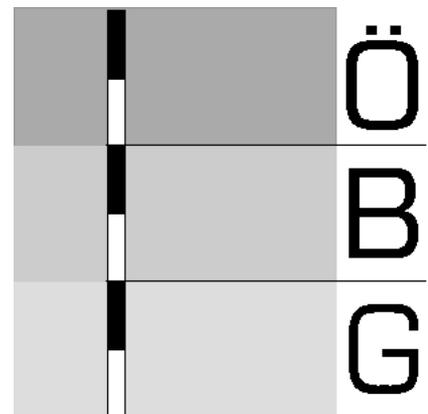


Mitteilungen  
der  
Österreichischen  
Bodenkundlichen  
Gesellschaft



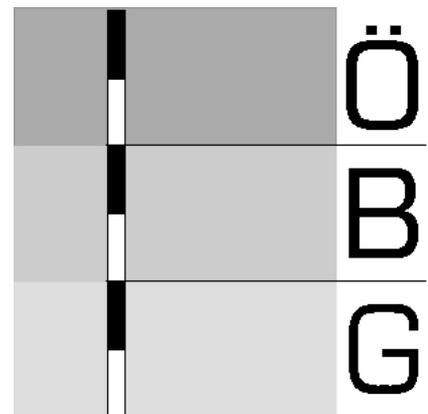
Heft 66

Wien

2002



Mitteilungen  
der  
Österreichischen  
Bodenkundlichen  
Gesellschaft



Heft 66

Wien

2002

## Impressum

Eigentümer; Herausgeber und Verleger:

Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft

Gregor-Mendelstraße 33, A-1180 Wien

Schriftleitung: Michael Englisch und Sigrid Schwarz

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur

Druck: Offsetschnelldruck Riegelnik Ges. mbH, 1080 Wien, Piaristengasse 17-19

ISSN 0029-893-X

Heft 66

Wien 2002

## INHALTSVERZEICHNIS

W. E. H. BLUM: In Memoriam Prof. H. Franz.....	1
<b>Beiträge zur Jahrestagung 2002 der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft am 11. und 12. März: „Boden – eine zukünftige Bundesrahmenkompetenz ?“</b>	
G. BACHMANN: Bodenschutz – Argumente für die Bundeskompetenz in Deutschland .....	3
M. FRIELINGHAUS: Erfahrungen und Probleme bei der Umsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes in Deutschland.....	9
B. RASCHAUER: Bodenschutzkompetenzen im Österreichischen Rechtssystem .....	17
A. REINL: Land- und forstwirtschaftliche Bodenutzung im Spannungsfeld gesetzlicher Regelungen .....	23
G. JURITSCH: Das Salzburger Bodenschutzgesetz – Entstehung und erste Erfahrungen .....	27
W. KRÄINER: Bodenschutz und dessen Regelungen aus der Sicht des Bundeslandes Steiermark.....	35
W. E. H. BLUM: Boden und Bodenschutz im internationalen Kontext.....	41
Chr. TWAROCH: Rechtliche Aspekte der Bodeninformation.....	53
E. KLAGHOFER: Die Bodenerosion - Ein zentrales Thema des Bodenschutzes .....	63
E. AZAZO?LU, P. STRAUSS, I. SISÁK, E. KLAGHOFER & W. E. H. BLUM: Einfluss erosiver Niederschläge auf Bodenabtrag, Oberflächenrauigkeit und Scherspannung landwirtschaftlich genutzter Böden .....	69
F. MUTSCH, M. ENGLISCH, E. HERZBERGER & E. LEITGEB: Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Überlegungen für eine 1. Wiederholung .....	77
W. J. FITZ, W. W. WENZEL & A. MENTLER: Recent developments in phytoremediation of Arsenic-contaminated soils.....	85
G. HABERHAUER & M. H. GERZABEK: Investigations to study the sorption behavior of organic compounds in soil .....	93
A. KRENN, E. KLAGHOFER & M. H. GERZABEK: Simulation der Bodentemperaturdynamik bei Lysimeterexperimenten – Einfluss von seitlichen Luftspalten .....	101
A. SCHNEPF, T. SCHREFL, M. PUSCHENREITER & W. W. WENZEL: Modellierung von Rhizosphärenprozessen: Bioverfügbarkeit von Schwermetallen.....	107.

P. SOMMER, G. BURGUERA, G. WIESHAMMER, J. STRAUSS, G. ELLERSDORFER & W. W. WENZEL: Rhizosphärenmanagement mit Mykorrhiza / Mikroben bei Phytoextraktion von Schwermetallen mit Weiden und Pappeln .....	113
R. UNTERBRUNNER, P. SACCO, P. SOMMER & W. W. WENZEL: Chelatinduzierte Phytoextraktion im Feldlysimeter- und Gefäßversuch .....	121
A. METZ, S. NEUHUBER & M. KRALIK: Charakterisierung von Bodenproben aus Karbonat- und Kristallingebieten Österreichs in Beziehung zur Blei- und Cadmium-Sorption .....	129
W. FRIESL, M. H. GERZABEK, A. KRENN, O. HORAK & W. W. WENZEL: Bodenadditive zur Immobilisierung von Schwermetallen.....	137
M. PUSCHENREITER, W. J. FITZ, A. SCHNEPF, P. SOMMER, G. WIESHAMMER, R. UNTERBRUNNER & W. W. WENZEL: Phytosanierung und Rhizosphärenprozesse .....	143
A. BOHNER: Ökochemische Stresskennwerte Im Boden .....	149
S. HUBER & A. FREUDENSCHUSS Nationale Indikatoren für den Bodenschutz? .....	157
B. KITZLER & S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN Stickstoffoxid-Emissionen aus europäischen Waldökosystemen.....	165

## **Bericht**

M. H. GERZABEK: Der 17. Weltkongress der Bodenkunde in Thailand .....	169
---	-----

## IN MEMORIAM

NACHRUF auf em. o. Univ.-Prof. DI Dr. Dr.h.c. Herbert FRANZ

Dipl.-Ing. Dr. Dr.h.c. Herbert FRANZ, em. o. Univ.-Prof. an der Universität für Bodenkultur, geboren am 23. Jänner 1908, verstarb am 8. Jänner 2002 und wurde am 18. Jänner 2002 auf dem Zentralfriedhof Wien beigesetzt.

Prof. Franz absolvierte zwei Studien: Geologie und Zoologie an der Universität Wien und Landwirtschaft an der damaligen Hochschule für Bodenkultur Wien, die er beide 1930 mit dem Dr.phil. bzw. dem Diplomingenieur abschloss. Nach verschiedenen Tätigkeiten, unter anderem als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Institut für alpine Landwirtschaft in Admont, habilitierte er 1944 in Zoologie an der Universität Graz, und wurde ebendort 1950 zum a.o. Univ.-Prof. ernannt. Im Jahre 1952 wurde er an die Hochschule für Bodenkultur Wien, auf die Lehrkanzel für Geologie und Bodenkunde berufen, und wirkte dort bis zu seiner Emeritierung im Jahre 1975. Neben seiner Funktion als Institutsvorstand war er von 1972-1973 auch Rektor, sowie 1971-72 und 1973-74 Prorektor. Nach seiner Emeritierung 1975 war er weiterhin intensiv wissenschaftlich tätig. Dies wird aus den über 200 wissenschaftlichen Publikationen von insgesamt mehr als 450 ersichtlich, die erst nach seiner Emeritierung entstanden und somit Zeugnis über seine ungeheure Schaffenskraft und seinen unermüdlichen wissenschaftlichen Einsatz geben. Die wesentlichen Gebiete seiner wissenschaftlichen Tätigkeit waren die Hochgebirgsökologie, die Bodenkunde und die Entomologie, insbesondere die Bodenentomologie.

Im internationalen Rahmen war Prof. Franz als Bodenzoologe bekannt, insbesondere als Spezialist für eine spezielle Käfergattung, die Scydmaeniden, von denen er allein 92 neue Gattungen bzw. Untergattungen und mehr als 300 neue Arten entdeckte und beschrieb.

Er nahm 1954 als einer von wenigen deutschsprachigen Wissenschaftlern am ersten Bodenkundlichen Weltkongress nach dem 2. Weltkrieg in Leopoldville/Belgisch Kongo teil und gründete 1956 das Komitee für Bodenzologie innerhalb der Kommission für Bodenbiologie der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft, deren Ehrenvorsitzender er später wurde.

Für seine großen wissenschaftlichen Leistungen wurde Prof. Franz mit zahlreichen Ehrungen ausgezeichnet, so z.B. mit dem Ehrendoktorat der Universität Gödöllő, Ehrenmedaillen der Universitäten Helsinki und Hiroshima, Ehrenmitgliedschaften in zahlreichen Akademien, Gesellschaften und Institutionen. Er war wirkliches Mitglied der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Träger des Goldenen Ehrenzeichens für Wissenschaft und Kunst der Republik Österreich sowie zahlreicher weiterer Auszeichnungen.

Neben seinen herausragenden Leistungen in Lehre und Forschung war Prof. Franz auch ein Wissenschaftler mit Vision. Anlässlich seines Festvortrages als Prorektor, zum 100-jährigen Bestehen der Hochschule für Bodenkultur im Oktober 1972 in der Hofburg, trat er für eine Neuorientierung der Universität in Richtung Ökologie ein, und formulierte damals, dass die Menschheit noch schmerzliche Erfahrungen machen müssen, um die Ausbeutung der natürlichen Ressourcen einzugrenzen, und dass dies nur in internationaler Zusammenarbeit

erfolgen könnte, ein Konzept, das erst 20 Jahre später, nämlich 1992 in Rio Realität zu werden begann.

Prof. Franz hat sich um die Universität für Bodenkultur, die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft und insbesondere um die Wissenschaft national wie international außerordentlich verdient gemacht. Wir trauern um ihn und werden ihm ein ehrendes Gedenken bewahren.

Winfried E. H. Blum

# **BODENSCHUTZ – ARGUMENTE FÜR DIE BUNDESKOMPETENZ IN DEUTSCHLAND**

**Günther BACHMANN**

Geschäftsstelle des Rates für Nachhaltige Entwicklung, Reichpietschufer 50, 10785 Berlin,  
ehem. Umweltbundesamt

## **Zusammenfassung**

Ausgangspunkt für politische Überlegungen zum Bodenschutz in Deutschland waren die ungelösten Sachprobleme, also die Umweltschäden am ökologischen Schutzgut Böden. Die politische Umsetzung dieses Schutzbedürfnisses auf der Ebene des Bundes setzte mehrere konzeptionelle Schritte voraus. Im Vordergrund hierfür standen Argumente der Rechtsgleichheit und der gerechten Zumessung von Sanierungspflichten und –rechten. Dieses Ziel konnten der zunächst bevorzugte querschnittsorientierte Ansatz nicht einlösen. Es fand erst mit dem Bundesbodenschutzrecht Geltung.

## **1. Regelungsinhalt**

Zunehmende Belastungen der Trinkwasserressourcen, Belastungen von Erntegütern, Einträge von Schadstoffen über die Bewirtschaftung und Nutzung, schädliche Veränderungen der Waldböden, vor allem aber die offenkundig zu Tage tretenden Schädigungen des Bodens insbesondere durch Altlasten in den neuen und alten Bundesländern haben deutlich gemacht, dass das rechtliche Handlungsinstrumentarium zum Bodenschutz verstärkt und wirksamer ausgestaltet werden musste.

Nachdem die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 den Bodenschutz als Querschnittsaufgabe betrachtete (Bodenschutz wurde in über 50 Normen des Bundesrechts verankert) und von einer bundeseinheitlichen Regelung bewusst absah, so hatte sich doch in der Praxis herausgestellt, dass diese partiellen Regelungen nicht ausreichen. Insbesondere die Belastungen durch stillgelegte Deponien und Industrieanlagen machten ein bundesrechtliches Konzept notwendig, spätestens nachdem der Bund selbst im Rahmen des deutschen Vereinigungsprozesses in die Rolle des Sanierungspflichtigen kam. Auch das Problem der Dioxin-Belastung der Böden deutete in diese Richtung. Fraglich war aber zunächst, ob das Bedürfnis für eine bundesgesetzliche Regelung von allen Beteiligten gesehen wird, oder ob landesrechtliche Regelungen ausreichen.

## 2. Argumente für eine bundesgesetzliche Regelung

### 1. Gerechtigkeit durch Einheitlichkeit

Die damals bestehenden landesrechtlichen Vorschriften unterschieden sich in den verfahrensmäßigen und materiellen Anforderungen an den Bodenschutz und die Altlastensanierung. Die rund 40 verschiedenen Listen mit Bodenwerten unterschieden sich in den Probennameverfahren und in den human- und ökotoxikologischen Bewertungsmaßstäben zum Teil erheblich. Dies führte zur Rechtszersplitterung. Leitgedanke für ein Bundes-Bodenschutzgesetz war es, die unterschiedlichen Anforderungen der Länder an die Abwehr von Bodenbelastungen und die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen bundesweit zu vereinheitlichen. Vorsorgeanforderungen sollten ebenfalls nach einheitlichen Maßstäben entwickelt werden. Einheitliche Standards machen die mit Bodenbelastungen und Altlasten verbundenen ökonomischen Risiken besser kalkulierbar und schaffen Rechtssicherheit für Investitionen.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz schafft keine neuen Genehmigungsverfahren. Es integriert stattdessen den Bodenschutz in bereits bestehende Verfahren. Verfahrenstechnisch beschleunigt das Gesetz die Altlastensanierungen. Ein für verbindlich erklärter Sanierungsplan kann ebenso wie eine Anordnung zur Altlastensanierung eine Konzentrationswirkung entfalten. Die bodenschutzrechtliche Sanierungsentscheidung der Behörde kann damit z.B. wasserrechtliche Gestattungen sowie abfall- und immissionsschutzrechtliche Genehmigungen einschließen.

Der Exportartikel „Sanierungstechnik und -beratung“ braucht im internationalen Wettbewerb verlässliche gesetzliche Rahmenbedingungen.

### 2. Transparenz der Wertentscheidung

Das Bundes-Bodenschutzgesetz ist einem traditionell-ordnungsrechtlichen Ansatz gefolgt. Dabei sind die Pflichten zur Gefahrenabwehr und zur Vorsorge so ausgestaltet worden, dass ein hohes Maß an einzelfallspezifischem Entscheidungsspielraum bleibt. Insofern ist das Bodenschutzrecht ein sehr modernes Gesetz: Es legt klar umrissene und konkrete Ziele fest, hält aber seine Instrumente relativ offen und flexibel einsetzbar. Das ist in der Umweltpolitik bisher oft gerade andersherum gemacht worden, zum Beispiel in der Wasserwirtschaft oder im Naturschutz, wo weitreichende, aber vage Zielformulierungen vergleichsweise präzisen Instrumenten gegenüberstehen.

Diese bodenpolitische Konzeption setzt voraus, dass die Ziele präzise angegeben werden können. Beim Bodenschutz ging diese Anforderung so weit, dass der Deutsche Bundestag vor Beratung des Gesetzes darauf bestand, dass die Konzeption zu den Vorsorge- und Prüfwerten im Einzelnen vorgestellt wird. Dies hatte es bei vorangegangenen Gesetzgebungsverfahren nicht gegeben. Es setzt eine fachlich anspruchsvolle und nachvollziehbare Begründung der Ziele voraus.

Ein wesentliches Argument für die bundeseinheitliche Rechtsgrundlage war das Transparenz-Gebot bei Werturteilen. Da mit materiellen Anforderungen (Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmewerten) unmittelbar für den Einzelnen verbindliche Anforderungen gestellt werden, war es

erforderlich, die Werte und Normen in Form von Rechtsverordnungen (nicht von Verwaltungsvorschriften) verbindlich zu machen.

### 3. Integration von vorsorgendem Bodenschutz und Altlastensanierung

Die Konzeption des Bundes-Bodenschutzgesetzes beruht auf der Integration von vorsorgendem Bodenschutz und Altlastensanierung. Die Aufspaltung des vorsorgenden und des sanierenden Bodenschutzes würde zu ökologisch und ökonomisch fragwürdigen Insellösungen führen. Diese Auffassung konnte allerdings erst nach langen Diskussionen durchgesetzt werden.

Die Verzahnung mit anderen Rechtsgebieten ist ein weiteres Merkmal einer bundesrechtlichen Lösung. Wo bodenschützende Regelungen in anderen Fachgesetzen verbleiben, werden diese mit den normativen Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes verzahnt. Dadurch hat das Bundes-Bodenschutzgesetz die Funktion eines Leitgesetzes. Die Verzahnungsregelungen stellen sicher, dass in den verschiedenen Gesetzen die gleichen Bodenwerte und sonstigen Bewertungsmaßstäbe für Bodenbelastungen Anwendung finden.

### 3. Gesetzgebungskompetenzen des Bundes

Soweit die Vorschriften spezifische Regelungen zum Schutz und zur Nutzung von Böden, zur Erfassung und Überwachung sowie zur Sanierung von Böden einschließlich Altlasten enthalten, besteht eine konkurrierende Gesetzgebungskompetenz des Bundes nach Art. 74 Abs. 1 Nr. 18 GG (Bodenrecht). Das „Bodenschutzrecht“ ist im Gesetzgebungskatalog des Grundgesetzes nicht ausdrücklich geregelt. In der Literatur ist es zunächst nicht einheitlich beurteilt worden, inzwischen wird die konkurrierende Gesetzgebungsbefugnis des Bundes aber weitgehend bejaht. Auch die Länder haben dies anerkannt. Nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts gehören zum Bodenrecht i.S.d. Art. 74 Abs. 1 Nr. 18 GG „solche Vorschriften, die den Grund und Boden unmittelbar zum Gegenstand haben, also die rechtlichen Beziehungen des Menschen zum Grund und Boden regeln“.

Für die Vorschriften zur Sanierung von Gewässerverunreinigungen, die durch schädliche Bodenveränderungen oder Altlasten verursacht worden sind, kann der Bund die Rahmengesetzgebungskompetenz nach Art. 75 Abs. 1 Nr. 4 GG (Wasserhaushalt) in Anspruch nehmen.

Gemäß Art. 83 GG wird das Bundes-Bodenschutzgesetz von den Landesbehörden als eigene Angelegenheit ausgeführt. Welche Behörden im einzelnen zuständig sind, unterliegt dem gemäß der Bestimmung durch die Länder.

### 4. „Interessenmanagement“

Warum ist das Gesetz überhaupt zustande gekommen in einer Zeit, die nicht gerade zu dem Boomzeiten des Umweltschutzes gehört? Gesetze sind kein Selbstzweck, das gilt natürlich auch für das Bodenschutzgesetz. Gesetze sind keine abgehobenen Wunschlisten; sie sind so

gut wie die Wirklichkeit, die man mit ihrer Hilfe gestaltet. Mitentscheidend für das Zustandekommen des BBodSchG war die jahrelange intensive Fachdiskussion, die dem Gesetzgebungsverfahren vorausging und nach und nach eine ingenieurfachliche Kompetenz im Bodenschutz und in der Altlastenbearbeitung aufgebaut hat. Wichtig war auch, dass einige zentrale Akteure über einen langen Zeitraum eine konstante Diskussion ausbilden konnten. Kennzeichnend ist, dass schwierige inhaltliche Entscheidungen wie z.B. Nutzungsbezug vs. Multifunktionalität oder Vorsorge vs. Gefahrenabwehr bei der Altlastensanierung nicht zu vereinfachten, parteipolitischen Stellungskriegen genutzt wurden. Wichtig war auch die Beratungsleistung durch die Wissenschaft. Zu nennen ist auch das von Industrieverbänden erkannte Eigeninteressen an der Schaffung von Rechtssicherheit.

Ein weiterer wichtiger Akteur im Bodenschutz ist der Bauernverband bzw. sind die weiteren agrarpolitischen Interessengruppen. Bis zuletzt strittig war der Umfang der landwirtschaftlichen Entschädigung bei Maßnahmen zur Gefahrenabwehr. Über diesen Konflikt wäre das Gesetz beinahe gescheitert. Zum politischen Streitobjekt wurden nicht die Altlasten oder die Konzeption von Vorsorge und Gefahrenabwehr. Im Kern ging es um das Verhältnis von Schützern und Nutzern der Umwelt, d.h. wer kann wem vorschreiben oder anordnen, was mit dem Boden geschieht. Mit diesem politischen Streit war das Bodenschutzgesetz am Ende dort angekommen, wo es seinen Ausgang genommen hat: dem Boden als Eigentum. Die Landwirtschaft hat hier tradiert tiefes Unbehagen und beschwört schon das Bild vom „Bodenkommissar“, der sich ungebeten in die Furche zwingt.

Konflikte um die Nutzung von Böden sind so alt wie das Eigentum an Boden. Überraschend war - man erinnere sich an das Hin und Her vor allem auch zur Naturschutznovelle zum Jahreswechsel 1997/1998 – dass diese Interessenkonflikte als politisches Verwirrspiel auftraten. Das ging an den realen Interessen der Landwirte vorbei, die ein vehementes, mittlerweile oft auch ökonomisches Interesse am Natur- und Bodenschutz haben.

Die Bauern sind ja fast ein „Lieblingsgegner“ für die Umweltschützer. Umgekehrt ist aus deren Sicht der Umweltschützer einer, der nichts richtig machen kann. Diese Lieblingsfeindschaften hat die bodenpolitische Diskussion vermieden; stattdessen wurde mit einer überzeugenden fachlichen Konzeption das direkte Gespräch gesucht. Das hat sich bewährt. Der Bauernverband hat sich nach langen Diskussionen dem Gesetz nicht grundsätzlich versperrt. Aus heutiger („nach BSE“ -) Sicht ist ein generelles aktives Aufgreifen der Umwelterfordernisse durch die Bodennutzer noch deutlicher als die einzig angemessene Vorgehensweise zu bezeichnen.

## 5. Ausblick

Schutz, Erhaltung und nachhaltige Nutzung unserer Böden ist im Grundsatz natürlich mehr als der Vollzug nur eines Gesetzes. Nach der legislativen Phase des Bodenschutzes steht jetzt die Umsetzung und die Sammlung von Vollzugserfahrungen an. Weitere Herausforderungen des Bodenschutzes machen umweltpolitische Initiativen erforderlich. Dies gilt insbesondere für die noch mangelhafte Wiedernutzung von Industriebrachen und für den ungebrochen hohen Flächenverbrauch. Schadstoffeinträge und die Versauerung von Böden sind im-

mer noch zu hoch, als dass die Böden dies langfristig verkraften könnten. Auch eine Abfallverwertung „um jeden Preis“ kann nicht im Sinne des Bodenschutzes sein. Moderner Bodenschutz kommt nicht mehr allein mit ordnungsrechtlichen Instrumenten aus. Ökonomische Instrumente sollen ökologische Mindeststandards für die Bodennutzung, den Boden und das Bodenmaterial - wie für jedes Produkt und jeden Herstellungsprozess - verankern, um der Risikovorsorge gerecht zu werden. In der internationalen Umweltpolitik sollte der politische Stellenwert des Bodenschutzes und der Bodennutzung neu justiert wird.



# ERFAHRUNGEN UND PROBLEME BEI DER UMSETZUNG DES BUNDESBODENSCHUTZGESETZES IN DEUTSCHLAND

Monika FRIELINGHAUS

Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.,  
D-15374 Müncheberg

## Zusammenfassung

Die Einführung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) und die länderspezifische Umsetzung der dazu erlassenen Verordnung (BBodSchV, 1999) mit den Schwerpunkten der Gefahrenabwehr, der Sanierung und der Vorsorge führt zu verschiedenen Aktivitäten. In nachfolgenden Ausführungen wird schwerpunktmäßig auf die Vorsorge im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung durch Gute Fachliche Praxis eingegangen. Wissen und Erfahrungen wurden im Bund-Länder-Papier durch das Bundesministerium für Verbraucherschutz... (BVMEL) initiiert. Die Grenzbereiche zwischen Gefahrenabwehr und Vorsorge werden am Beispiel der Bodenerosion dargestellt. Am wichtigsten werden qualifizierte Beratungsdienste angesehen, für die die einzelnen Bundesländer zuständig sind.

## Summary

In Germany, important activities currently address soil conservation issues and the sustainable use of soils. The national intensive activity is the „Act on Protection against Harmful Changes to Soil and on Rehabilitation of Contaminated Sites“ (Federal Soil Protection Act), which went into force in March 1<sup>st</sup>, 1999. The Soil Protection Act has two tasks: precaution and hazard prevention. Protection against Harmful Changes to Soil and on Rehabilitation of Contaminated Sites based on rules and orders.

The precaution against risks due to agricultural land use based on advisory services will be demonstrated for soil erosion. It will be realised through the principle of ‘Good Agricultural Practice’. To define the term of ‘Good Agricultural Practice’ for site-specific conditions, a group of experts was constituted that developed the so-called „*Bund-Länder-Papier* on Good Management Practice for Precautions against Soil Compaction and Soil Erosion“. The expert’s group involved scientists, members of agricultural and environmental bodies, farmers, extension services and others. The elaborated material contents different state examples and should be the basis for decision making on soil conservation issues according to the regionally specific conditions.

## 1. Einleitung

Das im Jahre 1998 verabschiedete Bundes-Bodenschutzgesetz hat die bisher im Umweltrecht bestehende Rechtslücke für das Medium Boden versucht zu schließen. Es unterscheidet in seiner Zweckbestimmung zwischen der in die Zukunft gerichteten Vorsorge gegen schädliche Einwirkungen auf den Boden, bzw. auf die Bodenfunktionen, sowie der Gefahrenabwehr bei

bereits bestehenden schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten (KÖNIG et.al, 1998.) Das Gesetz enthält dazu Ermächtigungen zur Festlegung von Beurteilungswerten und Anordnungsbefugnisse für notwendige Untersuchungen und Maßnahmen. Im Vorsorgebereich haben allerdings zahlreiche andere bestehende Regelungen (z. B. des Düngemittel- oder Abfallrechts) Vorrang, ohne dass eine Harmonisierung der bodenbezogenen Anforderungen erreicht wurde. Auch die Vorsorge in der Landwirtschaft kann nur über die „Beratung zur Guten fachlichen Praxis“ umgesetzt werden (FEHLAU et al., 2000).

## **2. Rechtliche Regelungen im Gesetz und der Verordnung**

Als wichtigste untergesetzliche Regelung des Bundes ist 1999 die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung erlassen worden. Sie enthält detaillierte Untersuchungs- und Bewertungsvorschriften mit umfangreichen Wertelisten im Anhang für schädliche Bodenveränderungen und Altlasten sowie darauf bezogene Sanierungsanforderungen. Weiterhin sind Anforderungen an die Gefahrenabwehr bei Bodenerosion durch Wasser konkretisiert. Den Schwerpunkt der Vorsorgeregulungen bilden die Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien auf und in Böden sowie die Festschreibung der Guten fachlichen Praxis für die landwirtschaftliche Nutzung.

Landesrechtliche Regelungen mit Ausführungsbestimmungen, Einrichtung der Bodenschutzbehörden und Festlegungen der Zuständigkeiten ergänzen das Bundesrecht. Landesgesetze wurden bisher in Bayern, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen verabschiedet (BRANDHUBER et al., 2002).

Beim Management von Böden ist aus rechtssystematischen Gründen die Gefahrenabwehr bei bestehenden Bodenbelastungen und Altlasten von der Vorsorge gegenüber zukünftigen schädlichen Einwirkungen auf Böden zu unterscheiden. Die Gefahrenabwehr erstreckt sich grundsätzlich auf alle Arten von schädlichen Bodenveränderungen, auch wenn in der Bodenschutzverordnung im Wesentlichen nur Anforderungen zu stofflichen Belastungen und zum Schutz vor Erosion konkretisiert sind (TENHOLTERN, 2002). Die bodenschutzrechtliche Vorsorge ist relativ stark eingeschränkt und konzentriert sich auf das Ein- oder Aufbringen von Bodenmaterialien.

Unabhängig von den Regelungen zur Gefahrenabwehr erfolgt die Umsetzung der Vorsorgepflicht nach § 7 des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch den vierten Teil des Gesetzes (BbodSchG, 1998): „Landwirtschaftliche Bodennutzung“ mit dem darin formulierten § 17. Dieser regelt die „Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“ und enthält dazu in Absatz 2 sieben Grundsätze, die sich auf standortangepasste Bodenbearbeitung, die Erhaltung und Verbesserung der Bodenstruktur, die Vermeidung von Bodenverdichtungen und Bodenabträgen, die Erhaltung naturbetonter Strukturelemente, die Förderung der biologischen Aktivität und die Erhaltung des standortspezifischen Humusgehaltes beziehen.

Der Paragraph 17 setzt ausschließlich auf das Instrument der Beratung. Die Regelung enthält keine Anordnungsbefugnis, um die Anforderungen im Einzelfall durchsetzen zu können

(TENHOLTERN, 2002). Um die Sinnhaftigkeit einer solchen Regelung im Gesetz wurde viel debattiert. Nachfolgende Beispiele zum Komplex Bodenerosion als Beispiel zeigen, dass für den nicht-stofflichen Bodenschutz auch in Zukunft kaum eine andere Lösung infrage kommen kann, wenn mittelfristig wirksame Konzepte zum nachhaltigen Bodenschutz realisiert werden sollen.

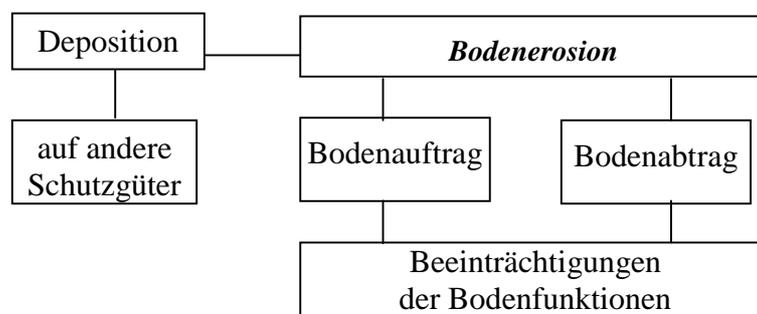
### 3. Vorsorge im Bereich der „Landwirtschaftlichen Bodennutzung“

Auf den Gebieten der Vorsorge gegen Bodenerosion sowie gegen Bodenschadverdichtung sind die Ausarbeitungen der Beratungsmaterialien am weitesten fortgeschritten. Nachfolgend soll am Beispiel Bodenerosion die Vorgehensweise beschrieben werden. In der Abbildung 1 sowie der Skizze werden Beispiele für typische, aber sehr unterschiedliche Erosionsformen mit differenzierten Folgen gegeben.



Abbildung 1: Wassererosion mit Gullybildung und Sedimentation in der Fläche

Das Beispiel zeigt, wie schwierig im Einzelfall die Unterscheidung zwischen Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung, der Drohung einer solchen oder der Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung ist.



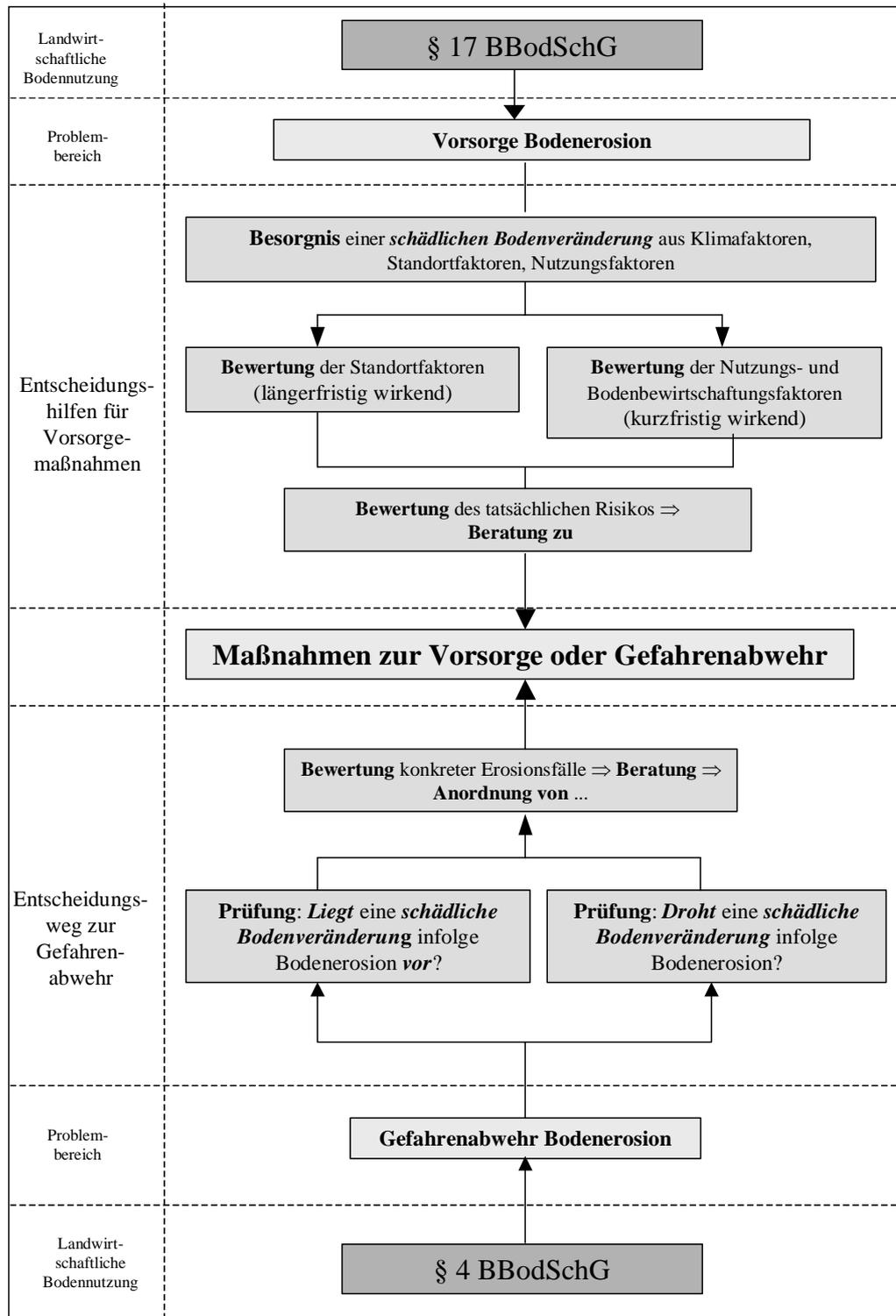


Abbildung 2: Vorsorge gegen und Gefahrenabwehr von Bodenerosion im BBodSchG

Im § 2 (3) des Gesetzes heißt es: *Schädliche Bodenveränderungen* sind Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den Einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen. Von dem *Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung auf Grund von Bodenerosion durch Wasser* ist insbesondere dann auszugehen, wenn

1. durch Oberflächenabfluss erhebliche Mengen Bodenmaterials aus einer Erosionsfläche geschwemmt wurden und
2. weitere Bodenabträge gemäß Nummer 1 zu erwarten sind (§ 8 (1) BBodSchV) (Tenholtern, 2002).

Für den Fall der Grabenerosion (Bild) sind Stoffausträge aus der Fläche und Einträge in das Gewässer aufgetreten. Das betroffene Feuchtbiotop liegt inmitten einer Ackerfläche, aber von Detailuntersuchungen wurde abgesehen, weil die von der schädlichen Bodenveränderung ausgehenden Gefahren, ... mit einfachen Mitteln abgewehrt oder beseitigt werden können (§ 3 (5) BBodSchV). Für den Fall der Flächenerosion liegt die Besorgnis der schädlichen Bodenveränderung zwar vor, die zuständige Behörde kann aber im Hinblick auf die berechtigten Nutzungsinteressen einzelner Landwirte „verhältnismäßige“ Maßnahmen treffen (§ 10 (1) BBodSchG). Damit werden für beide Erscheinungsformen Empfehlungen geeigneter erosionsvermindernder Maßnahmen für die Nutzung der Erosionsfläche im Rahmen der Beratung durch die zuständige landwirtschaftliche Fachbehörde gegeben. Diese wird sich zuerst auf Maßnahmen der Vorsorge durch gute fachliche Praxis (§ 17) orientieren. Die daraus resultierenden Schutzmaßnahmen können natürlich, wenn keine Bereitschaft zur bodenschonenden Bewirtschaftung zu erkennen ist, im Einvernehmen mit der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde angeordnet werden, (§ 5 (5) und § 8 (6) BBodSchV). In der Abbildung 2 werden die Zusammenhänge zwischen Vorsorge und Gefahrenabwehr noch einmal verdeutlicht. Wichtig ist, dass die zu ergreifenden Maßnahmen in beiden Fällen die gleichen sind (FRIELINGHAUS et al., 1999).

Den Beratungsdiensten kommt eine ganz besondere Rolle zu. Da die Länder für die Umsetzung der Verordnung zuständig sind, werden sehr verschiedene Wege beschritten. In vielen Bundesländern sind keine Officialberatungseinrichtungen vorhanden, so dass die Landwirtschaftlichen Fachbehörden diese Aufgaben übernehmen müssen. Das erscheint um so wichtiger, da nicht nur die Umsetzung der Verordnung länderspezifisch realisiert werden muss, sondern in den kommenden Jahren Umweltindikatorbereiche als Basis für Subventionen in der Landwirtschaft vorbereitet werden. Damit kommt die im Gesetz verankerte Vorsorge ebenso wie die Gefahrenabwehr nicht ohne eine klare Indikation des Risikos aus, um auf dieser Basis adäquate, wirksame und bezahlbare Schutzmaßnahmen empfehlen zu können. Wieder soll am Beispiel der Bodenerosion die Vorgehensweise dargestellt werden (Abbildung 3).

Die Erfahrungen der letzten 3 Jahre zeigen, dass

- Vorsorge gegen Bodenerosion auf den gefährdeten Standorten stets erfolgen und zu den Grundprinzipien landwirtschaftlicher Nutzung gehören muss;
- Bodenerosionserscheinungen und -formen regionsspezifisch sehr unterschiedlich sind, und daher die möglichen Risiken für den Standort und die Umwelt auch differenziert zu bewerten sind;

- Vorsorgemaßnahmen gegen Bodenerosion entsprechend den jeweiligen standort- und nutzungsspezifischen Risiken praktiziert werden müssen, wobei die Erfahrung der Landwirte die Grundlage für einen effektiven Bodenschutz gegen Erosion bildet;
- geeignete Vorsorge- und Schutzverfahren verfügbar sind, die Auswahl je nach den betrieblichen Strukturen und den standortspezifischen Erfahrungen getroffen werden muss;
- der Anwendungsumfang erosionsschonender Bodenschutzkonzepte nicht befriedigen kann, weil noch Defizite bei der betrieblichen Einordnung der Verfahren vorhanden sind und noch unzureichende Standorterfahrungen vorliegen, so dass das Risiko bei der Etablierung neuer Bewirtschaftungssysteme von vielen Landwirten gegenwärtig als zu hoch oder nicht verkraftbar eingeschätzt wird;
- das Risiko durch eine Reihe von Förderprogrammen von den Bundesländern für Maßnahmen des Bodenschutzes in der Einführungsphase gemindert werden kann;
- die Zusammenhänge so komplex sind, dass ohne verantwortungsvolle Beratung durch Fachleute der vorsorgende Bodenschutz in der Landwirtschaft nicht realisiert werden kann (AUTORENKOLLEKTIV, 2001).

<b>1. Schritt</b>		
<b>Bewertung des Standortes</b> (Indikatoren: Boden / Bodenhydrologie / Geländemorphologie) ergibt die <b>POTENTIELLE GEFÄHRDUNG [A]</b>		
<b>2. Schritt</b>		
<b>Bewertung der Bodennutzung</b> (Indikator: Bodenbedeckung) ergibt das <b>NUTZUNGSRISIKO [B]</b>		
<b>3. Schritt</b>		
<b>Aus der Potentiellen Gefährdung und dem Nutzungsrisiko          ergeben sich die          TATSÄCHLICHEN RISIKEN, DENEN          KONSEQUENZEN FÜR DIE VORSORGE GEGEN BODENEROSION          folgen [C]</b>		
<b>Niedrig [C1]</b>  <b>Vorsorge ist          gewährleistet</b>	<b>Mittel [C2]</b>  <b>Vorsorge ist in kritischen          Bereichen nicht gewähr-          leistet</b>	<b>Hoch [C3]</b>  <b>Vorsorge ist nicht gewähr-          leistet</b>

Abbildung 3: Schema zur Bewertung des Standort- und Nutzungsrisikos der Bodenerosion

#### 4. Literaturliste

- BRANDHUBER, R.; RIPPEL, R. & KREITMAYR, J. (im Druck): Bodenerosion und Gefahrenabwehr. Arbeitshilfen zur Umsetzung von § 8 BBodSchV in Bayern.
- BUNDESMINISTERIUM F. ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1999): Bekanntmachung der Grundsätze und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung nach § 17 BBodSchG. Bundesanzeiger vom 20.04.1999. S. 6585 ff
- BUNDESMINISTERIUM F. UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28. August 1999.
- BUNDESMINISTERIUM F. VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (eds) Autorenkollektiv (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. (Bund-Länder-Papier). Bonn, 105 S.
- FEHLAU, K.P.; HILGER, B. & KÖNIG, W. (2000): Vollzugshilfe Bodenschutz und Altlastensanierung – Erläuterungen zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- FRIELINGHAUS, M. & BORK, H.-R. (1999): Schutz des Bodens. Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Hrsg.). Economica Verlag, Bonn, 169 S.
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) (1998): BGBl. I., S. 502
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) (1999): BGBl. I. S. 1554
- KÖNIG, W. & FEHLAU, K.P. (1998) Bundes-Bodenschutzgesetz und Folgerungen. In: Umwelt, 28, Nr. 11/12, S. 10-12
- TENHOLTERN, R. (2002): Aktueller Stand der Handlungsempfehlungen des BVB zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion. Vortrag bei den Bodenspezialisten der VDLUFA, Kassel. (Veröffentl. im Druck)



## **BODENSCHUTZKOMPETENZEN IM ÖSTERREICHISCHEN RECHTSSYSTEM**

**Bernhard RASCHAUER**

Institut für Staats- und Verfassungsrecht, Universität Wien

1. "Die Republik Österreich (Bund, Länder und Gemeinden) bekennt sich zum umfassenden Umweltschutz. Umfassender Umweltschutz ist die Bewahrung der natürlichen Umwelt als Lebensgrundlage des Menschen vor schädlichen Einwirkungen. Der umfassende Umweltschutz besteht insbesondere in Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft, des Wassers und des Bodens sowie zur Vermeidung von Störungen durch Lärm." (BVG umfassender Umweltschutz BGBl 491/1984).

Die Gebietskörperschaften sind daher - in ihrem jeweiligen Wirkungsbereich - verpflichtet, Maßnahmen zu ergreifen, die insgesamt geeignet sind, den Boden in seiner Funktion als Lebensgrundlage des Menschen vor "schädlichen Einwirkungen" zu schützen. Diese objektive Verpflichtung besteht unabhängig von grundrechtlichen Verpflichtungen zu einem geeigneten Schutz des Bodens als individuelles Eigentum vor "schädlichen Einwirkungen" (Art 1 des 1. ZP-EMRK).

2. Nach Art 7 Abs 3 VlbG Landesverfassung erlässt das Land Vorschriften und fördert Maßnahmen zum Schutz ... des Bodens. Nach Art 9 Abs 2 der Oö Landesverfassung haben alle Organe des Landes und der Gemeinden ihre Tätigkeit in Landesangelegenheiten so auszurichten, dass ... der Boden ... in [seiner] natürlichen Beschaffenheit möglichst wenig beeinträchtigt wird.

Nach § 2 Kntn Umwelt-LVG sind die natürlichen Lebensgrundlagen Boden, Wasser und Luft zu schützen; sie dürfen nur sparsam und pfleglich genutzt werden. Grund und Boden sind sparsam und schonend zu nutzen; eine Zersiedelung ist zu vermeiden; Verkehrswege sind umweltgerecht zu planen und herzustellen. Abfälle und Abwässer sind umweltschonend zu beseitigen oder zu verwerten, der Gefährdung von Boden, Wasser und Luft ist entgegenzuwirken. - Diese Pflichten richten sich an das Land und die Gemeinden.

3. Aber auch Beeinträchtigungen des Bodens haben ihre Grundlagen in der Verfassung. Als liberale Verfassung gewährleistet die Bundesverfassung die individuelle Zuordnung von Sachherrschaftsbefugnissen und die privatnützige Dispositionsbefugnis über Privateigentum, u. a. über Grund und Boden. Knapp 80 % des Bundesgebiets steht in Privateigentum.

Freilich lassen die Grundrechte im allgemeinen gesetzliche Einschränkungen zu. In Bezug auf die Bodennutzung bestehen zahlreiche öffentlich-rechtliche Verhaltensregelungen, Verbote und Duldungspflichten in verfassungsmäßiger Weise. Insbesondere bestehen zahlreiche Bestimmungen über eine subsidiäre Verantwortlichkeit des betreffenden Liegenschaftseigentümers für Umweltbeeinträchtigungen. Nur extreme Fälle einer "Zustandsstörrhaftung" möchte der Verfassungsgerichtshof in verfassungsmäßiger Weise eingeschränkt verstanden wissen (VfSlg 13.587/1993).

4. Die bundesstaatliche Kompetenzverteilung ist in der Weise ausgestaltet, dass die Zuständigkeiten des Bundes taxativ aufgezählt sind. Alles Übrige "verbleibt im selbständigen Wirkungsbereich der Länder" (Art 10 - 15 B-VG).

Dennoch wäre es vorschnell, Fragen des "Bodens" pauschal als Landeskompetenz zu bezeichnen, nur weil unter den Bundeskompetenzen der Begriff "Boden" nicht vorkommt. Korrekt wäre zu formulieren: Maßnahmen zum Schutz des Bodens sind Landessache in Gesetzgebung und Vollziehung, soweit solche Maßnahmen nicht von einer speziellen Bundeskompetenz mitumschlossen sind. Inwieweit Aspekte des Bodenschutzes in Bundeskompetenzen mitumschlossen sind, bedarf der Interpretation in jedem Einzelfall. Für ein umfassendes und einheitliches Bodenschutzgesetz gibt es jedenfalls keine Kompetenzgrundlage.

5. Den folgenden Überlegungen sind drei allgemeine Punkte voranzuschicken. Zum ersten anerkennen Lehre und Rechtsprechung seit jeher das sog. "Berücksichtigungsprinzip": Jede Gebietskörperschaft darf im Rahmen ihres Wirkungsbereichs auf von einer anderen Gebietskörperschaft zu verfolgende öffentliche Interessen Bedacht nehmen. In diesem (interpretationsbedürftigen: vgl. VfSlg 9543/1982) Umfang darf auch der Bundesgesetzgeber ganz allgemein auf Gesichtspunkte des Bodenschutzes "Bedacht nehmen", soweit er damit nicht in die Regelungshoheit der Länder eingreift.

6. Zum zweiten: Nicht Gegenstand der bundesstaatlichen Kompetenzverteilung sind nach herrschender Lehre Angelegenheiten der Privatwirtschaftsverwaltung. Dies betrifft vor allem das Förderungs- bzw. Subventionswesen. Daher dürfen in der Anlage zur Verordnung über betriebliche Förderungsmaßnahmen, BGBl 859/1995 (gestützt auf das Landwirtschaftsgesetz des Bundes) "Regeln der guten fachlichen Praxis" als Förderungsvoraussetzungen statuiert werden, die eindeutig einen bodenschützenden Inhalt aufweisen.

7. Dies ist insbesondere auch im Hinblick auf Verordnungen des Europäischen Gemeinschaftsrechts von Bedeutung. Soweit solche Verordnungen die Kofinanzierung ökosozialer Landwirtschaft an Aspekte des Bodenschutzes knüpfen (ÖPUL), ist der Bund nur insoweit zu nationalen Begleitregelungen befugt, als es sich um förderungsrechtliche Regelungen handelt.

Dagegen sind Richtlinien des Europäischen Gemeinschaftsrechts in nationale Gesetze "umzusetzen". Da die Gemeinschaft "föderalismusblind" ist, bleibt die nationale Kompetenzverteilung maßgeblich. So bestimmt sich die Zuständigkeit zur Umsetzung der Klärschlamm-Richtlinie 86/278/EWG nach den Art 10 - 15 B-VG. Eine Materie ist nicht schon deshalb eine Bundesangelegenheit, nur weil es um die Umsetzung von Gemeinschaftsrecht geht.

8. Zum dritten: In einem bestimmten Umfang sind Bund und Länder zur Erhebung von Abgaben zuständig. In einem bestimmten Umfang dürfen solche Abgabenregelungen auch einen "lenkenden" Effekt haben, und zwar auch über die allgemeine Kompetenzverteilung hinaus. So sollte mit der Düngemittelabgabe nach MOG der Verwendung von Düngemitteln und mit der Deponieabgabe nach ALSAG dem vermeidbaren Deponieren entgegengewirkt werden, während andererseits die Bodenwertabgabe auf eine Verbauung von Bauland hinwirkt.

9. Schließlich sei noch auf Überschneidungsbereiche hingewiesen. Da ist einmal der in der Praxis kaum abtrennbare Aspekt des Grundwasserschutzes: In der überwiegenden Zahl der

Konstellationen qualitativen Bodenschutzes dienen Maßnahmen des Bodenschutzes gleichzeitig auch dem qualitativen Grundwasserschutz, der Vermeidung der mechanischen Offenlegung von Grundwasser und der Vermeidung von Einwirkungen auf das Grundwasser. Da der Grundwasserschutz traditionell weiter ausgebaut ist und stärker wirkt, wird oft auch kompetenzrechtlich verdeckt, dass Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers im Effekt zum Schutz des Bodens wirken können. Das Wasserrecht fällt umfassend in die Zuständigkeit des Bundes.

Zu erwähnen ist aber auch die umfassende Zuständigkeit des Bundes in Angelegenheiten des Forstrechts. Fast die Hälfte der nichtverbauten Fläche ist waldbedeckt. Der Schutz des Waldbodens ist Teil der Forstrechtskompetenz des Bundes. Die "offene Flanke" des Bodenschutzes sind also die landwirtschaftlichen Flächen.

**10.** Staatliche Regelungen zum Schutz des Bodens können quantitative Aspekte zum Gegenstand haben, also insbesondere die so genannte Bodenversiegelung oder Überbauung. Boden steht in der Folge nicht mehr als natürlicher Boden zur Verfügung. Ziel solcher Regelungen ist somit die Minimierung des Bodenverbrauchs sowie in weiterer Folge gegebenenfalls der Rückbau, die Rekultivierung. Weiters können staatliche Regelungen qualitative Aspekte des Bodens zum Gegenstand haben: Zum einen die Erhaltung der natürlichen Zusammensetzung, die Vermeidung von nachteiligen Bodenverunreinigungen; zum anderen mechanische Beeinträchtigungen, die Zerstörung der Deckschicht, die Freilegung des Unterbodens, die Austrocknung des Bodens - in einer Analogie zur forstrechtlichen Terminologie könnte man von "Bodenverwüstung" sprechen.

**11.** In der Folge soll, weil dies eine juristisch zweckmäßige Ordnung des Regelungspotentials ermöglicht, zwischen Bestimmungen über Nutzungen des Bodens - also gewissermaßen über die Emissionsquellen für Bodenbeeinträchtigungen -, Bestimmungen zum Schutz des Bodens - also gewissermaßen den immissionsseitigen Aspekt aus der Perspektive des Schutzguts Boden - und Bestimmungen zur Sanierung von beeinträchtigten Böden unterschieden werden.

**12.** Zuständigkeiten des Bundes, die für den Bodenschutz fruchtbar gemacht werden können, bestehen in Bereichen, in denen es um Regelungen geht, die auf die eine oder andere Weise mit der Bodennutzung im Zusammenhang stehen. Zu denken ist zum einen an das Anlagenrecht - etwa die Gewerbe- und Industrieanlagen, an die Verkehrsanlagen (Bundesstraßen, Eisenbahnen, Flugplätze) -, weiters an den Bergbau, an die Kommassierungsverfahren und an das Produktzulassungsrecht. So hat der Bund etwa per Verfassungsänderung das Zulassungsregime für landwirtschaftliche Betriebsmittel an sich gezogen (während für die Regelung der Anwendung bzw. Ausbringung im Wesentlichen die Länder zuständig sind).

Jedenfalls im Rahmen des Anlagenrechts und des Bergrechts könnten Bestimmungen zur Minimierung der Inanspruchnahme des Bodens sowie Bestimmungen zur Hintanhaltung von qualitativen Beeinträchtigungen des Bodens aufgenommen werden. Darüber hinaus könnte man sogar an Rekultivierungspflichten denken, etwa bei Industrieruinen, ausgebeuteten Materialgewinnungen oder bei aufgelassenen Verkehrsverbindungen.

**13.** Der Realbefund ist allerdings ernüchternd, der Bundesgesetzgeber hat kaum Ansätze entwickelt. In der GewO ist zwar vorgesehen, dass bei der Erlassung von Verordnungen zum

Schutz der Umwelt auch auf "nachteilige Einwirkungen, die geeignet sind, insbesondere den Boden, den Pflanzenbestand oder den Tierbestand bleibend zu schädigen", Bedacht zu nehmen ist (§ 69a). Im Rahmen des eigentlichen Betriebsanlagenrechts ist dagegen auf den Schutz des Bodens, wie der Verwaltungsgerichtshof mehrfach klargestellt hat (zB VwSlg 14770 A/1997), von der Behörde nicht Bedacht zu nehmen. Erst die Umsetzung der EG-IPPC-Richtlinie hat es in der Novelle 2000 erforderlich gemacht, für den betroffenen Kreis von Anlagen auch für die Umweltqualität schädliche Verunreinigungen des Bodens als zu vermeidende Umweltverschmutzungen festzulegen (§ 77a Abs 2).

**14.** Im Recht der Verkehrsanlagen dominiert naturgemäß die Verkehrsfunktionalität. Sie überlagert den Umweltschutz und damit auch den quantitativen und qualitativen Schutz des Bodens. Im BundesstraßenG findet sich freilich eine Pflicht zur Rekultivierung aufgelassener Straßenflächen. Der Winterstreudienst auf Straßen ist ebenso wenig geregelt wie das Ausrinnen-Lassen der Zugtoiletten; eigentlich bildet jede Bahntrasse eine "Altlast". Das MineralrohstoffG kennt nach seiner Zwecksetzung naturgemäß keine Minimierungspflicht, bedauerlicherweise auch keine Rekultivierungspflicht. Unter den Verhaltenspflichten des Bergbauberechtigten findet sich allerdings auch die allgemein gehaltene Pflicht zur "Vermeidung von Einwirkungen ..., die geeignet sind, insbesondere den Boden, den Pflanzenbestand oder den Tierbestand bleibend zu schädigen" (§ 109 Abs 3).

Das Flurverfassungsrecht [Grundsatzgesetz des Bundes, Ausführungsgesetze der Länder] kennt nach wie vor die Meliorationen, das Trockenlegen der sauren Wiesen, und die "gemeinsamen Anlagen und Maßnahmen", also die berückichtigten Schubarbeiten zur Einebnung unebenen Geländes, zur Ausräumung des Grünbestandes und zur Herstellung von Güterwegen. Die Herstellung von Bodenschutzmaßnahmen, also das nachträgliche Hineinreklamieren von Windschutzpflanzungen, ist vom persönlichen Engagement des Operationsleiters abhängig, kann nicht erzwungen werden und führt zu vehementen Auseinandersetzungen um den Wertausgleich (zuletzt zB VwGH 2000/07/0047 v 10. 8. 2000).

Der Bundesgesetzgeber hat also seine Möglichkeiten nicht ausgeschöpft. Das möge nicht als "Bundesschelte" missverstanden werden. Soweit es um das Anlagenrecht geht, das von den Ländern zu regeln ist, sieht es - was hier aus Zeitgründen nicht ausgeführt werden kann - nicht anders aus, im Landesstraßenrecht, im Recht der Stromerzeugungsanlagen, im Krankenanstaltenrecht, bis hin zum Recht der Campingplätze. Besonders drastisch fällt auf, dass es für landwirtschaftliche Anlagen - selbst wenn sie die Größe von Industrieanlagen aufweisen - überhaupt kein landwirtschaftliches Anlagenrecht gibt. Zu erwähnen ist allerdings der überbauungsbeschränkende Effekt des Naturschutzrechts im allgemeinen sowie neuerdings der EG-Vogelschutz-Richtlinie im Licht der *Santoña*-Entscheidung des EuGH und der Naturverträglichkeitsprüfung, die in Umsetzung der EG-Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie Eingang in die Naturschutzgesetze der Länder gefunden hat.

**15.** In Bezug auf die Kompetenzen der Länder sei nochmals in Erinnerung gerufen, dass sie in der Form einer Restgröße, eines "Auffangtatbestandes" umschrieben sind. Daher muss man nicht darüber nachdenken, ob die "Wahrung des inneren Gefüges des Landschaftshaushaltes" eher Bodenschutz oder eher Naturschutz ist. Man muss vielmehr umgekehrt formulieren: Alles, was dem quantitativen und qualitativen Schutz des Bodens dient und nicht einer exklusiven Bundeskompetenz zugewiesen ist, darf von den Ländern geregelt werden. So wie ein Ei-

senbahnprojekt einer naturschutzbehördlichen Bewilligungspflicht unterworfen sein darf, darf zumindest der qualitative Bodenschutz auch im Hinblick auf bundesrechtlich geregelte Projekte in Landesgesetzen geregelt werden. Dass die Bundesländer dieses Regelungspotential nicht annähernd ausschöpfen, steht auf einem anderen Blatt.

**16.** Wenden wir uns daher dem Immissionsschutz zu, dem Boden als Schutzgut, der (mit Ausnahme von Waldboden) unzweideutig in die Regelungshoheit der Länder fällt. Einschlägige Regelungen würden wir in zwei Regelungskomplexen vermuten, den quantitativen Bodenschutz primär in der Raumordnung, den qualitativen Bodenschutz in den Gesetzen gleichen Namens, also in den Bodenschutzgesetzen, soweit die Bundesländer solche erlassen haben.

Die Raumordnungsgesetze haben in der Tat Bindungswirkung für die Gemeinden als Widmungsbehörden. Für die Landwirtschaft geeignete Flächen sind als Landwirtschaftsflächen zu widmen. Überhaupt ist Boden sparsam zu verwenden. Einkaufszentren und Materialgewinnungen dürfen an eine überörtliche Planung gebunden werden. Das führt dazu, dass einer Gemeinde von der Aufsichtsbehörde eine Baulandwidmung nicht genehmigt wird, wenn in der Gemeinde noch ausreichende Baulandreserven vorhanden sind. Allerdings darf die limitierte Wirkungsweise des Raumordnungsrechts nicht verkannt werden: Zum einen binden diese Gesetze nicht die Projekte selbst: Wer einmal die Baulandwidmung hat, unterliegt keinem Minimierungsgebot mehr. Zum anderen sind die Raumordnungsgesetze der Länder auf viele dem Bundesrecht unterliegende Anlagen nicht anwendbar, etwa auf sämtliche Verkehrsanlagen oder auf die Hälfte der Bergbauprojekte.

**17.** Die Bodenschutzgesetze der Länder enthalten im wesentlichen Beschränkungen für das Ausbringen von Klärschlamm und Müllkompost (NÖ, Wien), zum Teil auch von Düngemitteln (Bgld), zum Teil auch von häuslichen Abwässern (Stmk, OÖ, Sbg). In der praktischen Wirkungsweise bildeten die Bodenschutzgesetze bislang Druckmittel, und zwar um im ländlichen Raum der Kanalanschlußpflicht zum Durchbruch zu verhelfen - soweit sie das Ausbringen häuslicher Abwässer auf Feldern begrenzen (vgl zuletzt VwGH 2000/05/0041 v 4. 7. 2001) – bzw. um den Klärschlamm in die Abfallbehandlungsschiene zu zwingen (vgl zuletzt VwGH 2000/07/0010 v 25. 5. 2000): Nachdem nämlich zuerst das ForstG das Ausbringen von Klärschlamm auf Waldboden zur Waldverwüstung erklärt hatte, wollten einzelne Bodenschutzgesetze verhindern, dass die Äcker zu Deponien für unbehandelten Klärschlamm werden. Auf Grund eines Vertragsverletzungsverfahrens durch die EU-Kommission gegen die Republik Österreich ist die Umsetzung der EG-Klärschlamm-Richtlinie 86/278/EG in der Tat unvermittelt dringend geworden. Von einem umfassenden und systematischen Bodenschutz durch die Bodenschutzgesetze der Länder kann jedoch keine Rede sein.

**18.** Das leitet schlussendlich über zur Frage der Sanierung verunreinigter Böden. Nach der verfassungsrechtlichen Kompetenzverteilung ist dies Sache des Bundes, erstens soweit es um Verunreinigungen durch gefährliche Abfälle geht oder der Bund einheitliche Regelungen erlassen hat, zweitens soweit es um Waldboden geht und drittens soweit mit der Bodenverunreinigung eine Gewässergefährdung einhergeht. Im Übrigen ist die Sanierung verunreinigter oder sonst beeinträchtigter Böden Sache der Länder. Was die tatsächliche gesetzliche Ausgestaltung betrifft - die hier in vernünftiger Zeit nicht einmal ansatzweise skizziert werden kann -, so ist sie im Spannungsfeld zwischen dem wenig effektiven Altlastensanierungsgesetz des

Bundes, dem wasserpolizeilichen Regime des § 31 WRG und den parallelen bundes- und landesrechtlichen Instrumenten des Abfallrechts zu sehen.

In der Praxis ist man froh, wenn sich ein Amtssachverständiger zu der Aussage durchringt, dass eine Gefährdung des Grundwassers besteht, da dann das bewährte und vielfach ausjudizierte Instrumentarium des § 31 WRG zur Verfügung steht, das von der Bodenluft-Absaugung bis zum Auskoffern des kontaminierten Materials alles ermöglicht, was nach Lage des Falls zweckdienlich ist.

# LAND- UND FORSTWIRTSCHAFTLICHE BODENNUTZUNG IM SPANNUNGSFELD GESETZLICHER REGULUNGEN

Anton REINL

Präsidentenkonferenz der Landwirtschaftskammern Österreichs

## 1. Einleitung

Zahlreiche rechtliche Rahmenbedingungen auf Landes-, Bundes- und EU-Ebene regeln die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung. Prof. Raschauer hat einen detaillierten Überblick über die bestehenden Rechtsnormen gegeben. Um eine Doppeldarstellung zu vermeiden, wird im folgenden auf einige in der allgemeinen Diskussion weniger Beachtung findende Bereiche, die aber für die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung ebenfalls von besonderer Bedeutung sind, näher eingegangen.

## 2. Rechtliche Rahmenbedingungen

Von besonderer Bedeutung für die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung sind folgende rechtliche Bestimmungen:

- EG-Recht: In der Vergangenheit wurden von der Europäischen Kommission meist Richtlinienvorschläge vorgelegt. Neuerdings wird das Instrument der Verordnung bevorzugt.
- Bundesrecht
- Landesrecht
- Förderungsbestimmungen
  - Hoheitliche Regelungen
  - Privatwirtschaftsverwaltung (z.B. Umweltprogramm)

Dass gerade die Privatwirtschaftsverwaltung nicht unbedeutend ist, zeigt die Teilnahme am österreichischen Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft (ÖPUL). Rund 90 % der Betriebe mit rund 85 % Fläche nehmen an diesem ambitionierten Umweltprogramm teil.

## 3. Verfassungsrechtliches Spannungsfeld

Regelungen bezüglich der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung unterliegen den Einschränkungen der Verfassung und ihrer Grundrechte:

- Freiheit der Erwerbstätigkeit
- Recht auf Unverletzlichkeit des Eigentums
- Gleichheitsgrundsatz
- Kompetenzverteilung Bund – Länder

#### 4. Wirtschaftliches – handelspolitisches Spannungsfeld

Neben dem verfassungsrechtlichen Spannungsfeld besteht auch ein wirtschaftliches – handelspolitisches Spannungsfeld, das Auswirkungen auf die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung hat.

- Einerseits Forderungen nach niedrigeren Preisen, um vor allem den Handelsbedenken der WTO Rechnung zu tragen und
- andererseits Anforderungen der Gesellschaft nach strengeren Standards (insbesondere Hygiene, Tier- und Umweltschutz etc.), die zu niedrigerer Produktivität führen.

Es bestehen verschiedene Möglichkeiten, diese zwei sich widersprechenden Ziele auszugleichen:

1. Internationale Vereinbarungen: Klare Definition von Standards auf internationaler Ebene, wie im SPS-Abkommen, Codex Alimentarius oder auf Ebene des internationalen Tierseuchenamtes.
2. Tarife: höhere Tarife für Produkte, die nicht dem europäischen Standard entsprechen.
3. Entschädigung: Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft für höhere Standards in der EU.
4. Kennzeichnung: Klare Kennzeichnung der verschiedenen Produktionsbestimmungen. Dabei ist aber unklar, ob importierte Produkte nach den gegenwärtigen Handelsnormen (TBT-Abkommen) gekennzeichnet werden können.

Ohne auf die verschiedenen Varianten näher einzugehen, - aus Sicht der land- und forstwirtschaftlichen Interessenvertretung wird eine Mischung aus internationaler Vereinbarung und Tarifen bevorzugt – muss jedenfalls eines hervorgehoben werden:

Die in Doha gestartete WTO-Runde muss neben einer weitergehenden Harmonisierung der Standards die Voraussetzungen bieten, die hohe Qualität der Nahrungsmittelerzeugnisse aufrechtzuerhalten und weiter zu entwickeln. Dies ist essentiell, damit das Vertrauen der europäischen Verbraucher erhalten bleibt und die Wettbewerbsstellung der europäischen Landwirtschaft gewahrt bleibt.

Im Folgenden wird an Hand von 2 konkreten Beispielen („gute landwirtschaftliche Praxis“ und Klärschlammverwendung) das Spannungsfeld land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung dargestellt.

##### 1. Gute landwirtschaftliche Praxis

Neben den bisher in den einzelnen Marktordnungsbestimmungen der Gemeinsamen Agrarpolitik enthaltenen Umweltauflagen, wie Flächenbindung als Voraussetzung für Rinderprämien, wurden im Zuge der Agenda 2000 einige neue Instrumente eingeführt. Mit der Verordnung (EG) 1257/1999 „über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft“ sowie mit der Verordnung (EG) 1259/1999 „zur Festlegung von Gemeinschaftsregelungen für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik“ werden spezifische Umweltauflagen festgelegt.

In der Verordnung (EG) 1257/1999 wurden für die Investitionsförderung und für die Förderung der Niederlassung von Junglandwirten die Einhaltung von Mindestanforderungen in Bezug auf Umwelt, Hygiene und Tierschutz festgelegt.

Im Rahmen von Umweltprogrammen sind Maßnahmen förderbar, die über die gute landwirtschaftliche Praxis im üblichen Sinn hinausgehen. Der Begriff gute landwirtschaftliche Praxis im üblichen Sinn ist aber von Mitgliedstaat zu Mitgliedstaat unterschiedlich. Als Beispiel wäre das Ausbringen von max. 175 kg Reinstickstoff je Hektar und Jahr (Wirtschafts- und Handelsdünger) bzw. 210 kg Reinstickstoff je Hektar und Jahr in Österreich zu erwähnen. EU-weit bestehen bisher nur Vorschriften für die max. Menge an Wirtschaftsdünger, die ausgebracht werden darf. Gemäß der Nitratrictlinie dürfen max. 170 kg Reinstickstoff je Hektar und Jahr an Wirtschaftsdünger in als gefährdet ausgewiesenen Gebieten ausgebracht werden. In manchen Mitgliedstaaten sind Vorschriften über die gute landwirtschaftliche Praxis, wie sie in Österreich bestehen, nicht denkbar.

Durch das Fehlen einer EU-weit einheitlichen Definition der guten landwirtschaftlichen Praxis können somit Wettbewerbsverzerrungen

einerseits über die landwirtschaftliche Produktion als solche und

andererseits über unterschiedliche Förderungsvoraussetzungen entstehen.

In diesem Zusammenhang wäre zu erwähnen, dass die Bodenschutzgesetze einiger Bundesländer gleichlautende Bestimmungen wie das gemäß § 55b Wasserrechtsgesetz erlassene Aktionsprogramm in Umsetzung der Nitratrictlinie enthalten. Dieses Aktionsprogramm sieht zeitliche Gülleausbringungsverbote vor (30.11. – 1.2.). Zeitliche Gülleausbringungsverbote, wie sie in den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer Kärnten und Steiermark bestehen, sind bezüglich ihrer Verfassungskonformität sicherlich diskussionswürdig.

## **2. Verwendung von Klärschlamm in der Land- und Forstwirtschaft**

Eine Veranstaltung zum Thema Boden kann an dem kontroversen Thema Klärschlamm nicht umhin. Wird von den einen der hohe Düngerwert – insbesondere Phosphorgehalt – im Klärschlamm betont, weisen andere auf die zahlreichen unbekanntenen Zusammenhänge über mögliche Belastungen durch Schwermetalle und organische Verbindungen im Boden hin.

Einerseits besteht der soziale Druck von Gemeinden und Abwasserverbänden zur kostengünstigsten Entsorgung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen und andererseits gibt es eine auf dem Vorsorgeprinzip wirtschaftende Landwirtschaft, die Gefahr läuft, dass diese Flächen in einigen Jahren nicht mehr zur Nahrungsmittelproduktion verwendet werden dürfen.

Politisch äußerst brisant sind hier die jüngsten Entwicklungen auf Europäischer Ebene. Wird – und es sieht im Augenblick danach aus – die Herstellung von Kompost aus tierischen Speiseresten besonderen Auflagen unterworfen, dann wird dies auch längerfristig

Konsequenzen auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung haben. Die diesbezügliche Verordnung (Verordnung über die nicht zum menschlichen Verzehr bestimmten tierischen Nebenprodukte) wird am 12.3.2002 in der zweiten Lesung im Europäischen Parlament behandelt.

Aus Sicht der landwirtschaftlichen Interessenvertretung ist die Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft insbesondere wegen der ungeklärten Haftungsfragen kritisch zu beurteilen. Dies betrifft vor allem die

- Produkthaftung
- Subsidiäre Liegenschaftseigentümerhaftung (Wasserrechtsgesetz, Abfallwirtschaftsgesetz)

Das vorhin gesagte gilt nur für landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die Ausbringung von Klärschlamm im Wald stellt eine Waldverwüstung dar und ist daher verboten.

## 5. Zusammenfassung

In den letzten Jahren ist es zu einer verstärkten Europäisierung der Rechtsnormen über die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung gekommen. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und die geplante Bodenschutzrahmenrichtlinie der Europäischen Kommission werden diesen Trend weiter fortsetzen.

Die Fragestellung „Boden – eine zukünftige Bundesrahmenkompetenz“ wäre meiner Ansicht nach dahingehend zu diskutieren, wie man sicherstellt, dass die österreichischen Interessen bei den geplanten Gesetzgebungsvorhaben auf europäischer Ebene bestmöglich vertreten werden. Dies stellt sicherlich eine Herausforderung für die Koordinierung der Länder- und Bundesdienststellen dar.

Aus der Sicht der Land- und Forstwirtschaft sind bei der weiteren Diskussion folgende Aspekte zu beachten.

- Schaffung von Anreizsystemen – verbunden mit Beratung - anstatt von Verboten.
- Weitgehend EU-weit einheitliche Definition von guter landwirtschaftlicher Praxis, um Wettbewerbsverzerrung zu vermeiden.
- Bodenschutz betrifft nicht nur land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen: auch Gartenflächen, Golfplätze, Straßenränder etc sind dabei zu berücksichtigen.
- Einbindung der Bodenbewirtschaftler, d.h. der Land- und Forstwirtschaft, ist unbedingt erforderlich, um die nötige Akzeptanz zu erreichen.

# **DAS SALZBURGER BODENSCHUTZGESETZ ENTSTEHUNG UND ERSTE ERFAHRUNGEN**

**Georg JURITSCH**

Amt der Salzburger Landesregierung, Referat für Almwirtschaft und Bodenschutz,  
Kaigasse 14, 5010 Salzburg

## **Zusammenfassung**

Der Bodenschutz und in dessen Zusammenhang ein eigenes Salzburger Bodenschutzgesetz wurde bereits seit Mitte der 80er Jahre diskutiert. Fachliche und politische Differenzen führten dazu, dass eine Vielzahl von Entwürfen erarbeitet und wieder verworfen wurde. Nach 15 Jahren und unter vier Landwirtschafts- und zwei Umweltreferenten wurde nunmehr 2001 ein wirkungsvolles Rahmenrecht verabschiedet. Ziel des Gesetzes ist die Erhaltung des natürlichen Bodens als Grundlage für die Produktion ausreichender und gesunder Nahrungsmittel sowie die Erhaltung der vielfältigen Funktionen der Böden im Naturhaushalt. Darüber hinaus bildet es die Rechtsgrundlage zur Umsetzung der EU-Klärschlammrichtlinie. Grundsätze zur Bodenbewirtschaftung, Maßnahmen zur Boden-sanierung, Kontroll- und Eingriffsrechte, Regelung zur Materialverwendung auf Böden, Bodenuntersuchungen, Bodenproben- und Bodendatenbank sowie eine Bodenschutzförderung sind wesentliche Schwer- und Inhaltspunkte des Gesetzes.

Das weitgehende Verbot der Klärschlammanwendung in einer Klärschlamm-Bodenschutzverordnung, die Erarbeitung eines Programmes zur Bodenschutzförderung, die Konkretisierung der "guten fachlichen Praxis" sowie die Erstellung eines Sanierungsvorschlages für einen Kontaminationsfall sind die ersten konkreten Anwendungsbeispiele des noch jungen Gesetzes.

## **1. Entwicklung des Bodenschutzgesetzes**

Seit dem Beginn der 80er Jahre wird der Boden bzw. der Schutz des Bodens verstärkt thematisiert und auch in der Öffentlichkeit diskutiert. In den Printmedien sind Schlagzeilen wie "DER BODEN STIRBT", "LUFTMÜLL BEDROHT DIE ACKERBÖDEN" oder "BODENZERSTÖRUNG GEFÄHRDET DIE FELDKULTUR" zu lesen. Wissenschaft und Forschungseinrichtungen setzen sich mit dem "Boden" als Schutzgut auseinander und produzieren Publikationen in beträchtlichem Ausmaß, nicht nur an Laufmetern in den Bücherregalen gemessen.

Im Bundesland Salzburg sind ab 1985 erste politische Stimmen zu hören, die Forderungen zur "*Klärung der Kompetenzlage Bund - Land im Bereich des Bodenschutzes*", zur "*Regelung der Klärschlammanwendung auf Böden*" und zu einem "*Bodenschutzkonzept*" aufstellen.

Der Salzburger Landtag hat darauf bereits 1986 die Landesregierung ersucht "*Die Gesamtsituation eines Klärschlammabwässerungs-, eines Bodenschutz- und Boden-*

*erhaltungsgesetzes im Hinblick auf die Kompetenzlage und einen möglichst sparsamen Bodenverbrauch eine möglichst gemeinsame Vorgangsweise zwischen Bund und Land zu prüfen; und sodann dem Landtag eine entsprechende Regierungsvorlage zuzuweisen".*

Von den Fachabteilungen des Landes wurde aufgrund dieses Auftrages nach einem langen Diskussionsprozess (1987 bis 1989) ein Fachentwurf zum "Salzburger Bodenschutzgesetz" erstellt, von der Regierung wurde dieser 1989 beschlossen und dem Landtag zugewiesen. Die wesentlichen Inhalte dieses Gesetzes waren:

- Klärschlammregelung
- Müllkompostregelung
- Düngung und Bodenverbesserung
- Schadensausgleich
- Bodenkataster

In den Zeitraum der Erstellung dieser Regierungsvorlage fielen mehrere für den Bodenschutz relevante Entscheidungen und Arbeiten.

- 1986/87 erste Bodenuntersuchungen (z.B. Schwermetalluntersuchung Flach- und Tennengau, Boden- und Pflanzenuntersuchung im Goiserdreieck - Autobahn)
- 1988/1989 Regierungsbeschlüsse zur Durchführung einer landesweiten Bodenzustandsinventur
- 1988 - 1990 Erarbeitung eines Bodenschutzkonzeptes

Am 21. März 1990 hat sich der Landtag in einer Ausschusssitzung mit der Regierungsvorlage über den Schutz landwirtschaftlicher Böden vor schädlichen Einflüssen (Salzburger Bodenschutzgesetz) befasst und u.a. auch aufgrund fachlicher und inhaltlicher Differenzen beschlossen, dass das gegenständliche Gesetz bis zur Vorlage des entsprechenden Bodenschutzkonzeptes zurückgestellt wird. Obwohl im Februar 1991 das Salzburger Bodenschutzkonzept dem Landtag vorgelegt wurde, hat sich in weiterer Folge der Verfassungs- und Verwaltungsausschuss des Salzburger Landtages nicht mehr mit der vorgelegten Regierungsvorlage befasst. Dies deshalb, weil wahrscheinlich die weitere Entwicklung im Bereich des Umweltfondsgesetzes abgewartet wurde. Nach Auslaufen der Legislaturperiode ist dann die vorgelegte Regierungsvorlage obsolet geworden.

*Anmerkung: Anfang der 90er Jahre wurde im Bundesland Salzburg ein Umweltfondsgesetz beschlossen, dessen Mittel u. a. für den Bodenschutz vorgesehen waren. Bereits nach kurzer Zeit musste allerdings dieses Gesetz wieder aufgehoben werden.*

1994 erteilte der nunmehr zuständige Agrarlandesrat Rupert Wolfgruber neuerlich den Auftrag, unter Berücksichtigung der bisherigen Ergebnisse ein neues Salzburger Bodenschutzgesetz vorzubereiten. Der Entwurf wurde in den Jahren bis 1997 mehrmals überarbeitet, unter anderem um die Aspekte, die den Umweltfonds berührten, zu bereinigen und um die Rechtsvorgaben der EU und des Bundes zu berücksichtigen. Insbesondere ging es

hierbei um die Regelung der guten fachlichen Praxis (Nitratrichtlinie), der Klärschlammregelung und der Reststoffverwertung von Biomasseheizanlagen (Aschen).

Die fachlichen Arbeiten im Bereich Bodenschutz wurden, abgesichert durch einen Regierungsbeschluss "Maßnahmen im Bereich des Bodenschutzes" unterdessen intensiv fortgeführt. Herausgegriffen seien dabei die Untersuchung von Kinderspielflächen, das Programm Bergbaualtstandorte, die Untersuchung von Böden an Verkehrswegen und in der Nähe von Industrie- und Gewerbestandorten oder die forstliche Standortkartierung sowie die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen.

Ein Wechsel im für den Bodenschutz zuständigen Agrarressort führte zu einer neuerlichen Verzögerung bei der Fertigstellung des Bodenschutzgesetzes. 1998/1999 wurde ein neuer Anlauf zur Erstellung einer Gesetzesvorlage getätigt, der schließlich in einem Begutachtungsverfahren mündete. Eine Vielzahl von Einwendungen und Abänderungswünschen sowie die erfolgte Umsetzung der Nitratrichtlinie im Wasserrechtsgesetz veranlasste den ressortzuständigen Landesrat Sepp Eisl im Jahre 2000 zum Beschluss "*Zurück an den Start*".

Durch eine intensive und positive Zusammenarbeit der Landwirtschafts- und der Umweltabteilung und unter Beiziehung von anderen betroffenen Fachabteilungen konnte in relativ kurzer Zeit ein weitgehend überarbeiteter und abgespeckter Gesetzesentwurf erstellt werden.

Als Regierungsvorlage wurde der Entwurf 2001 dem Landtag zugewiesen. Im zuständigen Landtagsausschuss wurde nach kurzen Beratungen und ohne weitere wesentliche Abänderungen das Salzburger Bodenschutzgesetz beschlossen und am 4.7.2001 vom Landtag verabschiedet und welches mit 1.10.2001 in Kraft getreten ist.

## **2. Stimmen aus der Politik**

Die nachfolgenden "Stimmen aus der Politik" geben das breite Spektrum der politischen Meinung zum Bodenschutzgesetz nach dem Motto "es ist ein Werk, das den einen überflüssig erscheine und den anderen zu wenig weit gehe" wieder.

### Labg. Werner Roßmann (ÖVP)

*Mit dem Salzburger Bodenschutzgesetz, das in einer modernen, schlanken, effizienten und innovativen Form vorliegt, werden wichtige Voraussetzungen für unsere intakte Umwelt geschaffen. Der Erhalt des natürlichen Bodens als Grundlage für die Produktion ausreichender und gesunder Nahrungsmittel und die Absicherung der vielfältigen Funktionen des Bodens sind die Hauptziele. Als Eckpfeiler gilt dabei: Zum Schutz des Bodens sind alle – nicht nur die Bauern – verpflichtet. Weitere Schwerpunkte betreffen u. a. Maßnahmen zur Bodenverbesserung und -sanierung sowie zur Regelung des Materialeinsatzes, für die auch Förderungsmöglichkeiten vorgesehen sind. Die Klärschlammverwendung soll in der Landwirtschaft weitestgehend eingeschränkt werden. Wichtig ist, dass die Umsetzung des Gesetzes in einem partnerschaftlichen Miteinander zwischen Grundeigentümer und Behörde erfolgt, denn das gemeinsame Interesse muss im Schutz des Bodens als Lebensgrundlage für uns und unsere Nachkommen liegen.*

### Labg. Anita Strel (SPÖ)

*Dreizehn Jahre lang ist die Durchsetzung eines starken Bodenschutzgesetzes vor allem am Widerstand der Landwirtschaft gescheitert. Wir sind stolz auf das Verhandlungsgeschick unseres Umweltlandesrates Othmar*

*Raus. Unsere Landtagsfraktion kann dem Entwurf zum Schutzgesetz für unsere Böden getrost die Zustimmung erteilen, weil nun die Landesregierung die Bodeneinträge kontrollieren und umweltschädliche Ausbringungen unterbinden kann. Uns ist es wichtig, dass unsere Böden weder überdüngt noch mit sonstigen Schadstoffen verseucht werden. Unsere Böden beherbergen mit dem Leben in ihm auch unser weißes Gold Wasser, das nicht belastet werden darf. Es ist nicht einzusehen, dass das sensible Ökosystem Boden einer vordergründigen Produktivitätsgier zum Opfer fällt. Wir halten es für wichtig, dass einem Grundbesitzer die Verbesserung des Bodens aufgetragen werden kann. Das sind wir nächsten Generationen schuldig.*

LABg. Helmut Naderer (FPÖ)

*Das Salzburger Bodenschutzgesetz hat grundsätzlich das Ziel, als Grundlage für die Produktion von gesunden und natürlichen Lebensmitteln den Salzburger Boden zu erhalten. Erosion und schädliche Bodenverdichtung sollen verhindert werden. Das Bodenschutzgesetz ist auch eine Folge einer EU-Richtlinie, die die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft regelt. Aus Sicht der Freiheitlichen ist die Intention dieses Gesetzes richtig und daher zu unterstützen. Doch die Umsetzung dieses Vorhabens ist gänzlich daneben gegangen. Im Begutachtungsverfahren wurde dem Gesetzesentwurf kein gutes Zeugnis ausgestellt. Gemeindeverband, Städtebund, Landwirtschaftskammer, Arbeiterkammer und selbst die Finanzabteilung des Landes erhoben Einwände gegen das Gesetz. Für die Freiheitlichen hat die Landesregierung, die den Entwurf ausgearbeitet hat, die Hausaufgaben nicht erledigt. Da alle Stellungnahmen negativ sind, kann es daher nur heißen "zurück an den Start" und ein ordentliches Bodenschutzgesetz erarbeiten.*

LABg. Heidi Reiter (Grüne)

*Der Schutz unserer Böden vor schädlichen Einflüssen, aber auch Verbesserung und Wiederherstellung müssen ein vorrangiges Ziel der Politik sein. Daran arbeitet die Landesregierung seit zwölf Jahren! Inzwischen gibt es massive Vorwürfe von Seiten der EU, weil Österreich die Klärschlammrichtlinie aus dem Jahr 89 und die Nitratrichtlinie 91 nicht umgesetzt hat, diesbezügliche Bestimmungen zu unklar und vage sind. Unklar und vage ist auch das vorliegende Gesetz. Waren im Entwurf wenigstens einige Düngeverbote, insbesondere den Klärschlamm betreffend, explizit geregelt, ist in der Regierungsvorlage nichts mehr davon enthalten. Die Landesregierung muss lediglich der EU einen Klärschlammbericht vorlegen, nicht dem Landtag. Der bekommt alle zehn Jahre einen Bodenschutzbericht, wobei nicht festgelegt wird, was darin behandelt sein muss. Die Landesregierung kann zur Erreichung der Ziele des Gesetzes Pläne erstellen, Förderungen abwickeln, muss aber nicht. Uns geht es mit dieser Regierungsvorlage wie den Gemeinden und den Landwirten: Die Auswirkungen, finanziell, verwaltungstechnisch und vor allem auf die Qualität unserer Böden, sind nicht abschätzbar. Einen Freibrief für die Regierung werden wir sicher nicht ausstellen.*

### **3. Regelungsinhalte des Salzburger Bodenschutzgesetzes**

Ziel des Gesetzes ist Erhaltung des natürlichen Bodens als Grundlage für die Produktion ausreichender und gesunder Nahrungsmittel und darüber hinaus einer intakten Umwelt überhaupt für die Zukunft sowie die Schaffung der rechtlichen Basis für die Umsetzung der EU-Klärschlammrichtlinie.

### **4. Eckpunkte des Salzburger Bodenschutzgesetzes**

- § 1 bis 3 - Allgemeine Bestimmungen (Ziele, Anwendungsbereich, Begriffe)

Das Gesetz gilt grundsätzlich für landwirtschaftliche Böden sowie in Teilbereichen auch für sonstige Böden (Parks, Hausgärten, Kinderspielplätze, Sportplätze ...).

- § 4 bis 9 - Allgemeine und besondere Maßnahmen zum Schutz der Böden
  - ⇒ Allgemeine Verpflichtung zum Bodenschutz  
Bodenbelastungen sind auf das unvermeidbare Maß zu beschränken, ein sparsamer und schonender Umgang mit dem Boden wird bei Baumaßnahmen gefordert.
  - ⇒ Bodenschutzplanung  
In diesen Plänen sollen bodenschutzrelevante Daten zusammengefasst, bewertet und dargestellt werden um u.a. Eingang in die Raumordnung zu finden.
  - ⇒ Grundsätze der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung u. sonstigen Bodenbehandlung  
Der Landwirt ist zu einer standortgerechten Bewirtschaftung zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit angehalten.  
Eine Verordnungsermächtigung gibt die Möglichkeit zur Aufstellung von Richtlinien für die landwirtschaftliche Bewirtschaftung sowie für die Bewirtschaftung und Behandlung sonstiger Böden unter Berücksichtigung des jeweiligen Verwendungszweckes.
  - ⇒ Maßnahmen zur Bodenverbesserung  
Möglichkeit zur Vorschreibung von Maßnahmen bei festgestellten Bodenbelastungen (nachhaltig gestörte Bodenfunktion);  
z.B. Verbote oder Beschränkungen bestimmter Bodennutzungen, Maßnahmen zur Wiederherstellung, Sicherungsmaßnahmen, Beseitigung des Bodens.
  - ⇒ Maßnahmen bei Gefahr im Verzug  
Möglichkeit zur Aussprache vorläufiger Verbote und Beschränkungen wie z.B. Betretungsverbote von Böden.
  - ⇒ Bodenschutzförderung  
Möglichkeit zur Förderung von Maßnahmen, die den Zielen des Gesetzes dienen sowie von bodenverbessernden Maßnahmen.
    - § 10 bis 13 - Materialverwendung
  - ⇒ Die Landesregierung kann die Verwendung von Materialien auf Böden regeln (zB Klärschlamm, Komposte, Aschen ...) unter Festschreibung von bestimmten Bedingungen (Qualitäten, Untersuchungsmethoden, Verbote, ...).
    - § 14 bis 19 - Überwachung, Bodenschutzerhebung, Evidenzen und Berichte
  - ⇒ Erhebungen zum Schutze der Böden  
Ermächtigung zur Durchführung von Bodenuntersuchungen, um den Zustand und die Veränderung von Böden zu erfassen (wurden bereits bisher auf Basis eines Regierungsbeschlusses durchgeführt ).
  - ⇒ Bodenproben- und Bodendatenbank  
Einlagerung von Bodenprobenmaterial sowie Speicherung und Verwaltung der Bodendaten.
  - ⇒ Materialregister  
Aufzeichnungspflichten über die Verwendung von Materialien auf Böden (u.a. Umsetzung der EU-Richtlinie).
  - ⇒ Bodenschutzbericht  
Berichterstattung an den Landtag (alle 10 Jahre).

§ 20 bis § 22 - Schlussbestimmungen

⇒ Übergangsbestimmungen

⇒ Strafbestimmungen

## 5. Erste Erfahrungen in der Umsetzung

Das Salzburger Bodenschutzgesetz ist mit 1.10.2001 in Kraft getreten, sodass sich die Erfahrungen in der Umsetzung noch sehr in Grenzen halten.

Im Sinne einer Informationspflicht für die Bürger und die Betroffenen wurden die wesentlichen Inhalte des Gesetzes u. a. in der Zeitschrift „Der Salzburger Bauer“ präsentiert. Informationen zum Salzburger Bodenschutzgesetz finden sich auch auf der Homepage des Landes unter <http://www.salzburg.gv.at/landforst/almwirtschaft.htm>.

### ➤ Klärschlamm-Bodenschutzverordnung

Gemäß Vorgabe des Gesetzes ist bis zum 1.4.2002 eine Verordnung zur Regelung der Klärschlammanwendung in der Landwirtschaft zu erlassen. Nach intensiven Überlegungen wurde im Sinne der langfristigen Sicherung der Böden als Grundlage für die Nahrungsmittelproduktion ein umfassendes Verbot der Klärschlammanwendung auf Böden von den Agrar- und Umweltlandesräten beschlossen.

Im vorliegenden Entwurf der Klärschlamm-Bodenschutzverordnung ist ein generelles Verbot der Klärschlammanwendung auf Böden verankert. Eine Verwendung von Klärschlamm ist nur über eine Weiterverarbeitung zu Kompost (Qualitätsklasse A der Kompostverordnung des Bundes) und dann nur eingeschränkt auf Böden, die weder indirekt noch direkt der Nahrungsmittelproduktion dienen, möglich. Der Klärschlammkompost kann demnach nur mehr im Landschaftsbau, bei der Rekultivierung (Bergbau) bzw. sehr eingeschränkt im landwirtschaftlichen Bereich (Christbaumkulturen, Energiepflanzenanbau etc.) eingesetzt werden.

Bereits bisher war die Klärschlammverwertung über die Landwirtschaft im Bundesland Salzburg nicht dominant, lediglich rund 20 % des Anfalles wurde über die Ausbringung auf Böden entsorgt und davon ging ein erheblicher Teil in angrenzende Bundesländer. Grund für die geringe Verwendung sind u. a. die hohe Biobauerndichte, der äußerst geringe Ackeranteil und die Einschränkungen im ÖPUL-Förderprogramm.

### ➤ Ausbringungsverbot von Senkgrubeninhalten

Die starke Einschränkung bei der Ausbringung von Senkgrubeninhalten (aus häuslichen Abwässern) führte vereinzelt zu Rückfragen durch Bürgermeister und Betroffene. Zum Teil wurden bisher noch häusliche Abwässer vermischt mit tierischen Fäkalien (Gülle oder Jauche) ausgebracht, auch wenn neben der bäuerlichen Familie (dies ist gestattet) Gästebeherbergung stattfindet. Hier sind in Zukunft Kanalanschlüsse oder alternative Abwasserentsorgungssysteme einzuführen.

➤ **Maßnahmen zur Bodenverbesserung/-sanierung**

Auf Basis der Bestimmungen im § 7 und § 8 des Bodenschutzgesetzes wird derzeit die Möglichkeit zur Sanierung einer Bodenkontamination (Schwermetallbelastung im Bereich eines ehemaligen Bergbaustandortes) geprüft.

➤ **Bodenschutzförderung**

In Ausarbeitung befindet sich derzeit ein Bodenschutzförderprogramm. Diskutiert werden dabei insbesondere Förderungen für folgende Maßnahmen:

- „Bodenuntersuchung“ - Nährstoffuntersuchung (pH-Wert, Phosphat und Kali, Mikronährstoffe) von landwirtschaftlichen Böden;
- „Pflanzenschutzwarndienst“ - Einrichtung eines Pflanzenschutzwarndienstes für Salzburg
- „Bodenschonende Grünlanderneuerung“;
- „Biolandbau“- Überbetrieblicher Einsatz von mechanischen und biologischen Kultur- und Pflanzenschutzmaßnahmen;
- „Kalkung säurebeeinträchtigter Böden“.



# **BODENSCHUTZ UND DESSEN REGELUNGEN AUS DER SICHT DES BUNDESLANDES STEIERMARK**

**Wolfgang KRAINER**

FA10B - Landwirtschaftliches Versuchszentrum - Referat Boden und Bodenschutz, Burggasse 2, A-8010 Graz

## **Zusammenfassung**

Die rechtlichen Belange des Bodenschutzes werden in der Steiermark durch Gesetze und Verordnungen geregelt, welche aus dem Jahr 1987 stammen und novellierungsbedürftig sind. Insbesondere die Festlegung von Schadstoffgrenzwerten muss dem heutigen Wissensstand nach neu überdacht werden.

## **Summary**

Soil-protection in Styria is arranged by rules and decrees which derive from the year 1987 and are going to be changed. Especially new limits for pollutants have to be discussed according to today's status of knowledge.

## **1. Datenpräsentation des Bodenschutzprogrammes**

Die Ergebnisse des Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzprogrammes werden seit 1988 in einem jährlich erscheinenden **Bodenschutzbericht** veröffentlicht.

**Bodenschutzbericht 1998** (Bodenzustandsinventur im 4x4 km - Raster)

→ Grundlagen für Beurteilungskriterien (Normalwerte, Analysenfehler).

**Bodenschutzbericht 1999** (Potentielle Kontaminationsflächen)

→ Extreme Bodenbelastungen auf Grund von geologischen Besonderheiten und Umweltbelastungen.

**Bodenschutzbericht 2000** (Die Variabilität von Bodenparametern)

→ Erste Ergebnisse zur Bodendauerbeobachtung und die Thematik der Aussagekraft von Bodenuntersuchungen.

**Die folgenden Bodenschutzberichte** werden sich bezirkweise mit der jeweils abgeschlossenen Bodenzustandsinventur befassen und neben allgemeinen landwirtschaftlichen Themen ein möglichst umfassendes Bild über die Nähr- und Schadstoffsituation der Böden präsentieren.

Der **Bodenschutzbericht 2001** ist dem Bezirk Radkersburg gewidmet.

## 2. Rechtliche Grundlagen:

### Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz

(LGBl. 66 vom 2. 6. 1987)

<b>Bodenschutzprogramm - Verordnung</b>	<b>Gülle - Verordnung</b>	<b>Klärschlamm - Verordnung</b>
<p>(LGBl. 87 vom 14. 12. 1987)</p> <p><b>Ziel</b> ist es, ein für die Beurteilung des durch Schadstoffeintrag, Erosion und Verdichtung gegebenen Belastungsgrades landwirtschaftlicher Böden <u>geeignetes ständiges Netz</u> von Untersuchungsstellen zu schaffen und dort <u>laufend Zustandskontrollen</u> durchzuführen.</p> <p>In diesem Sinne wurden in einer <b>1. Untersuchungsphase</b> in den Jahren 1986 - 1989 in der Steiermark 119 Untersuchungsstandorte (Nichttraster) eingerichtet.</p> <p>1990 - 1997 erfolgten 392 zusätzliche Untersuchungen im vom Bund vorgeschlagenen 4x4 km - Raster-system (<b>2. Untersuchungsphase</b>).</p> <p>Seit 1997 (vereinzelt auch schon 1990 - 1992) werden zur Verdichtung des Untersuchungsnetzes weitere Nichttrasterstandorte eingerichtet (<b>3. Untersuchungsphase</b>). Bis zum Jahr 2006 sollte das Untersuchungsnetz mit ~ 1000 Standorten fertig gestellt sein.</p> <p>Parallel zu diesen Untersuchungen erfolgt im Rahmen einer <b>Bodendauerbeobachtung</b> seit 1996 eine Kontrolle aller Standorte in Zehnjahresabständen.</p>	<p>(LGBl. 87 vom 14. 12. 1987)</p> <p><b>Gültigkeit:</b> Diese Verordnung gilt für bestimmte Katastralgemeinden in der quartären Talflur der Mur von Graz bis Radkersburg.</p> <p><b>Ziel</b> ist die Verhinderung einer Überdüngung der Böden durch eine mengenmäßige, örtliche und zeitliche Beschränkung der Gülleausbringung.</p> <p>Hierbei ist auf ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Tierbestand und der Ausbringungsfläche, sowie auf die standortspezifischen Bodeneigenschaften Bedacht zu nehmen.</p> <p>Auf den Themenbereich der <b>Düngung</b> im Allgemeinen wird im § 4 des Bodenschutzgesetzes eingegangen.</p>	<p>(LGBl. 87 vom 14. 12. 1987)</p> <p>Diese Verordnung regelt die Aufbringung von <u>Klärschlamm und Müllkompost</u> auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.</p> <p>Nach einer Untersuchung des Bodens und des Klärschlammes bzw. Müllkompostes erfolgt die Ausstellung eines <b>Aufbringungszeugnisses</b> in dem die Aufbringungsmenge für die betreffende Fläche festgelegt wird.</p> <p>In der Verordnung werden die zeitlichen Abstände der Untersuchungen, Art und Anzahl der Parameter, die zulässigen Grenzwerte, die jährlich zulässigen Frachten und das höchste zulässige Gewicht der Aufbringungsfahrzeuge geregelt. Weiters werden kulturbedingte und gebietsbezogene Aufbringungsverbote angeführt.</p> <p>Die <b>Schwermetallgrenzwerte</b> für Böden gelten auch für die Untersuchungen des Bodenschutzprogrammes. Der Grenzwert für Quecksilber wurde mit 10. 7. 2000 auf 1 mg/kg herabgesetzt.</p>

### 3. Analysengenauigkeit:

Alle Analysenergebnisse sind naturgemäß mit einem **Analysenfehler** behaftet. Dieser wurde aus den Ergebnissen der Rasteruntersuchungen (Bodenschutzbericht 1998) folgendermaßen berechnet:

Parameter	Einheit	Analysenfehler	% Analysenfehler
Humus	%	0,57	11
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/100g	2,83	51
K <sub>2</sub> O	mg/100g	4,24	24
pH-Wert	---	0,14	3
CaCO <sub>3</sub> > 0	%	0,14	140
CaKat	mg/100g	22,63	9
MgKat	mg/100g	3,39	14
KKat	mg/100g	3,54	28
NaKat	mg/100g	0,28	24
Mg	mg/100g	1,41	9
Bor	mg/kg	0,14	47
EDTA-Cu	mg/kg	0,71	14
EDTA-Zn	mg/kg	1,56	24
EDTA-Mn	mg/kg	31,11	11
EDTA-Fe	mg/kg	103,24	20
Fluor	mg/kg	0,11	22
Cu	mg/kg	3,25	13
Zn	mg/kg	6,93	7
Pb	mg/kg	2,69	11
Cr	mg/kg	4,81	12
Ni	mg/kg	2,55	9
Co	mg/kg	1,27	10
Mo	mg/kg	0,08	10
Cd	mg/kg	0,03	13
Hg	mg/kg	0,03	25
As	mg/kg	1,27	11
PAH-Summe	µg/kg	15,56	34
DDT > 10	µg/kg	14,85	47

Jedes Analysenergebnis versteht sich daher in der Form:

#### Wert ± Analysenfehler

Berechnung: Der Analysenfehler stellt den Medianwert der zweifachen Standardabweichung (95,5 %ige Sicherheit) einer im Abstand eines Jahres durchgeführten Doppelanalyse von 392 Oberböden dar.

#### 4. Richtwerte in der Steiermark:

mg/kg	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Co	Mo	Cd	Hg	As
<b>Grenzwerte</b>	100	300	100	100	60	50	10	2,0	1,00	(20)
<b>Normalwerte*</b>	<b>50</b>	<b>140</b>	<b>30</b>	<b>80</b>	<b>60</b>	<b>30</b>	<b>1,5</b>	<b>0,3</b>	<b>0,25</b>	<b>40</b>

\* Berechnung: Der Normalwert stellt die Summe des Mediangehaltes von 341 - 353 ausreißerbereinigten Unterbodgehalten plus der zweifachen Standardabweichung und dem zweifachen Analysefehler des betreffenden Schwermetalls dar.

Die **Normalwerte** stellen die durchschnittliche Obergrenze natürlicher Schwermetallgehalte in Böden der Steiermark dar.

Eine **Überschreitung** deutet auf eine Umweltbelastung und/oder geogene Besonderheit hin.

Eine **Gefährdung** für Mensch, Tier oder Pflanzen ist aus einer Überschreitung des Normalwertes nicht abzulesen.

#### 5. Die nächsten Schritte:

Die rechtlichen Belange des Bodenschutzes werden in der Steiermark derzeit durch das **Steiermärkische landwirtschaftliche Bodenschutzgesetz** und die entsprechenden **Verordnungen** betreffend Bodenschutzprogramm, Gülle- und Klärschlammaufbringung geregelt. Diese Regelungen stammen aus dem Jahr **1987** und sind den heutigen Anforderungen und dem Wissensstand nach dringend novellierungsbedürftig.

Neben einer Erweiterung der Aufbringungsbestimmungen für diverse "Bodenverbesserungsprodukte" und einem neuen Überdenken der zu untersuchenden Parameter halte ich eine **Berücksichtigung der Untersuchungsergebnisse** des Bodenschutzprogrammes und der Boden- bzw. Klärschlammaanalysen der letzten 15 Jahre für die wichtigste Arbeit bei der Schaffung neuer gesetzlicher Regelungen.

Insbesondere die **Festlegung von Schadstoffgrenzwerten** bedarf einer dem Umweltschutzgedanken des Bodenschutzes angemessenen Neudefinition, welche als Grundlage die Erkenntnisse der vorliegenden Bodenzustandsinventuren haben muss.

#### 6. Literatur

STIEERMÄRKISCHES LANDWIRTSCHAFTLICHES BODENSCHUTZGESETZ: LGBl. Nr. 66/1987.

(STEIERMÄRKISCHE) BODENSCHUTZPROGRAMMVERORDNUNG: LGBl. Nr. 87/1987.

(STEIERMÄRKISCHE) GÜLLEVERORDNUNG: LGBl. Nr. 88/1987.

(STEIERMÄRKISCHE) KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG: LGBl. Nr. 89/1987; 2. Novelle LGBl. Nr. 51/2000.

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1998 - 2000), FA10B - LANDWIRTSCHAFTLICHES VERSUCHSZENTRUM: Bodenschutzberichte 1998 - 2000, Graz.



## **BODEN UND BODENSCHUTZ IM INTERNATIONALEN KONTEXT**

**Winfried E.H. BLUM**

International Union of Soil Sciences (IUSS), Institut für Bodenforschung der Universität für Bodenkultur, Gregor Mendel-Str. 33, 1180 Wien, Austria

### **Zusammenfassung**

Probleme des nationalen wie internationalen Bodenschutzes sind vor allem durch Informationsdefizite in der Öffentlichkeit sowie in Politik und Entscheidungsfindung begründet. Es wird gezeigt, wie diese mit Hilfe von Indikatoren behoben werden können. Von besonderem Interesse ist hierbei die jüngste Bodenschutzmitteilung der Europäischen Union und daraus resultierende zukünftige Entwicklungen, die im Sinne einer Weiterentwicklung nationaler wie internationaler Bodenschutzvereinbarungen diskutiert werden.

### **1. Einleitung**

International gibt es bezüglich Boden und Bodenschutz zahlreiche Proklamationen, so z.B. die "Europäische Bodencharta" des Europarates, von 1972, die von den meisten europäischen Ländern inzwischen ratifiziert wurde; die "Weltbodencharta" und "Weltbodenpolitik" der Food and Agricultural Organization (FAO) der Vereinten Nationen, von 1981; die UN "Weltcharta für Natur" von 1982; die "Agenda 21" der Rio-Konferenz der Vereinten Nationen (1992), und hier speziell die Kapitel X-XIV, vgl. Blum auch 1990. – Darüber hinaus bestehen eine Reihe rechtlich verbindlicher internationaler Konventionen, wie z.B. die Konvention zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (UNCBD), die Klima-Rahmenkonvention (UNFCCC) oder die vor Kurzem in Kraft getretene Konvention zur Bekämpfung der Wüstenbildung (UNCCD). Letztere ist vor allem für jene Länder von Bedeutung, die in speziellen klimatischen Zonen liegen.

Im Oktober 2001 wurde von der Europäischen Kommission, Generaldirektion Umwelt, Direktorat B, die "Soil Protection Communication" (DG ENV 2001) veröffentlicht, die als erster Schritt zu einer europäischen Bodenschutzverordnung angesehen werden kann.

Daneben besteht ein umfangreiches Fachwissen, das in zahlreichen Publikationen niedergelegt ist, siehe z.B. "Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen" (1994, 2001) in denen nicht nur die Bedeutung von Böden für die Natur und die Anthroposphäre, sondern auch die weltweite Degradation der Böden mit Hilfe von Syndromen dargestellt, und Forschungs- sowie Handlungsempfehlungen zu ihrem weltweiten Schutz gegeben werden, vgl. auch Blum et al. 1997; Blum et al. 1998; Bridges et al. 2001. - Dass einzelne Länder, wie z.B. die Bundesrepublik Deutschland ein Bundes-Bodenschutzgesetz mit wesentlichen neuen Möglichkeiten zum Schutz der Böden erlassen haben, darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass international bezüglich Bodenschutz erst zaghafte Entwicklungen zu verzeichnen sind (EEA/UNEP 2001, DG ENV 2001).

Dies dürfte vor allem daran liegen, dass Böden im Gegensatz zu Luft und meist auch zu Wasser im Eigentum einzelner Personen oder Personengruppen und daher im Interessenskonflikt zwischen privater Nutzung und öffentlichem Interesse stehen.

Weitere wesentliche Hindernisse für den Schutz von Böden dürften außerdem darin liegen, dass diese nicht sichtbar sind (nur ihre Oberfläche), sie mit seltenen Ausnahmen nicht direkt für die menschliche Ernährung genutzt werden (im Gegensatz zum Wasser), und dass sie darüber hinaus teilweise negativ belegt sind, weil sie mit Schmutz in Verbindung gebracht werden und im Kontext mit verschiedenen Religionen auch mit dem Tod, da der menschliche Körper wieder zur Erde zurückkehrt. Selbst bei Erkenntnis, dass der Boden neben Luft und Wasser ein wesentliches Umweltmedium darstellt, ist vielen Menschen nicht klar, dass Böden im Gegensatz zu letzteren nicht beweglich sondern stabil und ortsgebunden, und in einer für menschliche Generationen bedeutsamen Zeitspanne nicht erneuerbar sind. Sie stellen auch komplexere Substrate dar als Luft und Wasser, und sind im Gegensatz zu letzteren kleinräumlich höchst unterschiedlich verteilt. Darüber hinaus sind Böden Puffersysteme und reagieren daher auf Umwelteinflüsse außerordentlich langsam. – Bodenschutzprobleme bestehen in der Regel nur dort, wo Böden genutzt werden.

Der Weg zum internationalen Bodenschutz führt daher zunächst über das grundsätzliche Verständnis der Gesellschaft für Böden und deren Nutzung durch den Menschen. Dazu muss allerdings auch noch Betroffenheit kommen, wenn eine operationale Umsetzung von Bodenschutz erreicht werden soll.

Dieses Verständnis und ein daraus resultierendes Engagement erfordert Kenntnisse über die Regelfunktion, Nutzungsfunktion und Lebensraumfunktion von Böden.

## **2. Die Bodenfunktionen**

In diesem Zusammenhang sind mindestens sechs verschiedene Funktionen von Bedeutung, wovon drei mehr ökologisch, drei andere mehr technisch-industriell und sozio-ökonomisch wichtig sind.

Die drei ökologischen Bodenfunktionen sind:

1. die Produktion von Biomasse und damit die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, Futtermitteln, nachwachsender Energie und Rohstoffen, worunter z.B. auch die Produktion von Biomasse für Erholungsräume, z.B. in Form von Parklandschaften zu verstehen ist;
2. die Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion zwischen der Atmosphäre, dem Grundwasser und der Pflanzendecke, wodurch die Umwelt geschützt wird, speziell die Luft, die Nahrungskette einschließlich Wasser und die Biodiversität;
3. die Funktion des Bodens als biologisches Habitat und als Genreserve, da in Böden mehr Gene in Masse und Diversität vorhanden sind, als auf der gesamten Erdoberfläche.

Die drei technisch-industriellen und sozio-ökonomischen Funktionen sind:

4. physikalische Basis für technische, industrielle und sozioökonomische Strukturen und deren Entwicklung, wie z.B. Industrieanlagen, Wohnhäuser, Transportwege, Sport- und Erholungseinrichtungen, Abfalldeponien und vieles andere mehr;
5. um diese technisch-industriellen und sozio-ökonomischen Strukturen zu schaffen, werden Böden als Quelle für zahlreiche Rohstoffe, wie z.B. Ton, Sand, Schotter und Mineralien allgemein, sowie für die Gewinnung geogener Energie und von Wasser genutzt.
6. Darüber hinaus ist die Eigenschaft der Böden als geogenes und kulturelles Erbe von größter Bedeutung, da sie wesentlicher Teil unserer Kulturlandschaften sind und darüber hinaus paläontologische und archäologische Zeitzeugen vor dem Zerfall schützen.

### **Bodenschutz durch zeitliche und räumliche Harmonisierung der Nutzungskonkurrenz zwischen den Bodenfunktionen**

Bodenverluste und Bodenzerstörung werden im Wesentlichen durch die räumliche und zeitliche Konkurrenz in der Nutzung der genannten sechs Bodenfunktionen verursacht.

Hierbei können drei unterschiedliche Konkurrenzsituationen unterschieden werden:

1. Die Entwicklung technischer und industrieller Infrastruktur, oder die Gewinnung von Bodenmaterial als Rohstoff, wobei in beiden Fällen Böden versiegelt, zerstört und daher einseitig genutzt werden und für weitere Funktionen nicht mehr zur Verfügung stehen. Diese meist einseitigen und irreversiblen Nutzungen schränken die Optionen für zukünftige Generationen im Sinne der Multifunktionalität von Böden grundsätzlich ein (World Commission on Environment and Development, 1987).
2. Von diesen infrastrukturellen Einrichtungen, wie städtischen Ballungsräumen, Industrieanlagen und Verkehrswegen gehen messbare Belastungen auf die nahe gelegenen land- und forstwirtschaftlichen Böden aus, wobei das grundsätzliche Problem darin liegt, dass wir bis heute ungebremst fossile Energieträger und Rohstoffe aus dem Erdinneren an die Erdoberfläche holen und dort in Umlauf bringen, wobei Belastungen über die Atmosphäre, auf dem Wasserwege sowie durch terrestrischen Transport erfolgen (Blum 1996). Böden reagieren in diesen Zusammenhang als Senke, aber auch als Quelle, wenn ihre Senkenkapazität überschritten wird. Böden sind daher die vorletzte Senke vor dem Meeresgrund. Intensive Bodenbelastungen erfolgen in der Nähe von Siedlungen, Industrieanlagen und Verkehrswegen, wobei der Urbanisierung und Industrialisierung besondere Bedeutung im Sinne langfristiger negativer Bodenbelastungen zukommen. Städtische Ballungsräume und Industriegebiete sind durch große Güterflüsse charakterisiert, wobei Teile dieser Güter als Abgase, Abwasser und Müll kaum kontrollierbar sind und daher langfristig chemische Zeitbomben darstellen (Blum 1998 a).

3. Weitere Konkurrenzsituationen bestehen innerhalb der ökologischen Nutzungen selbst, da für die Erzeugung von Feldfrüchten Düngemittel und in der Regel auch Pestizide, sowie teilweise auch Müllkompost und Klärschlämme eingesetzt werden. Landwirte erzeugen zwar auf ihrem Boden Nahrungsmittel, Futtermittel und nachwachsende Rohstoffe, darunter jedoch Grundwasser, da jeder Tropfen Regen, der auf ihre Böden fällt, durch diese hindurch sickern muss, bevor Grundwasser entsteht. Insofern beeinflussen Land- und Forstwirtschaft mit ihrer Bewirtschaftungsweise nicht nur die Quantität sondern auch die Qualität der Grundwasserneubildung. Hierbei besteht in zunehmendem Maße eine unmittelbare Konkurrenz in der Befriedigung menschlicher Grundbedürfnisse. Darüber hinaus werden in steilem Gelände und unter ungünstigen ökologischen Bedingungen Böden durch Wasser- und Winderosion nachhaltig zerstört, mit negativen Auswirkungen auf die Biodiversität (Blum 1998 b).

**Als Ergebnis dieser Nutzungskonkurrenz hat die jüngste "Soil Protection Communication" (DG ENV 2001) für die Europäische Union folgende wesentlichen Bodengefährdungen definiert:**

- Bodenerosion durch Wasser und Wind;
- Bodenkontamination durch verschiedenste Schadstoffe (als lokale und konzentrierte Belastungen oder als diffuse Kontamination);
- Bodenversiegelung, vgl. Blum 2001a;
- Bodenverdichtung;
- Verluste an organischer Bodensubstanz (Humusverluste);
- Verringerung der Biodiversität in Böden;
- Versalzung;
- hydro-geologische Risiken: Überflutungen und Rutschungen.

Die aus diesen Bodengefährdungen resultierenden Gefahren darzustellen und Betroffenheit zu erzeugen ist notwendig, wenn in Zukunft Bodenschutz durch nachhaltige Bodennutzung international gefördert werden soll. Die Aufgabe der Wissenschaft ist es hierbei, Szenarien aufzuzeigen.

Bodenschutz durch Harmonisierung der konkurrierenden Bodennutzungen ist jedoch eine politische Aufgabe, die nur durch politische Entscheidungsträger gelöst werden kann. Dabei sind sinnvolle Bottom-up Entscheidungen nur durch Aufklärung breiter Bevölkerungsschichten zu erreichen. Darüber hinaus besteht die Frage, auf welche Weise zwischen den hier dargestellten wissenschaftlichen Erkenntnissen einerseits und der politischen Entscheidungsfindung andererseits vermittelt werden kann. - Hierfür wurden in jüngster Zeit neue Ansätze entwickelt, die es erlauben, mit Hilfe von Indikatoren zwischen wissenschaftlicher Erkenntnis und politischer Umsetzung zu vermitteln (OECD 1997, Blum 1999, 2001b).

### 3. Indikatoren für die nachhaltige Bodennutzung und den Bodenschutz

Der Indikator-Ansatz für Bodenschutz besteht aus fünf Stufen, in denen zunächst die treibenden oder antreibenden Kräfte (**D**Driving forces) bestimmt werden, die ihrerseits wieder Prozesse auslösen (**P**Pressures), die zu einem bestimmten Zustand führen (**S**State). Aus diesem Zustand ergeben sich direkte oder indirekte Wirkungen (**I**Impacts), und diese wiederum sind Ursache von Gegenmaßnahmen im Sinne einer Reaktion (**R**Response). Dieser Ansatz wird im englischen Sprachgebrauch DPSIR = **D**Driving force – **P**Pressure – **S**State – **I**Impact – **R**Response relationship genannt, vgl. EEA 1999 und Abb. 1.

Mit diesem Ansatz erscheint es möglich, Bodenschutzprobleme zu erfassen, deren zeitliche Veränderung zu überwachen sowie die dahinter stehenden Kräfte, Einflüsse und Aktionen zu kontrollieren und zu steuern oder bereits degradierte Böden zu sanieren. Hierfür ist eine direkte Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Politik erforderlich.

In Anbetracht der gravierenden, weltweiten Bodenschutzprobleme stellt sich auch die Frage, inwieweit globaler Bodenschutz über bestehende internationale Konventionen erzielt werden kann (Tutzing 1998; Haber et al. 1999).

### 4. Bodenschutz und internationale Konventionen

Aus Tabelle 1 sind die derzeit 41 wichtigsten internationalen Umweltabkommen und gleichgestellte Vereinbarungen ersichtlich (UNEP 2001), wobei zwischen Konventionen zum Schutz der Atmosphäre, zum Schutz der Biodiversität, zum Schutz gegen Chemikalien und gefährliche Abfälle, zum Schutze der Meere und Meeresorganismen, sowie zum Schutze von Boden und Land unterschieden werden kann (vgl. Tab. 1).

Dass für den Schutz der Atmosphäre 4 wesentliche Konventionen bestehen, für den Schutz der Biodiversität insgesamt 13, für den Schutz gegen Chemikalien und gefährliche Abfälle 5, und für den Schutz der Meere und von Meerestieren 18, aber für den Schutz von Land und Böden nur eine, zeigt, wie schlecht es derzeit um den internationalen Bodenschutz bestellt ist. Dabei ist diese einzige Konvention der Vereinten Nationen zur Bekämpfung der Wüstenbildung (UNCCD) noch klimatisch eingegrenzt und daher nicht weltweit gültig.

Neben dem Bodenschutz durch die UNCCD (1997) bestehen aber auch Bodenschutzagenden in der Rahmenkonvention zum Klimaschutz (UNFCCC, 1998) sowie in der Konvention über Biologische Diversität (UNCBD, 1992). Diese Agenden werden bisher nur sehr ungenügend wahrgenommen. - Deshalb ist es erfreulich, dass die Internationale Union für den Schutz der Natur (IUCN), eine weltweite Organisation mit direktem Zugang zu Regierungen, während ihres Weltkongresses in Amman/Jordanien, sich im Oktober 2000 dieses Problems angenommen und eine Resolution beschlossen hat, weltweit den Bodenschutz voran zu bringen.

Die IUCN hat diese Aufgabe ihrer Kommission für Umweltgesetze (Commission on Environmental Law, CEL), anvertraut, die wiederum eine Arbeitsgruppe bezüglich nachhaltigem Bodenschutz (Sustainable Soils Working Group, SSWG) gegründet hat. Diese ist derzeit damit beschäftigt, die Basis für eine neue weltweite Vereinbarung im Sinne eines legislativen

Instrumentes für den Bodenschutz zu schaffen (Hannam 2001). - Dies kann als eine herausragende neue Entwicklung auf dem Gebiet des globalen Bodenschutzes betrachtet werden.

Eine ebenso wichtige und erfreuliche internationale Entwicklung stellt die "Bodenschutzmitteilung" der Europäischen Union dar (DG ENV 2001).

Darüber hinaus wird vom „Wissenschaftlichen Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU)“, dem „Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP)“, zusammen mit der „Internationalen Bodenkundlichen Union (IUSS)“, der Evangelischen Akademie Tutzing und weiteren Institutionen versucht, einen zwischenstaatlichen wissenschaftlichen Beirat zur Unterstützung von Bodenagenden in den internationalen Konventionen zu schaffen (Intergovernmental Panel on Land and Soil, IPLS), ähnlich dem Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), vgl. UNFCCC 1998.

## 5. Schlussfolgerungen

Insgesamt kann festgestellt werden, dass derzeit national wie international neue Initiativen für den Bodenschutz ergriffen werden, um das öffentliche Verständnis für Böden zu verbessern, Indikatorenansätze zu entwickeln und neue Instrumentarien zum internationalen Bodenschutz zu schaffen. Auch Österreich ist aufgerufen, sich an diesen Entwicklungen zu beteiligen.

Tabelle 1: Wichtige internationalen Umweltabkommen und gleichgestellte Vereinbarungen

### Core Environmental Conventions and Related Agreements of Global Significance

MEA	Date adopted	Secretariat
<b>1) Atmosphere Conventions:</b>		
1. United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)	1992	UN
2. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change	1997	UN
3. Vienna Convention for the Protection of the Ozone Layer	1985	UNEP
4. Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer	1987	UNEP
<b>2) Biodiversity-related Conventions:</b>		
5. Convention on Biological Diversity (UNCBD)	1992	UNEP
6. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity	2001	UNEP
7. Convention on International Trade in Endangered Species (CITES)	1973	UNEP

8. Convention on Migratory Species (CMS)	1979	UNEP
9. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA) <sup>1</sup>	1995	UNEP
10. Agreement on the Conservation of Bats in Europe (EURO-BATS) <sup>1</sup>	1991	UNEP
11. Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, the Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area (ACCOBAMS) <sup>1</sup>		ACCOBA MS Sec.
12. Agreement on the Conservation of Seals in the Wadden Sea <sup>1</sup>	1990	Ind. Sec.
13. Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS) <sup>1</sup>	1991	UNEP
14. Ramsar Convention on Wetlands (RCW)	1971	IUCN
15. World Heritage Convention	1972	UNESCO
16. International Coral Reef Initiative (ICRI)	1995	ICRI Sec.
17. Lusaka Agreement on Co-operative Enforcement Operations Directed at Illegal Trade in Wild Fauna and Flora	1994	KWS

### 3) Chemicals and Hazardous Wastes Convention:

18. Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of hazardous Wastes Their Disposal	1989	UNEP
19. Basel Ban Amendment	1995	UNEP
20. Basel Protocol on Liability and Compensation	1999	UNEP
21. Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Principle for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade	1998	UNEP/ FAO
22. Future Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants	2001	UNEP <sup>2</sup>

### 4) Regional seas conventions and related agreements<sup>3</sup>

23. Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities	1995	UNEP
24. Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution (Barcelona)	1976	UNEP
25. Kuwait Regional Convention for Co-operation on the Protection of the Marine Environment from Pollution	1978	ROPME <sup>4</sup>
26. Convention for Co-operation in the Protection and Development of the Marine and Coastal Environment of the West and Central African Region (Abidjan)	1981	UNEP
27. Convention for the Protection of the Marine Environment and Coastal Area of the South-East Pacific (Lima)	1981	CPPS <sup>4</sup>

28. Regional Convention for the Conservation of the Red Sea and Gulf of Aden Environment (Jeddah)	1982	PERSGA <sup>4</sup>
29. Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region (Cartagena)	1983	UNEP
30. Convention for the Protection, Management and Development of the Marine and Coastal Environment of the Eastern African Region (Nairobi)	1985	UNEP
31. Convention for the Protection of the Natural Resources and Environment of the South Pacific Region (Noumea)	1986	SPREP <sup>4</sup>
32. Convention for the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Areas (Helsinki)	1992	HELCOM <sup>4</sup>
33. Convention on the Protection of the Black Sea from Pollution (Bucharest)	1992	BSEP <sup>5</sup>
34. Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic	1982	OSPAR <sup>5</sup>
35. Draft Convention for the Protection and Sustainable Development of the Marine and Coastal Environment of the Northeast Pacific <sup>5</sup>		UNEP <sup>2</sup>
36. Draft Convention for the Protection of the [Marine] [Environment] of the Caspian Sea <sup>5</sup>		
37. The East Asian Seas Action Plan	1981	UNEP
38. Protection of the Arctic Marine Environment	1991	PAME <sup>6</sup>
39. The Northwest Pacific Action Plan (NOWPAP)	1994	UNEP
40. South Asian Seas Action Plan	1995	SACEP <sup>4</sup>

### 5) Land Conventions:

41. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD)	1992	UN
---	------	----

<sup>1</sup>The 17 regional seas conventions and action plans are a global mosaic of agreements with one overarching objective: the protection and sustainable use of marine and coastal resources. Protocols, amendments and agreements of regional seas conventions are not listed.

<sup>2</sup>Non-UN regional organizations.

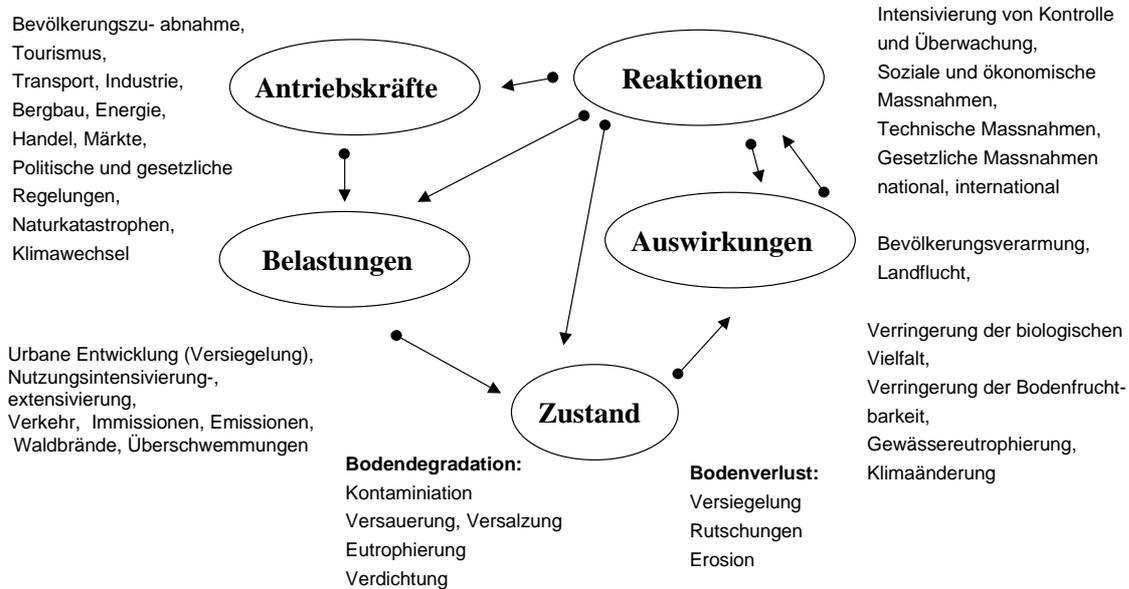
<sup>3</sup>UNEP is providing the secretariat on an interim basis.

<sup>4</sup>Negotiations are expected to be completed in 2001.

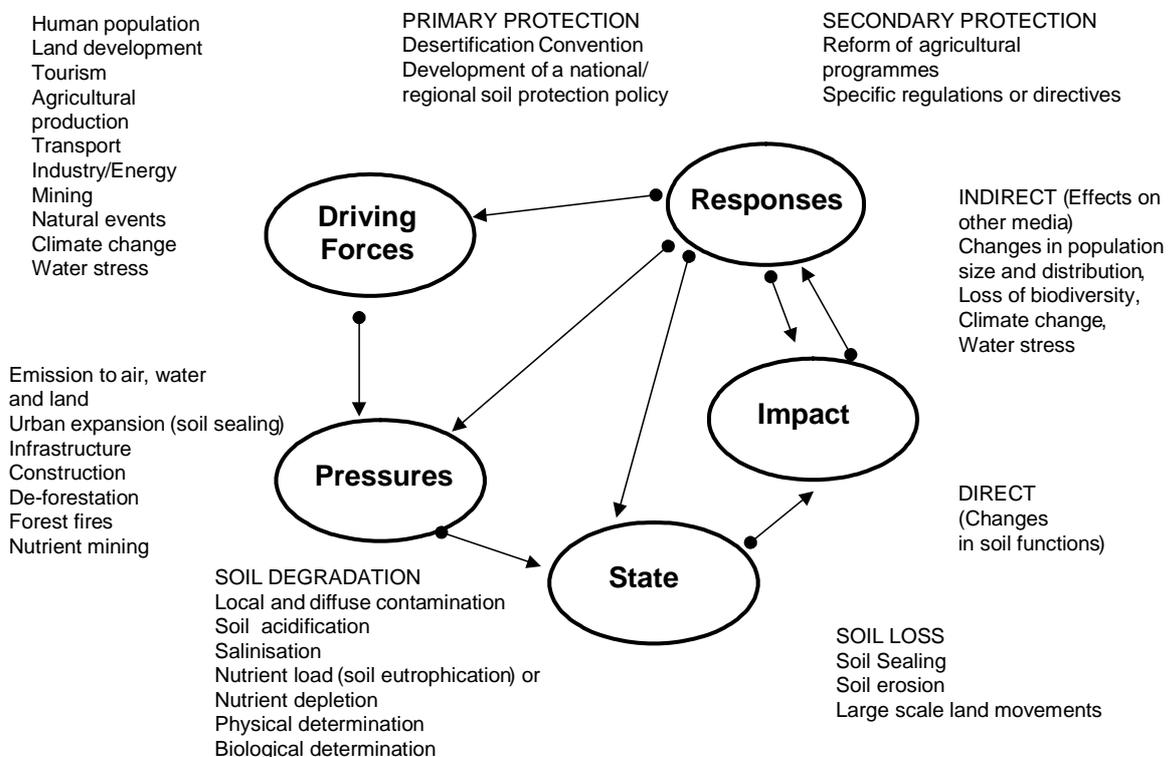
<sup>5</sup>Regional body with its own secretariat established by the Arctic Council.

<sup>6</sup>These agreements, while independent treaties, were concluded under the auspices of CMS.

**Abb. 1:** DER INDIKATORRAHMEN (DPSIR) - „ANTRIEBSKRÄFTE - BELASTUNGEN - ZUSTAND - AUSWIRKUNGEN - REAKTIONEN“ DER EUROPÄISCHEN UMWELTAGENTUR FÜR EINE NACHHALTIGE BODEN-/LANDNUTZUNG



**Abb. 1:** The DPSIR Framework Applied to Soil



## Literatur

- Blum W.E.H. 1990: The Challenge of Soil Protection in Europe. – Environmental conservation 17, 72-74.
- Blum W.E.H., E. Klaghofer, A. Köchl und P. Ruckebauer: Bodenschutz in Österreich, 455 S. einschl. Abb. und Tab. – Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Wien 1997.
- Blum W.E.H. 1998 a: Soil Degradation Caused by Industrialization and Urbanization. In: Blume H.-P., H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, K.G. Steiner (Eds.): Towards Sustainable Land Use, Vol. I, 755-766, Advances in Geoecology 31, Catena Verlag, Reiskirchen.
- Blum W.E.H. 1998 b: Sustainability and Land Use. In: D'Souza G.E. and T.G. Gebremedhin (Eds.): Sustainability in Agricultural and Rural Development, 171-191, Ashgate, Aldershot, UK, Brookfield USA, Singapore, Sydney.
- Blum W.E.H. 1999: Agri-Environmental Indicators for Sustainable Land Management. In: 70 Years Georgian State Agrarian University, pp.18-27, Tbilisi, Georgia.
- Blum W. E. H. 2001a: Flächenverbrauch und Auswirkungen auf die Ökologische Bodennutzung. - Bericht der Tagung: "Versiegelt Österreich? – Der Flächenverbrauch und seine Eignung als Indikator für Umweltbeeinträchtigungen" am 15.03.2001 in Wien – Tagungsberichte des Umweltbundesamts, Bd. 30, 74 – 78, Umweltbundesamt, Wien 2001.
- Blum W. E. H. 2001b: Using the soil DPSIR framework – driving forces, pressures, state, impacts, and responses – for evaluating land degradation (Box 1.1) in: E. M. Bridges, I.D. Hannam, L.R. Oldeman, F.W.T. Penning de Vries, S.J. Scherr, S. Sombatpanit (Eds.): Response to Land Degradation, pp. 4 – 5, Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi, Calcutta, 2001.
- Blume H.-P., H. Eger, E. Fleischhauer, A. Hebel, C. Reij, K.H. Steiner (Eds.), 1998: Towards Sustainable Land Use, Vol. I and II, Advances in Geoecology 31, Catena Verlag.
- Bridges E.M., I.D. Hannam, L.R. Oldeman, I.W.T. Penning de Vries, S.J. Scherr and Samran Sombatpanit (Eds.) 2001: Response to Land Degradation. – Science Publishers Inc. Enfield, USA.
- DG ENV 2001: The Soil Protection Communication – Draft, October 2001.
- European Environment Agency (EEA) 1999: Environment in the European Union at the Turn of the Century. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- European Environment Agency (EEA) and United Nations Environment Programme (UNEP), 2000: Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe – A challenge for the 21<sup>st</sup> century. – Environmental issue series No. 16. EEA Copenhagen.
- Haber W., M. Held und M. Schneider (Hsg.) 1999. Nachhaltiger Umgang mit Böden – Initiative für eine internationale Bodenkonvention. – Süddeutsche Zeitung, München.
- Hannam I., 2001: Legal and Institutional Frameworks on Sustainable Soils. – IUCN. Commission on Environmental Law (CEL), Sustainable Soils Working Group (SSWG), Bonn.

- OECD 1997: Environmental Indicators for Agriculture. Publications Service Paris, France.
- Tutzing 1998: the Tutzing Project: "Time Ecology – Preserving Soils for Life – Proposal for a Convention on Sustainable Use of Soils" Editions Charles Léopold Mayer – La Librairie FPH, Paris and Ökon Verlag, München.
- UNCBD 1992: United Nations Convention on Biological Diversity.
- UNCCD 1997: United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. Text with Annexes, UNCCD Interim Secretariat, Geneva, Switzerland.
- UNEP 2001: International Environmental Governance: Multilateral Environmental Agreements (MEAs) – Doc. UNEP/IGM/1/JNF/3 – 6 April 2001.
- UNFCCC 1998: Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. FCCC/CP/1997/L.7/Add.1, December 1997.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, 1999: Welt im Wandel: die die Gefährdung der Böden (Jahresgutachten). – Geschäftsstelle WBGU, Bremerhaven, BRD.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, 2001: Welt im Wandel – Neue Strukturen globaler Umweltpolitik. – Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- World Conference on Science 2000: Science for the 21<sup>st</sup> Century – A New Commitment, UNESCO, Paris, France.
- World Commission on Environment and Development, 1987: Our Common Future. Oxford Univ. Press, New York.



# RECHTLICHE ASPEKTE DER BODENINFORMATION

Christoph TWAROCH

Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit, Landstraßer Hauptstr. 55, 1031 Wien

## Zusammenfassung

Beim Aufbau bodenbezogener Datenbanken stellen sich neben technischen, administrativen, finanziellen und personellen Problemen auch zahlreiche rechtliche Fragen. Aus diesem Fragenkatalog werden einige teilweise sehr kontroversielle Themen herausgegriffen. Dem Aspekt des Datenschutzes, also der möglichst weitreichenden Geheimhaltung (personenbezogener) Daten, steht die ebenso heftig vertretene Forderung nach freiem Zugang zu allen Daten gegenüber, wie sie in den unterschiedlichsten Informationsrechten - von der Auskunftspflicht bis zum Umweltinformationsgesetz - normiert ist.

Ebenso kontroversielle Standpunkte werden auch beim Urheberrecht und den Leistungsschutzrechten deutlich. Die Erstellung einer Datenbank, etwa einer Bodendatenbank, erfordert hohe Geld- und Personalinvestitionen. Die Übernahme der Daten und Nutzung in einem anderen Informationssystem ist dagegen ohne größeren Aufwand möglich. Dem Schutz von Datenbeständen vor unerlaubter wirtschaftlicher Verwertung kommt daher große Bedeutung zu.

## Summary

Not only do countless technical, administrative, financial and staffing problems appear in the course of collecting, processing and communicating geoinformation data, but many legal questions must be kept in mind as well. Some specific aspects will be selected and looked at closely: questions of privacy, right to information and economic protection of performance (achievement).

## 1. Einleitung

Der Einsatz von Informationssystemen ist heute bei der Sammlung, Verwaltung und Weitergabe von Bodendaten nicht mehr wegzudenken. Die Fragen des effizienten Einsatzes der Systeme, der finanziellen, personellen und technischen Möglichkeiten, stehen zunächst im Vordergrund. Für den Anwender in Unternehmen oder der öffentlichen Verwaltung stellt sich aber auch die Frage, wie und zu welchem Preis Bodendaten zu bekommen sind. Bei der Verwendung dieser Daten sind die Nutzungs- und Weitergaberechte zu berücksichtigen.

Einige Aspekte aus den Spannungsverhältnissen von Datenschutz und Informationspflicht aber auch zwischen dem kostengünstigen Zugang zu Informationen und dem Schutz von Datenbeständen vor unerlaubter wirtschaftlicher Verwertung sollen aufgezeigt werden. So richtet sich etwa die Rechtsschutzmöglichkeit gegen missbräuchliche Ausnützung der von anderen erbrachten Leistung nach der Art der Rechtsbeziehung und der Art der Daten und reicht vom Vertragsrecht über den Schutz gegen unlauteren Wettbewerb bis zum Urheberrecht. Neben

den technischen Möglichkeiten (dem „Können“) sind daher auch die rechtlichen Rahmenbedingungen (das „Dürfen“) zu beachten.

## **2. Geheimnisschutz**

Der Gedanke des Schutzes von Informationen ist nicht neu: In zahlreichen Rechtsvorschriften findet sich für Berufe, die durch ein besonderes Vertrauensverhältnis zu den von ihnen betreuten Menschen gekennzeichnet sind, die Anordnung von Verschwiegenheitspflichten, z.B. für Rechtsanwälte, Notare, Ziviltechniker, Ärzte usw.

### **2.1 Amtsverschwiegenheit**

In der österreichischen Bundesverfassung ist für Organe des Staates die Pflicht zur Wahrung des Amtsgeheimnisses enthalten, die in zahlreichen Gesetzen näher ausgeführt ist. Für den Bruch beruflicher Verschwiegenheitspflichten sieht das Strafgesetzbuch Freiheitsstrafen bis zu einem Jahr vor, wenn die Offenbarung oder Verwertung eines berufsmäßig anvertrauten Geheimnisses geeignet ist, ein berechtigtes Interesse der betroffenen Person zu verletzen und wenn die Offenbarung und Verwertung nach Inhalt oder Form nicht durch ein öffentliches oder privates Interesse gerechtfertigt sind. Bei Verletzung des Amtsgeheimnisses kann das Strafausmaß bis zu drei Jahren betragen.

### **2.2 Datenschutz**

Unter Datenschutz wird nicht der Schutz der Daten - d.h. der gespeicherten Informationen - sondern das Recht des Staatsbürgers auf Selbstbestimmung und Achtung seiner persönlichen Sphäre verstanden. Im angelsächsischen Bereich wird Datenschutz daher auch zutreffender mit „privacy“ bezeichnet.

Datenschutz will schutzwürdige Interessen von Menschen und von juristischen Personen schützen. Im Kollisionsfall hat eine Interessensabwägung stattzufinden. Nur wenn das Interesse eines anderen oder des Staates an der Kenntnis von Informationen die schutzwürdigen Interessen des Betroffenen an deren Geheimhaltung überwiegt, dürfen Informationen ermittelt werden. Bei der Übermittlung von Daten sind bei der Interessensabwägung besonders strenge Maßstäbe anzulegen.

Das Datenschutzgesetz enthält Bestimmungen über Datensicherung nur insoweit, als Vorsorge zu treffen ist, dass personenbezogene Daten nicht von Unbefugten eingesehen, verarbeitet oder übermittelt werden und dass die Rechtmäßigkeit der Datenverarbeitung auch durch entsprechende organisatorische, bauliche, personelle und technische Sicherungsmaßnahmen gewährleistet wird.

### **2.3 Personenbezogene Daten**

Personenbezogene Daten sind alle auf einem Datenträger befindlichen Angaben, die Aussagen über einen bestimmten oder mit Wahrscheinlichkeit bestimmbar Menschen oder über eine bestimmte oder mit Wahrscheinlichkeit bestimmbar juristische Person enthalten.

Unter bestimmten Voraussetzungen ist es nicht auszuschließen, dass auch aus bodenbezogenen Daten die Rückführbarkeit dieser Daten auf bestimmte Personen möglich ist. Sobald aber Rückschlüsse auf personenbezogene Daten möglich sind, stehen auch die Ausgangsdaten unter dem verfassungsrechtlichen Schutz des Datenschutzgesetzes. Kriterium ist die Rückführbarkeit mit hoher Wahrscheinlichkeit. Durch Überlagerung von Informationen aus unterschiedlichen Datenbeständen können aus zunächst anonymen Daten personenbezogene Informationen gewonnen werden und der Persönlichkeitsschutz so zunehmend durchlöchert werden.

Maßstab für die Beurteilung des Vorliegens der Schutzwürdigkeit ist einerseits das Naheverhältnis der einzelnen Informationen zur Privatsphäre, andererseits das berechtigte Informationsbedürfnis der Gesellschaft. Ausdruck einer solchen Gewichtung kann z.B. die Aufnahme der Daten in öffentliche Datenbanken sein.

### 3. Informationsrecht

Den Geheimhaltungsinteressen, wie sie in den Datenschutzbestimmungen zum Ausdruck kommen, stehen gegenläufige Interessen gegenüber, wie sie sich besonders deutlich im Bereich der Umweltinformationen manifestieren. Dem Interesse des Unternehmers an der Geheimhaltung von Daten über eine eventuelle Umweltverschmutzung durch seinen Betrieb steht das Informationsbedürfnis der davon Betroffenen entgegen. Welche Interessen siegen, hängt auch von den gesellschaftlichen Wertvorstellungen ab.

Angesichts der fortschreitenden Schädigung der Umwelt wird verstärkt die Forderung nach einem leichteren Zugang zu Informationen über den Zustand der Umwelt und über die Ursachen und Folgen von Umweltbelastungen gestellt. Das Umweltinformationsgesetz, mit dem die EU-Richtlinie über den freien Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen über die Umwelt innerstaatlich umgesetzt wurde, nimmt eine Interessensabwägung zwischen Datenschutz und Informationsrecht vor, gibt aber letzterem deutlich den Vorzug. Es gibt jeder Person das Recht auf Umweltinformationen, die bei Behörden und Ämtern vorhanden sind. Das können Informationen sein über

- den Zustand und die Veränderung der Gewässer, der Luft und des Bodens,
- umweltbeeinträchtigende Tätigkeiten und Vorhaben, besonders Informationen über Emissionswerte und Abfälle,
- öffentliche oder private Umweltschutzmaßnahmen aller Art.

Bestimmte Umweltdaten sind von der Behörde auf Verlangen jedenfalls bekannt zu geben, bei anderen Umweltdaten hat eine Abwägung mit Geheimhaltungsinteressen stattzufinden. Grundsätzlich ist jede Umweltinformation kostenlos zu erteilen. Nur in bestimmten Fällen ist ein Kostenersatz zu leisten.

Neben dem Umweltinformationsgesetz enthalten aber auch noch andere Rechtsvorschriften Informationsrechte. Dazu zählt das allgemeine Auskunftsrecht, das in Artikel 20 Abs.4 Bundesverfassungsgesetz verankert und in Bundes- und Landesgesetzen näher geregelt ist. Aus-

kunftspflichten sind aber auch in einer Reihe von Materiengesetzen, besonders aus dem Umweltbereich (Ozon, Altlasten, Chemikalien usw.), enthalten.

#### **4. Urheber- und Leistungsschutzrecht**

Das Urheberrecht soll den Urheber gegen Verletzung seiner ideellen Interessen am geschaffenen Werk und gegen die ungefügte wirtschaftliche Verwertung seiner schöpferischen Leistung schützen. Zum Wettbewerbsrecht zählen alle jene Bestimmungen, die unlauteren Wettbewerb verhindern wollen. Primär geht es dabei um den Schutz des gewerblichen Mitbewerbers, mittelbar aber auch um Verbraucherinteressen: Die Verdrängung seriöser Unternehmer durch unlautere Mitbewerber würde auf Dauer auch dem Konsumenten Nachteile bringen.

##### **4.1 Vertragsrecht**

Der vertragsrechtliche Schutz von Bodeninformationen setzt voraus, dass ein Vertrag mit demjenigen abgeschlossen worden ist, der die Daten - in der Regel gegen Zahlung eines Nutzungsentgeltes - übernimmt und verwertet. Dieser Vertrag gewährt dem Informationsanbieter gegenüber dem Vertragspartner einen Anspruch auf Vertragserfüllung (Zahlung des vereinbarten Nutzungsentgeltes und Schadenersatzanspruch bei Überschreitung des Nutzungsumfanges); der Vertrag hat aber gegenüber außenstehenden Dritten keine Wirkung.

Der Vertrag soll das zu zahlende Entgelt und die Nutzungsbedingungen enthalten. Die Nutzungsbedingungen regeln vor allem den Verwendungszweck, den Umfang der erlaubten Nutzung, den Schutz bei der Bearbeitung der Daten durch Dritte, den Schutz gegen sonstigen Missbrauch sowie Fragen der Quellenangabe.

##### **4.2 Gewerblicher Rechtsschutz**

Das Gesetz gegen den unlauteren Wettbewerb (UWG) enthält zunächst eine Generalklausel, der einzeln ausgeformte Sondertatbestände folgen. „Wer im geschäftlichen Verkehr zu Zwecken des Wettbewerbes Handlungen vornimmt, die gegen die guten Sitten verstoßen, kann auf Unterlassung und Schadenersatz in Anspruch genommen werden“ (§ 1 UWG). Von den vielen Fallgruppen, die Lehre und Rechtsprechung aus der Generalklausel abgeleitet haben, ist im Zusammenhang mit Informationssystemen die „schmarotzerische Ausbeutung“ bzw. die unmittelbare Leistungsübernahme besonders wichtig.

Wettbewerbswidriges Handeln liegt vor, wenn bei einer unmittelbaren Leistungsübernahme ein unter entsprechendem Kostenaufwand hergestelltes fremdes Erzeugnis zum Gegenstand des eigenen Angebotes gemacht wird und damit der Konkurrent ganz oder zumindest teilweise um die Früchte seiner Arbeit gebracht wird. Wer ohne jede eigene Leistung, ohne eigenen ins Gewicht fallenden Schaffensvorgang, das ungeschützte Arbeitsergebnis eines anderen ganz oder doch in erheblichen Teilen glatt übernimmt, um so dem Geschädigten mit dessen eigener mühevoller und kostspieliger Leistung Konkurrenz zu machen, macht sich schmarotzerischer Ausbeutung fremder Leistung schuldig und verstößt damit gegen die guten Sitten im

Sinne des § 1 UWG. Neben der unmittelbaren Leistungsübernahme zählt auch die identische oder planmäßige und zielbewusste Nachahmung zu den verpönten Handlungen.

Verstöße gegen § 1 UWG werden durch Schadenersatz-, Beseitigungs- und Unterlassungsansprüche geahndet. Recht auf Schadenersatz hat der verletzte Mitbewerber immer dann, wenn gegen Wettbewerbsbestimmungen schuldhaft verstoßen wird. Dieser Anspruch umfasst auch bei leichter Fahrlässigkeit den entgangenen Gewinn und unter Umständen auch ideelle Schäden.

Von großer Bedeutung im Wettbewerbsrecht ist vor allem der Unterlassungsanspruch. Dieser setzt einen Gesetzesverstoß des Mitbewerbers sowie Wiederholungsgefahr voraus; Verschulden ist hingegen nicht Voraussetzung. Da gerade im Wettbewerbsrecht rasches Reagieren besonders wichtig ist, können Unterlassungsansprüche auch durch einstweilige Verfügungen durchgesetzt werden. Neben der Unterlassung weiterer wettbewerbswidriger Handlungen kann vom Verpflichteten auch die Beseitigung des gesetzwidrigen Zustandes verlangt werden.

Das UWG ist ein besonders effektives Schutzinstrument gegen die unerlaubt und zu Wettbewerbszwecken kopierte Arbeitsleistung, sei es die Software oder die Datensammlung selbst. Dies erspart die umständliche und unsichere Prüfung auf „Eigentümlichkeit“, wie sie ein auf das Urheberrecht gestützter Anspruch erfordern würde. Das Wettbewerbsrecht setzt gewerbliches Vorgehen und ein Wettbewerbsverhältnis voraus.

### **4.3 Urheberrecht**

Das Urheberrecht gibt einen Rechtsschutz für geistiges Schaffen. Es will dem Schöpfer eines Geisteswerkes, besonders eines Sprach- und Kunstwerkes, den ihm gebührenden Lohn für seine Arbeit und seine Kosten sichern, aber auch einen ideellen Schutz gegen Nachbildung und Verwertung der geistigen Schöpfung durch einen anderen bieten.

#### **4.3.1 Werkkategorien**

Werke im Sinne des Urheberrechtsgesetzes sind „eigentümliche geistige Schöpfungen auf den Gebieten der Literatur, der Tonkunst, der bildenden Künste und der Filmkunst“ (§ 1). Für einige dieser Werkkategorien enthält das Urheberrechtsgesetz nähere Definitionen oder zählt Werke taxativ auf.

Werke der Literatur sind nach § 2 des Urheberrechtsgesetzes Sprachwerke aller Art, Bühnenwerke und Werke wissenschaftlicher oder belehrender Art, die in bildlichen Darstellungen in der Fläche oder im Raume bestehen, sofern sie nicht zu den Werken der bildenden Künste zählen.

#### **4.3.2 Werkbegriff**

Bodeninformationen etwa in Form von Landkarten gehören zur Werkkategorie „Werke der Literatur“, genießen aber nur insoweit Urheberrechtsschutz, als sie zusätzlich eine „eigentümliche geistige Schöpfung“ sind.

### 4.3.3 Eigentümliche geistige Schöpfung

Unter einer eigentümlichen geistigen Schöpfung versteht die Rechtsprechung das Ergebnis schöpferischer geistiger Tätigkeit, das seine Eigenheit, die es von anderen Werken unterscheidet, aus der Persönlichkeit seines Schöpfers empfangen hat; diese muss in ihm so zum Ausdruck kommen, dass sie dem Werk den Stempel der Einmaligkeit und der Zugehörigkeit zu seinem Schöpfer aufprägt, also eine aus dem innersten Wesen des geistigen Schaffens fließende Formung vorliegt. Maßgebend ist demnach allein die individuelle Eigenart, also die auf der Persönlichkeit seines Schöpfers beruhende Individualität des Werkes, für welche allerdings die rein statistische Einmaligkeit für sich allein noch nicht ausreicht. Die individuelle Leistung muss sich vielmehr vom Alltäglichen, Landläufigen, üblicherweise Hervorgebrachten abheben; sie setzt voraus, dass beim Werkschaffenden persönliche Züge - insbesondere durch die visuelle Gestaltung und durch die gedankliche Bearbeitung - zur Geltung kommen.

Die wichtige Frage, wann nämlich bei einer Sammlung von Bodendaten oder einer Landkarte von einer eigentümlichen geistigen Schöpfung gesprochen werden kann und in welchen Fällen eine Verletzung des Rechtes des Urhebers vorliegt, ist dadurch nicht gelöst und wird in der Rechtsprechung uneinheitlich bewertet.

Einer der wesentlichen Vorteile des urheberrechtlichen Schutzes liegt, neben der möglichen strafrechtlichen Durchsetzung, in der absoluten - gegen jedermann gerichteten - Wirkung.

### 4.3.4 Einsatz der EDV als Bearbeitung im Sinne des UrhG

Soweit schon das (analoge) Ausgangsmaterial urheberrechtlich geschützt ist, bleibt der Schutz auch für die mit Hilfe der automationsunterstützten Datenverarbeitung erstellte (digitale) Form aufrecht. Die Verwertung und Verbreitung ist jedenfalls nur mit Zustimmung des Originalautors erlaubt. Besteht die Datenbank aus urheberrechtlich geschützten Werken, so muss sich der Datenbankbetreiber die Verwertungsrechte der in die Datenbank aufzunehmenden Werke erst vertraglich beschaffen.

Im Einzelfall mag unklar sein, ob es sich - in der Terminologie des Urheberrechtsgesetzes - um Bearbeitung, Vervielfältigung (Kopie) oder Neuschöpfung handelt. Eine Bearbeitung lässt das bearbeitete Werk in seinem Wesen unberührt. Damit die Bearbeitung selbst urheberrechtlichen Schutz genießen kann, muss sie dem Ausgangsmaterial wenigstens in der äußeren Form eine neue Gestalt geben, die als eigentümliche geistige Schöpfung des Bearbeiters zu werten ist. Eine urheberrechtlich geschützte Bearbeitung liegt nur bei solchen Änderungen des Originalwerkes vor, bei denen der Grad einer persönlichen (eigentümlichen) geistigen Schöpfung erreicht wird. Die Bearbeitung muss zwar das Originalwerk erkennen lassen, sich aber durch eine eigene schöpferische Ausdruckskraft von ihm abheben. Soweit diese Kriterien vorliegen, tritt der urheberrechtliche Schutz der Bearbeitung neben den selbständigen Urheberrechtsschutz des Ausgangsmaterials.

Die Übernahme eines Werkes in eine Datenbank wird in den meisten Fällen eine Vervielfältigung darstellen und ist ebenso wie die Verwertung und Verbreitung jedenfalls nur mit Zustimmung des Originalautors erlaubt.

#### 4.3.5 Bodendatenbank als Sammelwerk

Das Urheberrechtsgesetz schützt auch die Auswahl nicht schutzfähiger Elemente, wenn in der Auswahl, der planmäßigen Zusammenstellung oder der Anordnung eine schöpferische Leistung liegt. Gemäß § 6 UrhG werden Sammlungen, die infolge der Zusammenstellung einzelner Beiträge zu einem einheitlichen Ganzen eine eigentümliche geistige Schöpfung sind, als Sammelwerke urheberrechtlich geschützt; die an den aufgenommenen Beiträgen etwa bestehenden Urheberrechte bleiben unberührt.

Wird die Auswahl und Anordnung des Materials durch Computer automatisch durchgeführt, so wird dadurch eine geistige Leistung des Urhebers nicht grundsätzlich ausgeschlossen. In diesem Fall kann die geistige Leistung auch in der Festlegung der Auswahlkriterien für die Aufnahme in die Datenbank sowie in der Darstellung des Gesammelten liegen. Auch die Gestaltung der Abfrage und die Präsentation der gefundenen Information wird Spielraum für eine eigentümliche geistige Leistung bieten.

#### 4.3.6 Computerprogramme

Mit der Urheberrechtsnovelle 1993 hat Österreich die Software-Richtlinie der EG in innerstaatliches Recht umgesetzt. Im § 2 Z 1 wurde nach „Sprachwerke aller Art“ angefügt: „einschließlich Computerprogrammen (§ 40a)“. Damit ist sichergestellt, dass Computerprogramme prinzipiell urheberrechtlich schutzbar sind. Die Frage der „Werkhöhe“ ist damit aber noch nicht gelöst. Der Urheberrechtsschutz gilt nur unter der Voraussetzung, dass das konkrete Computerprogramm auch tatsächlich eine „eigentümliche geistige Schöpfung“ ist oder im Streitfall als solche angesehen wird.

### 5. Datenbankrecht

Mit der Datenbank-Richtlinie (Richtlinie 96/9/EG über den rechtlichen Schutz von Datenbanken) der Europäischen Gemeinschaften soll eine harmonisierte und stabile Rechtsordnung zum Schutz von Datenbanken erreicht werden, da das rechtliche Umfeld, in dem Urheber, Hersteller und Betreiber von Datenbanken agieren, bei weitem nicht ausgereift ist. Die Richtlinie regelt die besonderen Probleme, die sich aus der Benutzung der elektronischen Datenverarbeitung für die Archivierung, Bearbeitung und den Abruf von „Information“ im weitesten Sinne ergeben.

#### 5.1 Definitionen

Im Sinne der Richtlinie bedeutet „Datenbank“ eine Sammlung von Werken, Daten oder anderen unabhängigen Elementen, die systematisch oder methodisch angeordnet und einzeln mit elektronischen Mitteln oder auf andere Weise zugänglich sind. Der Begriff „Datenbank“ schließt Sammlungen aller Art von Informationsmaterial auf literarischem, künstlerischem oder musikalischem Gebiet wie Texte, Bilder, Tonfolgen und Zahlen, Daten, Fakten und Teile von Informationen ein. Zweifelsfrei fallen auch Bodeninformationssysteme unter diesen Datenbankbegriff.

Eine Datenbank wird urheberrechtlich geschützt, wenn sie ein „Originalwerk“ darstellt: Es muss sich um eine Sammlung von Werken oder Informationsmaterial handeln, die auf Grund ihrer Auswahl oder Anordnung eine eigene geistige Schöpfung ihres Urhebers ist. Besondere Urheberrechte können an den in der Datenbank zusammengestellten Werken sowie an der Auswahl oder Anordnung der Werke selbst fortbestehen.

## **5.2 Schutzrecht „sui generis“**

Die Richtlinie schuf zusätzlich zum urheberrechtlichen Schutz für die Datenbank als Sammelwerk - soweit sie die Originalitätskriterien erfüllt - einen begrenzten Schutz des Inhalts der Datenbank. Gegen parasitäres Verhalten von Wettbewerbern steht in einigen - nicht in allen - Mitgliedstaaten der EU schon nach dem Recht gegen den unlauteren Wettbewerb ein Schutz zur Verfügung. Der „sui generis“-Schutz der Richtlinie erweitert diesen Rechtsschutz auf alle Formen unerlaubter Entnahme und Wiederverwertung und gilt neben Konkurrenten auch gegenüber allen Nutzern der Datenbank.

Die Datenbank-Richtlinie berücksichtigt sowohl die kreativen als auch die wirtschaftlichen Gesichtspunkte: erstens den Schutz der geistigen Schöpfung des Urhebers gemäß Urheberrecht und den Schutz der Investition des Herstellers der Datenbank gegen parasitäres Verhalten von Piraten und unlauteren Mitbewerbern.

## **5.3 Umsetzungsmaßnahmen**

Die Datenbank-Richtlinie wurde in Österreich durch die Urheberrechtsgesetz-Novelle 1997 mit Anfang 1998 umgesetzt. Mit den §§ 40f bis 40h wurde ein eigener Abschnitt mit Sondervorschriften für Datenbankwerke eingefügt. Die §§ 76c bis 76e enthalten die Regelungen über geschützte Datenbanken: Wer die für die Beschaffung, Überprüfung oder Darstellung des Inhalts einer Datenbank erforderlichen wesentlichen Investitionen vorgenommen hat, hat das ausschließliche Recht, die ganze Datenbank oder wesentliche Teile derselben zu verwerten.

## **6. Ausblick**

Viele weitere wichtige und interessante Rechtsbereiche konnten hier nicht behandelt werden. Zu denken ist etwa an Haftungsfragen für ein fehlerhaftes Bodengutachten oder den Kauf eines Grundstückes, dessen Boden sich später als kontaminiert erweist.

Die Diskussion sowohl in Österreich als auch im Rahmen der Europäischen Gemeinschaft steht weiterhin im Spannungsfeld zwischen dem erleichterten Zugang zu den Informationen öffentlicher Stellen und den wirtschaftlichen Interessen (auch) der öffentlichen Haushalte. Mehrere Richtlinienentwürfe und Diskussionspapiere stehen in Beratung und werden – je nach Umsetzungsstand – laufend auch zu Änderungen der rechtlichen Rahmenbedingungen auf dem dynamischen Feld der Bodeninformationen führen.

## 7. Literatur:

- ASCHENBRENNER, Peter: Festschreibung von Grundsatzkriterien zum urheberrechtlichen Schutz kartographischer Produkte, Kartographische Nachrichten 1995, 107.
- DITTRICH, Robert: Urheberrecht, 2. Auflage, Wien 1988.
- DITTRICH, Robert: Urheberrechtlich geschützte Elemente von Landkarten, Österreichische Blätter für den gewerblichen Rechtsschutz 1994, 36.
- DUSCHANEK, Alfred: Geheimnisschutz und Datenschutzgesetz, in: Ruppe (Hrsg): Geheimnisschutz im Wirtschaftsleben, Wien 1980.
- FEIK, Rudolf: Datenschutzrechtliche Überlegungen zum Umweltinformationsgesetz, Österr. Juristenzeitung 1995, 13.
- FUNK, Bernd-Christian: Das Umweltinformationsgesetz und der freie Zugang zu Umweltdaten, Recht der Umwelt 1994, 3.
- KOPPENSTEINER, Hans-Georg: Wettbewerbsrecht, 3. Auflage, Wien 1981.
- RILL, Heinz Peter: Grundrecht auf Datenschutz, in: Duschanek (Hrsg), Datenschutz in der Wirtschaft, Wien 1981.
- TÖNNESSEN, Karl: „Copyright“ an Karten und Daten - eine Positionsbestimmung, Kartographische Nachrichten 1995, 57.
- SCHOBER - LOPATTA: Umweltinformationsgesetz, Wien 1994.
- SCHÖNHERR - WILTSCHEK: Gesetz gegen den unlauteren Wettbewerb, 6. Auflage, Wien 1994.
- TRETTNER, Hannes: Zur Freiheit der Informationsbeschaffung, Medien und Recht 1987, 84.
- TWAROCH, Christoph: Urheberrecht an topographischen und thematischen Karten, Medien und Recht 1992, 183.
- TWAROCH, Christoph: Landkarten als Werke im Sinne des Urheberrechtes, Österr. Zeitschrift für Vermessungswesen 1993, 3.

### **Gesetze und Richtlinien**

*Amtshaftungsgesetz, BGBl 1949/20 idF 1993/91.*

*Allgemeines Bürgerliches Gesetzbuch (ABGB), JGS 1811/946 idF I 2001/98.*

*Bundesverfassungsgesetz (B-VG), BGBl 1930/1 idF I 2000/114.*

*Datenschutzgesetz 2000(DSG 2000), BGBl I 1999/165 idF I 2000/136.*

*Richtlinie 96/9/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über den rechtlichen Schutz von Datenbanken, Abl.Nr. L 77/20.*

*Gesetz gegen den unlauteren Wettbewerb (UWG), BGBl 1984/448 idF I 2001/136.*

*Richtlinie 90/313/EWG des Rates über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt, ABl.Nr. L 158.*

*Richtlinie 91/250/EWG des Rates über den Rechtsschutz von Computerprogrammen, ABl.Nr. L 122.*

*Richtlinie 92/100/EWG des Rates zum Vermietrecht und Verleihrecht sowie zu bestimmten dem Urheberrecht verwandten Schutzrechten im Bereich des geistigen Eigentums, ABl.Nr. L 346.*

*Richtlinie 93/98/EWG des Rates zur Harmonisierung der Schutzdauer des Urheberrechtes und bestimmter verwandter Schutzrechte, ABl.Nr. L 290.*

*Umweltinformationsgesetz (UIG), BGBl 1993/495 idF I 2001/108.*

*Urheberrechtsgesetz, BGBl 1936/111 idF I 2000/110.*

# **DIE BODENEROSION - EIN ZENTRALES THEMA DES BODENSCHUTZES**

**Eduard KLAGHOFER**

Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, A-3252 Petzenkirchen

## Zusammenfassung

Bodenabträge durch Wasser und Wind verursachen sowohl Schäden auf den von der Erosion betroffenen Flächen als auch z. B. in Gewässern. Die nachhaltige Verringerung dieser Bodenabträge ist eine zentrale Frage des Bodenschutzes. In Österreich existieren keine gesicherten Aussagen über das Vorkommen und Mengen an Bodenabträgen. Es gibt auch keine ausreichenden gesetzlichen Regelungen, um diese Bodenabträge einzuschränken. Dazu müssten "tolerierbare Bodenabträge" formuliert werden.

## Summary

Soil erosion by wind and water causes on-site and off-site damages. The sustainable reduction of these damages is one of the main goal of a modern soil conservation strategy. For the area of Austria there are no accurate data on soil erosion amounts, damage, etc. available. The soil conservation law in Austria is also not sufficient to reduce these damages and therefore tolerable soil loss amounts must be defined.

## **1. Einleitung**

Unter der kulturbedingten Bodenerosion versteht man die vom Menschen ausgelöste Verlagerung von Bodenbestandteilen durch Wasser und Wind. Der Einfluss des Menschen besteht dabei überwiegend in der Beseitigung der natürlichen, den Boden schützenden Pflanzengesellschaften, sodass der nachfolgende Ackerbau die Bodenerosion oft massiv verstärkt hat.

In Österreich sind keine genauen Angaben über das flächenhafte Vorkommen der Bodenerosion vorhanden. Abschätzungen über den Anbau von erosionsfördernden Kulturen wie Mais, Zuckerrübe und Wein lassen vermuten, dass von dem niederschlagsbedingten Bodenabtrag bis zu 20 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen betroffen sind. Die Größenordnung der abgetragenen Bodenmengen schwankt von einigen Tonnen pro Hektar und Jahr bis zu 100 Tonnen bei Extremereignissen. Da bei diesen Bodenabträgen die fruchtbare Bodenkrume abgetragen wird, verliert der Boden seine Fähigkeit als Pflanzenstandort. Die Verhinderung dieser Bodenabträge ist somit eine zentrale Aufgabe eines modernen Bodenschutzes.

## Erosionsformen

Nach PRASUHN (1991) können folgenden Erosionsformen unterschieden werden:

Flächenhafte Erosion (interrill erosion)

- Regentropfenerosion (splash erosion)
- Flächenspülung (sheet erosion)

Lineare Erosion (rill erosion)

- Rillenerosion (rill erosion),  $b < 2 \text{ cm}$ ,  $t < 2 \text{ cm}$
- Talwegerosion (thalweg erosion),  $b \sim \text{xm}$ ,  $t < 12 \text{ cm}$
- Erosion durch Fahrspuren (erosion in wheel tracks)
- Erosion durch Ackerrand- und Anhaupfurchen (erosion in furrows)
- Erosion durch Hangwasseraustritt (exfiltrating subsurface flow erosion)
- Erosion durch Fremdwasserzufluß (run on)

Massenverlagerung (mass movement)

- Z.B. Hangrutschungen, Rutschungsfließen

Ein zusätzlicher Bodenabtrag kann durch die Bearbeitung des Bodens dadurch entstehen, dass Bodenteilchen hochgeschleudert werden und im Laufe des Jahres durch die Schwerkraft eine Nettoverlagerung des Bodens hangabwärts erfolgt (tillage erosion).

## 2. Schäden

Bodenabträge durch Wind oder Wasser können On-site und Off-site Schäden verursachen.

On-site Schäden sind Schäden und daraus resultierende Kosten durch Bodenabträge, auf den von der Erosion betroffenen Flächen. Kurzfristig merkbar sind dabei Kosten, die zu einem Ertragsrückgang führen und somit für den Landwirt direkt merkbar sind; wesentlich bedeutender sind jedoch die langfristigen negativen Einflüsse auf die Regelungsfunktionen im Geoökosystem, die sich mit Verzögerung auf die Produktivität und auf die anderen Bodenfunktionen auswirken.

Off-site Schäden sind Schäden und daraus resultierende Kosten durch Erosion und/oder Akkumulation außerhalb der von Erosion direkt betroffenen Ackerflächen. Oft werden dabei die finanziellen Kosten vorläufig von der öffentlichen Hand getragen. Die Off-site Schäden können nach CLARK (1985) in "in stream effects" und "off stream effects" unterschieden werden (Tab. 1).

Tab. 1: Externe Effekte (off site effects)

<b>im Gewässer</b> <b>(in stream effects)</b>	<b>außerhalb der Gewässer</b> <b>(off stream effects)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einwirkungen auf die aquatischen Lebensräume und Biozöosen</li> <li>• Beeinträchtigung der:               <ul style="list-style-type: none"> <li>Trinkwassernutzung</li> <li>Erholungsqualität</li> <li>Schifffahrt</li> <li>Bewässerungswasserqualität</li> <li>Verlandung von Vorflutgräben</li> <li>Verstopfung von Durchstichen</li> <li>Auffüllung von Wasserrückhaltebecken</li> <li>Erhöhung der Hochwasserhäufigkeit</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einwirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen:               <ul style="list-style-type: none"> <li>Schädigung der Pflanzenbestände (durch Verschütten, Abspülen)</li> <li>Ertragseinschränkungen durch aufgespülte Pestizide</li> <li>Verschlechterung des Bodengefüges durch Anlandungen</li> </ul> </li> <li>• Einwirkungen auf öffentliche und private Flächen:               <ul style="list-style-type: none"> <li>Verschmutzung von Straßen, Straßengräben</li> <li>Eutrophierung von Feldrainen, Naturschutzhecken</li> </ul> </li> </ul>

### 3. Tolerierbare Bodenabträge

Die Bodenerosion ist ein natürlicher Prozess und kann somit nicht völlig verhindert werden. Sie kann nur auf ein akzeptables Maß reduziert werden. Dieses akzeptable Maß wird als tolerierbarer Bodenabtrag bezeichnet. Der tolerierbare Bodenabtrag könnte gleichzusetzen sein mit der Bodenneubildungsrate oder müsste darunter liegen. Die Bestimmung dieses Toleranzwertes als Gleichgewicht zwischen Bodenverlust und Bodenneubildung ist jedoch nur theoretisch möglich, da die Bodenneubildungsrate unter unseren klimatischen Bedingungen zu langsam und damit nicht direkt messbar ist. SCHAUB (1989) hat die Mächtigkeit eines ungestörten Bodenprofils über die Dauer der Entwicklung zu einer mittleren Neubildungsrate umgerechnet. Die Solummächtigkeit von 250 cm wurde für einen Lößboden als die maximale, dh. nicht durch Erosion beeinträchtigte Mächtigkeit betrachtet. Bei einer Entwicklungsdauer von ca. 20000 Jahren ergibt sich - rein rechnerisch - eine Bodenneubildungsrate von 0,12 mm, entsprechend etwa  $1,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . BORK (1988) ist jedoch der Meinung, dass Bodenerosionen in einem Agrarökosystem überhaupt nicht tolerierbar sind, da Schäden irreversibel sind. Standorte, an denen Bodenerosionen nicht verhindert werden können, sollten nicht länger ackerbaulich genutzt werden. Sie können entweder in Dauergrünland umgewandelt, aufgeforstet oder einer natürlichen Sukzession überlassen werden.

SCHWERTMANN et al. (1987) schlugen jedoch Toleranzgrenzen, gestaffelt nach Gründigkeit vor. Flachgründige Böden wie Rendzinen haben eine Bodenabtragsgrenze von  $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ , Braunerden aus mächtigen Deckschichten (Löß) bis zu  $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Toleranzgrenzen nach Gründigkeit (SCHWERTMANN et al., 1987)

Toleranzgrenze t.ha <sup>-1</sup> .a <sup>-1</sup>	Gründigkeit	Tiefe cm	Bodenschätzung (Acker)		Häufige Bodenformen
			Zustandsstufe	Bodenzahl	
1	flach	< 30	häufig 6-7 (V, VG, D)	meist < 35	Rendzinen, Pararendzinen, Ranker aus Festgestein und Ranker aus stark steinigem Lockergestein (Moränen, Schotter)
3	mittel	30 - 60	häufig 5-4	35-50  bei sL, L, LT bis 60  bei S, SL auch < 35	tiefgründige Rendzinen, tiefgründige Pararendzinen, Ranker aus Festgesteinen; Pararendzinen und Regosole aus feinkörnigem Lockergestein (Löß, Flugsand); Braunerden aus mächtigeren Flugsanddecken: Braunerden, Parabraunerden, Pelosol-Braunerden und Pelosole aus Deckschichten in Ober- bis Mittelhanglage
7	tief	60 - 100	4-2	bei SL, L, LT > 60  bei IS, SL > 50	Braunerden, Parabraunerden, Regosol-Braunerden aus geringmächtigen Deckschichten in Mittel- bis Unterhanglage; Braunerden, Parabraunerden aus mächtigeren Deckschichten (Löß, Lößlehm, Fließerden)
10	sehr tief	> 100	3-1 (4)	bei sL, L, LT > 60  bei IS, SL > 50	Braunerden, Parabraunerden aus mächtigeren Deckschichten (Löß, Lößlehm, Fließerden) in Unter- bis Mittelhanglage sowie auf weitflächigen, örtlich schwach geneigten Verebnungen

Anzumerken ist, dass tolerierbare Bodeneinträge bei Einträgen in die Gewässer um eine Zehnerpotenz niedriger als für On-site Schäden anzusetzen sind.

#### 4. Gesetzliche Regelungen

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind als Schutzgut, in den Bodenschutzgesetzen der Bundesländer, geregelt. In diesen Gesetzesmaterien wird einerseits das Schutzziel "die Erhaltung der natürlichen Bodenfruchtbarkeit und der ökologischen Funktionsfähigkeit" definiert und andererseits angegeben, wie dieses Ziel erreicht werden kann: es kann eine bestimmte erosionshemmende Bewirtschaftungsweise angeordnet werden.

Nicht geregelt ist, ab welchen Bodenabtragsmengen die genannten Bewirtschaftungsmaßnahmen zu ergreifen sind. Diese Frage ist deshalb nicht einfach zu beantworten, da der Bo-

denabtrag auch ein "natürlicher" Prozess - ohne menschliche Aktivitäten - ist. Da in den Bodenschutzgesetzen der Begriff des "tolerierbaren" Bodenabtrages nicht verankert ist, wurden nahezu keine - im Sinne der Bodenschutzgesetze - "nicht tolerierbare" Bodenabträge festgestellt.

## 5. Maßnahmen zum Bodenschutz

Wie in der Einleitung erwähnt, existiert für Österreich keine flächendeckende Untersuchung über den Ist-Zustand der Bodenabträge durch Wasser oder Wind. Auf der Basis von Modellrechnungen ist es möglich, die potentiellen, langfristigen durchschnittlichen Bodenabträge, für die landwirtschaftlich genutzten Flächen zu ermitteln. Dazu bietet sich z. B. die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung von WISCHMEIER und SMITH (1978) an. Obwohl diese Modellberechnungen keine Aussagen über die Sedimentation und den Transport von Bodenmaterial in die Gewässer liefern, kann aber eine gesicherte Aussage über On-site Schäden und damit über den Verlust an Bodenfruchtbarkeit gemacht werden. Auch können dadurch Bodenschutzmaßnahmen bewertet werden. Eine rasche Umsetzung dieser Modellrechnungen ist daher im Sinne des Boden- und Wasserschutzes notwendig.

## 6. Literatur

- BORK, H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt. Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion; Bodenerosionsprozesse; Modelle und Simulationen. *Landschaftsgenese und Landschaftsökologie* 13, 249 S.
- CLARK, E.H. (1985): The off-site costs of soil erosion. - *J. Soil and Water Conserv.* 40, p 19-22.
- SCHAUB, D. (1989): Die Bodenerosion im Lößgebiet des Hochrheintales (Möhlinger Feld/Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. *Physiogeographica, Basler Beitr. z. Physiogeogr.* 13, Basel, 228 S.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwill, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. *Basler Beitr. z. Physiogeogr.* 16, Basel.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Stuttgart, 64 S.
- WISCHMEIER, E.H. & D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. US Dept. of Agric., Handbook no 537, 58 p.



## **EINFLUSS EROSIVER NIEDERSCHLÄGE AUF BODENABTRAG, OBERFLÄCHENRAUIGKEIT UND SCHERSPANNUNG LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTER BÖDEN**

**E. AZAZOĞLU<sup>a,b</sup>, P. STRAUSS<sup>b</sup>, I. SISÁK<sup>c</sup>, E. KLAGHOFER<sup>b</sup> und W. E. H. BLUM<sup>a</sup>**

<sup>a</sup>Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Wien

<sup>b</sup>Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen

<sup>c</sup>Abteilung für Bodenkunde und Wassermanagement, Universität für Veszprem, Ungarn

### **Zusammenfassung**

Der Einfluss erosiver Niederschläge auf Bodenabtrag, Oberflächenrauigkeit und Scherspannung an zwei Standorten (Nagyhorvati und Somogybabod) in Westungarn wurde mit Regensimulationen untersucht. Beide Standorte unterschieden sich voneinander im Hinblick auf Oberflächenabfluss und Erosionsverhalten. Der Bodenabtrag stieg in Nagyhorvati kontinuierlich mit jeder Beregnung an und war in Somogybabod relativ konstant. Wegen des unterschiedlichen Erosionsverhaltens der Standorte wurde für die direkte Vergleichbarkeit das European Soil Erosion Model (EUROSEM) zu Hilfe genommen.

### **Summary**

The effect of heavy rainfalls on soil loss, surface roughness and shear strength behaviour of a Luvisol in Nagyhorvati and a Cambisol, in Somogybabod- Western Hungary, was studied using a rainfall simulator. In Nagyhorvati soil loss rates increased drastically with repeated rainfall applications. In contrast the soil loss rates in Somogybabod were relatively constant for each rainfall application. The completely different behaviour of the sites in respect to the soil loss was apparent. Due to these differences we used the European Soil Erosion Model for the directly comparison.

### **1. Einleitung**

Durch Einwirkung des Niederschlages ändert sich der Zustand des Bodens durch Verschlämung und Krustenbildung nicht nur temporär während des Niederschlages. Eine Reihe von physikalischen Eigenschaften (wie z. B. Oberflächenrauigkeit und Lagerungsdichte) werden irreversibel beeinflusst, so dass ein nachfolgender Regen auf einen Boden mit veränderten hydrologischen Eigenschaften trifft. Verschlämmte Böden weisen z. B. eine verringerte hydraulische Leitfähigkeit auf und es kommt bereits bei geringen Niederschlagsraten zu Abfluss und Bodenabtrag. AUERSWALD (1993) stellte einen starken Anstieg des Bodenabtrags nach einer Austrocknungsphase fest. Auch der Oberflächenabfluss nahm nach der Austrocknung zu und blieb bei den Folgeberegnungen auf ähnlich hohem Niveau.

Veränderungen der Bodenoberfläche durch Niederschlag wurden bei verschiedenen Laborversuchen gemessen (FOHRER et al., 1999). Ergebnisse über die Veränderung des Erosionsverhaltens und bestimmender Einflussgrößen durch wiederholte Beregnungen unter Freilandbedingungen sind vor allem wegen der hohen Kosten selten.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mit Regensimulationen unter Freilandbedingungen an Beispiel zwei unterschiedlicher Böden die Wirkung von wiederholten erosiven Niederschlägen auf Oberflächenrauigkeit, Scherspannung, Oberflächenabfluss sowie Bodenabtrag zu quantifizieren. Durch die Anwendung des Erosionsmodells EUROSEM wurde eine Vergleichbarkeit der untersuchten Standorte sichergestellt werden.

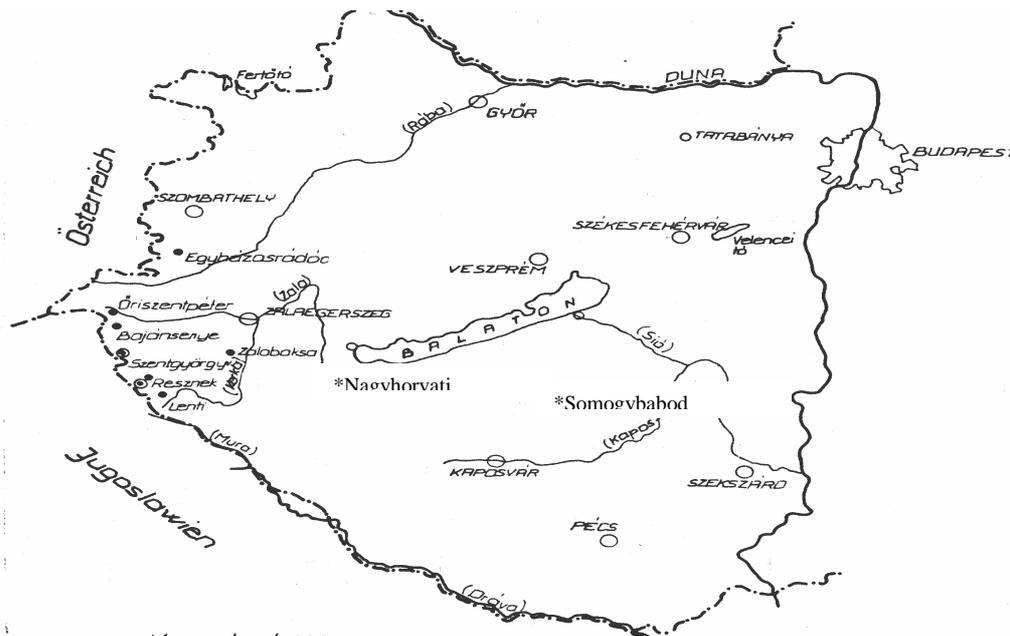
## 2. Material und Methoden

Die Böden in Nagyhorvati sind Parabraunerde mit einer Hangneigung von 7,5 % und in Somogybabod Löss-Braunerde mit einer Hangneigung von 13 %. Die Feldversuche fanden im Juli 2000 in Nagyhorvati, und im Juli 2001 in Somogybabod in Westungarn statt (Abbildung 1). In Zeitintervallen von 5 Tagen wurden die Erosionsparzellen (2 m x 5 m) wiederholt beregnet. Die Beregnungen wurden in Somogybabod mit deionisiertem Wasser mit einer elektrischen Leitfähigkeit (EL) von ca.  $5 \mu\text{Scm}^{-1}$ , und in Nagyhorvati mit Brunnenwasser, mit einer EL von ca.  $575 \mu\text{S cm}^{-1}$  durchgeführt. Der mittlere zehnjährige Niederschlag beträgt an beiden Standorten rd.  $611 \text{ mm a}^{-1}$  (VINCZE et al., 1985). Ausgewählte Eigenschaften der Böden beider Standorte sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die Feldversuche wurden mit dem Regensimulator von STRAUSS et al. (2000) durchgeführt. Fünf Tage vor Beginn der Versuche wurden die Versuchsflächen bearbeitet und Saatbeetbedingungen hergestellt. Für jeden Standort wurden vier Beregnungspartellen angelegt. Die Beregnungsintensität lag bei  $60 \text{ mm h}^{-1}$ . Diese Beregnungsintensität hat unter mitteleuropäischen klimatischen Bedingungen eine Wiederkehrwahrscheinlichkeit von ca. vier Jahren (KLAGHOFER, 1987). Der Oberflächenabfluss wurde in Kübeln aufgefangen. Der gesamte Inhalt der Kübel wurde getrocknet und daraus der Bodenabtrag bestimmt. Die Oberflächenrauigkeit wurde vor und nach jeder Beregnung in fünf Wiederholungen/Messparzelle mit einer feingliedrigen Kette bestimmt. Nach jeder Beregnung wurde die Scherspannung in 5 Wiederholungen pro Messparzelle gemessen (Gerät SL105 der Fa. Eijkelkamp). Alle Ergebnisse sind als Mittelwert der vier Messparzellen dargestellt.

**Tabelle 1:** Ausgewählte Eigenschaften der Versuchsböden (Tiefe 0 - 5 cm)

**Table 1:** Selected properties of the investigated soils (depth: 0 - 5 cm).

Standort	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	C <sub>org</sub> (mg g <sup>-1</sup> )	pH (CaCl <sub>2</sub> )	EL (μS cm <sup>-1</sup> )	KAK (cmol kg <sup>-1</sup> )
Nagyhorvati	30	50	20	17	6.8	191	12.04
Somogybabod	10	45	45	15	7.7	170	18.4



**Abbildung 1:** Die Versuchsstandorte in Ungarn.

**Figure 1:** The location of sites in Hungary.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der unterschiedlichen Hangneigung und Beregnungsdauer ist ein quantitativer Vergleich der Standorte über Gesamtsummen von Bodenabtrag und Oberflächenabfluss nicht möglich, deshalb wurde unter 3.1 vorerst ein Vergleich des Bodenabtragsverhaltens über zusätzliche Bewertungskriterien durchgeführt. In Kapitel 3.2 werden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Oberflächenrauigkeit und Scherspannung dargestellt. Unter 3.3 wird dann auf die Problematik einer Gesamtbewertung der Standorte durch Standardisierung der Bodenabträge mittels Erosionsmodellierung eingegangen.

#### 3.1 Oberflächenabfluss und Bodenabtrag

Vor der Beregnung lag der gravimetrische Wassergehalt der Beregnungsflächen bei ca. 11 % in Nagyhorvati und 14 % in Somogybabad. Dieser stieg nach der Vorberegnung auf 27-28 % und lag nach der Hauptberegnung bei 28-30 %. In Tabelle 2 sind die Beregnungsmengen, die maximale Abflussrate ( $Q_{max}$ ) und die mittlere Abflussrate ( $Q_m$ ) beider Standorte zusammengefasst. Ein Vergleich der in Tabelle 2 dargestellten Parameter zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Standorten.

Bei der ersten Beregnung in Nagyhorvati wurde eine Beharrungszeit von über 45 min beobachtet. Hier unterschied sich Somogybabad ganz deutlich und der Abfluss begann markant (ca. 5 ' ) früher. Bei der 2. und 3. Beregnung näherten sich die Beharrungszeiten auf beiden Standorten, mit ca. 3 ' (Somogybabad) bzw. 4 ' (Nagyhorvati) an. Bei der 1. Beregnung lagen die mittleren Abflussraten bei den Parzellen in Nagyhorvati um das etwa Fünffache nied-

riger als bei den Parzellen in Somogybabod. Dieser Unterschied nahm mit jeder folgenden Beregnung ab, und betrug bei der dritten Beregnung nur noch ca. 28 %. Die maximale und mittlere Abflussrate lag am Standort Somogybabod deutlich höher als in Nagyhorvati. Die maximale Abflussrate bei der 3. Beregnung trat in Nagyhorvati am Ende der Beregnung, und in Somogybabod am Anfang des letzten Drittels der Beregnung auf. Am Ende der 1. Beregnung flossen rund 5 % der Niederschlagsmenge in Nagyhorvati und 52 % in Somogybabod ab. Die Gesamtabflussmengen am Ende der 3. Beregnung lagen in Nagyhorvati bei 47 % und in Somogybabod um 56 %. In Nagyhorvati dauerte der Nachfluss, eventuell verursacht durch höhere Muldenspeicherung, ca. 10 min. In Somogybabod konnte kein bzw. mit 1 min nur ein geringer Nachfluss beobachtet werden.

**Tabelle 2:** Beregnungsmenge ( $N_s$ ), Beharrungszeit bei ersten Beregnung (BHZ), maximaler Oberflächenabfluss ( $Q_{\max}$ ) und mittlerer Oberflächenabfluss ( $Q_m$ ) der Standorte bei wiederholter Beregnung.

**Table 2:** Total rainfall ( $N_s$ ), time to runoff start for first rainfall (BHZ), maximum runoff rates ( $Q_{\max}$ ) and mean runoff rates ( $Q_m$ ) of both test sites for consecutive rainfall.

Standort	Beregnung	$N_s$ (mm)	BHZ (min)	$Q_{\max}$ ( $l \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-2}$ )	$Q_m$ ( $l \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-2}$ )
Nagyhorvati	1	80	45	0.39	0.12
	2	70		0.64	0.40
	3	70		0.64	0.50
Somogybabod	1	40	5	0.76	0.64
	2	30		0.72	0.63
	3	30		0.72	0.64

Die Ergebnisse der Bodenabtragsmessungen sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Die mittlere Bodenabtragsrate ( $S_m$ ) der ersten Beregnung war in Nagyhorvati, um das ca. 100-fache geringer als in Somogybabod. Die Änderung der Bodenabtragsraten bei wiederholter Beregnung war deutlich unterschiedlich. So konnte in Nagyhorvati eine steigende und in Somogybabod eine konstante Tendenz von  $S_m$  bei den wiederholten Beregnungen beobachtet werden. Die maximale Bodenabtragsrate ( $S_{\max}$ ) bei der dritten Beregnung wurde in Nagyhorvati nach ca. 60 ' und in Somogybabod nach ca. 10 ' erreicht.

**Tabelle 3:** Maximale Bodenabtragsrate ( $S_{\max}$ ) und mittlere Bodenabtragsrate ( $S_m$ ) beider Standorte bei wiederholter Beregnung.

**Table 3:** Maximum erosion rates ( $S_{\max}$ ) and mean erosion rate ( $S_m$ ) of both test sites for consecutive rainfall.

Standort	Beregnung	$S_{\max}$ ( $g \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-2}$ )	$S_m$ ( $g \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-2}$ )
Nagyhorvati	1	2.5	0.7
	2	9.2	4
	3	11.7	8
Somogybabod	1	102	67
	2	78	55
	3	101	78

Der Vergleich der Sedimentkonzentrationen haben ergeben, dass die konstante Rate in Somogybabod bei allen Beregnungen bereits im ersten Drittel der Beregnung erreicht wurde. Hingegen wurde in Nagyhorvati diese Andeutung eines Gleichgewichtes auch nach 70 mm Niederschlag und drei Beregnungen nicht erreicht und so wurden mit fortgesetzter Beregnung immer höhere Sedimentkonzentrationen produziert. Außerdem konnte eine deutlichere Rillen- und Krustenbildung auf den Parzellen in Somogybabod, verglichen mit Nagyhorvati, beobachtet werden. Zusätzliche Untersuchungen über den Einfluss des Ionengehalts des Beregnungswassers (Brunnenwasser und deionisiertes Wasser) am Standort Somogybabod belegen, dass diese Rillen- und Krustenbildung zumindest teilweise von der Qualität des Beregnungswassers abhängig war und so konnte verstärkte Rillen- und Krustenbildung auf die Parzellen mit deionisiertem Beregnungswasser beobachtet werden (AZAZOGLU et al., 2002).

### 3.2 Scherspannung und Oberflächenrauigkeit

Die Scherspannungen der Böden beider Standorte unterschieden sich deutlich. Die gemessenen Werte (Tabelle 4) stimmen generell mit den für die vorliegenden Bodentexturen angegebenen Werten in der Literatur (MORGAN et al., 1998) gut überein. In Somogybabod änderte sich die Scherspannung bei der ersten und zweiten Beregnung minimal, hingegen wurde bei der dritten Beregnung eine deutliche Zunahme beobachtet. In Nagyhorvati stieg die Scherspannung kontinuierlich von der ersten bis einschließlich der dritten Beregnung.

**Tabelle 4:** Mittlere Scherspannung (COH) und ihre Standardabweichung (COH-s $\bar{x}$ ) bei wiederholter Beregnung für die Standorte Somogybabod und Nagyhorvati

**Table 4:** Mean shear strengths (COH) and standard deviations (COH-s $\bar{x}$ ) for consecutive rainfall at the sites Somogybabod and Nagyhorvati

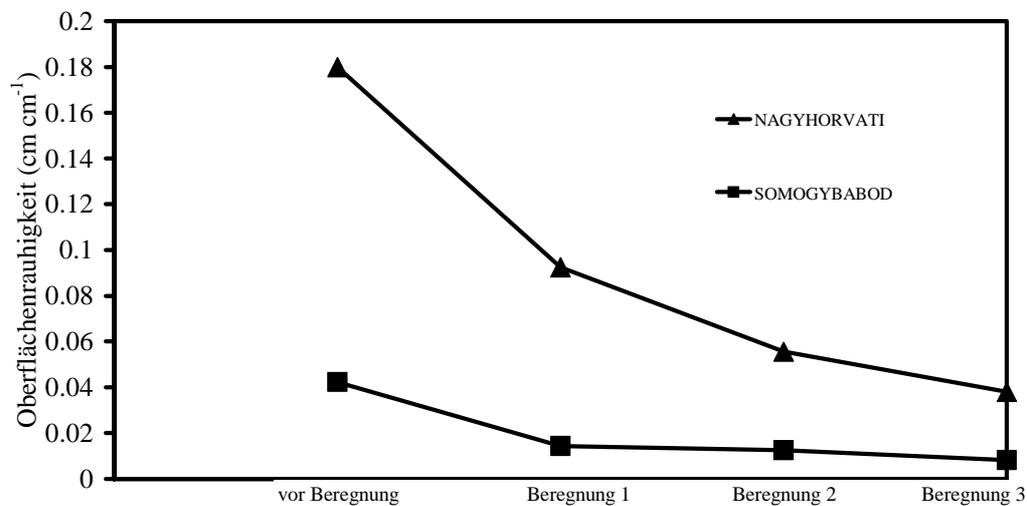
Standort	Beregnung	COH (kPa cm <sup>-2</sup> )	COH-s $\bar{x}$
Nagyhorvati	1	4.4	0.7
	2	6.9	1.7
	3	7.3	1.0
Somogybabod	1	9.8	1.1
	2	9.7	1.2
	3	11.6	1.2

Die Oberflächenrauigkeit beider Standorte war vor den Beregnungen sehr unterschiedlich (Abbildung 2). Die relative Abnahme der Rauigkeit war auf beiden Standorten sehr ähnlich. So lag nach der dritten Beregnung in Nagyhorvati bei 72% und in Somogybabod bei 75 % des Ausgangswertes. Der in unserem Versuch gemessene exponentielle Verlauf der Rauigkeitsänderung durch wiederholte Beregnung ist Versuchen von ONSTAD et al., 1984 sehr ähnlich.

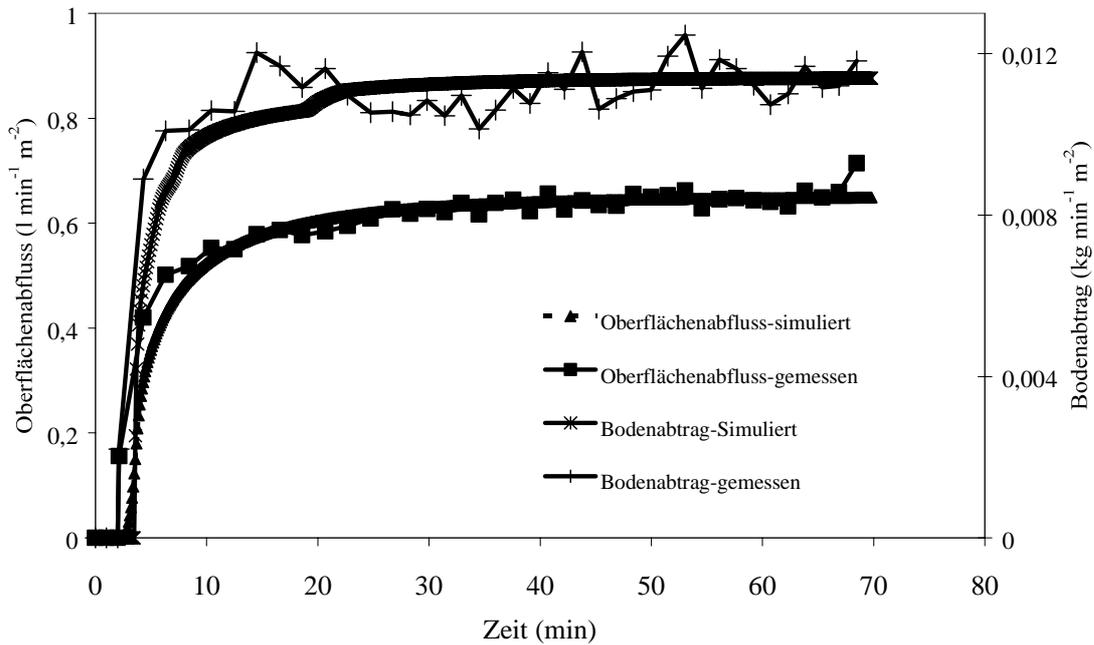
### 3.3 Standardisierung

Ein Vergleich der Ergebnisse von beiden Standorten ist aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen (Hangneigung, Beregnungsdauer) nicht direkt möglich. Mit Hilfe eines geeigneten Erosionsmodells wäre jedoch ein Vergleich der Daten möglich. Es wurde EURO-

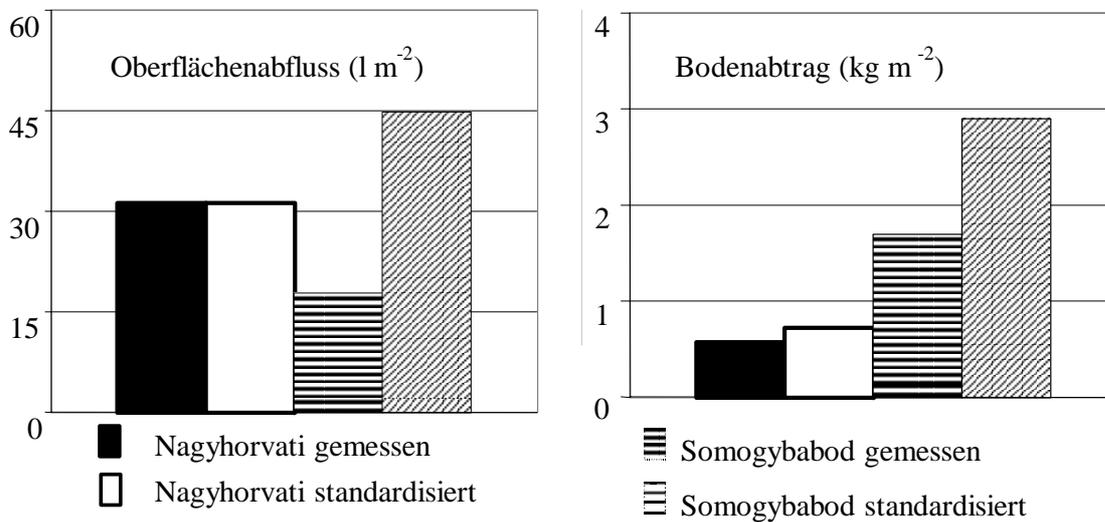
SEM (MORGAN et al., 1998), ein Modell, das in der Lage ist, den Oberflächenabfluss und Bodenabtrag für sehr kleine Zeitschritte innerhalb einzelner Niederschlagsereignisse zu berechnen, verwendet. Bei der Kalibrierung des Modells wurde neben den Gesamtmengen von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag auch der Verlauf der Abtrags- und Abflusskurven berücksichtigt. Abbildung 3 zeigt das Kalibrierungsergebnis für die dritte Beregnung auf beiden Standorten. Der gemessene Oberflächenabfluss und Bodenabtrag konnten auf beiden Standorten mit EUROSEM sehr gut nachgebildet werden. Die dritte Beregnung wurde auch für die nachfolgende Standardisierung der Standorte auf eine Hangneigung von 9 % und eine Beregnungsdauer von 70 verwendet.



**Abbildung 2:** Änderung der Oberflächenrauigkeit durch wiederholte Beregnung  
**Figure 2:** Changes of the surface roughness with consecutive rainfall



**Abbildung 3** Gemessener und simulierter Abfluss und Abtrag für die dritte Beregnung  
**Figure 3:** Measured and simulated surface runoff and soil loss for 3<sup>rd</sup> consecutive rainfall.



**Abbildung 4:** Gemessener und nach Standardisierung auf 9 % Hangneigung und 70 min Beregnungsdauer simulierter Oberflächenabfluss und Bodenabtrag der untersuchten Standorte für die dritte Beregnung

**Figure 4:** Measured and simulated (after standardisation to 9% slope and 70 min rainfall duration) runoff ( $l \cdot m^{-2}$ ) and soil loss ( $kg \cdot m^{-2}$ ) for 3<sup>rd</sup> consecutive rainfall

Abbildung 4 zeigt das Ergebnis dieser Standardisierung. Da die Hangneigung und die Berechnungsdauer in Nagyhorvati nur geringfügig geändert wurden, wirkte sich die Standardisierung nur wenig auf Abfluss und Bodenabtrag aus. Die Analyse der Simulationsergebnisse ergab zwar eine Verringerung der Sedimentkonzentration in Somogybabod, aber die im Vergleich zur Messung fast verdoppelte Berechnungsdauer führte letztendlich zu einer beträchtlichen Zunahme des Gesamtabflusses als auch des Gesamtbodenabtrags. Diese Ergebnisse zeigen, dass der Standort Somogybabod eine wesentlich höhere Erosionsanfälligkeit im Vergleich zu Nagyhorvati aufweist.

### Danksagung

Die Arbeiten zu diesem Projekt wurden im Rahmen des Projektes EVK1-CT-1999-00007 (DESPRAL) der Europäischen Kommission durchgeführt und teilweise auch vom Österreichischen Akademischen Austauschdienst (ÖAD) unterstützt.

### 4. Literatur

- AUERSWALD, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Gebr. Bornträger, Berlin.
- AZAZOGLU, E., P. STRAUSS, I. SISÁK & W.E.H. BLUM (2002): Einfluss der Wasserqualität auf Oberflächenabfluss Bodenabtrag und Infiltration – Ein Berechnungsversuch in Ungarn. Mitt. Österr.Bodenkundl. Ges., 65, in Druck.
- FOHRER, N., J. BERKENHAGEN, J.M. HECKER & A. RUDOLPH (1999): Changing soil and surface conditions during rainfall Single rainstorms/subsequent rainstorms. *Catena* 37: 355-375.
- MORGAN, R.P.C., J.N. QUINTON, R.E. SMITH, G. GOVERS, J.W.A. POESEN, K. AUERSWALD, G. CHISCI, D. TORRI, M.E. STYCZEN & A.J.V. FOLLY (1998): The European Soil Erosion Model (EUROSEM): Documentation and User Guide. Silsoe College, United Kingdom.
- ONSTAD, C.A., M.L. WOLFE, C.L. LARSON & D.C. SLACK (1984): Tilled soil subsidence during repeated wetting. *Transactions ASAE*, 733-736.
- KLAGHOFER, E. (1987): Das Oberflächenabflussverhalten landwirtschaftlich genutzter Böden bei Starkregen. *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 28, 102-108.
- STRAUSS, P., J. PITTY, M. PFEFFER & A. MENTLER (2000): Rainfall simulation for outdoor experiments. In P. Jamet and J. Cornejo (eds.). *Current research methods to assess the environmental fate of pesticides*. Pp. 329-333, INRA Editions.
- VINCZE, L., J. KOCSONDI, A. TOTH, G. FÜLÖP & I. J. JORI (1985): Informationen über die Versuche in Ungarn, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.

## ÖSTERREICHISCHE WALDBODEN-ZUSTANDSINVENTUR ÜBERLEGUNGEN FÜR EINE 1. WIEDERHOLUNG

**Franz MUTSCH, Michael ENGLISCH, Edwin HERZBERGER und Ernst LEITGEB**

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien

### **Zusammenfassung**

In den Jahren 1987-1989 fand die Probenahme für die erste Erhebung der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) statt. Rund 15 Jahre später ist die 1. Wiederholungsaufnahme geplant. Mit dieser 1. Wiederholung der WBZI wird einem bei der Erstaufnahme formulierten Ziel nachgekommen, Veränderungen des Bodenzustandes oder der Bodenbelastung zu verfolgen und nachzuweisen. Es ist beabsichtigt, die selben Flächen wie bei der Erstaufnahme zu beproben und sich nicht nur auf „hot Spots“ zu konzentrieren, also auf besonders gefährdete Flächen oder auf Flächen, wo Veränderungen wahrscheinlich sind. Während die geplante Wiederholungsaufnahme einerseits rückwärts-kompatibel sein muss, um Veränderungen oder Konstanz erfassen zu können, müssen andererseits die verbesserten analytischen Methoden und Analysengeräte berücksichtigt werden, die Grundlage für künftige Untersuchungen und Projekte sind. Dieses Ziel soll durch eine komplette Nachanalyse der Ersterhebung erreicht werden.

### **Summary**

Austrian Forest Soil Monitoring System – Considerations upon the first repetition. The first survey of the Austrian Forest Soil Monitoring System was conducted from 1987 to 1989 (soil sampling). The first repetition is planned now about 15 years later. It aims at reaching one of the objectives formulated during the first survey, which is to monitor and prove the changes of the soil condition. It is intended to use the same plots as during the first survey and not to concentrate on “hot spots”, e.g. especially endangered plots or plots vulnerable to changes. While the planned repetition has to be backwards-compatible in order to be able to identify changes or constancy, it will be necessary to consider also improved analytical methods and tools, which provide the basis for future investigations and projects. The purpose is to reach this goal through a complete repetition of the chemical analyses of the first survey.

### **1. Ausgangslage**

In den Jahren 1987-1989 fand die Probenahme für die erste Erhebung der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) statt (FORSTLICHE BVA, 1992). Es war die Zeit intensiver Diskussion zum Thema „Waldsterben“ und hoher Sensibilisierung der Bevölkerung bezüglich Umwelt und Umweltschutz. Die Bedeutung des Bodens als Lebensgrundlage war allgemein akzeptiert. Eine landesweite Untersuchung des Bodens war somit nicht allein von

wissenschaftlichem, sondern auch von öffentlichem Interesse und Voraussetzung für gezielte Bodenschutzpolitik.

Zu Beginn der 80-er Jahre bestand wenig Erfahrung mit Bodenmonitoring-Projekten. Es wurde daher im Rahmen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft eine Arbeitsgruppe gegründet, die entsprechende Richtlinien erarbeiten sollte. Diese wurden 1986 publiziert (BLUM et al., 1986). Die nach diesen Richtlinien durchgeführte Waldboden-Zustandsinventur war Teil des Waldschaden-Beobachtungssystems (NEUMANN, 1991). Die Flächen wurden auf einem Raster von 8,7 x 8,7 km, der eine regelmäßige Auswahl des Rasters der Österreichischen Waldinventur darstellte, angelegt. Insgesamt wurden 514 Flächen beprobt (Abbildung 1). Knapp 30 % der Flächen sind Bestandteil des europaweiten Level I Netzes des International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) der UN/ECE sowie der Verordnung zum Schutz der Wälder gegen Luftverunreinigungen in der Europäischen Gemeinschaft, die mit den Daten von weiteren 16 Ländern publiziert wurde (VANMECHELEN et al., 1997).

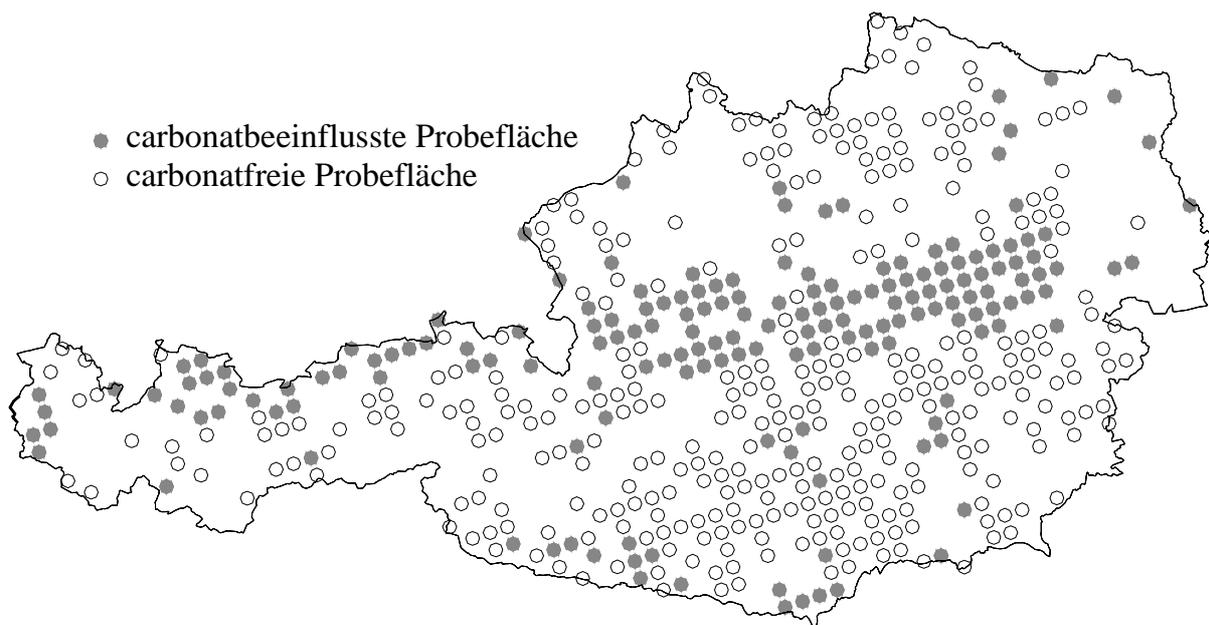


Abbildung 1: Probeflächen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur, getrennt nach carbonatfreien und carbonatbeeinflussten Flächen.

Im Sinne eines Bodenschutzkonzeptes war die einheitliche Dokumentation des aktuellen Bodenzustandes, als Grundlage zur Feststellung lang- und mittelfristiger Veränderungen, ein wichtiges Ziel der Waldboden-Zustandsinventur (KILIAN, 1992). Dazu sind Wiederholungsaufnahmen eine notwendige Voraussetzung und werden international, beispielsweise vom Forest Soil Expert Panel des ICP Forests, diskutiert. Nunmehr, rund 15 Jahre nach der Erster-

hebung (Bodenprobenahme 2003-2004), ist die 1. Wiederholungsaufnahme der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur geplant.

Mehr noch als vor 15 Jahren sind heute Bodendaten und Bodeninformationen politischer Verhandlungsgegenstand. Dies trifft insbesondere für die Kohlenstoffbindung von Böden im Zusammenhang mit dem Kyoto-Protokoll zu (IPCC, 2000; WEISS et al., 2000). Dabei besteht vor allem an den Kohlenstoffvorräten im Boden und deren Veränderung Informationsbedarf. Nicht geringer ist das Interesse an anderen Bodeninformationen, wie beispielsweise der Bodenbelastung durch Schwermetalle, der Bodenversauerung und anderen bodenchemischen Veränderungen, deren Ausmaß und Geschwindigkeit bodenbildende Prozesse mitunter übersteigt (SCHÄFFER, 2000). Dabei wird die Versauerung der Waldböden und die Veränderung des Nährstoffhaushaltes aus internationaler Sicht meist nur mit der Luftverunreinigung in Zusammenhang gebracht, während die Schweiz den Blickwinkel erweitern und auch die waldbauliche Praxis einbeziehen will (SAEFL, 1999); dieser Ansatz soll auch in Österreich bei der Auswertung der Wiederholungsaufnahme berücksichtigt werden.

Seit der politische Wille bekundet wurde, Bodeninformationen für die Steuerung umweltpolitischer Entscheidungen zu nutzen, ist auf europäischer Ebene das Interesse an Bodeninformationen hoch. Vom ICP Forests liegen entsprechende Richtlinien für Bodenprobenahme und Analytik vor (ICP FORESTS, 1998). Weitere wichtige Träger dieser Aktivitäten sind das Europäische Bodenbüro (European Soil Bureau / ESB) in Ispra/Italien, welches ein europäisches Bodenmonitoring-System als Mehrzweck-System fordert, das auf den vorhandenen (nationalen) Systemen aufbauen soll und die Europäische Umweltagentur (European Environment Agency / EEA) in Kopenhagen. Auch in Österreich wird Handlungsbedarf für Bodenerhebungen aufgezeigt (UMWELTBUNDESAMT, 2001).

## Ziele

Vor diesem Hintergrund werden folgende Ziele angestrebt:

- Abschätzung von Veränderungen aller Parameter im Vergleich zur Ersterhebung.
- Abschätzung von Veränderungen des Gehalts von im Humus gebundenen organischen Kohlenstoff im Waldboden innerhalb der letzten 15 Jahre und Versuch einer Quantifizierung.
- Überprüfung und Etablierung von Bodenindikatoren betreffend: Bodenzustand, Bodenbelastung, Bodenveränderung.
- Schaffung einer verbesserten Datengrundlage für wissenschaftliche Untersuchungen und für politische Entscheidungen (beispielsweise Forstpolitik, Kyoto-Protokoll).
- Anlage einer Bodenprobenbank.

## 2 Das Konzept

Wesentliche Voraussetzung für den Vergleich der Erstaufnahme mit Wiederholungsaufnahmen ist die Verwendung gleicher oder zumindest kompatibler Methoden und Verfahren

und damit letztlich die Vergleichbarkeit der Daten. Methodische Neuerungen und Änderungen infolge des Einsatzes moderner Analysengeräte müssen dabei ebenso Berücksichtigung finden wie eine vorwärts gerichtete Strategie, die die Erhebung der Daten nach den neuesten und besten Methoden sicherstellt und sie für zukünftige Untersuchungen dokumentiert.

## 2.1 Das Design des Beprobungsnetzes und das Design der Probefläche

Eine Wiederholung kann auf allen Flächen der Ersterhebung oder nur auf einer Auswahl durchgeführt werden. Eine solche Auswahl wird sich auf sensible Bereiche (beispielsweise bezüglich Versauerung und / oder Immissionen [Depositionen]) konzentrieren, also auf solche Flächen, wo Veränderungen wahrscheinlich sind (MOOSMANN et al., 1996). Vor allem die Kostenersparnis und die raschere Durchführung sprechen für diese Variante. Ein Nachteil ist, dass die statistische Repräsentanz der Erstaufnahme verloren geht, dass eine Vorhersage, auf welchen Flächen deutlichere Veränderungen stattgefunden haben, mit großen Unsicherheiten behaftet ist, dass in Zukunft Parameter bedeutungsvoll sein können, die derzeit außerhalb des Interesses stehen (beispielsweise wurde vor einigen Jahren dem organischen Kohlenstoff deutlich weniger Interesse entgegengebracht als heute) und schließlich, dass auch die Erhebung und Verifizierung von „Nullvarianten“ (also von Flächen, wo keine Veränderungen vermutet werden) für eine Gesamtinterpretation wichtig sind. Es sprechen somit gewichtige Gründe dafür, das Muster der Erstaufnahme beizubehalten.

Wesentlich bei jeder Wiederholungsbeprobung einer konkreten Fläche ist ihre Reproduzierbarkeit, d.h., dass genau der gleiche Standort / Boden wie bei der Erstbeprobung beprobt wird (DESAULES und STUDER, 1993). Dies wird durch den Vergleich mit den Standorts- und Profilbeschreibungen der Erstaufnahme sichergestellt. Grundlage der Bodenbeschreibung für die Wiederholungsbeprobung ist die Österreichische Bodensystematik 2000 (NESTROY et al., 2000); die Profil- und Bodenbeschreibungen der ersten Aufnahme werden dafür entsprechend überarbeitet.

## 2.2 Probenahme

Aus den 3 Profilgruben der Erstaufnahme (~ 50 x 50 cm) wurden die insgesamt 12 Einzelproben jeder Tiefenstufe zu einer Mischprobe zusammengefasst. Bei der Wiederholungsbeprobung ist geplant, die Profilgruben getrennt zu analysieren und somit nur die 4 Einzelproben (aus den 4 Profilwänden) jeder Profilgrube und Tiefenstufe zu einer Mischprobe zu vereinen, um dadurch für jeden Analysenparameter ein Streuungsmaß von der Fläche zu erhalten. Es wird davon ausgegangen, dass die Heterogenität und damit das Streuungsmaß eines Standortes weitgehend unveränderlich sind und somit nicht nur für die Wiederholungsaufnahme gelten, sondern auch für alle vorhergehenden und nachfolgenden Erhebungen. Der Auflagehumus wird in der Nähe der jeweiligen Profilgruben mittels eines Stechrahmens (25 x 25 cm) flächenrichtig entnommen und soll in der Folge ebenfalls getrennt analysiert werden.

Die tiefenstufenbezogene Probenahme der Erstaufnahme wird beibehalten. Die Abgrenzung der Tiefenstufen wird in internationaler Abstimmung und, um eine verbesserte Auflösung des Tiefengradienten im Oberboden zu erreichen, wie in Tabelle 1 dargestellt, modifiziert. Die in Tabelle 1 angegebene Umrechnung der „alten“ Tiefenstufen 20-30 cm und 30-50 cm in die neue Tiefenstufe 20-40 cm wird als vertretbarer Kompromiss angesehen. Ergänzend wird die Tiefenstufe 40-80 cm beprobt, um einerseits eine durch Immissionen deutlich weniger be-

lastete Bodenschicht zu erfassen und andererseits um eine möglichst umfassende Information über den im Humus gebundenen organischen Kohlenstoff im Waldboden zu erhalten.

Tabelle 1: Die Tiefenstufen der Erstaufnahme und der Wiederholungsaufnahme

Tiefenstufen „Erstaufnahme“ in cm	Tiefenstufen „Wiederholung“ in cm
Auflagehumus	Auflagehumus
0-10	0-5
	5-10
10-20	10-20
$([20-30] + [30-50])/2$	20-40
$(30-50)$	40-80

### 2.3 Analysenumfang und Qualitätssicherung

In Tabelle 2 sind die Analysenparameter der Ersterhebung und die der geplanten 1. Wiederholungsaufnahme einander gegenübergestellt.

Tabelle 2: Analysenumfang der Erstaufnahme und geplanter Analysenumfang der Wiederholungsaufnahme; **fett** hervorgehoben sind die Parameter, die weggelassen werden (Spalte Erstaufnahme) oder hinzukommen (Spalte Wiederholungsaufnahme).

Analysenumfang Erstaufnahme	Analysenumfang Wiederholungsaufnahme
<u>Allgemeine Parameter:</u> <b>pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub></b> , pH <sub>CaCl<sub>2</sub></sub> , Carbonat, C <sub>org</sub> , N <sub>tot</sub>	<u>Allgemeine Parameter:</u> pH <sub>CaCl<sub>2</sub></sub> , Carbonat, C <sub>org</sub> , N <sub>tot</sub>
<u>Nährelemente und Schwermetalle im Säureauszug:</u> P, K, Ca, Mg, Fe; Al; Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd	<u>Nährelemente und Schwermetalle im Säureauszug:</u> <b>S</b> , P, K, Ca, Mg, Fe; Al; Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd, <b>As, Mo, V</b>
<u>Austauschbare Kationen:</u> K <sup>+</sup> , Ca <sup>++</sup> , Mg <sup>++</sup> ; Mn <sup>++</sup> , Al <sup>+++</sup> , Fe <sup>+++</sup> , H <sup>+</sup> (nur im Mineralboden)	<u>Austauschbare Kationen:</u> K <sup>+</sup> , <b>Na<sup>+</sup></b> , Ca <sup>++</sup> , Mg <sup>++</sup> ; Mn <sup>++</sup> , Al <sup>+++</sup> , Fe <sup>+++</sup> , H <sup>+</sup> (im Mineralboden <b>und im Auflagehumus</b> )
<u>Korngrößen:</u> <b>6</b> Fraktionen	<u>Korngrößen:</u> <b>3</b> Fraktionen

Die Analyse des pH-Wertes in Wasser (pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub>) ist nicht mehr geplant, da seine Bestimmung relativ arbeitsaufwendig und sein Aussagewert gering ist. Anders verhält es sich mit den hinzukommenden Parametern S, As, Mo, V im Säureauszug und dem austauschbaren Na<sup>+</sup>. Alle diese Elemente sind ohne analytischen Mehraufwand bestimmbar und können zusätzliche

Informationen liefern: Schwefel als Hauptnähr- und wichtiges Immissionselement, Arsen als toxisches Schwermetall mit seinen regional hohen natürlichen Gehalten in den Ostalpen (THALMANN et al., 1989), Molybdän als Spurenelement für Tiere und Pflanzen; Vanadium gelangt vor allem durch Öl- und Kohleverbrennung in die Umwelt; Na<sup>+</sup> hat Bedeutung im Zusammenhang mit der Streusalzbelastung entlang von Autostraßen.

Da sich seit der Ersterhebung die Analysenmethoden weiterentwickelt haben, die neue Gerätetechnik eine präzisere Erfassung von Parametern ermöglicht und die online Erfassung eine Fehlerquelle (manuelle Datenerfassung bei der Erstaufnahme) ausschaltet, ist eine uneingeschränkte Vergleichbarkeit der Analysendaten nicht möglich. Die Vergleichbarkeit wird jedoch durch eine komplette Nachanalyse der Proben der Ersterhebung erreicht. Gleichzeitig können die bei der Ersterhebung nicht analysierten Parameter erfasst werden. Messbare Veränderungen der lufttrocken gelagerten Proben in diesem Zeitraum können, wie die Erfahrungen mit fast 20 Jahre alten Kontrollböden zeigen, ausgeschlossen werden; aus dem gleichen Grund lässt WEPAL (Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories) seit Jahre bei seinen Ringanalysen immer denselben Boden als Kontrollprobe mitlaufen (VAN DIJK et al., 2001). Die Teilnahme an diesem vier Mal jährlich stattfindenden internationalen Ringversuch, sowie die Teilnahmen an nationalen Ringversuchen dienen der laufenden externen Qualitätsprüfung und Qualitätssicherung.

Ergänzt wird diese externe Qualitätssicherung durch EDV-gestützte Plausibilitätskontrollen. Eine nochmalige Beprobung von etwa 5 % der Flächen bietet eine zusätzliche Kontrolle des gesamten Erhebungsablaufes von der Probenahme bis zur Analyse.

## 2.4 Auswertung

Zur besseren Vergleichbarkeit der Proben untereinander (insbesondere Auflagehumus und Mineralboden), aber auch um einen einheitlichen Bezug mit anderen Untersuchungen herzustellen, werden alle Analysenwerte auf ofentrockenen (105 °C) Boden bezogen.

Im Rahmen der Grundstatistik wird das Streuungsmaß als wichtige Kenngröße für jeden Parameter jeder Fläche errechnet. Die Kenntnis des Streuungsmaßes ermöglicht, die lokale Varianz eines Bodens von zeitlichen Veränderungen besser zu differenzieren. Über den Mittelwert von Konzentrationen sollen zeitliche Veränderungen beschrieben werden. Das wird in den seltensten Fällen für die einzelne Fläche gelingen, sollte aber für Regionen und größere Kollektive möglich sein. Großes Interesse herrscht an der Speicherung organischen Kohlenstoffs im (Wald)Boden. Die Wiederholungsaufnahme der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur sollte über Tendenzen der Veränderung während der letzten 15 Jahre Auskunft geben können. Ferner soll sie eine verlässliche Datengrundlage für die Etablierung von Modellen sowie deren Überprüfung schaffen und Ausgangsbasis für weitere Erhebungen sein.

Die Umrechnung der Konzentrationsangaben auf Menge pro Flächeneinheit ist nur mit gewissen Unsicherheiten möglich, da einige dafür notwendige Parameter, wie vor allem der Grobskelettanteil, nicht einfach erhoben werden können. Als primäre Bodenparameter bleiben sie aber über lange Beobachtungszeiträume unveränderlich, so dass sie als Konstante in die Berechnungen der verschiedenen Erhebungen eingehen. Ihre Anschätzung ist in einer gewissen Bandbreite möglich.

### 3 Erweiterung der Fragestellung und Ausblick

Das über Österreich gespannte Monitoringnetz umfasst mit über 500 Probeflächen eine weitgehend repräsentative Auswahl der Waldböden. Es bestand daher bereits bei der Ersterhebung großes Interesse an den Ergebnissen aber auch an den Bodenproben selbst. Diesmal soll eine Einbindung anderer Institutionen möglichst frühzeitig erfolgen, um schon bei der Planung erweiterte Fragestellungen berücksichtigen zu können. Dazu gehören beispielsweise Fragen nach dem Mineralbestand, die Untersuchung über die Herkunft des Blei (lithogen oder über Immissionen) mittels Isotopenanalyse, die  $^{137}\text{Cs}$ -Belastung des Waldbodens knapp 20 Jahre nach Tschernobyl, die Altersbestimmung des Humus mit der Radiocarbon-Methode oder die Belastung von Waldböden mit organischen Schadstoffen. Aber auch lokale Schwerpunkte können in Überschneidungsbereichen (beispielsweise mit Landwirtschaft oder Grünland) oder zu bestimmten Fragestellungen (waldbauliche Maßnahmen) durch Netzverdichtung gesetzt werden.

Durch diese zusätzlichen Untersuchungen kann der Datenumfang der Waldboden-Zustandsinventur erweitert werden. Neuen, umweltbezogenen Fragestellungen wird eine vielschichtige Datengrundlage geliefert.

Mit der 1. Wiederholung der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI2) ist daher nicht nur eine erste Abschätzung zeitlicher Veränderungen möglich, sondern es wird auch eine Datenbasis geschaffen, wie sie in Resolutionen auf verschiedenen Ebenen und von der Politik nachdrücklich gefordert wird (EEA, 2001; EC-DG ENV., 2002). Die Bedeutung dieser Momentaufnahme liegt nicht zuletzt in der Dokumentation und Überwachung der (langfristigen) Bodenentwicklung. Dazu dient auch das Aufbewahren der Bodenproben in einer Bodenprobenbank für Nachanalysen zu Vergleichszwecken und für die spätere Analyse zusätzlicher Parameter.

### 4. Literatur

- BLUM, W.E.H; DANNEBERG, O.H; GLATZEL, G; GRALL, H; KILIAN, W; MUTSCH, F; STÖHR, D. (1986): Waldbodenuntersuchung: Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse – Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich. Österr. Bodenkundl. Ges. im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
- DESAULES, A; STUDER, K. (1993): Nationales Beobachtungsnetz (NABO): Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. BA für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.
- EC – EUROPEAN COMMISSION (2002): Soil Protection for Sustainable Development. Document to the Council and the Parliament of the European Community. Draft prepared by DG Environment.
- EEA (2001): Proposal for a European Soil Monitoring and Assessment Framework. Technical report 61, European Environmental Agency, Copenhagen.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (HRSG.) (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur – Ergebnisse. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien 168, Band I, II. Österreichischer Agrarverlag, Wien.

- ICP FORESTS (1998): International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 4<sup>th</sup> edition. Hrsg.: Programme Coordinating Centre. Hamburg, Deutschland.
- IPCC, (2000): Special Report of the IPCC. Watson, R., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D., Dokken, D. (Hrsg). Land Use, Land Use Change and Forestry Cambridge University Press. 377 S.
- KILIAN, W. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Einführung. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien 168, Band 1, 1-4.
- MOOSMANN, G; HAUPOLTER, M; STÖHR, D. (1996): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden 1996, 1. Wiederholungsbeprobung. Amt der Tiroler Landesreg., Innsbruck.
- NESTROY, O; DANNEBERG, O.H; ENGLISCH, M; GESSL, A; HAGER, H; HERZBERGER, E; KILIAN, W; NELHIEBEL, P; PECINA, E; PEHAMBERGER, A; SCHNEIDER, W; WAGNER, J. (2000): Österreichische Bodensystematik 2000. Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges., Wien, Heft 60.
- NEUMANN, M. (1991): Waldschaden-Beobachtungssystem. FBVA-Berichte 49, 7-13.
- SAEFL – SWISS AGENCY FOR THE ENVIRONMENT, FORESTS AND LANDSCAPE (1999): Sustainability – Assessment of Swiss Forest Policy. Environmental Documentation No. 120, Forests. SAEFL, Bern.
- SCHÄFFER, J. (2000): Waldböden sind anders. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, FVA-Einblick 4/1 1-2.
- THALMANN, F; SCHERMANN, O; SCHROLL, E; HAUSBERGER, G. (1989): Geochemischer Atlas der Republik Österreich. Geologische Bundesanstalt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Umweltsituation in Österreich – Boden. Sechster Umweltkontrollbericht des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft an den Nationalrat. Umweltbundesamt, Wien.
- VAN DIJK, D; UITTENBOGAARD, J; PELLEN, P; BRADER, A. (2000): Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories. International Soil-Analytical Exchange – Report 2000. Wageningen Univ. Department Environm. Sciences, Sub-Department Soil Quality. The Netherlands.
- VANMECHELEN, L; GROENEMANS, R; VAN RANST, E. (1997): Forest Soil Condition in Europe – Results of a Large-Scale Soil Survey. EC and UN/ECE, Brussels, Geneva. 261 Seiten.
- WEISS, P; SCHIELER, K; SCHADAUER, K; RADUNSKY, K; ENGLISCH, M. (2000): Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zu Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls. Monographie des Umweltbundesamtes 106. 94 S.

## RECENT DEVELOPMENTS IN PHYTOREMEDIATION OF ARSENIC-CONTAMINATED SOILS

Walter J. FITZ, Walter W. WENZEL and Axel MENTLER

Institute of Soil Science, University of Agricultural Sciences Vienna – BOKU, Gregor Mendel Strasse 33, A-1180 Vienna, Austria

### Abstract

This paper reviews the recent advances in phytoextraction technologies of arsenic-polluted soils. As-hyperaccumulators have been discovered recently and hold promise for application of phytoextraction as a cost-effective alternative to engineering based clean up technologies. Rhizosphere interactions are deemed to play a key role for a better understanding and improvement of phytoremediation technologies. Field experiments along with fundamental research of plant physiological and rhizosphere processes involved in the phenomenon of As hyperaccumulation will improve future applications of phytoremediation.

### Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die kürzlich erzielten Fortschritte bei der Phytoextraktion von arsenbelasteten Böden zusammenfassend dargestellt. Erstmals entdeckte As-Hyperakkumulatorpflanzen könnten eine wirtschaftliche Alternative zu harten Bodensanierungsmethoden darstellen. Ein besseres Verständnis von Rhizosphärenprozessen spielt dabei eine entscheidende Rolle. Die Aufklärung von mit As-Hyperakkumulation verbundenen Prozessen und die Durchführung von Feldexperiment sind erforderlich, um weitere Fortschritte im Bereich der As-Phytosanierung zu erzielen.

### 5. Introduction

Arsenic is an ubiquitous trace metalloid and is found in virtually all environmental media. However, concentrations of As in non-contaminated soils are typically well below  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ . Its presence at elevated concentrations in soils is due to both anthropogenic and natural inputs (ADRIANO, 2001). Though considerable progress has been made in reducing atmospheric inputs of As in Western Europe (SCHULTE & GEHRMANN, 1996), pollution by As and other trace metals can still occur at a large scale as shown by the Doñana ecological disaster in southern Spain (PAIN et al., 1998). Use of As-contaminated groundwater for drinking and cooking is perhaps the most common exposure pathway of humans to As toxicity. The largest known As calamity occurred in the Bengal Delta (Bangladesh and West Bengal) where millions of people depend on As-rich drinking water (BRANDSTETTER et al., 2000).

Arsenic polluted soils are abundant throughout the world and mainly inherited from previous mining and smelter activities, often dating back to medieval or even prehistoric times. For instance, in Austria, large areas of the Central Alps show arsenic concentrations in soils, sediments and associated freshwater bodies that exceed threshold values (BRANDSTETTER

et al., 2000; WENZEL et al., 2002). However, technologies currently available for the remediation of metal/metalloid contaminated soils are expensive, time consuming, can create risks to workers and produce secondary waste (LOMBI et al., 2000; WENZEL et al., 1999). Phytoremediation, the use hyperaccumulator plants to clean up contaminated soil, has attracted much attention (MCGRATH et al., 1993). Plants capable of accumulating high concentrations of potentially toxic metals have been termed hyperaccumulators (BROOKS et al., 1977) and comprise species that accumulate  $> 10000 \text{ mg kg}^{-1}$  Mn or Zn,  $> 1000 \text{ mg kg}^{-1}$  Cu, Co, Cr, Ni or Pb or  $> 50 \text{ mg kg}^{-1}$  Cd in their shoots (BAKER & BROOKS, 1989; WENZEL & JOCKWER, 1999). However, only recently the ferns *Pteris vittata* L. and *Pityrogramma calomelanos* L. have been discovered to hyperaccumulate As in aerial plant parts (TU & MA, 2002; FRANCESCONI et al., 2002; VISOOTTIVISETH et al., 2002). Phytoremediation is applicable to both organic and inorganic pollutants and includes phytoextraction, phytodegradation, rhizofiltration, phytostabilisation, phytoimmobilisation and phytovolatilisation (SALT et al. 1998; WENZEL et al. 1999ab). This contribution focuses on recent developments in the field of phytoextraction of As-polluted soils. For a more detailed discussion on the fate of As in the rhizosphere see FITZ & WENZEL (2002).

## 6. Hyperaccumulation vs. Tolerance only

We have no evidence that As is essential for plants, though growth is stimulated when supplied at low concentrations (LEPP, 1981; CARBONELL et al., 1998). On the other hand, plant growth is severely inhibited when As is present at high concentrations in soil (PORTER & PETERSON, 1975).

Some confusion has entered the discussion on As hyperaccumulator plants recently. As-tolerant plants grown on heavily polluted soil have been repeatedly termed as hyperaccumulators (FRANCESCONI et al., 2002; VISOOTTIVISETH et al., 2002). It has been known for a long time that As-tolerant plants such as *Agrostis capillaris* L. grown on mine waste can accumulate exceptional high amounts of As with shoot concentrations ranging up to  $3470 \text{ mg kg}^{-1}$  (PORTER & PETERSON, 1975). Substrate concentrations of As were in the range of  $26500 \text{ mg kg}^{-1}$  resulting in a biological absorption coefficient (BAC, defined as the total element concentration in shoots with respect to total element concentration in soil, both in  $\text{mg kg}^{-1}$ ) well below 1, revealing that such plants are extremely tolerant to As exposure, but represent no candidates for phytoextraction. Both, BAC and the accumulation factors (AF, defined as the total element concentration in shoots with respect to total element concentration in roots, both in  $\text{mg kg}^{-1}$ ) have to be  $> 1$  to qualify a plant species as a hyperaccumulator. Arsenic and heavy metal tolerant plants have been successively used for phytostabilisation purposes. Low accumulation of contaminants in the above-ground parts with respect to substrate concentrations are a desirable trait for such a remediation strategy, in order to limit possible metal/metalloid transfer to herbivores and other compartments of the food chain (VANGRONSVELD et al., 1995). In contrast, recently discovered As hyperaccumulators show BAC and AF values  $> 1$ . Table 1 provides an overview on reported shoot, root and substrate concentrations. BAC and AF values were calculated where possible. Comparisons between hyperaccumulator and tolerant plants evidently show the difference in the As accumulation behaviour. Whereas tolerant plants try to restrict soil-plant and root-shoot transfer, hyperac-

cumulators actively take up and translocate As to above ground tissues. BAKER (1981) classified plants into three main groups, according to their metal uptake characteristics (Figure 1): 1. Excluders: plants with restricted uptake of toxic metals or restricted translocation into the shoot over a wide range of soil metal concentrations. 2. Indicators: plants in which uptake and translocation reflect soil metal concentrations. 3. (Hyper)Accumulators: plants which actively concentrate metals in their tissues. *Pteris vittata* and *Pityrogramma calomelanos* obviously classify for the group of hyperaccumulators (Table 1).

Table 1: Arsenic accumulation in hyperaccumulator and As-tolerant plants. Only data of live plant material was collected.

plant species	As in plants		As in soil	BAC <sup>1</sup>	AF <sup>2</sup>	ref.
	fronds/shoots	roots				
	mg kg <sup>-1</sup>					
<b>hyperaccumulators</b>						
<i>Pteris vittata</i> L.	1442-7526		18.8-1603	4.5-77		1
	22630		1500*		15	1
	7234	303	97	74	23.8	1
	755		6	126		1
	4240-6030	103-330			18-41	2
	2500**	68	2270	36	1.1	3
<i>Pteris cretica</i> L.	2365**	168	2270	14	1.04	3
<i>Pityrogramma calomelanos</i> L.	8000	88	135	59	91	4
<b>tolerant plants</b>						
<i>Agrostis capillaris</i> L.(= <i>tenuis</i> Sibth)	3470		26500	0.13		5
<i>Agrostis catellana</i> Boiss et Reut.	170	1000	17000	0.01	0.17	6
<i>Agrostis delicatula</i> Pourret ex Lapeyr	300	1800	17000	0.018	0.17	6
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	1350					5
<i>Agrostis canina</i> L.	460					5
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	3710	800	8070	0.46	4.64	7
<i>Bidens cynapiifolia</i> Kunth	130-1430		143-2790	0.9-0.5		8
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	4130					5
<i>Cynodon dactylon</i> L. (Pers.)	1600	10850	9530	0.17	0.15	7
<i>Jasione montana</i> L.	6640					5
<i>Miconia lutescens</i> Bonpl.	112, 1650		143, 3052	0.8, 0.5		8
<i>Paspalum tuberosum</i> Mez.	1130		7670	0.147		8
<i>Pinicum sativum</i>	3220	1260	8070	0.4	2.56	7
<i>Spergularia grandis</i> Pers.	1175		7670	0.15		8

<sup>1</sup> biological absorption coefficient (shoot/soil concentration ratio)

<sup>2</sup> accumulation factor (shoot/root concentration ratio)

\* spiked soil

\*\* Higher As concentration were likely to occur if the experiment last longer. MA et al. (2001) found a time dependent accumulation behaviour of As in *Pteris vittata*.

1. MA et al. (2001a); 2. VISOOTTIVISETH et al. (2002); 3. FITZ & WENZEL (unpublished); 4. FRANCESCONI et al. (2002); 5. PORTER & PETERSON, (1975); 6. DE KOE, T. (1994); 7. JONNALAGADA & NENZOU (1996, 1997); 8. BECH et al. (1997);

## 7. Plant and Rhizosphere Processes Involved in As-Hyperaccumulation

Most As in fronds of *Pteris vittata* and *Pityrogramma calomelanos* is present as arsenite (AsIII) whereas arsenate (AsV) dominates in roots (MA et al., 2001; FRANCESCONI et al., 2002). Recent findings of HARTLEY-WHITAKER et al. (2001) suggest that arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L. requires both adaptive suppression of the high-affinity phosphate uptake system and constitutive phytochelatin production. However, the role of As in physiological processes of hyperaccumulators is not known yet.

Rhizosphere interactions are deemed to play a key role for a better understanding and improvement of phytoremediation technologies (WENZEL et al., 1999b). Virtually no information is available on the fate of As in the rhizosphere (FITZ & WENZEL, 2002). It has been reported that biomass production of *Pteris vittata* increases about 40 % upon As additions (MA et al., 2001; TU et al., 2002), suggesting at least the status of a beneficial element for this plant. Hence, root-induced changes in the rhizosphere of As-hyperaccumulator plants under “As-deficiency”, similarly to nutrient-deficient crop plants, can be anticipated to facilitate As acquisition. Currently we are investigating the rhizosphere characteristics of *Pteris vittata* and the close relative *Pteris cretica* L. We found that both plants are equally able to hyperaccumulate As in fronds (FITZ & WENZEL, unpublished). *Pteris vittata* was as well found on copper rich substrates in South Central Africa, but without showing hyperaccumulation for this element (BROOKS & MALAISSE, 1985). Tolerance to other elements than As may be crucial for use as a phytoextractor as mixed pollution is a common characteristic of metal/metalloid impacted soils (ADRIANO, 2001).

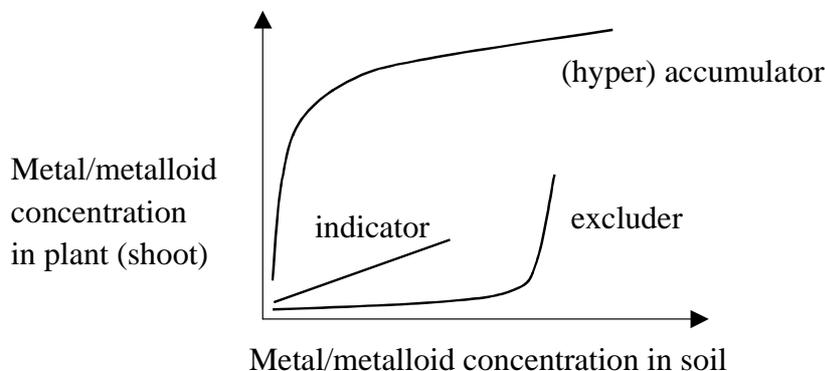


Figure 1. Conceptual model of the three basic strategies of plant response to metal/metalloid exposure. Changed after BAKER (1981) and MCGRATH et al.(2000).

## 8. Application of As phytoextraction in Europe

Both *Pteris vittata* and *Pityrogramma calomelanos* produce large biomass and are therefore promising candidates for phytoextraction purposes (MA et al., 2001; FRANCESCONI et al., 2002). Application of phytoextraction techniques may be limited as the genus *Pteris* as well as *Pityrogramma* are native to tropical and subtropical regions of the world. However, both

*Pteris vittata* and the As-hyperaccumulator *Pteris cretica* are also native to Europe (JALAS & SUOMINENEN, 1972). Ferns such as *Pteris cretica* have been cultivated for a long time and numerous cultivars (JONES, 1987) offer a rich resource for breeding. The natural distribution of *Pteris cretica* in Europe expands further north (Tessin/Switzerland) than for *Pteris vittata* (JALAS & SUOMINENEN, 1972), potentially enhancing the application of As phytoextraction towards temperate regions. *Pteris vittata* has been naturalised on a hot colliery tip in England since before 1924 (STACE, 1991). As-hyperaccumulation seems to be rather constitutive than adaptive as populations from non-contaminated environments hyperaccumulate Arsenic as well (MA et al., 2001). However, the European populations of *Pteris* species have not been tested for As-accumulation yet.

## 9. Conclusions

Recently discovered As-hyperaccumulator plants hold promise for phytoremediation of moderately polluted soils. Both *Pteris vittata* and *Pteris cretica* are also native to Europe and populations should be tested for their As-accumulation potential. Similarly to agricultural practices, cultivation of As hyperaccumulators have to be optimised in order to represent efficient and cost effective alternatives to common engineering-based clean up technologies. This includes breeding, developing management practises of perennial ferns and rhizosphere manipulation.

## 10. Acknowledgements

We acknowledge the University of Agricultural Sciences Vienna - BOKU for financial support of this work via the BOKU Priority Research Area Project #16.

## 11. References

- ADRIANO, D.C. (2001): Trace elements in the terrestrial Environment. Springer. New York, p. 219-261.
- BAKER, A.J.M. (1981): Accumulators and Excluders - Strategies in the response of plants to heavy metals. J. Plant Nutr. 3(1-4), 643-654.
- BAKER, A.J.M. & BROOKS R.R. (1989): Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements - A review of their distribution, ecology and phytochemistry, Biorecovery 1, p. 81-126.
- BECH, J., POSCHNERIEDER, C. LLUGANY, M., BARCELÓ, J., TUME, P., TOBIAS, F.J., BARRANZUELA, J.L. & VÁSQUEZ, E.R. (1997): Arsenic and heavy metal contamination of soil and vegetation around a copper mine in Northern Peru. Sci. Total Environ. 203, 83-91.
- BRANDSTETTER, A., LOMBI, E., WENZEL, W.W. & ADRIANO, D.C. (2000): Arsenic-contaminated soils: I. Risk Assessment. In: Wise, D.L., Torantolo, D.J., Cichon, W.J., In-

- yang, H.I. and Stottmeister, U. (Eds), Remediation engineering of contaminated soils. Marcel Dekker, New York. pp. 715-737.
- BROOKS, R.R., LEE, J., REEVES, R.D. & JAFFRÈ T., (1977): Detection of nickeliferous Rocks by Herbarium Species of Indicator Plants, *J. Geochem. Explor.* 7, p. 49-57.
- BROOKS, R.R. & MALAISSE F. (1985): The Heavy Metal-Tolerant Flora of South Central Africa. Balkema, Rotterdam, NL.
- CARBONELL, A.A., AARABI, M.A., DELAUNE, R.D., GAMBRELL, R.P. & PATRICK, W.H. (1998): Arsenic in wetland vegetation: Availability, phytotoxicity, uptake and effects on plant growth and nutrition. *Sci. Total Environ.* 217, 189-199.
- DE KOE, T. (1994): *Agrostis castellana* and *Agrostis delicatula* on heavy metal and arsenic enriched sites in NE Portugal. *Sci. Total Environ.* 145, 103-109.
- FITZ, W.J. & W.W. WENZEL. (2002): Arsenic Transformations in the Soil – Rhizosphere – Plant System: Fundamentals and Potential Application to Phytoremediation. *J. Biotechnol.* (accepted).
- FRANCESCONI, K., VISOOTIVISETH, P., SRIDOKCHAN, W. & GOESSLER W. (2002): Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: potential phytoremediator of arsenic-contaminated soil. *Sci. Total Environ.* 284, 27-35.
- HARTLEY-WHITAKER, J., AINSWORTH, G., VOOJIS, R., BOOKUM, W.T., SCHAT H. & MEHARG A.A. (2001): Phytochelatins are involved in differential arsenate tolerance in *Holcus lanatus*. *Plant Physiol.* 126, 299-306.
- JALAS, J. & SUOMINEN J. (1972): Atlas Florae Europaeae – Distribution of Vascular Plants in Europe, 1 Pteridophyta. The Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, FI.
- JONES, D.L. (1987): Encyclopaedia of Ferns. British Museum (Natural History), London, UK.
- JONNALAGADDA, S.B. & NENZOU G. (1996): Studies on arsenic rich mine dumps: I. Effects on the surface soil. *J. Environ. Sci. health*, A31(8), 1909-1915.
- JONNALAGADDA, S.B. & NENZOU G. (1997): Studies on arsenic rich mine dumps: II. The heavy element uptake by vegetation. *J. Environ. Sci. health*, A32(2), 455-464.
- LEPP, N.W. (1981): Effect of heavy metal pollution on plants, Volume 1. Effects of trace metal on plant function. Applied Science Publishers, London, U.K.
- LOMBI, E., WENZEL, W.W. & ADRIANO, D.C. (2000): Arsenic-Contaminated Soils: II. Remedial Action. In: Wise, D.L., Torantolo, D.J., Cichon, W.J., Inyang, H.I. and Stottmeister, U. (Eds), Remediation engineering of contaminated soils. Marcel Dekker, New York. pp. 739-758.
- MA, L.Q., KOMAR, K.M, TU, C., ZHANG, W., CAI, Y. & KENNELLY E.D. (2001): A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature (London)* 409: 579.
- MCGRATH, S.P., SIDOLI, C.M.D., BAKER, A.J.M. & REEVES R.D. (1993): The potential for the use of metal-accumulating plants for the in situ decontamination of metal-polluted

- soils. pp. 673-676. In H.J.P. Eijsackers & T. Hamers (ed) Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection. Kluwer Academic Publishers, Doordrecht, NL.
- MCGRATH, S.P., DUNHAM, S.J. & CORELL R.L. (2000) Potential for Phytoextraction of Zinc and Cadmium from Soil Using Hyperaccumulator Plants. In: N. TERRY & G. BAÑUELOS, Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 109-128.
- SCHULTE, A. & GEHRMANN J. (1996): Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in Westdeutschland. 2. Arsen, Chrom, Kobalt und Nickel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 385-389.
- PAIN, D.J., SANCHEZ, A., & MEHARG A.A. (1998): The Doñana ecological disaster: Contamination of a world heritage estuarine marsh ecosystem with acidified pyrite mine waste. Sci. Total Environ. 222, 45-54.
- PORTER, E.K. & PETERSON P.J. (1975) Arsenic accumulation by plants on mine waste (United Kingdom). Sci Total Environ. 4, 365-371.
- SALT, D.E., SMITH, R.D. & RASKIN I. (1998): Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. 49, 643-668.
- STACE, C. (1991): New flora of the British Isles, Cambridge University Press, p. 20.
- TU, C., & L.Q. MA (2002): Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by a hyperaccumulator *Pteris vittata* L. J. Environ. Qual. (in press).
- VANGRONSVELD, J., VAN ASSCHE, F. & CLIJSTERS H. (1995): Reclamation of a Bare Industrial Area Contaminated by Non-Ferrous Metals: In Situ Metal Immobilization and Revegetation, Environ. Pollut. 51-59.
- VISOOTTIVISETH, P., FRANCESCONI, K. & SRIDOKCHAN W. (2002) The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. Environ. Pollut. (in press).
- WENZEL, W.W. & JOCKWER F. (1999): Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. Environ. Pollut. 104, 145-155.
- WENZEL, W.W., ADRIANO, D.C., SALT, D. & SMITH R. (1999a): Phytoremediation: A Plant-Microbe-Based Remediation System. In: ADRIANO, D.C., BOLLAG, J.M., FRANKENBERGER, W.T.Jr. & SIMS, R.C. (Eds.), Bioremediation of Contaminated Soils. Agronomy Monograph no. 37, Madison, Wisconsin, USA, pp. 456-508.
- WENZEL, W.W., LOMBI, E. & ADRIANO D.C. (1999b): Biogeochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: PRASAD, M.N.V & HAGEMER, J. (Eds), Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems. Springer, New York, pp. 273-303.
- WENZEL, W.W., BRANDSTETTER, A., WUTTE, H., LOMBI, E., PROHASKA, T., STINGEDER, G. & ADRIANO, D.C. (2002): Arsenic in field-collected soil solutions and extracts of contaminated soils related to risk assessment of groundwater contamination. J Plant Nutr. Soil Sci. (in press).



## INVESTIGATIONS TO STUDY THE SORPTION BEHAVIOR OF ORGANIC COMPOUNDS IN SOIL

Georg HABERHAUER<sup>a</sup> und Martin H. GERZABEK<sup>a,b</sup>

<sup>a</sup>Umweltforschung, ARC Seibersdorf research GmbH, A-2444 Seibersdorf, Austria

<sup>b</sup>Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, A-1180 Wien.

### Zusammenfassung

Das Sorptionsverhalten von organischen Verbindungen in Böden stellt einen wichtigen Parameter in der Gesamtbetrachtung des Verhaltens des jeweiligen Stoffes in der Umwelt dar. Sowohl das Wissen über die Gesamtverteilung des Stoffes im Boden wie auch die Kenntnis der Detailprozesse ist für die Beurteilung organischer Stoffe im Bezug auf Mobilität und potentielle Grundwassergefährdung von Bedeutung. Anhand von Phenoxyessigsäure-Verbindungen als Modellsubstanzen wurde in mehreren Untersuchungen gezeigt, wie einzelne Einflussparameter auf das Sorptionsverhalten untersucht werden können. So zeigte sich, dass die Zufuhr unterschiedlicher organischer Dünger über mehr als 40 Jahre die Sorptionseigenschaften des Bodens gegenüber MCPA signifikant verändert. Weiteres konnte gezeigt werden, dass sich die Verteilungskoeffizienten des Gesamtbodens aus dem Sorptionsverhalten an Korngrößenfraktionen beschreiben lassen. Der Einfluss von Humin- und Fulvosäuren auf das Transportverhalten eines Phenoxyessigsäureherbizides ließ sich in einem Säulenexperiment zeigen. Die Zugabe von Huminsäuren bewirkte eine Beschleunigung und die Zugabe von Fulvosäuren einen Retardationseffekt bezüglich der Transportgeschwindigkeit. Zur Interpretation und weiteren Extrapolation der Ergebnisse können mit Hilfe der Computer-chemie geeignete Modellvorstellungen entwickelt werden.

### Summary

Adsorption onto the soil matrix appears to be one of the most important factors influencing the behavior and fate of pesticides in soil. Different approaches were used to investigate the influence of parameters like e.g. molecular structure, soil texture, SOM content and composition on the behavior of organic compounds. Sorption experiments of a number of similar compounds onto four different soils and their soil particle size fractions revealed the effect of changes in the molecular structure on the sorption behavior. Experiments with soil samples from an organic matter long term field experiment made it possible to relate changes in sorption of a selected phenoxyherbicide to changes in soil organic matter content and composition without influence of the mineral phase. Finally, the contribution of dissolved humic acids on the leaching behavior of a model herbicide was investigated. The development of sorption tests different from standardized routine experiments gives deeper insight into sorption processes (e.g. the influence of structure related effects). The introduction of computational chemistry will certainly contribute to the understanding of the factors influencing sorption in the future.

## 1. Introduction

Adsorption on clay materials, organic matter and other soil properties influences the sorption behavior of organic pesticides (BORISOVER & GRABER, 1997). Laboratory equilibrium sorption data are used to predict the partitioning of pesticides between different soil solids and solution phases and are an important indicator of pesticide mobility (RÜTTERS et al., 1999). The release (desorption) of sorbed pesticides from soil particles is of importance for the final distribution determination of the pesticides in soil. The sorption behavior is both related to texture and properties of the soils and to the chemical structure of the organic substances.

Phenoxyalkanoic acid herbicides such as 2,4-D ((2,4-dichlorophenoxy)acetic acid) or MCPA ((4-chloror-2-methylphenoxy)acetic acid) are broad-spectrum, post emergent herbicides extensively used in agriculture. Due to their chemical structure - phenoxyalkanoic acid herbicides have one polar carboxylic group and one lipophilic phenyl moiety - they are suitable model substances for studying adsorption/desorption processes in soil. Factors dominating the sorption of phenoxyalkanoic acid herbicides are postulated to be both interactions of the carboxylic groups with surfaces of organic matter and negatively charged clay via metal ion bridges and partition via lipophilic interactions in soil organic matter (BENOIT et al., 1998). The aim of this paper is to present strategies using phenoxyacetic acid herbicides as model substances to reveal specific parameters and details influencing sorption processes.

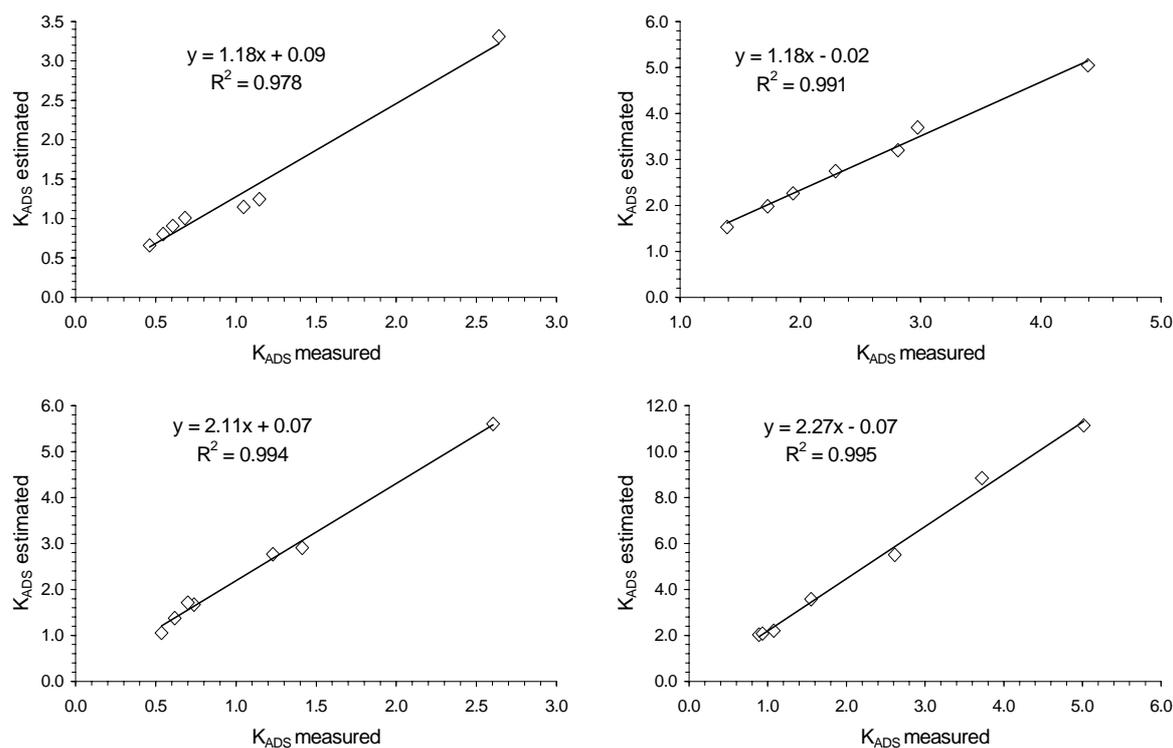
## 2. Influence of Molecular Structure on the Sorption of Phenoxyalkanoic Herbicides

HABERHAUER et al (2000) examined the adsorption/desorption behavior of a set of phenoxyalkanoic acid herbicides 2,4-D, dichlorprop, MCPA and mecoprop and their main metabolites 2,4-dichlorophenol (DCP) and 2-methyl-4-chlorophenol (MCP) on four different natural soils and their soil particle size fractions. The investigated soils varied broadly regarding texture, organic carbon content and pH. The set of sorption data obtained was used to examine whether it is possible to predict the - adsorption behavior of the selected compounds onto total soil from the sum of the adsorption behavior of these compounds onto the particle size fractions of the respective soils (see Figure 1) and to estimate the effect of small structural variations of the pesticides on the sorption behavior. The latter is aimed at the identification of possible sorption mechanisms related to certain structural moieties.

The most pronounced structure related difference in adsorption strength was observed for the introduction of an acidic moiety into the phenols (formation of phenoxyalkanoic acids). The introduction of the acidic and hence more polar moiety enhances water solubility and decreases sorption by the soil constituents. On the other hand the higher adsorption of the phenols can not only be explained by their lower polarity and therefore more pronounced partition into the organic soil matrix but also by their smaller steric requirements, which result in higher mobilities in the organic matrix.

The calculation of sorption distribution coefficients from sorption data of individual particle size fractions is possible if a correction factor, which is specific for each soil, is applied. Otherwise the calculation results in an overestimation of the sorption of the total soil. This overestimation is specific for each soil and does not depend on the structure of the compounds.

Thus, it can be concluded that the particle fractionation process introduces new adsorption sites, which are not accessible for the analyte when adsorption experiments are carried out using the original soil. Therefore, a general estimation of sorption strength of a soil from sorption data of particle size fractions, which would be of interest for many leaching models, is not possible.



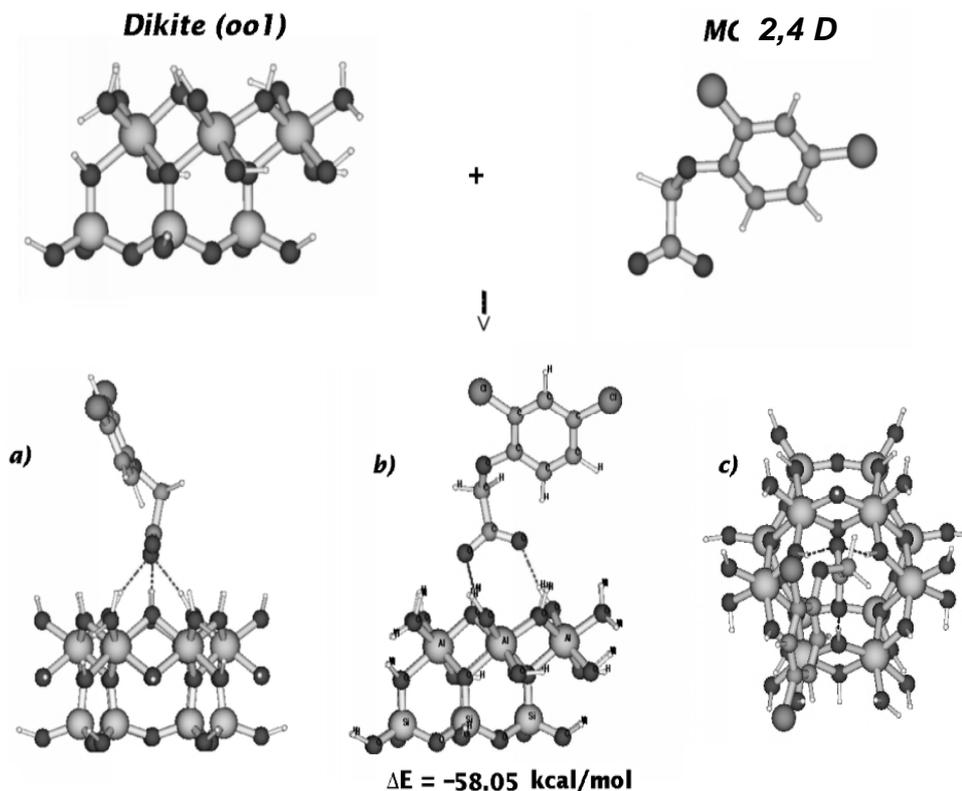
**Figure 1:** Estimated distribution coefficients of phenoxyacetic acid herbicides on a range of four soils obtained from adsorption behavior onto soil particle size fractions versus measured distribution coefficients (HABERHAUER et al., 2000).

### 3. Influence of Soil Organic Matter Composition on Sorption

Soil organic matter (SOM) and especially HS are of crucial importance for the sorption of pollutants. However, a quantification of the contribution of SOM content and quality to the overall behavior of pollutants is not easy, because of the contribution of soil mineral/pollutant interactions. The only possibility to investigate the SOM effect isolated from the effect of soil minerals is the use of soil samples from long-term experiments, in which the SOM has been altered, but the mineral phase has hardly been influenced by the long-term management.

HABERHAUER et al. (2001) described the first study of adsorption–desorption mechanisms of a herbicide with samples from a long term field experiment. It could be shown that the sorption of MCPA, which was used as model substance, is influenced significantly by the SOM characteristics of the soils investigated (soil organic matter content and quality). No significant correlation of the organic carbon content and sorption could be found. E.g. soil of the peat treated plot exhibited the highest amount of organic carbon followed by the soil of the sewage sludge treated plot. However, sorption of MCPA was significantly stronger on the soil of the sewage sludge treated plot.

Another important finding is the relatively high partitioning coefficient related to the organic carbon content for the soil sample from the fallow plot. The partitioning coefficient is almost in the range of the soil of the sewage sludge treated plot although the fallow plot soil has lost approximately one third of the original SOM after 40 years of fallow (GERZABEK et al., 2001). This loss of SOM might have resulted in an increase of surface edges of clay minerals available for interaction with MCPA due to a reduction of clay/ humic substance complexes. These results clearly demonstrate the possible effect of different land use management on pesticide sorption.

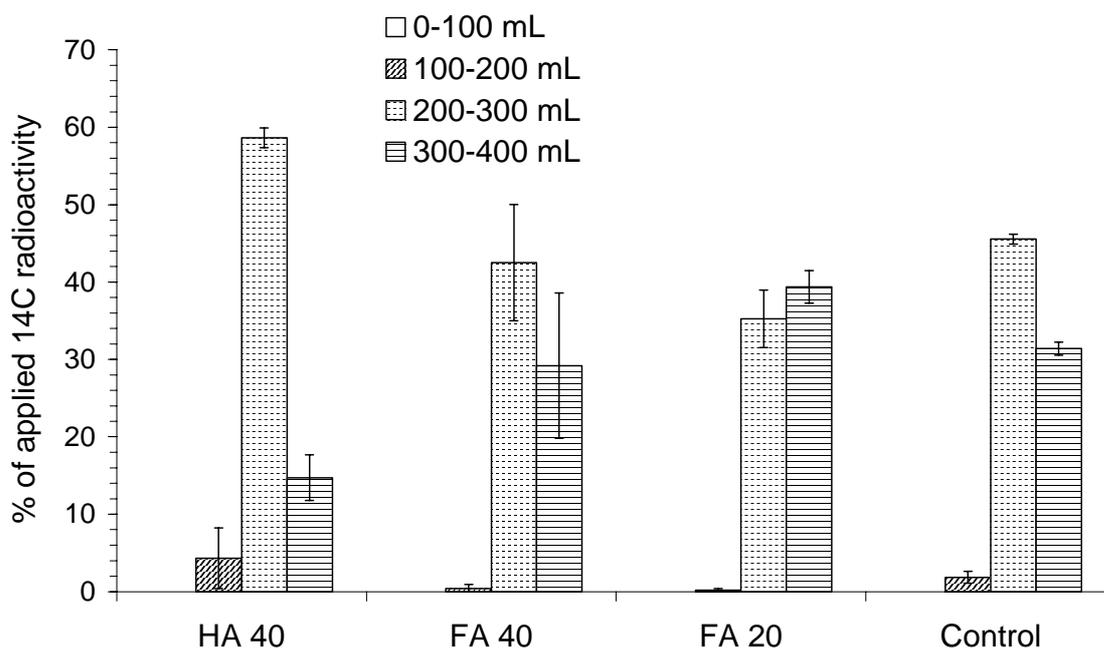


**Figure 2:** Theoretical calculation of the interaction of 2,4 D on a dickite surface.

In addition theoretical calculations were used for the interpretation of the experimental results. In the meantime these theoretical investigations were extended to a number of topics in soil systems. TUNEGA et al. (2002) describes the interactions of water or herbicide models with mineral surfaces of a dickite clay mineral (Figure 2). The calculations revealed the different reactivity of the tetrahedral and octahedral side of dickite. While strong interactions were observed with the octahedral side (Figure 2), interactions with the tetrahedral side were weak.

#### 4. Influence of Dissolved Humic Substances on the Leaching of MCPA in a Soil Column Experiment

Field observations revealed that some pesticides move by far deeper into the soil profile than would be expected from predictions made by solute transport models (WILLIAMS et al, 2000). The discrepancies have often been attributed to preferential flow (e.g. in cracks). Another explanation is facilitated transport by carriers such as dissolved organic matter (KÖGEL-KNABNER et al., 2000; RABER et al., 1997). The presence of dissolved organic matter has been proven to enhance the aqueous solubility of organic pollutants to such an extent that transport through soil can be significantly accelerated. On the other hand the addition of soluble humic substances has also been shown to increase retention of organic pollutants.



**Figure 3:** % of applied radioactivity in leachate, organic extractable and organic non extractable soil fraction. HA 40 = eluent containing 40 mg TOC L<sup>-1</sup> humic acid; FA 40, FA 20 = eluent containing 40 (20) mg TOC L<sup>-1</sup> fulvic acid; control = 0.02 CaCl<sub>2</sub> solution; control = 0.02 CaCl<sub>2</sub> solution.

Therefore a study of the transport of MCPA as a model herbicide in a soil column experiment was conducted in order to investigate the influence of dissolved organic compounds like humic and fulvic acids on the downward movement of MCPA.

Leaching experiments were carried out using disturbed soil columns (HABERHAUER et al., 2002).  $^{14}\text{C}$ -ring labeled MCPA ((4-chloro-2-methylphenoxy) acetic acid) was used. The addition of humic acids to the eluent slightly accelerated the transport of MCPA relative to the control (Figure 3). On the other hand, leaching of MCPA was retarded by addition of fulvic acids. The study demonstrates that a possible co-transport or retention of pesticides strongly depends on the composition of the dissolved organic matter. It was shown that even small changes in the composition of dissolved SOM can either decrease or increase retention of one and the same compound in soil profiles and therefore affects its movement into deeper soil layers or ground water.

## 5. Conclusion - Outlook

The determination of parameters influencing the behavior of organic compounds in soil is of great importance to assess the risk of ground water leaching. Different approaches were used to investigate the influence of parameters like e.g. molecular structure, soil texture, SOM content and composition on the behavior of organic compounds. The development of sorption tests different from standardized routine experiments gives deeper insight into sorption processes (e.g. the influence of structure related effects). In the future, the use of molecular models and computational chemistry are likely to enhance our knowledge on important mechanism and factors controlling sorption processes.

## 6. References

- BENOIT, P., BARRIUSO, E. & CALVET, R. (1998): Biosorption characterization of herbicides, 2, 4-D and Atrazine, and two chlorophenols on fungal mycelium. *Chemosphere*, Vol. 37, S. 1271-128.
- BORISOVER, M.D. & GRABER, E.R. (1997): Specific interactions of organic compounds with soil organic carbon. *Chemosphere*, Vol. 34, S. 1761-1776.
- GERZABEK, M.H., HABERHAUER, G. & KIRCHMANN, H. (2001): Soil organic matter pools and  $^{13}\text{C}$  natural abundances in particle size fractions of a long-term field experiment receiving organic amendments. *American Soil Science Society Journal*, Vol. 65, S. 352-358.
- HABERHAUER, G.; TEMMEL, B. & GERZABEK, M.H. (2002): Influence of dissolved humic substances on the leaching of MCPA in a column experiment. *Chemosphere*, Vol. 46, S. 495-499.
- HABERHAUER, G., PFEIFFER, L. & GERZABEK, M.H. (2000): Influence of molecular structure on sorption of phenoxyalkanoic herbicides on soil and its particle size fractions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48, 3722-3727.

- HABERHAUER, G., PFEIFFER, L., GERZABEK, M.H., KIRCHMANN, H., AQUINO, A., TUNEGA, D. & LISCHKA, H. (2001): Response of Sorption Processes of MCPA to the Amount and Origin of SOM in a Long-Term Field Experiment. *European Journal of Soil Science*, Vol. 52, S. 279-286.
- KÖGEL-KNABNER, I., TOTSCHKE, K.U., & RABER, B. (2000): Desorption of PAH from soil in the presence of dissolved organic matter: effect of solution composition and aging. *J. Environ. Qual.*, Vol. 29, S. 906-916.
- RABER, B., KÖGEL-KNABNER, I., STEIN, C. & KLEM, D. (1997): Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons to dissolved organic matter from different soils. *Chemosphere*, Vol. 36, S. 79-97.
- RÜTTERS, H., HÖLLRIGL-ROSTA, A., KREUZIG, R. & BAHADIR, M. (1999): Sorption behavior of Prochloraz in different soils. *J. Agric. Food. Chem.*, Vol. 47, S. 1242-1246.
- TUNEGA, D., HABERHAUER, G., GERZABEK, M.H. & LISCHKA, H. (2002). ONIOM study of adsorption sites on the 001 surface of 1:1 clay minerals. *Langmuir*, in press.
- WILLIAMS, C.F., AGASSI, M., LETEY, J., FARMER, W.J., NELSON, S.D. & BEN-HUR, M. (2000): Facilitated transport of napropamide by dissolved organic matter through soil columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 64, S. 590-594.



## **SIMULATION DER BODENTEMPERATURDYNAMIK BEI LYSIMETEREXPERIMENTEN – EINFLUSS VON SEITLICHEN LUFTSPALTEN**

**Andreas KRENN<sup>a</sup>, Eduard KLAGHOFER<sup>b</sup> und Martin H. Gerzabek<sup>a,c</sup>**

<sup>a</sup> ARC Seibersdorf research GmbH, 2444 Seibersdorf

<sup>b</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen

<sup>c</sup> Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur Wien

### **Zusammenfassung**

Das "Standardlysimeter" (DVWK, 1980) als ein weit verbreiteter Lysimetertyp hat durch seine Größe und seinen Aufbau als vollständig umschlossenes, gravimetrisch entwässerndes Lysimeter grundsätzlich von der Natur abweichende Randbedingungen. Bisher wenig diskutiert wurde bisher die Frage, wie das Temperaturprofil im „Standardlysimeter“ aussieht und ob es sich wesentlich von den natürlichen Bedingungen unterscheidet. Durch Simulationen der Wärmeverlagerungen in einem permanent trockenen lehmigen Bodenprofil mit dem Programm Hydrus2D unter Berücksichtigung unterschiedlicher künstlicher Einflüsse sollte dieser Frage nachgegangen werden. Betrachtet wurde ein rotationssymmetrisches Lysimeter (1m<sup>2</sup>, h=1,24m), welches von einem Stahlmantel und unterschiedlich breiten Luftspalten umgeben war. Im Vergleich zum ungestörten Bodenprofil war die durchschnittliche Temperatur ohne wesentliche horizontale Differenzierung im Frühjahr in 30 bzw. 90 cm bei einer Spaltbreite von 25 cm um 0.6 bzw. 1.6 °C höher- im Herbst um diese Werte kühler. Bei geringeren Spaltbreiten war dieser Effekt geringfügig kleiner. Betrachtete man die maximalen horizontalen Temperaturunterschiede zu jeweils einem Zeitpunkt, so ergaben sich dabei kurzfristige Differenzen zwischen Lysimeterrand und Lysimetermitte in 30 cm bzw. 90 cm Tiefe von bis zu 4° C bzw. 0.6 °C. Auf den Wassergehalt wirken sich diese Temperaturänderungen u.a. durch geänderte Oberflächenspannungen aus. Dieser Einfluß kann bei der Annahme von lehmigen Boden mit Wassergehaltsunterschieden von <0.1 Vol-% abgeschätzt werden. Nicht berücksichtigt wurde die Wasserdampfphase.

### **Summary**

[Temperature dynamics in soil monoliths of lysimeters – Influence of surrounding air slits.]  
A common lysimeter construction consists of a freely drained encapsulated soil monolith, which causes boundary conditions different from undisturbed field conditions. The question is, how temperature distributions in lysimeters differ from undisturbed conditions without the experimental design of a lysimeter.

Calculations of heat transfer by HYDRUS 2D were carried out for a permanent dry (-15000 hPa soil water suction) loamy soil under boundary conditions representing undisturbed field conditions and lysimeter conditions, respectively. The simulated lysimeter was modelled as soil block (1m<sup>2</sup>, 1.24 m depth), surrounded by a stainless steel containment and air slits of 8 and 25 cm, respectively. Compared to undisturbed field conditions mean temperatures for periods of three months in the lysimeter in 30 cm (90cm) depth increased in spring by 0.6°C (1.6°C) and decreased by the same values in autumn. No greater horizontal differences could

be found. Smaller slits caused insignificantly smaller temperature shifts. The maximum horizontal differences between lysimeter wall and lysimeter centre for each time step reached in 30 cm 4°C and in 90 cm depth 0.6°C, respectively. Temperature differences influence soil water content by changes in water surface tension. Estimated changes of soil water content induced through temperature differences of 4°C between wall and centre of the lysimeter reached values <0.1 vol.%. Water vapour diffusion in soil pores was not taken into consideration.

## 1. Einleitung

Schon am Ende des 18. Jahrhundert waren Lysimeterstudien – anfangs zur Beobachtung der Wirkung von Bewässerungsereignissen - eingesetzt worden. Seither sind Lysimeter auf dem Gebiet der Agrarforschung ein fester Bestandteil geworden, um Fragestellungen wie die der Wasser- und Stoffverlagerung in der ungesättigten Bodenzone zu behandeln.

Wichtig ist bei der Konzeption der Versuche darauf zu achten, ungewünschte Effekte, die sich durch den Versuchsaufbau ergeben, zu vermeiden oder zumindest zu erkennen. Das "Standardlysimeter" (DVWK, 1980) als ein weit verbreiteter Lysimetertyp hat durch seine Größe und seinen Aufbau als vollständig umschlossenes, gravimetrisch entwässerndes Lysimeter grundsätzlich von der Natur abweichende Randbedingungen. Systematische Fehler bei diesem Lysimetertyp sind schon in der DVWK, 1980 oder in ABOUKHALED et al. (1982) angesprochen worden. Es geht dabei um sog. Oaseneffekte oder um den Einfluß möglicher randlicher Umläufigkeiten entlang der Lysimeterwand sowie um die Diskussion der unteren Randbedingung (FLURY et al., 1999) - also um Einflüsse, die sich direkt auf den Wasserhaushalt auswirken können. Bisher wenig diskutiert wurde die Frage, wie das Temperaturprofil im Lysimeter aussieht und ob es sich wesentlich von den natürlichen Bedingungen unterscheidet. Durch Simulationen der Wärmeverlagerungen im Bodenprofil unter Berücksichtigung unterschiedlicher künstlicher Einflüsse soll dieser Frage nachgegangen werden.

## 2. Material und Methode

Ein wurde ein theoretischer Vergleich der Temperaturverhältnisse zwischen einem ungestörten Bodenprofil und einem von einem Stahlmantel und einem Hohlraum umgebenen Monolithen durchgeführt. Als Simulationswerkzeug wurde dazu das Programm Hydrus 2D herangezogen. Die Untersuchungen wurden für einen fiktiven lehmigen Boden mit durchschnittlichen Temperaturkennzahlen durchgeführt. Dabei wurden alle Szenarien dem selben Oberflächentemperaturverlauf ausgesetzt und die Ganglinien in 30 und 90 cm Tiefe genauer betrachtet. Die Temperaturdynamik wurde für das „Extremszenario“ eines permanent trockenen Bodens (-15000 hPa) errechnet.

Ein Lysimeter wurde durch ein Rechteck mit 124 cm Höhe und 56.4 cm Breite simuliert. Die unteren 24 cm entsprachen dabei den Filtersand, darüber befand sich der lehmige Bodenmonolith. Durch Rotation des Rechteckes um eine vertikale zentrale Achse wurde die dritte Dimension erzeugt und somit ein Zylinder mit einer Oberfläche von 10000 cm<sup>2</sup> als Verlage-

rungsobjekt simuliert. Dieses Lysimeter wurde in den Simulationen von einem 8 bzw. 25 cm breiten Luftspalt umgeben, bevor außen wieder ein lehmiger Boden angeordnet wurde.

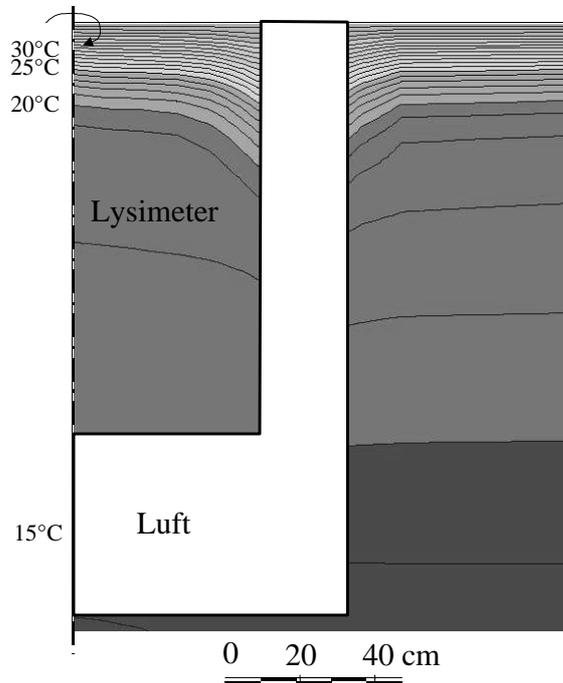
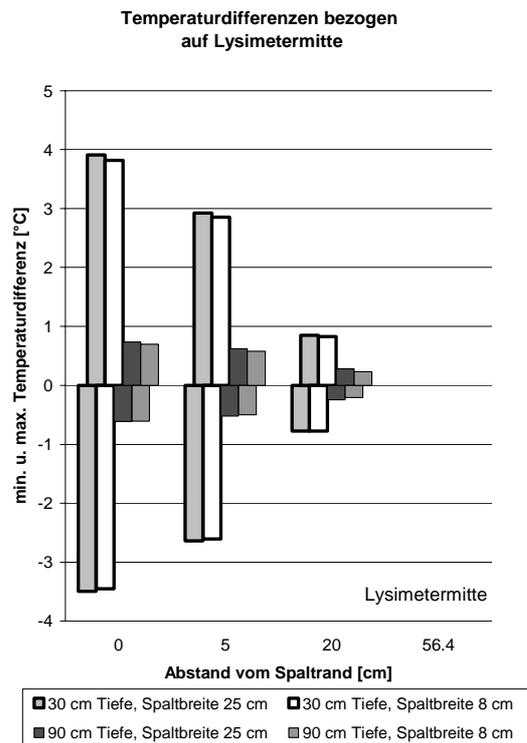
Die Berechnung der Temperaturverlagerung wurde durch Diffusions- und Dispersionsterme über flüssige und feste Bestandteile berücksichtigt, die Wasserdampfdiffusion wurde nicht miteinbezogen. Für sämtliche Überlegungen wurde vorausgesetzt, daß der Hohlraum um das Lysimeter abgedeckt war und kein freier Luftaustausch möglich war.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Vergleicht man die mittleren Temperaturen des natürlichen Profils in den Tiefen 30 und 90 cm mit den, abhängig vom Abstand zum Spalt jeweils unterschiedlichen Temperaturen des „gestörten“ Lysimeterprofils, so waren zwar im Jahresdurchschnitt keine Unterschiede zu erkennen, faßt man die Daten jedoch quartalsweise zusammen, konnten in 30 cm bzw. 90 cm Tiefe im Lysimeter im Frühjahr bei Spaltbreiten von 8 cm 0.6 bzw. 1.6 °C höhere Temperaturen festgestellt werden. Im Herbst waren sie im Lysimeter im Durchschnitt um die selben Werte niedriger. Bei einer größeren Spaltbreite von 25 cm erhöhten sich die Werte auf 0.8 bzw. 2.2 °C. Die mittleren Abweichungen zum ungestörten Bodenprofil ergaben dabei keine starke Differenzierung in horizontaler Richtung.

Betrachtet man die maximalen horizontalen Temperaturunterschiede zu jeweils einem Zeitpunkt, so ergaben sich dabei Differenzen zwischen Lysimeterrand und Lysimetermitte in 30 cm Tiefe von bis zu 4°C (Abbildung 1). 20 cm vom Rand entfernt, sank der Einfluss auf Werte  $< 0.8^{\circ}\text{C}$  ab. In 90 cm Tiefe waren am Lysimeterrand maximale Temperaturunterschiede von 0.6°C bzw. in 20 cm Entfernung von 0.2°C aufgetreten. Es gab geringfügig größere Abweichungen bei größeren Spaltbreiten als bei kleineren Spaltbreiten.

Temperaturdifferenzen beeinflussen u.a. durch die Änderung der Oberflächenspannung von Wasser bei unterschiedlichen Temperaturen den Wasserhaushalt. Es findet dabei eine Wasserverlagerung in Richtung der kühleren Bereiche hin statt. Dieser Einfluß ist bei mittleren Feuchtigkeitsbedingungen am stärksten (Hillel, 1980). Im Frühjahr war die Randzone daher geringfügig trockener, im Herbst geringfügig feuchter. Temperaturdifferenzen von 4°C ergaben dabei Unterschiede von 0.8 % bei den Saugspannungswerten (Miyazaki, 1993). Bei dem verwendeten Boden ergab diese Saugspannungsveränderung im schlechtesten Fall eine Wassergehaltsänderung von 0.1 Vol.-%. Die Veränderungen des Wassergehaltes durch den Transport in der Gasphase wurden nicht abgeschätzt.



**Abbildung 1:** Maximale Unterschiede der Temperaturen am Spaltrand, 5 cm innerhalb und 20 cm innerhalb des Lysimeters im Vergleich zu den Temperaturen 56.4 cm innerhalb des Lysimeters (=Mitte). Es wird zwischen 8 und 25 cm Spaltbreiten, sowie zwischen den Tiefen 30 und 90 cm unterschieden.

**Abbildung 2:** Temperaturverteilung zum Zeitpunkt der größten Temperaturdifferenz in 30 cm Tiefe zwischen Lysimetermitte und Lysimeterrand bei trockenen Bedingungen und einer Spaltbreite von 25 cm.

#### 4. Literatur

- ABOUKHALED, A., ALFRO A. & SMITH M. (1982): Lysimeters. FAO Irrigation and drainage paper, Nr. 39, Rome, S. 1-68
- DVWK (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. In DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 114, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V, Hamburg, Berlin: Parey, S 1-52.
- FLURY, M., YATES M.V. & JURY W.A. (1999): Numerical Analysis of the Effect of the Lower Boundary Condition on Solute Transport in Lysimeters. Soil Science Society of America Journal, Vol. 63, S. 1493-1499.
- HILLEL, D. (1980): Fundamentals of Soil Physics. Academic Press, New York, S. 1-414
- MIYAZAKI, T., HASEGAWA S. & KASUBUCHI T. (1993): Waterflow in Soils, M. Dekker Inc., New York, S. 1-296.



## MODELLIERUNG VON RHIZOSPHÄRENPROZESSEN: BIOVERFÜGBARKEIT VON SCHWERMETALLEN

Andrea SCHNEPF<sup>a</sup>, Thomas SCHREFL<sup>b</sup>, Markus PUSCHENREITER<sup>a</sup> und Walter W. WENZEL<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Gregor Mendel Str. 33, 1180 Wien

<sup>b</sup> Institut für Angewandte und Technische Physik, TU Wien, Wiedner Hauptstr. 8-10, 1040 Wien

### Zusammenfassung

Das mechanistische Rhizosphärenmodell NST 3.0 wurde dazu verwendet, die Aufnahme von Ni durch den Hyperakkumulator *Thlaspi goesingense* zu modellieren und mit gemessenen Daten aus einem Rhizobox-Versuch zu vergleichen. Simulationsergebnisse bestätigen eine gemessene Abreicherung von labilem Ni in Wurzelnähe, können aber einen Peak in ca. 1.5 mm Abstand zur Wurzeloberfläche nicht nachvollziehen. Bestehende Modelle sollen um zusätzliche Prozesse erweitert werden, wie etwa die Wirkung von Wurzelhaaren, Wurzel-exsudaten, Mikroorganismen und Mykorrhiza, welche die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Schwermetalles in der Rhizosphäre erhöhen können.

### Abstract

The mechanistic rhizosphere model NST 3.0 was applied to model the uptake of Ni by the hyperaccumulator *Thlaspi goesingense*. Results were compared to measured data from a rhizobox experiment. Simulation results confirm a measured depletion of labile Ni in the vicinity of the root, but a peak at approximately 1.5 mm distance from the root surface could not be reproduced. Existing models should be extended to account for additional processes such as the effect of root hairs, root exudates, micro-organisms and mycorrhiza which can enhance metal mobility and bioavailability.

### 1. Einleitung

Die Rhizosphäre als Ort der Interaktion von Pflanze und Boden ist für die pflanzliche Aufnahme von Stoffen aus der Bodenlösung von Bedeutung. Die Verwendung von mechanistischen Modellen zur Simulation von Rhizosphärenprozessen ist eine etablierte Methode, um Kenntnis über die wirkenden Prozesse zu erlangen. Mechanistische Rhizosphärenmodelle („single root models“) bewegen sich auf dem Skalenniveau einer einzelnen Wurzel und dem sie umgebenden Boden. Sie berechnen die Aufnahmerate eines Stoffes aus der Bodenlösung sowie Konzentrationsgradienten, die sich aufgrund der Wurzeinflüsse in der Rhizosphäre entwickeln. Abb.1 zeigt eine schematische Darstellung möglicher Konzentrationsgradienten in der Rhizosphäre. Diese Eigenschaften legen nahe, dass diese Modelle auch zur Simulation der Bioverfügbarkeit von Schwermetallen herangezogen werden könnten. Mathematische Modelle können somit als Handwerkszeug zur Untersuchung der Prozesse, die bei der Phytoextraktion, z.B. bei der Hyperakkumulation, von Schwermetallen eine Rolle spielen, dienen.

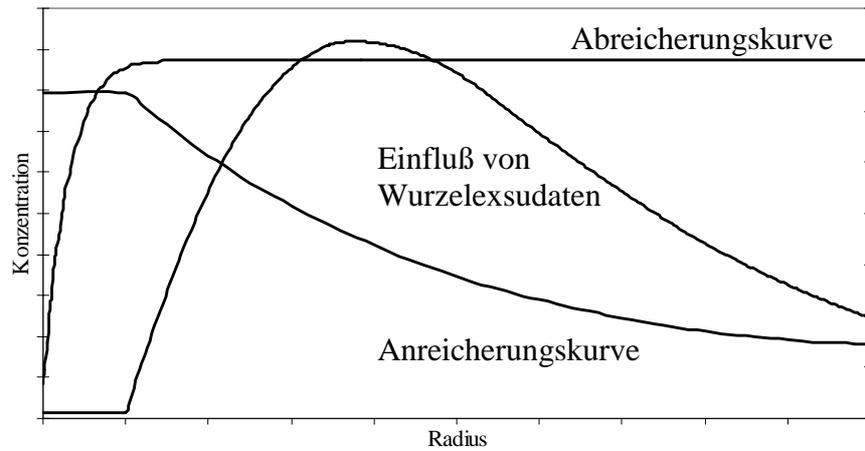


Abb.1: Schematische Darstellung möglicher Konzentrationsgradienten in der Rhizosphäre

## 2. Material und Methoden

### Rhizosphärenmodelle

Ein bekanntes single root uptake model ist das Modell NST 3.0 von Syring & Claassen (1996). Die berücksichtigten Prozesse sind Stofftransport, Sorption und Aufnahme durch die Pflanzenwurzel. Das Modell von Kirk (1999) inkludiert zusätzlich den Effekt eines Komplexbildners, der von der Pflanzenwurzel ausgeschieden wird, auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit des aufzunehmenden Ions. Diese Prozesse sind in Abb. 2 dargestellt.

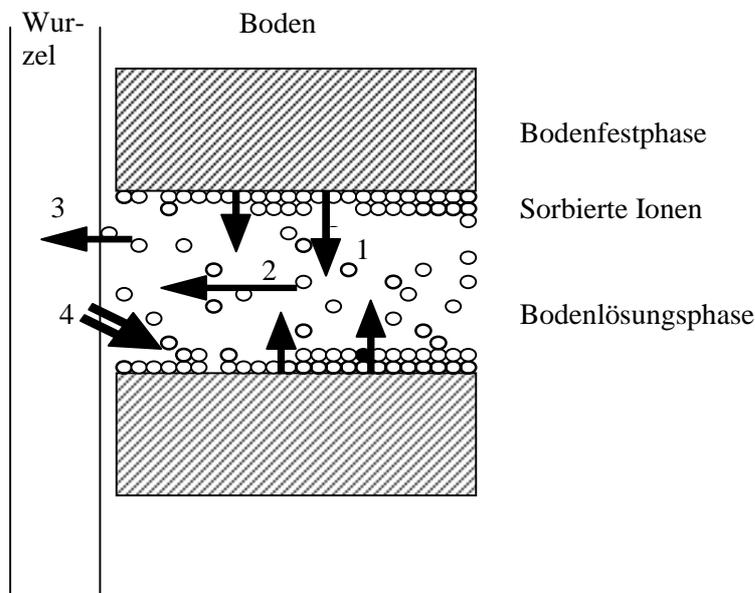


Abb. 2: Das System Boden-Wurzel (1: Desorption, 2: Transport zur Wurzeloberfläche, 3: Aufnahme in die Wurzel, 4: Ausscheiden von Wurzelexsudaten; nach Claassen & Steingrobe, 1999)

Diese Modelle werden für die Simulation der Schadstoffaufnahme durch Phytosanierungspflanzen weiterentwickelt, um so zu einem besseren Verständnis über die relevanten Rhizosphärenprozesse in diesem Bereich beizutragen.

## 2.2. Modellierungstool FlexPDE

Die Nicht-Linearität der zugrunde liegenden partiellen Differentialgleichungen (PDE's) und Randbedingungen dieser Rhizosphärenmodelle erschwert die Auffindung numerischer Lösungen. FlexPDE Version 2.17 (©1999 PDE Solutions Inc) (Nelson, 1998) ist ein Software-Paket, das partielle Differentialgleichungen mit ihren Randbedingungen mit Hilfe der Methode der Finiten Elemente automatisch löst. Die Eingabe der Gleichungen und Randbedingungen erfolgt in einem Editor, die Ausgabe in Form von Graphiken und Tabellen (Abb. 3). Software Pakete wie FlexPDE ermöglichen dem Anwender, eine Reihe von Gleichungen und Randbedingungen in einer relativ kurzen Zeit zu lösen. Es konnte gezeigt werden, daß diese Software zur Simulation von Rhizosphärenprozessen geeignet ist (Schnepf et al., 2001).

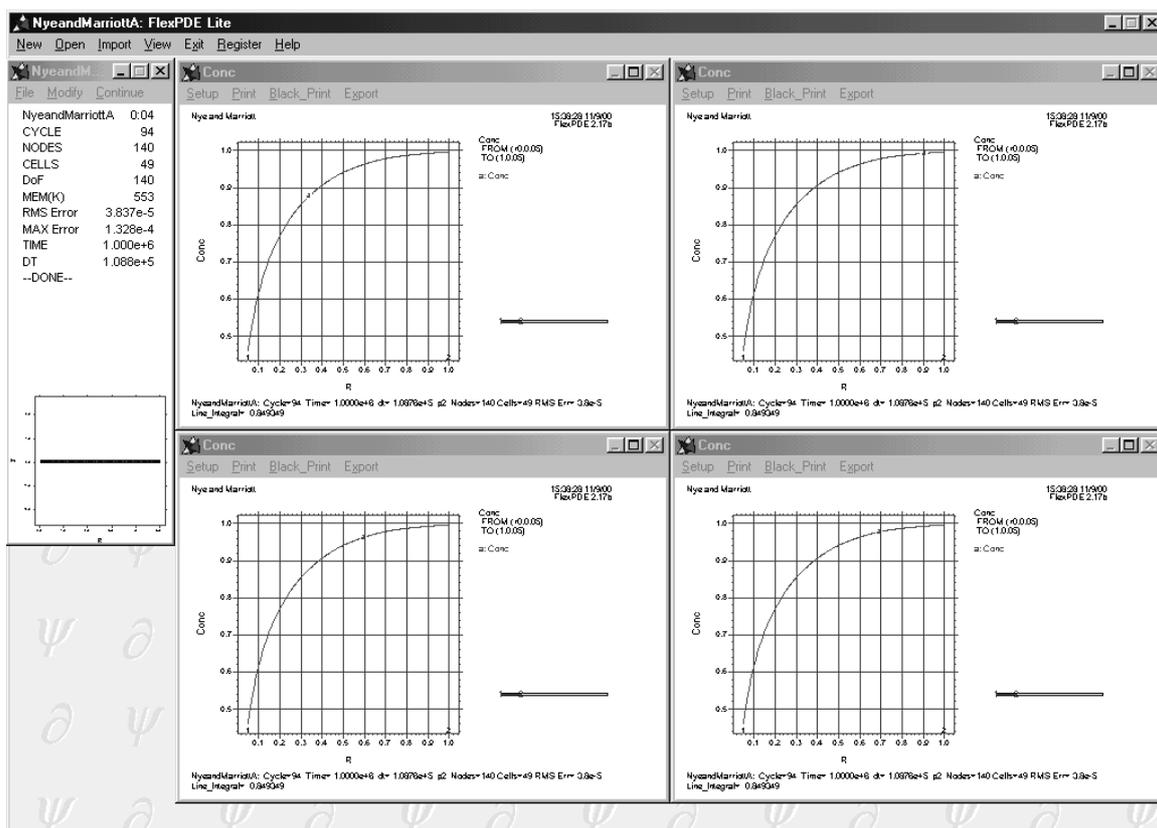


Abb.3: FlexPDE Output: Konzentrationsgradienten in der Rhizosphäre (Screen shot)

### 3. Ergebnisse

Das Modell NST 3.0 wurde in einem ersten Versuch dazu verwendet, die Aufnahme von Ni durch den Hyperakkumulator *Thlaspi goesingense* zu modellieren und mit gemessenen Daten aus einem Rhizobox-Versuch zu vergleichen. Ausgewählte Inputparameter sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Ausgewählte Input Parameter für das Modell NST 3.0

Parameter [Einheit]	Bezeichnung	Werte
$D_e$ [ $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ ]	Effektiver Diffusionskoeffizient	2,68E-08
$v_0$ [ $\text{cm s}^{-1}$ ]	Geschwindigkeit des Porenwassers	9,80E-07
$I_{\text{max}}$ [ $\text{mg cm}^{-2} \text{Wurzel s}^{-1}$ ]	Maximale Aufnahme rate	5,89E-09 (Methode 1)
		2,67E-07 (Methode 2)
$K_m$ [ $\text{mg cm}^{-3}$ ]	Michaelis Menten Konstante	2,12E-03

Die Daten für  $I_{\text{max}}$  stammen aus einem Nährlösungsversuch (Lombi, 2002, unpubl.) und beziehen sich auf RFW (root fresh weight, Wurzelfrischgewicht). Die für die Modellierung nötige Beziehung auf RSA (root surface area, Wurzeloberfläche) erfolgt bei Methode 1 durch Umrechnung über das Frischgewicht und die Fläche der Wurzelmatte in der Rhizobox und bei Methode 2 durch die Formel  $r_0 = \text{RFW}/\sqrt{(\pi \text{RL})}$  (Meyer & Jungk, 1992) unter der Annahme eines durchschnittlichen Wurzelradius von 0.05 cm (RL steht für root length, Wurzellänge,  $r_0$  für Wurzelradius).

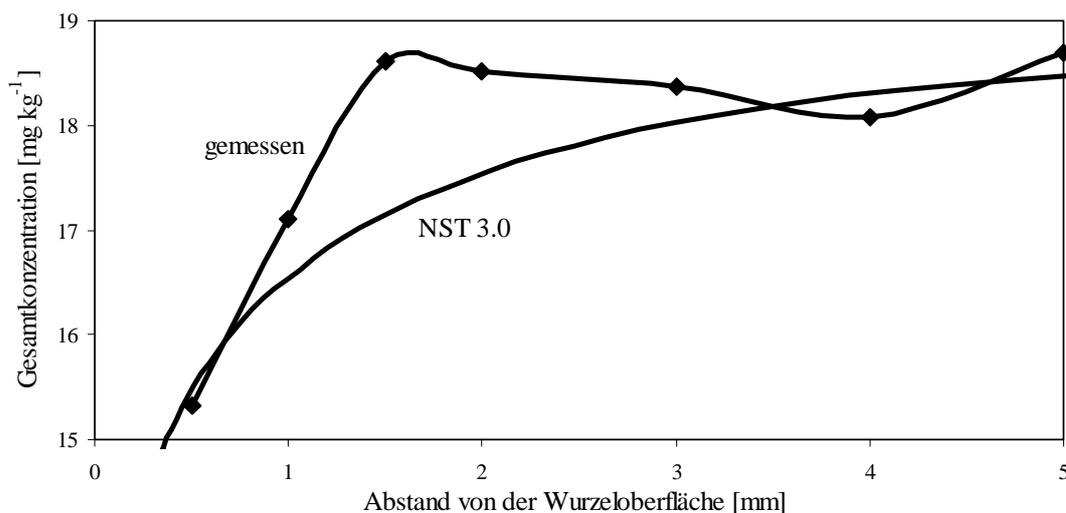


Abb. 4: Ni Konzentrationsgradient in der Rhizosphäre (Rhizoboxdaten und Modelloutput)

Der Konzentrationsgradient von Ni in der Rhizosphäre wurde in einem Rhizobox-Versuch experimentell bestimmt (Puschenreiter, 2002, unpubl.) und mit dem Modell NST 3.0 aufgrund der ermittelten Inputparameter berechnet. Für die Kurve in Abb. 4 wurde der Wert für  $I_{\max}$  nach Methode 2 verwendet.

#### 4. Diskussion und Ausblick

Für den  $I_{\max}$ -Wert nach Methode 2 stimmen der gemessene und berechnete Gradient relativ gut überein. Ein Peak bei ca. 1.5 mm konnte mit dem Modell nicht nachvollzogen werden.

Bei der Bestimmung mancher Inputparameter ist der Unterschied zwischen den verschiedenen Methoden im Bereich von mehreren Größenordnungen (vgl. Methode 1 und 2 für  $I_{\max}$ )! Dies liegt unter anderem daran, daß die Geometrie der Rhizobox und die dem Modell zugrundeliegende Geometrie unterschiedlich sind: Das Modell bezieht sich auf eine einzelne Wurzel mit einer radial-symmetrischen Geometrie, während die Rhizobox eine planare „Wurzelmatte“ beinhaltet. Daten aus Rhizobox-Versuchen und Modellierungsergebnisse auf der Ebene einer Wurzel müssen in Einklang gebracht werden.

Sensitivitätsanalysen sollen Auskunft darüber geben, welche Parameter und Prozesse besonderen Einfluß ausüben.

Um ein Verständnis der zugrundeliegenden Prozesse bei der Phytoextraktion zu erlangen, können Rhizosphärenmodelle herangezogen werden. Wichtige Prozesse sind in diesem Zusammenhang die Wirkung von Wurzelhaaren, Wurzelexsudaten, Mikroorganismen und Mykorrhiza, welche die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Schwermetalles in der Rhizosphäre erhöhen können. Bestehende Modelle sollen um diese Prozesse erweitert werden.

#### 5. Literatur

- CLAASSEN N. & STEINGROBE B 1999. Mechanistic Simulation Models for a better understanding of nutrient uptake from soil. In: Zdenko Rengel (Ed)., Mineral nutrition of crops. p 327-367. The Haworth Press, Inc.
- KIRK G.J.D. 1999. A model of phosphate solubilization by organic anion excretion from plant roots. Eur. J. Soil Sci. 50: 369-378.
- MEYER D. & JUNGK A. 1993. A new approach to quantify the utilization of non-exchangeable soil potassium by plants. Plant and Soil 135: 295-243.
- NELSON R.G. 1998. www.pdesolutions.com., Sunol, CA.
- SCHNEPF A., SCHREFL T., RIEDLER C. & WENZEL W.W. 2001. A novel tool in rhizosphere modeling. Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Guelph, Canada.
- SYRING K.N. & CLAASSEN N. 1996. Model of nutrient uptake © NST 3.0. <http://www.gwdg.de/~uaac/>.



## **RHIZOSPHÄRENMANAGEMENT MIT MYKORRHIZA / MIKROBEN BEI PHYTOEXTRAKTION VON SCHWERMETALLEN MIT WEIDEN UND PAPPELN**

**Peter SOMMER<sup>a</sup>, Gisela BURGUERA<sup>a</sup>, Gerlinde WIESHAMMER<sup>a</sup>, Joseph STRAUSS<sup>b</sup>, Günther ELLERSDORFER<sup>b</sup> und Walter W. WENZEL<sup>a</sup>**

<sup>a</sup> Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Wien

<sup>b</sup> Zentrum für Angewandte Genetik, Universität für Bodenkultur Wien; Ecoworks Laboratories Consulting GesmbH

### **Zusammenfassung**

Phytoextraktion ist eine neuartige Technologie zur schonenden und kostengünstigen Sanierung schwermetallbelasteter Böden. In dieser Studie wird durch Inokulation mit kommerziell erhältlichen Mikroben und Mykorrhizen-Präparaten deren Einfluss auf die Schwermetallaufnahme von Salweiden (*Salix caprea*) im Hinblick auf deren Eignung zur Phytoextraktion von Pb, Cd und Zn untersucht. Zusätzlich wurden in diesen Gefäßversuchen nichtinokulierte Salweiden und Zitterpappeln (*Populus tremula*) einbezogen. Die Pflanzen wurden für eine neunmonatige Versuchsdauer in unterschiedliche schwermetallkontaminierte Böden gepflanzt. Die Konzentrationen von Cd (bis 35-fach), Pb und Zn (beide bis 7-fach) überschritten in den Blättern der inokulierten Weiden zu Versuchsende die Toxizitätsgrenzbereiche. Der Gesamtentzug von Cd (2- bis 4-fach) und Zn (3- bis 6-fach) durch die inokulierten Weiden war höher als bei den nicht-inokulierten Versuchspflanzen. Weitere Untersuchungen mit verschiedenen Mykorrhiza- und Mikrobenpräparaten sollen helfen das natürliche Metallakkumulationspotential von Pappeln und Weiden zu erhöhen.

### **Abstract**

Remediation of metal polluted soils by accumulating plants (phytoextraction) is an environmentally friendly and low cost approach. Recently we have found willows and poplars capable of accumulating metals in large amounts in their leaves. In the rhizosphere associated mycorrhizal fungi and microbes can influence the metal uptake by plants. In this study we investigated the influence of inoculation with commercially available microbes and mycorrhizal fungi on the metal uptake by willows (*Salix caprea*). Non-inoculated willows and poplars were included in this pot experiment. All trees were planted on heavy metal contaminated soils for a nine-month growth period. Concentrations of Cd (35-fold) Pb and Zn (both 7-fold) in leaves of inoculated willows were found to be enhanced compared to phytotoxicity limits. The total extraction of Cd (2- to 4-fold) and Zn (3- to 6-fold) was increased by inoculation in relation to the non-inoculated willows. Further research needs to be conducted to obtain more information about effective plant-microbes/mycorrhiza combinations.

## 1. Einleitung

Phytoextraktion ist eine neue Technologie zur schonenden und kostengünstigen Sanierung schwermetallbelasteter Böden (Salt et al., 1998; Wenzel et al., 1999). Man unterscheidet dabei *induzierte* und *kontinuierliche Phytoextraktion*.

Erstere erzielt mit Hilfe von chemischen Zusätzen erhöhte Schwermetallaufnahmen durch biomassereiche - zumeist agrarisch genutzte – tolerante Arten. Nachteile der *induzierten Phytoextraktion* umfassen die zu hohen Mobilisierungseffekte der Chelatoren im Boden, die dennoch oft unzureichenden Aufnahmeleistungen der Pflanzen sowie die Persistenz der metallorganischen Komplexe im Boden und damit verbundene Risiken der Grundwasserkontamination in Gebieten mit positiver Wasserbilanz (Wenzel et al., 2002).

Bei der *kontinuierlichen Phytoextraktion* wird die Fähigkeit natürlich akkumulierender Pflanzen, Schwermetalle in der oberirdischen Biomasse anreichern zu können, genutzt. Hierzu eignen sich vor allem Hyperakkumulatoren: das sind Pflanzen, die mehr als  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  Cd,  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  Co, Cu, Cr, Pb und Ni oder  $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$  Mn und Zn in den oberirdischen Pflanzenteilen anreichern können, in der Regel aber nur geringe Biomasse haben. Weiters werden verstärkt ertragreiche Arten (z.B. Pioniergehölze) mit hoher Toleranz gegenüber Schadstoffen getestet, die zwar zumeist nicht die hohen Elementanreicherungen der Hyperakkumulatoren erzielen, aber eine Reihe anderer Vorteile zeigen (Flathman et al., 1998; Greger, 1999; Pulford et al., 1995).

Ihr größeres Wurzelsystem ermöglicht eine tiefergehende Reinigung und bessere Stabilisierung der kontaminierten Böden. Die Schadstoffakkumulation kann gegenüber krautigen Pflanzen über längere Zeiträume erfolgen, eine jährliche Ernte ist nicht notwendig. Viele Pioniere wie Weiden und Pappeln sind einfach in der Kultivierung, schnellwüchsig, relativ anspruchslos, geographisch weit verbreitet und vegetativ leicht vermehrbar. Diese Bäume haben einen hohen Wasserverbrauch und nehmen damit hohe Mengen gelöster Schadstoffe auf. Pioniergehölze können oftmals eine Reihe von gleichzeitig im Boden befindlichen Schadstoffen tolerieren, auch organische, die insbesondere von Hybridpappeln in der Rhizosphäre abgebaut werden können (Burken et al., 1997; Newman et al. 1997; Tompson et al., 1997; Omasa et al., 2000). Die Schadstoffe werden vorwiegend in den Blättern akkumuliert, die Schwermetallbelastung des Holzes ist in der Regel gering. Das Holz kann bei geringem Verunreinigungsgrad als Brennmaterial oder zur Herstellung von Biotreibstoffen verwendet werden.

Bei Screening–Untersuchungen auf kontaminierten Standorten wurden schwermetalltolerante Birken, Pappeln und Weiden entdeckt. Die Schwermetallkonzentrationen im Laub lagen bei Cd, Pb und Zn deutlich über allen bei normalen Pflanzen phytotoxisch wirkenden Schwermetallkonzentrationen nach Sauerbeck (1989).

In der Rhizosphäre assoziierte Mikroben und Mykorrhizapilze spielen eine wichtige Rolle im System Boden – Pflanzen, indem sie etwa die Nährstoffaufnahme der Wirtspflanzen erhöhen. Zusätzlich können sie die Schwermetallaufnahme in die Pflanze beeinflussen (Cooper & Tinker, 1978; Leyval & Jones, 2000).

In einem Gefäßversuch wurde die Metallaufnahme von Zitterpappeln und Salweiden aus kontaminierten Böden und der Einfluß von Mikroben und Mykorrhizen-Präparaten die Metallakkumulation im Laub untersucht.

## 2. Material und Methoden

Der Gefäßversuch gliederte sich in zwei Teile:

(1) Zum einen wurden die Auswirkungen von Wurzelbehandlungen mit Mikroben / Mykorrhiza auf die Schwermetallaufnahme durch *Salix caprea* (Herkunft: Arnoldstein) getestet.

(2) Zum anderen wurde die Schwermetallaufnahme-Kapazität von *Salix caprea* (Mauerbach) und *Populus tremula* (Lobau), die beide ursprünglich von unkontaminierten Standorten in Wien stammen, untersucht, um deren Eignung für den Einsatz zur Phytoextraktion von Pb, Cd und Zn zu prüfen.

Drei kontaminierte und ein unkontaminierter Boden kamen zur Anwendung. Die Schwermetallgesamtgehalte und die labile Fraktion (1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) wurden zu Versuchsbeginn gemessen. Die Versuchsböden ABW und Arnoldstein waren stark kontaminiert, der Boden Hirschstetten nur mäßig mit Kupfer belastet und der Boden aus Hirschstetten diente als unbelastete Kontrolle. (Tabelle 1).

Tabelle 1: Schwermetall-Gesamtgehalte der im Gefäßversuch eingesetzten Böden [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]

Boden	Cd	Cu	Pb	Zn
ABW	37	162	1104	6762
Arnoldstein	51.5	113	9647	2394
Neunkirchen	0.5	225	100	344
Hirschstetten	unbelasteter Kontrollboden			

Der erste Teil des Gefäßversuch gliederte sich in 4 verschiedene Varianten mit jeweils 4-facher Wiederholung: (1) Inokulation der Wurzeln mit einem kommerziellen Mykorrhizenpräparat (Mycor<sup>TM</sup>), (2) Behandlung der Böden mit einem organischen Dünger (Biovin 5 % (v/v), enthält aktive Mikroorganismen wie Streptomyceten und Aktinomyceten), (3) Kombination von Mycor<sup>TM</sup> und Biovin und (4) keine Behandlung. Vor der Bepflanzung wurden die Versuchsböden durch Autoklavieren (Webeco Autoklav 1969) sterilisiert.

Im zweiten Teil des Gefäßversuchs wurden nicht behandelte Pappeln und Weiden in 5-facher Wiederholung auf denselben, aber nicht sterilisierten Versuchsböden gezogen. Zusätzlich gab es unbepflanzte Kontrollböden in dreifacher Wiederholung. Die vegetativ vermehrten Stecklinge wurden einzeln in Gefäße mit jeweils 2 kg Boden gepflanzt. Nach neun Monaten wurde der Versuch beendet und es wurden die labilen Schwermetallfraktionen (1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extraktion nach Blum et. al., 1996), die Biomasseentwicklung sowie die Metallkonzentration in den Blättern und Wurzeln nach Aufschluss mit  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$  im geschlossenen Mikro-

wellenverfahren (MLS Mega 249 S/N 121 398) gemessen und der Gesamtschwermetallentzug durch die Pflanzen berechnet.

Die Analyse der Metallkonzentrationen (Cd, Cu, Pb und Zn) erfolgte am ICP-MS (Elan 5000, Perkin Elmer) der MA 22, Stadt Wien. Die Ergebnisse der Schwermetallmessungen wurden auf ofentrockene Proben bezogen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

- Böden (Ergebnisse nicht dargestellt)

Nach neunmonatiger Versuchsdauer konnte im Boden Neunkirchen nur bei jenen Varianten, welche mit *Salix caprea* aus Arnoldstein bepflanzt und mit Biovin und/oder Mykorrhiza behandelt wurden, eine deutliche Reduktion der Kupferlabilität (1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) auf ein ökologisch unbedenkliches Niveau festgestellt werden. Auf Boden Arnoldstein fiel die labile Fraktion von Pb, Cd, Cu und Zn auf bis zu 2/3 der Ausgangskonzentrationen, es konnten nur geringe Unterschiede innerhalb der beplanten Versuchsvarianten festgestellt werden. Im Boden ABW veränderte sich die labile Schwermetallfraktion während des Versuchs nur wenig.

Zusammenfassend lassen die gemessenen Schwermetallkonzentrationen bereits nach nur neunmonatiger Versuchsdauer einen Trend zur Abnahme der labilen Metallfraktion erkennen. Die Bepflanzung bewirkte - mit Ausnahme des ABW-Bodens - eine Reduktion der Metallablässigkeit. Die Behandlung der Pflanzen mit Mykorrhiza und/oder Biovin hatte in den meisten Fällen eine zusätzliche Reduktion der labilen Metallfraktionen zur Folge, und zeigte die Möglichkeit für ein gezieltes Rhizosphärenmanagement auf.

- Pflanzen

Beide Weidenklone hatten in allen Versuchsansätzen einen höheren Sprossbiomassenzuwachs als die Pappelklone, der unterschiedliche Sprosszuwachs ist als artspezifisch zu werten. Alle Pflanzen produzierten die geringsten Biomassen auf dem Boden ABW und die höchsten auf dem Boden Arnoldstein, die Sprosszuwächse der Pflanzen auf den Böden Hirschstetten und Neunkirchen waren in allen Varianten ähnlich, aber stets etwas geringer als auf Arnoldstein.

Die höchsten Konzentrationen in den Blättern von *P. tremula* – Lobau wurden auf den Böden ABW und Arnoldstein gemessen und überschritten bei Zn (1658 mg kg<sup>-1</sup> TS) und Cd (168 mg kg<sup>-1</sup> TS) den phytoökologischen Schwellenwert für normale Pflanzen (Sauerbeck, 1989). Diese Pappel erreichte mit > 100 mg Cd kg<sup>-1</sup> das Kriterium für Cd - Hyperakkumulation.

Entsprechend dem Kontaminationsprofil der Versuchsböden akkumulierte *S. caprea* aus Mauerbach auf Boden Arnoldstein vor allem Pb (121 mg kg<sup>-1</sup>) und Cd (260 mg kg<sup>-1</sup>) und auf Boden ABW vorwiegend Zn (2722 mg kg<sup>-1</sup>). Wie bei der Zitterpappel war bei Pb und Zn die Translokation in die Blätter hoch, die Toxizitätsgrenze für normale Pflanzen wurde überschritten und die Weiden konnten als Cd - Hyperakkumulatoren eingestuft werden.

Das höchste Metall-Akkumulationspotential zeigte *S. caprea* aus Arnoldstein, in deren Blattmasse folgende Maximalkonzentrationen gemessen wurden: Zn ( $5399 \text{ mg kg}^{-1}$ ) auf ABW-Boden in der Bioinvariante (Einzelwert), Pb ( $109 \text{ mg kg}^{-1}$ ) und Cd ( $351 \text{ mg kg}^{-1}$ ) auf mit Mykorrhiza + Biovin behandeltem Boden Arnoldstein und Cu ( $17 \text{ mg kg}^{-1}$ ) auf behandeltem Boden ABW. Eine Erhöhung der Metallkonzentrationen in Weidenblättern konnte somit generell dann festgestellt werden, wenn die Wurzeln mit Mykorrhiza und / oder Mikroben behandelt wurden.

In Abbildung 1 ist die Gesamtextraktion von Schwermetallen durch die Pflanzen als Produkt aus Blattbiomasse und Metallkonzentration im Laub für die Varianten beider Gefäßversuche auf den Böden ABW und Arnoldstein dargestellt.

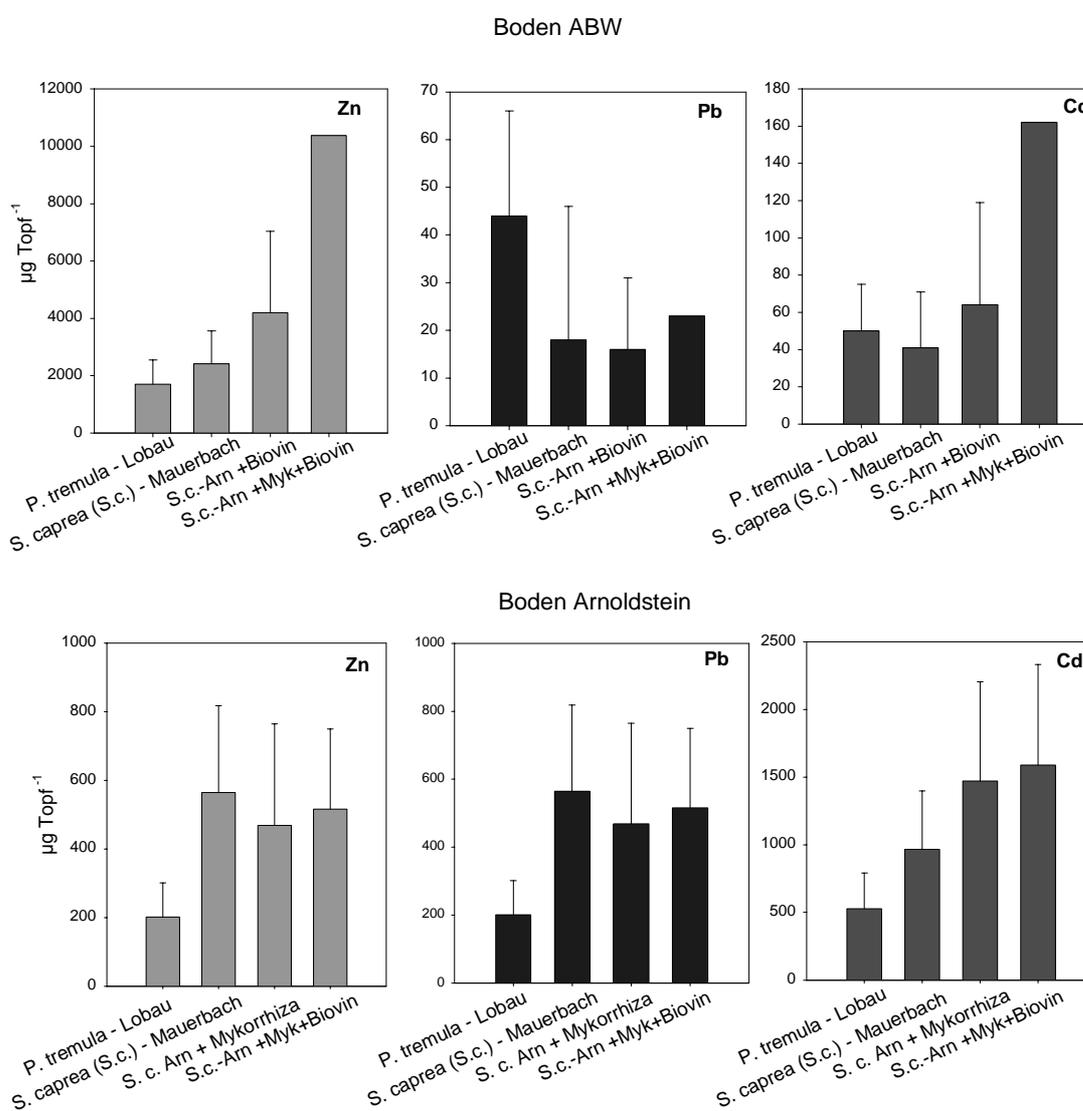


Abbildung 1: Gesamtentzug der Schwermetalle durch Versuchspflanzen ( $\mu\text{g Topf}^{-1}$ ). Variante S.c.-Arn +Myk+Biovin: Einzelwert

Entsprechend der hohen Kontamination des Boden Arnoldstein und der hohen Laubbiomasse der Versuchspflanzen auf diesem Boden wurden die folgenden gemittelten maximalen Entzugsmengen erzielt: 1.6 mg Cd und 14.9 mg Zn (*S. caprea* – Arnoldstein + Mykorrhiza und Biovin), 0.6 mg Pb (*S. caprea* – Mauerbach). *Populus tremula* – Lobau konnte i. a. aufgrund der geringeren Biomasseentwicklung nicht die Entzüge der Salweiden erreichen.

Im Falle von Cd erzielten die behandelten Salweiden aus Arnoldstein stets die höchsten Extraktionsleistungen auf allen drei kontaminierten Versuchsböden. Dasselbe galt für Pb auf Neunkirchner Boden und Zn auf ABW und Arnoldstein Boden. Die insgesamt aufgenommene Pb-Menge auf Boden Arnoldstein war bei *S. caprea* signifikant höher als bei *P. tremula*, ein Unterschied zwischen den *Salix*-Herkünften und den Behandlungen konnte aber nicht nachgewiesen werden.

Auf den Böden ABW und Arnoldstein ermöglichte die Behandlung mit Mykorrhiza und/oder Biovin eine deutlich erhöhte Gesamtextraktionsleistung von Cd und Zn und zeigt damit das Potential eines Rhizosphärenmanagements mit Mikroorganismen bei kontinuierlicher Phytoextraktion.

#### 4. Schlußfolgerungen

Durch die untersuchten Mykorrhiza-/Mikrobenpräparate konnte eine Steigerung der Schwermetallaufnahme in *Salix caprea* erzielt werden, deren Ausmaß vom Versuchsboden abhängig war. Weitere Forschungen konzentrieren sich auf boden- bzw. kontaminations-spezifische Mykorrhiza-/Mikroben-Weiden/Pappel Kombinationen zur Steigerung der Gesamtentzugsleistung in der Phytoextraktion.

#### 5. Danksagung

Die Autoren danken der Stadt Wien (MA 48/V 1-151/99) sowie der Universität für Bodenkultur (BOKU-Projekt 16) für die finanzielle Unterstützung.

#### 6. Literatur

- Blum W.E.H., Spiegel H. & Wenzel W.W. (1996): *Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien
- Burken J.G. & Schnoor J.L. (1997): *Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees*. Environ. Sci. Technol., Vol. 31, No. 5, 1399-1406
- Cooper K.M. & Tinker P.B. (1978): *Translocation and transfer of nutrients in vesicular-arbuscular mycorrhizas. II. Uptake and translocation of phosphorus, zinc and sulphur*. New Phytologist 81, 43-52

- Flathman P.E. & Lanza G.R. (1998): *Phytoremediation: Current views on an emerging green technology*. Journal of Soil Contamination 7(4), 415-432
- Greger M. (1999): *Salix as phytoextractor*. Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Vienna. 872 – 874
- Leyval C. & Joner E.J. (2001): *Bioavailability of heavy metals in the Mycorrhizosphere*. In: Gobran G.G., Wenzel W.W. and Lombi E. (Hrsg.): Trace Elements in the Rhizosphere. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Newman L.A., Strand S.E. & Choe E. (1997): *Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars*. Environ. Sci. Technol., Vol. 31, 1062-1067
- Omasa K., Tobe K., Hosomi M. & Kobayashi M. (2000): *Adsorption of ozone and seven organic pollutants by Populus nigra and Camellia sasanqua*. Environmental Science and Technology 34, 2498-2500
- Pulford I.D. & McGregor S.D. (1995): *Uptake of heavy metals from contaminated soil by trees*. Environmental Chemistry Section and Institute of Biomedical and Life Sciences, University of Glasgow G128QQ, U.K.
- Salt D.E., Smith R.D. & Raskin I. (1998): *Phytoremediation*. Annu. Rev. Physiol. Plant. Mol. Biol. 49, 643-68
- Sauerbeck D. (1989): *Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze*. In: Beurteilung von schwermetall-kontaminierten Böden, Hrsg. Behrens D and Wiesner J., 317-328
- Thompson P.L., Ramer L.A. & Schnoor J.L. (1998): *Uptake and transformation of TNT by hybrid poplar trees*. Environ.Sci.Technol., 32, 975-980
- Wenzel W.W., Adriano D., Salt D. & Smith R. (1999): *Phytoremediation: A plant-microbe-based remediation system*. In: Adriano D., Bollag J.M.: *Soil Remediation*. SSSA Monographs, Madison
- Wenzel W.W., Unterbrunner R., Sommer P. & Sacco P. (2002): *Chelate-assisted phytoextraction using canola (Brassica napus L.) in outdoors pot and lysimeter experiments*. Plant and Soil, in press



## CHELATINDUZIERTER PHYTOEXTRAKTION IM FELDLYSIMETER - UND GEFÄSSVERSUCH

Reinhard UNTERBRUNNER, Pasqualina SACCO, Peter SOMMER und Walter W.  
WENZEL

<sup>a</sup> Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor Mendelstr. 33 1180  
Wien

### Zusammenfassung

Phytoextraktion ist eine neuartige Technologie zur schonenden Sanierung schwermetallbelasteter Böden. Ziel dieser Arbeit war es die Effektivität von chelatinduzierter Phytoextraktion auf einem mäßig kontaminierten Industriestandort zu testen. Als Chelat wurde EDTA (als Natriumsalz) verwendet. Versuchspflanze war *Brassica napus* (Sommerraps) L. cv. Petranva. EDTA mobilisierte innerhalb von 6 Tagen bis zu 30 % der Totalgehalte von Cu, Pb und Zn, was jedoch für die Dauer von 2 Jahren mit enormen Schwermetall- Sickerwasserfrachten verbunden war. Die Steigerung der Cu, Pb und Zn- Pflanzenaufnahme erfolgte nur in geringem Ausmaß und war hauptsächlich die Folge von Translokationsprozessen von der Wurzel in den Spross. Freie, protonierte EDTA schädigte die Zellstrukturen der Pflanzenwurzeln ohne äußerliche Anzeichen von Phytotoxizität und ermöglichte so den Wurzel-Spross- Schwermetalltransfer.

*Brassica napus* L. cv. Petranova ist für die Phytosanierung nicht geeignet. Der Einsatz von synthetischen Chelatoren birgt das Risiko in Form von Grundwasserkontaminationen in Gebieten mit positiver Wasserbilanz.

### Abstract

Phytoextraction is an emerging technology for non-destructive remediation of heavy metal polluted soils. This study was conducted to test chelate-induced phytoextraction of Cu, Pb and Zn using EDTA and canola (*Brassica napus* L. cv. Petranova) on a moderately polluted industrial soil. Heavy metal mobilisation up to 30 % of the total concentrations was associated with enormously increased concentrations in the leachate up to 2 years after the last EDTA application. Cu, Pb and Zn uptake was preliminary induced by root to shoot translocation. This was likely caused by biomembrane damage without any visible symptoms of phytotoxicity. The investigated cultivar of canola is not suitable for phytoextraction of Cu, Pb and Zn. However, the application of chelate-induced phytoextraction in general appears to be limited by severe risk of groundwater contamination associated with the mobilisation of metals in soil.

## 1. Einleitung

Phytoextraktion ist eine neue, innovative und kostengünstige Technologie zur *in situ* Dekontamination von schwermetallbelasteten Böden, Schlämmen sowie Sedimenten (BAKER et al., 1994; SALT et al., 1998; WENZEL et al., 1999).

Hohe Biomasseentwicklung sowie die Schwermetallaufnahmerate und deren Translokation in den Spross sind entscheidend für das Extraktionsvermögen der Pflanze. Synthetische Chelatoren werden seit einiger Zeit getestet, um die Phytoverfügbarkeit von Schwermetallen im Boden zu erhöhen und in der Folge eine möglichst hohe Aufnahme der Kontaminanten sowie deren Translokation in die oberirdischen Pflanzenteile zu gewährleisten (BLAYLOCK et al., 1997; COOPER et al., 1999; EBBS & KOCHIAN, 1999; EPSTEIN et al., 1997; HUANG et al., 1997; KAYSER et al., 2000; PUSCHENREITER et al., 2001). Die Beurteilung der Verwendung von EDTA und Kulturpflanzen zu Phytosanierungszwecken fällt allerdings sehr widersprüchlich aus. In neuerer Literatur finden sich sowohl positive Beurteilungen (BLAYLOCK et al., 1997; HUANG et al., 1997) als auch weniger ermutigende Einschätzungen der Extraktionsleistungen (COOPER et al., 1999; KAYSER et al., 2000; PUSCHENREITER et al., 2001).

Phytotoxizität ist für den Sanierungserfolg neben der Schwermetallaufnahme von entscheidender Bedeutung. Neben toxischen Schwermetallkonzentrationen beschreiben Vassil et al. (1998) für *Brassica juncea* im Hydroponikversuch Phytotoxizität sowie eine verstärkte Pb-Aufnahme durch die biomembranschädigende Wirkung von freier, protonierter EDTA. Unkoordinierte Formen der EDTA desorbieren physiologisch relevante Kationen wie Ca und Zn von Membranen und destabilisieren somit die natürliche Barrierefunktion dieser Zellstrukturen. Die beobachtete Translokation von Pb in die oberirdische Sprossbiomasse wird erklärt mit dem retentionsfreien Massentransport der neutralen Schwermetallverbindungen im elektrostatisch negativ geladenen Xylem (VASSIL et al., 1998).

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Eignung von *Brassica napus* als Phytoextraktionspflanze für Cu, Pb und Zn unter Zuhilfenahme von Na<sub>2</sub>-EDTA in 4 verschiedenen Konzentrationen. Die Applikationen erfolgten ein- bzw. zweimalig. Regelmäßige Schwermetalluntersuchungen von Wurzeln, Blättern und Nekromasse der Versuchspflanzen wurden ergänzt durch Abschätzung der Phytotoxizität in Form von Biomassen- sowie Wassergehaltsbestimmungen. Parallel zu den labilen Cu-, Pb- und Zn- Gehalten des Bodens wurden über einen Zeitraum von einundzwanzig Monaten die Schwermetall- Sickerwasserfrachten erfasst.

## 2. Material und Methoden

Homogenisiertes Bodenaushubmaterial vom Gelände einer Schraubenfabrik in Neunkirchen (NÖ) wurde in schwerkraftentwässerte Feldlysimeter sowie in Töpfe verfüllt und mit *Brassica napus* L. cv. PETRANOVA bepflanzt. Na<sub>2</sub>-EDTA wurde in 4 Konzentrationen zwischen 0.25 und 2.01 g kg<sup>-1</sup> Feinboden im Lysimeterversuch aufgebracht. Die Applikationen erfolgten ein- bzw. zweimalig 26 bzw. 26 und 12 Tage vor dem Erntezeitpunkt (18.10 1999).

## 2.1. Charakterisierung des Versuchsbodens

Die Erhebung der Basisparameter erfolgte in Anlehnung an BLUM et al. (1996). Die Bodenart war sandiger Lehm.

Tab.1: Bodenkennwerte und Schwermetall- Totalgehalte (E.L.= Elektrische Leitfähigkeit)

pH	KAK (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	E.L. (mS*cm <sup>-1</sup> )	C/N	Cu	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn
7.8	155	0.5	46.8	225	77.1	344

## 2.2. Bodenanalysen: labile Cu-, Pb- und Zn-Gehalte September 1999- Juni 2001

- Sieben der naturfeuchten, homogenisierten Proben < 2mm
- 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> Extraktion (DIN V 19730)

Reagens: 50 ml NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (p.A., Merck)  
Bodeneinwaage: 20 g (naturfeucht)

## 2.3. Pflanzenanalysen: Cu-, Pb- und Zn-Gehalte: September 1999- Oktober 1999

- Waschgänge in deionisiertem Wasser und im Ultraschallbad
- Trocknung bis zur Massenkonstanz (24 Stunden; 80°C)
- Mahlvorgang in metallfreier Achatmühle
- Mikrowellenaufschluß (MLS Mega 1200; 2450 MHz/ 5 atm/ 165°C)

Reagens: 0.5 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%;p.A.; Fluka)  
6 ml HNO<sub>3</sub> (65%; p.A.; Merck)  
1 ml HClO<sub>4</sub> (70- 72 %,p.A.; Merck)  
Pflanzeneinwaage: 0.5 g

## 2.4. Sickerwasseranalysen: Cu-, Pb- und Zn- Gehalte: September 1999- Juni 2001

- Filtration (Sartorius Minisart; 0.45 Mikrometer)
- Ansäuerung mit 0.5 ml HNO<sub>3</sub> (65% ; suprapur; Merck)

Die Messung erfolgte mittels ICP- MS (Elan 5000; Perkin Elmer im Labor der MA 22). Sämtliche Werte der Boden- und Pflanzenaufschlüsse beziehen sich auf ofentrockenes Material (105°C für Boden; 80°C für Pflanzen).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Einfluss von EDTA auf die Cu-, Pb- und Zn- Mobilisierung im Boden

Im Lysimeterversuch konnten bis zu 30 % der Cu-, Pb- und Zn- Totalgehalte innerhalb von sechs Tagen mobilisiert werden (Abb. 1). Die relative Mobilisierungseffektivität von EDTA

nahm mit steigenden Zugaben ab (Abb. 1). Eine Teilung der EDTA- Zugaben hatte keinen Einfluss auf die Mobilisierung der untersuchten Schwermetalle. Über 90 % der pflanzenverfügbaren Cu-, Pb- und Zn- Gehalte wurden nicht ausgewaschen und wurden innerhalb von zwei Jahren von der labilen ( $1M NH_4NO_3$ ) in stärker fixierte Phasen transferiert.

21 Monate nach den letzten EDTA-Zugaben konnten jedoch immer noch etwas erhöhte Cu-, Pb- und Zn-Konzentrationen in der labilen Bodenfraktion gemessen werden (Abb.1).

### 3.2. Einfluss von EDTA auf die Cu-, Pb- und Zn-Pflanzenaufnahme von *Brassica napus*

EDTA konnte die Cu- Pb- und Zn-Aufnahme in die Sprossbiomasse von *Brassica napus* nur geringfügig steigern. Eine Stoffflussrechnung ergab, dass Schwermetallaufnahmen lediglich auf Translokationsprozesse von der Wurzel in den Spross zurückzuführen waren (Abb. 1).

Freie EDTA schädigt die natürliche Barrierefunktion der Wurzel (Vassil et al., 1998) und fördert Translokationsprozesse. Erhöhte Cu-, Pb- und Zn-Aufnahmeraten der Pflanzen durch Teilung der EDTA-Gaben bei gleicher Mobilisierungskapazität im Boden bestätigten diese These. Die Schwermetallaufnahme von *Brassica napus* korrelierte deutlicher mit der Häufigkeit der Applikation als mit der eingebrachten EDTA-Menge.

### 3.3. Einfluss von EDTA auf Phytotoxizitätsparameter

Die Zugabe von EDTA hatte keinen Einfluss auf den Wassergehalt von *Brassica napus*. Biomassereduktionen waren nur in den zweimalig applizierten EDTA- Varianten zu beobachten (Daten nicht gezeigt).

### 3.4. Einfluss von EDTA auf Cu-, Pb-, und Zn- Auswaschungsraten

Lineare Korrelation und Regressionsrechnungen ergaben, dass mit jedem zugesetzten g EDTA. $kg^{-1}$  Boden innerhalb von 2 Jahren 6.25 % Cu ( $r^2 = 0.95$ ), 2.17 % Pb ( $r^2 = 0.97$ ) und 3.62 % Zn ( $r^2 = 0.92$ ) der Totalgehalte im Boden ausgewaschen wurden. Generell lagen die SME-Konzentrationen im Sickerwasser um 2 - 3 Zehnerpotenzen über den gültigen Trinkwassergrenzwerten. Mehr als die Hälfte der Auswaschung erfolgte bereits nach Einsetzen der Herbstniederschläge bis zum 01.12.1999.

## 4. Schlußfolgerungen

- *Brassica napus* erwies sich trotz Schwermetalltoleranz als nicht geeignet für Phytoextraktion. Die Transferfaktoren für Cu, Pb und Zn konnten zwar erhöht werden ( $TF_{Cu}$  und  $TF_{Zn} = 1$ ;  $TF_{Pb} = 0.3$ ), blieben aber unter den Extraktionsleistungen von Pflanzen in vergleichbaren Studien.
- EDTA birgt aufgrund seiner Reaktivität und Persistenz immense Risiken für die Grundwasserkontamination in Gebieten mit positiver Wasserbilanz.

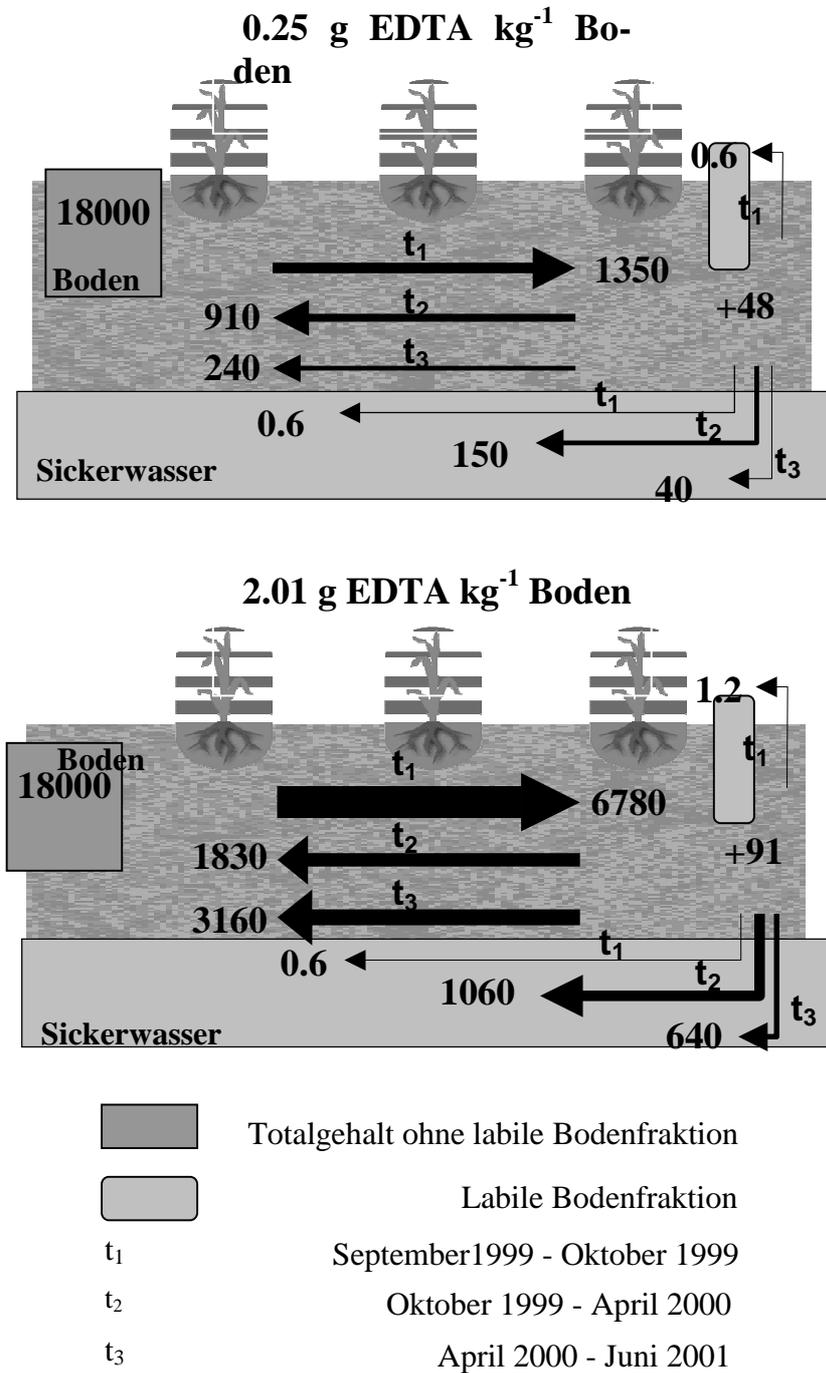


Abbildung 1: Metallflüsse im Lysimeterversuch bei zwei verschiedenen EDTA Behandlungen. EDTA-induzierte Nettoflüsse der Summen von Cu, Pb und Zn in mol\* ha<sup>-1</sup> Beobachtungszeitraum<sup>-1</sup>.

## 5. Danksagung

Die Autoren danken für die finanzielle Unterstützung der Stadt Wien (MA 48/V1-151/99) und der Universität für Bodenkultur (BOKU Stimulierungsprojekt 16) sowie der logistischen Unterstützung durch die Langes Feld GmbH. Besonderen Dank an Ing. Reinhart Zederbauer vom BFL für seine fachliche Unterstützung.

## 6. Literatur

- BAKER, A. J. M.; MC GRATH, S. P.; SIDOLI, C. M. D. & REEVES, R. D. (1994): The possibility of *in situ* heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling* 11, 41- 49.
- BLAYLOCK, J. M.; SALT, D. E.; DUSHENKOV, S.; ZAKHAROVA, O; GUSSMAN, C; KAPULNIK, Y.; ENSLEY, B. D. & RASKIN, I. (1997): Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31, 860- 865.
- BLUM, W. E. H.; SPIEGEL, H. & WENZEL, W. W. (1996): Bodenzustandsinventur: Konzeption, Durchführung und Bewertung- 2. überarbeitete Auflage. BMLF, BMWV, Wien.
- COOPER, E. M.; SIMS, J. T.; CUNNINGHAM, S. D.; HUANG, J. W. & BERTI, W. R. (1999): Chelate-assisted Phytoextraction of lead from Contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 28, 1709- 1719.
- EBBS, S. D. & KOCHIAN, L. V. (1998): Phytoextraction of Zn by oat (*Avena sativa*), barley (*Hordeum vulgare*) and Indian mustard (*Brassica juncea*). *Environ. Sci. Technol.* 32, 802-806.
- EPSTEIN, A.; GUSSMANN, C.; BLAYLOCK, M.; YERMIYAHU, U.; HUANG, J.; KAPULNIK, Y. & ORSER, C. (1999): EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. *Plant and Soil* 208, 87- 94.
- HUANG, J. W.; CHEN, J.; BERTI, W. R. & CUNNINGHAM, S. D. (1997): Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Env. Sci. Technol.* 31, 800- 805.
- KAYSER, A.; WENGER, K.; KELLER, A.; ATTINGER, W.; FELIX, H. R.; GUPTA, S. K. & SCHULIN, R. (2000): Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd and Cu from calcareous soil: The use of NTA and sulfur amendments. *Env. Sci. Technol.* 34, 1778- 1783.
- PUSCHENREITER, M.; STÖGER, G.; LOMBI, E.; HORAK, O. & WENZEL, W. W. (2001): Phytoextraction of heavy metal contaminated soils with *Thalpi goesingense* and *Amaranthus hybridus*: Rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, in press.
- SALT, D. E.; SMITH, R. D. & RASKIN, I. (1998): Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49, 643- 668.
- VASSIL, A. D.; KAPULNIK, Y.; RASKIN, I. & SALT, D. (1998): The role of EDTA in lead transport and accumulation by indian mustard. *Plant Physiology* 117, 447-453.
- WENZEL, W. W.; ADRIANO, D. C.; SALT, D. & SMITH, R. (1999): Phytoremediation: A plant-microbe-based system. *In: Bioremediation of contaminated soils.* Adriano D.C.,

Bollag J-M., Frankenberger Jr. W.T. & Sims R.C. (Eds.), 457-510. SSSA Special Monograph no. 37, Madison, USA, 772 p.



## CHARAKTERISIERUNG VON BODENPROBEN AUS KARBONAT- UND KRISTALLINGEBIETEN ÖSTERREICHS IN BEZIEHUNG ZUR BLEI- UND CADMIUM-SORPTION

Astrid METZ<sup>ac</sup>, Stephanie NEUHUBER<sup>ad</sup> und Martin KRALIK<sup>ab</sup>

<sup>a</sup> Geozentrum, Universität Wien, Althanstr. 14, 1090 Wien

<sup>b</sup> Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien

<sup>c</sup> ARC Seibersdorf research GmbH, 2444 Seibersdorf

<sup>d</sup> Georgia Institute of Technology, School of Earth and Atmospheric Sciences

### Zusammenfassung

Adsorptionsversuche mit den *Schwermetallen* Cadmium und Blei sowie mit Wasser wurden an Bodenproben von Karbonat- und Kristallingebieten Österreichs durchgeführt, um anschließend Vergleiche zwischen der Wasser- und Schwermetalladsorption anzustellen und mögliche Gemeinsamkeiten auszuweisen. Der Humusgehalt (TOC-, DOC- und Huminstoffgehalt), der Gesamtmineral- und Tonmineralgehalt (umfasst alle Minerale, die in der Probe enthalten sind), der Gehalt an pedogenen Al-, Fe- und Mn- (Hydr)oxiden sowie der biogene Siliciumgehalt wurden bestimmt.

Die *Wasseradsorption* der karbonatischen Rendzinen als auch der Böden, die in Kristallingebieten entnommen wurden (Auböden, Gley), wurde maßgeblich vom TOC-Gehalt beeinflusst, gefolgt vom Tongehalt der Böden.

Die Bodenproben adsorbierten rund 60 - 90 % der dotierten *Schwermetalle*. Darüber hinaus war erkennbar, dass der verbleibende Rest der Schwermetalle, insbesondere bei den Karbonatproben, an feine Kolloide (Huminstoff- und DOC-Gehalt) angelagert wurde, die das 0,45 µm-Filter passieren konnten. Folglich stehen potentiell etwa 10 – 40 % der Schwermetallgehalte in mobiler Form (kolloidal oder gelöst) für den Transport ins Grundwasser zur Verfügung. Bei den silikatischen Böden zeigen die quellbaren Tonminerale (Vermikulit, Smektit) den stärksten Einfluss auf die Cd- und Pb-Adsorption.

### Abstract

The purpose of this work was to determine the adsorption capacity of soil samples from carbonate and crystalline areas for heavy metals (especially cadmium and lead) as well as for water vapour.

Adsorption experiments were carried out using four different concentrations of heavy metals (2 and 4 µg.l<sup>-1</sup> Cd and 20 and 40 µg.l<sup>-1</sup> Pb) in batch experiments and water vapour (70 % relative humidity). The removal of metals from aqueous solution by interaction with soils from different geological background (carbonatic and crystalline) was measured. Further the content of potential adsorbing components (the content of organic matter, sulphur, Al-, Fe- and

Mn-(hydr)oxides, biogenic silica and mineral species) of the soil-samples was determined. Correlation between these components and the removal rate of heavy metals as well as the water adsorption rate was calculated to compare water and metal uptake.

The results showed that humic matter and clay minerals are mainly affecting the *adsorption of water*. During the batch experiments 60 – 90 % of the added *heavy metals* were removed from the batch solution. The positive correlation of humic acids and DOC as well as heavy metals in the batch solution, especially in calcareous soils rich in organic matter, indicates complexation in colloidal form (humic acids and DOC). They are able to pass a 0,45 µm-filter and end up in the “solute” fraction. In any case, 10 – 40 % of the heavy metals are potentially available in mobile form and can be transported and may end up eventually in the groundwater. In soils of crystalline geological backgrounds vermiculite and smectite have the most important impact on the adsorption of these metals.

## 1. Einleitung und Zielsetzungen

Das Thema Schwermetalladsorption an Böden und Sedimenten ist für ökotoxikologische Fragestellungen von enormer Bedeutung. Durch Fixierung an sorptionsfreudige Bodenkomponenten können Schadstoffe immobilisiert werden, wodurch zum einen die Pflanzenverfügbarkeit vermindert bzw. verzögert wird und zum anderen der Transport ins Grundwasser verhindert wird. Um Böden hinsichtlich ihres Rückhaltevermögens gegenüber Schadstoffen klassifizieren und vergleichen zu können, sind vorab aufwändige Untersuchungen zur Bestimmung der adsorbierenden Komponenten des Bodens und der adsorptionssteuernden Parameter wie pH-Wert, Redox-Potential, elektrische Leitfähigkeit der Porenlösung, Kontaktzeit und Temperatur erforderlich.

Wasser, als eigentlich neutrales Molekül, besitzt aufgrund seines chemischen Aufbaues (Schwerpunkt der negativen Ladungen im Molekül fällt nicht mit dem der positiven Ladung zusammen) zwei entgegengesetzt elektrisch geladene Seiten. Durch diese Eigenschaft, den Dipolcharakter, zeigen Wassermoleküle ähnliches Adsorptionsverhalten wie die elektrisch geladenen Schwermetalle.

Wichtigstes Ziel dieser Arbeit war es, durch Wasser- bzw. Schwermetalladsorptionsversuche zu prüfen, ob – ähnlich wie bei manchen Sedimenten - adsorbierte Wassermengen auch ein Maß für die Anlagerungskapazität von Schwermetallen darstellen könnten (KRALIK, 1999).

## 2. Probenahme und Probenahmegebiete

Um Aussagen über das Aufnahmevermögen von Böden zweier unterschiedlicher geologischer Großeinheiten gegenüber Wasser und Schwermetallen treffen zu können, fiel die Standortwahl auf Gebiete in karbonatischen (Grünau an der Alm sowie Schönau an der Enns) und kristallinen Einheiten (Perg an der Naarn bzw. Bezirk Melk, Ysperbrücke an der Ysper) nahe der Wassergütemessstellen Österreichs (BGBL 252/90, 1991).

Da parallel zu dieser Arbeit (METZ, 2001) ein weiteres Projekt über das Adsorptionsverhalten von Flusssedimenten durchgeführt wurde (NEUHUBER, 2001) und die Untersuchungsergebnisse anschließend verglichen werden sollten, wurden die Bodenproben an Grünland- und Waldstandorten im Nahbereich (50-400 m) dieser Flüsse gezogen.

Je Standort wurde eine Mischprobe aus 2 bis 3 Einzelproben verschiedener Entnahmestellen gezogen und nach folgenden Tiefenstufen getrennt:

Grünlandboden:	Waldboden:
0 - 5 cm	0 – 5 cm
5 – 10 cm	5 -≤ 15 cm
10 -≤ 20 cm	

Bei den Proben handelte es sich um folgende Bodentypen:

#### **Grünau/Alm**

Probe 99101: Grünlandboden: Rendzina

Probe 99103: Waldboden (Nadelwald): Rendzina

#### **Schönau/Enns**

Probe 99105: Grünlandboden: Rendzina, A-Horizont

Probe 99106: Waldboden (Eichen- und Buchenwald): Rendzina, Mullhumus, Ah stark biogen

#### **Perg (In der Haid)/Naarn**

Probe 99109: Grünlandboden: brauner Auboden, schichtig, A-Horizont

Probe 99111: Waldboden (Laubwald): hellbrauner Auboden, A-Horizont, sehr junger Boden

#### **Ysperbrücke/Ysper**

Probe 99115: Grünlandboden: Gley, A-Horizont

### **3. Methodik – Adsorptionsversuche**

#### **3.1 Probenvorbereitung**

Die Abtrennung der Fraktion < 2 mm (Feinboden) erfolgte mit einer Siebmaschine ohne Wasserzugabe mit anschließender Trocknung in einem Umlufttrockenschrank (30 – 35°C).

#### **3.2 Messung des Wasser- und Schwermetalladsorptionsvermögens der Bodenproben**

Anhand eines kurzen Vorversuches, in dem die Wasseradsorption der Feinbodenfraktion grob abgeschätzt wurde, wurden 6 Karbonat- und 6 Kristallinproben (von ursprünglich 24 Proben) mit möglichst variablem Wasseradsorptionsvermögen für die Untersuchungen ausgewählt.

Die präzise Messung der Wasseradsorption erfolgte durch Equilibrierung der zuvor bei 90°C getrockneten Proben über 72 Stunden unter Ammoniumnitratatmosphäre bei 70 % relativer Luftfeuchtigkeit an je 4 Teilproben jeder Bodenprobe. An diesen wurden danach die Dotierungsversuche mit vier verschiedenen Schwermetallkonzentrationen durchgeführt.

Für die Schwermetallaufnahmekapazität der Bodenproben wurden exemplarisch 2 und 4 µg/l Cadmium bzw. 20 und 40 µg/l Blei eingesetzt (im Folgenden als Cd 2 und Cd 4 bzw. Pb 20 und Pb 40 bezeichnet).

800 ml der jeweiligen Dotierungslösung wurden zusammen mit 1 g der getrockneten Bodenprobe in einem Zentrifugenbehälter 1' lang händisch geschüttelt und die Kontaktzeit notiert. Nach 15' wurde die Probe ein zweites Mal für 1' kräftig geschüttelt und danach in der Zentrifuge bei 4000 Umdrehungen/Minute bei max. 20°C 30' zentrifugiert. Zwischen-durch wurden jeweils die Parameter pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential und Temperatur gemessen.

Anschließend wurden aus der überstehenden Lösung 50 ml durch ein 0,45 µm-Filter (Mikroporfilter) gepresst und mit 5 ml HNO<sub>3</sub> stabilisiert. Die Messung der Metallkonzentration der überstehenden Lösung, die vom Boden nicht adsorbiert wurde, erfolgte mittels (Graphitrohr-) AAS. Der adsorbierte Schwermetallgehalt wurde aus der Differenz der zugegebenen Gesamtkonzentration minus der in der überstehenden Lösung verbliebenen Konzentration errechnet.

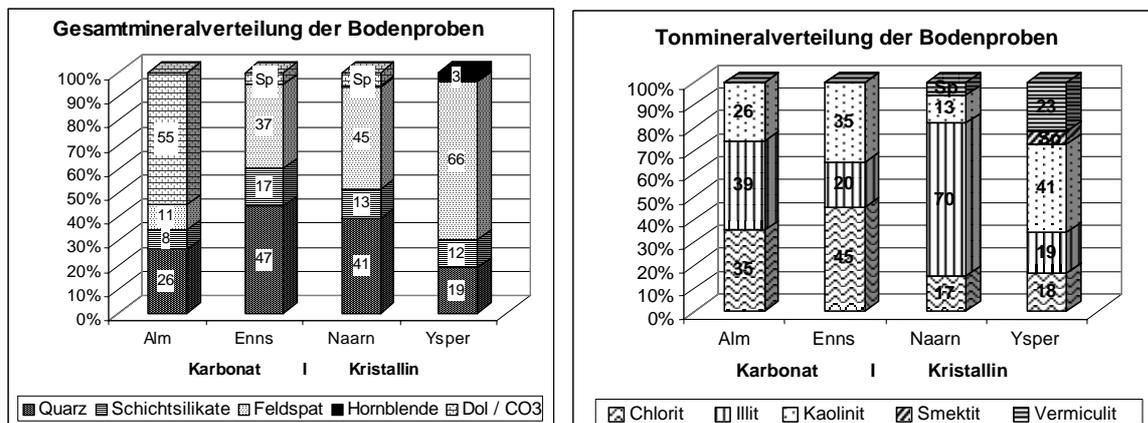


Abb. 1 und 2: durchschnittliche Gesamtmineralverteilung (links) und durchschnittliche Tonmineralverteilung (rechts) in den Probenahmegebieten [%]

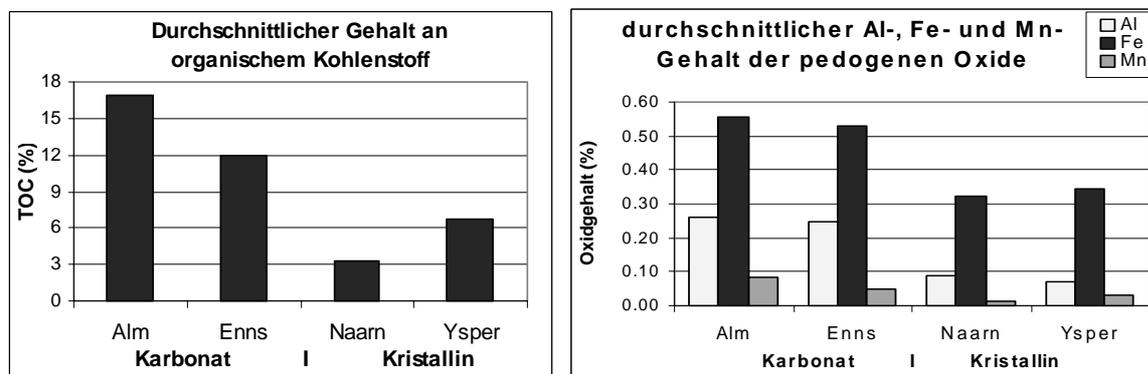


Abb. 3 und 4: durchschnittlicher Gehalt an organischem Kohlenstoff (links) und durchschnittliche Al-, Fe- und Mn-Gehalte der pedogenen Oxide (rechts) in den Probenahmegebieten.

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Durchschnittsgehalte der bedeutendsten Sorbenten der 4 Probenahmegebiete

Die Bodenproben, die an der Alm (Karbonatgebiet) entnommen wurden, weisen die höchsten Gehalte an Dolomit, organischer Substanz und auch an Al-, Fe- und Mn-Oxiden auf. Potentielle tonmineralogische Sorbenten, wie Vermikulit oder Smektit, fehlen gänzlich. Die Chlorite der Almproben sind überwiegend dioktaedrisch und gewinnen daher an Bedeutung für die Adsorption (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Die Böden an der Enns (Karbonat-gebiet) besitzen ähnlich hohe Oxidgehalte und eine vergleichbare tonmineralogische Zusammensetzung, allerdings mit noch höheren Gehalten an dioktaedrischem Chlorit. Der TOC-Gehalt ist etwas geringer als der an der Alm. Dolomit tritt hier nur in Spuren auf (s. Abb. 1).

In den Proben, die an der Naarn gezogen wurden, wurden nur sehr geringe Gehalte an organischem Material und an allen drei Oxiden gemessen. Mit einem Dolomitgehalt von 6 % geben sie auch einen Hinweis auf ein karbonatisches Einzugsgebietes der Naarn. Diese Bodenproben besitzen viel Feldspat und einen sehr hohen Gehalt an sorptionschwachem Illit, dafür jedoch kleine Mengen an sehr sorptionsstarkem Vermikulit. Die Böden des Entnahmegebietes an der Ysper zeigen ähnliche Oxidgehalte wie die Proben aus dem Naarngebiet, wenig organisches Material, aber die höchsten Feldspat- bzw. Gehalte an quellbaren Tonmineralen (Vermikulit, Smektit; s. Abb. 2).

### 4.2 Adsorption

**Tab. 1:** Cadmium- und Bleimengen (%), die von den Bodenproben während der Dotierungsversuche adsorbiert wurden. Die Konzentrationen von 2 bzw. 4 µg/l Cd und 20 bzw. 40 µg/l Pb werden in der Tab. mit Cd 2, Cd 4, Pb 20 und Pb 40 bezeichnet. Das Wasseraufnahmevermögen (%) der jeweiligen Probe wurde mittels Trockenverlust bei 90°C (TV [%]) bestimmt und wird als bezeichnet.

Pr. Nr.	Horizont	Cd 2		Cd 4		Pb 20		Pb 40	
		Cd (%)	TV (%)	Cd (%)	TV (%)	Pb (%)	TV (%)	Pb (%)	TV (%)
99101	0-5	64.6	6.3	80.3	8.6	68.5	7.1	64.6	6.8
99103	0-5	80.3	8.1	74.6	9.6	67.1	8.6	82.7	8.4
99103	5-10	74.7	4.7	70.4	6.3	68.8	5.1	74.5	5.2
99105	5-10	86.4	3.6	80.1	4.4	73.8	4.0	45.6	4.0
99106	0-5	80.8	5.6	85.8	7.0	51.8	6.1	88.1	6.3
99106	5-10	86.7	2.5	79.5	3.0	75.7	3.0	84.9	3.0
99109	0-5	62.7	1.5	86.7	1.7	73.7	1.5	88.0	1.7
99109	10-20	79.5	1.0	69.6	1.1	84.8	1.4	89.2	1.2
99111	0-5	87.0	1.9	70.7	2.5	90.4	2.4	89.2	2.3
99111	10-20	88.0	1.1	85.9	1.3	81.6	1.4	87.4	1.5
99115	0-5	82.5	3.1	83.2	3.4	87.6	3.4	82.5	3.8
99115	5-10	86.1	2.7	81.7	3.4	93.1	3.2	79.5	5.6

Die Wasseradsorption der Karbonatproben beträgt im Mittel 5,7 %, die der Kristallinproben 2,3 %. Die adsorbierte Wassermenge der Proben lässt einen Einfluss des TOC-Gehaltes sehr gut erkennen, da mit steigendem TOC-Gehalt auch die adsorbierte Wassermenge verhältnis-

mäßig ansteigt. Die Gehalte an Al-, Fe- und Mn-Oxiden zeigen zwar nur einen schwachen, jedoch im Allgemeinen einen positiven Einfluss auf die Wasseradsorption. Weiters war ein adsorptionsfördernder Effekt durch Zunahme der spezifischen Oberfläche der Proben, d.h. mit steigendem Tongehalt, zu erkennen.

Ein Vergleich der adsorbierten Schwermetallmengen lässt erkennen, dass die meisten Proben bei der Dotierung mit niedrigeren Konzentrationen (2 µg/l Cd bzw. 20 µg/l Pb) im Verhältnis etwas mehr adsorbieren konnten als bei der Dotierung mit höheren Konzentrationen (4 µg/l Cd bzw. 40 µg/l Pb).

Bei den Adsorptionsversuchen (mit 4 verschiedenen Schwermetallkonzentrationen) wurden von den Karbonatproben im Mittel 79 % und von den Kristallinproben im Mittel 81 % der zugegebenen Schwermetalle adsorbiert.

Der adsorbierte Cd-Gehalt aller dotierten Proben (mit 2 und 4 µg/l Cd) schwankte zwischen 63 und 88 %. Auch bei den höheren Bleikonzentrationen (20 bzw. 40 µg/l) wurde von den Kristallinproben ein relativ konstantes Mengenverhältnis (zwischen 80 und 92 %) zurückgehalten. Die Karbonatproben differierten jedoch stark im Blei-Adsorptionsvermögen: Die Adsorption der Karbonatproben schwankte zwischen 46 – 88 %.

Eine Differenzierung der Adsorptionskapazität nach Bodentiefe konnte weder bei Cd noch bei Blei beobachtet werden.

Unterschiedliche Kontaktzeiten (zwischen 1,5 und 2 h) während der Dotierungsversuche zeigten keinen sichtbaren Einfluss auf die Schwermetall-Aufnahmekapazität.

Die unterschiedlichen Leitfähigkeiten (100-300 µS/cm) und pH-Werte (5,5-7,3) der Böden schienen, vermutlich durch Zugabe von 800 ml Dotierungslösung zu 1 g Probe, keinen Einfluss auf das Adsorptionsverhalten auszuüben.

Nahezu alle Gegenüberstellungen der Sorbenten (z.B. TOC-Gehalt oder Oxidgehalt) mit den adsorbierten Schwermetallgehalten zeigten entweder, dass mit zunehmendem Gehalt an Sorbenten die Schwermetalladsorption abnahm, oder aber überhaupt keinen Zusammenhang. Im Gegensatz dazu ergaben Vergleiche des Huminstoffgehaltes mit dem in Lösung verbliebenen Cadmiums und ebenso des DOC-Gehaltes mit dem in Lösung verbliebenen Bleis eher positive Zusammenhänge. Eine mögliche Erklärung hierfür ist die Affinität von Cd zu Huminstoffen (Abb. 5) und von Pb zum „löslichen“ organischen Kohlenstoff (Abb. 6). Gerade die Karbonatproben, die hohe Gehalte an organischer Substanz aufweisen, zeigten ebenfalls, dass mit zunehmendem Gehalt an TOC die Schwermetalladsorption abnahm. DOC, der besonders gut Schwermetall-Kolloidkomplexe bilden kann, dürfte Auslöser für die abnehmende Schwermetalladsorption der Proben bei steigendem Gehalt an organischer Substanz sein, denn die mobilisierbaren Bestandteile des TOC-Gehaltes – DOC und zum Teil Huminstoffe – können so geringe Größen aufweisen, dass sie einen 0,45 µm-Filter, welcher auch im Rahmen der Versuche eingesetzt wurde, durchaus passieren können (Mentler, mündl. Mitt.).

Binden diese Stoffe Schwermetalle, so können diese auf Grund ihrer Feinheit trotzdem mobilisiert werden. Bei den hier durchgeführten Dotierungsversuchen verblieb auf diesem Wege

ein Teil der Schwermetalle mit dem Huminstoff- und dem DOC-Gehalt in der überstehenden Lösung und wurde folglich als nicht-adsorbierter Anteil ausgewiesen.

Der Korngrößeneffekt wird weiters durch den Feldspatgehalt beeinflusst. Mit steigendem Feldspatgehalt nimmt im Allgemeinen die Korngröße zu (TUCKER, 1991), wodurch die Permeabilität des Bodens ansteigt. Folglich kann bei höherem Feldspatanteil die organische Substanz, insbesondere der Gehalt an löslichem organischen Kohlenstoff und an Huminstoffen in Kolloidgröße, auch im ungestörten Boden leichter ausgewaschen werden (FENT, 1998).

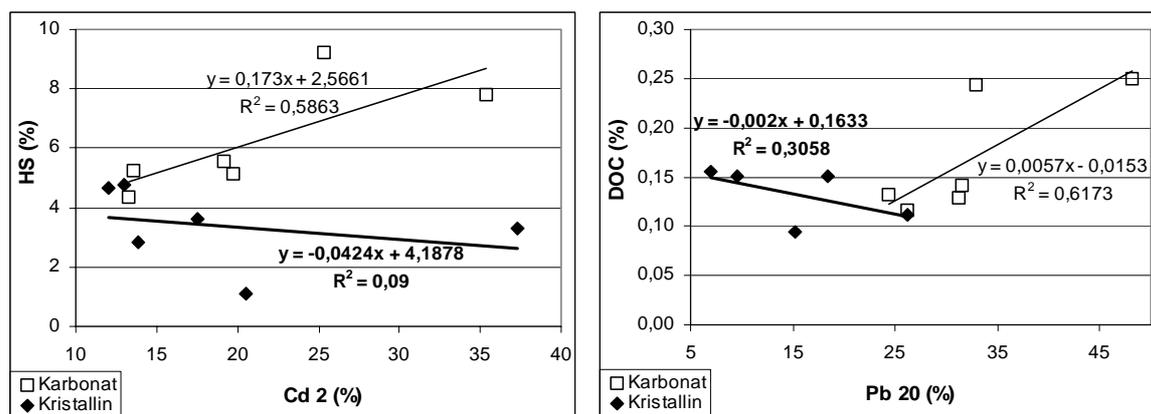


Abb.5: Zusammenhang zwischen dem DOC-Gehalt der Karbonatproben und dem Pb-Gehalt in der überstehenden Lösung (bei der Dotierung mit 20  $\mu\text{g/l}$  Pb)

Abb.6: Zusammenhang zwischen dem Huminstoffgehalt (HS) der Karbonatproben und dem Cd-Gehalt in der überstehenden Lösung (bei der Dotierung mit 2  $\mu\text{g/l}$ )

Der Gehalt an nicht-quellfähigen Tonmineralen zeigt keinen besonders starken Einfluss auf die Schwermetalladsorption. Die quellbaren Tonminerale (Vermikulit, Smektit) der Kristallingebiete jedoch lassen ihren Einfluss auf die Schwermetalladsorption, wie auch von OTTNER et al. (1990) schon dokumentiert, eindeutig erkennen. Im Gegensatz dazu kann der bekannte Effekt der Zunahme der Wasseradsorption mit steigendem Gesamttongehalt eindeutig bestätigt werden. Wie bereits in Kap. 4.1 erwähnt, tragen die dioktaedrischen Chlorite, die in den Karbonatgebieten auftraten, signifikant zur Schwermetalladsorption bei.

Schlussendlich zeigen auch die Oxide nicht die erwartete positive Korrelation mit den Schwermetallen. Diese Ergebnisse könnten zum einen durch den Ladungsnullpunkt der Al- und Fe-Oxide bedingt sein, welcher sie bei den Versuchsbedingungen eher zu Anionensorbenten machte. Zum anderen könnte dies durch die niedrige Konzentration an Mn-Oxiden und durch die Komplexbildung durch organische Bestandteile hervorgerufen werden. Ihr Einfluss auf das Wasseraufnahmevermögen ist generell positiv, aber innerhalb der Karbonat- und der Kristallinproben kann wiederum keine Beeinflussung durch Oxide festgestellt werden.

### 4.3 Vergleich der Wasseradsorption mit der Schwermetalladsorption

Die Wasseradsorption verläuft vor allem bei den höheren Konzentrationen gegenläufig zur Schwermetalladsorption. Die niedrigen Cd-Konzentrationen von 2 und 4 µg/l lassen keine eindeutigen Zusammenhänge erkennen. Das Adsorptionsvermögen für höhere Schwermetallkonzentrationen (20 und 40 µg/l Pb) zeigt generell (ausgenommen mit 20 µg/l Pb) ein gegenläufiges Verhalten zur Wasseradsorption.

Eine der Ursachen für dieses gegenläufige Adsorptionsvermögen von Schwermetallen und Wasser ist wahrscheinlich der Verlust des durch Kolloide gebundenen Schwermetallanteils an die Lösung. Da jedoch der tatsächlich an Kolloide gebundene Schwermetallgehalt, der sich bei den Versuchen auch in der überstehenden Lösung befand, nicht überprüfbar war, sind derzeit noch keine eindeutigen Aussagen möglich. Ein endgültiger Nachweis des Zusammenhangs zwischen der Wasser- und Schwermetalladsorption wird erst mit kolloidcharakterisierenden Methoden möglich sein.

## 5. Literaturverzeichnis

- BGBL 252/90, (1991): Erhebung der Wassergüte in Österreich gemäß Hydrographiegesetz i.d.F. des BGBL 252/90 WWK/BMLFUW, Ämter der Landesregierungen.
- FENT, K. (1998): Ökotoxikologie, Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie., 275 S., Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York.
- KRALIK, M. (1999): A rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments., Applied Geochemistry, Bd. 14: 807-816, Amsterdam.
- METZ, A. (2001): Zusammensetzung von Bodenproben aus Karbonat- und Kristallingebieten Österreichs in Beziehung zur Schwermetall- und Wasseradsorption. 111 S., Diplomarbeit, Institut für Geologie, Universität Wien.
- METZ, A.; NEUHUBER, S. & KRALIK, M. (2000): Water adsorption: A simple tool to evaluate heavy metal sorption to sediments and soils?, Abstr. 90<sup>th</sup> Annual Meeting Geol. Vereinigung e.V. and Geol. Soc. of Austria, 14-17<sup>th</sup> Apr., Vienna.
- NEUHUBER, S. M. U. (2001): Schwermetalladsorption im Vergleich zur spezifischen Wasseradsorption an Flusssedimenten geologisch unterschiedlicher Einzugsgebiete. 84 S., Diplomarbeit, Institut für Geologie, Universität Wien.
- OTTNER, F.; SCHWAIGHOFER, B. & MÜLLER, H.W. (1990): Tone der niederösterreichischen Molassezone als Barrieregesteine., Mitt. Österr. Geol. Ges.; Bd. 83: 191-209.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde, Enke Verl., Stuttgart.
- TUCKER, M. E. (1991): Sedimentary Petrology: an introduction to the origin of sedimentary rocks., 260 S., 2nd. ed., Blackwell Science Ltd.

## BODENADDITIVE ZUR IMMOBILISIERUNG VON SCHWERMETALLEN

Wolfgang FRIESL<sup>a</sup>, Martin H. GERZABEK<sup>ab</sup>, Andreas KRENN<sup>a</sup>, Othmar HORAK<sup>a</sup>  
und Walter W. WENZEL<sup>b</sup>

<sup>a</sup>ARC Seibersdorf research GmbH, 2444 Seibersdorf

<sup>b</sup>Institut für Bodenforschung, Gregor-Mendel-Strasse 33, 1190 Wien

### Zusammenfassung

Schwermetallbelastete Böden bergen ein Risiko für Mensch und Umwelt in sich. Die Schwermetall-Immobilisierung durch Bodenadditive wird als eine Möglichkeit zur Verringerung der Toxizität schwermetallbelasteter Böden gesehen. Hier werden die Ergebnisse zweier Gefäßversuche dargestellt. Die Versuchsböden wurden mit Kalk, Zeolith und Rotschlamm im **Versuch 1 (V1)**, und zusätzlich in **Versuch 2 (V2)** mit Flugasche und Gips behandelt. In **V1** wurde auf dem tonreichen (42 %) und kalkhaltigen (6 %) Boden  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares Cd, Zn und Ni durch die Rotschlammbeigabe reduziert, Zeolith und Kalk zeigten keine Wirkung. Auf dem tonarmen (6 %) und kalkfreien Boden wurde  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbares Cd, Zn und Ni durch die Rotschlammbeigabe stärker reduziert, für Zeolith und Kalk konnte auch eine Reduktion nachgewiesen werden. In **V2** wurde die Cd- und Zn-Aufnahme in die Gerste von Kalk und Rotschlamm in unterschiedlichen Zugabemengen und Mischungsverhältnissen reduziert. Eine Differenzierung der immobilisierenden Wirkung der Behandlungen konnte in der Cd-Aufnahme in das Gersten-Korn festgestellt werden. Nur Rotschlamm verringerte die Extrahierbarkeit von Zn, Cd und Ni (**V1**) und die Pflanzenaufnahme von Zn und Cd (**V2**) konsistent. Neben den Vorteilen der Immobilisierung von Schadstoffen mittels Rotschlamm muß auch auf die möglichen Nachteile Bedacht genommen werden.

### Summary

Metal contaminated soils involve certain risks for environment and human health. Due to the lack of low-cost, environmentally sound decontamination techniques for heavy metal contaminated soils the immobilization by soil additives can provide a technique to lower the risk of metal mobility, bioavailability and toxicity. In this study results of two experiments are presented. Lime, zeolite and red mud were added to the soils in **experiment 1 (E1)**, and additionally fly ash and gypsum in **experiment 2 (E2)**. Red mud reduced  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extractable metals on a clayey and slightly calcareous soil, lime and zeolite reduced metal extractability additionally on a soil poor in clay (**E1**). In **E2** lime and red mud reduced metal uptake into barley straw to the same extent. The uptake into barley grain was reduced most significantly by red mud. Only red mud reduced the extractability of Cd, Ni and Zn in E1 and the plant uptake of Cd and Zn in E2 consistently. Besides positive effects of the use of red mud for metal immobilization also negative effects have to be taken into account.

## 1. Einleitung

Durch anthropogene Aktivitäten kommt es zu einer Vielzahl von Schwermetallkontaminationen, wie z. B. durch Bergbau und Verhüttung, Verbrennung von Abfällen und fossilen Brennstoffen sowie die Verwendung von schwermetallhaltigen Agrochemikalien und organischen Düngern. Die daraus resultierenden Risiken betreffen nicht nur das angrenzende Ökosystem sondern auch die Menschen, durch die Aufnahme der Schwermetalle mittels Trinkwasser und Nahrungsmittel. Generell werden Schwermetallgesamtgehalte zur Abschätzung des Kontaminationsrisikos herangezogen. Mehr Information über die ökologische und toxikologische Relevanz der Schadstoffe wird durch die Bestimmung der labilen Fraktion der Bodenlösung geboten. Die labile Metallfraktion wird hauptsächlich vom pH-Wert und von Sorptionsoberflächen der Tonminerale, Fe-, Al- und Mn-Oxide und der organischen Substanz beeinflusst. Zur Sanierung von schwermetallkontaminierten Standorten wurden zahlreiche Technologien entwickelt, die man in "harte" und "weiche" einteilen kann.

Zu den "harten" Technologien zählen die Ausbaggerung mit anschließender Deponierung, die Umschließung, die Überlagerung mit reinem Boden, die Verfestigung sowie die chemische Bodenwäsche (Adriano et. al, 1997). Neben dem Vorteil der schnellen Wirkung dieser Technologien gibt es auch Nachteile wie z. B. die Zerstörung der Bodenstruktur und der biologischen Aktivität, die Entstehung neuer Risiken für die Arbeiter und die Umgebung durch Nebenprodukte sowie meist hohe Kosten. Demgegenüber stehen die "weichen" Technologien, zu denen die Phytoremediation, der Einsatz von Mikroorganismen und die Zugabe von Bodenadditiven zählen. Deren Anwendung ist vergleichsweise kosteneffizienter und zerstört weder die Bodenstruktur noch die biologische Aktivität. Um den Anforderungen einer Sanierung schwermetallbelasteter Böden zu entsprechen sind kostengünstige und umweltfreundliche Technologien erforderlich. Unter den Phytosanierungstechnologien ist die Phytoextraktion eine viel versprechende Strategie, jedoch mit dem Nachteil eines vergleichsweise längeren Zeitaufwandes zur Dekontamination von belasteten Böden. Das Einbringen von Bodenadditiven zur Immobilisierung der labilen Schwermetalle ist geeignet, den Anforderungen einer umweltfreundlichen und sofort wirksamen Sicherung zu entsprechen. Hier werden die Ergebnisse zweier Gefäßversuche dargestellt.

## 2. Material und Methoden

Zwei der Versuchsböden (B1 und B2) stammen aus Niederösterreich, sind Teil eines Langzeitversuches und wurden 1987 mit Cd, Zn, Ni, Cu und V beaufschlagt. Der dritte Boden (B3) stammt aus der Steiermark und ist durch mehrjährigen Cd- und Zn-Eintrag kontaminiert. Die verwendeten Bodenadditive waren Rotschlamm (RS), Zeolith (ZE), Flugasche (FA), Gips (GI) und Kalk (KA). Rotschlamm ist ein Nebenprodukt der Aluminiumindustrie, Zeolith ist ein natürlich vorkommendes Aluminiumsilikat. Flugasche und Gips stammen von einem Kohlekraftwerk. Der handelsübliche Bodenkalk besteht zu über 97 % aus  $\text{CaCO}_3$ . Kalk ( $0.3 \text{ g kg}^{-1}$ ), Zeolith ( $20 \text{ g kg}^{-1}$ ) und Rotschlamm ( $10 \text{ g kg}^{-1}$ ) wurden den Böden des Versuchs 1 (V1), zusätzlich wurde Flugasche und Gips im Versuch 2 (V2) zugesetzt. Die Zugabemenge der Additive des V2 sind in Tabelle 1 dargestellt. 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  Extraktion wurde zur Messung der labilen Fraktion durchgeführt. *Festuca rubra* L. im V1 und *Hordeum vulgare* L. im V2 wurden kultiviert.

Tabelle 1: Zugabemengen der Additive im Versuch 2 (Boden 3).

Behandlung	Zugabemenge	
	g kg <sup>-1</sup>	
KO	-	
FA3	3	
FA5	5	
FA10	10	
FG5/3	5	+3
FG10/5	10	+5
KA3	3	
KA5	5	
KA10	10	
RK5/3	5	+3
RK10/5	10	+5
RK20/5	20	+5
RS1	1	
RS10	10	
RS20	20	

KO: unbehandelte Kontrolle, FA: Flugasche, FG: Flugasche + Gips, KA: Kalk, RK: Rotschlamm + Kalk, RS: Rotschlamm.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares Cd, Zn und Ni wurde durch die Zugabe von Rotschlamm auf dem tonigen und leicht carbonathaltigen Boden (B1) reduziert. Kalk, Zeolith und Rotschlamm verringerten die Extrahierbarkeit auf dem sandigen Boden (B2) (Tabelle 2).

Tabelle 2: NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbares Cd im Boden 1 (B1) und Boden 2 (B2). N=3, unterschiedliche Buchstaben pro Block zeigen statistisch signifikante Unterschiede (P<0.01).

Behandlung	Cadmium			
	B1		B2	
	mg kg <sup>-1</sup>		mg kg <sup>-1</sup>	
RS	0,06	A	0,10	A
ZE	0,11	B	0,23	C
KA	0,10	B	0,18	B
KO	0,11	B	0,25	D

RS: Rotschlamm, ZE: Zeolith, KA: Kalk, KO: unbehandelte Kontrolle

Weitere Ergebnisse dieses 15 Monate dauernden Gefäßversuches (V1) werden in FRIESL et al. (2002) dargestellt. Im Versuch 2 reduzierte Kalk und Rotschlamm die Cd- und Zn-Aufnahme in Gerstenstroh im selben Ausmaß (Tabelle 3). Durch Flugasche (FA) und Gips (GI) wurde die Pflanzenaufnahme teilweise erhöht und dadurch das Ausreifen der Gerstenkörner sehr stark beeinträchtigt.

Tabelle 3: Versuch 2: Einfluss der Bodenadditive auf die Cd-Aufnahme in das **Gerstenstroh** auf Boden 3 (B3). n=4; unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede ( $P < 0.01$ ).

<b>Behandlung</b>	<b>Cd im Gerstenstroh</b> mg kg <sup>-1</sup>	
KO	1,8	BC
FA3	1,4	B
FA5	2,2	DE
FA10	1,7	B
FG5/3	2,5	E
FG10/5	2,0	C
KA3	0,9	A
KA5	1,0	A
KA10	0,9	A
RK5/3	0,9	A
RK10/5	0,7	A
RK20/5	0,6	A
RS1	1,6	B
RS10	0,7	A
RS20	0,6	A

KO: unbehandelte Kontrolle, FA: Flugasche, FG: Flugasche + Gips, KA: Kalk, RK: Rotschlamm + Kalk, RS: Rotschlamm.

Nur in der Variante mit der geringsten Flugaschengabe (FA3) konnten Gerstenkörner geerntet werden. Die Cd-Aufnahme in das Gerstenkorn wurde durch die Rotschlammbehandlung am meisten reduziert (Tabelle 4).

Die Verringerung der Extrahierbarkeit sowie der Pflanzenaufnahme in die Gerste ist auf den Anstieg des pH-Wertes (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992) nach der Behandlung und auf die zusätzlich eingebrachte Sorptionsfläche (MENCH et al., 2000) zurückzuführen.

Tabelle 4: Versuch 2: Einfluss der Bodenadditive auf die Cd-Aufnahme in das **Gerstenkorn** auf Boden 3 (B3). n=4, unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede ( $P < 0.01$ ).

Behandlung	Cd im Gerstenkorn B3 mg kg <sup>-1</sup>
KO	0,34 CDE
FA3	0,39 DE
KA3	0,28 ABCDE
KA5	0,27 ABCDE
KA10	0,29 BCDE
RK5/3	0,23 ABCD
RK10/5	0,13 ABC
RK20/5	0,10 AB
RS1	0,49 E
RS10	0,11 AB
RS20	0,07 A

KO: unbehandelte Kontrolle, FA: Flugasche, KA: Kalk, RK: Rotschlamm + Kalk, RS: Rotschlamm.

#### 4. Schlussfolgerungen

Die Extrahierbarkeit von Cd, Ni und Zn im Versuch 1 und die Aufnahme von Cd und Zn in die Gerste in Versuch 2 wurde nur von Rotschlamm durchgehend verringert. Kalk und Zeolith zeigten nur kurzzeitig eine reduzierende Wirkung, die bei Beenden (nach 15 Monaten) des Versuchs 1 nicht mehr nachweisbar war. Flugasche und Gips führten teilweise zu einer Erhöhung die Pflanzenaufnahme im Versuch 2. In bestimmten Fällen kann die Zugabe von Bodenadditiven die Pflanzentoxizität verringern und dadurch Pflanzenwachstum ermöglichen oder die Pflanzendecke verstärken, Erosion verringern und auch einen ästhetischen Beitrag leisten. Um eine umweltfreundliche und wirksame Anwendung von Bodenadditiven zu gewährleisten wird eine standortspezifische Optimierung vorgeschlagen. Neben den positiven Effekten durch die Anwendung von Rotschlamm zur Immobilisierung von Schwermetallen müssen auch mögliche negative Auswirkungen in Betracht gezogen werden (Friesl et al., 2002).

#### 5. Danksagung

Dieses Projekt wurde teilweise aus Mitteln des Forschungs- und Technologie-Schwerpunktprogrammes des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr gefördert.

## 6. Literatur

- ADRIANO, D. C.; ALBRIGHT, J.; WHICKER, F. W.; ISKANDAR, I. K. & SHERONY, C. (1997): Remediation of metal- and radionuclide-contaminated soils. In: Iskandar, I. K. & Adriano D.C. (Eds.): Remediation of Soils Contaminated with Metals. Science Reviews, Northwood, 27–45
- FRIESL, W.; LOMBI, E.; HORAK, O. & WENZEL, W. W. (2002): Immobilization of Heavy Metals in Soils using Inorganic Amendments in a Greenhouse Study. Submitted to the Journal of Plant Nutrition and Soil Science.
- FRIESL, W.; HORAK, O. & WENZEL, W. W. (2002): Outdoor Experiment using Bauxite Residue for In Situ Fixation of Metals in Soils of a long-term Experiment. Submitted to the Journal of Plant Nutrition and Soil Science.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. (1992): Trace Elements in Soils. Second Edition, CCR Press, Boca Raton, An Arbor, London, 1-365
- MENCH, M.; VANGRONSVELD, J.; CLIJSTERS, H.; LEPP, N. W. & EDWARDS, R. (2000): In Situ Metal Immobilization and Phytostabilization of Contaminated Soils. CCR Press, 323-358

## PHYTOSANIERUNG UND RHIZOSPHÄRENPROZESSE

**Markus PUSCHENREITER, Walter J. FITZ, Andrea SCHNEPF, Peter SOMMER, Gerlinde WIESHAMMER, Reinhard UNTERBRUNNER und Walter W. WENZEL**

Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel Str. 33, 1180 Wien

### **Zusammenfassung:**

Unter Phytosanierung ist die pflanzenunterstützte Reinigung von kontaminierten Böden zu verstehen. Wesentlich für den Erfolg ist der effiziente Entzug von Schadstoffen aus dem Boden. Die Mobilisierung der Schadstoffe erfolgt in der Rhizosphäre, z.B. durch Wurzel-ausscheidungen, kann aber auch durch symbiotische Mykorrhiza-Pilze unterstützt werden. Es zeigte sich, dass speziell angepasste Weiden-Ökotypen in der Lage sind, hohe Mengen an Schwermetallen zu mobilisieren und aufzunehmen. Um die Rhizosphären-Mechanismen genauer zu untersuchen, wurde eine spezielle Rhizobox entwickelt. Damit können chemische und biologische Änderungen der Rhizosphäreneigenschaften mit hoher räumlicher Auflösung untersucht werden. Diese Daten werden auch für die mathematische Modellierung der Rhizosphären-Mechanismen verwendet.

### **Summary**

Phytoremediation is the plant-assisted clean-up of contaminated soils. The efficient removal of pollutants from soil is crucial for success of this technology. Pollutants are mobilised in the rhizosphere, e.g. by root exudates, but may be also assisted by associated mycorrhizal fungi. Some willow ecotypes were found to be successful in mobilising and accumulating large amounts of metals. For further investigation of rhizosphere processes, a novel rhizobox design has been developed to analyse changes of chemical and biological parameters in the rhizosphere at high spatial resolution. This data are also used for the mathematical modelling of rhizosphere processes.

### **1. Einleitung**

Für die EU wurden 1,4 Millionen Standorte ausgewiesen, die mit Schwermetallen und/oder organischen Schadstoffen kontaminiert sind (ETCS, 1998), für Österreich wurden 29493 derartige Altlasten und Altstandorte angegeben (UMWELTBUNDESAMT, 2001). Herkömmliche Methoden zur Sanierung von kontaminierten Böden sind technisch aufwändig, kostenintensiv und gehen mit der Zerstörung der Bodenstruktur einher. Die Phytosanierung umfasst eine Reihe von Technologien, die mit Hilfe von Pflanzen die Böden von Schadstoffen reinigen. Von WENZEL et al. (1999a) wurden folgende Technologien genannt:

- Phytotextraktion: Der Entzug von Schadstoffen aus dem Boden durch Aufnahme in die oberirdische Pflanzenbiomasse

- Phytovolatilisierung: Die Umwandlung von Schadstoffen in flüchtige Formen, die in die Atmosphäre abgegeben werden
- Phytostabilisierung: Die Fixierung von Schadstoffen im Boden sowie die mechanische Stabilisierung der Bodenstruktur
- Phytodegradation: Der Abbau von organischen Schadstoffen

Im Fall von Metallkontaminationen ist vor allem die Phytoextraktion interessant. Neben der Aufnahme in die Pflanze ist vor allem die Mobilisierung der Metalle in der Rhizosphäre von entscheidender Bedeutung für den Sanierungserfolg. Für eine Optimierung der Phytosanierungstechnologie ist daher die genaue Kenntnis von Rhizosphärenmechanismen erforderlich.

## 2. Methodenentwicklung in der Rhizosphärenforschung

Zur genaueren Untersuchung von Rhizosphären-Prozessen wurde eine neuartige Rhizobox entwickelt (WENZEL et al., 2001). Die Pflanzen werden dabei in einem Bodenkompartment vorgezogen, das nach ausreichender Durchwurzelung auf die eigentliche Rhizobox aufgesetzt wird. Die Wurzeln wachsen dann in einen schmalen Spalt ohne Boden und bilden eine vertikale Wurzelebene, die durch eine Membran vom Rhizosphärenboden getrennt ist. Nach dem Experiment wird der Rhizosphärenboden in Schichten von 0,5 mm Dicke geschnitten und auf chemische und biologische Parameter analysiert. Durch die hohe räumliche Auflösung ist es möglich, Gradienten in der Rhizosphäre zu bestimmen. Zur kontinuierlichen Erfassung von pH und Redox-Potential während des Versuchs können Elektroden in den Rhizosphärenboden eingebaut werden. Darüber hinaus kann auch mittels Mikro-Saugkerzen Bodenlösung gewonnen werden. Sowohl die Elektroden als auch die Saugkerzen können in definiertem Abstand zur Wurzelebene eingebaut werden, somit ist auch hier die Bestimmung von Gradienten in der Rhizosphäre möglich.

## 3. Rhizosphärenprozesse in der Phytosanierung

Pflanzeninduzierte Änderungen der Rhizosphäreneigenschaften haben wesentlichen Einfluss auf die Verfügbarkeit von Nähr- und Schadstoffen (WENZEL et al., 1999b; LOMBI et al., 2000, MCGRATH et al., 2001). Die Erhöhung der Mobilität von Schadstoffen ist eine wesentliche Voraussetzung für die erfolgreiche Phytoextraktion von Metallen. Hyperakkumulatoren, eine speziell angepasste Gruppe von Pflanzen mit extrem hohem Metallanreicherungsvermögen, dienen als Modell-Pflanzen, um diese Rhizosphärenmechanismen genauer zu untersuchen. In Rhizobox-Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass es in der Rhizosphäre des Nickel-Hyperakkumulators *Thlaspi goesingense* zu einer Erhöhung der wasserlöslichen Metall-Fractionen kommt (Abb. 1, linke Grafik), PUSCHENREITER et al., 2000, 2001). Gleichzeitig werden die Anteile an austauschbaren Fractionen verringert (Abb. 1, rechte Grafik), was frühere Untersuchungen an anderen Hyperakkumulatoren bestätigt (WHITTING et al., 2001).

Im Gegensatz zu den Hyperakkumulatoren aus der Familie der *Brassicaceae* (z.B. *Thlaspi* spp.) ist der kürzlich entdeckte „Arsen-Farn“ *Pteris vittata* (MA et al., 2001) mit Mykorrhiza assoziiert. Bei vielen Pflanzen stellen die Mykorrhizen einen Schutz vor erhöhter Schwermetallaufnahme in die Pflanze dar (LEYVAL & JONER, 2000). Es wird noch untersucht, ob die Mykorrhiza die Arsen-Akkumulation im Farn unterstützt. Die Verringerung des Redox-Potentials in der Rhizosphäre des Farns scheint eine wesentliche Rolle bei der Mobilisierung des Arsens zu spielen.

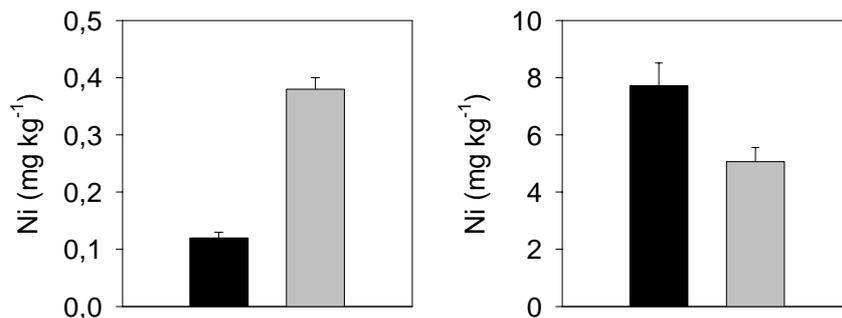


Abbildung 1: Wasserlösliches (linke Grafik) und austauschbares (1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -Extrakt, rechte Grafik) Nickel in der Rhizosphäre des Hyperakkumulators *Thlaspi goesingense* (grauer Balken) im Vergleich zum nicht durchwurzelten Boden (schwarzer Balken) an einem Serpentinstandort nahe Redlschlag, Burgenland (PUSCHENREITER et al., 2000). Während es in der Rhizosphäre zu einer Zunahme an wasserlöslichen Nickel kommt, sinkt der Gehalt an austauschbarem Nickel.

#### 4. Mathematische Modellierung von Rhizosphärenprozessen

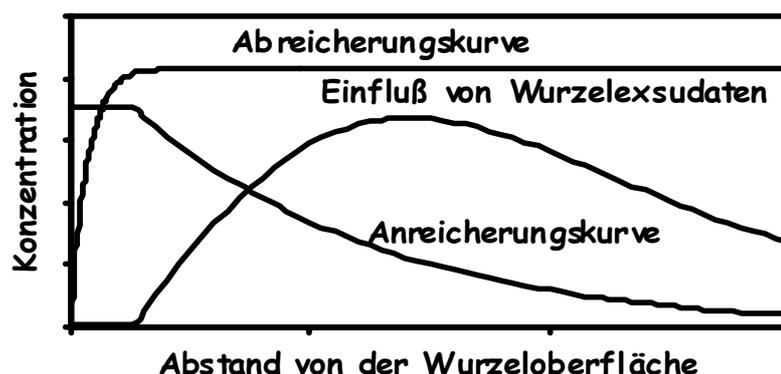


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Konzentrationsgradienten in der Rhizosphäre.

Neben dem experimentellen Ansatz werden, ausgehend von bekannten Rhizosphärenmodellen wie NST 3.0 (SYRING & CLAASSEN, 1996) oder KIRK (1999), auch mathematische

Modelle entwickelt, die zu einem besseren Prozessverständnis beitragen sollen. Rhizosphärenprozesse beschreiben die Prozesse auf dem Skalenniveau einer einzelnen Wurzel und dem von ihr beeinflussten Boden. Neben der Erfassung von grundlegenden Mechanismen stehen dabei insbesondere die Rhizosphärenprozesse in der Phytosanierung im Zentrum des Interesses. Als Modellierungssoftware dient unter anderem der pde-solver FlexPDE, der die Möglichkeit bietet, neue Gleichungen und Randbedingungen schnell und flexibel zu testen. Ergebnis der Simulationen sind Aufnahmeraten von Nähr- bzw. Schadstoffen sowie Konzentrationsgradienten, die sich im Abstand von der Wurzeloberfläche entwickeln (siehe Abb. 2). Modellvalidierung soll mit Hilfe von Rhizobox-Experimenten stattfinden. Stimmen berechnete und gemessene Konzentrationsgradienten überein, kann man davon ausgehen, dass die wesentlichen Prozesse im Modell berücksichtigt wurden. Es ist dann weiter möglich, durch Sensitivitätsanalysen die wichtigsten Faktoren des Systems zu bestimmen.

## 5. Die Verwendung von Gehölzpflanzen für die Phytoextraktion

Auf einem Altlastenstandort in Arnoldstein, Kärnten, wurden speziell angepasste Weiden-Ökotypen gefunden, die sehr hohe Mengen an Schwermetallen aufnehmen können. Während in den Blättern Werte bis zu  $300 \text{ mg Cd kg}^{-1}$  und  $4000 \text{ mg Zn kg}^{-1}$  festgestellt wurden, wurden im Holz vergleichsweise nur geringe Konzentrationen gefunden. Ähnlich dem Farn *Pteris vittata* dürfte auch bei diesen Weiden die Mykorrhiza eine wesentliche Rolle bei der Akkumulation der Metalle in der Pflanze spielen: Jene Weiden, die mit Mykorrhiza inokuliert wurden, akkumulierten wesentlich mehr Cadmium als die nicht-inokulierte Kontrolle (SOMMER et al., 2001). Aufgrund der hohen Biomasse sind diese Pflanzen viel versprechend für den Einsatz zur Phytoextraktion von Metallen. Zum Einsatz dieser Weiden wurde bereits ein Patent in Österreich (A 1525/2000) und den USA (09/947342) angemeldet, das auch den Einsatz von Tonmineralien in einer Geomatte umfasst. Dadurch sollen die aus dem Laubfall freigesetzten Metalle festgelegt werden.

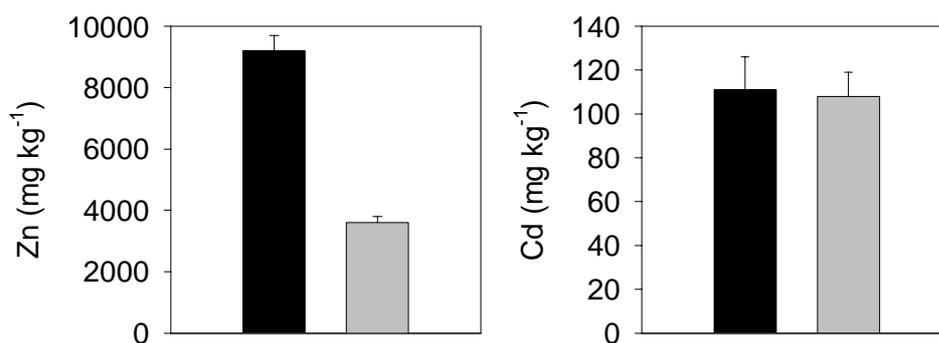


Abbildung 2: Zn- und Cd-Konzentration in Blättern von *Salix caprea* (grauer Balken) im Vergleich zum Hyperakkumulator *Thlaspi rotundifolium* subsp. *cepaeifolium* (schwarzer Balken) vom Standort Arnoldstein, Kärnten. In *Salix caprea* werden annähernd (Zn) oder sogar gleich hohe (Cd) Konzentrationen wie im Hyperakkumulator erreicht, die Biomasse ist jedoch um ein Vielfaches höher.

## 6. Ausblick

Die aus Experiment und Modellierung gewonnenen Daten tragen zu einem besseren Verständnis der Prozesse bei, die die Mobilität der Nähr- und Schadstoffe beeinflussen. Im Sinne einer Verbesserung der Effizienz von Pflanzen, Schadstoffe dem Boden zu entziehen, sollen die Erkenntnisse zu einer Verbesserung der Phytosanierung beitragen. Der Einsatz neuartiger Verfahren mit Gehölzen bietet die Möglichkeit, kontaminierte Böden kostengünstig und relativ rasch zu sanieren.

## 7. Danksagung

Die Autoren danken für die finanzielle Unterstützung von der Universität für Bodenkultur (BOKU Stimulierungsprojekt 16), von der Stadt Wien (MA 48/V 1-151/99), vom Fond zur Förderung der Wissenschaftlichen Forschung (FWF, P-13454 und P-15357) sowie vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur (GZ 38.038/1-VIII/A/4/2000).

## 8. Literatur

- ETCS (European Topic Centre Soil) 1998. Topic Report Contaminated Sites. European Environment Agency, p. 142.
- KIRK, G.J.D. (1999). A model of phosphate solubilization by organic anion excretion from plant roots. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 369-378.
- LEYVAL, C. & JONER, E.J. (2000). Bioavailability of heavy metals in the mycorrhizosphere. In: GOBRAN G., WENZEL W.W. & LOMBI E.(eds.), Trace Elements in the Rhizosphere. CRC Press LLC, Boca Raton, 165–185.
- LOMBI, E.; WENZEL, W.W.; GOBRAN, G.R. & ADRIANO, D.C. (2000). Dependence of phytoavailability of metals on indigenous and induced rhizosphere processes. In: GOBRAN, G.; LOMBI, E. & WENZEL, W.W. (Ed.): Trace elements in the Rhizosphere. CRC Press LLC, Boca Raton, 3-24.
- MA, L.Q.; KOMAR, K.M; TU, C.; ZHANG, W.; CAI, Y. & KENNELLY, E.D. (2001). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature (London)* 409: 579.
- MCGRATH, S.P.; ZHAO, F.J. & LOMBI, E. (2001). Plant and rhizosphere characteristics involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant Soil* 232, 207–214.
- PUSCHENREITER, M.; BUNKOWSKI, M.; HORAK, O. & WENZEL, W.W. (2000). Plant and rhizosphere characteristics of nickel hyperaccumulator *Thlaspi goesingense* Hálácsy on indigenous ultramafic soil. International Conference for Soil Remediation, Hangzhou, China, 234-236.
- PUSCHENREITER, M.; BUNKOWSKI, M.; HORAK, O. & WENZEL, W.W. (2001). Rhizosphere studies on the Ni hyperaccumulator *Thlaspi goesingense*. Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Guelph, CA, p. 126.

- SOMMER, P.; BURGUERA, G.; WIESHAMMER, G.; WENZEL, W.W. & STRAUSS, J. (2001). Effects of mycorrhizal associations on the heavy metal uptake by willows from polluted soils: Implications for soil remediation by phytoextraction. *Leben und Überleben – Konzepte für die Zukunft*. BOKU Wien, 18. – 21. Nov., Poster.
- SYRING, K.M. & CLAASSEN, N. (1996). Model of nutrient uptake © NST 3.0. <http://www.gwdg.de/~uaac/>.
- WENZEL, W.W.; ADRIANO, D.C.; SALT, D.E. & SMITH R. (1999a). Phytoremediation: A Plant-Microbe-Based System. In: ADRIANO, D.C.; BOLLAG, J.-M.; FRANKENBERGER, W.T. JR. & SIMS, R.C. (Ed.): *Bioremediation of contaminated soils*, p. 457-510, SSSA Special Monograph no. 37, Madison, USA.
- WENZEL, W.W.; LOMBI, E. & ADRIANO, D.C. (1999b). Biogeochemical processes in the rhizosphere: Role in phytoremediation of metal-polluted soils. In: PRASAD, N.M.V. & HAGEMEYER, J. (Eds.): *Heavy metal stress in plants - from molecules to ecosystems*. 273-303, Heidelberg, Springer Verlag.
- UMWELTBUNDESAMT (2001) <http://www.ubavie.gv.at/index.htm>.
- WENZEL, W.W.; WIESHAMMER, G.; FITZ, W.J. & PUSCHENREITER, M. (2001). Novel rhizobox design to assess rhizosphere characteristics at high spatial resolution. *Plant Soil*, 237, 37-45.
- WHITING, S.N.; LEAKE, J.R.; MCGRATH, S.P. & BAKER, A.J.M. (2001). Hyperaccumulation of Zn by *Thlaspi caerulescens* can ameliorate Zn toxicity in the rhizosphere of co-cropped *Thlaspi arvense*. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 3237 – 3241

# ÖKOHEMISCHE STRESSKENNWERTE IM BODEN

Andreas BOHNER

Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning

## Zusammenfassung

Ungedüngte Gebirgsböden im Al/Fe-Pufferbereich sind durch einen ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress charakterisiert; nur ausgesprochen calcifuge Pflanzenarten tolerieren diese ungünstigen Standortbedingungen. In ungedüngten Kalkböden im Karbonat-Pufferbereich herrscht ein ausgeprägter Ca-induzierter Nährstoffstress; nur ausgesprochen calcicole Pflanzenarten sind an das disharmonische Nährstoffangebot und die daraus resultierende starke individuelle Nährstoffdiskriminierung angepasst. Ungedüngte Gebirgsböden im Silikat-Pufferbereich sind durch eine harmonische Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung charakterisiert. Sie weisen die größte floristische Artenvielfalt auf, sofern keine sonstigen restriktiven Umweltbedingungen vorherrschen.

## Abstract

Unfertilized alpine soils in the Al/Fe buffer range are characterized by a distinct nutrient and acid stress; only calcifuges tolerate these unfavourable site characteristics. In unfertilized alpine calcareous soils in the carbonate buffer range there is a distinct Ca-induced nutrient stress; only calcicoles are adapted to the disharmonic nutrient supply and the resulting discrimination of individual nutrients. Unfertilized alpine soils in the silicate buffer range are characterized by a harmonic composition of the soil solution. This fact enables a high plant species richness.

## 1. Einleitung und Problemstellung

Natur- und Umweltschutz haben in den letzten Jahren eine große gesellschaftliche Bedeutung erlangt. Vor allem der Schutz der Lebensgrundlagen Boden, Wasser und Luft sowie die Erhaltung der Artenvielfalt stehen im Mittelpunkt des Interesses.

Die Artenvielfalt ist sehr wesentlich von der Stress-Intensität am Standort abhängig. Unter Stress versteht man die Belastung der Organismen durch verschiedene Umweltfaktoren. Am Pflanzenstandort können physikalische, chemische und biologische Stressoren differenziert werden (BRUNOLD 1996). Über den Boden wirken vor allem chemische Stressoren auf die Pflanzen ein; sie beeinflussen die Verbreitung und Konkurrenzkraft der verschiedenen Pflanzenarten.

Mit der vorliegenden Arbeit wird der Versuch unternommen, Antwort auf folgende Fragen zu geben:

- Was sind die entscheidenden ökochemischen Stresskennwerte in ungedüngten Gebirgsböden?
- Wodurch entsteht chemischer Stress in ungedüngten Gebirgsböden?
- Welche Bedeutung haben ökochemische Stresskennwerte im Boden für die floristische Artenvielfalt und die Verbreitung von Pflanzenarten in ungedüngten Gebirgsökosystemen?

## 2. Material und Methoden

Zur Beantwortung der oben gestellten Fragen wurden an einigen ausgewählten Standorten (bisher 20) umfangreiche bodenchemische Detailanalysen und in Ergänzung dazu an zahlreichen weiteren Standorten bodenkundliche Routineuntersuchungen mit Vegetationsaufnahmen (bisher 41) durchgeführt.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (BRAUN-BLANQUET 1964). Die Größe der homogenen Aufnahme­fläche betrug 50 m<sup>2</sup> und überschritt immer das Minimumareal. Es wurden nur Farn- und Blütenpflanzen erfasst. Untersucht wurden ungedüngte montane, subalpine und alpine Grünlandgesellschaften.

In Gebirgsböden sind 80 bis 95 % der unterirdischen Phytomasse in 0 bis 10 cm Bodentiefe anzutreffen (BOHNER 1998); hier ist mit der größten Stoffaufnahme der Pflanzenwurzeln zu rechnen. Daher wurden die Bodenproben einheitlich aus der Tiefenstufe 5 bis 10 cm entnommen (A-Horizont). Die Pflanzen decken ihren Nährstoffbedarf fast ausschließlich durch Stoffaufnahme aus der Bodenlösung. Für die Beurteilung des chemischen Stresses am Pflanzenstandort ist die Kenntnis der Stoffzusammensetzung in der Bodenlösung von größter Bedeutung (ULRICH 1987). Daher wurde im Rahmen der bodenchemischen Detailanalyse vom feldfrischen Bodenmaterial u. a. eine Boden-Sättigungslösung gewonnen (Wasserzusatz bis zur Fließgrenze). Die Elementbestimmung erfolgte mit ICP und Ionenchromatographie. Der Humusgehalt wurde nach Walkley-Armstrong bestimmt. Der gelöste Kohlenstoff wurde durch Rücktitration zugeführter und nicht verbrauchter Oxidationsäquivalente ermittelt. Der pH-Wert wurde elektrometrisch und die elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch bestimmt. Die Säureneutralisationskapazität wurde mit HCl ermittelt. Die Basensättigung und effektive Kationenaustauschkapazität wurden im LiCl-Extrakt bestimmt. Im Zuge der bodenkundlichen Routineuntersuchungen wurden u.a. auch der pH-Wert in CaCl<sub>2</sub> und die austauschbaren mineralischen Kationen im BaCl<sub>2</sub>-Extrakt analysiert.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen nun einige Untersuchungsergebnisse von drei sehr unterschiedlichen Standorten präsentiert werden. Die untersuchten Böden weisen folgende Standortmerkmale auf: Braunerde, Mirnockgebiet (Kärnten), 1825 m Seehöhe, 10° SO, Zweiglimmerschiefer, Bürstlingsrasen; verbrauchtes Rankerkolluvium, Glocknergebiet (Kärnten), 2060 m Seehöhe, 22° SSW, Kalkglimmerschiefer, Violetschwingelwiese; verbrauchte Pararendzina, Glocknergebiet (Kärnten), 2180 m Seehöhe, 30° S, Kalkglimmerschiefer, Blaugrasrasen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung und pH-Pufferbereiche

Ungedüngte, stark versauerte Gebirgsböden (Böden im Al/Fe-Pufferbereich, pH < 4,2) sind durch ein relativ weites C/N-Verhältnis sowie durch eine relativ niedrige elektrische Leitfähigkeit, Ionenstärke, Säureneutralisationskapazität, Basensättigung und effektive Kationenaustauschkapazität charakterisiert (Tabelle 1). Damit verbunden ist ein kleineres Angebot an bestimmten kationischen Nährstoffen (insb. Ca und Mg) und eine disharmonische Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung. Der Gehalt an mineralischen basischen Kationen ( $\sum i_+$ ) und mineralischen Anionen ( $\sum i_-$ ) ist relativ niedrig. K und Na erreichen hohe Anteile an der Äquivalentensumme der mineralischen basischen Kationen. Phosphate werden durch protolytische Auflösung P-haltiger Verbindungen mobilisiert und in der Boden-Sättigungslösung angereichert (Tabelle 2). Insbesondere die Ca/H-, Mg/H-, Ca/K- und Mg/K-Mol-Verhältnisse sowie der Aciditätsgrad sind besonders ungünstig (Tabellen 3, 4, 5). Die Boden-Sättigungslösung ist an Makronährstoffen (MAK) verarmt und relativ mit metallischen und metalloiden Ballast- und Schadelementen (MEBS) sowie Mikronährstoffen und nützlichen Elementen (MIKNÜ) angereichert (Tabellen 3, 4). Dies erzeugt einen ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress bei vielen Pflanzenarten (relativer Mg- und Ca-Mangel, relativer H-, K- und Na-Überschuss, relativer selektiver MIKNÜ-Überschuss). Das Pflanzenwachstum ist trotz hoher K- und P-Konzentration in der Boden-Sättigungslösung gehemmt. Der Bedarf der Pflanzen an MIKNÜ ist gering; daher wirkt sich ein relativer selektiver MIKNÜ-Überschuss nicht positiv auf das Pflanzenwachstum aus.

Tabelle 1: Humus-Kennwerte, Basensättigung, effektive Kationenaustauschkapazität und Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (Hust = Humusstabilität (gelöster C in % von C<sub>org</sub>); J = Ionenstärke; SNK = Säureneutralisationskapazität (bis pH 4,3); BS = Basensättigung (LiCl-Extrakt); KAK<sub>eff</sub> = effektive Kationenaustauschkapazität (LiCl-Extrakt))

	% C <sub>org</sub>	C <sub>org</sub> /N <sub>tot</sub>	% Hust	pH	µS/cm eL	mmol/l J	mval/l SNK	% BS	mval/kg KAK <sub>eff</sub>
Braunerde	11,5	17,7	0,13	4,15	75	0,39	0	85	92
Rankerkolluvium	5,6	11,0	0,14	5,71	67	0,54	0,6	98	137
Pararendsina	7,8	10,1	0,19	7,28	260	1,87	3	99	321

Tabelle 2: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (P\* = H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> bzw. HPO<sub>4</sub>)

	i <sub>+</sub> µval/l						i <sub>-</sub> µval/l					µval/l
	Ca	Mg	K	NH <sub>4</sub>	Na	$\sum i_+$	P*	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Cl	$\sum i_-$	$\sum i_+ - \sum i_-$
Braunerde abs.	349,3	57,6	43,5	14,3	34,8	499,5	60,7	124,8	0,0	29,0	214,5	285,0
%	70,0	11,5	8,5	3,0	7,0	100,0	28,3	58,2	0,0	13,5	100,0	
Rankerkoll. abs.	464,1	90,5	15,3	57,1	30,4	657,5	13,2	187,1	0,0	82,1	282,5	375,0
%	70,6	13,8	2,3	8,7	4,6	100,0	4,7	66,2	0,0	29,1	100,0	
Pararendsina abs.	3113,9	131,6	23,0	107,1	26,1	3401,8	0,0	187,1	0,0	93,2	280,3	3121,4
%	91,5	3,9	0,7	3,1	0,8	100,0	0,0	66,8	0,0	33,2	100,0	

Ungedüngte Kalkböden im Karbonat-Pufferbereich ( $\text{pH} > 6,2$ ) hingegen weisen eine hohe elektrische Leitfähigkeit, Ionenstärke, Säureneutralisationskapazität, Basensättigung und effektive Kationenaustauschkapazität auf (Tabelle 1). Charakteristisch ist ferner ein niedriger Aciditätsgrad, eine geringe P-Konzentration sowie ein absoluter und relativer Überschuss an Ca-Ionen in der Boden-Sättigungslösung (Tabellen 2, 3). Die hohe Ca-Konzentration bewirkt bei gleichzeitig hohem pH-Wert eine geringe P-Löslichkeit (P-Inaktivierung). Die Boden-Sättigungslösung ist gegenüber Säureimpulsen gut gepuffert. In der Boden-Sättigungslösung sind die MAK/MIKNÜ-, Ca/K- und Ca/Mg-Mol-Verhältnisse besonders ungünstig (Tabellen 4, 5). Dies erzeugt einen ausgeprägten Nährstoffstress bei vielen Pflanzenarten (relativer K- und Mg-Mangel, relativer selektiver MIKNÜ-Mangel, erschwerte P-Verfügbarkeit). Der Ca-Bedarf der Pflanzen ist relativ gering; daher wirkt sich ein Ca-Überschuss nicht positiv auf das Pflanzenwachstum aus.

Tabelle 3: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung (MAK =  $\sum \text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , P, S, Ca, Mg, K; MIKNÜ =  $\sum \text{Fe}$ , Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl, Ni, Na, Si, Co, V, Cr; MEBS =  $\sum \text{Al}$ , As, Cd, Pb; AG =  $\sum \text{H}$ , Al, Fe, Mn in % von  $\sum \text{H}$ , Al, Fe, Mn, Ca, Mg, K, Na (mol/l))

	$\mu\text{mol/l}$				$\mu\text{mol/l}$	$\text{mg/l}$	$\mu\text{mol/l}$				% AG
	Al	Fe	Mn	$\Sigma\text{s}$	Si	C	MAK	MIKNÜ	MEBS	$\Sigma$	
<i>Braunerde abs.</i>	19,6	3,9	0,5	24,1	38	64	384	112	20	516	
%	81,4	16,3	2,3	100			74	22	4	100	25
<i>Ranerkolluvium abs.</i>	26,3	22,2	2,2	50,7	50	56	457	191	26	673	
%	51,9	43,8	4,3	100			68	28	4	100	14
<i>Pararendsina abs.</i>	7,8	10,2	3,1	21,1	37	90	1846	171	8	2026	
%	36,9	48,4	14,7	100			91	8	1	100	1

Ungedüngte Gebirgsböden im Silikat-Pufferbereich ( $\text{pH} 6,2\text{-}5,0$ ) weisen i. a. eine harmonische (ausgewogene) Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung auf (Tabellen 2-5). Es bestehen keine ausgeprägten Stoffdisharmonien, wie es für Kalkböden im Karbonat-Pufferbereich und Böden im Al/Fe-Pufferbereich der Fall ist. Daher gibt es keinen Nährstoff- und Säurestress für die Pflanzenwurzeln. Die Pflanzen können ihren Nährstoffbedarf auf Grund der harmonischen Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung leichter decken. Das Pflanzenwachstum wird in erster Linie durch das N-Angebot begrenzt.

### 3.2 pH-Pufferbereiche und Verbreitung von Pflanzenarten

Auf Böden im Al/Fe-Pufferbereich dominieren calcifuge Pflanzenarten (Tabelle 5), weil sie an den ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress im Boden am besten angepasst sind. Calcicole Pflanzenarten fehlen in erster Linie wegen der gehemmten Mg- und Ca-Aufnahme. Al-Toxizität dürfte nicht entscheidend sein für die Verbreitung der verschiedenen Pflanzenarten, denn stark versauerte, humusreiche Gebirgsböden mit noch ausreichend hoher Basensättigung haben i. a. eine relativ niedrige Al-Konzentration in der Boden-Sättigungslösung

(Tabelle 3). Deswegen sind die Ca/Al-, Mg/Al- und C/Al-Mol-Verhältnisse in der Regel relativ weit (Tabellen 4, 5). Das durch Mineralverwitterung freigesetzte Al wird in humusreichen Gebirgsböden vorwiegend von der organischen Bodenfestphase komplexiert und somit aus der Lösungsphase entfernt. Der Humus hat offensichtlich eine große Bedeutung für die Kontrolle der Al-Löslichkeit in sauren Gebirgsböden und somit auch für den Al-Stress, vgl. BLOOM et al. (1979). Außerdem begünstigt der Überschuss an gelöster organischer Substanz die Bildung von Al-organischen Komplexen in der Boden-Sättigungslösung; diese sind nicht phytotoxisch (KINRAIDE 1991). Nur in extrem sauren Bodenlösungen wird diese Form der Al-Entgiftung (Komplexbildung mit organischen Liganden) unwirksam.

Tabelle 4: Mol-Verhältniszahlen in der Boden-Sättigungslösung

	Mol-Verhältnisse in der Boden-Sättigungslösung						
	MAK/MIKNÜ	MAK/MEBS	MIKNÜ/MEBS	Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H
Braunerde	3,5	19,2	5,6	8,9	1,5	2,5	0,4
Rankerkolluvium	2,4	17,4	7,2	8,8	1,7	119,6	23,3
Pararendsina	10,8	237,2	22,0	200,0	8,5	29941,6	1265,7

Tabelle 5: Mol-Verhältniszahlen, floristische Artenvielfalt und Vegetationszusammensetzung ( $\alpha$ -Diversität ausgedrückt als Artenzahl Gefäßpflanzen pro 50 m<sup>2</sup>)

	Mol-Verhältnisse in der Boden-Sättigungslösung						$\alpha$ -Diversität	% calcifuge Pflanzenarten
	Ca/K	Mg/K	Ca/Mg	C/Al	C/(Al+Fe)	C/Ca		
Braunerde	4.0	0.7	6.1	270	226	30	43	77
Rankerkolluvium	15.1	2.9	5.1	176	95	20	87	32
Pararendsina	67.6	2.9	23.7	698	419	5	56	0

Auf Kalkböden im Karbonat-Pufferbereich dominieren calcicole Pflanzenarten, weil nur sie die durch den Ca-Überschuss ausgelöste disharmonische Stoffzusammensetzung im Boden und die daraus resultierende starke individuelle Nährstoffdiskriminierung (ausgeprägter Ca-induzierter selektiver Nährstoffmangel) tolerieren.

### 3.3 pH-Pufferbereiche und floristische Artenvielfalt

Die ungedüngten Gebirgsböden im Silikat-Pufferbereich weisen in der Regel eine harmonische Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung auf; daher gibt es keine Hemmnisse für das Pflanzenwachstum durch bodenchemische Stressoren (vgl. ULRICH, 1981, 1987, 1991). Deswegen können calcifuge und calcicole Pflanzenarten koexistieren; dies bewirkt eine hohe floristische Artenvielfalt (Abbildung 1). Die Kalkböden im Karbonat-

Pufferbereich und die Böden im Al/Fe-Pufferbereich hingegen weisen eine disharmonische Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung auf; dies bewirkt einen enormen ökochemischen Stress für die Pflanzenwurzeln. Deswegen ist die floristische Artenvielfalt ( $\alpha$ -Diversität) vergleichsweise niedriger (Abbildung 1). Die Böden im Al/Fe-Pufferbereich weisen im Durchschnitt eine besonders niedrige  $\alpha$ -Diversität auf, weil nur einige wenige Pflanzenarten den ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress tolerieren. Sie können deswegen dominieren und eine relativ artenarme Pflanzengesellschaft bilden. Vor allem eine niedrige Ca-Sättigung (< 40 %) und/oder eine hohe K+Na+Al-Sättigung (> 60 %) ist i. a. mit einer relativ geringen floristischen Artenvielfalt verbunden (Abbildung 2).

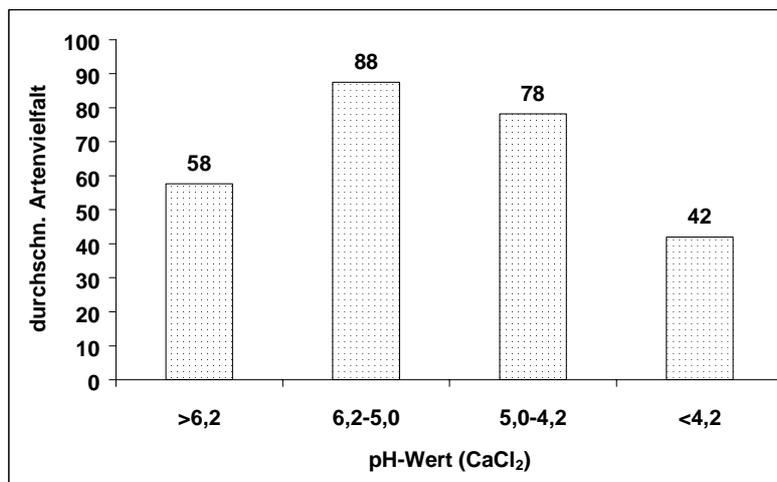


Abbildung 1: Durchschnittliche Artenvielfalt (Gefäßpflanzen) und pH-Pufferbereiche

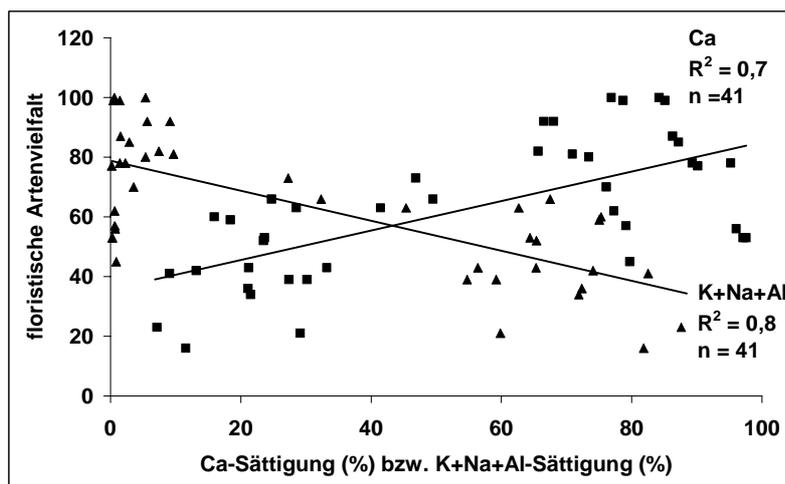


Abbildung 2: Floristische Artenvielfalt (Gefäßpflanzen) als Funktion der Ca-Sättigung bzw. (K+Na+Al)-Sättigung (BaCl<sub>2</sub>-Extrakt)

#### 4. Schlussfolgerung

Aus der pH-abhängigen Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung können ökochemische Stresskennwerte abgeleitet werden. Sie ermöglichen Aussagen über die Zusammensetzung der Vegetation und die floristische Artenvielfalt. Grundvoraussetzung für eine hohe floristische Artenvielfalt ist ein harmonisches und ausreichendes Nährstoffangebot für die Pflanzenwurzeln. Bei einem ausgeprägten Nährstoff- und Säurestress infolge einer disharmonischen Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung (selektiver Mangel- und Überschussstress) können nur einige wenige Pflanzenarten überleben; die floristische Artenvielfalt sinkt.

#### 5. Literatur

- BLOOM, P.R., M.B. Mc BRIDE & R.M. WEAVER (1979): Aluminum organic matter in acid soils: buffering and solution aluminum activity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, p 488 – 493.
- BOHNER, A. (1998): Almwirtschaft und Gebirgs-Ökosysteme. Diss. BOKU Wien.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) : Pflanzensoziologie. Springer Verlag, 865 S.
- BRUNOLD, C. (1996): Einführung. In: Ch. BRUNOLD, A. RÜEGSEGGER und R. BRÄNDLE (Hrsg): Stress bei Pflanzen. UTB. Paul Haupt Verlag, S 17 - 34.
- KINRAIDE, T.B. (1991): Identity of the rhizotoxic aluminium species. *Plant and Soil* 134, S 167 – 178.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Bodenkunde* 144, S 289 – 305.
- ULRICH, B. (1987): Stability, Elasticity and Resilience of Terrestrial Ecosystems with Respect to Matter Balance. In: *Ecological Studies* (ed. E.D. SCHULZE & H. ZWÖLFER). Vol. 61, p 11 - 49.
- ULRICH, B. (1991): An ecosystem approach to soil acidification. In: *Soil acidity* (ed. B. ULRICH, M.E. SUMNER), Springer Verlag, S 28 – 79.



## NATIONALE INDIKATOREN FÜR DEN BODENSCHUTZ?

**Sigbert HUBER und Alexandra FREUDENSCHUSS**

Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien

### **Zusammenfassung**

Auf internationaler Ebene werden seit vielen Jahren Umweltindikatoren entwickelt, in den letzten Jahren auch zunehmend für die natürliche Ressource Boden. Diese Indikatoren sollen helfen, Zustand und Veränderungen der Umwelt darzustellen und den Zusammenhang mit verschiedenen menschlichen Aktivitäten zu zeigen. Indikatoren, die den Boden betreffen, bieten Entscheidungsträgern erforderliche Informationen für Maßnahmen im Bodenschutz, aber auch in anderen Bereichen. In diesem Beitrag werden verschiedene internationale Konzepte für die Entwicklung von Indikatoren vorgestellt. Für die Themen Bodenqualität, Bodenkontamination und Bodenversiegelung finden sich ausgewählte Beispiele für Indikatoren, die auf Basis österreichischer Daten erstellt wurden. Die Aussagekraft international vorgeschlagener Indikatoren ist für Österreich zu überprüfen, gegebenenfalls sind neue Indikatoren zu erarbeiten. Ähnlich wie in anderen europäischen Ländern wird daher die Einrichtung einer nationalen Arbeitsgruppe zu Bodenindikatoren vorgeschlagen.

### **Summary**

Environmental indicators have been developed throughout Europe since many years and increasingly for the natural resource 'soil' in recent years. These indicators help to evaluate the state and the changes of the environment, also in connection with various human activities. Furthermore, soil indicators have the objective to provide decision makers with information needed to take appropriate actions to protect soils, as well as other parts of the environment. In this article international concepts for the development of indicators are introduced. For the topics soil quality, soil contamination and soil sealing selected examples of indicators based on Austrian data sets are shown. It is required, that internationally suggested indicators have to be tested for their validity for Austria and if needed new indicators should be developed. Hence, a national expert group dealing with soil indicators, as they are in place in other European countries, should be established.

### **1. Einleitung**

Indikatoren haben im Allgemeinen die Aufgabe, komplexe Sachverhalte vereinfacht darzustellen und die Einhaltung angestrebter Zielvorstellungen oder Abweichungen von diesen anzuzeigen. Umweltindikatoren sollen helfen, den Zustand der Umwelt und die Einwirkungen auf diese deutlich zu machen, zu analysieren und Veränderungen rechtzeitig zu erkennen. Mit Hilfe von Indikatoren lassen sich Auswirkungen von Maßnahmen effizient beurteilen, unter der Erstellung von Szenarien sogar schon vor deren Umsetzung. Durch Aufzeigen der Trends und Zusammenhänge können Fortschritte in der Umweltpolitik in Richtung Nachhaltigkeit bewirkt werden, wozu ein sparsamer und achtsamer Umgang mit der Ressource Boden erforder-

derlich ist. Die notwendige Einbeziehung von Umweltbelangen in andere politische Sektoren, wie Landwirtschaft, Verkehr, Industrie oder Energie kann über Indikatoren gefördert werden, da sie einfach zu kommunizieren sind. Die Entwicklung von Indikatoren für den Bodenschutz ist daher von großer Relevanz, wenn Informationen über den Zustand unserer Böden und die Trends der Entwicklung ihres Zustands als Teil einer umfassenden Umweltinformation für Entscheidungsträger und für die Öffentlichkeit zugänglich und verständlich gemacht werden sollen.

Bei der Formulierung geeigneter Indikatoren für Böden ergeben sich häufig Probleme, die sich vor allem in der räumlichen Variabilität und den unterschiedlichen stofflichen Eigenschaften von Böden manifestieren. Böden stellen Puffersysteme dar, die umweltschädigende Prozesse über lange Zeit beinahe unbemerkt ablaufen lassen können. Daher bietet die alleinige Beschreibung spezieller Bodenmerkmale (z.B. Schwermetallgehalte in Böden) oft nicht genügend Aussagekraft als alleiniger Bodenindikator. Folglich sind auch die Ursachen der Belastung des Bodens und die Auswirkungen auf andere Umweltbereiche (Gewässer, Pflanzen, Mensch) zu berücksichtigen.

Für die Entwicklung von Indikatoren für den Bodenschutz sind einige Rahmenbedingungen von Relevanz. So sind die Themen bzw. die Fragestellungen, für welche die Indikatoren zu entwickeln sind, zu identifizieren. Manche Indikatoren haben für verschiedene Themen Aussagekraft, doch oft sind spezielle Indikatoren für die Beantwortung einzelner Fragestellungen zu erarbeiten. Wesentlich ist auch die politische Relevanz, die oft die treibende Kraft hinter der Entwicklung von Indikatoren darstellt, und der rechtliche Rahmen. Beispielsweise sind Indikatoren zur Schwermetallkontamination von Böden ein Thema, wenn die Novellierung der Klärschlammrichtlinie ansteht, oder es sind Indikatoren zum Flächenverbrauch gefragt, wenn der Fortschritt in der Umsetzung des europäischen Raumentwicklungskonzeptes beleuchtet werden soll. Prägend für das Set von ausgewählten Indikatoren ist das verwendete Indikatorenkonzept und der damit gewählte methodische Ansatz. Internationale Konzepte werden im folgenden Kapitel kurz dargestellt. Für die Berechnung der Indikatoren ist eine entsprechende Datenlage notwendig, wobei neben der Verfügbarkeit der Daten deren Vergleichbarkeit und ihre Qualität entscheidend ist (HUBER et al., 2001).

## **2. Indikatorenkonzepte**

Auf internationaler Ebene sind vor allem drei Organisationen zu nennen, die sich mit der Ableitung und Implementierung von für den Bodenschutz relevanten Indikatoren befassen.

Die Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD) der Vereinten Nationen, die Boden als natürliche Ressource in das Konzept nachhaltiger Entwicklung einbindet, hat im Bereich Umwelt "Land" als eigenes Thema in ihrem Indikatorenkonzept (Driving force-State-Response-Indikatorenrahmen) definiert. Dieses Konzept enthält grundsätzlich Indikatoren zu Antriebskräften (z.B. Entwicklung von Wirtschaftssektoren), Zustand (z.B. Umweltzustand) und Reaktionen (z.B. EU-Gesetzgebung), die einander gegenseitig beeinflussen (UN-CSD, 1996 & 2001).

Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), erarbeitet seit mehr als zehn Jahren Umweltindikatoren. Dafür verwendet sie den Pressure-State-Response(PSR)-Indikatorenrahmen (OECD, 1998). Bisher wurden etwa 50 Umweltindikatoren entwickelt, die als (direkte und indirekte) Belastungs-, Zustands- und Reaktionsindikatoren klassifiziert werden (OECD, 2001). Für die Erarbeitung von Umweltindikatoren für bestimmte Sektoren, wie z.B. Landwirtschaft, Verkehr und Energie, wird allerdings der DSR-Indikatorenrahmen verwendet, um den spezifischen Eigenschaften der Sektoren Rechnung zu tragen (OECD, 1997).

Die Europäische Umweltagentur (EEA) hat für die Entwicklung ihrer Indikatoren die vorhergehenden Indikatorenkonzepte kombiniert und um Indikatoren für Umweltauswirkungen (Impact) erweitert (EEA, 1999). Bei diesem DPSIR-Indikatorenkonzept wurde von dem Ansatz ausgegangen, dass Antriebskräfte Belastungen der Umwelt erzeugen und damit den Umweltzustand ändern, was zu weiteren (direkten und indirekten) Auswirkungen führt, die gezielte Reaktionen (Maßnahmen) hervorrufen. Diese Reaktionen sollen über die Antriebskräfte auf alle Teile dieser Wirkungskette Einfluss haben (siehe auch BLUM, 2002). Dieses Konzept findet in Bezug auf alle Umweltthemen Verwendung, so auch für Bodendegradationen.

In den Indikatorenlisten dieser internationalen Organisationen finden sich zahlreiche Indikatoren, die für Bodenschutzfragen relevant sind. Für folgende Themenfelder wurden Indikatoren erarbeitet bzw. vorgeschlagen:

- Wind- und Wassererosion
- Inhärente Bodenqualität (Ertragspotential)
- Lokale und diffuse Bodenkontamination
- Irreversibler Bodenverbrauch (Versiegelung)
- Biodiversität des Bodens
- Landverarmung und Wüstenbildung

Von diesen Organisationen werden regelmäßig Indikatorenberichte erstellt (z.B. EEA, 2001; OECD, 1998 & 2001), für welche die jeweiligen Mitgliedsländer, so auch Österreich, gehalten sind, entsprechende Daten und Informationen zur Verfügung zu stellen. Entsprechend dieser Anforderung werden in der Folge für drei ausgewählte Themenfelder jeweils ein vorgeschlagener Indikator herausgegriffen und auf Basis von national verfügbaren Daten dargestellt.

### **3. Beispiele für Indikatoren**

Die Bodenqualität im Sinne des natürlichen Ertragspotenzials ist ein wichtiges Thema in der Landwirtschaft, vor allem bei internationalen Verhandlungen (z.B. Welthandelsorganisation). Ein wesentlicher Faktor der Bodenqualität (Bodenfruchtbarkeit) ist der Gehalt an organischer Substanz im Boden, der durch die Bodenbewirtschaftung stark beeinflusst wird. Die Abnahme der organischen Substanz (Humus), die in Europa relativ weit verbreitet sein dürfte, ist ein Zustandsindikator für abnehmende Bodenqualität (RUSCO et al., 2001). Diese Abnahme

bewirkt eine Verschlechterung der Bodenstruktur und –stabilität, eine Verminderung der Wasserspeicher- und Pufferkapazität sowie eine Reduktion der biologischen Aktivität. Ebenso ist dadurch die Speicherung und der Austausch von Nähr- und Schadstoffen verändert (BALESDENT & CHENU, 2001; FEIX & MARMO, 2001). Die Humusabnahme macht Böden anfälliger für Bodenerosion, Verdichtung, Versauerung, Nährstoffverarmung, Schadstoffaustrag und Trockenheit. Daher kann dieser Indikator auch für andere genannte Themenfelder herangezogen werden.

Für die Darstellung der Situation in Österreich (Abb. 1) wurden die entsprechenden im Bodeninformationssystem BORIS des Umweltbundesamtes enthaltenen Daten der Bodenzustandsinventuren der Bundesländer sowie der Waldbodenzustandsinventur der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien verwendet. Die Ergebnisse zeigen die klare Abhängigkeit von der Landnutzung. So haben in Österreich nur vereinzelte Grünland- und Waldböden, hingegen knapp ein Drittel der einbezogenen Ackerböden Gehalte unter 2 % organische Substanz. Geografisch betrachtet befinden sich die meisten schwach humosen Böden (vorwiegend Ackerböden) in Ostösterreich, während die stark humosen Böden (vor allem Grünland- und Waldböden) vorwiegend in Westösterreich und den höheren Lagen vorkommen.

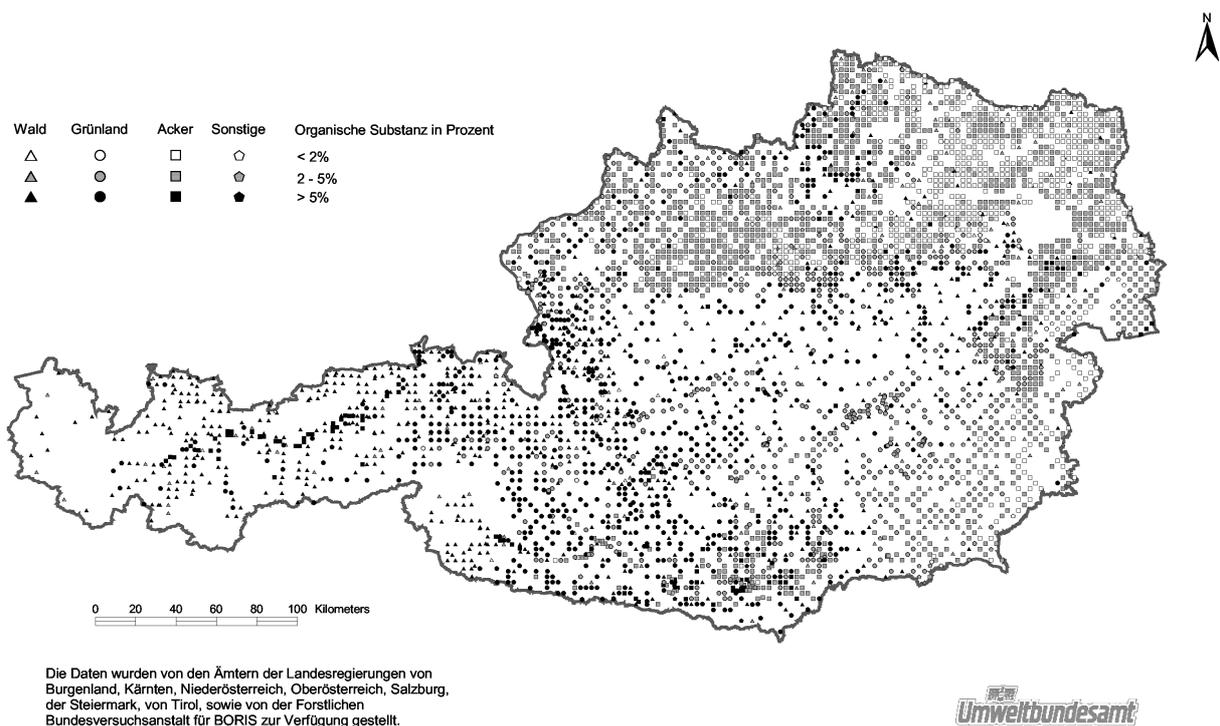


Abb. 1: Gehalte der organischen Substanz in Oberböden (0-20 cm) Österreichs getrennt nach Landnutzung.

Diffuse Bodenkontaminationen werden zum Unterschied von lokalen durch Einträge von Schadstoffen aus diffusen Quellen verursacht, wobei die Schadstoffe durch Deposition aus der Luft oder durch Aufbringung von Hilfsstoffen, vor allem in der landwirtschaftlichen Produktion, in den Boden gelangen. Daten über den Gebrauch von Düngemitteln können daher neben Hinweisen auf die Bodenfruchtbarkeit auch potentielle negative Einflüsse auf den Boden, wie Euthrophierung oder Kontamination mit Schwermetallen indizieren (OECD, 2000). Angaben über die Verwendung von Düngemitteln eignen sich daher gemeinsam mit Aufbringungsmengen von Klärschlamm und Pestiziden sowie Depositionsdaten als Belastungsindikatoren im Zusammenhang mit Bodenkontaminationen landwirtschaftlicher Böden. In Kombination mit dem Entzug der Schadstoffe aus dem Boden (über Erntegut, Auswaschung) könnte über die entsprechenden Schwermetallgehalte eine Schwermetallbilanz als Summenindikator errechnet werden (HUBER et al., 2001). Dabei wäre ein entsprechender Flächenbezug anzustreben.

Beispielhaft wurden für Österreich die Absatzmengen für mineralische Düngemittel auf Basis der Bundesländer zusammengestellt (Abb. 2). Diese Art der Darstellung spiegelt relativ deutlich die Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Österreich wieder, denn Niederösterreich inkl. Wien (NÖ/W), Oberösterreich (OÖ) und Steiermark (St) sind die Bundesländer mit den größten landwirtschaftlichen Nutzflächen (BMLFUW, 2000). In fast allen Bundesländern ist eine Abnahme des Düngerabsatzes festzustellen. Wenn man davon ausgeht, dass der verkaufte Dünger mittelfristig vollständig auf der landesbezogenen landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgebracht wird und die Schwermetallgehalte im Lauf der Jahre nicht höher wurden, hat demnach auch der Eintrag von Schwermetallen über Mineraldünger von 1993 bis 1999 zumeist abgenommen.

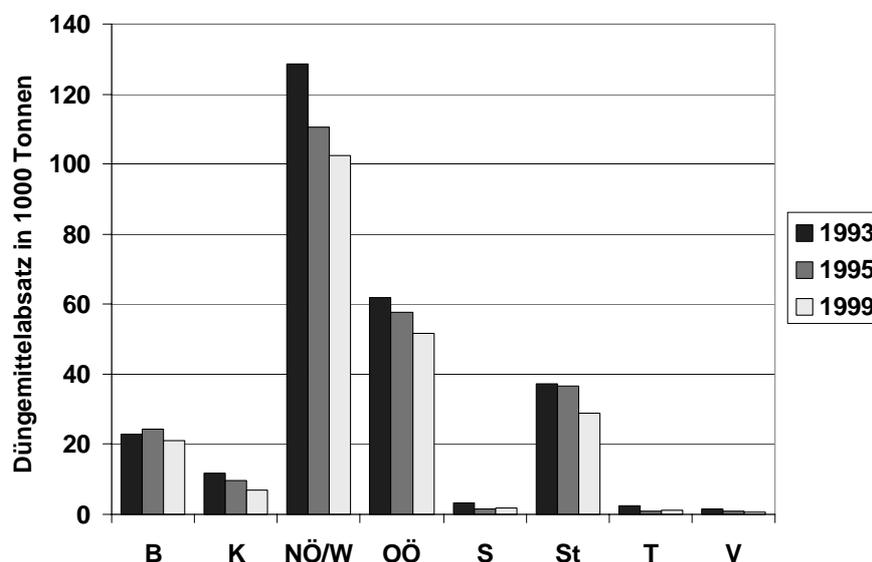


Abb. 2: Absatzmengen mineralischer Düngemittel je Bundesland für 1993, 1995 u. 1999 (BMLF, 1994, 1996; BMLFUW, 2000).

Bodenversiegelung ist eines der Hauptprobleme an Bodendegradationen in Europa, vor allem in Mittel- und Nordwesteuropa sowie den Küstengebieten (EEA, 2000). Der Flächenverbrauch bezeichnet die irreversible Inanspruchnahme land- und forstwirtschaftlicher Flächen für Siedlungs-, Verkehrs- und Wirtschaftszwecke sowie für die Entsorgung und Energiegewinnung und eignet sich als Indikator für Umweltbeeinträchtigungen. Neben dem unmittelbaren Bodenverlust durch Versiegelung zieht er eine Reihe von Folgewirkungen nach sich, darunter Zersiedelung, Verlust von Lebensräumen und Zerschneidung der Landschaft (UMWELTBUNDESAMT, 2001).

Als österreichisches Beispiel wurde der Flächenverbrauch für Verkehrsflächen nach der Katasterfläche des statistischen Zentralamtes ausgewählt. Die Abb. 3 zeigt die Veränderung der Verkehrsflächen von 1991 bis 1998, jeweils bezogen auf den Dauersiedlungsraum. Fast in allen Bezirken ist eine Zunahme der Verkehrsfläche zu verzeichnen, wobei die Zunahme in der Steiermark, Salzburg und Tirol mit jeweils über 10 % am stärksten ist. Die Bauflächen haben im Vergleich dazu mit 17 bis 54 % (außer Wien 8 %) wesentlich stärker zugenommen. Insgesamt kann der Flächenverbrauch in Österreich mit 15 bis 25 ha/Tag abgeschätzt werden, was etwas unter den adaptierten Werten für Deutschland (26,5 ha/Tag) liegt (UMWELTBUNDESAMT, 2001).

### Entwicklung der Verkehrsflächen 1991-1998

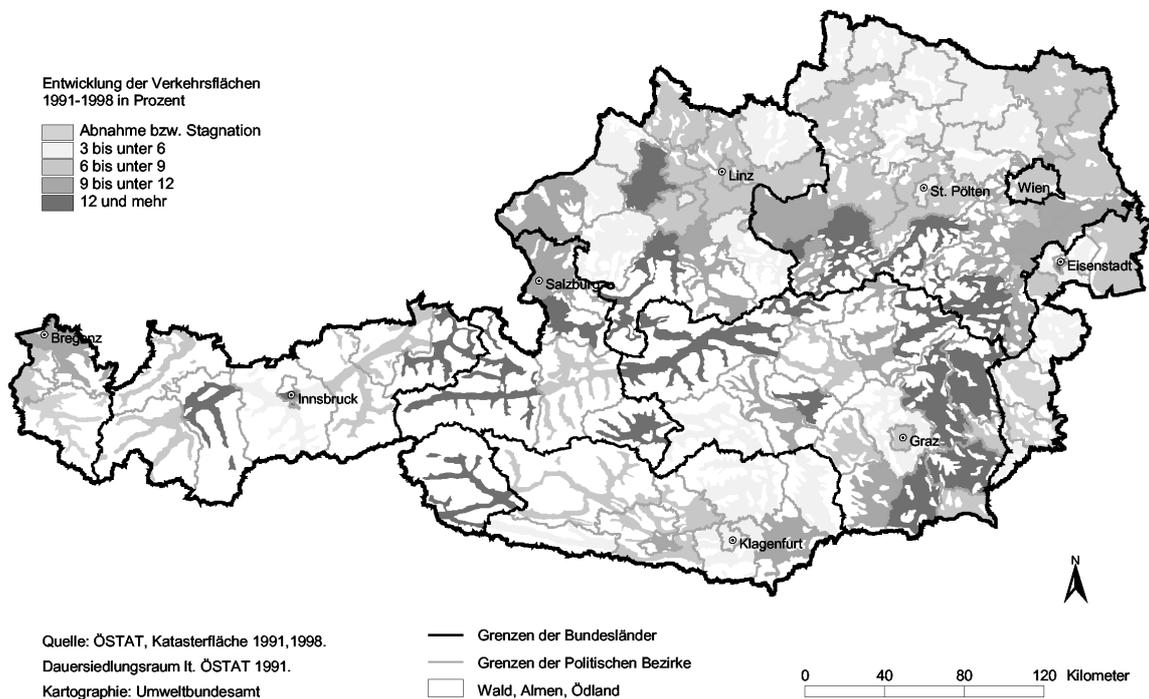


Abb. 3: Entwicklung der Verkehrsflächen 1991-1998 (ÖSTAT, 1991, 1998)

#### 4. Schlussfolgerungen

Umweltindikatoren werden vielfach zur Information von Entscheidungsträgern zu Umweltfragen verwendet, wobei zunehmend Indikatoren betreffend die Ressource Boden nachgefragt werden (z.B. EEA, 2000; UMWELTBUNDESAMT, 2001). Für die Bereitstellung dieser Kenngrößen sind oft umfassende Datenbestände und damit einhergehend umfangreiche Datenerhebungen erforderlich.

Nicht immer sind die international vorgeschlagenen Indikatoren auf nationaler Ebene genügend aussagekräftig. Es erscheint darüber hinaus notwendig, die auf Basis dieser Indikatoren erstellten Berichte zu überprüfen, wofür tiefergehende nationale Bewertungen hilfreich sind. In den letzten beiden Jahren wurden sowohl in Deutschland als auch in Großbritannien Initiativen zur Entwicklung nationaler Indikatoren im Bereich Bodenschutz gestartet. Dabei wurden auf internationaler Ebene entwickelte Konzepte auf ihre Anwendbarkeit geprüft und allenfalls adaptiert.

Ähnlich wie es in Österreich schon für Agrar-Umweltindikatoren der OECD durchgeführt wird (vgl. UMWELTBUNDESAMT, 2001), wäre es im Bereich Bodenschutz erforderlich auf internationaler Ebene vorgeschlagene Indikatoren national zu beleuchten, zu hinterfragen, gegebenenfalls zu adaptieren und durch neue Indikatoren zu ergänzen oder zu ersetzen. Dazu wird es notwendig sein, die zum Teil sehr umfassende Datenlage zum Thema Bodenschutz in Österreich durch Aktualisierung und Ergänzung einzelner Parameter auf bundesweiter Ebene zu verbessern.

Für diese Aktivitäten wird vorgeschlagen, eine Arbeitsgruppe einzurichten, z.B. im Rahmen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Diese Initiative soll dazu beitragen, dass Österreich einerseits auf internationale Entwicklungen im Bereich bodenschutzrelevanter Indikatoren besser reagieren kann, und andererseits geeignete Kennzahlen hinsichtlich der Veränderungen der Ressource Boden bekommt, was für den vorsorgenden Bodenschutz notwendig erscheint.

#### 5. Literatur

- BALESDENT, J. & CHENU, C. (2001): Soil organic matter: Nature, dynamics, role on physical, chemical and biological soil properties. Proceedings of Second European Soil Forum, 23–25 October 2001, Naples.
- BLUM, W.E.H. (2002): Boden und Bodenschutz im internationalen Kontext. Mitt. d. österr. Bodenkundl. Ges., Heft 66, Wien.
- BMLF (1994): Grüner Bericht 1993. Wien.
- BMLF (1996): Grüner Bericht 1995. Wien.
- BMLFUW (2000): Grüner Bericht 1999. Wien.
- EEA (1999): Environmental indicators: typology and overview. Technical report No. 25. Copenhagen.

- EEA (2000): Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. Environmental issues series No 16. Luxembourg.
- EEA (2001): Environmental Signals 2001. Copenhagen.
- FEIX, I. & MARMO, L. (2001): Recycling organic wastes and residues by the soil – impacts on soil's organic matter content. Proceedings of Second European Soil Forum, 23–25 October 2001, Naples.
- HUBER, S. SCHAMANN, M. WEPNER, M. & FREUDENSCHUß (2001): Report on data needs and data availability for the development of indicators for local and diffuse soil contamination. Draft Technical Report, European Environment Agency, Copenhagen.
- OECD (1997): Environmental Indicators for Agriculture. Paris.
- OECD (1998): Environmental Indicators – Towards sustainable development, Paris.
- OECD (2000): Environmental Indicators for Agriculture: Methods and results – The Stock-taking Report – Soil Quality. Paris.
- OECD (2001): Key Environmental Indicators, OECD Environment Directorate, Paris.
- ÖSTAT (1991, 1998): Katasterfläche der Straßenverkehrsflächen und des Bahngrunds. Wien.
- RUSCO, E. JONES, R. & BIDOGLIO, G. (2001): Organic matter in the soils of Europe: Present status and future trends. Proceedings of Second European Soil Forum, 23–25 October 2001, Naples.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Umweltsituation in Österreich. 6. Umweltkontrollbericht, Umweltbundesamt, Wien.
- UN-CSD (1996): Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies. United Nations, New York.
- UN-CSD (2001): Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies. United Nations, New York.

# STICKSTOFFOXID-EMISSIONEN AUS EUROPÄISCHEN WALD-ÖKOSYSTEMEN

Barbara KITZLER und Sophie ZECHMEISTER-BOLTENSTERN

Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1130 Wien

## Zusammenfassung

Über Emissionen der Stickstoffoxide NO, NO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O aus Wäldern gibt es bislang noch wenige Aussagen. Neue Forschungen haben gezeigt, daß aufgrund der erhöhten atmosphärischen Stickstoffeinträge eine vermehrte Emission aus Waldböden erfolgen könnte. Innerhalb eines EU-Forschungsprojektes werden Freilanderhebungen und Laborversuche durchgeführt, um die Stickstoffoxid-Flüsse in unterschiedlichen Wäldern zu charakterisieren. Mit den Ergebnissen werden ein bestehendes Simulationsmodell (PnET-N-DNDC) und ein Kronenraummodell validiert und verbessert. Nach der Verknüpfung der beiden Modelle wird eine EU-weite Inventur von Stickstoffoxid-Emissionen von Wäldern berechnet und Szenario Analysen von zukünftigen N-Emissionen in Folge von Klimaänderungen und Änderungen von N-Depositionen durchgeführt.

## Summary

A lack of information still exists about the source strength of EU-forests for the primarily and secondarily active N-oxides N<sub>2</sub>O and NO. However, recent investigations have shown that EU forests, due to high rates of atmospheric N-deposition in the last decades, are significant sources for N-oxides. Based on results obtained from field and laboratory experiments on the characterisation of N-oxide fluxes in different forests a simulation model (PnET-N-DNDC) and a canopy exchange model will be further improved and validated. After combination of both models, we will calculate an EU wide inventory of N-oxide emissions from forests and use scenarios for future changes in climate and N-deposition to predict future changes in N-oxide emissions.

## 1. Einleitung

Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) zählen zu den wichtigsten Treibhausgasen, die durch mikrobiologische Prozesse und durch anthropogene Einflüsse gebildet werden. In den letzten Jahrzehnten lässt sich ein ständiger Anstieg dieser Treibhausgase beobachten, der sich nachhaltig auf das Klima und auf die Chemie der Atmosphäre auswirkt.

Stickstoff (N) wird unter anderem in Form von Ammoniak bei intensiver Landwirtschaft freigesetzt. Stickoxide entstehen u. a. bei Verbrennungsprozessen aus Hausbrand, Verkehr und Industrie. Durch die Zunahme dieser Substanzen konnte in europäischen Wäldern eine zusätzliche N-Deposition (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) von 5-50 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> während der letzten Jahrzehnte festgestellt werden.

Wälder reagieren auf diese erhöhten N-Einträge unterschiedlich. Veränderungen der Bodenvegetation, Abnahme der Vitalität der Wälder, beschleunigte Bodenversauerung und die N-Auswaschung ins Grundwasser können die Folge sein. Bodenbakterien können den zusätzlichen Stickstoff nicht mehr verwerten und produzieren eine erhöhte Menge an Gasen (z.B.  $N_2O$ ,  $NO_x$ ), die dann in die Atmosphäre entweichen. Diese zusätzlichen Emissionen aus Wäldern tragen wiederum beträchtlich zur Belastung der Atmosphäre durch Luftschadstoffe bei.

In einem EU-weiten Forschungsprojekt (NOFRETETE = Nitrogen oxides emissions from European forest ecosystems) sollen nun die Auswirkungen von klimarelevanten N-Spurengasen aus europäischen Waldökosystemen (borealen, gemäßigten, mediterranen) bestimmt werden. Forschergruppen aus Dänemark, England, Norwegen, Holland, Deutschland, Finnland, Italien, Ungarn und Österreich arbeiten in diesem Projekt zusammen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Freilandmessungen

Um die N-Spurengasflüsse zu charakterisieren werden kontinuierliche Langzeitmessungen von NO- und  $N_2O$ -Emissionen aus 13 europäischen Waldböden erhoben. Dafür werden einerseits dynamische Messkammern verwendet und auf dem Chemilumineszenzprinzip basierende Analysen von NO durchgeführt. Andererseits werden mit Hilfe von statischen Messkammern, die entweder automatisch oder manuell bedient werden, Gasproben entnommen und einer späteren  $N_2O$ -Analyse im Gaschromatograph (ECD) zugeführt.

Der vertikale Austausch von NO/ $NO_2$  unterhalb, innerhalb und oberhalb des Kronenraumes wird mit mikrometeorologischen Methoden bestimmt. Die „Eddy Covariance Technik“ sowie die „Relaxed Eddy Accumulation Method“, beide in Verbindung mit der Analyse von natürlicher Isotopenanreicherung von N ( $^{14}N$  und  $^{15}N$ ), kommen dabei zur Anwendung.

Weitere Untersuchungen sollen Auskunft über die Beziehung zwischen N-Einträgen, verschiedenen Waldtypen und dem Klima auf die NO- und  $N_2O$ -Emissionen geben.

### 2.2 Laborexperimente

Die Charakterisierung der mikrobiellen Prozesse, die an N-Spurengasflüssen beteiligt sind, erfolgt sowohl über standardisierte Techniken als auch mit Hilfe neu entwickelter Methoden. So werden die N-Bruttomineralisationsrate, Immobilisationsrate und Nitrifikationsrate mit der  $^{15}N$ -Isotopen-Verdünnungstechnik bestimmt. Mit einem neu entwickelten Messgerät, dem Barometrischen Prozess-Separations-Apparat (BaPS), können mikrobielle N- und C-Umsetzungen im Boden bestimmt werden. Dabei handelt es sich um ein gas- und druckdichtes System, bei dem aufgrund von Druckänderungen im System auf den Beitrag von Nitrifikation (Druckabnahme), Denitrifikation (Drucksteigerung) oder Respiration (druckneutral) geschlossen werden kann (INGWERSEN et al. 1999).

## 2.3 Modellierung

Das Modell PnET-N-DNDC (**P**hotosynthesis- **E**vapo **T**ranspiration- **N**itrification- **D**enitrification- **D**ecomposition) ist ein Ökosystemmodell zur Simulation der C- und N-Umsetzungen in gemäßigten Wäldern unter besonderer Berücksichtigung der Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen. Es besteht aus den Modulen Bodenklima, Waldwachstum, Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation. Das Modell wurde für die Berechnung von N-Spurengasflüssen in verschiedenen gemäßigten Wäldern Europas eingesetzt (LI et al. 2000; STANGE et al. 2000) und soll mit den Ergebnissen der Freiland- und Laborexperimente im Rahmen des Projektes NOFRETETE verbessert und validiert werden. In der Folge soll es auch für boreale und mediterrane Wälder zur Anwendung kommen. Zusätzlich stellt es in Verbindung mit einem Kronenraummodell ein Instrument dar, um den Netto N-Spurengasaustausch zwischen Wald und Atmosphäre zu berechnen.

## 2.4 Hochrechnung

Für die Hochrechnung werden 3 Methoden verwendet:

- Eine Inventur der N-Spurengasemissionen für EU-Wälder, basierend auf bestehenden Methoden von IPCC (IPCC/OECD 1997) und EMEP (SIMPSON et al. 1999), soll durchgeführt werden.
- Durch Verknüpfung der Ergebnisse des PnET-N-DNDC Modells in einer GIS-Datenbank werden die N-Spurengasemissionen auf alle europäischen Wälder mit höherer Präzision hochgerechnet und mit der herkömmlichen Methode verglichen.
- Mathematische Relationen zwischen N-Deposition und NO- und N<sub>2</sub>O- Emissionen sollen weiterentwickelt und mit einem vereinfachten Kronenraummodell zusammengeführt werden. Dadurch können Module für ein Modell als politisches Instrument im Bereich der Luftreinhaltung entwickelt werden.

## 2.5 Szenariostudien

Die vorhergesagten Klimaänderungen werden sich auf den Austausch von N-Spurengasen zwischen den Waldökosystemen und der Atmosphäre auswirken. Prognosen des globalen Klimamodells ECHAM, EMEP-Vorhersagen über die Änderung der atmosphärischen N-Deposition in Europa sowie ein IPCC Szenario (Verdopplung der CO<sub>2</sub>-Konzentration) werden verwendet, um die zukünftigen N-Spurengasemissionen von europäischen Waldökosystemen abzuschätzen.

## 3. Erwartete Ergebnisse

Um ein geeignetes Instrument für Luftqualitätsmanagement zu finden, ist es notwendig, aktuelle Kenntnisse von anthropogenen aber auch von biogenen Emissionen schädlicher Substanzen (u.a. Stickstoffoxide) in die Atmosphäre zu gewinnen.

Es soll aufgrund der innerhalb des Projektes erzielten Ergebnisse ein besseres Verständnis und ein vollständiger Datensatz der N-Oxid-Emissionen aus europäischen Waldökosystemen geschaffen werden.

Mit der EU-weiten Inventur von Stickstoffoxidemissionen und den ergänzenden Szenarioanalysen soll es möglich sein, zukünftige Entwicklungen der Emissionen von N-Spurengasen abzuschätzen. Gleichzeitig kann man Regionen mit annähernd oder bereits erreichten Critical Levels von N-Oxid-Emissionen identifizieren.

#### 4. Literatur

- INGWERSEN, J.; BUTTERBACH-BAHL, K.; GASCHE, R.; RICHTER, O. & PAPEN, H. (1999): Barometric process separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils, No. 63, Soil Sci. Soc. Am. J., pp. 117-128
- IPCC/OECD (1997): Revised IPCC Guidelines from National Greenhouse Gas Inventories, OECD, Vol. 1-3, Paris
- LI, C.; ZHUANG, Y.; CAO, M.; CRILL, P.; DAI LI, Z.; ABER, J.; STANGE, F.; BUTTERBACH-BAHL, K. & PAPEN, H. (2000): A process oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 1, Model development, No. 105, J. Geophys. Res., pp. 4369-4384
- SIMPSON, D. (1999): Inventorying emissions from nature in Europe, No. 104, J. Geophys. Res., pp. 8113-8152.
- STANGE, F.; BUTTERBACH-BAHL, K.; PAPEN, H.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S.; LI, C. & ABER, J. (2000): A process oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 2, Sensitivity analysis and validation, No. 104, J. Geophys. Res., pp. 4385-4398

## DER 17. WELTKONGRESS DER BODENKUNDE IN THAILAND

### Bericht von Martin H. Gerzabek

Von 14. bis 21. August 2002 fand in Bangkok der alle vier Jahre anberaumte Weltkongress der Bodenkunde statt. Nach 1990 (Kyoto, Japan) war nun wieder ein asiatisches Land Gastgeber. Das Organisationskomitee unter der umsichtigen Leitung des Vizepräsidenten der Internationalen Bodenkundlichen Union, Prof. Irb Kheoruenrmne konnte ca. 700 thailändische Bodenkundler und ca. 1400 KollegInnen aus mehr als 100 Staaten der Erde im Queen Sirikit National Convention Center begrüßen. In Summe wurden mehr als 400 Vorträge und ca. 1200 Poster in 65 Symposien präsentiert. Neun Österreicher nahmen aktiv an dem Kongreß teil.

Der Kongreß wurde am 14. August von Ihrer Königlichen Hoheit Prinzessin Maha Chakri Sirindhorn eröffnet. Die Plenarvorträge von Prof. Donald Sparks, Prof. Pedro Sanchez, Prof. Winfried Blum, Dr. Sanathad Rojanasoonthon und Prof. Tengiz Urushadze führten in das Generalthema des Kongresses „Confronting New Realities in the 21<sup>st</sup> Century“ ein. Dabei spannte sich der Bogen von neuen Entwicklungen in den Grundlagen der Bodenkunde (Sparks), über die Frage, wie die Bodenkunde zur weltweiten Entwicklung beitragen kann (Sanchez), die Rolle des Bodens für Gesellschaft und Umwelt (Blum) bis hin zur Bodenkunde in den Tropen und den damit zusammenhängenden Herausforderungen (Rojanasoonthon). Die 65 Symposien, die in jeweils 6 Parallelsessions abgewickelt wurden, deckten praktisch die gesamte Breite der Bodenkunde ab, wobei die Präsentationen überwiegend auf einem sehr guten Niveau dargeboten wurden. Aus der Sicht des Berichterstatters wurden insbesondere auf den Gebieten der Bodenmikrobiologie, der tropischen Bodenbewirtschaftung, der organischen Bodensubstanz und hier insbesondere der anthropogen beeinflussten Böden, des globalen Wandels und der Remediation kontaminierter Standorte richtungweisende Symposien organisiert. Dabei ist ausdrücklich zu betonen, dass die Poster, die jeweils einen Tag lang aufgestellt waren, wesentlich zu dem wissenschaftlichen Gelingen beitrugen, was durch Prämierung des jeweils besten Posters eines Symposiums und von acht herausragenden Postern des gesamten Weltkongresses entsprechend gewürdigt wurde. (Der Berichterstatter durfte in der vierköpfigen Evaluierungskommission mitwirken.)

An fünf Abenden tagte - wie bei allen Weltkongressen üblich - das Council der Internationalen Bodenkundlichen Union unter der Leitung des Generalsekretärs Prof. Dr. W.E.H. Blum. Dem Council gehören neben den gewählten Vertretern des Büros der IBU die Präsidenten der nationalen bodenkundlichen Gesellschaften an. In letzterer Eigenschaft wohnte der Berichterstatter den Sitzungen bei. Es wurde eine Vielzahl von Themen in 22 Tagesordnungspunkten behandelt. Einige wenige wichtige Informationen bzw. Entscheidungen des Councils seien hier angeführt:

- Die Finanzgebarung der IBU kann als konsolidiert betrachtet werden, wobei die Übergangsphase Einzelmitglieder - Mitgliedschaft der nationalen Gesellschaften noch nicht abgeschlossen ist.

- Als Nachfolger des überaus verdienstvollen und 12 Jahre dienenden Generalsekretärs der IBU, O. Univ.-Prof. D.I. Dr. Dr.h.c. mult. W.E.H. Blum wurde Prof. Dr. Steve Nortcliff /Reading, UK, als Nachfolger des stellvertretenden Generalsekretärs Dr. Hans van Baren, Dr. Alfred Hartemink/ISRIC, Niederlande, gewählt. Dr. Peter Lüscher/WSL Birmensdorf, Schweiz wurde in seiner Funktion als Schatzmeister bestätigt. Den scheidenden Funktionären sei an dieser Stelle für die herausragenden Leistungen, insbesondere den Eintritt der IBU in das International Council of Scientific Unions (ICSU) und damit die Anerkennung der Bodenkunde als Grundlagenwissenschaft und die Entwicklung und Implementierung der neuen Statuten der IBU (Umwandlung von einer Gesellschaft in eine Union) ausdrücklich im Namen der ÖBG gedankt.
- Es wurden 11 neue Ehrenmitglieder der IBU ernannt:
  - Prof. Dr. R.W. Arnold, USA
  - Prof. Dr. G.V. Dobrovolsky, Russland
  - Prof. Dr. W.R. Gardner, USA
  - Prof. Dr. H.M. Hamdi, Ägypten
  - Prof. Dr. L.A. León Sarmiento, Kolumbien
  - Prof. Dr. F. Mancini, Italien
  - Prof. Dr. B.S. Nosko, Ukraine
  - Prof. Dr. R. Rosell, Argentinien
  - Prof. Dr. A. Ruellan, Frankreich
  - Prof. Dr. A. Tanaka, Japan
  - Prof. Dr. B. Tinker, UK
- Es wurden zwei neue Awards für wissenschaftliche Spitzenleistungen beschlossen, der Dokuchaev-Award für Spitzenleistungen in der bodenkundlichen Grundlagenforschung und der Liebig-Award für Spitzenleistungen in der angewandten bodenkundlichen Forschung. Das entsprechende Standing Committee wird von Prof. Dr. W.E.H. Blum geleitet.
- Die neue wissenschaftliche Struktur der IBU mit vier Divisionen (Soil in Space and Time, Soil Properties & Processes, Soil Use and Management, The Role of Soils in Sustaining Society and the Environment) und 18 Kommissionen wurde durch die Wahlen der Repräsentanten (Chairpersons, Vice-Chairpersons und Secretaries) implementiert. Der Berichterstatter wurde zum Vice-Chairman der Kommission Bodenchemie ernannt und steht in dieser Funktion den österreichischen KollegInnen gerne als Kontaktperson zur wissenschaftlichen Struktur der IBU zur Verfügung.
- Die Zeitschriften "Journal of Soils and Sediments" und "Australian Journal of Soil Research" wurden als neue kooperierende Journale anerkannt.
- Für den Weltkongress im Jahre 2010 erhielt Australien den Zuschlag.

Bei der Abschluszeremonie wurde die Präsidentschaft der IBU an Prof. Dr. Donald Sparks und die Vizepräsidentschaft der IBU an Prof. Dr. Gary Petersen, beide USA, übergeben. Der nächste Weltkongress findet von 9. bis 16. Juli 2006 in Philadelphia statt.

Traditionellerweise waren von den Kongressorganisatoren Pre- und Postkongresstouren vorbereitet worden. Der Berichterstatter konnte - gemeinsam mit den ÖBG-Vorstandsmitgliedern Prof. W.E.H. Blum und Prof. Ellen Kandeler - an der fünftägigen Südthailandexkursion teilnehmen. Die hervorragend organisierte Exkursion führte zu neun Standorten, die durch detaillierte Profilbeschreibungen und sehr ausführliche Analysendaten charakterisiert waren. Nach World Reference Base (WRB) klassifiziert wurden folgende Böden präsentiert: Skeletic Leptosol, Sandy-endogleyic Fluvisol über einem Durisol, 2 Alumi-vertic Acrisole, Rhodi-alumic Nitisol, Verti-acric Ferralsol, Tric-rhodic Nitisol, Alumi-acric Plinthosol und ein Profund-plinthic Acrisol. Die Teilnehmer konnten also Böden aus einem weiten Bereich unterschiedlicher Ausgangssubstrate (marine Sedimente, Kalkstein, Sandstein, Granit) und unterschiedlich fortgeschrittener Verwitterung (inklusive Plinthit, Duripanen etc.) und Nutzung kennenlernen. Dabei trugen Prof. W.E.H. Blum, Prof. Jozef Dekkers und Prof. Chien-Lu Ping durch Erklärung der Bodenentwicklung, der Klassifizierung nach WRB und Soil Taxonomy wesentlich zum Gelingen der Exkursion bei. Interessant war, dass 5 der 9 Profile gemäß Soil Taxonomy als Typic Kandiodult klassifiziert wurden, während die WRB eine wesentlich bessere Differenzierung zuließ. Dies führte zu umfangreichen Diskussionen und es wurde eine zukünftige bessere Abstimmung der beiden Systeme vereinbart.



*Einige Teilnehmer der Südthailandexkursion bei der Diskussion (von links: Kirchmann /Schweden, Blum/Österreich, Novak/Tschechien, Gerzabek/Österreich, Vossbrink/BRD, Fleige/BRD, Botschek/BRD, Grönlund/Norwegen, Luxmoore/USA, hockend Mitte: Ping/USA)*

Abschließend sei den thailändischen Organisatoren zum Gelingen des Weltkongresses gratuliert und für die herausragende Organisation und Gastfreundschaft herzlich gedankt.

## **Inhalt sämtlicher Mitteilungen der ÖBG**

Die Inhaltsverzeichnisse sämtlicher Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft finden Sie im Internet unter der Adresse

**<http://www.boku.ac.at/oebg>** unter **Publikationen**.

Die Hefte können über die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Gregor Mendelstraße 33, A-1180 Wien, oder direkt via Internet bestellt werden.

## **Hinweis zur Einreichung für den Kubienapreis**

Bis 31. August können Arbeiten für den Kubienapreis eingereicht werden.

Weitere Informationen unter **<http://www.boku.ac.at/oebg>** unter Kubienapreis.

## Hinweise für Autoren

**TITEL** (in Großbuchstaben; Fett, 14 Punkt, zentriert)

(Eine Leerzeile)

**Martin H. GERZABEK<sup>a</sup>, Eduard KLAGHOFER<sup>b</sup> und Andreas BAUMGARTEN<sup>c</sup>**

(Eine Leerzeile)

<sup>a</sup> Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 2444 Seibersdorf

<sup>b</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen

<sup>c</sup> Institut für Bodenwirtschaft, Spargelfeldstraße 191, 1226 Wien

(Zwei Leerzeilen)

Bitte lesen Sie vor Abfassung Ihres Manuskripts die folgenden Hinweise:

Papierformat: A4 (210 x 297 mm), oberer und unterer Rand je 35 mm, linker und rechter Rand je 25 mm.

Textformat: 1zeilig, Blocksatz, Schriftart: 12 Punkt Times Roman. Tabellen und Graphiken müssen in Schwarz-Weiss gehalten sein. Beachten Sie die Größe der Abbildung, speziell von Symbolen und Beschriftungen (Das Manuskript wird um etwa ein Drittel verkleinert!).

Zusammenfassung (Deutsch und Englisch) am Beginn des Textes, maximal 20 Zeilen

Der Text muss in nummerierte Abschnitte unterteilt werden, z.B.:

1 Einleitung

1.1 Material und Methoden

Literaturhinweise im fortlaufenden Text:

NAME (Jahr) oder

NAME & NAME (Jahr) oder

NAME et al. (Jahr)

Am Ende des Manuskripts ist eine Literaturliste der verwendeten Zitate in alphabetischer Reihenfolge anzuschließen, z.B.

NAME, P. (1994): Titel der Veröffentlichung, Zeitschrift 1, Verlag, Ort, S. 1 – 10

NAME, P. & NAME, R. (1994): Buchtitel. Verlag, Ort, S. 1 – 10

NAME, P.; NAME, R. & NAME Z. (1994): Titel des Beitrages. In: S. NAME (Hrsg.): Buchtitel. Verlag, Ort, S. 1 – 10

Tabellen: Titel oberhalb, nummeriert, z.B.: Tabelle 1: Beschreibung des Tabelleninhalts

Abbildungen: Titel unterhalb, nummeriert, z.B.: Abbildung 1: Titel der Abbildung

**Hinweise für Autoren - Abstract**

**TITEL** (in Großbuchstaben; Fett, 14 Punkt, zentriert)

(Eine Leerzeile)

**Martin H. GERZABEK<sup>a</sup>, Eduard KLAGHOFER<sup>b</sup> und Andreas BAUMGARTEN<sup>c</sup>**

(Eine Leerzeile)

<sup>a</sup> Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 2444 Seibersdorf

<sup>b</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, 3252 Petzenkirchen

<sup>c</sup> Institut für Bodenwirtschaft, Spargelfeldstraße 191, 1226 Wien

(Zwei Leerzeilen)

Papierformat A4 (210 x 297 mm), oberer und unterer Rand je 35 mm, linker und rechter Rand je 25 mm.

Textformat: 1zeilig, Blocksatz, Schriftart: 12 Punkt Times Roman.

