eines Transektes über die Erosionsmeßfläche und das angrenzende potentielle Staubdepositionsgebiet. Der Unterschied zwischen den Fangraten variiert an den verschiedenen Messstationen sehr stark. Die größten Unterschiede zwischen den Bergerhoff- und den KUNSTRA-Sammlern liegen an der Zentrumsstation und, über das 82iger Transekt betrachtet, der Station 82-3 vor. Hier treten in der Regel auch die höchsten Fangergebnisse auf.

Abb.4: Vergleich der Fangergebnisse von bodennahen Bergerhoff-Sammlern mit beiden KUNSTRA-Sammlern für die Monate März und Mai 1999



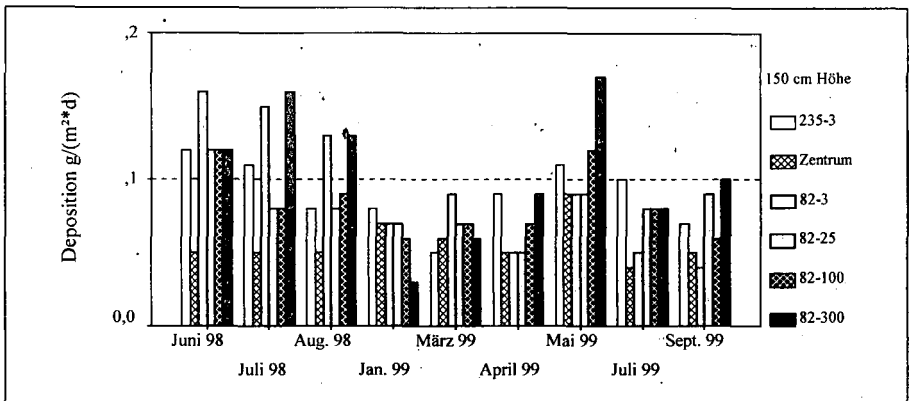
Die höchsten Fangraten bei Bergerhoff liegen im Zentrum (6 von 9 Monate), die der KUNSTRA-Sammlern in der Station 82-3 (7 von 9 Monate). Mögliche Ursachen für die höheren Fangraten der bodennahen Bergerhoff- im Vergleich zu den KUNSTRA-Sammlern sind:

1. die Bergerhoff-Fänger weisen „Verunreinigungen“ durch z. B. eingewehte Laubstreu auf,
2. bei Starkregenereignissen (vorher trocken) wird Material aus dem Skelett- und aus der Kunstrasenmatte herausgeschleudert,
3. deponiertes Material kann bei entsprechenden Witterungsbedingungen von den KUNSTRA-Fängern und auch aus den Trichtern der Löbner-Liesegang Fänger wieder abgeweht werden.

● Vergleich der Depositionsmehhöhen 2 cm / 150 cm

Die Abb. 5 zeigt den Verlauf der deponierten Massen über das 82iger Transekt in 150 cm Meßhöhe für ausgewählte Monate. In der Regel liegen die geringsten Fangmassen im Zentrum.

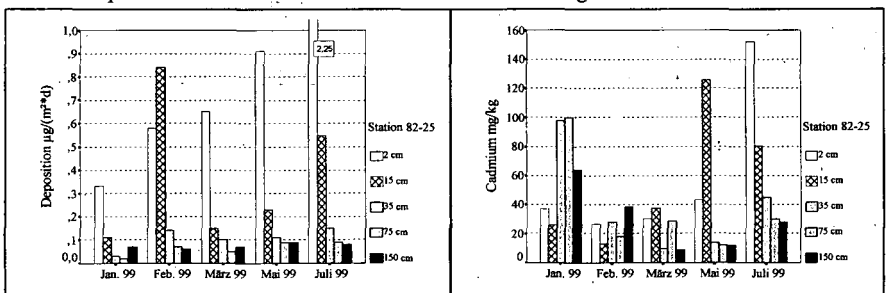
Abb.5: Verlauf der Fangmassen über das 82iger Transekt in 150 cm Höhe (Bergerhoff)



(abgebildet sind nur die Monate ohne Meßausfälle)

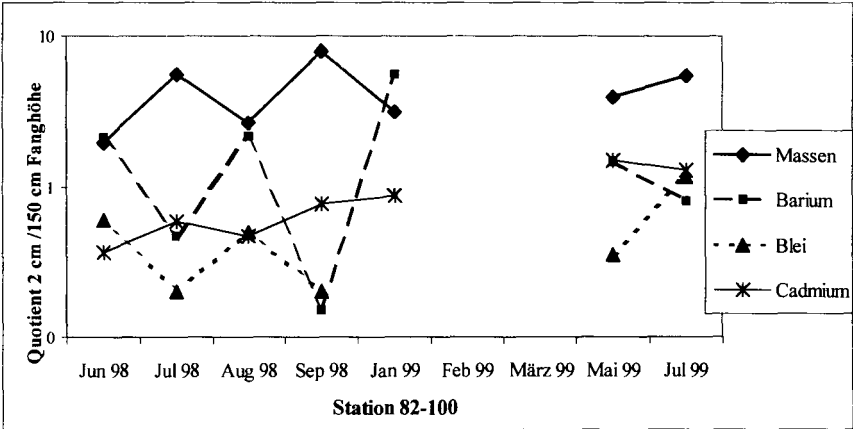
Die Abb. 6 zeigt die deponierten Partikelmassen und die zugehörigen Cd-Gehalte in fünf Fanghöhen an der Station 82-25 zwischen 2 und 150 cm. In der Regel erfolgt der stärkste Abfall der Fangmassen bereits zwischen 2 und 15 cm Höhe. Bereits in 35 cm liegen die Fangmassen nur noch gering über den Fangmassen in 75 und 150 cm Höhe. Die Höhen 75 und 150 cm zeigen zumeist gleiche Fangmassen. Deutlich heterogener ist der Verlauf der Cd-Konzentrationen im Deposit. Während z. B. im Januar 99 die Cd-Gehalte ab 35 cm deutlich höher liegen als darunter zeigt der Juli 99 ein umgekehrtes Bild.

Abb.6: Deponierte Partikelmassen und Cd-Gehalte in fünf Fanghöhen zwischen 2 und 150 cm



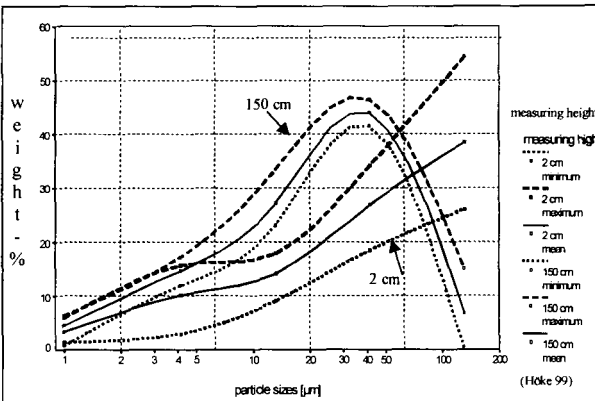
Für die Höhengradienten der potentiellen Schadmetalle Blei und Barium deutet sich für das 82iger Transekt an, daß eine zunehmende Fangmasse in 2 cm Höhe zu abnehmenden Schadmetallgehalten im Deposit führt (s. Abb. 7). Sind die Fangmassen bodennah gering, so sind die Inhaltsstoffe in 2 cm Höhe oft höher konzentriert als in 150 cm Höhe. Sonst zeigt sich häufig ein umgekehrtes Bild. Cadmium dagegen weicht von diesem Verhalten ab.

Abb. 7: Quotienten der Partikeldeposition zwischen 2 und 150 cm Fanghöhe für die Massen, Barium, Blei und Cadmium



Die Abb.4 z.B. zeigt, daß sich bodennah große Massen an Partikeln bewegen. Dieses kann an Standorten nahe der Erosionsfläche durch Verwehung, aber auch durch Regentropfenerosion, während Niederschlägen und hoher Windgeschwindigkeiten, verursacht sein. Alle bodennahen Fänger sind mindestens 2 m mit Geotextil umbaut. Zwischen der Erosionsfläche und den Meßpunkten 82-100 und 82-300 stehen Gräser und Birken. Betrachtet man die Korngrößenzusammensetzungen von Jan 99 in 2 und 150 cm Höhe über das komplette 82iger Transekt wird deutlich, daß zumindest in 300 m Entfernung nicht Staub aus der Meßfläche zu den höheren

Abb.8: Partikelgrößenverteilung der Deposte (Bergerhoff) in 2 und 150 cm Meßhöhe (n = jeweils 8)



Fangergebnissen geführt haben kann, denn sonst müßte in dem Fänger in 150 cm Meßhöhe ebenfalls mehr gröberes Material vorliegen. Das heißt, daß trotz Geotextil und geschützter Lage in jungen, lockeren Birkenbeständen mit krautigem Unterwuchs bodennah Material verfrachtet wird.

• Eignung der Depositionssammler für die Fragestellung:

Für die Staubbmessstation läßt sich feststellen:

- in 150 cm Fanghöhe fangen die Sammler von der Tendenz her umso weniger Material je freier sie auf der Meßfläche liegen,
 - bodennah fangen die Sammler umso mehr Material je freier und unbeeinflußter von Vegetation sie liegen.
- ⇒ Je weniger die Meßstandorte von Vegetation beeinflusst sind und je offener die Anbindung an die Meßfläche, desto höher sind die Quotienten zwischen 2 und 150 cm Meßhöhe.

EGAMI & WATSON (1989) zeigen, daß die Fangeffektivität von zylindrischen Gefäßen für Partikel < 100 µm bei Windgeschwindigkeiten > 7 m/s gegen 0 geht. Eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s verursacht eine Fangeffektivität von 60 % für Partikel < 100 µm. Dies bedeutet, je größer die Windgeschwindigkeit, desto geringer ist die Fangeffektivität der Bergerhoff-Sammler. Gegen eine Fanghöhe von 1,5 m spricht auch, daß darunter transportiertes Material nicht mit erfaßt wird.

⇒ Um den Staubeintrag in den Boden zu erfassen, muß die Meßhöhe möglichst bodennah bzw. oberflächennah sein, da das Windprofil typischerweise logarithmisch ausgeprägt ist.

Die Untersuchungen auf der Meßfläche ergeben, daß trotz Umbau der bodennahen Fänger mit Geotextil auch durch Niederschläge Material aus der näheren Umgebung in die bodennahen Fänger gelangen kann.

⇒ Durch Regentropfen mobilisiertes Material aus der näheren Umgebung verfälscht für die hier zu untersuchende Fragestellung die Ergebnisse.

Im Vergleich der bodennahen Sammler deutet sich an, daß die Bergerhoff-Sammler von allen 3 Typen am wenigsten geeignet sind, um einen Stoffeintrag in den Boden zu ermitteln.

Durch den Einsatz von Quarzkieß und einer Kunstrasenmatte wird die Rauigkeit einer natürlichen Oberfläche besser simuliert als durch Bergerhoff-Gefäße und erneute Resuspensionen durch Wind und Wasser ermöglicht. Durch den Einsatz einer Oberfläche ist der Anteil an Fremdstoffen (z.B. Insekten) im Fänger geringer. Insekten, Blätter oder ähnliches sind nach den bisherigen VDI-Verordnungen aus den Proben zu entfernen. Aus Sicht der Bodenkunde sollte dieses ein Diskussionspunkt sein. Soll der Eintrag von Stäuben erfaßt werden, müssen Insekten, Blätter u.s.w. entfernt werden. Soll jedoch der stoffliche Eintrag in den Boden in seiner Gesamtheit erfaßt werden, gehören Insekten, Blätter und Pollen mitsamt ihrer Nähr- und Schadstoffgehalte zur Eintragsbilanz dazu.

Eine geschlossene Oberfläche bietet rein meßtechnisch gesehen noch den Vorteil, daß die Notwendigkeit, Proben zu verwerfen (z.B. tote Schnecken), deutlich kleiner wird. Durch eine erhöhte Fangmenge aufgrund einer größeren Oberfläche sind nicht nur mehr unterschiedliche Analysen mit dem Material möglich, auch die Fehler durch Randeffekte werden kleiner.

Zur Zeit kann noch nicht empfohlen werden, wie der Staubeintrag in der Nähe einer Auswehungsfläche in angrenzende Böden gemessen werden kann. Ein möglicher Weg wird in der Entwicklung eines bodennahen naß/trocken Sammlers gesehen. Hilfreich wären auch Daten über vertikale und horizontale Transportweiten unterschiedlicher Substrate bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten.

4.2 Erste Ansätze zur Ermittlung der Quantität und Qualität der Staubfreisetzung von der Erosionsmeßfläche

Es werden vorrangig drei mögliche Gefährdungspfade betrachtet:

- die Erhöhung von PM₁₀ (Partikel < 10 µm) in der Atemluft. Diese Partikel gelten als lungen-gängig und können schon während kurzer Einwirkung die Gesundheit gefährden.
- die Erhöhung von kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Schadstoffen in der Atemluft.
- die Belastung angrenzender Böden – verursacht durch die Deposition schadstoffhaltiger Partikel.

Nach dem bisherigen Auswertestand der Daten liegt ein Verwehungsereignis im Mai 1999 vor. Auch der Juni 1999 zeigt einige Auffälligkeiten, jedoch sind diese bisher noch nicht ausgewertet. Die Abb. 12-14 zeigen die wichtigsten Witterungsparameter am 04. und 05. Mai 99.

4.2.1 PM₁₀-Konzentrationen

Die Tab. 5 zeigt die US EPA- und die vorgeschlagenden EU-Grenzwerte für PM₁₀. In den 16 Meßmonaten traten in der Zentrum-Station an 60 Tagen und an der Station 235-3 an 61 Tagen PM₁₀-Konzentrationen > 50 µg/m³ auf. Die Einhaltung dieses Grenzwert- Kriteriums ist,

Tab. 5: US EPA - Grenzwerte und vorge-schlagende EU-Grenzwerte für PM₁₀

	24 h-Mittel [µg/m ³]	Jahresmittel [µg/m ³]
US-EPA*	< 150 (> 150 an ≤ 3 d/a)	50
EU**	50 (> 50 an ≤ 25 d/a)	30

* (27) ** (28, Stufe 1 bis 01.01.2005)

zumindest an der Station in Gelsenkirchen, schwerer erreichbar als ein Jahresmittelwert von 30 µg/m³. Über den Zeitraum von 16 Monaten gemittelt liegen im Zentrum PM₁₀-Gehalte von 32,9 µg/m³ und an der Station 235-3 von 32,8 µg/m³ vor. Zumeist treten Tage mit hohen PM₁₀-Gehalten bei austauscharmen Wetterlagen auf (häufig E-Wind mit sehr geringen Wind-geschwindigkeiten).

Am 04. Mai traten an der Station 235-3 weder höhere PM₁₀-Gehalte als im Zentrum auf (vgl. Tab. 2), noch liegen die Konzentrationen auffällig hoch. Die Cd-Gehalte deuten aber stark darauf hin, daß an diesem Tag PM₁₀ aus der Meßfläche freigesetzt wurde. Nicht nur, daß an der Station 235-3 deutlich höhere Cd-Gehalte vorliegen als im Zentrum und dieses gut mit der Verteilung von Cd im Oberboden der Meßfläche übereinstimmt (vgl. Karte 2), es treten auch an beiden Standorten Cd-Gehalte auf, die deutlich über dem sonstigen Niveau der Cd-Konzentrationen im PM₁₀ liegen (vgl. Tab. 2 und 3). Blei zeigt ebenfalls hohe Gehalte, aber an beiden Geräten ähnliche Konzentrationen. Aufgrund der unterschiedlichen Verteilung von Blei und Cadmium in der Meßfläche scheint dieses für den 04. Mai erklärbar. Barium ist sogar im Zentrum leicht höher konzentriert, weist aber auch im Gegensatz zu Blei keine hohen Gehalte mehr im Umfeld der Station 235-3 auf.

Der 18. Mai (vgl. Tab. 2) ist ein Tag mit ähnlich hohen Windgeschwindigkeiten aus ENE wie am 04. Mai 99 und ebenfalls trockener Oberfläche. Betrachtet man sowohl die PM₁₀-Massen als auch die Inhaltsstoff-Verteilung wird deutlich welche Unsicherheiten (zumindest zur Zeit noch) bei der Interpretation der PM₁₀-Gehalte und Inhaltsstoffe auftreten können.

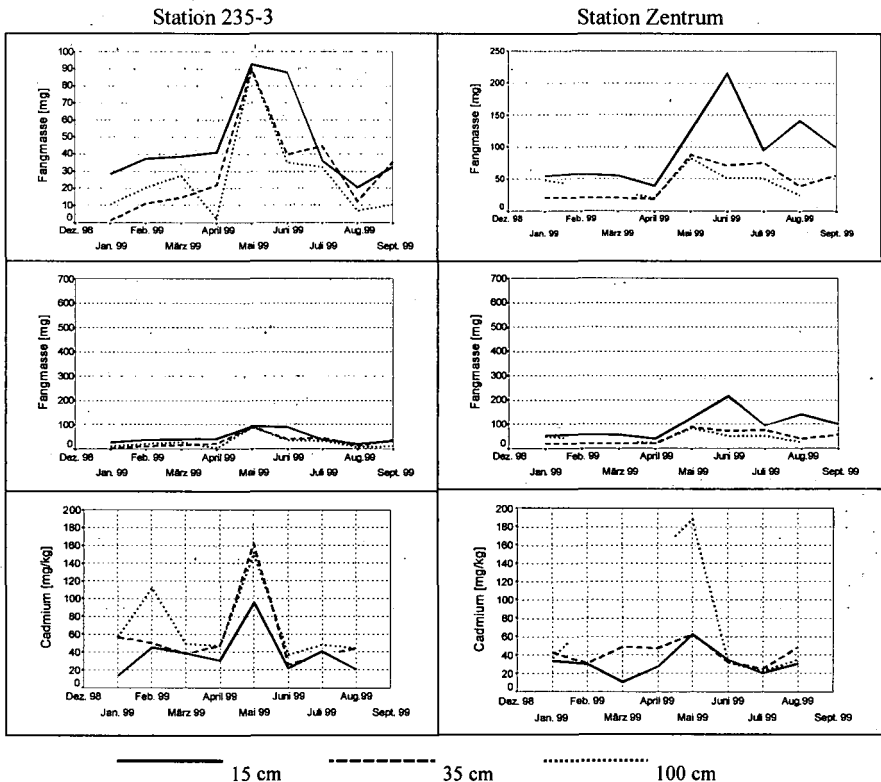
4.2.2 Flußbraten

Die Abb. 9 zeigt die Fangmassen und die Cd-Gehalte in den unterschiedlichen Sammelhöhen der BSNE-Fängern für den Zeitraum Dez. 98 bis Sept. 99 (zur Lage der Stationen vgl. Karte 1). Im Mai 99 zeigen die BSNE-Fänger in der Station 235-3 (dito in der Station 194-3) in allen 3 Meßhöhen einen deutlichen Anstieg der Fangmassen. Solche Peaks zeigen sich sonst zumeist nur bei der untersten Fanghöhe. Im Vergleich mit den auftretenden Fangmassen in 15 cm Meßhöhe an den Stationen Zentrum, 82-3 und 82-25 ist die Masse vergleichsweise gering. Der Fänger in 100 cm Meßhöhe zeigt jedoch auch im Vergleich mit den bei Westwind im Lee der Fläche liegenden Fänger auffällig hohe Werte.

Nicht nur die Partikelmassen sind im Mai in der Station 235-3 deutlich erhöht, auch die potentiellen Schadmetalle wie z. B. Cd zeigen eine deutliche Erhöhung bei einer Gegenüberstellung zum sonstigen Meßzeitraum. Ein hohes Niveau der Cd-Gehalte im Mai findet sich auch in der Zentrumsstation, nicht aber in den Stationen 82-3 und 82-25.

Die Station 82-25 zeigt im Mai ebenfalls erhöhte Staubgehalte in allen 3 Fanghöhen. Möglicherweise ist es bei der Ostwindwetterlage zur Staubabwehung von einer östlich der Station liegenden alten Wegkreuzung gekommen.

Abb. 9: Fangmassen und Cd-Gehalte in BSNE-Fängern für den Zeitraum Dez. 98 - Sept. 99



Die Abb. 10 zeigt von 15 - 100 cm Höhe aus den 3 Meßhöhen interpolierte Staubflußraten, bezogen auf 1 m Seitenbreite. Betrachtet man nur die Staubflußraten wird zwar der Pik im Mai für die Station 235-3 deutlich, aber die anderen Stationen zeigen zum Teil ähnliche Werte und die Station 82-3 in anderen Monaten durchaus auch höhere Werte.

Berechnet man aber die transportierten Massen von z.B. Cadmium und auch Blei (s. Abb.10) wird sehr deutlich, daß solche Mengen an diesen beiden Schadmatalen nur im Mai 99 transportiert wurden. Die Gehalte liegen deutlich höher als sonst, so daß im Mai wohl wirklich hoch belastetes Material aus der Fläche freigesetzt und über den Flächenrand hinaus transportiert wurde.

Vor allem die beiden höheren Fanghöhen zeigen in der Station 82-3 und auch schon im Zentrum sehr hohe Cadmiumgehalte.

Abb. 9: Fangmassen und Cd-Gehalte in BSNE-Fängern für den Zeitraum Dez. 98 - Sept. 99

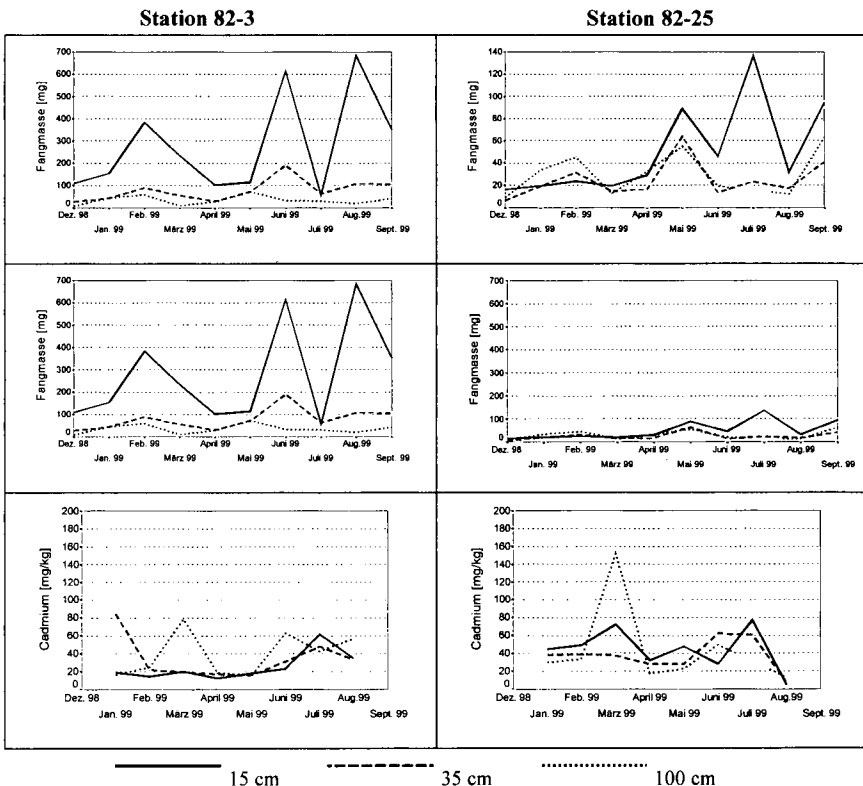
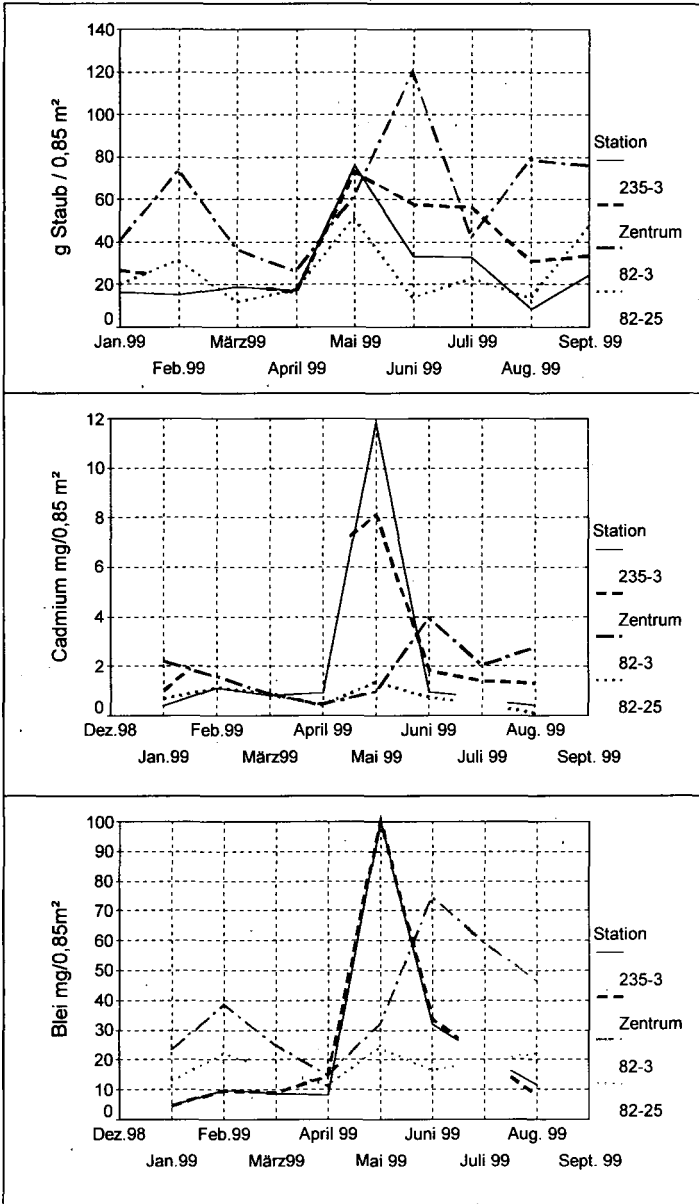


Abb.10: interpolierte Flußraten der Staubmassen, Cadmium und Blei von 15-100 cm Höhe

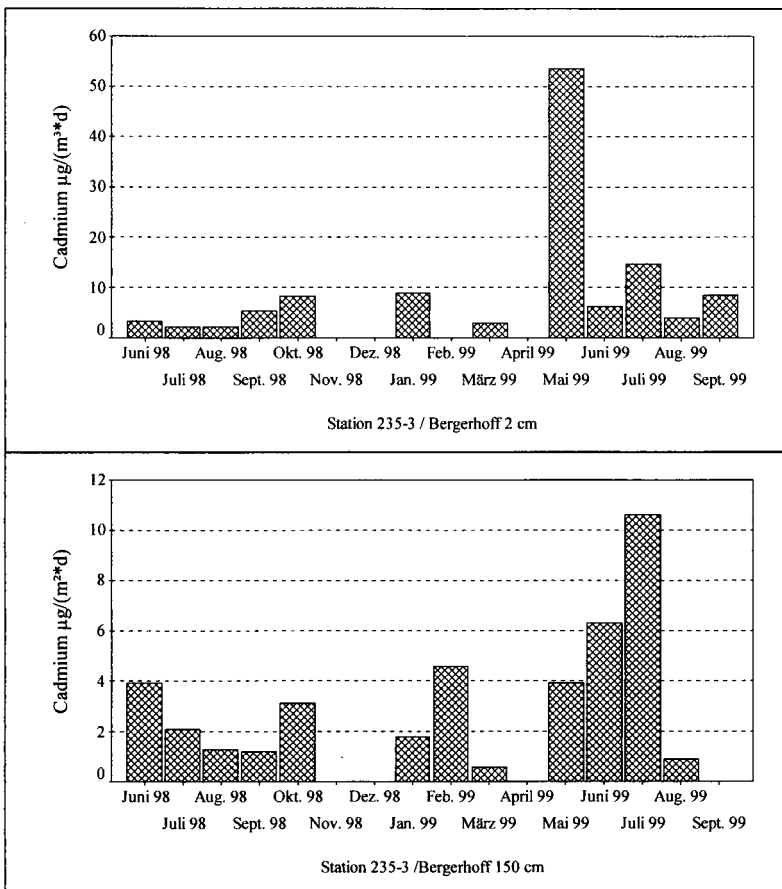


4.2.3 Belastung angrenzender Böden durch Deposition

Im Gegensatz zu den bodennahen Stationen liegen die Depositionswerte in der Meßhöhe 150 cm in der Station 235-3 fast immer deutlich höher als im Zentrum (vgl. Abb. 5). Insgesamt sind die Fangmassen gering und auch die Unterschiede in den Depositionsmassen sind extrem klein. Aus den Staubmassen in 150 cm Meßhöhe läßt sich nicht ableiten, daß von der eigentlichen Erosionsfläche Stäube freigesetzt werden, die dann in 3, 25, 100 oder auch 300 m Entfernung vom Flächenrand wieder deponieren.

Die Inhaltsstoffe sind noch nicht ausreichend ausgewertet um eine Aussage darüber zu treffen, ob sich anhand der untersuchten Inhaltsstoffe eine Staubbefreiung von der Fläche, bzw. eine erhöhte Deposition von Schadmetallen im angrenzenden Raum belegen läßt. Für die Station 235-3 und Cadmium läßt sich aussagen, daß im Mai 99 in 2 cm Meßhöhe deutlich mehr Cadmium deponierte als in anderen Meßmonaten. In 150 cm Meßhöhe liegen zwar hohe Werte vor aber solche Monate treten zumindest häufiger auf (vgl. Abb.11).

Abb.11: Verlauf der Cadmium-Deposition an der Station 235-3



Anlage: Witterungsbedingungen am 04.-05.Mai und am 18.Mai 1999

Abb.12 Windgeschwindigkeiten in 10, 1,5 und 0,15 m Höhe am 04.-05.Mai 1999 im Zentrum der Meßfläche (dargestellt sind 15 min Mittelwerte)

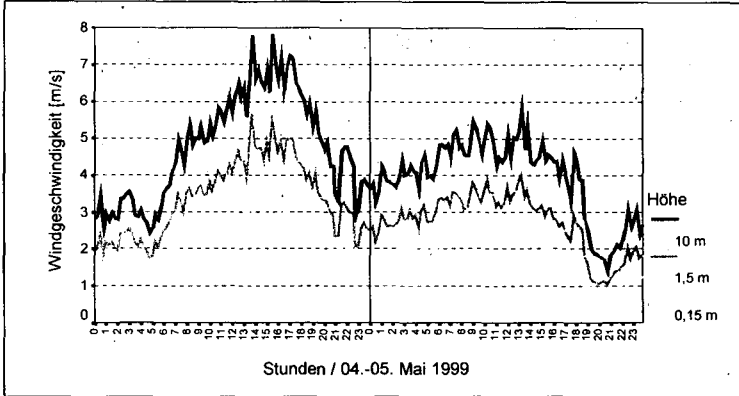
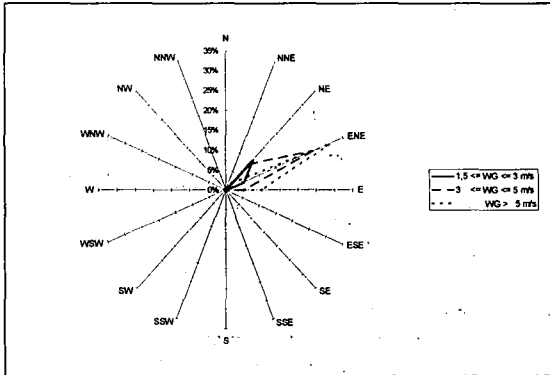
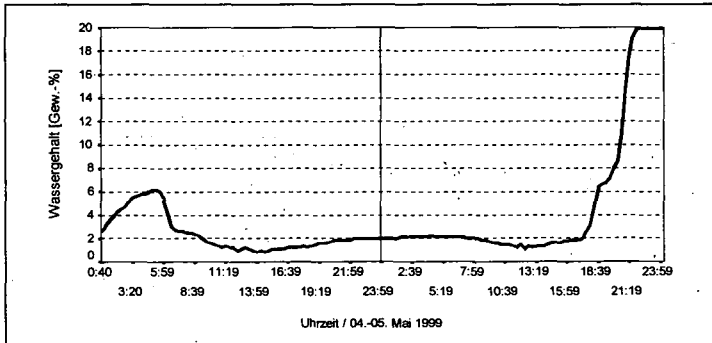


Abb.13: Windrose für den 04.Mai 1999 (berechnet auf 3 min Basis)



- Die Windrichtungen sind am 04. und 05. Mai ähnlich.
- Am 18.05 sind ebenfalls nur NE- und E-Windrichtungen zu verzeichnen und es treten keine Windgeschwindigkeiten < 3 m/s in 10 m Höhe auf, aber häufig Geschwindigkeiten über 5 m/s.
- Am 18.05. liegen die Oberflächenwassergehalte nach Sonnenaufgang < 3 Gewichts-%.

Abb.14: Verlauf der Oberflächenwassergehalte am 04.-05. Mai 1999 (20 min Mittelwerte)



Danksagung

Für die fachliche und finanzielle Unterstützung bei der Durchführung dieser Untersuchungen bedanken wir uns bei dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen sowie bei den beteiligten Mitarbeitern des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen.

Des Weiteren danken wir den an den Untersuchungen beteiligten Mitarbeitern:
Claudia Bremser, Kristian Kuylaars, Ralf Menken, Melanie Rohring, Daniela Sauer,
Guido Winzig und Manochehr Bahmani.

Literatur

CEN/TC 264 N221 / WG14N2: s. VDI 2267

DIN ISO 11466 (03.95): Extraktion von in Königswasser löslichen Spurenmetallen.

EC (1996): Ambient air pollution by particulate matter - draft position paper. Technical Working Group on Particles from the European Commission.

EGAMI, R.T., J.G. WATSON (1989): Particle fallout container measurement of dustfall from the atmosphere. In: Lodge, J.P. (ed.). Methods of air sampling and analysis. Lewis Publishers, Inc., USA:440-445.

EPA (1996): EPA proposes air standards for particulate matter and ozone.

FRYREAR, D.W. (1986): A field dust sampler. In: J. Soil Water Cons., 41:117-120.

HANNOSCHÖCK, E.; S. HÖKE; W. BURGHARDT (1999): Erprobung eines neu entwickelten Kunstrasen-, Skelettfängers (KUNSTRA) zur Ermittlung des Staubeintrages in den Boden. In: Mitt. d. Dtsch. Bodenkundlichen Gesell., Bd 91, H.2: 1009-1012.

JANSEN, W; G. TETZLAFF (1990): Entwicklung und Eichung einer registrierenden Suspensionsfalle. In: Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung 32: 167-179.

SCHÄFER ET AL (1990): **FROM: SPAAN, W.P.; C.J. STIGER (1991)**: Measuring wind erosion with simple devices. In: Mitt. d. Dtsch. Bodenkundlichen Gesell., 65, 51-56.

SCHMIDT, M.W.I., C. RUMPEL, I. KÖGEL-KNABNER (1999): Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils. In: European Journal of Soil Science, 50, 87-94.

VDI 2119, Blatt 2 (1996): Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff. Düsseldorf.

VDI 2119, Blatt 3 (1972): Messung partikelförmiger Niederschläge. Bestimmung des partikelförmigen Niederschlags mit dem Hibernia- und Löbner-Liesegang-Gerät. Düsseldorf.

VDI 2267 Blatt 3 (1983): Stoffbestimmung an Partikeln der Außenluft. Messen der Blei-Massenkonzentration mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie. Düsseldorf.

VDI 2267 Blatt 4 (1987): Stoffbestimmung an Partikeln der Außenluft. Messen von Blei, Cadmium und deren anorganischen Verbindungen als Bestandteile des Staubniederschlags. Düsseldorf.

VDI 2267 Blatt 6 (1987): Stoffbestimmung an Partikeln der Außenluft. Messen der Cadmium-Massenkonzentration mit der Atomabsorptionsspektrometrie. Düsseldorf.

VDI 2268 Blatt 1 (1987): Stoffbestimmung an Partikeln. Bestimmung der Elemente Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V, Zn in emittierten Stäuben mittels atomspektrometrischer Methoden. Düsseldorf.

VDI 2268 Blatt 2 (1990): Stoffbestimmung an Partikeln der Außenluft. Bestimmung der Elemente Arsen, Antimon und Selen in emittierten Stäuben mittels Atomabsorptionsspektrometrie. Düsseldorf.

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate der Tagung Kommission VIII zum Thema „Anforderungen des Bodenschutzes zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer“
am 11. und 12. April 2000 in Rostock

Band 92

2000



Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung "Anforderungen des Bodenschutzes zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer" am 11./12. April 2000 in Rostock

LAVES, D.^{*)}

Sehr geehrter Herr Vizepräsident Altermann
Sehr geehrter Herr Dekan Tack
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 zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Gewässer". Die Idee zu dieser Vortragsveranstaltung hatte Herr Professor Leinweber 1997 auf der Sitzung der AG Bodenschutz in Konstanz. Als Koordinator der deutschen Teilnehmer an der EU-Forschungsaktion COST-832 (Cooperation in Science and Technology) befasst er sich mit der Abschätzung der Phosphoreinträge in Oberflächengewässer aus landwirtschaftlichen Quellen.

Überhöhte Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in Oberflächengewässern regen bekanntlich das Algenwachstum an. Stärkerer Sauerstoffverbrauch bei der Zersetzung der organischen Substanz abgestorbener Algen wirkt sich auf die Tierwelt in den Oberflächengewässern nachteilig aus.

Die Gewässereutrophierung ist ein bedeutendes Umweltproblem. Deshalb befassen sich verschiedene internationale Gremien mit der Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Gewässer. So beschlossen die internationale Nordsee-Schutzkonferenz und die Helsinki-Kommission für den Zeitraum von 1985 bzw. 1987 bis 1995 Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Nord- und Ostsee um 50 % zu reduzieren. Nach den Ergebnissen des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e. V. erreichte Deutschland dieses Ziel bei Phosphor.

Gegenüber 1983-1987 hatte 1993-1997 der Phosphoreintrag in die Nord- und Ostsee und das Schwarze Meer um 60 % abgenommen. An der Eintragsminderung waren die Punktquellen (Kommunale Kläranlagen, Industrielle Direkteinleiter) zu 80 % und die diffusen Quellen (Erosion, Drän-, Grundwasser, Oberflächenabfluss, versiegelte urbane Flächen ohne Kläranlagenanschluss und Luftdeposition) zu 17 % beteiligt. Dadurch verschoben sich bei den P-Einträgen die Quellenanteile. Von den 1993-1997 eingetragenen 37 000 t Phosphor waren nur noch 1/3 auf die Punktquellen, jedoch 2/3 auf die diffusen Quellen rückführbar.

Betrachtet man die Pfade aus den diffusen Quellen gesondert, so hatten Einträge 1993-1997 im Vergleich zu 1983-1987 über Oberflächenabfluss sogar um 30 % und durch Erosion um 8 % zugenommen. Unterstellt man, dass es sich hierbei überwiegend um Dünger-Phosphor handelt, so könnten Phosphor-Bilanzüberschüsse in der Landwirtschaft Hinweise liefern für P-Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

In Deutschland beträgt der Phosphor-Bilanzüberschuss aus der jährlichen P-Akkumulation für den Zeitraum 1950-1995 im Durchschnitt $948 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Die Tendenz ist stark rückläufig. Betrag der höchste jährliche Bilanzüberschuss 1980 durchschnittlich $31 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, so verringerte sich dieser Wert 1995, dem Ende der Erhebung, um 2/3 auf durchschnittlich $10,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Als Erklärung für den angestiegenen P-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Pfade Sickerwasser und Erosion bleibt somit der Phosphorüberhang aus den jährlich im Boden akkumulierten P-

^{*)} Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gustav-Kühn-Str.8, 04159 Leipzig

Bilanzüberschüssen, dessen Abbau zeitversetzt zu den inzwischen deutlich verminderten jährlichen P-Bilanzüberschüssen erfolgt.

948 kg-ha⁻¹ Phosphorüberhang entsprechen einem Phosphorgehalt von ca. 25 mg je 100 g Boden. Wäre der gesamte Phosphor pflanzenverfügbar und als solcher auch für Algen verwertbar, so wären bei Vernachlässigung regionaler Unterschiede durch diese Phosphoranreicherung alle landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands mit Phosphor sehr hoch versorgt, hätte die P-Düngung auf den Ertrag keine Wirkung und müsste unterbleiben. Dies ist aber nicht der Fall. Lediglich 25 - 40 % des Ackerlandes überschreiten die Werte für hohe bzw. sehr hohe pflanzenverfügbare Phosphorgehalte von > 9,0 bzw. > 15 mg·100 g Boden⁻¹. Deshalb ist der im Boden über Jahre akkumulierte Düngerphosphor im Hinblick auf die Pflanzenverfügbarkeit und als Eutrophierungsquelle differenziert zu betrachten.

Während überschüssiger Mineraldünger-Phosphor im Boden durch Alterungs- und Fixierungsprozesse den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht, wird insbesondere dem organisch gebundenen Gülle-Phosphor eine hohe Mobilität im Boden zugeschrieben.

Auf Grund veränderter Tierhaltungsformen nahm der Anteil des Gülle-P an den Bilanzüberschüssen in den letzten Jahrzehnten zu. Entkoppelung der Tier- und Pflanzenproduktion, Futterzukauf und die flächenkonzentrierte Gülleverwertung aus der Massentierhaltung bewirkten stärkere regionale Unterschiede im Hinblick auf angereicherten pflanzenverfügbaren Phosphor im Boden mit Spitzenwerten bis zu 47 mg doppellactatlöslichem P·100 g Boden⁻¹ (Weser-Ems-Gebiet).

Die Dünge-VO sanktioniert die hohe Phosphorversorgung der Böden in Gebieten mit Massentierhaltung, indem sie die Ausbringung von Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft auf hochversorgten Böden in Höhe des Phosphorentzugs des Pflanzenbestandes gestattet. Die daran geknüpfte Bedingung, "wenn schädliche Auswirkungen auf Gewässer nicht zu erwarten sind", ist in dieser Verordnung nicht eindeutig definiert und im Einzelfall analytisch nicht nachprüfbar.

Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist bei Phosphor-übersorgten Böden im Einzugsgebiet von Massentierhaltungen die Grenze der P-Speicherfähigkeit erreicht und die Sorptionsfunktion der Böden für Phosphor eingeschränkt. Es ist das gemeinsame Ziel von Boden- und Gewässerschutz, diese Eutrophierungsquellen auf dem Wege der P-Abreicherung zu sanieren und Vorsorge gegen derartig extreme P-Anreicherungen in Böden zu treffen.

Abschließend möchte ich dem Hausherrn und Direktor des Instituts für Bodenkunde der Universität Rostock, Herrn Professor Leinweber, für die tatkräftige Unterstützung bei der Vorbereitung der Vortragsveranstaltung und für die Bereitstellung des Tagungsraumes herzlich danken und jetzt den Dekan der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock, Herrn Professor Tack um seine Begrüßung bitten.

Stoffeintragungspfade für Phosphor im Einzugsgebiet der Uecker

Deumlich, D.¹, R. Dannowski², T. Kalettka² & J. Steidl²

Einleitung

Zum Stoffeintrag aus der Landschaft in Gewässer trägt als Transportmedium das Wasser über ober- und unterirdische Pfade bei. Während über das Grundwasser eine permanente Nachlieferung erfolgt, sind die oberirdischen Einträge stark witterungsbedingt. Abhängig von der Faktorenkonstellation treten

- kurzzeitige, erosionsbedingte Stofftransporte, hervorgerufen durch starke Niederschläge oder andere abflauauslösende Prozesse, sowie die dadurch zusätzlich beeinflussten
- fließgewässerinternen Stofftransporte und -transformationen ein.

Für das Einzugsgebiet der Uecker (2435 km², 61 % LN, 35 % AL) werden laut Behrendt et al. (1996) die P-Einträge nach Pfaden wie folgt unterschieden:

28 % Punktquellen – 72 % diffuse Quellen, davon 28 % Bodenerosion, 12 % lw. Produktion, 11 % Grundwasser, 8 % Dränspende, 4 % atmosph. Deposition, 13 % Oberflächenabfluß.

Der Anteil der aus der Landwirtschaft stammenden Einträge wird sich bei weiter abnehmender Gesamtfracht noch erhöhen. Deshalb ist es notwendig, Möglichkeiten ihrer Verminderung aus der Kenntnis der Transportpfade und -prozesse abzuleiten.

Am Beispiel der Uecker und ihrer Teileinzugsgebiete werden Modellansätze zur Abschätzung der Nährstofftransporte vorgestellt.

Methodik:

Zur Berechnung der Verweilzeiten bis zum Austritt des Grundwassers in die Vorflut diente MODEST (MOdel of Diffuse Nitrogen Entries via Subsurface Trails - PAN/DVWK).

Das Gebietsverhalten hinsichtlich oberirdischer Stofftransporte in einem Teileinzugsgebiet der Uecker bei einzelnen Starkregenereignissen wurde mit dem physikalisch basierten Modell EROSION-3D abgeschätzt (Schmidt et al. 1996).

Ergebnis und Diskussion

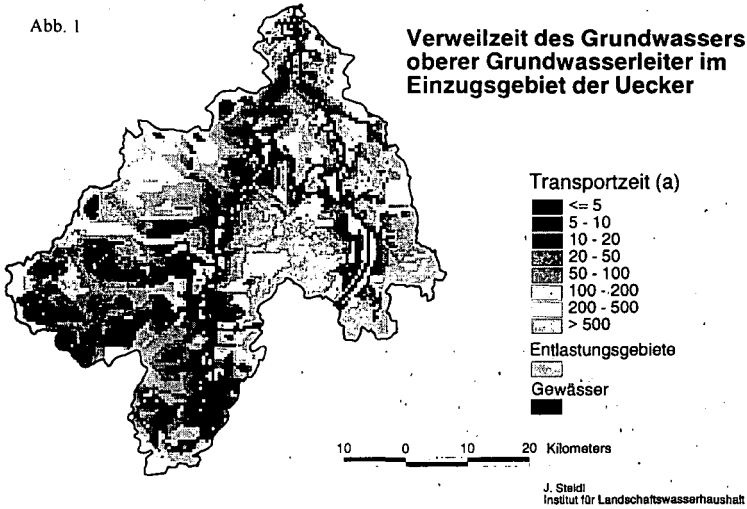
Grundwasserpfad

Aus Berechnungen der unterschiedlichen Verweilzeiten bis zum Austritt des Grundwassers in die Vorflut lassen sich potentiell gefährdete Bereiche lokalisieren. Bisher wurde über diesen Pfad vorrangig dem Nitrat Bedeutung beigemessen (Abb. 4). Behrendt et al. 1996 zeigen jedoch, daß mit 0,065 mg/l SRP und 0,125 mg/l GesPO₄-P auch entsprechend hohe Einträge erfolgen.

Die Methodik zur Analyse der Verweilzeiten des Grundwassers (Modell MODEST -) kann auch als Grundlage für Schätzungen des Phosphat-Transports über diesen Pfad bei weiterer Prozeßaufklärung dienen.

Besonders sensibel reagieren die in Gewässernähe befindlichen Bereiche mit sickerwasserbestimmten leichten Sanden und die grund- und stauwasserbeeinflussten Niedermoor- und Au-
enböden (Abb. 1).

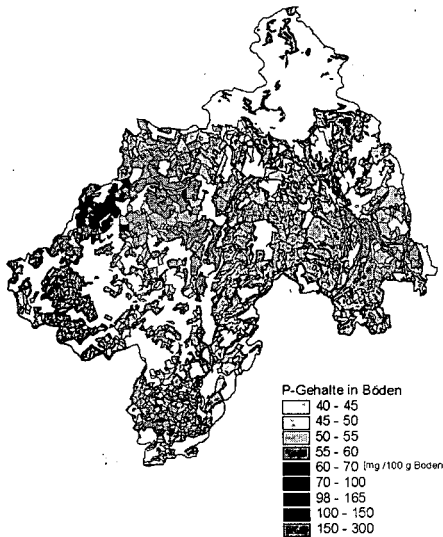
Abb. 1



Erosionsbedingte Stofftransporte

Zur Abschätzung erosionsbedingter Stofffrachten ist die Kenntnis der räumlichen Verteilung

Abb. 2: P-Gehalte im Oberboden



der P-Gehalte der Oberböden erforderlich. Dazu wurde der Datenspeicher BODEN-Profildatei genutzt und die Ergebnisse zu den Bodengruppen in die Konturen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung übertragen (Abb. 2).

Zwei Starkregen wurden für den worst case „Saatbettbereite Brache bis 10 % Bodenbedeckung“ in einem 25 km² großen Teileinzugsgebiet der Uecker simuliert. Bei dem 20jährigen Ereignis treten unter diesen Bedingungen größere Abträge auf geneigten Flächen und in Tiefenlinien ein. Da die höchsten Phosphatkonzentrationen im Oberflächenabfluß bei den größeren Erosionsereignissen auftreten, sind diese Frachten neben den partikulären Austrägen von größter Bedeutung. Unter Nutzung von

Algorithmen zur Abschätzung des gelösten und partikulären P-Transports (Sharpley et al.

1996) lassen sich erste annähernde Angaben zum P-Transport machen (Tab. 1). Zur Absicherung der bisherigen Berechnungen sind Meßsysteme im betreffenden Flußgebiet installiert, die zur Validierung und Modifizierung der Modelle dienen. Es erfolgen Wassergüte- und Durchflußmessungen an relevanten Pegeln im Gewässer-Längsschnitt.

Tab. 1: Gebietsaustrag für Starkregen unterschiedlicher Wiederkehr

Parameter	20jähriges Ereignis	2jähriges Ereignis
Abfluß [m³/m]	996	115
Sedimentvolumen [t]	528	59
Nettocrosion [t/ha]	2,7	0,3
Ton [%]	10	14
Schluff [%]	36	52
P-Fracht Direkt-EZG (kg/ha)	1,26	0,22
P-gelöst (%)	15	25
P-partikulär (%)	85	75

Zur Absicherung der bisherigen Berechnungen sind Meßsysteme im betreffenden Flußgebiet installiert, die zur Validierung und Modifizierung der Modelle dienen. Es erfolgen Wassergüte- und Durchflußmessungen an relevanten Pegeln im Gewässer-Längsschnitt. Begonnen wurde damit im Ueckereinzugsgebiet, speziell im Teileinzugsgebiet des Quillow, im März 1998 (Abb. 3 u. 4).

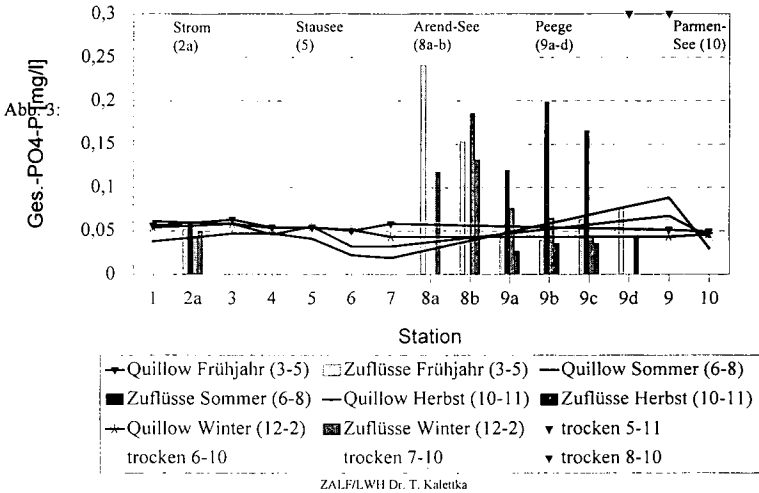
speziell im Teileinzugsgebiet des Quillow, im März 1998 (Abb. 3 u. 4).

Wassergüteuntersuchungen der Oberflächengewässer

Die Abb. 3 und 4 zeigen, dass die untersuchten Fließgewässer des Uecker-Einzugsgebietes

Wassergüte Quillow-Einzugsgebiet 3/1998-2/1999 --- Gesamt-Phosphat

Abb. 3: LAWA (1998): I $\leq 0,05 \text{ mg/l}$.. II $\leq 0,08 \text{ .. III}$ $\leq 0,15 \text{ .. IV}$ $\leq 0,3 \text{ .. V}$ $\leq 0,6 \text{ .. VI}$ $\leq 1,2 \text{ .. VII}$ > 1,2



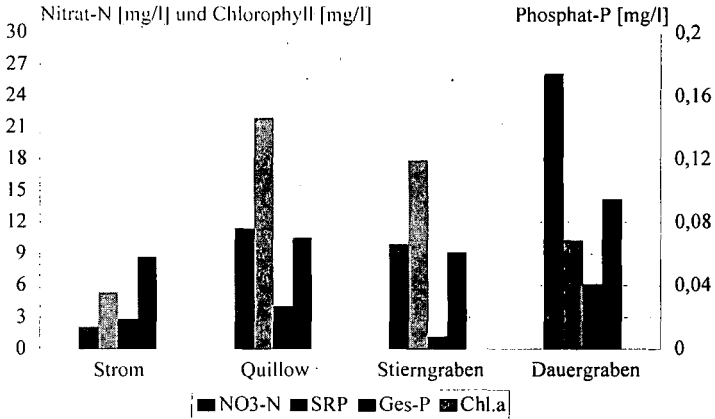
ZALF/LWH Dr. T. Kalenka

von untergeordneter Bedeutung hinsichtlich der permanenten Phosphor-Belastung und damit einhergehend des Phytoplanktons (Chlorophyll) sind. Die anzustrebende Gewässergüteklasse II wird leicht an der Mündung des Dauergrabens (Abb. 4) sowie zeitweilig an 2 Zuflüssen des Quillow (Abb. 3: Arendsee, rückgestaute Peege) überschritten. Letztere eutrophierte Zuflüsse mit Standgewässercharakter weisen zu diesen Zeitpunkten P-Rücklösungen aus dem Sediment bei Sauerstoffzehrungen auf, wobei ihre P-Austräge infolge geringer Abflußspende gering

Wassergüte Ucker-Einzugsgebiet 3/1998-2/1999 Konzentrationen der Zuflüsse (90%-Perzentile)

Abb. 4:

NO₃-N: I <=1 .. II <=1,5 .. III <=2,5 .. IIII <=5 .. IIII <=10 .. IIII-IV <=20 .. IV >20 Chl.a: I <=20 .. II <=50
SRP: I <=0,02 .. I-II <=0,04 .. II <=0,1 Ges-P: I <=0,05 .. I-II <=0,08 .. II <=0,15



ZALF/LWH Dr. T. Kalettka

sind. Allerdings konnten zu erwartende erosionsbedingte Kurzzeitbelastungen mit dem monatlichen Güte-Monitoring bisher nicht erfaßt werden. Von erheblich größerer Bedeutung ist die Stickstoff-Belastung im Uecker-Einzugsgebiet (Abb. 4), die vermutlich im hohen Maße aus Dränagen und der Tierproduktion stammt.

Literatur:

- Behrendt, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Meckl.-Vorpommern. - LUA MVP
- Schmidt, J.; M. von Werner; A. Michael (1996) : EROSION-2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächs. LA f. Landwirtschaft u. Sächs. LA f. Umwelt u. Geologie
- Sharpley, A., S.J.Smith, J.A. Zollweg & G.A.Coleman (1996): Gully treatment and water quality in the southern plains. JSCW 51(6) 498-503
- PAN/DVWK (1999): Diffuse Entries in Rivers of the Oder Basin. DVWK-Materialien, Bonn, 9/1999

P-Aufnahme von Zwischenfrüchten und ihr Einfluß auf verschiedenen Parameter eines hoch mit Phosphor versorgten Bodens

Eichler, B.°, Zachow, B.°, Bartel, W.°, Leidel, S.*

Einleitung

Von dem gesamten Phosphateintrag in Fließgewässer in Deutschland stammen derzeit ca. 45 % aus der Landwirtschaft. Ähnliche Größenordnungen gelten auch für andere, meist westeuropäische Länder. Ein Grund für diese hohen Werte ist die Anreicherung von Phosphaten in den landwirtschaftlichen Böden. Nach Aussagen von ISERMANN (1998) beträgt der jährliche P-Überschuß ca. 9 kg/ha. Zu diesem Überschuß tragen im Wesentlichen die Regionen mit hohem Viehbesatz bei (LEINWEBER, 1993), während Marktfruchtflächen häufig eine negative P-Bilanz aufweisen. Das Phosphat gelangt im Wesentlichen über Erosionsprozesse in die Gewässer, während der Austrag über Sicker- und Dränwässer nur einen geringen Teil ausmacht. Bei sehr hohen Gehalten können durch diesen Weg jedoch auch relevante P-Mengen verlagert werden. Die Prozesse der P-Verlagerung sind bislang mangelhaft untersucht und es läßt sich keine allgemeingültige Beziehung zwischen P-Versorgung des Oberbodens und den P-Austrag treffen. Zwischenfrüchte können zur Reduzierung des P-Eintrages in Gewässer beitragen, da sie die Haupteintragsquelle, die Erosion, vermindern. Mit diesem im Sommer 1999 angelegten Versuch soll über mehrere Jahre untersucht werden, inwieweit Zwischenfrüchte den den P-Gehalt in der Bodenlösung und andere P-Parameter bei sehr hohen P-Versorgungsbedingungen des Bodens beeinflussen.

Material und Methoden

In diesem Versuch werden 10 verschiedenen Varianten; eine Brache- und 9 Zwischenfruchtvarianten untersucht. Der Versuch wurde auf der Versuchsstation Groß Lüsewitz angelegt, auf einem schwach lehmigen Sand (Bodentyp: Gley-Braunerde) welcher sich mit 17,3 mg P/100 g Boden zu Versuchsbeginn in der P-Gehaltsklasse E befand. Die Zwischenfrüchte wurden Anfang August gesät und verblieben während des Winters auf der Fläche. Zur Ertragsermittlung wurde lediglich Anfang November 1m² aus den Parzellen geschnitten. Die Zwischenfrüchte wurden mit 80 kg Stickstoff versorgt. Vor der Aussaat und nach der Ertragsermittlung wurden Bodenproben aus 3 Schichten (0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm) entnommen. Die Gewinnung der Bodenlösung mittels Saugkerzen erfolgte vom Dezember 1999 bis zum März 2000 zu 8 Terminen in 2 Tiefen (30 und 90 cm). Bestimmt wurden der P-Gehalt im Pflanzenmaterial, der P(DL)-Gehalt (HOFFMANN, 1991) sowie oxalatlösliches Fe, Al und P (SCHWERTMANN, 1964) des Bodens. Daraus wurde das Phosphatbindungsvermögen und der P-Sättigungsgrad des Bodens berechnet (SCHOUMANS & BREEUWSMA, 1997). In der Bodenlösung wurde der Orthophosphatgehalt bestimmt. Die Messung der Elemente im Oxalatrextrakt erfolgte mittels der ICP-Spektroskopie, des P(DL)-Gehaltes photometrisch (Specol) und des Orthophosphatgehaltes in der Bodenlösung ebenfalls photometrisch mittels Fließinjektion (Aqua Tec). Es wurden Varianz-, Regressions- und Korrelationsanalysen durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Infolge des zusätzlichen Phosphatentzuges ist der Zwischenfruchtanbau eine Möglichkeit zum Abbau hoher P-Vorräte im Boden. Ergebnisse über die Höhe der P-Aufnahme der Zwischenfrüchte liegen für ein Versuchsjahr vor (Abb. 1). Die höchsten Entzüge hatten die beiden kruziferen Fruchtarten Ölrettich und Senf sowie Raphanobrassica, eine Kreuzung aus Ölrettich und Markstammkohl.

* Universität Rostock, FB: Agrarökologie, J.v.Liebig-Weg 6 18051 Rostock

** Universität Rostock, Inst. f. Angewandte Agrarökologie, J.v.Liebig-Weg 8, 18059 Rostock, Versuchsstation Groß Lüsewitz

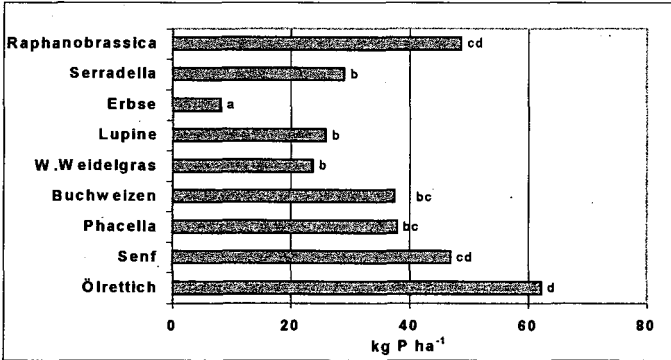


Abbildung 1: P-Aufnahme der Zwischenfrüchte

Die geringste P-Aufnahme, bedingt durch geringe Erträge und geringe P-Gehalte in der pflanzlichen Trockensubstanz (TS) wies Erbse auf. Die P-Gehalte in der TS schwankten zwischen ca. 340 mg/100 g TS (Lupine) und 590 mg/100 g TS (Ölrettich). Der Ertrag war mit fast 1kg/m² TS bei Ölrettich am höchsten.

Der Zwischenfruchtanbau hatte im Vergleich zur Brache eine signifikante Auswirkung auf den P(DL)-Gehalt in der mittleren Bodenschicht (Abb. 2). Eine Ursache könnte die Trockenperiode des Spätsommers gewesen sein, in der die Wasser- und Nährstoffaufnahme der Wurzeln aus tieferen Bodenschichten erfolgte.

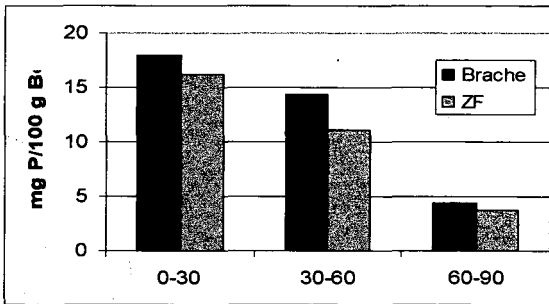


Abbildung 2: Höhe der P(DL)-Gehalte des Bodens im Durchschnitt der Zwischenfruchtvarianten im Vergleich zur Brache

Die Untersuchungen hinsichtlich der P(DL)-Gehalte im Boden zu beiden Probenahmeterminen erbrachten Unterschiede von 1mg P/100 g Boden in der Schicht 0-30 cm, sowie 2,9 mg P (30-60) und 0,8 mg P (60-90 cm). Diese Reduzierungen der P(DL)-Gehalte, besonders in der mittleren Bodenschicht, stellen innerhalb der nur 3-monatigen Untersuchungszeit eine überdurchschnittlich Veränderung dar. Zwischen P-Entzug und dem P(DL)-Gehalt des Bodens bestand kein signifikanter Zusammenhang. In der obersten Bodenschicht (0-30 cm) reduzierten Ölrettich, Buchweizen und Phacelia den P(DL)-Gehalt am meisten. Bezogen auf die gesamte untersuchte Tiefe (0-90 cm) waren es Ölrettich, Buchweizen und Senf. Es konnten lineare Zusammenhänge zwischen den P(DL)-Gehalten der obersten und mittleren Bodenschicht, sowie der mittleren und untersten Bodenschicht gefunden werden, jedoch nicht zwischen der obersten und untersten. Durch die Zwischenfruchtanbau wird dieser Zusammenhang schwächer (Tab1).

Tabelle 1: Funktionen zur Berechnung der Beziehung zwischen den P(DL)-Gehalten in verschiedenen Bodentiefen (Index 1= vor dem Zwischenfruchtanbau; Index 2= nach dem Zwischenfruchtanbau)

Bodenschicht	Pearsonscher Korrelationskoeffizient	Regressionsgleichung	r ²
0-30/ 30-60	r ₁ = 0,726	y ₁ = 0,910 x - 1,681	0,52
	r ₂ = 0,657	y ₂ = 0,772 x - 1,244	0,43
0-30/ 30-90	r ₁ = 0,441	y ₁ = 0,260 x + 0,156	0,19
	r ₂ = -0,003	y ₂ = -0,002 x + 3,814	0,00
30-60/ 60-90	r ₁ = 0,715	y ₁ = 0,336 x - 0,088	0,51
	r ₂ = 0,613	y ₂ = 0,332 x + 0,002	0,38

Auf den P(ox)-Gehalt sowie die untersuchten Sorptionsparameter hatten die Zwischenfrüchte keinen signifikanten Einfluß. Buchweizen erhöhte den P(ox)-Gehalt in allen 3 Bodenschichten als einzige Fruchtart, während in den Schichten 30-60 cm und 60-90 cm auch andere Varianten zu einer Erhöhung dieses Wertes führten. Auch das Phosphatbindungsvermögen erhöhte sich bei mehreren Varianten in beiden unteren Bodenschichten. Die größten Steigerungen dieses Parameters in der gesamten untersuchten Bodenschicht wiesen Buchweizen, Erbse und Welsches Weidelgras auf. Der P-Sättigungsgrad ist mit fast 70 % im Oberboden und über 40 % im Unterboden sehr hoch (Abb.3). Die hinsichtlich der Gewässerbelastung noch zu tolerierende 'Richtkonzentration' der Bodenlösung von 0,2 mg P/l wird bei Sättigungsgraden von > 50 % in der Regel überschritten, bei Sättigungsgraden von < 25 % in der Regel deutlich unterschritten (WERNER, 1999).

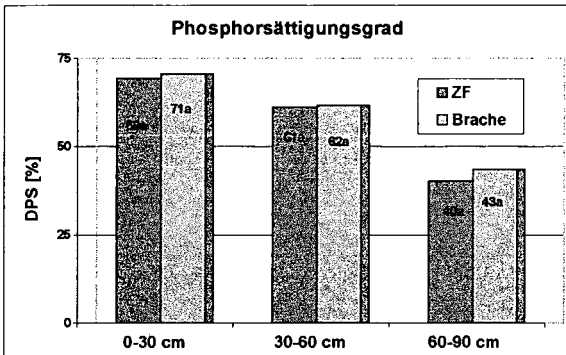


Abbildung 3: Phosphorsättigungsgrad des Bodens in der Brachevariante und im Durchschnitt aller Zwischenfruchtvarianten zum Ende der Vegetationszeit

Zwischen den P(ox)-Gehalten und den P(DL)-Gehalten bestanden in beiden unteren Bodenschichten linearere Zusammenhänge, jedoch nicht in der obersten Bodenschicht. Es bestand ein hoch signifikanter Einfluß des Zwischenfruchtanbaus auf den P-Gehalt in der Bodenlösung in 90 cm (Abb.4). Im Vergleich zur Brache reduzierten die Zwischenfrüchte (Durchschnitt aller 9 Varianten) den Orthophosphatgehalt der Bodenlösung um 60,4 %. In 30 cm betrug diese Reduktion 34,4 %. Auf Grund der großen Streuung sind in dieser Tiefe die Unterschiede jedoch nicht statistisch gesichert. Von den 10 untersuchten Varianten wiesen in 90 cm Brache, Ölrettich und Senf die höchsten P-Konzentrationen in der Bodenlösung auf (0,53, 0,25 und 0,32 mg P/l). Die geringsten P-Konzentrationen ließen sich hingegen bei Gelber Lupine, Erbse und Serradella ermitteln (0,15, 0,16 und 0,17 mg P/l).

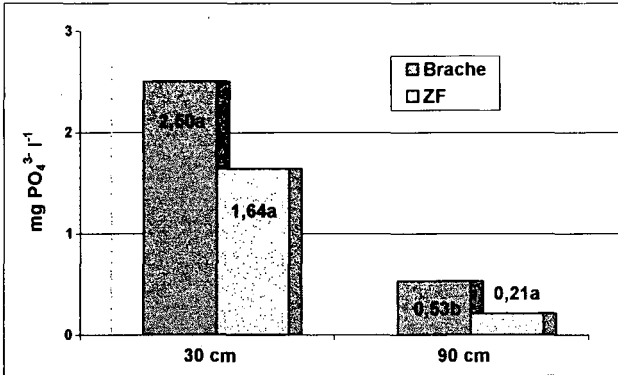


Abbildung 4: Orthophosphat-Gehalte in der Bodenlösung mit und ohne Zwischenfruchtanbau

Für dieses erste Versuchsjahr ließen sich lineare Zusammenhänge zwischen P(DL)-Gehalt und PO₄³⁻-Gehalt in der Bodenlösung, jedoch weder lineare noch exponentielle Zusammenhänge zwischen den Sorptionsparametern und den PO₄³⁻-Gehalt in der Bodenlösung ermitteln. Die P-Aufnahme der Pflanzen hatte ebenfalls keinen Einfluß auf diese Konzentration, so daß andere pflanzenphysiologische Mechanismen wirksam gewesen sein müssen. Zwischen den P-Gehalten in der Bodenlösung in 30 und 90 cm bestand kein Zusammenhang.

Schlußfolgerungen

Die zusätzlich hohe P-Aufnahme bestimmter Zwischenfrüchte und - soweit nach dem ersten Versuchsjahr zu beurteilen - ihr im Sinne des Gewässerschutzes positiver Einfluß auf den Orthophosphatgehalt der Bodenlösung sollten ein Grund sein, den Zwischenfruchtanbau auch wegen seiner erosionsmindernden Wirkung in Gebieten mit hoher P-Versorgung der Böden als Möglichkeit der Reduktion des P-Eintrages in Gewässer in Betracht zu ziehen.

Literatur

- Hoffmann, G. (1991): Die Untersuchung von Böden. VDLUDFA-Methodenbuch Bd. 1, 4. Aufl. VDLUFA-Verlag Darmstadt.
- Isermann, K. (1998): Actual non-sustainable and future sustainable phosphorus balance of agriculture and waste water management in Germany. –In: Practical and-innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water. An OECD sponsored workshop, 16.-19.June, 1998, Antrim (Northern Ireland)
- Leinweber, P.; Geyer-Wedell, K.; Jordan, E. (1993): Phosphorversorgung der Böden im agrarischen Intensivbgebiet Südoldenburg. - ISPA Vechta,
- Schoumans, O.F.; Breeuwisma, A. (1997): The relation between accumulation and leaching of phosphorus. laboratory, field and modelling results – In: Tunney, H.; Carton, O.T.; Brookes, P.C.; Johnston, E.A. (eds). Phosphorus losses from soil to water. CAB International, Wallingford, 361-363
- Schwertmann, U. (1964): Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalatlösung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 105, 194-202
- Werner, W. (1999): Die Eignung der P-Sättigung des Bodens und der P-Konzentration in der Bodenlösung zur Prognose der P-Verlagerung im Profil. - In: VDLUFA-Schriftenreihe 50, 79-93

Quantifizierung der potenziellen P-Verlagerung und des Eintrages in Oberflächengewässer auf mittlerer Maßstabebene

– Beispiele aus Anwendungen in Sachsen

Karsten Grunewald¹

1. Aufgabenstellungen

Zur Lösung aktueller stoffhaushaltlicher Probleme in intensiv genutzten Landschaften Mitteleuropas sind integrative, ganzheitliche Bewertungen erforderlich, welche die Grundlage für planerische Entscheidungen darstellen. Die Durchführung raum-zeit-dynamischer Quantifizierungen und Indikationen sowie die Aufzeigung regionalspezifischer Ausprägungen wird zunehmend modelltechnisch über dreidimensionale Simulationen bewerkstelligt. Fragen der Datenanforderungen, der Generalisierung, der Regionalisierung, der Aussagegenauigkeit etc. oder aber der schutzgutübergreifenden Ansätze sind – gerade für den mittelmaßstäbigen Bereich – noch nicht ausreichend geklärt. Phosphorverbindungen nehmen im Spannungsfeld zwischen Mangel und Überschuß in Landschaften eine bedeutende Stellung ein. Die naturgemäß geringen P-Gehalte in Böden und Gewässern wurden in den letzten Jahrzehnten insbesondere durch Düngungen und Abfallausbringungen derartig erhöht, dass heute landwirtschaftlich genutzte Böden, Gewässersedimente und Oberflächengewässer vielfach als P-angereichert gelten. Aus Sicht einer ökologischen Nachhaltigkeit ergeben sich Reduzierungskonsequenzen, die geplant und kontrolliert werden müssen.

Es leiten sich Aufgabenstellungen im Bodenschutz (Nährstoffverlagerung, Erosion) und im Gewässerschutz (P-Einträge in Oberflächengewässer, Ästuarien) ab, denen im Rahmen von FuE-Projekten am Institut für Geographie der TU Dresden nachgegangen wird, schwerpunktmäßig in mittelmaßstäbigen Ansätzen:

- Quantifizierung von Stoffeinträgen in Gewässer als Teil von Bewirtschaftungsplänen: Flußgebiete Große Röder (934 km²), Jahna (244 km²), Schwarzer Schöps (172 km²), Einzugsgebiet Speicher Radeburg II (ca. 25 km²), verschiedene Kleinstzeugsgebiete (Testgebiete mit 0,8 bis 12 km²);
- Erstellung von Bodenfunktionenkarten in Sachsen auf Grundlage der BK 50 und des FIS-Boden: u.a. Verfahren zur Abschätzung der Disposition für Bodenerosion durch Wasser sowie der potenziellen P-Verlagerungsgefährdung.

2. Quantifizierungsansätze

Mit den heute zur Verfügung stehenden Methoden und Werkzeugen ist eine zunehmend bessere quantitative und qualitative Kennzeichnung des Landschaftsökosystems möglich. Probleme bereiten jedoch die raum-zeitgetreue Bereitstellung von nicht sicher prognostizierbaren Ereignisdaten (zum Beispiel die regionale Verteilung von Niederschlagsintensitäten bzw. -höhen), die Abschätzung von dynamischen Landschaftsveränderungen (Landnutzung) oder von Bewirtschaftungseingriffen (Fruchtfolgen, Düngung etc.).

Thematische Auswertungen sind für unterschiedliche Aufgabenstellungen, Maßstäbe sowie Gebietstypen zu realisieren und können nur mit einem bestimmten Detaillierungsgrad der Aussagen

¹ TU Dresden, Institut für Geographie, 01062 Dresden

getroffen werden. In der angewandten Forschung ist hierbei der Kompromiß zwischen komplexen, belastbaren methodischen Ansätzen und dem Erfordernis für Planungen und Verordnungen nach einfachen, aber speziellen Bewertungs- und Auswertungsmethoden zu bewerkstelligen. Entscheidend ist neben der maßstabsabhängigen Einbindung der Datengrundlagen die Beachtung der funktionalen Zusammenhänge der Raum-Zeit-Stoffparameter. Als optimal könnten sich für Bearbeitungen in der mittleren Maßstabebene zum Beispiel Flußeinzugsgebietsgrößen zwischen 100 und 400 km² erweisen. Bei den Quantifizierungsansätzen wird im allgemeinen auf vorhandene, erprobte Algorithmen zurückgegriffen, die ziel- und dimensionsbezogen angewendet werden. Bevorzugt werden Ackerflächen betrachtet.

Aufgrund der guten Sorptionsfähigkeit von P-Verbindungen an den Bodenpartikeln und der geringen Auswaschunggefährdung ist bei dem Quantifizierungsansatz die Betrachtung der Erosion von entscheidender Bedeutung (GRUNEWALD 1999).

Der in Mitteleuropa zumeist präferierte Ansatz zur regionalen Quantifizierung der diffusen partikelgebundenen Phosphorverlagerung lautet:

$$V_P = A * ER * P_i \quad (Gl. 1)$$

(mit V_P ...Verlagerung von P-Verb., A ... mittl. Bodenabtrag, ER ...Nährstoffanreicherung, P_i ...P-Ausgangsgelhalt)

Soll der Phosphoreintrag in ein Oberflächengewässer berechnet werden (NE_P ...Nährstoffeintrag partikelgebundener P-Verbindungen), muß als zusätzlicher Faktor der tatsächliche Sedimenteintrag SE Berücksichtigung finden:

$$NE_P = A * ER * P_i * SE \quad (Gl. 2)$$

Grundsätzlich gilt es zu beachten:

- Welche P-Verbindungen sollen quantifiziert werden (leicht verfügbare Phosphate, P-Gesamtgehalte)?
- Welche Raumansätze werden gewählt (Raster- oder Vektorbezug, z.B. für Teileinzugsgebiete, welche Auflösungen)?
- Welcher Zeitmaßstab soll abgebildet werden (mittlere Zustände, Einzelereignisse)?
- In welchen Naturraumtypen wird gearbeitet?
- Welche Nutzungstypen sind für die Quantifizierungsansätze zu unterscheiden?

In jüngeren Arbeiten werden auch die atmosphärischen und wassergebundenen P-Eintragspfade quantifiziert (s. BEHRENDT et al. 1999). Diesbezüglich besteht für die mittelmaßstäbigen Ansätze noch erheblicher Validierungs- und Verifizierungsbedarf.

3. Ergebnisbeispiele

In den bearbeiteten Projekten lieferten die Quantifizierungen der Stoffeinträge in erster Linie Größenordnungen der Stoffverlagerungen, räumliche Handlungsschwerpunkte (nutzungs- und naturraumbezogen) und die prozeßbestimmenden Faktoren der Stoffeinträge. Ableitungen hinsichtlich exakter, umfassender Stoffbilanzen, der Beurteilung von Einzelpfaden oder dem Verbleib der Stoffe sind bisher nur begrenzt möglich.

Die technologische Umsetzung eines Verfahrens zur Bewertung der potenziellen partikelgebundenen P-Verlagerung wurde am Beispiel des Kartenblattes Freiberg im Maßstab 1:50.000 demonstriert (AUTORENKOLLEKTIV 1999). Wesentliche Aussagen zu den emissionsseitigen potenziellen Nährstoffausträgen aus den jeweiligen Flächen in Richtung der verschiedenen Abflußkomponenten in die Gewässer der Großen Röder und des Schwarzen Schöpses sind in MANNFELD et al. (1998)

dargelegt. Für das natürliche Einzugsgebiet des Speichers Radeburg II seien die Bilanzergebnisse exemplarisch ausgeführt (vgl. GRUNEWALD et al. 2000):

Die durchgeführten Berechnungen ergaben für das Gesamtgebiet potenzielle diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer von $376 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$. Zusammen mit den punktuellen Einträgen, die mit $100 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ quantifiziert wurden, beträgt die Summe $476 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$. Tab. 1 verdeutlicht die nutzungs- und pfadspezifischen Eintragsanteile in den bilanzierten Teilgebieten.

Tab. 1 Pfad- und nutzungsbezogene potenzielle P-Einträge in den Teileinzugsgebieten (TEG) des Speichers Radeburg II [$\text{kg P} \cdot \text{a}^{-1}$]

	Dobrabach	Grundbach	Postbach	Springbach	Speicher	Gesamt
Pfad Erosion						
Acker	0,1	4,9	17,3	9,0	11,6	42,9
Wald	0,4	0,7	0	48,1	2,7	51,9
Pfad						
Grundwasser	6,9	5,7	4,5	33,9	9,8	60,8
Direktabfluß	10,1	7,4	9,0	28,4	8,9	63,8
Dräne	4,5	2,9	5,2	12,0	3,0	27,6
Diffuse Einträge aus Siedlungen	44,6	14,5	0	7,4	0	66,5
Abschwemmung von Grünland	24,9	7,8	0	15,7	5,4	53,8
Atmosph. Direkteinträge auf Wasserflächen in den TEG	0	0	0	0,9	7,9	8,8
Σ diffuse P-Einträge	91,5	43,9	36,0	155,4	49,3	376,1
Flächenspezifische diffuse P-Einträge [$\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]	0,42	0,26	0,36	0,11	0,15	0,17
Σ punktuelle P-Einträge	39	0	0	43	18	100

Es zeigt sich, dass die einzelnen Eintragspfade in Abhängigkeit der Nutzungssituation in den Teileinzugsgebieten sehr unterschiedlich sind. Insgesamt dominieren Abschwemmungen von Siedlungen, trotz eines relativ geringen Flächenanteils. An zweiter Stelle sind Einträge von Grünlandflächen zu benennen, wenn diese, wie im Untersuchungsgebiet, als Rinderweide oder zur Flüssigdüngerentsorgung genutzt werden. Ackerflächen tragen insbesondere dann zur diffusen P-Belastung der Oberflächengewässer bei, wenn sie bis zum Gewässerrand bewirtschaftet und hochgedüngt sowie durch die Hangneigung und die Bodenart erosionsgefährdet sind.

- Für das Postbachgebiet werden hohe flächenspezifische aber geringe Gesamt-P-Frachten abgeschätzt. Es dominiert die partikelgebundene P-Verlagerung von Ackerflächen.
- Im Dobrabachgebiet tragen vor allem P-Einträge aus der Ortschaft sowie Abschwemmungen von Grünlandflächen zur P-Belastung des Vorfluters bei. Sowohl die Gesamt- als auch die Frachten je Hektar sind hoch einzuschätzen.
- Für den Grundbach sind potenzielle Nährstoffeinträge aus dem Bereich der Rinderanlage Dobra, Abschwemmungen von Grünlandflächen, partikelgebundene Einträge von Ackerflächen und Einträge über die Wasserpfade relevant. Der Anteil der Beeinflussung des Speichers Radeburg II aus dem Gebiet dürfte aufgrund der Naturraum- und Nutzungsbedingungen im Unterlauf (zunehmender Waldanteil, Trockenfallen des Baches) relativ gering sein.
- Das hauptsächlich forstwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet des Springbaches weist geringe potenzielle diffuse P-Verlagerungen je Flächeneinheit auf, so dass die Gesamteinträge in das Gewässer in Relation zum großen Einzugsgebiet tolerabel erscheinen.

- Die Flächen, die unmittelbar zum Speicher eintragen, sind – verfahrensbedingt - durch vergleichsweise geringe P-Austragspotenziale gekennzeichnet. Es dominiert naturnaher Wald (Verlandungszone, NSG). Die geringen Acker- und Grünlandflächen werden behutsam genutzt.

Aus den Untersuchungen wurden die vorrangigen Maßnahmen zur weiteren Reduzierung der P-Einträge abgeleitet (GRUNEWALD et al. 2000).

4. Ausblick

Die Modellierung in mittleren Maßstabsebenen (1:25.000/50.000 bis max. 1:200.000) besitzt eine hohe Bedeutung für die angewandte Forschung und die regionale Planungsebene. Die Quantifizierungsansätze befinden sich in einem Entwicklungsprozeß, welcher sich insbesondere der Datenbeschaffung, der Aggregation/Regionalisierung mit neuen technologischen Möglichkeiten (GIS), den Anforderungen an die Genauigkeit der Abschätzungen von Stoffumsätzen und -verlagerungen hinwendet. Es sind zur Modellierung insbesondere solche Parameter relevant, die auch im entsprechenden Zielmaßstab vorliegen bzw. erhoben oder adäquat abgeleitet/interpoliert werden können (GRUNEWALD 1999).

Derzeit werden folgende Vorhaben von der Dresdener Arbeitsgruppe bearbeitet:

- Validierung des empfohlenen 2-stufigen Ansatzes zur Bewertung der Bodenerosion/-partikelgebundenen P-Verlagerung für bodenschutzrelevante Fragestellungen. Grundlage der ersten Bewertungsstufe stellt ein Schätzverfahren zur Erosionsdisposition dar (MARKS et al., 1992), welches insbesondere hinsichtlich der Nutzungsfaktoren verbessert werden soll.
- Vergleich von Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab und Erarbeitung von Kriterien zur Überprüfung dieser als Grundlage zur Empfehlung optimaler Ansätze für bestimmte Zielstellungen und Gebietstypen (Forschungen in Zusammenarbeit mit der LAWA-Arbeitsgruppe „Diffuse Stoffeinträge in Oberflächengewässer“).
- Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Verlagerungen von Phosphorverbindungen im mittleren Maßstab unter besonderer Berücksichtigung der geökologischen Raumstrukturen (DFG-Projekt 2000-2002).

Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV (1999): Ableitung von Bodenfunktionenkarten für Planungszwecke aus dem Fachinformationssystem Boden, FuE-Bericht im Auftrag des SMUL/LfUG (unveröff.), Freiberg/Dresden
- BEHRENDT, H.; M. BACH, P. HUBER et al. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, Ergebnisse des Vorhabens FKZ 296 25 515 im Rahmen des Umweltforschungsplans des BMU, UBA, Berlin
- GRUNEWALD (1999): Erfassung, Abbildung und Reichweite von Schlüsselparametern bei der Quantifizierung partikelgebundener Phosphorverlagerungen, Leipziger Geowissenschaften, Band 11, S. 19-23
- GRUNEWALD, K.; M. GEBEL, D. PAVLIK, K. MANNSFELD (2000): Weiterführende stoffhaushaltliche Untersuchungen im natürlichen Einzugsgebiet des Speichers Radeburg II, FuE-Bericht im Auftrag der LTV Sachsen (unveröff.), Dresden/Pirna
- MANNSFELD, K.; K. GRUNEWALD; M. GEBEL, H. FRIESE (1998): Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer - Beispielbearbeitungen in den Flußgebieten Große Röder und Schwarzer Schöps, Materialien zur Wasserwirtschaft, hrsg. vom Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden
- MARKS, R.; M.J. MÜLLER, H. LESER; H.-J. KLINK (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes, Zentralausschuß für Deutsche Landeskunde, Trier

Phosphorumsatz und -retention in Fließgewässern

Helmut Guhr¹ und Ralph Meissner²

Einführung

Die Nährstoffanreicherung in Gewässern, die als Eutrophierung verstanden wird, führt insbesondere zu einer Erhöhung der Biomasseproduktion der Algen mit den nachteiligen Auswirkungen auf das Gewässerökosystem und die Gewässernutzungen. Während gelöstes Phosphat ausschließlich eutrophierend wirkt, kann Nitrat, das die wichtigste Stickstoffquelle für das Phytoplanktonwachstum darstellt, auch als Wasserstoff-Akzeptor in Gewässerbereichen mit Sauerstoffmangel dienen und die Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment verhindern /1/.

Mit der Reduzierung der punktförmigen Einleitungen nimmt der relative Anteil der diffusen Einträge an der Phosphorbelastung der Gewässer zu. Nach BEHRENDT et al /2/ beträgt er gegenwärtig für den deutschen Teil des Stromgebietes der Elbe 64,5 % (für Deutschland insgesamt: 66,2 %).

Phosphorkomponenten in Gewässern

In der Tab. 1 sind die Phosphorspecies aufgeführt, die in den Gewässern untersucht werden.

Tab. 1: Hauptphosphorkomponenten in Gewässern nach analytischem Procedere

Bezeichnung	Abkürzung und Verfahren	Bemerkung
Soluble reactive phosphate	SRP: Methylenblau-Methode n. Filtration	ortho-Phosphat
Gelöstes Phosphat	DP (TDP): Aufschluß d. filtrierten und angesäuerten Probe mit $K_2S_2O_8$	SRP + gelöstes organisch gebundenes Phosphat (+ kondensierte Phosphate)
Partikuläres Phosphat	PP: Aufschluß des Filters mit $K_2S_2O_8$ u. Best. des Phosphats	Biomasse, anorg. Feststoffteilchen
Gesamtposphat	TP: Aufschluß der unfiltrierten und angesäuerten Probe mit $K_2S_2O_8$	DP + PP

Beim DP haben neben dem SRP vor allem die organisch gebundenen Phosphate Bedeutung, die mit einer langsameren Reaktionsgeschwindigkeit als das ortho-Phosphat zu Biomasse umgesetzt werden können. In der Elbe machen sie etwa 20 % am DP aus /3/. Der Anteil des gelösten Phosphats am Gesamtposphat beträgt hier etwa 30 %. Neben den externen Einträgen sind auch die gewässerinternen Phosphorfreisetzungsmechanismen bedeutsam. Insbesondere bei der Zersetzung abgestorbener Biomasse bildet sich lösliches Phosphat und steht dem Biomasseaufbau wieder zur Verfügung. Teilweise sedimentiert das partikuläre Phosphat. Es kann dann vorübergehend oder langfristig im Sediment gebunden werden, als Metallphosphat oder an die organische Matrix. Bei Sauerstoffmangel wird aber Fe(III) zu Fe(II) reduziert und das Phosphat steht Umsetzungen wieder zur Verfügung.

Untersuchte Fließgewässer

Es wurden die Stromelbe mit wöchentlichen Messungen in Magdeburg und einigen transport- und tageszeitgerechten Längsschnittbereisungen von Schmilka bis Neu Darchau (536 km) sowie der Schaugraben, einem kleinen Fließ im Einzugsgebiet der Elbe, das in die Uchte mündet, ebenfalls mit wöchentlichen Beprobungen untersucht. Zu einigen Charakteristika dieser Gewässer siehe Tab. 2.

¹ UFZ-Forschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, guhr@gm.ufz.de

² UFZ-Forschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Dorfstr. 22, 39615 Falkenberg, meissner@soil.lysi.ufz.de

Tab. 2: Charakteristik der untersuchten Fließgewässer

Merkmal	Elbe	Schaugraben
Einzugsgebiet	148.268 km ²	2.414 ha
Länge	1.091 km	13,3 km
Breite	ca 130 m (Magdeburg)	ca. 2,80 m (Mündung)
häufigste Wasserführung	300-400m ³ /s (Magdeburg)	
Morphologische Besonderheiten	Mittelgebirgs- und Tieflandfluß; ausgebaut mit Bühnen und Bühnenfeldern; wesentlicher Stoffumsatz im Freiwasser	Flaches Tieflandgewässer; ausgebauter Graben; Entwicklung von höheren Wasserpflanzen und Periphyton

Phosphordynamik in Fließgewässern

Die Phosphorkomponenten unterliegen in den Fließgewässern einer zeitlichen und räumlichen Dynamik, die von den meteorologisch-hydrologischen Bedingungen, den Gewässernutzungen und der Bioaktivität in Zusammenhang mit dem Lichtangebot geprägt ist.

Der SRP kann innerhalb von 24 h einen Minimalwert einnehmen, wenn der Chlorophyllgehalt sein Maximum erreicht (in den späten Nachmittagstunden). Häufig wird dieser Prozeß durch stochastische Einflüsse gestört (Kläranlagenabläufe z. B.). Der Jahresverlauf beim TP wird von den hydrologischen Verhältnissen bestimmt. In der Elbe treten die höchsten mittleren Gehalte - abgesehen von Hochwasserereignissen - in der Vegetationsperiode auf, wenn die Wasserführung niedrig ist.

Bei ansteigendem Wasserstand nimmt die Konzentration des Schwebstoffes und damit auch die des Gesamtphosphors zu und erreicht einen Höchstwert (Verschmutzungsmaximum) vor dem Erreichen des Hochwasserscheitels. An diesem Punkt selbst ist die Konzentration bereits abgefallen und bleibt mit sinkendem Wasserstand auf niedrigem Niveau. Diese Erscheinung - als Hysterese oder zyklisches Verhalten bezeichnet - beruht darauf, daß sich bei niedrigeren Wasserführungen in den Stillwasserbereichen des Stromes (z. B. Bühnenfeldern) Sedimente ablagern, die bei Wasserstandsanstieg remobilisiert werden können.

Die höchsten SRP-Gehalte treten meist im Herbst auf 1/4, was in Zusammenhang mit dem Absterben der aquatischen und terrestrischen Vegetation zu sehen ist.

Durch den politischen und wirtschaftlichen Strukturwandel und den damit in Zusammenhang stehenden Sanierungsmaßnahmen hat sich in der Elbe (Magdeburg) der TP seit Mitte 1990 (durchflußbezogen) um 71% und der SRP um 69% verringert 3/.

Mit dem Transport des Wasserkörpers im Flußlängsschnitt können sich auch die Algen entwickeln. Abb. 1 zeigt das Ergebnis einer Elbebereisung. Der Chlorophyllgehalt nimmt von Schmilka bis Neu Darchau während 8 Tage Fließzeit um das 6fache zu, der DP-Gehalt entsprechend ab, während die TP-Konzentration etwa den gleichen Wert beibehält. Die Nebenflüsse haben niedrigere Chlorophyllgehalte als die Elbe. Bei Schwarze Elster und Mulde geht das konform mit niedrigeren Phosphorgehalten, bedingt durch die Ausfällung mit eisenreichen Grubenwässern (Schwarze Elster) und der Wirkung eines oberhalb der Mündung gelegenen Stausees als Sedimentfalle (Mulde).

Auch in dem flachen Schaugraben kann eine meist ungleichmäßige Entwicklung des Chlorophyllgehaltes in Richtung zur Mündung beobachtet werden (Abb. 2), wobei gleichzeitig auch die Phosphatkonzentration zunimmt. Das Niveau der Algenentwicklung ist noch niedrig, da der Wasserkörper von der Quelle bis zur Mündung weniger als einen Tag zurücklegt und auch andere Verbraucher (Wasserpflanzen, Aufwuchsalgen) um den Phosphor konkurrieren.

Eine stetige Zunahme des Chlorophyllgehaltes auf einer Fließstrecke kann durch verstärkte Ausbildung der Nahrungsnetzbeziehung unterbrochen werden. Am Rhein beispielsweise

wurde der Abfall der Chlorophyllkurve im Unterlauf bei einer Bereisung mit der Filterleistung des Zoobenthos in Zusammenhang gebracht /5/.

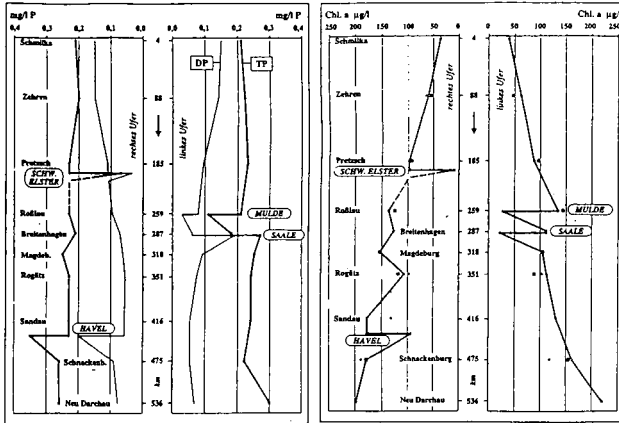


Abb. 1: Entwicklung der Phosphat- und Chlorophyllkonzentrationen im Elbelängsschnitt (Elberegung 25.8.-5.9.97) nach /3/.

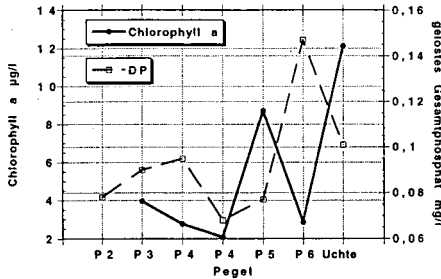


Abb. 2.: Entwicklung des Chlorophyll- und DP - Gehaltes im Schaugraben (P2-P6) bis zur Uchte (14. Woche 1998)

Phosphorretention im Gewässer

Als dauerhafter Entzug des Phosphors aus dem Gewässer sind hauptsächlich der Austrag des Sedimentes bei ausufernden Hochwässern bzw. dessen Baggerung, die Ernte der höheren Wasserpflanzen bei der Gewässerunterhaltung (Schaugraben z. B.) und der gewerbsmäßige Fischfang zu sehen.

An den untersuchten Gewässern zeigen die P- und N-Konzentrationen des Sedimentes eine gute Korrelation zu dessen Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff. Bezogen auf den Elbeschlauch werden durch die Baggerung in den Elbehäfen und durch Hochwasserereignisse 10 - 12 % der Jahresfracht bei Schnackenburg an TP aus dem Fluß eliminiert. Das Retentionsvermögen der Fließgewässer niederer Ordnung im Einzugsgebiet blieb dabei unberücksichtigt (zu dessen Abhängigkeit von Phosphoreintrag, Abflußspende und hydraulischer Belastung s. /2/).

Zielvorgaben und Schlußfolgerungen

Für die Beurteilung der Fließgewässer nach chemischen Kriterien, darunter auch nach Nährstoffgehalten, hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser /6/ eine chemische Klassifizierung

erarbeitet. In Tabelle 3 sind die Werte für Gesamtphosphor und ortho-Phosphat aufgeführt. Die Klasse I soll den geogenen Hintergrundwerten entsprechen und die Klasse 2 alle Schutzgüter im Sinne einer Zielvorgabe berücksichtigen.

Tab. 3: Güteklassifizierung der Phosphatgehalte in Fließgewässern (90-Perzentil nach LAWA)

Stoff	Einheit	Stoffbezogene chemische Güteklasse						
		I	I/II	II	II/III	III	III/IV	IV
TP	mg/l P	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
ortho-Phosphat (SRP)	mg/l P	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

In einigen Gewässerbeurteilungssystemen und insbesondere in der WIRKUNGSSTUDIE / 7/ wird auf das Ergebnis der Phosphatbelastung, den Chlorophyllgehalt, abgehoben. Bei der Gewinnung von Trinkwasser über Uferfiltrat oder Langsandsandfiltration (mit jeweils 99,6%iger Biomasseelimination) soll der Chlorophyll a-Gehalt 30 µg/l nicht überschreiten. Die zugehörige Phosphorkonzentration wird mit 0,050 - 0,150 mg/l TP angegeben.

Wie oben gezeigt werden konnte, steigt der Chlorophyllgehalt auf den Fließstrecken meist an, da ausreichend Phosphat für die Algenentwicklung zur Verfügung steht. Daher sind die biomassebezogenen Zielvorgaben am ehesten in den Flußoberläufen erzielbar. Das Wirkungsgefüge zwischen Gehalten an unterschiedlichen Phosphorspecies und der biologischen Antwort bedarf aber weiterer Untersuchungen an unterschiedlichen Flußtypen.

Die Ziele müssen sich am Gesamtphosphatgehalt orientieren, da das gelöste Phosphat weitgehend in Biomasse inkorporiert sein kann, so daß die Klasse I bei SRP erreicht wird, der TP sich hingegen in Klasse II/III bewegt, wie an der Elbe bei einer Frühjahrsbereisung nachgewiesen werden konnte. Eine Steuerung der Algenentwicklung ist nur bei sehr niedrigen Gehalten möglich (Schwellenkonzentration 1-15 µg/L SRP). Da durch gewässerinterne Mechanismen aus dem TP lösliches Phosphat immer wieder nachgeliefert werden kann, läßt sich die Algenproduktion in einem Tieflandfluß praktisch nicht beschränken. Dabei entsteht die Frage, welcher Anteil des Gesamtphosphats kann umgesetzt werden, also das Problem der Bioverfügbarkeit. Zeitlich gesehen darf dieses Potenzial nicht zu eng gesehen werden, da in Abhängigkeit von der Jahreszeit und den damit zusammenhängenden meteorologisch-hydrologischen Bedingungen die Möglichkeiten der Freisetzung von löslichem Phosphat vielfältig sind, d.h. wenigstens ein Jahr sollte berücksichtigt werden. Der Phosphor im Innern von konsolidiertem Sediment wird kaum remobilisiert werden, aber das übrige Gesamtphosphat kann zu einem großen Anteil bioverfügbar gemacht werden (durch enzymatische Reaktionen z. B.).

Mit den Fortschritten der Abwasserreinigung ist die Biomasseproduktion im Fluß zur Hauptquelle der organischen Belastung geworden. Infolge der Respiration der Organismen und des Abbaus abgestorbener Biomasse können durch diese Sekundärverschmutzung kritische Sauerstoffverhältnisse (< 4 mg/l O₂) entstehen.

Literatur

- /1/ Roeske, I.; Uhlmann, D. (1999): die Nährstoffelimination bei der Behandlung häuslicher Abwässer aus der Sicht der Wasserbeschaffenheit. Wasserkalender 2000, 72 - 99, Erich Schmidt, Berlin.
- /2/ Behrendt, H.; Huber, P.; Kormilch, M. P.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R.: Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515. UBA-FB 99-087, Berlin.
- /3/ Guhr, H.; Desortova, B.; Spott, D.; Bormki, G.; Karrasch, B.; Baborowski, M. (1998): Nährstoffangebot und Chlorophyllentwicklung in der Elbe. Vom Wasser 91, 195-205.
- /4/ Brehm, J.; Meijering, M. P. D. (1990): Fließgewässerkunde. Quelle & Meyer, Heidelberg , Wiesbaden.
- /5/ Ietswaart, Th.; Breebart, L.; van Zanten, B.; Bijkerk, R. (1999): Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. Hydrobiologia 410, 1-10.
- /6/ LAWA (Hsg.) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Geässergüteklassifizierung. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- /7/ Hamm, A. (Hsg.) (1991): Studie über Wirkungen von Nährstoffe3n in Fließgewässern. Akademie Verlag, Sankt Augustin. Umweltbundesamt Texte 75/99, Berlin 1999.

**Qualitätsziele, Handlungsziele, Lösungsansätze und Lösungsaussichten
zur Sanierung der Gewässerlandschaften Deutschlands
hinsichtlich ihrer Belastung mit Phosphor (P)
als Bestandteile eines insgesamt nachhaltigen Flueinzugsgebietsmanagements**

Klaus Isermann und Renate Isermann *)

I. Einleitung: Nichtnachhaltige Ausgangssituation

Entsprechend der Darstellung in Tab. 1 konnten im Zeitraum 1983/87 bis 1993/97 die P-Einträge in die Fließgewässer Deutschlands durchschnittlich von 93,5 kt P a⁻¹ (± 2,62 kg P ha GF⁻¹ a⁻¹) um -60% vermindert werden, anteilig um -80% aus Punktquellen (Abwasserwirtschaft), jedoch vornehmlich aus urbanen Flächen nur um -17% aus diffusen Quellen bei unverändert (+4%) hohen P-Einträgen aus dem Verursacherbereich Landwirtschaft in Höhe von 18,7 kt P a⁻¹ ± 0,52 kg P ha GF⁻¹ a⁻¹ ± 1,15 kg P ha LF⁻¹ a⁻¹ (Behrendt et al. 1999, hier erweitert durch die Autoren) trotz beachtlichem Rückgang ihrer P-Überschußsalden im o.e. Zeitraum von 36 auf 12 kg P ha LF⁻¹ a⁻¹ um -66% (Isermann und Isermann 1999a, Bach et al. 1999). Dies lag darin begründet, daß einerseits begünstigt durch die Umwelt- und Agrargesetzgebung (z.B. Düngeverordnung 1996) sowohl insgesamt in Deutschland (1995: 15,1 Mio. GV bzw. 0,95 GV ha LF⁻¹) als auch insbesondere in den ABL (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Bayern /Hege 2000) viel zu hohe Vieh-Bestände und -Besatzdichten aufrechterhalten wurden (Deckungsgleichheit einerseits von regional unterschiedlichen Viehbesatzdichten und andererseits von P- sowie N-Überschußsalden bei Behrendt et al. 1999) und somit die Böden dieser Futterbau- und Veredlungsbetriebe kaum abgereichert, also deren P- (und N-) Hypertrophie aufrechterhalten wurde (Konstanz der Gehaltsklassen D + E). Dort (z.B. in Bayern) decken bereits die P-(und K-)Aufnahmen aus dem Unterboden deren Abführen vom Feld (Auerswald

Tab. 1

Phosphor-Einträge nach Quellen / Eintragspfaden und ihre Anteile an den Gesamt-P-Einträgen in die deutschen Teile der Einzugsgebiete von Nordsee, Ostsee und Schwarzem Meer insgesamt in (A) 1983/87 und (B) 1993/97 sowie (C) angestrebt bis spätestens 2015 entsprechend den kritischen P-Eintragsraten und -Konzentrationen der Fließgewässer (Behrendt et al. 1999, ergänzt durch Isermann und Isermann (1999): Jeweilige Anteile der Landwirtschaft und nachhaltige Situation 2015)

Quellen/ Eintragspfade	P-Einträge (t P a ⁻¹) und in (relative Veränderungen zu 1983/87 in den Bezugsjahren:		
	(A) 1983/87	(B) 1993/97	(C) Angestrebt spätestens bis 2015
	Nichtnachhaltige Situation (Behrendt et al. 1999)		Nachhaltige Situation (Isermann 1999)
	Überhöhte P-Einträge, -Konzentrationen und -Frachten		± kritischen P-Konzentrationen (LAWA III (1998): 100 µg TP l ⁻¹) und Frachten aber Einträge 2,2 fache höher als kritische Fracht
(Abfluß: 299 mm a ⁻¹ ± 107 · 10 ³ m ³ a ⁻¹)	8,7 fache	3,5 fache	kritische Einträge = kritische Frachten: Verluste in Flüssen= 0%
1. Diffuse Quellen (1.1 bis 1.6 oder 1.5 bis 1.8) ...davon:	[32] 29 820 (100) ± 0,83 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[66] 24 640 (-17) ± 0,89 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[77] 18 200 (-39) ± 0,51 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹ (± Szenario 7)
1.1 Grundwasser	6 580 (100)	5 740 (-13)	4 650 (-29)
1.2 Drainagen	3 510 (100)	3 260 (-7)	2 400 (-32)
1.3 Erosion	7 490 (100)	8 100 (+8)	6 000 (-20)
1.4 Abschwemmung	2 520 (100)	3 290 (+31)	2 450 (-3)
1.5 Atmosphär. Deposition	330 (100)	230 (-30)	200 (-39)
1.6 Urbane Flächen	9 190 (100)	4 020 (-56)	2 500 (-62)
1.7 Hintergrund (7% von 1.)	2 070 (100)	1 720 (-17)	1 300 (-37)
1.8 Landwirtschaft (1.1 bis 1.4 minus 1.7) LF=Landw. genutzte Fläche	[19] 18 030 (100) ± 0,99 kg P ha LF ⁻¹ a ⁻¹ (LF=18,2 · 10 ⁶ ha)	[50] 18 670 (+4) ± 1,15 kg P ha LF ⁻¹ a ⁻¹ (LF= 16,2 · 10 ⁶ ha)	[60] 14 200 (-21) ± 0,83 kg P ha LF ⁻¹ a ⁻¹ (LF=17,0 · 10 ⁶ ha)
	± 0,51 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	± 0,52 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	± 0,40 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹
	± 0,18 kg P ha LF ⁻¹ a ⁻¹	± 0,18 kg P ha LF ⁻¹ a ⁻¹	± 0,09 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹
2. Punktquellen (2.1 + 2.2) ... davon:	[68] 63 920 (100) ± 1,79 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[34] 12 610 (-80) ± 0,35 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[23] 5 600 (-91) ± 0,15 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹ (± Szenario 4)
2.1 Kommunale Kläranlagen	56 850 (100)	11 350 (-80)	4 700 (-92)
2.2 Industr. Direktleiter	7 070 (100)	1 250 (-82)	800 (-89)
3. Gesamte Einträge (1.+2.) GF=Gesamte Fläche =35,7 · 10 ⁶ ha	[100] 93 540 (100) ± 2,62 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[100] 37 250 (-60) ± 1,04 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹	[100] 23 700 (-75) (100) ± 0,86 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹ ± (-36) vs. 1993/97 a) krit. Fracht: 10 700(46) b)Retention: 13 000 (54)
		Scheinbare Retention: ± 54%	[100] 10 700 (-88) ± 0,30 kg P ha GF ⁻¹ a ⁻¹

re0361

*)Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur, Heinrich-von-Kleist-Str. 4,
D 67374 Hanhofen;Tel.: (06344/2983; Fax: 06344/937264; e-mail: isermann.bnla@t-online.de

2000, pers. Mittl.). Andererseits verarmten die Böden vornehmlich der (viehlosen) Marktfruchtbetriebe an P (Zunahme der Gehaltsklassen A+B) z.B. in Mecklenburg-Vorpommern/Eichler 1999, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen/Kerschberger und Krause 1996 und Hessen. Bei insgesamt abnehmenden P-Einträgen setzte nun die P-Remobilisierung der Böden insbesondere bei Starkregen ein (s. hier Beitrag Nützmann) und die Vorgänge der Erosion und Abschwemmung mit den entsprechenden P-Austrägen bzw. -Einträgen in die Fließgewässer nahmen noch um +8 bzw. +31% zu (Tab. 1). Diese hier beschriebene Ausgangssituation trifft tendenziell gleichermaßen für alle Länder der EU (15) zu (EEA 1999, Isermann 1999a mit EU-COST-ACTION-832/1997-2002).

2. Ergebnisse und Schlußfolgerungen: Qualitätsziele, Handlungsziele, Lösungsansätze und Lösungsaussichten

Als (weiterreichendes) **Qualitätsziel mit dem Handlungsziel Konsistenz** gelten für die Gesamt-P-Einträge in die Fließgewässer Deutschlands insbesondere vor dem Hintergrund der P-Belastbarkeit (der Schelfbereiche) von Nord- und Ostsee sowie Schwarzem Meer eine durchschnittliche Konzentration von $100 \mu\text{g TP l}^{-1}$ (LAWA I/II 1998) mit entsprechendem Eintrag von $10,7 \text{ kt P a}^{-1}$ ($\approx 300 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Tab. 1). Hiervon können den diffusen Quellen (einschließlich Hintergrund) wie auch den Punktquellen mit jeweils $150 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ maximal 50% zugebilligt werden, der Landwirtschaft (60% von diffus) mit $90 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1} \approx 180 \text{ g P ha LF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ jedoch insgesamt nur 29% (Prashun et al. 1987, Isermann 1999b). Daran bemessen sind die o.e. gegenwärtigen (1993/97) durchschnittlichen P-Einträge von gesamthaft ($\approx 100\%$) mit $1040 \text{ g P GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ um das 3,5fache zu hoch, davon die jeweiligen Anteile der Punktquellen mit $350 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ von 34% nur noch um das 2,3fache, jedoch jene der diffusen Quellen mit $690 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ von 66% um das 4,6fache oder des Hauptverursachers Landwirtschaft mit $520 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($\approx 1150 \text{ g P ha LF}^{-1} \text{ a}^{-1}$) von 50 (Nordsee 49, Ostsee 53, Schwarzes Meer 58) % gar um das 5,8fache zu hoch. Selbst wenn man, wie Behrendt et al. (1999) eine (scheinbar) dauerhafte P-Retention in den Flusssedimenten von 54% unterstellt, sind gemessen an den somit tolerierbaren P-Einträgen der diffusen Quellen von $330 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. der Landwirtschaft von $200 \text{ g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ die Ist-Situationen 1993/97 mit P-Einträgen von 690 (< 500 bis > 2000) bzw. 520 (< 380 bis > 1500) $\text{g P ha GF}^{-1} \text{ a}^{-1}$ noch um das 2,1 ($< 1,5$ bis $> 6,1$) bzw. 2,6 ($< 1,9$ bis $> 7,5$) fache zu hoch: **Die Gefährdung der Oberflächengewässer durch die P- (und N-)Einträge der Landwirtschaft ist in Deutschland (aber auch in den Ländern der EU-15) in o.e. Ausmaß also nahezu flächendeckend und raumerfüllend gegeben (Isermann 1999b, EEA 1999)** – Wie Tab. 2 verdeutlicht, machen auch die N- und C-Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands sowohl wie hier in die Hydrosphäre als auch in die Atmosphäre im selben Zeitraum 1995/2015 eine vergleichbare Minderung von -70 bis -94% notwendig. Die somit nährstoff(mit)bedingten Umweltschäden betragen im Verursacherbereich Landwirtschaft allein schon ca. $100 \text{ Mrd. DM a}^{-1}$ und führen dort zu einer Netto-Schadenschöpfung von ca. $-75 \text{ Mrd. DM a}^{-1}$, ebenso belaufen sich die ernährungs(mit)bedingten Schäden der **Humanernährung** bei $100 \text{ Mrd. DM a}^{-1}$ und bewirken dort nochmals eine Nettoschadenschöpfung von $-40 \text{ Mrd. DM a}^{-1}$, gefährden somit also deren **Handlungsziele Subsistenz und Suffizienz**. Die Subsistenz ist darüber hinaus im Abwasser und -Abfallbereich durch ca. 30%ige Überkapazitäten gefährdet. **Hinreichende und ursachenorientierte Lösungsansätze als Bestandteile eines insgesamt nachhaltigen Flußeinzugsgebietsmanagements und nachhaltiger Land(schafts)bewirtschaftung** zur Einhaltung o.e. Qualitätsziele bis spätestens 2015 beinhalten einerseits bei den **Punktquellen** (Kläranlagen) P-Eintragsminderungen bereits im Zulauf sowie eine weitergehende P-Elimination aus dem Abwasser insbesondere bei den kommunalen Kläranlagen durch P-Assimilation / Fällung sowie 80%ige Rückführung einwandfreien Klärschlammes in die Landwirtschaft. Somit wird das Ziel einer 90%igen P-Eintragsminderung in die Fließgewässer bezogen auf die Ausgangssituation 1983/87 erreicht. An nähernd vergleichbare P-Eintragsminderungen bis 2015 andererseits nunmehr im **Hauptverursacherbereich Landwirtschaft/Humanernährung** werden im wesentlichen erzielt durch **system- und strukturoptimierende Maßnahmen** wie: 1. Bei Verdoppelung der Agrarproduktpreise und Außenhandelschutz eine nur noch bedarfsorientierte Produktion und Konsumtion insbesondere an tierischen Nahrungsmitteln (Agenda 21) mit einem Viehbesatz in Deutschland von nur noch 0,5 (anstelle 0,95) $\text{GV ha LF}^{-1} \approx 0,1$ (anstelle 0,2) GV E^{-1} und betriebsspezifisch von maximal 1,0 (0,6-1,2) $\text{GV je ha versorgbarer LF}$ (Tab. 2, Isermann und Isermann 1994 bis 2000, UMK/AMK-AG-Stickstoffminderungsprogramm 1997, UBA 1995, DVWK mit Scheffer 1996, Körschens und Pfefferkorn 1999). Hierbei entspricht 1GV z.B. jeweils einer jährlichen P-Aufnahme über das Futter von 23 kg, einem P-Verkauf an tierischen Produkten von nur 7 kg P (P-Effizienz 30%) und einer P-Ausscheidung von 16 kg. - 2. Ein bereits insgesamt (vgl. P-Überschuß 1995: $12 \text{ g P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)

Tab. 2: Ausgangssituationen (1985/1998) und Anforderungen (bis 2015) an die Einzelkomponenten der nachhaltigen Entwicklung des Ökosystems „Ernährung“ in Deutschland (Isermann und Isermann 2000)

		Ökosystem und Teil-Anthroposphäre „Ernährung“																																																																																																																			
Teilökosysteme / Wirtschaftsbereiche	A) Land(wirt)schaft mit Futtermittelwirtschaft		B) Humanernährung mit Ernährungs- u. Hauswirtschaft		C) Kommunale Abwasser- und Abfallwirtschaft																																																																																																																
Funktionen	Produktion		Konsumtion mit Ver- und Zubereitung		Ent- und Versorgung mit Abfällen /Sekundärrohstoffen																																																																																																																
Jeweilige Biomasse	Pflanzliche (Pflanzenproduktion) und tierische (Tierproduktion) Nahrungs- und Futtermittel		Pflanzliche und tierische Nahrungsmittel		Nahrungsmittel-Ausscheidungen und -Reste sowie Waschbestandteile																																																																																																																
Einzelkomponenten der Nachhaltigkeit: =>Handlungsziele 1. Soziale Komponente => Suffizienz	Produktion gemessen: 1. bereits an der übermäßigen aktuellen Konsumtion in Höhe der Nahrungsmittlexporte und Futtermittelimporte 2. primär aber am Bedarf der einheimischen Bevölkerung, insbesondere an tierischen Nahrungsmitteln um 41(-7bis 76)% [EU 15: 58(32-93%)] zu hoch: statt 0,98 GV/ha LF bzw. 0,2 GV/E nur 0,50 GV/ha LF bzw. 0,1 GV/E benötigt (Isermann u. Isermann 1999)		Konsumtion bes. an tierischen Nahrungsmitteln gemessen am Bedarf (=100) extrem zu hoch: Eiweiß: 176 (60% tierisch) Fett: 183 (60% tierisch) Energie:168 (35% tierisch) Real:tierische Nahrungsmittel kein Bedarf (DGE '88/92/96; Henze et al.'98; Isermann '99)		1.Überkapazitäten ca. 30% (Abwasser:25%) =>Rückbau 2. Abwasser(1985/1995) 2.1 Anschlußgrade (%) 82/89 => max.95 2.2 Elimination(%): a) N: 29/53/1998:62 => max. 75-80 b) P: 37/79=>max.90 (Behrendt et al.1999, ATV/DVWK 2000)																																																																																																																
2. Ökonomische Komponente => Subsistenz	1. „Netto“- Wertschöpfung: + 25 Mrd. DM/a (BML 1999) 2. abzgl. Umweltschäden: -100 Mrd. DM/a (UPI 1995, Isermann u. Isermann 1999) 3. Netto-Schadensschöpfung: - 75 Mrd. DM/a		1. „Netto“-Wertschöpfung: +60 Mrd. DM (BML1999) 2. abzgl. Ernährungsschäden: -100 Mrd. DM/a (Wolfram 1998) 3. Netto-Schadensschöpfung: - 40 Mrd. DM/a		1. Monopolist =>Kostendeckungsprinzip 2. k. A. => ? 3. k. A. => ?																																																																																																																
3. Ökologische Komponente => Konsistenz	<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Nährstoffe</th> <th colspan="2">Veränderungen</th> <th rowspan="2">Anteile 1995 (%v. Ges.)</th> <th rowspan="2">Notwend. Reduktion 1995/2015</th> </tr> <tr> <th>Zeit</th> <th>(%)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="5">1. Kohlenstoff:</td> </tr> <tr> <td>a) CO₂</td> <td>85/95</td> <td>± 0</td> <td>5</td> <td>-80</td> </tr> <tr> <td>b) CH₄^{1) 4)}</td> <td>90/96</td> <td>-2</td> <td>34</td> <td>-80</td> </tr> <tr> <td colspan="5">2. Stickstoff:</td> </tr> <tr> <td>a) NO_x-Grundwasser²⁾</td> <td>85/95</td> <td>-2</td> <td>92</td> <td>-94</td> </tr> <tr> <td>b) Ges. N Gewässer³⁾</td> <td>85/95</td> <td>-9</td> <td>61</td> <td>-90</td> </tr> <tr> <td>c) NH₃³⁾</td> <td>90/95</td> <td>-17</td> <td>95</td> <td>-70</td> </tr> <tr> <td>d) N₂O³⁾</td> <td>91/98</td> <td>± 0</td> <td>54</td> <td>-80</td> </tr> <tr> <td>e) NO⁴⁾</td> <td>91/98</td> <td>± 0</td> <td>10</td> <td>-80</td> </tr> <tr> <td colspan="5">3. Phosphor:</td> </tr> <tr> <td>Ges.-P: Gewässer²⁾</td> <td>85/95</td> <td>+4</td> <td>50</td> <td>-83</td> </tr> </tbody> </table>		Nährstoffe	Veränderungen		Anteile 1995 (%v. Ges.)	Notwend. Reduktion 1995/2015	Zeit	(%)	1. Kohlenstoff:					a) CO ₂	85/95	± 0	5	-80	b) CH ₄ ^{1) 4)}	90/96	-2	34	-80	2. Stickstoff:					a) NO _x -Grundwasser ²⁾	85/95	-2	92	-94	b) Ges. N Gewässer ³⁾	85/95	-9	61	-90	c) NH ₃ ³⁾	90/95	-17	95	-70	d) N ₂ O ³⁾	91/98	± 0	54	-80	e) NO ⁴⁾	91/98	± 0	10	-80	3. Phosphor:					Ges.-P: Gewässer ²⁾	85/95	+4	50	-83	Ernährungsbedingte Einwohnergleichwerte (EWG): Sind 1996 mit: a) 13,4 g N/E d b) 1,5 P/E d gemessen an bedarfsorientierter Ernährung (z.B.von 1950/53) um ca. 13% zu hoch (Isermann u. Isermann 1999, Behrendt et al. 1999) =>N- und P-Zulauf (-Input)-Minimierung		<table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Emissionen Gewässer:</th> <th colspan="4">Nährstoffe</th> </tr> <tr> <th colspan="2">N-Ges.</th> <th colspan="2">P-Ges.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>a)Veränd.(%) 1985/95</td> <td colspan="2">-33</td> <td colspan="2">-80</td> </tr> <tr> <td>b)Anteile1995 (% von Ges.)</td> <td colspan="2">25</td> <td colspan="2">30</td> </tr> <tr> <td>c)Notw. Red. '95/2015 (%)</td> <td colspan="2">-82</td> <td colspan="2">-60</td> </tr> <tr> <td colspan="5">2.Verwertung Landwirtschaft.</td> </tr> <tr> <td>a)% vom Klärschlamm</td> <td>85/95</td> <td>95/95</td> <td>85/95</td> <td>95/95</td> </tr> <tr> <td>b)% vom Zulauf Abwasser</td> <td>32</td> <td>57</td> <td>32</td> <td>57</td> </tr> <tr> <td>c) % v.Input Landwirtschaft.</td> <td>8</td> <td>18</td> <td>25</td> <td>45</td> </tr> <tr> <td></td> <td>1</td> <td>2</td> <td>4</td> <td>17</td> </tr> </tbody> </table>		Emissionen Gewässer:	Nährstoffe				N-Ges.		P-Ges.		a)Veränd.(%) 1985/95	-33		-80		b)Anteile1995 (% von Ges.)	25		30		c)Notw. Red. '95/2015 (%)	-82		-60		2.Verwertung Landwirtschaft.					a)% vom Klärschlamm	85/95	95/95	85/95	95/95	b)% vom Zulauf Abwasser	32	57	32	57	c) % v.Input Landwirtschaft.	8	18	25	45		1	2	4	17
Nährstoffe	Veränderungen			Anteile 1995 (%v. Ges.)	Notwend. Reduktion 1995/2015																																																																																																																
	Zeit	(%)																																																																																																																			
1. Kohlenstoff:																																																																																																																					
a) CO ₂	85/95	± 0	5	-80																																																																																																																	
b) CH ₄ ^{1) 4)}	90/96	-2	34	-80																																																																																																																	
2. Stickstoff:																																																																																																																					
a) NO _x -Grundwasser ²⁾	85/95	-2	92	-94																																																																																																																	
b) Ges. N Gewässer ³⁾	85/95	-9	61	-90																																																																																																																	
c) NH ₃ ³⁾	90/95	-17	95	-70																																																																																																																	
d) N ₂ O ³⁾	91/98	± 0	54	-80																																																																																																																	
e) NO ⁴⁾	91/98	± 0	10	-80																																																																																																																	
3. Phosphor:																																																																																																																					
Ges.-P: Gewässer ²⁾	85/95	+4	50	-83																																																																																																																	
Emissionen Gewässer:	Nährstoffe																																																																																																																				
	N-Ges.		P-Ges.																																																																																																																		
a)Veränd.(%) 1985/95	-33		-80																																																																																																																		
b)Anteile1995 (% von Ges.)	25		30																																																																																																																		
c)Notw. Red. '95/2015 (%)	-82		-60																																																																																																																		
2.Verwertung Landwirtschaft.																																																																																																																					
a)% vom Klärschlamm	85/95	95/95	85/95	95/95																																																																																																																	
b)% vom Zulauf Abwasser	32	57	32	57																																																																																																																	
c) % v.Input Landwirtschaft.	8	18	25	45																																																																																																																	
	1	2	4	17																																																																																																																	
⁵⁾ Isermann u. Isermann 1996/2000	N- u. P-Überschußsalden (kg N bzw.P/ha'a): ³⁾ 1. N: 1989:149;1991/92:146;1995:154/Soll 2015:45 2. P: 1989:20;1990:17; 1995:12/Soll 2015:1				N- (und P-)Assimilation statt (De-)Nitrifikation																																																																																																																

re0380

aber insbesondere in den Futterbau- (vgl. 1995: P-Überschuß: $5 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) und Veredlungsbetrieben (vgl. 1995: P-Überschuß: $21 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) (Isermann 1999a; Bach et al. 1999) deutlich negatives P-Saldo der Landwirtschaft mit - 3. einer dementsprechenden Abreicherung dieser mit P hypertrophierten Böden auf die Gehaltsklasse C mit 4,5 bis maximal 9,0 mg CAL/DL-P/100 g Boden. *Da einerseits die aktuelle P-Austragsgefährdung der Landwirtschaft in die Fließgewässer Deutschlands 5,8 (< 4,2 bis > 16,7)fach nahezu flächendeckend und raumerfüllend gegeben ist und andererseits es auch entsprechend den Ergebnissen dieser Tagung kein geeignetes (justiziables) Analysen- und Nachweisverfahren gibt, diese P-Austragsgefährdung von insgesamt $\geq 180 \text{ g P} \cdot \text{ha} \cdot \text{LF}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gar noch getrennt nach einzelnen Austragspfaden (Erosion, Oberflächenabfluß, Drainagen und Auswaschung) zu erfassen, wird hier die unabdingbare Forderung erhoben, folgenden Inhalt von § 3 (7) der Düngeverordnung (1996) unverzüglich ersatzlos zu streichen: „...daß auch bei den mit Phosphat und Kali sehr hoch versorgten Böden (Gehaltsklassen D und besonders E) von Betrieben mit intensiver Tierhaltung der Nährstoffbedarf an Phosphat und Kali bis in Höhe der Nährstoffabfuhr vom Feld mit den im Betrieb anfallenden Wirtschaftsdüngern abgedeckt werden kann, wenn schädliche Auswirkungen auf die Gewässer nicht zu erwarten sind“.* Diese Forderung ergibt sich sowohl vor dem Hintergrund der Entsorgungsressource und Schutzziel „Gewässer/Hydrosphäre“ als auch der P-Versorgungsressource, wenn man zudem berücksichtigt, dass die Vorräte an Mineraldünger-P nur noch ca. 100 (80-120) Jahre ausreichen (Driver et al. 1999, Werner 1999) => **Intergenerationale Gerechtigkeit und Nachweltschutz.** Diese Forderung entspricht auch dem P-Standpunkt des VDLUFA (1997), dem aber einzelne LUFEN zuwider handeln. So zeigt auch hier der Beitrag Wiermann, daß dieses Problem z.B. in Schleswig-Holstein dadurch „bewältigt“ wird, daß dort vorsätzliche P-Gehaltsklasse C bis maximal 15 mg CAL/DL-P/100 g Boden angehoben wird, was entsprechend VDLUFA (1997) aber bereits der Gehaltsklasse E entspricht. - 4. Eine gezielte Verminderung ihrer P-Einträge in die Oberflächengewässer durch Erosion, Oberflächenabfluß, Drainflächen und Auswaschung von -83%. Gleichgerichtete *technische Maßnahmen* wie Fortschritte in der Pflanzen- und Tier-Ernährung sowie-Züchtung und Tierhaltung zur weiteren Verbesserung der P-Effizienz haben hierbei nur flankierenden, unterstützenden Charakter.

Die Lösungsaussichten zur nachhaltigen Entwicklung des P-Haushaltes des gesamten Ökosystems "Landwirtschaft / Humanernährung / Abwasser- und Abfallwirtschaft mit entsprechenden Wirtschafts- und Lebensweisen werden nicht nur für Deutschland, sondern auch für (West-)Europa und insgesamt für die sog. "entwickelten" Länder wie auch z.B. bei de Wit (1999) pessimistisch beurteilt: **A)** einerseits aufgrund der auch weiterhin aus sozialer, ökonomischer und ökologischer Sicht nichtnachhaltigen (inter-)nationalen Agrar- und Umweltgesetzgebung Deutschlands, (z.B. werden mit der Düngeverordnung (1996) mit bis zu 3,5 GV/ha P-Ausscheidungen von bis zu $56 \text{ kg P} \cdot \text{ha} \cdot \text{LF}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ toleriert und mit dem Gesetz zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft 1998 bis zu 10 GV/ha LF und somit P-Ausscheidungen von bis zu $160 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ steuerlich gefördert), der EU (Agenda 2000) und der Industrieländer (WTO) vor dem Hintergrund der Globalisierung auch der Agrarmärkte. **B)** andererseits durch Absichten z.B. in Deutschland künftig nur eine Minderung der P-Einträge der Landwirtschaft gegenüber 1983/87 von -21% anzustreben, um die weitere notwendige Minderung bis -83% nicht nur der (scheinbaren) Retention in den Flußsystemen (**Tab. 1**, Behrendt et al. 1999), sondern darüber hinaus gar auch noch ihren Landschaften (Hamm 1998) zu überlassen. Das hat in Anbetracht der hierbei zu berücksichtigenden Zeithorizonte von mindestens 50 Menschengenerationen ≈ 1000 Jahren wie bereits in den hypertrophierten mineralischen (s. hier Beitrag Nützmann) und wiedervernaßten organischen (s. hier Beiträge Gelbrecht und Lengsfeld sowie Rupp et al.) terrestrischen Böden eine ebenfalls nicht tolerierbare P-Remobilisierung aus den Fluß- und Meeressedimenten zur Folge (s. Australasien: Atkins et al. 1993, McComb and Davis 1993; Canada: Allan and Williams 1978); USA: Jacoby et al. 1982, Larsen et al. 1981, Moore et al. 1998; Europa: Bostrom et al. 1988; Ryding and Forsberg 1977 auch mit Deutschland (Auerswald und Weigand 1999 sowie hier die Beiträge Guhr und Meißner sowie Däumlich et al.) insbesondere ursächlich bedingt durch verminderte P-Fließgleichgewicht infolge ebenfalls verminderter P-Einträge. Für die Hydrosphäre werden auf diese Weise (vorsätzlich) P-Altlasten der terrestrischen und aquatischen Böden zu (entsprechenden ?) P-Baldlasten.

3. Literatur:

Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, G. und Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 29625515/UBA-Texte 75/99, 288 S. -European Environment Agency (EEA) 1999: Environment in the European Union at the turn of the century. Copenhagen (DK), 443 S. Isermann, K. (1999a): Phosphor(P)-Bilanzen der Landwirtschaft Europas vor dem Hintergrund der nachhaltigen Entwicklung ihrer P-Haushalte (EU-COST-ACTION 832/1997-2202), VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 1999 (Halle) im Druck. - Isermann, K. (1999b): Handlungsziele angesichts hoher Phosphorgehalte in Böden vor dem Hintergrund eines nachhaltigen Phosphorhaushaltes der Landwirtschaft. VDLUFA-Schriftenreihe 50, 103-131. - Weitere zitierte Literatur kann bei den Autoren angefordert werden.

Geologische Verhältnisse in administrativen und naturräumlichen Einheiten Brandenburgs

Informationen auf der Grundlage der „Geologischen Übersichtskarte des Landes Brandenburg“ von

KIESEL, J.⁽¹⁾ & J. THIÈRE ⁽²⁾ unter Mitwirkung von L. LAACKE ⁽³⁾ & L. VÖLKER ⁽²⁾ & geologischer Beratung durch L. LIPPSTREU ⁽⁴⁾

Die seit 1997 vorliegende „Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg“ wurde mit dem Ziel digitalisiert, unterschiedliche Landschaftsausschnitte nach geologischen Verhältnissen vergleichend zu kennzeichnen und zu beurteilen sowie die Wechselbeziehungen zwischen der Ausbildung der Bodendecke und den geologischen Bedingungen analysieren zu können.

Die Ausgangsdaten für die Erstellung einer monothematischen Vektorkarte wurden im Rahmen des Auftrages 1997/98 vom Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (LGRB) in Form von digitalen Druckvorlagen übernommen.

Ausgehend von den Konturlinien und den herausgeschnittenen größeren Standgewässerflächen wurde ein Linienvektorisierungsalgorithmus parametrisiert, der vollautomatisch sämtliche Konturlinien in Vektorform in ausreichender Qualität lieferte.

Die 41 Legendeneinheiten der Übersichtskarte wurden in 3 Stufen aggregiert:

- Aggregierungsstufe 1: Aggregierung der 41 Legendeneinheiten nach Lithologie und Stratigraphie zu 16 Legendeneinheiten
- Aggregierungsstufe 2: Reduzierung der 16 Legendeneinheiten nach Lithologie auf 6 Legendeneinheiten
- Aggregierungsstufe 3: Reduzierung der 41 Legendeneinheiten nach Stratigraphie auf 4 Legendeneinheiten

Die Aggregierungen der Legendeneinheiten wurden vorgenommen, um die relativ große Anzahl der Einheiten (41) der Ausgangskarte zu reduzieren. Dadurch entstehen bei Verknüpfungen mit anderen Standorteigenschaften und bei der Gruppierung von größeren Objektmengen mit komplexen Inhalten überschaubare Anzahlen von Varianten.

Nach den Legendeneinheiten dieser 3 Aggregierungsstufen wurden Flächenberechnungen für administrative Einheiten (Gemeinden, Landkreise, Planungsregionen, Land) und für Naturräumliche Haupteinheiten (E.MEYNEN & J. SCHMITHÜSEN ET AL. 1962) vorgenommen.

In analoger Weise können Wassereinzugsgebiete, Schutzgebiete oder landwirtschaftliche Betriebe charakterisiert werden.

Durch das Vorgehen nach Kontur- und Gemeindebezug kann den Anforderungen unterschiedlicher Zielstellungen, Entscheidungsträgern und Datenbasen Rechnung getragen werden.

⁽¹⁾ Inst. f. Ökosystem- u. Prozeßmodellierung, ⁽²⁾ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ⁽³⁾ FS Landwirtschaft, AG Eberswalde; Zentrum f. Agrarlandschafts- u. Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

⁽⁴⁾ Landesamt f. Geowissenschaften und Rohstoffe, 14532 Kleinmachnow, Stahnsdorfer Damm 77

Tab. 1: Relativer Flächenanteil von aggregierten Legendeneinheiten der
"Geologischen Übersichtskarte des Landes Brandenburg"

Aggregierungsstufe 1 (AGG - ST 1) nach Lithologie und Stratigraphie

Aggregierungsgruppe	Bezeichnung	TF (%)
1	Aufschüttungen und Kippen	1,5
2	Auensedimente	7,3
3	organogene Bildungen	15,8
4	Dünen und Flugsande	3,0
5	Sande und Kiese der Niederungen und Terrassen	21,5
6	Sandlöß	1,5
7	jüngere Becken- und Stillwassersedimente	0,3
8	jüngere Sande und Kiese der Hochflächen	15,6
9	jüngere Grundmoränenbildungen	14,5
10	jüngere Endmoränenbildungen und Stauchungskomplexe	4,5
11	ältere Becken- und Stillwassersedimente	0,6
12	ältere Sande und Kiese der Hochflächen	9,1
13	ältere Grundmoränenbildungen	2,7
14	ältere Endmoränenbildungen und Stauchungskomplexe	1,8
15	tertiäre Lockergesteine	0,3
16	prätertiäre Festgesteine	0,0

Aggregierungsstufe 2 (AGG - ST 2) nach Lithologie

Aggregierungsgruppe	Bezeichnung	TF (%)
1	Grundmoränenbildungen	17,7
2	Endmoränenbildungen und Stauchungskomplexe	6,4
3	Becken- und Stillwassersedimente	0,9
4	Hochflächensedimente	25,6
5	Tal- und Niederungsbildungen	21,8
6	nacheiszeitliche Bildungen	27,6

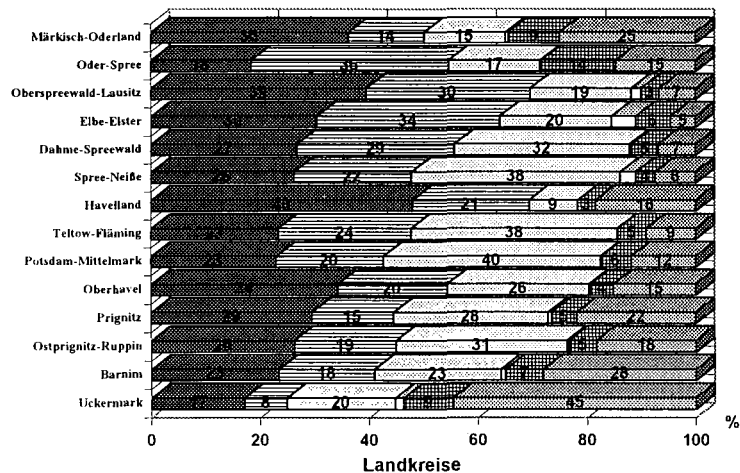
Aggregierungsstufe 3 (AGG - ST 3) nach Stratigraphie

Aggregierungsgruppe	Bezeichnung	TF (%)
1	nacheiszeitliche Bildungen	27,6
2	jüngere eiszeitliche Bildungen	56,8
3	ältere eiszeitliche Bildungen	15,3
4	voreiszeitliche Bildungen	0,3

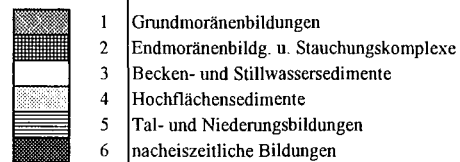
Tab. 2: Flächenanteile (% TF) geologischer Bildungen - aggregiert nach lithologischen und stratigraphischen Merkmalen - bezogen auf Planungsregionen von Brandenburg

	TF (ha)	AGG 1	AGG 2	AGG 3	AGG 4	AGG 5	AGG 6	AGG 7	AGG 8	AGG 9	AGG 10	AGG 11	AGG 12	AGG 13	AGG 14	AGG 15	AGG 16
Regionen																	
Prignitz-Oberhavel	647426	0	5	21	4	18	0	0	20	11	3	0	9	7	2	0	0
Uckermark-Barnim	457973	0	3	14	3	11	0	1	21	39	8	0	0	0	0	0	0
Oderland-Spree	454566	0	18	6	2	25	0	0	16	20	12	0	0	0	0	1	0
Havelland-Fläming	684548	0	4	21	4	22	6	0	13	11	2	0	14	1	2	0	0
Lausitz-Spreevald	722119	6	9	13	2	29	1	0	11	2	1	2	16	4	3	1	0
Land	2966632	1	7	16	3	22	1	0	16	15	4	1	9	3	2	0	0

AGG Aggregierungsgruppen der 1. Aggregierungsstufe
TF Territorialfläche



AGG Bezeichnung nach Lithologie



AGG Aggregierungsgruppen der 2. Aggregierungsstufe

Abb. 1: Flächenanteile (% TF) geologischer Bildungen - stark aggregiert (AGG) nach lithologischen Merkmalen - bezogen auf Landkreise Brandenburgs

Tab. 3: Flächenanteile (% TF) geologischer Bildungen - stark aggregiert (2. Aggregierungsstufe) nach lithologischen Merkmalen - bezogen auf Naturräumliche Haupteinheiten Brandenburgs

Naturräumliche Haupteinheiten

Täler, Niederungen und Becken		Territorialfläche	%	AGG 1	AGG 2	AGG 3	AGG 4	AGG 5	AGG 6	
87	Elbtalniederung	110085	4	4	2	0	8	34	52	
88	Elbe-Mulde-Tiefland	120049	4	2	4	1	12	41	40	
78	Luchland	195896	7	15	2	0	6	22	55	
80	Odertal	110467	4	5	4	1	3	19	68	
83	Spreewald	90019	3	2	1	0	12	34	51	
		626516	22							

Landschaften mit Heiden

82	Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet	367449	12	8	10	0	29	32	21	
84	Lausitzer Becken und Heide- und Heideland	273733	9	9	6	5	32	24	24	
89	Oberlausitzer Heideland	36365	1	2	1	0	11	42	44	
		677547	22							

Platten

75	Mecklenburgische Seenplatte	162020	6	11	7	0	45	17	20	
81	Mittelbrandenburgische Platten- und Niederungen	335750	11	21	3	0	23	23	30	
79	Ostbrandenburgische Platte	260560	9	38	12	0	21	15	14	
		758330	26							

Platten- und Hügelland

74	Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte	259326	9	52	11	2	14	6	15	
77	Nordbrandenburgisches Platten- und Hügelland	421891	13	23	5	1	34	16	21	
85	Fläming	223020	8	5	9	1	55	18	12	
46	Sächsisches Hügelland	0	0	0	0	0	0	0	0	
		904237	30							

Territorialfläche: 2.966.632 ha

AGG 1-6 Aggregierungsgruppen der 2. Aggregierungsstufe

Literatur:

- LIPPSTREU, L., N. HERMSDORF, A. SONNTAG, W. STACKEBRANDT (1997): Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300.000. Landesamt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe Brandenburg.
 MEYNEN, E., J. SCHMITHÜSEN ET AL. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt f. Landeskunde u. Raumforschung, Selbstverlag - Bad Godesberg.

**Information über die COST-action 832-
„Methodologies for Estimating the Agricultural Contribution to Eutrophication“**

von

R.Meißner¹⁾ und P.Leinweber²⁾

Obgleich in vielen hochentwickelten Ländern erhebliche Anstrengungen zur Reduktion des Nährstoffeintrages in Oberflächengewässer unternommen wurden, ist es bislang noch nicht gelungen, den Prozess der Eutrophierung nachhaltig zu stoppen. Bei den in den letzten Jahren verstärkt durchgeführten Untersuchungen zu diesem Problemkreis wurde festgestellt, dass vor allem der aus der landwirtschaftlichen Produktion stammende diffuse Eintrag von Phosphor eine Hauptbelastungsquelle für die Gewässer darstellt. In Übereinstimmung mit laufenden EU-Initiativen (z.B. PARCOM) schien es deshalb zweckmäßig, im europäischen Rahmen eine abgestimmte Strategie zur Aufklärung der P-Eintragspfade aus dem Bereich der Landwirtschaft sowie zu deren Verringerung zu erarbeiten.

Im Juli 1997 wurde deshalb eine EU-COST (Co-operation in Science and Technology) Action mit folgenden Zielstellungen zu starten:

1. Entwicklung von gemeinsamen Ansätzen zur Prozessaufklärung des P-Verlustes mit dem Abfluss unter Berücksichtigung der P-Formen und der P-Transportpfade
2. Entwicklung eines methodischen Rahmenkonzeptes zur Identifizierung des relativen Anteils der einzelnen P-Quellen in den Skalenebenen Landwirtschaftsbetrieb und Einzugsgebiet

Diese Ziele sollen erreicht werden durch

- die Definition von konzeptionellen Modellen zum P-Kreislauf in den Landwirtschaftssystemen der EU,
- die Quantifizierung der P-Transferpfade mit dem ober- und unterirdischen Abfluss in differenzierten Maßstabsebenen sowie
- die Ableitung von Empfehlungen zur Verminderung des diffusen P-Eintrages in die Oberflächengewässer.

¹⁾ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg, 39615 Falkenberg, Tel.: 03938697113; e-mail:meissner@lysi.ufz.de

²⁾ Universität Rostock, Fachbereich Agrarökologie, Institut für Bodenkunde, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt haben sich 17 europäische Länder (Österreich, Belgien, Dänemark, Finnland, Deutschland, Griechenland, Ungarn, Irland, Italien, Niederlande, Norwegen, Polen, Rumänien, Spanien, Schweden, Schweiz, Großbritannien) an dieser COST-action 832 beteiligt. Die Laufzeit dieser gemeinsamen Aktion endet im Juli 2002.

Neben einem Managementkomitee, bestehend aus jeweils 2 Vertretern der Teilnehmerländer zur Koordinierung der Aktivitäten im Inland, wurden folgende 4 Hauptarbeitsgruppen gebildet:

1. P-Kreislauf in der Landwirtschaft

Die wesentlichen Arbeitsziele bestehen in der Bewertung von Empfehlungssystemen zur Anwendung organischer und anorganischer Düngemittel, der Aufklärung von Bodenprozessen bezüglich der P-Wandlung, der Methoden zur P-Bilanzierung in differenzierten Maßstabsebenen sowie der Eignung von Boden-P-Methoden für agronomische und umweltschutztechnische Fragestellungen. Desweiteren ist vorgesehen, zukünftig auch Probleme des P-Gehaltes in Futtermitteln und Möglichkeiten der P-Reduktion durch spezielle Fütterungsmethoden zu bearbeiten.

2. P-Verluste auf der Feldskala

Die wesentlichsten Arbeitsziele bestehen neben der Abstimmung und Festlegung einheitlicher Begriffe in der Aufklärung der P-Austragsmengen über den erosiven Oberflächenabfluss sowie den Sickerwasserpfad. Hierzu ist vorgesehen, experimentelle Untersuchungsergebnisse über die quantitative P-Austragsmenge sowie Möglichkeiten zur Modellierung dieser Probleme aus den Teilnehmerländern zu recherchieren und hinsichtlich der gemeinsamen Zielstellungen zu bewerten.

3. P-Verluste auf der Einzugsgebietsskala

Die wesentlichsten Arbeitsziele bestehen in der Bewertung von Methoden zur Bestimmung des P-Verlustes aus dem Bereich der Landwirtschaft, der empirischen Modellierung des gelösten und partikulären P-Verlustes in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten, der Identifikation von Quellen und Senken von P in Einzugsgebieten. Desweiteren ist eine Evaluierung bestehender Methoden bezüglich ihrer Wirksamkeit zur Verminderung von P-Verlusten vorgesehen.

4. Einfluss von diffusen P-Einträgen auf die Wasserbeschaffenheit von Oberflächengewässern

Die wesentlichen Arbeitsziele bestehen in der Aufklärung des Verbleibs von P in verschiedenen Typen von Oberflächengewässern, der Bioverfügbarkeit der differenzierten gelösten und partikulären P-Formen aus dem Bereich der Landwirtschaft, der biotischen Reaktion (Bioindikatoren) auf den verstärkten diffusen P Eintrag in die Gewässer und der Ableitung von Grenzwerten zur Kontrolle der Eutrophierung.

Die Bearbeitung der einzelnen Themenschwerpunkte wird durch Unterarbeitsgruppen vorgenommen, die sich in regelmäßigen Abständen treffen und ihre Ergebnisse vorstellen. Bedingt durch Budgetkürzungen seitens der EU konnte noch nicht mit der Bearbeitung aller Arbeitsschwerpunkte begonnen werden. Erste zusammenfassende Ergebnisse werden noch in diesem Jahr erwartet, da sich Treffen zu den Hauptarbeitsgruppen 4 (im Mai 2000 in Finnland) und 2 (im Oktober 2000 in Österreich) in der Vorbereitungsphase befinden. Interessierte Personen können an diesen Sitzungen teilnehmen und weiterführende Erfahrungen oder ergänzende Forschungsergebnisse einbringen. Detaillierte Informationen zum Arbeitsstand, über Inhalt, Ort und Zeitpunkt von Arbeitstreffen sowie über weitere europäische und internationale Aktivitäten (Literatur, Konferenzen etc.) zum diffusen P-Eintrag in die Gewässer sind jederzeit über eine zur COST-action 832 eingerichteten und ständig aktualisierten web-Seite unter <http://www.ab.dlo.nl/eu/cost832/welcome.html>

abrufbar.

Informationen über den Aufbau und die Arbeitsweise von COST sowie eine Übersicht über gegenwärtig in Bearbeitung befindliche Themen findet man im Internet unter <http://www.netmaniacs.com/cost>.

Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung

Olaf Nitzsche¹, Walther Schmidt¹ und Waltraud Richter²

1 Einleitung

Die durch Wassererosion ausgelösten Bodenausträge führen sowohl auf Ackerflächen (im on-site-Bereich) als auch außerhalb von Ackerflächen (im off-site-Bereich) zu z. T. beträchtlichen Schäden und Umweltbelastungen. Zu letzteren zählt u. a. die durch den Bodeneintrag und den Oberflächenabfluss verursachte P-Eutrophierung von Gewässern. Angesichts der Tatsache, dass in Sachsen rund 60 % der Ackerflächen potentiell durch Wassererosion gefährdet sind, ist diesbezüglich von einer entsprechenden Gewässerbelastung durch eingetragenes P auszugehen. Vorrangig davon betroffen ist z. B. die Elbe mit ihren Nebenflüssen, da rund 95 % der Fläche Sachsens zu ihrem Einzugsgebiet zu rechnen ist. Im Sinne der guten fachlichen Praxis nach § 17 BBodSchG werden als wirksamste Maßnahme gegen Bodenaustrag (und damit gegen den P-Eintrag in Gewässer) für die Gesamtheit der wassererosionsgefährdeten Ackerflächen die konservierende Bodenbearbeitung in Verbindung mit Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat empfohlen. Am Beispiel der Ergebnisse von Beregnungsversuchen mit einer Kleinberegnungsanlage auf unterschiedlich bearbeiteten Ackerstückchen im Sächsischen Löbhubergland wird nachfolgend der Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Bodenabtrag, den Oberflächenabfluss und den damit jeweils verbundenen P-Austrag dargestellt. Die Ergebnisse wurden im Rahmen des LfL-Projektes „Untersuchungen zu erosions- und stoffaustragsmindernden Bestellverfahren“ als Teil des BMBF-Verbundvorhabens Elbe-Ökologie erarbeitet.

2 Material und Methoden

Nachfolgend sind Ergebnisse von Untersuchungen auf einer Versuchsfläche (durchschnittliche Hangneigung 9 %) im Mittelsächsischen Löbhubergland (Raum Döbeln) dargestellt, auf der im Jahr 1992 von der Südzucker AG (GB Landwirtschaft) ein Bodenbearbeitungsversuch angelegt worden ist. Dieser wurde dankenswerterweise für die Versuchsanstellung zur Verfügung gestellt. Bei dem Bodentyp am Versuchsstandort handelt es sich um einen Parabraunerde-Pseudogley aus tiefgründigem Löß. Im Bereich der Meßparzellen stellt sich der Boden homogen dar; die Bodenart ist Ut4. In der Fruchtfolge Zuckerrüben – Winterweizen – Sommergerste werden drei Bodenbearbeitungsvarianten (Pflug, Mulchsaat, Direktsaat) untersucht. In der Variante Pflug wird der Boden jährlich bis in eine Tiefe von ca. 30 cm gewendet. Die Variante Mulchsaat (Stoppelbearbeitung mit Grubber/Scheibenegge, Zwischenfrucht (Senf) vor Zuckerrüben, Saatbettbereitung) zeichnet sich durch eine seit 1992 dauerhaft praktizierte flach mischende Bearbeitung (max. 10 cm) aus. In der Variante Direktsaat wird i. d. R. auf jede Bodenbearbeitung verzichtet. Allerdings wurde hier im Frühjahr 1999 zur Sicherung eines guten Feldaufgangs bei Zuckerrüben eine flache Saatbettbereitung mit der Kreiselegge durchgeführt (Bearbeitungstiefe 3 cm). Die Versuchspartellen haben eine Breite von 96 m und eine Länge von 600 bis 1000 m.

Um den Einfluss der drei Bodenbearbeitungsvarianten auf die Wasserinfiltration, den Oberflächenabfluss und die Bodenerosion zu ermitteln, wurde am 01.06.1999 in allen Bodenbearbeitungsvarianten der mit Zuckerrüben bestellten Versuchsfläche (Zuckerrüben im 3 – 5 Blattstadium, Kulturdeckungsgrad 20 %) ein Starkregenereignis von 42 mm/h (0,7 mm/min) mit einer Kleinbereg-

¹ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

² Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Fachbereich Landwirtschaftliche Untersuchungen, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

nungsanlage (1 Sprinklermodul mit Flachstrahldüse Veejet 80/100, Höhe über Boden 2,5 m, Beregnungsfläche 1 m²) durchgeführt. Der auf der geeigneten Untersuchungsfläche auftretende Oberflächenabfluss wurde im Minutenabstand ermittelt. Jeweils 5 Proben dieser Einzelmessungen wurden zu einer Sammelprobe zusammengefasst. Hieraus wurde der Bodenabtrag im fünfminütigen Rhythmus sowie zum Versuchsende die insgesamt während des künstlichen Starkregenereignisses oberflächlich abfließende Wassermenge und die Menge des dabei abgetragenen Bodenmaterials bestimmt.

Im oberflächlich abgeflossenen Wasser wurde der P-Gehalt gemessen (ICP-Methode). Im abgetragenen Boden wurden die Gehalte an doppellaktatlöslichem P (DL-P) sowie an salzsäurelöslichem P (HCL-P) ermittelt. Im anstehenden Boden wurde ergänzend hierzu der Gehalt an DL-P sowie der Humusgehalt und die Aggregatstabilität nach MÜRER (MÜRER et al. 1993) untersucht.

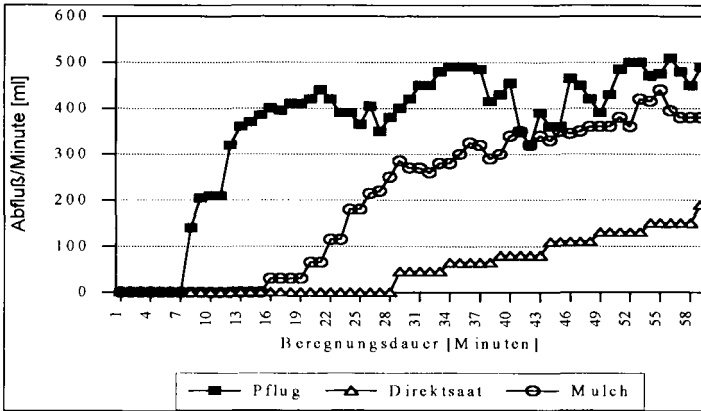


Abb. 1: Wasserabfluss bei Starkregensimulation in drei Bodenbearbeitungsvarianten (konventionelle bzw. konservierende Bodenbearbeitung und Direktsaat). Beregnungsversuch mit 42 mm/h, Messfläche: 1 m², Hangneigung: 9 %, Bodenart Ut4 (Sächsisches Lößhügelland), Zuckerrübenfläche (3-Blattstadium)

3 Ergebnisse und Diskussion

In der gepflügten Parzelle kam es schon kurz nach Beregnungsbeginn (8. Minute) zu einem raschen Anstieg des Oberflächenabflusses (Abb. 1). Ursache hierfür war eine vollständige Verschlammung der Bodenoberfläche als Folge einer im Vergleich zu den pfluglosen Bestellverfahren deutlich geringeren Aggregatstabilität sowie eines geringeren Humusgehaltes in der obersten Krumenschicht bei gleichzeitig geringerer Mulchbedeckung (Tab. 1). Im Gegensatz dazu ergab sich in der konservierend und in Mulchsaat bestellten Parzelle ein späterer Beginn und ein langsamerer Anstieg des oberflächlichen Wasserabflusses. Noch deutlicher war dies in der Direktsaatvariante ausgeprägt (Abb. 1). In der Summe bewirkten die höhere Aggregatstabilität sowie der höhere Mulchbedeckungsgrad bei den pfluglos bestellten Bearbeitungsvarianten eine deutlich höhere Wasserinfiltration bei gleichzeitig stark verringertem Bodenabtrag. Während in der Pflugparzelle weniger als 50 % des aufgeregneten Wassers versickerten, waren dies in der Direktsaat-Parzelle 92,4 %. Die Infiltrationsrate lag auf der konservierend bestellten Fläche mit 70,9 % im mittleren Bereich (Tab. 1). Die Werte des Oberflächenabflusses spiegelten sich auch im gemessenen Bodenabtrag wider. In der Parzelle „Direktsaat“ wurden, verglichen mit der Pflugvariante, nur 8,1 % der Bodenmenge abgetragen (Tab. 1). Die Gehalte an DL-löslichem und HCL-löslichem P stiegen im abgetragenen Bodenmaterial aus den Bearbeitungsparzellen mit der Abnahme der Bodenbearbeitungs-

Tab. 1: Bodenabtrag, Wasserabfluss/-infiltration in Abhängigkeit von Aggregatstabilität, Humusgehalt und Mulchbedeckungsgrad nach konventioneller bzw. konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat (Beregnungsversuch mit 42 mm/h, Messfläche: 1 m², Bodenart Ut4, Zuckerrübenfläche (3-Blattstadium) Sächsisches Löbthügelland)

	Bodenbearbeitung		
	konventionell	konservierend	Direktsaat
Bodenabtrag [g]	317,7 (= 100 %)	137,5 (= 43,3%)	25,7 (= 8,1 %)
Abfluss [l]	21,2	12,2	3,2
Infiltrationsrate [%]	49,5	70,9	92,4
Aggregatstabilität nach MURER [%]	30,1	43,1	48,7
Humusgehalt (Boden, 0-5 cm) [%]	2,0	2,6	2,5
Mulchbedeckungsgrad [%]	1	30	70

Tab. 2: P-Gehalte im abgetragenen Boden nach konventioneller bzw. konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat (Beregnungsversuch mit 42 mm/h, Messfläche: 1 m², Bodenart Ut4, Zuckerrübenfläche (3-Blattstadium), Sächsisches Löbthügelland)

	Bodenbearbeitung		
	konventionell	konservierend	Direktsaat
Bodenabtrag [g]	317,7	137,5	25,7
P _{DL} -Gehalt [ppm]	71	95	141
Abgetragene Menge [mg] P _{DL} -	22,5	13,1	3,6
P _{HCL} -Gehalt [ppm]	560	707	730
Abgetragene Menge [mg] P _{HCL} -	177,9	97,2	18,7

Tab. 3: P-Gehalte im Oberflächenabfluss nach konventioneller bzw. konservierender Bodenbearbeitung und Direktsaat (Beregnungsversuch mit 42 mm/h, Messfläche: 1 m², Bodenart Ut4, Zuckerrübenfläche (3-Blattstadium), Sächsisches Löbthügelland)

	Bodenbearbeitung		
	konventionell	konservierend	Direktsaat
Abfluss [l]	21,2	12,2	3,2
Infiltrationsrate [%]	49,5	70,9	92,4
P-Gehalt im Oberflächenabfluss [mg/l]	0,03	0,12	0,28
P-Menge im Oberflächenabfluss [mg]	0,64	1,46	0,90

intensität und dem Eingriff in den Bodenaufbau (wendende bzw. nichtwendende Bodenbearbeitung) an (Tab. 2). Dies gilt auch für den P-Gehalt im oberflächlich abgeflommenen Wasser (Tab. 3). Gegensinnig verhielten sich die entsprechenden P-Mengen im abgespülten Bodenmaterial. Aufgrund der starken Verminderung des Bodenabtrags verringerten sich die P-Frachten in den pfluglos bestellten Parzellen trotz der jeweils höheren Gehalte deutlich (Tab. 2). Lediglich die P-Menge im Oberflächenabfluss war in der gepflügten Parzelle am niedrigsten (Tab. 3). Die Unterschiede der P-Gesamtfrachten im Oberflächenabfluss zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten sind jedoch sehr gering. Die Ursachen für die höheren P-Gehalte sowohl im Oberflächenabfluss als auch im abgetragenen Bodenmaterial sind nicht bekannt. So lag der DL-P-Gehalt in den oberen 5 cm des anstehenden Bodens in den Bodenbearbeitungsvarianten bei rund 8 mg P/100 g Boden. Die langjährig pfluglose Bodenbearbeitung hat, im Vergleich zur Pflugvariante, zu einem höheren Humusgehalt geführt (Tab. 1). Möglicherweise gilt dies auch für den P-Gehalt in der obersten Krumschicht. Dies soll durch weitere P-Untersuchungen näher geprüft werden.

Die Ergebnisse belegen den erheblichen Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Umfang der durch Wassererosion verursachten Bodenabträge und die damit verbundenen P-Abträge bzw. P-Abspülungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Insbesondere die Reduzierung des Bodenabtrages in der Direktsaatvariante war deutlich, obwohl diese im Untersuchungsjahr 1999 nach acht Jahren erstmalig mit einer Kreiselegge bearbeitet wurde (3 cm tief). Sie unterschied sich damit von der konservierend bestellten Variante nur durch den Verzicht auf eine Stoppelbearbeitung. Die höhere Infiltrationsleistung, die größere Aggregatstabilität und der daraus resultierende geringere Bodenabtrag auf der Direktsaatvariante belegen, dass eine mehrjährige Bodenruhe auch im Vergleich zu anderen nichtwendenden Bestellverfahren zu einer deutlich erosionsmindernden Stabilisierung der Ackerkrume beitragen kann. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass, im Vergleich zu konventionellen Bestellverfahren, durch eine pfluglose Bodenbearbeitung zwar eine Minderung der Erosion zu erreichen ist, aber durch die Verwendung intensiv arbeitender Geräte (wie z. B. der Kreiselegge) der Bodenstrukturzustand wieder verschlechtert werden kann mit der Folge einer steigenden Erosionsanfälligkeit. Aus diesem Grund ist bei konservierenden Bestellverfahren verstärkt auf den Einsatz bodenstrukturschonender gezogener Geräte (z. B. Flachgrubber) zu orientieren.

4 Schlussfolgerungen

Konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat bzw. Direktsaat sichert eine hohe Wasserinfiltrationsrate. Der dadurch nachhaltig reduzierte Oberflächenabfluss und Bodenabtrag vermindert in erheblichem Umfang den P-Austrag von Ackerflächen. Verantwortlich hierfür ist die höhere Aggregatstabilität konservierend bestellter Flächen. Sie wirkt, gemeinsam mit schützenden Mulchauflagen, der Infiltrationshemmenden Oberflächenverschlämmlung entgegen. Die größere Zahl gut dränender Makroporen verbessert dort zusätzlich die Wasserinfiltration. Der Anteil konservierend bestellter Ackerflächen liegt in Sachsen aktuell bei über 30 %. Damit wird schon heute ein bedeutender Beitrag zur P-Abtragsminderung im Sinne eines nachhaltigen Gewässer- und Ressourcenschutzes geleistet. Abtragungsschätzungen mit EROSION 3D (SCHMIDT et al. 1997) belegen für ackerbaulich genutzte Einzugsgebiete in Sachsen diese deutlich erosionsmindernde Wirkung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren im Sinne der guten fachlichen Praxis des Bundes-Bodenschutzgesetzes.

Literatur

- MURER, E. J. et al. 1993: An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). *Geoderma*, 56 (1993), 539-547.
- SCHMIDT, J., v. WERNER, M., MICHAEL, A. u. W. SCHMIDT, 1997: EROSION 2D / 3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser: Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Freiberg/Sachsen. ISBN 3-00-001453-5.

Phosphorverlagerung im Boden: physikochemische und hydrologische Einflüsse

von

NÜTZMANN, G., TISCHNER, T.*

Einleitung

Dem Problem der Phosphatverlagerung im Boden und Grundwasser wird in letzten Jahren zunehmende Aufmerksamkeit gewidmet, weil sich gezeigt hat, daß die alleinige Reduktion punktueller Einträge in die Oberflächengewässer vielfach nicht ausreicht, um eine nachhaltige Verbesserung der Gewässerqualität zu erzielen. Die weitaus meisten Studien zur P-Verlagerung im Boden konzentrieren sich auf die Untersuchung des P-Status des Bodens. Die daraus erfolgende Ableitung aktuell im Freiland vorliegender Sickerwasserkonzentrationen, welche letztlich für die P-Verlagerung entscheidend sind, ist jedoch problematisch. Im Untersuchungszeitraum 1996/98 wurden Sicker- und Grundwasserproben sowie Bodenproben einer landwirtschaftlich genutzten Fläche untersucht, um die P-Verlagerungsintensität auf einer für das nordostdeutsche Flachland typischen Ackerfläche zu bestimmen. Begleitend wurden Sorptionsversuche und Modellrechnungen ausgeführt (Tischner 2000). Die Freilanduntersuchungen führen zu der Hypothese, daß die Ionenstärke der Bodenlösung wesentlich die P-Mobilität beeinflußt und daß Starkniederschläge überproportional zur P-Verlagerung beitragen. Neben Ergebnissen der Freilanduntersuchungen stehen diese beiden Hypothesen stehen im Fokus der vorliegenden Arbeit.

Standort und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf einer landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche durchgeführt, wobei infolge des Aufbaus der Versuchsstation die Ackernutzung in einem Teilbereich der Fläche mit Beginn der Untersuchungen eingestellt wurde. Der vorherrschende Bodentyp ist eine Braunerde. Das relativ homogene Bodenprofil setzt sich aus Fein- und Mittelsanden zusammen. Der mittlere Grundwasserflurabstand beträgt 2.0 m.

Bodenwasserproben: Das Bodenwasser wurde mittels Nylon- und Keramiksaugkerzen aus 4 Bodentiefen und in mehrfacher Wiederholung gewonnen. Die sorptionsfreien Nylonsaugkerzen kamen vor allem in der untersten Bodentiefe (180cm) zum Einsatz, wo die geringsten P-Konzentrationen vorliegen und damit die größte Beeinflussung durch das Kerzenmaterial zu erwarten ist (Tischner et al. 1998). SRP (soluble reactive phosphorus) wurde entsprechend Riley (1962) bestimmt und TSP (total soluble phosphorus) nach einem Aufschluß mit Kaliumperoxidisulfat (DIN EN 1189).

Bodenproben: Der Gesamt-P-Gehalt (P_t) wurde nach Königswasseraufschluß und das wasserlösliche P (P_w) in der ersten Wasserextraktion bestimmt (Lademann & Pöthig 1994).

Sorptionsexperimente: Hierfür wurden luftgetrocknete Proben in einer batch-Anlage mit definierten P-Lösungen (KH_2PO_4) in Kontakt gebracht und 2h in einem Verhältnis 5g Boden auf 50ml Lösung geschüttelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Beprobungen auf der Versuchsfläche zeigen im Oberboden eine deutliche P-Anreicherung (der mittlere Gesamt-P-Gehalt beträgt $\bar{P}_t = 730 \text{ mgkg}^{-1}$), und mit zunehmender Tiefe sinkt der P_t - Gehalt auf die Größe geogener Hintergrundkonzentrationen ab. Eine analoge Tendenz weist der ungefähr um den Faktor 20 geringere wasserlösliche Anteil auf. Gleiches ist für die Sickerwasserkonzentrationen TSP und SRP feststellbar, während die Phosphatkonzentrationen im Grundwasser kaum über der

* Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Ökohydrologie, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Eutrophierungsschwelle von $20\text{-}35\ \mu\text{g l}^{-1}$ liegen. Die mittleren TSP-Konzentrationen in 30 cm Tiefe betragen ca. $0.8\ \text{mg l}^{-1}$ und befinden sich damit im für Oberböden typischen Bereich (Abb. 1). Zwischen den Meßtiefen 30 und 60 cm erfolgt ein drastischer Konzentrationsabfall, während anschließend bis 180 cm unter Flur im Vergleich hierzu die mittlere TSP-Konzentration nur relativ wenig absinkt. Dieses Tiefenprofil im Sickerwasser stimmt qualitativ mit dem des P-Gehalts im Boden überein und verdeutlicht die starke Retention von Phosphat im Oberboden. Die beobachteten SRP-Konzentrationen sind deutlich geringer als die von TSP. Die Differenz entspricht dem organisch gelösten P. Demnach überwiegen in 30 cm Tiefe anorganische und in 180 cm Tiefe organische P-Bindungsformen in der Bodenlösung. Somit tragen vor allem organische P-Bindungsformen zur P-Verlagerung bei, im Gegensatz zur gewöhnlich gemachten Annahme, daß das gelöste P vorwiegend als SRP vorliegt. Der Höhe und mit der Tiefe zunehmende Anteil organischer Bindungsformen kann nicht durch Düngung sondern eher durch das im Boden vorliegende P/C-Verhältnis erklärt werden (Tischner, 2000).

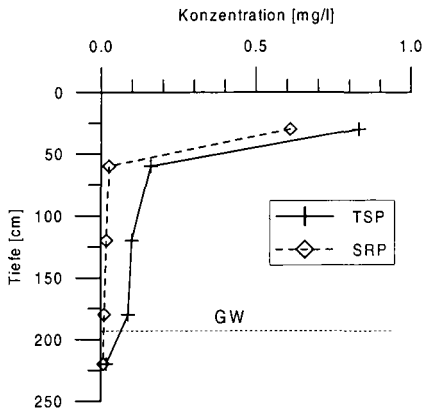


Abb. 1: Mittlere TSP- und SRP-Konzentrationen im Boden- und Grundwasser (GW).

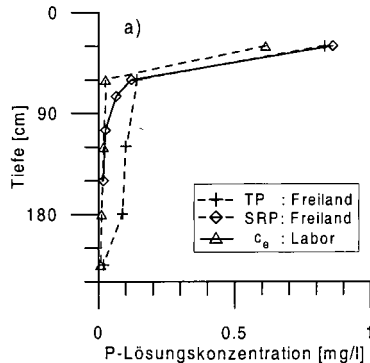


Abb. 2: Vergleich zwischen TSP- und SRP-Konzentrationen im Boden- und Grundwasser und den aus Sorptionsisothermen abgeleiteten Gleichgewichtskonzentrationen (c_e).

Im Boden der Ackerfläche liegt P durch Sorption gebunden vor. Dies kann eindeutig aus Löslichkeitsbetrachtungen und dem gefundenen linearen Verhältnis zwischen Gesamt-P und wasserlöslichem P gefolgert werden (Tischner, 2000). Die Sorptionskurven werden sehr gut mit Langmuirfunktionen beschrieben. Die aus den Sorptionskurven abgeleitete Gleichgewichtskonzentration (c_e), bei der weder Sorption noch Desorption auftritt kann mit der im Freiland vorliegenden P-Konzentration verglichen werden, und damit als Test für die Eignung der Sorptionskurven im Hinblick auf die Prognose von tatsächlich im Freiland vorliegenden P-Konzentrationen dienen. Wie Abb. 2 zeigt, liegen die im Freiland gemessenen Konzentrationen und die Laborergebnisse eng beieinander. Die Gleichgewichtskonzentrationen (c_e) befinden sich fast ausnahmslos im Bereich der gemessenen TSP- und SRP-Werte. In den unteren Tiefen ($>75\text{cm}$) besteht eine besonders gute Übereinstimmung mit dem im Sickerwasser gefundenen SRP; dies ist vor allem aufgrund der Schwankungsbreite der einzelnen Meßwerte sehr bemerkenswert. Somit können die aus Sorptionskurven gewonnenen Konzentrationen c_e als gute Näherung für die im Freiland tatsächlich vorliegenden SRP-Konzentrationen dienen. Voraussetzung hierfür ist jedoch, daß die

Sorptionsversuche mit der für den Boden typischen Elektrolytkonzentration ausgeführt werden. Im vorliegenden Fall wurde deshalb 0.001 M CaCl_2 -Lösung verwendet, im Gegensatz zur üblicherweise in der Bodenkunde genutzten 0.01 M CaCl_2 -Lösung.

Während im Untersuchungszeitraum die Konzentrationen aller kontinuierlich in der Bodenlösung gemessenen Ionen infolge der ausbleibenden Düngemiteleinträge abnahmen, stieg die TSP-Konzentration von 0.5 mgL^{-1} zu Beginn auf über 2.5 mgL^{-1} am Ende an (Abb. 3). Folglich liegt die Vermutung nahe, daß die Ionenstärke der Bodenlösung wesentlich die P-Mobilität beeinflusst.

Da der Einfluß der Ionenstärke auf die P-Sorption zumindest in Laborexperimenten aus der Literatur (Ryden et al. 1977) bekannt ist, wurden batch-Versuche mit verschiedenen Konzentrationen der Elektrolytlösungen CaCl_2 und KCl durchgeführt. Auch dabei zeigten sich die erwarteten Abhängigkeiten: Anstieg der P-Sorption mit zunehmender Ionenstärke. Aus diesen Zusammenhängen ließ sich eine eindeutige Relation zwischen P-Konzentration und der Ionenstärke in Form einer Logarithmusfunktion ableiten. Wie in Abb. 4 dargestellt, liefert diese aus den Laborversuchen abgeleitete Beziehung bei Übertragung auf das Freiland eine adäquate Beschreibung der TSP-Konzentration. Dies kann als sicheres Indiz dafür angesehen werden, daß tatsächlich die abnehmende Ionenstärke in der Bodenlösung für den Anstieg der TSP-Konzentrationen in 30cm Tiefe verantwortlich ist. Die Ergebnisse für 60 cm Tiefe bestätigen diese Aussagen. Der Zusammenhang zeigt somit, daß die Verlagerungsgefahr für Phosphat auch nach einer Änderung bzw. Einstellung der bisher üblichen Düngungspraxis wachsen kann.

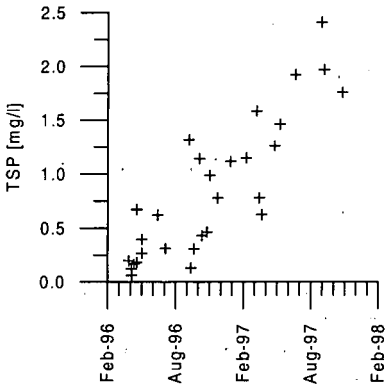


Abb. 3: TSP-Meßwerte im Bodenwasser in 30cm Tiefe.

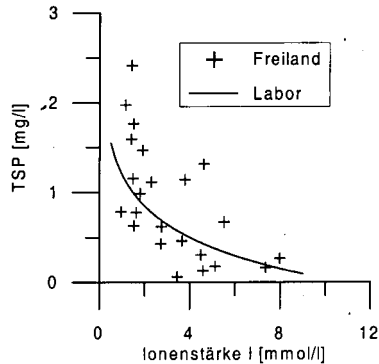


Abb. 4: Beziehung zwischen der Ionenstärke und TSP in 30cm Tiefe (Freilandmeßwerte und in Sorptionsuntersuchungen gewonnene Beziehung).

In der Literatur finden sich verstärkt Hinweise darauf, daß Starkniederschlagsereignisse überproportional zur Verlagerung von Phosphat beitragen. Als eine Ursache dafür wird bisher der schnelle Sickerwasserfluß über Makroporen angesehen, was jedoch nicht erklärt, warum dann nicht auch eine Verdünnung des Sickerwassers durch das nahezu P-freie Niederschlagswasser auftritt.

Zur Testung solcher Phänomene wurden auf der Versuchsfläche künstliche Beregnungsversuche durchgeführt, bei denen an drei Tagen zu je 2h insgesamt ca. 60 mm Leitungswasser appliziert wurden. Die Grafiken in Abb. 5 zeigen die zeitliche Entwicklung der TSP-Konzentrationen in 30 und 60cm Tiefe und bestätigen die These von einer überdurchschnittlichen Tiefenverlagerung.

Die gegenüber den natürlichen Verhältnisse hohe P-Konzentration z.B. in 60cm Tiefe kann wie folgt erklärt werden: Das in den Boden eindringende Niederschlagswasser mit vernachlässigbarer P-Konzentration reichert sich mit P bis an die in der obersten Schicht (Ap-Horizont) vorherrschende hohe Gleichgewichtskonzentration an und gelangt mit dieser in die tieferen Schichten. Aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeit stellt sich jedoch dort nicht mehr ein Gleichgewicht zwischen fester und gelöster Phase ein, was zu einem Konzentrationsanstieg führt.

Simulationen mit einem stationären Modell unter Verwendung der Langmuir-Isothermen und einer Desorptionskinetik 1.Ordnung bestätigen diese Annahmen qualitativ. Die Berechnungen zeigen weiterhin, daß zur Erklärung der vorliegenden Versuchsbefunde folgende Voraussetzungen genügen: schneller Wasserfluß und starke Unterschiede in den Sorptionscharakteristiken zwischen Ober- und Unterboden. Weitere spezielle Annahmen (z.B. über den Sorptionsprozeß, oder Wassereinstau im Oberboden siehe Gächter et al. 1998) sind nicht notwendig.

In den durchgeführten Berechnungsversuchen wurde Leitungswasser verwendet, welches im Vergleich zu natürlichem Niederschlagswasser eine deutlich höhere Ionenstärke aufweist. Im Zusammenhang mit dem oben diskutierten Effekt der Ionenstärke ist bei Starkniederschlägen unter natürlichen Bedingungen eine noch stärkere P-Verlagerung zu erwarten als hier gefunden wurde. Die verringerte Ionenstärke des Niederschlagswassers sollte zu einer verstärkten P-Freisetzung im Oberboden und zu einer reduzierten P-Sorption im Unterboden führen. Weiterführende Untersuchungen zum Einfluß der Ionenstärke bei Starkniederschlägen stehen noch aus.

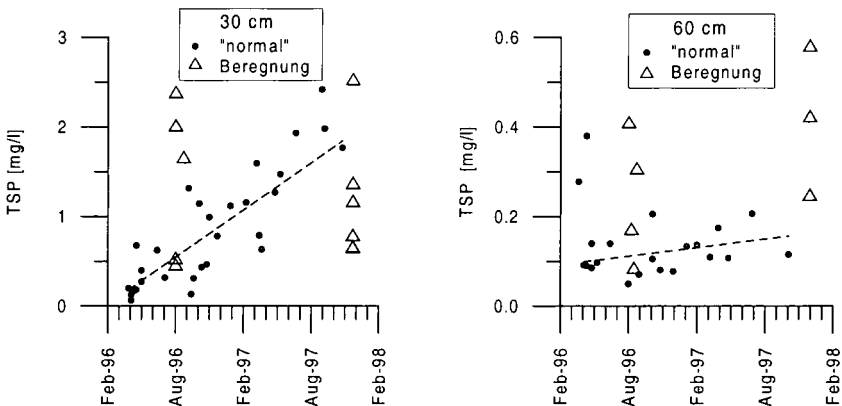


Abb. 5: TSP-Konzentrationen in Tiefen von 30cm (links) und 60cm (rechts); Meßwerte unter natürlichen und Berechnungsbedingungen

Literatur

Gächter, R., Ngatiah, J.M., Stamm, C. 1998: Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environ. Sci. Technology* 32(13), 1865-1869.
 Ryden, J.C., Syers, J.K., McLaughlin, J.R. 1997: Effects of ionic strength on chemisorption and potential-determining sorption of phosphate by soils. *J. Soil Sci.* 28, 62-71.
 Lademann, H., Pöthig, R. (1994). Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit drainierter Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. *Vom Wasser* 82, 323-334.
 Tischner, T., Nützmann, G., Pöthig, R. 1998: Determination of soil water phosphorus with a new nylon suction cup. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 325-332.
 Tischner, T. 2000: Untersuchungen zur Phosphatverlagerung und Phosphatbindung im Boden und Grundwasser einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. *Diss. TU Berlin, Fachbereich Umwelttechnik*, 153 pp.

Inwieweit spiegeln die Phosphorwerte von Lactat-, Wasser- und Calciumchloridextraktion die Konzentration an P_i und P_{org} in der Bodenlösung wider?

W. Römer und N. Claassen*

Phosphat wird in gelöster Form als Orthophosphat (P_i) und in organisch gebundener Form (P_{org}), aber auch in kolloidaler Form (adsorbiert an mineralische und organische Kolloide) sowie partikulär sowohl im run off als auch im Bodenprofil vertikal verlagert. Daraus ergibt sich die Frage, ob z.B. die P-Werte der Lactatextraktion für eine Prognose der P-Austraggefähigkeit geeignet sind, da sie routinemäßig im gesamten Bundesgebiet zur P-Düngeberatung dienen. Zur Beantwortung dieser Frage wurden auf zwei Sandböden (Tab. 1) (Kreis Soltau-Fallingb. / Niedersachsen) nach 9 Jahren variiertes P-Düngung die CAL- und DL-Werte sowie in feldfeuchten Proben (Mai 1999) die P_i - und P_{org} -Konzentrationen in der Bodenlösung (Methode nach Adams, 1974) gemessen, um zu sehen, welcher Art der Zusammenhang zwischen den Lactatwerten und den P_i - bzw. P_{org} -Werten ist. Aus Tab. 2 geht hervor, dass auf beiden Böden mit steigender P-Düngung sowohl die CAL-, als auch die DL-Werte zunehmen, dass aber auf dem Boden Dühorn die DL-Werte im Vergleich zu den CAL-Werten um 80 %, bei Hodenhagen um fast 50 % höher liegen, aber in den einzelnen P-Stufen bei den zwei Böden nahezu gleich groß sind. Das heißt, mit der DL-Methode wird wesentlich mehr P in Lösung gebracht, als mit der CAL-Extraktion. Abb. 1 und 2 zeigen die Zusammenhänge zwischen den Lactat- und den P_i - bzw. P_{org} -Werten. Wie erwartet steigen die P_i - und P_{org} -Werte mit steigenden Lactatwerten an. Aber bei gleichen Lactatwerten liegen die P_i -Werte im Boden Dühorn 3-4 mal höher als im Boden Hodenhagen. Bei den P_{org} -Werten beträgt der Faktor 1,8. Daraus ergibt sich der Schluss, dass selbst auf zwei chemisch verwandten Böden (diluvialer Sand) die P-Freisetzung in die Bodenlösung nur sehr grob vorausgesagt werden kann. Offenbar liegt das Phosphat in der Bodenlösung im Gleichgewicht mit P-Verbindungen der festen Phase, die sich in den zwei Standorten unterscheiden, aber mit den relativ sauren und gepufferten Extraktionslösungen in gleicher Weise in Lösung gebracht werden. Der im Vergleich zur CAL-Lösung um 0,5 pH - Einheiten niedrigere pH der DL-Lösung (3,6) hat einen starken Einfluss auf die P-Löslichkeit. Um diesen pH-Effekt von 0,5 Einheiten zwischen pH 4,1 und 3,6 zu prüfen, wurden in einem Experiment 4 Böden (à 2 P-Stufen) mit Wasser bzw. verdünnter HNO_3 auf diese pH-Werte eingestellt. Die Böden sind dabei im selben Verhältnis wie bei der DL-Methode (5g : 100 ml) geschüttelt worden. Tabelle 3 zeigt die Resultate. Die Absenkung der natürlichen pH-Werte um 3 bis 4 Einheiten auf pH 4,1 erhöhte die P-Löslichkeit um den Faktor 2,1, die weitere pH - Absenkung auf 3,6, also um nur 0,5 pH - Einheiten, um den Faktor 4,2. D.h. unterhalb von pH 4 tritt eine verstärkte P-Freisetzung in die Lösung auf. Auf die Hintergründe für dieses Phänomen geht Gerke (gleiche Tagung) näher ein (vgl. auch Gerke und Jungk, 1991). Wenn also bei pH-Werten von 4 und niedriger auf diesen Böden hohe P-Mengen in Lösung gehen, so ist fraglich, ob man ohne weiteres aus diesen P-Mengen auf deren potentielle Verlagerbarkeit schließen kann. Deshalb wurde nach anderen Parametern gesucht, um bessere Aussagen über eine zu erwartende P_i -Konzentration in der Bodenlösung zu erreichen. In drei Sandböden (Tab. 1) sowie einem Podsol und einem Kolluvisol aus dem Raum Vechta (von P. Leinweber) ist die P_i - sowie die P_{org} -Konzentration in feldfeuchten Proben ermittelt worden. Zum Vergleich sind die lufttrockenen Böden in engen Verhältnissen von Boden : Wasser bzw. in 0,0125 M $CaCl_2$ -Lösung (1:2, 1:5) geschüttelt und in den Lösungen die P_i - und P_{org} -Konzentrationen gemessen worden. Die $CaCl_2$ -Schüttelungen ergaben nur 25 bzw. 20 % der P-Werte in den nativen Bodenlösungen (Resultate nicht dargestellt). Die Ca-Ionen bewirken also eine stärkere Bindung des Phosphates an die Festphase. Die Resultate der Wasserschüttelungen zeigt Abb. 3. Mit beiden Schüttelverhältnissen ergeben sich

* Institut für Agrarkulturchemie, Von-Siebold-Str. 6, 37075 Göttingen, Deutschland

Zusammenhänge mit hohem Bestimmtheitsmaß. Sieht man einmal von den zwei Proben mit den extrem hohen P-Werten (Gley-Kolluvisol, Vechta) ab, so entsteht der Eindruck, dass man mit den P_i-Werten in den Schüttellösungen vielleicht doch relativ gute Aussagen über die möglichen P_i-Werte in der Bodenlösung machen kann (vgl. auch Werner, gleiche Tagung). Hierzu sind aber Untersuchungen mit einer wesentlich größeren Bodenzahl und Vielfalt nötig.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften der Versuchsflächen in 0-30cm Tiefe zu Versuchsbeginn (1988/89).

Standort	Ton %	Schluff %	Sand %	Humus %	pH CaCl ₂
Düshorn	5	11	84	2,2	5,5
Hodenhagen	3	6	91	5,5	5,2
Eickeloh	3	10	87	1,9	5,2
Börry	20	75	5	2,2	6,9
Dorstadt	14	84	2	1,9	7,1

Tabelle 2: CAL- und DL- Werte von Parzellen zweier statischer P-Steigerungsversuche in Düshorn und Hodenhagen vom Mai 1999 (Mittelwerte aus 4 Wiederholungen)

Jährl. P-Gaben kg P ₂ O ₅ / ha	CAL-P		DL-P	
	Düshorn mg P/ 100g Boden	Hodenhagen	Düshorn mg P/ 100g Boden	Hodenhagen
P-0	4,3	5,3	8,1	7,8
P-25	5,0	5,9	8,9	8,7
P-50	5,7	7,2	10,3	10,3
P-100	7,0	7,7	12,1	11,6
Mittelwerte	5,5	6,5	9,9	9,6
Relativwerte	100	100	180	148

Tabelle 3: Abhängigkeit der mit Wasserextraktion lösbaren P-Menge (Boden: Lösung = 5g : 100ml) vom pH der Suspension (b= natürlicher pH; c= pH 4,1; d= pH 3,6 nach Zugabe von HNO₃).

	pH H ₂ O (a)	P-Löslichkeit bei					
		pH natürl (b)		pH 4,1 (c)		pH 3,6 (d)	
		----- mg P · 100g ⁻¹ -----		rel. zu b %		rel. zu b %	
Düshorn	P- 0	6,7	0,9	2,5	278	4,2	467
	P-100	6,8	1,3	2,3	177	4,8	369
Hodenhagen	P- 0	6,3	0,4	0,5	125	0,8	200
	P-100	6,2	1,1	1,4	127	2,2	200
Börry	P- 0	7,9	0,5	0,8	160	1,2	240
	P-180	7,2	1,3	2,6	200	4,5	346
Dorstadt	P- 0	8,0	0,3	1,3	433	3,7	1233
	P-180	7,5	3,3	5,7	173	11,8	358
Mittelwerte			1,1	2,1	191	4,2	382

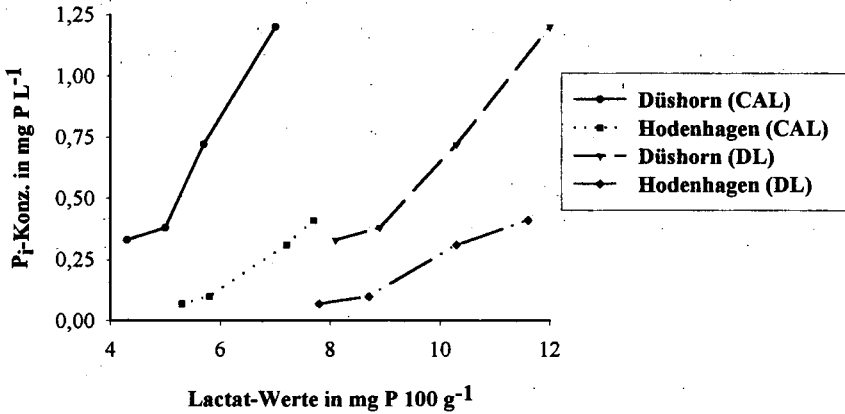


Abb. 1: Abhängigkeit der P_i -Konzentration in der Bodenlösung von den CAL- und den DL-Werten

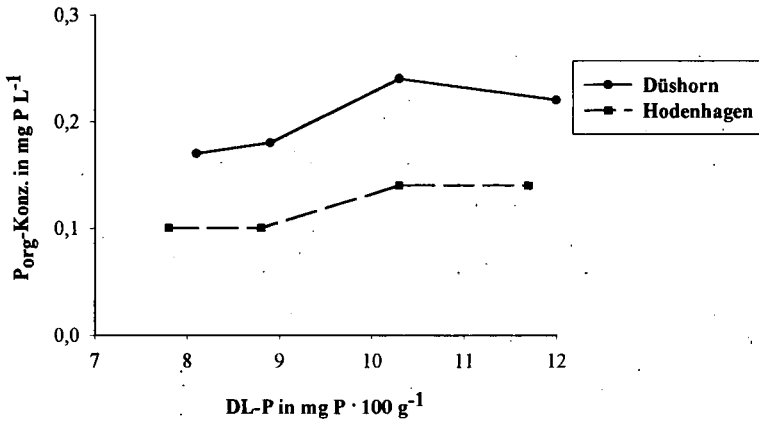


Abb. 2: Abhängigkeit der P_{org} -Konzentration in der Bodenlösung von den DL-Werten

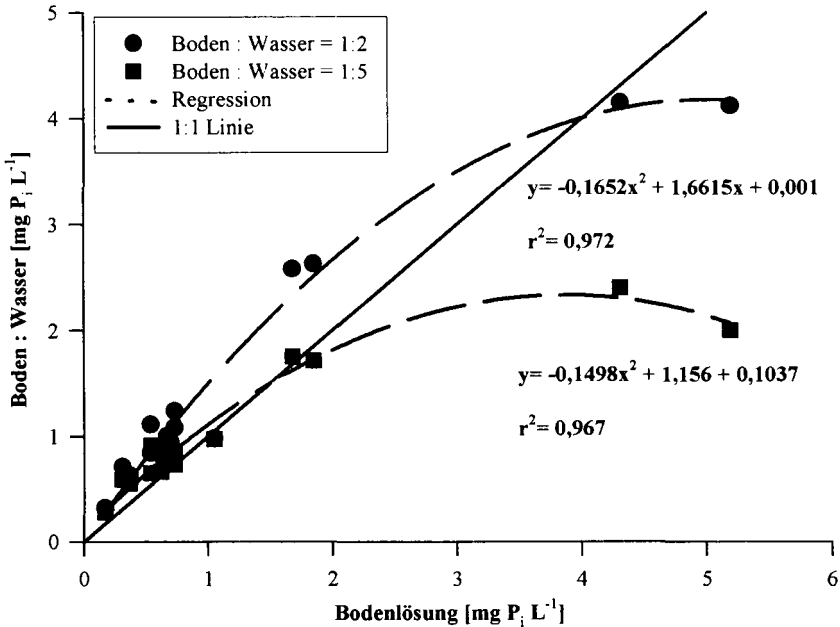


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der Konzentration an Orthophosphat (P_i) in den nativen Bodenlösungen (x) und der P_i-Konzentration in den Schüttellösungen (y) von 16 Böden (12 Sandböden, 2Kolluvisols).

Schlussfolgerungen

- Selbst auf geologisch verwandten Sandböden differieren bei gleichen P-Lactatwerten die P_i-Konzentrationen in den nativen Bodenlösungen um den Faktor 3–4 und die P_{org}-Werte um den Faktor 1,7. Damit erscheinen die Lactatwerte für eine Prognose der P-Gehalte im Oberflächen- bzw. Sickerwasser wenig geeignet.
- Die Werte der P_i-Konzentrationen in den Schüttellösungen aus Boden : CaCl₂-Lösungen im Verhältnis 1:2 und 1:5 liegen bei nur 20–30 % der von nativen Bodenlösungen. Sie sind für Prognosen zur P-Konzentration im Sickerwasser ungeeignet.
- Die P_i-Werte in den Schüttellösungen mit Wasser im Verhältnis Boden : Wasser von 1:2 und 1:5 ergeben relativ enge Beziehungen zu den P_i-Konzentrationen in den nativen Bodenlösungen. Diese Zusammenhänge müssen für eine größere Zahl von Böden überprüft werden.

Literatur

Adams, F. (1974): Soil Solution. In: The plant root and its environment. Hrsg. Carson, E.W., 441-482. University Press of Virginia, Charlottesville.

Gerke, J. and A. Jungk (1991): Separation of phosphorus bound to organic matrices from inorganic phosphorus in alkaline soil extracts by ultrafiltration. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22 (15&16), 1621-1630.

Folgewirkungen einer veränderten Landnutzung im Drömling auf den Phosphoreintrag in die Gewässer

von

Holger Rupp¹⁾, Karsten Kalbitz²⁾ und Ralph Meißner¹⁾

Einleitung

Im größten Niedermoorgebiet des Landes Sachsen-Anhalt, dem Drömling, sind seit Beginn der 90er Jahre tiefgreifende Veränderungen der Landnutzung zu verzeichnen. Diese bestehen vorwiegend in einer Extensivierung der gebietstypischen Grünlandbewirtschaftung, in einer Umwandlung von vormals intensiv bewirtschaftetem Ackerland in extensiv genutztes Grünland sowie in einer angestrebten Renaturierung der Niedermoorreste. Diese Maßnahmen werden mit dem Ziel durchgeführt, umweltgerechte Landbewirtschaftungssysteme im Drömling zu etablieren und umweltschonende Renaturierungsstrategien hinsichtlich ihrer Wirkungen auf Böden und Gewässer zu entwickeln. Forschungsbedarf besteht vor allem bei der Quantifizierung der Folgewirkungen von Landnutzungen und deren Veränderungen auf die Gewässer des Drömlings. Eine wesentliche Randbedingung des Drömlings besteht darin, daß Wasser aus dem Niedermoorgebiet für die Grundwasseranreicherung in Wasserwerk Colbitz und damit für Trinkwasserversorgung des Großraums Magdeburg genutzt wird.

Methoden

Zur Beurteilung von Folgewirkungen der veränderten Landnutzung im Drömling auf den Phosphor(P-)Eintrag in die Gewässer wurden Meßplätze auf gebietstypischen Nutzungen etabliert. Eine nähere Beschreibung findet sich bei Kalbitz et al. (1999). Die Meßplätze repräsentieren die folgenden Standortnutzungstypen:

- Ackerland (Ak),
- intensives Grünland (IG),
- extensives Grünland (EG)
- Umwandlung von Acker in Grünland (Um),
- natürliche Sukzession von Grünland (Su),
- Erlenbruchwald (EB).

Auf diesen Meßplätzen wurden keramische Saugkerzen der Firma UGT Müncheberg () in dreifacher Wiederholung entsprechend der pedologischen Schichtung in 25, 55 und 95 cm Bodentiefe installiert. Weiterhin wurden Grundwasserbeobachtungsrohre in Form von geschlitzten PE- Röhren als Mischpegel eingebaut, die gleichermaßen für die Messung der Grundwasserstände als auch für die Entnahme von Wasserproben genutzt wurden. Die Beprobung des Oberflächenwassers erfolgte an den zur Meßstelle nächst gelegenen Entwässerungsgräben.

Für die Bestimmung der P- Gehalte des Bodens wurden die Oberböden der Meßplätze (0 – 25 cm) beprobt. Die Probenahme selbst wurde in einem 3 wöchigen Rhythmus von Mai 1996 bis Dezember 1998 durchgeführt.

Die gewonnen Bodenproben wurden auf ihren Gehalt an calcium-laktat-löslichen Phosphor (P_{CAL}) (VDLUFA, 1991) analysiert. Die Bestimmung des Gesamtphosphorgehaltes (P_{ges}) und der Konzentration an ortho-Phosphat ($o-PO_4$) in den Wasserproben erfolgte nach DIN 38405.

1. UFZ- Umweltforschungszentrum Leipzig- Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg, 39615 Falkenberg, Dorfstraße 55
2. Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

Ergebnisse und Diskussion

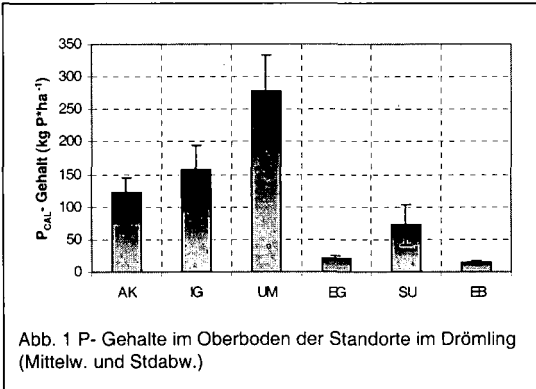


Abb. 1 P- Gehalte im Oberboden der Standorte im Drömling (Mittelw. und Stdbaw.)

Die Gehalte an pflanzenverfügbarem P in den Oberböden (P_{CAL}) reflektieren die Bewirtschaftung der vorangegangenen Jahre. Die höchsten P_{CAL} -Gehalte wurden im Oberboden der Umwandlung festgestellt (Abb. 1) Dieser Standort weist mit $277,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (bei $66,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) einen hohen Versorgungszustand auf. Der P-Gehalt im Boden der Umwandlung ist das Ergebnis eines fortgesetzten Anbaus von Mais mit jährlicher P-Düngung. Die Düngung erfolgte, obwohl der Boden bereits über dem optimalen Niveau mit P versorgt war. Eine Reduzierung der P-Gehalte im Boden durch Umstellung

der Landnutzung von intensiver Ackernutzung zu extensiver Grünlandbewirtschaftung ist nur schwer möglich. Eine Nährstoffauslagerung durch den Anbau erntungsstarker Kulturpflanzen vor dem Beginn der Extensivierung wäre als vorteilhaft anzusehen.

Die relativ intensiv genutzten Standorte IG und AK besitzen moderate pflanzenverfügbare P- Gehalte im Oberboden.

Bei den P- Gehalten in den Oberböden der organischen Böden zeigt besonders die Sukzession mit $71,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ deutlich höhere Werte im Vergleich zum Erlenbruchwald und dem extensiv genutzten Grünland. Als Ursache hierfür ist die intensive Nutzung der Sukzessionsfläche bis zu Beginn der 90er Jahre als Grünland (P- Düngung) anzusehen. Die beiden anderen Niedermoorstandorte (EB und EG) wurden niemals intensiv genutzt. Insgesamt werden wesentlich höhere pflanzenverfügbare P- Gehalte in den mineralischen und intensiv genutzten Böden deutlich.

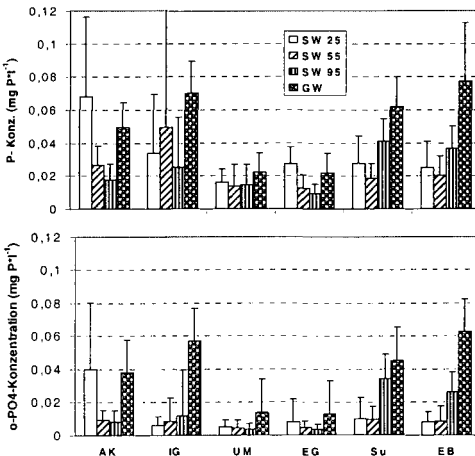


Abb. 2 P_{ges} und o- PO_4 - Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser der Standorte im Drömling (Mittelw. und Stdbaw.)

In 25 cm Tiefe wurden die signifikant höchsten P- Konzentrationen in den Saugsondenperkolaten unter Ackernutzung gemessen (Abb.2). Zwischen den anderen Standorten bestehen keine signifikanten Unterschiede. Bei Ackernutzung ist eine bessere P- Verfügbarkeit im Vergleich zu den anderen Standorten durch die regelmäßige Bodenbearbeitung und Düngung gegeben. Mit zunehmender Tiefe kommt es in den Böden zu einem Rückgang der P- Konzentrationen im Sickerwasser (mit Ausnahme der intensiven Grünlandnutzung). Diese Verminderung ist unter Ackernutzung am stärksten, obwohl die P- Konzentrationen dort auch in 55 cm Tiefe noch signifikant höher ist im Vergleich zu den anderen Standorten. In 95 cm Tiefe wurden keine erhöhten P- Konzentrationen im Sickerwasser der Ackernutzung festgestellt. Die deutlich höheren P- Konzentrationen in 55 cm Tiefe am

Standort IG signalisieren wahrscheinlich einen Verlagerungsschub von P im Frühsommer 1996 nach der P- Düngung (Februar 1996).

Die Umwandlungsfläche und das extensiv genutzte Grünland weisen im Sickerwasser in 55 und in 95 cm Tiefe sehr niedrige o-PO₄-Konzentrationen auf. Bei Betrachtung der Gesamt- P- als auch der o-PO₄-P- Konzentrationen im Sickerwasser in 95 cm Tiefe zeichnen sich die Niedermoorstandorte Su und EB durch signifikant höhere Gehalte im Vergleich zu den anderen Standorten aus. Bei den Standorten Su und EB war vor allem ein Anstieg der P- und o-PO₄-P- Konzentrationen in 95 cm im Vergleich zu 55 cm Tiefe zu verzeichnen, der hauptsächlich auf steigenden o-PO₄- Konzentrationen basiert. Besonders stark stieg der Anteil von o-PO₄-P am Gesamt- P im Sickerwasser bei diesen Standorten in 95 cm Tiefe im Vergleich zu 55 cm an.

Der Vergleich von P- Konzentrationen des Grundwassers und des Sickerwassers in 95 cm Tiefe wies immer einen deutlichen Anstieg der P- Konzentrationen im Grundwasser aus. Dieser Anstieg wird hauptsächlich durch eine Zunahme der o-PO₄-Konzentration verursacht. (außer bei Su, hier werden 50 % des Zuwachses durch org. P verursacht) und ist auf die bessere Löslichkeit von an Fe- Oxiden gebundenen Phosphaten unter reduzierenden Bedingungen zurückzuführen. Bei niedrigen Redoxpotentialen verbessert sich die Löslichkeit von Eisen (Umwandlung von Fe³⁺ in Fe²⁺) entscheidend. Die damit verbundene Auflösung von Fe- Oxiden führt zu einer Mobilisierung der an die Fe- Oxide gebundenen Phosphate.

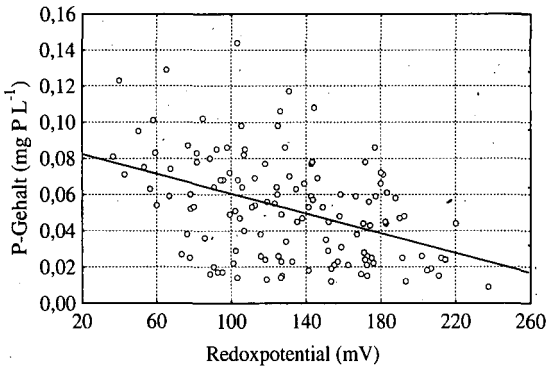


Abb. 3 Zusammenhang zwischen dem Redoxpotential und der P- Konzentration im Grundwasser der Standorte im Drömling

stärksten Anstiegen des Anteils von o-PO₄-P am Gesamt- P im Sickerwasser der beiden Niedermoorstandorte Su und EB. Die Böden der Sukzession und des Erlbruchwaldes besitzen auch die höchsten Gehalte an pedogenen Fe- Oxiden. Das Redoxpotential wurde als steuernde Größe für die P- Konzentrationen des Grundwassers identifiziert. Ansteigende Grundwasserstände führen durch sinkende Redoxpotentiale zu einer erhöhten P- Mobilisierung. Diese P- Mobilisierung ist in Böden mit noch vorhandenen Niedermoorresten besonders hoch. Für diese Standortgruppe muß aber im Sinne der Moorkonservierung eine Anhebung der Grundwasserstände gefordert werden.

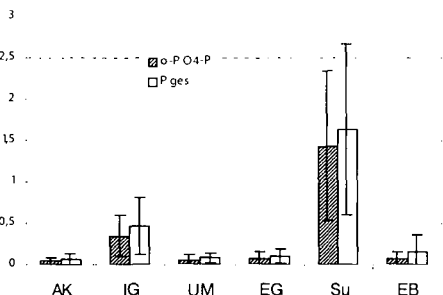
Vor allem der Wechsel von hohen und tiefen Grundwasserständen für gut mit P versorgte Böden wird als kritisch hinsichtlich des P- Austrags aus dem Boden angesehen. Untersuchungen in den USA (Martin et al., 1997) verweisen auf erhöhte P- Austräge unter wechselseitigen Bedingungen von vormalig landwirtschaftlich genutzten Böden (einschließlich P- Düngung). Daher sollten im Drömling Schwankungen des Grundwasserstands begrenzt werden. Den P- Gehalten der Böden ist eine besondere Aufmerksamkeit zu widmen, um eine austragsrelevante P- Anreicherung in den Oberböden infolge der landwirtschaftlichen Nutzung auszuschließen.

Um die mögliche P- Mobilisierung zu begrenzen, sollten hohe P- Vorräte im Boden durch Aushagerungsmaßnahmen abgebaut werden. Inwieweit dies möglich ist und welchen Einfluß solche Maßnahmen auf Boden und Wasser besitzen, sollte im Rahmen weiterer Untersuchungen geklärt werden.

In Abbildung 3 wird ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen dem Redoxpotential im Grundwasser und der P- (und o-PO₄) Konzentration ($r = -0,42$, $n=130$, $\alpha < 0,001$;) ausgewiesen. Dieser Zusammenhang ist enger, wenn nur die Standorte mit vorhandener Niedermoorauflage (EG, Su, EB) berücksichtigt werden ($r = -0,48$ für Gesamt-P und o-PO₄-P). Bei den ermittelten Redoxpotentialen von 100 bis 200 mV geht ein beträchtlicher Anteil von Fe³⁺ in Fe²⁺ über.

Dieses Ergebnis korrespondiert mit den

Ergebnissen der Untersuchungen in den USA (Martin et al., 1997) und den Beobachtungen im Drömling, dass bei hohen Grundwasserständen die P- Konzentrationen im Grundwasser ansteigen. Dies ist auf die Mobilisierung von P aus dem Boden zurückzuführen, die bei niedrigen Redoxpotentialen (hohe Grundwasserstände) begünstigt ist.



Die P- Konzentrationen in den Oberflächen-gewässern weisen bei den Standorten Ak, Um, EG und EB vergleichsweise niedrige P-Konzentrationen auf (Abb. 4). Signifikant höhere P-Konzentrationen sind dagegen im Oberflächenwasser des intensiv genutzten Grünlandes und vor allem der Sukzession zu verzeichnen. Eine deutliche Abhängigkeit der P- und vor allem der o-PO₄-P-Gehalte des Oberflächenwassers der Sukzession vom Redoxpotential konnte nachgewiesen werden.

Abb. 4 P- und o-PO₄- Konzentrationen (Mittelw. und Stdbw.) im Oberflächenwasser der Standorte im Drömling

In den Sommermonaten kommt es durch mikrobielle Vorgänge zu sinkenden O₂-Gehalten in den Oberflächenwässern. Dies hat

sinkende Redoxpotentiale und damit eine bessere Löslichkeit des an die pedogenen Fe- Oxide gebundenen P zur Folge. Durch die dort hohen Gehalte an gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) (Kalbitz et al., 1999) werden die mikrobiellen Vorgänge gefördert (Nährsubstrat), das Redoxpotential sinkt, die o-PO₄-Gehalte steigen.

Der Zusammenhang zwischen mikrobieller Tätigkeit, dem Redoxpotential und den P-Gehalten sowie die Wirkung hoher DOC- Konzentrationen (nachweisbar mit Korrelationen für die Standorte IG, Um, Su) führt auch in den Oberflächenwässern der anderen Standorte zumeist zu Maxima der P-Konzentration in der Vegetationsperiode.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Nutzungseinflüsse auf die P- Gehalte zeigen sich an höheren P- Gehalten in den Oberböden der mineralischen im Vergleich zu den organischen Böden.
- Unsachgemäße Düngung kann zu sehr hohen pflanzenverfügbaren P- Gehalten im Oberboden führen.
- Die im Vergleich zu den anderen Niedermoorstandorten hohen Gehalte an pflanzenverfügbarem P im Oberboden der Sukzession sind auf die frühere Grünlandnutzung mit starkem Humusabbau und P- Düngung zurückzuführen. Daraus ergibt sich noch heute eine starke P- Belastung des Oberflächenwassers.
- Ansteigende Grundwasserstände führen zu einer Erhöhung der P- Freisetzung durch eine Verbesserung der Phosphatlöslichkeit. Dieser Anstieg ist besonders groß bei Niedermoorböden, die über hohe Gehalte an pedogenen Fe- Oxiden verfügen.
- Bei wieder ansteigenden Grundwasserständen muß mit einer weiteren Erhöhung der P- Gehalte im Grund- und Oberflächenwasser gerechnet werden.
- Die Umwandlung von Acker in extensives Grünland auf mineralischen Standorten ist mit überwiegend positiven Wirkungen für Böden und Gewässer verbunden.
- Risiken bestehen für den Gewässerschutz durch die Renaturierung organischer Böden über steigende Grundwasserstände, da ein erhöhter P- Eintrag in die Gewässer nicht ausgeschlossen werden kann.

Literatur

- Kalbitz, K., Rupp, H., Meißner, R. und F. Braumann (1999): Folgewirkungen der Renaturierung eines Niedermoors auf die Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalte im Boden- und Grundwasser. in: Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 40, 22 – 28.
- Rupp, H., K. Kalbitz, R. Meißner, S. Knappe und F. Braumann (1997): Auswirkungen differenzierter Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die P- und N- Dynamik in einem Niedermoorgebiet. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 85, III, 1405-1408.
- Martin, H. W., D. B. Ivanoff, D.A. Graetz und K. R. Reddy (1997): Water table effects on histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. J. Environ. Qual. 26, 1062-1071.

Prognose der P-Austragsgefährdung von ackerbaulich genutzten Standorten des Jungpleistozäns

von

Strobbach, B.*

Einleitung

Aus landwirtschaftlich genutzten Flächen werden jährlich erhebliche Mengen von Düngerphosphaten ausgewaschen oder in nicht pflanzenverfügbarer Form gebunden. Untersuchungen der kleinräumigen Verteilung von Phosphaten auf ackerbaulich genutzten Flächen ergab die erwartete Zunahme der Phosphate von der Kuppe zur Senke (STROHBACH 1986a,b).

Auffallend waren allerdings die unterschiedlichen Verteilungsmuster der P- Gesamtgehalte (Pt) sowie der pflanzenverfügbaren Phosphate (DL-P). Für die angestrebte Prognose der P-Austragsgefährdung erschien deshalb die Klärung der standortsspezifischen Ursachen der unterschiedlichen P-Verfügbarkeit unbedingt erforderlich. Die Zielstellung der vorliegenden Untersuchungen bestand deshalb in der Klärung des Zusammenhanges zwischen Struktur der Bodendecke und Austragsgeschehen. Von Interesse sind vor allem die Beziehungen zwischen P-Freisetzung und ausgewählten Standortparametern (Bodentyp, Körnung, Humusgehalt, Bodenfeuchte, Reliefgestalt, Düngung, Bodenbearbeitung, Fruchtart). Ausgehend von diesen Standortparametern soll ein Modell zur komplexen Beschreibung der P-Verlagerungsdisposition kleinster Flächeneinheiten abgeleitet werden.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südlich von Eberswalde (Grundmoräne der Frankfurter Staffel). Die Höhenunterschiede zwischen Kuppe und Senke betragen nur 2 bis 6 m. Auf den Kuppen wurden Sandlehm Rendzinen oder Parabraunerden ausgeschieden. Die Hangbereiche wurden durch Sandtieflehm Fahlerden im Wechsel mit Sandlehm Parabraunerden charakterisiert. In den Senken wurden Gleye und Amphigleye kartiert. Auf 3 Testflächen wurden im Abstand von 20*20 m insgesamt 112 Oberbodenproben (Ap-Horizont) entnommen und laboranalytisch (pH(KCl), Körnung, Humusgehalt, DL-P, Pt, CaCO₃, T-Wert) untersucht

Der DL-P- sowie der Pt-Gehalt der Böden wurden statistisch auf ihren Zusammenhang mit den Bodenparametern untersucht.

Vergleichend wurde die Höhe der P-Gehalte im Oberflächenabfluss (Abflussmessbleche) bestimmt.

Zur Kennzeichnung der maximalen P-Freisetzung wurden 24 charakteristische Bodentypen des Jungpleistozäns ausgewählt und die Desorptionsisothermen bestimmt.

Unter Einbeziehung von Literaturangaben von SCHWERTMANN (1984) wurden Richtwerte über den Einfluss der geprüften Merkmale auf die Höhe der P- Austräge abgeleitet und in einem einfachen BASIC-Programm zusammengestellt.

Ergebnisse

Die Zusammenhänge zwischen Standortparametern und P-Bindungsformen werden durch die in Abbildung 1 dargestellten Korrelationskoeffizienten charakterisiert.

	Humus	pH	FAT	Bo-Feuchte	Pt	DL-P
Humus	1	0,3	0,28	0,58	0,80	0,06
pH		1	0,10	0,14	0,24	0,28
FAT			1	0,41	0,47	0,14
Bo-Feuchte				1	0,81	0,40
Pt					1	0,32
DL-P						1

Abb. 1: Korrelationskoeffizienten zur Kennzeichnung des Zusammenhanges zwischen Standortparametern und Phosphor im Boden

Insbesondere zwischen dem Pt-Gehalt und dem Humusgehalt sowie auch zur Bodenfeuchte und dem Ton- und Feinschluffgehalt (FAT) sind signifikante Zusammenhänge erkennbar. Dabei beruht der Zusammenhang zwischen dem Phosphorgesamtgehalt und der Bodenfeuchte auf der Tatsache, dass in den Senken mit hoher Bodenfeuchte eine P-Anreicherung vorhanden ist, die auf P Einträge durch Erosionen zurückführbar ist. Ein Zusammenhang mit der Bodenfeuchte ist also nur indirekt gegeben. Die DL-P zeigen schwache Zusammenhänge mit der Bodenfeuchte und dem Pt-Gehalt der Böden.

* Strobbach, B., Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Eine reliefbezogenen Analyse der Zusammenhänge führt zu statistisch gesicherten Beziehungen, die bereits bei STROHBACH (1986 a, b) dargestellt wurden. Einflussfaktoren sind Humusgehalt, FAT, pH-Wert sowie der T-Wert der Böden. Auf Kuppen kann danach mit hohen pflanzenverfügbaren P-Gehalten gerechnet werden, wenn hohe Humusgehalte und hohe T-Werte gegeben sind. In Senken hingegen führen hohe Humusgehalte in Verbindung mit geringen Ton- und Schluffgehalten zu einem hohen Angebot an DL-P.

Sind die DL-P-Gehalte allerdings eine geeignete Größe zur Beschreibung des Prozesses der lateralen Phosphorverlagerung?

Um diesen Sachverhalt zu prüfen wurden deshalb im Zeitraum vom Mai bis Juli vergleichende Oberflächenabflussmessungen an Kuppen, Hängen und in Senken durchgeführt. Die P-Gehalte im Oberflächenabfluss wurden bestimmt. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse der Messungen dargestellt.

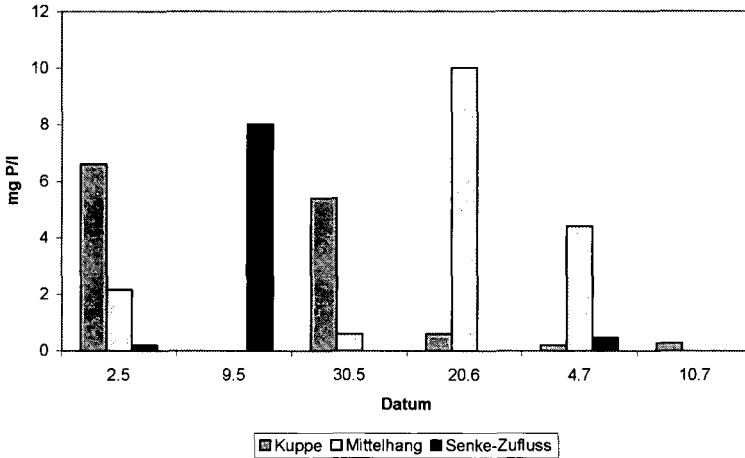


Abb. 2: P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss

Nur bei wenigen Regenereignissen kam es zur Abflussbildung an allen Reliefpositionen. Die analysierten P- Austräge im Oberflächenabfluss schwanken sehr stark. Ein statistisch zu sichernder Zusammenhang mit dem DL-P-Gehalten oder den Pt-Gehalten ist nicht vorhanden. Neben Niederschlagsintensität, Fruchtart und Art der Bodenbearbeitung sind es vor allem spezifische Bodeneigenschaften die hierbei beachtet werden müssen.

Zur Charakterisierung der zeitlichen Freisetzung von Phosphaten wurde deshalb das Desorptionsverhalten der Böden ermittelt. Als Bezugsgröße wurde die Bodenform in ihrer Kombination von Horizont- und Substratprofil gewählt. Die vertiefende Kennzeichnung der Bindungs- und Lösungsmechanismen soll am Beispiel von zwei charakteristischen Desorptionsisothermen erläutert werden.

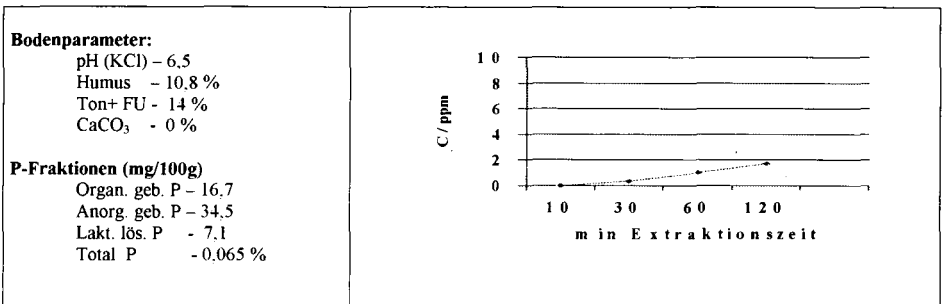


Abb. 3: Desorptionsisotherme eines Humusgleys

In Abbildung 3 ist die Desorptionsisotherme eines Humusgleys dargestellt. Charakteristische Merkmale des Bodens sind hohe Humusgehalte und relativ hohe Pt-Gehalte bei pH-Werten um 6,5.
 In einer Extraktionszeit von 120 min werden nur 1,9 mg/l P freigesetzt.
 Im Vergleich dazu ist die Desorptionsisotherme einer Sand-Rosterde in Abbildung 4 dargestellt. Bei diesem Boden wurde nur Humusgehalte von 1,2 % ermittelt. Es ist kaum Feinboden vorhanden. Die Pt-Gehalte sind geringer. In einer Extraktionszeit von 120 min. werden bei diesem Boden fast 25 mg/l P freigesetzt.
 Die hohe P- Desorptionsmenge ist bei der Sand Rosterde auf die geringe Bindungsstärke des Bodens zurückführbar.

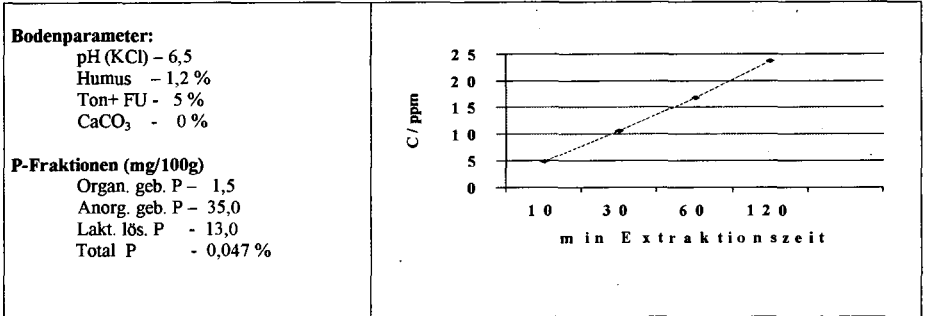


Abb. 4: Desorptionsisotherme einer Sand-Rosterde

Die Ermittlung der Desorptionsisothermen ist zeitlich sehr aufwendig. Es wurde deshalb eine Verallgemeinerung der Zusammenhänge angestrebt. In Abbildung 5 ist für Gruppen des Feinbodens auf der Grundlage von Mehrfachregressionen die Berechnung der maximalen P- Desorption abgebildet. Die maximale Desorption stellt sich als Funktion vom pH-Wert, dem T-Wert sowie dem Pt- bzw. DL-P-Gehalt der Böden dar.

- ✓ Feinanteil der Ackerkrume < 13 %
 $Y = (1,48 * pH) + (0,36 * T\text{-Wert}) + (0,77 * DL\text{-}P) + 7,21$
- ✓ Feinanteil der Ackerkrume 14 - 18 %
 $Y = (554,35 * Pt) - (5,85 * pH) - (2,21 * T_Wert) + 48,26$
- ✓ Feinanteil der Ackerkrume > 18 %
 $Y = (50 * pH) - (2,39 * T\text{-Wert}) + (676,64 * Pt) - 307,3$

Abb. 5: Bestimmung der maximalen P- Desorption auf der Grundlage ausgewählter Bodenparameter

Für die Schätzung des lateralen P-Austrags werden neben der maximalen P- Desorption Angaben zur Hangneigung, zur Fruchtart sowie zur Düngung benötigt. Im Flussbild (Abbildung 6) ist der Algorithmus schematisch dargestellt.
 Die Berechnung erfolgt für kleinste Teilflächen mit vergleichbaren Eigenschaften, sogenannten Ökotope. Es werden charakteristische austrags-, translations- und zuflussbestimmte Ökotope unterschieden. Hangneigung, Bodenbedeckungsfaktor sowie Düngefaktor werden in Abhängigkeit von den oben genannten Merkmalen bestimmt und mit der standortsspezifischen P- Desorption multipliziert.
 Die geschätzten P- Austräge liegen im Untersuchungsgebiet zwischen 0,6 und 1,7 kg P/ha*a.

Diskussion der Ergebnisse

Für die Nutzung des Schätzmodells sind eine Reihe umfassender Vorbedingungen zu klären. Neben gebietstypischen Desorptionskurven sind umfangreiche Kenntnisse zur Struktur der Bodendecke und zum Abflussverhalten der Böden erforderlich.
 Die nur geringe Differenzierung der P- Austräge rechtfertigt scheinbar kaum diesen Aufwand. Interessant werden deshalb die nachfolgend durchgeführten ökotopebezogenen Bilanzierungen der P- Austräge.
 Bilanzengangsgrößen sind:

Zufuhr	Mineral. Düngung Organ. Düngung Niederschläge Eintrag laterale Verlagerung P- Desorption	Verluste	Ernteentzug Auswaschung Erosion P-Fixierung
---------------	--	-----------------	--

Im Ergebnis einer Bilanzierung von Ökotoxen am Hang ergaben sich deutliche Differenzierungen. So ist im Bereich der Testfläche an allen Hangpositionen eine positive Bilanz gegeben. Auf der Kuppe wurde eine Zunahme um 2,7 kg P/ha festgestellt, am Hang eine Zunahme von 3,5 kg P/ha und in der Senke sogar um 9,5 kg P/ha.

Den wesentlichsten Einfluss auf das Ergebnis der Bilanzierung haben letztendlich die Ernteentzüge (Winterweizen). Sie liegen bei 4,2 kg P/ha in der Senke und betragen 10,6 kg P/ha auf der Kuppe. Bei Raps wurden sogar Entzugsmengen bis zu 20 kg P/ha ermittelt. Die Austräge durch Oberflächenabfluss sind demgegenüber vernachlässigbar klein. Sie liegen zwischen 0,05 und 0,8 kg P/ha im Untersuchungszeitraum.

Auf Kuppen führen geringe P-Überschüsse (infolge einer nahezu ausgeglichenen Bilanz) in Verbindung mit in der Regel sorptionsstarken Böden zu einer Festlegung der Phosphate im Oberboden.

Die P-Anreicherung in Senken ist in erster Linie das Ergebnis geringer Ernteentzüge. Lange Nässeperioden im Frühjahr führten hier zu deutlichen Ausfällen der Fruchtarten. Die gegenwärtig diskutierte vertikale P-Verlagerung ist im Ergebnis dieser Untersuchungen nur im Bereich der grundwassernahen Senken zu erwarten. Deutlich positive P-Bilanzen in Verbindung mit hochanstehenden Grundwasser führen hier vermutlich zu einer verstärkten Verlagerung der Phosphate. Ausgehend von den Kenntnissen zum Desorptionsverhalten der Böden können diese Aussagen allerdings nicht problemlos verallgemeinert werden, da gerade die Humusleyle der Senken nur geringe P-Mengen desorbieren. Auch in Senken ist vertikale P-Verlagerung somit nur in Bereichen mit sorptionschwachen Böden denkbar.

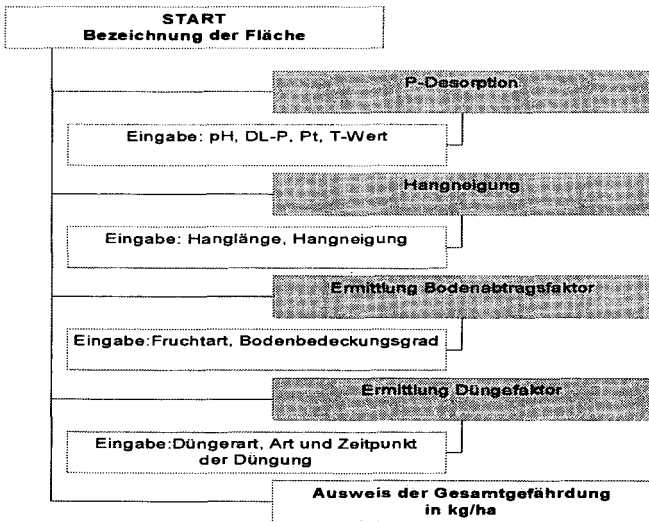


Abb. 6: Algorithmus zur Schätzung des lateralen P-Austrages

Literatur

- STROHBACH, B.: Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung des Gesamtphosphorgehaltes auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 30 (1986a)9, 569-576
- STROHBACH, B.: Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung des pflanzenverfügbaren Phosphors. Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss. DDR, Berlin (1986b)245, S. 49-55

Vermeidung von Phosphorausträgen durch angepaßte Düngung - Ergebnisse eines Langzeitversuches in Schleswig-Holstein -

C. Wiermann

Einleitung

In der Öffentlichkeit wird seit geraumer Zeit über Phosphoreinträge in Grund-, Oberflächen- und Fließgewässer diskutiert. Es ist bekannt, daß die Landwirtschaft einer der Hauptverursacher ist. Nach Römer (1999) ist die Landwirtschaft zu 46 % für die Phosphoreinträge in Gewässer verantwortlich. Als dominierender Prozeß wird in diesem Zusammenhang immer wieder die Erosion genannt, d.h. Maßnahmen zur Reduzierung der Phosphoremission müssen auch immer erosionsmindernd sein. Andere Mechanismen, wie der Eintrag von Phosphor in Gewässer über Drän- und Sickerwasser sowie den „Preferential Flow“ spielen bis heute nur eine untergeordnete Rolle. Neuste Erhebungen haben aber besonders in viehstarken Regionen gezeigt, daß der Anteil der Böden, die in den Bodengehaltsklassen D und E liegen, also hoch bis sehr hoch mit Phosphor versorgte Böden, ansteigt. Für Schleswig-Holstein zeigen diese Erhebungen eine weniger dramatische Zunahme an: Über 80 % der von der LUFA – Kiel 1999 untersuchten Böden konnte den Gehaltklassen A, B und C zugeordnet werden. Nur ein geringer Anteil der untersuchten Böden war hoch bis sehr hoch mit Phosphor versorgt. Dieses Ergebnis gilt sowohl für Acker- als auch Grünlandböden. Bei den Grünlandflächen, die in den Gehaltsklassen D und E liegen handelt es sich zum überwiegenden Teil um die hofnahen Flächen, auf denen häufig nur schwache Narben existieren, die wenig Nährstoffe entziehen, aber hohe Nährstoffeinträge über die Exkremate erhalten.

Hinsichtlich dieser Flächen wird sich in Zukunft also die Frage stellen: Was passiert, wenn die Speicherfähigkeit der Böden überschritten wird? Wird es dann zu erhöhten P-Austrägen auch über das Sicker- und Dränwasser kommen? Für die landwirtschaftliche Beratung und Praxis bedeutet dies, daß geeignete Maßnahmen bereits im Vorfeld ergriffen werden müssen, um eine Akkumulation von Phosphor im Boden zu verhindern. Da die höchsten Phosphor-Inputs in Futterbaubetriebe über Dünge- und Futtermittel erfolgen, muß an diesen Stellen über neue Strategien nachgedacht werden. Dazu werden im Folgenden einige Versuchsergebnisse und Gedanken vorgestellt.

Material und Methoden

Standort:	Schuby in der Nähe von Schleswig
Bodentyp:	Podsol aus Geschiebesand
Bodenart:	humoser Sand
Bodenpunkte:	ca. 20
Bodenreaktion:	pH 5,2
Nutzung:	Grünland (4 Schnitte)
Versuchszeitraum:	1985 bis 1999
Nachweis Phosphat im Boden:	Doppelaktat-Methode
Anzahl der Wiederholungen:	5 pro Variante

Versuchskonzeption: Es wird ein Trockenmasse von 100 dt TM/ha unterstellt. Mit dem Erntegut werden dem Standort also bei einem Ertragsgrenzwert von 8 - 9 g P_2O_5 /kg TM ca. 90 kg P_2O_5 /ha entzogen (Bergmann, 1988). Die Phosphordüngung wurde so variiert, daß keine P-Düngung durchgeführt wurde oder Phosphor auf 0,5 fachen (45 kg P_2O_5 /ha), 1 fachen (90 kg P_2O_5 /ha) bzw. 1,5 fachen Entzug (135 kg P_2O_5 /ha) gedüngt wurde. Die Düngung der anderen Nährstoffe wird über sämtliche Parzellen einheitlich mit optimalen Mengen durchgeführt. Das Stickstoffniveau liegt bei 260 kg N/ha.

Ergebnisse:

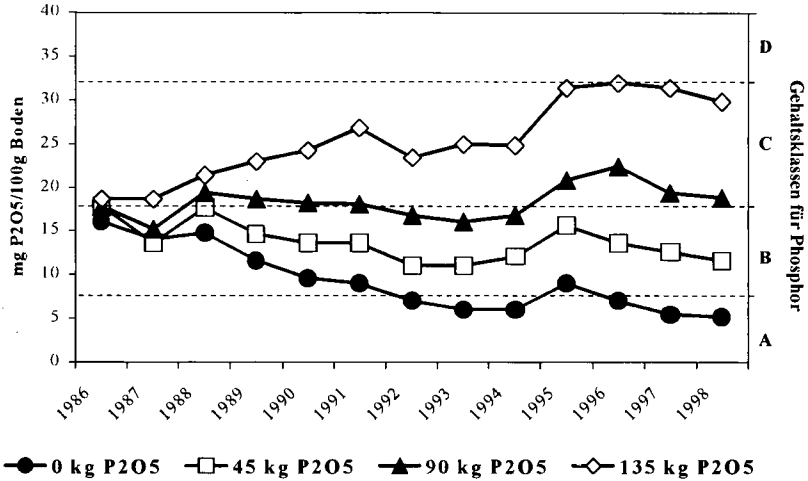


Abb. 1: Phosphatgehalte im Boden bei differenzierter Phosphordüngung (1985 – 1999) in 0 - 10 cm Bodentiefe am Standort Schuby. Nutzung: Dauergrünland.

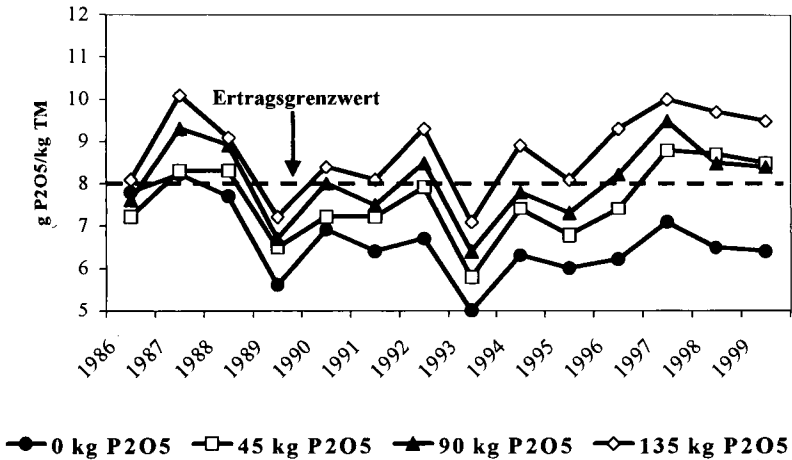


Abb. 2: Phosphatgehalte des Erntegutes bei differenzierter Phosphordüngung (1985 – 1999) am Standort Schuby. Nutzung: Dauergrünland.

Phosphatgehalte des Bodens (vgl. Abb. 1):

Auf der seit 1985 nicht mit Phosphor gedüngten Variante sinken die Phosphatgehalt des Bodens in 0 - 10 cm Tiefe von ca. 15 mg P_2O_5 /ha auf 5 mg P_2O_5 /ha ab. Demgegenüber wird auf der mit 135 kg P_2O_5 /ha gedüngten Variante Phosphat im Boden akkumuliert, da mehr Phosphor der Pflanze zur Verfügung gestellt wurde, als sie offensichtlich in der Lage war aufzunehmen. Die Bodengehalte steigen von anfänglich 15 mg P_2O_5 /ha auf 30 mg P_2O_5 /ha an. Eine Phosphordüngung auf 0,5 fachen

Entzug führt langfristig ebenfalls zu einer Abnahme der Bodengehalte, während bei einer Düngungsstrategie, die sich am P-Entzug durch das Erntegut orientiert, keine Veränderungen der Phosphatgehalte des Bodens zu beobachten sind.

Phosphatgehalte des Erntegutes (vgl. Abb. 2):

Zunächst ist zu erkennen, daß Unterschiede zwischen den Varianten hinsichtlich der Phosphatgehalte im Erntegut weniger deutlich ausfallen, als dies für die Bodengehalte beschrieben wurde. Hierfür sind in erster Linie schwankende Trockenmasseerträge verantwortlich, die sich daraus ergeben, daß in einigen Jahren die Wassernachlieferung in den Sommermonaten ausbleibt und somit ertragsbegrenzend ist. Aus diesem Grund können die jährlichen Entzüge starken Schwankungen unterliegen.

Auf der ungedüngten Variante konnten bereits nach zwei Jahren Phosphatgehalte im Erntegut festgestellt werden, die deutlich unterhalb des Ertragsgrenzwertes lagen. Ist hingegen auf 1,5 fachen Entzug gedüngt worden, so konnten Phosphatkonzentrationen im Erntegut festgestellt werden, die im Mittel der Jahre deutlich oberhalb des Ertragsgrenzwertes lagen. Die Grünlandnarbe dieser Parzellen hat also Phosphor über den Bedarf hinaus aufgenommen, Luxuskonsum betrieben. Bei einer Phosphordüngung auf 0,5 und 1 fachen Entzug konnte der Ertragsgrenzwert im Mittel der Versuchsjahre erreicht werden.

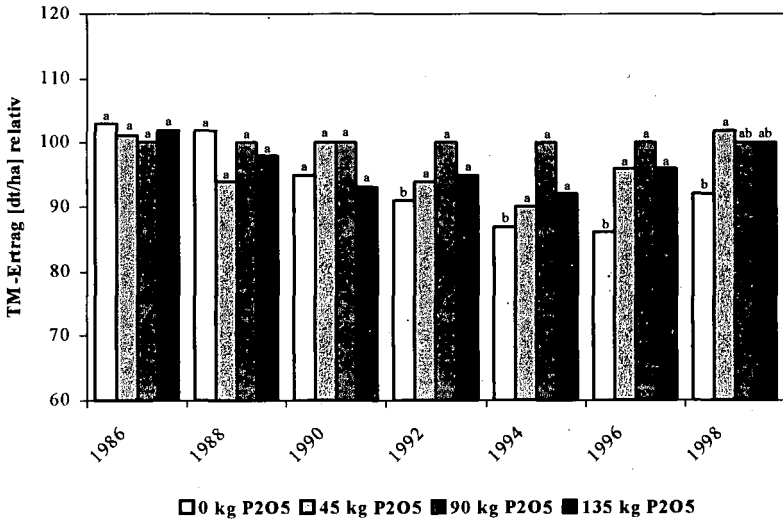


Abb. 3: Auswirkungen differenzierter Phosphordüngung auf den TM-Ertrag von Dauergrünland (1985 – 1999) am Standort Schuby. TM-Ertrag relativ: Variante 90 kg P₂O₅/ha = 100.

Auswirkungen auf den TM-Ertrag (vgl. Abb. 3):

Bis einschließlich des Erntejahres 1990 konnten keine Auswirkungen der differenzierten Phosphordüngung auf den TM-Ertrag festgestellt werden. Erst in den folgenden Jahren sank die Ertragsleistung der ungedüngten Parzellen signifikant gegenüber den anderen Varianten ab. Eine eingeschränkte Phosphordüngung (0,5 facher Entzug) hingegen resultierte bis heute in keinem gesicherten Ertragsausfall. Auch mit einer über den Pflanzenbedarf hinausgehenden Phosphordüngung (1,5 facher Entzug) wurden weder Minder- noch Mehrerträge im Vergleich zur auf 1 fachen Entzug gedüngten Variante erzielt.

Diskussion

Die beschriebenen Versuchsergebnisse haben gezeigt, daß Untersuchungen zur Abschätzung der Gefährdung von Phosphateinträge in Grund-, Oberflächen- oder Fließgewässer langfristig angelegt werden müssen.

Wird dem Standort über mehrere Jahre hinweg kein Phosphor zugeführt so sind deutliche Ertragseinbußen zu erwarten: Die Bodengehalte sinken kontinuierlich ab, so daß eine ausreichende Konzentration von Phosphor im Pflanzengewebe (Ertragsgrenzwert) nicht mehr erreicht werden kann. Allerdings war festzustellen, daß Ertragseinbußen erst mit einer zeitlichen Verzögerung von ca. 5 Jahren auftraten. Offensichtlich war der Boden in der Lage über einen gewissen Zeitraum Phosphor aus den eigenen Reserven nachzuliefern. Spätestens 1992 waren diese Vorräte soweit abgebaut, daß eine ausreichende Versorgung der Pflanzen mit Phosphor nicht mehr gesichert war: Die Phosphatwerte des Bodens sanken auf der ungedüngten Parzelle in die Gehaltsklasse A (akuter Mangel) ab.

Eine Phosphordüngung auf 0,5 fachen Entzug führte zwar im bis jetzt betrachteten Versuchszeitraum zu keinen signifikanten Ertragseinschränkungen. Kontinuierlich sinkende Phosphatgehalte des Bodens deuten aber daraufhin, daß es in absehbarer Zeit auch auf dieser Variante zu gesicherten Ertragsabfällen kommen kann. Der Boden ist momentan offensichtlich noch in der Lage der Grünlandnarbe Phosphor in ausreichenden Mengen zur Verfügung zu stellen. Dies wird mit den P-Gehalten im Erntegut belegt. Es stellt sich aber an dieser Stelle die Frage wie lange ist der Boden noch in der Lage Phosphor aus den eigenen Reserven Phosphor zu mobilisieren und wann wird auch durch eine Düngungsstrategie auf 0,5 fachen Entzug die Bodengehaltsklasse A erreicht? Spätestens dann, so ist zu vermuten, wird es zu gesicherten Ertragseinbußen auch auf den Parzellen dieser Variante kommen.

Wird die Phosphordüngung über den mittleren jährlichen P-Entzug hinaus gesteigert, so konnte eine Akkumulation von Phosphaten im Boden nachgewiesen werden. Die dem Pflanzenbestand angebotenen Phosphormengen wurden aber nicht effizient ausgenutzt: Es kam zu einer P-Anreicherung in Boden und Pflanzenmaterial, eine Ertragssteigerung konnte aber im gesamten Versuchszeitraum nicht festgestellt werden.

Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, daß Düngungsstrategien immer am Bedarf des jeweiligen Pflanzenbestandes orientiert durchgeführt werden müssen, um einerseits das standortspezifische Ertragspotential auszunutzen zu können, aber andererseits auch die Gefahr von negativen Auswirkungen auf die Umwelt zu minimieren. Nur so wird es auch in Zukunft möglich sein eine effiziente Nährstoffausnutzung zu gewährleisten und den Standort nachhaltig zu nutzen.

Diese Zusammenhänge gelten auch für die Anwendung von Wirtschaftsdüngern. Es ist nicht nur auf den Flächen, die bereits sehr hoch mit Phosphor versorgt sind ($> 50 \text{ mg P}_{205} / 100 \text{ g Boden}$, Amtsblatt für Schleswig-Holstein vom 23 Dezember 1996), darauf zu achten, daß dieser Nährstoff nur in Höhe des Nettoentzuges zugeführt wird, sondern auch auf sämtlichen Böden der Gehaltsklasse C. Für die landwirtschaftliche Praxis bedeuten diese Zusammenhänge, daß die Anwendung von Wirtschaftsdüngern nicht ausschließlich am N-Bedarf des Pflanzenbestandes auszurichten ist. Grundsätzlich gilt: Die Anwendungsmenge wird durch den Nährstoff begrenzt, bei dem der Düngungsbedarf als erster gedeckt ist.

Zur Reduzierung von Phosphoreinträgen in Grund- und Fließgewässer sollten aber nicht ausschließlich die Düngungsstrategien neu überdacht werden. Auch hinsichtlich der Fütterung und dem Einsatz von Kraftfuttermitteln müssen Änderungen gefordert werden. Nährstoffvergleiche, wie von der Düngeverordnung 1996 gefordert, belegen, daß beträchtliche Phosphormengen über den Zukauf von Futtermitteln in den viehhaltenden Betrieb importiert werden. Deshalb muß auch von der Fütterung eine Verbesserung der Nährstoffausnutzung erfolgen: Der Einsatz von Futtermitteln mit reduzierten Phosphorgehalten oder einer verbesserten Resorbierbarkeit der Futterphosphate wäre denkbar. Dann würden die Phosphorkonzentrationen in den Wirtschaftsdüngern sinken und somit den Phosphorinput in die Böden reduzieren.

Insgesamt sollte in den Futterbaubetrieben also nicht ausschließlich die steigende Leistung der Tiere im Vordergrund des Interesses stehen. Vielmehr wird zukünftig von der landwirtschaftlichen Praxis zur Minimierung externer Effekte eine verbesserte Nährstoffverwertung im Gesamtbetrieb gefordert, da nur so wird eine nachhaltige Nutzung der Böden langfristig möglich ist.

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate der Tagung der AG „Böden in Schleswig-Holstein“

03. Mai 2000 in Rendsburg

Band 92

2000



Aspekte der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen aus agrarökonomischer Sicht

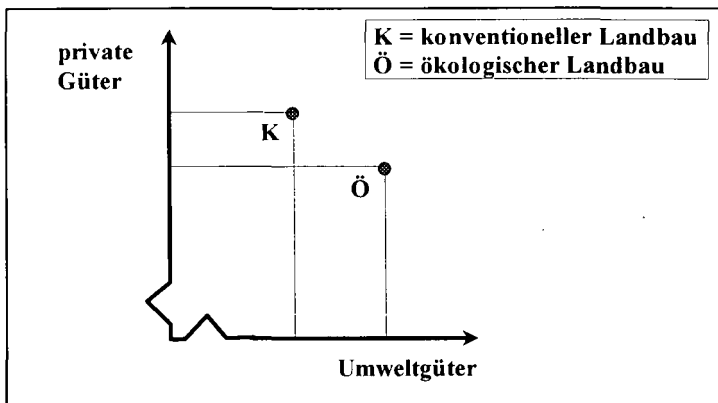
Reimar v. Alvensleben¹

Begriffe und methodische Probleme

Seit der Konferenz von Rio (1992) hat sich weitgehend durchgesetzt, daß der Begriff der Nachhaltigkeit nicht nur eine ökologische, sondern auch eine ökonomische und soziale Dimension hat. Man spricht von einem Zieldreieck, was ein großer konzeptioneller Fortschritt ist. Denn dadurch wird deutlich, daß man auf dem Weg zu mehr Nachhaltigkeit Abwägungen zwischen verschiedenen konkurrierenden Zielen vornehmen muß. Da Nachhaltigkeit ein mehrdimensionales Ziel ist, gibt es beim Vergleich von landwirtschaftlichen Nutzungssystemen im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit das methodische Problem der Zielgewichtung.

Beispiel: Der Öko-Landbau erzeugt in der Regel mehr Umweltgüter, aber weniger private Güter als der konventionelle Landbau (Abbildung 1). Wenn man Aussagen darüber machen will, welches System nachhaltiger ist, müßte man die Zielkriterien „Umweltgüter“ und „private Güter“ gewichten. Eine solche Gewichtung dürfte in einer Gesellschaft mit einer reichlichen Versorgung mit privaten Gütern anders ausfallen als in einer Gesellschaft, wo großer Mangel an privaten Gütern herrscht. Auch innerhalb unserer Überflußgesellschaft kann es keine einheitliche Meinung über die relative Wichtigkeit von privaten und Umweltgütern geben. Was also nachhaltig ist, unterliegt in der Regel einem subjektiven Urteil. Nur in bestimmten Fällen kann man eine objektivierbare Aussage treffen: System A ist nachhaltiger als System B, wenn es (1) bei einem Ziel ein höheres Niveau als System B und (2) bei allen anderen Zielen zumindest das gleiche Niveau erreicht.

Abb1: Konventioneller und ökologischer Landbau im Vergleich (schematisch)



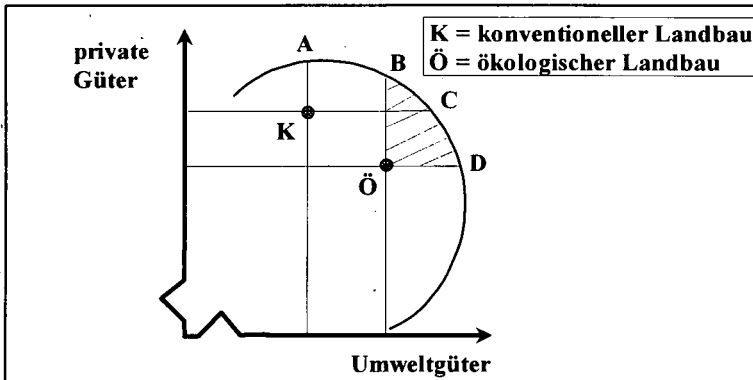
Die häufig angestellten Vergleiche zwischen dem ökologischen und konventionellen Landbau bewerten die Systeme in der Regel allein anhand der ökologischen Dimension(en), setzen diese implizit mit der Nachhaltigkeit gleich und vernachlässigen dabei die übrigen Zieldimensionen. Ein solches Vorgehen entspricht etwa einem Vergleich von Zwei- oder Dreinutzungsrindern mit einer reinen Milchrasse allein anhand des Kriteriums Milchleistung (oder dem Vergleich eines Geländewagens mit einem Straßenauto anhand des Kraftstoffverbrauchs je km). Man käme dann zu dem Ergebnis, daß die reine Milchrasse dem Zwei- oder Dreinutzungsrind überlegen sei, oder das Straßenauto dem Geländewagen.

Solche Vergleiche blenden weiterhin das Problem der Öko-Effizienz aus, d.h. die Frage: Werden die angestrebten ökologischen Ziele effizient, d.h. zu den geringsten Kosten erreicht? Insofern können diese Vergleiche keine Antwort auf die Frage geben, welches System nachhaltiger sei.

Ist der Ökologische Landbau nachhaltig?

Um die relative Nachhaltigkeit von Landbausystemen beurteilen zu können, muß man ihre Öko-Effizienz untersuchen. Werden die angestrebten Umweltziele mit dem geringsten Mittelaufwand erreicht? Abbildung 2 zeigt – wiederum schematisch – eine Kurve der möglichen Kombinationen von privaten und Umweltgütern, die nach dem derzeitigen Stand der Technik erzeugt werden könnten. Hierbei wird unterstellt, daß sowohl im ökologischen als auch im konventionellen Landbau die Produktionsmöglichkeiten noch nicht ausgeschöpft sind, daß also Effizienzreserven bestehen. In beiden Systemen könnte man mehr Umweltgüter und/oder mehr private Güter erzeugen, ohne die Erzeugung der jeweils anderen Güter zu vermindern.

Abb2: Effizienzreserven im konventionellen und ökologischen Landbau (schematisch)



Vor allem im Öko-Landbau wird aber die mögliche Steigerung der Öko-Effizienz durch die selbst auferlegten Anbau Richtlinien begrenzt. Insbesondere der Totalverzicht auf den Einsatz von mineralischen Düngern und Pflanzenschutzmitteln und die Begrenzung des Zukaufs von Futtermitteln in der tierischen Produktion behindern die Möglichkeiten zur Steigerung der Öko-Effizienz. Landbausysteme, die Produktkombinationen realisieren, die im Bereich ÖBD (schraffierter Bereich) von Abbildung 2 liegen, sind auf jeden Fall nachhaltiger als der

Ökologische Landbau. Der Ökologische Landbau kann diese nachhaltigeren Wirtschaftsweisen aber nicht anwenden, da die Anbaurichtlinien dies verbieten.

Ein wichtiger Grund für die suboptimale Öko-Effizienz des Ökologischen Landbaus liegt darin, daß die Anbaurichtlinien maßnahmenorientiert und nicht ergebnisorientiert sind. Beispiel: Der Öko-Landbau versucht die Nährstoffkreisläufe dadurch geschlossener zu halten, indem er den Nährstoffinput (Dünger, Futter) begrenzt. Ein solches Vorgehen ist aber ineffizient, da die Beziehung zwischen Nährstoffinput und Nährstoffaustrag in den empirisch relevanten Bereichen nicht sehr groß ist. Würde der Ökolandbau nicht den Nährstoffinput, sondern den Nährstoffaustrag begrenzen, dann ließe sich seine Öko-Effizienz und damit die Nachhaltigkeit erheblich steigern. Jeder Betrieb könnte dann für sich über die sinnvollsten Maßnahmen entscheiden, die zu einer effizienten Erreichung der Grenzwerte für den Nährstoffaustrag führen.

Daß der konventionelle Landbau zur Zeit noch nicht mehr Umweltleistungen erbringt, liegt nicht so sehr an den technischen Möglichkeiten, sondern vor allem an den fehlenden Anreizen. Ökologische Leistungen der Landwirtschaft werden bisher kaum honoriert. Würden solche Leistungen honoriert, so ließen sich sehr wahrscheinlich Produktkombinationen realisieren, die im Bereich ÖBCD der Abbildung 2 liegen, die dann eindeutig nachhaltiger sein würden als der Ökologische Landbau. Aber auch hier käme es darauf an, die Fördermaßnahmen auf ihre Öko-Effizienz zu überprüfen und die Förderung vorzugsweise ergebnisorientiert, z.B. am Nährstoffaustrag, und nicht maßnahmenorientiert auszurichten. Maßnahmeorientierte Fördermaßnahmen sind nur dann effizient, wenn eine enge Korrelation zwischen Maßnahme und den angestrebten Umweltzielen besteht.

Die Öko-Effizienz der konventionellen Landbausysteme ist in den letzten Jahren kontinuierlich verbessert worden, d. h. sowohl die möglichen als auch die realisierten Produktkombinationen haben sich in Abbildung 2 immer mehr nach rechts oben verschoben, sodaß sich die Öko-Effizienz relativ zu der des Ökologischen Landbaus verbessert haben dürfte und in Zukunft auch weiter verbessern wird. Zum Beispiel ist der Stickstoffeinsatz in den hochintensiven und ertragsstarken Ackerbaubetrieben der Beratungsringe in Ostholstein zwischen 1979/83 und 1994/98 von 3,62 auf 2,73 kg N/GE, d.h. um 25 % gesunken. Der entsprechende Wert für den Stickstoffaustrag dürfte sich noch sehr viel stärker vermindert haben. Auch der Pflanzenschutzmitteleinsatz je Getreideeinheit hat sich deutlich verringert.

Im konventionellen Landbau sind theoretisch alle produktionstechnischen Maßnahmen einsetzbar, die auch im Öko-Landbau angewendet werden. Umgekehrt gilt dies nicht. Deshalb ist das Potential für ein nachhaltiges Wirtschaften im konventionellen Landbau grundsätzlich größer als im Öko-Landbau. Auf dem Weg zu mehr Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft wird es somit in erster Linie darauf ankommen, diese Potentiale zu erschließen, statt auf Öko-Landbau umzustellen.

Auch im weltweiten Kontext ist die Nachhaltigkeit des ökologischen Landbaus eher skeptisch beurteilen. Der weltweite Verzicht auf Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel würde ein geringeres Produktionsniveau bei Grundnahrungsmitteln und damit höhere Preise als in der Vergleichssituation (mit Einsatz ertragssteigernder Betriebsmittel) zur Folge haben. Die Höhe der Preise für Grundnahrungsmittel ist in den armen Ländern ein Faktor von großer sozialpolitischer Bedeutung, weil gerade die ärmeren Bevölkerungsschichten einen erheblichen Anteil ihres Einkommens für Grundnahrungsmittel aufwenden müssen. Steigende Nahrungsmittelpreise würden also die Armen in der Dritten Welt am stärksten treffen. Dagegen ist in den wohlhabenden Ländern die früher so wichtige sozialpolitische Bedeutung des Brotpreises längst Vergangenheit. Eine Erhöhung der Nahrungsmittelpreise hätte nur geringe Auswirkungen auf die Verteilung der Realeinkommen. Deshalb können auch die höheren Preise für Öko-Produkte gut verkraftet werden. Diese Situation ist aber auf die Dritte

Welt nicht übertragbar. Man müßte im Abwägungsprozess die stark negativen sozialen Auswirkungen auf die ärmeren Bevölkerungsschichten beachten – ein Abwägungsprozess, der in diesen Ländern sicherlich zugunsten der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit ausfallen würde.

Ersatzhandlungen und plakativer Umweltschutz

In der öffentlichen Diskussion über die Nachhaltigkeit von land- und forstwirtschaftlichen Nutzungssystemen stehen insbesondere Maßnahmen im Vordergrund, die plakative, emotionale Aussagen erlauben. Hierdurch werden die eigentlichen Probleme der Nachhaltigkeit, z.B. das Problem der Öko-Effizienz in den Hintergrund gedrängt.

Dieser plakative Umweltschutz hat deshalb eine so große Bedeutung, weil man in der Kommunikation mit den Verbrauchern und der Öffentlichkeit nur mit plakativen, emotionalen Aussagen durchdringen kann und nur so eine Chance hat, sich in der allgemeinen Beachtungskonkurrenz zu behaupten. Nur so ist es möglich, für Öko-Produkte einen höheren Preis in bestimmten Marktsegmenten zu erzielen, bzw. bessere politische Rahmenbedingungen zu erwirken.

Nun sind plakative, emotionale Aussagen im Marketing und in der Öffentlichkeitsarbeit an sich nicht verwerflich, sondern in einer pluralistischen Gesellschaft etwas ganz normales. Das Problem ist jedoch, daß mit Slogans, wie „ohne Chemie“ oder „aus Freilandhaltung“ den Verbrauchern eine größere Nachhaltigkeit der entsprechenden Produktionsprozesse suggeriert wird, die nicht vorhanden ist. Dabei besteht die Gefahr, daß der Kauf entsprechender Produkte zu einer Ersatzhandlung wird, die das Gewissen entlastet, aber vom eigentlichen Problem der Nachhaltigkeit eher ablenkt. Außerdem wird die konventionelle Erzeugung als weniger nachhaltig oder gesund diskriminiert.

Wir haben in einer neuen Analyse der Verbrauchereinstellungen zu Öko-Produkten die freien Assoziationen der Verbraucher mit dem Begriff der Öko-Produkte ermittelt. Die mit Abstand häufigste Assoziation war der Kategorien-Komplex „ohne Chemie“, „ohne Kunstdünger“, „ungespritzt“. Zugleich gelten Öko-Produkte bei der großen Mehrheit der Verbraucher als gesünder. Es ist verständlich, daß die Marktkommunikation und die Öffentlichkeitsarbeit der Öko-Produzenten hier ansetzt, um das eigene Produkt von dem der Konkurrenz zu differenzieren und emotional zu positionieren.

So gesehen bestimmen immer mehr die Erfordernisse und Möglichkeiten der Kommunikation und nicht nur die Ziele der Nachhaltigkeit die Standards der Produktion im Öko-Landbau. Plakative Aussagen, wie „ohne Chemie“, werden zum wesentlichen Kriterium der Nachhaltigkeit – nicht nur bei den Verbrauchern, sondern im zunehmenden Maße auch bei den Politikern. Der ökologisch sinnvolle Einsatz von Chemie, der zweifellos einen wichtigen Beitrag zu mehr Nachhaltigkeit leisten könnte, wird zugleich diskriminiert. Dadurch bleiben Potentiale ungenutzt und das Postulat höherer Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen „ohne Chemie“ wird fragwürdig.

Zustand der Böden in Schleswig-Holstein

B. Burbaum & E. Cordsen*

Einleitung

Dieser Vortrag über den Zustand der Böden in Schleswig-Holstein steht nicht von ungefähr weit vorn im Tagungsprogramm. Schließlich geht es bei der Nachhaltigkeit der Bodennutzung vor allem darum, wie gewährleistet werden kann, dass die Böden dauerhaft, also auch für kommende Generationen nutzbar bleiben. Dieser Gedanke ist einer der Leitgedanken, die zur Verabschiedung des Bodenschutzgesetzes (BBodSchG)[2] geführt haben. Dort heißt es in § 1: „Zweck des Gesetzes ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen.“ Zu den Funktionen, des Bodens zählen nach § 2 Abs. 2 die natürlichen Funktionen, die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte sowie Nutzungsfunktionen.

Natürliche Funktionen	<ul style="list-style-type: none">• Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen• Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen• Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers
Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	
Nutzungsfunktionen	<ul style="list-style-type: none">• Rohstofflagerstätte• Fläche für Siedlung und Erholung• Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung• Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung

Abb. 1 : Bodenfunktionen gemäß BBodSchG

Trotz eines gewissen Konfliktpotentials zwischen den genannten Funktionen muss, um einen nachhaltigen Schutz aller Funktionen zu erreichen, der Schutz der natürlichen Bodenfunktionen im Vordergrund stehen, denn ihr Schutz gewährleistet erst die dauerhafte Möglichkeit der Wahrnehmung anderer Funktionen. Im Bodenschutzgesetz heißt es dazu in § 1: „Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte soweit wie möglich vermieden werden.“ In Bezug auf die landwirtschaftliche Bodennutzung bedeutet dies, dass eine standortgerechte Bodennutzung, die den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit als Ziel hat, sowohl den natürlichen Bodenfunktionen als auch den Nutzungsfunktionen gerecht wird.

Die Voraussetzung zur Ergriffung der richtigen Strategien und Maßnahmen zum Schutz der natürlichen Bodenfunktionen [4] ist die genaue Erfassung des Bodenzustandes. Die Bestandsaufnahme des derzeitigen Bodenzustands erfolgt in Schleswig-Holstein im Wesentlichen durch das LANU. Neben der Erfassung der bodenchemischen, bodenphysikalischen und bodenbiologischen Eigenschaften und der Bodenbelastungen werden die Bodenformen Schleswig-Holsteins raumbezogen aufgenommen.

Um eine geeignete Diskussionsgrundlage für diese Vortragsveranstaltung zu schaffen, werden hier daher ausgehend vom natürlichen bzw. naturnahen Zustand die Folgen unterschiedlicher Nutzungen für die Böden Schleswig-Holsteins aufgezeigt. Ferner werden die verschiedenen

* beide Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU SH)

Programme zur Erfassung des Bodenzustands vorgestellt und in einem kurzen Ausblick wird geschildert, wie die gewonnenen Daten für den vorsorgenden Bodenschutz eingesetzt werden bzw. zukünftig eingesetzt werden sollen.

Natürliche und naturnahe Bodenformen und ihre Verbreitung in den vier Hauptnaturräumen Schleswig-Holsteins

Zunächst ist festzustellen, dass es einen vollkommen naturbelassenen Boden in Schleswig-Holstein mit Sicherheit nicht gibt, denn allein die luftgetragenen Immissionen auf den Boden verändern seine natürliche chemische Zusammensetzung und damit seinen Zustand. Trotzdem kann man eine relativ klare Linie zwischen den Böden ziehen, die als naturnah eingestuft werden und denen die stärker anthropogen überprägt sind. Zu letzteren gehören z.B. die Böden, die sich aus anthropogenen Substraten (z.B. Bauschutt) gebildet haben oder die eine tiefgreifende Profilveränderung erfahren haben (z.B. Tiefumbruch). Die Marschen mit tiefgreifender Bodenentwicklung (z.B. Knickmarschen) stellen gewissermaßen den Übergang zwischen den naturnahen und den anthropogen stärker überprägten Böden dar, denn ihre Entwicklung wäre ohne Bedeckung praktisch unmöglich gewesen. Traditionell werden sie jedoch zu den naturnahen Böden gestellt.

Küstenholozän und Elbaue

In dieser Landschaft erfolgt die Bodenentwicklung in den tidal-marinen bis tidal-fluviatilen Sedimenten vom Watt über die Roh- und Kalkmarsch hin zur Kleimarsch. Böden aus schlufftonigen Sedimenten können sich zur Knickmarsch weiterentwickeln. Ein Sonderfall stellen die Dwogmarschen dar, die durch zwei sich überlagernde Bodenbildungen, ermöglicht durch zwischengeschaltete Sedimentation, gekennzeichnet sind. Bei entsprechenden Sedimentationsbedingungen kamen auch stark von organogenen Bestandteilen durchsetzte Sedimente zur Ablagerung. Die hieraus entstandenen Böden werden als Organomarschen bezeichnet.

Die Böden außerhalb des Tideinflussbereiches an der Elbe stellen bodensystematisch keine Marschen dar und sind daher überwiegend als Vega-Gleye aus fluviatilen Sand bis Ton anzusprechen.

Jungmoränenlandschaft

Die Böden dieser auch als östliches Hügelland bezeichneten Landschaft konnten sich bis zur Rodung der Wälder relativ unbeeinflusst vom Menschen entwickeln. Zu den stärker verbreiteten naturnahen Bodenformen zählen hier insbesondere die Parabraunerde und der Pseudogley aus Geschiebelehm bzw. aus Fließerde über Geschiebelehm. Aus sandigen Ablagerungen (Schmelzwassersanden, Beckensanden, Geschiebesanden und Geschiebedecksanden) entwickelten sich überwiegend Braunerden. Im Randbereich der Weichselvereisung mit länger andauernden Periglazialbedingungen prägen Übergänge zwischen Parabraunerde und Braunerde das Bodenmosaik. In Senken und Niederungen finden sich häufig Gleye und Niedermoore, Hochmoore treten vereinzelt, z.T. jedoch in größerer Ausdehnung hinzu. Auf der Wagrischen Halbinsel und auf Fehmarn konnte sich ein schwarzerdeähnlicher Boden entwickeln dessen Genese umstritten ist.

Altmoränenlandschaft

Wie auf der Jungmoräne konnten sich die Böden dieser auch als Hohe Geest bezeichneten Landschaft bis zur Rodung der auf ihnen stockenden Wälder weitgehend ohne menschliche Einflussnahme entwickeln. Das Bodeninventar ist geprägt von Braunerden und deren Übergängen zum Podsol aus periglazialen Ablagerungen. Hinzu treten insbesondere Pseudogleye in Bereichen, in denen der saalezeitliche Geschiebelehm nur flach von periglazialen Sedimenten überdeckt ist und ein ausgeglichenes Relief vorhanden ist. Die z.T. sehr ausgedehnten Niederungen werden von Hoch- und Niedermooren sowie von mineralischen Grundwasserböden eingenommen.

Vorgeest

Dieser Hauptnaturraum, der aus weichselzeitlichen Sandersanden mit mehr oder weniger stark ausgebildeten periglazialen Decken aufgebaut ist, wurde ebenfalls erst durch die Rodung der Wälder stärker vom Menschen überprägt. Seine natürliche Bodenformendecke wird bestimmt durch Braunerden und deren Übergänge zu den Gleyen aus Geschiebedecksand über Sandersand einerseits

und durch Podsole und dessen Übergänge zu den Gleyen aus Flugsand über Sandersand andererseits. Auch hier treten z.T. sehr großflächige Bereiche mit Hoch- und Niedermooren und Böden aus Seccablagerungen (Gyttja) hinzu.

Folgen anthropogener Bodennutzungen für den Zustand der Böden in Schleswig-Holstein

Folgen historischer und prähistorischer Bodennutzung

Während die prähistorische Bodennutzung nur punktuell Einfluss auf den Zustand der Böden genommen haben dürfte, kann für die historische Bodennutzung schon ein weites Feld an Folgen aufgezeigt werden. Dies sei hier nur am Beispiel der Plaggenwirtschaft erläutert, die auf ertragsschwachen Böden in den westlichen Landesteilen verbreitet war. Sie förderte auf den Flächen der Plaggenentnahme durch Heidenutzung die Podsolierung und führte auf den Flächen, wo die Plaggen nach Nutzung als Einstreu in den Viehställen wieder ausgebracht wurden zur Entstehung von sogenannten Plaggeneschen.

Folgen maschinell-industrieller Bodennutzung

Der Beginn der Industrialisierung bedeutet auch für den Zustand der Böden eine entscheidende Wendemarke. Denn sowohl die Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung als auch der Einfluss anderer Nutzungen auf den Zustand der Böden haben sich seither kontinuierlich verändert.

Folgen maschinell-industrieller Bodennutzung durch die Landwirtschaft

Hierzu zählen u.a.: Krumenvertiefung, Winderosion, Wasserosion, Bodenverdichtung, Grundwasserabsenkung, Stauwasserdrainage, Mineralisation von Hoch- und Niedermoortorfen, Bodenabdeckungen (Sanddeckkultur), Entstehung von Tiefumbruchböden (Trepsohlen), Veränderungen der biologischen Aktivität, Veränderung der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung, Stopp vieler natürlicher Bodenbildungsprozesse.

Die aufgezählten Folgen ziehen z.T. wieder andere Wirkungen nach sich, so dass ein in seinen Ausmaßen kaum darstellbares Wirkungsgefüge entsteht.

Folgen maschinell-industrieller Bodennutzung durch andere Bodennutzer

Zu diesen zählen die Forst- und Gartenbauwirtschaft, aber auch der gesamte urban-industrielle und infrastrukturelle Bereich und die Rohstoffgewinnung.

Die Folgen der Bodennutzung durch die letztgenannten bedeuten häufig den Verlust des ursprünglichen Bodens durch Ab- und Aufträge sowie Versiegelungen [6]. Auch gehen von ihnen z.T. erhebliche Emissionen aus, die den Zustand angrenzender und auch weiter entfernt liegender Böden verändern.

Staatliche Programme zur Erfassung des Bodenzustands

Der Bodenzustand in Schleswig-Holstein wird seitens der Umweltverwaltung im wesentlichen durch die Geowissenschaftliche Landesaufnahme, durch das Projekt Bodenbelastungskataster und durch die Bodendauerbeobachtung erfasst.

Geowissenschaftliche Landesaufnahme

Diese gliedert sich traditionell in die bodenkundliche und geologische Kartierung des Landes. Gegenstand der Kartierung sind die Bodenausgangsgesteine und in Bezug auf die bodenkundliche Kartierung die Böden, die sich aus den Ausgangsgesteinen entwickelt haben. Für die bodenkundliche Ansprache ist die Bodenkundliche Kartieranleitung [1] (z.Z. 4. Auflage) maßgebend. An den Einzelprofilen werden u.a. folgende Parameter erfasst: Bodenart, Humusgehalt, Carbonatgehalt, Hydromorphiemerkmale, Bodenfeuchte, Horizontierung und Genese sowie Schichtung des Bodenausgangsgesteins. Diese münden in die Ableitung der Bodenform am Aufnahmepunkt. Durch gezielt angesetzte Bohrungen, Auswertung von Vorinformationen und Expertenwissen werden die Ergebnisse der Einzelprofilaufnahme in die Fläche projiziert.

Bodenbelastungskataster (BBK)

Der Bodenbelastungskataster ist darauf ausgelegt flächendeckend den Belastungsgrad der Böden in Schleswig-Holstein wiederzugeben. Bisher liegen von über 1500 Standorten Untersuchungsergebnisse mit dem Schwerpunkt stoffliche Belastung vor. Hierzu sind sowohl Standorte ausgewählt worden, die zur Bestimmung von Hintergrundwerten dienen können, als auch solche in Einzelräumen mit abweichend hohen Schadstoffbelastungen [5], [6].

Bodendauerbeobachtung

An 34 repräsentativen Stellen des Landes sind Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet worden, die dazu dienen sollen die langfristigen Bodenzustandsänderungen festzustellen. Die Veränderungen können durch standort-, belastungs-, und nutzungsbedingte Einflüsse ausgelöst werden. Die Untersuchungen und Aufzeichnungen sind daher sehr breit angelegt und reichen von geowissenschaftlichen Aspekten über vegetationskundliche und faunistische Aufnahmen bis zur Führung von Schlagkartreien [5], [6].

Bodenzustandserhebung als Grundlage für den vorsorgenden Bodenschutz

Der Leitgedanke des vorsorgenden Bodenschutzes muss der flächendeckende Erhalt der natürlichen Bodenfunktionen gemäß § 2 BBodSchG sein [7]. Für eine Operationalisierung dieses Schutzzieles bedarf es einer gebietsbezogenen Bewertung dieser Bodenfunktionen. Diese wird erst möglich durch die flächenhafte Kenntnis über die Beschaffenheit der Böden. An dieser Stelle wird die Bedeutung der Bodenzustandserhebung klar, bietet sie doch stärker lokal ausgerichtete Einzelbefunde aus den Projekten BBK und BDF und mit der geowissenschaftlichen Kartierung zunächst eine fundierte Bestandsaufnahme, zusätzlich aber auch ein Instrument für die Extrapolation von Einzeluntersuchungen auf die Landesfläche.

In Verbindung mit geeigneten Risikomodellen können aus der Bodenfunktionsbewertung flächendeckend Aussagen zur Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit der Böden getroffen werden. Diese wiederum können als Grundlage zur Ausweisung von Bodenschutz- bzw. Bodenbelastungsgebieten oder für andere Maßnahmen des vorsorgenden Bodenschutzes dienen (vergl. § 21 Abs. 3 BBodSchG).

Die Bedeutung der Informationsgrundlagen kann gut am Beispiel der Lebensraumfunktion (vergl. Abb. 1) erläutert werden. Denn diese wird von Experten der Länder z.B. in Bezug auf die natürliche Vegetation nach folgenden Kriterien bewertet: Ausprägung der Standorteigenschaften, Natürlichkeit/Hemerobie, Seltenheit/Häufigkeit, Potentielle Natürliche Vegetation und reale Vegetation [3]. Nahezu all diese Kriterien können direkt oder indirekt aus den Daten der Zustandserhebung entnommen oder abgeleitet werden. Gleiches gilt auch in Bezug auf die anderen natürlichen Bodenfunktionen, so dass die auf den Tagungen in Rendsburg schon häufig geäußerte Forderung nach einer forcierten Bodenzustandserhebung vor allem im Bereich der geowissenschaftliche Landesaufnahme nur nochmals unterstrichen werden kann.

Literatur:

- [1] AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover.
- [2] Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil 1 Nr. 16.
- [3] Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren – Sachstand und Empfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)(1998). In: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch, 28. Lfg. XII, Ordnungsnummer 9010, Schmidt, Berlin.
- [4] Kneib, W. (1999): Strategien zur Ausweisung von Bodenschutz-Vorranggebieten. In : Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 911, S. 37-39.
- [5] Ministerin für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg) (1994): Bodenschutz in Schleswig-Holstein, Druckschrift.
- [6] Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg) (1996): Bodenschutzprogramm, Landtagsdrucksache.
- [7] Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz beim BMU (2000) : Wege zum vorsorgenden Bodenschutz. Fachliche Grundlagen und konzeptionelle Schritte für eine erweiterte Boden-Vorsorge, Deutscher Bundestag, Drucksache 14/2834.

Entwicklung der Bodennutzung und Viehhaltung in den Naturräumen Schleswig-Holsteins 1950 – 1999

Dr. H.-S. Grunwaldt *

Die Naturräume in Schleswig-Holstein – Marsch, Hohe Geest, Vorgeest, Hügelland – sind durch eiszzeitliche und nacheiszeitliche Entwicklungen gestaltet. Für die Entstehung und Ausprägung ihrer Böden nimmt neben Ausgangsgestein, Klima und Vegetation die kulturbedingte Nutzung entscheidend Einfluß. Auf knapp drei Viertel der Landesfläche dominiert eine landwirtschaftliche Nutzung. Anteile von knapp einem Zehntel entfallen auf Waldflächen, gut ein Zehntel auf Siedlungsflächen sowie ein Zwanzigstel auf Wasser- und andere naturnahe Flächen. Im Zeitablauf hat die landwirtschaftliche Nutzung – vor allem in den bevölkerungsreichen städtischen Regionen (Kiel, Lübeck, Hamburger Umland) zugunsten der Siedlungsflächen und durch landesweite Aufforstung zugunsten des Waldes abgenommen.

Mit dem überwältigenden technologischen, betrieblichen, wirtschaftlichen und strukturellen Wandel in der Landwirtschaft vollzogen sich in den letzten fünfzig Jahren tiefgreifende regionale Veränderungen in der Bodennutzung und Viehhaltung. Während sich Zahl, Größe und Vielfalt der landwirtschaftlichen Betriebe in der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts nicht grundlegend veränderten, zeichnet sich die Nachkriegsentwicklung durch einen stetigen Konzentrationsprozeß zu weniger, aber größeren Betrieben aus. Mit der Freisetzung von Arbeitskräften sowie Motorisierung und Mechanisierung der Außen- und Innenwirtschaft ging in den landwirtschaftlichen Betrieben eine Spezialisierung auf zunächst weniger und dann auf überwiegend einzelne Betriebszweige einher. Wie bei der Betriebsgrößenstruktur lief auch in der Nutztierhaltung ein stetiger Konzentrationsprozess zu weniger, aber größeren Tierbeständen ab. Aus den ursprünglichen Gemischbetrieben entwickelten sich neben spezifischen, besonders auf das Gebiet westlich von Hamburg konzentrierten Gartenbaubetrieben vor allem auf den Marktfruchtbau (Ackerkulturen), den Futterbau (Rinder-, Schafhaltung) und die Veredlung (Schweine-, Geflügelhaltung) spezialisierte Betriebe.

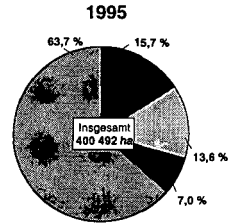
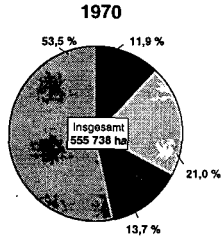
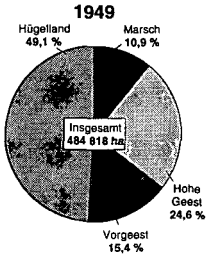
Standorte höherer Bodengüte haben eine größere relative Vorzüglichkeit für den Marktfruchtbau (Getreide, Ölfrüchte, Hackfrüchte, Gemüse), grundwassernahe und basenarme Böden eine stärkere Eignung für den Futterbau (Dauergrünland, Feldgras, Silomais). Dementsprechend wurde der Ackerflächenanteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Hügelland und mit zeitlicher Verzögerung in der Marsch kontinuierlich ausgeweitet. Gegenläufig erhöhte sich der Grünlandanteil auf der Hohen Geest und Vorgeest, wobei sich die Entwicklung in diesen beiden Naturräumen seit Inkrafttreten der EU-Reform (1993) in Zusammenhang mit den für Silomais gewährten Flächenprämien wieder leicht umgekehrt hat. Hinsichtlich der Viehhaltung hat der Rinderbestand nach vorübergehender landesweiter Aufstockung im Hügelland erheblich ab- und auf der Geest auf ein Mehrfaches zugenommen. Die flächenunabhängige Schweinehaltung hat sich verbreitet zu einem zweiten Betriebszweig in flächenärmeren Ackerbaubetrieben entwickelt, wodurch sich im Zeitablauf die Anteile am Schweinebestand des Landes im Hügelland und in der Marsch zu Lasten der Geest erhöht haben. Große, mit weniger Feldfrüchten einheitlich bestellte Feldstücke sowie ein erheblicher Anfall an Vegetationsrückständen kennzeichnen den extensiven, viehlosen Marktfruchtbau in den Ackerbaugebieten, ein hoher Viehbesatz und ein starker Wirtschaftsdüngereinsatz die Bewirtschaftung des Grünlandes und der Ackerfutterflächen. Entsprechendes gilt für die Flächen der Betriebe mit intensiver Schweinehaltung.

Literatur:

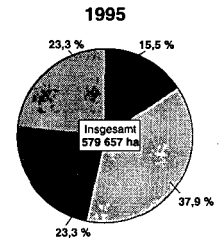
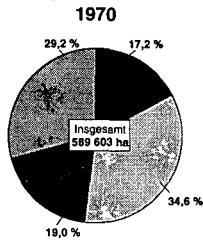
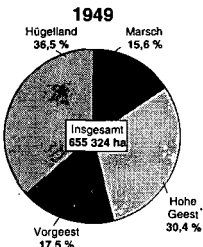
Grunwaldt, H.-S.: Landwirtschaft im Wandel. Statistisches Monatsheft Schleswig-Holstein 10/1996, Kiel.

* Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein, Fröbelstraße 15 – 17, 24223 Kiel

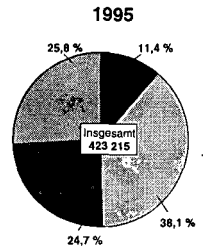
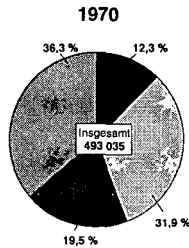
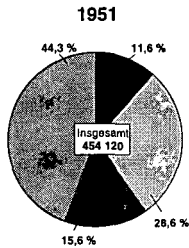
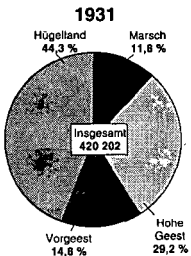
Anbauflächen in den Naturräumen Schleswig-Holsteins - Marktfruchtfläche -



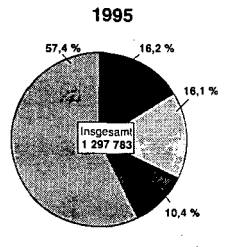
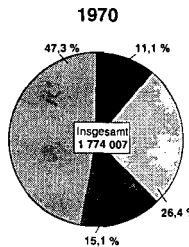
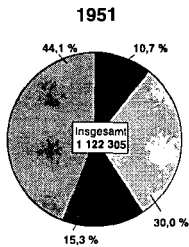
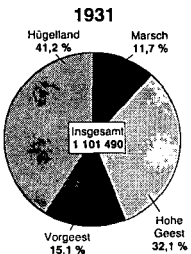
- Hauptfutterfläche -



Viehhaltung in den Naturräumen Schleswig-Holsteins - Kühe -

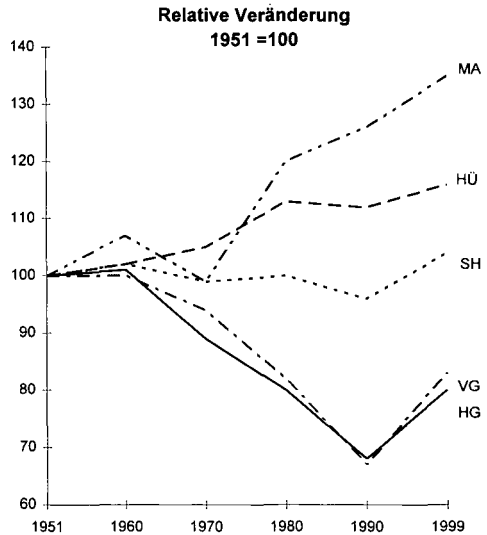
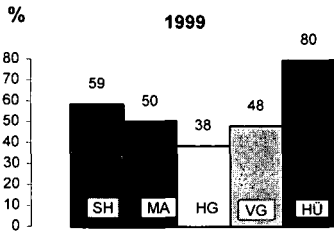
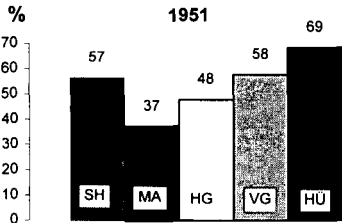


- Schweine -

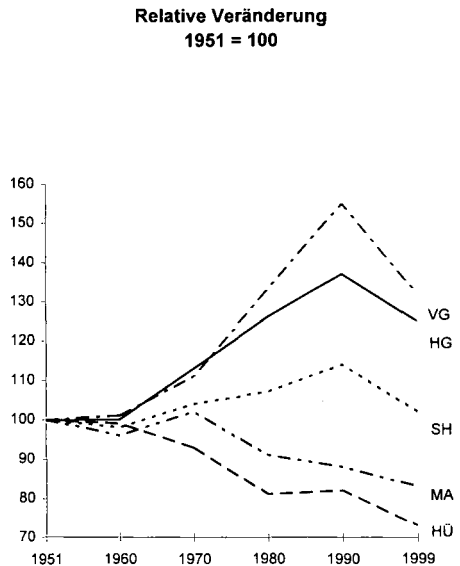
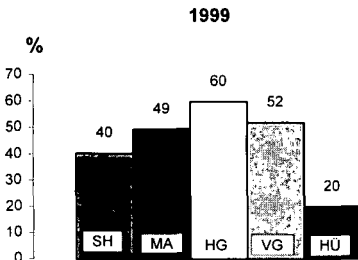
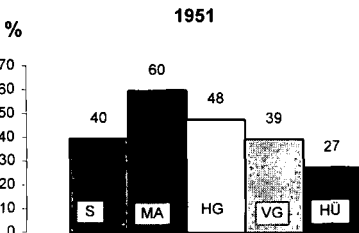


Ackerland - und Grünlandanteil an der landw. genutzten Fläche ¹ in den Naturräumen Schleswig-Holsteins 1951 – 1999

Ackerland



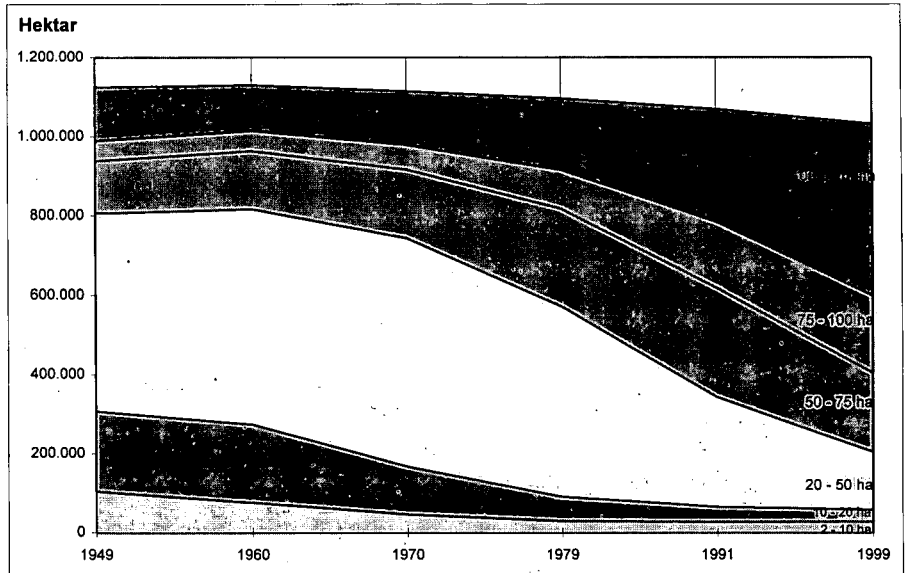
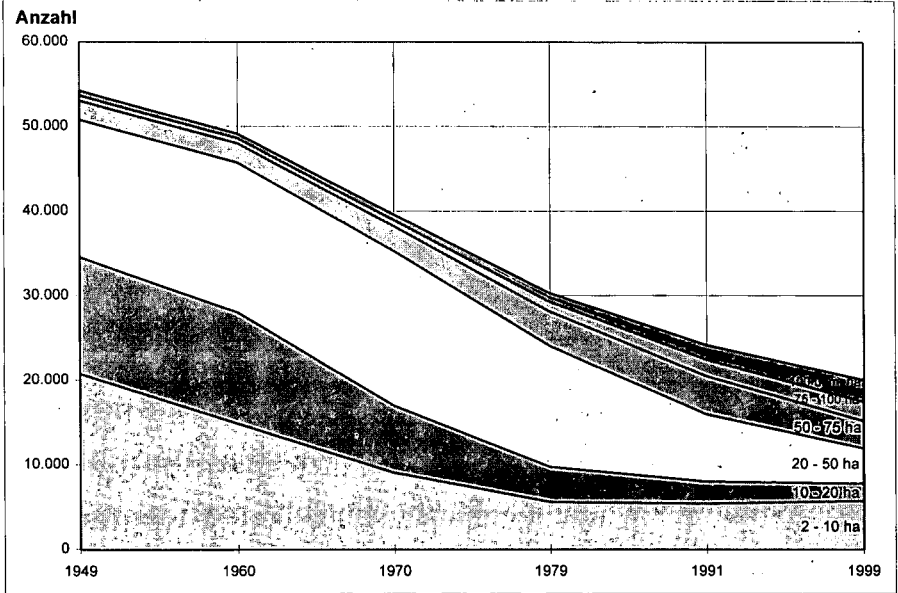
Dauergrünland



¹ bis 1970 landw. Nutzfläche (LN), ab 1971 landw. genutzte Fläche (LF)

SH = Schleswig-Holstein, MA = Marsch, HG = Hohe Geest, VG = Vorgeest, HÜ = Hügelland

Landw. Betriebe und landw. genutzte Fläche¹ nach Größenklassen der landw. genutzten Fläche 1949 - 1999



¹ bis 1970: Landwirtschaftliche Nutzfläche

Aspekte der Nachhaltigkeit bei der Entwicklung von Nutzungskonzepten für Niedermoore

H. H. Hennings & A. Hohmann

Einleitung

Niedermoore sind in einem jahrhundert dauernden Prozeß durch ganzjährigen Wasserüberschuß entstanden. Unter weitgehend anaeroben Bedingungen war lediglich ein eingeschränkter Abbau und Umbau der abgestorbenen Pflanzenreste möglich. Somit kam es zu einer Akkumulation organischer Substanz. Wachsende Moore bilden eine Senkfunktion im Landschaftshaushalt.

Die landwirtschaftliche Nutzung der Niedermoore erforderte eine Entwässerung der Moore. Durch die Belüftung der Torfe werden sekundäre Bodenbildungsprozesse initiiert die u.a. eine Mineralisierung der organischen Substanz zur Folge haben. Die Torfe werden „veratmet“. Durch die Entwässerung werden die Niedermoore von Stoffsenken zu Stoffquellen.

Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeit in Bezug auf Moore ist definiert als:

„The wise use of wetlands is their sustainable utilization for the benefit of humankind in a way compatible with the maintenance of the natural properties of the ecosystem“ IPS

Demnach sind mindestens drei Funktionen zu berücksichtigen

- Ökonomische Funktion
- Ökologische Funktion
- Soziale Funktion

Ökonomische Funktion

Niedermoore haben eine landwirtschaftliche Produktionsfunktion. Die Intensivierung der Nutzung (und damit der Entwässerung) hat gerade in den Zeiten stattgefunden, in denen Nahrungsmangel herrschte.

Ökologische Funktion

Niedermoore sind eng mit dem Landschaftswasserhaushalt verzahnt. Wachsende Niedermoore haben eine Stoffsenkenfunktion.

Aufgrund der besonderen hydrologischen Bedingungen bilden Niedermoore ein Habitat für speziell an diese Bedingungen adaptierte Fauna und Flora. Solche Ökosysteme haben eine „relative Seltenheit“ und sind daher schützenswert.

Soziale Funktion

Niedermoore haben, insbesondere in einem dicht besiedelten Gebiet wie der Bundesrepublik Deutschland auch eine soziale Funktion als Erholungsgebiet.

Nutzungskonzepte

Die Forderungen stehen teilweise im Widerspruch zueinander. Nutzungskonzepte für Niedermoor müssen daher Prioritäten setzen (s. Abb.1). Für jedes Niedermoor muß ein individuelles Nutzungskonzept entwickelt werden das den regionalen sozialökonomischen ökologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen Rechnung trägt. Begründete Entscheidungen können jedoch nur getroffen werden, wenn die Auswirkungen auf andere Zielgrößen und die Alternativen bekannt sind.

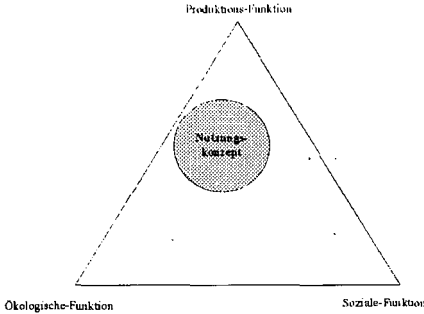


Abbildung 1: Zielfunktions-Dreieck

Exemplarisch sollen hier 5 verschiedene Nutzungskonzepte für Niedermoor vorgestellt werden. Deren Anforderungen an den Wasserhaushalt und die Auswirkungen auf den Stoffhaushalt werden vorgestellt.

Landwirtschaftliche Nutzung:

Jede Form der landwirtschaftlichen Nutzung erfordert eine Befahr- bzw. Beweidbarkeit der Flächen während der Vegetationsperiode um den Aufwuchs zu bergen. Die Tragfähigkeit des Bodens ist eng mit den Grundwasserständen korreliert. Um eine Befahrbarkeit mit konventionellen landwirtschaftlichen Geräten zu gewährleisten sind Wasserstände von >30-40 cm unter Flur erforderlich. (s. Abbildung 2).

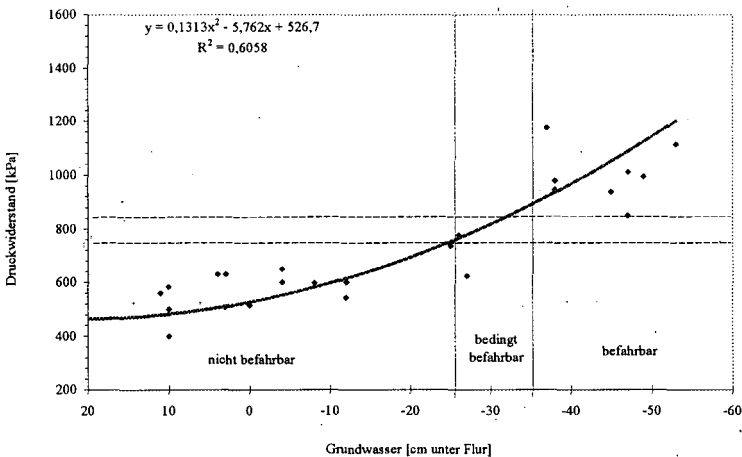


Abbildung 2: Befahrbarkeit in Abhängigkeit vom Grundwasserstand

	Intensive landwirtschaftliche Nutzung	Extensive landwirtschaftliche Nutzung	Biotop-Funktion (Fauna / Flora)	Minimierung der Quelfunktion	Wachsende Niedermoore
Saugspannung im Oberboden [hPa]	200-800	200-500	80 bis 200	0 bis 20	0 bis 10 (kurzzeitig 10)
GW-Sommer (cm u. GOF)	-60 bis -100	-30 bis -100	0 bis -40	0 bis -20	+10 bis 0 (kurzzeitig -10)
GW-Winter (cm u. GOF)	0 bis -20	0 (bis +10) (Überstau zeitlich begrenzt)	0 bis +10 (Zielarten-abhängig)	+10 (Überstau unproblematisch)	+10 bis +30 (Überstau erforderlich)
Wasserbedarf	gering bis mittel	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Anforderungen an die bodenphysikalischen Eigenschaften der Torfe	gering bis mittel	gering	hoch	hoch	keine
Höhenverlust durch Sackung / Mineralisation [cm / Jahr]	1,0 -2,5 cm	0,3-0,8	0 - 0,5	0	-0,001
Stoffbilanz (Input – Output)	--	-	-	+ -	+

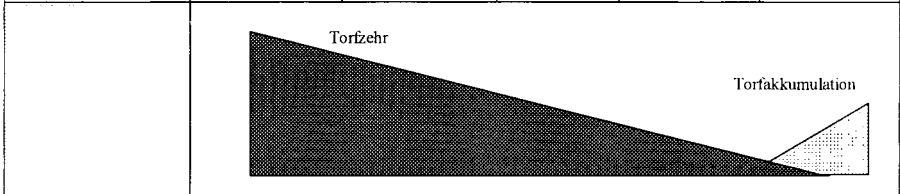


Abbildung 3: Nutzungskonzepte und deren Anforderungen an den Wasserhaushalt sowie Auswirkungen auf den Stoffhaushalt

Intensive Landwirtschaftliche Nutzung

Je intensiver die landwirtschaftliche Nutzung betrieben werden soll, desto früher im Jahr muß die Befahrbarkeit gewährleistet sein. Werden die Flächen früh im Jahr entwässert, so trocknen diese bei einer negativen klimatischen Wasserbilanz in den Sommermonaten stark aus. Bei einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung werden in den Sommermonaten Grundwasserstände von > 100 cm u. GOF und Saugspannungen > 800 hPa gemessen. Durch Bodenbearbeitung bei der Ackernutzung kommt es zu einer zusätzlichen Belüftung des Oberbodens. Intensive landwirtschaftliche Nutzung hat Höhenverluste von 1 bis 2 cm pro Jahr zur Folge.

Extensive landwirtschaftliche Nutzung

Bei einer extensiven landwirtschaftlichen Nutzung kann der Beginn der Entwässerung verzögert und die Entwässerungsintensität reduziert werden. Dies ist mit entsprechenden Qualitäts- und Quantitätseinbußen der Ernteprodukte verbunden. Auch bei einer extensiven landwirtschaftlichen Nutzung müssen im Sommer Grundwasserstände von > 30 bis 40 cm u. Flur eingestellt werden um die Befahrbarkeit zu gewährleisten. Dabei werden Saugspannungen von 200 bis 500 hPa erreicht. Durch die Belüftung der Torfe kommt es zur Mineralisation. Die Stoff-Freisetzung ist auch in diesem Fall höher als die Stoff-Akkumulation auf der Fläche.

Extensive Formen der Bewirtschaftung können zu einer Verlangsamung des Torfverbrauchs führen – ein langfristiger Erhalt der Torfe und damit der Moore ist mit solchen Bewirtschaftungsformen nicht zu realisieren (Wichtmann u. Koppisch, 1998)

Biotop-Funktion / Zielartenkonzept

Bei der Biotop-Funktion steht der Schutz bestimmter Zielarten im Vordergrund. Dies kann etwa der Brutvogelschutz (z.B. Dümmer-Niederung, Niedersachsen) oder der Feuchtwiesenschutz sein. Die Intensität der Vernässung wird bestimmt durch die Anforderungen des Schutzgutes. Zielwasserstände und Bodensaugspannung können innerhalb eines weiten Spektrums streuen, liegen aber zwischen denen landwirtschaftlicher Nutzung und denen wachsender Niedermoore. Je nach Zielart und Wasserstand ist mit jährlichen Höhenverlusten zwischen 0 und 0,5 cm zu rechnen. Die Stoffbilanz ist i.d.R. auch hier negativ d.h. es kommt zu einem, wenn auch verzögerten Torfabbau.

Minimierung der Quelfunktion

Bei der Minimierung der Quelfunktion steht der Stoffhaushalt im Vordergrund.

Erst durch ganzjährige Vernässung und zeitweisen Überstau ist es möglich die Torfmineralisation weitgehend zu stoppen, sodass es zu einem Ausgleich zwischen Stoff-Freisetzung und Stoff-Akkumulation kommt (Zeit 1996). Ein Höhenverlust findet nicht statt. Stoff-Freisetzung und Stoff-Akkumulation stehen im Gleichgewicht.

Wachsende Niedermoore

Wachsende Niedermoore zeichnen sich durch nahezu ganzjährigen Überstau aus. Wachsende Niedermoore stellen hohe Ansprüche an die Wasserverfügbarkeit. Durch hohe Pflanzenbestände und ganzjährigen Überstau wird die Evapotranspiration Maximalwerte erreichen. EGGELSMANN (1981) kommt in seinen Bilanzen für ein Großseggen-Ried auf eine jährliche Verdunstung von 650 mm/Jahr.

Zusammenfassung:

Eine landwirtschaftliche Nutzung ist untrennbar mit einer Entwässerung der Moore verbunden. Durch eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung und eine gemäßigte Wiedervernässung lassen sich moorschonendere Nutzungen erzielen – die Torfmineralisation wird verlangsamt jedoch nicht aufgehalten. Konzepte die auf einen Erhalt der vorhandenen Torfe abzielen setzen Grundwasserstände bis nahe an die Geländeoberfläche und zeitweisen Überstau voraus.

Konzepte für eine zukünftige Nutzung der Niedermoore müssen einen Kompromiss suchen zwischen ökonomischen, ökologischen und sozialen Anforderungen. Die Wissenschaft kann lediglich die Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungssysteme auf die betrachteten Zielgrößen darstellen. Die Entscheidung, welchem Nutzungskonzept man den Vorrang einräumt ist letztlich eine gesellschaftspolitische Entscheidung.

Literatur:

- Eggelsmann, R. (1981): Ökohydrologische Aspekte von anthropogen beeinflussten Mooren Norddeutschlands. Dissertation Universität Oldenburg.
- Hennings, H.H. u. J. Blankenburg (1994): Investigations on the Rewetting of Fens in the Dümmer-Region. North West Germany. - in Conservation and Management of Fens. Proceedings of the International Symposium, 231-238, Warsaw Bebrza, Poland.
- Hennings, H.H. (1995): Einfluß von Vernässung und freier Vegetationsentwicklung auf den Wärmehaushalt von Niedermoore. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 36, 141-144.
- Scholz, A. u. H.H. Hennings (1995): Grenzen der Beweidbarkeit bei der Wiedervernässung von Niedermooren. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 36, 162-164.
- Wichtmann, W. Koppisch, D. (1998): Nutzungsalternativen für Niedermoore am Beispiel Norddeutschlands. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 39, 162-168.
- Zeit, J. (1996): Kartierung und Bewertung von Niedermooren als Grundlage für Fachplanungen. Z. Wasser&Boden, 48-4.

Was bedeutet „Nachhaltigkeit“ beim Umgang mit dem Boden?

Ulrich Herms

Boden ist die Grundfläche des Lebens – Laufen, Fahren, Bauen, Spielen, alles läuft **auf** dem Boden ab. Er ist auch eine Grundlage des Lebens, denn **auf** und **im** Boden wachsen Pflanzen, somit auch unsere Nahrung. Hinzu kommt der Begriff „Bodenschätze“, der allerdings nicht etwas im, sondern etwas **unter** dem Boden bezeichnet – zu dessen Gewinnung also der Boden i.d.R. abzutragen und anderer Boden mit Abraum zu verschütten ist. Allein hiermit sind schon etliche Nutzungsansprüche des Menschen an den Boden umrissen – und damit auch mögliche Beeinträchtigungen des Bodens.

Ursachen der Bodenverschlechterung:

Durch (Über-)Nutzung ergeben sich vielfältige Beeinträchtigungen, deren typische zusammengefaßt wurden als

Hauptsyndrome zivilisationsbedingter Bodenzerstörung:

Alpen-Syndrom: Bodendegradation durch Tourismus

Aralsee-Syndrom: Fehlplanung landwirtschaftlicher Großprojekte

Bitterfeld-Syndrom: Unkontrollierte Schadstoff- und Abfallanreicherung, Altlasten

Dust-Bowl-Syndrom: Bodendegradation durch technisierten landwirtschaftlichen Raubbau

Huang-He-Syndrom: Wandel in der traditionellen Nutzung fruchtbarer Böden

Katanga-Syndrom: Landschaftsverheerung durch Bergbau und Rohstoffsuche

Los-Angeles-Syndrom: Zersiedelung und überquellende Infrastruktur

Sahel-Syndrom: Überbeanspruchung von ökologisch hochsensiblen Bereichen

Sao-Paulo-Syndrom: Ungeregelte Verstädterung

Sarawak-Syndrom: Übernutzung von Wäldern o.Ä.

Saurer-Regen-Syndrom: Ferntransport von Nähr- und Schadstoffen

Verbrannte-Erde-Syndrom: Bodendegradation infolge militärischer Einwirkung

(nach: BdW, 1996)

Am meisten wird der Boden also nicht durch die Landwirtschaft geschädigt, sondern durch das, was wir mit dem positiv empfundenen Begriff „Zivilisation“ beschreiben (wenngleich dieser Begriff in seinem lateinischen Ursprung nicht mehr bedeuten muß als das Entstehen von Städten mit allen Folgen – der Kultur, des Gemeinwesens, aber auch der Beeinflussung des Umfeldes, also der Umwelt).

Es gilt somit Abschied zu nehmen von dem verbreiteten Vorurteil, dass die Landwirtschaft der Haupt(zer)störer der Böden sei – sie ist nur ein Teil des Getriebes, wenngleich möglicherweise der ursächliche Teil. Böden sind Grundlage des Pflanzenwachstums und damit unverzichtbar für die Ernährung der stetig wachsenden Menschheit. Böden sind weltweit nur begrenzt vorhanden. Bei weitem nicht alle Böden und Standorte sind so fruchtbar, dass sie zur Nahrungsproduktion wesentlich beitragen können. Es gilt deshalb, insbesondere die fruchtbaren Böden der Welt zu erhalten. Gerade diese werden jedoch seit alters her intensiv landwirtschaftlich genutzt – und wo die Landwirtschaft blühte, blühten auch Kultur, Handel und Gewerbe. Wenn noch Bodenschätze dazukamen, war das Entstehen einer „Zivilisation“ kaum noch vermeidbar.

Prof. Dr. Ulrich Herms,

Fachhochschule Kiel – Fachbereich Landbau, Am Kamp11, 24783 Osterrönfeld

Es entstanden Städte, unter denen viel fruchtbarer Boden versiegelt wurde und wird. Das Umland mußte zur Versorgung der großen Stadtbevölkerung umso intensiver genutzt werden, so dass es dort zu Erosionen, Verdichtungen, Nährstoffeinträgen und anderen Bodenschädigungen wie Abholzung, Aufgrabungen, Abraumschüttungen usw. kommen konnte und kann. Zudem wurde und wird das Umland durch Emissionen, Freizeitdruck und weiteres belastet.

Man sollte also nicht den (häufigen) Fehler wiederholen, die Auswirkungen der Landwirtschaft auf den Boden isoliert von ihrem gesellschaftlichen und volkswirtschaftlichen Umfeld zu betrachten.

Boden(zer)störung in früheren Zeiten

Es gibt ein zweites Vorurteil über die Bodendegradation, nämlich, dass dies ein Problem vor allem der heutigen Zeit sei. Auch in der Geschichte finden sich viele Beispiele von Bodenzerstörung. In mittelalterlichen (zum Teil auch noch lange danach) deutschen Wäldern wurde durch Abholzung, Streunutzung und Eichelmast Raubbau getrieben; 1342 war die Waldfläche in Deutschland nur gut halb so groß wie heute (17 zu 30 %; Bork et al. 1999). Die auf leichten norddeutschen Böden verbreitete Plaggenwirtschaft führte zu starker Winderosion. Auch die Erosion durch Wasser war zeitweise erheblich: So soll nach der mittelalterlichen Landnahmephase zu Beginn der „kleinen Eiszeit“ die jährliche Bodenerosion 1,9 Mrd. t Ackerboden betragen haben; allein im Extremjahr 1342 sollen 13 Mrd. t Ackerboden abgetragen worden sein; d.h. von 1310 – 1350 wurden die Äcker um durchschnittlich 25 cm gekappt (Bork et al., 1999). Verglichen damit ist die heutige Bodenerosion in Deutschland von etwa 30 – 50 Mio. t pro Jahr gering. Antrieb war häufig der Kampf ums tägliche Brot; schließlich gab es noch im späten Mittelalter und sogar danach etwa jedes zweite Jahr irgendwo in Deutschland eine Hungersnot.

In vielen Fällen waren jedoch auch industrielle Praktiken ursächlich; z.B.

- wurden während der griechischen und der römischen „Hochkultur“ die Gebirge abgeholzt, etwa zugunsten des Baues einer römischen Flotte – sie sind zum großen Teil bis heute verkarstet;
- die Abholzung des Harzes zur Grubenholzgewinnung;
- die Abholzung der Lüneburger Gegend, weil das Holz zur Salzgewinnung nötig war.

Verglichen damit leben wir heute sowohl bei der Versorgung mit Nahrungsmitteln als auch bei der Bodenschädigung in geradezu paradiesischen Zeiten – allerdings nur in Deutschland und Mitteleuropa. In weltweitem Maßstab leben wir in der Tat in einer Zeit übergroßer Bodenzerstörung, die zwar in manchen Gegenden immer noch getrieben ist vom Willen um das nackte Überleben, die aber häufig „zivilisations“ bedingt ist (s.o.). Insbesondere die Entkoppelung von Verbrauch (z.B. Tropenholz in Europa) und Zerstörung (Abholzung in Südostasien) dürfte dazu beitragen: Der Verursacher erlebt nicht die Zerstörungen, und er verdrängt die Kausalkette. Die Folgen der landwirtschafts- wie auch der zivilisationsbedingten Bodenzerstörung sind gewaltig: In den letzten 40 Jahren ging weltweit etwa ein Drittel des Ackerbodens allein durch Erosion verloren, zumeist in Asien und Afrika (39% bzw. 25 % der betroffenen Areale; BdW, 1996).

Bedenkt man angesichts steigender Weltbevölkerung, dass nur etwa 10% der Landfläche, also etwa 3 % der Erdoberfläche sinnvoll landwirtschaftlich nutzbar sind, so erkennt man, dass in weltweitem Maßstab das Thema „Nachhaltigkeit der Bodennutzung“ nicht nur hochaktuell, sondern sogar ein (wenn nicht das) Kernproblem der heutigen Menschheit ist. Die Menschheit verliert buchstäblich den Boden unter den Füßen.

Wir sind dabei ebenfalls in der Pflicht: Zum einen gründet sich jeder unserer Nahrungsmittel-Importe darauf, daß anderswo Boden genutzt und vielleicht geschädigt wird, zum anderen haben wir eines der weltweit stabilsten und ertragsstärksten Klimate, haben also zur Welternährung einen gut Teil beizutragen und sollten deshalb unsere Böden bewahren.

Was ist Nachhaltigkeit?

Der weltweit gebräuchliche, englische Begriffs „sustainable land use“ würde wohl am besten mit „erträgliche Landnutzung“ übersetzt. Gemeint ist eine Gratwanderung entlang (aber stets knapp diesseits) der dauerhaften Schädigung von Böden und Ökosystemen. Die deutschen Begriffe „Nachhaltigkeit“ (in der Waldwirtschaft schon seit über 200 Jahren gebräuchlich) und „nachhaltige Landnutzung“ werden dagegen – dem hiesigen Zeitgeist und unserer sicheren Versorgung mit

Nahrungsmitteln entsprechend – gedanklich eher mit „Erhalt der Natur und Vermeiden möglichst jeder Veränderung von Böden“ verknüpft. Die nationale und die internationale Diskussion sind also nur eingeschränkt vergleichbar.

Seit der Konferenz von Rio 1992 setzt sich international die Ansicht durch, dass zur Nachhaltigkeit nicht ein, sondern drei Ziele verfolgt werden müssen. Einerseits darf der Naturhaushalt nicht dauerhaft geschädigt werden (ökologische Ziele), andererseits aber muss die Landnutzung sinnvoll machbar sein (ökonomische Ziele) und die Nahrung für die Bevölkerung sicherstellen können (soziale Ziele), so dass es nicht zu Unruhen, Übernutzung oder Wanderungen kommt. Nachhaltigkeit ist also stets ein Kompromiß zwischen diesen drei Zielen – ein schwieriger Kompromiß, denn für die Bewertung der drei Ziele gibt es kaum objektive, umso mehr jedoch subjektive Kriterien. Auch die Zielprioritäten sind subjektiv unterschiedlich. Objektive Aussagen sind fast unmöglich. Dennoch: Sind zwei Handlungswege in zweien der drei Ziele gleich gut, und ist einer beim dritten besser, so ist dieser Weg der nachhaltigere – unbeschadet aller subjektiven oder weltanschaulichen Einschätzungen. Ob es der beste Weg ist, ist damit allerdings noch nicht festgestellt.

Nachhaltigkeit bedeutet also nicht allein schonenden Umgang mit Boden und Natur, sondern Gleichbehandlung von Boden und dem, was davon abhängt, nämlich die Ernährung (evt. etwas Wohlstand) und der davon abhängigen sozialen Komponente. Insofern ist auch dies Thema eigentlich falsch gestellt, weil es sich nur auf den Boden bezieht.

Gedanken zur Nachhaltigkeit:

Nachhaltigkeit kann nur erreicht werden, wenn alle Nutzungsansprüche an Natur, Fläche und Boden daran angepaßt werden, und das weltweit. Allein von der Landwirtschaft die Erfüllung dieses Traumes zu erwarten, ist falsch. Nun kann ein einführendes Referat weder alle nationalen, geschweige denn alle weltweiten Probleme ansprechen, und auch die Vielfalt der Nutzungsansprüche ist nicht abhandelbar. Es soll deshalb der Schwerpunkt auf die diesige Landwirtschaft gelegt werden.

Landwirtschaft nutzt in der BRD knapp 60% der Fläche, gut 30% sind Wald, der Rest ist in anderer Nutzung. Viele Waldböden sind durch standörtliche Gegebenheiten ohnehin degradiert; zusätzlich sind sie oft durch jahrhundertelangen Raubbau, geringe Pflege sowie wenig Ausgleich zivilisationsbedingter Einträge geschädigt. Der Naturhaushalt (ein Ziel der Nachhaltigkeit) mag hier noch besser intakt sein als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, zur Nahrungsproduktion (ebenfalls ein Ziel der Nachhaltigkeit) dürften sie nur wenig beitragen können. Für Flächen in Verdichtungsräumen und Städten, neben bzw. unter Verkehrswegen u.Ä. gilt dies sicherlich erst recht. Auch deren Beitrag zum Naturhaushalt ist begrenzt. Die Diskussion um Bodenschutz und Nachhaltigkeit konzentriert sich folgerichtig auf die landwirtschaftlich genutzten Böden – knapp 60% der Fläche. Hieraus könnte man zwei überraschende Schlüsse ziehen:

1. landwirtschaftlich genutzte Böden scheinen noch so weit intakt, dass Nachhaltigkeit Erfolg verspricht;
2. die anderen werden nicht mehr recht als Böden (an)erkannt, so dass man hierauf wenig Hoffnung setzt.

Unterstützung mag dies hierin finden: Ein Großteil der landwirtschaftlich genutzten Böden ist im Besitz der Landwirte; Eigentum wird zumeist besser gepflegt als Gemeingut. Das heißt sicher nicht, daß diese Böden alle ungeschädigt sind; der vorwurfsvolle Unterton in der Diskussion muß aber besser begründet werden.

Landwirtschaftlich genutzte Böden sollen

1. die Ernährung dauerhaft sicherstellen; die Produktion darf also nicht zugunsten anderer Ziele unter eine bestimmte Grenze abgesenkt werden; die standortabhängige Ertragsfähigkeit darf ebenfalls nicht abnehmen (weder durch Nutzung noch durch unterlassene Nutzung);
2. den Naturhaushalt nicht belasten, d.h. ihr Leistungsvermögen als Filter, Puffer, Senke und Umsetzer muß erhalten oder gefördert werden.

Das Bundesbodenschutzgesetz verwendet hierzu den Begriff „gute fachliche Praxis“, die von der Landwirtschaft erwartet und gefordert wird. Gemeint ist offenbar ein Kompromiß zwischen Praktikabilität und Boden- sowie Umweltschutz – was o.g. Auffassung von Nachhaltigkeit nahekäme.

Verfolgt auch die Gesellschaft – vertreten durch den Gesetzgeber – dies Ziel? In der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 wurde gefordert, dass die Schadstoffgehalte von Böden nicht erhöht werden dürften – ganz im Sinne heutiger Nachhaltigkeit. Die heutige Abfallgesetzgebung sieht jedoch vor, dass organische Abfälle verwertet werden, insbesondere als „Sekundärrohstoffdünger“ auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Vor dem Hintergrund der Nährstoffrückführung mag dies sinnvoll sein (wenngleich die Nitratauswaschung durch Kompostanwendung eher erhöht wird). Das o.g. Ziel der Bodenschutzkonzeption kann hiermit jedoch nicht eingehalten werden: Die Schwermetallbilanz der Böden wird positiv. Die Gesellschaft fordert also von einer Minderheit (der Landwirtschaft) mehr als von der Mehrheit. Zudem wird die Minderheit – zumindest soweit sie Klärschlamm als Sekundärrohstoffdünger verwendet – für die Erfüllung der gesetzlichen Vorgabe noch gebranntmarkt: Wie sonst ist die Diskussion um die Vermarktung des Getreides von klärschlammgedüngten Flächen zu verstehen. Dies möge obige Aussage unterstreichen, dass die Landwirtschaft nicht isoliert vom gesellschaftlichen Umfeld und dessen Ansprüchen an Boden und Natur betrachtet werden darf.

Literatur:

BdW, 1996: Bild der Wissenschaft, Heft 2/1996, S. 53-56

Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, 1985: Bundesministerium des Inneren; Verlag W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart

Bork, H.-R., H. Bork, C. Dalchow, B. Faust, H.P. Mort und Th. Schatz, 1999: Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Verlag Klett-Perthes

Nachhaltigkeit durch Biomasseverwertung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

Ulrich Kittmann

Einleitung

In der politischen und gesellschaftlichen Diskussion um ökologische Aspekte ist der Agenda 21-Begriff Nachhaltigkeit oder nachhaltige Entwicklung - übersetzt aus dem englischen „sustainable development“ - zu einem zentralen Schlüssel für die Beurteilung der gesamtökologischen Qualität von Nutzungssystemen, also auch von Landnutzungssystemen geworden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Leitbild „Nachhaltigkeit“ nicht mit dem Leitbild „Umweltverträglichkeit“ identisch ist, sondern neben den ökologischen Aspekten immer auch die Determinanten ökonomische und soziale Interessen beinhaltet. Wirklich umfassende Nachhaltigkeitskonzepte sind nur unter Beachtung sowie durch einen fairen Ausgleich der berechtigten ökologischen, ökonomischen und sozialen Interessen zielführend.

Die Verwertung von Biomasse auf landwirtschaftlichen Flächen erfolgt traditionell auf sehr vielfältige Weise. Neben der Nutzung von Wurzel- und Ernteresten der Vorfrucht sind dies besonders die Zufuhr von Gründüngung, Stallmist, Kompost und anderen Stoffen in die Ackerkrume. Im Mittelpunkt stehen dabei seit jeher eine optimale Ernährung der Kulturpflanzen sowie die Verbesserung des Bodens für eben diese Pflanzen.

Neben dieser traditionellen Biomasse hat sich der Begriff der neuen Biomasse etabliert. Darunter werden Pflanzen verstanden, die nicht zur Nahrungsmittelproduktion sondern zur weiteren energetischen und stofflichen Nutzung angebaut werden, wie schnellwachsende Hölzer, Faser- und Ölpflanzen.

Kriterien der Nachhaltigkeit

Die Enquete-Kommission der Bundesregierung hat darauf hingewiesen, dass heute auch von ihr vorgelegte ökonomische und soziale Nachhaltigkeitsregeln nur eine erste Anregung für eine weitere notwendige Diskussion sind. So soll das ökonomische System so organisiert werden, dass es auch gleichzeitig die übergeordneten Interessen wahrt. Preise müssen dauerhaft die wesentlichen Lenkungen auf Märkten übernehmen und die Rahmenbedingungen des Wettbewerbs sind so zu gestalten, dass funktionsfähige Märkte entstehen, auf denen sich eine langfristige Orientierung lohnt.

Für die Kriterien einer nachhaltigen Verwertung von Biomasse bedeutet dieses neben ökologischen Aspekten besonders, dass sowohl ein betriebswirtschaftlicher Vorteil als auch eine langfristige Marktperspektive vorliegen müssen.

Analog zur landbaulichen Nutzung allgemein soll hier eine Liste von Bewertungskriterien auch für die Biomassenutzung gelten. Schwerpunkt ist dabei der ökologische Bereich:

- Pestizide, Schadstoffe
- Energie / CO₂
- Phosphor, Stickstoff
- Organische Masse
- Fruchtfolge, Fruchtdiversität
- Anbau
- wirtschaftlicher Vorteil
- langfristige Marktperspektive
- Schaffung von Arbeitsplätzen
-

Traditionelle Biomasse

Neben der Holznutzung aus der Forstwirtschaft ist die Nutzung von Biomasse auf landwirtschaftlichen Flächen die traditionelle und weltweit häufig einzige Quelle zur Erhaltung der organischen Masse im Boden und zur Ernährung der Kulturpflanzen.

Neben der Verwertung von Wurzel- und Ernteresten der Vorfrucht sind dies besonders die Zufuhr von Biomasse durch:

- Gründüngung (Zwischenfrüchte)
- Stallmist
- Gülle und Jauche
- Kompost
- Grüngut
- andere Bioabfälle
- kommunale Klärschlämme

Neue Biomasse

Unter dem Begriff Neue Biomasse werden Pflanzen zusammengefaßt, die nicht zur Nahrungsmittelproduktion sondern zur energetischen und stofflichen Nutzung angebaut werden. Von diesen Pflanzen wird ein besonderer Beitrag zur Nachhaltigkeit sowohl im Energiesektor als auch in der industriellen Verwertung zur stofflichen Nutzung, bspw. zur Fett- und Faserproduktion, erwartet.

Zur Gewinnung von Energie aus Pflanzen werden deren Teile verbrannt, vergast oder vergoren. Zur Zucker- und Stärkeproduktion für die Ethanolherstellung werden Kartoffeln, Zuckerrüben, Topinambur und Zuckerhirse eingesetzt. Wärme und Strom aus Biomasse können mit schnellwachsenden Hölzern, Getreide, Gras, Mais und Ölpflanzen produziert werden. Öle für Kraft- und Schmierstoffe lassen sich aus Raps, Sonnenblumen, Lein, Senf, Rüben u.a. gewinnen.

Zusammenfassung

Im Vortrag wird gezeigt, dass sowohl traditionelle als auch neue Biomasse den Kriterien der Nachhaltigkeit entsprechen können. Gegenüber anderen Landnutzungen bieten sie den Vorteil der Energie- und Stoffbereitstellung. Die Verwertung von biogenen Abfallstoffen auf landwirtschaftlichen Flächen ist im Sinne der Nachhaltigkeit als weniger vorteilhaft einzustufen.

Anforderungen an eine nachhaltige Nutzung von Niedermoorböden aus Sicht des biotischen und abiotischen Ressourcenschutzes am Beispiel des Eidertals

Michael Trepel & Kai Jensen

Niedermoore gehörten mit einem Flächenanteil von knapp 10 % an der Landesfläche in Schleswig-Holstein zu den charakteristischen Landschaftselementen (TREPEL & SCHRAUTZER 1998). Auf diesen Flächen haben anaerobe Bedingungen durch ganzjährig, bodenoberflächennahe Wasserstände die vollständige Zersetzung der jährlich gebildeten Biomasse verhindert und langfristig zu einer Akkumulation von Torfen geführt. Weltweit sind in den Torfen der Moorböden bei einem Flächenanteil von 3-6% zwischen 10-30% der terrestrischen Kohlenstoffvorräte gebunden (WBGU 1998). Durch die Entwässerung von Moorböden bildet sich ein gut durchlüfteter Bodenhorizont, in dem schnelle aerobe Zersetzungsprozesse die langfristig akkumulierten Stoffvorräte abbauen. In Schleswig-Holstein ist der Wasserhaushalt aller Niedermoore durch Entwässerungen in den zwanziger und fünfziger Jahren des letzten Jahrhunderts großflächig verändert worden. Aktuell weisen nur noch knapp 20% der ursprünglichen Niedermoorflächen eine „ökologisch wertvolle Vegetation“ im Sinne der Biotopkartierung des Landes Schleswig-Holstein auf. Der überwiegende Teil der Niedermoorflächen wird als Grünland landwirtschaftlich mit unterschiedlicher Nutzungsintensität bewirtschaftet (TREPEL 2000).

Die Entwässerung und daran anschließende Nutzungsintensivierung von Niedermoorböden bewirkt einen tiefgreifenden Wandel der ökosystemaren Eigenschaften dieser Standorte: Unmittelbar nach der Entwässerung führen Sackungen und Schrumpfungen des Moorkörpers zu einem Höhenverlust von bis zu 1,5 m und damit ersten Verdichtungen und Verringerungen der hydraulischen Leitfähigkeit. Die aeroben Abbauprozesse bewirken in der Folgezeit erhebliche Stoffverluste an die Atmosphäre (CO₂; N₂; N₂O) und in geringerem Masse an das Grund- bzw. Oberflächenwasser (NH₄; NO₃). Insbesondere durch die Zunahme der CO₂ und N₂O Emissionen entwässerter, intensiv bewirtschafteter Grünlandbestände vergrößert sich die Klimawirksamkeit gegenüber nicht entwässerten Flächen mit hohen Methanemissionen (BERGKAMP & ORLANDO 1999).

Gegenwärtig führen darüber hinaus die agrarstrukturellen Rahmenbedingungen der EU zu einer vermehrten Nutzungsaufgabe ehemals extensiv bewirtschafteter Grünlandbestände, so dass infolge sekundärer Sukzessionsprozesse konkurrenzschwache Arten in ihren Beständen zurückgedrängt werden (SCHRAUTZER & JENSEN 1998, JENSEN & DIERBEN 1999).

Aufgrund dieser Entwicklungen ist ein Nachdenken über eine „nachhaltige“ Nutzung von Niedermoorböden aus Sicht des Arten- wie auch des Ressourcenschutzes dringend erforderlich. Die nachhaltige Nutzung von Feuchtgebieten ist im Rahmen der RAMSAR-Konvention bereits 1987 wie folgt definiert worden:

The wise use of wetlands is their sustainable utilization for the benefit of humankind in a way compatible with the maintenance of the natural properties of the ecosystem (RAMSAR 1987).

Dieser Definition hat sich auch die INTERNATIONAL PEAT SOCIETY und die INTERNATIONAL MIRE CONSERVATION GROUP (IMCG) angeschlossen (IPS 1998).

Auf der 7ten RAMSAR Feuchtgebietskonferenz in Costa-Rica haben die nationalen Delegierten einen GLOBAL ACTION PLAN FOR THE WISE USE AND MANAGEMENT OF PEATLANDS beschlossen (RAMSAR 1999). Im Rahmen dieses Aktionsprogrammes sollen u.a. auf nationaler Ebene Angaben über die Verbreitung von Mooren und Moorböden, deren Zustand sowie Richtlinien für eine weise Bewirtschaftung erarbeitet werden.

Extensive Beweidung und Wiedervernässung im Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“

Das Obere Eidertal zwischen Flintbek und Schmalstede liegt im Naturraum „Ostholsteinisches Seen- und Hügelland“. Es gehört zur naturräumlichen Teillandschaft des Moränengebietes der oberen Eider. Das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ umfasst sowohl die feuchten bis nassen und zeitweilig überstauten Moorstandorte der Eiderniederung als auch die unmittelbar daran östlich und westlich angrenzenden Hänge. In dem Untersuchungsgebiet befindet sich ein für die Jungmoränenlandschaft Norddeutschlands typisches Flusstalniedermoor, in dem die hydrogenetischen Moortypen Quellmoor, Durchströmungsmoor, Verlandungsmoor, Überflutungsmoor und Hochmoor eng miteinander vergesellschaftet sind.

Gleichrangige Ziele für die Revitalisierung und langfristige Renaturierung degradierter Niedermoorlandschaften sind neben der Wiederherstellung geeigneter Habitatstrukturen für an Nässe und Feuchte angepasste Tier- und Pflanzenarten sowie deren Biozönosen auch die Reduzierung von Umweltbelastungen, die von tiefentwässerten, intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden ausgehen. Beide Ziele sind nur durch genaue Kenntnisse und Berücksichtigung der komplex miteinander verknüpften geologischen, hydrologischen und klimatischen Verhältnisse sowie der Vegetationsstruktur und Flächennutzung der Moorböden und der angrenzenden Einzugsgebiete realisierbar.

Für das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ hat das Staatliche Umweltamt Kiel ein Umsetzungskonzept entwickelt, das Vernässungsmaßnahmen der Niederungsbereiche mit der Etablierung einer großflächigen, extensiven Beweidung zur Entwicklung einer halboffenen Weidelandschaft kombiniert und somit sowohl biotischen als auch abiotischen Zielen der Niedermoorrenaturierung Rechnung trägt.

Schaffung großer Weideflächen durch Kombination verschiedener Vertragsvarianten

„Halboffene Weidelandschaften“ sind durch eine hohe Habitat- sowie daraus resultierende Artenvielfalt gekennzeichnet. Charakteristisch ist das räumliche Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien (Grasland, Hochstaudenfluren, Gehölze), die in zyklischer Abfolge ineinander übergehen können (Riecken et al. 1997, Olf et al. 1999).

Um das Projektgebiet „Weidelandschaft Eidertal“ zu einer halboffenen Weidelandschaft entwickeln zu können, ist als Voraussetzung zunächst die bisherige kleinflächige Parzellenbeweidung durch eine großflächige, extensive und eigentumsübergreifende Beweidung zu ersetzen. Die Schaffung großer Weideverbundflächen wird im Projektgebiet durch eine Kooperation der verschiedenen Grundeigentümer (private Eigentümer, Gemeinden, Stiftung Naturschutz) erreicht. Den privaten Grundeigentümern werden unterschiedliche Vertragsvarianten (Nutzungsaufgabe-, Extensivierungs-, Kaufvertrag) angeboten, so dass die Landwirte sich entsprechend der Betriebsstruktur für eine passende Vertragsvariante entscheiden können.

Als Besonderheiten des Extensivierungs- und des Nutzungsaufgabevertrages im Vergleich zu bisherigen Formen des Vertragsnaturschutzes sind sowohl die langen Laufzeiten (20 Jahre) als auch die Ausgleichszahlung in kapitalisierter Form zu nennen. Darüber hinaus ist ein Bestandteil beider Verträge, dass die Vertragspartner auf die Aufrechterhaltung der Grabenentwässerung verzichten, einer Reduzierung der Gewässerunterhaltung zustimmen und dass die Flächen nach Ablauf des Vertrages in dem dann ausgebildeten Zustand von dem Eigentümer übernommen werden. Haben sich die Flächen während der Vertragslaufzeit durch die extensive Nutzungsform und die Vernässungsmaßnahmen zu gesetzlich geschützten Biotopen entwickelt (in Schleswig-Holstein nach §15a LNSchG z.B. seggenreiche Nasswiese, Weidenbruch oder Erlenbruchwald), so akzeptiert der Eigentümer die hiermit verbundenen Nutzungseinschränkungen.

Durch diese Vertragsvarianten ist es dem Projektträger möglich, benachbarte Flurstücke, für die unterschiedliche Verträge abgeschlossen wurden, zu einer zusammenhängenden größeren Weide zusammenzuschließen. Die entstehenden Weideflächen weisen zur Zeit Größen zwischen 15 und 40 ha auf. Diese Flächen werden an Landwirte verpachtet und unter bestimmten Nutzungsaufgaben (keine Düngung, keine Weidepflege, Beschränkung der Anzahl der Weidetiere) extensiv beweidet. Auf den eingerichteten Weideflächen ist durch das Unterbleiben der regelmäßigen Grabenräumung mit einer

Vernässung der Moorbereiche zu rechnen. Ein großflächiger Vernässungseffekt wird sich weiterhin durch den mittelfristigen Verzicht auf die Gewässerunterhaltung der Eider einstellen.

Simulation der Wasser- und Stoffdynamik

Durch die Anwendung kalibrierter und validierter Modelle lassen sich die Auswirkungen einer veränderten Landnutzung (z.B. Vernässung, Extensivierung oder Nutzungsaufgabe) auf unterschiedlichen Raumebenen quantitativ prognostizieren. Zur Analyse der Wasser- und Stickstoffdynamik in dem Flusstal Niedermoor wurde das GIS-gestützte Simulationsmodell WASMOD eingesetzt. Das Model WASMOD – für terrestrische Ökosysteme entwickelt und validiert – wurde zunächst auf seine Anwendbarkeit als dynamisches Prozessmodell für semiaquatische Ökosysteme auf unterschiedlichen Zeit- und Raumebenen mit einem zufriedenstellenden Erfolg hin überprüft (TREPEL 2000). Konzeptionelle Schwierigkeiten der Validierung prozessbezogener, dynamischer Modelle bei mesoskaligen Simulationen werden bei TREPEL et al. (2000) diskutiert.

Nach den vorliegenden Simulationsergebnissen führt die Entwässerung sowohl auf landwirtschaftlich genutzten als auch auf brachliegenden Flächen zu einem kontinuierlichen Abbau der Stickstoff- und Kohlenstoffvorräte des Torfkörpers (TREPEL & REICHE 2000). Im Stickstoffhaushalt ist nach den Ernteentzügen, die Denitrifikation quantitativ der bedeutsamste Austragspfad. Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser nehmen in der Simulation mit zunehmender Düngerapplikation zu. Dies wird auch durch Lysimeterexperimente bestätigt (ROSS et. al. 1995). Eine flächenhafte Anhebung der Grundwasserflurabstände wirkt sich, wie Szenariosimulationen zeigten, komplex auf die Austragspfade in dem Flusstal Niedermoor aus: Durch die Vorflutanhebung verdoppelt sich die ganzjährig überstaute Fläche, diese Flächen böten günstige Bedingungen für Sedimentations- und Denitrifikationsprozesse und trügen zur Verbesserung der Wasserqualität der Eider bei. Gleichzeitig verringern sich die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aufgrund verminderter Mineralisationsleistungen; wobei die geringere Stickstoffmineralisation die Ernteerträge reduziert.

Anforderungen aus Sicht des Ressourcenschutzes an eine nachhaltige Moornutzung

Eine Nutzung von Niedermoorböden im Sinne der RAMSAR wise-use Definition erfordert die Wiederherstellung der Akkumulationsfähigkeit des teilweise degradierten Niedermoorortorkörpers durch ein entsprechendes ökohydrologisches Management, bei dem die Vernässungsmaßnahmen entlang der hydrologischen Fließwege erfolgen. Auf eine Düngung ist aus Sicht des Niedermoorsschutzes zu verzichten, da diese die Mineralisationsprozesse anregt und somit zu einem erhöhten Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser führt (TREPEL 2000).

Literatur

- Bergkamp G. & Orlando B. 1999. Wetlands and Climate Change: Exploring collaboration between the Convention on Wetlands (ramsar, Iran 1971) and the UN Framework Convention on Climate Change. http://ramsar.org/key_unfccc_bkgd.htm
- IPS = International Peat Society 1998. Wise use of peatlands. Peatlands International 1(2): 24-25.
- Jensen, K. & Dierssen, K. 1999. Langfristige Sukzessionen auf Feuchtgrünland-Brachen. In Umweltstiftung WWF-Deutschland (ed.), Chaos Natur? Prozessschutz in Großschutzgebieten, 47-60.
- Oiff, H., Vera, F.W.M., Bokdam, J., Bakker, E.S., Gleichman, J.M. de Maeyer, K. & Smit, R. 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alteration of plant facilitation and competition. Plant Biol. 1: 127-137.
- RAMSAR 1987. Wise use-Definition. http://www.ramsar.org/key_rec_3_annex.htm
- RAMSAR 1999. Recommendation 7.1 on the wise use of peatlands: A global action plan for the wise use and management of peatlands. http://ramsar.org/key_rec_7.01e.htm
- Riecken, U., Klein, M. & Schröder E. 1997. Situation und Perspektive des extensiven Grünlands in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften“. In: Klein, M., Riecken, U. & Schröder, E. Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schriften-R. f. Landschaftpl. u. Natursch. 54: 7-23.
- Ross S.M., Beadle R.S. & Jewkes E. 1995. Lysimeter Studies of Nitrogen Leaching Potential in Wetland Peats and Clays in South-West Britain. In: Hughes J. & Heathwaite A.L. eds. Hydrology and Hydrochemistry of British wetlands, Wiley: 223 -243.
- Schrautzer J. & Jensen K. 1999. Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der Niedermoorstandorte Schleswig-Holsteins. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 7 (4): 219-240.
- Trepel M. 2000. Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD. EcoSys Suppl. Bd. 29: 1-140.
- Trepel M. & Schrautzer J. (1998): Bewertung von Niedermoorökosystemen für den Ressourcenschutz und Artenschutz in Schleswig-Holstein und ihre Entwicklungsmöglichkeiten. Die Heimat 105: 45 - 62.
- Trepel M. & Reiche E.W. 2000. Auswirkung von Vernässungsmaßnahmen auf den Stickstoffaustrag eines Flußtalniedermoors. Wasser und Boden 5/2000; *in press*.
- Trepel M., Davidsson T. & Jørgensen S.E. 2000. Quantitative simulation of biochemical processes in peatlands as a tool to define sustainable use? SUO – Mires and Peat 51: *in press*.
- WBGU 1998. Die Anrechnung biologischer Quellen und Senken im Kyoto-Protokoll: Fortschritt oder Rückschlag für den globalen Umweltschutz? 76 S.; http://www.awi-bremerhaven.de/wbgu_sn1998.html

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Nachtrag Jahrestagung 1999

Band 92

2000



Der Stickstoffumsatz in zur Futtererzeugung genutzten Böden

M. Karrasch¹, Chr. Wachendorf¹, F. Taube²

Einleitung und Zielsetzung

Auf dem Versuchsbetrieb Karkendamm der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel wurde 1997 ein interdisziplinäres Forschungsprojekt begonnen, das die Steigerung der Stickstoffausnutzung im Produktionsprozeß der Milcherzeugung zum Ziel hat. Hoftorbilanzen weisen auf spezialisierten Milchvieh/Futterbaubetrieben aufgrund geringer Nährstoffexporte vergleichsweise hohe Nährstoffüberschüsse auf, die für Stickstoff deutlich über 200 kg N/ha/Jahr betragen können. Insbesondere auf den typischen Futterbaustandorten der norddeutschen Sanderflächen entsteht auf diese Weise ein hohes ökologisches Belastungspotential (Wachendorf, 1998).

Im Rahmen dieses Projektes werden vom Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg bodenmikrobiologische und bodenchemische Parameter von Böden unter verschiedener Nutzung (Ackerfutterbau und Grünland) und bei unterschiedlichen mineralischen Düngungsintensitäten erfaßt (Abb. 1). Es wird geprüft, welchen Einfluß Nutzung und Düngung auf die Höhe dieser Parameter haben und ob Beziehungen einzelner Parameter untereinander ableitbar sind.

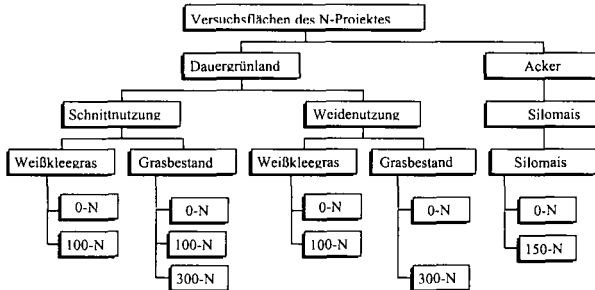


Abbildung 1: Bodenuntersuchung in Varianten des N-Projektes Karkendamm
Grünland zwei Feldwiederholungen, Mais vier Feldwiederholungen

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allendeplatz 2, 20146 Hamburg

² Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Lehrstuhl Grünland und Futterbau, Holzkoppelweg 2, 24118 Kiel

Tabelle 1: Eigenschaften der untersuchten Oberböden

	C _{ges} (Min-Max) g/kg	N _{ges} (Min-Max) g/kg	C/N	Boden- art	KAK mmol/kg	pH (Min-Max) CaCl ₂
Mais ¹	58,8 (42,2-77,4)	2,5 (2,0-3,2)	24	mSfs	192	5,4 (5,1-5,8)
Weide ²	29,9 (23,6-35,3)	1,8 (1,5-2,1)	17	St2	72	5,2 (4,8-6,2)
Schnitt ²	39,8 (29,7-53,3)	2,2 (1,7-2,6)	18	St2	72	5,0 (4,7-5,2)

¹Gley-Podsol, Beprobungstiefe 0-30 cm / ²Treposol (tiefenungebrochener Gley-Podsol), Beprobungstiefe 0-15 cm

Material

Die Untersuchungen werden auf einem Standort unter Silomais (Gley-Podsol) und einem Grünlandstandort mit Schnitt- und Weidenutzung (Treposol aus ehemaligem Gley-Podsol) durchgeführt. Beide Standorte sind durch sandige, nährstoffarme Ausgangssubstrate sowie durch stark humose Oberböden gekennzeichnet (Tab. 1). Auf der Fläche des Grünlandversuches wurde 1980 ein Tiefenumbruch vorgenommen. Die hohen C_{ges}-Gehalte der Fläche unter Silomais können auf die ehemals sehr nassen Verhältnisse am Standort zurückgeführt werden.

Methoden

Es werden der C_{ges}-, der N_{ges}-, der heißwasserlösliche C- und N- bei 70°C, der potentiell mineralisierbare C- und N-Gehalt (aerobe Inkubation über 28 Tage bei 25 °C, C_{pot} und N_{pot}) und der mikrobiell gebundene Stickstoff (CFE-Methode nach Brookes et al., 1985) der Böden über die Vegetationsperioden 1998 und 1999 zu jeweils vier Terminen im Jahr bestimmt. Dargestellt sind die Ergebnisse der Beprobung Mai 1999. Die Werte für C_{ges} und N_{ges} sind Mittelwerte zweier Beprobungstermine in 1998.

Ergebnisse

Die Parameter des C- und N-Haushaltes unterscheiden sich im Jahresverlauf nur geringfügig. Für die nachfolgenden Betrachtungen wurden daher nur die Werte eines Beprobungstermins (Mai 1999) verwandt. Die Anteile an mikrobiell gebundenem N und an heißwasserlöslichem C und N an den C_{ges}- und N_{ges}-Gehalten sind im Vergleich zu anderen Böden als niedrig einzustufen (Tab. 2; Sparling et al., 1998; Leinweber et. al.; 1995; Schinner et al., 1996).

Tabelle 2: Parameter des C- und N-Haushaltes im Verhältnis zu den jeweiligen Gesamtgehalten

	N _{mik} ³ /N _{ges} (Min-Max)	C _{pot} ^{4,7} /C _{ges} (Min-Max)	N _{pot} ⁵ /N _{ges} (Min-Max)	C _{hw} ⁶ /C _{ges} (Min-Max)	N _{hw} ⁶ /N _{ges} (Min-Max)
Mais ¹	1,2 (1,0-1,5)	0,6 (0,6-0,8)	0,5 (0,4-0,6)	0,5 (0,5-0,6)	1,3 (1,1-1,7)
Weide ²	2,3 (1,9-2,8)	1,8 (1,5-2,2)	1,8 (1,4-2,3)	1,0 (0,8-1,2)	2,2 (1,6-2,6)
Schnitt ²	1,9 (1,4-2,3)	1,3 (0,9-1,7)	1,1 (0,9-1,4)	0,6 (0,4-1,0)	1,2 (0,8-1,9)

Tabelle 3: Parameter des C- und N-Haushaltes unter Schnitt, Weide und Mais

	N _{mik} ³ mg N _{mik} /kg (Min-Max)	C _{pot} ⁴ mg CO ₂ -C/h/kg (Min-Max)	N _{pot} ⁵ mg NO ₃ -N/d/kg (Min-Max)	C _{hw} ⁶ mg C _{hw} /kg (Min-Max)	N _{hw} ⁶ mg N _{hw} /kg (Min-Max)
Mais ¹	29,7 (26,0-38,6)	0,38 (0,30-0,59)	0,47 (0,30-0,70)	305,7 (217,9-414,1)	32,9 (25,2-45,9)
Weide ²	40,4 (33,5-51,4)	0,54 (0,46-0,61)	1,13 (0,92-1,28)	304,2 (265,6-369,5)	38,4 (32,0-48,0)
Schnitt ²	40,8 (31,2-54,4)	0,52 (0,45-0,62)	0,86 (0,63-1,09)	234,5 (172,3-289,1)	26,6 (20,2-33,7)

¹Gley-Podsol, Beprobungstiefe 0-30 cm / ²Treposol (tiefenungebrochener Gley-Podsol), Beprobungstiefe 0-15 cm / ³berechnet mit K_N-Faktor 2,22 nach Jenkinson (1988) / ⁴bestimmt als O₂-Verbrauch, angenommener RQ=1 / ⁵bestimmt nach aerober Inkubation über 28 Tage bei 25 °C / ⁶hw = heißwasserlöslich bei 70 °C / (mg CO₂-C h⁻¹ g C_{ges}⁻¹) *100

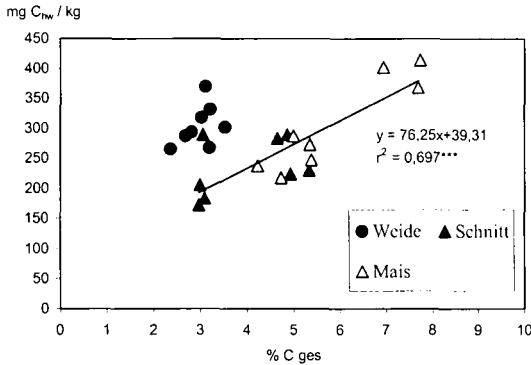


Abb. 2: Beziehung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs zum Gesamtkohlenstoff und lineare Regression der Parameter unter Schnitt und Mais
 *** P < 0,001

Die Versuchspartellen weisen auf beiden Standorten erhebliche bodenbedingte Unterschiede auf. So liegt der C_{ges}-Gehalt auf dem Grünland zwischen 2,4 und 5,3 und auf dem Mais zwischen 4,2 und 7,7 % (Tab. 1). Daher ist das Verhältnis der Parameter zu den C_{ges}- und N_{ges}-Gehalten im Hinblick auf bewirtschaftungsbedingte Unterschiede aussagekräftiger als ein Vergleich der absoluten Gehalte. Dies gilt insbesondere für den Vergleich von Schnitt- und Weidepartellen, da hier große Unterschiede im C_{ges}-Gehalt zwischen den Feldparallelen einer Bewirtschaftungsform auftreten.

Die Gehalte an heißwasserlöslichem N liegen unter Beweidung um 44 %, die Gehalte an potentiell mineralisierbarem N und an heißwasserlöslichem C um 30 % höher als unter Schnittnutzung, während die potentielle C-Mineralisation und der in der mikrobiellen Biomasse gebundene N sich unter Beweidung und Schnittnutzung nicht unterscheiden (Tab. 3). Der Anteil der C und N-Fraktionen am Gesamt C-N-Pool ist unter Beweidung höher als unter Schnittnutzung (Tab. 2). Dies wird auf die Zufuhr von Exkrementen bei Weidenutzung zurückgeführt.

Hassink (1992) fand bei einem Vergleich von Weide- und Schnittnutzung auf einem sandigen und einem lehmigen Standort eine erhöhte potentielle N-Mineralisation sowie höhere Gehalte an mikrobiell gebundenem N unter Beweidung, während von Bristow et al. (1991) auf einem lehmigen Standort kein Einfluß der Beweidung auf den mikrobiell gebundenen N festgestellt wurde.

Der Vergleich von reinen Gras- und Kleeergrasbeständen und der Vergleich verschiedener Düngungsstufen ergab sowohl bei Schnitt- als auch bei Weidenutzung keine signifikanten Unterschiede (Ergebnisse nicht dargestellt). Dieses Ergebnis befindet sich in Übereinstimmung mit Untersuchungen von Hassink (1992), Hassink (1994) sowie von Bristow et al. (1991), während Elgersma et al. (1997) bei einem Vergleich ungedüngter Gras- mit Kleeergrasbeständen auf einem tonigen Standort unter Schnittnutzung

Tabelle 4: Bestimmtheitsmaße der linearen Korrelation zwischen Parametern des N- und C-Haushaltes

	N _{hw} /N _{ges}	N _{mik} /N _{ges}	C _{pot} /C _{ges}	N _{pot} /N _{ges}
C _{hw} /C _{ges}	0,824***	0,600***	0,638***	0,693***
N _{hw} /N _{ges}		0,421***	0,426***	0,477***
N _{mik} /N _{ges}			0,831***	0,764***
C _{pot} /C _{ges}				0,858***

*** = P < 0,001, n = 24

Dieses Ergebnis befindet sich in Übereinstimmung mit Untersuchungen von Hassink (1992), Hassink (1994) sowie von Bristow et al. (1991), während Elgersma et al. (1997) bei einem Vergleich ungedüngter Gras- mit Kleeergrasbeständen auf einem tonigen Standort unter Schnittnutzung

bei den Kleegrasvarianten eine höhere potentielle N-Mineralisation als bei reinen Grasbeständen feststellten.

Unter Silomais liegen die Verhältnisse von mikrobiell gebundenem N sowie von potentieller C- und N-Mineralisation zu den C_{ges} - und N_{ges} -Gehalten niedriger als unter Grünland, während der Anteil an heißwasserlöslichem C und N am C_{ges} - und N_{ges} -Gehalt sich nicht von denen der Parzellen unter Schnittnutzung unterscheidet (Tab. 2). Unterschiede zwischen den Parzellen unter Silomais und denen unter Grünland sind nicht nur auf Bewirtschaftungseinflüsse zurückzuführen, sondern auch durch Standortunterschiede bedingt.

Zwischen den Parametern des C- und N-Haushaltes bestehen signifikante Beziehungen (Tab. 4). Positive lineare Korrelationen werden zwischen allen Parametern ermittelt, wenn diese ins Verhältnis zu den C_{ges} - und N_{ges} -Gehalten gesetzt werden. Unter Schnitt und Mais wird trotz der Standortunterschiede eine signifikante Korrelation zwischen heißwasserlöslichem C und C_{ges} (Abb.2) festgestellt, während die Weideparzellen bei gegebenem C_{ges} deutlich höhere Gehalte an heißwasserlöslichem C aufweisen. Dies wird auf den hohen Eintrag leichtverfügbarer Kohlenstoffverbindungen durch Exkremente während der Beweidung zurückgeführt.

Zusammenfassung

Die Anteile an mikrobiell gebundenem N und an heißwasserlöslichem C und N an den jeweiligen Gesamtgehalten sind auf dem Standort unter Mais und auf dem Standort unter Grünland relativ niedrig. Dies wird auf die sandigen, nährstoffarmen Ausgangssubstrate beider Standorte zurückgeführt. Die Grünlandparzellen weisen nach drei Jahren unterschiedlicher Bewirtschaftung unter Beweidung eine höhere potentielle C- und N-Mineralisation sowie höhere Gehalte an heißwasserlöslichem C und N auf als unter Schnittnutzung.

Literatur

- Bristow, A.W. and S.C. Jarvis (1991): Effects of Grazing and Nitrogen Fertiliser on the Soil Microbial Biomass under Permanent Pasture. *J Sci Food Agric* 54: 9-21
- Brookes, P.C, Landmann, A., Pruden, G. and D.S. Jenkinson (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837-842
- Elgersma, A. and J. Hassink (1997): Effects auf white clover (*Trifolium repens* L.) on plant and soil nitrogen and soil organic matter in mixtures with perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Plant and Soil* 197: 177-186
- Hassink, J. (1992): Effect of grassland management on N mineralization potential, microbial biomass and N yield in the following year. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 40: 173-185
- Hassink, J. (1994): Effect of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* Vol 26. No. 9: 1221-1231
- Jenkinson, D.S. (1988): Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson, J.R. (ed): *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. Wallingford, UK: CAB International
- Leinweber, P.; Schulten, H.-R. and M. Körschens (1995): Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biol. Fert. Soils* 20: 17-23
- Schinner, F. und Sonnleitner, R. (1996): *Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik*. 1. Auflage, Springer Verlag Berlin-Heidelberg
- Sparling, G.; Vojvodic-Vukovic, M. and L. A. Schipper (1998): Hot-water-soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: the relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 30. No. 10: 1469-1472
- Wachendorf, M (1998): Stickstoffflüsse im spezialisierten Milchvieh-/Futterbaubetrieb. *Bauernblatt* Heft 28: 46-47

Kombination morphologischer und funktioneller Untersuchungsmethoden zur Beurteilung des Bodengefüges

Rogasik,H.; Wendroth,O.; Brunotte,J.; Joschko,M.; Kainz,M.; Onasch,I.

Einleitung

Die Untersuchung von Prozessen des Wasser- und Stofftransportes erfordert eine morphologische und funktionelle Charakterisierung des Bodengefüges. Dabei ist es unumgänglich, daß auch die morphologischen Parameter einen Prozeßbezug haben. Dies gilt besonders für das moderne Verfahren der Röntgen-Computertomographie, das eine detaillierte morphologische Beurteilung des Bodengefüges in der $\mu\text{m}/\text{mm}$ -Skala ermöglicht.

Inhalt dieses Beitrages ist eine prozeßrelevante Charakterisierung des Bodengefüges durch Verknüpfung aggregierten morphologischen Detailwissens mit funktionellen Parametern der Wasserleitfähigkeit.

Material und Methode

Aus dem Ap-Horizont (15-25 cm Tiefe) einer Löß-Parabraunerde in Adenstedt bei Hildesheim wurden 8 ungestörte Bodensäulen in Plexiglaszylindern von je 10 cm Höhe und Innendurchmesser entnommen. Sie entstammen einer Probenahme unmittelbar vor der Zuckerrübenerte und aus dem Spurbereich eines Holmer Rübenroders. Die Lagerungsdichten schwanken in einem weiten Bereich von 1,32 - 1,52 g cm^{-3} . Bei der Bodenart handelt es sich um einen mittel tonigen Schluff (Ut3), der Wassergehalt zum Zeitpunkt der Probenahme entsprach einem Matrixpotential von $h = -300$ cm Wassersäule.

Die ungestörten Bodensäulen wurden in einem Siemens Somatom Plus Röntgen-Computertomographen in horizontaler Position mit einer Schichtauflösung von 1 mm kontinuierlich und lückenlos gescannt. Die Pixelgröße betrug 0,25 x 0,25 mm. Basierend auf dem kompletten Datensatz an Hounsfieldeinheiten (HE), als Maß für die dichte- und feuchtebedingte Abschwächung des Röntgenstrahles beim Passieren der Bodensäule, wurden 3D-Visualisationen des Makroporenraumes nach Joschko et al. (1991) erstellt. Grundlage dafür ist eine Binarisierung der HE-Werte durch Vorgabe eines aus Eichmessungen resultierenden Grenzwertes. Unter der folgenden Prämisse

$$(\text{luftgefüllter Porenraum} = 1) \leftarrow \text{HE} < -875 < \text{HE} \rightarrow (\text{Bodenmatrix} = 0)$$

wurden für jede Scheibe die Pixel (Bildpunkte) des Makroporenvolumens identifiziert und zu den realen Größenordnungen der Makroporenbereiche aggregiert. Anschließend erfolgte die Verknüpfung der 2D-Informationen zur 3D-Visualisation. Es wurden je Bodensäule 3D-Visualisationen in 4 Ansichten (0° , 90° , 180° und 270°) erstellt. Nach den morphologischen folgten die funktionellen Untersuchungen des Bodengefüges mittels eines Disk-Infiltrimeters. Es wurde die ungesättigte Wasserleitfähigkeit nahe Wassersättigung bei Matrixpotentialen von $h = -10$, -5 und -1 cm Wassersäule gemessen.

^{1, 2, 6} ZALF e.V. Münchenberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung

³ FAL Braunschweig-Völkenrode, Institut für Betriebstechnik

⁴ ZALF e.V. Münchenberg, Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie

⁵ FAM München, Versuchsgut Scheyern

Methodische Verfahrensweise

Analyse von 3D-Visualisationen des Makroporensystems

Die Ansichten von 3D-Visualisationen des Makroporenraumes stehender Bodensäulen wurden in 10 Sektoren von je 10 mm Breite unterteilt (Abb. 1). Dann wurden innerhalb jedes Sektors die Flächenanteile und Vertikallängen der Makroporenbereiche mit Hilfe des Bildverarbeitungssystems ImageP2 bestimmt und die Parameter arithmetisches Mittel, Standardabweichung und Variationskoeffizient berechnet. Dabei blieben die konkrete Lage der Makroporen in der Bodensäule aber auch die Tortuosität des Makroporensystems unberücksichtigt. Durch Auswahl der Ansichten von 3D-Visualisationen mit dem höchsten Makroporenanteil wurde vermieden, daß Teile des Makroporensystems verdeckt und der Auswertung entzogen waren. Die Verfahrensweise zur Analyse der 3D-Visualisationen ist legitim, da ein enger linearer Zusammenhang ($B = 0,938$) zwischen dem Flächenanteil an Makroporen aus der Ansicht der 3D-Visualisationen und dem Volumenanteil des Makroporensystems innerhalb der Bodensäule besteht.

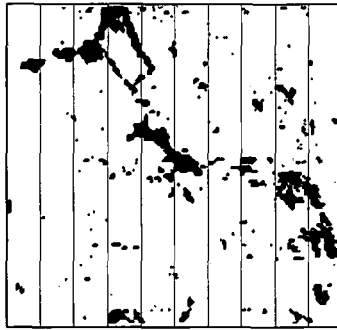


Abb. 1: Unterteilung einer 3D-Visualisation des Makroporenraumes (schwarz) in 10 Sektoren von je 1 cm Breite und 10 cm Höhe am Beispiel einer Bodenprobe hoher Lagerungsdichte.

Verknüpfung der morphologischen und funktionellen Untersuchungen

Es wurde der Zusammenhang zwischen den Flächenanteilen bzw. Vertikallängen des Makroporensystems in der 3D-Visualisation sowie der ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Makroporenklasse von 0,3-3,0 mm Durchmesser (Differenzbetrag der ungesättigten Wasserleitfähigkeit bei Matrixpotentialen von $h = -1$ und -10 cm Wassersäule) hergestellt.

Ergebnisse

Zwischen den Flächenanteilen des Makroporensystems in der 3D-Visualisation des Makroporenraumes und der ungesättigten Wasserleitfähigkeit läßt sich erwartungsgemäß nur ein loser kausaler Zusammenhang nachweisen. Hingegen besteht zwischen der Vertikallänge des Makroporensystems und der ungesättigten Wasserleitfähigkeit für den Makroporenbereich von 0,3 - 3,0 mm Durchmesser ein enger Zusammenhang, der sich schon bei den Sektorwerten zeigt (Abb. 2). Es ist zu erkennen, daß sich, von wenigen Ausnahmen abgesehen, sowohl die Vertikallängen des Makroporensystems in den einzelnen Sektoren als auch deren Variabilität angenähert proportional zur Abnahme der ungesättigten Wasserleitfähigkeit verhalten. Deshalb wurde der Variationskoeffizient der Vertikallänge des Makroporensystems zur ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Makroporenklasse von 0,3 - 3,0 mm Durchmesser in Beziehung gesetzt (Abb. 3). Der kausale Zusammenhang läßt sich mit einer Potenzfunktion hoher Bestimmtheit ($B = 0,86$) beschreiben. Daß dieses Ergebnis kein Zufall ist, dokumentieren Datensätze von Ap-

h- und Cc- Horizonten einer Schwarzerde sowie von Ap-Horizonten einer Parabraunerde und braunerde.

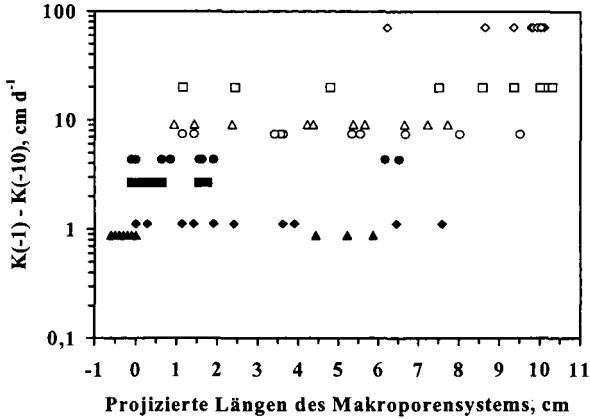


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Makroporenklasse von 0,3-3,0 mm Durchmesser und den projizierten Längen des Makroporensystems innerhalb der Sektoren der 3D-Visualisation.

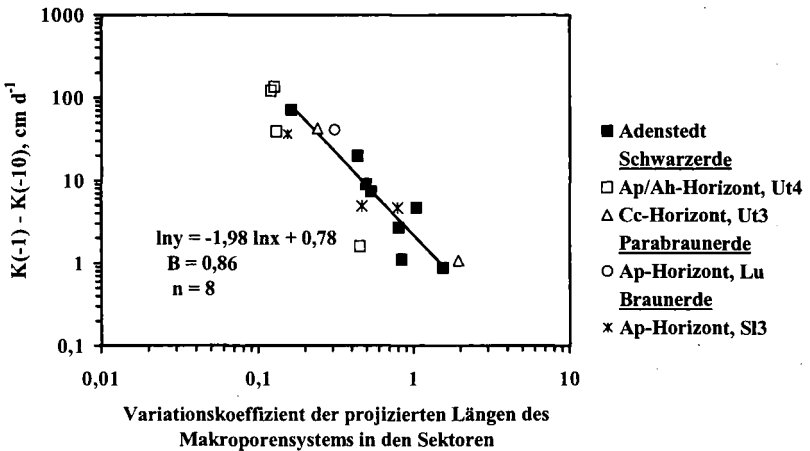


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Makroporenklasse von 0,3-3,0 mm Durchmesser und dem Variationskoeffizienten der projizierten Längen des Makroporensystems bei den Proben aus Adenstedt und anderen Substraten.

Die prozeßrelevanten Aussagen zur Makroporosität lassen sich noch weiter präzisieren, wenn alle Informationen und Möglichkeiten der röntgen-computertomographischen Untersuchungen genutzt werden. Das betrifft unter anderem auch die Ermittlung der Lagerungsdichteverteilung innerhalb der Bodensäule. Hierzu wird das gewogene Mittel der HE-Werte der sich in den jeweiliger Horizontalscheiben befindlichen Pixel gebildet und die Lagerungsdichte auf der Grundlage von Wassergehaltsmessungen hoher Auflösung berechnet (Rogasik et al., 1999). Als Information über die kleinräumige Heterogenität dient die Standardabweichung der HE-Werte der Pixel bzw. aggregierter Volumenelemente (Voxel). Dieser Parameter (Abb. 4) verhält sich bei vergleichbarer Gefügeausprägung invers zu der Lagerungsdichteverteilung in der Bodensäule, ermöglicht aber eine Beurteilung von Differenzierungen in der Ausprägung von Absonderungsgefüge. Einen Eindruck von dem Gefügebau vermitteln die scheinweise vorliegenden Röntgen-Schichtbilder.

3D-Visualisation des Makroporenraumes

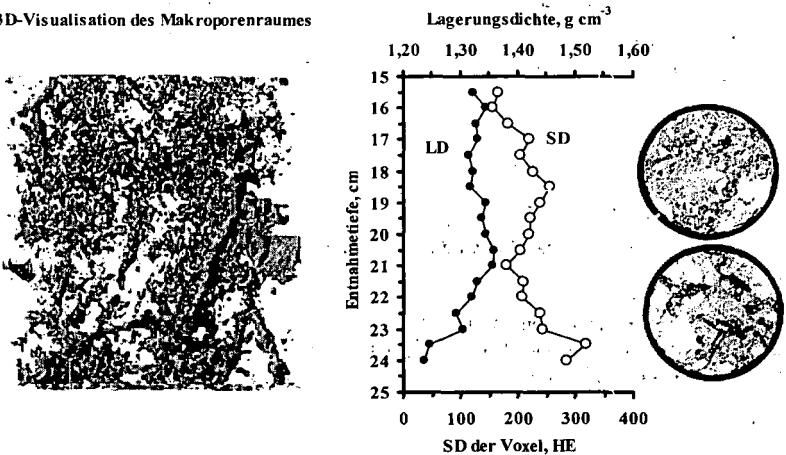


Abb. 4: Zusammenhang zwischen der 3D-Visualisation des Makroporensystems, der Lagerungsdichteverteilung, der Variation der kleinräumigen Heterogenität sowie dem Gefügebau (Röntgen-Schichtbilder) bei einer locker gelagerten Bodenprobe.

Schlussfolgerungen

- Der für Bodenproben aus dem Ap-Horizont einer Löß-Parabraunerde in Adenstedt aufgezeigte enge Zusammenhang zwischen dem morphologischen Parameter Variationskoeffizient der Vertikallänge des Makroporensystems und dem funktionellen Parameter ungesättigte Wasserleitfähigkeit der Makroporenklasse von 0,3-3,0 mm Durchmesser muß durch weiterführende Untersuchungen auch für andere Böden und Substrate nachgewiesen werden.
- Die vorgestellte Methodik ermöglicht es, Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf das Bodengefüge zu untersuchen sowie degradative bzw. regenerative Prozesse zu identifizieren. Sie bietet bei weiterer Verfeinerung aber auch das Potential, Pedotransferfunktionen weiterzuentwickeln sowie den Aufwand an funktionellen Untersuchungen zu reduzieren.

Literatur

- Joschko, M., O. Graff, P.C. Müller, K. Kotzke, P. Lindner, D.P. Pretschner, and O. Larink. 1991. A non-destructive method for the morphological assessment of earthworm burrow systems in three dimensions by X-ray computed tomography. *Biol Fertil Soils* 11: 88-92.
- Rogasik, H., J.W. Crawford, O. Wendroth, I.M. Young, M. Joschko, and K. Ritz. 1999. Discrimination of soil phases by dual energy X-ray tomography. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: (im Druck).