



## 4. MARKTREDWITZER BODENSCHUTZTAGE

### *Bodenschutz – die europäische Dimension*



Informations- und Diskussionsforum für Wissenschaftler und Anwender  
mit Tätigkeiten im Bodenschutz

29. - 31. Mai 2006  
Marktredwitz, Bayern

Schirmherrschaft:  
Staatsminister Dr. Werner Schnappauf  
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

Gefördert mit Mitteln der OBERFRANKENSTIFTUNG in Bayreuth



# 4. MARKTREDWITZER BODENSCHUTZTAGE TAGUNGSBAND

## *Bodenschutz – die europäische Dimension*

Informations- und Diskussionsforum für Wissenschaftler und Anwender  
mit Tätigkeiten im Bodenschutz

29. - 31. Mai 2006  
Marktredwitz, Bayern

Marktredwitzer Bodenschutztage Tagungsband 4	Bodenschutz – die europäische Dimension	228 S.	Marktredwitz 2006
---	--	--------	----------------------

ISSN 1439-0175

## **Impressum**

Marktreidwitzer Bodenschutztage Tagungsband 4 „Bodenschutz – die europäische Dimension“

Herausgeber:  
Stadt Marktreidwitz  
Egerstr. 2  
D-95615 Marktreidwitz  
Tel.: 09231/501-10  
Fax: 09231/501-174

Redaktion und Layout:  
Dr. Michael Joneck, Antje Pöttrich  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle Hof  
Für den Inhalt der Einzelbeiträge zeichnen sich die Autoren verantwortlich.

Druck:  
Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz

# Inhaltsverzeichnis

## Grußworte

HERR STAATSMINISTER DR. WERNER SCHNAPPAUF (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ).....	4
FRAU OBERBÜRGERMEISTERIN DR. BIRGIT SEELBINDER (STADT MARKTREDWITZ).....	5

## Vorträge

H. I. REUTER (INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY - SOIL AND WASTE UNIT - EUROPEAN COMMISSION, JRC/ITALY): Die Europäische Bodenschutzstrategie.....	8
J. WOIWODE (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT): Stand der Thematischen Strategie zum Bodenschutz - Position des Bundes.....	13
J. FRAUENSTEIN, A. WIELAND (UMWELTBUNDESAMT DESSAU): „Europäische Bodenschutzstrategie“ – neue europäische Lösungsansätze in Forschung, Dissemination und Kooperation.....	19
CH. BLOTHE (BAUER UMWELTGRUPPE BRD/UNGARN): Der Altlastenmarkt in der EU am Beispiel England, Italien und Ungarn.....	29
D. GRIMSKI (UMWELTBUNDESAMT DESSAU): Sachstand und Aktivitäten beim Flächenrecycling... ..	36
F. KARG (HPC-ENVIROTEC/FRANKREICH): “Immobilienmanagement bei kontaminierten Standorten mit Hilfe der TERQ (Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung): Erfahrungen im EU-Raum: Beispiel Frankreich“ .....	42
R. ZÖLLNER (STADT MÜNCHEN): Altlastenbewältigung/Flächenrecycling aus der Sicht einer Kommune.....	50
M. JONECK (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN) – Konzeption, Durchführung, Ergebnisse.....	54
P. ČERMÁK <sup>1</sup> ), M. BUDŇÁKOVÁ <sup>2</sup> ) ( <sup>1</sup> CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC, <sup>2</sup> MINISTRY OF AGRICULTURE OF THE CZECH REPUBLIC): The soil monitoring along the Czech and Bavaria and Poland border.....	61
A. REISCHL <sup>1</sup> ), J. ZBIRAL <sup>2</sup> ) ( <sup>1</sup> BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, <sup>2</sup> CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC): Grenzüberschreitendes Bodenmonitoring By/CZ: Abstimmung der Analysenverfahren.....	65
J. STANA, L. PRASKOVA ( <sup>2</sup> CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC): Agricultural soils monitoring as a result of Czech – Bavarian Cooperation.....	71
J. UTERMANN, O. DÜWEL, A. MÖLLER (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE): Geogen erhöhte Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands - Ausmaß und Bedeutung für den Vollzug der BBodSchV - .....	74
W. LINDENTHAL (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Geogenes Uran in Böden und Gesteinen; erhöhte Uranwerte im Grund- und Trinkwasser Bayerns .....	80



G. KUHNT (UNIVERSITÄT HANNOVER): Referenzbodensysteme als Komponenten international abgestimmter Bodenschutzstrategien .....	84
I. DAHLMANN (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM): Bewertung von Bodenfunktionen - Aktivitäten der Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).....	90
W. FALK (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Bewertung von Bodenfunktionen in Bayern – Weiterentwicklung der Bewertungsmethoden.....	94
W. GRUBAN, H. HONRICH (STADT MÜNCHEN): TUSEC-IP: Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures: Ein Projekt der EU Gemeinschaftsinitiative Interreg III B Alpenraum.....	100
J. KORZENIOWSKA, E. STANISŁAWSKA (NATIONAL RESEARCH INSTITUTE IN PULAWY /POLAND): Assessment of heavy metals concentration in agricultural soils of Lower Silesia.....	106
G. HENKELMANN, K. MOSANDL (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT): Sorption und Abbau von Tetracyclinen und Sulfonamiden im Boden.....	112
K. WEIß (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Sulfadimidin und Flubendazol im Sickerwasser nach Beregnung gedüngter Flächen.....	118
N. FELDWISCH (ING.BÜRO FELDWISCH): Schädliche Bodenveränderungen auf Grünlandböden – Weitere Sachverhaltsermittlung.....	124

## Posterbeiträge

M. AUßENDORF, E. DIETZ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Präsentationsbausteine Boden.....	130
A. BURCHART, G. WIMMER (TECHNISCHE HOCHSCHULE AACHEN): Der Einfluss von Bodentypen und Flächennutzung auf Bewertungsverfahren im Grundwasserschutz.....	133
T. EBERT, CH. MÜLLER (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT): Arsenaufnahme von Grünlandpflanzen auf belasteten landwirtschaftlich genutzten Böden im Erdinger Moos.....	139
N. FOULLOIS, K. FISCHER, U. GEUß (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Entwicklung einer Hintergrundwertekarte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns.....	145
E. HANGEN, M. JONECK, A. REISCHL (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Säureinduziertes Puffervermögen nordostbayerischer Forstböden - Projektziele und -konzeption.....	151
U. HINTZEN <sup>1</sup> , R. SUTTKA <sup>1</sup> , J. BUHL <sup>2</sup> (1)HARRES PICKEL CONSULT AG, 2)CORNELSEN UMWELTECHNOLOGIE GMBH): „In situ Schadstoffabbau mittels iSOC-Verfahren“ und „Feldversuch Projektbeispiel: Abbau von BTEX (Standort: Tanklager in Hamm)“.....	156
F. KARG, U. HINTZEN (HARRES PICKEL CONSULT AG): „Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Frachten per Passivsammler und horizontalen Schadstoff-Abbaumilieus per “In-Situ“ Redox-Milieu-Detektoren und “Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ)“...“	160
C. KÖLLING (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT): Die Zweite Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald: Ein Instrument vorsorgenden Bodenschutzes.....	166

J. KRALOVEC, S. MALY (ZENTRALE LANDWIRTSCHAFTLICHE KONTROLL- UND UNTERSUCHUNGSANSTALT DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK): Einfluß der Düngung auf die mikrobiel- le Aktivität von Grünlandböden.....	170
L. KUBÍK (CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC): The soil description in the frame of Czech-Bavaria monitoring.....	174
E. MIŠÍKOVÁ, V. CHVÁTAL (CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC): First results of soil analyses in the Czech-Bavarian project.....	176
J. MÜLLER (FACHHOCHSCHULE TRIESDORF): Praktische Erhebung der Bodenfunktionen - ein Vergleich der Methoden in Bayern.....	179
A. PETEREK <sup>1</sup> , TH. SUTTNER <sup>2</sup> , CH. V. SECKENDORFF <sup>2</sup> , R. SCHUNK <sup>1</sup> , M. JONECK <sup>3</sup> & R. STALLFORTH <sup>1</sup> ( <sup>1</sup> )UNIVERSITÄT BAYREUTH, <sup>2</sup> BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, <sup>3</sup> BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Lernort Boden – eine Handrei- chung für alle Schularten und die außerschulische Bildungsarbeit.....	184
R. PRINZ (WASSERWIRTSCHAFTSAMT BAD KISSINGEN): Ermittlung von Gebieten mit lokal erhöhten Hintergrundgehalten am Beispiel des Vitriolschiefers (Trias, Unterer Keuper) – ein Sonderaspekt des Projektes „GRABEN“.....	186
M. SÁŇKA <sup>1</sup> , T. PAČES <sup>2</sup> , R. KADLUBIEC <sup>3</sup> ( <sup>1</sup> MASARYK UNIVERSITY BRNO, <sup>2</sup> CZECH GEOLOGICAL SURVEY PRAHA, <sup>3</sup> CENTRE FOR ENVIRONMENT AND LAND ASSESSMENT, EKOTOXA OPAVA, S.R.O.): Critical loads of risk elements and time trends for their exceedance on agricultural and forest soil of the Czech Republic.....	192
M. SCHEITHAUER (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT): Liefert ein Säulenversuch nach BBodSchV realitätsnähere PAK-Konzentrationen als ein einfacher Eluattest?.....	196
I. SCHEUERING <sup>1</sup> , W. BERGER <sup>2</sup> , ST. PFEIFFER <sup>3</sup> ( <sup>1</sup> BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, <sup>2</sup> BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, <sup>3</sup> UNIVERSITÄT BAYREUTH): Aussagekraft unterschiedlicher Elutionsverfahren für die Beurteilung von Bodenproben.....	203
E. STANISŁAWSKA-GLUBIAK, J. KORZENIOWSKA (NATIONAL RESEARCH INSTITUTE IN PULAWY /POLAND): Threshold values of phytotoxic soil zinc extracted with 1 mol HCl·dm <sup>-3</sup> .....	209
D. SWABODA <sup>1</sup> , R. GIESE <sup>1</sup> , A. HUBER <sup>2</sup> ( <sup>1</sup> GRUNDWASSERFORSCHUNGSINSTITUT DRESDEN GMBH, <sup>2</sup> SCAUT FORSCHUNGSGESELLSCHAFT MBH): Mehrfachnutzung von membrangeklärtem Abwasser in „Abwasserfreien Anwesen“ und Bodenschutz im ländlichen Raum.....	213
H.-J. ULONSKA (THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT): Bodenschätzungsdaten als methodische Grundlage im vorsorgenden Bodenschutz auf ausge- wählten landwirtschaftlich genutzten Standorten Thüringens.....	217

## Exkursionsbeitrag

J. SCHMEDERER <sup>1</sup> , J. KRALOVEC <sup>2</sup> ( <sup>1</sup> BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, <sup>2</sup> CENTRAL INSTITUTE OF SUPERVISING AND TESTING IN AGRICULTURE /CZECH REPUBLIC): “Stilllegung von Uranbergwerken im kristallinen Grundgebirge der tschechisch-bayerischen Grenzregion“.....	224
--	-----



## **Grußwort**

**des Bayerischen Staatsministers  
für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz  
Dr. Werner Schnappauf  
anlässlich der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage  
vom 29. bis 31. Mai 2006 in Marktredwitz**

„Bodenschutz – die europäische Dimension“, unter diesem Leitthema finden mittlerweile bereits zum vierten Mal die Bodenschutztage in Marktredwitz statt. Das Thema ist besonders aktuell, weil die geplante EU-Bodenschutzstrategie und eine damit verknüpfte Richtlinie derzeit auf nationaler und internationaler Ebene heiß diskutiert werden. Auch dieses Mal ist es wieder gelungen, zahlreiche hochkarätige Redner aus Wirtschaft, Wissenschaft und Verwaltung für diese Veranstaltung zu gewinnen. Ich freue mich, dass die Tagungsteilnehmer aus dem In- und Ausland die Gelegenheit erhalten, die wichtigen Fragen des europäischen Bodenschutzes zu analysieren und sich über die Inhalte und Ziele der geplanten Regelungen intensiv auszutauschen.

Es ist an der Zeit, dass der Schutz des Bodens in Europa zu einem zentralen Thema geworden ist, denn der Boden spielt eine besonders wichtige Rolle in unseren Ökosystemen. Unter dem Eindruck einer wachsenden Erdbevölkerung, der Notwendigkeit der Sicherung sauberer Trinkwasservorkommen und einer ausreichenden Nahrungsmittelproduktion, der Begrenztheit der Vorkommen mineralischer Rohstoffe und des Klimawandels kommt dem Bodenschutz insbesondere unter dem Aspekt der Zukunftsfähigkeit immer größer werdende Bedeutung zu. Dabei sind wir auf den Austausch von Informationen und Erfahrungen zwischen Wissenschaft und Praxis auch über Grenzen hinweg angewiesen.

Die Minister der Regionen in Europa sind sich darin einig, dass die Notwendigkeit einer umfassenden europäischen Bodenschutzstrategie besteht, die alle Funktionen der Böden berücksichtigt und dem Boden den gleichen Rang gibt wie dem Wasser und der Luft. Allerdings sollte eine europäische Bodenschutzstrategie nicht mit zusätzlichem Verwaltungsaufwand und überbordenden Berichts- und Kartierungspflichten einhergehen. Es ist ein ganz besonderes Anliegen Bayerns, dass die geplante Bodenschutzstrategie flexibel ausgestaltet wird und bereits bestehende und bewährte regionale Bodenschutzkonzepte berücksichtigt werden. Insbesondere muss den Ländern die Möglichkeit gegeben werden, Bodenschutzziele und die zu deren Umsetzung notwendigen Maßnahmen und Aktivitäten selbst festzulegen. Nur eine schlanke Regelung, die sich auf die absolut notwendigen Aufgaben beschränkt, wird unsere Zustimmung finden.

Ich wünsche den 4. Marktredwitzer Bodenschutztagen einen guten und erfolgreichen Verlauf und den Teilnehmern informative Vorträge, intensive Gespräche und viele interessante und aktuelle Erkenntnisse.

Dr. Werner Schnappauf  
Staatsminister



## **Grußwort**

### **der Oberbürgermeisterin der Stadt Marktredwitz für den Tagungsband der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage vom 29. bis 31.05.2006**

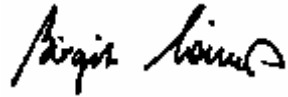
Grenzüberschreitend und grenzenlos europäisch - so zeigt sich Marktredwitz und die umliegende bayerisch-böhmische Grenzregion in diesem Jahr. Es ist für die Stadt und die Region das Jahr der Grenzenlosen Gartenschau - einer gemeinsamen, 124 Tage dauernden Veranstaltung der Städte Marktredwitz und Eger/Cheb (Tschechien). Dieses Modellprojekt der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen Kommunen in der deutsch-tschechischen Grenzregion steht für das Zusammenwachsen Europas, in dem Kooperation und Dialog über die Grenzen hinweg stetig an Bedeutung gewinnen und als gemeinsame Chance erkannt und genutzt werden.

Zusammenarbeit über die Staatsgrenzen hinweg ist in vielen Bereichen unabdingbare Voraussetzung um Erfolge zu erzielen. Für den Schutz unserer Böden gilt dies ganz besonders. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die nunmehr 4. Marktredwitzer Bodenschutztage sich der europäischen Dimension des Bodenschutzes annehmen. Gerade auf diesem Gebiet dürfen, um effektiv arbeiten zu können, Grenzen keine störenden oder gar unüberwindbaren Hindernisse sein. Ich freue mich sehr, dass dieser europäische Aspekt, der für unsere Stadt und die gesamte Region, aufgrund ihrer Lage an der deutsch-tschechischen Grenze, mitten in Europa, von besonderer Bedeutung ist, sich auch in den Marktredwitzer Bodenschutztagen wiederfindet. Die politischen Veränderungen der letzten Jahre in Europa mit der EU-Osterweiterung verlangen förmlich danach, Bodenschutz im europäischen Kontext zu sehen. Hier zu informieren, Problemstellungen und Lösungen aufzuzeigen und darüber zu diskutieren, das soll Ziel und Aufgabe der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage sein!

Marktredwitz hat sich bei den vergangenen drei Tagungen in den Jahren 1999, 2001 und 2003 als Veranstaltungsort bewährt. Ich hoffe, dass auch die 4. Marktredwitzer Bodenschutztage den Ansprüchen der Tagungsteilnehmerinnen und Teilnehmer gerecht werden. Dafür spricht ein interessantes und anspruchsvolles Programm mit ausgewählten Fachvorträgen und Posterpräsentationen. Aber auch die Exkursion nach Tschechien und der Besuch der Grenzüberschreitenden Gartenschau Marktredwitz-Cheb/Eger leisten dazu ihren Beitrag.

Ich bedanke mich für die fachliche Konzeption der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage bei dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz sowie dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, insbesondere bei der Dienststelle Marktredwitz. Meinen besonderen Dank richte ich an den Schirmherrn der Veranstaltung, Herrn Staatsminister Dr. Werner Schnappauf, für die stets wohlwollende Unterstützung bei der Vorbereitung und Organisation der Tagung. Mein herzlicher Dank gilt den Referenten und Posterausstellern, die mit ihrer Arbeit und ihren Beiträgen die hohe Qualität der 4. Marktredwitzer Bodenschutztage garantieren. Und weil Tagungen immer sehr viel Geld kosten und die bewusst günstigen Tagungsbeiträge bei weitem nicht ausreichen, um die Kosten zu decken, freue ich mich über die Förderzusage der Oberfrankenstiftung in Bayreuth und sage zugleich herzlichen Dank dafür.

Ich hoffe sehr, dass alle Tagungsteilnehmerinnen und Tagungsteilnehmern eine schöne Zeit in unserer kleinen aber sehr lebendigen, lebens- und durchaus liebenswürdigen Stadt Marktredwitz haben. Vielleicht gelingt es uns, neben aller fachlicher Information, auch Ihr Interesse für unsere Stadt und unsere Region zu wecken. Über ein Wiedersehen bei uns würde ich mich sehr freuen.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Birgit Seelbinder'.

Dr. Birgit Seelbinder  
Oberbürgermeisterin

# Die Europäische Bodenschutzstrategie

Hannes I. Reuter

Institut für Umwelt und Nachhaltigkeit, Abteilung Land Management und Naturgefahren, Via Fermi 1,  
21020 Ispra

e-mail: hannes.reuter@jrc.ec.europa.eu

**Abstract:** *The political and scientific process of the development of the European Soil Thematic Strategy (STS) takes part among researchers as well as politicians since the communication of the European Commission in 2002. The focus of the paper is in development and current status of the STS. Examples from the JRC work show problems and solutions to implement soil data and soil protection assessments at different scales.*

**Zusammenfassung:** *Der politische und wissenschaftliche Prozess für die Entwicklung einer europäischen Bodenschutzstrategie beschäftigt Forscher wie auch Politiker seit der Mitteilung der Europäischen Kommission in 2002. Es wird Bezug genommen auf die Entwicklung sowie auf den gegenwärtigen Stand. Beispiele aus der Arbeit des JRC zeigen Problem und Lösungen auf, um auf verschiedenen Skalen Bodendaten und Bodenschutzabschätzungen zu implementieren.*

Keywords: European Soil Protection Strategy, ESDAC, Erosion, ESBN, JRC, DSM;

Schlagworte: Europäische Bodenschutzstrategie, ESDAC, Erosion, ESBN, JRC, DSM;

## 1 Einleitung

Die Entwicklung der europäischen Bodenschutzstrategie ist fachlich von der Arbeitsgruppe MOSES – „Monitoring the state of the European Soil“ am JRC, der gemeinsamen Forschungsstelle der Europäischen Kommission – mit begleitet worden. Die Gemeinsame Forschungsstelle (GFS) ist das Referenzzentrum der Europäischen Kommission und hat als Aufgabe die wissenschaftliche und technologische Unterstützung der Festlegung und Durchführung der Gemeinschaftspolitik. Die GFS arbeitet in dem Umfeld zwischen nutzerorientierten Dienstleistungen und einer wissenschaftlichen Grundlagenforschung. Diese Arbeit steht dabei nah an politischen Entscheidungsprozessen, ist aber dabei unabhängig von speziellen privaten oder nationalen Interessen. Mit ihrer Arbeit wird die der Generaldirektion Forschung ergänzt. Dazu nutzt die GSF auch Netzwerke (z.B. das European Soil Bureau Network) in dem Mitglieder aus Wissenschaft, Unternehmen und lokalen Behörden partizipieren.

Den Beginn der Entwicklung der Europäischen Bodenschutzstrategie kann man mit der Resolution Nr.1 der 5. Europäischen Umweltministerkonferenz in Lissabon in 1987 verknüpfen, indem „Möglichkeiten zur Erarbeitung eines geeigneten Entwurfs einer Übereinkunft zum Thema Bodenschutz“ aufgezeigt werden. Später folgten dann über 20 Direktiven, die sich indirekt oder direkt auf den Boden (Klärschlamm, Degradierung, etc.) beziehen. Im Rahmen dieses politischen Prozesses wurde z.B. eine Machbarkeitsstudie (COE, 1990) erstellt, die prüfen sollte, inwieweit nationale und europäische Maßnahmen zum Schutz des Bodens eingesetzt werden können. Im Rahmen der flankierenden Maßnahmen wurden in den verschiedenen Framework Programmen (FP3-FP6) entsprechende Untersuchungen durchgeführt.

Das Europäische Parlament hat nun die europäische Kommission in ihrer Mitteilung von 2002 aufgefordert, bis 2004 eine endgültige Bodenschutzstrategie (Soil Thematic Strategy – STS) auszuarbeiten, welche unter anderem im Einklang mit der Weltboden- Charta der FAO steht. Letztendlich verabschiedete die Europäische Kommission am 16.04. 2002 die

Mitteilung „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ um mit diesem Mittel den Bodenschutz auf dem europäischen Maßstab weiter zu entwickeln.

([http://europe.eu.int/comm/environment/agriculture/soil\\_protection.htm](http://europe.eu.int/comm/environment/agriculture/soil_protection.htm))

Der politische Prozess für diese weitere Mitteilung wird mit Diskussionen mit den Mitgliedstaaten, der Kopenhagener Umweltagentur, dem Europäischen Rat (Zustimmung in Juni 2002), dem Europäischen Parlament (Zustimmung in Mai 2003), wissenschaftlichen Einrichtungen und weiteren begleitet.



Abbildung 1: Die europäische Bodenkarte auf dem Maßstab 1:1.000.000

Innerhalb der Kommission erfolgte die Abstimmung über die Bodenschutzstrategie (koordiniert von DG ENV) im Rahmen so genannter „Interservice Working Groups“, sprich zwischen den unterschiedlichen Generaldirektionen der EC. Spezifische Inhalte wurden dabei aus dem wissenschaftlichen Bereich durch einen Beirat und fünf so genannte „technical working groups“ (TWG) geliefert. Aus den identifizierten Themenbereichen wurden die drei Teilbereiche Erosion, Organische Bodensubstanz und Kontamination ausgewählt, um entsprechende Forschungsberichte zu erstellen. Zusätzlich wurden als horizontale Forschungsthemen die Thema Monitoring und Forschung bearbeitet. Diese Forschungsberichte mit über 2000 Seiten, erstellt unter der Mitarbeit von über 500 Wissenschaftlern, wurden in 2004 publiziert und können auf der Website [http://eusoils.jrc.europa.ec.eu/ESDB\\_Archive/eusoils\\_docs/](http://eusoils.jrc.europa.ec.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/) eingesehen werden. Der oben erwähnte Beirat hatte die zusätzliche Funktion Beiträge und Anregungen der einzelnen Mitgliedstaaten in diesen Prozess mit einzusteuern. Um weitere Bereiche der europäischen Bevölkerung einzubinden, wurde eine elektronische Bücherei und Diskussionsseite mit über 2 GB an Daten auf der Kommissionsseite unter <http://europa.eu.int/comm/environment/policies/soil>, zur Verfügung gestellt. Über diese Möglichkeit, wie auch eine Email Adresse und einen Internet Fragebogen konnten interessierte Bürger ihre Meinung einbringen.

Mit der Entwicklung der Bodenschutzstrategie im Rahmen der Kommissionsarbeit, wurde auch immer klarer, dass ein zusammen führender, übergreifender Ansatz für den Bodenschutz benötigt wird, da der Boden ein multifunktionales Schutzgut ist. Böden sind im Rahmen der STS nicht mehr nur Ablagerungsflächen für Müll, Bauland, oder landwirtschaftliche Produktionsflächen. Böden werden im Rahmen der STS als ein fundamentaler Umweltbestandteil (wie Luft, Wasser) mit ökologischen, sozialen, und



ökonomischen Funktionen für die Bürger Europas wahrgenommen. Beispiele dazu wären z.B. die Filter und Speicher Funktion der Böden um sauberes Trinkwasser bereit zustellen, Böden sind Biodiversitätsspeicher, Rohmaterial, Senke für CO<sub>2</sub>, archäologisches Schutzgut und vieles mehr. Diese Bodenfunktionen sind zum jetzigen Zeitpunkt mit ähnlicher Wichtigkeit belegt wie einige „älteren“ Bodenfunktionen: Produktionsstandort für Nahrungsmittel, Holz, oder Bebauungsplatz.

Im Gegensatz zu anderen Kompartimenten (Luft, Wasser) weist Boden einige sehr spezifische Eigenschaften auf, wie z.B. eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität. Böden können innerhalb von einigen Metern vollständig unterschiedliche Parameter aufweisen, sie entwickeln sich normalerweise über längere Zeiträume (Hunderte Jahre), haben aber Parameter die innerhalb von kurzen Zeitintervallen sich ändern können. Da aber der Bodenentwicklungsprozess lange dauert, wird normalerweise angenommen das Böden eine begrenzte Ressource sind. Als Beispiel sei z.B. die heutige Verteilung der Böden in der europäischen Bodenkarte 1:1.000.000 hier gezeigt. Der erste Fakt zur räumlichen Variabilität bedeutet auch das für die STS lokal angepasste Strategien benötigt werden. Dabei muss aber berücksichtigt werden, das neben der klar erkennbaren lokalen Ebene des Bodenschutzes, die off-site Effekte der Bodendegradierung einen europäischen Bodenschutzansatz rechtfertigen. Zum zweiten berührt die STS die Landnutzungsplanung und hat damit auch wieder Implikationen für Flächeneigentümer.

Die politische Dimension dieses gesamten Prozesses wird deutlich daran das die STS auf der Kommissionsagenda verschoben worden ist. Der gesamte Prozess, bis die STS vielleicht auf die Agenda kommt, beschlossen worden ist und in nationales Recht mit den entsprechenden Übergangsfristen implementiert ist, wird noch einige Zeit in Anspruch nehmen. Um den Bodenschutz auch zum gegenwärtigen Zeitpunkt zu verwirklichen, besitzen wir im Rahmen der Guten Fachlichen Praxis, im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie, oder des EU-Naturschutzrecht einige Instrument um entsprechende Entwicklungen zu steuern.

Auf der europäischen Ebene sind die Bodengefahren Erosion, Verringerung der organischen Bodensubstanz, Verringerung der Biodiversität, Kontamination (Anreicherung), Versalzung, Verdichtung, Versiegelung, Überflutung und Hangrutschung in der COM (2002) -179 genannt worden. Um diese für politikrelevante

Informationsbereitstellung, wenn auch nur im Rahmen einer Abschätzung, bewerten zu können, muss ein effizientes Bodeninformationssystem / Bodenmodellierungssystem implementiert werden. Dabei muss sicher gestellt werden, das die auf unterschiedlichstes Institutionen und mit unterschiedlichsten Methoden in Europe verteilte Bodeninformationen standardisiert, und unter zu Hilfenahme des zu entwickelnden Bodenmonitoring Programms, in das Europäische Bodendatenzentrum eingepflegt werden.

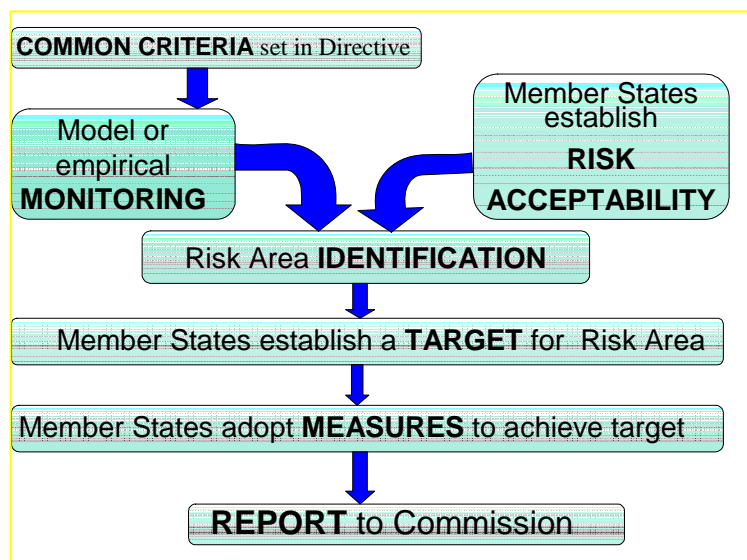


Abbildung 2: Vorschlag für die Bodengefahren Erosion, SOM, Versalzung, Verdichtung und Hangrutschung



Für die vorgesehene STS wurden aus diesen zuvor genannten Bodengefahren verschiedene Ansätze zur Abschätzung entwickelt. Dabei wurden drei Gefahren nicht weiter im Rahmen der STS verfolgt: zum ersten Überflutung, da diese in einer anderen Richtlinie behandelt werden sollte, zum zweiten Versiegelung das dies außerhalb der Kompetenzen der STS lag, sowie Verringerung der Biodiversität aufgrund eines Forschungsdefizits.

Für die Bodengefahren Erosion, Organische Substanz, Versalzung, Verdichtung und Hangrutschung ist die in Abbildung 2 dargestellte Verfahrensweise in der Diskussion und müsste mit entsprechenden Kriterien die mit/von Expertengruppen des European Soil Bureau Network erstellt werden, noch weiter untersetzt werden.

Ein Beispiel für eine europaweite Abschätzung für die Wassererosion ist in Abbildung 3 gezeigt. Hierbei wurde basierend auf Landnutzung, Relief Informationen, Bodeninformation, und Klimadaten das Wassererosionsrisiko basierend auf einem räumlich verteiltem Prozess Modell abgeleitet. Das nationale/ regionale Abschätzungen aufgrund von detaillierteren Daten genauere Abschätzungen liefern können, steht nicht zur Diskussion. Für eine europaweite Politikberatung sind diese aber in den meisten Fällen nicht länderübergreifend anwendbar und nicht europaweit vorhanden.

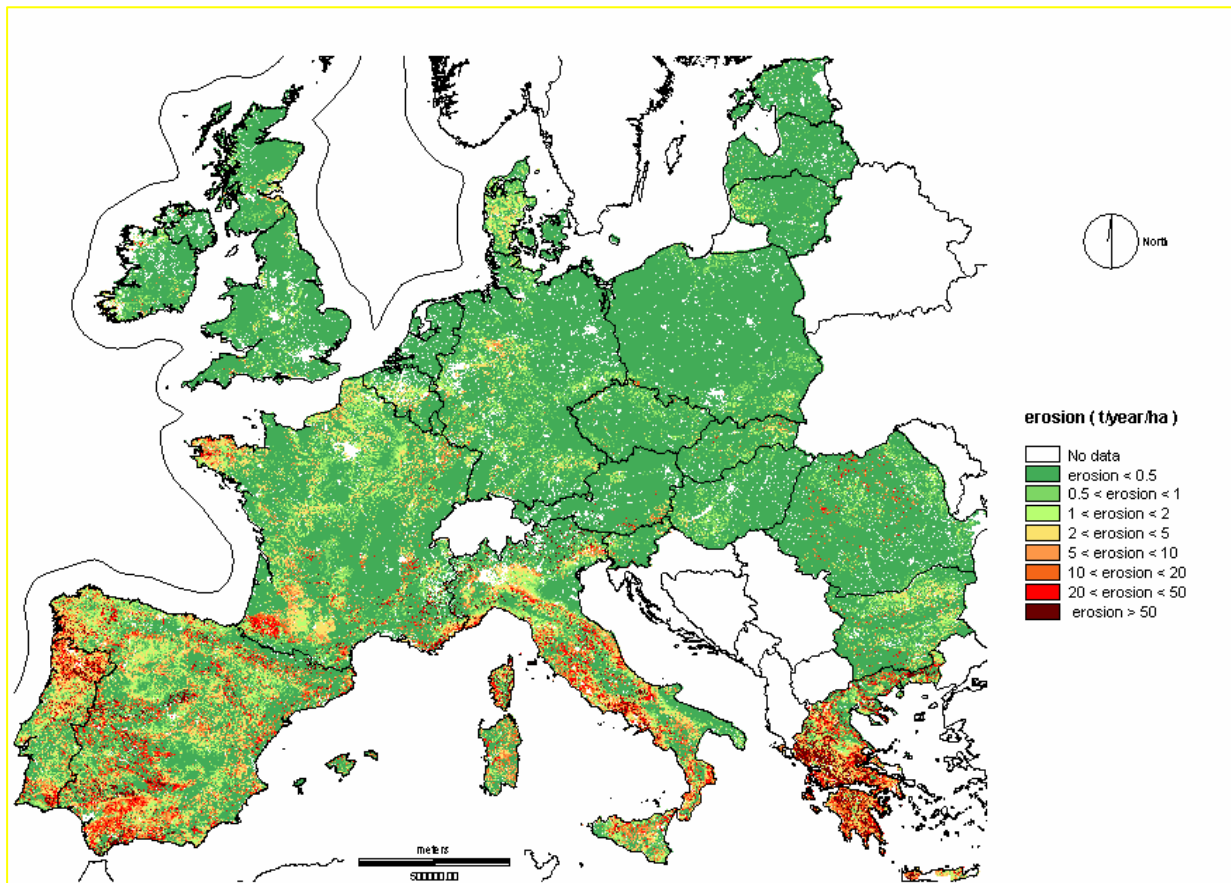


Abbildung 3: Eine europaweite Abschätzung des PESERA erosion risk assessment

Ein weiteres Problem bei der Arbeit am Europäischen Bodendatenzentrum sind die auf unterschiedlichen Skalen erhobene Daten, die zu Inhomogenitäten innerhalb der Bodendatensätze führen. Das ESDAC (Operational in 2007 im Rahmen des 7FP) testet aus diesem Grund neue Methoden zur Bodendatenspeicherung im Rahmen des Europäischen Bodendateninformationssystem (EUSIS). Dabei findet speziell Berücksichtigung das unterschiedliche Auflösungen Antworten auf unterschiedlichen Skalen geben. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Entwicklung von Methoden um Daten der regionalen bzw. nationalen

Bodendatenzentren in das EUSIS einzupflegen.

Eine Abschätzung auf dem Maßstab 1:1.000.000 mag sinnvoll sein für spezifische Fragestellung, für den politischen Entscheidungsprozess aber nicht detailliert genug. Das EUSIS zielt nun darauf an, Daten aus unterschiedlichen Maßstäben mit Methoden des Up und Down Skaling, auf unterschiedlichste Zielmaßstäbe zu konvertieren. Neben dem, werden die Bodendaten auf Fehler geprüft, entsprechende Fehlerabschätzungen vorgenommen, und zum Teil mit Methoden der Digitalen Bodenkartierung (Digital Soil Mapping) weiterverarbeitet. Im Rahmen diese EUSIS erfolgt dann auch wieder die Datenverteilung an die unterschiedlichsten Endanwender aus der Europäischen Kommission, den Mitgliedstaaten, Forschern und auch Bürgern. Ein erste Eindruck dieses EUSIS kann auf <http://eusoils.jrc.it/> gewonnen werden.

## **2 Schlussfolgerung**

Der Hintergrund zur Europäischen Bodenschutzstrategie wurde aus verschiedenen Blickwinkeln beleuchtet. Da die STS zum gegenwärtigen Zeitpunkt des Vortrages noch nicht veröffentlicht war, wurde nur ansatzweise auf diese Bezug genommen. Ein Anwendungsbeispiel aus der gegenwärtigen Arbeit des zukünftigen Europäischen Bodendatenzentrums zeigt Probleme und Lösungen auf.

## Europäische und nationale Entwicklungen im Bodenschutzrecht

Dr. Joachim Woiwode  
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Joachim.woiwode@bmu.bund.de

Sehr geehrte Damen und Herren,  
wie Sie dem Programm entnommen haben, soll ich zum Stand der Thematischen Strategie zum Bodenschutz berichten. Ich werde zunächst etwas ausführlicher auf die „Steilvorlage“, von Staatsminister Schnappauf eingehen, bevor ich danach, wenn auch abweichend vom ausgedruckten Programm, die nationalen Aktivitäten und den aktuellen Bearbeitungsstand erläutere.

### **Zunächst zur EU:**

Der Aufforderung, der Bund möge sich gegenüber der Kommission für einen Verzicht auf die Vorlage einer Bodenschutzstrategie sowie die Vorlage eines Kommissionsentwurfs für eine Richtlinienregelung einzusetzen, vermag der Bund, wie bereits anlässlich der 66. UMK von Bundesumweltminister Gabriel dargelegt, nicht nachzukommen. Gerne möchte ich die Beweggründe näher erläutern und hoffe insoweit auch auf Ihr Verständnis.

Deutschland hat 1998 unter der damaligen Umweltministerin Merkel gemeinsam mit der EU-Kommission die Initiative zur besseren Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen auf EU-Ebene ergriffen.

Die EU-Kommission, als Herr des Verfahrens, lässt sich ihr Vorschlagsrecht nicht nehmen; sie wird ihr Vorschlagspaket beschließen. Damit hat sie gleichzeitig einen weiteren Punkt ihres internen Arbeitsprogramms „abgearbeitet“.

Eine „Fundamentalopposition“ gegen die Strategie und/oder den Richtlinienentwurf würde zur Unglaubwürdigkeit Deutschlands gegenüber der Kommission und den Mitgliedstaaten führen und die Diskussionsposition von vornherein schwächen.

Die Präsidentschaft, die Deutschland bekanntlich im ersten Halbjahr 2007 wieder innehaben wird, verlangt außerdem, nach außen hin neutral aufzutreten. Dies gilt sowohl vor, während als auch nach dem Präsidentschaftshalbjahr.

Der EU-Umweltministerrat hat am 22.06.02 anlässlich der Diskussion der Kommissionsmitteilung „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ bereits grundsätzlich beschlossen, dass ein Tätigwerden der Gemeinschaft zur Berücksichtigung des Bodenschutzes erforderlich ist. Über das Wie und das Wieweit wird anhand der Kommissionsvorschläge zu diskutieren und zu entscheiden sein.

Ich hoffe auf ihr Verständnis, dass ich mich an dieser Stelle nicht an einer Diskussion zu einzelnen Regelungen des durch Indiskretion verbreiteten internen Zwischenstandes für einen Kommissionsvorschlag beteilige. Da nach dem EG-Vertrag bisher die Kommission das alleinige Vorschlagsrecht besitzt, also weder Rat noch EU-Parlament ein Initiativrecht besitzen, ist für mich zwischenzeitlich der Inhalt eines Kommissionsvorschlages erst in zweiter Linie von Bedeutung. In erster Linie brauchen wir einen förmlich von der Kommission beschlossenen Richtlinienvorschlag, damit die Diskussion über den akzeptierbaren Inhalt mit den Mitgliedstaaten und im EU-Parlament geführt und ein „Einschlafen“ der EU-Aktivitäten zum besseren Schutz der Böden in der Gemeinschaft verhindert werden kann.

Artikel 2 des EGV fordert ein „hohes Maß an Umweltschutz und Verbesserung der Umweltqualität“, Artikel 174 EGV präzisiert diesen Grundsatz. Gleiche oder weitgehend angeglichenen Umweltvorschriften können Wettbewerbsverzerrungen vermeiden, verhindern

Umweltdumping und helfen beispielsweise auch die landwirtschaftliche Produktion am Standort Deutschland zu erhalten und vor unbilligen Wettbewerbsverzerrungen gegenüber Mitgliedstaaten mit niedrigeren Schutzniveaus zu schützen.

Bisher haben nur neun Mitgliedstaaten eigenständige Bodenschutzrechtsetzungen. Ein Großteil der vom Bundesrat und auch vom Europäischen Parlament geforderten EU-einheitlichen Vorgehensweisen und Forderungen zum Bodenschutz lässt sich nur erreichen, wenn diese auf Grund rechtsverbindlicher Vorgaben, d.h. in Form einer Richtlinie, zur einheitlichen Anwendung gelangen.

Deutschland ist an einer aktiven Mitgestaltung der künftigen EU-Bodenschutzpolitik interessiert.

Die Ziele für die kommenden Abstimmungsprozesse auf nationaler und EU-Ebene lassen sich aus deutscher Sicht wie folgt skizzieren:

- Aktive Mitgestaltung einer verantwortbaren EU-Bodenschutzpolitik.
- Minimierung künftiger Anreicherungen von Schadstoffen in Böden, Vermeidung nachhaltiger Bodenfunktionsstörungen.
- Genaue Erforderlichkeitsprüfung vor einer Regelung.
- Beschränkung auf EU-Bedürfnisse.
- Keine unnötigen Bürokratien.
- Keine unnötigen Berichtspflichten.
- Integration von Bodenschutzbelangen in die Fachpolitiken, wozu vorher gemeinsam vereinbarte verbindliche und „messbare“ Zielsetzungen gehören.
- Keine zusätzlichen, parallel geltenden Anforderungen, sondern Harmonisierung der vereinbarten Bodenschutzziele mit Hilfe den EU-Fachpolitiken und einschlägigen Vorschriften.

Die von viele Seiten artikulierten Befürchtungen bezüglich der Folgen der Ausweisung von sog. „Risikogebieten“ scheinen auf einem Missverständnis zu beruhen. Cross Compliance z.B. gilt derzeit grundsätzlich auf der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche eines Betriebes, der Direktzahlungen erhalten möchte. Der „Risikogebietsansatz“ eröffnet die Möglichkeit und hat nach meiner Auffassung zur Folge, dass die Mitgliedstaaten im Sinne einer Deregulierung und eines effizienten Verwaltungsvollzuges das Recht haben, Maßnahmen, Planungs- und Bewirtschaftungsaufgaben nur auf solche Flächen zu beschränken, auf denen sie erforderlich und gerechtfertigt sowie verhältnismäßig sind.

Der heftige Widerstand der deutschen Landwirtschaftsseite ist für mich auch fachlich nicht nachvollziehbar, weil

- a) die erosionsgefährdeten Gebiete auf Grund bestehender nationaler Rechtsvorschriften bis 2009 schlagspezifisch erfasst werden müssen;
- b) die Gebiete mit niedrigem Anteil an organischer Substanz bekannt sind und die gute fachliche Praxis, auch beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, gewährleisten muss, dass es zu keiner dauerhaft abnehmenden (negativen) Humusbilanz kommen kann,
- c) großflächige Verdichtungen allenfalls in Einzelfällen relevant sind,
- d) Versalzung als Folge von Bewässerungsmaßnahmen in D keine Rolle spielt und
- e) erdrutschgefährdete Gebiete hinlänglich bekannt sind.

Schließlich möchte ich noch darauf hinweisen, dass Deutschland auf Grund seiner bestehenden Bodenschutzgesetzgebung wahrscheinlich den geringsten Umsetzungs- und Anpassungsbedarf hätte, wenn der bisher bekannte Entwurf weiter Gestalt annähme. Auch wenn für Deutschland wahrscheinlich nur marginale Fortschritte erwartet werden können, EU-weit würde das für den Bodenschutz einen echten Meilenstein bedeuten.

Daher rechne ich, unabhängig von der grundsätzlichen Haltung Bayerns, damit, dass Sie ihre Erfahrungen in die Diskussion zur Erreichung einer sachgerechten Lösung einbringen werden. Ich habe die letzten Sätze der Ausführungen von Staatsminister Schnappauf so verstanden, dass er dazu grundsätzlich bereit ist.

### **Nun zu den nationalen Aktivitäten:**

Derzeit ist keine Änderung des Bundesbodenschutzgesetzes geplant. Mit Arbeiten zur Aktualisierung der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) wurde bereits begonnen.

#### **I. Prämissen für die Änderung der BBodSchV**

Die Erhöhung der Energie- und Ressourcenproduktivität und damit der Wettbewerbsfähigkeit der Wirtschaft sind nach der Koalitionsvereinbarung für die 16. Legislaturperiode neben der Neuordnung und Deregulierung - d.h. der Harmonisierung und Vereinfachung - des Umweltrechts wichtige Ziele der Bundesregierung im Umweltbereich, die auch für eine Änderung der BBodSchV gelten.

Ein solches Änderungsvorhaben muss insbesondere mit der Zielsetzung der Entbürokratisierung und Deregulierung kongruent sein. In diesem Kontext wird folgendes Ziel angestrebt:

Die Gestaltung einer praktikablen, insbesondere die Effizienz im Vollzug steigernden Verordnung

- auf der Basis des aktuellen Kenntnisstandes,
- vor dem Hintergrund der Beibehaltung der Umweltstandards sowie
- der Harmonisierung der Prüf- und Bewertungsmaßstäbe,
- eines bundesweiten Regelungserfordernisses,
- einer Folgenabschätzung
- und der Wahrung der Verhältnismäßigkeit.

Dabei wird es bei der Änderung besonders auf die Balance ankommen, den Anwendern der Verordnung im Vollzug einerseits die notwendigen flexiblen Handlungsanweisungen bei der Bewertung und der Wahl der Maßnahmen zu geben und andererseits die wichtigsten Anwendungsfälle vollzugs- und praxistauglich konkret zu regeln.

#### **II. Weitere Rahmenbedingungen und Motivation für eine Änderung der BBodSchV**

Für die beabsichtigte Änderung sind folgende Gründe maßgeblich und abzu prüfen:

1. Mit den Entschlüssen des Bundesrates vom 30. April 1999 im Verordnungsgebungsverfahren der BBodSchV (Drs. 244/99) wurde die BReg aufgefordert bzw. gebeten um die:
  - a. Vorlage einer Rechtsverordnung zur Entsiegelung gemäß § 5 Satz 1 BBodSchG;
  - b. Entwicklung und Erprobung von Verfahren zur Sickerwasserprognose;
  - c. Erweiterung der Liste der Prüf- und Maßnahmewerte für den Direktkontakt um BTEX-Aromaten (Einzelstoffe), LHKW (Einzelstoffe), PAK, Kobalt, Chrom (VI);
  - d. Abgleichung der Werte „Boden - Nutzpflanze“ mit den Werten aus anderen, den Boden schützenden Vorschriften;
  - e. Überprüfung und ggf. Änderung der Vorsorgewerte;
  - f. Prüfung, ob bei einer Novellierung Regelungen zur Verdichtung und
  - g. die Vorsorgeanforderungen ergänzt und Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden - Bodenorganismen aufgenommen werden können.

#### **2. Weiterentwicklung der Bodenuntersuchungsmethoden:**

Die Anpassung des Anhangs 1 der BBodSchV an den fortgeschrittenen Entwicklungsstand der Methodik ist erforderlich. Der Fachbeirat

Bodenuntersuchungen stellte 2005 fest, dass ca. 75 % der in der Verordnung zitierten Methoden nicht dem aktuellen Entwicklungsstand entsprechen und teilweise sogar aufgehoben worden sind.

3. Toxikologische Erkenntnisgewinne und Fortschritte bei der Ableitung von Prüfwerten

4. Zwischenergebnisse und Ergebnisse der Forschung, die auch aufgrund der genannten BRats-Entscheidungen erfolgte:

- Sickerwasserprognose (BMBF- Förderschwerpunkt),
- KORA (BMBF- Verbundprojekt zum Thema „Natürliche Schadstoffminderung“) sowie
- REFINA (BMBF- Verbundprojekt zu den Fragen „Reduzierung des Flächenverbrauchs und Flächenrecycling“).

5. Harmonisierung mit anderen Rechtsbereichen:

- Relevanz (einheitlicher) Prüf- und Bewertungsmaßstäbe nach der aktuellen Rechtsprechung („Tongruben-Urteil“ des BVerwG) und
- Harmonisierungsauftrag der Prüf- und Bewertungsmaßstäbe des Bodenschutzrechtes unter Einbeziehung des Wasser- und Abfallrechts

### **III. Relevanter Änderungs- und Prüfbedarf**

Vor diesem Hintergrund ist derzeit von folgendem vordringlichen fachlichen und inhaltlich bedeutsamen Änderungs- und Prüfbedarf auszugehen:

#### 1. Untersuchung von Verdachtsflächen und altlastverdächtigen Flächen

Die Vorgaben für die Untersuchungsmethodik sind dem fortgeschrittenen Entwicklungsstand anzupassen. Hierfür ist eine grundlegende Überarbeitung und Aktualisierung des Anhangs 1 der BBodSchV erforderlich. Hinsichtlich der Untersuchungsmethoden soll die Überarbeitung

- den Erkenntnis- und Entwicklungsfortschritten Rechnung tragen sowie
- die Möglichkeit eröffnen, den statischen Methodenverweis wenigstens teilweise dynamisch zu gestalten, ohne die erforderliche Rechtssicherheit in Frage zu stellen.
- Zusätzlich sind ggf. Methoden der Pflanzenuntersuchung aufzunehmen.

#### 2. Weiterhin besteht Überarbeitungs- und Aktualisierungsbedarf für die Bereiche:

- Sickerwasserprognose,
- Probennahme und
- Bodenluftmessungen.

Die Regelungen zur Sickerwasserprognose werden auf der Grundlage der Ergebnisse des gleichnamigen BMBF - Schwerpunktes in praxistgerechter Form neu erarbeitet. Die Anforderungen an die Probennahme und Bodenluftmessung sollen präzisiert und den fortgeschrittenen Erkenntnissen angepasst werden.

Eine besondere Bedeutung bei der Bewertung von Untersuchungsergebnissen kommt der Messunsicherheit zu. Es wird geprüft, durch Aufnahme entsprechender Angaben sowie Anwendungshinweise in die Anhänge 1 und 2 der Verordnung eine einfachere und realitätsnähere Bewertung zu ermöglichen.

#### 3. Bewertung von Verdachtsflächen und altlastverdächtigen Flächen in § 4

Der § 4 der BBodSchV enthält bisher keine Regelung im Hinblick auf den Pfad Boden - Pflanze. Es soll eine entsprechende Ergänzung, die den Besonderheiten dieses Pfades gerecht wird, erfolgen.

Die Maßnahmen- und Prüfwerte des Anhangs 2 der BBodSchV werden auf ihre Aktualität hin überprüft und durch Werte für weitere Stoffe maßvoll ergänzt. Bei der Ergänzung sollten die

Gesichtspunkte, die der Stoffauswahl der BBodSchV zu Grunde lagen, weiterhin Beachtung finden. Dies sind:

- Toxikologische Relevanz,
- Häufigkeit des Auftretens in Altlastenfällen und bei bekannten Bodenkontaminationen,
- Belastbare Datenbasis zur Werteableitung und
- Verfügbarkeit einer geeigneten Nachweismethode.

Eine maßvolle Ergänzung soll auf bisher unzureichend berücksichtigte Stoffgruppen, z. B. organische Schadstoffe beim Pfad Boden-Pflanze, sowie eine Harmonisierung zwischen den unterschiedlichen Wertekategorien gerichtet sein. So sollten z.B. für bestimmte Stoffe nicht nur Prüfwerte sondern auch Vorsorgewerte abgeleitet werden.

Um eine Überfrachtung der Verordnung durch neu abzuleitende Werte zu vermeiden, sollte, soweit hierfür ein Bedarf besteht, den speziellen Expositionsbedingungen vorrangig durch entsprechende Anwendungsregeln Rechnung getragen werden.

Für den Pfad Boden - Grundwasser wird für ein ausgewähltes Stoffspektrum eine Harmonisierung der Prüfwerte mit den aktuellen Geringfügigkeitsschwellenwerten der LAWA geprüft. Die Betrachtung sollte auch die Frage umfassen, ob und wie durch Einführen geeigneter Anwendungsregeln der Prüfaufwand im Hinblick auf eine in Betracht kommende Grundwasserverunreinigung zu vereinfachen, praktikabel zu halten bzw. zu minimieren ist. Dabei wird auch im Hinblick auf die Verwendung von Bodenmaterialien zu prüfen sein, wie Zielkonflikte hinsichtlich der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung vermieden bzw. gelöst werden können.

#### 4. Sanierungs-, Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen

Hier wird geprüft, ob und wie natürliche Schadstoffminderungsprozesse (NA/ MNA) im Rahmen des planmäßigen Vorgehens bei der Altlastenbearbeitung berücksichtigt werden können. Die Regelungen der BBodSchV in §§ 5 u. ggf. 6 sowie der Anhang 3 der Verordnung wären ggf. entsprechend zu ergänzen.

#### 5. Havarien

Als „Ausnahme“ ist das vom Bearbeitungsablauf abweichende Vorgehen bei Havarien, d.h. bei plötzlichen und offensichtlichen, ohne entsprechende Untersuchung und Bewertung erkennbaren schädlichen Bodenveränderungen, in § 7 der Verordnung aufzunehmen.

#### 6. Vorsorge

Die Einhaltung von Vorsorgeanforderungen in Bezug auf stoffliche Einträge in den Boden wird vornehmlich an Hand von Vorsorgewerten beurteilt. Das Spektrum der Vorsorgewerte im Anhang 2 der BBodSchV soll um weitere Stoffe, insbesondere auch organische Schadstoffe, maßvoll erweitert werden. Es wird geprüft, ob vorgeschlagene Prüfwerte für Bodenorganismen bzw. deren fachliche Grundlagen bei der Ableitung von Vorsorgewerten einbezogen werden können.

#### 7. Zulässige Zusatzbelastung

Die Frachten der zulässigen Zusatzbelastung im Anhang 2 der BBodSchV sind als Summenwert über alle Eintragspfade abgeleitet worden. Bei entsprechender Datenlage ist ein Ausweisen von Frachten für einzelne Eintragspfade anzustreben.

#### 8. Verwendung von Bodenmaterial zu bodenähnlichen Zwecken

Aufgrund der Beschlüsse von LAGA, LAWA und LABO vom September 2005 sollen, gestützt auf bodenschutz- und abfallrechtlichen Verordnungsermächtigungen, die Anforderungen an die Verwertung mineralischer Abfälle und Bodenmaterialien vom Bund geregelt werden. Bisher war hierfür das LAGA M 20 Merkblatt maßgeblich.

Die Regelungen zu Anforderungen an die Verwendung von Bodenmaterial zu bodenähnlichen Zwecken, z.B. Verfüllen von Abgrabungen, Nivellierung von Geländeprofilen, Gestaltung von Unter- und Oberboden zur Wahrnehmung von Bodenfunktionen, sollen unter Beibehaltung bzw. Modifizierung des § 12 BBodSchV - Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien in den Boden zur Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht - zusätzlich in der Bodenschutzverordnung in einem neuen § 12 a aufgenommen werden. Hierzu sind auch der Anwendungsbereich und die Begriffsbestimmungen der BBodSchV entsprechend zu erweitern.

Anforderungen an die Verwendung zu technischen Zwecken sollen in einer abfallrechtlichen Verordnung, der sog. M 20-V, geregelt werden. Die Schnittstelle zwischen bodenähnlichen Verwendungen und technischen Zwecken, insbesondere bei Verfüllungsmaßnahmen, d.h. Grundwasserpufferung, Böschungsstabilisierung, Schaffung eines Unterbodens, bedarf einer sorgfältigen Definition und Abgrenzung, um Rechtsunsicherheit und Umgehungstatbestände zu vermeiden.

#### 9. Weitere Themenkomplexe

Neben den genannten Aspekten werden parallel noch weitere Themenkomplexe wie z.B. Entsiegelung, Winderosion und Bodenverdichtung inhaltlich zusammengeführt und vertieft bearbeitet, die im Rahmen der zu erwartenden EU-Bodenschutzstrategie relevant werden können. Ob und inwieweit sich hieraus im vorgegebenen Zeitraum ein notwendiger und konsensfähiger Änderungsbedarf für die BBodSchV ergibt, bleibt abzuwarten.

#### **IV. Verfahren und Zeitplan**

Ein Teil der Arbeit für dieses ambitionierte Änderungs- und Prüfprogramm wurde bereits geleistet. Die Resultate liegen z.B. als LABO - Publikationen und Arbeitsergebnisse des Fachbeirats Bodenuntersuchungen vor.

Themen, die noch nicht diesen Bearbeitungsstand haben, sollen auch mit externem Sachverstand einer „verordnungsreifen“ Problemlösung zugeführt werden. Für die fachliche Vorbereitung der Änderung der BBodSchV ist folgender Zeitplan vorgesehen:

- Bis November 2006:  
Erörterung und Bearbeitung bestimmter Themenbereiche in kleinen Facharbeitskreisen unter Einbeziehung von Experten u.a. aus Ländern und Verbänden. Hier sollen konkrete Vorschläge zu Änderungen und Ergänzungen der BBodSchV erarbeitet werden.
- Dezember 2006:  
Es soll ein Workshop zu den bis dahin vorliegenden Arbeitsergebnissen stattfinden.
- Ende 2006/Anfang 2007:  
Fertigstellung eines Arbeitsentwurfes als Grundlage für Abstimmungsgespräche mit Ressorts, Ländern und Wirtschaft.
- Im Laufe des Jahres 2007:  
Beginn des förmlichen Rechtsetzungsverfahrens.

Etwa die gleiche Zeitplanung gilt auch für die Erarbeitung der so genannten „M20-Verordnung“ (Arbeitstitel), für den Einbau bestimmter Materialien in technische Bauwerke.

Soweit meine Ausführungen, in denen ich versucht habe, den Gesamtrahmen darzulegen. Soweit uns noch Zeit verbleibt, bin ich gerne bereit, zu versuchen, Ihre Fragen zu beantworten und weitergehende Informationen zu vermitteln.

Ich danke für die Aufmerksamkeit.



# **„Europäische Bodenschutzstrategie“ – neue europäische Lösungsansätze in Forschung, Dissemination und Kooperation**

Jörg Frauenstein, Arnd Wieland  
Umweltbundesamt Dessau, Fachgebiet II 4.3, Postfach 1406, 06813 Dessau  
joerg.frauenstein@uba.de

**Abstract:** *The research agenda for soil protection in Europe describes general research needs for all soil threats. It is focusing on the research needs for the design of adequate resource management responses in the light of changes in land and soil use in the European Union. Therefore new information exchange tools and funding instruments are required to overcome existing gaps and barriers. New approaches will be illustrated by two European projects SNOWMAN and EUGRIS.*

**Zusammenfassung:** *Im Rahmen umfangreicher Konsultationen der Europäischen Kommission mit Experten aus Forschung und Vollzug wurde der generelle Forschungsbedarf zur Beherrschung der 8 Bodengefährdungen identifiziert. Die Umsetzung dieser Forschungsprojekte erfordern neue Instrumente und Werkzeuge um Defizite und Lücken im Informationsaustausch und bei bestehenden Förderinstrumenten zu überbrücken. Mögliche Ansätze dafür werden beispielhaft an den EU-Projekten SNOWMAN und EUGRIS dargestellt.*

Keywords: Soil Thematic Strategy, European Research Agenda, ERA-NET, research funding, Information exchange

Schlagworte: Thematische Bodenstrategie, Europäischer Forschungsbedarf, ERA-NET, Forschungsfinanzierung, Informationsaustausch

## **1 Das Thema Boden in der europäischen Dimension**

### **1.1 Grundlagen**

In allen Bereichen der Umwelt spielen Böden neben den Medien Wasser und Luft eine zentrale Rolle. Deshalb kommt dem Schutz des Bodens in seiner Funktion als Lebensgrundlage für künftige Generationen eine besondere Verantwortung zu. Die Europäische Kommission hat im Jahr 2002 mit ihrer Mitteilung „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ die Weichen für die künftige Bodenschutzpolitik der EU gestellt.

Nach dem Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) in Deutschland, bodenschutzrelevanter Initiativen in anderen europäischen Staaten und den bereits vorhandenen Dokumenten und Entschlüssen, wie der Bodencharta des Europarates von 1972, der Weltbodencharta (FAO, 1982) und der Weltbodenstrategie (UNEP, 1982) stand noch der Schritt aus, das Bodenthema auch qualitativ auf eine neue Ebene in der europäischen Umweltpolitik zu heben und damit den medienbezogenen Umweltschutz zu komplettieren.

Die Generaldirektion (DG) Umwelt startete, teilweise in Zusammenarbeit mit der DG Forschung, einen „multi-stake-holder-Prozess“ unter Beteiligung von Experten aus allen Mitgliedstaaten der EU und den damaligen Beitrittskandidaten, um dieses vorerst politische Ziel auch mit fachlicher Kompetenz zu hinterlegen. Dazu wurden fünf fachliche Arbeitsgruppen (sog. Technical Working Groups, TWG) zu den Schwerpunkten Erosion, Kontamination, Organische Substanzen, Monitoring und Forschung eingesetzt, deren Ergebnisse durch ein steuerndes Gremium (Advisory Forum, AF) gebündelt werden sollten.

Die Arbeitsgruppen Forschung und Monitoring sollten wegen ihrer übergreifenden Aufgaben horizontale Querverbindungen zu den sonst vertikal strukturierten Themenbereichen herstellen. In den Arbeitsgruppen wurden Unterarbeitsgruppen gebildet, die sich thematisch an den zuordenbaren potenziellen Bodengefahren orientierten. So konnte die fachliche Expertise für die Bearbeitung der komplexen Aufgabenstellungen zielgerichtet fokussiert

werden. Insgesamt waren allein in den Arbeitsgruppen so mehr als 250 europäische Fachleute über einen Zeitraum von rund 10 Monaten involviert.

Die Arbeiten zum europäischen Bodenschutz sind in entsprechenden Abschlussberichten der Arbeitsgruppen dokumentiert und können im Internetportal CIRCA der europäischen Kommission unter der Adresse <http://europa.eu.int/comm/environment/soil/index.htm> heruntergeladen werden.

Die Vorlage des gesamten „Bodenschutzpaketes“ ist für das erste Halbjahr 2006 angekündigt.

## **1.2 Bodenkontaminationen**

Der Schwerpunkt der Arbeit lag im Bereich der vorhandenen Bodenkontamination. Hier arbeiteten zwei Unterarbeitsgruppen im Bereich „Management auf belasteten Standorten“ und „lokale Bodenbelastungen“. Es gab eine große Übereinstimmung im Herangehen und existierende Vorarbeiten auf dem Gebiet der Altlastenbearbeitung (u.a. in den europäischen Projekten CARACAS und CLARINET) bildeten bereits eine konsensuale Arbeitsgrundlage, die in der TWG qualitativ noch weiterentwickelt werden konnte.

Anders die Arbeit in der Unterarbeitsgruppe zu „diffusen Belastungen“, in der letztlich kein einheitlicher Abschlussbericht vorgelegt werden konnte. Dies lag an den unterschiedlichen Herangehensweisen bei der Bewertung von Schad- und Nährstoffen in Böden. Dem besonders von Deutschland und Österreich vorgetragenen Vorsorgegrundsatz stand ein von der Wirtschaft favorisierter risikobasierter Ansatz gegenüber, der letztlich einen tragfähigen Kompromiss verhinderte.

## **1.3 Europäische Forschung**

Ein speziell dafür eingerichtete Arbeitsgruppe sollte die Querverbindungen zu den sonst eher thematisch orientierten TWG'n herstellen und den Forschungsbedarf für den Bodenbereich zusammenfassen. In insgesamt 9 Unterarbeitsgruppen wurde vornehmlich von Forschern der Bedarf für die bodenrelevanten Themen charakterisiert. Der vorliegende Abschlussbericht enthält eine umfangreiche Liste mit dem noch offenen Forschungsbedarf und deckt dabei die thematischen Anforderungen des vor- und nachsorgenden Bodenschutzes ab. Diese Zusammenstellung ist aber auch durch das Eigeninteresse der beteiligten Forscher geprägt. Dabei reichte der identifizierte Forschungsbedarf von der klassischen Grundlagenforschung bis hin zu kurz- und mittelfristigen Themen, um die fachliche Unterstützung für die anstehenden Initiativen der DG Umwelt zu begleiten. Der durch die Befristung der Arbeitsgruppentätigkeit bestehende permanente Zeitdruck in einem überaus komplexen Feld verhinderte leider eine bessere Abstimmung zwischen den einzelnen TWG'n.

Tabelle 1: Europäischer Forschungsbedarf im Bereich Bodenkontaminationen

<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>C5</b>
<b>Processes underlying soil functions and quality</b>	<b>Spatial and temporal changes of soil processes and parameters (State "S")</b>	<b>Ecological, economic and social drivers of soil threats (Driving forces and pressures, "D", "P")</b>	<b>Factors influencing soil eco-services (Impacts, "I")</b>	<b>Strategies and operational procedures for soil protection (Responses, "R")</b>
<i>Analysis of processes related to the 8 threats to soil and their interdependency</i>	<i>Development, harmonisation and standardisation of methods for the analysis of the state</i>	<i>Relating qualitatively and quantitatively the 8 threats to Driving Forces and Pressures</i>	<i>Analysis of the Impacts of the 8 threats, relating them to soil eco-services for other environmental compartments</i>	<i>Development of operational procedures for the mitigation of the threats</i>
sources, fate and behaviour of pollutants	development of fast and cost effective screening methods	harmonisation of methodologies for the identification and quantification of potentially dangerous chemicals	improvement and harmonisation of concepts and models for the transport of contaminants in soil and their transfer to other environmental compartments (water, air, biomass)	improvement of soil functions, contributing to natural attenuation
	identification and quantification of new hazardous substances in soils	identification and quantification of social and economic driving forces on local and diffuse soil pollution and their impacts	development of concepts and models for the direct and indirect transfer of contaminants from soil to humans	quantification and improvement of natural rehabilitation processes
	early warning systems for soil pollution, including bio-indicators		improvement of risk assessment methodologies for remediation activities, with the final aim of developing a "fit-for-use" toolbox for risk-modelling, including the re-use of decontaminated soil	improvement of methods for alternative management options, taking into account environmental, social and economic conditions
	definition of indicators for the assessment of soil quality		development of harmonised methods for defining "tolerable" loading on soil and groundwater systems	development of techniques, e.g. containment devices for safe storage, handling and transport of harmful substances
	mobility and availability of contaminants to other environmental compartments			sustainability/persistence of remediation technologies and their environmental impacts
				economic models for assessing the cost-benefit relationship for clean-up methods of contaminated soils

Adressaten für Vorschläge der TWG'n sind sowohl die DG Umwelt als auch die DG Forschung. Zahlreiche offene Forschungsschwerpunkte zielen bereits auf das 7. Forschungsrahmenprogramm der EU ab und fließen bereits unmittelbar in die thematische Ausgestaltung durch die DG Forschung ein.

Als markantes Defizit identifizierte die TWG Forschung einmal mehr den Austausch und die Verbreitung des vorhandenen europäischen Wissens. So lange es Europa nicht gelingt, als in sich geschlossener Wirtschaftsraum, die vorhandenen immensen Potenziale im Wettbewerb mit anderen Wirtschaftsräumen konsequent auszuschöpfen, bleiben Wettbewerbs-

nachteile unübersehbar. Weiterhin wurden eine Reihe regional begrenzter bzw. differenzierter Probleme identifiziert, für die Forschungsansätze benötigt werden, die zweckmäßiger in einer zwischenstaatlichen Zusammenarbeit anzuordnen sind, weil hierfür kein generelles europäisches Interesse besteht. Hinzu kommen real existierende sprachlichen Barrieren, die die Nutzung von Synergien und den Informationsaustausch in Europa massiv erschweren.

## **2 ERA-NET – ein neuer Lösungsansatz für die länderübergreifende Forschung**

### **2.1 Einbindung in das Europäische Forschungsrahmenprogramm**

Die Schaffung eines Europäischen Forschungsraums (EFR) wurde nicht von ungefähr von den europäischen Staats- und Regierungschefs auf dem Europäischen Rat von Lissabon im März 2000 als eines der großen strategischen Ziele Europas ins Leben gerufen. Der EFR ist Teil einer Gesamtagenda, um Europa „zur dynamischsten und wettbewerbsfähigsten wissensbasierten Gesellschaft der Welt“ zu machen. Ziel des EFR ist eine Verbesserung der Koordinierung und Abstimmung der europäischen Forschung.

Die bisherigen Rahmenprogramme konzentrierten die Zusammenarbeit der Forscher auf Projekt-Ebene, indem Hochschulen, Forschungseinrichtungen und Unternehmen zusammengebracht wurden. Ohne diese intensive Zusammenarbeit zwischen den Forschern würde die europäische Forschungslandschaft heute anders aussehen. Gemäß dem Sechsten Rahmenprogramm (FP6) wurden die ersten Schritte unternommen, um durch eine Vernetzung der einzelstaatlichen Forschungsprogramme die Koordinierung und Zusammenarbeit auf Programmebene voranzubringen.

Das ERA-NET-System ist eines der wichtigsten Elemente des spezifischen Programms des FP 6 zur „Integration und Stärkung des Europäischen Forschungsraums“ und dient zur gezielten Unterstützung bei der Koordinierung und gegenseitigen Öffnung der nationalen und regionalen Forschungsprogramme. Es zielt ebenfalls auf die Einrichtung einer langfristigen Zusammenarbeit zwischen den nationalen Programmen ab, die letztendlich zu gemeinsamen transnationalen Forschungsprogrammen führen soll.

Die Popularität, der Erfolg und die Reichweite der bereits laufenden ERA-NET-Projekte bestätigen das große Interesse, das an dieser Form der Zusammenarbeit besteht. Beginnend im Dezember 2002 wurde eine offene Aufforderung zur Einreichung von ERA-NET Vorschlägen veröffentlicht, für die ein Budget von 148 Millionen Euro zur Verfügung gestellt wurde. Es wird davon ausgegangen, dass zum Ende des FP6 etwa 75 ERA-NET Projekte laufen werden. Die ersten ERA-NET Projekte sind dabei, die europäische Forschungslandschaft zu verändern und starten gegenwärtig mit der Umsetzung erster gemeinsamer transnationaler Programme und gemeinsamer Ausschreibungen.

Zusätzlich dazu wird ein neues Element des ERA-NET-Systems unter dem FP7 vorgeschlagen, das als ERA-NET-„Plus“-Modul bezeichnet wird und darauf abzielt, in gemeinsamen Ausschreibungen die Bündelung von Finanzmitteln aus den nationalen Programmen für einzelne Ausschreibungen anzuregen. Die Kommission wird diese Finanzmittelbündelung durch einen „Ergänzungsbeitrag“ für transnationale Aufforderungen zur Einreichung von Vorschlägen unterstützen, die im Rahmen der am ERA-NET beteiligten Programme gemeinsam unterbreitet werden. Über dieses neue Instrument könnte die Kommission zwischen 25 und 30 % der Gesamtsumme der nationalen Beiträge beisteuern.

### **2.2 SNOWMAN – Erste Erfahrungen eines laufenden ERA-NET Projektes**

Hinter dem Akronym SNOWMAN verbirgt sich eine ERA-NET Projekt mit den Titel „Sustainable management of soil and groundwater under the pressure of soil pollution and contamination“, das bereits seit 2004 läuft. In einem Konsortium mit Vertretern aus Österreich, Frankreich, Großbritannien, Schweden, Belgien, den Niederlanden und Deutschland haben sich Institutionen zusammengefunden, die vorwiegend in die forschungsseitigen Beileitung des Altlastenthemas eingebunden sind bzw. selbst solche Forschungsprogramme implementieren. Nach einer ersten Analyse über in Europa

existierende themenbezogene Forschungsprogramme, deren Ausrichtung und deren verwaltungstechnische Abwicklung, stellte sich jedoch eine überaus heterogene Situation dar. Im Ergebnis eines EU-weiten Workshops wurde deutlich, dass man einen solchen Prozess mit all seinen Chancen, Möglichkeiten, Risiken und Problemen nur an einem konkreten Beispiel aufarbeiten kann. Im Rahmen der Projektgruppe wurde daher die Idee entwickelt, eine Ausschreibung für ein transnationales Forschungsprogramm zu initiieren. Zunächst war es notwendig, nationale Forschungsmittel zu akquirieren und Themenbereiche zu identifizieren, die für ein solches „Forschungsprogramm“ überhaupt in Betracht kommen. Neben den rein fachlichen Zielsetzungen für die einzelnen Projekte im Rahmen dieser Ausschreibung stehen insbesondere im Vordergrund:

- das Sammeln von Erfahrungen bei der transnationalen Kooperation zwischen den nationalen Trägern von Forschungsprogrammen,
- die Bestätigung eines mittel- und langfristigen Forschungsprogramms für den von SNOWMAN fachlich abgedeckten Bereich des nachsorgenden Bodenschutzes,
- die Unterstützung bei der Umsetzung eines nachhaltigen Flächenmanagements und
- die Harmonisierung von Förder- und Forschungsmechanismen in Europa.

Aus der bereits erwähnten Übersicht der TWG Research zu noch offenem Forschungsbedarf wurden zwei Bereiche und entsprechende Schwerpunkte ausgewählt, die von allen Konsortialmitgliedern als prioritär und prinzipiell förderfähig angesehen werden.

Tabelle 2: Thematische Schwerpunkte für die transnationale Ausschreibung von SNOWMAN

#### **Area1: Sustainable Land Management**

Topic 1 – Principles of Sustainable Land Management. This topic aims a better understanding of the meaning of Sustainable Land Management in practice based on a review of (mainly) SNOWMAN countries experiences. The topic will deliver **guidance** for regulators across Europe for the development and implementation of Sustainable Land Management. Based on the review the research needs from a stakeholder perspective will be identified.

Topic 2 – Soil System Processes. This topic is focused upon soil processes over larger areas and lower concentrations. It should reflect the **state of knowledge** about the functioning of the soil as a system and the relationship between soil quality and land use. Of particular interest is consideration of the resilience of soils, the attenuation of contaminants in space and time, and the impacts of the attenuation processes on soil functions and microbial diversity. The topic delivers a judgement of the existing knowledge and necessary developments from a scientific perspective.

Topic 3 – Tools for Sustainable Land Management. In many countries tools have been developed for sustainable land management. In this field of work, there is an opportunity to build on the existing experience by developing and promoting the use of harmonised decision support tools which support sustainable approaches. The topic focus is the exchange of know how and the development and **harmonization of tools** for the management of contaminated land. The topic will deliver suggestions for the harmonization of the scientific basis of these tools and recommendations of the promotion of their use.

## **Area 2 – Application of Science and Technologies**

### Topic 1 – Application of scientific knowledge and contaminated land technologies.

This area is dedicated to the **application** of scientific knowledge and contaminated land technologies, related to sustainability. What new technologies are available for contaminated soil and groundwater treatment? How sustainable are each of these new technologies? Are there new technologies or approaches in the scientific literature which have the potential for greater sustainability than those presently available? The topic will deliver **guidance** for identification of innovative approaches to brownfield development.

Die Themenbereiche für mögliche Projekte sind dabei jedoch keinesfalls starr zu sehen. Synergien, Informationsaustausch, Initiierung von Kooperation und Know-How bzw. Technologietransfer sind ausgemachte Ziele in diesem Programm, das für alle Konsortialpartner gleichsam auch einen Lernprozess darstellt.

Durch eine kontinuierliche Kommunikation mit den Fördermittelgebern der im Projekt beteiligten Länder wurden entsprechende Absichtserklärungen unterzeichnet und so ein Fördervolumen von insgesamt ca. 700.000 € generiert. Damit wird dann jeweils der nationale Partner bzw. dessen Leistungsanteil in einem länderübergreifenden Forschungsprojekt von dem jeweiligen nationalen Geldgeber finanziert. Bereits im Hinblick auf das FP 7 ist im Erfolgsfall geplant, diese Art von transnationalen Förderprogrammen aufrecht zu erhalten und als einen integrativen Teil der Europäischen Forschungslandschaft weiter zu entwickeln.

Zur administrativen Ausgestaltung der beabsichtigten Ausschreibung wurden Grundprinzipien der Zusammenarbeit in einem Basisdokument zusammengestellt. Dazu gehören u.a. eine Route Map, die zur Anwendung gelangenden Förderkriterien, ein Leitfaden für die Antragsteller, Eckpunkte für das Vertrags- und Projektmonitoring und eine spezielle Disseminationsstrategie.

Die Ausschreibung wird über ein SNOWMAN Sekretariat, das als zentraler Kontakt- und Anlaufpunkt dient, abgewickelt. Das Sekretariat wird zudem eine, aus Vertretern der Fördermittelgeber zu bildende, Steuerungsgruppe organisatorisch unterstützen.

Das Antragsverfahren ist weitgehend dem für EU-Forschungsprojekte angelehnt. Der Antragsteller hat hierfür nur einen einzigen Antrag einzureichen, der verschiedene Prüfschritte zu durchlaufen. Der eingehende Antrag wird zunächst auf Vollständigkeit und auf die Berücksichtigung aller formalen Anforderungen geprüft. Mit der Eingangsbestätigung erhält der Antragsteller zugleich auch die Information ob diese formellen Anforderungen erfüllt sind und der Antrag in das weitere Verfahren gegeben werden kann oder wegen Unzulänglichkeiten aus dem weiteren Verfahren ausscheidet. Die Anträge durchlaufen danach parallele Prüfungsschritte, die die finanzielle Förderfähigkeit bei dem nationalen Geldgeber und zeitgleich die grundsätzliche wissenschaftliche Förderfähigkeit abprüfen. Nur die Anträge, die beide Prüfungen positiv absolviert haben, werden in einen „Peer-Review“ Prozess gegeben. An Hand von definierten Prüfkriterien werden die Anträge von Gutachtern der am Projekt beteiligten Länder und eines unabhängigen Dritten über ein Punktesystem bewertet. In einer abschließenden Auswertung durch die Steuerungsgruppe werden die Anträge in Listen für förderwürdige Projekte, Reserve und abzulehnende Projekte eingestuft und beschieden. Danach erfolgt auf der nationalen Ebene die eigentliche Vertragsphase. Der nationale Forschungsnehmer steht letztlich nur in einem unmittelbaren Vertragsverhältnis zu dem nationalen Fördermittelgeber, ist aber gleichsam durch einen projektinternen Vertrag, die obligatorische Konsortialvereinbarung, zu Grundsätzen der länderübergreifenden Zusammenarbeit verpflichtet.

Die Projektbearbeitung wird durch die SNOWMAN-Steuerungsgruppe und die nationalen Fördermittelgeber überwacht. Dazu sind 2 Statusseminare geplant, um die Erfahrungen aus der länderübergreifenden Zusammenarbeit zu erfassen und auswerten zu können. Neue Anforderungen und Rahmenbedingungen werden insbesondere für die Dissemination von Vorhabensergebnissen gelten. Um einen realen Mehrwert zu erzielen, müssen die Forschungsergebnisse allen beteiligten Ländern zur Verfügung stehen. Dazu ist im Zuge der Projektbeantragung vom Konsortium ein detaillierter Disseminationsplan vorzulegen, dessen Realisie-

zung ein maßgebliches Kriterium der Projektabnahme darstellt. Zudem sind alle Ergebnisse direkt in das Informationsportal EUGRIS einzustellen.  
 Die Ausschreibung der hier dargestellten Ausschreibung ist für August 2006 vorgesehen. Weitere Informationen finden sie unter <http://www.snowman-era.net>.

### 3 EUGRIS- eine europäische Disseminationsplattform

Der Informations- und Wissensaustausch in Zeiten von Computer und Internet unterliegt rein technisch kaum noch Beschränkungen. Dennoch erlangen Ergebnisse, Lösungen und „Produkte“ aus Forschungsvorhaben und Projekten, die europäisch, wie national mit umfangreichen öffentlichen Mitteln gefördert wurden, kaum eine signifikante Außenwirkung. Dadurch bleiben Synergieeffekte, die sich aus der Übertragbarkeit und der gezielten Fortführung von Forschungsansätzen und –ergebnissen ergeben, weitgehend ungenutzt. Dazu kommen im europäischen Maßstab Sprachbarrieren sowie eine überaus heterogene Begriffs- und Definitionswelt, die ebenfalls beträchtlich behindern.

Die Beseitigung dieser Barrieren steht bereits seit dem 5. Forschungsrahmenprogramm ganz oben auf der Agenda der Europäischen Kommission. Unter dem Namen EUGRIS wurde durch das Umweltbundesamt deshalb eine europäische Informationsplattform für die Themenbereiche kontaminierter Böden und Grundwasser initiiert und koordiniert, um diese Defizite mit überwinden zu helfen. Die Abkürzung EUGRIS steht dabei für „European Information System Soil and Groundwater“. Das englischsprachige Online-Angebot wurde forschungsbegleitend mit Mitteln der Europäische Kommission gefördert und steht im Internet unter der Adresse <http://www.eugris.info> zur Verfügung.

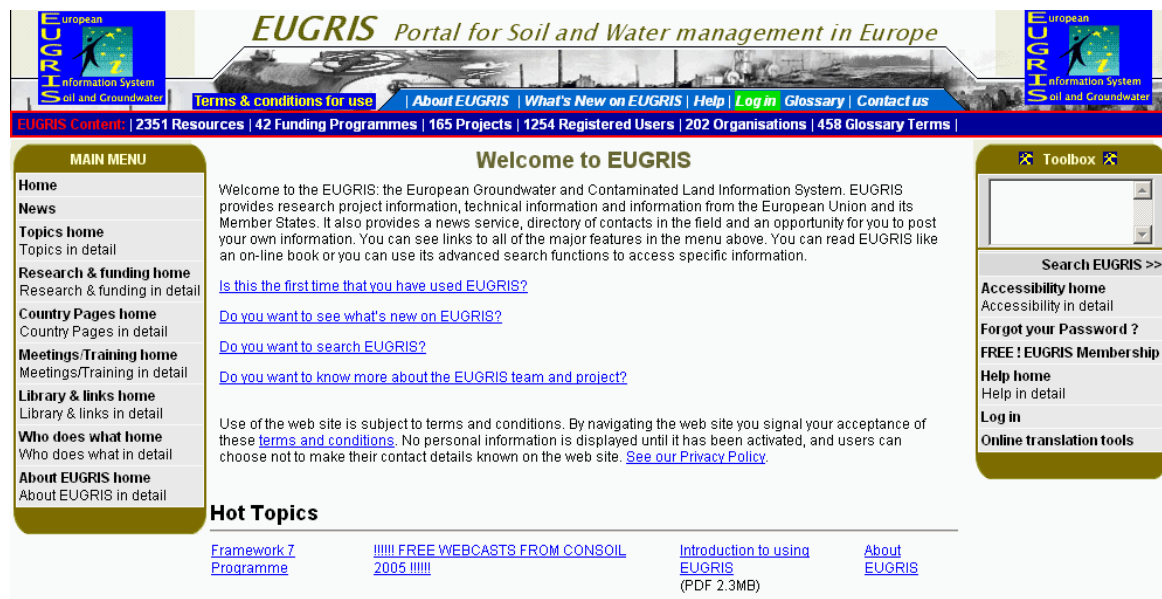


Abbildung 1: EUGRIS Homepage

Partner aus Dänemark, Frankreich, Großbritannien, Ungarn, Italien und Deutschland waren an dem Projekt beteiligt. Das Portal richtet sich vor allem an Interessenten aus Wissenschaft, Industrie und Verwaltung. Es bietet Fachinformationen sowie Übersichten zu gesetzlichen Regelungen, Managementabläufen, Forschungsförderprogrammen und -projekten. Viele weiterführende Internet-Links zu Informationsquellen auf europäischer und nationaler Ebene ergänzen das Angebot. EUGRIS bietet über die COUNTRY-Seiten nationale Informationen für die vorgenannten sechs Staaten, auch in der jeweiligen Muttersprache an.

EUGRIS ist thematisch in sieben Bereiche untergliedert und umfasst vorerst Fachinformationen zu den Themen Altlastenbearbeitung, Grundwasserschutz, diffuser Schadstoffeintrag und Brachflächen. Dazugehörig sind im System enthaltene Informationsquellen, wie etwa Dokumente, Karten, Statistiken, Hardware, Software und Internet-Links über eine Datenbank archiviert. In einer Forschungsdatenbank findet der Nutzer Informationen zu abgeschlossenen und laufenden Forschungsprojekten, deren verfügbaren Produkten sowie themenspezifische Forschungsförderprogramme.

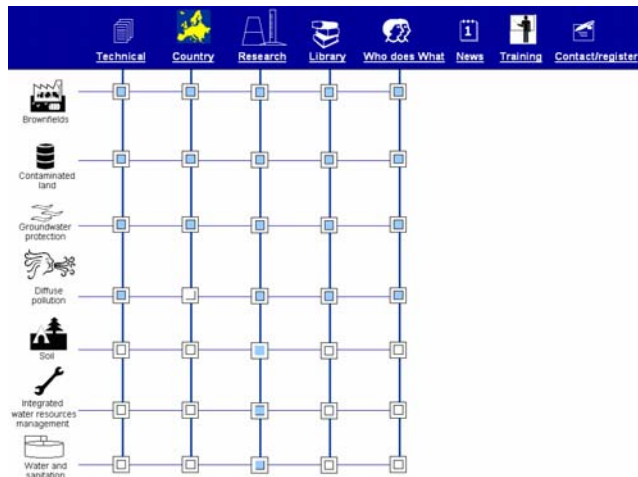


Abbildung 2: In EUGRIS aktuell abgebildete Themenbereiche

Das WHO DOES WHAT ist ein nutzergesteuertes Verzeichnis relevanter Institutionen und europäischer Experten für Altlastenbearbeitung und Wassermanagement. Ein Glossar, eine „What’s new“-Funktion und weitere Hilfsseiten runden das Webangebot ab.

EUGRIS ist kostenfrei für jedermann zugänglich und kann sowohl in Form eines Fachbuchs bzw. Nachschlagewerkes oder an Hand seines inhaltlich strukturierten Aufbaus als gezielter Einstieg für eine Internetrecherche genutzt werden. Damit unterscheidet sich EUGRIS als datenbankgestütztes Informationssystem vor allem qualitativ von bekannten Suchmaschinen, wie Google.

Um das Portal auch langfristig aktuell zu halten, wurde EUGRIS so konzipiert, dass jeder registrierte Nutzer selbst Informationen in das System einstellen kann, aber auch den Inhalt und die präsentierten Ergebnisse aus Projekten kommentieren kann. Das System soll somit den Informationsaustausch in der Fachszene beleben und gleichzeitig eine Qualitätskontrollfunktion übernehmen. Das spart Kosten für das „Content-Management“ und den Betrieb des Portals. Durch den modulare Aufbau der Internetplattform lassen sich auch zukünftig schnell weitere Informationen und Schwerpunktthemen sowie ergänzende Länderangebote integrieren.



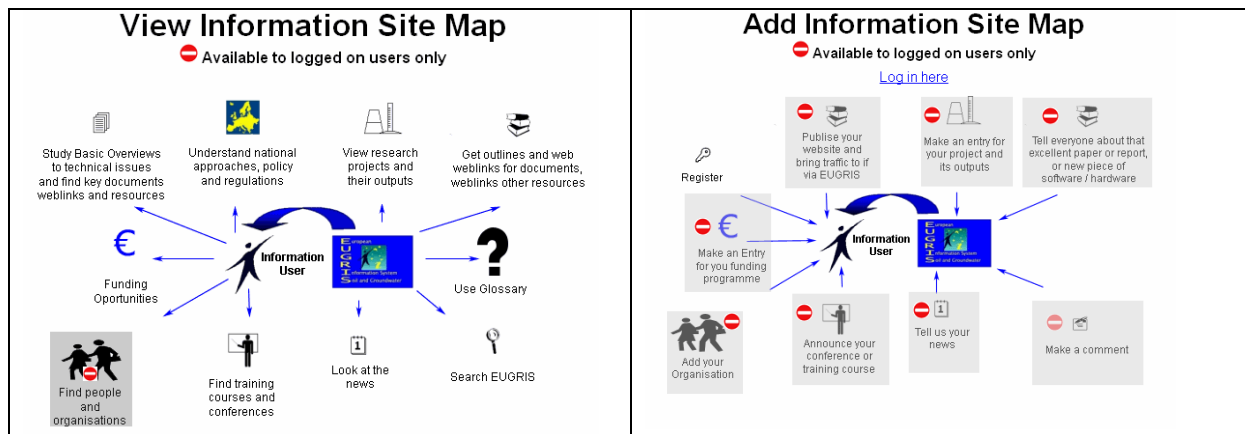


Abbildung 3: Zugangsrechte für registrierte und unregistrierte EUGRIS-Nutzer

Neben der softwareseitigen Entwicklung des Informationsportals stand auch die inhaltliche Füllung des Systems im Vordergrund. Auch wenn EUGRIS aktuell:

- thematische Zusammenfassungen für mehr als 80 Themenschwerpunkte und über 2400 Dokumente, Webpages und Links,
- Informationen über mehr als 175 Forschungsvorhaben und 47 Forschungsprogramme,
- mehr als 220 NEWS,
- ein Glossar mit mehr als 450 Begriffen und entsprechenden Übersetzungen und
- 1560 registrierte Einzelnutzer und 241 registrierte Institutionen vereint,

wurde der Aufwand für die inhaltliche Aufbereitung von Informationen und Daten von allen Projektpartner unterschätzt. Dazu kommt eine stark rückgängige Bereitschaft in der Fachwelt, Informationen auszutauschen bzw. kostenfrei bereitzustellen. In EUGRIS wurde deshalb versucht, eine einfache und komfortable barrierefreie Benutzerführung für den Eintrag von Informationen und Daten zu implementieren.

Das interaktive System zielt darauf ab, als zentrale europäische Informationsbörse für Wasser und Boden in Europa zu dienen und sich inhaltlich entsprechend aktuellen fachlichen Schwerpunkten zu erweitern. Wir laden Sie ein, EUGRIS intensiv zu nutzen und mit Ihren Informationen zu füllen, um über Informationsaustausch und Kommunikation EUGRIS auf einen hohen europäischen Niveau halten zu können. Nur durch aktive Nutzer, die auch bereit sind ihr Wissen in der Gemeinschaft zu teilen und auszutauschen kann ein solches Informationsportal ein lebendiges System bleiben und im Sinne einer kostenfreien Nutzung überleben

Mit Beendigung der Projektförderung gerät die Existenz des Systems dennoch in Gefahr, da von Seiten der EU keine Anschluss- bzw. Übergangsfinanzierung gewährt wird. Da die angebotenen Informationen und die Nutzung des Informationssystems auch weiterhin frei zugänglich bleiben sollen, sind Finanzierungsalternativen nötig, für die noch weitere Sponsoren und tragfähige Lösungsansätze gesucht werden. Bereits während der Systementwicklung wurde ein Business-Plan erarbeitet, der die dafür erforderlichen Kostenstrukturen untersetzt.

#### 4 Fazit

Die Schaffung eines EG-rechtlichen Rahmens zum Bodenschutz wird in den Mitgliedsstaaten übereinstimmend für notwendig erachtet. Die Diskussionen auf der europäischen Ebene haben aber auch gezeigt, das es eine Universallösung schlechthin nicht gibt. Vielmehr sind neben Europa-einheitlichen Rahmenbedingungen und Systemlösungen auch differenzierte Ansätze gefragt, die thematisch nicht immer in allen Mitgliedsstaaten gleichermaßen zutreffen müssen und so nicht zwangsläufig den Kompromiss der „25“ erfordern. Es bleibt ab-

zuwarten, ob und wie sich diese Erkenntnis in der zukünftigen Bodenrahmenrichtlinie widerspiegelt. Die Diskussion zur thematischen Bodenstrategie hat auf europäischer Ebene dazu beigetragen, dass das dafür notwendige gemeinsame Verständnis wachsen und sich entwickeln konnte. Deutschland verfügt mit seinem modernen Bodenschutzrecht über große Erfahrung im föderalen Bodenschutz. Deshalb kann und sollte Deutschland die europäische Bodenschutzpolitik auch noch stärker als bisher mitgestalten.

Im Bereich der begleitenden Forschung entwickeln sich neue Formen der Kooperation, die Europa in die Lage versetzen können mit den vorhandenen finanziellen Mittel einen deutlichen Mehrwert zu generieren. Ein europäischer Forschungsraum bietet dazu beste Voraussetzungen und stärkt die Chancen im globalen Wettbewerb.

Eine wichtige Voraussetzung auf diesem Weg ist der länderübergreifende Informationsaustausch, der, so er denn auf allen Ebenen erfolgreich praktiziert wird, europäische Synergieeffekte beleben aktivieren und herausbilden kann. Hier gibt es aus der Sicht der Autoren noch einen unübersehbaren Nachholbedarf, der nicht zuletzt auch von den Fördermittelgebern konsequent einzufordern und umzusetzen ist. Die ersten Schritte auf diesem Weg sind in verschiedenen Bereichen bereits vollzogen, perspektivisch ist aber auch hier Bodenhaftung gefordert.

## **5 Literatur**

EU COMMUNICATION (2002): Towards a Thematic Strategy of Soil Protection: (COM (2002)179 final)

EUGRIS (2005): Final System Report: [www.eugris.info](http://www.eugris.info)

JRC EDITOR (2004): Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection: - VOLUME I Introduction and executive summary; VOLUME VI Research, Sealing and Cross-Cutting Issues:  
[http://eusoils.jrc.it/ESDB\\_Archive/eusoils\\_docs/doc.html#OtherReports](http://eusoils.jrc.it/ESDB_Archive/eusoils_docs/doc.html#OtherReports)

EUROPEAN COMMUNITIES (2005): Networking the European Research Area Coordination of National Programmes: ISBN 92-894-9375-5

SNOWMAN (2006): Principals for the Call, working document: [www.snowman-era.net](http://www.snowman-era.net)

# Der Altlastenmarkt in der EU am Beispiel England, Italien und Ungarn

Dipl.-Geol. Christian Blothe  
BAUER Umweltgruppe, In der Scherau 1, 86529 Schrobenhausen  
BUG@bauerumweltgruppe.com

**Abstract:** *The European environmental legislation set standards for the rehabilitation of contaminated sites. As a consequence of different starting positions the remediation markets in the EU member states vary. Besides, the market situation depends on the economical situation and the development potential in each country. The article below gives a general overview on the remediation situation in Europe followed by a closer look at the markets in England, Italy, Hungary.*

**Zusammenfassung:** *In der Umweltgesetzgebung haben sich in Europa gewisse Standards entwickelt. Infolge zum Teil sehr unterschiedlicher Ausgangspositionen ist der Altlastenmarkt in den einzelnen Mitgliedsländern differenziert entwickelt. Neben der Gesetzgebung spielt auch die wirtschaftliche Situation und das Entwicklungspotential in den Ländern eine wichtige Rolle. Bevor die einzelnen Länder vorgestellt werden erfolgt eine kurze Übersicht über die Altlastensituation in ganz Europa.*

## 1 Die Altlastensanierung in Europa im Überblick

Die EEA (European Environment Agency) schätzt 2 Mio. kontaminierte Standorte, von denen ca. 100.000 als sanierungswürdig eingestuft werden (The European Environment, State and Outlook 2005). Die Schwerpunkte liegen dabei in folgenden Industrieregionen

- Mittel- und Südengland
- Nordost – Frankreich
- Belgien und Holland
- Rhein – Ruhr Raum
- norditalienische Poregion
- „schwarzes Dreieck“: Tschechien, der Slowakei, Ostdeutschland und Teilen Polens.

Das Schadensspektrum umfasst Kontamination von ehemalige Minen, chemischen Fabriken und Gaswerken. Eine der am häufigsten anzutreffenden Kontaminationsquellen in all diesen Regionen sind Tankstellenschäden.

Die Sanierungsaktivitäten in ausgewählten Ländern zeigt folgende Tabelle.

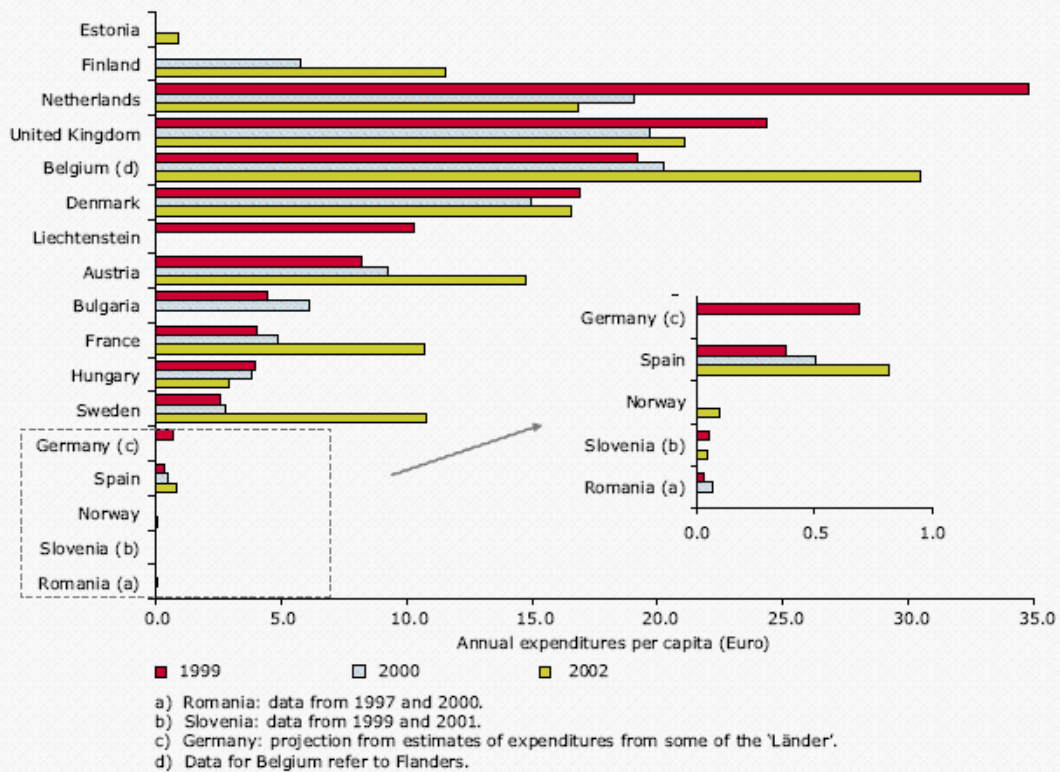
<b>Country</b>	<b>Year</b>	<b>Policy or technical target</b>
Austria	2030–2040	Essential part of the contaminated sites problem should be managed.
Belgium (Flanders)	2006	Remediation of the most urgent historical contamination. New contamination to be remediated immediately.
	2021	Remediation of urgent historical contamination.
	2036	Remediation of other historical contamination causing risk.
Bulgaria	2003–2009	Plan for implementation of Directive 1999/31/EC on landfill of waste.
Czech Republic	2010	Eliminate the majority of old ecological damage.
France	2005	Establish information system on polluted soil (BASIAS) to provide a complete scope of the sites where soil pollution could be suspected.
Hungary	2050	Handling of all sites. Government Decision No 2205/1996 (VIII.24.) adopted National Environmental Remediation Programme (OKKP).
Lithuania	2009	Waste disposal to all landfills not fulfilling special requirements should be stopped. All waste landfills not fulfilling special requirements should be closed according to approved regulations.
Malta	2004	Closure of Maghtab and il-Qortin waste disposal sites.
Netherlands	2030	All historical contaminated sites investigated and under control and remediated when necessary.
Norway	2005	Environmental problems on sites with contaminated soil, where investigation and remediation is needed, to be solved. On sites where further investigation is needed, the environmental state will be clarified.
Sweden	2020	Environmental quality objective: a non-toxic environment.
Switzerland	2025	The 'dirty' heritage of the past should be dealt with in a sustainable way within one generation.
United Kingdom (England and Wales)	2007	At a political level, the Environment Agency aims to substantially remediate and/or investigate 80 Special Sites identified under Part IIA Regime (Environmental Protection Act 1990).

Source: EEA, Eionet priority data flows, 2003.

Die Umsetzung der EU-Umweltgesetzgebung in nationales Recht trägt der Situation in den einzelnen Ländern insofern Rechnung, dass länderspezifisch für einige Themen Übergangsfristen festgelegt sind, in denen EU-Standards zu erreichen sind. Dies gilt insbesondere für die jungen EU-Länder.

Die nachfolgende Grafik zeigt die Aufwendungen einzelner Länder für die Altlastensanierung, bezogen auf die Einwohnerzahl.

**Figure 7.1 Annual expenditure on contaminated site remediation by country**



Source: EEA, 2005.

Die Zahlen für Deutschland sind in dieser Grafik differenziert zu bewerten, da nicht alle Bundesländer erfasst wurden. Die Zahlen für 2000 und 2002 fehlen komplett.

Grundsätzlich ist die Altlastensituation in den Industrieländern vergleichbar. In allen betrachteten Ländern gibt es ein deutliches Potential an Altlasten, zum Beispiel auf alten Industriegeländen, militärischen Liegenschaften und Flughäfen, Altdeponien etc.

Die Erkundung und Dokumentation von Altlasten ist in den Ländern durchaus unterschiedlich fortgeschritten. Dementsprechend sind Planungsstände für Sanierungsmaßnahmen ebenfalls länderspezifisch entwickelt.

Die etablierten Entsorgungstechnologien für kontaminierte Böden von der Behandlung über die Verwertung bis hin zur Beseitigung sind für die Sanierungsmaßnahmen in den einzelnen Ländern ein weiterer bestimmender Faktor. Ein durchgängiges Entsorgungsnetz ist in einigen Ländern erst im Aufbau begriffen.

Fachbehörden sind zum Teil vor neue inhaltliche Anforderungen gestellt und müssen genehmigungsrechtliche Instrumentarien entwickeln bzw. adaptieren. Hierzu gehört u. a. die Entwicklung eines untergesetzlichen Regelwerks. So sind zum Beispiel Bewilligungen in England unverrückbare Fakten, während Sie in Ungarn eine Diskussionsgrundlage sind.

An aktuellen, konkreten Beispielen wird die umrissene Situation des Altlastenmarkts in den Ländern England, Ungarn, Polen und Italien beleuchtet und verglichen.

## 2 Situation in England

Die Altlastensituation Englands ist hinsichtlich ihrer Historie mit der in Deutschland gut vergleichbar. Als ehemals führende Nation während der Industrialisierung unterliegen zahlreiche gewerbliche Standorte seit über 100 Jahren einer industriellen Nutzung. Man schätzt die Fläche an kontaminierten Grundstücken auf ca. 66.000 ha. Anders als in Deutschland besteht in England ein hoher Siedlungsdruck. Traditionell verfügen die Engländer über mehr Wohneigentum als die Deutschen. Etwa 2/3 der gesamten Bevölkerung lebt in den eigenen vier Wänden. Der Bedarf an neuen Häusern wird auf ca. 100.000 Einheiten pro Jahr geschätzt. Das Interesse von Wohnungsbaugesellschaften und Investoren an der Entwicklung attraktiver Flächen in Zentrumsnähe ist daher sehr hoch. Das englische Bodenschutzrecht basiert, wie auch das in Deutschland, auf dem Verursacherprinzip. Bedingt durch die Nachnutzung der dekontaminierten Grundstücke in Form von Industrie- aber auch Wohnbebauung wird den Sanierungsmaßnahmen ein höherer Nutzwert zugeschrieben. Sanierungen beschränken sich daher meist auch nur auf Dekontamination des genutzten Areals (Aushub und Gartenbereiche). Behördlich angeordnete Sanierungen auf Privatgrundstücken, wie man aus den Anfängen des deutschen Sanierungsmarktes kennt, sind die Ausnahme.

Mit dem 15.07.2005 wurde in England EU Recht in nationales Recht umgewandelt. Mit diesem Stichtag endete eine lange Frist des Übergangs im Abfallrecht und der landfill act trat in Kraft. Während in Deutschland noch immer Ausnahmegenehmigungen und Übergangsfristen zur Verbringung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (in diesem Fall von kontaminierten Böden) gelten, veränderte sich in England mit diesem Datum die Situation auf dem Altlastenmarkt dramatisch.

Bis dahin war die Altlastenpraxis in England in etwa vergleichbar zu derjenigen in Deutschland. 75 bis 85 % des kontaminierten Materials landete auf Deponien. 200 Deponien standen landesweit zur Verfügung. Mit der Einführung des landfill acts waren im Sommer letzten Jahres nur noch 8 Deponien zugelassen, in der Zwischenzeit wurden einige Deponien soweit ertüchtigt, dass sie auch besonders überwachungsbedürftiges Material wieder annehmen dürfen. Die Zahl dieser Deponien wird derzeit auf 16 geschätzt. Die unmittelbare Folge sind stark gestiegene Entsorgungskosten von ursprünglich 30 bis 60 GBP auf über 150 bis 300 GBP, teilweise noch darüber. Durch die längeren Umlaufzeiten beim LKW Transport wurden auch die Transportkapazitäten verknappt, was sich in gestiegenen Transportpreisen ausdrückt.

Die Verbringung von Materialien in das benachbarte Ausland, also zum Beispiel auch nach Deutschland wird meist von den lokalen Behörden unterbunden. Obwohl auch hier nach EU Recht grundsätzlich die Möglichkeit der Entsorgung im EU Ausland möglich ist, lehnen die englischen Behörden im Notifizierungsverfahren meist eine Verbringung ausser Landes ab.

Somit nimmt der Druck auf die Sanierungsbranche nach alternativen Sanierungskonzepten zu suchen zu. Derzeit werden folgende Technologien favorisiert:

- In Situ Technologien
- Immobilisierungen (On Site und In Situ)
- Einkapselungen
- Thermische Entsorgung (Off Site und On Site)
- Vorbehandlungen:
  - Aufbau biologischer Bodenbehandlungsanlagen
  - Waschverfahren
  - On Site Biologie

Eine weitere Alternative ist die Ertüchtigung von Deponien selbst. In bestehende, für nicht

überwachungsbedürftige Deponien werden „stable non reactive cells (SNRC)“ eingebaut. Dies sind nach dem Stand der Technik konzipierte Sonderabschnitte in denen besonders überwachungsbedürftige Abfälle (Böden) eingelagert werden dürfen. Diese „SNRC“ verfügen über eine Basisabdichtung, eine seitliche sowie eine Topabdichtung, so dass das eingelagerte Material nicht in Kontakt mit den übrigen Ablagerungen kommt und von Umwelteinflüssen nach technischem Stand ausgeschlossen ist.

Eine weitere Besonderheit des englischen Marktes ist der hohe Stellenwert der öffentlichen Sicherheit. Sanierungsprojekte können am Widerstand der Bevölkerung scheitern, wenn von einer Beeinträchtigung der Öffentlichkeit auszugehen ist. Dies kann zum Beispiel eine kurzzeitige Geruchsbelästigung oder Lärmstörung sein. Für die Behörden, die Sanierungspflichtigen aber auch die Sanierungsfirmen und Planer ist Öffentlichkeitsarbeit ein Tanz auf dem Vulkan. Zu wenig Informationen sind immer schlecht, gut gemeinte, aber schlecht aufbereitete Informationen können aus Unverständnis oder Missverständnis Projekte scheitern lassen. Im Zweifel gibt die überwachende Behörde der öffentlichen Meinung nach und schließt die Baustelle.

Insgesamt liegt die Entwicklung des englischen Marktes im Vergleich mit Deutschland noch etwa 10 Jahre zurück. Allerdings erfolgt der Aufholprozess wesentlich schneller. In einigen Bereichen, wie zum Beispiel der In Situ Technik dürfte England den deutschen Markt bereits überholt haben. Der Markt ist überwiegend von privatwirtschaftlichen Interessen (Grundstücksentwicklung) geprägt. Öffentliche Ausschreibungen spielen eine vergleichsweise kleine Rolle und befassen sich zum Beispiel mit Megaprojekten, wie dem Avenue – Projekt in Chesterfield. Wie in allen wachsenden Märkten nimmt die Zahl der Wettbewerber ständig zu, während die erzielbaren Preise deutlich schrumpfen.

### **3 Situation in Italien**

Die Umsetzung des EU Umweltrechts in Italien ist bei weitem noch nicht abgeschlossen. Im Jahr 1999 wurde die D.M. 471 beschlossen, ein Gesetz, das Grenzwerte für die Sanierungsziele vorgibt und regelt und die Vorgehensweise festlegt:

- Untersuchung des Geländes mit Ersterkundung, Detailerkundung, Sanierungsplanung
- Vorläufige Sanierungsgenehmigung
- Abschließende Sanierungsgenehmigung (final remediation project agreement)

Im Jahr zuvor unterzeichnete Italien die Aarhus Convention, nach der die Unterzeichnerstaaten die Veröffentlichung von Umweltdaten und die Beteiligung der Öffentlichkeit zusichern. Zudem ermöglicht sie, rechtsstaatliche Mittel gegen Beschlüsse einsetzen zu können. Damit ist in Italien ein ähnlicher Informationsfluss von Umweltdaten wie in Deutschland möglich. Veröffentlichungen sind auf der Homepage der italienischen Umweltbehörde APAT oder den regionalen Behörden APRA und APPA und auf der Homepage der EEA.

Die Belastung der Grundwässer wurde bisher systematisch in 11 Regionen Norditaliens sowie im Großraum Neapel untersucht. Die Gewässergüte ist erwartungsgemäß in den Ballungsräumen Norditaliens (Turin Mailand und Venedig) schlechter. Insbesondere Nitrat und Pestizide tragen infolge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung aber auch typische Industriekontaminationen wie halogenierte Kohlenwasserstoffe oder Schwermetalle zur schlechten Wasserqualität bei.

Eine systematische Untersuchung der Bodenbelastungen mit vergleichbaren Daten ist in Italien noch im Aufbau. Mit dem Gesetz D.M. 471/99 wird die systematische Erfassung

kontaminierter Standorte umgesetzt, allerdings ist sie noch nicht abgeschlossen und in den Regionen unterschiedlich weit entwickelt. Somit ist ein Vergleich der Regionen schwierig. Zusätzlich zu den erfassten kontaminierten Grundstücken werden Areale von „nationalem Interesse“ durch das Gesetz D.M. 468/01 gesondert erfasst. Insgesamt wurden bisher 4600 Flächen erfasst, wovon bereits 390 Flächen saniert wurden (Stand 2004). Weitere 50 Flächen von nationalem Interesse stehen zur Sanierung an. Diese haben ein Gesamtvolumen von 3.149 Mio.. Euro. Die genannten Sanierungskosten bei Grundstücken von nationalem Interesse werden wohl durch öffentliche Gelder finanziert.

Die Sanierungstechnologien richten sich nach dem Stand der Technik, wobei In Situ Maßnahmen mit der Einbringung von chemischen Substanzen sehr zurückhaltend beurteilt werden. Bisher wurden in der Provinz Varese zwei innovative In Situ Sanierungen mit der Zugabe von chemischen Zusatzstoffen (Kaliumpermanganat) durchgeführt. Ein weiteres In Situ Projekt mit Airsparging und Bioventing wird in Kürze in der Provinz Turin beginnen. Allerdings kann von einem Sanierungsmarkt im deutschen oder englischen Sinn noch nicht gesprochen werden. Die meisten staatlichen Behörden anderer Provinzen stehen innovativen Ideen sehr restriktiv gegenüber, zum Teil auch aus Unsicherheit, wie die Technologien hinsichtlich ihrer Effizienz und möglicher Gefährdungspotentiale einzuschätzen sind. In – Situ Sanierungen, wie die erwähnten Projekte, sind meist nur als Pilotsanierung möglich. Von einer kommerziellen Anwendung kann noch nicht gesprochen werden.

#### **4 Situation in Ungarn**

Die Aktivitäten im Umweltbereich konzentrieren sich derzeit noch auf den Ausbau der klassischen Umweltinfrastrukturen für Abfälle, Wasser und Abwasseraufbereitung und Luftreinhaltung.

Mehr als 90 % des Trinkwassers in Ungarn stammen aus dem Grundwasser. Die mögliche Gefahr einer Grundwasserverschmutzung wird daher mit großer Sorge betrachtet. Für den Bereich Boden und Grundwasser wurden in den vergangenen Jahren Aktionspläne und Beschlüsse gefasst. Hierzu gehören das nationale Umweltsanierungsprogramm (OKKP, Dekret 33/2000) und das Dekret 123/1997 (II 18) über den Schutz des Trinkwassers. Verbindliche Zielwerte für die Boden und Grundwassersanierungen wurden mit dem Dekret 10/2000 (VI.2) festgelegt.

Im Rahmen dieser Maßnahmen wurden bisher über 30.000 potentielle Altlastenflächen erfasst und mehr als 7.000 Flächen untersucht und bewertet. Die Sanierungskosten für die bekannten Altlastenflächen werden auf mehr als 4 Mrd.. € geschätzt.

Mit dem nationalen Umweltsanierungsprogramm (OKKP) sollen vor allem Standorte mit hohem Kontaminationspotential wie Tanklager, Industriestandorte, ehemalige Militäranlagen, Bahnanlagen, Schlammteiche und Deponien erfasst werden. Jährlich werden 1 – 1,2 Mio. € für Erkundungen und Sanierungen in diesem Programm zur Verfügung gestellt.

Ein weiteres Problemfeld sind die ehemaligen Kasernen, die nach dem Rückzug der damaligen Sowjetunion nicht mehr benötigt werden. Auch 16 Jahre später sind noch zahlreiche Standorte nicht saniert. Von den ursprünglich 171 Standorten wurden 82 als kurzfristig sanierungswürdig eingestuft, 20 davon mit hoher Priorität.

#### **5 Literatur**

AARHUS CONVENTION (1998): Convention on Information, Public Participation in Decision Making and Access to Justice in Environmental Matters.- Aarhus, Denmark, 25.06.1998

KOMPETENZZENTRUM FÜR INTERDISZIPLINÄRES FLÄCHENRECYCLING EV: CiF-ev.de



EEA EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY: lokal.de.eea.eu.int

ELSEA EUROPÄISCHES BODENBÜNDNIS: [www.elsea.com](http://www.elsea.com)

TRANS IT (TRANSFERPROJEKT ZUR VERWERTUNG VON TECHNOLOGIE UND WISSEN AUS NATIONALEN VERBUNDVORHABEN ZUR GRUNDWASSER- UND BODENSANIERUNG IN DEUTSCHLAND UND ITALIEN) (BMBF gefördertes Projekt, Start Juni 2005): [www.gpi.uni-kiel.de/Angewandte/angew\\_geo\\_Dateien/projekte.html](http://www.gpi.uni-kiel.de/Angewandte/angew_geo_Dateien/projekte.html)

TUSEC-IP (TECHNIQUE OF URBAN SOIL EVALUATION IN CITY REGIONS – IMPLEMENTATION IN PLANNING PROCEDURES): [www.tusec-ip.org](http://www.tusec-ip.org)

# Sachstand und Aktivitäten beim Flächenrecycling

Grimski, D.

Umweltbundesamt, Postfach 1406, D-06813 Dessau

e-mail: [detlef.grimski@uba.de](mailto:detlef.grimski@uba.de)

**Abstract:** *Within the national strategy on sustainable development the government has set the target of reducing land consumption in Germany from currently 93 ha per day down to 30 ha per day by the year 2020. One of the main tools to comply with this indicator is the redevelopment of brownfield sites. Following the release of the strategy in 2002 plenty of activities across the country emerged so far. They will be summarised in a European context.*

**Zusammenfassung:** *Im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie strebt die Bundesregierung an, den Flächenverbrauch von derzeit 93 ha pro Tag auf 30 ha pro Tag im Jahr 2020 zu reduzieren. Als wesentliches Instrument dafür wird das Flächenrecycling bezeichnet. Nach Veröffentlichung der Nachhaltigkeitsstrategie im Jahr 2002 entfalteteten sich eine Fülle von Aktivitäten, die im internationalen Kontext dargelegt werden.*

Keywords: Brownfields, derelict land, brownfield redevelopment, land management, urban planning, regional planning, soil protection, contamination

Schlagworte: Brachfläche, Brachflächenrecycling, Flächenrecycling, Flächenmanagement, Stadtplanung, Regionalplanung, Bodenschutz, Kontamination

## 1 Einleitung

Die umweltpolitische Diskussion in den vergangenen Jahren in hat sich in Deutschland wie in vielen anderen Industriestaaten zunehmend von klassischen Fragen der Altlastensanierung auf ganzheitliche Probleme bei der Wiedernutzung von Brachflächen verlagert. Brachflächenrecycling als wesentliches Element der Nachhaltigkeit steht in Deutschland auf Bundesebene und in den Bundesländern im Focus des fachlichen und öffentlichen Interesses.

Die rot/grüne Bundesregierung hat die Bedeutung dieses wichtigen Themas in ihrer im April 2002 verabschiedeten nationalen Nachhaltigkeitsstrategie „Perspektiven für Deutschland“ dokumentiert ([http://www.bundesregierung.de/Anlage587387/pdf\\_datei.pdf](http://www.bundesregierung.de/Anlage587387/pdf_datei.pdf)). Die Reduzierung des Landschaftsverbrauches für Siedlung und Verkehr von derzeit 93 ha/Tag auf 30 ha/Tag bis zum Jahr 2020 wird darin als ein zentraler Indikator für eine nachhaltige Entwicklung in Deutschland benannt. Als Instrumente werden Flächenrecycling sowie verstärkte Innenentwicklung und Bestandserneuerung angegeben. Erste Vorschläge zu geeigneten planerischen und ökonomischen Instrumenten für eine Senkung des Flächenverbrauchs und zur Förderung des Flächenrecyclings hat die Bundesregierung in einem Fortschrittsbericht zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie im November 2004 vorgelegt ([http://www.nachhaltigkeitsdiskurs.de/web/dokumente/Fortschrittsbericht2004\\_END\\_04november1.pdf](http://www.nachhaltigkeitsdiskurs.de/web/dokumente/Fortschrittsbericht2004_END_04november1.pdf)). Die neue Bundesregierung hat in ihrem Koalitionsvertrag vom 11.11.2005 das Ziel bestätigt, den Flächenverbrauch gemäß der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie auf 30 ha/Tag zu reduzieren und für das Flächenressourcenmanagement finanzielle Anreizinstrumente zu entwickeln.

## 2 Notwendigkeit und Potentiale für das Flächenrecycling

In einem dicht besiedelten Land wie Deutschland ist Fläche ein knappes gut. Obwohl die Bevölkerungszahlen seit Jahren rückläufig sind, nimmt der Verbrauch an Siedlungsfläche zu. Von 1997 bis zum Jahre 2000 betrug der Siedlungsflächenverbrauch noch 127 ha pro Tag.

Von 2001 bis 2004 hat er sich zwar mit 115 ha pro Tag etwas verlangsamt, was aber allgemein auf konjunkturelle Einflüsse zurückgeführt wird. Eine Trendwende ist daraus nicht abzuleiten. *„Zieht die Konjunktur wieder an, steigt bei unveränderten Rahmenbedingungen auch der Flächenverbrauch...“* wird von Fachleuten bewertet. Die Zunahme der Siedlungsfläche könnte deutlich abgeschwächt werden, wenn die Potentiale verfügbarer Flächenreserven im Bestand genutzt würden. Verlässliche Daten über den gesamten Brachflächenbestand liegen für Deutschland nicht vor. Aus Hochrechnungen geht man davon aus, dass ca. 140.000 ha bundesweit für Siedlungszwecke nutzbar wären. Allein der unmittelbar, d.h. ohne umfangreiche Aufbereitungsmaßnahmen nutzbare Flächenbestand wird auf ca. 48.000 ha geschätzt. Der Handlungsbedarf ist also offensichtlich. Eine gewisse – moralische – Verpflichtung zum Flächensparen ergibt sich aus den Forderungen in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung. Auch die politischen Leitlinien einiger Bundesländer sind auf effektives Flächenressourcenmanagement durch Innenverdichtung und Bestandserneuerung ausgerichtet. Normative Vorgaben in der Gesetzgebung gibt es aber nicht. Das Baugesetzbuch fordert im § 1 a Abs 2: *„Mit Grund und Boden soll sparsam und schonend umgegangen werden; dabei sind zur Verringerung der zusätzlichen Inanspruchnahme von Flächen für bauliche Nutzungen die Möglichkeiten der Entwicklung der Gemeinde insbesondere durch Wiedernutzbarmachung von Flächen, Nachverdichtung und andere Maßnahmen zur Innenentwicklung zu nutzen sowie Bodenversiegelungen auf das notwendige Maß zu begrenzen“*. Ebenso rufen die Grundsätze der Raumordnung gem. § 2 Raumordnungsgesetz dazu auf, Freiräume zu erhalten, verdichtete Räume als Wohn-, Produktions- und Dienstleistungsschwerpunkte zu sichern und Naturgüter, insbesondere Wasser und Boden, nur sparsam und schonend in Anspruch zu nehmen. Das Bundes Bodenschutzgesetz verpflichtet zwar bei Altlasten zur Sanierung. Das bedeutet aber nur eine Verpflichtung zur Abwehr von Gefahren bezogen auf die betroffenen Schutzgüter, welches nicht notwendigerweise die Wiedernutzung der Fläche beinhaltet. Umso wichtiger ist es, vorliegende Hemmnisse abzubauen und Flächenrecycling durch Schaffung geeigneter Randbedingungen und Arbeitshilfen zu fördern.

### **3 Arbeitshilfen und Praxistools**

In den letzten Jahren wurden national und international eine Reihe von Aktivitäten und Forschungsvorhaben zum Flächenmanagement und Flächenrecycling durchgeführt. Sowohl der Bund als auch die Bundesländer haben gezielt Projekte gefördert, um Flächenrecycling zu unterstützen. Im Ergebnis wurden Arbeitshilfen und Handlungsanleitungen erarbeitet, die die praktische Umsetzung von Flächenrecyclingmaßnahmen unterstützen sollen. Viele dieser Handlungshilfen sind leider nur einem sehr begrenzten Kreis bekannt und somit in ihrer Zugänglichkeit beschränkt. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen eines vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Forschungsvorhabens eine Datenbank „Flächenmanagement“ erstellt. Sie enthält eine Zusammenstellung und Auswertung der in Deutschland aktuell vorhandenen Arbeiten, Handlungsempfehlungen, Leitfäden etc. zum Themengebiet Flächenmanagement/Flächenrecycling. Diese Datenbank ist im Internet unter der Adresse [www.flaecheninfo.de](http://www.flaecheninfo.de) verfügbar. Die mehr als 130 dokumentierten Arbeiten sind darin mit den wesentlichen bibliografischen Angaben zusammengefasst, soweit möglich mit download-links referenziert und können nach Schlagworten recherchiert werden.

Darüber hinaus sind unter Beteiligung deutscher Institutionen auch auf internationaler Ebene einige interessante Handlungshilfen erarbeitet worden, die für den nationalen Sektor von Bedeutung sind. Beispielhaft erwähnt seien in diesem Zusammenhang das unter Leitung der Stadt Köln entwickelte Decision Support System (DSS) NORISC ([www.norisc.com](http://www.norisc.com)) und das unter Leitung der Montan Grundstücksgesellschaft mbH erstellte Handbuch für ein nachhaltiges Flächenrecycling RESCUE ([www.rescue-europe.com](http://www.rescue-europe.com)). Mit NORISC lässt sich auf der Basis von screening Untersuchungen ermitteln, welche weitergehenden

Untersuchungsverfahren die schnellsten, zuverlässigsten und preiswertesten Ergebnisse über die Belastungssituation einer Fläche liefern. Nachhaltigkeit im Flächenrecycling planbar und messbar machen war das Ziel des ebenfalls von der EU geförderten Forschungsvorhabens RESCUE. Das auf der Basis der Forschungsarbeiten entwickelte best practice Handbuch referenziert eine Fülle im Internet verfügbarer tools, die nachhaltiges Flächenrecycling ermöglichen. Abschließend soll noch auf ein Instrument hingewiesen werden, das im Rahmen der Deutsch – Amerikanischen Kooperation zum Flächenrecycling des Bundesministeriums für Bildung und Forschung und der amerikanischen Environmental Protection Agency (EPA) entwickelt wurde. Der so genannte start up Plan beinhaltet in kompakter Form eine standardisierte und vereinfachte Gesamtbetrachtung der Entwicklungsperspektiven einer Fläche. Er berücksichtigt die unterschiedlichen Interessen beteiligter Gruppen, soll in einer frühen Projektphase erstellt werden und die Projektentwicklung vorantreiben. Weitere Informationen zum Projekt und ein download link zur Arbeitshilfe für die Erstellung des start up Planes finden sich auf der homepage der Deutsch – Amerikanischen Kooperation unter [www.bilateral-wg.org](http://www.bilateral-wg.org).

#### 4 Forschungsaktivitäten

Traditionelle Forschungsaktivitäten im Bereich Boden/Grundwasser wurden in den vergangenen Jahren gezielt um die Aspekte des Flächenrecyclings und des Flächenmanagements ergänzt. Grundsätzlich ist in diesem Bereich eine Trendwende vom sektoralen Ansatz hin zum integralen Ansatz festzustellen. Aspekte des Boden und Grundwasserschutzes wurden gezielt mit Aspekten der Standortnutzung, der Stadt- und Regionalplanung sowie der planungsrechtlichen Randbedingungen verschnitten. Diese Entwicklung ist übrigens nicht nur im nationalen Forschungsbereich, sondern auch auf europäischer Ebene zu verzeichnen. So hat die EU in ihrem Fünften Forschungsrahmenprogramm einen Förderschwerpunkt „Die Stadt von morgen und das kulturelle Erbe“ ins Leben gerufen (<http://cordis.europa.eu/eesd/ka4/home.html>). Aus diesem stadtplanerisch ausgerichteten Förderschwerpunkt wurden eine Reihe von Projekten mit Bezug zum Flächenrecycling gefördert, die im Internet unter [ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/eesd/docs/ka4\\_fp5\\_projects.pdf](ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/eesd/docs/ka4_fp5_projects.pdf) aufgeführt sind. Die Fülle der Forschungsansätze verbietet es, an dieser Stelle im Detail auf die Breite und Interdisziplinarität der Projekte einzugehen. Es soll jedoch nicht versäumt werden, auf ein im Rahmen des Fünften EU Forschungsprogrammes gebildetes EU weites Expertennetzwerk hinzuweisen, in dem die wesentlichen Akteure des Flächenmanagements vertreten sind. Die maßgeblich vom UBA initiierte und gemeinsam mit der Universität von Nottingham geleitete konzertierte Aktion CABERNET (Concerted Action on Brownfield and Economic Regeneration Network, [www.cabernet.org.uk](http://www.cabernet.org.uk)), vernetzt Akteure („Stakeholders“) länder- und disziplinübergreifend. Die vom Netzwerk erarbeiteten Papiere zum Stand der Technik beim Flächenrecycling und zum F+E Bedarf sind im Internet unter der genannten URL verfügbar.

Auf der nationalen Ebene des Bundes ist neben den Forschungsarbeiten, die vom BMBF gefördert werden insbesondere die Ressortforschung des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und des Ministeriums für Bauen, Verkehr und Stadtentwicklung (BMVBS) zu nennen. Die Verwaltung der Förderprogramme obliegt den Fachbehörden der Ressorts, dem Umweltbundesamt (UBA) und der Bundesanstalt für Bauwesen und Raumordnung (BBR).

Aus dem Umweltforschungsplan des BMU werden vom Umweltbundesamt Projekte mit primär ökologischer Zielstellung vergeben. Aktuell zu nennen ist ein laufendes Gemeinschaftsprojekt mit der Deutschen Bahn (DB AG). Am Beispiel von Bahnflächen werden darin die Prozesse von Flächenentwicklungs- und -nutzungsentscheidungen untersucht. Zielsetzung ist es, Maßnahmen auf privater, kommunaler, regionaler und gesamtstaatlicher Ebene aufzeigen, welche die handelnden Akteure dazu veranlassen bzw. motivieren, Brachflächen wieder in

den Wirtschaftskreislauf zu integrieren. Dazu werden in drei Teilprojekten in den Modellregionen Leipzig und Karlsruhe die planungsrechtlichen, ökonomischen und ökologischen Zusammenhänge untersucht.

Jüngst abgeschlossen und kurz vor der Veröffentlichung stehen zwei Projekte, die für den Verwaltungsablauf beim Brachflächenmanagement bedeutsam sein können und mit den Ländern diskutiert werden müssen. Zum einen wurde ein Indikatorenkatalog entwickelt, der von den Kommunen als Messgröße für die Beobachtung und Fortschreibung der Entwicklung im Altlastenbereich herangezogen werden kann. Er umfasst insgesamt 16 Indikatoren mit 5 Kernindikatoren und 11 Zusatzindikatoren. Die erforderlichen Daten zur Bedienung der Indikatoren sind grundsätzlich vorhanden. In dem anderen Projekt wurde eine Methodik zur Dokumentation und kontinuierlichen Fortschreibung des Flächenzustandes entwickelt (Flächenpass). Er kann als Instrument zur Platzierung von Brachflächen auf dem Grundstücksmarkt genutzt werden. Die wesentlichen Zielgruppen für den Flächenpass sind der Grundstückseigentümer, Investoren/Projektentwickler und die öffentliche Hand.

Projekte des BBR haben dagegen einen primär raumordnerischen Bezug. Ein spezifisch auf die Belange des Flächenrecycling ausgerichtetes Projekt befasste sich mit den Problemen der Brachflächen in den besonders vom Strukturwandel betroffenen suburbanen Räumen Ostdeutschlands. Das Projekt ist abgeschlossen, die Ergebnisse sind im Internet zum download unter der Adresse [http://www.bbr.bund.de/aufbau-ost/standortentwicklung/standort\\_index.html](http://www.bbr.bund.de/aufbau-ost/standortentwicklung/standort_index.html) verfügbar. In der Schlussphase der Bearbeitung befindet sich das Forschungsfeld „Fläche im Kreis“. Hier geht es um Managementansätze für das kommunale Flächenmanagement, von denen einer das Flächenrecycling ist. Im Mittelpunkt stehen Planspiele, in denen verschiedene Akteure aus dem öffentlichen und privaten Sektor gemeinsam Strategien einer Flächenkreislaufwirtschaft erproben. Nähere Informationen findet man auf den Internet Seiten des BBR unter [http://www.bbr.bund.de/exwest/forschungsfelder/ff\\_index.html](http://www.bbr.bund.de/exwest/forschungsfelder/ff_index.html).

Auf nationaler Ebene ist weiterhin der vom Bundesforschungsministerium aufgelegte Förderschwerpunkt REFINA (Forschung für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme und ein nachhaltiges Flächenmanagement) hervorzuheben. Insgesamt 20 Mio. EURO wurden für die Entwicklung und Erprobung innovativer Konzepte für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme bereitgestellt. Sie sollen darauf ausgerichtet sein, unterschiedliche Ziele, wie Umwelt- und Naturschutz, wirtschaftliches Wachstum aber auch sozialgerechte Wohnungsversorgung, städtebauliche Qualität und Mobilität besser in Einklang zu bringen. Ein weiteres Ziel ist die Verbesserung des Problembewusstseins in der Öffentlichkeit und Ansätze zur besseren Kommunikation der mit dem Flächenmanagement befassten Akteure. Mehr als 200 Skizzen für mögliche Förderprojekte wurden dem BMBF vorgelegt und von einem unabhängigen Expertengremium bewertet. Im Ergebnis wurden 54 Projektansätze als grundsätzlich förderwürdig eingestuft. Die verantwortlichen Institutionen wurden zur Antragstellung aufgefordert bzw. haben zu einem großen Teil bereits Anträge eingereicht. Die sich nach Maßgabe der Projektskizzen abzeichnenden REFINA Themenschwerpunkte verdeutlichen den interdisziplinären Ansatz von REFINA. Sie erstrecken sich von innerstädtischen und regionalen Konzepten zum Flächenmanagement über Konversion, Flächenrecycling an sich, schrumpfenden Regionen über Bodenfunktionen hin zu ökonomischen Konzepten für das Flächenmanagement. Hinsichtlich der Förderprojekte zur Verbesserung der Kommunikationsstrukturen ist mit den folgenden Themenschwerpunkten zu rechnen: Beratung und Öffentlichkeitsarbeit, Verbreitung guter Beispiele, Weiterentwicklung von Datenbanken, internationaler Wissensaustausch, Kompetenznetzwerke, Information über die realen Kosten sowie Institutionen - und Akteursmotivation. Über den Stand von REFINA kann man sich im Internet unter <http://www.fz-juelich.de/ptj/index.php?index=2266> informieren. Die Einrichtung einer eigenen REFINA homepage (z. B. [www.refina.de](http://www.refina.de)) ist geplant.



Die maßgeblichen Aktivitäten und Projektergebnisse der Bundesressorts wurden übriger der Öffentlichkeit auf dem Workshop "Flächenrecycling in Stadtumbauregionen" am 20. und 21.09.2005 in Freiberg vorgestellt. Der Tagungsband ist im Internet unter der Adresse [http://www.bbr.bund.de/veroeffentlichungen/download/06-02\\_Flaechenrecycling\\_Stadtumbauregionen.pdf](http://www.bbr.bund.de/veroeffentlichungen/download/06-02_Flaechenrecycling_Stadtumbauregionen.pdf) zum download verfügbar.

## 5 Finanzhilfen/Finanzierungsmodelle

Allein das Bauen und Planen im Bestand auf einer Brachfläche ist in der Regel aufwändiger und teurer als auf der Grünen Wiese. Zudem entstehen auf ehemals gewerblich genutzten Brachen oft noch Kosten für die Beseitigung von Boden- und Grundwasserkontaminationen. Es ist also nicht verwunderlich, dass der Verfügbarkeit von Finanzhilfen ein enormer Stellenwert zukommt, um solche Hemmnisse zu überwinden und im Einzelfall überhaupt in die weiteren Planungen für die Flächenentwicklung einzutreten. Um diesem Bedarf gerecht zu werden, sind eine ganze Reihe von Förderprogrammen vorhanden. Das Umweltbundesamt hat im Jahr 2001 einen Leitfaden über Finanzierungsmöglichkeiten und -hilfen in der Altlastenbearbeitung und im Brachflächenrecycling zusammengestellt (<http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/finanz/finanz.htm>). Er listet die zum Erfassungszeitpunkt relevanten Instrumentarien auf. Insgesamt existierten auf europäischer, auf Bundes- und auf Landesebene 35 öffentliche Förderprogramme. Sie waren öffentlichen und privaten Antragstellern zugänglich. Aus 29 Programmen konnten direkte Zuschüsse beantragt werden. Fünf Förderprogramme gewährten Darlehen zu günstigeren Konditionen als am Markt üblich.

In dem europäischen Forschungsprojekt RESCUE ([www.rescue-europe.com](http://www.rescue-europe.com)) wurden im Jahr 2004 die in Deutschland als für das Flächenrecycling wesentlich erachteten Fördermodelle systematisiert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anreize zum und Förderung des Flächenrecycling in Deutschland (RESCUE 2004)			
Direkte Förderung			Indirekte Förderung
Strukturförderung	Öffentliche Kreditprogramme	Forschungsförderung/Pilotprojekte	Steuerliche Anreize
Gemeinschaftsaufgabe <i>Verbesserung der reg. Wirtschaftsstruktur</i>	KfW und DtA Programme (Umwelt- und Regionalförderung)	Deutsche Bundesstiftung Umwelt	Denkmalabschreibung
Altlastenfreistellung neue Länder		BMBF (REFINA)	
Städtebauförderung Arbeitsbeschaffung (Denkmalförderung)			
EU Strukturförderung			

Neben spezifischen nationalen Möglichkeiten spielt die Strukturförderung der EU eine gewichtige Rolle beim Verteilen von Fördergeldern für das Flächenrecycling. Das Ziel des EU-Strukturfonds ist die Förderung der internationalen Zusammenarbeit innerhalb der EU und die Unterstützung des strukturellen Wandels in den traditionellen Industrieregionen. Der Europäische Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) unterstützt vor allem produktive Investitionen, Infrastrukturmaßnahmen und die Entwicklung der KMU. Er dient dem Ausgleich der regionalen wirtschaftlichen Unterschiede innerhalb der EU. In Ergänzung zu den EU-Fonds unterstützen gebietsbezogene Gemeinschaftsinitiativen den strukturellen Wandel. Für das Brachflächenrecycling sind hier insbesondere die Initiativen URBAN II und INTERREG III zu nennen. Die derzeitige Programmperiode der Strukturfonds und -instrumente läuft allerdings Ende Dezember 2006 aus. Anfang Mai 2006 hat der EU Ministerrat neue

Förderregeln für die Finanzperiode 2007 bis 2013 beschlossen, denen das EU Parlament noch zustimmen muss. Die Verordnungsentwürfe können im Internet unter [http://ec.europa.eu/comm/regional\\_policy/sources/docoffic/official/regulation/newregl0713\\_en.htm](http://ec.europa.eu/comm/regional_policy/sources/docoffic/official/regulation/newregl0713_en.htm) nachgelesen werden.

Auch die Bundesregierung beabsichtigt im Rahmen der Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie auf der Basis des Fortschrittsberichtes 2004 die weitere Ausgestaltung ökonomischer Instrumente als Anreiz zum sparsamen und schonenden Umgang mit Fläche. Ansatzpunkte sind die bereits abgeschaffte Eigenheimzulage, die bereits reduzierte Entfernungspauschale, die Neuordnung des kommunalen Finanzausgleichs, die Reform von Grundsteuer und Grunderwerbssteuer, handelbare Flächenausweisungsrechte oder die Einführung einer Neuerschließungsabgabe zur Verteuerung von Erschließungen im unbebauten Außenbereich.

## **6 Schlussbemerkung**

Flächenrecycling wird zweifelsohne in dem Maße attraktiver, wie die Inanspruchnahme von Freiflächen unattraktiv wird. Es bleibt zu hoffen, dass die eingeleiteten Maßnahmen greifen, die mit beachtlichen öffentlichen Geldern entwickelten Arbeitshilfen in der Praxis angewendet werden und das Gesamtpaket der Instrumente letztendlich zur Senkung des Flächenverbrauches beiträgt.

## **7 Literatur**

DOSCH, F. (2005): Perspektive Kreislaufwirtschaft: Trends und Initiativen auf Bundesebene.- Flächenrecycling in Stadtumbauregionen, Reihe REFINA Band I, ISBN 3-934409-29-6

FERBER U., V. SCHRENK, J. BRAUN, J. SAMTLEBEN, B. BARCZEWSKI, K. STEFFENS (2005): Der START-UP-PLAN – zielgruppenspezifisches Werkzeug zur Unterstützung von Flächenrecyclingprojekten.- Flächenrecycling in Stadtumbauregionen, Reihe REFINA Band I, ISBN 3-934409-29-6

FRANZIUS V., D. GRIMSKI (2005): Brachflächenrecycling in Deutschland.- S. 14ff, local land & soil news no.14/15 II/III/05

GRIMSKI, D. (2005): Aktivitäten zum Flächenrecycling in Deutschland und Europa.- GAB Altlastensymposium 2005

RESCUE (2005): Best Practice Guidance for Sustainable Brownfield Regeneration.- Edwards, D., Pahlen, G., Bertram, C., Nathanail, C.P., Nottingham, ISBN 0-9547474-0-2

SCHRENK V., J. SAMTLEBEN (2005): Im Dschungel der Empfehlungen zum Flächenrecycling.- Flächenrecycling in Stadtumbauregionen, Reihe REFINA Band I, ISBN 3-934409-29-6

TAEGER U. (2005): Handlungsinstrumente zum Flächensparen aus der Sicht des Bundes.- Flächenrecycling in Stadtumbauregionen, Reihe REFINA Band I, ISBN 3-934409-29-6

UMWELTBUNDESAMT (2001): Finanzierungsmöglichkeiten und -hilfen für Maßnahmen der Altlastensanierung auch im Rahmen von Projekten zum Brachflächenrecycling.- G. Süßkraut; W. Visser; A. W. Burgers, F+E Vorhaben 298 77 750 im Auftrag des Umweltbundesamtes- UBA Texte 04/2001

WOLLIN, K. (2005): das BMBF Förderprogramm REFINA: Stand und weiteres Vorgehen.- Flächenrecycling in Stadtumbauregionen, Reihe REFINA Band I, ISBN 3-934409-29-6

# **Immobilien-Management bei kontaminierten Standorten mit Hilfe der TERQ: Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung Erfahrungen im EU-Raum: Beispiel Frankreich (und Vergleich mit Deutschland)**

Dr. Frank Karg / Wissenschaftlicher Direktor und Prokurist der HPC Gruppe  
Tel: 0033 607 346 916, Fax: 0033 299 131 451  
E-mail: [hpc.envirotec@wanadoo.fr](mailto:hpc.envirotec@wanadoo.fr)

**Abstract:** *Realistic HRA: Health Risk Assessments on Contaminated Sites are feasible. The Goal is to consider the site specific "Pollutant cocktail" and Site Use & Exposure Scenarios (instead of single Pollutant Risk Evaluations based on generic "Table Concentration Threshold Values). Site specific Remediation Goals for acceptable Risks can be obtained by the HRA. The systematic realization of HRA can ensure Transparency & maximum Juristic Safety concerning real Risks and maximum Real-Estate Revalorization versus Remediation Costs.*

**Zusammenfassung:** *Mit der TERQ erfolgt eine Quantifizierung von Gesundheitsrisiken bei Altlasten über eine standortspezifische Bewertung des tatsächlichen Schadstoff-Mix sowie der Nutzungs-, bzw. Expositionsszenarien (anstelle einer Einzelstoff-Grenzwert-Tabelle). Standortspezifische Sanierungsziele zur Gewährleistung tolerierbarer Risiken können ermittelt werden. Dies führt zur Transparenz und maximalen Rechtssicherheit bezüglich Gesundheitsgefährdungen. Ziel ist dabei die Optimierung von Sanierungskosten aber maximale Immobilienwert-Steigerung.*

Keywords: Contaminated Sites, Risk-Assessment, Real-Estate Revalorization

Schlagworte: Altlasten, TERQ-Risikobewertung, Immobilien-Management

## **1 Einleitung**

Die standortspezifische und verhältnismäßige, aber Risiko-basierte Altlastenbehandlung (über TERQ) wird heute routinemäßig in den USA, Kanada, Frankreich, Niederlanden, Großbritannien und Schweden etc. angewendet [1 – 21]. Aber auch in Deutschland wird diese Vorgehensweise (welche eigentlich auch gemäß BBodSchG § 8.1. & 9.1. sowie Unterregelwerk BA 116a vorgesehen ist) immer öfter standortspezifisch angewendet [22].

Die einzelnen Etappen der TERQ sind folgende:

- Phase 1: Bestimmung der zu berücksichtigenden Schadstoffe.
- Phase 2: Definition von Szenarien und Expositionspfaden und -parametern:
  - Charakteristiken der Standortnutzung,
  - Expositionsparameter.
- Phase 3: Expositionsquantifizierung.
- Phase 4: Expositionsrisiko-Quantifizierung:
  - Bestimmung der Toxizitäten,
  - Risikoquantifizierung.
- Phase 5: Quantifizierung der Varianzen.
- Phase 6: Definition von Sanierungszielen.

Die Verwaltungsvorschrift (Circulaire) des französischen Umweltministeriums vom 10. Dezember 1999 [23], die WHO 1996 [24] aber auch das deutsche Unterregelwerk des BBodSchG; BA 161a vom 28/08/1999 [22] definieren die zulässigen Höchstwerte bezüglich akzeptabler toxikologischer Risiken an kontaminierten Standorten, wie folgt:



Tolerierbare Gesundheitsgefährdungen, die durch toxisch wirkende Substanzen mit Expositions-Wirkungsschwelle verursacht werden :

$$RI \text{ (Risiko Index)} = EED / ATD \leq 1 \text{ (} \bullet \text{ Fgef}^* \text{)}$$

(\*)Bemerkung: Ein Fgef = Gefahrenfaktor um als „Maßnahmenwert“ die hinreichende Wahrscheinlichkeit der Überschreitung einer Akzeptablen täglichen Dosis durch eine effektive tägliche Expositions-Dosis nachzuweisen, ist nur in Deutschland nötig. Im Ausland reicht meist der simple Nachweis des Überschreitens des ATD-Wertes als Konstatierung eines nicht-akzeptablen Risikos mit Handlungs-, bzw. Sanierungs-Bedarf. In Deutschland entspricht dies dem „Prüfwertniveau“.

Tolerierbare Gesundheitsrisiken, die durch toxisch wirkende Substanzen ohne Expositions-Wirkungsschwelle (beispielsweise kanzerogenes Risiko) verursacht werden:

$$UKR \text{ (Unitäres Krebsrisiko)} \leq 10^{-5}$$

## **2 Definition von Expositions-Szenarien und Expositionspfaden**

Ist das Schutzziel die menschliche Gesundheit, so kann diese durch intermediäre Schutzziele beeinträchtigt werden.

Expositionsmedien wie:

- Luft (und Staub),
- Wasser (Oberflächen- und Grundwasser),
- Nahrungsmittel,
- Kontaminierte Materialien, beispielsweise Boden bei Hautkontakt.

## **3 Expositionsquantifizierung**

Besteht in einem der Expositionsmedien eine Kontamination, so ist es notwendig, die Effektive tägliche Expositionsdosis = EED [mg / kg / Tag] zu quantifizieren:

Einer der ersten Schritte, die im Rahmen einer TERQ durchzuführen sind, ist die Quantifizierung der EED. Dazu ist erforderlich:

- A. Entwicklung eines konzeptionellen Schemas mit Angaben zur Anwesenheit von:
  - Schadstoffquellen,
  - Transferpfade für die Schadstoffe,
  - Schutzziele, die möglicherweise durch die Schadstoffe erreicht wurden.
- B. Definition der Expositionsszenarien und der Expositionspfade, die für die TERQ herangezogen werden.
- C. Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen in den Expositionsmedien (durch Messung oder Modellierung).
- D. Die Verwendung aller ausgewählter Parameter zur Berechnung der EED.

Folgende Expositionspfade sind an einem Standort möglich:

- A. Inhalation:
  - Einatmung von Schadstoffdämpfen,
  - Einatmung von Staub aus schadstoffbelasteten Böden,
  - Einatmung kontaminierter Wasserdämpfe während des Duschens oder Badens

## B. orale Aufnahme :

- direkte orale Aufnahme von Boden,
- orale Aufnahme von eigenproduzierten Nahrungsmitteln (Obst, Gemüse usw.),
- orale Aufnahme von kontaminiertem Wasser,

## C. Hautkontakt :

- Hautkontakt mit Boden und Staub,
- Hautkontakt mit kontaminiertem Wasser während des Duschens oder Badens
- Hautkontakt während eines Bades in Oberflächengewässern (See, Fluss usw.)

Die Expositionsquantifizierung erfolgt getrennt nach Transferpfad; da gewisse Schadstoffe gemäß ihrem Expositionspfad auch verschiedene Wirkungen zeigen können:

$$EED \text{ gesamt} = EED \text{ oral.} + EED \text{ inh.} + EED \text{ derm.}$$

Folgende generelle Expositionsquantifizierungen sind möglich:

## 4 Orale Aufnahme von Boden, Wasser oder Nahrungsmitteln

$$EED_{\text{oral}} = C_m \cdot \frac{Q_{\text{oral}}}{G} \cdot AF \cdot \frac{TEX}{Le} \cdot JEF \cdot TEF$$

$EED_{\text{oral}}$  = Effektive tägliche Expositions-Dosis [mg/kg/d]

$C_m$  = Konzentration von Schadstoffen im Expositionsmedium:  $C_{\text{Boden}}$  [mg/kg],  
 $C_{\text{Wasser}}$  [mg/l],  $C_{\text{Nahrg.}}$  [mg/kg]

$Q_{\text{oral}}$  = Aufgenommene Menge an Boden und/oder Nahrungsmitteln [kg/d] und/oder Wasser [l/d], Unterscheidung zwischen Erwachsenen ( $Q_{\text{oral}}(a)$ ) und Kindern ( $Q_{\text{oral}}(e)$ )

$G(e)$  = Körpergewicht eines Erwachsenen [70 kg]

$G(k)$  = Körpergewicht eines Kindes [15 kg]

$AF$  = Absorptionsfaktor des Schadstoffes (fällt dieser aus: 100 % = [1])

$TEX$  = Gesamtexpositionszeit eines Erwachsenen oder eines Kindes [a]

$Le$  = Lebensjahre eines Erwachsenen oder eines Kindes [a]. Bei Schadstoffexposition ohne Schwellenwert:  $Le = TEX$  [a]

$JEF$  = Jährliche Expositionsfrequenz [d/365d]

$TEF$  = Tägliche Expositionsfrequenz [h/24 h]

## 5 Risikoquantifizierung

Toxikologische Werte der Dosis/Wirkungs-Beziehung

Eine Grobunterscheidung kann zwischen den folgenden toxikologischen Dosis/Wirkungs-Beziehungswerten erfolgen:

Effekte mit toxikologischen Schwellendosen:

**ATD = Akzeptable Tägliche Dosis**

Wirkungen ohne toxikologische Schwellenwerte: Karzinogene, Mutagene, Teratogene:

**UKR = Unitären Krebs Risiko: [mg/kg/Tag]<sup>-1</sup>**

Tolerierbare Risiken sind gemäß, WHO: 1996, dem franz. Umweltministerium vom 10/12/1999 und dem BA 161a vom 28/08/1999:

$$RI = EED / ATD \leq 1 \quad (\bullet \text{ Fgef})$$

$$PKR = EED \cdot UKR \leq 10^{-5}$$

Dabei wird in Deutschland dem Prüfwert das UKR  $10^{-5}$  - Risiko zugeordnet und dem Maßnahmenwert das UKR  $5 \cdot 10^{-5}$  Risiko.

Toxikologische Werte der Dosis/Wirkung-Beziehungen (ATD) existieren entsprechend der Expositionspfade in folgenden Untergruppen (z.B.):

- Oral: ATD = RfD (U.S.-EPA), TRD (UBA), etc...
- Inhalativ: ATD = RfD (U.S.-EPA), TRD (UBA), etc...

Bei den Toxinen ohne Expositionsschwelle können toxikologische Werte der Dosis/Wirkungs-Beziehungen folgendermaßen ausgedrückt werden:

UKR = SF [ mg/kg/d]<sup>-1</sup> = Slope Faktor (U.S.-EPA)

UKR = UR  $10^{-5}$  / (µg / l), (µg / m<sup>3</sup>) bzw. (µg / kg) pro täglichem Atemvolumen (z.B. 20 m<sup>3</sup>/Tag).

Unitäres Krebs-Risiko = Risiko/Einheit (U.S.-EPA, UBA)

Die Anwendung von TED und UKR erfordert die laufende Aktualisierung der toxikologischen Referenz-Werte (TRW). Dazu müssen über das Internet Datenbanken wie beispielsweise "IRIS" der US-EPA [25] abgerufen werden, bzw. Militärische Institute für Toxikologie, etc...

Folgende Beispiele für TRW können angegeben werden.

Substanz	Toxikologische Werte				Toxikologisches Zielorgan	Quelle
	nicht-karzerogenes Risiko		karzerogenes Risiko			
	ATD [mg/kg/t]	TK [mg/m <sup>3</sup> ]	UKR [mg/kg/t] <sup>-1</sup>	UKRI [mg/m <sup>3</sup> ] <sup>-1</sup>		
Arsen	RfD 3.10 <sup>-4</sup>	-	SF 1,5	URI 4,3 10 <sup>-3</sup>	Haut, Gefäßsystem Krebs (Leber, Niere, Lunge, Blase)	IRIS, 1998
BENZO(A)PYRE N	-	-	SF 7,3	UR (WHO) 1,15.10 <sup>-7</sup>	Blase und Haut, Lungenkrebs	U.S. EPA, 1996

ATD : Akzeptable tägliche Dosis (RfD: USA, TRD: RFA)

TK : Tolerierbare Konzentration (RfC: USA) /bestimmtes. eingeatmetes Luftvolumen

UR : Unit Risk (SF : USA, UR : RFA)

URI : Unit Risk pro eingeatmetes Volumen (UR : USA, RFA und WHO)

UR (WHO) wird angegeben in  $8,7 \cdot 10^{-5} / \text{mg/m}^3 = 1,15 \cdot 10^{-7} \text{ mg/m}^3$  pro URI von  $10^{-5}$   
(für 20 m<sup>3</sup>/Tag)

Beispiel einer TERQ-Anwendung zur Sanierung in Frankreich:

Bewertungs- und Sanierungsbeispiel einer Industriebrache für ein reales Projekt im Rahmen der Neu-Urbanisierung eines Multi-Industrie-Standortes (Auftraggeber: Stadtverwaltung)

### Vorhandene Schadstoffe:

- PCP Pentachlorphenol (Holzbehandlung),
  - TCE und seine anaeroben Metaboliten (cis-1,2-DCE, VC) aus Lösemitteln,
  - BTEX (Farblösungsmittel auf Kohlenwasserstoffbasis),
  - Schwermetalle (insbesondere Blei und Cadmium aus Rostschutzfarben und Arsen)
  - Anilin und Toluidine (aus Pigmenten einer ehemaligen Gerberei und Textilfärberei).
- Bodenverunreinigung: PCP, Schwermetalle,
- Bodenluftverunreinigung: TCE, VC, BTEX, Anilin, Toluidine,
- Grundwasserverunreinigung: TCE, Cis-1,2-DCE, VC.

## 6 Ermittelte Risiken der geplanten Standort-Nutzungsszenarien:

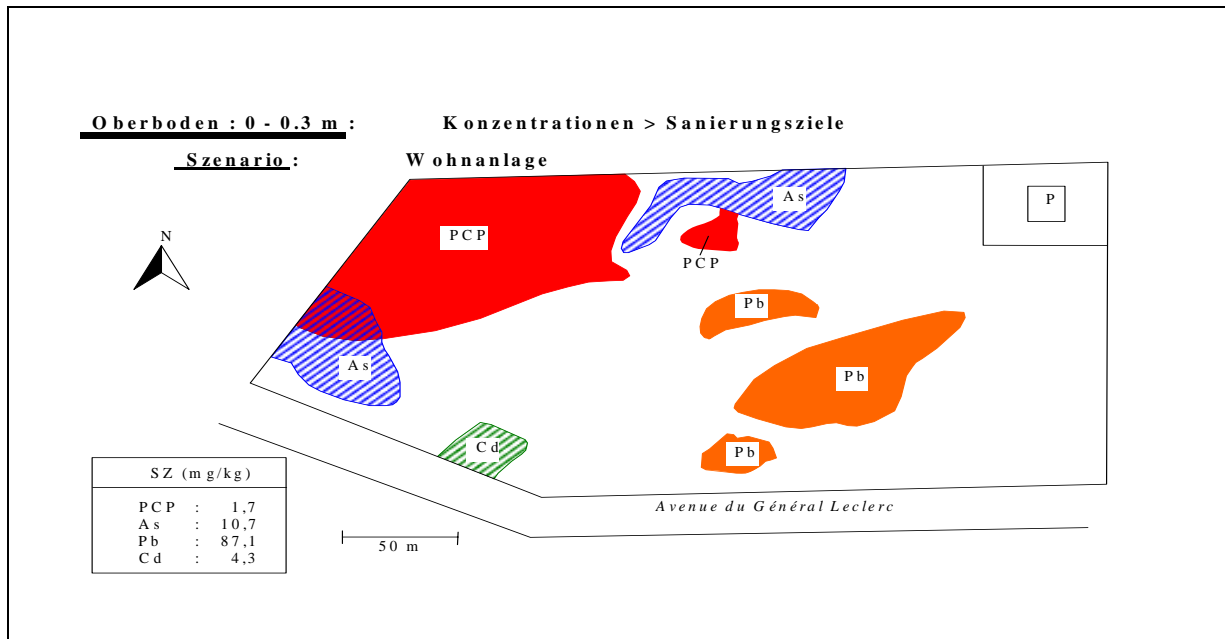
- Wohnbereich
- Einfamilienhäuser (mit Gemüsegarten),
  - Gemeinschaftswohnanlagen (ohne Gemüsegarten),
- Sport- und Grünanlagen,
- Gewerbebereich
- Risikoquantifizierung: Wohnbereich : Einfamilienhäuser

SCHADSTOFFE	ERWACHSENE		KINDER	
	kanzerogen	nicht kanzerogen	kanzerogen	nicht kanzerogen
• PCP	$2,5 \cdot 10^{-4}$	0,41	$2,8 \cdot 10^{-4}$	0,61
• TCE	$0,4 \cdot 10^{-6}$	0,06	$0,3 \cdot 10^{-6}$	0,08
• DCE	-	0,03	-	0,05
• VC	$3,1 \cdot 10^{-5}$	0,83	$2,8 \cdot 10^{-5}$	1,12
• Benzol	$0,8 \cdot 10^{-5}$	0,08	$0,5 \cdot 10^{-5}$	0,12
• Toluol	-	0,38	-	0,42
• Arsen	$0,7 \cdot 10^{-4}$	0,11	$0,5 \cdot 10^{-4}$	0,15
• Blei	-	0,02	-	0,03
• Cadmium	$0,2 \cdot 10^{-6}$	0,62	$0,1 \cdot 10^{-6}$	0,70
• Anilin	$1,1 \cdot 10^{-5}$	0,034	$0,8 \cdot 10^{-5}$	0,055
• Toluidine	$0,9 \cdot 10^{-4}$	0,018	$0,7 \cdot 10^{-4}$	0,023
• Dermatotoxisch		0,092		0,11
• Hepatotoxisch		1,12		1,34
• Nephrotoxisch		0,84		0,96
• Neurotoxisch		0,90		1,41
• Toxisch für den Blutkreislauf		0,022		0,031
• Endokrinologische Störungen				
Kanzerogenes Risiko gesamt	$3,91 \cdot 10^{-4}$		$3,72 \cdot 10^{-4}$	

Es konnte eine deutliche Überschreitung vor allem der Krebsrisiken ermittelt werden. Dies bezieht sich auf Einzelschadstoffe, aber auch auf den standortspezifischen Schadstoff-Mix.

## 7 Definition von Sanierungszielwerten (SZ)

Basierend auf akzeptablen toxikologischen Risiken kann auch wieder auf akzeptable Konzentrationen zurückgerechnet werden. Diese Zielwerte können als Sanierungsziele für akzeptable Risiken kartiert und bei einer Sanierungsplanung angewendet werden. Die folgende Karte zeigt die Anwendung der Sanierungsziele (SZ) für akzeptable Risiken.



## 8 Schlussfolgerungen

Die TERQ wird in vielen Staaten (wie z.B. Frankreich, USA, Kanada, etc...) bereits routinemäßig eingesetzt. Standortspezifische Definitionen von Sanierungszielwerten für akzeptable Risiken können mit der TERQ ermittelt werden. Dabei können Rechtssicherheit und Sanierungskosten signifikant optimiert werden.

## 9 Literatur

KARG, F. (2000A): Erkundung und Bewertung von Militär- und Rüstungsaltpasten zu Durchführung der toxikologischen Expositionsrisiko-Quantifizierung gemäß BBodSchG und BBodSchV. Vortragsbuch: Rüstungsaltpasten 2000. Umweltinstitut Offenbach 16-17/03/2000.

KARG, F. (2000B): Evaluation détaillée des Risques pour la Santé sur des sites pollués (Detaillierte Risiko-Quantifizierung für Gesundheit auf kontaminierten Standorten), Environnement & Technique 06/2000, n° 197, S. 46 -49.

KARG, F. & HUGLO, C. (2000): Evaluation détaillée des Risques pour la Santé dans les études d'Impact et sur les sites pollués - Réalisation technique et Scientifique, Approche juridique (Detaillierte Risiko-Quantifizierung für Gesundheit bei Impaktstudien und auf kontaminierten Standorten - Realisierung und juristischer Stellenwert), Déchets, Sciences et Techniques, 19, n° 3/2000, S. 23-36.

KARG, F. (2002A): Pollutions Marines et Côtières : Evaluation des Risques pour la Santé. (Meeres- und Küstenkontamination und Gesundheitsrisiko-Quantifizierung). Environnement & Technique n° 215 - 03/2002, S. 27 – 32.

KARG, F. (2002B): Gestion Immobilière et urbanisation des sites pollués par les EDR. (Immobilien- und Bauungs-Management kontaminierter Standorte per TERQ). - Environnement & Technique n° 216 - 05/2002, p. 27 - 30.

KARG, F. (2002C): Évaluation des risques pour la santé en cas de pollution marine côtière. (Quantifizierung von Gesundheitsrisiken bei Meeres- und Küstenkontaminationen). - Minutes

und CD-Room des Colloque Safer seas : Leçons de l'Erika, Brest, 13 – 16/03/2002.

KARG, F. (2002D): Gestion Immobilière et urbanisation des sites pollués : Application des EDR pour le développement des meilleurs scénarios d'aménagement et de réhabilitation économiques. (Bewertung von Gesundheitsrisiken bei Immobilien- und Bauungsmanagement kontaminierter Standorte). L'Hexagone, April/Mai 2002, S. 13 – 16.

KARG, F. (2002E): Gestion Immobilière et urbanisation des sites pollués : Le Catalogue Techniques pour l'Environnement. (Bewertung von Gesundheitsrisiken bei Immobilien- und Bauungsmanagement kontaminierter Standorte). Mai 2002, Nr. 12, S. 22 – 24.

KARG, F. (2002F): Sites pollués par les Armes Chimiques : Impact des Contaminations graves oubliées et redécouvertes. (Impakt auf mit Chemiewaffen kontaminierten Standorten) - Environnement & Technique n° 219 - 09/2002, p. 27 – 32.

KARG, F. (2002G): Protection du foncier contre les risques de pollution :Les bonnes règles conte les risques financiers, juridiques, sanitaires et environnementaux. (Schutz von Immobilien-Eigentum bei Kontaminationen gegen finanzielle, juristische, Gesundheits- und Umwelt-Risiken). Environnement & Technique n° 221, p. 37 – 34.

KARG, F. (2002H): The Consideration of Environmental Chemistry of toxic Compounds in Health Risk Assessments (HRA). Poster and Book of Abstracts: EMEC3 European Meeting on Environmental Chemistry, Association of Chemistry and the Environment, Genf / Schweiz, 11 – 14/12/2002.

KARG, F. (2002I): Toxic Metabolites from Explosives & Chemical Warfare Agents on Polluted Sites and their consideration for Health Risk Assessments. Poster and Book of Abstracts: EMEC3 European Meeting on Environmental Chemistry, Association of Chemistry and the Environment, Genf / Schweiz, 11 – 14/12/2002.

KARG, F. (2003A): La Chimie Environnementale et risques sanitaires des sites pollués par les amines toxiques (Umweltchemie und Gesundheitsrisiken der amino-aromatischen Toxine). Environnement & Technique n° 225, p. 21 - 28.

KARG, F. (2003B): Real Estate and Property Management of Contaminated Sites based on Health Risk Assessments. Poster ConSoil 2003, FZK/TNO International Conference on Contaminated Land, 12-16 May, 2003, Gent / Belgium.

KARG, F. (2003C): Consideration of Toxic Metabolites from Explosives & Chemical Warfare Agents on polluted Military and Armament Sites for Health Risk Assessments. Poster ConSoil 2003, FZK/TNO International Conference on Contaminated Land, 12-16 May, 2003, Gent / Belgium.

KARG, F. (2004): Environmental Chemistry and Health Risk Assessment of Military Pollutants & Toxic Metabolites on Contaminated Sites. Poster, 14<sup>th</sup> Annual West Coast Conference on Soils, Sediments and Water. AEHS Association for Environmental Health and Sciences. San Diego, California. 16/03/2004.

KARG, F. (2005): Real Estate and Property Management of Contaminated Sites based on Health Risk Assessments. ConSoil 2005, Bordeaux / France 04/10/2005.

KARG, F. (2006): Bests Practices for Health Risk Assessment and Definition of Rehabilitation Threshold Levels on Contaminated Sites. In : Anderson, B. & Sweeny, K. : Environmental Risk Assessment and Site Remediation". Springer / New-York.: Im Druck.

KARG, F., ROBIN, L., HINTZEN, U., GRAUF, T., OLK, C. (2006): TERQ – Toxikologische Expositionsrisiko-Quantifizierung zur Standortspezifischen Gefährdungsbewertung und Sanierungszielermittlung unter Berücksichtigung der Vielstoffbetrachtung - Erfahrungen zur TERQ-Durchführung am Beispiel eines Standortes der RAG-Rütgers Chemicals in Oberhausen. Symposiumschrift zum ITVA-Altlastensymposium 27-28/04/2006 in Berlin.

MEDD : MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2000): « Gestion et traitement des sites pollués - Diagnostic approfondi et évaluation détaillée des risques - Guide méthodologique ». Juin 2000.

US-EPA (1988): Superfund exposure assessment manual. Washington,DC. EPA/540/1-88/001.

BA BUNDESANZEIGER (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18/06/1999. Bundesanzeiger Nr. 161a, vom 28/08/1999.

MEDD: MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2000): Circulaire « Sites et sols pollués - Principes de fixation des objectifs de réhabilitation ». DPPR/SEI/BPSE/BS/MB. 10.12.1999.

YOUNES, M. / WHO (1996): International Symposium « Exposure and Risk Assessment with Respect to contaminated Soil, München vom 28/29.02.1996

US-EPA/IRIS (2006): Integrated Risk Information System. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>

# Altlastbewältigung und Flächenrecycling in einer Kommune

R. Zöllner

Referat für Gesundheit und Umwelt, Bayerstraße 28 a, 80538 München  
renate.zoellner@muenchen.de

**Abstract:** *In Upper Bavaria about 6500 sites with probable waste deposits (status from 31.03.05) are assessed. Of these, ca. 3250 sites lie in the accountability of the regional capital Munich. 3250 sites, which hinder planning activities of the planning authority as well as investments of the department of employment and economic affairs. 3250 sites, which are stigmatized as potential biotope-killers by the authority for nature conservation. 3250 sites, which plainly mean a loss in value or, even worse, an origin of incalculable liability claims to the communal department, which acts as the administrative entity of the municipal property. With a financial budget, that dropped by 60% compared to 1992 (from 200 000€ to 80 000€), 11 employees and a variable mix of legislations and regulations, which frequently pose more problems than they solve, former waste deposits are handled in Munich.*

**Zusammenfassung:** *In Oberbayern sind derzeit ca. 6500 (Stand 31.03.05) altlastverdächtige Flächen erfasst. Hiervon fallen ca. 3.250 Flächen in den Zuständigkeitsbereich der LH München. 3250 Flächen die für die Planungsbehörde ein Planungs- ebenso wie für das Referat für Arbeit- und Wirtschaft ein Investitionshindernis darstellen. 3250 Flächen, die bei der Naturschutzbehörde als potentielle Biotopstörer gehandelt werden oder für das Kommunalreferat als dem Verwalter städtischen Grundeigentums einen Wertverlust oder die Quelle nicht kalkulierbarer Haftungsansprüche bedeuten. Mit einem gegenüber 1992 um 60% gesunkenen Budget (von über 200 00€ auf heute 80 000€), 11 Mitarbeitern und einer Vielzahl gesetzlicher Regelwerke und Verordnungen müssen Altlasten in München bewältigt werden.*

## 1 Einleitung

Ich habe mich dagegen gewehrt, diesen Vortrag zu halten. Nicht weil ich nichts zu sagen hätte, sondern weil mir die arbeitstägliche Pflicht, nämlich die Bewältigung der Altlasten in der Stadt München kaum zeitlichen Spielraum für das Halten eines Vortrages lässt. Aber Tagungen wie diese, besetzt mit jenen, die an Vollzugsvorschriften feilen, Technologien zur Sanierung oder Sicherung von Altlasten ersinnen, rechtliche Fundamente für den gesetzlichen Vollzug mauern, fordern in schöner Regelmäßigkeit Berichte von der Front, von der Vollzugsbehörde.

Die Zeiten, in denen Altlastprobleme, von der Erkundung bis zur Sanierung mit ausreichend finanziellen Mitteln, pragmatischem Geist, einer Portion wissenschaftlicher Unkenntnis, gesundem Menschenverstand und ohne einschlägige gesetzliche Grundlagen gelöst wurden, ist vorbei.

Wo vorher reichliche finanzielle Mittel und das erforderliche Personal vorhanden waren, ist die Kommune heute mit drastischen Budgetkürzungen und Personalkonsolidierungen konfrontiert. Allein bei der Stadt München stehen für die Bewältigung der Altlasten seit 1992 nur noch 20 % der ursprünglichen Summe zur Verfügung bzw. können aufgrund personeller Engpässe für die Bearbeitung ausgegeben werden.

Und was nützen letztlich die nun vorhandenen einschlägigen Rechtsinstrumente, wenn unter dem Druck der leeren Kassen Fachpersonal in der Verwaltung zunehmend abgebaut wird? Wie sollen Genehmigungen fachlich realisiert werden wenn auf der Seite der Antragsteller



und Verwaltung nicht gleich kompetente Fachleute sitzen? Frei nach dem Motto, „wir verstehen von der Sache nichts, haben aber ein Gesetz“?

Der Zuwachs wissenschaftlicher Erkenntnisse ist direkt proportional zur Anzahl der gebildeten Fachausschüsse und Altlasten werden nicht mehr mit schwerem Gerät im Zuge von Baumaßnahmen vom Baggerfahrer beseitigt sondern durch einschlägiges Fachpersonal gesichert.

Doch ist z.B. gerade diese derzeitig erkennbare Tendenz der Altlastsicherung, die auch im BBodSchG der Sanierung gleichgestellt ist, im Sinne einer Lösung bzw. Bewältigung wirklich der richtige Weg? Sicherung bedeutet eine Verlagerung der Lösung auf mehr oder minder bestimmte Zeit in die Zukunft. Aber ist die Verlagerung eines Problems in spätere Generationen wirklich nachhaltig?

## **2 Erfassung**

Die LH München hat bereits 1990 mit der Erfassung altlastverdächtiger Flächen in einem Kataster begonnen. Die damals nach bestem Stand der Kenntnisse erhobenen Daten decken sich heute nur teilweise mit denen des Erhebungsbogens im Anhang der BayBodSchVwV.

Um sämtliche Flächen entsprechend dem nun bayernweit vorgesehenen Standard nachzurecherchieren fehlt der Stadt München sowohl die Zeit als auch das Personal. Denn von den bayernweit erhobenen altlastverdächtigen Flächen fallen alleine ca. 3250 Flächen in den Zuständigkeitsbereich der Landeshauptstadt München.

## **3 Priorisierung**

Das BayBodSchVwV sieht eine Priorisierung der Verdachtsflächen nach bestimmten Kriterien vor. Unter anderem wären dies z.B. die Entfernung zu öffentlichen Trinkwassergewinnungsanlagen, die Lage in Überschwemmungsgebieten, auffällige Geländeänderungen oder niedere Grundwasserflurabständen.

Nicht dass in München seit 1992 keine Altlasten priorisiert, untersucht oder saniert worden wären. Im Gegenteil, unsere Bilanz kann sich mit ca. 180 sanierten bzw. untersuchten Flächen durchaus sehen lassen. Doch waren die Beweggründe für Untersuchung oder Sanierung selten die der BayBodSchVwV.

Die Prioritäten eine Fläche zu erkunden weil der Grundwasserflurabstand bedenklich gering oder die Durchlässigkeit der Böden hoch ist, werden in einer großen Kommune schnell auf hintere Plätze abgedrängt gegenüber der Notwendigkeit als Trägerin der Bauleitplanung tätig werden zu müssen, als Grundeigentümerin jährlich 20-30 Flächen zu untersuchen um Gewährleistungsansprüche abzuwenden und ehemalige Gewerbe- und Industriebrachen zu revitalisieren.

Auch wenn man in einer Großstadt wie München mit einiger Sicherheit davon ausgehen, dass Frauenkirche und Hofbräuhaus an Ort und Stelle verbleiben, sind Umnutzungen, Gebietsneuausweisungen, Gewerbeabsiedlungen, Abbrüche etc. unser Tagesgeschäft.

## **4 Erkundung**

Nach BayBodSchG ist die Kreisverwaltungsbehörde grundsätzlich verpflichtet, altlastverdächtige Flächen in Hinblick auf eine Verifizierung des Altlastverdacht orientierend zu untersuchen.

In München werden derzeit ca. 200 altlastverdächtige Flächen pro Jahr überbaut. Ein Großteil dieser Flächen liegt im Geltungsbereich bereits bestehender älterer Bebauungspläne, d.h. diese Flächen wurden im Rahmen der Bebauungsplanaufstellung noch nicht untersucht. Eine orientierende Erkundung dieser Verdachtsflächen wäre in München weder finanziell noch personell leistbar.

Darüber hinaus läuft die Kommune Gefahr, dass Grundeigentümer die Kosten für die von ihnen nach §9 Abs.2 BBodSchG geforderten Detailuntersuchung auf die Kommune abwälzen, so sich die Altlast nicht im erwarteten Umfang bestätigt.

Und da bei einer Untersuchung nach BBodSchV der für Bauvorhaben durchaus maßgebende abfallrechtliche oder auch bautechnische Aspekt einer Maßnahme unberücksichtigt bleibt, ein Grundeigentümer insoweit ohnehin aufgefordert wäre nach Art.4 Abs.1 Nr.1 der BayBO einschlägige Untersuchungen des Untergrundes auszuführen, liegt es nahe statt des BBodSchG hier die Bayerische Bauordnung zur Anwendung zu bringen.

Auch im Bebauungsplanverfahren wird die finanziell gebeutelte Kommune gut daran tun, die Erkundung altlastverdächtiger Flächen auf die von Bebauungsplan begünstigten abzuwälzen.

Dennoch verbleiben in München pro Jahr ca. 20 Flächen die im Auftrag der Stadt im Bebauungsplanverfahren, im kommunalen Grundstücksverkehr oder auch zum Schutze sensibler Nutzung erkundet werden.

Weit problematischer, als die Erkundung selbst, ist für die Kommunen nach wie vor die Frage der Bewertung der Erkundungsergebnisse.

Nach § 9 Abs. 5 Nr. 3 des BauGB ist die Kommune verpflichtet, jene Flächen im Bebauungsplan zu kennzeichnen, die erheblich mit umweltrelevanten Schadstoffen verunreinigt sind. Hierfür gibt es jedoch keine Begriffsbestimmung oder Konkretisierung nach Bundes- oder Landesrecht. Welche Werte sind den Erkundungsergebnissen gegenüberzustellen?

## **5 Wie trägt die Kommune dem bauleitplanerischen Vorsorgeprinzip Rechnung?**

Dass die Vorsorgewerte der BBodSchV für die Beurteilung bestehender Bodenbelastungen keine Rechtsfolgen entfalten, ist eine Aussage, die zumindest der Altlastbewältigung dient. Dass Prüfwerte jedoch, begründet mit der vorsorgenden Gestaltungsaufgabe einer Kommune wörtlich „ so weit wie möglich „ unterschritten werden sollten, öffnet weiten Raum für Diskussionen.

Flächen, die erheblich belastet sind, sind zu kennzeichnen. Was also heißt erheblich?

Erheblich, wenn die Prüfwerte nach BBodSchV für die vorgesehene Nutzung überschritten werden?

Oder sind Bodenbelastungen auch dann erheblich, wenn der Hilfwert 2 des LfW Merkblattes 3.8/1 überschritten wird und eine Grundwasserbeeinträchtigung nicht ausgeschlossen werden kann?

Zwar erfolgt die Gefahrenbeurteilung Boden-Gewässer grundsätzlich nutzungsunabhängig, eine ggf. vorgesehene Nutzungsänderung hat somit keine Änderung in der Bewertung einer Bodenbelastung in Hinblick auf den Grundwasserpfad zur Folge.

Trotzdem müssen grundwasserrelevante Belastungen vor dem Hintergrund möglicher Mobilisierungsvorgänge durch Baubetrieb oder schlicht einer nicht mehr möglichen Quellensanierung nach Überbauung rechtzeitig in den Abwägungsprozess einfließen.

Gleiches gilt für Flächen, die zwar nach BBodSchVwV nicht kennzeichnungspflichtig sind, deren vorhandenen Belastungen aber von so hoher abfallrechtlicher Relevanz sind, dass wirtschaftliche Faktoren die Realisierung des Bebauungsplans gefährden können.

## **6 Wie geht die Kommune mit Belastungen dieser Flächen um?**

Oder umgekehrt, mit Böden, die am Anfallort in Hinblick auf ihre Entsorgung nach LAGA in der Gesamtfraktion untersucht und als uneingeschränkt verwertbar eingestuft wurden, und nun am neuen Einbauort bei einer Beprobung entsprechend der BBodSchV Schadstoffkonzentrationen aufweisen könnten (Untersuchung in der Feinfraktion), die die Vorsorgewerte ggf. sogar die Prüfwerte überschreiten?

München dokumentiert so weit als möglich den Wiedereinbau, die Verbringung und den Verbleib von Bodenmaterial um gerüstet zu sein, für Bauanfragen oder Umnutzungen .

Eine Kontrolle über den Verbleib von verunreinigten Böden unterhalb der abfallrechtlichen Gefahrenrelevanz ist nicht mehr vorgesehen.

Rechtlich betrachtet ist die Kreisverwaltungsbehörde schwach aufgestellt und aufgrund der derzeitigen personellen und finanziellen Lage darüber hinaus nicht mehr in der Lage, Umweltdelikte durch einschlägige Kontrollen oder selbstveranlasste Untersuchungen aufzudecken.

So stehen wir heute in immer mehr Fällen da, wo wir vor 20 Jahren angefangen haben. Umweltschutz beim Staatsanwalt.

Sie sehen, es gibt einiges zu bewältigen. Und glaubt man den Psychologen hilft es ja auch schon im Kreise Betroffener über die Probleme zu reden.

# Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN) Konzeption, Durchführung, Ergebnisse

Michael Joneck<sup>1\*</sup>, Edzard Hangen<sup>1</sup>, Michael Wittenbecher<sup>2</sup>, Nicole Foullois<sup>3</sup>, Peter Spörlein<sup>1</sup>, Walter Martin<sup>3</sup>,  
Michael Außendorf<sup>3</sup>, Arthur Reischl<sup>2</sup>

\*): Korrespondenzadresse: Dr. Michael Joneck, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Dienststelle Hof), Hans-Högn Str. 12, D-95030 Hof (email: michael.joneck@lfu.bayern.de)

<sup>1</sup>): Bayerisches Landesamt für Umwelt (Dienststelle Hof), Hans-Högn Str. 12, D-95030 Hof

<sup>2</sup>): Bayerisches Landesamt für Umwelt (Dienststelle Marktredwitz), Leopoldstr. 30, D-95615 Marktredwitz

<sup>3</sup>): Bayerisches Landesamt für Umwelt (Dienststelle München), Heßstr. 128, D-80797 München

**Abstract:** *The project „Scientific basics for the execution of the German Federal Soil Maintenance Act“ (GRABEN) implies the derivation of substrate- and land use-related background values and the definition of areas with elevated contents. Moreover, it comprises the establishment of an infrastructure in the field of preventive soil protection at the Bavarian water authorities, which shall support the Bavarian Environment Agency and the local enforcement authorities in the field of preventive soil protection, particularly at soil sampling activities.*

*This paper presents the conception, aim and implementation of the project GRABEN. First results for the derivation of space-oriented background values of organic pollutants are presented.*

**Zusammenfassung:** *Das Projekt „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze“ (GRABEN) deckt den Handlungsbedarf in Bayern ab, der sich nach Verabschiedung der Bodenschutzgesetze ergab. Dies betrifft neben den Fragen zur Ableitung substrat- und nutzungsbezogener Hintergrundwerte die Ausweisung von Gebieten mit geogen erhöhten Hintergrundwerten sowie den Aufbau einer Infrastruktur für Aufgaben des vorsorgenden Bodenschutzes an den Wasserwirtschaftsämtern in Bayern.*

*Der vorliegende Beitrag stellt Konzeption, Aufgaben und Durchführung des Projekts vor. Erste Ergebnisse zur Gebietstypisierung im Rahmen der Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte für organische Schadstoffe werden vorgestellt und diskutiert.*

Keywords: Soil protection, regionalisation, background value, immission load, organic pollutants, heavy metals

Schlüsselwörter: Vorsorgender Bodenschutz, Gebietstypisierung, Hintergrundwert, Organische Schadstoffe, Immissionsbelastung, Schwermetalle

## 1 Einleitung

Nach Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) 1999 und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) ergibt sich für Bayern im vorsorgenden Bodenschutz u.a. folgende Ausgangslage:

- Die Vorsorgewerte der BBodSchV für Schwermetalle in Böden berücksichtigen nicht den Einfluss von Substrat und Nutzung. In Bayern gibt es Böden, deren geogene Schwermetallgehalte die Vorsorgewerte z.T. bei weitem überschreiten. Für diese Fälle sieht die BayBodSchV vor, dass trotz Überschreitung der Vorsorgewerte Maßnahmen in der Regel entbehrlich sind, wenn die Hintergrundwerte nicht erreicht werden. Eine Erweiterung der Datenbasis und Aktualisierung der bisher vorliegenden nutzungs- und substratspezifischen Hintergrundwerte in Bayern (Joneck und Prinz, 1994) war daher erforderlich.

- Die BBodSchV schreibt für die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte den Königswasserextrakt (KW-Extrakt) vor. Dieses Verfahren ist im Ergebnis nicht identisch mit dem bisher im LfU angewendeten Flusssäure/Perchlorsäure-Totalaufschluss, für den sich im Vergleich zum KW-Extrakt insbesondere für Nickel und Chrom höhere Gehalte ergeben. Eine Ableitung von Hintergrundwerten auf der Basis des KW-Extraktes sowie die Einbeziehung der Totalgehalt-Altdata durch ggf. element- bzw. substratbezogene Umrechnung in KW-Gehalte war daher dringend geboten.

- Die BayBodSchVwV regelt die Unterstützung von LfU und örtlichen Vollzugsbehörden durch die Wasserwirtschaftsämter z.B. im Bereich der Bodenprobenahme. Die dafür notwendige Infrastruktur sowie die personellen Voraussetzungen mussten an den Wasserwirtschaftsämtern geschaffen bzw. aufgebaut werden.

## **1.2 Zielsetzung**

Kernaufgaben des Projektes sind die Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte für organische und anorganische Schadstoffe in Böden sowie der Aufbau einer praxiserprobten Infrastruktur an den Wasserwirtschaftsämtern für die Umsetzung der Bodenschutzgesetze in Bayern. Weitere Ziele und Fragestellungen, die im Rahmen des Projekts bearbeitet werden, können Joneck et al. (2006) entnommen werden.

## **2 Material und Methoden**

Im Rahmen einer rasterorientierten Beprobung (8x8km) über Bayern wurden an 1.134 Standorten Schürfe angelegt, standort- und bodenkundlich beschrieben sowie über 5.000 Bodenproben (bis 35 cm Bodentiefe als Flächenmischprobe) entnommen. Details zur Auswahl der Untersuchungsstandorte, Bodenprobenahme, Probenaufbereitung, -lagerung und -analytik sind Joneck et al. (2006) zu entnehmen.

## **3 Datenauswertung organische Schadstoffe**

Für die Ableitung von Hintergrundwerten organischer Problemstoffe kann auf einen hinsichtlich Bodenprobenahme (horizontbezogene Flächenmischbeprobung) und Analytik (LfU-Labors) homogenen Datensatz von insgesamt 4.272 Bodenproben zurückgegriffen werden. Die horizontbezogen vorliegenden Datensätze werden gemäß LABO-Vorgaben (LABO, 2003) zu den Kollektiven Auflagen, Oberböden, Unterböden und Untergrund zusammengefasst. Die Ableitung der Hintergrundwerte für organische Schadstoffe erfolgt in Anlehnung an Joneck und Prinz (1994) und orientiert sich dabei an den Vorgaben der LABO (2003).

Zur Herstellung des Raumbezugs schlägt die LABO eine dreigliedrige einwohnerdichteabhängige Gebietstypisierung vor. Ausgehend von der Tatsache, dass Auflagehorizonte von Nadelwaldstandorten sich zur flächendeckenden Kennzeichnung der Immissionsbelastung (Reischl et al., 1990; Albrechtova et al., 2005; Thomas et al., 1984) eignen, wurde diese LABO-spezifische Gebietstypisierung für Bayern überprüft. Mittels geostatistischer Interpolationsverfahren (Indikatorkriging) (Isaaks und Srivastava, 1988; Journel und Huibregts, 1991) wurden die Punktdaten von 8x8km auf 1x1km verdichtet und der interpolierte Datensatz der Auflagegehalte in 6 Teildatensätze unterteilt. Hierbei dienen der 10-, 25-, 50-, 75- und 90-Perzentilwert als Schwellenwerte. Die Interpolationsergebnisse wurden der LABO-spezifischen Gebietstypisierung gegenübergestellt.

## **4 Vorläufige Ergebnisse und Diskussion**

Im Folgenden wird der Vergleich der Gebietstypisierung nach LABO und mittels Indikatorkriging für die Stoffklasse der EPA-PAH vorgestellt. Ferner wird der Frage nachgegangen inwieweit eine Gebietstypisierung stoff-, horizont- und nutzungsspezifisch durchzuführen ist oder ob eine einmal an Hand der Auflagenkonzentrationen festgelegte Gebietstypisierung auf alle Nutzungen und Bodentiefen (Auflagen, Oberböden) pauschal übertragen werden kann.

#### 4.1 Vergleich von immissions- mit siedlungsstruktureller Gebietstypisierung

Die Festlegung räumlicher Strukturen zur Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte kann zum einen an Hand der LABO-Vorgaben zur Gebietstypisierung erfolgen oder mittels geostatistischer Verfahren wie etwa dem Indikatorkriging.

Beide Verfahren werden auf das Datenkollektiv der EPA-PAH-Gehalte in Humusaufgaben angewendet. Da sich nach Reischl et al. (1990) die Fichtennadeln sehr gut zur Indikation der Immissionssituation eignen, kann man davon ausgehen, dass die Gehalte organischer Schadstoffe in den Auflagen von Nadelwäldern (hier dargestellt: Of+Oh-Horizonte) mit der standortspezifischen Immissionssituation korrelieren. In einem 2. Schritt werden anhand der Zuordnung der Untersuchungsstandorte zu den jeweiligen verfahrensspezifischen Gebietstypen statistische Kenngrößen der jeweiligen Raumeinheiten berechnet und die Ergebnisse gegenüber gestellt.

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der beiden Zuordnungsverfahren (LABO; Indikatorkriging). Die entsprechend der EPA-PAH Konzentrationen in der Auflage mittels Indikatorkriging generierten 6 Gebietstypen weisen eine heterogene Verteilung mit erhöhten Werten vor allem im Nordosten, Nordwesten und Südosten sowie niedrigen Gehalten am südlichen Rand und im Zentralbereich auf. Sie unterscheiden sich deutlich von den Gebietstypen nach LABO (2003). Grundlage der LABO-Gebietstypisierung ist die Annahme, dass bei geringerer Einwohnerdichte in den ländlich geprägten Raumeinheiten die Belastung der Böden (hier EPA-PAH) geringer ist als in Verdichtungsräumen.

Das Indikatorkriging weist einerseits im S Bayerns (Voralpenraum, Alpen) eine Raumstruktur aus, die durch geringe EPA-PAH-Gehalte in den Auflagen gekennzeichnet ist und gemäß LABO-Zuordnung dem ländlichen Raum zugeordnet wird. Anders stellt sich der Sachverhalt im NO-Bayerns dar. Hier weist das Krige-Verfahren einen Raum mit den höchsten EPA-PAH-Gehalten in den Auflagen aus, laut LABO-Vorgaben ist dieses Gebiet aber ebenfalls den ländlichen Räumen zuzuordnen.

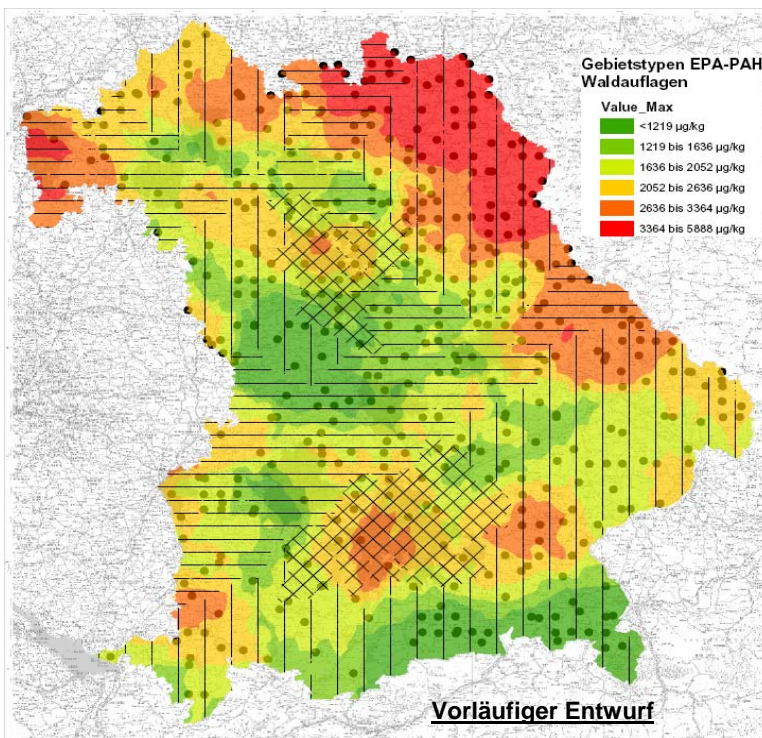


Abbildung 1: Gebietstypisierung von EPA-PAH-Gehalten in Waldaufgaben (Of+Oh-Horizonte) Bayerns mittels Indikatorkriging und nach LABO-Vorgaben. Punkte kennzeichnen die verwendeten Stützwerte. LABO-Vorgaben: Gebietstyp 1 (Regionen mit großen Verdichtungsräumen (Kreuzschraffur)); Gebietstyp 2 (Regionen mit Verdichtungsansätzen (Querschraffur)); Gebietstyp 3 (ländlich geprägte Räume (Längsschraffur)).

Somit wäre gemäß den LABO-Vorgaben der Gebietstyp „ländlicher Raum“ sowohl durch die höchsten, als auch die niedrigsten EPA-PAH-Gehalte gekennzeichnet. Dies widerspricht aber gerade dem Ziel der Ausweisung von Räumen, die in sich einheitlich, untereinander aber durch unterschiedliche Konzentrationsniveaus gekennzeichnet sind.

Tabelle 1 zeigt im oberen Teil die statistischen Kenngrößen der EPA-PAH-Gehalte in Auflagen differenziert für die LABO-Gebietstypen 1-3, im unteren Teil die statistischen Kenngrößen differenziert für die Krige-Gebietstypen.

Tab. 1: Statistische Kennwerte des EPA-PAH-Gehalts der Auflagen in den 3 LABO-Gebietstypen sowie der mittels Indikatorkriging ermittelten 6 Gebietstypen.

Statistische Parameter EPA-PAH Waldauflagen für LABO-Gebietstypen

	Typ 1	Typ 2	Typ 3
Anzahl	39	136	245
Median	1589	1847	1797
Mittelwert	1930	2124	2189
Minimum	174	118	69
Maximum	6087	6372	6576
90%-Perzentil	3483	4759	4569

Statistische Parameter EPA-PAH Waldauflagen für immissionsspezifische Gebietstypen

	Typ 1	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5	Typ 6
Anzahl	42	75	92	131	72	53
Median	743	1193	1540	2092	2858	4477
Mittelwert	852	1290	1742	2240	3053	4139
Minimum	69	103	174	118	599	521
Maximum	3010	4450	5802	5883	6456	6576
90%-Perz.	1885	3070	3356	4796	5145	5929

Die statistischen Kennwerte für die EPA-PAH-Konzentrationen der Auflagen Bayerns zeigen für die LABO-Gebietstypen keine einheitliche Reihenfolge an. Für den Mittelwert, Median und das Maximum ergibt sich die Konzentrationsabfolge: Typ III > Typ I > Typ II. Lediglich bei Betrachtung des Minimums (Typ I > Typ II = Typ III) und 90%-Perzentils (Typ I > Typ III > Typ II) zeigen sich die erwarteten höheren Konzentrationen in den Verdichtungsräumen. Diese Diskrepanz zum üblicherweise zu beobachtenden Anstieg der Konzentrationen vom ländlichen Raum (Typ III) über Ballungsrand (Typ II) zum Ballungsraum (Typ I) kann dadurch erklärt werden, dass in den ländlichen Regionen (Typ III) Nord- und Nordostbayerns die höchsten PAK-Immissionen registriert werden. Dies liegt möglicherweise zumindest für NO-Bayern in der Nähe zum tschechischen Braunkohlerevier Sokolov begründet, in dem seit Jahrzehnten mehrere Braunkohlekraftwerke zur Energieerzeugung eingesetzt werden.

Im Gegensatz dazu sind die „Krige“-Gebietstypen, was die angegebenen statistischen Kenngrößen betrifft, durch steigende Stoffkonzentrationen gekennzeichnet.

Diese von den Annahmen der LABO abweichenden Befunde legen daher für Bayern eine Gebietstypisierung auf der Basis des Indikatorkriging nahe.

## 4.2 Stoffspezifische Gebietstypisierung

Könnte im vorangegangenen Kapitel belegt werden, dass für Bayern die seitens der LABO vorgegebene Gebietstypisierung zur Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte ungeeignet ist, steht im Folgenden die Frage im Vordergrund, inwieweit für unterschiedliche Stoffgruppen auch unterschiedliche Raumstrukturen vorliegen. Allein aufgrund der Stoffeigenschaften, die sich z.T. erheblich unterscheiden, aber auch in Folge stoffspezifischer Emissionssituationen, ist nicht zu erwarten, dass in Räumen mit erhöhten PAH-Gehalten auch die PCB-Gehalte erhöht sind. Dieser



Fragestellung wurde nachgegangen, indem der Interpolation der EPA-Gehalte in den Auflagen (Abbildung 1) diejenige der PCB-Gehalte (siehe Abbildung 2) gegenübergestellt wurde.

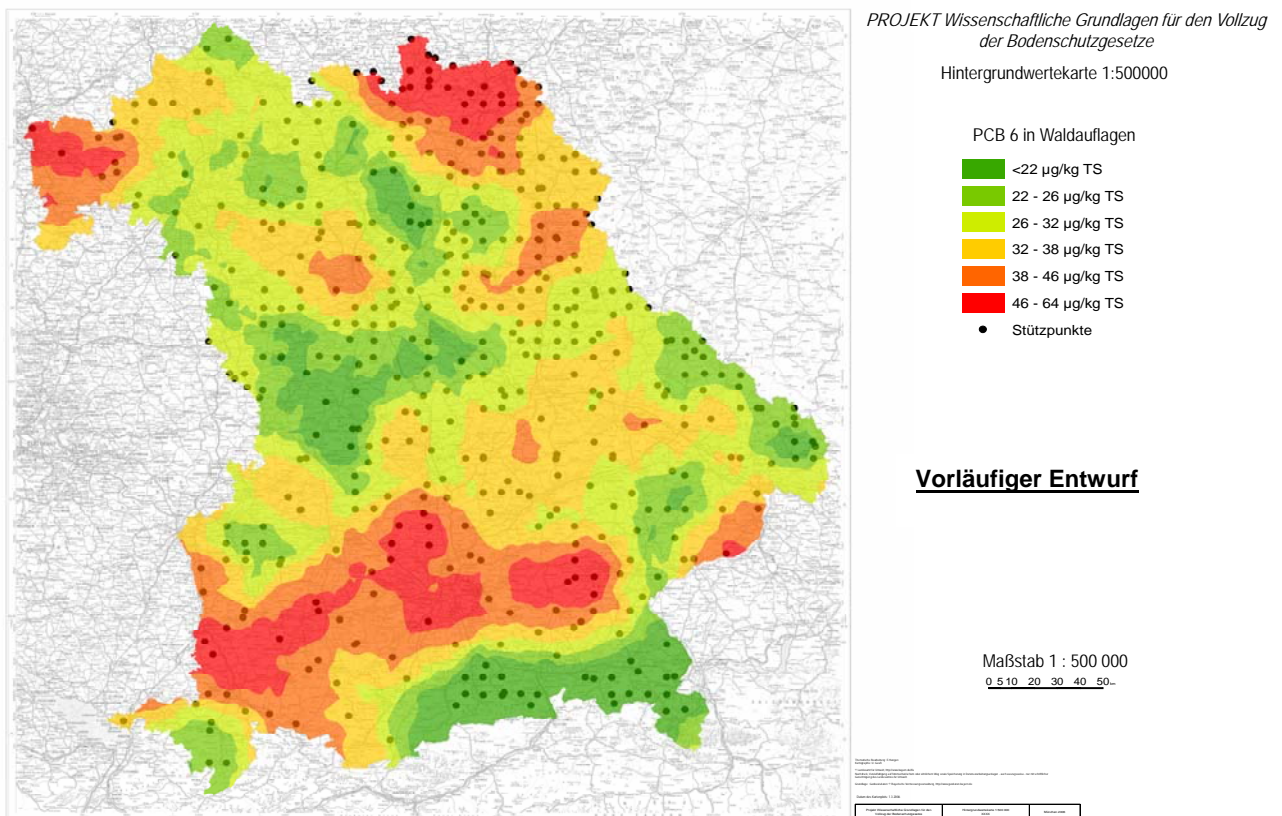


Abbildung 2: Gebietstypisierung von PCB-Gehalten in Waldauflagen (Of+Oh-Horizonte) Bayerns mittels Indikatorkriging

Der Vergleich zeigt eindeutig, dass die PCB-Gehalte der Auflagen eine andere Raumstruktur aufweisen als die PAH-Gehalte. Zwar zeigt sich auch bei den PCBs im NO-Bayerns eine Belastungsmaximum, jedoch ist dies im Vergleich zu den EPA-PAH räumlich beschränkt. Dafür erstreckt sich südlich der Donau von West nach Ost ein Band mit höheren PCB-Gehalten, das für die EPA-PAH-Gehalte nicht belegt ist. Für DDT und HCB (nicht dargestellt) ergeben sich ebenso voneinander unabhängige Raumstrukturen.

### 4.3 Horizontspezifische Gebietstypisierung

Stoffe, die in den Boden gelangen, unterliegen unterschiedlichen Prozessen, wie etwa der Adsorption, Desorption oder einer Stoffumwandlung oder gar einem Stoffabbau. Aus diesem Grund muss für die Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte geprüft werden, inwieweit eine Gebietstypisierung auch horizontspezifisch betrachtet werden muss. Abbildung 3 zeigt die interpolierten EPA-PAH-Gehalte der Forstoberböden in Bayern. Die höchsten Gehalte in den Forstoberböden finden sich im NW Bayerns. Im Vergleich zu den Gehalten in den Auflagen (siehe Abbildung 1) ergibt sich ein vollständig anderes Bild. Man kann dies in etwa wie folgt zusammenfassen. An den Standorten, an denen in den Auflagen die höchsten EPA-PAH-Gehalte vorliegen, wurden in den Oberböden die niedrigsten bestimmt und umgekehrt. Über die Ursachen dafür kann nur spekuliert werden. Eventuell sind aufgrund der günstigeren klimatischen Bedingungen vor allem an den westlich und südlich gelegenen Standorten die Voraussetzungen für eine rasche Zersetzung der Nadelstreu und Humusbildung wesentlich günstiger als im Osten Bayerns. Entsprechendes könnte auch für das Ausmaß biologischer Aktivitäten und den damit verbundenen Humuseinbau in den Oberböden gelten.



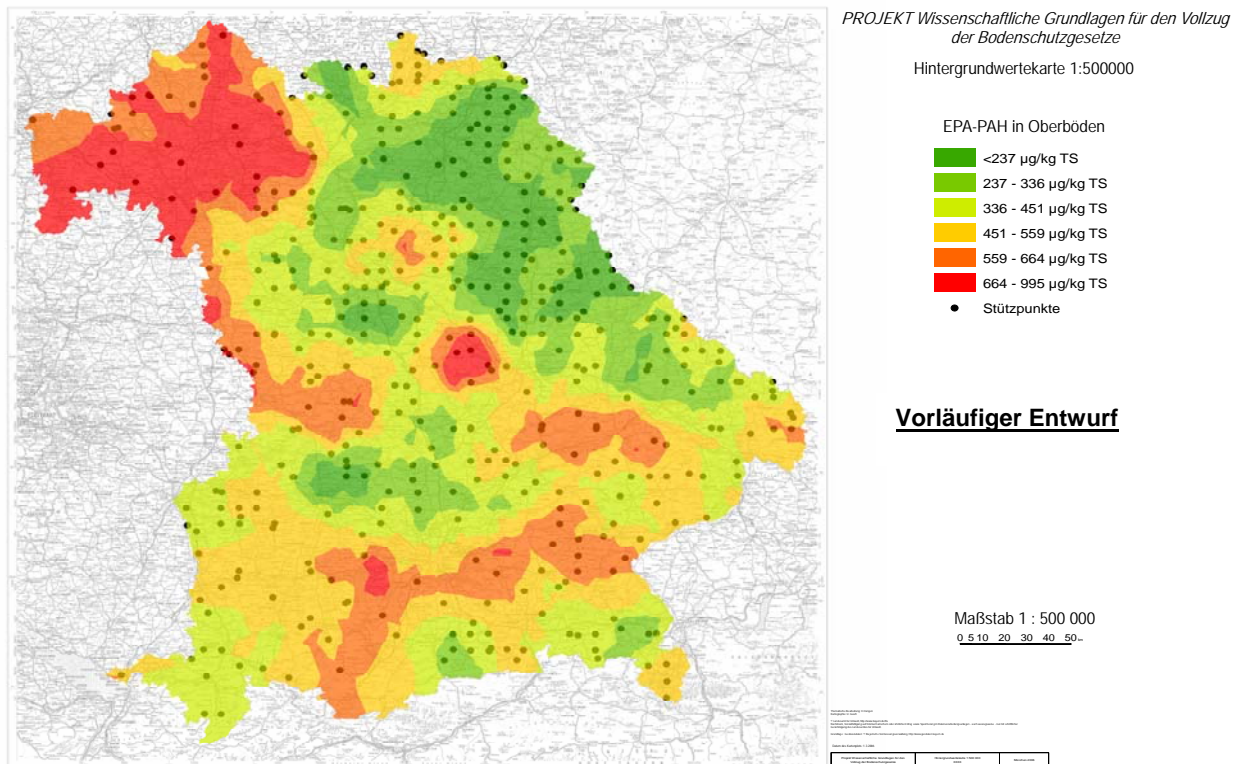


Abbildung 3: Gebietstypisierung von EPA-PAH-Gehalten in Forstoberböden Bayerns mittels Indikatorkriging

Ungeachtet dieses Erklärungsdefizits zeigen die Ergebnisse dennoch die Notwendigkeit für eine horizontspezifische Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte.

#### 4.4 Nutzungsspezifische Gebietstypisierung

Im vorliegenden Fall basiert die Gebietstypisierung auf dem geostatistischen Verfahren des Indikatorkriging. Der Einsatz dieser Methode ist gekoppelt an bestimmte Voraussetzungen. So müssen die Stoffgehalte der Böden eine regionalisierte, das heißt eine ortsabhängige Variable sein. Eine regionalisierte Variable zeichnet sich zum Beispiel dadurch aus, dass sich benachbarte Punkte stärker ähneln als weiter entfernte liegende. Mittels der Variogrammanalyse werden diese Strukturmerkmale charakterisiert und mathematisch erfasst. Die so erhaltenen Ergebnisse gehen als Eingabeparameter in die Kriging-Interpolation ein. Liegen keine regionalisierten Variablen vor, liefert die Variogrammanalyse keine plausiblen Ergebnisse, das Interpolationsverfahren kann nicht angewendet werden.

Für die Kollektive der Stoffgehalte in Forstauflagen und Forstoberböden belegt die Variogrammanalyse, dass räumlich gerichtete Daten vorliegen. Für die Stoffgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden ist dies für unsere Daten nicht der Fall, d.h. es liegen hier keine gerichteten Beziehungen zwischen Nachbarschaftspunkten vor. Dies weist daraufhin, dass die Stoffgehalte in landwirtschaftlich genutzten Böden nicht ausschließlich durch Luft getragene Immissionen bestimmt werden, die i.d.R. einem Raumbezug (s. Auflagengehalte) unterliegen, sondern eine räumlich ungerichtete (Eintrags-)Komponente hinzukommt und überwiegt. Welche Komponente dies ist, darüber kann wiederum nur spekuliert werden. Eventuell führt die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen zu individuell geprägten Zusatzeinträgen, die ungerichtet sind und sich eher an sozio-ökonomischen Faktoren festmachen lassen.

Das Ergebnis belegt die Notwendigkeit einer nutzungsspezifischen Gebietstypisierung. Im vorliegenden Fall, also bei fehlendem Raumbezug, können somit keine raumbezogenen Hintergrundwerte angegeben werden. Für die Hintergrundwerte organischer Problemstoffe in landwirtschaftlich genutzten Böden wird es somit pro Stoff bzw. Stoffgruppe nur einen bayernweit gültigen Hintergrundwert geben.

## 5 Zusammenfassung

Die Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte für organische Problemstoffe in Böden Bayerns liefert auf der Basis des LABO-Verfahrens zur Gebietstypisierung unplausible Ergebnisse. Dies ist nicht der Fall, wenn die Raumbezüge mittels Indikatorkriging ermittelt werden.

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit, bei der Ableitung raumbezogener Hintergrundwerte sowohl den Stoff- als auch Horizontbezug zu berücksichtigen. Ferner belegen die Ergebnisse, dass nicht für alle Datenkollektive die Voraussetzung für den Einsatz des Krige-Verfahrens erfüllt ist. So sind die Stoffgehalte der landwirtschaftlich genutzten Standorte keine regionalisierten Variablen, d.h., benachbarte Punkte ähneln sich hinsichtlich ihrer Stoffgehalte nicht stärker als weiter entfernt liegende. Für diese Kollektive können somit keine raumbezogenen Hintergrundwerte angegeben werden.

## Danksagung

Das Projekt wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz finanziert, seit 2004 wird es von der Europäischen Union kofinanziert. Für ihre hervorragende Arbeit danken wir den Bodenschutzingenieuren an den bayerischen Wasserwirtschaftsämtern ganz herzlich.

## Literatur

JONECK, M., HANGEN, E., WITTENBECHER, M., FOULLOIS, N., SPÖRLEIN, P., MARTIN, W., AUßENDORF, M., REISCHL, A. (2006): Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN). Z. f. Bodenschutz, 2, S. 32 – 38, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

LABO, BUND/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. Beschlussfassung der 33. StA4-Sitzung, 29./30.01.2003, 58 S.

JONECK, M., PRINZ, R. (1994): Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen. GLA-Fachbericht 12.

REISCHL, A., ZECH, W., REISSINGER, M., LENOIR, D., SCHRAMM, K.W., HUTZINGER, O. (1990): Distribution of Chlorinated Aromatics in Leaves, needles and two Soils from the Fichtelgebirge (NE-Bavaria), FRG. In: Hutzinger, O., Fiedler, H.: Dioxin'90. EPRI-Seminar. – Organohalogen Compounds, 4: 223-228.

ALBRECHTOVA, J., MCDOWELL, W.H., AITKENHEAD-PETERSON, J., ROCK, B.N., KRAM, P., CUDLIN, P., ALEXANDER, J., LHOTAKOVA, Z., POLAK, T., SEIDL, Z. (2005): Linking forest conditions expressed by foliar chemistry to stream and soil chemistry along acid pollution gradient in Norway spruce stands in the Czech Republic. Acid Rain 2005 Symposium, Prag, 12.-17. Juni 2005. Forest damage and their causes. S. 293.

THOMAS, W., RÜHLING, A., SIMON, H. (1984): Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. Environ. Pollut. Ser. A., 36: 295-310.

ISAAKS, E.H., SRIVASTAVA, R.M. (1989): An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, New York, Oxford. 561 S.

JOURNEL, A.G., HUIBREGTS, C.J. (1991): Mining geostatistics. Academic Press, London. 600 S.

## The soil monitoring along the Czech and Bavarian border

Dr. Dipl.-Ing. Pavel Čermák<sup>1)</sup>, Dipl.-Ing. Michaela Budňáková<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture, Hroznová 2, BRNO, 656 06, Czech Rep.  
pavel.cermak@ukzuz.cz

<sup>2)</sup> Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Těšnov 17, PRAHA, 117 00, Czech Republic  
budnakova@mze.cz

**Abstract:** *Based on professional experience the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (CISTA) in the Czech Republic together with the Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (previously Bayerisches Geologisches Landesamt), started a joint project in the frame of the EU-INTERREG program. The main aim of this project is the transfer and implementation of the Bavarian soil monitoring grid on the Czech territory.*

Keywords: monitoring, grid, INTERREG, soil description, analyses

### 1 Introduction

The INTERREG III is one of the European Community's Initiative programs, which was approved by the European Commission for the EU member states for the period 2000-2006. The Community Initiatives play an experimental role as they focus on areas where new solutions are needed or need to be encouraged.

The INTERREG III has three parts:

- part A – focused on cross-border cooperation
- part B – focused on multinational cooperation
- part C – support of interregional cooperation.

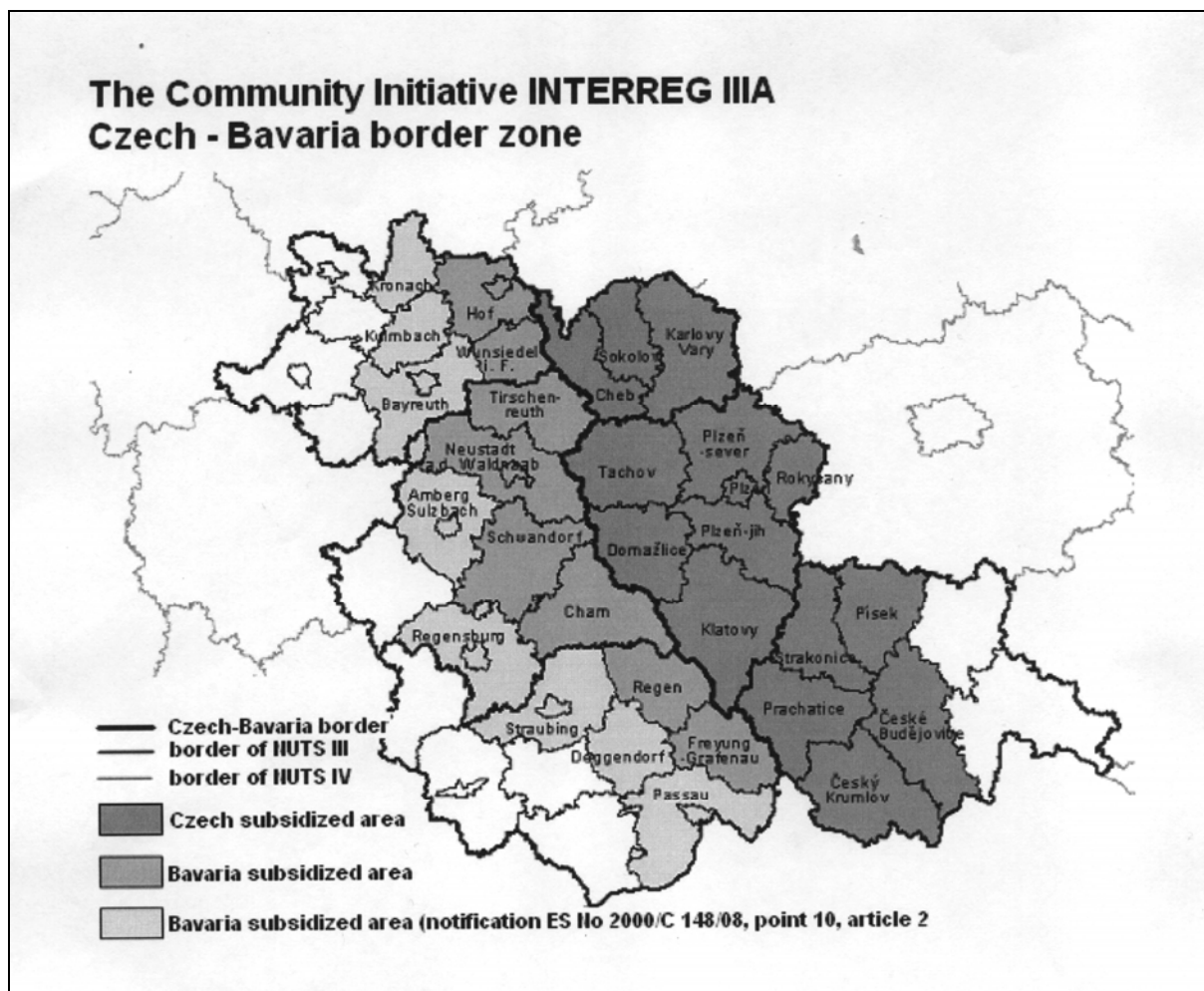
In the border zone the INTERREG IIIA immediately connects on the pre-accession program PHARE CBC, which was finished in 2003.

Main aim of the Community Initiative programs is to raise the socio-economic level in the border zone with regard to commercial, economical, touristic and cultural relations between regions.

Based on very good contacts for a long time and the professional experience between the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (CISTA) in the Czech Republic and the Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) – (previously Bayerisches Geologisches Landesamt – GLA) in Bavaria, a project was applied in the frame of the Community Initiative program INTERREG IIIA. The project named "Risk elements in the soil in relation to the environment - cross-border base of soil protection - Bavaria – Czech Republic" is focused on environment protection.

A similar project was proposed and elaborated for the border between the Czech Republic and Poland, but this project was not approved for realization.

The Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture is entitled according to § 3 of the Act No. 147/2002 Coll. to provide soil monitoring in the Czech Republic. The INTERREG IIIA is a good opportunity for a cooperation in the field of soil protection on the Czech – Bavaria border (see map No. 1).

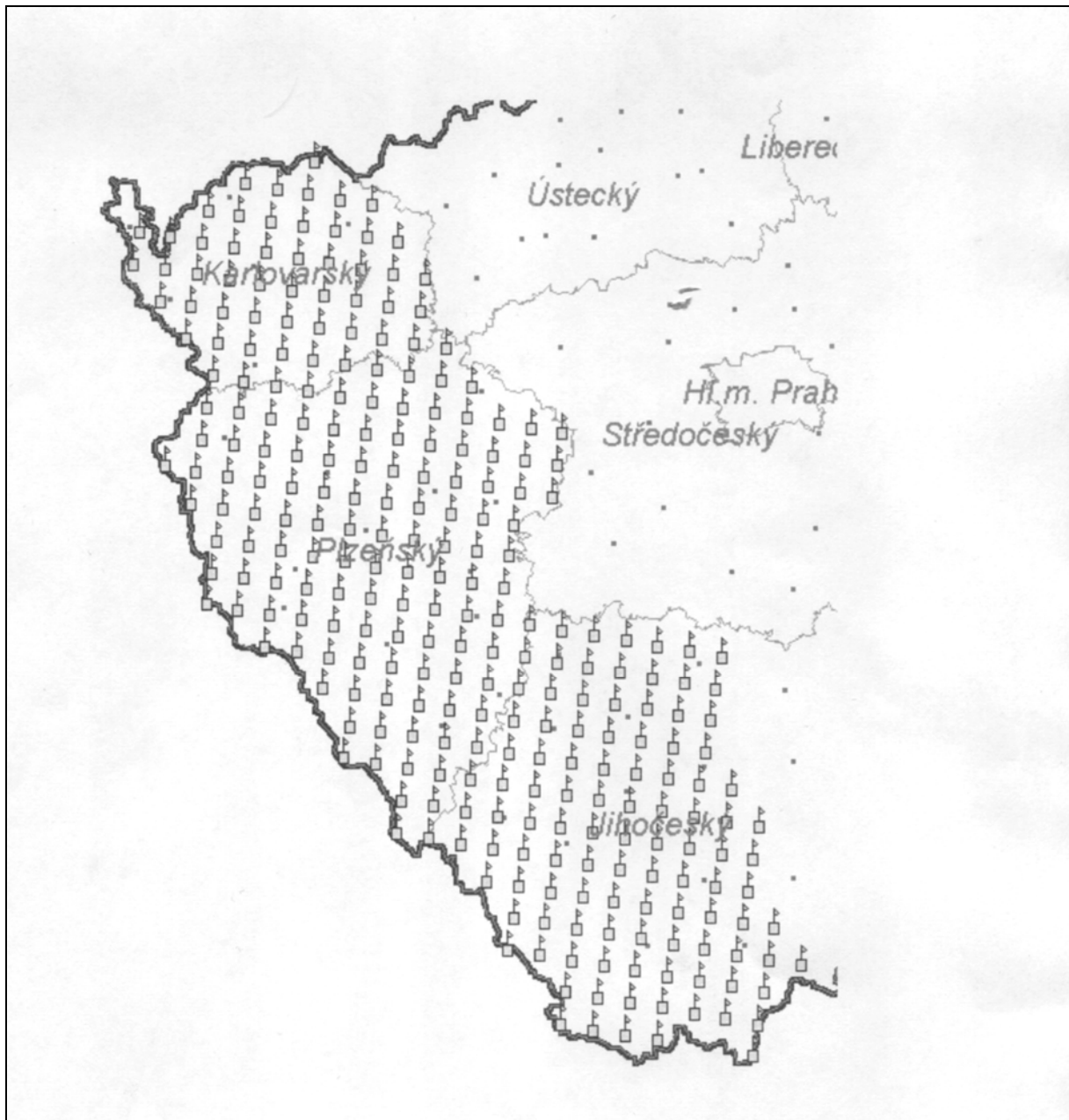


Map No. 1: The map of area of interest

## 2 Methodology of the project

The principle of this project is the transfer and implementation of a Bavarian soil monitoring grid (before now established in Bavaria in the frame of the GRABEN project) on the Czech territory.

Based on the Land Parcel Identification System - LPIS (i.e. a geographic database, where each physical block is identified by a unique nine-character code based on the position of the block's centroid in the S-JTSK national coordinate system) a (theoretical) monitoring grid of 8 x 8 km was established, i.e. 278 monitoring points on the Czech territory along the Czech-Bavaria border (see map No. 2). Each monitoring point has its own identity (geographic-topographic) as determined by the global positioning system – GPS. According to site specific soil, geological and additional (mainly anthropogenic) conditions in the terrain, individual monitoring points are moved as necessary, i.e. 100 – 500 meters away from theoretical grid points.



Map No. 2: Monitoring points in area of interest by using LPIS

This 8 x 8 km monitoring grid has to be harmonized with different coordinate systems (from German national coordinate system Transverse Mercator – GK-4, through universal coordinate system World Global Projection System – WGS-84, to Czech S-JTSK national coordinate system) on the European monitoring grid.

On each monitoring point a soil pit will be excavated followed by a description of the soil profile and the soil sampling (different horizons and “satellite” points). All these works are conducted according to a methodology assumed from the GRABEN project.

The bilateral valuation and comparison of achieved results and their interpretation for the public (text and cartographic presentations, seminars, web-sites etc.) is assumed. The results of this project, which is co-financed by the European Union, will provide a complex set of available data about risk elements in soils.

Scheduled time of the project:

The realization of the project is scheduled for the interval from 1.1.2006 to 30.11.2008 subdivided into three periods:

1. period: 1.1. to 30.6.2006 – methodical and preparatory works;
2. period: 1.7.2006 to 30.6.2008 – terrain and laboratory works;
3. period: 1.7. to 30.11.2008 – evaluation and presentation works.

In the frame of preliminary methodical and preparatory works in autumn 2005 five soil profiles near of Czech-Bavaria border were described. Common soil samples were analysed in the laboratories of CISTA and the LfU for unification and comparison of used methods and the valuation of results.

The main aims of the project were based on the Program of Community Initiative INTERREG IIIA, Priority 3, Measures 3.1 - Protection of nature and environment:

- soil properties (soil texture)
- organic pollutants determination in the soil: PCB, PAH, dioxins, DDT, HCH (in some samples and horizons)
- determination of heavy metals in soil – aqua regia extract (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)+Hg
- determination of essential nutrients - available forms of P, K, Mg, Ca, and S
- pH value
- determination of  $C_{org}$  (+ humus),  $N_{tot}$ , CEC (Cation Exchange Capacity), soluble organic carbon (TOC)
- deduction of critical loads
- forecasting inputs of hazardous substances to the underground and surface waters
- determination of the soil buffering capacity in relation to acid deposition
- presentation of results in the form of cross-border maps (e.g. map of critical loads, map of soil buffering capacity, etc.)

### **3 Conclusion**

From the point of view of soil protection and soil properties detection it is possible to observe continuative effects on adjacent sections of the ecosystem, mainly underground and surface water sources, and to detect potential causes of environmental contamination. The results of the project will improve the awareness of inhabitants of the Czech Republic and Bavaria concerning the status of the environment in the area of interest along the Czech-Bavarian border (on agricultural and forest soils), and they can serve as a base for decision-making bodies.

### **4 References**

JONECK, M., E. HANGEN, W. MARTIN, P. SPÖRLEIN, N. FOULLOIS, M. AUßENDORF, A. REISCHL, M. WITTENBECHER: Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN)-ein Projekt stellt sich vor.- submitted to „Bodenschutz“ (4/2006).

**This project No. CZ.04.4.82/3.1.00.1/0060 is co-financed from European fund for regional development.**

# Grenzüberschreitendes Bodenmonitoring By/CZ: Abstimmung der Analysenverfahren

Reischl, A., J. Zbiral\*, J. Srnkova\*, R. Dumler-Gradl, J. Kaschner, M. Wittenbecher  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle Marktredwitz, Leopoldstraße 30, 95615 Marktredwitz  
e-mail: [arthur.reischl@lfu.bayern.de](mailto:arthur.reischl@lfu.bayern.de)

\*Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture, Hroznova 2, 656 06 Brno

**Abstract:** *Since cross-border soil monitoring needs a homogeneous database the Laboratory of Soil and Rock Analysis of the Bavarian Environmental Protection Agency and the Laboratories of UKZUZ did some comparative analytical work. Most of the methods intended in the INTERREG project have been proved using 21 soil samples.*

**Zusammenfassung:** *Grenzüberschreitendes Bodenmonitoring erfordert eine einheitliche Datenbasis. Deshalb haben das Labor für Boden- und Gesteinsanalytik des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und die Labors des UKZUZ Vergleichsuntersuchungen durchgeführt. Die meisten der für das INTERREG-Projekt vorgesehenen Verfahren wurden anhand von 21 Bodenproben überprüft.*

Keywords: soil, analytical methods, comparison, soil protection

Schlagworte: Boden, Analysenverfahren, Vergleich, Bodenschutz

## 1 Einleitung

Die Homogenität der Datenbasis ist für die Erweiterung eines Messnetzes - sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht - von entscheidender Bedeutung. Für das auf bayerischer Seite bestehende Raster des sogenannten „GRABEN“-Projektes (siehe Beitrag: Jonck et al.) entstammen die Daten weitestgehend dem hauseigenen Analysenlabor; Vergabe erfolgte unter strikter Anwendung von qualitätssichernden Maßnahmen. Die eingesetzten Analysenverfahren entsprachen den Vorgaben der Bundesbodenschutzverordnung oder wurden auf ihre Vergleichbarkeit, bzw. Gleichwertigkeit überprüft.

Es kann somit davon ausgegangen werden, dass der erzeugte Datensatz vor allem auch im Hinblick auf die im vorsorgenden Bodenschutz interessierenden Hintergrundwerte weitestgehend homogen ist. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, dass die Hintergrundwerte häufig unter Berücksichtigung der Bestimmungsgrenzen erarbeitet werden, weshalb auch hier möglichst Konformität gegeben sein muss. Mit der Ausweitung des Rasters in das tschechische INTERREG-Gebiet besteht nicht unmittelbar die Bindung an die in Bayern/Deutschland vorgegebenen Verfahren. Trotzdem sind die auf tschechischer Seite betriebenen Analysenverfahren oft weitgehend identisch, vor allem wenn sie, wie mehrere Verfahren der Bodenschutzverordnung auch auf internationalen Normen beruhen. Im bayerischen Projekt „GRABEN“ wurden die Analysen überwiegend in den Laboratorien für „Boden- und Gesteinsanalytik“ in Marktredwitz durchgeführt. Auf tschechischer Seite werden im Rahmen des INTERREG-Projektes die Untersuchungen weitestgehend in den Labors der UKZUZ durchgeführt. Deshalb war es naheliegend Methodenvergleiche zwischen beiden Laboratorien unter Verwendung der schon gemeinsam entnommenen Proben (siehe Beitrag: Cermak, Budnakova) durchzuführen.

## 2 Probenauswahl und -vorbereitung

Bei einer gemeinsamen Probennahme wurden an 5 Standorten insgesamt 21 Bodenproben genommen. Die Beprobung erfolgte horizontbezogen und ebenso wie die Standortauswahl und die Geländeansprache nach den Regeln wie sie an anderer Stelle beschrieben sind



(siehe Beitrag: Joneck et al.). Vor Ort wurde mittels Häufelung eine Homogenisierung durchgeführt und die geteilten Proben unmittelbar auf die beiden Labors verteilt. Die gesamte Analysenprozedur inklusive der Probenvorbereitung erfolgte jeweils unabhängig. Die Zielgrößen sind ebenso wie die angewandten Verfahren in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Organische Analytik – Untersuchte Parameter und Charakterisierung der eingesetzten Analyseverfahren: Vergleich Bayern/Tschechien UAW: untere Anwendungsgrenze				
Verbindung	Methodik	Messverfahren	UAW	Bemerkung
<b>Labor Bayern LfU // Labor Tschechien UKZUZ</b>				
CKW: o,p- und pp-DDE, -DDD und -DDT; a-, b-, g- und d-HCH; HCB	nach VDLUFA // <b>nach ISO 10382</b>	GC/MS // <b>GC/MS/MS</b>	0,5 µg/kg // <b>0,5 µg/kg</b>	Extraktion H <sub>2</sub> O/Aceton/Petrolether // <b>Hexan/Aceton Extraktion</b>
PCB (Ballschmitter Nr.): 28, 52, 101,138, 153, 180 (CZ: + PCB118)	nach VDLUFA // <b>nach ISO 10382</b>	GC/MS// <b>GC/MS/MS</b>	0,1 µg/kg // <b>0,5 µg/kg</b>	Extraktion H <sub>2</sub> O/Aceton/Petrolether // <b>Hexan/Aceton Extraktion</b>
16 EPA-PAK	nach VDLUFA // <b>nach ISO 13877</b>	GC/MS // <b>HPLC/FI, UV</b>	0,5 µg/kg // <b>0,5 µg/kg</b>	Extraktion H <sub>2</sub> O/Aceton/Petrolether // <b>Aceton Extraktion</b>

Tab. 2: Anorganische Analytik – Untersuchte Parameter und Charakterisierung der eingesetzten Analyseverfahren: Vergleich Bayern/Tschechien Labor Bayern LfU // <b>Labor Tschechien UKZUZ</b> ; UAW: untere Anwendungsgrenze <b>KW</b> -Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466; <b>AN</b> -Ammoniumnitratextrakt nach DIN 19730				
Element	Messverfahren	KW	Messverfahren	AN
Antimon	ICP-MS <b>FIAS-HG-AAS</b>	0,14 mg/kg <b>0,15 mg/kg</b>	ICP-MS	5 µg/kg -
Arsen	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	2 mg/kg <b>2 mg/kg</b>	ICP-MS	25 µg/kg -
Blei	ICP-OES <b>FAAS</b>	10 mg/kg <b>12 mg/kg</b>	ICP-MS <b>AAS-Zeeman ETA</b>	5 µg/kg <b>10 µg/kg</b>
Cadmium	ICP-MS <b>FAAS</b>	0,14 mg/kg <b>0,35 mg/kg</b>	ICP-MS <b>AAS-Zeeman ETA</b>	5 µg/kg <b>5 µg/kg</b>
Chrom	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	5 mg/kg <b>2,5 mg/kg</b>	ICP-MS <b>AAS-Zeeman ETA</b>	125 µg/kg <b>10 µg/kg</b>
Kobalt	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	2 mg/kg <b>0,4 mg/kg</b>	ICP-MS	50 µg/kg -
Kupfer	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	10 mg/kg <b>2,5 mg/kg</b>	ICP-MS <b>AAS-Zeeman ETA</b>	125 µg/kg <b>12 µg/kg</b>
Molybdän	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	0,5 mg/kg <b>0,5 mg/kg</b>	ICP-MS	125 µg/kg -
Nickel	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	2 mg/kg <b>1,5 mg/kg</b>	ICP-MS <b>AAS-Zeeman ETA</b>	125 µg/kg <b>12 µg/kg</b>
Quecksilber	AAS-Hydrid <b>AMA-254</b>	0,033 mg/kg <b>0,04 mg/kg</b>	AAS-Hydrid	0,5 µg/kg -
Selen	AAS-Hydra <b>FIAS-HG-AAS</b>	0,25 mg/kg <b>0,15 mg/kg</b>	AAS-Hydra	2,5 µg/kg -
Thallium	ICP-MS <b>ETA-AAS</b>	0,14 mg/kg <b>0,10 mg/kg</b>	ICP-MS	5 µg/kg -
Vanadium	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	2 mg/kg <b>3,3 mg/kg</b>	ICP-MS	25 µg/kg -
Zink	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	20 mg/kg <b>8 mg/kg</b>	ICP-MS <b>FAAS</b>	250 µg/kg <b>0,3 mg/kg</b>
Zinn	ICP-OES <b>ICP-OES</b>	2 mg/kg <b>2 mg/kg</b>	ICP-MS	25 µg/kg -



Tab. 3: Basisparameter – Untersuchte Parameter und Charakterisierung der eingesetzten Analyseverfahren: Vergleich Bayern/Tschechien UAW: untere Anwendungsgrenze			
Labor Bayern LfU // <b>Labor Tschechien UKZUZ</b>			
Parameter	Methode	Meßverfahren	UAW
pH	DIN ISO 10390 (0,01 mol/l CaCl <sub>2</sub> )	Elektrode	-
CNS: Cges, Corg, Canorg, Nges, Sges	Elementaranalyse	WLD	0,1 %
<b>Corg</b>	<b>KW-Extrakt</b>	<b>NIRS</b>	<b>0,35%</b>
<b>Nges</b>		<b>NIRS</b>	<b>0,04 %</b>
<b>Sges</b>		<b>ICP-OES</b>	<b>0,01 %</b>

### 3 Ergebnisse

#### *Organische Parameter*

Die Ergebnisse für PCBs, HCHs, HCB und DDX stimmten sehr gut überein, mit Ausnahme einer Abweichung für das DDD in 4 Proben, die auf einen nicht berücksichtigten Zerfall von DDT bei der Messung zurückzuführen war.

Problematischer war die Bestimmung der 16 EPA-PAK. Das tschechische Labor verwendete zwei Verfahren um die Präzision des Standardverfahrens zu überprüfen. Die Probleme sind möglicherweise auf Probeninhomogenitäten zurückzuführen und sollen durch höhere Probeneinwaagen umgangen werden. GC/MS-Analytik soll angewendet werden, um das HPLC-Standardverfahren mit Fluoreszenzdetektion zu überprüfen.

#### *Anorganische Parameter*

Die Ergebnisse der Königswasserextraktion stimmten wiederum gut überein, obwohl im tschechischen Labor bei den ICP-OES-Messungen eine matrixinduzierte 10-20% Signalreduzierung auf einigen Ionenemissionslinien beobachtet wurde. Im Gegensatz zum bayerischen Labor (AAS-Hydridtechnik) wurde in Tschechien das Quecksilber mittels Feststoff-AAS (AMA-254) nachgewiesen. Trotzdem ergab sich auch hier eine sehr gute Übereinstimmung (siehe Abbildung 1).

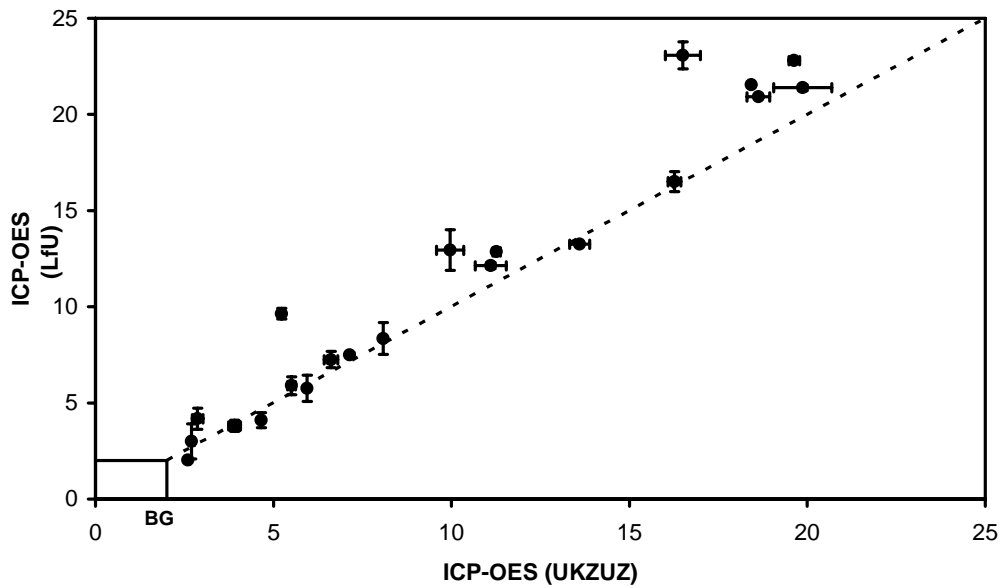
Die Ammoniumnitrat-Extraktion ergab auf tschechischer Seite immer wesentlich höhere Extraktgehalte. Während dies anfangs auf die unterschiedlichen Nachweisverfahren hinzuweisen schien (By: ICP-MS; CZ: AAS-Zeeman ETA), konzentrierte sich die Überprüfung anschließend auf die Probenvorbereitung. Hierbei wurde durch Anpassung der Filtrationsmethodik eine weitgehende Annäherung erzielt.

#### *Basisparameter*

Bei der pH-Bestimmung ergab sich eine geringe systematische Abweichung zwischen beiden Labors die derzeit noch überprüft wird.

Während im LfU-Labor C, N, S mittels trockener Verbrennung aus dem Feststoff nachgewiesen wurde, erfolgte die Schwefelbestimmung im tschechischen Labor mit der ICP-OES am Königswasserextrakt. Obwohl die Verfahren grundsätzlich verschieden sind, stimmen die Daten gut überein. Auch für die N- und C-Bestimmung, die mittels NIRS (kalibriert über klassische Verfahren: Kjeldahl und Walkey-Black) erfolgte, sind die Werte gut vergleichbar. Trotzdem sollen die Bestimmungen im tschechischen Labor künftig ebenfalls mit einem CNS-Analyzer erfolgen, um die Datenkonsistenz dieser wichtigen Parameter sicher zu gewährleisten.

### As im Königswasserauszug (mg/kg TS)



### Vergleich Hg -Totalgehalt - Königswasserextrakt (mg/kg TS)

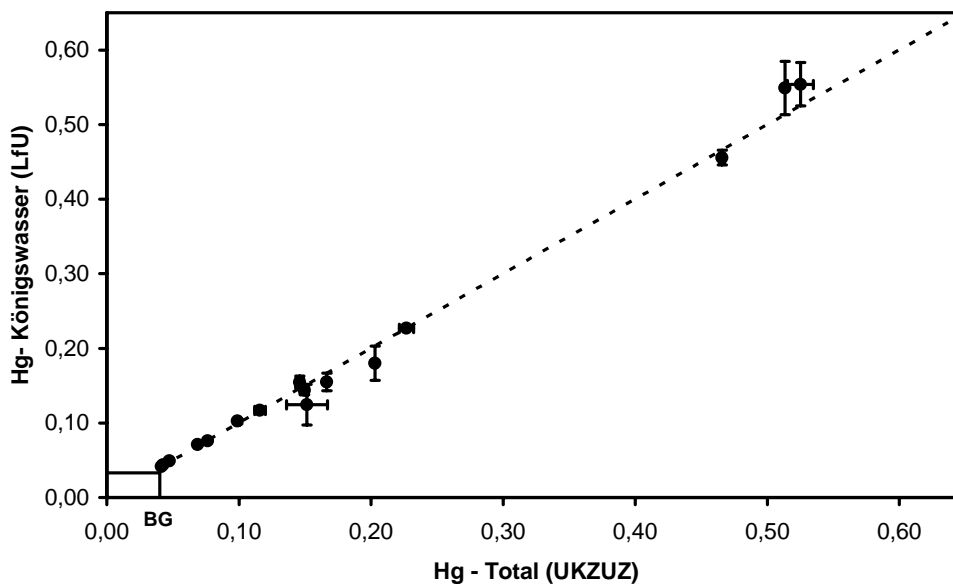


Abbildung 1: Gegenüberstellung der Arsengehalte im Königswasserextrakt der untersuchten 21 Proben sowie Vergleich der Quecksilbergehalte im Königswasserextrakt mit Totalgehalten (Daten resultieren jeweils aus Doppelbestimmung)

## 4 Bodenansprache im Gelände – Laboranalysen

Im Hinblick auf die Datenhomogenität darf nicht nur der Analysenfehler im Labor betrachtet werden. Erfahrungsgemäß trägt vor allem die Beprobung einen wesentlichen Anteil zur Dateninkonsistenz bei.



Grundsätzlich ist beim Vergleich von Laboranalyse zur Feldansprache der große Unterschied der Streubreiten zu beachten. Allerdings ist bei der Laboranalyse nur die Wiederhol- und nicht die Vergleichspräzision Darstellungsgegenstand.

Tabelle 4: Humusgehaltsstufe nach KA5 (Massen-%-Anteil bei landwirtschaftlicher/forstlicher Nutzung): Vergleich von Bodenansprache (n = Anzahl by/cz Probennehmer) und Laboranalyse (Werte in Klammern)

	<b>h0 (0/0)</b>	<b>h1 (&lt;1/&lt;1)</b>	<b>h2 (1-2 /1-2)</b>	<b>h3 (2-4/2-5)</b>	<b>h4 (4-8/5-10)</b>
<b>Probe 1</b>		n = 1/0	n = 5/3	n = 3/2	n = 1/1 (6,4)
<b>Probe 2</b>	n = 4/0	n = 4/5 (0,9)	n = 1/1	n = 1/0	
<b>Probe 3</b>	n = 8/3	n = 2/3 (0,3)			

Die Ansprache der Humusgehaltsstufen zeigt, dass auch hier gravierende Unterschiede zwischen den tschechischen und bayerischen Teilnehmern nicht bestehen (Tabelle 4). Für Probe 1 bestätigt sich aber die Beobachtung, die schon bei ähnlichen Vergleichen gemacht wurde (Reischl et al. 2003), nämlich dass die tatsächlichen Humusgehalte zumeist um mehr als eine Stufe unterschätzt werden. Da zwei der Proben sehr niedrige Humusgehalte aufweisen spiegelt sich dies hier nicht so deutlich wieder.

## 5 Zusammenfassung

Die Vergleichsanalysen zwischen den beiden Labors, die für mehrere Methoden und eine Vielzahl von Parametern durchgeführt wurden, bestätigten, dass auch beim Einsatz unterschiedlicher Analysenverfahren eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse erzielt werden kann. Andererseits zeigt sich, dass bei Verfahren, für die kaum zertifiziertes Referenzmaterial (im Sinne von natürlich belastetem Material / Hintergrundwertbereich) zur Verfügung steht, ein Abgleich notwendig ist, der auch die Vorgehensweise bei der Probenvorbereitung (Trocknung, Siebung, etc.) umfasst. Vor allem gilt dies für Verfahren, die mit wässrigen Extrakten arbeiten. Der Vergleich von Laboranalytik und Feldbeschreibung bestätigt, dass beiderseits der Grenze die Bodenansprache ähnlich gehandhabt wird, zeigt aber auch die Unterschiede hinsichtlich der Präzision zwischen Laboranalyse und Bodenansprache auf.

Für beide Bereiche – die Feld- und die Laborarbeit – ist ein beständiger Austausch und Abgleich die Basis für eine zuverlässige Datenhomogenität. Diese wiederum ist Grundlage für eine aussagekräftige Datenbasis im Bodenmonitoring.

## 6 Danksagung

Wir danken der EU, dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und dem Ministerium für Landwirtschaft der Tschechischen Republik für die Finanzierung dieses Projektes im Rahmen des EU-Interreg IIIa Programmes.

## 7 Literatur

REISCHL, A., SPÖRLEIN, P. & WITTENBECHER, M. (2003): Referenzmaterial „Standardböden Planungsregion 10“, in: Stadt Marktredwitz (ed.) Marktredwitzer Bodenschutztagung Tagungsband 3 „Bodenschutz im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Vollzug, Marktredwitz 218 S.

# Monitoring of Agricultural Soils in the Czech Republic

Staňa J.<sup>1</sup>, Prášková L.<sup>2</sup>

<sup>1,2</sup>Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture

<sup>1</sup>jaroslav.stana@ukzuz.cz, <sup>2</sup>lenka.praskova@ukzuz.cz

**Abstract:** *The net of monitoring sites on agricultural land in the Czech Republic was established in 1992 and consists of 216 monitoring sites. There exists three sampling schedules (one-off samplings, basal samplings and yearly samplings) in Basal Soil Monitoring System. The contents of risk elements are observed in basal samplings and contents of POPs are observed in yearly samplings.*

**Zusammenfassung:** *Ein Netz der Dauerbeobachtungsflächen auf den landwirtschaftlichen Böden in Tschechien wurde im Jahre 1992 gegründet. Heute handelt sich um 216 Standorte. Die Bodenproben werden drei Schemen nach entnommen: Es geben einmalige, grundlegende und jährliche Entnahmen. Der Gehalt der Risikoelemente wird in den Proben aus grundlegenden, Gehalt der organischen Schadstoffe aus den jährlichen Entnahmen festgestellt.*

Keywords: Agricultural soil, monitoring, risk element, pollutant.

Schlagworte: landwirtschaftlicher Boden, Monitoring, Risikoelemente, Schadstoffe

## 1 Introduction

Soil is irrecoverable for production of foodstuffs and basic component of planet ecosystem. Growth and development of human population carry negative influences that decrease quality of soil.

The net of monitoring sites in the Czech Republic was established in 1992 to ensure quality of agricultural production and also to protect production and environmental functions of agricultural ecosystems. The main objectives of the monitoring are observation of hazardous elements and substances in soils and soil inputs.

Monitoring of agricultural soils is conducted on the basis of the Act No. 156/1998 Coll. on fertilizers (as amended) and the Act No. 147/2002 Coll. on the Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture.

The Basal Soil Monitoring System consists of 216 monitoring sites on arable land, grassland, orchards, vineyards and hop gardens. Basal Soil Monitoring System comprises - basal subsystem - 189 plots and subsystem of contaminated plots - 27 plots. Basal subsystem was established in 1992 The main principles for selecting the observation plots were soil types representing the major types in the Czech Republic, representation of crops according occurrence in the Czech Republic, balanced distribution of plots on the area of a district (region), inclusion of different production conditions. Subsystem of contaminated plots was established in 1997 in locations that are characterised by inorganic pollution of anthropogenic and geogenic origin.

All plots are defined as rectangles covering an area of 1000 m<sup>2</sup> (40 x 25 m). The Global Position System (GPS) is used for localization of these sites. Each plot is characterised by terrestrial coordinates, morphology of terrain, climatic and soil conditions. A soil pit was dug on each monitoring site.

## 2 Material and methods

Three sampling schedules exist.

One-off samplings are performed on all sites (216 plots) when a soil pit is dug, only once. Soil samples are taken from each horizon. Selected physical properties of soil are observed instant moisture, maximum soil capillarity, porosity, instant airiness, specific weight (dry bulk density), reduced bulk density, minimum air capacity, absorbability; particle size distribution.

Basal samplings are performed in six-year period on 216 plots. The agrochemical soil properties are observed (actual cation exchange capacity (CEC),  $C_{OX}$ ,  $N_{TOT}$ , active soil reaction, exchange soil reaction, available elements P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe, B, Mo and heavy metals in aqua regia and 2M  $HNO_3$ ).

Yearly samplings are performed every year on the selected set of 40 agricultural plots and 5 plots from protected areas. The level and development of pollution of agricultural soils by organic substances is investigated. Especially potential risks of contamination of agricultural production. Organic substances (PCB - congeners 138, 153, 180, 28, 52, 101, 118; PAH - 15 individual hydrocarbons; organochlorine pesticides - HCH, HCB, DDT, DDE, DDD) are observed.

All results are contained in a database.

## 3 Results

As shown in table 1, the medians of contents of the sum of 7 PCB congeners on observation plots were around  $2 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in the topsoil and little less ( $1,75 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) in the subsoil till year 2002. Higher value was obtained in 2004 ( $6,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in topsoil and  $5,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in subsoil).

These results are difficult to compare in years, because of laboratory equipment. Since 2004 GC/MS/MS is used.

Table 1: Medians, arithmetic mean and maximum of contents of PCB in arable soils and grassland ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )

	arable soils ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )											
	topsoil						subsoil					
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<b>median</b>	1,75	2,00	2,15	3,50	6,40	3,58	1,75	1,75	1,75	3,50	5,50	3,00
<b>ar. mean</b>	7,29	5,43	6,29	6,19	8,77	5,51	3,54	3,41	4,50	5,25	8,01	5,92
<b>max.</b>	84,3	42,1	62,9	47,3	48,9	44,7	29,2	32,9	47,3	31,5	72,3	49,9

	grassland ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )											
	topsoil						subsoil					
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<b>median</b>	1,75	2,85	2,65	3,50	6,50	3,60	1,75	2,10	1,75	3,50	5,70	2,35
<b>ar. mean</b>	2,27	3,11	2,95	4,32	6,29	4,29	2,06	2,02	2,59	4,36	5,31	4,53
<b>max.</b>	4,10	4,90	4,50	7,00	9,35	8,65	3,04	2,30	5,35	6,20	7,60	13,3

Notes:

Sum of PCB 7 congeners (138, 153, 180, 28, 52, 101, 118)

HCH contents (sum of  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ,  $\delta$ -HCH isomers) are very low in agricultural soils of the Czech Republic; the medians of contents are around the limit of quantification. In PAHs, the typical median value is around  $700 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in the topsoil and  $300 - 400 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in the subsoil. Limit values are laid down in a Decree No. 13/1994 Coll. (sum of individual PAHs –  $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , HCH, HCB, sum of individual congeners of PCB, DDT, DDE, DDD –  $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Medians of

PAHs, PCB and HCB in topsoil and subsoil of arable land were not higher than limit values in any year. On the other hand medians of DDT contents were above-limit in topsoil in arable land in all years of sampling, although the use of pesticides based on DDT was forbidden in 1974 in the Czech Republic. In addition, medians of its main metabolite – DDE were above limit value in several years as well. It demonstrates the high persistence and thereby also problems of long - term loads in soils.

#### **4 Conclusion**

In the program of soil monitoring also contents of persistent organic pollutants are observed. These substances are present in soil mostly due to anthropogenic activity. Their uptake by plants is very limited in normal conditions, so the danger from soil pollution consists mainly in suppression of soil microbiology, groundwater pollution and possible transfer to organisms by soil dust.

Results can be used to support decision-making at all levels of state administration and can support proposals for, or amendments to, legislation.

# Geogen erhöhte Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands - Ausmaß und Bedeutung für den Vollzug der BBodSchV –

Utermann, J., O. Düwel, A. Möller  
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover  
[Jens.Utermann@BGR.de](mailto:Jens.Utermann@BGR.de)

**Abstract:** *Based on strata- and elementspecific evaluations of representative samples for background contents in soils an area of about 6.5 % of Germany is identified to exhibiting enhanced geogenic element contents compared to the precautionary values of the German soil protection ordinance. Resulting harmful changes to soils by a substantial release of elements can mainly be expected in heavily acidified soils under forest.*

**Zusammenfassung:** *Auf der Basis einer straten- und elementdifferenzierten Auswertung von repräsentativen Stichproben zu Hintergrundgehalten in Böden werden für ca. 6.5 % der Fläche Deutschlands geogen erhöhte Gehalte im Sinne einer Überschreitung von Vorsorgewerten der BBodSchV nachgewiesen. Eine schädliche Bodenveränderung durch erhebliche Elementfreisetzung ist v.a. auf stark versauerten Böden unter Wald zu erwarten.*

Keywords: geogenic background contents, trace elements, precautionary values, release of trace elements

Schlagworte: geogene Hintergrundgehalte, Spurenelemente, Vorsorgewerte, erhebliche Freisetzung

## 1 Einleitung

Die Gehalte an Spurenelementen in Böden setzen sich aus einer naturbedingten Komponente (sog. geogener Grundgehalt) und einer durch menschliche Aktivitäten hervorgerufenen anthropogenen Komponente zusammen. Die geogene Stoffkomponente wird bestimmt durch das Ausgangsmaterial der Bodenbildung und die durch pedogenetische Prozesse gesteuerte Umverteilung (An-/Abreicherung) in Böden. Der sog. Hintergrundgehalt eines Bodens schließt den geogenen Grundgehalt und die anthropogene Stoffkomponente ein, sofern letztere wesentlich durch diffuse Stoffeinträge in die Böden verursacht worden ist. Ausgewählte statistische Kennwerte von Verteilungen zu Hintergrundgehalten definieren schließlich sog. Hintergrundwerte (HGW) für Spurenelemente in Böden (LABO 2003).

Die Hintergrundwerte stellen eine wichtige fachliche Grundlage zur Ableitung von Bodenwerten im Kontext mit gesetzlichen Regelwerken dar, insbesondere den im Anhang 2 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) festgelegten Vorsorgewerten. Deren Überschreitung indiziert die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung. Gemäß § 9 (2) BBodSchV gilt diese Besorgnis nicht für Böden mit naturbedingt (geogen) erhöhten Stoffgehalten, sofern eine Freisetzung keine nachteilige Auswirkung auf die Bodenfunktionen erwarten lässt.

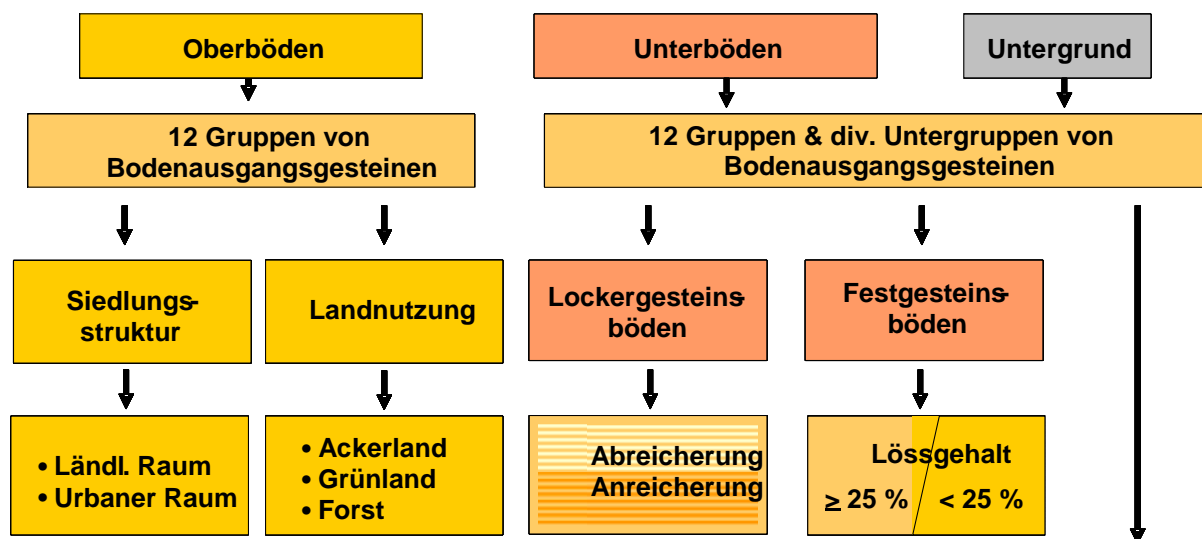
Geogen dominierte Stoffgehalte sind für eine Reihe von Spurenelementen (z.B. Ni, Cr, Co, Zn) in Böden aus ausgewählten Ausgangsmaterialien (z.B. Basalte, Diabase, Tongesteine) belegt (Hindel et al. 2004). Der folgende Beitrag soll klären, für welche Elemente in welchem Ausmaß mit Bezug auf die Vorsorgewerte der BBodSchV mit geogen erhöhten Gehalten in Ober- und Unterböden/Untergrund gerechnet werden muss. Ferner wird der Frage nachgegangen, inwiefern in diesen Fällen eine erhebliche Stofffreisetzung gemäß § 9 BBodSchV zu besorgen ist. Der Fokus liegt hierbei auf einer bundesweiten Betrachtung, die kleinräumige, lokale Vorkommen/Durchragungen von Gesteinen mit geogen erhöhten Elementgehalten außer Acht lässt.



## 2 Hintergrundwerte in Böden – Daten- & konzeptionelle Grundlagen

Für die im Anhang 2 der BBodSchV mit Vorsorgewerten belegten Spurenelemente wurden in den zurückliegenden Jahren auf der Basis von ca. 8000 harmonisierten Profilinformatoren Hintergrundwerte aus bundesweiter Sicht abgeleitet (Utermann et al. 2003a, LABO 2003). Grundlage dieser Arbeiten ist ein hierarchisch aufgebautes Stratifizierungskonzept (s. Abb. 1). Demnach werden Hintergrundwerte für Spurenelemente in erster Priorität nach 12 Gruppen von Bodenausgangsgesteinen (BAG), im Falle der Unterböden zusätzlich nach BAG-Untergruppen stratifiziert. In der untergeordneten Ebene erfolgt für Oberböden eine Unterteilung nach siedlungsstrukturellen Räumen (urbane/ländliche Räume) sowie Hauptlandnutzungsarten (Acker, Grünland, Forst, sonstige), für Unterböden nach Locker-/Festgesteinsböden.

Im Falle der Festgesteinsböden (einschließlich Böden mit periglazialen Umlagerungen über Festgestein) wird bei Unterböden zusätzlich nach dem Grad der Lössbeimengung differenziert, während bei Lockergesteinsböden pedogenetisch bedingte An- und Abreicherungshorizonte unterschieden werden. Die stratifizierte Profilinformatoren wurde mit einer nach Hauptnutzungsarten differenzierten Karte der Bodenausgangsgesteine im Maßstab 1:1.000.000 (BAGK 1000) unter der Maßgabe verschnitten, dass Punkt- und Flächeninformation hinsichtlich des dominierenden Bodenausgangsgesteins und der Flächennutzung übereinstimmen. Zudem sollten die Häufigkeitsverteilungen der Bodenarten bzw. -typen der jeweiligen Stichproben mit den für die entsprechenden Legendeneinheiten charakteristischen Verteilungen als Maß für die inhaltliche Repräsentanz übereinstimmen. Es wurden Stichproben mit einem minimalen Umfang von  $n \geq 20$  ausgewertet. Die Stichproben erwiesen sich in den überwiegenden Fällen als log-normal verteilt. Untypisch belastete Proben (z.B. als Folge lokaler Kontaminationen oder von Vererzungen) wurden von der Grundgesamtheit der Hintergrundwerte für den ländlichen Raum im Zuge von Ausreißerprüfungen ausgeschlossen (vgl. Utermann et al. 2003).



### 3 Identifizierung „geogen erhöhte Elementgehalte“

Geogen erhöhte Elementgehalte sollen hier definiert und bewertet werden mit Bezug auf die Ausnahmeregelung bei Überschreitung von Vorsorgewerten gemäß § 9 BBodSchV (s.o.). Hintergrundwerte für Spurenelemente werden in erster Priorität nach Bodenausgangsgesteinen differenziert (LABO 2003), während Vorsorgewerte auf die drei Bodenartenhauptgruppen Sande, Schluffe/Lehme und Tone bezogen werden. Um einen Vergleich der Hintergrundwerte mit den Vorsorgewerten durchführen zu können, wurde anhand des Datenkollektivs der Hintergrundwerte für alle Legendeneinheiten (LE) der BAGK 1000 im Zuge eines Punkt-in-Polygontransfers die in Ober-/Unterböden & Untergrund dominierende Bodenartenhauptgruppe ermittelt. Während die Bodenartenhauptgruppe Sande überwiegend in den BAGK 1000-LE Sande, Geschiebemergel mit sandigen Deckschichten anzutreffen ist, dominieren die Schluffe und Lehme in den verbleibenden Lockergesteinsböden (Löss, Sandlöss, Fluss- und Schotterablagerungen) sowie bei den Böden über Festgestein. Nennenswerte Anteile an der Hauptbodenart Tone finden sich in den BAGK 1000-LE Karbonatgesteine sowie Tongesteine. Am Beispiel der beiden letztgenannten BAGK 1000-LE zeigt Abbildung 2 die Verteilung der Ober- und Unterboden/Untergrundproben auf die Hauptbodenartengruppen Sande, Lehme/Schluffe und Tone.

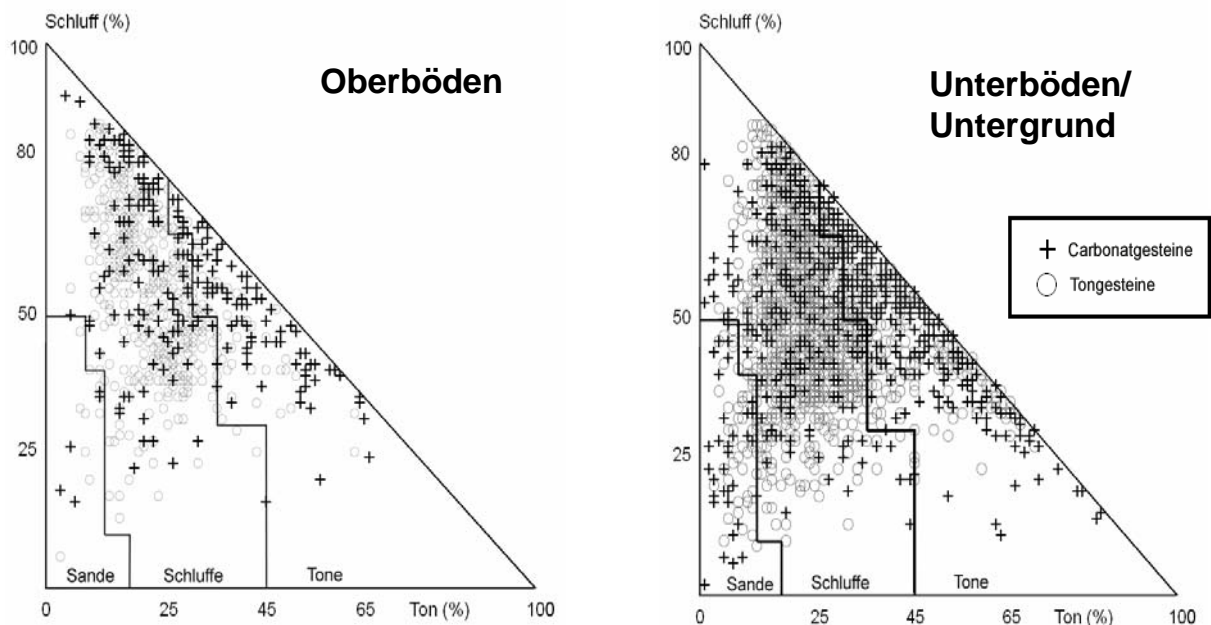


Abb. 2: Zuordnung der Bodenproben zur Ableitung von HGW für die BAGK 1000-LE Carbonatgesteine und Tongesteine zu Bodenartenhauptgruppen nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005)

Als Folge der schluffhaltigen periglazialen Deckschichten ist in den Oberböden beider BAGK 1000-LE mehrheitlich die Bodenartenhauptgruppe Schluffe/Lehme anzutreffen, während der Unterboden/Untergrund tendenziell tonhaltiger wird. Das Stichprobenkollektiv Unterboden/Untergrund der Carbonatgesteine weist zu 59 % (UB) bzw. 36 % (UG) Tone und zu 35 % (UB) bzw. 54 % (UG) Schluffe/Lehme auf, während in Böden aus Tongesteinen mit 12 % (UB) bzw. 19 % (UG) Tone und 84 % (UB) bzw. 72 % (UG) Schluffig-/lehmmige Bodenarten vertreten sind.

Der Vergleich der Hintergrundwerte mit den Vorsorgewerten nach Anhang 2 BBodSchV erfolgt mit Bezug auf die in der jeweiligen BAGK 1000-LE dominierende Bodenartenhauptgruppe. In Tabelle 1 sind die Hintergrundwerte (90. Perzentilwerte) für die Böden über Festgestein zusammengefasst und mit den korrespondierenden Vorsorgewerten verglichen. Dabei wurden alle Fälle hervorgehoben, in denen die Hintergrundwerte die

Vorsorgewerte um mehr als 10 % überschreiten. Nicht dargestellt sind Böden aus Lockergesteinen, da diese keine geogen erhöhten Spurenelementgehalte aufweisen. Im direkten Vergleich zu den Vorsorgewerten der BBodSchV sind geogen erhöhte Gehalte demnach insbesondere bei Böden aus periglazialen Lagen i) über basischen Magmatiten und Metamorphiten (*BMM*) (Cr, Ni, Cu, Zn), ii) über Tongesteinen (*TST*) (v.a. Lias-Tonstein) (Cd, Cr, Cu Ni, Pb, Zn), iii) über sauren Metamorphiten (*SMe*) (Cu, Ni) und Glimmerschiefer (*GS*) (Cr, Cu, Ni, Zn) sowie iv) über Carbonatgesteinen (*CST*) als Folge der Residual-Ton Anreicherung bei Böden des Typs *Terra Fusca* zu erwarten. Hier treten im Vergleich zu den Oberböden höhere Elementgehalte im Untergrund und im lössarmen Unterboden auf, die sich insbesondere im Falle von Cr und Ni (*BMM*) deutlich in den Oberböden durchpausen. Die in Tabelle 1 ausgewiesenen HGW für Ni & Cr in *BMM* beziehen bei Oberböden im Gegensatz zu Unterböden auch ultrabasische Magmatite ein und überschreiten deshalb teilweise die HGW des Unterbodens.

Der aus bundesweiter Sicht potenziell betroffene Flächenanteil mit geogen erhöhten Elementgehalten liegt bei ca. 18 %. Hierbei nehmen die *BMM* einen Flächenanteil von ca. 1,2 %, die *Terra Fusca* von ca. 2,2 %, die *SMe* und *GS* von ca. 2,2 %, die *TST* von ca. 12 % mit den sich deutlich heraushebenden Lias-*TST* von < 1 % ein. In der Realität dürfte dieser Flächenanteil deutlich niedriger liegen, da bei allen betrachteten Straten/Stichproben lediglich ein Teil der Grundgesamtheit die Vorsorgewerte signifikant überschreitet. Zur näherungsweisen Quantifizierung dieses Anteils wurden die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der Stichproben element- und stratendifferenziert ausgewertet. Die höchsten Überschreitungshäufigkeiten lassen sich für die geogen „Zeiger“-Elemente Ni (77 %) und Cr (66 %) in der BAGK 1000-LE *BMM* feststellen. Generell besteht aus bundesweiter Sicht die Tendenz, dass BAGK 1000-LE, in denen ein Großteil der Stichprobe die Vorsorgewerte überschreitet (z.B. *BMM* → Cr, Ni) vergleichsweise geringe Flächenanteile aufweisen, während in BAGK 1000-LE mit vergleichsweise großen Flächenanteilen (z.B. *TST*) die Vorsorgewerte von einem eher geringen Anteil der Stichprobe überschritten werden (*TST* → Cr: 7 %, Ni 30 %). Legt man in den BAGK 1000-LE jeweils das Element mit der höchsten Überschreitungshäufigkeit zugrunde und unterstellt, dass die Stichprobe die Grundgesamtheiten räumlich und inhaltlich in den Straten repräsentiert, errechnen sich Flächenanteile mit Überschreitung der Vorsorgewerte von 0,9 % im Falle der *BMM*, 1,4 % im Falle der *Terra Fusca*, 0,4 % im Falle der *SMe*, 0,5 % im Falle der *GS* und 3,3 % im Falle der *TST*. Bundesweit ist somit unter den getroffenen Annahmen auf einer Fläche von ca. 6,5 % mit geogen erhöhten Spurenelementgehalten zu rechnen.

#### **4 Elementfreisetzung aus Böden mit geogen erhöhten Hintergrundgehalten**

Gemäß § 9 (2) BBodSchV markiert das Überschreiten der Vorsorgewerte im Falle von geogen erhöhten Elementgehalten nur dann die Besorgnisschwelle zu einer schädlichen Bodenveränderung, wenn es im Zuge von „erheblichen Elementfreisetzungen“ zu nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktionen kommt. Hierbei lässt die BBodSchV grundsätzlich offen, i) mit welchem Verfahren die Elementfreisetzung ermittelt werden soll und ii) wann eine Freisetzung als erheblich eingestuft werden muss. Vor diesem Hintergrund wurde an ausgewählten Standorten mit naturbedingt erhöhten Hintergrundgehalten die Elementfreisetzung ermittelt und vergleichend bzw. wirkungspfadbezogen bewertet (Utermann et al. 2003b). Untersucht wurden insgesamt 65 Ober- und Unterbodenproben der BAGK 1000-LE *BMM*, *TST* und *CST*. Neben den erklärenden Bodenkenngrößen wurden die Elementgehalte

Tab. 1: 90. Perzentilwerte von KW-extrahierbaren Spurenelementgehalten in Böden über Festgestein  
 Die grau hinterlegten Zahlen markieren die Fälle, in denen das 90. Perzentil die Vorsorgewerte der BBodSchV > 10 % überschreitet

Bodenausgangsgesteine (BAGK 1000)	Flächenanteil	Cd [mg*kg <sup>-1</sup> ]			Cr [mg*kg <sup>-1</sup> ]			Cu [mg*kg <sup>-1</sup> ]			Ni [mg kg <sup>-1</sup> ]			Pb [mg kg <sup>-1</sup> ]			Zn [mg*kg <sup>-1</sup> ]		
		OB			OB			OB			OB			OB					
	[%]	A	F	G	A	F	G	A	F	G	A	F	G	A	F	G	A	F	G
Carbonatgesteine (CST)	7,9	0,59	1,60	1,19	56	48	60	45	32	34	59	43	54	60	115	63	102	172	130
Tongesteine (TST)	12	0,94	0,60	0,67	57	54	57	45	31	33	70	56	68	85	205	99	158	129	141
Sandsteine (SST)	9	0,37	0,34	0,33	40	27	33	23	12	13	26	20	22	48	94	33	82	60	63
(Ultra-) Basische & intermediäre Magmatite & Metamorphite (BMM)	1,2	0,77	1,04	0,92	355	278	228	69	71	64	248	221	222	59	129	79	158	171	179
Saure/intermediäre Magmatite & Metamorphite (SMM)	5,5	0,94	0,91	1,15	40	40	51	40	31	52	34	33	34	143	189	131	151	104	146

		UB		UG	UB		UG	UB		UG	UB		UG	UB		UG	UB		UG
		Lössgehalt			Lössgehalt			Lössgehalt			Lössgehalt			Lössgehalt			Lössgehalt		
		L+	L-		L+	L-		L+	L-		L+	L-		L+	L-		L+	L-	
Carbonatgesteine	7,9	0,55	0,67	0,64	45	65	51	25	39	33	44	70	60	52	68	56	84	137	110
CST - Terra Fusca		-	2,65	3,33	-	91	118	-	55	80	-	127	171	-	55	69	-	331	389
Tongesteine	12	0,31	0,34	(0,41)	52	59	63	25	40	41	58	66	73	48	53	51	107	124	118
TST - Lias		-	1,08	1,99	-	78	127	-	97	95	-	223	181	-	126	248	-	167	375
Sandsteine		(0,34)	(0,33)	(0,33)	35	27	30	19	10	15	28	22	22	42	25	25	70	51	62
Basische Magmatite & Metamorphite	1,2	0,53	0,59	0,57	145	240	279	63	79	88	208	332	358	42	40	48	139	173	156
SMM - Saure Magmatite	5,5	-	0,39	(0,25)	-	28	26	28	30	27	-	28	28	-	59	68	79	93	109
SMM - Saure Metamorphite		-	0,25	0,38	-	65	59	-	45	54	-	52	58	-	41	37	-	121	135
SMM - Glimmerschiefer		-	-	0,33	-	67	74	-	45	53	-	67	76	-	56	68	-	190	202

OB: Oberboden, UB: Unterboden, UG: Untergrund, A: Acker, F: Forst, G: Grünland, L+: > 25 % Löss, L-: ≤ 25% Löss

sowohl im Königswasserextrakt als auch in allen Salz-/wässrigen Extrakten bestimmt, die für eine Wirkungspfadbezogene Bewertung nach BBodSchV zulässig sind. In Abbildung 3 ist beispielhaft die Ni- und Cr-Freisetzung (Gehalte im Bodensättigungsextrakt) in Böden mit naturbedingt erhöhten Gehalten als Funktion des pH-Wertes dargestellt.

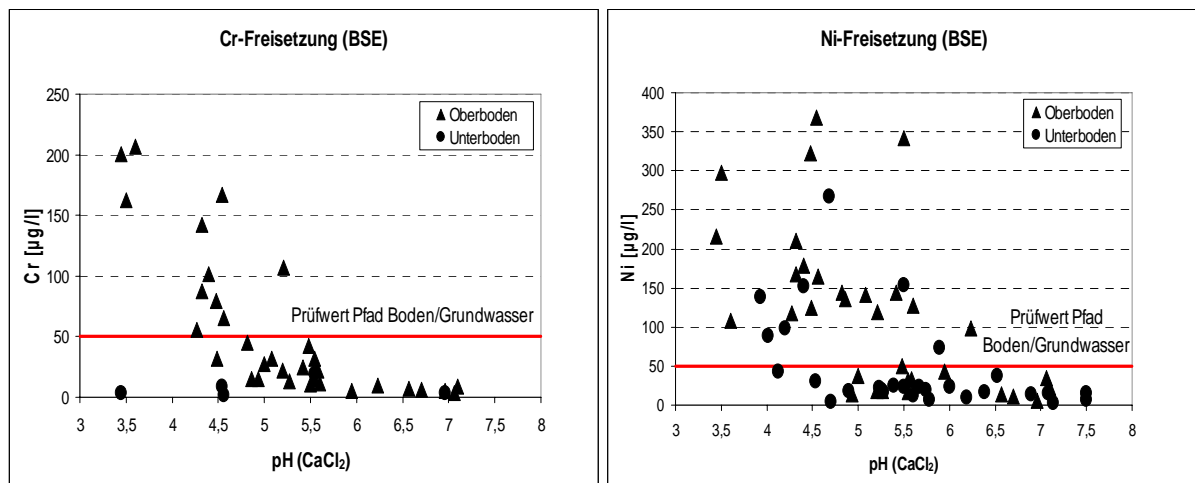


Abb. 3: Cr- und Ni-Gehalte im Bodensättigungsextrakt (BSE) in Ober-/Unterböden mit naturbedingt erhöhten Hintergrundgehalten (CST, TST, BMM)

Demnach werden bei entsprechend niedrigen pH-Werten auch überwiegend geogen-bürtige kationische Spurenelemente freigesetzt und verfügbar. Dies ist v.a. eine Folge der fortschreitenden Tonmineralzerstörung in stark versauerten Böden unter Wald. Werden in Ermangelung geeigneter Schwellen im Vorsorgebereich die Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser (Anhang 2 BBodSchV) als Vergleichsmaßstab für eine erhebliche Elementfreisetzung herangezogen, lassen sich für dieses Probenkollektiv Überschreitungshäufigkeiten von 30 % (Cr) bis 55 % (Ni) nachweisen. In Böden mit geogen erhöhten Hintergrundgehalten unter landwirtschaftlicher Nutzung sowie generell im tieferen Unterboden/Untergrund ist hingegen eine erhebliche Elementfreisetzung im Sinne § 9 BBodSchV nicht zu erwarten.

Insgesamt lässt sich aus länderübergreifender Sicht festhalten, dass geogen erhöhte Spurenelementgehalte in Böden auf deutlich weniger als 10 % der Fläche Deutschlands auftreten. Hierdurch verursachte schädliche Bodenveränderungen im Sinne von erheblichen Elementfreisetzungen sind am ehesten in stark versauerten Böden unter Wald zu erwarten.

## 5 Literatur

UTERMANN, J., B. RABER, O. DÜWEL, A. MÖLLER, C.S. SIEBNER (2003a): Ableitung flächenrepräsentativer Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Unterböden und Untergrund. Abschlussbericht zum UBA-F&E-Vorhaben 201 71 242, 126 pp.

UTERMANN, J., B. RABER, H.-E. GÄBLER, R. HINDEL, O. MELZER, I. NAGEL (2003b): Charakterisierung von Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten im Hinblick auf eine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen nach BBodSchV. Abschlussbericht zum UBA-F&E-Vorhaben 201 71 242, 89pp.

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. BoS 39. Lfg. XII/03

HINDEL, R., E. GEHRT, W. KANTOR, E. WEIDNER (2004): Spurenelementgehalte in Böden Deutschlands: Geowissenschaftliche Grundlagen und Daten. BoS 40. Lfg. III/04

# Uran im Grundwasser

## Erhöhte natürliche Uranwerte im Grund- und Trinkwasser Bayerns

Walter Lindenthal  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Lazarettstr. 67, 80636 München  
[Walter.lindenthal@lfu.bayern.de](mailto:Walter.lindenthal@lfu.bayern.de)

**Abstract:** *In some regions of Bavaria high geogenic uranium contents are known in ground- and drinking-water. The most elevated contents are in the sandstone layers of the Middle Keuper and the Buntsandstein in Northern Bavaria. There are investigations to eliminate the Uranium, some of them prove good results.*

**Zusammenfassung:** *In Bayern finden sich regional deutlich erhöhte Uranwerte im Grund- und Trinkwasser. Die Ursachen sind geogener Natur, die höchsten Werte sind in Sandsteinen des Mittleren Keupers und des Buntsandsteins Nordbayerns bekannt. Vom LfU geförderte F + E-Vorhaben zur aufbereitungstechnischen Entfernung des Urans, sind viel versprechend verlaufen.*

Keywords: Drinking-water, natural Uranium, trigger concentrations, treatment

Schlagworte: Trinkwasser, natürliches Uran, Grenzwerte, Aufbereitung

### 1 Einleitung

Aufgrund des Nachweises hoher Urangelhalte in einem Brauereibrunnen in Mittelfranken durch das ehemalige Landesuntersuchungsamt Nordbayern im Jahr 2000 wurden im folgenden Untersuchungsprogramme zur Verbesserung der Datenlage im Bezug auf die Belastungssituation im Grund- und Trinkwasser Bayerns aufgenommen. Durch diese Messkampagnen hat sich der Kenntnisstand über das Uran im Grund- und Trinkwasser zunehmend verbessert.

### 2 Natürliches Uran

Natürliche Radioaktivität existiert seit Beginn der Erdgeschichte und kommt überall in der unbelebten und belebten Natur und letztendlich auch im Menschen selbst vor. Uran ist ein radioaktives Schwermetall aus der Elementreihe der Actinoiden. Von den 14 bekannten Uran-Isotopen kommen in der Natur drei Uran-Isotope vor, U-238, U-235 und U-234, wovon der Anteil von Uran-238 alleine 99,3 % ausmacht. Keines von ihnen ist stabil. U-238 ist wegen seiner extrem langen Halbwertszeit von rund 4,5 Milliarden Jahren erst zur Hälfte zerfallen und ist heute noch in durchschnittlichen Konzentrationen von wenigen Gramm pro Tonne in allen Böden und Gesteinen enthalten.

Durch den radioaktiven Zerfall eines Elements entsteht ein neues Element, das seinerseits wieder radioaktiv ist und weiter zerfällt. Es entstehen so natürliche Zerfallsreihen. Man kennt in der Natur insgesamt drei solcher Zerfallsreihen, die Uran-Radium-Zerfallsreihe mit dem Uran-238-Isotop am Beginn, die Actinium-Zerfallsreihe mit dem Uran-235-Isotop als Ausgangselement und die Thorium-Zerfallsreihe mit Thorium-232 am Beginn. Als Endprodukt des radioaktiven Zerfalls entsteht bei allen drei Zerfallsreihen inaktives Blei.

### 3 Risikocharakterisierung von Uran

Wasser hat die Fähigkeit, Uran ebenso wie andere Mineralien und Spurenelemente aus dem

Gestein zu lösen, allerdings nur in Spuren. Deshalb ist Uran Bestandteil jedes natürlichen Wassers. Im Gegensatz zu seiner langen Halbwertszeit beträgt die biologische Halbwertszeit von Uran-238 nur 20 Tage, d.h. nach dieser Zeit wird die Hälfte der aufgenommenen Uranmenge wieder ausgeschieden. Die Bedeutung des Urans im Grund- und Trinkwasserkreislauf liegt deshalb – im Gegensatz zu anderen radioaktiven Stoffen - nicht in seiner Dosisrelevanz begründet, sondern in seiner hohen chemischen Giftigkeit, wobei ähnlich wie bei anderen Schwermetallen Leber- und vor allem Nierenschädigungen auftreten können.

In der Trinkwasserverordnung ist kein Grenzwert eingeführt. Die Weltgesundheitsorganisation WHO hat sich 1998 für einen lebenslang gesundheitlich duldbaren Uran-Richtwert von 0,002 mg/l, entsprechend 2 µg/l, im Trinkwasser ausgesprochen. Ausgehend von diesem Wert werden derzeit Leitwerte von 7 – 10 µg/l und ein Maßnahmewert (für eine befristete Expositionsdauer von bis zu 10 Jahren) von 20 µg/l im Trinkwasser diskutiert. Die Diskussion hierzu ist noch nicht abgeschlossen. In Bayern ist ein derzeitiger Vorsorgewert von 20 µg/l von der Gesundheitsverwaltung eingeführt worden. Bei Überschreitung dieses Wertes ist Handlungsbedarf gegeben bzw. müssen Ausnahmegenehmigungen erteilt werden.

#### 4 Vorkommen des Urans im Grund- und Trinkwasser

Uran ist ubiquitär im Grundwasser vorhanden. Darüber hinaus zeichnen sich in Bayern Bereiche ab, in denen verstärkt mit erhöhten Urangehalten gerechnet werden muss (> 5 µg/l). Diese Erkenntnisse basieren auf der Auswertung von mittlerweile rund 3800 Rohwasser- und Reinwasseruntersuchungen von Trinkwasser auf Uran.

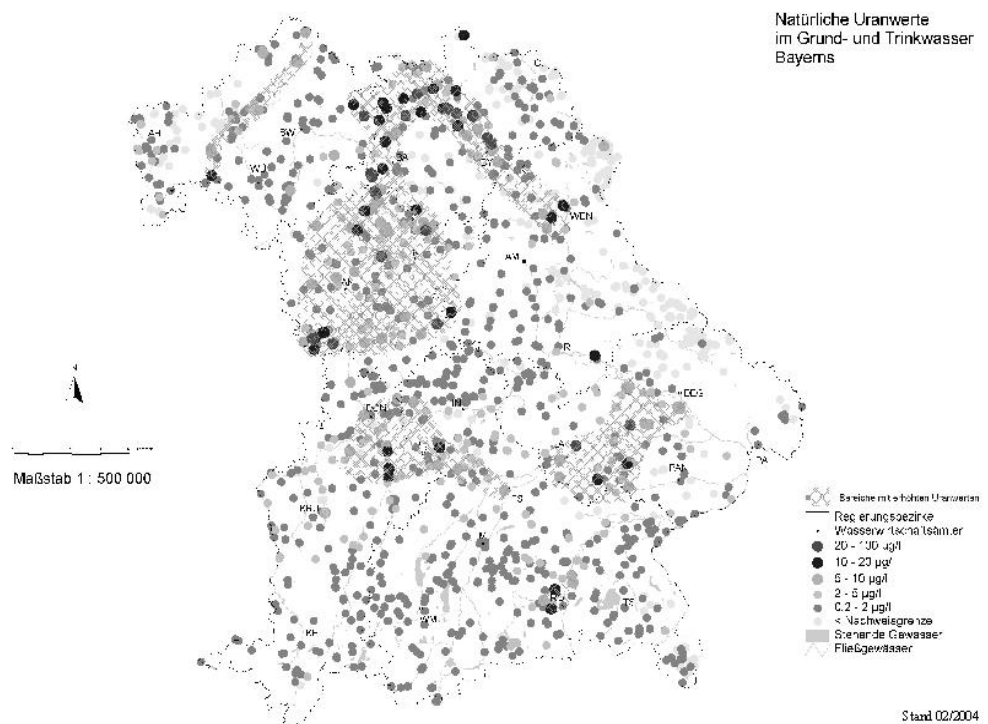


Abbildung 1: Natürliche Uranwerte im Grund- und Trinkwasser Bayerns

Die Verteilung der Werte ist nicht zufällig, sondern sie ist geologisch begründbar. Obwohl Uran primär in Graniten und Gneisen angereichert ist, sind aus den Bereichen des Kristallinen Grundgebirges bislang nur sehr niedrige Uran-Messwerte aus dem Roh- und Reinwasser bekannt. Erhöhte Uranwerte liefern in Nordbayern v.a. die Bereiche des mittleren Keupers (mit Schwerpunkt im Burgsandstein) in Mittel-, Unter- und Oberfranken und der Buntsandstein in Unter- und Oberfranken. In Südbayern treten erhöhte Uranwerte schwerpunktmäßig in Grundwässern (und somit auch in Trinkwässern) aus anmoorigen Bereichen auf oder in Aquiferen mit organischen Anreicherungen.

Die Messdichte ist regional noch sehr unterschiedlich, jedoch können anhand der Datendichte und mit Hilfe hydrogeologischer Informationen zu den genutzten Aquiferen bereits relativ präzise Aussagen über die Uranbelastung der Grundwässer gewagt werden.

Im Hinblick auf Grenzwertdiskussionen sind folgende Zahlen von Interesse:

Tabelle 1: Verteilung der Uragehalte in Grund- und Trinkwasser	
Uran µg/l	% der Messwerte
< 5	87,5
5 – 10	8
10 - 15	2
15 – 20	1
> 20	1,5

Es kann prognostiziert werden, dass sich die Werte nicht mehr grundlegend ändern werden.

## 5 Entfernung des Uran

Eine vergleichende Auswertung korrespondierender Roh- und Reinwasserwerte zeigt, dass mit den derzeit angewandten Aufbereitungsmethoden Uran nicht entfernt wird, d.h., die Uranmesswerte sind roh- und reinwasserseitig nahezu identisch. Zur besseren Kenntnis der Mechanismen wurden deshalb unter Federführung des ehemaligen Landesamts für Wasserwirtschaft Studien und kleintechnische Untersuchungen sowie ein Pilotvorhaben im halbertechnischen Maßstab durchgeführt um die Möglichkeiten einer wirksamen und kostengünstigen Uranrückhaltung für die Trinkwasseraufbereitung zu erkunden.

Die Ergebnisse der kleintechnischen Untersuchungen zeigen, dass neben wirkungslosen Verfahren auch Verfahren getestet wurden, die mit großer Wirksamkeit Uran aus dem Grundwasser entfernen können. Vor allem Anionenaustauscher haben sich bei diesen Tests mit sehr guten Uranentfernungsraten, langen Filterstandzeiten und kurzen Kontaktzeiten bewährt.



## 6 Literatur

ABELE, G., BERGER, K. & SALGER, M (1962): Die Uranvorkommen im Burgsandstein Mittel-frankens. - Geologica Bavarica 49, München

BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG BfR (2005): Uran in Mineralwasser: Bei Erwachsene geringe Mengen tolerierbar, Wasser für Säuglingsnahrung sollte uranfrei sein; Stellungnahme Nr. 024/2005 des BfR vom 13.Mai 2005: [http://www.bfr.bund.de/cm/208/uran\\_in\\_mineralwasser.pdf](http://www.bfr.bund.de/cm/208/uran_in_mineralwasser.pdf)

BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG BfR (2005): Uran in natürlichen Mineral- und anderen, zum Verzehr bestimmten Gewässern. – Stellungnahme 3. März 2005-06-17

KONIETZKA, R., DIETER, H., VOSS, U.(2005): Vorschlag für einen gesundheitlichen Leitwert für Uran in Trinkwasser: - UBA Berlin 2005 in Umweltmed Forsch Prax 10 (2) 133 – 143

MAUCHER, A. (1962): Die Lagerstätten des Urans.- Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig.

# Referenzbodensysteme als Komponenten international abgestimmter Bodenschutzstrategien

Kuhnt, G.

Institut für Physische Geographie und Landschaftsökologie der Universität Hannover  
Schneiderberg 50, 30167 Hannover  
e-mail: [kuhnt@geog.uni-hannover.de](mailto:kuhnt@geog.uni-hannover.de)

**Abstract:** *The article underlines the necessity of establishing reference soil systems as a basis for the international harmonization of soil analytical methods and chemicals testing. On this background, the most important reference soil systems are synoptically displayed, described and evaluated with respect to the possible implementation of an international reference soil network.*

**Zusammenfassung:** *Der Aufsatz begründet die Notwendigkeit von Referenzbodensystemen zur internationalen Abstimmung von bodenanalytischen Methoden und Teststrategien für Umweltchemikalien. Dabei werden die wichtigsten existierenden Referenzbodensysteme gegenübergestellt und hinsichtlich ihrer Bedeutung und Nutzbarkeit für ein ausgeweitetes Netzwerk bewertet.*

Keywords: soil protection, chemicals testing, reference systems, analytical methods

Schlagworte: Bodenschutz, Chemikalienprüfung, Referenzsysteme, Analysemethoden

## 1 Einleitung

Effektive Bodenschutzstrategien bedürfen heutzutage einer international abgestimmten Basis. Leider zeigt sich sehr häufig, dass die Ergebnisse aufwendiger sowie für die Zielregion durchaus repräsentativer und aussagekräftiger Untersuchungen wegen mangelnder methodischer, regionaler oder sachlicher Kompatibilität nicht mit denen anderer Gebiete vergleichbar sind. Sowohl vor dem Hintergrund zahlreicher über die Europäische Union koordinierter Bodenschutzprogramme wie angesichts der Tatsache, dass grenzüberschreitende Kooperation einzelner Staaten in erheblicher Ausweitung begriffen sind, stellt sich die Frage nach den Möglichkeiten der Harmonisierung von bodenbezogenen Analyse- und Prüfverfahren. Eine abgestimmte, regionale Besonderheiten berücksichtigende und gleichzeitig universell einsetzbare Strategie zur Ausweisung, Entnahme und analytischen Charakterisierung von Referenzböden kann in jeder Hinsicht zur Abstimmung und Angleichung beitragen.

## 2 Begriffsbestimmungen

Die Begriffe "Referenzboden" bzw. "Referenzbodensystem" dürfen nicht im Sinne der analytischen Chemie oder Laborpraxis begriffen werden. Es handelt sich nur eingeschränkt um "Referenzmaterial", das, homogenisiert und hinsichtlich der Eigenschaften bzw. Inhaltstoffe streng determiniert, etwa für Vergleichsuntersuchungen oder GLP-Zertifizierungen herangezogen wird.

Referenzbodensysteme bilden vielmehr eine vor dem Hintergrund formulierter Kriterien repräsentative Auswahl mehrerer natürlicher Böden bzw. Bodenhorizonte einer bestimmten Region ab. Die entnommenen, umfassend analysierten und in adäquater Form eingelagerten Bodenproben dienen vor allem als Referenzen zur Findung von Vergleichsböden ähnlicher Ausstattung und Charakteristika, die zur Durchführung von Chemikalienprüfungen oder zur Harmonisierung von Analyseverfahren dienen können.

Tabelle 1 zeigt die möglichen Anwendungsgebiete von Referenzböden im eben definierten Sinne, die an sie gerichteten Anforderungen sowie die entsprechenden Auswahlkriterien.

Tabelle 1: Anwendungsgebiete für Referenzböden und Anforderungen an die Auswahlkriterien

Anwendungsgebiet	Anforderungen	Auswahlkriterien für Referenzböden
Stoffgehalte in Böden, Speziesanalytik, Validierung von analytischen Verfahren	Referenzmaterial in engerem Sinne mit definierten Eigenschaften, hoher Homogenität und Stabilität	Breites Spektrum an chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften mit kleiner Wiederholstandardabweichung; ausreichende Differenzierung im Hinblick auf Gehalte von Humus, Tonmineralen, Sesquioxiden
Mobilität und Verfügbarkeit von Nährstoffen und Kontaminanten, Wechselwirkung von Stoffen mit Böden	Spektrum an Böden zur Erfassung des Einflusses von Bodeneigenschaften auf das Stoffverhalten	Referenzböden, welche die natürliche Variabilität der Böden im Hinblick auf die untersuchten Eigenschaften beschreiben
Lebensraum für Bodenorganismen und Pflanzen	Satz an feldfrischen (biologisch aktiven) Böden, die geeignet sind für Labor- und Freilandtests	Bodenauswahl entsprechend zulässiger Wertebereiche der Bodenparameter für die einzelnen Testorganismen

Quelle: Bussian et al. 2005

### 3 Entwicklung von Referenzbodensystemen

Im Zusammenhang mit der ersten Formulierung der OECD Test Guideline 106 "Adsorption/Desorption" Anfang der 70er Jahre wurde die Notwendigkeit der Definition von Referenzmaterialien evident, denn im Gegensatz zur Bestimmung der inhärenten, rein physikochemischen Eigenschaften einer Substanz war hier die Verwendung einer Testmatrix notwendig. Hierfür wurden, zunächst ohne nähere Spezifikation, die nach der U.S. Soil Taxonomy klassifizierten Böden Entisol, Alfisol und Spodosol genannt (KUHNT, 1992). In Deutschland wurden von der LUFA Speyer entsprechende Testböden bereitgestellt (LUFA 2003). Im Zusammenhang mit der Einrichtung des europäischen Binnenmarktes Mitte der 80er Jahre und den ersten Bestrebungen der Europäischen Gemeinschaft, die wesentlich auf den OECD Guidelines beruhende Chemikalienprüfung grenzüberschreitend zu harmonisieren, ergab sich die Notwendigkeit einer Identifikation repräsentativer Testböden zur Durchführung entsprechender Untersuchungen. Im Rahmen des EUROSoil-Projektes wurden auf der Basis umfangreicher geostatistischer Untersuchungen 5 repräsentative Oberböden ausgewählt, in großer Menge beprobt, homogenisiert und analysiert sowie beim Joint Research Center der Europäischen Union in Ispra eingelagert, um als Referenzmaterial für europaweite Untersuchungen dienen zu können (KUHNT 1993, KUHNT & MUNTAU 1994). Da das EUROSoil-Projekt, der damaligen Konstellation in EG-Europa entsprechend, im Wesentlichen nur die Böden Mittel- und Südeuropas abbildete, wurden vom Nordischen Rat im Jahre 1998 13 Nordic Reference Soils zur Chemikalienprüfung identifiziert (TIBERG, 1998). Gleichzeitig wurde der Satz an EUROSoils im Zuge der Erweiterung der EU um einen österreichischen Alpenboden ergänzt (KUHNT et al. 1999). Ende der 90er Jahre wurden die Vorgaben für die weltweite Chemikalienprüfung in den OECD-Mitgliedstaaten auf der Basis der Eigenschaften der EUROSoils definiert. Ebenfalls auf der methodischen Grundlage des EUROSoil-Konzeptes wurde für die Bundesrepublik Deutschland auf Initiative des Umweltbundesamtes das RefeSol-Projekt initiiert, das in einem gestuften und offenen System 12 repräsentative Böden definiert, die für die Abstimmung analytischer Methoden ebenso herangezogen werden können wie für die Durchführung von Chemikalienuntersuchungen (WEINFURTNER et al. 2003, BUSSIAN et al. 2005).

Tabelle 2: Nationale und internationale Referenzbodensysteme im Überblick

1.1.1 Name des Projekts	Ausführende Institutionen	1.1.2 Hintergrund
<b>Test Soils according to OECD Test Guideline 106</b>	U.S. Environmental Protection Agency	⇒ Bereitstellung von Test-Matrices für die Untersuchung des Sorptionsverhaltens von Umweltchemikalien in Böden
<b>LUFA Standardböden</b>	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer	⇒ für Zulassungsstudien von Pflanzenschutzmitteln zum Versickerungsverhalten, Abbau und Metabolismus, Einfluss auf die Bodenmikroflora und –fauna und Adsorptions-/ Desorptionsverhalten der Stoffe in Böden ⇒ auch für Fragestellungen ohne Bezug zu Pflanzenschutzmitteln geeignet (die Böden werden sowohl feldfrisch als auch abgelagert oder sterilisiert verwendet)
<b>EUROSoils</b>	Europäische Union Umweltbundesamt	⇒ 6 getrocknete, nach OECD Guideline 106 schonend aufgearbeitete Oberbodenproben als Testmaterial für Adsorptions-/ Desorptionsuntersuchungen ⇒ teilweise Einlagerung als Referenzmaterial im labortechnisch-analytischen Sinne
<b>Nordic Reference Soils</b>	Nordic Council of Ministers	⇒ Risikoabschätzung von Pestiziden und anderen Chemikalien ⇒ Grundlage für Bodenpassagemodelle ⇒ Adsorptionsuntersuchungen ⇒ Erstellung von „Risiko“-Karten ⇒ Grundlage für terrestrische ökotoxikologische Tests ⇒ Referenzmaterial für Bodenanalysen oder Bodenforschung ⇒ Bodenbank für die Zukunft
<b>RefeSols</b>	Umweltbundesamt IME Schmallenberg Uni Hannover	⇒ 12 repräsentativ ausgewählte Acker- und Grünlandböden der Bundesrepublik Deutschland ⇒ Verwendung u.a. als Grundlage für die Identifikation von Testböden zur Umsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes

#### 4 Referenzbodensysteme im Vergleich

Referenzbodensysteme haben unterschiedliche Ansprüche zu erfüllen, die in der Planungs- und Entwurfsphase nicht immer in vollem Umfang zu überblicken sind. Insgesamt gilt allerdings, dass die Systeme umso universeller einsetzbar sind, je flexibler sie sich in Anlage und Ausrichtung gestalten.

In diesem Zusammenhang ist der Verweis auf den Begriff "System" hilfreich: Einzelne Böden bzw. Bodenproben können zwar für Chemikalienprüfungen oder die Harmonisierung von Analyseverfahren herangezogen werden; der eigentliche Wert ergibt sich allerdings aus der Stellung der Einzelproben innerhalb eines abgestimmten Satzes von mehreren Böden. Soll zum Beispiel das Verhalten relativ unbekannter Chemikalien in Böden anhand nur einer Probe ermittelt werden, lassen sich kaum Aussagen über die Relevanz sorptionsbestimmender Bodenkenngößen ableiten. Werden jedoch drei oder mehr Bodenproben mit unterschiedlichen Eigenschaften getestet, lassen sich aus einem Vergleich der Ergebnisse relativ problemlos Rückschlüsse auf die sorptionsrelevanten Charakteristika ziehen.

Wichtig ist dabei, dass die Referenzböden eines Systems vor dem Hintergrund nachvollziehbarer Auswahlkriterien einen bestimmten Bodenraum so repräsentativ wie möglich abbilden, d.h., die breite Variabilität relevanter Bodenparameter in ihrer Zusammensetzung widerspiegeln. Nur so ist gesichert, dass die Testergebnisse oder Vergleichsanalysen, die auf der Basis von Referenzböden oder deren Äquivalenten erzielt werden, breite Aussagekraft besitzen.

Die EUROSoils wurden vor allem vor dem Hintergrund der Prüfung des Ad- und Desorptionsverhaltens von Chemikalien nach OECD Test-Guideline 106 ausgewählt. Entsprechend spielt die Variation sorptionsrelevanter Parameter vor dem Hintergrund der gängigen Eigenschaften europäischer Böden eine dominante Rolle.

Das RefeSol-System der Bundesrepublik Deutschland ([www.refesol.org](http://www.refesol.org)) ist nach dem derzeitigen Stand auf Acker- und Grünlandböden fokussiert, kann aber jederzeit auf weitere Bodengruppen ausgeweitet werden. Für die landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands wurden bislang zwölf repräsentativ ausgewählte Standorten detailliert aufgenommen sowie die dort gewonnenen Oberbodenproben analysiert und in homogenisierter Form eingelagert. Die einzelnen Böden wurden in einem Kreissektorensystem hierarchisch so angeordnet, dass die Differenzierung der wichtigsten pedologischen Eigenschaften vom Zentrum zur Peripherie zunimmt (vgl. BUSSIAN et al. 2005). Im Zentrum steht der Boden, welcher die Bodeneigenschaften gängiger Testböden (LUFA, EUROSoil 3) aufweist; dadurch wird das System auch mit Blick auf die in der Vergangenheit ermittelten Testergebnisse kompatibel. Die Böden der nächsten Ebene unterscheiden sich signifikant in Textur, pH-Wert und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff. Auf den weiteren Ebenen werden ergänzende Eigenschaften entsprechend variiert.

Tabelle 3 stellt die wesentlichen Charakteristika der Böden der drei wichtigsten europäischen Referenzsysteme gegenüber. Aus der Synopse ergibt sich einerseits, dass die Spannweiten der Eigenschaften die breite Palette der in Europa vornehmlich auftretenden Bodeneigenschaften abbilden. Andererseits zeigt sich, dass die Überschneidungen einzelner Kenngrößenkombinationen zwischen den Systemen eine gute Grundlage für übergreifende Abstimmungen in Bezug auf internationale Bodenschutzstrategien bilden können.

Tabelle 3: Wesentliche pedologische Charakteristika der wichtigsten europäischen Referenzböden

Referenzboden (-system)	Sand [Gew.-%]	Schluff [Gew.-%]	Ton [Gew.-%]	C <sub>org</sub> [%]	pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )	KAK (BaCl <sub>2</sub> ) [mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]
<b>EUROSoils</b>						
ES 1 Vertic Cambisol	3,3	21,9	75,0	1,30	5,1	299,0
ES 2 Orthic Rendzina	13,4	64,1	22,6	3,70	7,4	283,0
ES 3 Dystric Cambisol	46,4	36,8	17,0	3,45	5,2	183,0
ES 4 Orthic Luvisol	4,1	75,7	20,3	1,55	6,5	175,0
ES 5 Orthic Podzol	81,6	12,6	6,0	9,25	3,2	327,0
ES 7 Dystric Cambisol	46,0	35,2	18,8	6,68	4,4	49,8
<b>Nordic Reference Soils</b>						
NRS 1 Haplic Podzol	90	5	5	1,4	5,5	40,0
NRS 2 Haplic Luvisol	52	34	14	1,1	5,9	n.d.
NRS 3 Dystric Cambisol	72	20	8	1,5	6,3	69,0
NRS 4 Dystric Regosol	63	32	5	2,8	5,6	89,0
NRS 5 Haplic Podzol	n.d.	n.d.	n.d.	42,7	3,1	96,0
NRS 6 Gleyic Cambisol	12	64	24	4,3	3,9	76,0
NRS 7 Terric Histosol	n.d.	n.d.	n.d.	25,9	5,1	n.d.
NRS 8 Dystric Fluvisol	52	42	6	2,0	6,2	67,0
NRS 9 Gleyic Podzol	n.d.	n.d.	n.d.	35,4	2,9	232,0
NRS 10 Stagnic Podzoluvisol	37	40	23	2,4	5,5	87,0
NRS 11 Haplic Podzol	n.d.	n.d.	n.d.	44,5	3,1	94,0
NRS 12 Dystric Cambisol	52	39	9	15,9	4,5	167,0
NRS 13 Gleyic Cambisol	8	45	47	2,1	6,0	148,0
<b>RefeSols</b>						
01-A Braunerde	75,46	21,60	2,94	0,79	4,5	32,1
02-A Pseudovergleyte Parabraunerde	1,72	83,20	15,08	1,04	6,5	97,4
03-G Braunerde	19,65	56,07	24,28	6,36	4,8	126,5
04-A Gley-Podsol	83,33	13,21	3,45	2,57	5,1	86,3
05-G Kleimarsch	14,94	59,51	25,55	3,98	4,6	152,3
06-A Braunerde-Rendzina	7,77	55,68	36,55	2,72	7,1	307,6
07-A Gley	75,47	17,92	6,61	1,23	5,6	67,2
08-A Auenboden	68,74	21,49	9,77	1,04	5,3	77,8
09-A Parabraunerde	61,95	30,33	7,72	0,86	5,5	47,9
10-A Tschernosem	7,05	73,16	19,79	1,98	7,1	218,8
11-G Braunerde	42,30	42,21	15,50	2,28	4,5	100,9
12-G Braunerde	31,71	47,62	20,68	3,75	5,1	114,8

## 5 Fazit

Europa besitzt mit den EUROSoils, Nordic Reference Soils und RefeSols derzeit rund 30 Oberbodenproben, die vor dem Hintergrund strenger Repräsentanzkriterien an exakt definierten Standorten entnommen, detailliert beschrieben, aufwendig analysiert und konservierend eingelagert wurden. Die vielfältigen Erfahrungen, die während der Feldarbeiten, des Probenverkehrs, der Aufbereitung und Konservierung des Materials sowie der Probenaliquotierung und -einlagerung gewonnen wurden, sind dokumentiert und jederzeit abrufbar.

Wegen der dringend notwendigen Harmonisierung von Bodenanalyse- und -testverfahren auf nationalem und internationalem Niveau wäre eine Ausweitung der Referenzbodensysteme wünschenswert und vor dem Hintergrund der vorhandenen methodischen Kenntnisse und administrativen Infrastruktur auch jederzeit problemlos machbar.

## 6 Literatur

BUSSIAN, B., W. KÖRDEL, G. KUHNT, S. OHNESORGE, K. WEINFURTNER (2005):

Das RefeSol-Projekt: Grundlagen eines deutschen Referenzbodensystems.- Wasser und Abfall 11, pp. 43-49.

KUHNT, G. (1992): Leitlinien und Grundzüge eines europäischen Referenzbodensystems zur Chemikalienprüfung.- Kieler Geogr. Schr. 85, pp. 275-293.

KUHNT, G. (1993): The EURO-Soil Concept as a Basis for Chemicals Testing and Pesticide Research.- In: MANSOUR, M. (Ed.): Fate and Prediction of Environmental Chemicals in Soils, Plants and Aquatic Systems. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, pp. 83-93.

KUHNT, G. & H. MUNTAU (1994): EURO-SOILS, Identification, Collection, Treatment, Characterization.- Joint Research Centre, European Commission: Special Publication No. 1.94.60, Ispra/Italy.

KUHNT, G., B. M. GAWLIK & H. MUNTAU (1999): The EUROSIL-Project in the Course of Time: Background and Historical Evolution.- In: GAWLIK, B. M. & H. MUNTAU, (Eds.): EUR 18983: EUROSILS II: Laboratory Reference Materials for Soil-Related Studies. – European Communities Official Publication, Luxembourg, pp. 11-18.

LUFA (2003): <http://www.lufa-speyer.de/soil.htm>

TIBERG, E. (Ed.1998): Nordic Reference Soils.- Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

WEINFURTNER, K., W. BÖHMER, D. HENNECKE, K. HUND-RINKE, W. KÖRDEL, G. KUHNT, S. SCHEID, M. SIMON (2003): Informationen zur Charakterisierung von Referenzböden – Spezifizierung und Beschreibung des Verhaltens von Schadstoffen in Referenzböden.- Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 71 241, IME-FHG, Schmallenberg.

## **Bewertung von Bodenfunktionen - Aktivitäten der Bund- /Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO)**

Irene Dahlmann

Niedersächsisches Umweltministerium, Archivstr. 2, 30169 Hannover

e-mail: [irene.dahlmann@mu.niedersachsen.de](mailto:irene.dahlmann@mu.niedersachsen.de)

**Abstract:** *The Bund-Länder working group (LABO) has developed fundamental baselines for the evaluation of soils which serve as a standard frame for approaches in the federal states. Questions concerning the overall evaluation of soil functions and concerning the consideration of soil protection aspects within environmental audits of the building legislation are currently worked out.*

**Zusammenfassung:** *Die LABO hat wesentliche fachliche Grundlagen zur Bewertung von Bodenfunktionen erarbeitet, die dazu dienen einen einheitlichen Rahmen für die Vorgehensweisen in den einzelnen Ländern zu schaffen. Fragen zur Gesamtbewertung von Bodenfunktionen und zur Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in der Umweltprüfung des BauGB werden zurzeit diskutiert.*

Keywords: soil protection, soil functions, soil evaluation, environmental audit

Schlagworte: Bodenschutz, Bodenfunktionsbewertung, Gesamtbewertung, Kriterien, Umweltprüfung

### **1 Einleitung**

Die Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) ist ein Arbeitsgremium der Umweltministerkonferenz (UMK) in dem die für den Bodenschutz zuständigen obersten Behörden der Länder und des Bundes zusammenarbeiten. Die LABO begleitet die Entwicklung des Bodenschutzes und des Bodenschutzrechts und unterstützt den Erfahrungsaustausch zwischen dem Bund und den Ländern. Sie besteht aus dem Leitungsgremium und drei ständigen Ausschüssen:

- Ständiger Ausschuss 1 Recht (BORA)
- Ständiger Ausschuss 2 Vorsorgender Bodenschutz (BOVA)
- Ständiger Ausschuss 3 Altlasten (ALA)

Empfehlungen zur Bodenfunktionsbewertung werden in erster Linie im Ständigen Ausschuss 2 (BOVA) erarbeitet. Der BOVA hat u. a. folgende Aufgabenschwerpunkte ([www.labo-deutschland.de](http://www.labo-deutschland.de)):

- Begrenzung der Bodenversiegelung und der Flächeninanspruchnahme
- Methoden und Verfahren zur Bewertung von Bodenfunktionen
- Vorsorgender Bodenschutz in Planungen und Verfahren sowie gebietsbezogene Maßnahmen

Vor diesem Hintergrund hat der BOVA in den letzten Jahren wesentliche fachliche Grundlagen erarbeitet, die insbesondere für den Vollzug der Bodenfunktionsbewertung relevant sind.



## **2 Veröffentlichungen und Gutachten der LABO zum Thema Bodenfunktionsbewertung**

### **2.1 Empfehlungen zur Klassifikation von Böden in räumlichen Planungen**

Eine im Auftrag der Amtschefkonferenz der Umweltminister (ACK) im Jahre 2000 durchgeführte Umfrage zu Methoden der Bodenfunktionsbewertung hat ergeben, dass bundesweit eine große Vielfalt an Methoden zur Bodenfunktionsbewertung existiert. Dieses liegt zum einen an den unterschiedlichen fachlichen Interpretationen von Bodenfunktionen, an begrifflichen Unklarheiten sowie an den unterschiedlichen Datengrundlagen in den einzelnen Ländern. Aufgrund dessen hat die ACK die LABO 2001 beauftragt, einen Vorschlag zur „Zusammenfassung und Strukturierung relevanter Methoden und Verfahren zur **Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Genehmigungsverfahren** mit dem Ziel der Vergleichbarkeit“ zu erarbeiten. Das Gutachten wurde im Jahr 2003 abgeschlossen.

#### **Datenverfügbarkeit**

Eine Anwendung von Bodenbewertungsmethoden ist nur dann möglich, wenn entsprechende Datengrundlagen mit angemessenem Aufwand zur Verfügung gestellt werden können. Um Bodenschutzbelange verstärkt in den Vollzug bei Planungs- und Zulassungsverfahren einzubringen, ist daher die flächendeckende Bereitstellung von geeigneten Datengrundlagen von entscheidender Bedeutung.

Das Gutachten hat auf der Grundlage einer bundesweit durchgeführten Recherche aufgezeigt, dass die größten Defizite auf der unteren Planungsebene bestehen, bei der in besonderem Maße Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen (z.B. durch Bauvorhaben) ausgelöst werden können. Bodenkundliche Kartierungen können auf dieser Planungsebene in den Ländern wegen des erheblichen Aufwandes nur in geringem Maße erfolgen, deshalb kommt der Nutzung der Bodenschätzung erhebliche Bedeutung zu. Da die Bodenschätzung zwar flächendeckend für die landwirtschaftlich genutzten Flächen, aber bis auf wenige – Ausnahmen nur in analoger Form vorliegt, ist eine Digitalisierung der Flächen- und Profildaten dringend erforderlich, um ihre Verfügbarkeit zu erhöhen. Bei projektbezogenen Planungs- und Zulassungsverfahren kann eine Neukartierung erforderlich sein.

Auf der mittleren Planungsebene besteht ein erheblicher Entwicklungsbedarf für bodenkundliche Karten in den Maßstäben 1:25.000 und 1:50.000. Insbesondere für gebietsbezogene Planungsverfahren wie Regionalplanung und Landschaftsrahmenplanung wird damit die Darstellung von Bodenfunktionen ermöglicht.

#### **Bewertung von Bodenfunktionen**

In den jeweiligen Planungs- und Zulassungsverfahren müssen nicht alle Bodenfunktionen regelmäßig bewertet werden. Stattdessen ist die Bewertung zielgerichtet und effektiv auf der Grundlage entscheidungsrelevanter Bodenteilfunktionen durchzuführen:

- Regelmäßig relevant sind die Lebensraumfunktion mit ihren Kriterien Naturnähe, Standortpotenzial für natürliche Pflanzengesellschaften und natürliche Bodenfruchtbarkeit sowie die Archivfunktionen,
- Die Funktion des Bodens als Bestandteil des Naturhaushalts mit der Teilfunktion Wasserhaushalt ist bei Planungen mit Auswirkungen auf den Wasserhaushalt relevant
- Die Funktionen des Bodens als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium sind i. d. R. zu untersuchen, wenn spezielle Änderungen der Flächennutzung (sensible Nutzungen) oder Vorhaben mit Emissionswirkungen geplant sind,
- Die Funktion des Bodens als Bestandteil des Naturhaushalts mit der Teilfunktion Nährstoffhaushalt ist nur im Ausnahmefall relevant.

Auf dieser Grundlage werden für alle aufgeführten Planungs- und Zulassungsverfahren im

Gutachten Empfehlungen zur Relevanz von Bodenfunktionen/Bodenteilfunktionen sowie zur Verfügbarkeit und fachlichen Eignung von Bewertungsmethoden gegeben.

Zur Erfüllung des ACK – Auftrags arbeitete die LABO eng mit dem Bund-/Länderausschuss Bodenforschung (BLA-GEO) zusammen. Der Personenkreis „Grundlagen der Bodenfunktionsbewertung“ der ad hoc Arbeitsgruppe Boden des BLA-GEO stellte einen **Methodenkatalog** zusammen, in dem 64 Methoden der verschiedenen Bundesländer zur Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen und der Archivfunktionen zusammengefasst sind. Die Methodenauswahl zur Bodenfunktionsbewertung sollte sich künftig am Methodenkatalog ausrichten.

Beide Veröffentlichungen ergänzen sich und bilden einen einheitlichen Rahmen für den Vollzug der Bodenfunktionsbewertung in den einzelnen Ländern.

Die LABO hat 2003 die Veröffentlichung zur Klassifikation von Böden zur Kenntnis genommen und den damaligen Ständigen Ausschuss 3 „Bodenschutzplanung“ beauftragt, einen einheitlichen Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen zu erarbeiten.

Auch die ACK hat im November 2003 die von der LABO vorgelegte Zusammenfassung zur Klassifikation von Böden zur Kenntnis genommen und sieht in dem Bericht in Verbindung mit dem „Methodenkatalog zur Bodenfunktionsbewertung“ eine Arbeitshilfe zur praktischen Anwendung von Methoden zur Bodenfunktionsbewertung in den Ländern.

Der Bericht zur Klassifikation von Böden ist veröffentlicht unter <http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/stadtentwicklung-umwelt/umwelt/boden/bodenschutz/fragen/bfb-labo.html>.

## **2.2 Erarbeitung eines einheitlichen Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung der Bodenfunktionen**

Vor dem Hintergrund des o. g. ACK – Auftrages hat die LABO 2005 ein Gutachten in Auftrag gegeben, dass einen Verfahrensvorschlag bzw. Rahmen erarbeiten soll, ob und wie die verschiedenen Bodenteilfunktionen und Kriterien zu einer Gesamtaussage zusammengeführt werden sollen. Eine zusammenfassende Bewertung von Bodenfunktionen ist insbesondere bei bodeneingreifenden Planungen und Maßnahmen sinnvoll, z. B. zur Beurteilung von direkten Flächeninanspruchnahmen. Mit diesem Projekt soll die letzte inhaltliche Lücke innerhalb der Verfahren zur Bodenfunktionsbewertung geschlossen werden. Der Auftrag umfasst folgende Arbeitsschritte

- Recherche von in den Ländern veröffentlichten Arbeitshilfen, Leitfäden u.ä. sowie allgemein anerkannten Bewertungsverfahren zur Durchführung der Bodenfunktionsbewertung,
- Darstellung der verschiedenen Vorgehensweisen in den Ländern zur zusammenfassenden Bewertung des Schutzgutes Boden in Planungs- und Zulassungsverfahren und Prüfung ihrer Praktikabilität,
- Darstellung von Guten Beispielen für die zusammenfassende Bewertung (z.B. Verknüpfungsregeln, verbal-argumentative Aussagen, Einzelbewertungen von relevanten Bodenfunktionen) und
- Erarbeitung von Schlussfolgerungen sowie eines Verfahrensvorschlages/Orientierungsrahmens zur Gesamtbewertung der Bodenfunktionen unter Berücksichtigung der Art des Planungs- und Zulassungsverfahrens, der naturräumlichen Gegebenheiten sowie regionaler Entwicklungsziele.

Das Vorhaben basiert im Wesentlichen auf einer Recherche vorhandener Methodenansätze zur zusammenfassenden Boden(teil)funktionsbewertung und einer diesbezüglichen Umfrage bei den Bodenschutzbehörden der Länder. Aufgrund der Methodenvielfalt zur Bodenfunktionsbewertung wird auch bei der Gesamtbewertung in den einzelnen Ländern erwartungsgemäß unterschiedlich verfahren. Grundsätzlich lassen sich zwei Gruppen unterscheiden

- Priorisierung einzelner Bodenfunktionen anhand von Leitbildern oder Umweltqualitätszielen.  
Auf der Grundlage regionaler, bzw. den Untersuchungsraum bezogenen Leitbildern können Schwerpunkte des Bodenschutzes gut umgesetzt werden. Im Regelfall fehlen in der Praxis jedoch entsprechende regionalisierte Leitbilder und müssen erst erarbeitet werden
- Maximalwertprinzip.  
Beim Maximalwertprinzip werden den einzelnen Bodenfunktionen Wertstufen zugeordnet. Die Wertstufe der Bezugsfläche richtet sich nach der am höchsten bewerteten Bodenfunktion. Diese Vorgehensweise kann zu sehr großen Flächenanteilen mit besonders schutzwürdigen Böden führen und damit den erforderlichen Abwägungsspielraum für Planungs- und Zulassungsverfahren einengen. Diese Schwäche kann durch Priorisierung bestimmter Bodenfunktionen beseitigt werden.

Für Juni dieses Jahres ist ein Workshop geplant, um den Entwurf des „Orientierungsrahmens“ mit Expertinnen und Experten aus der Praxis der Bodenfunktionsbewertung zu diskutieren. Der Endbericht soll im Herbst 2006 vorliegen.

### **2.3 Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in der Umweltprüfung nach dem Baugesetzbuch (BauGB)**

Durch die Novellierung des BauGB sind die Vorgaben der EU-Richtlinie über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme für die im BauGB geregelten Belange in deutsches Recht umgesetzt worden. Die neuen Regelungen sind am 20.07.2004 in Kraft getreten. Kernstück der Novellierung sind Regelungen über die Umweltprüfung im Rahmen der Aufstellung der Bauleitpläne. Gemäß §2 Abs. 4 Satz 1 sind die Gemeinden verpflichtet, für die Belange des Umweltschutzes eine Umweltprüfung durchzuführen, in der die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen ermittelt und in einem Umweltbericht beschrieben und bewertet werden. Das Ergebnis der Umweltprüfung ist in der Abwägung zu berücksichtigen. Die Einführung der Umweltprüfung ist aus Bodenschutzsicht relevant, da zu den Belangen des Umweltschutzes auch der Boden gehört. In den Bodenschutzbehörden sind gegenwärtig Umfang und Tiefe der Berücksichtigung von bodenschutzfachlichen Belangen in der Diskussion. Die LABO wird 2006 ein Gutachten in Auftrag gegeben, in dem eine Arbeitshilfe für Gemeinden und Stadtverwaltungen erarbeitet werden soll, aus der ersichtlich ist, in welchem Umfang und Detaillierungsgrad Belange des Bodenschutzes bei der Erarbeitung der Umweltprüfung berücksichtigt werden müssen.

## **3 Literatur**

FELDWISCH ET AL. (2006): Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen – Zwischenbericht – unveröffentlicht.

PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE UND UMWELT (2003): Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit.

# Bewertung von Bodenfunktionen in Bayern – Stand und Weiterentwicklung der Bewertungsmethoden

Falk, Wolfgang  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Heßstr. 128, 80797 München  
e-mail: wolfgang.falk@lfu.bayern.de

**Abstract:** *The evaluation of soil functions in Bavaria is carried out by the Bavarian Environment Agency (LfU) on the basis of soil association maps (1:25.000) and idealised soil profiles. At the moment the focus is laid on the palaeozoic and crystalline basement of Northeastern Bavaria. The valuation methods are adapted to this area (acid buffering, nitrate filtration et al.). The outcomes will be available from 2007 at the LfU.*

**Zusammenfassung:** *Die Bodenfunktionenbewertung wird in Bayern vom Landesamt für Umwelt (LfU) auf Grundlage der Konzeptbodenkarte (1:25.000) und modellhaften Profilen durchgeführt. Z. Zt. wird das nordostbayerische Kristallin und Paläozoikum bearbeitet. Die Bewertungsmethoden werden an diesen Naturraum angepasst (Säurepuffervermögen, Nitratrückhaltevermögen u. a.). Die Ergebnisse liegen ab 2007 beim LfU vor.*

Keywords: soil function, soil protection, soil evaluation, acid buffering, nitrate filtration

Schlagworte: Bodenfunktion, Bodenschutz, Bodenbewertung, Säurepuffervermögen, Nitratrückhaltevermögen;

## 1 Einleitung

Mit Inkrafttreten des Bundesbodenschutzgesetzes und seiner untergesetzlichen Regelwerke Ende der 90er Jahre ist der Begriff der Bodenfunktionen in der Gesetzgebung verankert. In den Folgejahren wurden auf Länderebene wissenschaftliche Grundlagen zur Bewertung der in den Gesetzen genannten Funktionen geschaffen.

Die Methodik zur Bewertung von Bodenfunktionen wurde in Bayern im Zuge der Bearbeitung der Planungsregion Ingolstadt erarbeitet. Die zu sechs Bodenteilfunktionen erstellten Karten sind für Behörden im Bayerischen Bodeninformationssystem und für die Öffentlichkeit über einen Internetclient einsehbar (<http://www.bis.bayern.de/bis/index.html>). In einer weiteren Modellregion (Planungsregion 14) wurde die Bewertungsmethodik getestet und validiert. Zur Zeit läuft ein Projekt, in dem der nordostbayerische Raum bis Ende 2006 bodenkundlich kartiert und gleichzeitig bezüglich der Bodenfunktionen bewertet werden soll. Dieser Naturraum mit seinen Besonderheiten erfordert teilweise eine Anpassung und Fortentwicklung der Auswertungsmethoden. Der Fokus liegt dabei in den Bereichen Abschätzung des Nitratrückhaltevermögens von Wäldern anhand einfacher bodenkundlicher und forstlicher Kenndaten, Berücksichtigung des Tiefenverlaufs der Basensättigung zur Beurteilung des Standortpotenzials für die natürliche Vegetation, Abschätzung der gesättigten Leitfähigkeit bei Horizonten mit hohem Skelettgehalt zur Beurteilung des Retentionsvermögens des Bodens bei Niederschlagsereignissen und Abschätzung der Silikatverwitterung zur Beurteilung des Puffervermögens des Bodens für versauernd wirkende Einträge. Die Methodenentwicklungen sind teils noch nicht abgeschlossen und werden hier zur Diskussion gestellt.

## 2 Stand der Bodenbewertung Mai 2006

### 2.1 Stand der KBK-Kartierung

Grundlage der Bodenbewertung ist die Konzeptbodenkarte (KBK). Deren Einheiten werden durch Profile belegt. Aus diesen bodenkundlich beschriebenen und untersuchten Profilen werden Modellprofile entwickelt, die für die Ausprägungen der Einheiten in einem Naturraum

typisch sind. Die Bewertung kann daher immer erst im Anschluss an die Fertigstellung der KBK-Karten erfolgen, wenn für die verwendeten Einheiten Modellprofile erstellt worden sind. Die KBK-Kartierung ist voraussichtlich bis zum Jahr 2012 für Bayern abgeschlossen; zur Zeit wird eine Beschleunigung mit entsprechendem finanziellem Mehraufwand diskutiert. Mit der Fertigstellung der Karten sind aber aller Voraussicht nach noch nicht alle Einheiten mit Modellprofilen belegt.

## 2.2 Stand der Bodenbewertung

Die zu sechs Bodenteilfunktionen erstellten Bewertungskarten der Planungsregion Ingolstadt sind im Bayerischen Bodeninformationssystem (BIS) veröffentlicht. Für die Planungsregion München liegen Profilinformationen und Bewertungsergebnisse, jedoch keine Karten vor. Die Daten können beim LfU angefragt werden. Der Profilpool dieser beiden benachbarten Regionen wird zur Zeit überarbeitet und auf seine Gültigkeit für weitere südbayerische Gebiete überprüft (Tertiärhügelland, Schotterplatten und Altmoränen).

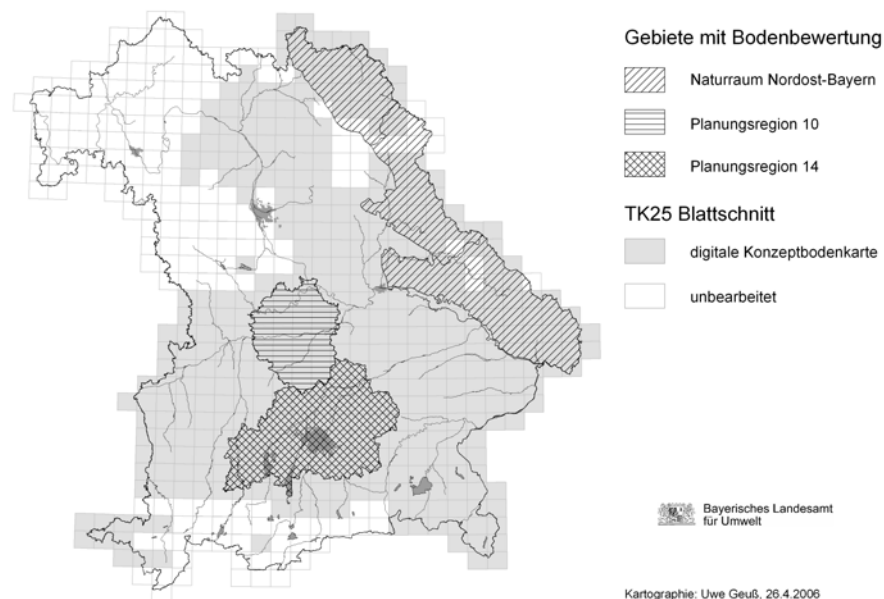


Abbildung 1: Stand der KBK-Kartierung und Bodenbewertung in Bayern

Im zur Zeit laufenden Projekt (Schaffung geologischer und hydrogeologischer Informationsgrundlagen) wird Nordost-Bayern bis Ende 2006 u. a. bodenkundlich kartiert und gleichzeitig bezüglich der Bodenfunktionen bewertet (vgl. Abbildung 1). In diesem Projekt und mit der Überarbeitung der Profile der bisherigen Projekte soll der Weg hin zu einer Bearbeitung von Naturräumen und weg von reinen Verwaltungsgebiets-Grenzen erfolgen (Vorteil einer schnelleren Bearbeitung und bodenkundlich begründeten Grenzziehung).

## 3 Bewertungsmethoden

### 3.1 Bodenfunktionen und Bodenkennwerte

Die Bewertungsmethoden sind ausführlich in der Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“ (GLA & LfU 2003) dargestellt. Für die Bearbeitung des nordostbayrischen Grundgebirges müssen diese Methoden jedoch an die Besonderheiten des Naturraumes angepasst werden (Kapitel 3.2 bis 3.5). Im Zuge des aktuellen Projektes werden sechs Bodenteilfunktionen bewertet (vgl. GLA & LfU 2003). Die Archivfunktion der Böden wird mittels eines Archivboden-Katasters bearbeitet, in dem alle dem LfU bekannten Objekte dokumentiert und auf Anfrage herausgegeben werden. Außerdem stehen am Ende des Projektes Bodenkennwerte der einzelnen Modellprofile zur Verfügung (FK, nFK, kf-Werte, Bodenart etc.).

### **3.2 Standort für die natürliche Vegetation – Implementierung des Tiefenverlaufs der Basensättigung**

Grundsätzlich hat fast jeder Boden eine Funktion als Lebensraum für die natürliche Vegetation, d.h. entsprechend seinen natürlichen Standortbedingungen wie dem Wasser- und Nährstoffhaushalt, geomorphologischen und klimatischen Bedingungen bietet er die Voraussetzung für die Entwicklung einer spezifischen Pflanzengesellschaft bzw. Lebensgemeinschaft. Die Trocken- und Normalstandorte wurden bisher in nFK<sub>We</sub>-Klassen eingeteilt, die wiederum in Standorte mit und ohne Karbonat unterteilt waren. In Anlehnung an die Arbeiten von Kölling (1996, 1999a) und Walentowski (2004) erscheint jedoch der Tiefenverlauf der Basensättigung als besser geeignete Stoffhaushaltsgröße, um unterschiedliche (Wald-) Ökosysteme zu beschreiben.

Die fünf ausgeschiedenen Typen des Tiefenverlaufs der Basensättigung (Walentowski 2004: Wurzelraum hoch basengesättigt - Typ 1 - bis tiefreichend basenverarmt - Typ 5) müssen jedoch vereinfachend zu drei Typenklassen zusammengefasst werden, um eine Zusammenfassung von Standorten zu erreichen und die Klassen auch besetzen zu können. Ein weiterer Vorteil der starken Gruppierung ist die Vermeidung von Falschklassifizierungen, die bei unvollständiger Datenlage nicht ausgeschlossen werden können. Dies ist durch die meist nur bis ca. 1 m statt wie von Walentowski gefordert 1,5 m Tiefe vorliegende Profilbeschreibung bedingt. Eine automatisierte Zuordnung der LfU-Profile zu Tiefenverlaufstypen mittels Clusteranalyse hat gezeigt, dass eine eindeutige Unterscheidung der Typen 2 und 3 bzw. 3 und 4 aufgrund der genannten Einschränkung nicht möglich ist. Eine Ordination auf Grundlage des Tiefenverlaufs der Basensättigung führte auch bei Kölling (1999a) zu einer Aufteilung in drei Gruppen, die sicherlich für eine genaue Beschreibung von Standorten für die natürliche Vegetation nicht ausreicht, dennoch eine Verbesserung zur bisherigen Differenzierung der Trockenstandorte aufgrund des Kalkgehalts ist.

Der Kalkgehalt wird als Zusatzinformation in den Karten angezeigt, um der Besonderheit von freiem Kalk für Pflanzen Rechnung zu tragen. In wie weit die Methode auf Ackerstandorten sinnvoll angewendet werden kann, ist zur Zeit noch nicht geklärt. Die jahrelangen Kalkungen auf diesen Standorten könnten sich bis in den Unterboden auswirken und eine Zuordnung zu den in Waldökosystemen gefundenen Typen unmöglich machen. Auch hier ist die Untersuchungstiefe von meist nur einem Meter problematisch.

### **3.3 Retentionsvermögen des Bodens bei Niederschlagsereignissen – Schätzung des kf-Wertes bei hohen Skelettgehalten**

Anhand der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der nutzbaren Feldkapazität wird abgeschätzt, wie viel Niederschlagswasser ein trockener Boden aufnehmen kann, bevor es zu Oberflächenabfluss kommt. Die Ableitung der gesättigten Wasserleitfähigkeit  $k_f$  erfolgt nach der Methode des DVWK (DVWK 1999) aus der Bodenart und Dichte. Der volumetrische Skelettanteil vermindert den  $k_f$ -Wert entsprechend. Das Verfahren ist bis zu 25 Vol. % Skelett anwendbar. Bei deutlich höheren Gehalten können besondere Effekte auftreten, wie z. B. der bevorzugte Abfluss entlang der Skelettoberflächen (kleine Hohlräume). Letztlich ist entscheidend, ob das Skelett fest in der Bodenmatrix eingebunden ist oder nicht (vgl. Krüger und Ehwald 1978). Im Projektgebiet liegen fast flächendeckend Skelettgehalte von > 25 % vor, daher wurden die  $k_f$ -Werte von den bodenkundlichen Sachbearbeitern aufgrund ihrer Gebietskenntnis geschätzt.

Um die Güte der expertengestützten Schätzung beurteilen zu können, wurden Profile mit relativ geringem Skelettgehalt betrachtet, für die sowohl eine Schätzung vorlag als auch eine Berechnung nach der DVWK-Methode (DVWK 1999) noch zulässig erschien. Zur Vergrößerung des Stichprobenumfangs wurde ein maximal zulässiger Skelettgehalt von bis zu 35 anstelle von 25 Vol. % für die Berechnung nach DVWK gewählt. Zwischen den geschätzten Klassen (vgl. Ad-hoc-AG Boden 2005 S. 355) und den berechneten Werten besteht ein hoch signifikanter positiver linearer Zusammenhang ( $r_{\text{Spearman}} = 0,67$ ;  $n = 36$ , bivariate Korrelation, Signifikanztest einseitig, SPSS). Der Vergleich zwischen geschätzten

Klassen und der klassifizierten berechneten Werte liefert ein geringfügig deutlicheres Ergebnis ( $r_{\text{Spearman}} = 0,72$ ; 26 von 36 Fällen sind identisch klassifiziert). Der Zusammenhang zwischen Schätzung und Berechnung ist kein Nachweis für die absolute Richtigkeit der Werte, zeigt aber die Konsistenz des Vorgehens und erhöht damit das Vertrauen in die vom LfU für die Bodenbewertung bereitgestellten Daten. Eine Validierung der Schätzungen mittels Freilandmessung und Ableitung von Pedotransferfunktionen (vgl. u. a. Wagner et al 2004) ist angestrebt, kann aber im laufenden Projekt nicht geleistet werden.

### **3.4 Nitratrückhaltevermögen – Bewertung von Forststandorten**

Das Nitratrückhaltevermögen von landwirtschaftlichen Böden wird anhand der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im Wurzelraum bewertet. Je länger Wasser im Wurzelraum gegen die Schwerkraft gehalten wird, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass die darin gelösten Nährstoffe von der Vegetation aufgenommen und nicht ausgewaschen werden (GLA u. LfU 2003). Forstliche Standorte wurden bisher nicht bewertet.

Die Wälder Bayerns erhalten flächendeckend Stickstoff aus der Luft, der z. B. durch Verbrennungsprozesse und landwirtschaftliche Düngung freigesetzt wird. Auf zahlreichen Standorten tritt zunehmend eine N-Sättigung mit den Folgen der Nitrat Auswaschung auf (Mellert u. Kölling 2006). Es wurde versucht aus zwei in unterschiedlicher Qualität vorliegenden Datensätzen ein einfaches Bewertungsmodell abzuleiten, das auf den flächig vorhandenen und für die N-Dynamik relevanten Daten beruht. Zum einen standen die Daten von 34 intensiv beschriebenen und beprobten süddeutschen Standorten zur Verfügung (bayerische Waldklimastationen WKS, Kölling 1999b, 6 baden-württembergische Level-II-Standorte, universitäre und Nationalparkdaten), zum anderen die bodenkundlich nicht ausführlich beschriebenen bundesweiten Level-II-Daten (58 davon mit einem geforderten Mindestdatensatz). Die Datensätze überschneiden sich in den süddeutschen Level-II-Standorten. Das Ziel war, einen homogenen und möglichst großen Datensatz zu erhalten.

Folgende Daten haben einen statistisch signifikanten Zusammenhang mit dem Nitratoutput gezeigt: C/N-Verhältnis der Auflagen, Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, N-Input, Baumarten bzw. Einteilung Nadel- Misch- oder Laubwald, Bodenartengruppen und Substrate (Spearman-Korrelationen). Diese Daten liegen flächig aus unterschiedlichen Quellen vor.

Es wurden drei Auswertungsansätze untersucht: 1.) eine Einteilung der Schlüsselparameter in einem fünfstufigen System (-2 bis +2) und Addition der Bewertung, um zu einer Gesamtbewertung zu kommen. Das C/N-Verhältnis der Auflage geht gleichwertig in die Bewertung ein wie z.B. die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. 2.) eine automatisierte Zuordnung zu Nitratoutput-Klassen mittels Diskriminanzanalyse. 3.) Bewertung mittels eines Entscheidungsbaumes, der „Wichtigungen“ erlaubt (extreme Ausprägungen eines Merkmals führen zu einer Bewertung in einem frühem Stadium ohne Berücksichtigung der übrigen Parameter). Alle drei Methoden liefern Ergebnisse, die die richtige Tendenz aufweisen aber Fehleinschätzungen nicht ausschließen. So liefert die Diskriminanzanalyse der Level-II-Daten eine richtige Zuordnung von ca. 80 % der Standorte, wobei aber einige der Auswaschungs-Hot-Spots trotz engem C/N-Verhältnis als Profile mit sehr geringer Nitratverlagerungsgefahr eingestuft werden. Da die Methoden nicht sehr robust sind, kann zur Zeit keine der Methoden zur Umsetzung empfohlen werden. Eine Risikobewertung bezüglich der Nitrat Auswaschung im Falle von großen Schadereignissen (Sturmwurf, Borkenkäferbefall) und den damit ausgelösten N-Mineralisierungsschub bei gleichzeitig stark reduzierter Pflanzenaufnahme kann ähnlich wie bei landwirtschaftlichen Standorten durch den Parameter Austauschhäufigkeit des Bodenwassers erfolgen.

### **3.5 Puffervermögen des Bodens für saure Einträge – Abschätzung der Silikatverwitterungsrate**

Das Puffervermögen des Bodens für saure Einträge wird durch die Ermittlung der Vorräte an austauschbaren Basen und Karbonat bestimmt. Bei einer angenommenen einheitlichen Säuredeposition kann der Zeitraum in Jahren bis zum Verbrauch des Vorrats grob abge-

schätzt werden. Sowohl bei der Verbrauchsabschätzung der Vorräte als auch bei der aktuellen Pufferkapazität wird durch Vernachlässigung der Silikatverwitterungsrate bei sauren, basenverarmten Böden eine zu starke Vereinfachung gemacht. Gerade im Projektgebiet in Nordost-Bayern sind basenarme Bodenausgangssubstrate häufig (Gneise, Granite etc.). Es wird daher versucht, die Basennachlieferung durch Silikatverwitterung in Anlehnung an die Arbeiten des ehem. Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung abzuschätzen (NLfB 2001).

Die Schwierigkeit bei der Berücksichtigung der Silikatverwitterungsrate besteht zunächst in der Ermittlung von Verwitterungsraten für die vorkommenden Bodenausgangsgesteine. Es wurden Literaturdaten herangezogen, da eine Bestimmung mittels Modellierungen aufgrund fehlender Informationen zum exakten Mineralbestand nur sehr schwer möglich ist. Die vom ehem. NLfB mittels des Programms „Profile“ ermittelten Verwitterungsraten beziehen sich auf Reinsubstrate (NLfB 2001). Die Ausgangssubstrate der Modellprofile wurden, soweit möglich, den 27 Gruppen „ähnlichen Mineralbestands“ zugeordnet. Die in „Profile“ durch mittlere Verwitterungsoberflächen ermittelten Verwitterungsraten wurden durch die aus den Modellprofilen ermittelten Oberflächen korrigiert, da ein linearer Zusammenhang zwischen Silikatverwitterung und Verwitterungsoberfläche besteht. Die verwendeten Verwitterungsraten liegen in der Größenordnung von 0,05 (pleistozäne Sande) bis 2 kmol<sub>e</sub>/ha\*a (Pikrit). Zubzw. Abschläge für Klimadaten werden in Anlehnung an Daten von Malessa und Ahrends (in NLfB 2001) gemacht, da die Bestimmung der Verwitterungsraten mit mittleren Niederschlägen von 700 mm/a und einer Jahresmitteltemperatur von 9°C berechnet wurden, die den naturräumlichen Verhältnissen in den nordostbayrischen Mittelgebirgslandschaften nicht entsprechen. Sie wurden generiert durch Veränderung des jeweiligen Klimaparameters unter Beibehaltung der übrigen Parameter beim Berechnen der Verwitterungsraten (NLfB 2001).

Um die zwei Größen Basenvorrat und Basennachlieferung aus der Silikatverwitterung zu verbinden wird vorgeschlagen, die in der Arbeitshilfe (GLA & LfU 2003) angenommene Säuredeposition, die ebenfalls eine Rate ist, mit der für die einzelnen Flächen berechneten Silikatverwitterungsrate zu verrechnen. Dadurch wird die grobe Abschätzung des Zeitraums (in Jahren) bis zum Verbrauch des Basenvorrats variiert und Vorrat und Rate kombiniert. Die Methode ist zur Zeit noch in der Entwicklung.

#### **4 Schlussfolgerungen**

Die zunehmende Zahl von Anfragen an das LfU zu bodenkundlichen Kennwerten und Bodenbewertungen im Rahmen von Planungs-, Genehmigungsverfahren und hydrologischen Modellierungen zeigt den Bedarf an thematisch aufbereiteten und bodenschutzfachlich interpretierten Bodendaten. Die Bereitstellung dieser Daten kann nur von einer mit ausreichend Personal ausgestatteten Landesbehörde gewährleistet werden. Das Bayerische Landesamt für Umwelt hält zur Zeit für die genannten Landschaftsräume horizontbezogene Daten im Maßstab 1:25.000 bereit. Diese beinhalten neben bodenkundlichen Kennwerten wie Bodenart und Skelettgehalt auch Kennzahlen des Wasserhaushalts wie Feldkapazität (FK und nFK) und größtenteils auch die gesättigte Leitfähigkeit (kf-Wert). Diese Daten können zusammen mit den dazugehörigen Konzeptbodenkarten digital geliefert werden. Sie liefern für die Bodenbewertung in der Planung geeignete Grundlagen, die jedoch auf einer flächenscharfen Planungsebene nur Übersichtscharakter haben können und durch Vor-Ort Erhebungen ergänzt werden müssen. Dringend notwendig ist daher die Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden auf der Grundlage der flächenscharfen Bodenschätzung (ab 2008 in Bayern digital), die naturraumbezogen angepasst und validiert werden müssen.

Die Arbeiten haben gezeigt, dass für eine sachgerechte Bewertung eine Anpassung der Methoden an den jeweiligen Naturraum vorgenommen werden muss. Der Gebietskenntnis der Regionalsachbearbeiter kommt dabei eine hohe Bedeutung zu, wie die Ableitung von kf-Werten in skelettreichen Böden gezeigt hat.

Die Methode zur Beurteilung des Nitratrückhaltevermögens zeigt die enorme Bedeutung von intensiv und langfristig untersuchten Standorten. Nur mit großen homogen beschriebenen



Stichproben können statistisch abgesicherte Aussagen getroffen werden und z.B. Überlagerungseffekte durch Stichprobenaufftrennung erkannt werden.

In wie weit eine vollständige Umsetzung der neuen Methoden bis Projektende möglich ist, kann zur Zeit noch nicht gesagt werden, da die Auswirkungen der Strukturreform in der Umweltverwaltung auf das Projekt noch nicht endgültig abgeschätzt werden können.

## 5 Literatur

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 5. Aufl., Hannover.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (2003): Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren.- Arbeitshilfe, GLA und LfU, Augsburg.

DVWK (1999): Bodenkundliche Untersuchungen in Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung, Teil II: Ableitungen zum Wasser- und Lufthaushalt von Böden.- Regeln zur Wasserwirtschaft 136, Bonn.

KÖLLING, C., M. HOFFMANN, H.J. GULDER (1996) Bodenchemische Vertikalgradienten als charakteristische Zustandsgrößen von Waldökosystemen.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159: pp. 69 – 77.

KÖLLING, C. (1999a): Ordination von Waldökosystemen nach Stoffkonzentrationen der Lösungsphase und bodenchemischen Tiefengradienten.- J. Plant Nutr. Soil Sci. 162: pp. 89-95.

KÖLLING, C. (1999b): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen 1991-1998. – LWF Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 22, Freising.

KRÜGER, W., E. EHWALD (1978): Zusammenhänge zwischen Wasserdurchlässigkeit und anderen Bodenparametern in skeletthaltigen Substraten.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 22 1: pp. 15-22.

MELLERT, K-H, C. KÖLLING (2006): Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung?.- Forst und Holz 61 Nr. 3: pp. 95-98.

NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2001): AcidProgress: Das Planungsverfahren für Forst- und Wasserwirtschaft zur Prognose des Eintritts von Gewässerversauerung in bewaldeten Einzugsgebieten.- Arbeitshefte Boden, Heft 2001/2, Hannover.

WAGNER, B., V.R. TARNAWSKI, M. STÖCKL (2004): Evaluation of pedotransfer functions predicting hydraulic properties of soils and deeper sediments.- J. Plant Nutr. Soil Sci. 167: pp. 236-245.

WALENTOWSKI, H., J. EWALD, A. FISCHER, C. KÖLLING, W. TÜRK (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. Ein auf geobotanischer Grundlage entwickelter Leitfaden für die Praxis in Forstwirtschaft und Naturschutz.- Geobotanica, Freising.

**TUSEC-IP: Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions –  
Implementation in Planning Procedures**  
**Ein Projekt der EU-Gemeinschaftsinitiative Interreg III B Alpenraum**

Honrich, H., W. Gruban  
Referat für Gesundheit und Umwelt, Bayerstraße 28 a, 80335 München  
e-mail: [tusec-ip.rgu@muenchen.de](mailto:tusec-ip.rgu@muenchen.de)

**Abstract:** *Through the Interreg IIIB Alpine Space project TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) a practicable method for a scientifically well-founded evaluation of soil functions has been developed. The results of soil evaluation are implemented in local and regional planning procedures. The TUSEC-IP evaluation technique is an instrument of precautionary soil protection in municipalities.*

**Zusammenfassung:** *Mit dem Interreg IIIB Alpenraum-Projekt TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) wurde ein praxisorientiertes Verfahren zur wissenschaftlich fundierten Bewertung von Bodenfunktionen entwickelt. Die Bewertungsergebnisse fließen in lokale und regionale Planungsverfahren ein. Das TUSEC- Bodenbewertungssystem ist ein Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes in Kommunen.*

Keywords: municipal soil protection, evaluation of soil functions, spatial planning, precautionary environmental protection

Schlagworte: Kommunaler Bodenschutz, Bodenfunktionsbewertung, Räumliche Planung, Umweltvorsorge;

## **1 Das Konzept von TUSEC-IP**

TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) ist ein EU-Projekt im Interreg IIIB Alpenraum Programm und wird vom Referat für Gesundheit und Umwelt (RGU) der Landeshauptstadt München als Leitpartnerin im Rahmen ihres kommunalen Bodenschutzkonzepts durchgeführt. Hauptziele des Projekts sind die Entwicklung von Verfahren zur Bewertung der natürlichen Funktionen und Eigenschaften der Böden vornehmlich im Siedlungsbereich sowie die Entwicklung von Strategien zur Einführung des Bewertungsverfahrens in die räumliche Planung. Es wird angestrebt, dass mittelfristig der Ressource Boden in der räumlichen Planung derselbe Stellenwert eingeräumt wird, wie er den Ressourcen Luft und Wasser bereits zukommt. Das RGU will mit den Ergebnissen von TUSEC-IP aber auch einen Beitrag leisten zur Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes sowie zur Umsetzung der Gesetze über die Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVPG, SUPG) einschließlich des Umweltmonitoring.

Der Ansatz von TUSEC-IP war eine enge interdisziplinäre Zusammenarbeit zwischen Bodenwissenschaftler/innen, Planer/innen und Verwaltungsfachleuten. Die Anforderungen der Anwender/innen, d.h. der Planer/innen in und außerhalb der Verwaltung standen dabei von Projektbeginn an im Mittelpunkt. So wurde zunächst unter allen Gemeinden der teilnehmenden Regionen (Regierungsbezirke Oberbayern und Tübingen, Bundesländer Niederösterreich und Tirol, Provinzen Südtirol und Piemont, Kantone Zürich und Graubünden sowie das EU-Beitrittsland Slowenien) eine Umfrage in den Planungs- und Umweltämtern durchgeführt, ob ein Bedarf an einem Bewertungssystem von Stadtböden besteht und welche Anforderungen an ein solches System zu stellen seien.

Auf der Grundlage der Ergebnisse der Umfrage wurde federführend durch die Universität Hohenheim ein Bewertungsverfahren entwickelt, das gemeinsam mit Gemeinden und Städten sowie Planungsbüros in allen Partnerländern umfangreich an aktuellen Planungsfällen in 2 Testphasen getestet wurde. Während der Testphasen wurden laufend die Erfahrungen der Anwender/innen abgefragt, sowohl um das Verfahren zu verbessern wie auch um Informationen zu gewinnen, welche Erfordernisse, Strategien und Maßnahmen notwendig bzw. Voraussetzung sind, um das Verfahren in die Planungspraxis einführen zu können.

## **2 Das Bodenbewertungsverfahren**

### **2.1 Bodenbewertung für unterschiedliche Planungsebenen**

Mit TUSEC-IP wurde ein Verfahren zur Bewertung von Bodenfunktionen geschaffen, das auf die Anforderungen Rücksicht nimmt, die sich aus unterschiedlichen Planungsebenen mit entsprechenden unterschiedlichen planerischen Zielsetzungen und Maßstäben ergeben. Die Ebene der verbindlichen Planung wurde als die *A-Ebene* (Maßstabsbereich > 1:10.000) bezeichnet, die der unverbindlichen Planung als die *B-Ebene* (Maßstabsbereich < 1:10.000). Auf der *A-Ebene* werden die möglichen Nutzungen und Bebauungen bis zur Schärfe eines einzelnen Objektes bzw. einer einzelnen Parzelle geregelt. Auf der *B-Ebene* werden die aus der städtebaulichen Entwicklung abgeleiteten Bodennutzungen für ein größeres Gebiet, z. B. ein Gemeindegebiet festgelegt.

Für jede dieser beiden unterschiedenen Planungsebenen wurde ein entsprechendes Bodenbewertungsverfahren entwickelt. Das Verfahren liegt mit seinen Bewertungsalgorithmen beschrieben in einem *Bodenkundlichen Manual* (LEHMANN, A., S. DAVID und K. STAHR, 2006) vor.

#### *Das A-Verfahren*

Für die Bewertung auf der *A-Ebene* werden Daten verwendet, die bei Bodenkartierungen mit visuellen oder sensorischen Methoden erhoben werden. Dabei werden die Besonderheiten anthropogener Böden so weit wie möglich berücksichtigt. Die Bodenbewertung auf der *A-Ebene* benötigt Daten zu jedem einzelnen Horizont, d.h. zu jeder bodenkundlich abgegrenzten Lage. Die horizontbezogenen Informationen werden für das gesamte Profil ermittelt und in einem entsprechenden Datenblatt festgehalten. Zur einfacheren und benutzerfreundlichen Auswertung der Bodendaten wurden die Daten für die Bewertung der Bodenfunktionen in ein internet-basiertes Informationssystem eingegeben. Dieses Informationssystem *ILSE* (Information on Land and Soil Evaluation) wurde in Zusammenarbeit mit GRID-IT (Gesellschaft für angewandte Geoinformatik mbH, Innsbruck) entwickelt. In *ILSE* werden die Methoden und Algorithmen des bodenkundlichen Manuals zur Bewertung von Bodenfunktionen auf *A-Ebene* umgesetzt. Die Bewertungsergebnisse können in tabellarischer Form oder in Berichtsform ausgegeben bzw. auch zur Darstellung in Karten und Plänen sowie zur weiteren Analyse in einem Geographischen Informationssystem verwendet werden.

#### *Das B-Verfahren*

Das *B-Verfahren* ist für die Anwendung im kleinen Maßstabsbereich (<1 : 10.000) konzipiert. Die Ergebnisse dieser Bewertung haben eher orientierenden Charakter und können auch als Entscheidungsgrundlage für die Frage dienen, ob und wo zusätzliche Bodeninformationen mit dem *A-Verfahren* noch ermittelt werden sollten. Bis auf die Daten zum Humusgehalt im Oberboden sind im allgemeinen im *B-Verfahren* nur „Durchschnittswerte“ der Bodeneigenschaften bis zu einem Meter erforderlich. Da überwiegend Sekundärinformationen verwendet werden, muss beachtet werden, dass nur ungefähre und ungesicherte Schlussfolgerungen auf Boden und Bodenparameter möglich sind. Im Gegensatz zum *A-Verfahren* gibt es hinsichtlich der Datenauswertung für das *B-Verfahren* bisher noch keine standardisierte Methoden. Das *B-Bewertungsverfahren* liegt derzeit erst in

einer beta-Version vor und wird noch optimiert werden müssen. Um einigermaßen verlässliche Ergebnisse zu erhalten, ist unbedingt bodenkundliches Fachwissen erforderlich.

Die Ergebnisse der Bodenfunktionsbewertung beider Verfahren werden in fünf Klassen angegeben von *sehr gering* (5), *gering* (4), *mittel* (3), *hoch* (2), bis zu *sehr hoch* (1).

## 2.2 Die bewerteten Bodenfunktionen

Folgende Bodenfunktionen und Bodenleistungen können mit dem TUSEC-IP **A-Verfahren** bewertet werden:

Bodenfunktionen	Kriterium
• Boden als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen - (LIFE1)	• Unbelasteter Boden
• Boden als Lebensgrundlage und Lebensraum für Fauna und Flora - (LIFE2)	• Seltenheit von relevanten Bodenparametern und Naturnähe
• Boden als Bestandteil des Wasserkreislaufs - (STOFIT1 and STOFIT1.1)	• Qualität und Quantität der Grundwasserneubildung und Quantität der Infiltration
• Boden als Bestandteil im Nährstoffkreislauf (STOFIT2)	• Nährstoffversorgung
• Boden als Filter und Puffer für Schwermetalle - (STOFIT3)	• Retentionsvermögen für Schwermetalle
• Boden als Stoffumwandlungsmedium - (STOFIT4)	• Fähigkeit der Mikroorganismen, organische Stoffe umzuwandeln
• Boden als Archiv für Natur - (ARC1)	• Seltenheit – Böden mit spez. Merkmalen, die nicht mehr als 0,1% des Untersuchungsgebietes einnehmen
• Boden als Archiv für Kultur - (ARC2)	• Seltenheit – Kulturgeschichtliche Böden
• Boden als Standort für landwirtschaftliche Nutzung - Grünlandnutzung (PROD1) und Weizenanbau PROD1.1)	• Ausreichende Versorgung mit Nährstoffen, geeignete Bodenbedingungen für das Pflanzenwachstum und ausreichender Temperatur
Bodenleistungen	Kriterium
• Boden als Infiltrations- und Versickerungskörper – die Versickerungsleistung - (LEACH!“A)	• Fähigkeit des Bodens, Wasser zu infiltrieren
• Boden als Körper zur Klimaregulation – die Abkühlungsleistung - (COOL!“A)	• Menge an verdunstetem Wasser, welches im Boden erhalten war, und die dabei freigesetzte Energie

Bei diesen Bodenfunktionen handelt es sich eigentlich um Teilfunktionen die zur differenzierten Betrachtung der „generellen Funktion“ definiert wurden. Beispielsweise wird die Lebensraumfunktion unterschieden zwischen *Lebensraum für den Menschen* und *Lebensraum für Fauna und Flora*. Der Unterscheidung zwischen Bodenfunktion und Bodenleistung liegt allein begründet in der bewussten Hervorhebung des planerischen Interesses an bestimmten Bodenleistungen.

Zur Bewertung der Bodenfunktionen werden einfache und komplexe Bodenparameter benötigt, die teilweise unmittelbar im Feld ermittelt werden, teilweise aber über Basisparameter abgeleitet werden (wie beispielsweise Luftkapazität mittels Lagerungsdichte, Textur und Humusgehalt bestimmt wird).

Tab. 1: Eingangsparemeter für die Bewertung der Bodenfunktionen nach TUSEC-IP auf der **A-Ebene** (verbindliche Planung)

<b>Bewertete Bodenfunktionen</b>	<b>Bodenparameter</b> [cm, %, Klasse, g*cm <sup>-3</sup> ]	<b>Weitere relevante Boden- und Gelände-Information</b>	<b>Andere Informationen</b>
<b>LIFE1</b> Boden als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen		Kontaminations-hinweise	Gesetzl. Grenzwerte für Boden-kontaminationen
<b>LIFE2</b> Boden als Lebensgrundlage und Lebensraum für Fauna und Flora	Lagerungsdichte Grobmaterial Horizontmächtigkeit Redox-Merkmale Textur		Landnutzung, Grundwasserflur-abstand
<b>STOFIT1</b> Boden als Bestandteil des Wasserkreislaufs	Lagerungsdichte Grobmaterial Horizontmächtigkeit Humusgehalt Textur	Böden, die auf Aufschüttungsmateri al entstanden sind	Hangneigung
<b>STOFIT2</b> Boden als Bestandteil im Nährstoffkreislauf	Grobmaterial Horizontmächtigkeit Humusgehalt pH-Wert Bodenstruktur		fluviales oder kolluviales Ausgangsmaterial
<b>STOFIT3</b> Boden als Filter und Puffer für Schwermetalle	Grobmaterial Horizontmächtigkeit Humusgehalt pH-Wert Textur		
<b>STOFIT4</b> Boden als Stoffumwandelungsmedium	Grobmaterial Horizontmächtigkeit Humusgehalt pH-Wert Bodenstruktur		Oberflächennaher Grundwasserspiegel
<b>PROD1</b> Boden als Standort für landwirtschaftliche Nutzung	Grobmaterial Horizontmächtigkeit Humusgehalt Bodenstruktur Textur		Jahresdurchschnitts-temperatur

## 2.3 Ein Bewertungsbeispiel für die A-Ebene (verbindliche Planung)

In der Testphase von TUSEC-IP wurde das *A-Verfahren* in München am Beispiel eines Bebauungsplans getestet:



### Bewertungsbeispiel für die A-Ebene

**Lage:** Münchner Norden, Stadtteil Feldmoching.

**Flächengröße:** ca. 2 ha.

**Flächenwidmung nach FNP:** Allgemeines Wohngebiet und ökologische Vorrangflächen.

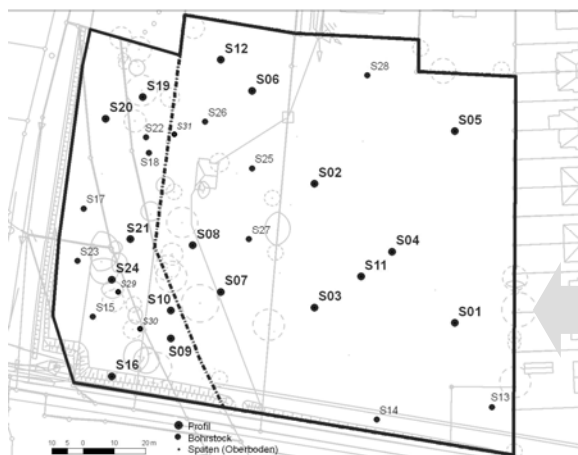
**Derzeitige Nutzung:** Im östlichen Teil extensiv genutztes Grünland; im mittleren Teil brachgefallene Grundstücke zweier kleiner, frei stehenden Einzelhäuser; im westlichen Teil ehemaliges Bahngelände, das von einem mittlerweile rückgebauten Industriegleis durchquert wird und heute mit Ruderalvegetation bestanden ist.

**Geplante Landnutzung:** Errichtung von Wohngebäuden mit öffentlichen Grünflächen.

### Fragestellungen für das Testgebiet:

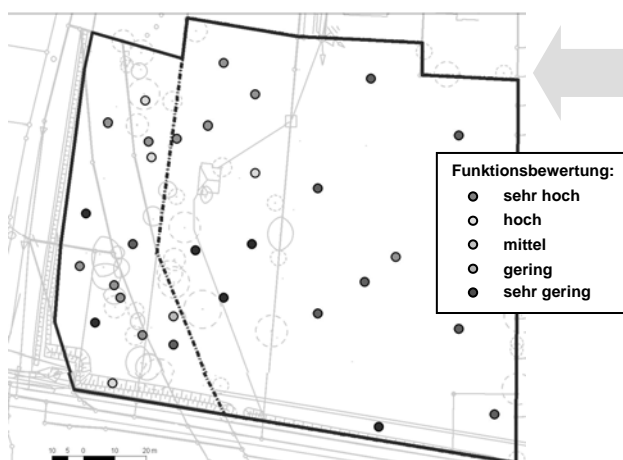
Gemäß Vorgaben des Bundesbodenschutzgesetzes 1998 wurden alle in § 2 aufgeführten natürlichen Bodenfunktionen bewertet. Als besonderes wichtig für die geplante Nutzung gesehen wurde

- die Funktion der Böden im Wasserkreislauf, vor allem hinsichtlich der
- Eignung für dezentrale Versickerung und
- die Schutzwürdigkeit von Böden aufgrund besonderer Standortbedingungen (Lebensraumfunktion für Tiere und Pflanzen, „Biotopotenzial“)



### Bodenkundliche Aufnahme:

Die bodenkundliche Aufnahme erfolgte anhand von 17 Profilen, 11 Bohrstichen sowie drei zusätzlichen Spaltenstichen zur Beurteilung des Oberbodens in stark verbuschten Bereichen. Die Ergebnisse wurden in das *DV-Bewertungstool ILSE* eingegeben, damit bewertet und mit dem Geographischen Informationssystem ARCVIEW in Karten aufbereitet und dargestellt.



### Ergebnisse der Bodenbewertung

Das untersuchte Gebiet weist eine überdurchschnittlich hohe Ausprägung der Lebensraumfunktion für Tiere und Pflanzen auf. Aufgrund fehlender Hinweise auf chemische Bodenbelastungen lässt sich auch für den Menschen keine Gefährdung ableiten. Der östliche Bereich ermöglicht sehr hohe Infiltrationsraten für Niederschlagswasser; der westliche Teil hingegen zeigt Böden mit hoher Filterwirkung und geringem Versickerungspotenzial.

### Empfehlungen für die Planung

Die weitgehend natürlich entwickelten Böden (Braunerde-Pararendzina) im nördlichen und östlichen Teil der Fläche sind mit einer zukünftigen Freiflächennutzung zu erhalten. Hierbei bietet es sich an, die aktuelle Vegetation weitgehend zu bewahren. Das Abschieben von Oberboden und das Befahren der Fläche mit Baufahrzeugen sowie das Lagern von Materialien ist auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Mit Abschluss des Projektes kann die Projektpartnerschaft von TUSEC-IP auf nun mehr als drei Jahre gemeinsamen Arbeitens zurückblicken. Die Projektergebnisse zeigen wie wichtig die Kommunikation von Planern und Bodenkundlern war und wie bedeutsam aber auch dieser kontinuierliche Austausch für die Zukunft bleibt.

Neben zahlreichen Einzelstudien und Arbeitsberichten sind von den Projektergebnissen folgende „Produkte“ besonders hervorzuheben:

1. *Bodenbewertung in der räumlichen Planung - Ein Beitrag zur Nachhaltigen Raumentwicklung* ist ein Broschüre, in der die Vorgehensweise im Projekt, die einzelnen Projektbausteine und die im Projekt geschaffenen Werkzeuge dokumentiert sind.

2. *Bodenbewertung in der räumlichen Planung mit der TUSEC-IP-Methode - Ein Handbuch für Raum-, Stadt- und Umweltplaner*. Mit dieser für Ende 2006 geplanten Veröffentlichung soll das geschaffene Instrument der Bodenbewertung an alle Interessierten weitergegeben und nutzbar gemacht werden können. Hierin dokumentiert sind ein *Planerleitfaden*, das *Data-Tool* zur Bewertung der Güte bodenrelevanter Sekundärinformationen, das Bodenkundliche Manual sowie die Nutzeranleitung für *ILSE*.

### 4 Schlussfolgerung

Mit dem TUSEC-IP-Bodenbewertungsverfahren wurde auf der Ebene der verbindlichen Bauleitplanung ein Verfahren entwickelt, das für den praktischen Einsatz in Kommunen tauglich ist. Das Verfahren ist sehr komplex und benötigt die Mitarbeit von Personen mit bodenkundlichem Fachwissen. Der Einsatz von Fachleuten ist jedoch bei Fragestellungen in anderen Fachbereichen wie z.B. Arten- und Biotopschutz, Stadtklima durchaus bereits gängige Praxis.

Hinsichtlich des *B-Verfahrens* ist noch weitere Entwicklungsarbeit erforderlich. Das RGU beabsichtigt, diese Arbeiten im Rahmen eines Fachplans Boden zum Landschaftsplan der Landeshauptstadt München durchzuführen. Damit soll ein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung Münchens geleistet werden.

### 5 Literatur

LANDESHAUPTSTADT MÜNCHEN, REFERAT FÜR GESUNDHEIT UND UMWELT (Hg.) (2006): *Bodenbewertung in der räumlichen Planung – Ein Beitrag zur Nachhaltigen Raumentwicklung*. – München / Bozen. 48 S.

LEHMANN, A., S. DAVID und K. STAHR et al. (2006): *Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Methoden zur Bewertung natürlicher und anthropogen überformter Böden*. Interner Endbericht zu Arbeitspaket 7 "Entwicklung von Verfahren zur Bodenbewertung" für das Projekt TUSEC-IP im Rahmen der EU-Gemeinschaftsinitiative Interreg III B Alpenraum. – (Koordination Arbeitspaket 7: Universität Hohenheim, Versuchstation „Unterer Lindenhof“). – Stuttgart-Hohenheim. 28 S.

LEHMANN, A., S. DAVID und K. STAHR (2006): *TUSEC (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions) – Eine Methode zur Bewertung natürlicher und anthropogen überformter Böden*. Bodenkundliches Manual mit Einführung, Erläuterungen und Verknüpfungsregeln. – Stuttgart-Hohenheim. 95 S.

# Assessment of Heavy Metals Content of Agricultural Soils in Lower Silesia

Jolanta Korzeniowska\*, Ewa Stanislawka-Glubiak\*, Debowski M.\*\*

\*Institute of Soil Science and Plant Cultivation – National Research Institute in Pulawy Department of Soil Tillage System and Fertilization in Jelcz-Laskowice  
ul. Lakowa 2, 55-230 Jelcz-Laskowice, Poland  
jkorzeniowska@iung.pulawy.pl

\*\*Regional Agro-Chemical Laboratory in Wroclaw, pl. Sw. Macieja 5, 50-244 Wroclaw, Poland

**Abstract:** *In 1992-1997 a survey of Lower Silesia soils was conducted to assess the heavy metals content level. The studies included farmed soils only. From area about 11987 km<sup>2</sup>, 3039 soils samples were collected. All samples were analyzed for total concentration of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn after extraction with aqua regia.*

**Zusammenfassung:** *In den Jahren 1992-1997 wurden die Untersuchungen von Schwermetallgehalt in Niederschlesienboden durchgeführt. Untersucht wurde nur der Ackerboden. Insgesamt wurden 3039 Bodenproben auf einer Fläche von ca. 11987 km<sup>2</sup> entnommen. In den gesammelten Bodenproben wurden Cd, Cu, Ni, Pb, Zn-Gehalt mit der AAS-Methode nach Mineralisation mit Königswasser bestimmt.*

Keywords: soil survey, heavy metals, Lower Silesia, Poland

Schlagworte: Bodenuntersuchungen, Schwermetalle, Niederschlesien, Polen

## 1 Introduction

Heavy metals, along with hydrocarbon compounds or pesticide and sulphur residues, pose a hazard to soil purity. Industrial emissions of dusts and gases are the primary sources of soil contamination with heavy metals. The cations are captured in the surface layer of the soil and their migration down the soil profile is slow. The buildup of heavy metals in the topsoil may be the cause of their excessive uptake by the plants and thus the deterioration of food and animal feedstuffs. Furthermore, excessive accumulation of heavy metals in the soil may cause the pollution of ground waters. Therefore, it is essential to check the condition of soil contamination with heavy metals (Bidoglio 2003, Duwel and Utermann 2001).

An extensive survey of heavy metals content in the soils of the province of Lower Silesia, Poland was carried out in the years 1992 – 1997. Lower Silesia is one of 16 provinces of Poland (Fig. 1). It is situated in south-western Poland and borders on the Czech Republic in the south and with Germany (Saxony) in the west. The area of Lower Silesia is 19948 km<sup>2</sup> which accounts for 6.4 % of the total country's area. Farmed soils account for 60% of the province's area. The province is inhabited by less than three million inhabitants. Wroclaw (Breslau) is the capital city of the province and the fourth largest city in Poland (641 thousand inhabitants). The province is divided into 26 counties called "poviats". (Fig. 1, Table 1) and four cities enjoying county rights (urban poviats).

Lower Silesia is one of the three most industrialized provinces of Poland and is also the richest in mineral resources. In the province there are deposits of many useful minerals, oftentimes unique nationwide. For the nation's and region's economy the most important are copper ores in the areas of Lubin, Polkowice and Głogow. Apart from that, in Lower Silesia there are deposits of brown coal, house and road construction rock, fireproof clay and crushed rock. The environment is negatively affected mainly by copper mining and processing.



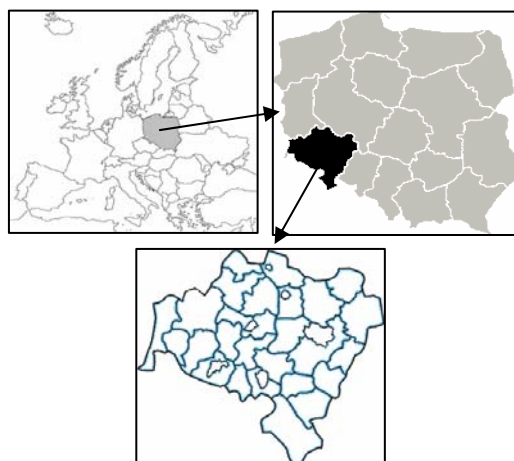


Fig.1. Lower Silesia – location and division into counties

## 2 Methods

The survey of the content of heavy metals in the soils of Lower Silesia was carried out by the Regional Agro-Chemical Laboratory in Wrocław by the order of the Ministry of Agriculture and under the scientific supervision by the Institute of Soil Science and Plant Cultivation in Pulawy. The survey was limited to farmed soils with decisive impact on crop quality and thereby on the quality of foods and feeds. Soil samples were collected from all counties of Lower Silesia (Table 1).

No.	Powiat	No. of samples	Powiat area (km <sup>2</sup> )	Area of farmed land (km <sup>2</sup> )	No. of samples per 1 km <sup>2</sup> of farmed land
1	Bolesławiecki	163	1303	404	2.5
2	Dzierżoniewski	54	479	335	6.2
3	Głogowski	75	443	283	3.8
4	Górowski	83	738	483	5.8
5	Jaworski	95	581	404	4.3
6	Jeleniogórski	97	628	254	2.6
7	Kamienogórski	69	396	218	3.2
8	Kłodzki	260	1643	807	3.1
9	Legnicki	149	745	557	3.7
10	Lubanski	81	428	280	3.5
11	Lubinski	132	712	407	3.1
12	Lwówecki	113	710	404	3.6
13	Milicki	114	715	374	3.3
14	Olesnicki	143	1050	653	4.6
15	Olawski	81	524	366	4.5
16	Polkowicki	139	780	416	3.0
17	Strzelicki	95	622	523	5.5
18	Sreński	82	704	555	6.8
19	Świdnicki	146	743	555	3.8
20	Trzebnicki	162	1026	668	4.1
21	Wałbrzyski	59	429	218	3.7
22	Wrocławski	104	675	387	3.7
23	Wrocławski	173	1116	897	5.2
24	Zabkowicki	132	802	569	4.3
25	Zgorzelecki	86	838	330	3.8
26	Złotoryjski	90	576	413	4.6
	Urban powiats				
27	Jelenia Góra	12	108	43	3.6
28	Legnica	5	56	22	4.4
29	Wałbrzych	16	85	30	1.9
30	Wrocław	29	293	132	4.6
	Total	3039	19948	11987	3.9

A total of 3039 samples were collected from an area of 11987 km<sup>2</sup>, which is 1 sample per 3.9 km<sup>2</sup> on the average. All samples were collected from the depth of 0-20 cm using a conventional soil sampler. Each sample was made by mixing 10-20 individual soil cores from an area of ca. 100 m<sup>2</sup>. The samples were assayed for total Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn using the AAS method following soil mineralization with aqua regia. In addition, each sample was assayed for pH in KCl, organic carbon using Tiurin's method and examined for soil texture.

The assessment of heavy metals content in soil was made using the criteria developed for farmed soils in the Institute of Soil Science and Plant Cultivation, Pulawy, Poland showed in Table 2 (Kabata et al. 1995 ).

Metal	Group of soil	Level of soil contamination					
		0	1	2	3	4	5
Cd	a	0,3	1,0	2	3	5	>5
	b	0,5	1,5	3	5	10	>10
	c	1,0	3,0	5	10	20	>20
Cu	a	15	30	50	80	300	>300
	b	25	50	80	100	500	>500
	c	40	70	100	150	750	>750
Ni	a	10	30	50	100	400	>400
	b	25	50	75	150	600	>600
	c	50	75	100	300	1000	>1000
Pb	a	30	70	100	500	2500	>2500
	b	50	100	250	1000	5000	>5000
	c	70	200	500	2000	7000	>7000
Zn	a	50	100	300	700	3000	>3000
	b	70	200	500	1500	5000	>5000
	c	100	300	1000	3000	8000	>8000

Even though not legally binding in Poland, those criteria are often used to assess agricultural soils because of their precision and usability. According to those criteria six levels of soil contamination with heavy metals are distinguished:

0 - Natural concentration – non-contaminated soils. Those soils can be used to grow all horticultural and agricultural crops, especially when targeted for infants and children

1 - Increased concentration. On those soils all crops can be grown with the exclusion of vegetables targeted for children

2 - Slightly polluted. The crops grown on those soils can be weakly contaminated. Some vegetables e.g. cauliflower, lettuce or spinach should be excluded. It is allowed to grow cereals, root and fodder crops and to use the soils for hay and for pasture.

3 - Medium polluted. The crops are exposed to heavy metals pollution hazard. Cereals root and fodder crops are allowed only when periodically checked. Industrial crops and seed grasses are recommended.

4 - Highly polluted. Those soils, and light soils in particular, should be taken out of agricultural use to be grassed or forested. On better soils industrial crops (flax, hemp, osier willow) can be grown. Seed production of cereals and grasses, potatoes and cereals for distilleries, oilseed rape for technical oil, tree and shrub nurseries are allowed.

5 - Very heavily polluted. Those soils should be taken out of cultivation and put under forest. Only the best of them can be used to grow industrial crops like the 4<sup>th</sup> level pollution soils.

Since the assessment of the soil contamination with heavy metals should take into account factors essential for metal bioavailability, three soil groups – a, b, and c were distinguished that differed for <0.02 mm fraction content, pH and organic matter (Table 2):

- a) • very light soils up to 10% of <0,02 mm fraction, regardless of pH
  - light soils containing 11-20 % of <0,02 mm fraction, very acidic (pH ≤ 4.5); acidic (pH 4.6-5.5) and weakly acidic (pH 5.6-6.5);
- b) • light soils containing 11-20 % of <0,02 mm fraction, neutral (pH > 6.5);

- medium-heavy soils containing 21-35% of <0,02 mm fraction, very acidic (pH ≤ 4.5) and acidic (pH 4.6-5.5);
  - heavy soils > 35 % of <0,02 mm fraction, very acidic (pH≤ 4.5) and acidic (pH 4.6-5.5);
  - mineral-organic soils containing 6-10% of organic matter, regardless of pH.
- c) • medium-heavy soils containing 21-35 % of <0,02 mm fraction and heavy soils > 35 % of <0,02 mm fraction, weakly acidic (pH 5.6-6.5), or neutral (pH > 6.5);
- mineral-organic soils > 10 % of organic matter, regardless of pH.

### 3 Results

#### Cadmium

The mean natural cadmium content of surface soil layers in different countries varies from 0.07 to 1.05, in general not exceeding 0.5 mg/kg (Kabata-Pendias & Pendias 1999). In Poland, according to the data of the Institute of Soil Science and Plant Cultivation, it is 0.21 mg/kg (Table 3).

Metal	Region	Total concentration in mg/kg		
		Average	Min.	Max.
Cd	Lower Silesia	0.26	0.02	2.22
	Poland*	0.21	0.01	49.73
Cu	Lower Silesia	18.8	0.7	725.0
	Poland*	6.5	0.2	725.0
Ni	Lower Silesia	11.1	0.1	260.0
	Poland*	6.2	0.1	328.3
Pb	Lower Silesia	24.7	11.7	52.2
	Poland*	13.6	0.1	5000.0
Zn	Lower Silesia	63.9	4.7	651.2
	Poland*	32.4	0.5	5754.0

\*According to Institute of Soil Science and Plant Cultivation - National Research Institute in Pulawy, Poland (Oleszek et al. 2003). Extraction in aqua regia.

It was shown in this survey that the cadmium content of farmed soils in Lower Silesia varied from 0.02 to 2.22, with the average of 0.26 mg/kg. The natural cadmium content (level 0) occurred in 94.5% soils of the region or in 2872 samples out of 3039 (Tables 1 and 4). The increased content (level 1) was found in 5.43% of the soils (165 samples) whereas pollution (levels 2+3+4+5) was found only in 0.07% of the soils (2 samples) (Fig. 2). In Lower Silesia no soils were found with pollution levels (3, 4 or 5).

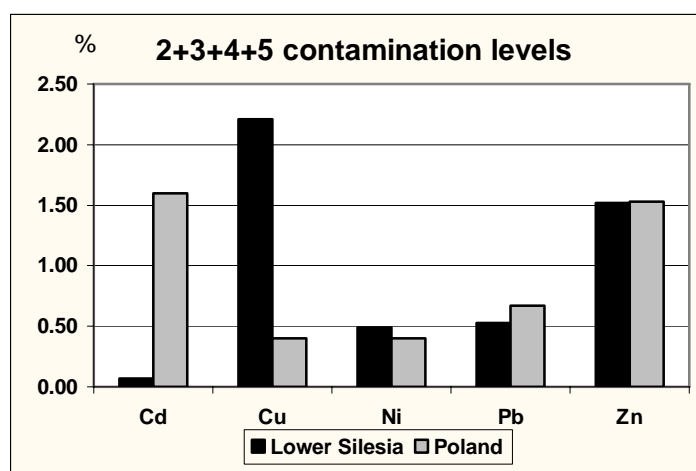


Fig. 2. Pollution of Lower Silesia and of Poland with heavy metals (%)

Metal	Region	Contamination level						
		0	1	2	3	4	5	0+1
Cd	Lower Silesia	94.50	5.43	0.07	0.00	0.00	0.00	99.93
	Poland*	88.87	9.53	1.06	0.29	0.17	0.08	98.40
Cu	Lower Silesia	85.78	12.01	1.18	0.30	0.73	0.00	97.79
	Poland*	96.56	3.04	0.25	0.07	0.08	0.00	99.60
Ni	Lower Silesia	96.22	3.29	0.33	0.16	0.00	0.00	99.51
	Poland*	95.36	4.23	0.34	0.06	0.00	0.00	99.59
Pb	Lower Silesia	95.69	3.78	0.50	0.03	0.00	0.00	99.47
	Poland*	96.89	2.44	0.40	0.25	0.02	0.00	99.33
Zn	Lower Silesia	72.52	25.96	1.48	0.04	0.00	0.00	98.48
	Poland*	87.84	10.63	1.27	0.23	0.03	0.00	98.47

\*According to Institute of Soil Science and Plant Cultivation - National Research Institute in Pulawy, Poland (Oleszek et al. 2003).

### Copper

The copper content of non-polluted soils worldwide ranges from 6 – 80 mg/kg and is closely related to soil type. Average contents for individual soil groups are as follows: sandy soils 13, organic soils 16, brown soils and rendzinas 23, chernozems 24 mg/kg (Kabata-Pendias & Pendias 1999). The average copper content of Poland's soils is around 6.5 mg/kg (Table 3).

In the soils of Lower Silesia Cu content varied from 0.7 to 725, with an average of 18.8 mg/kg (Table 3). Nearly 86% of the soils (2607 samples) were non-polluted soils with the natural copper content (Table 4). The elevated Cu content (level 1) was recorded in 12% of the region's soils (365 samples). Contaminated soils accounted for 2.2% (Fig. 2) out of which 1.18% of the samples were characterized by weak, 0.3% (9 samples) by medium high and 0.73% (22 samples) by heavy pollution. No very heavily polluted soils (level 5) were found in the study. Copper-polluted samples came mainly from the counties of Polkowice, Głogow and Legnica, and from the city of Legnica which is related to the emission of pollution from copperworks as well as to natural accumulation resulting from the geology of that region.

### Nickel

The nickel content of soils is mostly related to nickel content of the underlying rock and to soil texture. The average Ni content of soil in different parts of the world varies from 4 to 92 depending on kind of soil, most of the time ranging from 15 to 30 mg/kg. Generally 100 mg/kg Ni in the soil is assumed as the maximum admissible content of farmed soils (Kabata-Pendias, Pendias 1999). The average Ni content of Poland's soils is 6.2 mg/kg. Non-polluted soils account for nearly 96% of the total (2924 samples), soils with elevated Ni content accounting for 3.29% (100 samples) of the province's area. Nickel pollution was found in nearly 0.5% of the soils of Lower Silesia (Fig. 2). Weak pollution was found in 0.33% (10 samples) whereas medium-high pollution was found in 0.16% of the soils (5 samples). None of the samples was classified as pollution level 4 or 5.

### Lead

Soils of different countries contain on average from 8 to 120, most of the time ca. 20 – 40 mg/kg of lead (Kabata-Pendias, Pendias 1999). By way of comparison, the average Pb content of Poland's soils is 13.6 mg/kg (Table 3).

The average Pb content of the soils in Lower Silesia is 24.7, with a range of 11.7 to 52.2 mg/kg. Pb-non-polluted soils, classified as level 0, account for 95.69% of all soils in Lower Silesia (2908 out of 3039 samples). Elevated Pb contents (level 1) were found in 3.8% of the soils (115 samples). Pollution with lead was found in 0.53% of the soils (Fig. 2) (16 samples) out of which 0.5% (15 samples) were lightly polluted soils and 0.03% (1 sample), medium-heavily polluted soils.

## Zinc

The average zinc content of soils in various countries comes within a range of 30 to 125 mg/kg and, as with other metals, is related to kind of soil. The average Zn content of Polish soils is 32.4 mg/kg.

The data listed in Table 3 show that the soils of Lower Silesia contain on average 63.9 mg/kg of zinc ranging from 4.7 to 651.2 mg/kg. The natural zinc content was found in 72.5% of the soils in the province (2204 samples) and the elevated content (level 1) in nearly 26% of the soils (789 samples). In Fig. 2 it can be found that zinc-polluted soils accounted for 1.52% of the soils (46 samples) including 1.48% classified as lightly polluted soils. Only 0.04% (1 sample) was classified as medium-polluted. As with nickel and lead, no soils were found with level 4 or 5 of zinc contamination.

## 4 Summary

- Over 94% of the farmed soils of Lower Silesia are characterized by natural content (contamination level 0) of Cd, Ni and Pb, about 89% by natural content of Cu, and 72% by natural content of Zn. The majority of the soils that fail to qualify as natural soils do not show pollution but merely elevated metal content. It is especially true for Zn. As many as 26% of Lower Silesia soils show elevated content (level 1) of that element.
- The average contents of Ni, Pb and Zn in the soils of Lower Silesia are two times higher, and for Cu three times higher when compared to nationwide averages. The Cd content for Lower Silesia is similar to the nationwide average. The higher contents of the majority of metals are related to the geology of the region.
- In the province of Lower Silesia the greatest number of contaminated soils are those polluted with Cu – 2,2%, while on Poland territory they make up only 0,4% of soils. It is more than 5 times as much, and is due to the occurrence of copper deposits and copper processing located in this area. About 1.5% of the soils of Lower Silesia are contaminated with Zn, and only 0.5% with Ni and Pb. Cadmium pollution is practically non-existent.
- Actually, in Lower Silesia there are no farmed soils heavily (contamination level 4) or very heavily (level 5) polluted with heavy metals except for Cu. About 0.7% of the soils rated as level 4 of Cu pollution should be used to grow industrial crops such as flax, hemp, oilseed rape or to establish nurseries.

## 5 Literature

BIDOGGIO G. (2003): Trace Elements and Soil Protection in Europe.- In Conference Proceedings 7th International Conference Biogeochemistry of Trace Elements, Uppsala, Sweden, 2003. Vol. 1 Scientific Programs I (G.R. Gobran and N. Lepp, eds.). SLU Service/Repro, Uppsala, Sweden, 2003, p. 8.

DEBOWSKI M., MLECZKO E., DUCHNOWSKA A. (1999): Soils condition in poviats of Lower Silesia.- Stacja Chemiczno-Rolnicza we Wrocławiu, Wrocław, pp. 1-155 (in Polish).

DUWEL O., UTERMANN J. (2001): Trace Element and Organic Matter Contents of European Soils. Progress Report. First results of the second phase of the "Short Term Action".- Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability Soil and Waste Unit. Available as: [http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/heavy\\_metals\\_progress\\_report.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/heavy_metals_progress_report.pdf)

KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH CZ. (1995): The Base of Estimation of Chemical Pollution of Soils - Heavy Metals, Sulphur and PAH's.- Bibl. Monit. Srodowiska, Warsaw, pp. 1-28 (in Polish).

OLESEK W., TERELAK H., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., KUKULA S. (2003): Soil, Food and Agroproduct Contamination Monitoring in Poland.- Polish J. Environ. Studies, 12(3): 261-268.

# Sorption und Abbau von Tetracyclinen und Sulfonamiden im Boden

Günter Henkelmann<sup>1</sup>, Kristina Mosandl  
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz  
an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft  
Vöttinger Str. 38, 85354 Freising  
e-mail: Guenter.Henkelmann@LfL.Bayern.de

**Abstract:** *Laboratory and field experiments showed significant differences between the tetracycline and sulphonamide antibiotics. The sorption of the tetracyclines is very fast and strong. They are persistent in soil. The sorption of the sulfonamides to the soil matrix is weaker, but very strong to the soil organics and the roots of the economic plants.*

**Zusammenfassung:** *Labor- und Freilanduntersuchungen ergaben Unterschiede zwischen der Gruppe der Tetracycline und den Sulfonamiden. Tetracycline werden sehr stark und schnell an den Boden sorbiert. Sie können dort lange im Boden verbleiben, sind daher persistent. Die Sulfonamide sorbieren weniger stark an die Bodenmatrix. Sie binden mehr an organische Bestandteile des Bodens und an Wurzeln der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen.*

Keywords: antibiotics, tetracycline, sulphonamides, sorption, soil

Schlagworte: Antibiotika, Tetracycline, Sulfonamide, Sorption, Boden

## 1 Einleitung

Seit dem Jahr 1870 gab es die ersten Erkenntnisse über die antibakterielle Wirkung von Schimmelpilzen. Mit der Veröffentlichung von Alexander Fleming im Jahr 1928 war der Siegeszug der Antibiotika bei der Bekämpfung bakterieller Erkrankungen beim Menschen nicht mehr aufzuhalten. Wurden diese in der Anfangsphase hauptsächlich in der Humanmedizin eingesetzt, so sind sie in der modernen Landwirtschaft nicht mehr wegzudenken. Antibiotika können jedoch mit den Wirtschaftsdüngern nach therapeutischer, meso- oder prophylaktischer Anwendung beim landwirtschaftlichen Nutztier über die Gülle in den Boden eingetragen werden. Zu den wichtigsten Wirkstoffen für den Einsatz beim Nutztier gehören Tetracycline und Sulfonamide. Aus der Literatur ist bekannt, dass therapeutisch eingesetzte Tetracycline zu etwa 80 %, Sulfonamide zu etwa 50 % mit dem Kot und Urin wieder ausgeschieden werden. Im Boden können diese Wirkstoffe für einen langen Zeitraum verbleiben, metabolisiert, abgebaut, oder möglicherweise verlagert werden. Aufgrund der hohen biologischen Wirksamkeit dieser Stoffe und vor dem Hintergrund möglicher Resistenzbildungen war es Ziel eines dreijährigen Forschungsvorhabens über den Verbleib der Antibiotika im Boden und die Sorption Erkenntnisse zu gewinnen.

---

<sup>1</sup> Kontaktadresse Günter Henkelmann: Abteilung Qualitätssicherung und Untersuchungswesen (AQU), Lange Point 4, 85354 Freising

## **2 Material und Methoden / Versuchsanstellung**

In mehreren Projektphase wurden Untersuchungen an den Wirkstoffen Chlortetracyclin (CTC) und der Kombination Sulfadiazin / Trimethoprim (ST) durchgeführt. Die Wirkstoffe wurden unter definierten Bedingungen und in therapeutischen Mengen bei Schweinen angewendet und die gewonnene Gülle in Labor- und Feldversuchen eingesetzt.

### **2.1 Sorptionsversuche mit Antibiotikawirkstoffen**

Entsprechend dem theoretischen TS-Gehalt der Gülle wurden Modellsubstanzen ebenfalls in einer Konzentration von 5 % TS in wässrigem Puffermedium vorgelegt und mit unterschiedlichen Antibiotikakonzentrationen im Bereich von 0,1 bis 1 000 µg/l versetzt.

Zur Erstellung der Kinetik wurden die Proben zum Zeitpunkt 0, 15 Minuten, 30 Minuten usw. (alle 15 Minuten) beprobt und bei einer Wellenlänge von 365 nm +/-2 nm gemessen. Insgesamt wurde für die Kurzzeitkinetik ein Zeitraum von drei Stunden beprobt. Bei den ebenfalls durchgeführten Langzeitkinetiken wurde über mehrere Monate untersucht.

### **2.2 Freilandversuche 2003 - 2005**

In dreijährigen Freilandversuchen wurden die nach den Fütterungsversuchen erzeugten Wirtschaftsdünger praxisnah in Mengen bis zu 30 m<sup>3</sup>/ha ausgebracht. Mit diesen Versuchen sollten vor allem Fragen zur Sorption, Verbleib und Verlagerung von CTC - Gülle und einer entsprechenden Kontrollgülle in der Praxis geklärt werden. Insgesamt wurden in den Jahren 2003 - 2005 drei Freilanduntersuchungen mit Antibiotika im Raum Freising und zwei Untersuchungen im Raum Kempten angelegt. Die Bodenprobenahmen wurden anfangs wöchentlich, später monatlich bis in eine Tiefe von 50 cm (in 10 cm Schichten) durchgeführt.

### **2.3 Analyse von Tetracyclinen und Sulfonamiden**

Die Analyse erfolgte mittels Hochdruck-Flüssig-Chromatographie auf einer Merck Chromolith RP 18 Phase nach einer modifizierten Methode von HENKELMANN (1992). Die Säulenlänge betrug 100 mm und der Innendurchmesser 4,6 mm. Säulentemperatur 30 °C. Fluss: 1 ml / Min. UV-Detektor bei 360 nm. Fließmittel A: Acetonitril (+1 % Methanol), Fließmittel B: 0,166 mM Phosphatpuffer bei pH 6,5.

## **3 Ergebnisse**

### **3.1 Sorption und Persistenz von Chlortetracyclin im Laborversuch**

Aus der Literatur ist bekannt, dass die Antibiotika aus der Tetracyclingruppe durch eine schnelle Sorption im Boden gekennzeichnet werden (HAMSCHE ET AL., 2000).

HÖPER et al. (2002) berichten, dass es zu Anreicherungen von Chlortetracyclin im Boden kommen kann.

Zur Überprüfung des Sorptionsverhaltens von Chlortetracyclin wurden mehrere Versuchsansätze durchgeführt. An tonreichen Böden konnte im Laborversuch eine schnelle Sorption von Chlortetracyclin beobachtet werden. Beispielhaft soll hier die Sorption an zwei unterschiedliche Böden, dem sog. Pucher Boden und dem Baumannshofer Boden dargestellt werden.

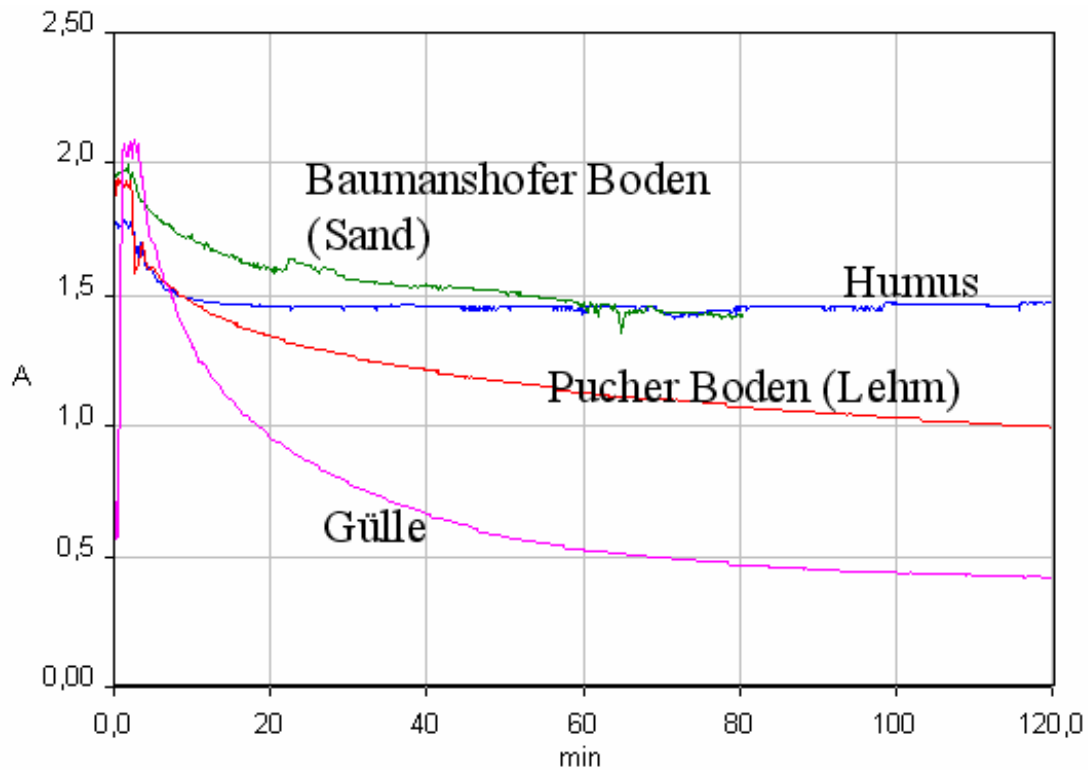


Abbildung 1: Sorptionskinetik am Beispiel von CTC auf einem Sandboden, einem Lehmboden und getrockneter Rindergülle

Hier dargestellt ist die Reduktion des Wirkstoffs CTC in einer Pufferlösung in Anwesenheit eines Sorbenten. Je stärker die Kurve abfällt, desto höher ist die Sorption. In diesen Versuchsreihen war z.B. beim Lehmboden (Pucher Boden) die Sorption höher als beim Sandboden (Baumannshofer Boden). Die Bodenkenndaten der eingesetzten Böden sind in Tabelle 1 aufgeführt:

Tabelle 3: Bodenkenndaten der in Laborversuchen eingesetzten Versuchsböden

Bodenherkunft	C <sub>org</sub> (%)	pH	Ton	Schluff	Sand
Puch	1,0	5,4	17,6	64,4	18,0
Baumannshof	2,9	5,4	8,2	14,9	76,9

Gleichzeitig wurde das Sorptionsverhalten auch an unterschiedlichen Modellsubstanzen getestet. Die Laborversuche machten deutlich, dass die Sorption der Tetracycline vorwiegend an Tonminerale und Ton-Humuskomplexe im Boden erfolgt. Die Stärke der Sorption hängt von der spezifischen Oberfläche der Bodenpartikel ab. Die Tetracycline bilden ebenfalls Komplexe mit mehrwertigen Kationen im Boden.

### 3.2 Sorption von Sulfonamiden und Tetracyclinen im Vergleich

In einer Studie von BOXALL et al. (2002) konnte gezeigt werden, dass Sulfonamide nach der Aufbringung auf Tonböden eine geringe Sorptionsneigung aufwiesen.



Dies zeigt sich auch an einer Lieteraturzusammenstellung von und THIELE-BRUHN (2003). Zusammengefasst liegen die Sorptionskoeffizienten für die Sorption von Tetracyclinen im Boden sehr hoch (zwischen 417 und 1026  $K_B/kg$ ), die Sorption ist im Boden bedeutend höher als bei den Sulfonamiden (Sorptionskoeffizienten 1 - 3,5 $K_B/kg$ ).

Tabelle 2: Sorptionskoeffizienten von ca. 30 Einzelveröffentlichungen an die Bodenmatrix  $K_B$  und Gülle  $K_G$  (nach THIELE-BRUHN (2003))

Wirkstoff	Sorptionskoeffizient $K_B/kg$ Oberboden	Sorptionskoeffizient $K_G/kg$ Gülle
Tetracycline	417 -1026	~ 80
Sulfonamide	1 - 3,5	17 - 169

### 3.3 Freilandversuch mit Antastmon (Sulfadiazin und Trimethoprim)

Im hier dargestellten Feldversuch wurde aus der Gruppe der Sulfonamide die Wirkstoffkombination Antastmon (ST) eingesetzt. In dem Handelspräparat war Sulfadiazin (SD) zu 50% und Trimethoprim zu 10 % enthalten.

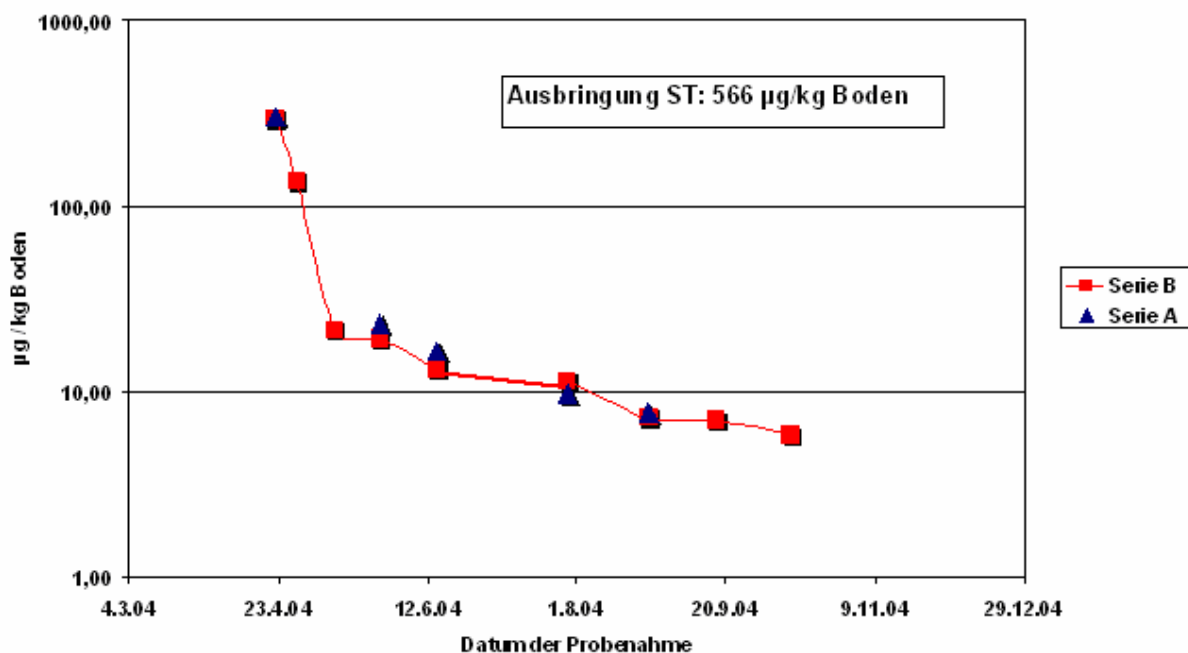


Abbildung 2: Feldversuch in Pulling II (2004); Maisanbau. Dargestellt ist der ST-Gehalt in der obersten Bodenschicht (0-10 cm) aus zwei Stichproben (Serie A, B)

In der in Fütterungsversuchen hergestellten Schweinegülle war Sulfadiazin nach veterinärmedizinischer Anwendung zu 23 mg pro kg Gülle enthalten.

Trimethoprim lag bei den Feldversuchen deutlich unter der Nachweisgrenze der Bodenuntersuchungen und konnte bei der Bodenanalytik daher nicht bestimmt werden.

Tabelle 3: Bodenkennndaten des im Feldversuch eingesetzten Bodens

Bodenherkunft	C <sub>org</sub> (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)
Pulling II (2004)	5,59	31	7,3	28,1	64,0	8,0

Von der ausgebrachten Menge von 566 µg Sulfadiazin pro kg Boden waren unmittelbar nach der Begüllu ng und der Einarbeitung 300 µg/kg, also 53 % nachweisbar.

Nach sieben Tagen konnten 137 µg Sulfadiazin pro kg Boden ermittelt werden. Dies entsprach einer Wiederfindung von 24 %. Nach 20 Tagen waren noch 20 µg des löslichen, extrahierbaren Anteils zu finden. Dies entspricht einer Wiederfindung von 3,5 %. Zur letzten Probenahme des Jahres, im Oktober waren nach 175 Tagen nur noch 6 µg nachweisbar. Dies entsprach etwa 1 % der aufgebrauchten Wirkstoffmenge. Die einzelnen Messergebnisse aus zwei Stichprobenreihen während der Vegetationszeit sind in der Abbildung 2 dargestellt.

In der Bodenschicht 10 - 20 cm waren stark schwankende Werte zwischen 10 und 90 µg/kg Boden zu messen. Der Maximalwert in dieser Bodenschicht wurde etwa einen Monat nach der Aufbringung ermittelt. Ebenso konnte ein leichter Anstieg nach einem Monat in der Bodenschicht zwischen 20 und 30 cm gefunden werden. In tieferen Bodenschichten konnte zum Versuchsende (im Oktober) das Sulfadiazin nur in Spuren nachgewiesen werden.

#### 4 Schlussfolgerung

Chlortetracyclin bindet gut an Tonminerale und an höherwertige Metallionen im Boden. In allen Labor- und Feldversuchen erwies sich das Chlortetracyclin als persistenter Wirkstoff.

Für den Eintrag in den Boden wurden bei den im Versuch eingesetzten Versuchsgü llen, bei praxisnaher Ausbringung teils Konzentrationen gefunden, die über dem sog. Triggerwert von 100 µg/kg Boden lagen. Der Triggerwert wurde von der "International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Products (VICH, 2000; EMEA, 1998)" im Rahmen der Zulassung von Veterinärmedikamenten als Schwellenwert definiert und sollte langfristig nicht überschritten werden. Die in den Feldversuchen eingesetzten Antibiotikakonzentrationen stellen jedoch eine Art „worst case“ Fall dar. Für den Wirkstoff Chlortetracyclin ist eine Grundwassergefährdung durch die starke Sorption und Persistenz im Oberboden bisher noch nicht nachgewiesen worden und vermutlich auch nicht zu erwarten. Lediglich durch Makroporenfluss oder über Dränagen kann es zu einem schnellen Eintrag in oberflächennahes Grundwasser kommen.

Das ebenfalls eingesetzte Sulfadiazin zeigte sich in den Labor- und Feldversuchen weniger persistent. Das Wirkstoffverhalten ist bestimmt durch die Sorption an organische Verbindungen und an die Wurzeln im Boden. Eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten und damit auch die Möglichkeit zu Einträgen ins oberflächennahe Grundwasser ist durch die höhere Mobilität des Wirkstoffs nicht auszuschließen.

#### 5 Literatur

BOXALL, ALISTAIR B.A., BLACKWELL, P., CAVALLO, R., KAY, P., TOLLS, J. (2002) : The sorption and transport of a sulphonamide antibiotic in soil systems. Toxicology Letters 131, 19-28

EMEA (1998): European Agency for the Evaluation of Medicinal Products; Committee for Veterinary Medicinal Products; Note for guidance: environmental risk assessment of veterinary medical products other than GMO-containing and immunological products.

EMEA/CVMP/055/96-FINAL (1998), EMEA London

HAMSCHER, G., SCZESNY, S., ABU-QARE, A., HÖPER, H., NAU, H. (2000): Stoffe mit pharmakologischer Wirkung einschließlich hormonell aktiver Substanzen in der Umwelt: Nachweis von Tetracyclinen in güllegedüngten Böden. Dtsch. tierärztl. Wschr. 107, (8), 293-348

HENKELMANN, G. (1992): Methodik und Applikationen in der Kapillargaschromatographie, Analytik „extrahierbarer Anteile“ von Atrazin und seiner Abbauprodukte aus Bodenproben; Buch der Umweltanalytik, Band 4, 102-104, GIT Verlag GmbH, Darmstadt, ISBN 3-928865-02-1

HÖPER, H., KUES, J., NAU, H. UND HAMSCHER, G. (2002): Eintrag und Verbleib von Tierarzneimittelwirkstoffen in Böden. Bodenschutz 4, 141-148

THIELE-BRUHN, S. (2003): Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166, 145-167

VICH (2000): International cooperation on Harmonisation of Technical Requirements for Registration of Veterinary Medicinal Products. Environmental Impact Assessment (EIAs) for Veterinary Medicinal Products (VMPs)-Phase I. COMISA Brüssel, 9 S. (<http://vich.eudra.org/htm/guidelines.htm>)

WINCKLER, C., GRAFE, A. (2000): Charakterisierung und Verwertung von Abfällen aus der Massentierhaltung unter Berücksichtigung verschiedener Böden. UBA-Text 44/00. Umweltbundesamt, Umweltforschungsplan des BMU, Forsch. Bericht 29733911, 1-145

# Sulfadimidin und Flubendazol im Sickerwasser nach Berechnung gedüngter Flächen

Dr. Klaus Weiß, Walter Schüßler, Michael Porzelt  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Kaulbachstr. 37, 80539 München  
e-mail: [klaus.weiss@lfu.bayern.de](mailto:klaus.weiss@lfu.bayern.de)

**Abstract:** *Pharmaceuticals are widely used in animal production. In the present study the discharge of the antibiotic sulfadimidine and the antiparasitic drug flubendazole from agricultural manure on drained sites and water catchments during simulated heavy rainfall was quantified. The total discharge via collection drains varied between 0.1 and 11 % of the applied pharmaceuticals. Sulfadimidine concentration in leachate reached values up to 13 µg/l.*

**Zusammenfassung:** *In der vorliegenden Arbeit wurde auf gedrähten Standorten das Auswaschungsverhalten von Sulfadimidin (Antibiotikum) und Flubendazol (Antiparasitikum) aus Wirtschaftsdünger bei simuliertem Starkregen untersucht. Der Gesamtaustrag über den Dränabfluss variierte zwischen 0,1 % und 11 % der mit der Schweinegülle aufgebrauchten Arzneimittelwirkstoffe. Sulfadimidin erreichte im Sickerwasser Konzentrationen bis zu 13 µg/l.*

Keywords: sulfadimidine, flubendazole, manure, seepage water, drain

Schlagworte: Sulfadimidin, Flubendazol, Wirtschaftsdünger, Sickerwasser, Drän

## 1 Einleitung

Durch die intensive Tierhaltung werden vermehrt Tierarzneimittel angewandt. Zusätzlich zur Behandlung von Erkrankungen werden in den Mastbetrieben oft präventiv Antibiotika und Antiparasitika eingesetzt, insbesondere wenn der Stall neu belegt wird. Die vom behandelten Tier ausgeschiedenen Wirkstoffe sowie deren Metaboliten gelangen durch Stallmist und Gülle als Dünger in die Umwelt.

Den Hauptanteil der verordneten Tierarzneimittel stellen die Antibiotika dar, zu deren mengenmäßig bedeutendsten Wirkstoffgruppen die Sulfonamide zählen. Diese werden häufig in der Schweine-, Kälber- und Geflügelmast eingesetzt und von den Tieren zu einem großen Teil in unveränderter Form oder als inaktiver Acetylmethylmetabolit wieder ausgeschieden. Sulfonamide weisen einerseits nur ein geringes Abbaupotenzial in der Gülle (Berger et al. 1986) und in der Umwelt (Lunestad et al. 1995) auf, andererseits können sie aufgrund der guten Wasserlöslichkeit und ihres niedrigen Sorptionskoeffizienten mit dem abfließenden Wasser verfrachtet werden (Boxall et al. 2002) und somit möglicherweise auch in das oberflächennahe Grundwasser oder in oberirdische Gewässer gelangen.

In der Literatur liegen bislang zahlreiche Daten zu Einzelbefunden von Sulfonamiden in Böden und Gewässern vor. Das vorwiegend in der Schweinehaltung eingesetzte Sulfadimidin (SDM), auch Sulfamethazin genannt, wurde im Oberflächenabfluss in Konzentrationen bis zu 680 µg/l und in Bächen in Konzentrationen bis zu 4 µg/l nachgewiesen (Burkhardt et al. 2004). Im Grundwasser wurden Werte von 0,16 µg/l registriert (Hirsch et al. 1999). Erste umfassende Ergebnisse zur Quantifizierung der oberflächennahen Abschwemmung von SDM sind beschrieben (Burkhardt et al. 2004; Müller 2003).

Neben den Antibiotika spielen auch die in der Tierhaltung eingesetzten Antiparasitika mengenmäßig eine bedeutende Rolle. Während zum Abbau- und Umweltverhalten der Endektoparasitika (makrozyclische Lactone, z.B. Ivermectin) zahlreiche Publikationen vorliegen (z.B. Halley et al. 1989), gibt es für die in den letzten Jahren wesentlich häufiger verwendeten Endoparasitika (Benzimidazole) nur sehr wenig Datenmaterial. Das zu den neueren Benzimidazolen zählende Flubendazol (FLUB) wird als Entwurmungsmittel bei Schweinen und Geflügel eingesetzt. Mehr als 50 % der verabreichten Dosis werden über Fäzes unverändert ausgeschieden, wobei die beiden wichtigsten Metaboliten Amino- und Hydroxyflubendazol immer noch toxikologische Eigenschaften aufweisen (EMEA 1997).

Ziel unserer Untersuchungen war es, den Transport von Sulfadimidin und Flubendazol über das Sickerwasser unter Einbeziehung des Standorttyps und der Bewirtschaftungsform flächenhaft zu bilanzieren und somit die bestehende Datenlücke zur Persistenz und Mobilität von Sulfonamiden und Benzimidazolen in der Umwelt zu verkleinern.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuchsdurchführung

In einem Betrieb für Schweinehaltung wurde bei Infektionen u.a. das Antibiotikum SDM [4-Amino-N-2-pyrimidinylbenzenesulfonamide] parenteral eingesetzt. Bei Umstellungen wurde das Anthelminthikum FLUB {[5-(4-Fluorobenzoyl)-1H-benzimidazol-2-yl] carbamic acid methylester} über das Futter verabreicht. Die Ausscheidungen der behandelten Tiere wurden in einer leeren Güllegrube zwischengelagert.

Die Versickerungsversuche wurden auf gedrähten, landwirtschaftlich genutzten Flächen und über einem ehemaligen Trinkwassersammler durchgeführt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Beschreibung der Versuchsflächen einschl. Zeitpunkt der Gülleausbringung und Beregnung

<p><b>A</b>ckerstandort: Winterroggen (2004; Parzellen <b>AR 1-3</b>) <b>H</b>afer/Erbsen-Gemisch (2005; Parzellen <b>AH 1-3</b>) tertiäres Hügelland, Lkr. Pfaffenhofen Braunerden aus Lösslehm, z.T. pseudovergleyt 4.5., 11.5., 25.5.2004 bzw. 19.7., 26.7., 2.8.2005</p>	<p><b>W</b>iesenstandort: Dauergrünland Ammermoos, Lkr. Weilheim/Schongau <b>T</b>orfboden (<b>WT</b>) 10.8.2004</p>
<p><b>A</b>ckerstandort: 3-jährige <b>K</b>lee-grasnutzung (2004; <b>AK</b>) gepflügt und <b>g</b>eggt nach Maisanbau (2005; <b>AE</b>) Ammerau, Lkr. Weilheim/Schongau Auengley 12.10.2004 bzw. 15.11.2005</p>	<p><b>W</b>iesenstandort: Dauergrünland Ammerau, Lkr. Weilheim/Schongau <b>A</b>uengley (<b>WA</b>) 11.10.2005</p>
<p>Fassungsbereich eines ehemaligen <b>T</b>rink<b>w</b>asser- sammlers (<b>TW</b>) Jungmoräne, Lkr. Rosenheim Tiefenbruchboden mit hohem Kiesanteil 22.9.2004 bzw. 30.8.2005</p>	

Die Versuchsflächen (10 x 30 m) waren mittig in ca. 1 m Tiefe von einem Dränstrang bzw. in 4,5 m Tiefe von einem Trinkwassersammler durchzogen. Bei den Versuchsansätzen wurde eine Beregnung ohne vorangegangene Düngung zur Ermittlung einer eventuellen Grundbelastung im Boden durchgeführt. Etwa eine Woche später wurde Schweinegülle mit bekannter Konzentration an SDM bzw. FLUB nach der Schleppschlauchmethode streifenförmig ausgebracht (25 m<sup>3</sup>/ha). Unmittelbar nach der Düngung wurde mit einer Beregnungsanlage ein Starkregen von 50 mm in 2,5 Stunden simuliert. Das Wasser versickerte vollständig auf den Flächen, ein Oberflächenabfluss fand nicht statt. Der einsetzende Dränabfluss wurde am geöffneten Ableiter nahe der Versuchsflächen mit Hilfe eines 60° V-Wehrs und eines Druckpegelsensors kontinuierlich aufgezeichnet und das Sickerwasser im Abstand von 5 min von einem automatischen Probenehmer entnommen.

### 2.2 Analytik

Die Sickerwasserproben wurden nach Festphasenextraktion und die nahezu faserfreien Gülleproben (Gehalt an Trockensubstanz 1,1 %) nach 1:10-Verdünnung direkt an einem LC-MS/MS gemessen. Die mittlere Wiederfindungsrate lag bei 95 % (SDM) bzw. 105 % (FLUB).

### 3 Ergebnisse und Diskussion

In der Schweinegülle ließen sich bis zu 50 % des verabreichten Antibiotikums SDM nachweisen, davon anteilig wiederum zwischen 20 % und 50 % als pharmakologisch inaktiver Metabolit N4-Acetyl-Sulfamethazin. Ähnliche Wiederfindungsraten sind in der Literatur beschrieben (Berger et al. 1986; Plate 1991). Es wurden maximal 1,7 mg/l SDM und 1 mg/l Metabolit in der Gülle gefunden.

Über eine Zehnerpotenz niedriger waren die gemessenen Konzentrationen an FLUB (max. 56 µg/l), Amino- (max. 110 µg/l) und Hydroxy-FLUB (max. 38 µg/l) in der frischen Gülle. Schon bei einer Güllelage von 2-4 Wochen pendelten sich die Konzentrationen auf einem niedrigen Niveau um 10 µg/l ein. Verglichen mit der verabreichten Menge des Antiparasitikums wurden 42 % des Wirkstoffs einschließlich der beiden gemessenen Metaboliten über Fäces ausgeschieden. 14 Tage nach Medikamentengabe wurden davon nur noch 3 % in der Gülle nachgewiesen.

Die einsetzende Wasserführung in den Dränen kurz nach Beregnungsbeginn und der unmittelbare Rückgang der Dränschüttung nach Beenden der Beregnung (Abbildung 1) weisen auf einen schnellen Wasserfluss (preferential flow) im Boden hin, wie er ausschließlich in Grobporen erfolgen kann. Der unterschiedliche Verlauf der Abflussganglinien von AK und AE macht den Einfluss der Bewirtschaftung auf den schnellen Sickerwasserfluss deutlich. Während der 3-jährigen Klee grasnutzung (AK) konnte sich ein ausgeprägtes Porensystem (z.B. Maus- und Regenwurmgänge) entwickeln, was eine hohe Abflussspitze von 0,8 l/s zur Folge hatte. Durch Bodenbearbeitung mit Pflug und Egge (AE) wurden die Makroporen im Oberboden zerstört und die Abflussmenge im Drän halbiert. Auf Dauergrünland (WA) lies die Vielzahl an Makroporen (v.a. Mausgänge) den Drän schon nach 15 Minuten Beregnung anspringen und den Abfluss sehr schnell bis auf Werte von 1 l/s anschwellen. Der Anstieg

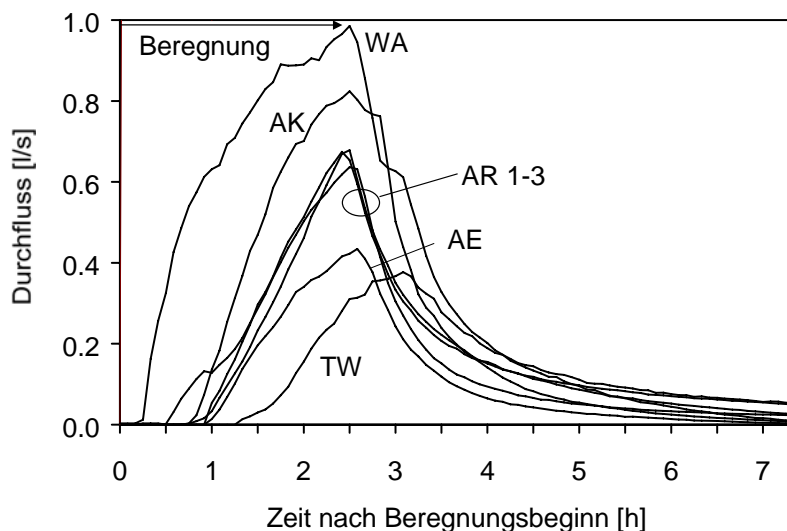


Abbildung 1: Abflussganglinien der Dränen und des Trinkwassersammlers

des Basisabflusses im Trinkwassersammler (TW) zeigt, dass auch noch in 4,5 m Tiefe mit einem Makroporenfluss zu rechnen ist. Insgesamt flossen in den Dränen zwischen 10 % und 57 %, im Trinkwassersammler 29 % bzw. 36 % der ausgebrachten Wassermenge ab.

Im Sickerwasser der ungedüngten Flächen konnte kein SDM, FLUB bzw. Metaboliten nachgewiesen werden. Nach Ausbringung der belasteten Schweinegülle wurden die Arzneimittelwirkstoffe während der gesamten Dauer der Dränschüttung gemessen.

Am Ackerstandort mit Winterroggen (Parzelle AR 1, 2004) nahmen die Konzentrationen an SDM und Metabolit im Dränabfluss nahezu kontinuierlich von ca. 13 µg/l auf 1 µg/l ab (Abbildung 2), wobei die Werte des Metaboliten immer geringfügig unter denen des SDM lagen. Bei einer erreichten Beregnungsmenge von 20 mm wurden über den Dränabfluss bereits 2,5 mg SDM ausgewaschen. Insgesamt wurden mit dem Dränabfluss 18 mg SDM (= 600 mg/ha) bzw. 14 mg Metabolit (= 460 mg/ha) ausgewaschen. Das Sickerwasser der

unmittelbar benachbarten Parzellen AR 2 und 3 war trotz der sehr ähnlichen Abflussmenge (vgl. Abbildung 1) deutlich weniger mit dem Arzneimittelwirkstoff belastet. Die Konzentrationen an SDM erreichten auf beiden Parzellen anfangs nur 10 %, gegen Ende des Abflusses ca. 50 % der Werte von Parzelle 1. Entsprechend geringer fiel auch die Gesamtfracht im Abfluss mit 4,5 mg SDM und 3,8 mg Metabolit aus.

Im Folgejahr 2005 wurde auf dem Ackerstandort Hafer mit Erbse angebaut. Die Konzentrationen von FLUB und den beiden gemessenen Metaboliten gingen im Dränabfluss der Parzelle AH 1 ebenso kontinuierlich zurück wie im Falle des SDM. Allerdings lagen die Werte mit maximal 0,28 µg/l für FLUB bzw. 0,36 µg/l für Amino-FLUB und 0,31 µg/l für Hydroxy-FLUB (Abbildung 3) um das ca. 60-fache unter den Konzentrationen von SDM. Ein Grund hierfür ist die deutlich niedrigere Belastung der Gülle mit FLUB, ein weiterer die vermutlich stärkere Sorption von FLUB an Bodenpartikel. Bei 50 mm Niederschlag wurden insgesamt 1,2 mg (= 40 mg/ha) FLUB mit Metaboliten über das Sickerwasser verfrachtet. In den benachbarten Parzellen AH 2 und 3 lag die Gesamtfracht an ausgewaschenem Tierarzneimittel um ca. Faktor 10 unter den Werten von AH 1.

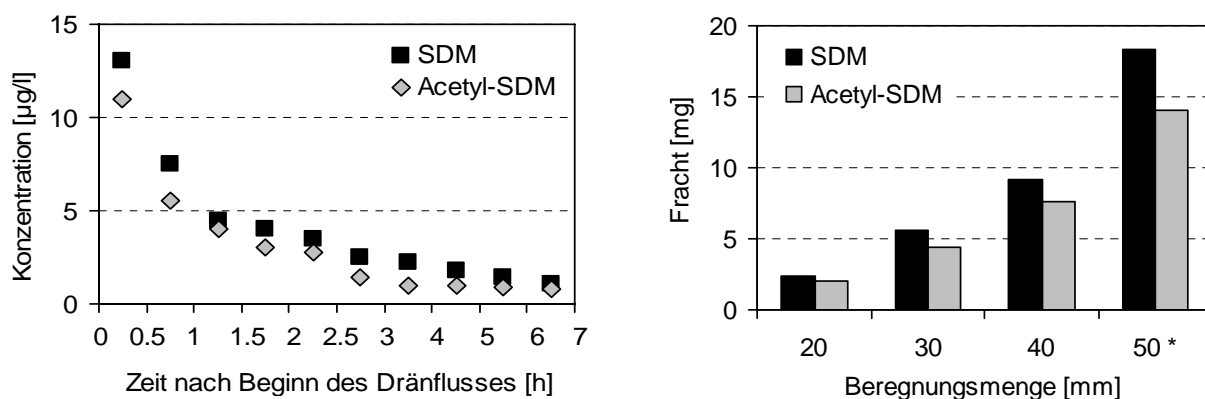


Abbildung 2: Konzentrationen und Frachten von Sulfadimidin und Metabolit im Dränabfluss eines Ackerstandortes mit Winterroggen (AR 1)

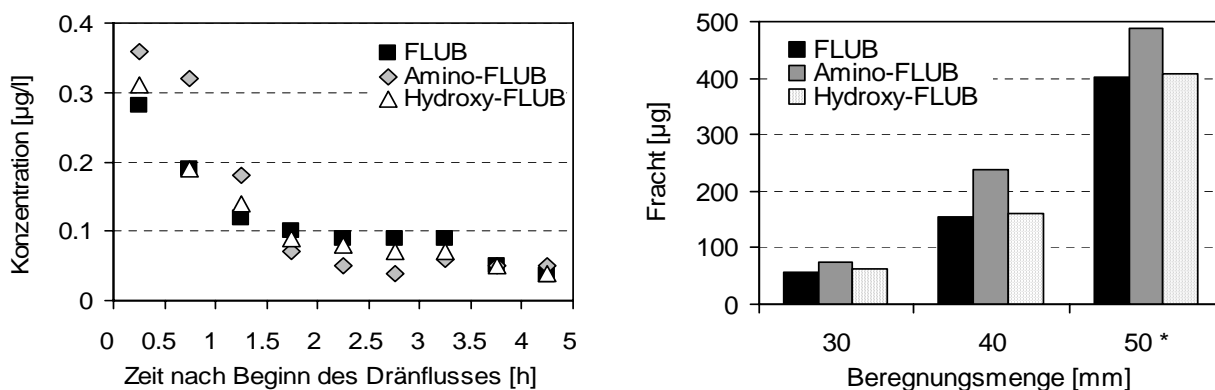


Abbildung 3: Konzentrationen und Frachten von Flubendazol und Metaboliten im Dränabfluss eines Ackerstandortes mit Hafer/Erbse (AH 1)  
(1/2 stündliche bzw. stündliche Mischproben; 50\*: Gesamtfracht einschließlich Drännachlauf)

Als mögliche Ursachen für die Unterschiede im Auswaschungsverhalten zwischen Parzelle 1 und Parzelle 2 bzw. 3 kommen Korngrößenverteilung, Boden-pH, organischer Gehalt des Bodens sowie die Bodenfeuchte in Betracht. Während die relative Feuchte, gemittelt über 0-70 cm Tiefe, in Parzelle 1 vor den Beregnungen 13 % betrug, lag sie in Parzelle 2 und 3 bei 16-18 %. Nach Thiele (2000) weist ein feuchter Boden stärkere Sorptionseigenschaften gegenüber Sulfonamiden auf als ein trockener Boden. Der Schluffanteil im Boden der Parzelle 1 lag im Mittel bei 30 %, der Tonanteil bei 10 %. Auf den benachbarten Parzellen 2 und 3 war der Feinkornanteil um durchschnittlich 10-20 % höher. Thiele-Bruhn (2003) beschreibt, dass die Sorption von zahlreichen Tierarzneimitteln an Ton deutlich ausgeprägter ist als an Sandfraktionen des Bodens. Nach Boxall et al. (2002) wird die Sorption von

Arzneimitteln im sauren Bodenmilieu verstärkt. Während Parzelle 1 mit der vergleichsweise hohen Arzneimittelfracht im Sickerwasser einen nahezu konstanten Boden-pH von 7,5 aufweist, wurden auf Parzelle 2 und 3 ab 50 cm Tiefe schwach saure Werte bis pH 6 gemessen.

Am Ackerstandort mit Klee gras (AK) bzw. nach Bodenbearbeitung (AE) war die Belastung des Sickerwassers mit Arzneimittelwirkstoff trotz unterschiedlicher Abflussganglinien (siehe Abbildung 1) vergleichbar mit den Parzellen 2 und 3 des Standortes mit Winterroggen (AR 2, AR 3; 2004) bzw. mit Hafer/Erbse-Gemisch (AH 2, AH 3; 2005). Insgesamt wurden über den Dränabfluss 4,4 mg SDM (145 mg/ha), 2,4 mg Acetyl-SDM und 0,2 mg FLUB (6,5 mg/ha) einschließlich der beiden aktiven Metaboliten ausgeschwemmt. Hier wird deutlich, dass zwischen dem Abflussverhalten und der Auswaschung von SDM und FLUB kein direkter Zusammenhang herrscht. Das vergleichbare Auswaschungsverhalten spiegelt sich auch in ähnlichem Boden-pH und Korngrößenverteilung der Flächen wider.

Im Dränabfluss des Wiesenstandortes im Ammermoos (WT) stiegen die Konzentrationen von SDM und Metabolit im Laufe der Beregnung auf Werte von 4 µg/l bzw. 1 µg/l an. Nach Beregnungsende gingen die Werte langsam zurück. Dieser gegenüber den Ackerstandorten unterschiedliche Verlauf ist dem hohen Wasserspeichervermögen des Torfbodens zuzuschreiben. Die Gesamtfracht im Dränabfluss lag bei 10 mg SDM (= 330 mg/ha) und 3 mg Metabolit (= 100 mg/ha).

Auf Dauergrünland (WA) mit sehr schnell und stark einsetzendem Dränabfluss wurde der Metabolit Hydroxy-FLUB bevorzugt ausgewaschen. Trotz der anteilig geringen Konzentration in der Gülle wurden zu Beginn des Dränflusses Werte von 0,55 µg/l erreicht, während die Konzentrationen von FLUB im Sickerwasser durchgehend unter 0,1 µg/l lagen. Bereits nach 15 mm Niederschlag wurden 0,6 mg, nach 25 mm NS 1,3 mg und nach 50 mm NS insgesamt 3,3 mg (= 110 mg/ha) FLUB mit Metaboliten über das Sickerwasser verfrachtet.

Selbst im 4,5 m tief gelegenen Trinkwassersammler wurden SDM-Konzentrationen bis zu 4 µg/l (Basisabfluss 0,1 l/s) und FLUB-Konzentrationen bis zu 15 ng/l (Basisabfluss 0,6 l/s) gemessen. Mit einer Gesamtfracht von 11 mg SDM, 7 mg Acetyl-SDM und 0,3 mg FLUB mit aktiven Metaboliten lag die Belastung des Sammlerabflusses im Bereich der vergleichsweise oberflächennahen Dränabflüsse.

Über alle untersuchten Standorte betrachtet wurden im Sickerwasser zwischen 0,5 % und 2,7 % des mit der Gülle ausgebrachten SDM und Metaboliten bzw. zwischen 0,1 % und 11 % FLUB und Metaboliten gefunden (Abbildung 4). Auffällig sind die hohen Wiederfindungsraten auf der Versuchsfläche mit Dauergrünland (WA), die auf eine starke Verfrachtung von Tierarzneimitteln über ein weitgehend ungestörtes Makroporensystem schließen lassen. Weiterhin erwähnenswert ist, dass sich die Wiederfindungsraten im 4,5 m tief gelegenen Trinkwassersammler (TW) in der Größenordnung von in 1 m Tiefe liegenden Dränen befinden. Ohne Berücksichtigung der hohen FLUB-Wiederfindungsraten am Standort WA liegen die Wiederfindungsraten im Sickerwasser bei SDM durchschnittlich 3mal höher als bei FLUB. Dies lässt darauf schließen, dass SDM im Boden deutlich mobiler ist als FLUB.

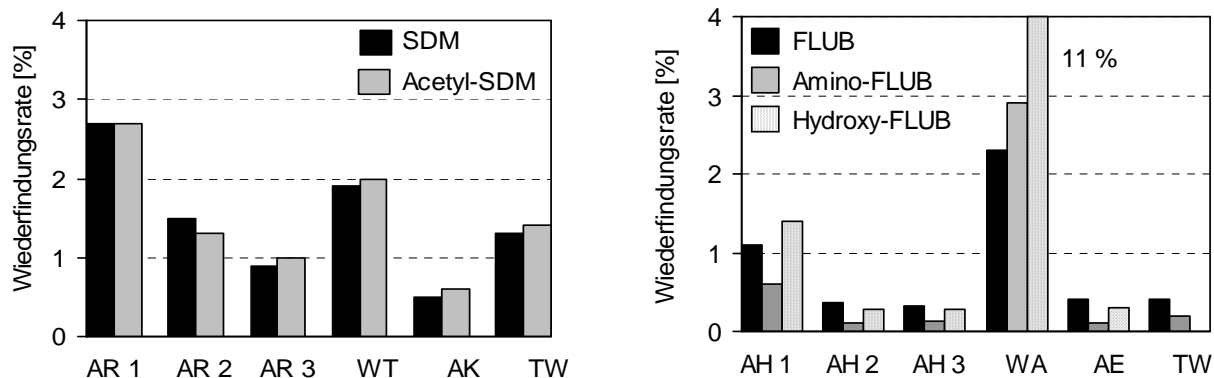


Abbildung 4: Wiederfindungsraten von Sulfadimidin, Flubendazol und Metaboliten in Dränabflüssen und in einem Trinkwassersammler (genaue Standortbeschreibung siehe Tabelle 1)



#### 4 Schlussfolgerung

Antibiotika aus der intensiven Tierhaltung können wie im Falle des Sulfonamids Sulfadimidin über die Wirtschaftsdünger in beachtlichen Konzentrationen auf die Böden gelangen und über den schnellen Makroporenfluss auch in das oberflächennahe Grundwasser verlagert werden. Durch eine Dränung wird zwar die Gefährdung des Grundwassers direkt unter dem bewirtschafteten Standort verringert, das Risiko des Stoffaustrags in oberirdische Gewässer jedoch gefördert. Ein potenzielles Risiko für die Umwelt kann noch nicht abgeschätzt werden, da bislang kaum Daten zur Langzeitwirkung von Sulfadimidin in den ermittelten Konzentrationen auf Boden- und Wasserorganismen vorliegen. Fragen der Induzierung und Verbreitung antibiotikaresistenter Keime und möglichen Übertragungswegen zu Mensch und Tier ist nachzugehen. Das Antiparasitikum Flubendazol wurde in der Gülle innerhalb kurzer Zeit nahezu vollständig abgebaut. Unter weiterer Berücksichtigung der im Vergleich zu Sulfadimidin geringeren Auswaschungsraten ist eine Gefährdung des oberflächennahen Grundwassers unwahrscheinlich.

Im Sinne eines vorbeugenden Boden- und Grundwasserschutzes ist eine Düngieranwendung grundsätzlich zu vermeiden, wenn starke Niederschläge kurz nach der Ausbringung zu erwarten sind; in sensiblen Bereichen wie Trinkwasserschutzgebieten sollte sie gänzlich unterlassen werden. Weiterhin sollte eine Reduzierung des Arzneimitteleinsatzes in der Tierhaltung auf das absolut notwendige therapeutische Maß realisiert werden.

#### 5 Literatur

BERGER, K., B. PETERSEN, H. BÜNING-PFAUE (1986): PERSISTENZ VON GÜLLE-ARZNEISTOFFEN IN DER NAHRUNGSKETTE.-ARCH. LEBENSMITTELHYG. 37: PP. 85-108.

BOXALL, A. B. A., P. BLACKWELL, R. CAVALLO, P. KAY, J. TOLLS (2002): THE SORPTION AND TRANSPORT OF A SULPHONAMIDE ANTIBIOTIC IN SOIL SYSTEMS.-TOXICOL. LETT. 131: PP. 19-28.

BURKHARDT, M., K. STOOB, C. STAMM, H. SINGER, S. MÜLLER (2004): VETERINARY ANTIBIOTICS IN ANIMAL SLURRIES - A NEW ENVIRONMENTAL ISSUE IN GRASSLAND RESEARCH.-GRASSL. SCI. 9: PP. 322-324.

EMA (1997): FLUBENDAZOLE-SUMMARY REPORT 2.-EMA/MRL/267/97-FINAL.

HALLEY, B., R.J. NESSEL, A. LU, R.A. RONCALLI (1989): THE ENVIRONMENTAL SAFETY OF IVERMECTIN: AN OVERVIEW.-CHEMOSPHERE 18: PP. 1565-1572.

HIRSCH, R., T. TERNES, K. HABERER, K. L. KRATZ (1999): OCCURRENCE OF ANTIBIOTICS IN THE AQUATIC ENVIRONMENT.-SCI. TOTAL ENVIRON. 225: PP. 109-118.

LUNESTAD, B., O. SAMUELSEN, S. FJELDE, A. ERVIK (1995): PHOTOSTABILITY OF EIGHT ANTIBACTERIAL AGENTS IN SEAWATER.-AQUACULTURE 134: PP. 217-225.

MÜLLER, S. R. (2003): OCCURRENCE AND FATE OF ANTIBIOTICS IN MANURE, SOIL AND WATER.-MITT. LEBENSM. HYG. 94: PP. 574-578.

PLATE, P. (1991): BODENLOSE FOLGEN?.-VETO 27: PP.15-17.

THIELE, S. (2000): ADSORPTION OF THE ANTIBIOTIC PHARMACEUTICAL COMPOUND SULFAPYRIDINE BY A LONG-TERM DIFFERENTLY FERTILIZED LOESS CHERNOZEM.-J. PLANT NUTR. SOIL SCI. 163: PP. 589-594.

THIELE-BRUHN, S. (2003): PHARMAZEUTISCHE ANTIBIOTIKA IN BÖDEN - EIN ÜBERBLICK.-J. PLANT NUTR. SOIL SCI. 166: PP. 145-167.

# Schädliche Bodenveränderungen auf Grünlandböden – Weitere Sachverhaltsermittlung

Feldwisch, N., B. Eickler

Ingenieurbüro Feldwisch, Hindenburgplatz 1, 51429 Bergisch Gladbach

e-mail: n.feldwisch@ingenieurbuero-feldwisch.de

**Abstract:** *The risk evaluation is based on the action values for grassland of the German soil protection ordinance. In order to ascertain the risk it is necessary to know the causes of pollution, the transfer conditions and the possible evaluation strategies.*

**Zusammenfassung:** *Zur Gefahrenbewertung werden die Maßnahmenwerte für Grünland der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung herangezogen. Zur Sachverhaltsermittlung sind Kenntnisse zu den Ursachen schädlicher Bodenveränderungen, zum Schadstoffübergang vom Boden zum Grünlandaufwuchs sowie zu Untersuchungsstrategien notwendig.*

Keywords: Soil pollution, soil-plant transfer, grassland, soil contamination of fodder, pH effect

Schlagworte: Schädliche Bodenveränderung, Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze, Grünland, Bodenanhang am Futter, pH-Wert-Einfluss

## 1 Einleitung

Die Bewertung stofflicher Bodenbelastungen auf landwirtschaftlich genutzten Grünlandböden erfolgt anhand der Maßnahmenwerte nach BBodSchV. Die Maßnahmenwerte wurden mit Hilfe der TRANSFER-Datenbank unter definierten Randbedingungen ermittelt (KNOCHE et al. 1999). Dazu wurden Schadstoffgehalte in Boden-Pflanzen-Datenpaaren regressionsanalytisch mit und ohne Berücksichtigung eines pauschalen 3-%igen Verschmutzungsanteils ausgewertet. In der landwirtschaftlichen Praxis weichen die Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen nicht selten von den Bedingungen ab, die der Ableitung von Maßnahmenwerten für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze auf Grünlandflächen im Hinblick auf die Pflanzenqualität zugrunde liegen. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage nach der weiteren Sachverhaltsermittlung beim Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen.

Konkret wird zwei Fragestellungen nachgegangen:

1. Welchen Einfluss hat das Verschmutzungsausmaß auf die Gefahrenschwelle, das heißt, bei welchem Bodenschadstoffgehalt ist in Abhängigkeit vom Verschmutzungsanteil eine Überschreitung der Höchstgehalte nach Futtermittelverordnung im Erntegut zu erwarten?
2. Welchen Einfluss hat der pH-Wert des Bodens auf die Gefahrenschwelle, das heißt, bei welchem Bodenschadstoffgehalt ist in Abhängigkeit vom pH-Wert eine Überschreitung der Höchstgehalte nach Futtermittelverordnung im Erntegut zu erwarten?

Dazu wurden exemplarisch die Cadmium-Datensätze der TRANSFER-Datenbank für Grünlandstandorte ausgewertet.

## 2 Schadstoffübergang Boden-Grünlandaufwuchs

Der Schadstofftransfer vom Boden zur Futterpflanze erfolgt im Regelfall über die Teilpfade der systemischen Aufnahme über die Wurzel und über den Verschmutzungspfad, das heißt die oberflächige Verschmutzung des Erntegutes mit anhaftendem Boden. Die Bedeutung dieser Prozesse ist unter anderem abhängig von den Pflanzenarten und Pflanzensorten, den aktuellen Bodeneigenschaften sowie den vorherrschenden Standortbedingungen. So ist beispielsweise für die Belastung des Grünlandaufwuchses der Verschmutzungspfad besonders relevant (ELSÄßER et al. 2004). Es ergibt sich jedoch beim Vergleich verschiedener Schadstoffe eine große Spannweite der Bedeutung dieses Faktors an der resultierenden Gesamtbelastung der Pflanzen.

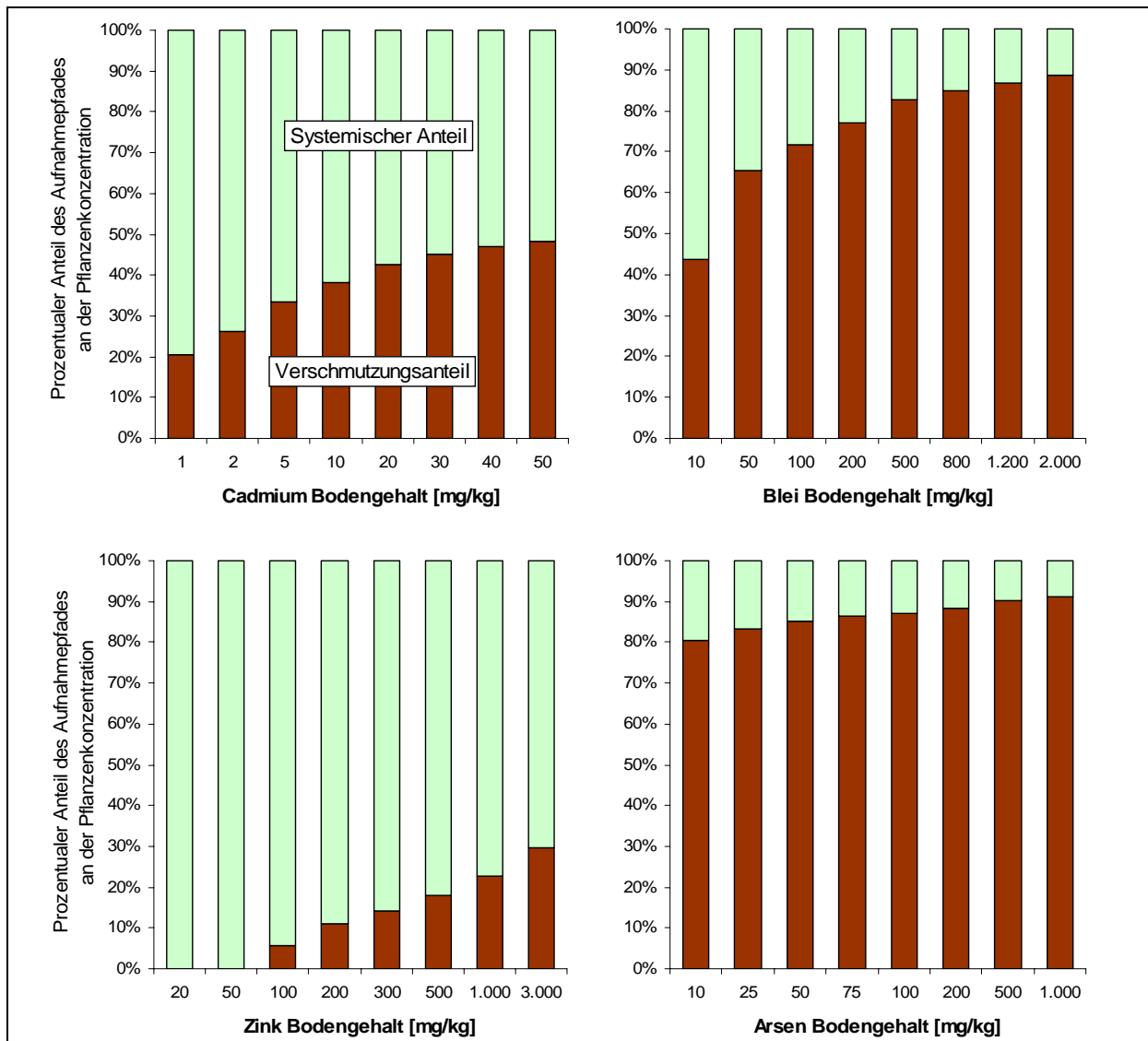


Abb. 1: Prozentuale Anteile der Transferpfade (systemisch bzw. +3% Verschmutzung) von Cd, Pb, Zn und As an der Gesamt-Pflanzenkonzentration von Grünlandaufwuchs in Abhängigkeit vom Schadstoffgehalt der Böden. Die rechnerische Pflanzenkonzentration inkl. dem pauschalen 3-%igen Verschmutzungsanteil wurde gleich 100 % gesetzt. Dazu wurde die Pflanzenkonzentration ohne den pauschalen Verschmutzungsanteil in Relation gesetzt. (Auswertung und Berechnung mit Hilfe der TRANSFER-Datenbank) (FELDWISCH 2006a)

Abb. 1 zeigt einen Vergleich der Anteile vom systemischen Pfad und Verschmutzungspfad an der Schadstoffkonzentration im Grünlandaufwuchs in Abhängigkeit von den Bodenschadstoffgehalten. Die dargestellten Relationen zwischen systemischem Anteil und Verschmutzungsanteil an der Gesamtbelastung des Pflanzenaufwuchses sind nur als grobe Schätzung zu interpretieren, die im Einzelfall gänzlich anders sein können.

Es ist ersichtlich, dass der Verschmutzungspfad bei Pb und As einen großen Anteil zur Gesamtschwermetallkonzentration der Pflanzen beiträgt. Je nach Belastungsniveau der Böden werden die As- und Pb-Konzentrationen des Grünlandaufwuchses zu 50 bis 90 % durch den Verschmutzungspfad bedingt. Die Aufnahme von Pb durch die Pflanze selbst ist generell gering, was auf die geringe Mobilität durch Adsorption an mineralischen Bodenbestandteilen sowie Komplexbildung mit organischem Material zurückgeführt werden kann. Die Cd- und Zn-Konzentrationen der Pflanzen werden dagegen auch bei hohen Bodengehalten noch überwiegend durch die Aufnahme über den systemischen Pfad geprägt. Einen Überblick über die Spannweite der in der landwirtschaftlichen Praxis zu erwartenden Verschmutzungsanteile gibt der im Auftrag der LABO erstellte Bericht „Maßnahmenkonzept zur

verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte“ (ELSÄßER et al. 2004). So wird im Regelfall, das heißt im Rahmen der guten fachlichen Praxis, ein 3-%iger Verschmutzungsanteil kaum unterschritten. Unter ungünstigen Bewirtschaftungsbedingungen oder nicht angepassten Bewirtschaftungsverfahren kann der Verschmutzungsanteil sehr deutlich über dem 3-%igen Verschmutzungsanteil liegen.

Das Ausmaß der systemischen Aufnahme ist allgemein abhängig von Bodeneigenschaften, Pflanzenart und Quelle der Elemente. Einige Elemente wie Pb und As sind weniger mobil, so dass die systemische Aufnahme durch Pflanzen durch den pH-Wert nicht so stark beeinflusst wird. Bei Cd und Zn hingegen steigt die Adsorptionsrate mit dem pH-Wert an, umgekehrt ist in sauren Böden die Desorption der Schwermetalle am größten. Die Mobilität dieser Elemente und die Aufnahme durch Pflanzen werden so durch eine zunehmende Versauerung verstärkt.

Die Ausführungen machen deutlich, dass die Belastung von Grünlandaufwuchs mit mobilen Schwermetallen wie Cd auch über die systemische Aufnahme relevant sein kann. In der landwirtschaftlichen Praxis sind Grünlandböden zum Teil stark versauert, wie es exemplarisch an Daten aus dem Bergischen Land (Nordrhein-Westfalen) mit vorwiegend schluffig-lehmigen Böden deutlich wird (Abb. 2). Die landwirtschaftlichen Ziel-pH-Werte werden hier zum Teil um mehr als eine pH-Wertstufe unterschritten. Rund 50 % der Grünlandböden weisen pH-Werte < 5 auf und ca. 10 % der Böden sogar pH-Werte unter 4,5. Die große Relevanz der Versauerung von Grünlandböden wird durch eine bundesweite Erhebung verdeutlicht, nach der auf rund 30 % der Grünlandflächen die Ziel-pH-Werte unterschritten werden, so dass ein erhöhter Kalkungsbedarf besteht (SUNTHEIM & NEUBERT 2002).

Hinweise auf eine besondere Gefahrensituation auf schwermetallbelasteten Grünlandböden können sich also aus deutlich erhöhten Verschmutzungsanteilen oder aus stark abgesenkten Boden-pH-Werten ergeben.

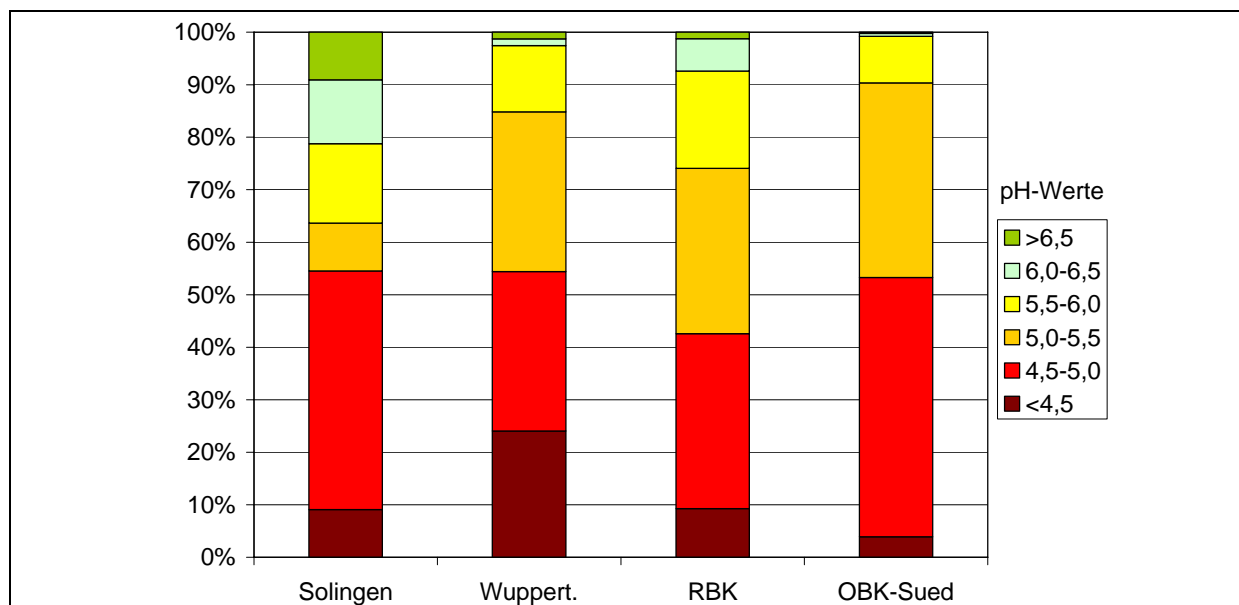


Abb. 2: pH-Wert-Verteilung landwirtschaftlicher Böden verschiedener Kreise / kreisfreier Städte in Nordrhein-Westfalen. Datengrundlage: Digitale Bodenbelastungskarten Solingen, Wuppertal, Rheinisch-Bergischer Kreis (RBK) und Oberbergischer Kreis Süd (OBK-Sued)

### 3 Ansätze zur Ableitung angepasster Gefahrenschwellen

#### 3.1 Verschmutzungspfad

Analog zur Vorgehensweise von KNOCHE et al. (1999) wurden die Datenpaare Boden-Grünlandaufwuchs regressionsanalytisch ausgewertet. Dabei wurde anstelle eines 3-%igen Verschmutzungsanteils ein 6-%iger Verschmutzungsanteil berücksichtigt. Dieser höherer Verschmutzungsanteil ist in der Praxis nicht selten (vgl. ELSÄßER et al. 2004) und kann

stellvertretend für schlechte Produktionsbedingungen stehen. Für den 6-%igen Verschmutzungsanteil ermittelt sich folgende Gleichung (Abb. 3):

$$\text{Log (Cd-Konz. Pflanze inkl. 6 \% Verschmutzung)} = 0,502 * \text{Log (Cd-Gehalt Boden)} - 0,522$$

Rechnerisch wird der Cd-Höchstgehalt nach Futtermittelverordnung im Grünlandaufwuchs nach vorstehender Gleichung bereits ab 14,1 mg/kg Bodengehalt überschritten. Der gültige Cd-Maßnahmenwert liegt bei 20 mg Cd/kg Boden.

Diese exemplarische Berechnung der Gefahrenschwelle für Grünlandnutzung unter Verwendung eines von den Ableitungsgrundlagen der BBodSchV abweichenden Verschmutzungsanteils macht deutlich, dass bereits unterhalb der gültigen Maßnahmenwerte Gefahren für die Pflanzenqualität bestehen können, wenn in der landwirtschaftlichen Praxis die Verschmutzungsanteile deutlich oberhalb von 3 % Bodenanhang liegen.

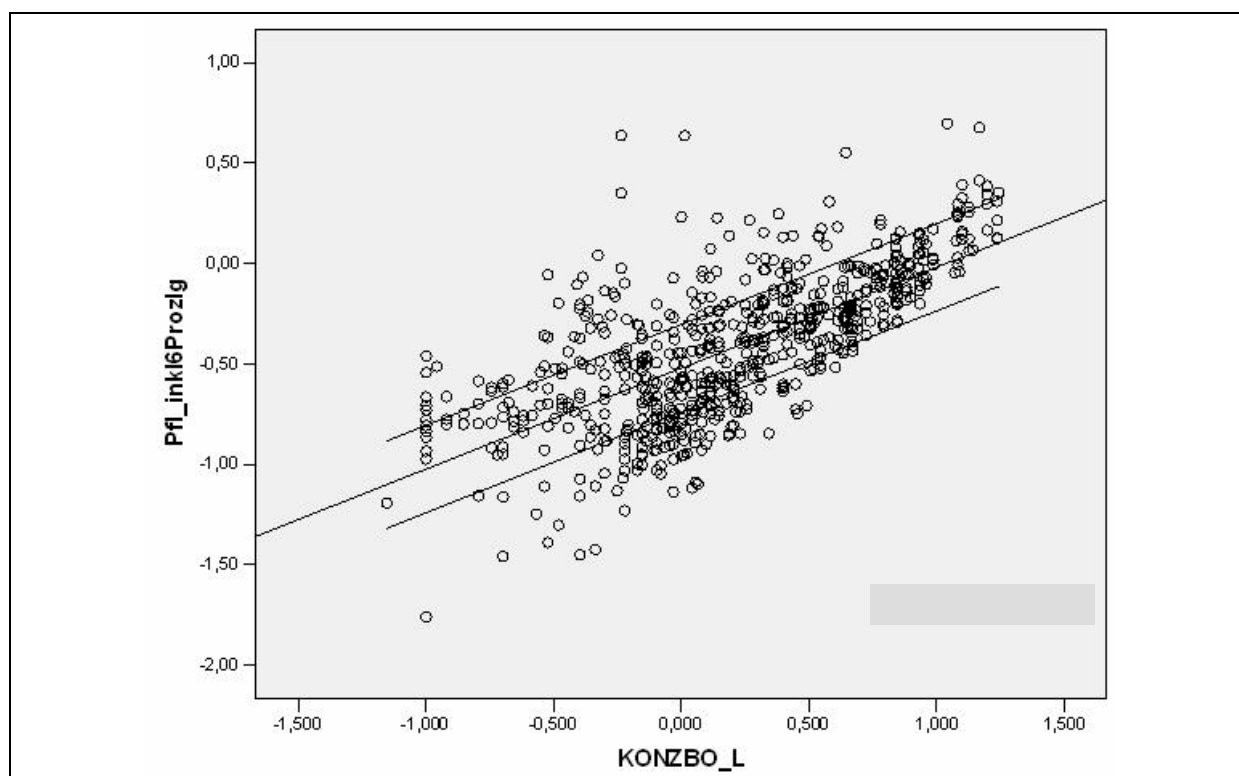


Abb. 3: Logarithmierte Cd-Erntegehalte in Abhängigkeit vom Cd-Bodengehalt bei 6-%igem Verschmutzungsanteil mit Regressionsgerade und 60%-Konfidenzintervall der individuellen Werte

### 3.2 pH-Wert-Einfluss

Aufgrund der bekannten pH-Abhängigkeit der Mobilität verschiedener Schadstoffe wurde der pH-Wert als beeinflussenden Faktor in die Berechnungen einbezogen. Unter Verwendung der logarithmierten Cd-Pflanzengehalte +3% Bodenanhang wurde eine schrittweise multiple Regression durchgeführt, in die als beschreibende Parameter die logarithmierten Bodengehalte sowie die pH-Werte eingingen. Beide beschreibenden Parameter wurden bei einem Signifikanzniveau von  $p = 0,01$  aufgenommen:

$$\text{Log (Cd-Konz. Pflanze inkl. 3 \% Verschmutzung)} = -0,228 + 0,474 * \text{Log (Cd-Gehalt Boden)} - 0,063 * \text{PH\_WERT}$$

Abb. 4 verdeutlicht die Gefahrenschwellen in Abhängigkeit von unterschiedlichen pH-Werten. Der pH-Wert zeigt hier einen deutlichen Einfluss auf die abgeleiteten Gefahrenschwellen. Durch die verstärkte Cd-Mobilität bei niedrigen pH-Werten ist bereits unterhalb des gültigen Maßnahmenwertes von 20 mg Cd/kg Boden eine Überschreitung des Höchstgehaltes in Futtermitteln zu erwarten.

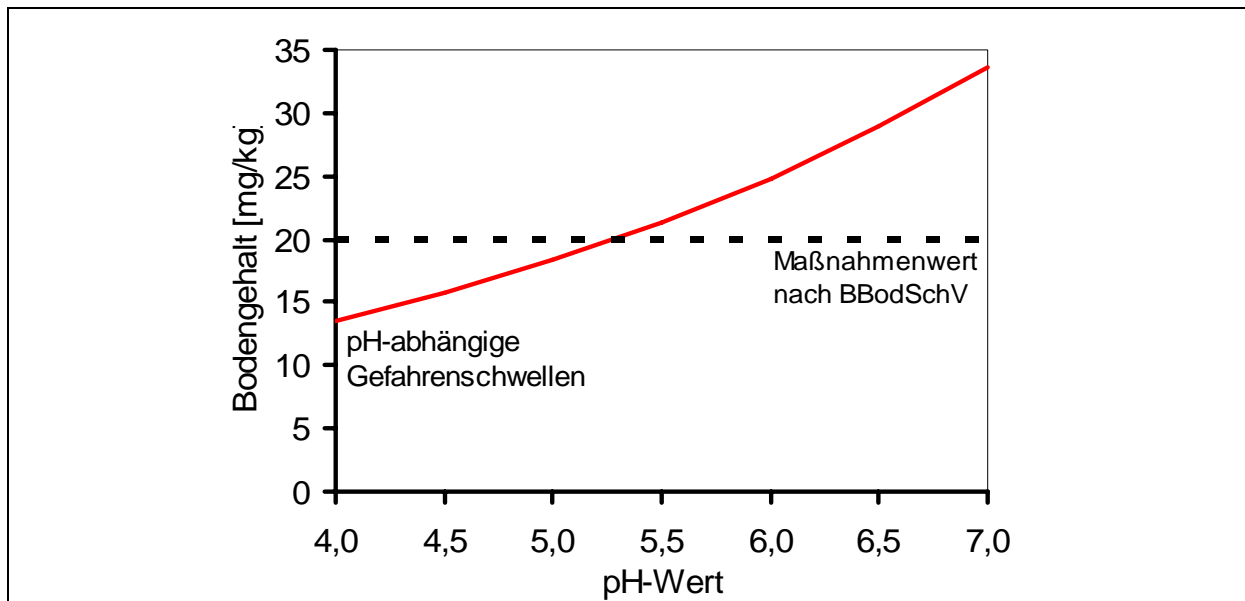


Abb. 4: pH-Wert-abhängige Gefahrenschwellen für Grünland (Cd-Bodengehalte), bezogen auf einen Cd-Höchstgehalt des Grünlandaufwuchses von 1,0 mg/kg bei 12 % Feuchte, im Vergleich zum bestehenden Cd-Maßnahmenwert der BBodSchV

### 3.3 Hinweise zur Datengrundlage

Die Auswertung erfolgte für den TRANSFER-Datenbankbestand „Grünland – Freilanduntersuchungen“ (EICKLER & FELDWISCH 2005). Die Betrachtung der Daten in Hinsicht auf die Fragestellung wurde u. a. für Cd vorgenommen. Folgende Mindestanforderungen wurden an die Datenpaare gestellt: Angaben zum Boden-pH, Boden- und Pflanzengehalte > 0, Angaben zur Beprobungstiefe und Analyse im Königswasserextrakt.

Nach entsprechender Datenselektion enthielt der Cd-Datensatz 734 Datenpaare „Boden:Pflanze“. Im Gegensatz dazu weisen KNOCHE et al. (1999) 744 Datenpaare für die „Grünland – Freilanduntersuchungen“ aus. Der Unterschied im selektierten Datenbestand wirkt sich auf die Ergebnisse der Regressionsanalysen aus. Im Zuge weiterer Auswertungen sollte diesen Unterschieden nachgegangen werden. Auf dieser Grundlage bietet sich dann die Gelegenheit, im Zuge der anstehenden Novellierung der BBodSchV ggf. angepasste Werteregulungen zur Gefahrenbewertung auf Grünlandstandorten festzulegen.

## 4 Schlussfolgerung

Im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlung auf Grünlandstandorten sind neben den Schadstoffgehalten der Böden auch die Schadstoffverfügbarkeit mit Hilfe des pH-Wertes und das Verschmutzungsausmaß zu berücksichtigen.

Die Auswertungen der TRANSFER-Datenbank machen deutlich, dass auf stark versauerten Grünlandstandorten Gefahren für die Pflanzenqualität bereits unterhalb der gültigen Maßnahmenwerte möglich sind. Dies gilt explizit für Cd als Vertreter der mobilen Schwermetalle. Auch für Ni und im eingeschränkten Umfang auch für das weniger mobile Pb sind niedrigere Gefahrenschwellen auf versauerten Grünlandstandorten zu erwarten. Als einfaches Mittel der Gefahrenabwehr ist die Aufkalkung der Grünlandböden mindestens auf das Niveau der Ziel-pH-Werte der landwirtschaftlichen Beratungsstellen vorzusehen. Ggf. sind im Interesse einer effektiven Gefahrenabwehr auch höhere pH-Werte einzustellen. Für die zum Teil mehrjährige Aufkalkungsphase bis zur Erreichung des angestrebten pH-Wertes können Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen im Hinblick auf die Futtermittelüberwachung notwendig sein. Angemessene Maßnahmen sollten mit den Beteiligten (Landwirt, Beratung, Futtermittelüberwachung) abgestimmt werden. Nach Abschluss der Aufkalkungsphase ist durch regelmäßige Erhaltungskalkungen das notwendige pH-Wert-Niveau sicherzustellen.

Bei besonderer Relevanz des Verschmutzungspfades sollten im Rahmen der weiteren Sachverhaltsermittlung die Ursachen der erhöhten Verschmutzung untersucht werden. Die Verschmutzung kann folgende Ursachen haben:

- Lückige Bestände auf Grund von nicht ausreichender Narbenpflege, hohem Wühlmaus- oder Maulwurfbesatz, mechanischer Überlastung der Narbe durch Befahren oder Viehtritt (insbesondere bei zu nassen Bodenverhältnissen)
- Verschmutzungsintensive Ernteverfahren, insbesondere durch zu tief eingestellte Mähgeräte, Wender, Schwader und Pick-up des Ladewagens
- Verschmutzung während der Futtereinlagerung, z. B. durch Überfahren des Futters in Flachsilos mit verschmutzten Schlepperreifen, Zwischenlagerung des Futters auf dem Feld oder auf verschmutzten Bodenplatten, Futtereinlagerung in Behelfsilos auf schadstoffbelasteten Böden etc.
- Befrachtung des Aufwuchses mit schadstoffhaltigen Schwebstoffen in Folge von Überschwemmungen

Mit Ausnahme der Schwebstoffbelastung durch Überschwemmungen hat der Flächenbewirtschafter auf die anderen Verschmutzungsursachen und somit auf das Verschmutzungsausmaß unmittelbar Einfluss. Die ermittelten Ursachen der erhöhten Verschmutzung weisen bereits auf angemessene Maßnahmen der Gefahrenabwehr hin. Beispielsweise muss im Falle lückiger Grünlandnarben zukünftig eine verbesserte Narbenpflege umgesetzt werden, um das Verschmutzungsrisiko zu reduzieren.

Im Bodenschutzvollzug sollten Pflanzenuntersuchungen nicht generell im Rahmen der Gefährdungsabschätzung eingeplant werden. Einzelne Pflanzenproben sind im Regelfall nicht dazu geeignet, eine abschließende Gefahrenbeurteilung im Hinblick auf bodenbürtige Schadstoffbelastungen vorzunehmen. Sie erlauben lediglich die futtermittelrechtliche Bewertung der beprobten Charge, ermöglichen jedoch nicht die Beurteilung der generellen Eignung des Bodenstandortes für eine dauerhaft schadstoffarme Nutzpflanzenproduktion (vgl. FELDWISCH 2006b).

## 5 Literatur

EICKLER, B., FELDWISCH, N. (2005): Auswertungen zur TRANSFER-Datenbank – Einfluss des pH-Wertes und des Verschmutzungsausmaßes auf den Schadstofftransfer Boden-Nutzpflanze auf Grünlandstandorten. Ingenieurbüro Feldwisch, interner Bericht. 9. Juni 2005.

ELSÄßER, M., EHRMANN, O., FELDWISCH, N., NUßBAUM, H. (2004): Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte. Abschlussbericht des LABO-Projekts B4.03. Download unter: [http://www.ingenieurbuero-feldwisch.de/LABO-Projekt\\_B4.03.pdf](http://www.ingenieurbuero-feldwisch.de/LABO-Projekt_B4.03.pdf).

FELDWISCH, N. (2006a): Handlungsempfehlungen zu Maßnahmen der Gefahrenabwehr bei schädlichen stofflichen Bodenveränderungen in der Landwirtschaft. Hrsg. vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblatt Nr. 55, Essen.

FELDWISCH, N. (2006b): Gefahrenbeurteilung von Schadstoffbelastungen auf Grünland. Zeitschrift Bodenschutz, Heft 2, 2006, im Druck.

KNOCHE, H., BRAND, P., VIERECK-GÖTTLE L., BÖCKEN, H. (1999): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze: Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER; UBA-Texte 11/99, Berlin.

SUNTHEIM, L., NEUBERT, K.-H. (2002): Die Nährstoff- und Kalkversorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden im Freistaat Sachsen der Jahre 1997 bis 2001 im Vergleich zur Bundesrepublik Deutschland. Infodienst für Beratung und Schule der Sächsischen Agrarverwaltung, Heft 9, S. 31-38.

# Präsentationsbausteine Boden

Außendorf, M.<sup>1</sup>, E. Dietz<sup>2</sup>,

<sup>1</sup>Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hesstrasse 128, 80797 München

e-mail: [michael.aussendorf@lfu.bayern.de](mailto:michael.aussendorf@lfu.bayern.de)

<sup>2</sup>Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, 85354 Freising

e-mail: [dietz@lwf.uni-muenchen.de](mailto:dietz@lwf.uni-muenchen.de)

**Abstract:** *In order to present the subject soil to the wide public we constructed „presentation components soil“. These presentation components allow visitors to experience sensually all the sometimes hidden properties and functions of soils. So far the presentation components were succesfully shown at flower shows as well as at museums and science exhibitions.*

**Zusammenfassung:** *Um das Thema Boden auf Veranstaltungen auch einem breiten Publikum öffentlichkeitswirksam präsentieren zu können, wurden „Präsentationsbausteine Boden“ gebaut. Anhand dieser Bausteine können Besucher den Boden mit seinen manchmal verborgenen Eigenschaften und Funktionen erleben und sinnlich erfahren. Die Bausteine sind bisher auf Landes- und Bundesgartenschauen, aber auch in Museen und Naturkundeausstellungen erfolgreich zum Einsatz gekommen.*

Keywords: soil protection, soil function, soil awareness, public relation

Schlagworte: Bodenschutz, Bodenfunktionen, Bodenbewußtsein, Öffentlichkeitsarbeit

## 1 Problematik

Das Thema „Boden“ hat in jüngster Zeit, auch durch die Einführung der Bodenschutzgesetzgebung, verstärkt gesellschaftliche Bedeutung erhalten. Da jedoch der Boden im Gegensatz zu Luft und Wasser häufig nicht als direktes Umweltmedium wahrgenommen wird, ist es schwierig, ein gesellschaftlich breit verankertes Bodenbewusstsein zu schaffen. Um das Verständnis und die Akzeptanz für Maßnahmen im Bodenschutz zu erhöhen, ist es unbedingt notwendig, das Thema Boden mehr ins Zentrum der öffentlichen Aufmerksamkeit zu stellen. Eine Heranführung an die Bedeutung des Bodens kann am ehesten über das aktive Erleben und die sinnliche Erfahrung erreicht werden.

## 2 Zielstellung

Um das Thema „Der Boden und seine Funktionen“ in der Öffentlichkeit bei verschiedenen Veranstaltungen präsentieren und gleichzeitig den personellen, finanziellen und zeitlichen Aufwand möglichst gering halten zu können, wurden „Präsentationsbausteine Boden“ gebaut. Die Bausteine sollten flexibel einsetzbar und für verschiedene Ausstellungs- und Präsentationskonzepte geeignet sein. Folgende Anforderungen wurden an die Bausteine gestellt:

- Zielgruppe: interessierte Laien, Jugendliche, Kinder
- sinnliche Ansprache des Publikums
- geeignet für Innen- und Außeneinsatz (stabil und regenfest)
- professionelles Aussehen
- geringer Betreuungsaufwand (unbetreut verwendbar)
- flexibel, beliebig kombinierbar und ausbaubar



### **3 Realisierung**

Folgende Bausteine konnten bisher realisiert werden

#### Baustein 1: Bodenentstehung

Dargestellt wird die Entstehung von Böden durch die Gesteinsverwitterung und die Humuszersetzung, indem unterschiedliche Verwitterungs- und Zersetzungsstadien in Sichtschälchen in einem Präsentationstisch dargestellt werden. Die Materialien sind betastbar, können aber zur Sicherung auch mit einer Plexiglasplatte abgedeckt werden. Als Synthese von Gesteinsverwitterung und Humuszersetzung wird ein humoser Oberboden in typischer farblicher und textueller Ausprägung präsentiert. In der Mitte des Präsentationstisches werden die Verwitterungs- und Zersetzungsstadien von Boden und Humus in einem eingelassenen Plexiglaskasten den Horizonten eines fotografierten Bodenprofils zugeordnet.

#### Baustein 2: Fühlen und Riechen

Den unmittelbarsten Bezug zum Boden kann man durch eine sinnliche Wahrnehmung herstellen. In einem Quiz wird der Besucher angeleitet, anhand der Fingerprobe die Bodenarten Sand, Schluff, Ton und Lehm zu identifizieren. An zwei Riechklappen kann der Besucher den Geruch zweier feuchter Humusproben (Rohhumus und Moder) testen und vergleichen. Dieser Baustein ist vor allem für den Außeneinsatz gedacht. Kinder regt er zum Kneten, Formen und Modellieren mit dem Boden ein.

#### Baustein 3: Lebensraumfunktion

Zwei Plexiglasvitrinen zeigen die Lebensraumfunktion für Pflanzen auf zwei unterschiedlichen Böden. Die eine Vitrine zeigt eine Parabraunerde, die mit Weizen bestanden ist, die andere Vitrine enthält eine flachgründige Rendzina mit einer Kalkmagerrasenvegetation. Der Blick durch die Vitrinenwand auf den steinigen Untergrund und die nur flache Bodendecke verdeutlicht die extremen Eigenschaften dieses Standortes. Bei einem längerfristigem Einsatz dieses Bausteins kann die Vegetationsentwicklung in beiden Vitrinen verfolgt werden. Die Vegetation kann durch einen Vitrinenaufsatz aus Plexiglas geschützt werden, so dass sich die Betreuung des Bausteins auf regelmäßiges Giessen beschränkt.

#### Baustein 4: Bodenvielfalt

In einem Schubladenkasten sind die in Bayern vorkommenden Böden und Gesteine in drei „Bodenstockwerken“ (Oberböden, Unterböden, Ausgangsgesteine) in den Umrissen Bayerns entsprechend ihrer regionalen Verbreitung präpariert. Besonderen Wert wurde auf die farbliche und textuelle Vielfalt der Böden und Gesteine gelegt. Die Präparate können betastet werden. Dieser Baustein ist auch gut als längerfristiges Ausstellungselement geeignet.

#### Baustein 5: Wasserspeicher

In einem Wägexperiment kann das Wasserspeichervermögen zweier Böden (Sand- und Lehmboden) untersucht werden. Die Gewichts Differenz zwischen einer Säule mit wassergesättigtem Boden (Feldkapazität) und einem lufttrockenem Boden wird durch Befüllen eines Becherglases mit Wasser bis zum Gleichgewicht ausgeglichen. Das hohe Wasserspeichervermögen des Lehmbodens (ca. 40 %) im Vergleich zum Sandboden (ca. 15 %) ist für viele Besucher verblüffend. Mit einer Plexiglashaube geschützt kann der Baustein auch als anschauliche Vitrine unbetreut aufgestellt werden. Durch die Einfärbung des Wassers in den Bechergläsern können die Unterschiede im Wasserspeichervermögen gut sichtbar gemacht werden.

#### Baustein 6: Filterfunktion

In einem Säulenexperiment kann eine mit Sand und eine mit humosem Lehmboden befüllte Plexiglassäule mit Kaffee begossen werden. Während aus der mit Lehmboden gefüllten Säule nach einiger Zeit klares Wasser tropft, fließt der Kaffee durch die mit Sand gefüllte Säule ungehindert hindurch. Mit einer Plexiglashaube geschützt kann der Baustein auch als anschauliche Vitrine unbetreut aufgestellt werden. Nach einigen Tagen in Betrieb muss das Filtermaterial ausgetauscht werden.

#### **4 Erste Erfahrungen**

Die Präsentationsbausteine haben bei Ihren bisherigen Einsätzen (Landesgartenschau Burghausen 04, BUGA München 05, Ausstellungen in Museen und Behörden) großen Zuspruch gefunden. Insbesondere der interaktive Charakter der Bausteine hat viele Besucher zu einer intensiven Beschäftigung mit dem Thema „Boden“ animiert. Die Bausteine sind prinzipiell sowohl im Freiland als auch in gehobenen Ausstellungsräumlichkeiten einsetzbar. Obwohl alle Bausteine generell auch ohne Betreuungspersonal aufstellbar sind, bieten sie in besonderer Weise die Möglichkeit, gezielt an Besucher heranzutreten und mit Hintergrundinformationen und Expertenwissen weiteres Interesse für das Thema Boden zu wecken. Bei Interesse können die Bausteine beim Landesamt für Umwelt ausgeliehen werden.

#### **5 Dank**

Dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz wird für die finanzielle Unterstützung bei der Realisierung der „Präsentationsbausteine Boden“ gedankt.

# Der Einfluss von Bodentypen und Flächennutzung für Bewertungsverfahren im Grundwasserschutz

A.Burchart; G. Wimmer

Lst. für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie der RWTH Aachen, Lochnerstr. 4-20, 52064 Aachen  
[burchart@lih.rwth-aachen.de](mailto:burchart@lih.rwth-aachen.de)

**Abstract:** *Vulnerability mapping in North Rhine - Westphalia shows that globally the soil holds at least 40% of the intrinsic protection potential for half of the area. Pollutant specific transport and retardation processes have a major impact on groundwater vulnerability evaluation. They depend on soil type and land use related parameters that will be implemented in a new evaluation system, which is the issue of the actual research work.*

**Zusammenfassung:** *Ergebnisse der Deckschichtenschutzfunktionskartierung in NRW zeigen, dass der Boden mindestens 40% des Schutzpotentials über die Hälfte der betrachteten Gesamtfläche trägt. Die aktuelle Forschungsarbeit richtet sich auf die Implementierung bodentyp- und flächennutzungsgesteuerter Prozesse mit Einfluss auf Transport, Rückhaltung und Abbau spezifischer Schadstoffe in ein neues Bewertungsverfahren.*

Keywords: Groundwatervulnerability, soil type, landuse, pollutant specific, GIS

Schlagworte: Spezifische Schutzfunktionsbewertung, Bodentypen, Flächennutzung, GIS

## 1 Grundlagen

Im Auftrag des Landesumweltamtes NRW wurde vom Lehrstuhl für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie der RWTH Aachen eine Risikokarte des Stoffeintrages in das Grundwasser für den Bereich der Venloer Scholle in der Niederrheinischen Bucht mit Hilfe des Hölting Verfahrens erarbeitet (BURCHART et al 2005). Eine Bewertung der Schutzfunktion des Bodenteils an der Gesamtschutzfunktion (vgl. Abb.1) verdeutlicht, welche wesentliche Rolle dem Boden zugute kommt, obwohl beim Verfahren nach Hölting lediglich von konservativen Stoffen ausgegangen wird. Insbesondere bei geringen Flurabständen wird die Schutzfunktion grundwasserüberdeckender Schichten maßgeblich durch den Einfluss des Bodens bestimmt. Dies ist flächenhaft besonders im nördlichen Teil des Arbeitsgebietes, ansonsten typischerweise in weitläufigeren Auenbereichen ersichtlich. Aber auch in Gebieten mit mittleren und z.T. sogar hohen Flurabständen (ca. 8-15m u. GOK) spielen die Bodeneigenschaften, in Abhängigkeit des unterlagernden Substrats im tieferen Untergrund, eine mitunter wesentliche Rolle. Dies gilt insbesondere für weite Areale mit fluviatil klastischen Sedimenten wie der Venloer Scholle, die hier durchaus als repräsentativ für die Niederrheinische Bucht angesehen werden kann. Für die Venloer Scholle lassen sich gemäß BURCHART et al (2006) zwei typische Grundwasserüberdeckungsszenarien ausmachen (Abb.2). Besonders im südöstlichen Bereich kommen als Vertreter des zweiten Deckschichtenszenarios, bis zu einigen zehner Metern mächtige, weitgehend grundwasserfreie, Lößauflagen vor. Im nördlichen Bereich östlich des Viersener Sprunges treten hohe Flurabstände zusammen mit anstehenden feinkörnigen miozänen bzw. oligozänen Sedimenten auf, die hohe Sickerwasserverweilzeiten zur Folge haben.

Die Auswertung der Bodenkarte BK50 NRW des Geologischen Dienstes NRW ergibt für die Venloer Scholle die folgende, flächenhaft-prozentuale Verteilung an Bodentypen (Abb.3). Daraus wird ersichtlich, dass für diesen Bereiche die Bodentypen der Parabraunerde, Braunerde, Gleye, Pseudogleye sowie Podsole über 90% der Gesamtfläche abdecken. Für ein rd. 100km<sup>2</sup> großes Untersuchungsgebiet im Raum Nettetäl wurden im Sommer und Herbst 2005 zu den oben genannten 4 Bodentypen in situ Versuche zum Versickerungsverhalten durchgeführt so wie Bodenproben gewonnen und diese im Labor hinsichtlich unterschiedlicher Parameter analysiert.

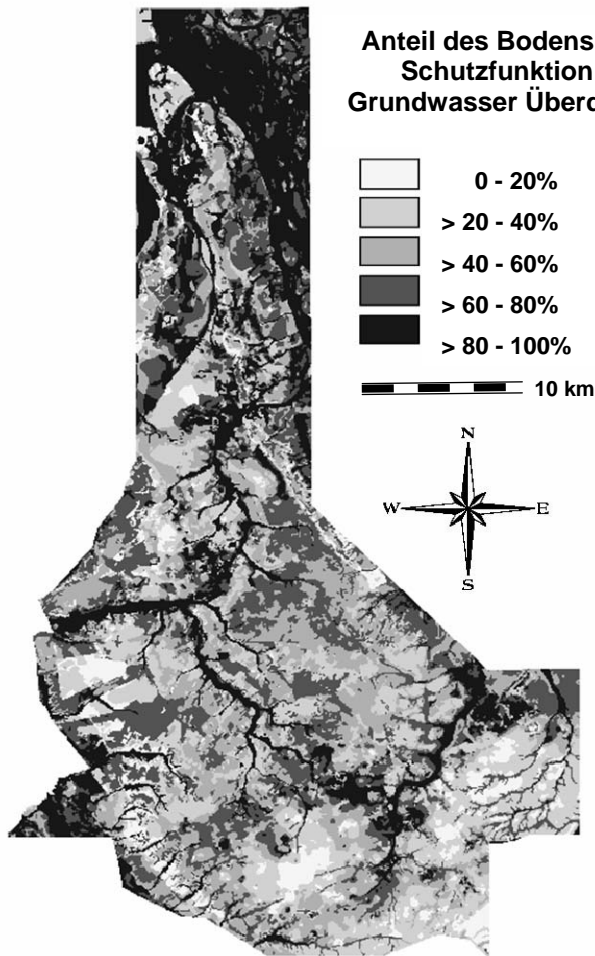


Abbildung 1 zeigt den prozentualen Anteil des Bodens an der Gesamtschutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Der Ausschnitt erstreckt sich über rd. 900km<sup>2</sup> auf die gesamte Venloer Scholle in der Niederrheinischen Bucht.

In dunklen Bereichen baut sich die Schutzfunktion zum überwiegenden Teil einzig aus den Eigenschaften des Bodens auf.

Bei der Evaluierung der Schutzfunktion grundwasserfreier Deckschichten kommt dem Boden eine tragende Rolle zu. Diese verstärkt sich noch, sofern eindringende Schadstoffe sorbierbar bzw. abbaubar sind, da viele der dafür nötigen Prozesse hauptsächlich im obersten Bereich der vadosen Zone wirksam sind. Eines der Probleme dieser Betrachtung ist die Komplexität der ablaufenden Prozesse die meist multiparametral und hoch aufgelöst in Raum und Zeit ablaufen.

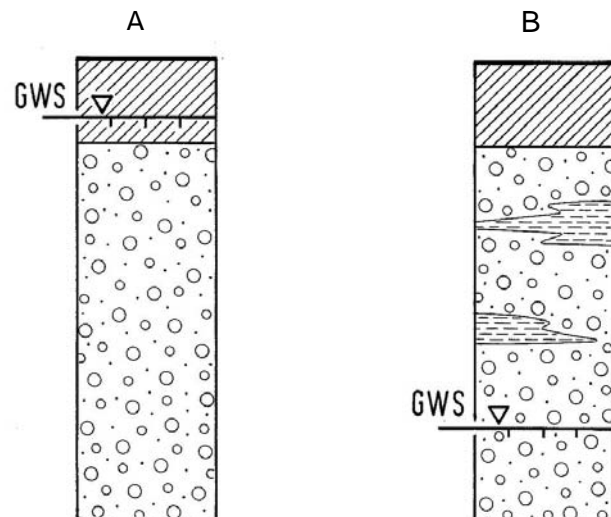


Abbildung 2 zeigt die zwei typischerweise im Bereich der Venloer Scholle auftretenden Deckschichten Überlagerungsfälle. Typ A zeichnet sich durch geringe Flurabstände aus, wie sie charakteristische im nördlichen Arbeitsgebiet auftreten. Typ B ist typisch für das südöstliche Arbeitsgebiet mit hohen Flurabständen unter mächtiger Lössbedeckung.

Eine Vielzahl dieser Prozesse wurde auch im Rahmen des BMBF Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ eingehend quantitativ untersucht und modellhaft abgebildet. Schwierig bleibt die Rückübertragung hoch aufgelöster Modellergebnisse in eine flächendeckende Darstellung im Planungsmaßstab, da eine entsprechende Datenverfügbarkeit nicht vorliegt. Dennoch ist es möglich wesentliche, prozesssteuernde Eingangsparameter mit Bodentypen zu korrelieren und somit in Kombination mit Bodenkarten zu hochwertigeren flächenhaften Aussagen im Planungsmaßstab zur Schutzfunktion der vadosen Zone zu gelangen.

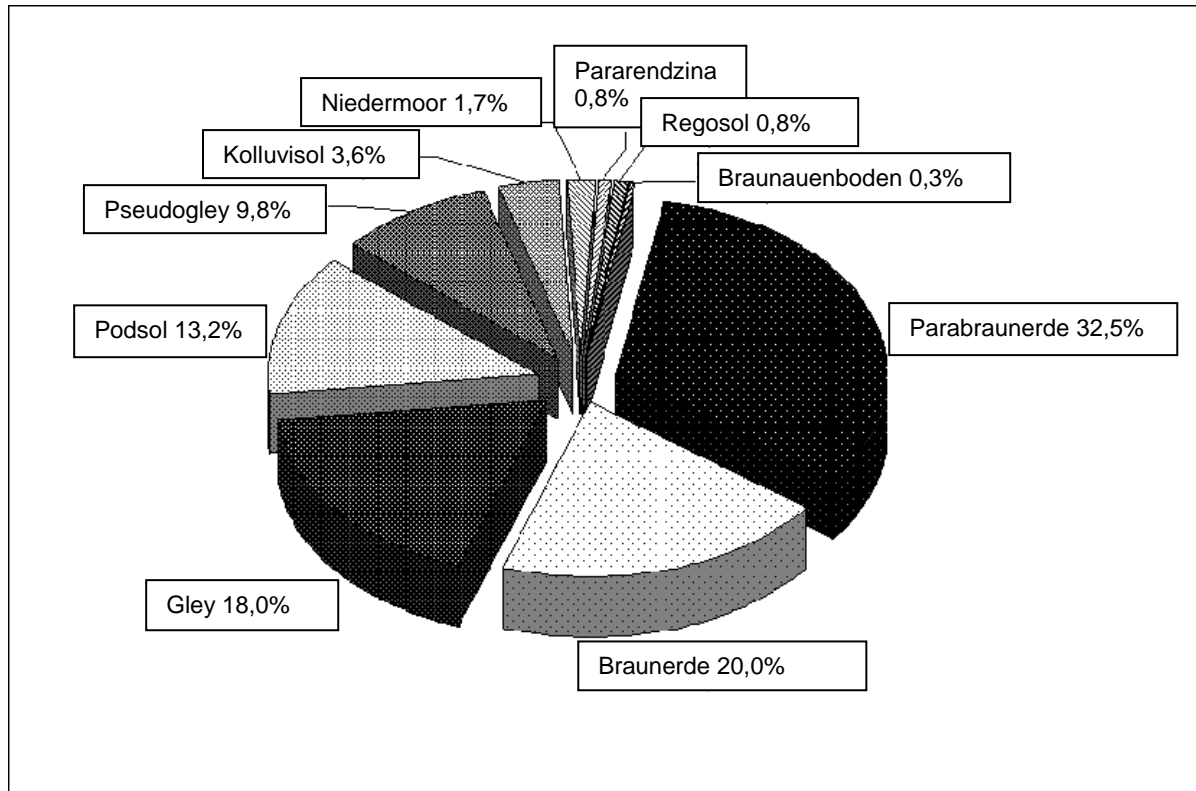


Abbildung 3: Flächenhaft prozentuale Verteilung der Bodentypen im Bereich der Venloer Scholle. Daraus wird ersichtlich, dass für diesen Bereiche die Bodentypen der Parabraunerde, Braunerde, Gleye, Pseudogleye sowie Podsole über 90% der Gesamtfläche abdecken.

Über die Kopplung charakteristischer Prozesse an Bodentypen ist gleichfalls eine schadstoffspezifische Betrachtung der Schutzfunktionseigenschaften möglich. Über die Eingangsparameter pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, nutzbare Feldkapazität, Anteil und Art an organischen Bestandteilen sowie gesättigte bzw. ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit lassen sich bereits eine Reihe wichtiger Prozesse wie Sorptionsverhalten, Retardation und Transpverhalten Bodentyp spezifisch beschreiben. Diese Parameter können noch stets als intrinsisch betrachtet werden. Zusätzliche stoffspezifische Eigenschaften wie z.B. Dichte oder Löslichkeit können im Hinblick auf das Transportverhalten bei der Schutzfunktionsbetrachtung überlagernd mitberücksichtigt werden.

## 2 Untersuchungen

Entsprechend der flächenhaften Repräsentanz der Bodentypen (vgl. Abb.3) wurden im Untersuchungsgebiet auch in Abhängigkeit der Flächennutzung rd. 100 Bodenproben gewonnen und im Labor hinsichtlich der Parameter pH, KAK, organischer Anteil, sowie gesättigter und in Abhängigkeit des Wassergehaltes ungesättigter Permeabilität untersucht. Die Ermittlung der ungesättigten Leitfähigkeit erfolgt über die Auswertung von pF-Kurven, die für geringe Druckstufen (pF=0 bis 2,0) mit Hilfe einer Sandbox (s. Abb.4), für höhere Druckstufen

bis pF 4,2 (permanenter Welkepunkt) über den Einsatz von Druckmembranen in Drucktöpfen ermittelt wurden (s. Abb.5).

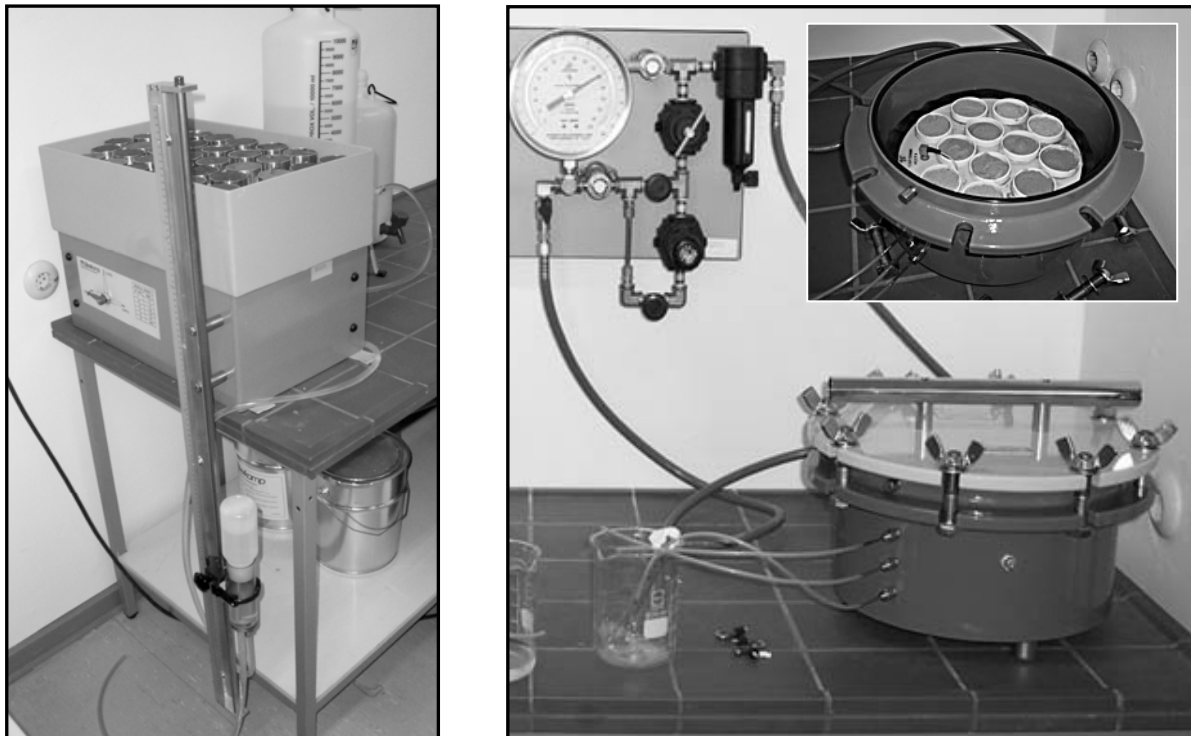


Abbildung 4 und 5 zeigt die zur Ermittlung der pF Kurve eingesetzte Sand Box (links) bzw. die für höhere Druckstufen ausgelegten Drucktöpfe (rechts).

Zusätzlich wurden zu rd. 60 Standorten in situ Versuche zur Bestimmung der feldgesättigten Leitfähigkeit mittels Guelph-Permeameter durchgeführt. Parallel dazu wurden an ungestörten Proben der gleichen Standorte im Labor Durchlässigkeitsversuche mit konstanter Druckhöhe gefahren.

Ziel der Untersuchungen ist die Korrelation obiger Parameter an Bodentypen unter Berücksichtigung der Flächennutzung.

### 3 Ergebnisse

Die Probennahme erfolgte im Gelände unter Berücksichtigung von Bodentyp und Landnutzung. Dabei wurde an einem Standort jeweils der oberste Meter sowohl integrativ, als auch horizontbezogen beprobt. Die Probengewinnung erfolgte mit Hilfe einer 60mm Rammkernsonde, wobei im Vorfeld für einen Standort eine Probenreihe im Vergleich zu einer Probenreihe aus einem Schurf heraus analysiert wurde, die keine wesentlichen Unterschiede in den Ergebnissen aufwarf. Ungestörte Proben wurden nach DIN 4021 mit Hilfe eines 100mm Ausstechzylinders gewonnen.

An den Proben wurden zunächst der pH Wert sowie der Anteil an organischen Bestandteilen analysiert und die Beiwerte für die gesättigte Durchlässigkeit ermittelt. Die Ergebnisse sind in der untenstehenden Tabelle aufgeführt.

Die unterschiedlichen Ergebnisse spiegeln nicht nur den Einfluss der Bodentypen, sondern auch den Einfluss der Landnutzung wider. Dies zeigen insbesondere Verdichtungseffekte des Oberbodens im Bereich von Ackerflächen als Folge des Einsatzes schwerer Landmaschinen.

Tabelle 1: Ergebnisse der Labor- und Felduntersuchungen im Arbeitsgebiet.

	Flächennutzung	pH	Corg [%]	Durchlässigkeit [m/s]	
				Tiefe 0,3m	Tiefe 0,7m
<b>Braunerde</b>	Wald	3,97	5	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$7,5 \cdot 10^{-6}$
	Acker	6,4	2,6	$3,0 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$
	Grünland	6,32	2,85	$6,5 \cdot 10^{-7}$	$2,7 \cdot 10^{-7}$
<b>Gley</b>	Wald	5,2	8,8	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
* Einzelwert	Acker	6,72	2,9	$2,6 \cdot 10^{-8*}$	$1,5 \cdot 10^{-9*}$
	Grünland	6,26	5,7	$3,8 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$
<b>Parabraunerde</b>	Wald	3,95	8,7	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$
	Acker	6,84	3,3	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$2,9 \cdot 10^{-7}$
	Grünland	6,89	3,3	$2,2 \cdot 10^{-7}$	k.A.

Vergleicht man pH Werte und den Anteil organischer Bestandteile in Relation zur Flächennutzung, so zeigen sich gleichfalls Unterschiede als Folge der Flächennutzung. Während die Werte für Grünland und Ackerflächen i.d.R. ähnlich ausfallen zeigen sich größere Unterschiede zu Bodentypen unter forstlicher Nutzung. Einer der Gründe für die geringen Unterschiede zwischen den anthropogen überprägten Landnutzungen ist auch in den häufigeren Wechseln in der Flächennutzung zwischen Acker- und Grünland zu sehen. Gemessen am Alter des Forstbestandes kann davon ausgegangen werden, dass diese Nutzung für die vergangenen 30-100 Jahren im Untersuchungsgebiet als konstant angesehen werden kann. Die pH Werte zeigen unter landwirtschaftlicher Nutzung beinahe ein neutrales Verhalten, während sie in Waldgebieten deutlich im sauren Bereich liegen. In Gley Böden ist dieser Unterschied jedoch wenig deutlich ausgebildet, als bei den anderen Bodentypen.

Der Anteil an organischer Substanz ist bei Bodentypen unter forstlicher Nutzung erwartungsgemäß höher, als bei landwirtschaftlich genutzten Böden. Werte von 2,6-3,3% für Acker- und Grünlandflächen sind bei den betrachteten Bodentypen typisch. Demgegenüber ist der Wert von 5,7% für Gleyböden unter Grünland etwas höher als erwartet.

Betrachtet man die Durchlässigkeitsbeiwerte in Relation zur Flächennutzung, so fällt auf, dass die Permeabilitäten von Waldböden generell etwa 10 fach höher sind als bei den anderen Flächennutzungen. Als Folge der in situ Versickerungsversuche in unterschiedlichen Tiefen lassen sich gleichfalls Verdichtungseffekte im Oberbodenbereich unter Ackerflächen feststellen, die neben der Kornverteilung, dem Gefüge und dem Auftreten von Sekundärporensystemen (präferenzielles Fließen) die Durchlässigkeitseigenschaften maßgeblich steuern. Entsprechend ist davon auszugehen, dass unter natürlichen Bedingungen bei gleichem Substrat die Durchlässigkeiten zur Tiefe hin abnehmen. Dies kann auch in den meisten der untersuchten Lokalitäten festgestellt werden. Lediglich unter landwirtschaftlicher Nutzung bei Braunerden und Parabraunerden lässt sich eine etwa 5 fach verringerte Durchlässigkeit im Oberboden feststellen. Eine vergleichbare Aussage kann für Gleye im Untersuchungsgebiet als Folge einer unzureichenden Datenlage nicht getroffen werden.

Für Gleye kann festgestellt werden, dass sie erwartungsgemäß im Gesamtvergleich die ge-

ringsten Durchlässigkeiten aufweisen, gefolgt von Parabraunerden und den Braunerden. Das entspricht auch den im Labor durchgeführten Korngrößenanalysen. Dennoch wird deutlich, dass unterschiedliche Bodentypen durchaus ungeachtet der Granulometrie als Folge unterschiedlicher Flächennutzung ähnliche Durchlässigkeitsbeiwerte aufweisen können. Entsprechend muss davon ausgegangen werden, dass sich der Einfluss der Flächennutzung vergleichbar mit dem Einfluss der unterschiedlichen Bodentypen auf das Schutzpotenzial des Grundwassers durch die vadosse Zone auswirkt.

#### **4 Zusammenfassung und Ausblick**

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass entscheidende prozess-steuernde Parameter sowohl mit dem Bodentyp als auch mit der Flächennutzung sinnvoll korreliert werden können. Für die Betrachtung der Schutzfunktion grundwasserüberdeckender Schichten bietet dies die Möglichkeit einer flächenhaften Bewertung von Prozessen, die beim Stofftransport durch die vadosse Zone ablaufen können. Welche Prozesse ablaufen, wird im Weiteren auch durch den eindringenden Stoff gesteuert. Entsprechend werden im neuen Bewertungsverfahren Stoffeigenschaften flächenhaft an die intrinsischen Systemeigenschaften gekoppelt, was eine differenzierte Betrachtung der Deckschichtenschutzfunktion zulässt. Dabei steht der konvektive Transport nach wie vor stoffübergreifend als wesentlicher Prozess. Analog zu den Überlegungen von MAGIERA (2002). Zusätzlich können als Folge der Koppelung Sorptionseffekte, die gleichfalls eine wesentliche Bedeutung bei einer Vielzahl von Stoffgruppen, insbesondere aber bei Schwermetallen besitzen, berücksichtigt werden.

In einem GIS gestützten Bewertungsverfahren können nun in Abhängigkeit stoffgesteuerter Prozesse entsprechende Bewertungsmodule wie z.B. Sorptionsverhalten zusätzlich zur konvektiven Stoffverlagerung herangezogen werden. Als weiteres Modul ist eine gesonderte Betrachtung von Siedlungsflächen möglich, die spezifische Probleme bei der Schutzfunktionsbewertung in sich birgt.

#### **5 Literatur**

BURCHART, A., WIMMER, G., LEPPIG, UND B., MUELLER, B. (2005): Risikokarte des Stoffeintrages in das Grundwasser 1:50.000 Bereich Venloer Scholle; NRW. Hrsg. Landesumweltamt NRW

BURCHART, A., LEPPIG, B., MUELLER, B. AND WIMMER, G. (2006): Mapping the Groundwater Vulnerability in North Rhine-Westphalia, Germany. - Environmental Engineering Science, Marie Ann Liebert, Inc. publishers, 9 pages

HÖLTING, B., HAERTLE, T., HOHBERGER, K.-H., NACHTIGALL, K.H., VILLINGER, E., WEINZIERL, W. AND WROBEL, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch. Reihe C. Band 63, Hannover, pp. 5-24

MAGIERA, P. (2002): GIS gestützte Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. Geologisches Jahrbuch. Reihe C; Sonderheft, Hannover, 114 pages



# Arsenaufnahme von Grünlandpflanzen auf belasteten landwirtschaftlich genutzten Böden im Erdinger Moos

Ebert, T., Müller, Ch.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Vöttinger Str. 38, 85354 Freising  
e-mail: Titus.Ebert@LfL.bayern.de, Christa.Mueller@LfL.bayern.de

**Abstract:** *In the 'Erdinger Moos', a former fen northeast of Munich, many soils with high geogenic arsenic contents are found. In this study arsenic uptake of grassland plants and influencing factors on the arsenic transfer from soil to plant (like fine scale variability of total and plant available soil contents or forage contamination) were examined at a high contaminated area (>1000 mg As/kg Boden).*

**Zusammenfassung:** *Im ehemaligen Niedermoorgebiet 'Erdinger Moos' nordöstlich von München treten geogen bedingt, großflächig erhöhte Arsengehalte im Boden auf. Von einer hoch belasteten Fläche (>1000 mg As/kg Boden) werden Untersuchungsergebnisse zur Arsenaufnahme bei Grünlandpflanzen und relevante Einflussfaktoren für den Transfer Boden-Pflanze wie kleinräumig schwankende Bodengehalte oder Futtermittelschmutzung vorgestellt.*

Keywords: arsenic, transfer soil to plant, 'Erdinger Moos', grassland, forage contamination

Schlagworte: Arsen, Transfer Boden-Pflanze, 'Erdinger Moos', Grünland, Futtermittelschmutzung

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Im Erdinger Moos (nordöstlich von München) wurden großflächig erhöhte Arsengehalte im Boden festgestellt. Nach umfangreichen Untersuchungen sind dafür aufsteigende, arsenhaltige Grundwässer des Tertiärs verantwortlich. Mancherorts wurden im Boden über 1000 mg Arsen (im Königswasserextrakt) gemessen und die Prüf- und Maßnahmenwerte der Bundes-Bodenschutz-Verordnung für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze im Hinblick auf Pflanzenqualität deutlich überschritten (Acker, Nutzgarten Prüfwerte: 200 mg/kg, bei Böden mit zeitweise reduzierenden Bedingungen 50 mg/kg; Grünland Maßnahmenwert: 50 mg/kg TS).

Arsen ist ein toxisches Halbmetall, das im Boden meist in Form der anorganischen Ionen Arsenat ( $\text{As}^{\text{V}+}$ ) und unter reduzierenden Bedingungen als Arsenit ( $\text{As}^{\text{III}+}$ ) vorkommt und stark an Tonminerale, Huminstoffe und amorphe Eisenoxide sorbiert wird. Es gilt im Boden als wenig mobil und wird daher von Pflanzen in geringem Umfang aufgenommen (Ausnahme: Hyperakkumulatoren). Aufgrund der geringen systemischen Aufnahme des Arsens aus dem Boden weisen Pflanzen meist geringe Arsengehalte auf.

Innerhalb der Pflanze wird Arsen kaum weitertransportiert, so dass unterschiedliche Pflanzenteile verschieden hohe Arsengehalte aufweisen. Die Arsengehalte nehmen in folgender Reihenfolge ab:

Wurzelschalen > Wurzeln > Blätter, Stängel > Blüten, Früchte

Bei Arsen wird meist der Verschmutzungsgrad des Pflanzenmaterials mit anhaftendem Boden als ausschlaggebend für die Arsenbelastung von pflanzlichen Lebens- und Futtermitteln erachtet. Der Einfluss des Verschmutzungsgrades ist besonders auf hochbelasteten Standorten (wie dem beschriebenen), bei Futtermitteln (z. B. Heu) sowie bei Heil- und Gewürzpflanzen, die beide meist ungewaschen verwendet werden, sehr groß.

Für Lebensmittel sind in der EU-Kontaminatenverordnung keine Höchstgehalte für Arsen festgelegt. Für Futtermittel sind bei Inverkehrbringen und Verfütterung die maximal zulässigen Höchstgehalte der Futtermittelverordnung einzuhalten. Bei Einzelfuttermitteln gilt ein Höchstgehalt von 2 mg As/ kg (88 % TS). Die bislang untersuchten Lebens- und Futtermittel aus den betroffenen Gebieten waren meist gering mit Arsen belastet.

**Ziel der Untersuchungen** war es herauszufinden,

- wie hoch die Arsenaufnahme bei Grünlandpflanzen ist und
- welche Einflussfaktoren beim Arsenübergang Boden-Pflanze eine Rolle spielen.

Ausgehend von diesen Ergebnissen sollten Handlungsempfehlungen für betroffene Landwirte gegeben werden.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf einem 3 ha großen, stark mit Arsen belasteten Grünland (> 1000 mg As / kg TS Boden) südöstlich von Freising durchgeführt.

Charakteristisch für das Erdinger Moos und das Untersuchungsgebiet sind kalkige, anmoorige Gleyböden oder stark vererdete Niedermoorböden mit pH-Werten >7 und geringen Phosphor- und Kaliumgehalten, vielerorts treten Almkalk- und Eisenockerlinsen auf. Die Bodeneigenschaften variieren kleinräumig sehr stark. Die stark anthropogen veränderten Niedermoorgebiete werden heute intensiv landwirtschaftlich genutzt. Neben der traditionell bedeutsamen Grünlandwirtschaft, spielen Getreide- und Hackfruchtanbau (v.a. Kartoffeln) eine wichtige Rolle. Als Besonderheit ist der Feldgemüseanbau sowie der Heil- und Gewürzpflanzenanbau dort von gewisser Bedeutung.

### 2.2 Probenahme

Beprobt wurden der Aufwuchs sowie Ober- und Unterböden im Wurzelraum der Pflanzen. Dazu wurden 5 jeweils in 3 Sektoren unterteilte Beprobungskreisflächen à 50 m<sup>2</sup> auf der Fläche verteilt und innerhalb jedes Kreissektors von einer 2 m<sup>2</sup> großen Parzelle, der gesamte Grünlandaufwuchs entnommen (siehe Abb. 1). Anschließend wurden innerhalb der Parzelle, die Oberböden (Entnahmetiefe: 0-10 cm) und die Unterböden (10-30 cm) beprobt.

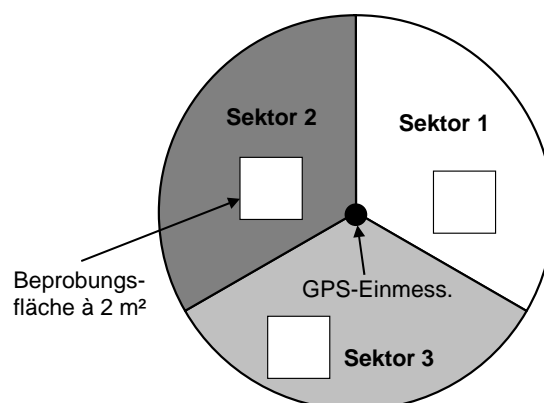


Abbildung 1: Darstellung einer Beprobungskreisfläche

## 2.3 Analysenparameter und -verfahren

Der *Boden* wurde auf Arsen-Gesamtgehalt und pflanzenverfügbares Arsen (Königswasser- und Ammoniumnitratextrakt), Phosphor, Kalium (jeweils CAL-Extrakt), freien Kalk (nach SCHEIBLER), Gesamtkohlenstoff und -stickstoff (DUMAS-Methode) und Mineralstoffgehalt (Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Aluminium und Silizium, siehe auch Kap. 2.4) untersucht und der pH-Wert gemessen.

Vom *Pflanzenmaterial* wurden der TS-Gehalt, der Arsengehalt (Mikrowellenverfahren) sowie der Mineralstoffgehalt (siehe oben) bestimmt.

Die Arsenbestimmung von Boden und Pflanzen erfolgte mittels Hydrid-AAS, die Mineralstoffbestimmungen mittels ICP-OES.

## 2.4 Bestimmung des Verschmutzungsgrades des Aufwuchses

Da die Verschmutzung des Aufwuchses mit anhaftendem Bodenmaterial bei Arsen besonders relevant ist für die Arsengehalte in der Pflanze, wurde der Aufwuchs auch hinsichtlich seines Verschmutzungsanteils untersucht. Für die Bestimmung des Verschmutzungsgrades sieht die amtliche Futtermittelüberwachung das Verfahren der salzsäureunlöslichen Pflanzenasche vor. Dieses erfasst jedoch nur den silikatischen Anteil des Bodens und stellte sich bei den organischen und/oder stark kalkhaltigen Böden des Erdinger Moores als ungeeignet heraus.

Der Verschmutzungsanteil wurde daher über die Mineralstoffzusammensetzung des Boden- und Pflanzenmaterials ermittelt. Dazu wurden je drei hoch-, mittel- und gering- mit Arsen - belastete Aufwuchsproben hinsichtlich ihres Gehalts an Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Aluminium und Silizium untersucht. Parallel dazu wurden die Mineralstoffgehalte von 3 Bodenproben bestimmt. Es sollte der Frage nachgegangen werden, ob sich stark mit Arsen belastete Pflanzenproben hinsichtlich ihrer Mineralstoffzusammensetzung von gering belasteten unterscheiden und ob hochbelastete Pflanzenproben höhere Mengen an typisch bodenbürtigen Mineralstoffen enthalten als schwach belastete.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Arsengehalte in Böden und Aufwuchs

Die Messungen ergaben hohe bis sehr hohe Arsenmengen im Königswasserextrakt der Böden (297-2210 mg As/kg TS in den Oberböden). Die Werte schwankten kleinräumig sehr stark, was auch für die Arsengehalte in den Pflanzen zutraf. Der Ammoniumnitratextrakt des Bodens enthielt dagegen nur wenig Arsen (Faktor  $10^{-4}$  der Gesamtgehalte).

Beim Aufwuchsmaterial wurden neben sehr niedrigen Arsengehalten, in drei Fällen Überschreitungen des Höchstgehaltes der Futtermittelverordnung festgestellt (Abb. 2). Dieser Grünlandschnitt darf damit nicht als Futtermittel in Verkehr gebracht oder verfüttert werden. Aufgrund der kleinräumig stark schwankenden Boden- und Pflanzengehalte dürfte bei einer Futtermittel-Mischbeprobung, wie sie in der Praxis üblich ist, der Höchstgehalt der Futtermittel-Verordnung allerdings nur selten überschritten werden. Die Arsengehalte der Böden (Königswasser- und Ammoniumnitratextrakte) korrelierten nicht mit den Arsengehalten im Grünlandaufwuchs (Abb. 3).

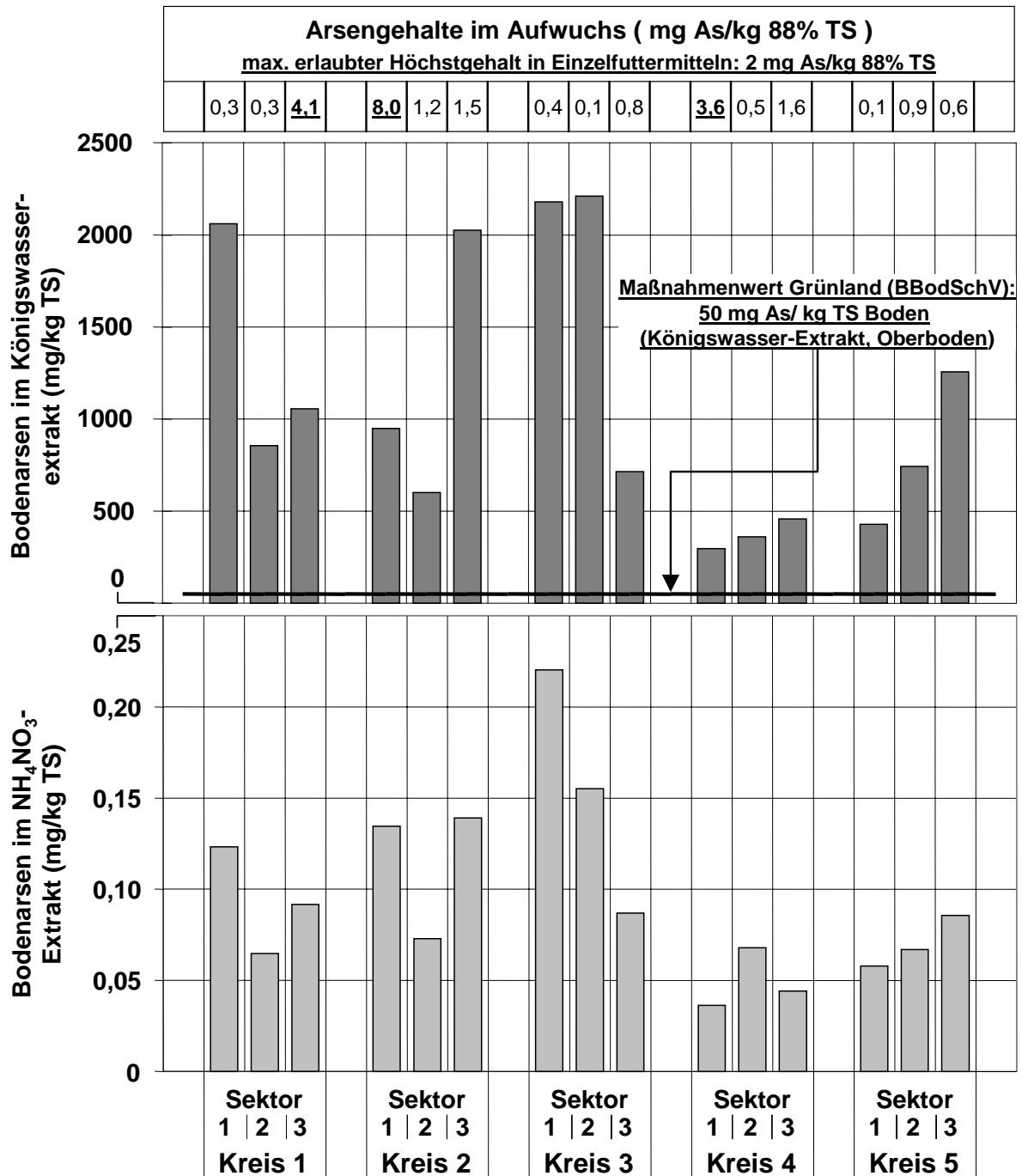


Abbildung 2: Arsengehalte in Oberböden (0-10 cm) und Grünlandaufwuchs

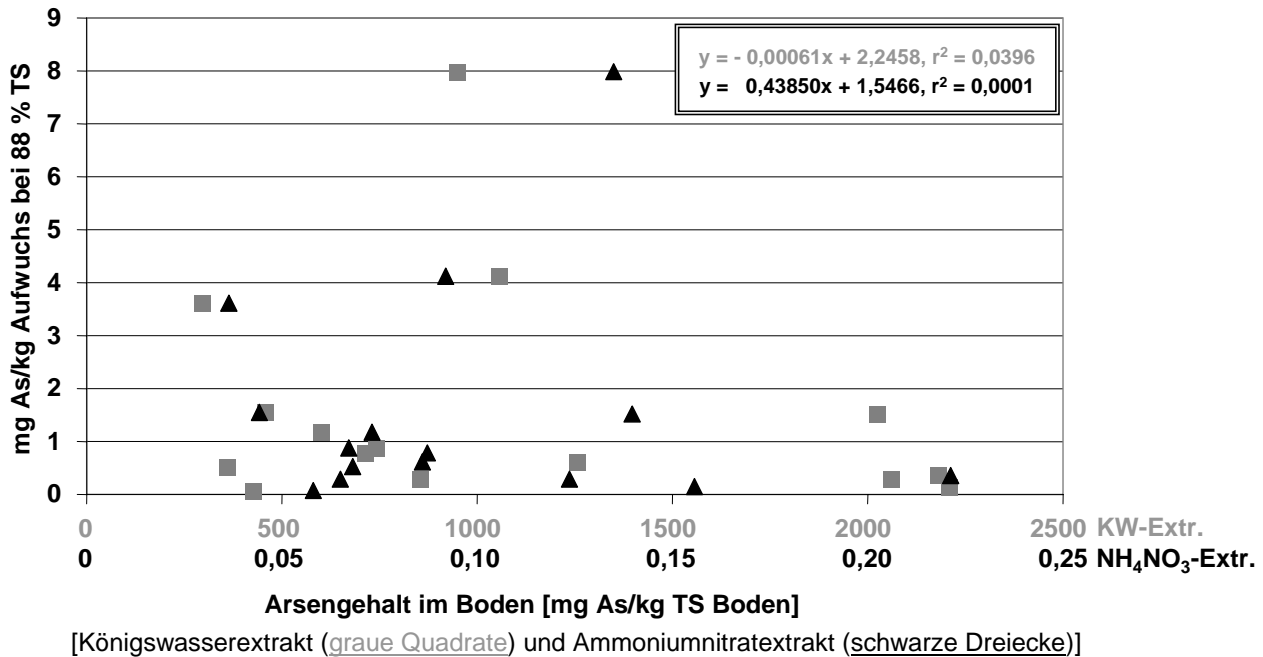


Abbildung 3: Korrelation der Arsengehalte in Oberböden [Königswasser (KW)- und Ammoniumnitrat (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>)-Extrakt] und Aufwuchs ( $\alpha = 5\%$ )

### 3.2 Verschmutzungsgrad des Aufwuchses

Tab. 1 zeigt ausgewählte Mineralstoffe von jeweils einer gering-, mittel- und hoch- mit Arsen-belasteten Aufwuchsprobe und die zugehörigen Oberbodenwerte. Wie man sieht, weisen Böden eine andere Mineralstoffzusammensetzung auf als die Pflanzen, die auf ihnen wachsen. Die Konzentration an Aluminium, Calcium, Eisen und Mangan ist im Boden deutlich höher als im Aufwuchsmaterial. Diese Mineralstoffe sind daher geeignet, den Verschmutzungsgrad des Pflanzenmaterials mit anhaftendem Boden zu ermitteln. Wären hoch mit Arsen belastete Aufwuchsproben auf starke Verschmutzung zurückzuführen, so müssten diese auch höhere Gehalte an bodenbürtigen Mineralstoffen (Al, Ca, Fe, Mn) aufweisen als gering belastete Aufwuchsproben.

Tabelle 1: Mineralstoffgehalte in 3 Aufwuchsproben (Mikrowellenaufschlussverfahren) und zugehörige Oberbodenwerte (Königswasserextrakt)

#### Aufwuchs:

Kreis	Sektor	Al [mg/kg]	CaO [%]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]	As [mg/kg]
3	2	30,5	1,11	201,7	30,6	0,16
4	1	30,5	1,08	107,9	31,0	4,10
2	1	48,9	1,06	179,6	35,7	9,07

#### Oberboden:

Kreis	Sektor	Al [mg/kg]	CaO [%]	Fe [mg/kg]	Mn [mg/kg]	As [mg/kg]
3	2	5815,1	11,6	114380,3	818,9	2210,00
4	1	4905,7	23,8	30378,4	734,6	297,08
2	1	8144,0	26,5	63364,1	852,1	949,58

Aus der sehr ähnlichen Mineralstoffzusammensetzung der Aufwuchsproben sind jedoch keine unterschiedlichen Verschmutzungsgrade durch Bodenmaterial abzuleiten. Demnach ist die hohe Arsenbelastung einiger Pflanzenproben nicht die Folge einer Kontamination mit Boden, sondern der systemischen Aufnahme dieses Halbmetalls durch die Pflanzen. Die starke Streuung der Arsengehalte der Pflanzen unabhängig vom Arsengehalt der Böden, weist auf das Vorhandensein einer kleinräumigen Variabilität der Bodeneigenschaften wie wechselndes Redoxpotential oder die Verfügbarkeit und Anzahl an Sorptionsplätzen (z.B.

örtlich auftretende Almkalk- und Eisenockerausfällungen) mit Auswirkungen auf die Verfügbarkeit des im Boden enthaltenen Arsens für die Pflanzen hin.

Ein Unterschied in der Art des Aufschlussverfahrens (Mikrowellenverfahren – Königswasserextrakt) konnte bei Untersuchung der 3 Oberbodenproben nach beiden Aufschlussverfahren nicht festgestellt werden.

#### **4 Handlungsempfehlungen für Landwirte**

Da die Arsengehalte im Aufwuchs der untersuchten Grünlandfläche teilweise die Höchstgehalte der Futtermittelverordnung überschritten und sich herausgestellt hat, dass Arsen auch systemisch von den Pflanzen in größerer Menge aufgenommen wird, sollte auf eine Verfütterung des Aufwuchses von so hoch belasteten Flächen verzichtet werden (besser: Nutzung als Einstreu).

Für arsenbelastete Flächen allgemein gilt, dass auf einen geringen Verschmutzungsgrad des Ernteguts geachtet werden sollte. Dies kann unter anderem erreicht werden durch eine Schnitthöhenanpassung, eine Befahrung der Fläche nur bei trockener Witterung und eine Erhöhung des Bedeckungsgrades des Pflanzenbestandes. Ein umfangreicher Maßnahmenkatalog zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte wird derzeit im Auftrag der LABO von der staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf (LVVG) und dem Ingenieurbüro Feldwisch erarbeitet.

#### **5 Literatur**

BAYR. GEOL. LANDESAMT (2003/2004): 1. und 2. Untersuchungsbericht über die Arsengehalte in Böden des Dachauer, Freisinger und Erdinger Mooses, München.

BISSON M., FRIMMEL F. H. (2003): Arsenic – a Review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility, Acta Hydrochimica et Hydrobiologica Vol. 31, Issue 1, S. 9-18, Verlag Wiley-VCH, Weinheim.

BUND-/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (2004): Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte, Handlungsempfehlungen für die Bodenschutzbehörden, Entwurf der LVVG Aulendorf und des Ingenieurbüros Feldwisch vom 10.12.2004.

EBERT T., MÜLLER C. (2006): Arsenaufnahme von Grünlandpflanzen auf belasteten landwirtschaftlich genutzten Böden im Erdinger Moos. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (in Druck).

FUTMV (2005): Neufassung der Futtermittelverordnung vom 07.03.2005, BGB 2005/Nr. 15, S. 522.

MERIAN E., ANKE M., IHNAT M., STOEPLER M. (2004): Elements and their Compounds in the environment, Volume 3, S. 1321-1364, Verlag Wiley-VCH.

# Entwicklung einer Hintergrundwertekarte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns

Foullouis, N., Fischer K., Geuß, U.

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle München, Heßstraße 128, 80797 München

Email: [nicole.foullouis@lfu.bayern.de](mailto:nicole.foullouis@lfu.bayern.de), [uwe.geuss@lfu.bayern.de](mailto:uwe.geuss@lfu.bayern.de),

**Abstract:** *Background values of anorganic pollutant in soils are of high importance in execution of soil protection legislation. The cartographical representation of such values completes the interpretation of tabular evaluation and facilitates the handling. This article shows the development of a general map of background values in soils of Bavaria which is conform with the demands of Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).*

**Zusammenfassung:** *Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe sind für den Vollzug der Bodenschutzgesetzgebung von großer Bedeutung. Die kartografische Darstellung solcher Werte ergänzt dabei die tabellarische Auswertung und erleichtert deren Handhabung. Es wird die Entwicklung einer Übersichtskarte von Hintergrundwerten in Böden Bayerns entsprechend den Vorgaben der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) dargestellt.*

Keywords: background values, anorganic pollutant, general map, map generation, LABO

Schlagworte: Hintergrundwerte, anorganische Schadstoffe, Übersichtskarte, Kartenentwicklung, LABO

## 1 Einführung

Im Projekt 'Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze' werden Hintergrundwerte auf der Grundlage der Analysen von etwa 4300 Standorten (entspricht rund 17800 analysierten Proben) erarbeitet. Neben der Aufbereitung der Ergebnisse in tabellarischer Form sollen die Hintergrundwerte auch als Übersichtskarten im Maßstab 1:500 000 dargestellt werden.

Nach den Vorgaben der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO 2003) sollen Hintergrundwerte nach der Hauptnutzung, nach Horizontgruppen und dem jeweiligen Bodenausgangsgestein differenziert werden.

Während für die flächenhafte Abgrenzung der Nutzung in Bayern auf ATKIS500 Vektordaten zurückgegriffen werden kann – im Projekt wurden letztlich nur Wald- und Landwirtschaftliche Nutzflächen unterschieden – gab es zu Projektbeginn keinen Vektordatensatz, der die Bodenausgangsgesteine in Bayern widerspiegelt.

Ziel im Projekt war es daher, einen digitalen Vektordatensatz einer flächenhaften Verbreitung der Bodenausgangsgesteine bzw. Bodenausgangsgesteinsgruppen zu erstellen, aber auch einen Weg zu finden, wie die punktuellen Analysedaten aus der horizontweisen Beprobung der Standorte bzw. der ermittelte Hintergrundwert flächenhaft dargestellt werden kann.

## 2 Ausgangsituation

### 2.1 Vorhandene Geodaten

Zur Erstellung einer Bodenausgangsgesteinskarte wurden drei verschiedene Geodatensätze unterschiedlichen Formates und Maßstabes herangezogen, die hier kurz vorgestellt werden sollen.

### *Geologische Karte von Bayern 1:500000*

Diese Übersichtskarte der vielfältigen Geologie in Bayern gibt es sowohl als Raster- als auch als Vektordatensatz. Mit 170 geologischen Einheiten ist diese Karte zum einen sehr stark differenziert, andererseits wird sie nur unzureichend der Verbreitung von Deckschichten gerecht.

### *Bodenkundliche Übersichtskarte 1:500000*

Diese Übersichtskarte aus dem Jahr 1955 liegt leider nur als Rasterkarte vor, ist für eine kartographische Darstellung also nicht geeignet. Nichtsdestotrotz spielt diese Karte bei der Generierung der Bodenausgangsgesteinskarte eine wichtige Rolle, da der Erläuterungsband erste wichtige Informationen zu den Bodenausgangsgesteinen liefert.

### *Bodenübersichtskarte 1:1000000 der BGR*

Die BGR hat für ganz Deutschland eine Bodenübersichtskarte 1:1000000 als Vektordatensatz erstellt, die als Ausschnitt von Bayern mit Stand vom Dezember 2004 vorliegt. Diese bayerische Ausgabe der Wald-BÜK1000 umfaßt insgesamt 39 Einheiten der deutschlandweiten Generallegende, die inhaltlich Bodenformen beschreiben.

### *Bodenkarte 1:200000 von Bayern*

Diese Vektorkarten liegen derzeit nicht für ganz Bayern vor, wurden aber in den Bereichen, wo sie vorlagen, als wichtige Informationsquelle für die (Neu-)Abgrenzung und Attributierung herangezogen.

## **2.2 Projektdatenbank**

Insgesamt wurden etwa 4300 Punktobjekte bzw. rund 17800 Einzelanalysen in die Projektdatenbank aufgenommen. Diese Daten stammen aus zwei Quellen:

### **Projekt GRABEN**

Im Rahmen des Projektes GRABEN wurden im Zeitraum von 1999 – 2004 1134 Standorte horizontweise beprobt und auf organische und anorganische Problemstoffe analysiert. Die Analyse der Anorganika erfolgte dabei, wie es die Bundes-Bodenschutzverordnung fordert, im Königswasseraufschluss.

### **Bodeninformationssystem BIS**

Daneben wurden alle Profile aus dem Bayerischen Bodeninformationssystem (BIS-BY) herangezogen, zu denen Analyseergebnisse im Total- und/oder im Königswasseraufschluss vorliegen und die in den Stammdaten eine Substratbeschreibung aufweisen. Dabei muss die Analyse nach 1980 durchgeführt worden sein.

Alle Profile, die innerhalb eines beidseitigen Streifens von 50m bei Autobahnen und 30m bei Bundesstraßen liegen wurden nicht in die Auswertung einbezogen. Ferner wurden alle Standorte in Stadt- und Gemeindegebieten (einschließlich eines 50 Meter Puffers) ausgeschlossen oder solche, die anthropogene Überprägungen aufweisen oder vermuten lassen.

Anschließend wurden die Horizonte der Profile zu Horizontgruppen nach den Vorgaben der LABO (2003) aggregiert, wobei jeder dieser Horizontgruppen eine Auswertungseinheit zugewiesen wurde. Diese Auswertungseinheiten wurden durch die Aggregation der Substratschlüsselliste generiert.



### 3 Kartenentwicklung

Für die Erstellung einer Bodenausgangsgesteinskarte 500 wurde zunächst die Bodenübersichtskarte 1:1000000 der BGR herangezogen, lag sie doch als Vektordatensatz mit einer thematisch relevanten Legendenbeschreibung vor. Dieser Vektordatensatz und die dazugehörigen Sachinformationen wurden vollständig überarbeitet.

Zu Beginn wurde eine Tabelle erstellt, die die entsprechenden Legendentexte von BÜK1000, BK500 und GK500 enthält. Hieraus wurde ein grober Schlüssel der Zuordnung BÜK1000- zu den differenzierteren und genaueren BK500-Einheiten erarbeitet. Mit dieser ersten Zuordnung konnten die Attributierungen der BÜK1000 überprüft und gegebenenfalls korrigiert werden. Eine Verschneidung der Geodaten schied aus, da die BK500 nur als Rasterkarte vorliegt. Mit der Umattributierung ging auch eine Überarbeitung der Abgrenzungen der einzelnen Flächen sowohl anhand der Geometrie der BK500 vor allem aber im späteren Stadium anhand der GK500 einher. Auch die Bodenkarten 1:200000 von Bayern wurde, wo vorhanden, für eine geometrische und inhaltliche Überarbeitung der BÜK1000 verwendet.

Zur Kontrolle wurden Verschneidungen der BÜK1000 mit der GK500 durchgeführt und Flächenstatistiken erstellt, um möglichst gut abgegrenzte Flächen zu erhalten. Die regionale Differenzierung von Einheiten oder Neuabgrenzungen von Flächen wurde in Zusammenarbeit mit den Kartierern der Bodenkundlichen Landesaufnahme durchgeführt

Parallel dazu wurden mit der sich ausdifferenzierenden Karte die einzelnen Bodenausgangsgesteine/-gruppen formuliert. Wichtige Informationen dazu lieferten dabei der Erläuterungsband zur BK500 und die GK500.

Fließ- und Stillgewässer, Städte, Waldflächen und die Aussengrenze von Bayern wurden aus dem ATKIS500 Vektordatensatz übernommen.

Im weiteren Verlauf wird nun von einer Bodenausgangsgesteinskarte 500 (BAG500) gesprochen, ein Kartenentwurf, der im Weiteren noch angepasst wird.

### 4 Zwischenergebnis

Durch den iterativen Prozess der Kartenerstellung wurden insgesamt 37 mehr oder weniger homogene Bodenausgangsgesteinsgruppen und 2 (Nutzungs-)Einheiten erarbeitet (Abbildung 1). Dabei erfuhr die Legende eine Gruppierung, die sich an Haupteinheiten der Standortkundlichen Landschaftsgliederung nach WITTMANN orientiert. Unter dem Legendenkürzel befindet sich die Beschreibung der Bodenausgangsgesteinsgruppe, in *Kursiv* steht die Stratigraphie (Tabelle 1).

Tabelle 1: Legendenbeispiele

*Bodenausgangsgesteinsgruppen in Nordwestbayern und Bruchscholle (Auszug)*

31

Flug- und Terrassensand

*Quartär*

42a

Löß(lehm) über verschiedenen Gesteinen Nordbayerns; im Ries Löß über Tertiär

*Quartär (Löß-lehm) über Trias; im Ries Quartär (Löß) über Tertiär*

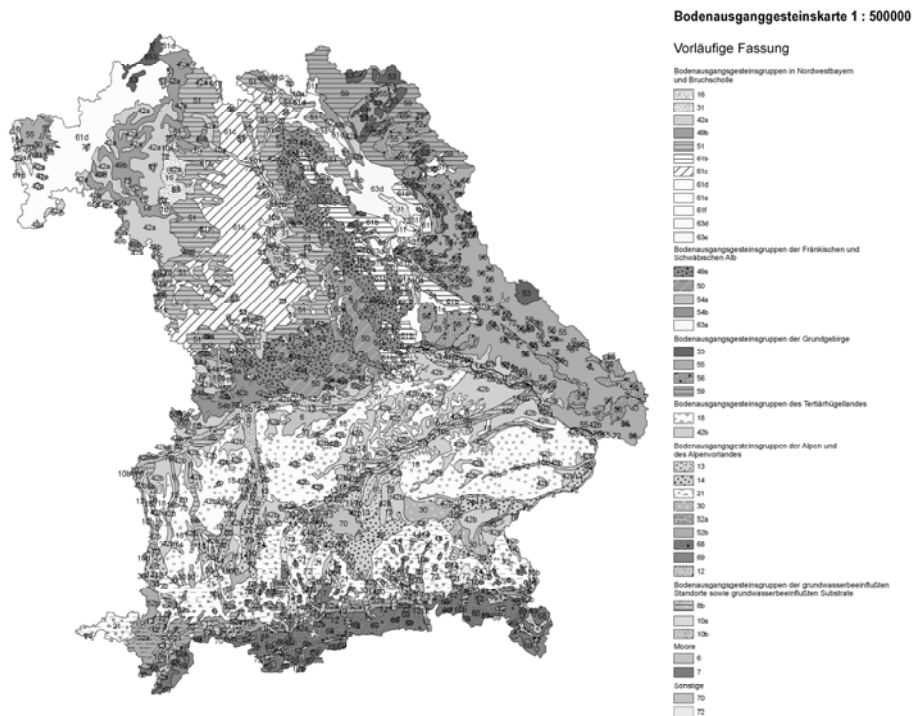


Abbildung 1: Entwurf der Bodenausgangsgesteinskarte 1:500000 (Stand Mai 2006)

## 5 Vom Punkt zur Fläche

### 5.1 Vorsortierung mittels GIS

Jedes Profil der Projektdatenbank ist neben der Objekt-ID eindeutig durch seine Rechts- und Hochwerte definiert. Während einer ersten Auswertung in der Projektdatenbank wird eine Aggregation der einzelnen Horizonte wie oben beschrieben zu Horizontgruppen (Oberboden O, Unterboden U und Untergrund C) vorgenommen und über eine Schlüsselliste Auswertungseinheiten zugeordnet. Dieser Arbeitsschritt ist die Entscheidungsgrundlage für die endgültige räumliche Zuordnung des Beprobungspunktes zu einer Legendeneinheit der BAG500.

Parallel dazu wurde für jeden Beprobungspunkt über den Rechts- und Hochwert eine vorläufige Zuordnung zu den Einheiten der BAG500 vorgenommen. Zuvor wurde die BAG500 mit dem Waldlayer der ATKIS500 Vektordaten verschnitten, um die räumliche Information Wald – Landwirtschaftliche Nutzfläche in den Vektordatensatz der Bodenausgangsgesteinskarte zu integrieren. Für jeden Beprobungspunkt liegt so die theoretische Zuordnung zu einer BAG500-Einheit in Kombination mit der Nutzung vor.

### 5.2 Fachliche Zuordnung- Vorbereitung für die Deskriptive Statistik

Nach der rein geometrischen Zuordnung der Beprobungspunkte erfolgt die fachliche und damit endgültige Zuordnung zu einer BAG500-Einheit anhand der Substratangaben der einzelnen Beprobungspunkte. Zu diesem Zweck wurde ein Datenviewer programmiert (Abbildung 2), der eine Sicht auf jede BAG500-Einheit - getrennt nach den einzelnen Horizontgruppen und Nutzungen - mit den anhand der Lage vorsortierten Objekten gibt.

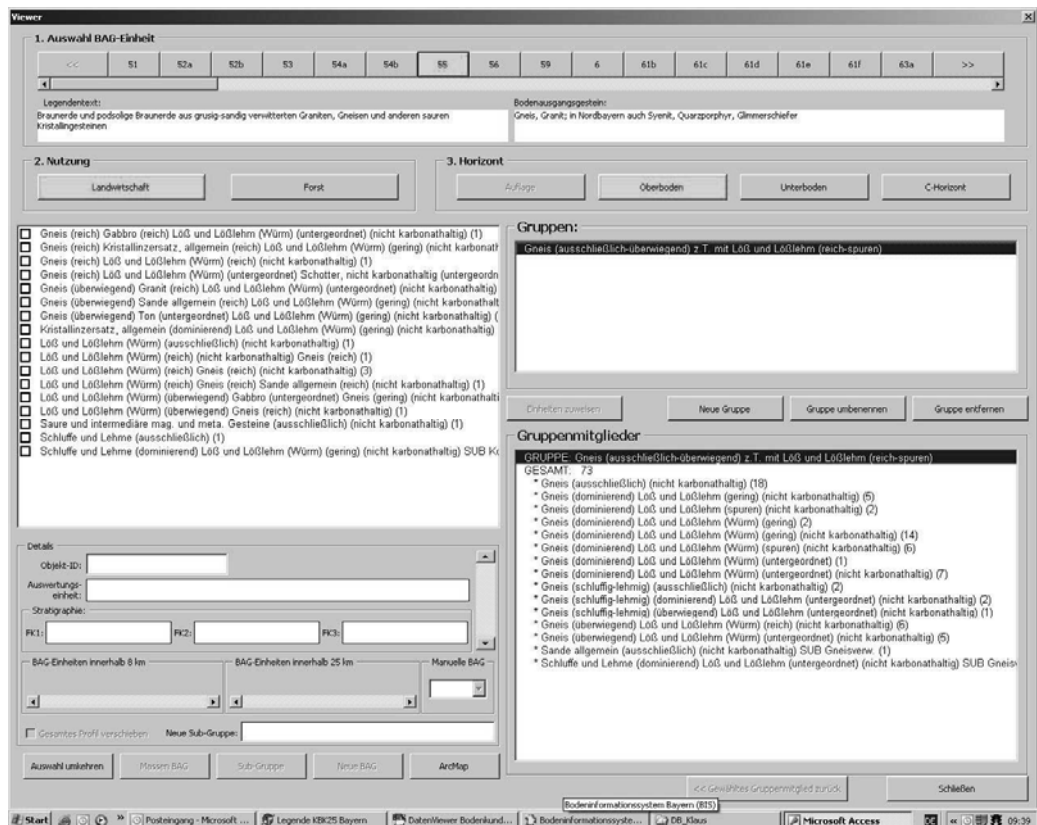


Abbildung 2: Datenviewer

Mit diesem Datenviewer werden zwei Aufgaben bewältigt:

### Bildung von Auswertungs(unter)gruppen

Während Objekte, die nicht in diese BAG500-Einheit gestellt werden können, fachlich einer anderen Einheit zugewiesen werden, kommt es in den meisten Fällen innerhalb der BAG500-Einheit zur Bildung von ein oder gar mehreren Auswertungsgruppen. Die Datensätze dieser Auswertungsgruppen sind anschließend die Eingangsdaten für die Deskriptive Statistik, die im Programm SPSS durchgeführt wird.

### Validierung der Bodenausgangsgesteinskarte

Einher mit der endgültigen fachlichen Zuordnung geht außerdem eine nochmalige Prüfung der fachlichen und geometrischen Inhalte der Bodenausgangsgesteinskarte. Gerade die ausreichend statistische Absicherung eines Hintergrundwertes für jede Bodenausgangsgesteinsgruppe von  $n \geq 20$  erfordert in einigen Fällen eine Anpassung der kartographischen Grundlage.

## 6 Deskriptive Statistik

Nachdem für jede BAG500-Einheit, für jede der beiden Nutzungen und für alle Horizontgruppen die Auswertungsgruppen erarbeitet wurden, werden die dazugehörigen Datensätze resp. die Analysendaten aus der Projektdatenbank ausgelesen und in SPSS die Deskriptive Statistik für jede der Gruppen errechnet. Analysedaten, die im Totalaufschluss vorliegen, werden unmittelbar nach dem Auslesen aus der Projektdatenbank anhand von Umrechnungsgleichungen in Königswasserdaten umgerechnet (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Nach der Berechnung der Statistik erfolgt eine automatische Ausreißerbereinigung (1,5-facher Interquartilabstand). Die Ergebnisse der Deskriptiven Statistik werden anschließend sowohl in Tabellen eines WORD-Dokumentes als auch in

Form von DBF-Tabellen ausgegeben. Die DBF-Tabellen sind die Sachdatentabellen für die kartographische Darstellung und können über die Schlüsselspalte der BAG500-Einheit mit der Sachdatentabelle des Vektordatensatzes verknüpft werden.

Als Ergebnis dieses Prozesses steht somit ein Vektordatensatz für eine Bodenausgangsgesteinskarte zur Verfügung, der die Grundlage für die klassifizierte Darstellung der Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns ist.

## **7 Hintergrundwertekarte**

Als Hintergrundwert für anorganische Problemstoffe wird in Anlehnung an die LABO (2003) der 90. Perzentil-Wert dargestellt, der auch auf der Karte anhand der für den jeweiligen Stoff relevanten Prüf-, Maßnahmen-, Hilfs- oder sonstigen Werten klassifiziert zur Darstellung kommt.

Enthält eine Bodenausgangsgesteinsgruppe mehrere Auswertungsuntergruppen, so kommt jeweils der maximale 90. Perzentilwert zur Darstellung, sofern ein  $n \geq 20$  erreicht wird. Weicht bei mehreren Auswertungsuntergruppen mit  $n \geq 20$  ein 90. Perzentilwert um zwei Klassifikationsstufen vom maximalen 90. Perzentilwert ab, so wird diese Einheit zusätzlich mit einer Schraffur belegt.

Es werden für jeden anorganischen Problemstoff entsprechend der Horizontgruppen O, U und C drei Hintergrundwertekarten erarbeitet. Dabei wird im Kartenlayout für den Oberboden und den Unterboden der klassifizierte Vektordatensatz für die Landwirtschaftlichen Flächen (entspricht BAG500) mit dem klassifizierten Vektordatensatz der WALD-BAG500 (= aus der BAG500 mit ATKIS500-Wald ausgeclippte Flächen) graphisch überlagert. Die Hintergrundwertekarte für den Untergrund wird dagegen nur auf Grundlage des Vektordatensatzes der BAG500 klassifiziert dargestellt.

Die Hintergrundwertekarte eines anorganischen Problemstoffes gibt so für jede Horizontgruppe auf einen Blick klassifiziert anhand von Prüf-, Maßnahmen-, Hilfs- und sonstigen Werten für Wald- und landwirtschaftliche Nutzflächen eine Einschätzung des 90. Perzentilwertes für die einzelnen Bodenausgangsgesteinsgruppen an und versteht sich als erste Orientierung für das Nachschlagen im Tabellenwerk.

## **8 Literatur**

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Methodenvergleich Gesamtgehalte Haupt- und Spurenelemente.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1998): Hintergrundwerte anorganischer und organischer Problemstoffe in Böden Bayerns.- GLA Fachbericht 16.

BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (1999)

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden.- in ROSENKRANZ, D. ET AL., Bodenschutz, Band 3: Kennzahl 9006.

# Säureinduziertes Puffervermögen nordostbayerischer Forstböden

## Projektziele und -konzeption

Edzard Hangen, Michael Joneck und Arthur Reischl  
Bayerisches Landesamt für Umwelt, Dienststelle Marktredwitz, Leopoldstr. 30, 95615 Marktredwitz  
edzard.hangen@lfu.bayern.de

**Abstract:** *Despite reduced depositions of acid generating air constituents, forest soils in NE-Bavaria are still prone to acidification, which adversely affects stand health and groundwater quality. To evaluate the ecosystems' stability the soils' acid neutralization capacity (ANC) has to be quantified areally. In a joint Bavarian-Czech EU project acidification-related parameters such as ANC and effective CEC, water-extractable ions as well as sulfate-pools are determined for 83 coniferous sites in the northern part of the Bavarian Interreg-III A area.*

**Zusammenfassung:** *Trotz zurückgehender Immissionen von Säurebildnern zeigen Waldböden NO-Bayerns Merkmale von Versauerung, die sich widrig auf Bestandesgesundheit und Grundwasserqualität auswirken. Um die ökologische Stabilität des Gebietes zu bewerten ist eine flächenhafte Erfassung der Säureneutralisationskapazität (SNK) der Böden notwendig. In einem bayrisch-tschechischen EU Projekt werden versauerungsrelevante Parameter wie SNK,  $KAK_{eff}$ , wasserlösliche Stoffe und Sulfatpools für 83 Nadelstandorte des nördlichen Interreg-III A Gebiets in Bayern bestimmt.*

Keywords: Soil acidification, ecosystem stability, Bavarian-Czech EU project, acid neutralization capacity

Schlagworte: Bodenversauerung, ökologische Stabilität, bayrisch-tschechisches EU-Projekt, Säureneutralisationskapazität

## 1 Problemstellung

Die NO-bayerische Grundgebirgskette stellt eine topographische Barriere für den Schadstoffeintrag durch atmosphärische Deposition dar und ist im Hinblick auf ihre Böden durch basenarmes Ausgangssubstrat gekennzeichnet (z.B. Gerstberger et al. 2004). Trotz zurückgehender Schadstoffimmissionen werden allerdings weiterhin Versauerungserscheinungen in Boden- und Oberflächenwässern (z.B. Lischeid et al. 2004) sowie im bayernweiten Vergleich relativ hohe Schadstoffkonzentrationen in den Böden (Joneck et al. 2006) (s. dunkel gefärbte Teilräume Abb. 1) beobachtet.

Zur Beurteilung der ökologischen Stabilität dieses Untersuchungsraums stellt die flächenhafte Quantifizierung des systemimmanenten Puffervermögens eine wichtige Größe dar.

Dem grenzüberschreitenden Aspekt erhöhter Schadstoffeinträge (Watmough et al. 2005) in Böden wird in einem bayerisch-tschechischen Gemeinschaftsprojekt im Interreg IIIa-Förderraum (Abb. 2) Rechnung getragen.

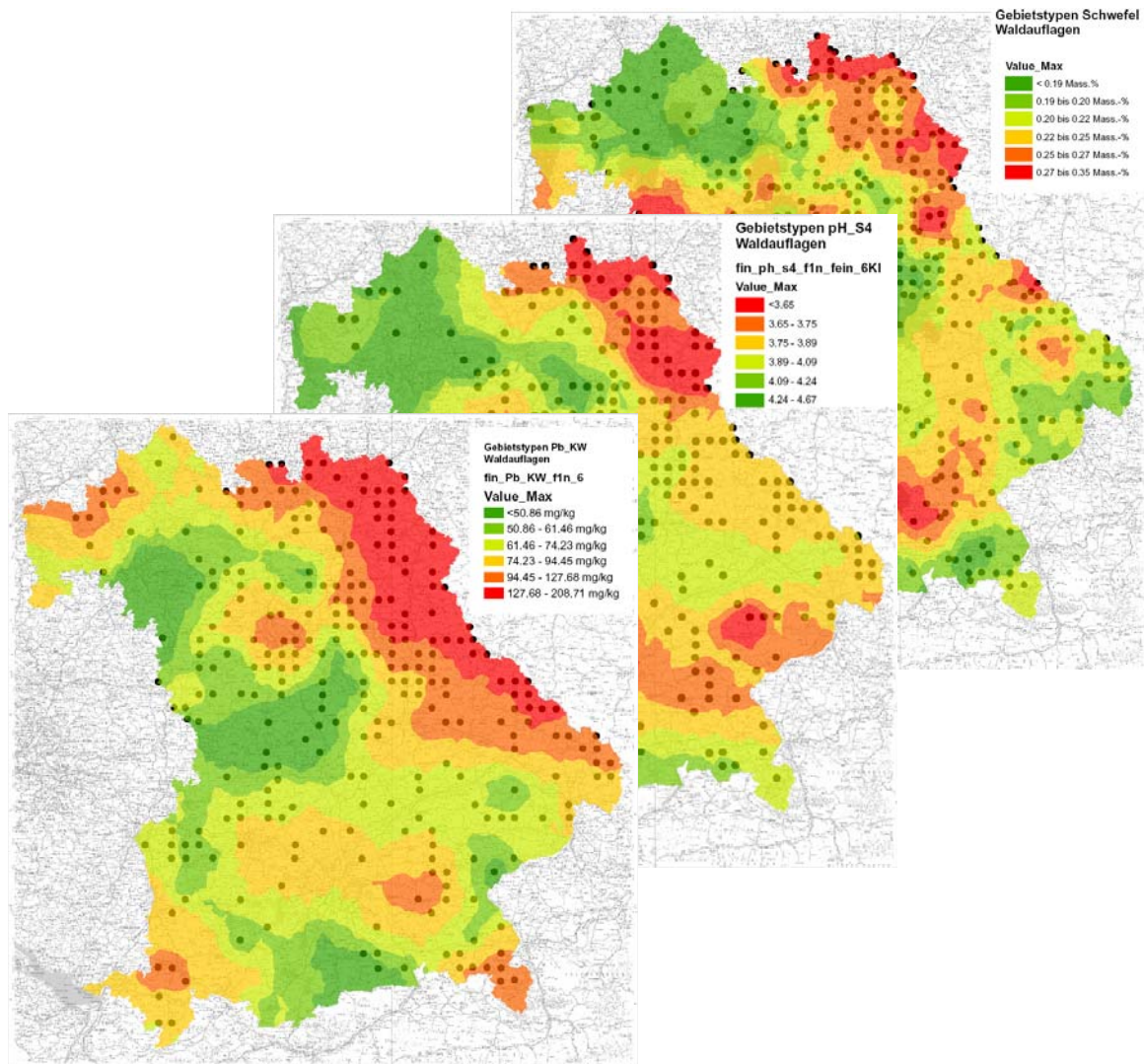


Abb. 1: Flächenhafte Verteilung der Bleikonzentration (vorn), des pH-Werts (Mitte) und des Gesamt-Schwefels (hinten) in den Waldauflagen Bayerns.

## 2 Ziele

Auf bayerischer Seite sollen für 453 Bodenproben, die dem Vorläuferprojekt GRABEN (Joneck et al. 2006) entstammen und die gesamte Profiltiefe umfassen, folgende versauerungsrelevante Einzelgrößen flächenrepräsentativ ermittelt werden:

- 1) das potentielle Puffervermögen der Böden gegenüber Säurebelastungen
- 2) der „critical load“ für die Standorte des Untersuchungsgebiets
- 3) die säureinduzierte Freisetzung von z.B. Aluminium, Eisen und Schwermetallen aus Böden
- 4) systemimmanente Säurebildner (S-Pools) in unterschiedlichen Speicherformen
- 5) potentielle Stoffeinträge ins Grundwasser und Erschöpfung der Pufferkapazität der Böden

## 3 Material und Methoden

83 Nadel- und nadeldominierte Mischwaldstandorte (Abb. 2) im Nordteil des bayerischen Interreg-IIIa Gebiets (9567 km<sup>2</sup>) sollen im Hinblick auf das aktuelle Säurepotenzial, das potenzielle Säurepuffervermögen des Bodens sowie den Anteil mobiler Bodensorbenten charakterisiert werden.





Abb. 2: Bayerisch-tschechisches Interreg-III A Gebiet mit Untersuchungsstandorten (Punkte).

Die Bodenproben werden jeweils den folgenden chemischen Analysen unterzogen:

- 1) Unter statischer Säurebelastung soll durch definierte Zugabe von  $\text{HNO}_3$  über einen Zeitraum von 24 h ein Ziel-pH von 3 (Fe-Puffer Bereich) eingestellt werden (vgl. Voegelin et al. 2003) werden. Da dieser Ziel-pH unterhalb des aktuellen  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  der untersuchten Bodenproben liegt, kann theoretisch bei allen Proben mit einer Pufferreaktion gerechnet werden. Anhand des Säureverbrauchs bis zur Einstellung des Ziel-pH kann auf die Säureneutralisationskapazität geschlossen werden, der Verlauf der Titrationskurve ermöglicht darüber hinaus die Differenzierung verschiedener Puffersysteme. Das Filtrat wird auf basische (Ca, Mg, K, Na) und saure (Fe, Al, Mn) Kationen sowie Schwermetalle (Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Mo, Co, As) mittels ICP-OES, auf Anionen ( $\text{SO}_4$ , ortho- $\text{PO}_4$ ) photometrisch sowie auf DOC analysiert.
- 2) Das Säurepotenzial der Bodenproben bei aktuellem Boden-pH soll mittels Kationenaustausch ( $\text{KAK}_{\text{eff}}$ ) ermittelt werden. Nach Durchlauf einer eintauschstarken 1M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung, d.h. unter Salzbelastung, wird die Austauschergläsung auf basische (Ca, Mg, K, Na) und saure (Fe, Al, Mn) Kationen mittels ICP-OES auf die Anionen  $\text{SO}_4$  und ortho- $\text{PO}_4$  sowie auf DOC untersucht.
- 3) Um den mobilen Anteil von Kationensäuren (Fe, Al, Mn), basischen Kationen (Ca, Mg, K, Na), Anionen ( $\text{SO}_4$ , ortho- $\text{PO}_4$ , Cl) und DOC zu erfassen werden diese Zielgrößen in einem 1:8  $\text{H}_2\text{O}$ -Extrakt, modifiziert nach DIN 38414-4 (Deutsches Institut für Normung 1984) eluiert und analysiert (s.o.). pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit werden dokumentiert. Dieser Ansatz soll den Stoffbestand bei fehlender Säurebelastung kennzeichnen.
- 4) Zur Beschreibung des „Critical Loads“ werden im Wesentlichen immittierte Säurebildner wie  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$  der Nachlieferungsrate puffernd wirkender Kationen im Zuge der Substratverwitterung gegenübergestellt. Zwei Datengrundlagen für den bayerischen Raum sind exemplarisch in Abbildung 3 dargestellt.

Weitere Terme zur Abschätzung des „Critical Loads“ umfassen Basenverluste durch Pflanzenaufnahme und Ernteentzug, Stickstoffimmobilisierung, -denitrifizierung sowie -aufnahme durch Pflanzen. Ebenso ist dem Austrag von Säureneutralisationskapazität (d.h. der entsprechenden Inhaltstoffe) mit dem Sickerwasser Rechnung zu tragen (Nagel et al. 2004). Bei fehlender lokaler Datengrundlage müssen Einzeltermine aus Tabellenwerken und Karten abgeschätzt werden. Auf Grundlage von substratbezogenen Karten des Bodenausgangsgesteins wird eine räumlich hoch aufgelöste grenzüberschreitende Abbildung der Verwitterungsnachlieferung puffernd wirkender Stoffe im Interreg-III A Gebiet

angestrebt, die zusammen mit detaillierten Angaben zum Eintrag von Säurebildnern des bayerisch und tschechischen Immissionsmessnetzes flächengenaue Angaben zu „Critical Loads“ ermöglichen würde.

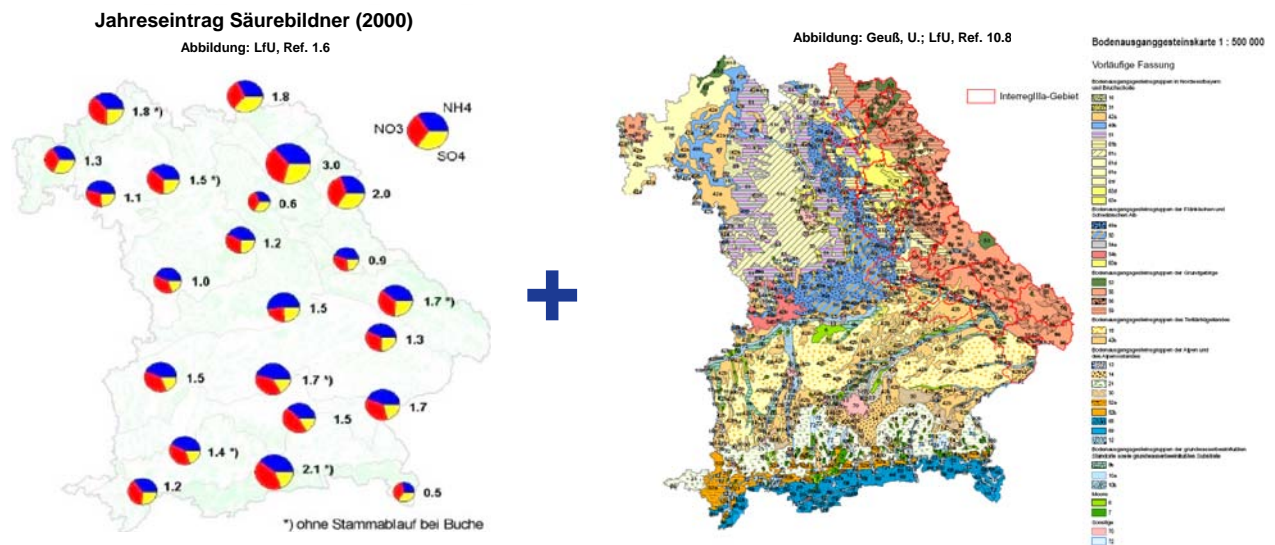


Abb. 3: Bilanzglieder einer flächenhaften Abschätzung des „Critical Loads“. Links: Flächenhafter Eintrag von Säurebildnern ( $\text{keq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Rechts: Karte der Bodenausgangsgesteine Bayerns als Grundlage zur kleinräumigen Abschätzung der Verwitterungsnachlieferung puffernder Stoffe.

5) Im Untersuchungsraum gespeicherte systemimmanente Säurebildner wie Schwefelverbindungen, die nach Remobilisierung zu Bodenversauerung bzw. verstärktem Austrag puffernd wirkender basischer Kationen führen, sind bei der unter Punkt 1 beschriebenen Bestimmung der potentiellen Säureneutralisationskapazität zu berücksichtigen. Vor Einleitung spezifischer Sulfatbestimmungen soll jedoch geprüft werden, zu welchem Anteil bereits über den 1:8 Wasserextrakt (s. Punkte 1 und 3) Sulfat-Schwefel erfasst wird. Im Zweifelsfall sollen als sorbierte Anionen oder in Form von Hydroxysulfate gespeicherte Sulfatformen über unterschiedliche Verfahren quantifiziert werden. So kann der Totalgehalt mobilisierbaren Sulfats mittels Schüttelextraktion auf verschiedene Weise ( $\text{NH}_4\text{F}$ , Prietzel und Kölling 1999;  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ , Manderscheid et al. 2000) erfasst werden. Mobile Sulfatformen werden in der Regel über sequentielle Wasserextraktion bestimmt.

Ein flächenhaft bekanntes Puffervermögen der Böden im Interreg-III A Gebiet kann zusammen mit der Nachlieferung puffernder Substanzen im Zuge der Substratverwitterung dem aktuellen Immissionsgeschehen gegenübergestellt werden. Neben Aussagen zum „Critical Load“ erlauben die Ergebnisse auch eine Vorhersage der Erschöpfung des Bodenpuffers. Anorganische Schadstoffkonzentrationen des dann dem Grundwasser zusickernden freien Bodenwassers würden großanordnungsmäßig den ermittelten Gehalten des Eluats entsprechen.

#### 4 Literatur

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1984): DIN 38414-4; Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4); Beuth-Verlag, Ausgabe:1984-10.



GERSTBERGER, P., T. FOKEN, K. KALBITZ (2004): The Lehstenbach catchment in the Fichtelgebirge.- In: Matzner, E. (Hrsg.): Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment. Springer, Berlin, Heidelberg: 15-41.

JONECK, M., E. HANGEN, W. MARTIN, P. SPÖRLEIN, N. FOULLOIS, M. AUßENDORF, A. REISCHL, M. WITTENBECHER: Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze in Bayern (GRABEN)-ein Projekt stellt sich vor.- eingereicht bei „Bodenschutz“ (4/2006).

LISCHEID, G., H. LANGE, K. MORITZ, H. BÜTTCHER (2004): DYNAMICS IN RUNOFF AND RUNOFF CHEMISTRY AT THE LEHSTENBACH AND STEINKREUZ CATCHMENT.- In: Matzner, E. (Hrsg.): Biogeochemistry of forested catchments in a changing environment. Springer, Berlin, Heidelberg: 399-433.

MANDERSCHIED, B., T. SCHWEISSER, G. LISCHEID, C. ALEWELL, E. MATZNER (2000): Sulfate pools in the weathered substrata of a forested catchment.- Soil Soc. Sci. Am. J. 64: 1078-1082.

NAGEL, H., R. BECKER, H. EITNER, P. HÜBENER, F. KUNZE, A. SCHLUTOW, G. SCHÜTZE, R. WEIGELT-KIRCHNER (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff.- Abschlussbericht zum F/E-Vorhaben 200 85 212, UBA, 172 S.

PRIETZEL, J., C. KÖLLING (1999): Ein einfaches Routineverfahren zur Beurteilung des Remobilisierungspotentials von Waldböden für Sulfat-Schwefel aus atmosphärischen Einträgen.- Forstw. Cbl. 118: 329-344.

VOEGELIN, A., K. BARMETTLER, R. KRESCHTMAR (2003): Heavy metal release from contaminated soils: Comparison of column leaching and batch extraction results.- J. Environ. Qual. 32: 865-875.

WATMOUGH, S., J. AHERNE, C. ALEWELL, P. ARP, S. BAILEY, T. CLAIR, P. DILLON, L. DUCHESNE, C. EIMERS, I. FERNANDEZ, N. FOSTER, T. LARSEN, E. MILLER, M. MITCHELL, S. PAGE (2005): Sulphate, nitrogen and base cation budgets at 21 forested catchments in Canada, the United States and Europe.- Environmental Monitoring and Assessment 109: 1–36.

### **Danksagung**

Wir danken der EU und dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz für die Finanzierung dieses Projektes im Rahmen des EU-InterregIIIA Programmes.

**„In situ Schadstoffabbau mittels iSOC-Verfahren“  
und  
„Feldversuch Projektbeispiel: Abbau von BTEX  
(Standort: Tanklager in Hamm)“**

Dipl.-Ing. Ralf Suttka, [Dipl.-Geol. Ulrike Hintzen](#), HPC AG, &  
Dipl.-Ing. Jürgen Buhl, Cornelsen Umwelttechnologie GmbH  
HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG, Dammstraße 26, 47119 Duisburg  
[uhintzen@hpc-ag.de](mailto:uhintzen@hpc-ag.de)

**Abstract:** *The natural existing aerobic microbiological degradation potential in the groundwater is mostly limited by reduced electron acceptors (oxygen, nitrate) and could be dynamised by specific oxygen supply. In case of a hydrocarbon and BTEX pollution the dynamisation of the aerobic microbiological potential was tested successfully with the iSOC-technology in a field test.*

**Zusammenfassung:** *Das im Grundwasser meist natürlicherweise vorhandene aerobe Abbaupotenzial von Schadstoffen (KW, BTEX) ist durch reduzierte Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat) begrenzt und kann durch die Zugabe von Sauerstoff gezielt dynamisiert werden. Bei einem KW-/BTEX-Schadensfall konnte dies mittels Einsatz des iSOC-Verfahrens erfolgreich in einem Feldversuch getestet werden.*

Keywords: in situ remediation, Dynamised Natural Bio-Attenuation (DNBA), iSOC-technology (in situ Submerged Oxygen Curtain), field test, oxygen supply

Schlagworte: In situ Schadstoffabbau, Dynamisierte Natural Bio-Attenuation (DNBA), iSOC-Verfahren (in situ Submerged Oxygen Curtain), Feldversuch, Sauerstoffzufuhr

## **1 In situ Schadstoffabbau mittels iSOC-Verfahren**

Das bei KW- und BTEX-Schäden im Grundwasser meist bereits natürlicherweise vorhandene aerobe Abbaupotenzial ist oftmals durch reduzierte Elektronenakzeptoren (Sauerstoff, Nitrat) begrenzt und kann durch Zugabe von technischem Sauerstoff gezielt dynamisiert werden, um eine Reduzierung des Schadstoffpotenzials im Grundwasser zu erreichen. Hier stellt das iSOC-Verfahren (in situ Submerged Oxygen Curtain) eine vielversprechende Alternative dar. Zur Überprüfung der Wirksamkeit des Verfahrens wurde seitens HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG auf einem Tanklagergelände in Hamm, ein von der Cornelsen Umwelttechnologie GmbH ausgeführter Feldversuch fachgutachterlich begleitet.

Mit geringem operativen Aufwand und erstaunlicher Effizienz kann die Zugabe von Sauerstoff in das Grundwasser hinein mit dem iSOC-System verwirklicht werden. Die iSOC-Einheit besteht aus einem ca. 45 cm langen und weniger als fünf Zentimeter dicken Stahlzylinder aus Edelstahl (Bild 2). Im Inneren befinden sich mehr als 700 hydrophobe, mikroporöse Hohlfasern, welche die entsprechende Oberfläche bieten (7000 m<sup>2</sup> pro Kubikmeter Fasern), um den blasenfreien Transfer des Sauerstoffs ins Grundwasser zu bewerkstelligen. Die gesteigerten Sauerstoffgehalte stimulieren den natürlichen Schadstoffabbau durch Mikroorganismen.

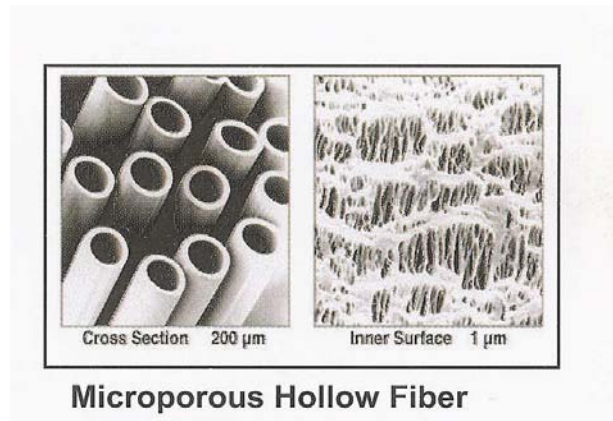


Bild 1: Mikroporöse Hohlfaserbündel im Inneren der iSOC-Einheit (Schnitt)

Die iSOC-Einheit wird am unteren Ende des Brunnens (2“ oder größer) eingebaut. Bedingt durch den auflastenden Wasserdruck können z. B. bei 3 m Wassermächtigkeit Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff erzielt werden, die bei ca. 55 mg/l liegen. Bei einer Aquifermächtigkeit von 15 m wären bis zu 111 mg/l erzielbar. In Abhängigkeit des Untergrundaufbaus lassen sich unterschiedliche Reichweiten in den Projekten erzielen. Abstände zwischen den iSOC-Pegeln liegen oft zwischen 4 und 7 m. Gute Effekte werden bei feinkörnigem Untergrund erzielt.



Bild 2: iSOC-Einheit mit integriertem Durchflussregler

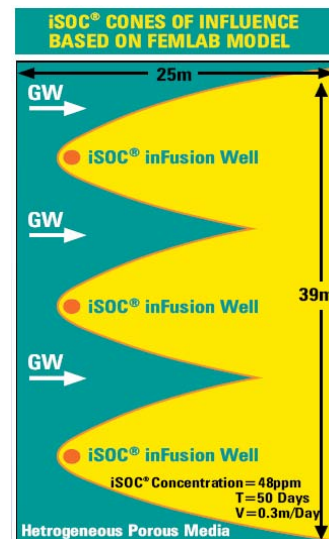


Bild 3: Kegelförmige Sauerstoffzonen im Abstrom von iSOC-Brunnen

## 2 Feldversuch Projektbeispiel: Abbau von BTEX (Standort: Tanklager in Hamm)

Der Untergrund im Bereich des Tanklagers besteht aus Auffüllungen unterschiedlicher Mächtigkeit, Deckschichten aus holozänen Talsanden sowie pleistozänen, sandig-schluffig-kiesigen, zum Teil auch torfführenden Sedimenten über bindigen Verwitterungshorizonten der Kreide (Mergel), die als Grundwasserstauer fungieren und etwa in 5 m u.GOK anstehen. Die Ergebnisse des Feldversuchs lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Durch die Eingabe des Sauerstoffs in eine im Schadenzentrum liegende Grundwassermessstelle wurde der dort bislang vorliegende O<sub>2</sub>-Gehalt im Grundwasser von 0,28 mg/l auf Werte um 50 mg/l gesteigert. Tiefenhorizontierte Messungen belegen im Eingabebrunnen einen weitgehend gleichmäßigen Sauerstoffeintrag über den gesamten Aquifer.
- Die Messungen in den Abstrommessstellen belegen bereits nach 6-wöchiger Versuchsdauer einen Anstieg der Sauerstoffgehalte im Grundwasser um ca. 1 mg/l.
- Die im Rahmen des Versuchs auf KW und BTEX untersuchten Wasserproben belegen eine erhebliche Reduzierung der Schadstoffgehalte im Grundwasser des Eingabebrunnens sowie im näheren Abstrom.
- Durch das vermehrte Sauerstoffangebot werden lösliche Eisen- und Mangankomponenten zu unlöslichen oxidiert. Die Eisen- und Mangankonzentrationen im Grundwasser gehen folglich zurück.

Die Ergebnisse des Versuchs zeigen, dass der Einsatz des iSOC-Verfahrens geeignet ist, die im Bereich des Tanklagers vorliegende Grundwasserbelastung durch KW und BTEX zu reduzieren und ein Abströmen belasteten Grundwassers zu verhindern.

Im Sanierungsplan wurde daher vorgeschlagen, das iSOC-Verfahren zur Grundwassersanierung/-sicherung großflächig über 9 Injektionsbrunnen einzusetzen. Die Verbindlichkeitserklärung des Sanierungsplans ist genehmigt, so dass mit der Maßnahme begonnen werden kann.

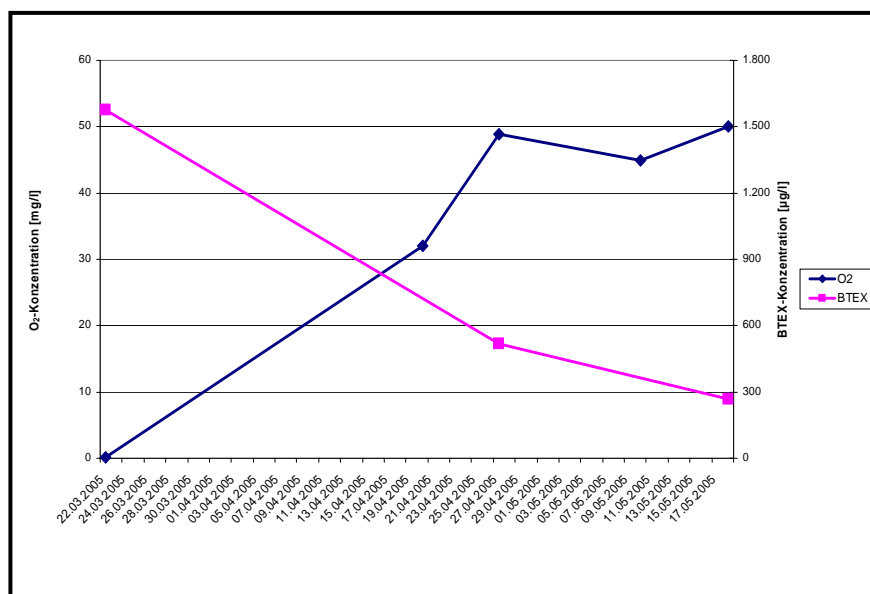


Bild 4: Abnahme der BTEX-Konzentration während des Versuchszeitraums

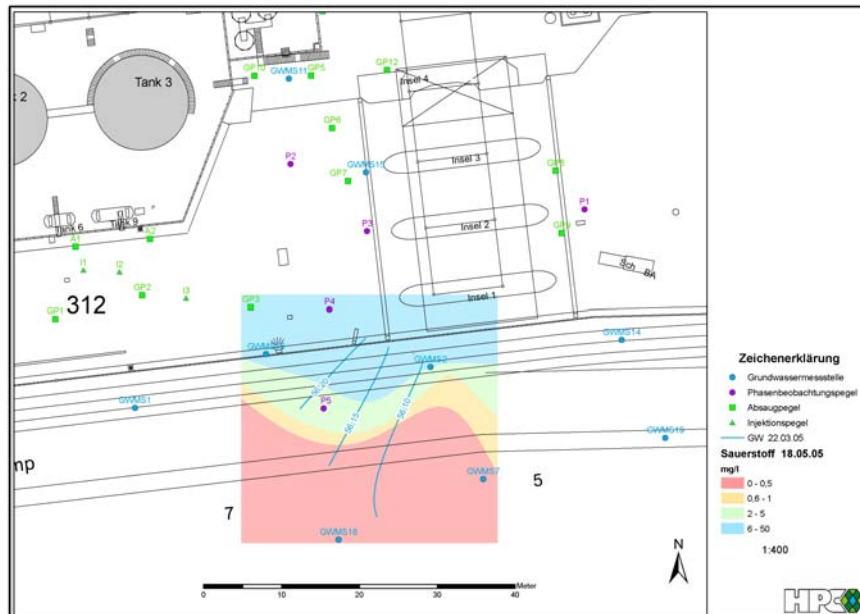


Bild 5: Sauerstoffkonzentrationen während der Zugabe von Sauerstoff am Ende des iSOC-Versuchszeitraumes

### 3 Literatur

SUTTKA, R. ACHSTETTER, U. (2005): Erste Erfahrungen zu einem dynamisierten aeroben Schadstoffabbau mittels ISOC.-HochProCentig, Das Magazin der HPC AG, September 2005: 6-7.

BUHL, J. & CORNELSEN, M. (2005): Optimierung des natürlichen Schadstoffabbaus in situ durch den Einsatz von iSOC.- altlasten spektrum April 2005, 14. Jahrgang, S. 70-74, Berlin.

BUHL, J. (2005): In situ Abbau von Schadstoffen wie MTBE, VC und PAK mittels iSOC im Grundwasser.- in: KLAPPERICH, H. et al. (ed.) 2. Symposium Geotechnik DGGT in Freiberg, Sep. 2005, CiF Publication 3, S. 213-222, Freiberg.

**„Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Frachten  
per Passivsammler“  
und  
„Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Abbaumilieus per  
„In-Situ“ Redox-Milieu-Detektoren“  
und  
„Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ)“**

Dr. Frank Karg, HPC Envirotec SA, Rennes, Ulrike Hintzen, HPC AG, Duisburg  
HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG, Dammstraße 26, 47119 Duisburg  
[uhintzen@hpc-ag.de](mailto:uhintzen@hpc-ag.de)

**Abstract:** *A detailed investigation of the pollution-source and –plume is necessary for the evidence of natural attenuation processes. In case of actually projects innovative investigation methods, like the detection of vertical and horizontal mass transfer of pollutants with passivsamplers and redox-milieu-detectors, could be tested successfully for the first time. Non acceptable site specific toxically risks are determined with a detailed health risk assessment (HRA) for the area of the pollution-plume.*

**Zusammenfassung:** *Zum Nachweis von Natural Attenuation-Prozessen ist eine detaillierte Erkundung der Schadstoffquelle und -fahne erforderlich. Bei aktuellen Schadensfällen konnten erstmalig innovative Erkundungsmethoden, wie die Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Frachten per Passivsammler und Schadstoff-Abbaumilieus per „In-Situ“ Redox-Milieu-Detektoren erfolgreich angewendet werden. Durch die TERQ konnten nichtakzeptable standortspezifische toxische Risiken im Bereich einer Abstromfahne ermittelt werden.*

Keywords: passivsammler, redox-milieu-detectors, detailed health risk assessment (HRA), load of pollutant, degradation conditions

Schlagworte: Passivsammler, Redox-Milieu-Detektoren, Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ), Schadstoff-Frachten, Schadstoff-Abbaumilieus

## **1 Allgemeines**

In den letzten Jahren hat die gezielte Nutzung von natürlichen im Untergrund ablaufenden schadstoffmindernden Prozessen (Natural Attenuation (NA) -Prozessen) bei der Sanierung von Altlasten auch in Deutschland zunehmend an Bedeutung gewonnen. Die HPC AG führt derzeit mehrere Machbarkeitsstudien für die Anwendung von „Monitored“ und/oder „Dynamisierte Natural Bio-Attenuation“ (MNBA/DNBA) an verschiedenen Standorten mit PAK-, BTEX-, und LHKW-Schadensfällen in Deutschland und Frankreich durch. Dabei handelt es sich um Standorte, die aufgrund ihrer Lage, Nutzung und Schadstoffproblematik mit herkömmlichen Sanierungsverfahren kaum noch wirtschaftlich saniert werden können. Ziel ist es, die natürlich vorhandenen Abbaukräfte zu optimieren und soweit möglich zu nutzen, um nicht unnötig Geld, durch die Vernachlässigung des natürlich vorhandenen „Bio-Reaktors“ Untergrund, zu verschwenden.

Zur Anwendung von MNBA und/oder DNBA ist eine detaillierte Erkundung der Schadstoffquelle und –fahne erforderlich. Bei aktuellen Schadensfällen in Oberhausen und Hanau kamen daher erstmalig innovative Erkundungsmethoden wie die horizontale und vertikale Fahnen erkundung mit einem

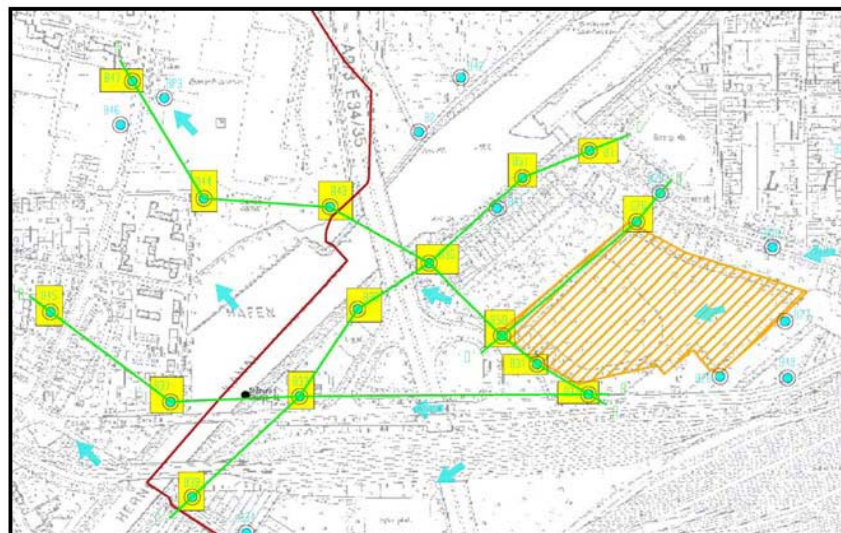


- Schichtenorientierten Passivsamplung,
  - dem Einsatz von Redox-Milieu-Detektoren
- und
- einer Frachtenberechnung

zur Anwendung.

## 2 Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Frachten per Passivsammler

Zum Nachweis von Natural Attenuation-Prozessen ist eine detaillierte Erkundung der horizontalen und vertikalen Schadstoffverteilung erforderlich, die mit herkömmlichen Methoden, wie der Errichtung von Multi-Level-Brunnen, sehr kostspielig ist. Eine preiswertere und wesentlich detailliertere Erkundung ist durch den Einsatz von Passivsammlern in durchgehend verfilterten Messstellen möglich, mit dem darüber hinaus auch Schadstoff-Frachten an ausgewählten Bilanzebenen (siehe Bild 1) ermittelt werden können. Diese Verfahren wurden aktuell an PAK-, BTEX-, Phenol-Schadensfällen in Oberhausen-Lirich und Hanau erfolgreich angewendet.



erfolgreicher Einbau eines Passivsammlers und eines Redox-Milieu-Detektors

A — A' Profilschnitt



Grundwasserfließrichtung

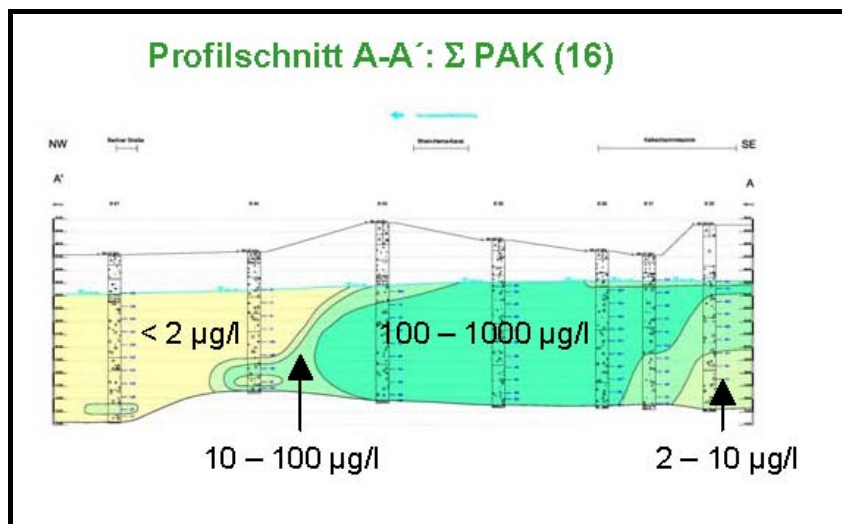
Bild 1: Lageplan mit Bilanzebenen/Profilschnitten

Die Methodik der Passivsammler beruht auf der Sorption der Schadstoffe auf verschiedenen Adsorbentmaterialien im Passivsammler (z. B. Eisenoxid oder Aktivkohle). Nach der Kollektionszeit von vier bis sechs Wochen werden die Sammler entnommen, getrocknet und im Labor auf die Zielsubstanzen analysiert. Die Passivsammler können in beliebiger Tiefe

und Anzahl (z. B. im Abstand von 1 m) in die Messstellen eingebaut werden und ermöglichen so eine detaillierte vertikale Erkundung der Schadstoffverteilung innerhalb des Aquifers.



**Bild 2:** Passivsammler nach dem Ausbau (Netztafche mit innen liegendem Adsorbiermaterial)

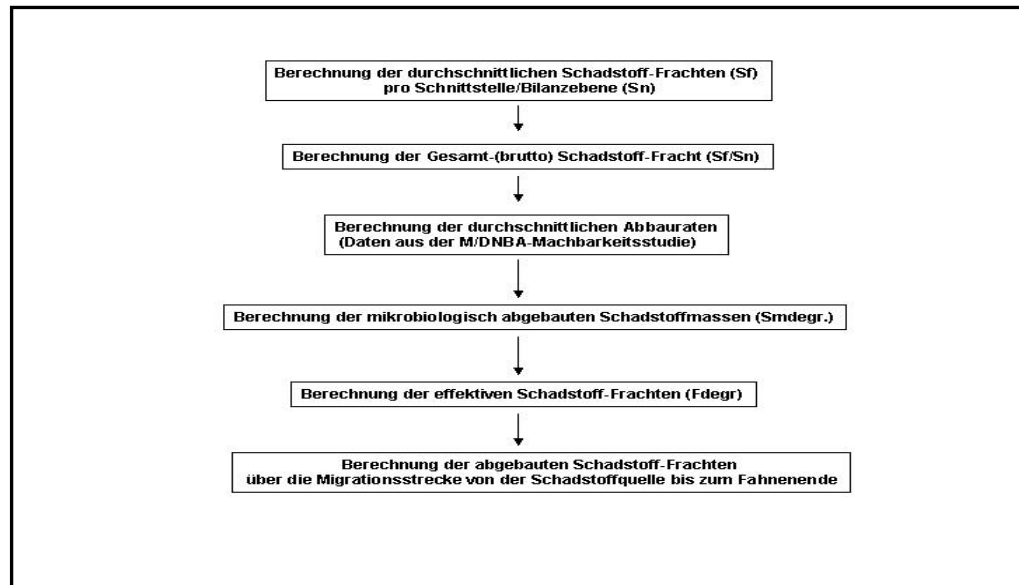


**Bild 3:** Profilschnitt mit einer per Passivsammlern erkundeten PAK-Verteilung in der Schadstoff-Fahne

Neben der Schadstoffverteilung innerhalb des Aquifers können aus der Schadstoffmasse pro Passivsammler, der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit (m/s) sowie der Höhe der Grundwassersäule (m) als Filterstrecke die Schadstoff-Frachten (in mg/(l x s)) bestimmt werden, die bei der Beurteilung von NA-Prozessen von Bedeutung sind. Diese Methodik erlaubt eine sehr genaue Bestimmung der Durchschnittsfrachten an Schadstoffen über den gesamten Aquifer pro Bezugspunkt (Grundwassermessstelle) sowie pro Bilanzebene.

Die Berechnung der Schadstoff-Frachten und der mikrobiologisch abgebauten Schadstoffmassen erfordert die folgenden Berechnungsschritte:





**Bild 4:** Ablaufschema zur Berechnung der Schadstoff-Frachten und mikrobiologisch abgebauten Schadstoffmassen

### 3 Ermittlung von vertikalen und horizontalen Schadstoff-Abbaumilieus per „In-Situ“ Redox-Milieu-Detektoren

Durch den Einsatz von „In-Situ“ Redox-Milieu-Detektoren können die vorhandenen vertikalen und horizontalen Schadstoff-Abbaumilieus zentimetergenau erkundet werden. Diese geben durch Farbreaktionen das Vorhandensein oder die Abwesenheit von Elektronenakzeptoren und des Verhältnisses der verfügbaren Oxidations- und Reduktionsmittelmasse an.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen drei Detektorbänder vor dem Einbau in eine Grundwassermessstelle (Bild 5) und nach dem Ausbau nach Ablauf der Reaktionszeit mit deutlichen Farbumschlägen (Bild 6).



**Bild 5:** „In-Situ“- Redox-Milieu-Detektor vor dem Einbau



**Bild 6:** „In-Situ“-Redox-Milieu-Detektor nach Ablauf der Reaktionszeit

Der Farbumschlag von „Ocker“ (hier hell) zu „Schwarz“ (dunkel) in Bild 6 zeigt den tiefenspezifischen Übergang eines Sulfat-Milieus zu einem Sulfid-Milieu.

Nach Auswertung und Interpretation der entnommenen Redoxdetektoren können die Redoxmilieus in ihrer tiefenspezifischen Verteilung im Aquifer in Profilschnitten dargestellt werden.

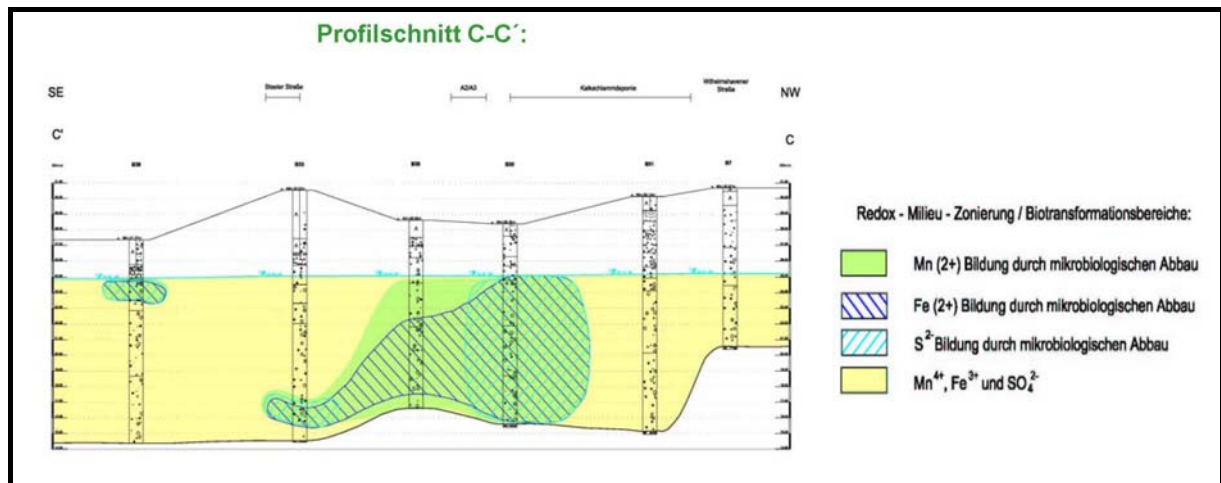


Bild 7: Redox-Milieu-Zonierung im Bereich einer Abstromfahne

#### 4 Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ)

Um bei einer Anwendung der M/DNBA standortspezifische nichtakzeptable toxische Risiken ausschließen zu können, empfiehlt sich die Durchführung einer Toxikologischen Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ). Diese kann auch als Definitionshilfe zur Ermittlung von Behandlungs- bzw. Sanierungszielen bei Grundwasserkontaminationen dienen.

Gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG vom 19/08/2002) gibt der Paragraph 22 (Haftung für Änderung der Beschaffenheit des Wassers) an, „Wer in ein Gewässer Stoffe einbringt oder einleitet oder wer auf ein Gewässer derart einwirkt, dass die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers verändert wird, ist zum Ersatz des daraus einem anderen entstehenden Schadens verpflichtet.“

Im Dezember 2004 wurde von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser die Ableitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) für das Grundwasser veröffentlicht. Diese sagt unter Punkt 1.: Die GFS „bildet die Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung“. Im Punkt 3. wird allerdings explizit angegeben: „Auch dürfen“ die GFS „nicht als Qualitätsziele für das Grundwasser missbraucht werden.....“.

Entsprechend der Bestimmung der GFS, bei der auf die Berechnung der Prüfwerte zurückgegriffen wurde, welche zur Bewertung der Altlasten verwendet worden sind (gemäß BA: Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28/08/1999, siehe Punkt 2.2.1. der LAWA-Ableitung der GFS), bestimmt auch die TERQ (gemäß BA Nr. 161a) Gefahrschwellen in Form von Konzentrationen zum Ausschluss nichtakzeptabler toxischer Risiken. Dabei werden maximale standortspezifische toxische Risiken auf ein Prüfwertniveau limitiert (z.B. ein maximales Krebsrisiko von  $1 \times 10^{-5}$ ).

Dies bedeutet, dass die durch die TERQ ermittelten standortspezifischen Gefahrschwellen in Höhe des Prüfwert-Risikos (aber auch als Konzentration ausgedrückt) zur Sanierungszieldefinition des Grundwassers herangezogen werden können.

Weitere Sanierungsziele sollten sich auf die Limitierung von Schadstoff-Fahnen sowie die eventuelle Überwachung und Erfüllung von maximalen Schadstoff-Frachten, etc. beziehen.“

## 5 Literatur

KARG, F. (2004) : Altlastensanierung per TERQ.-Merseburger Altlastentagung, Merseburg 16/06/2004.

KARG, F. (2005): Innovativen Methoden zur Untersuchung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei Grundwasserkontaminationen: LHKW.-Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein / Referat V66: Altlasten und Bodenschutz. Rendsburg: 10/11/2005.

KARG, F., HINTZEN, U., HENKLER, C., OLK, C. (2005): Erfahrungen mit kombinierten innovativen Methoden zur Untersuchung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei Grundwasserkontaminationen.-DECHEMA, 7. Symposium „Natural Attenuation“ 21.–22.11.2005, Frankfurt am Main.

KARG, F. (2005) : Mener à bien l'EDR-Santé (Durchführung der TERQ Toxikologischen Expositions-Risiko-Quantifizierung).-EFE : 27/01/2005, Hôtel Concorde La Fayette, Paris.

KARG, F. (2005): EDR et gestion du Passif Environnemental des sites et bâtiments pollués. (Toxikologische Expositionsrisiko-Quantifizierung und Management von Umwelt-Passiva).-Pollutec-UPDS. 29/12/2005.

# Die zweite Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) 2006-2008: ein Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes im Wald

Dietz, E., Kölling, C., Schubert, A., Stetter, U.  
Sachgebiet Standort und Bodenschutz, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft,  
Am Hochanger 11, 85354 Freising  
e-mail: koe@lwf.uni-muenchen.de

**Abstract:** *The aim of the second German soil inventory is the comprehensive description of actual conditions and trends of forest soils in Germany. Inventory is carried out during 2006 to 2008 and provides a knowledge basis for forestry as well as for soil protection.*

**Zusammenfassung:** *Um den gegenwärtigen Zustand und die Entwicklung der Waldböden in Deutschland zu beschreiben, wird in den Jahren 2006-2008 die zweite Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald durchgeführt. Sie dient gleichermaßen der Erhaltung der forstlichen Betriebsgrundlage als auch dem öffentlichen Interesse an einem umfassenden Bodenschutz im Wald.*

Keywords: soil inventory, soil protection, forest soils

Schlagworte: Bodeninventur, Bodenschutz, Waldböden

## 1 Einleitung

Über ein Drittel der Fläche Bayerns (36,3%) ist von Wald bedeckt. Die Böden unter Wald zeigen eine große Vielfalt, was ihre Eigenschaften und ihre Funktionen im Landschaftshaushalt und in der Lebensgemeinschaft Wald betrifft. Schädliche Einwirkungen bedrohen diese natürliche Vielfalt. Gefahren und Nachteile für den einzelnen Waldbesitzer und die Allgemeinheit sind die Folge.

Im Gegensatz zu Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung sind Waldböden durch Bodenbearbeitung und Düngung häufig nur wenig verändert worden. Ihr ursprünglicher Zustand ist oftmals noch erhalten, aber in zunehmendem Maß gefährdet. Durch Überbauung oder Erosion gehen Waldböden schlagartig und unwiederbringlich verloren. Durch Luftschadstoffe sind sie einer schleichenden Veränderung ausgesetzt. Über Jahrzehnte hin hat der „Saure Regen“ die Bodenvorräte wichtiger Pflanzennährstoffe wie Kalzium und Magnesium verringert. Auf der anderen Seite haben hohe Stickstoffeinträge die Ernährung der Waldbäume einseitig werden lassen. Vielerorts ist inzwischen Überernährung, Eutrophierung und Stickstoffsättigung eingetreten.

Die Bodenzustandserhebung im Wald wird vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz im Rahmen einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe koordiniert. Die Finanzierung und Durchführung liegt bei den Bundesländern. Auf diese Weise wird die Datenbasis für eine bundesweite, Länder übergreifende Auswertung durch die Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft geschaffen. Die Untersuchungen werden an knapp 2000 Stichprobenpunkten durchgeführt, die in einem regelmäßigen Netz mit einer Maschenweite von 8 km angeordnet sind. Auf Bayern entfallen 378 Punkte. Die Erhebung wird in den Jahren 2006 bis 2008 als Folgeinventur zur ersten Bodenzustandserhebung (1987 bis 1993) durchgeführt. In Bayern werden die Arbeiten von der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Sachgebiet Standort und Bodenschutz, durchgeführt.

Weitere Institutionen wie die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, das Umweltbundesamt und in Bayern das Landesamt für Umweltschutz zusammen mit den Fachkräften für Bodenschutz an den Wasserwirtschaftsämtern beteiligen sich mit Spezialuntersuchungen zu Schwermetallen und organischen Spurenstoffen an der Inventur.

Etwa ein Viertel der Inventurpunkte sind in das paneuropäische Umweltbeobachtungsnetz „Level 1“ eingebunden. Die Aufnahme dieser Punkte wird im Rahmen einer EU-Verordnung mitfinanziert.

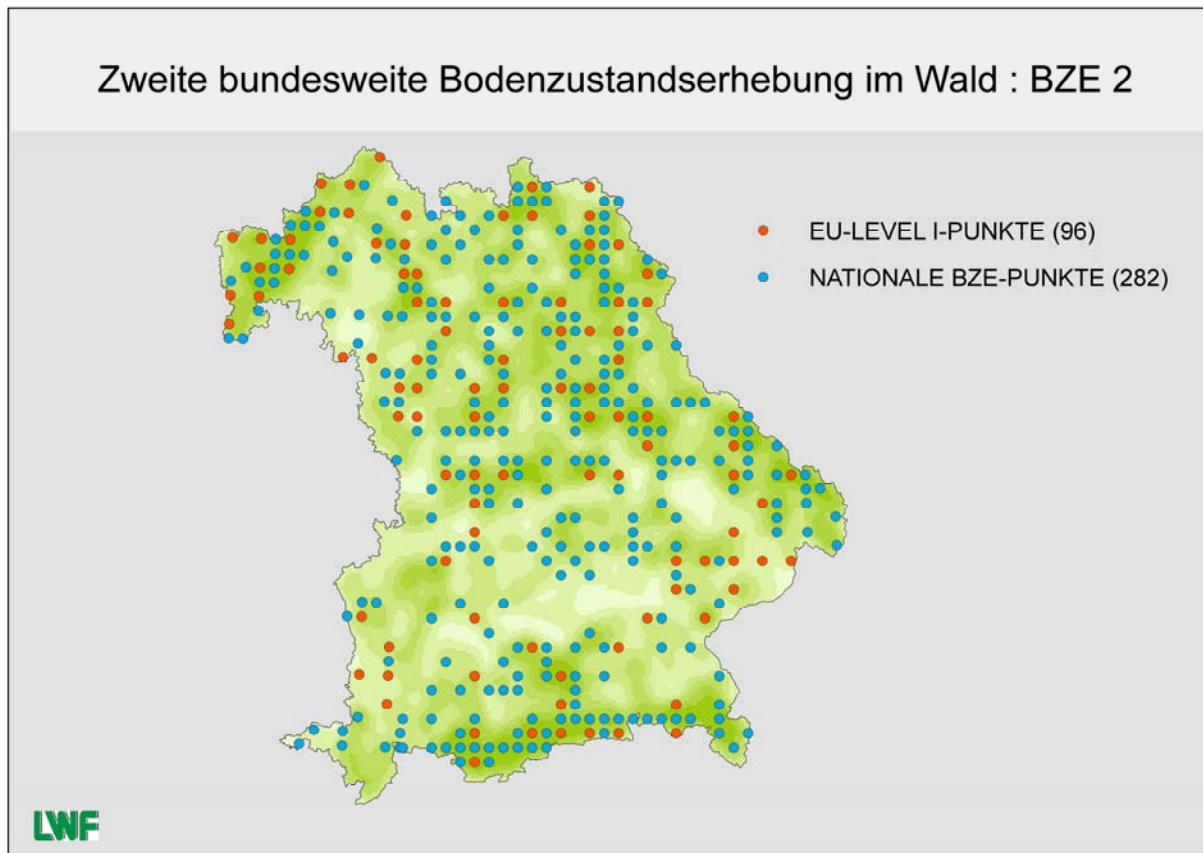


Abbildung 1: Inventurnetz der BZE 2

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Probenahme

Probenahme an jedem Inventurpunkt mit 8 volumengerechten Bohrungen (Stechrahmen, Wurzelbohrer, Rammkernsonde bis max. 150 cm Tiefe) als Satellitenbeprobung auf einem 10m-Radius. An einem Viertel der Inventurpunkte (EU-Level I-Punkte) werden zusätzlich Bodenprofile angelegt.

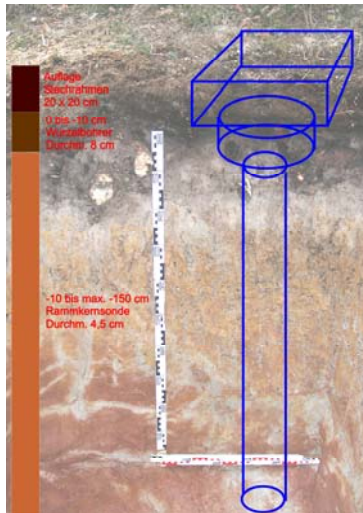


Abbildung 2: Volumengerechte Beprobung

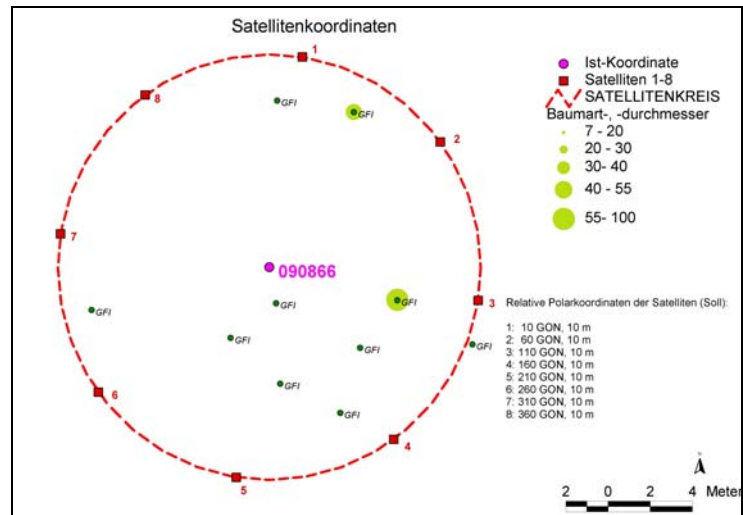


Abbildung 3: Satellitenbeprobung

## 2.2 Analysen

Das Untersuchungsspektrum ist weit gefächert. In Bayern werden bestimmt:

### Boden:

- Bodenreaktion
- austauschbare Kationen
- Elementgehalte im Gesamtaufschluss
- Nitrat im 1:2-Wasserextrakt
- Korngrößen
- Skelettvolumen, Skelettdichte
- Schwermetallgehalte
- Gehalte an organischen Spurenstoffen

### Nadeln/Blätter:

- Elementgehalte
- 1000-Nadelgewicht, 1000-Blattgewicht

## 2.3 Auswertung

Die Auswertung hat mehrere Ziele, sie soll

- zentrale Bodeneigenschaften in einer repräsentativen Stichprobe beschreiben,
- die Bedeutung der Bodeneigenschaften für Waldernährung, Waldwachstum, Kronenzustand und Wasserqualität herausstellen,
- die Ursachen unterschiedlicher Bodeneigenschaften ermitteln,
- Veränderungen von Bodeneigenschaften zwischen der Vorgängerinventur (1987-1993) und der jetzigen Inventur (2006-2008) beschreiben,
- Bodeneigenschaften hinsichtlich des Risikos von Gefahren bewerten und Grundlagen für die Maßnahmenplanung bereitstellen,
- die Wirksamkeit bereits durchgeführter Maßnahmen belegen sowie
- Ergebnisse von lokal begrenzten Einzeluntersuchungen der Waldbodenforschung in einen überregionalen Zusammenhang stellen.

### **3 Literatur**

BMELV (2005): Gesunder Boden - gesunder Wald. Broschüre über die zweite Bodenzustandserhebung im Wald 2006 – 2008. Download unter [www.bmelv.de](http://www.bmelv.de)

BMELV (2005): Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich Herausgegeben vom Gutachterausschuss Forstliche Analytik. Download unter [www.bmelv.de](http://www.bmelv.de)

BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) Download unter [www.bmelv.de](http://www.bmelv.de)



# Einfluss der Düngung auf mikrobielle Aktivität der Grünlandböden

Královec, J., S. Malý  
ÚKZÚZ (Zentrale landwirtschaftliche Kontroll- und Untersuchungsanstalt),  
Hroznová 2, CZ 656 06 BRNO, Tschechien  
e-mail: [josef.kralovec@iol.cz](mailto:josef.kralovec@iol.cz)

**Abstract:** (v angličtině) V dlouholetém pokusu, založeném v roce 1969 na travním porostu v nadmořské výšce 750m se u vybraných variant, na jedné z nichž se přestalo hnojit v roce 1990, se kromě produkce a její kvality sleduje také činnost půdních mikroorganismů. Při vysoké úrovni (dusíkatého) hnojení se snižovala schopnost mikrobiálního společenstva využít k růstu organický substrát. Vliv nadměrného hnojení na mikrobiální společenstvo byl zřejmý ještě po patnácti letech. 5 řádek

**Zusammenfassung:** In einem Langzeitversuch, der im Jahre 1969 auf Grünland in einer Höhe von 750 m angelegt wurde, hat man für ausgewählte Düngevarianten (eine Variante seit 1990 ungedüngt) neben der Produktivität und deren Qualität auch die Tätigkeit der Bodenmikroorganismen betrachtet. Bei erhöhter Düngergabe sank die Fähigkeit der mikrobiellen Gemeinschaft das organische Substrat für den Pflanzenwuchs nutzbar zu machen. Der Einfluss übermäßiger Düngung auf die mikrobielle Gemeinschaft war noch nach 15 Jahren deutlich ausgeprägt.

Keywords: grassland, nitrogen fertilization, cessation of fertilization, soil microbial activity

Schlagworte: Grünland, Stickstoffdüngung, Beendigung der Düngung, mikrobielle Aktivität im Boden

## 1 Einleitung

Ein Feldversuch wurde im Jahre 1969 angelegt. zunächst mit dem Ziel, die optimale Höhe der Stickstoffdüngung zu finden. Später hat man die Wirkung der langjährigen intensiven Düngung im Hinblick auf eine höhere Produktivität der Pflanzenbestände bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der Futterqualität betrachtet. Im Jahre 1994 wurden die Varianten mit intensivster Düngung eingestellt. Seit dieser Zeit dient der Versuch vor allem zur Betrachtung der Bodeneigenschaften. Seit 2003 wird außerdem die mikrobielle Gemeinschaft untersucht, was u.A. ermöglicht festzustellen, wie lange der Einfluss übermäßiger Düngung im Boden anhält. Diese Effekte werden im vorliegenden Beitrag abgehandelt

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Charakterisierung des Standortes und Versuches

Der Versuchsstandort liegt auf 750 m Höhe beim Dorf Závěšín bei Marienbad . Der Standort weist eine Jahresmitteltemperatur von 6,4°C und einen Jahresniederschlag von 700 mm (während Vegetationsperiode 12,4°C und mehr als 400 mm) auf, Einzelne Jahre weichen jedoch beträchtlich von diesen Mittelwerten ab. Am Standort befindet sich ein disperser Kambizem aus Aphibolit mit einem sehr geringen pH-Wert (KCl) von 4,2 und geringer Basensättigung.

Im Feldversuch werden 7 Varianten untersucht, vier davon im Hinblick auf die mikrobielle Gemeinschaft. Zusätzlich wird eine Nullvariante betrachtet, die seit 1989 nicht mehr, zuvor jedoch mit 320 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> gedüngt wurde (Variante 9 – Tabelle 1). Seit 1990 dient diese Variante nur zur Beobachtung der Änderungen in der botanischen Zusammensetzung, zu denen es nach Beendigung der (intensiven) Düngung gekommen ist. Der Pflanzenertrag der Variante 9 wird nur sporadisch dokumentiert, letztmalig im Jahre 2003 (Tabelle 1). Der



Pflanzenertrag von Variante 9, die seit 16 Jahren nicht mehr düngt wurde, war etwas niedriger als der der ungedüngten Kontrolle (Variante 1).

Die Untersuchung der Varianten erfolgt in den zufällig ausgewählten Blöcken bei vier Wiederholungen. Als Dünger werden handelsübliche Mineraldünger jeweils einmalig im Frühjahr aufgebracht, nur die höhere Stickstoffdüngung (Variante 6) wird in zwei gleichen Gaben appliziert (im Frühjahr und nach der ersten Ernte).

Variante	Düngung kg ha <sup>-1</sup> reiner Nährstoffe			Ertrag <sup>xx)</sup> t ha <sup>-1</sup> Trockenmasse
	N	P	K	
1	-	-	-	2,76
3	-	32	100	4,40
5	80	32	100	4,77
6	160	32	100	6,23
9 <sup>x)</sup>	-	-	-	2,45

<sup>x)</sup> letztmalig gedüngt im Jahre 1989  
<sup>xx)</sup> Ertrag vom Jahr 2003

## 2.2 Probenahme und -verarbeitung

Bodenproben für mikrobiologische Analysen wurden im Juli der Jahre 2003 – 2005 entnommen, und zwar pro Parzelle jeweils durch 10 Einstiche in einer Tiefe von 0 – 15 cm. Die entnommenen Proben wurden in einer Kühlbox ins Labor gebracht und mit Standardmethoden verarbeitet (Zbiral et al.).

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Ergebnisse der Betrachtung mikrobiologischer und ausgewählter abiotischer Parameter sind in Tabelle 2 aufgeführt. Der Einfluss der Düngungsmaßnahmen wurde mittels der ANOVA Methode charakterisiert. Im Fall der Null-Hypothese, d.h. Ablehnung ( $p < 0,05$ ), wurde der Test nach Tukey für den vielfachen Vergleich verwendet (der gleichlautende Index in der Tabelle 2 bezeichnet eine homogene Gruppe der Fälle, die sich nicht signifikant voneinander unterscheiden).

Weitere Parameter sind in der Tabelle 2 aufgeführt.  $C_{ex}$  stellt den mit 0,5 M  $K_2SO_4$  Lösung extrahierbaren Kohlenstoff dar, maximale Respiration drückt die maximale Respirationsgeschwindigkeit in der exponentiellen Phase des Mikroorganismenwachses nach Zugabe der Glukose aus, und die lag-Phase beschreibt das Zeitintervall zwischen Glukosezugabe bis zum Anfang dieses exponentiellen Aufwuchses.

Die Düngung wirkte auf die Akkumulation der organischen Bodesubstanz aus, was sich im Wasserregime des Bodens widerspiegelte: Der Boden ungedüngter Parzellen zeigte eine höhere aktuelle Feuchtigkeit und auch eine höhere maximale Wasserkapazität.

Parameter, die die Akkumulation der organischen Stoffe in der mikrobiellen Biomasse charakterisieren ( $C_{bio}$  a  $N_{bio}$ ), nahmen in folgender Reihenfolge ab: Ungedüngte Kontrolle → PK → → 80 kg N (+ PK) → 160 kg N (+PK). Der Boden unter den Flächen, die seit 1990 nicht mehr düngt wurden, wies bei diesen Parametern niedrigere Werte auf als die ungedüngte Kontrolle (bei  $N_{bio}$  war dieser Unterschied signifikant).

Angesichts der Fähigkeit der mikrobiellen Gemeinschaft das organische Substrat für den Pflanzenwuchs auszunutzen zeigt sich die Variante mit niedriger Stickstoffdüngung als am besten geeignet. Dies wird durch die Werte des mikrobiellen Quotients (MiQC) widerspiegelt, die am höchsten gerade unter der mit 80 kg ha<sup>-1</sup> N (+PK) gedüngten Variante waren. Am niedrigsten war der MiQC dagegen unter der lange nicht mehr gedüngten Variante 9. Diese Befunde werden durch die Beobachtung unterstrichen, dass die aktivste mikrobielle Biomasse (gemessen als substratinduzierte Respiration) unter den Varianten PK und 80 kg ha<sup>-1</sup> N (+PK) gefunden wurde. Die mikrobielle Gemeinschaft im

Boden unter der langjährig ungedüngten Variante (9) reagiert langsamer auf die Substratzufuhr, was auch die signifikant längere lag-Phase der Respirationswuchskurve zeigt. Anscheinend ist der Gehalt der labilen Phase des organischen Kohlenstoffs ( $C_{ex}$ ) am höchsten in dem seit 1990 nicht gedüngten Boden.

Parameter/Variante	Kontr	PK	80 N+PK	160 N+PK	seit 1990 ungedüngt	p
aktuelle Feuchtigkeit	25.9 <sup>a</sup>	21.5 <sup>b</sup>	22.6 <sup>b</sup>	21.8 <sup>b</sup>	23.7 <sup>ab</sup>	0.003500
Maximale Wasserkapazität	69.5 <sup>a</sup>	67.4 <sup>ab</sup>	64.6 <sup>bc</sup>	62.7 <sup>c</sup>	64.2 <sup>bc</sup>	0.000001
$C_{org}$ (mg g <sup>-1</sup> )	28.6	24.3	24.6	23.9	27.2	0.068898
$C_{ex}$ (µg g <sup>-1</sup> )	104 <sup>a</sup>	106 <sup>a</sup>	92 <sup>b</sup>	89 <sup>b</sup>	113 <sup>a</sup>	0.000001
$C_{bio}$ (µg g <sup>-1</sup> )	424 <sup>a</sup>	405 <sup>ab</sup>	382 <sup>ab</sup>	337 <sup>b</sup>	373 <sup>ab</sup>	0.040609
$N_{bio}$ (µg ·g <sup>-1</sup> )	109 <sup>a</sup>	95 <sup>ab</sup>	91 <sup>bc</sup>	77 <sup>c</sup>	92 <sup>b</sup>	0.000010
basale Respiration (µg CO <sub>2</sub> -C g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	1.38 <sup>a</sup>	1.26 <sup>a</sup>	1.25 <sup>a</sup>	1.07 <sup>b</sup>	1.23 <sup>ab</sup>	0.000085
induzierte Respiration (µg CO <sub>2</sub> -C g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	8.48 <sup>ab</sup>	9.04 <sup>b</sup>	9.09 <sup>b</sup>	8.01 <sup>ab</sup>	6.99 <sup>a</sup>	0.018946
mikrobieller Quotient ( $C_{bio} / C_{org}$ , %)	1.48 <sup>ab</sup>	1.68 <sup>b</sup>	1.56 <sup>ab</sup>	1.41 <sup>ab</sup>	1.37 <sup>a</sup>	0.032229
max.Respiration (mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> min <sup>-1</sup> )	2.65 <sup>a</sup>	3.55 <sup>b</sup>	3.54 <sup>b</sup>	3.52 <sup>b</sup>	3.56 <sup>b</sup>	0.000013
lag-Phase (h)	20.5 <sup>ab</sup>	19,8 <sup>ab</sup>	19,1 <sup>a</sup>	19,7 <sup>ab</sup>	21.3 <sup>b</sup>	0.024788
der gleichlautende Index bezeichnet homogene Gruppe der Angaben						

Die Gesamtmineralisationsaktivität, gemessen als die basale Respiration, war am niedrigsten bei der höheren (Stickstoff-) Düngung (Variante 6). Der Nitrat- und Ammoniumgehalt im Boden war unter diesen Flächen signifikant höher als unter den anderen Varianten: Es ist also nicht möglich eindeutig zu sagen, ob es sich um einen kurzfristigen Einfluss der zweiten Stickstoffgabe oder um eine langfristige Änderung der Physiologie der mikrobiellen Gemeinschaft handelt.

#### 4 Schlussfolgerung

Die Düngung zeigte einen signifikanten Einfluss sowohl auf die Pflanzenproduktion als auch auf die Mehrheit der betrachteten mikrobiologischen Parameter. Mit einem Anstieg der (Stickstoff-) Düngung sank die Fähigkeit der mikrobiellen Gemeinschaft das organische Substrat zum Pflanzenwuchs auszunutzen, während bei der niedrigeren Düngungergabe diese Fähigkeit stimuliert wurde. Der Einfluss einer übermäßigen Düngung auf die mikrobielle Gemeinschaft war noch nach 15 Jahren deutlich ausgeprägt.

#### 5 Literatur

PANKHURST, C.E., DOUBE, B.M., GUPTA, V.V.S.R. (1997): Biological indicators of soil health. CAB International. Wallingford.

TRÁVNÍK, K. et al. (2003): Třicet let dlouhodobých výživářských pokusů. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S., ČIŽMÁR, D. (2004): Analýza půd III, Jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

# **The soil description in the frame of Czech-Bavaria monitoring project “Risk elements in the soil in relation to environment – cross-border soil protection bases (Bavaria – Czech Republic)”**

Ing. Ladislav Kubík Ph.D.

Central Institute of Supervising and Testing in Agriculture, Division of Agrochemistry, Soil and Plant Nutrition, Hroznová 2, Brno 656 06, Czech Republic  
ladislav.kubik@ukzuz.cz

**Abstract:** *Project “Risk elements in the soil in relation to environment – cross-border soil protection bases (Bavaria – Czech Republic)” connects on the similar Bavarian project. There are three points in this project which are different – soil taxonomy, description of soil horizons and soil texture. Nevertheless these problems were overcome.*

**Zusammenfassung:** *Das Projekt „Risikostoffe im Boden in Beziehung zur Umwelt – grenzüberschreitende Grundlagen des Bodenschutzes (Bayern – Tschechien)“ schließt sich auf das ähnliche Bayerische Projekt an. Es liegen drei Punkte in diesem Projekt vor, die unterschiedlich sind: Bodenklassifikation, Beschreibung der Bodenhorizonte und der Bodentextur. Durch intensive Verhandlungen wurden diese Probleme jedoch beseitigt.*

Keywords: soil horizon, soil taxonomy, soil texture,

Schlagworte: Bodenhorizont, Bodenklassifikation, Bodentextur

## **1 Introduction**

Soil description and sites selection are the main and most important parts in the Czech-Bavarian monitoring project “**Risk elements in the soil in relation to environment – cross-border soil protection bases (Bavaria – Czech Republic)**” within the frame of the Initiatives European Community INTEREG III.A.

We use theoretical net for locating the sites with grid 8 x 8 km, which connects in the similar Bavarian net. This net covers the frontier region of the Karlsbad, Pilsen and South Bohemian regions and contains 278 plots. It is necessary to choose the lowly man affected sites with naturally developed soils to take away representative soil samples, which characterize selected district. Definitely it is useful to take into account the ratio of the soil types in the given area according to soil maps. We can derive benefit from advantage that the soil maps in the scale 1:50 000 are completed for the whole Czech Republic territory. In this project we partly assume the site selection methodology and the soil sampling methodology from previous project of the Bayerisches Geologisches Landesamt - “**Projekt Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze (GRABEN)**”. We use the soil maps of the Czech Republic 1:50 000 and the geological maps of the Czech Republic 1:50 000 to select the best sites. Each site is located using GPS in the WGS coordinates.

## **2 Projects differences**

Differences between this two projects are above all in the soil taxonomy (determination of the soil types and subtypes), consequently in the description of the soil profiles horizons (signature), and in the assessment of the soil texture.

1. There have been certain slight distinctions among Czech soil taxonomy “**Soil taxonomy classification system**”, which is used for this project, and Bavarian soil taxonomy “**Bodensystematische Einheiten nach KA4**”. There is a possibility to transcribe the soil types to worldwide WRB soil classification system.

2. Second distinction is in the soil horizons description, which is important for sampling for the inorganic and organic analysis. We found solution in that we have common resolution of basic humic (O), organomineral (A), subsurface (B) horizons and substrates (C). This horizons distribution appears reasonable for this project.

3. Soil texture is next disparity. In the field we use soil texture triangle according to NRSC USDA, but Bavarian soil scientists use Bodenartendreieck nach KA4. Contrariwise it isn't limiting factor, because for each soil sample is done laboratory soil texture analysis.

These three differences were appeared on the first preliminary collective excavations of the four soil probes (number 173, 174, 186, 187) which were dug in September 2005 in the Bohemian Forest. Nevertheless these differences were overcome after mutual agreement and the Czech results can be used for future data comparison between this two soil protection projects. This cooperation can be example for European Commission and European countries to develop soil monitoring net.

# First results of soil analyses in the Czech – Bavarian project “Risk elements in the soil in relation to environment – cross-border soil protection bases (Bavaria – Czech Republic)”

Mišíková, Eva, Chvátal Vladislav  
ÚKZÚZ (Zentrale landwirtschaftliche Kontroll- und Untersuchungsanstalt), Hroznová 2, CZ 656 06  
BRNO, Tschechien  
E-mail: [eva.misikova@ukzuz.cz](mailto:eva.misikova@ukzuz.cz)

**Abstract:** *There is essential difference between agriculture and forest soils from the first analytical results of the Czech Bavarian project. Evaluation made according to valid Czech limits and proposed preventive values showed, that it is necessary to deal with updating present valid rules*

**Zusammenfassung:** *Die ersten Ergebnisse der Bodenanalysen zeigen einen durchgreifenden Unterschied zwischen den landwirtschaftlichen und Waldböden. Die Auswertung der gültigen Grenzwerten sowie den entworfenen prophylaktischen Kriterien nach zeigte, daß es notwendig ist die gegenwärtig geltenden Vorschriften zu novelisieren.*

Keywords: risk elements, organic pollutants, preventive value, allowed value for Czech Republic

Schlagworte: Risikoelemente, organische Schadstoffe, prophylaktische Grenzwerte, Grenzwerte für Tschechien,

## 1 Introduction

Within framework of the Czech-Bavarian project of the cross-border cooperation (Risk elements in the soil in relation to environment – cross-border soil protection bases (Bavaria – Czech Republic)” within the frame of the Initiatives European Community INTEREG III.A) the first works were performed in 2005 on five exemplary soil profiles. Two of them were taken off from permanent grassland and three from forest plots. The soil profile description, soil sampling and analyses were made by the specialists from both countries – this served for the methodology unification.

This poster presents first results and evaluates them from standpoint of the Czech legal rules.

## 2 Results and discussion

In the Czech Republic the last legal regulation dealing with the contents of risk elements in agricultural soils was approved in 1994. In regard to scientific development the professional practice requires an amendment, because only maximum allowed values are given in the contemporary regulation. A new one should have more levels for evaluation the contents starting with so called „preventive values“. We use them despite they did not get through legislative process till now.

As it can be seen, in agricultural soils no risk element has exceeded the maximum allowed value. The preventive values were not crossed over either with an exception of thallium in lower horizon of the probe 187.

In the forest soils the maximum allowed content was exceeded only in one case: it was lead in the organic horizon of the probe 157. On the other hand the preventive values were exceeded in some horizons by chromium, nickel, lead, zinc and thallium (see the table 1).

Table 1: Contents of inorganic pollutants in soil						
Probe	horizon depth (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu
preventive value		20	0,5	30	90	60
allowed value according to Rule 13/1994		30	1,0	50	200	100
S157-O1_O2	5 - 0	19,88	0,46	3,53	25,01	19,43
S157-A4	0 - 8	18,63	0,2	6,23	53,67	15,79
S157-B5	8 - 21	4,66	0,24	14,55	<b>118,8</b>	17,96
S157-B1	21 - 40	2,7	0,21	17,41	<b>138,9</b>	17,26
S157-C3	40 -	2,6	0,14	15,99	<b>103,3</b>	22,05
S173-A2	0 - 27	5,95	0,22	14,43	23,47	16,04
S173-B1	27 - 80	7,14	<0.10	16,12	23,15	12,5
S173-B38	80 - 90	5,23	<0.10	8,48	11,13	9,67
S173-C2	90 -	5,51	<0.10	18,28	36,75	10,15
S174-O1_O2	3 - 0	16,27	0,66	7,46	28,35	21,72
S174-A1_14	0 - 5, 5 - 9	11,27	0,14	12,39	44,95	22,29
S174-B1	9 - 63	3,91	0,1	15,89	50,25	24,28
S174-B24	63 -	2,87	0,1	16,35	55,93	34,16
S186-O1_O2	7 - 0	11,11	0,41	3,48	14,62	19,42
S186-A1	0 - 5	13,6	0,23	8,03	33,89	36,4
S186-A23	5 - 10	8,08	0,17	12,98	32,59	26,74
S186-B39	10 - 110	6,62	0,21	16,97	39,06	29,88
S187-A1	0 - 25	19,63	0,29	11,29	41,26	21,94
S187-B1	25 - 51	18,43	0,1	14,30	45,52	27,23
S187-B2	51 - 70	9,97	<0.10	17,92	55,79	38,72
S187-B32	70 -	16,51	<0.10	19,11	48,67	37,47

Table 1 continuation: Contents of inorganic pollutants in soil						
Probe	horizon depth (cm)	Ni	Pb	V	Zn	Tl
preventive value		50	60	130	120	0,5
allowed value according to Rule 13/1994		80	140	220	200	
S157-O1_O2	5 - 0	12,14	<b>203,9</b>	34,87	57,38	0,49
S157-A4	0 - 8	20,98	<b>107,2</b>	66,06	43,91	<b>0,51</b>
S157-B5	8 - 21	<b>50,52</b>	21,3	81,92	82,55	0,49
S157-B1	21 - 40	<b>50,71</b>	10,27	73,75	85,21	0,48
S157-C3	40 -	41,97	8,78	52,5	62,97	<b>0,53</b>
S173-A2	0 - 27	14,91	14,97	54,6	62,98	0,16
S173-B1	27 - 80	16,11	<4	59,99	45,75	0,1
S173-B38	80 - 90	9,27	2,53	29,98	39,71	0,22
S173-C2	90 -	21,36	<1	53,33	31,61	<0.1
S174-O1_O2	3 - 0	18,08	<b>101,1</b>	45,2	98,84	0,5
S174-A1_14	0 - 5, 5 - 9	25,31	44,15	63,57	<b>127,2</b>	0,48
S174-B1	9 - 63	33,45	5,79	60,11	<b>142,5</b>	0,44
S174-B24	63 -	43,82	4,85	60,35	<b>122,6</b>	0,47
S186-O1_O2	7 - 0	13,55	<b>106,9</b>	29,45	60,21	0,35
S186-A1	0 - 5	28,57	52,17	64,97	98,07	0,29
S186-A23	5 - 10	23,43	26,45	66,35	88,85	0,28
S186-B39	10 - 110	34,89	13,81	63,57	137,2	0,27
S187-A1	0 - 25	22,7	33,39	61,88	96,29	0,44
S187-B1	25 - 51	28,02	15	63,09	87,7	0,38
S187-B2	51 - 70	38,09	17,52	66,93	107,5	<b>0,57</b>
S187-B32	70 -	36,38	17,58	66,95	103,2	<b>0,52</b>

Bold figures mean values above the allowed limits

Also the contents of the organic pollutants (PAH & PCB) in agricultural soils were not higher than the maximum allowed values. In contrary higher content of PAH and PCB has been found in upper organic horizon of the forest soil almost of all probes (see the table 2).

Table 2 : Contents of persistent organic pollutants in soil			
probe - horizon	PCB total (7 congeners)	allowed values (ug kg <sup>-1</sup> )	
		according to Rule 13/1994	preventive
S157-O1_O2	<b>28,65</b>	10,00	20,00
S157-A4	3,19	10,00	20,00
S157-B5	1,75	10,00	20,00
S157-B1	1,75	10,00	20,00
S173-A2	1,75	10,00	20,00
S173-B1	1,75	10,00	20,00
S174-O1_O2	<b>19,97</b>	10,00	20,00
S174-A1_14	3,50	10,00	20,00
S174-B1	1,75	10,00	20,00
S186-O1_O2	<b>25,73</b>	10,00	20,00
S186-A1	3,13	10,00	20,00
S186-A23	1,75	10,00	20,00
S186-B39	4,62	10,00	20,00
S187-A1	2,05	10,00	20,00
S187-B1	1,75	10,00	20,00
S187-B2	1,75	10,00	20,00
S187-B32	1,75	10,00	20,00

Table 2 continuation : Contents of persistent organic pollutants in soil			
probe - horizon	PAH total (16 congeners)	allowed values (ug kg <sup>-1</sup> )	
		according to Rule 13/1994	preventive
S157-O1_O2	<b>2116,9</b>	1 000,00	1 000,00
S157-A4	416,70	1 000,00	1 000,00
S157-B5	71,80	1 000,00	1 000,00
S157-B1	62,40	1 000,00	1 000,00
S173-A2	529,40	1 000,00	1 000,00
S173-B1	54,50	1 000,00	1 000,00
S174-O1_O2	<b>1 924,20</b>	1 000,00	1 000,00
S174-A1_14	279,50	1 000,00	1 000,00
S174-B1	53,30	1 000,00	1 000,00
S186-O1_O2	<b>2 244,80</b>	1 000,00	1 000,00
S186-A1	166,00	1 000,00	1 000,00
S186-A23	64,30	1 000,00	1 000,00
S186-B39	56,70	1 000,00	1 000,00
S187-A1	497,30	1 000,00	1 000,00
S187-B1	71,70	1 000,00	1 000,00
S187-B2	51,00	1 000,00	1 000,00
S187-B32	57,20	1 000,00	1 000,00

Bold figures mean values above the allowed limits

Also the contents of the organic pollutants (PAH & PCB) in agricultural soils were not higher than the maximum allowed values. In contrary higher content of PAH and PCB has been found in upper organic horizon of the forest soil almost of all probes (see the table 2).

### 3 Conclusion

Even now the first analytical results show the differences between agricultural and forest soils. That is why it is recommended to thoroughly distinguish the new prepared regulation according to the way of soil use, main soil horizons and others aspects, that significantly participate on soil quality (e.g. soil texture, contents and quality of organic matter etc.)



# Praktische Erhebung der Bodenfunktionen – ein Vergleich der bayrischen Methoden

Johannes Müller

Student der Fachhochschule Weihenstephan, Abteilung Triesdorf  
e-mail: [johannes.muller@lycos.de](mailto:johannes.muller@lycos.de)

**Abstract:** *Soil-functions are defined in the “Bundesbodenschutzgesetz” for the preservation of soil, but they are not binding for agencies. This diploma thesis compares the calculation of these functions based on different maps. Different maps may lead to different assessment of soil-functions.*

**Zusammenfassung:** *Zur Erhaltung des Schutzgutes Boden nennt das Bundesbodenschutzgesetz unter anderen die Bodenfunktionen, welche aber keinen verbindlichen Charakter haben. Die Arbeit vergleicht die Berechnungen dieser Funktionen aus der Konzeptbodenkarte, der Bodenschätzungskarte und einer eigenen Kartierung, basierend auf der Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“ in einem ausgewähltem Kartiergebiet.*

Keywords: soil-functions, heavy metall, nitrate, acid-base balance, deposition, archive-function, mining

Schlagworte: Bodenfunktionen, Schwermetalle, Nitrat, Säurerückhalt, Niederschlagsrückhalt, Archivfunktion, Bergbau

## 1 Einleitung

Die Betrachtung des Schutzgutes Boden nimmt eine immer größere Bedeutung bei ökologischen Fragestellungen ein. Im Bundesbodenschutzgesetz § 2 Abs. 2 werden zur Erhaltung dieses Schutzgutes unter anderem die Bodenfunktionen genannt. Diese Funktionen basieren auf den chemischen und physikalischen Zustandsgrößen des Bodens und betrachten sowohl seine Umwelt- als auch seine Nutzungsrelevanz. In Bayern gibt es noch kein verbindliches Regelwerk zur Berechnung dieser Funktionen, Von den ehemaligen Landesämtern für Geologie und Umwelt wurde im Jahre 2003 die Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“ herausgegeben. Sie bietet eine Hilfestellung, für die Bewertung der Bodenfunktionen. Auf diese „Arbeitshilfe“ wurde auch in der Arbeit zurückgegriffen, und die Bodenfunktionen im Raum Kupferberg wurden hauptsächlich nach den dort beschriebenen Verfahren bestimmt. Als wichtige Datengrundlage dienten drei Karten: die Bodenschätzungskarte, die Konzeptbodenkarte und eine Bodenkarte, die aus der eigenen Kartierung im Gebiet stammte. Die Auswahl des Gebietes ging auf die interessante geschichtliche Entwicklung Kupferbergs zurück. Es handelt sich um eine alte Bergbaustadt, in deren Umgebung über mehrere Jahrhunderte Kupfer abgebaut wurde. Da durch den Abbau auch die Böden stark beeinflusst wurden, war eine Fragestellung, wo sich die alten Abbaugelände befanden, und wo der Abraum abgelagert wurde. Eine historische Recherche wurde durchgeführt. Die Festlegung des Kartiergebiets erfolgte aufgrund der Grundstücksgrenzen und des Wassereinzugsgebiets. Die Grenze im Nordwesten stellt die Bundesstrasse dar. Die Erstellung der Bodenkarte erfolgte durch eine Kartierung. Am Ende lagen drei Karten vor, aus denen die Bodenfunktionen abgeleitet werden konnten. Die Bodenfunktionskarten wurden miteinander verglichen. Es wurde evaluiert, welche Ausgangskarten sinnvolle Ergebnisse für das Kartiergebiet lieferten und welche Verfahren unzweckmäßig sind. Die Betreuung der Arbeit übernahmen Klaus Pfadenhauer vom Wasserwirtschaftsamt Kronach und Herr Professor Pyka von der Fachhochschule Weihenstephan.

In Tabelle 1 sind alle Bodenfunktionen nach Bundesbodenschutzgesetz und ihre bestimmbareren Bodenteilfunktionen nach der Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“ dargestellt:

Tabelle1: Bodenteilfunktionen; nach Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“

Bodenfunktionen nach Bundesbodenschutzgesetz	Bewertbare Bodenteilfunktionen
Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	Standort für natürliche Vegetation Standort für Bodenorganismen
Standort des Naturhaushaltes, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen	Retentionsvermögen des Bodens bei Niederschlagsereignissen Rückhaltevermögen des Bodens für wasserlösliche Stoffe
Abbau, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Auswirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften	Rückhaltevermögen des Bodens für Schwermetalle Pufferwirkung des Bodens für versauernd wirkende Einträge Puffervermögen für organische Schadstoffe
Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung	Natürliche Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden Natürliche Ertragsfähigkeit forstwirtschaftlich genutzter Böden
Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

## 2 Das Kartiergebiet

Der Ort Kupferberg liegt im Nordosten Bayerns und zählt zum Regierungsbezirk Oberfranken. Die Kreisstadt Kulmbach liegt circa 10 km entfernt. Man findet den Ort auf dem topographischen Kartenblatt 5835 Stadtsteinach. Die Stadt gehört zu den kleinsten Städten Bayerns, die das Stadtrecht wegen ihrer bergbaulichen Bedeutung verliehen bekam, da im Ort von circa 800 n. Chr. bis zum 1. Weltkrieg Kupferabbau in mehreren Stollen betrieben wurde. Sie gehört mittlerweile zu der Verwaltungsgemeinschaft Untersteinach.

Der Ort liegt auf dem ersten Höhenzug des Frankenwaldes, der aus vulkanischen und schiefrigen Gesteinen besteht; westlich davon steht die fränkische Linie an. Der Bereich südlich der fränkischen Linie besteht aus Tonsteinen, Kalk und Sandsteinschichten. Diese Sedimentgesteine des Mesozoikums treffen auf die Vulkanite und Matamorphite des Frankenwaldes, die dem Paläozoikum angehören. Diese beiden Erdzeitalter werden von der fränkischen Linie, einer geologischen Störungszone, getrennt. Das vorherrschende Gestein im Westen Kupferbergs ist der Diabas, ein Vulkanit aus dem Oberdevon und Ordovizium; das Kartiergebiet trifft auf die Münchberger Gneismasse.

In Abbildung 1 sieht man die Lage Kupferbergs

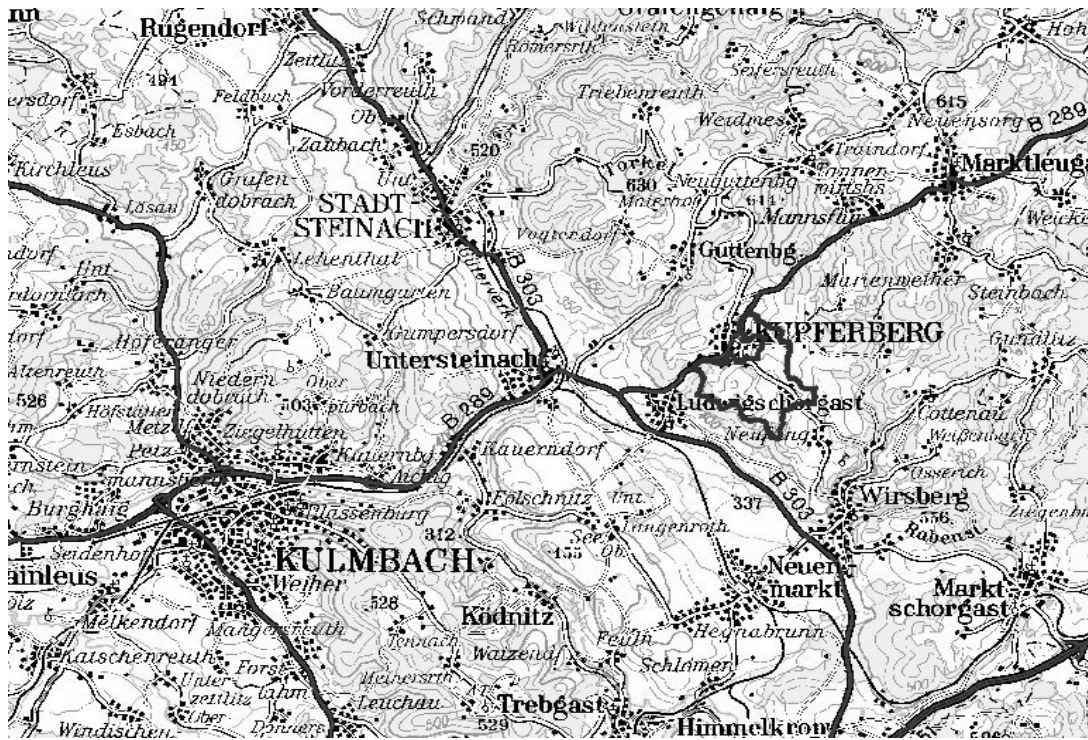


Abbildung 1, Kartenausschnitt aus der TUK200 im Maßstab 1:100000, rote Umrandung zeigt das Kartiergebiet; Karte von Wasserwirtschaftsamt Kronach zur Verfügung gestellt; Nutzung der Gebietsdaten des bayerischen Landesvermessungsamtes

### 3 Vorgehensweise

Um Aussagen über die Bodenfunktionen treffen zu können, wurden drei Kartengrundlagen verwendet:

#### 1. Die Konzeptbodenkarte (KBK)

Die Konzeptbodenkarten sind Karten im Maßstab 1:25000. Sie werden mittels Expertenwissen und unter zu Hilfenahme aller vorhandenen Karten erstellt und durch punktuelle Außenaufnahmen verifiziert. Für die Hälfte von Bayern liegen mittlerweile Konzeptbodenkarten vor. Für die Diplomarbeit wurde die „Konzeptbodenkarte für die TK Blätter 5835 Stadtsteinach und 5834 Kulmbach“, die vom Ingenieurbüro „Geoteam“ kartiert wurde, auf die Größe des Bearbeitungsgebiets zugeschnitten.

#### 2. Die Bodenschätzungskarte (BSK)

Die Bodenschätzungskarte, die auf das Gesetz über die Schätzung des Kulturbodens vom 16. Oktober 1934 zurückgeht, liegt für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen Deutschlands vor. Die Kartierung sollte eine Grundlage für die Besteuerung der landwirtschaftlichen Betriebe liefern, als auch eine allgemeine bodenkundliche Grundinventur liefern. Der Aufnahmemaßstab liegt bei 1:5000, damit ist eine Abschätzung im Flurkartenmaßstab möglich. Für die Äcker erfolgte dann eine Klassifizierung nach der Bodenart, der Entstehung und den sieben Zustandsstufen. Für die Grünflächen wurde eine Einteilung nach Bodenart, Zustandsstufe und den fünf Wasserverhältnissen gewählt. Diese Ausweisung wird als Klassenbeschreibung der Bodenschätzungskarte bezeichnet. Problematik dieser Schätzung ist einerseits ihr Alter, andererseits, dass sie sich hauptsächlich auf die landwirtschaftliche Sicht beschränkt.

### 3. Die eigene Kartierung

Vor dem Beginn der Kartierung wurde eine historische Recherche durchgeführt, um zu erfahren, wo anthropogen beeinflusste Böden liegen können. Die selbst durchgeführte Kartierung wurde im Maßstab 1:5000 aufgenommen. Dazu wurde das Gebiet mit einem Pürkhauerbohrer kartiert.

Das Kartiergebiet hatte eine Fläche von 2,5 km<sup>2</sup>. Auf diese Fläche wurde ein enges Kartiergitter von 50x50 m gelegt und annähernd bei jedem Gitterpunkt eine Bohrung vorgenommen, um die speziellen Böden des Gebiets genau kennen zu lernen; ausgenommen wurden unkartierbare Flächen wie Ortsgebiete und Strassen, die aber alle in der Karte ausgewiesen wurden. Die so erfassten Profile konnten dann mit den Bohrungen des Wasserwirtschaftsamtes Bayreuth, die parallel zur Kartierung auf der gleichen Fläche gemacht wurden, verglichen werden. Die Kartierung fand von September bis Mitte November 2005 statt.

Kartiert wurde nach der bodenkundlichen Kartieranleitung, 5. Auflage.

### 4 Ergebnisse und Diskussionen

Auf Grundlage der historischen Recherche wurden die Böden für mit Bedeutender Funktion für die Kulturgeschichte ausgewiesen. Typisch für diese Böden im Kartiergebiet war:

- Schlackenfunde im Untergrund
- das Auftreten von schwarzen Schlieren
- die unnatürliche Substratabfolge
- das Vorkommen von rötlich-orangen Sanden
- scharfe, unnatürliche Substratgrenzen
- Fund von Material anthropogener Herkunft, wie Tonscherben und Holzkohleresten.

Die anderen Bodenfunktionen wurden mit den Verfahren ermittelt, wie sie in der Arbeitshilfe „Das Schutzgut Boden in der Planung“ aufgeführt sind. Zuerst soll auf die einzelnen Kartengrundlagen eingegangen werden:

Die eigene Detailkartierung stellt eine Karte dar, die im Maßstab 1:5000 kartiert wurde und deren Parameter in Hinblick auf die Berechnung der Bodenfunktionen ermittelt wurden. Deshalb stellt sie innerhalb der Arbeit die genaueste Kartengrundlage dar.

Als nächstes soll die Konzeptbodenkarte genauer betrachtet werden; hierbei handelt es sich um Karten, die im Maßstab 1:25000 kartiert wurden, und somit eine weitaus ungenauere Darstellung des Gebiets liefern; die Kartierpunkte sind folglich sehr viel weiter auseinander, so dass die kleinräumige Bodenstruktur nicht so gut erfasst wird. Vorteil dieser Karten ist eine relativ schnelle Erfassung und die Tatsache, dass sie schon für viele Gebiete vorliegen.

Der dritte benutzte Kartentyp ist die Bodenschätzungskarte, die im Maßstab 1:5000 vorliegt. Diese Karten wurden für ganz Deutschland erstellt und beinhalten hauptsächlich Aussagen über die Nutzbarkeit der Flächen, fehlend an ihnen sind aber die Skelettanteile. Hierbei handelt es sich um die ältesten Karten, die auch eine gewisse Ungenauigkeit, wegen den damals fehlenden technischen Mitteln, aufweisen, sie liegen für landwirtschaftliche Gebiete flächendeckend vor. Es wird aber auch schon in der Arbeitshilfe erwähnt, dass gerade die Abschätzungen über die alten Bodenschätzungskarten nur orientierenden Charakter haben.

Im folgenden soll nun auf die ermittelten Bodenfunktionen eingegangen werden:

Der Vergleich der Verfahren bringt folgendes Ergebnis:

- Die größte Detailgenauigkeit bietet die Bodenkartierung im Maßstab 1:5000. Sie scheint den realen Verhältnissen recht nahe zu kommen.

- Beim Standortpotential für die natürliche Vegetation bringt die Konzeptbodenkarte ähnliche aber ungenauere Ergebnisse, die Version mit der Bodenschätzungskarte bringt objektiv falsche Ergebnisse.
- Bei der Abschätzung des Retentionsvermögens des Bodens bei Niederschlagsereignissen kommt es mit der Konzeptbodenkarte zu einer Über-, mit der Bodenschätzungskarte zu einer Unterschätzung. Diese Funktion erhielt die Bewertung „gering bis mittel“.
- Beim Rückhaltevermögen für wasserlösliche Stoffe kommt es mit der Konzeptbodenkarte zu einer Überschätzung
- Beim Rückhaltevermögen für Schwermetalle ähneln sich die eigene Bodenkarte und die Konzeptbodenkarte (wobei hier wieder Ungenauigkeiten auftreten), die Bodenschätzungskarte nimmt zu hohe Rückhaltevermögen an. Die Einschätzung dieser Bodenfunktion ergibt nur geringe Rückhaltevermögen.
- Beim Puffervermögen des Bodens für versauernd wirkende Einträge bringen die eigene Bodenkarte und die Konzeptbodenkarte ähnliche Ergebnisse, nur, dass es der KBK an Genauigkeit fehlt. Die Funktion wurde im Durchschnitt mit „mittel“ bewertet.
- Die forstwirtschaftliche und landwirtschaftliche Ertragsfähigkeit wurden nur anhand der forstwirtschaftlichen Standortkarte und der Bodenschätzungskarte abgeschätzt. Die Bewertung ist im Forst recht hoch, in der Landwirtschaft niedrig.
- Als Böden mit bedeutender Funktion in der Natur- und Kulturgeschichte wurden die vom Bergbau beeinflussten Böden ausgewiesen und beschrieben.

## 5 Fazit und Ausblick

Als Fazit kann man sagen, dass die Ergebnisse aus der Detailkartierung für diese Diplomarbeit am genauesten waren.

Die Interpretation der Berechnungen mit der Konzeptbodenkarte ist für Einzelflurstücke nur schwer möglich und kann ohne Fachwissen nicht bewältigt werden.

Zu den Berechnungen mit der Bodenschätzungskarte kann gesagt werden, dass sie zum Teil falsch sind und bei vielen Bodenfunktionen die Verfahren gänzlich fehlen. Bei einigen Berechnungen kamen plausible Ergebnisse heraus, wobei aber die Genauigkeit für Einzelflurstücke angezweifelt werden kann.

## 6 Literaturverzeichnis

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (2003): Das Schutzgut Boden in der Planung. 1. Auflage. Bayreuth: Ellwanger.

BUNDESANSTALTEN FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart

MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen BIS. 6. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart

## **Lernort Boden – Eine Handreichung für alle Schularten und die außerschulische Bildungsarbeit**

A. Peterek<sup>1a</sup>, Th. Suttner<sup>2a</sup>, R. Schunk<sup>1b</sup>, M. Joneck<sup>3</sup>, J. Frickel<sup>4a</sup>, W. Korn<sup>4b</sup>, R. Stallforth<sup>5</sup>,  
Chr. v. Seckendorff<sup>2b</sup> und weitere 14 Autoren

<sup>1</sup> Didaktik der Geographie & Zentrum zur Förderung des mathematisch-naturwissenschaftlichen Unterrichts (Z-MNU), Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, email: <sup>1a</sup>andreas.peterek@uni-bayreuth.de, <sup>1b</sup>ralf.schunk@uni-bayreuth.de

<sup>2</sup> Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Rosenkavalierplatz 2, 81925 München, email: <sup>2a</sup>thomas.suttner@stmugv.bayern.de, <sup>2b</sup>christina.von.Seckendorff@stmugv.bayern.de

<sup>3</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Dienststelle Hof, Hans-Högn-Str. 12, 95030 Hof/Saale, email: michael.joneck@lfu.bayern.de

<sup>4</sup> Staatsinstitut für Schulqualität und Bildungsforschung (ISB), Schellingstr. 155, 80797 München, email: <sup>4a</sup>jochen.frickel@isb.bayern.de, <sup>4b</sup>wolfgang.korn@isb.bayern.de  
<sup>5</sup> Dorfstr. 15a, 86356 Neusäß, ralf@stallforth.de

**Abstract:** *The handbook called “Study Object Soil” was published by the Bavarian State Ministry for Environment, Health and Consumer Protection and the State Ministry for School Quality and Education Research. This first time compilation of information and teaching aids is particularly designed for the practical use in schools as well as for extracurricular environmental education.*

**Zusammenfassung:** *Mit der Handreichung „Lernort Boden“ (herausgegeben durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und das Staatsinstitut für Schulqualität und Bildungsforschung ISB) liegt erstmals eine auf die Schulpraxis und die außerschulische Umweltbildung direkt zugeschnittene Informations- und Arbeitsmaterialiensammlung vor.*

Keywords: Soil, education in environmental problems, school education

Schlagworte: Boden, Schule, Umweltbildung

Seit Mai 2006 liegt mit der Handreichung Lernort Boden eine in Umfang und Ausstattung in Deutschland bisher einzigartige Informations- und Arbeitsmaterialiensammlung vor, die auf den Schulunterricht aller Schularten und die außerschulische Umweltbildung ausgerichtet ist. Die Handreichung soll dazu dienen, die lebensnotwendigen Beziehungen zwischen dem Boden und den anderen Bestandteilen unserer Umwelt aufzuzeigen, um dadurch das notwendige Bewusstsein für den Boden zu fördern. Inhaltlich und in ihrem Aufbau berücksichtigt und nutzt die Handreichung grundlegende didaktisch-methodische Prinzipien wie ganzheitliches und interdisziplinäres Lernen, den Perspektivenwechsel, den Wissens-, Werte- und Kompetenzerwerb durch Förderung von Eigeninitiative und Teamfähigkeit und die Einbindung aktueller, praxisnaher Themen.

Herausgegeben wurde die Handreichung Lernort Boden durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und das Staatsinstitut für Schulqualität und Bildungsforschung (ISB) in Zusammenarbeit mit dem Zentrum zur Förderung des mathematisch-naturwissenschaftlichen Unterrichts (Z-MNU) der Universität Bayreuth. Inhaltlich mitgewirkt haben neben Vertretern mehrerer Ministerien und Umweltbehörden des Freistaates, des ISB und der Universität Bayreuth auch verschiedene Lehrkräfte mehrerer Schulen in Bayern. Finanziert wurde das Projekt aus Mitteln des Umweltministeriums (Allgemeiner Umweltfonds).

Die Handreichung ist insbesondere für den handlungsorientierten und fächerübergreifenden Unterricht aller Schularten konzipiert. Den Schwerpunkt bilden die Jahrgangsstufen 5 – 10, doch sind eine Reihe an Aufgaben ebenso in der Sekundarstufe II einsetzbar. Die Handreichung ist modular aufgebaut und enthält jeweils 16- bis 32-seitige Sachinformationen zu den Themen:

Modul A Was ist Boden?  
Modul B Der Boden als Lebensraum  
Modul C Der Boden als Waldstandort  
Modul D Die Rolle des Bodens im Wasserkreislauf  
Modul E Der Boden als Agrarstandort  
Modul F Schadstoffe im Boden  
Modul G Flächeninanspruchnahme.

Ein ausführliches Servicemodul (Modul H) bietet neben Adressen rund um das Thema „Boden in Bayern“ mit Hinweisen auf außerschulische Boden-Lernorte, Ausstellungen und Internetlinks eine umfangreiche Sammlung an Literatur und Multimedia-Materialien (CD-ROMs, Filme). Auf die Sachinformationen abgestimmte Arbeitsblätter für Schüleraktivitäten mit didaktischen Hinweisen, ergänzenden Hintergrundinformationen und Durchführungshinweisen bieten die Möglichkeit zum Erlernen der Themen durch eigenes Handeln.

Sachinformationen und Schülerarbeitsblätter werden ergänzt durch Karten (Geologische Übersichtskarte von Bayern, Bodenübersichtskarte von Bayern), Folien zu den wichtigsten Böden sowie eine CD-ROM, auf der die Handreichung in digitaler Fassung einschließlich aller Arbeitsunterlagen enthalten ist. Zusätzlich sind auf der CD-ROM verschiedene PC-Animationen und der größte Teil der Grafiken zum Ausdrucken oder Einbinden in eigene Präsentationen enthalten. Die ebenfalls beigefügte DVD „Die Haut der Erde“ (Hrsg. aid) kann zur Ergänzung bzw. Abrundung des Unterrichtsstoffes oder in Vertretungsstunden eingesetzt werden.

Die Handreichung „Lernort Boden“ wird allen bayerischen Haupt- und Realschulen sowie Gymnasien zur Verfügung gestellt und kann zudem unter [www.boden.bayern.de](http://www.boden.bayern.de) im Internet vollständig abgerufen werden. Zusätzlich werden in Zusammenarbeit zwischen dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, dem ISB und verschiedenen Umweltbildungseinrichtungen Fortbildungen für Lehrkräfte und in der außerschulischen Umweltbildung Tätige angeboten. Im Mai 2006 fand eine solche an der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) in Laufen statt, im September 2006 wird diese am GEO-Zentrum an der KTB in Windischeschenbach wiederholt.

## **Literatur**

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (StMUGV), STAATSIINSTITUT FÜR SCHULQUALITÄT UND BILDUNGSFORSCHUNG (ISB)(Hrsg.) (2006): Lernort Boden. – 412 S., München.

# **Ermittlung von Gebieten mit lokal erhöhten geogenen Hintergrundgehalten am Beispiel des Vitriolschiefers (Trias, Unterer Keuper) - ein Sonderaspekt des Projektes „GRABEN“ -**

Raimund Prinz

Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen, Mainberger Straße 14, 97422 Schweinfurt

e-mail: [raimund.prinz@wwa-kg.bayern.de](mailto:raimund.prinz@wwa-kg.bayern.de)

**Abstract:** *Soil samples arising from over 1000 locations distributed across the whole of Bavaria where collected by the former Bavarian Geological Survey in cooperation with the local water supply authorities in reference to a research project between 2000 until 2004. This research project "GRABEN" aims to derive background values (bv) of heavy metal contents. First results on bv of Vitriolschiefer can be introduced here.*

**Zusammenfassung:** *In den Jahren 2000 bis 2004, hat das ehem. BGLA zusammen mit den WWA im Rahmen des Forschungsprojektes „GRABEN“ an über 1000 Standorten in Bayern Bodenproben entnommen, mit dem Ziel, Aussagen zur geogenen, substratspezifischen Grundbeschaffenheit bayerischer Böden machen zu können. Hier werden erste Ergebnisse zum Substrat Vitriolschiefer vorgestellt.*

Keywords: German-Soil-Protection-Act, background values, heavy metals, soil protection, Vitriolschiefer

Schlagworte: Bundes-Bodenschutz-Gesetz, Hintergrundgehalte, Schwermetalle, Bodenschutz, Vitriolschiefer;

## **1 Einleitung**

Mit in Kraft treten des Bundes-Bodenschutzgesetzes und dem untergesetzlichen Regelwerk der Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Bodenschutz- und Altlastenrechts in Bayern, wurden die bayerischen Wasserwirtschaftsämter (WWA) damit beauftragt, das ehem. Bayerische Geologische Landesamt (BGLA) im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes bei der Bodenzustandsermittlung sowie bei der flächendeckenden Ermittlung von Hintergrundwerten und Ausweisung von Gebieten mit erhöhten Hintergrundwerten zu unterstützen. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze“ (GRABEN) wurden zu diesem Zwecke im Auftrag und mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz an über 1000 Standorten in Bayern Bodenproben entnommen.

Der Vitriolschiefer, als eine ausgewiesene stratigraphische Einheit des Unteren Keupers, wird in der Literatur als graugelb gefärbter Schieferton und Mergel beschrieben, der erhöhte Hintergrundgehalte v.a. bei Cu, Ni, Zn und Co erwarten lässt (SCHRÖDER, 1976 und SCHWARZMEIER, 1982).

Ob und in wie weit sich die Elementgehalte des Vitriolschiefers signifikant von den Gehalten der übrigen Bodenproben aus dem Unteren Keuper unterscheiden, war Ziel dieses Sonderaspektes, dessen Ergebnisse hier vorgestellt werden.

Im europäischen Kontext spielen die jungtriassischen Ablagerungen des Unteren Keupers insgesamt eher eine untergeordnete Rolle, sind jedoch im mitteleuropäischen Raum, v.a. in Deutschland und den westlich Anrainerstaaten wie der Schweiz und Frankreich weit verbreitet. Auch in Großbritannien streichen die jungtriassischen Sedimente des Unteren Keupers relativ großflächig an der Oberfläche aus.



## 2 Material und Methoden

Die hier vorgestellten Ergebnisse sind ein Teilaspekt des Projekts GRABEN. Grundlage zur Erhebung der Hintergrundgehalte sind Bodenproben von Standorten, die in einem 8x8 km Beprobungsraster entnommen wurden. Für die Untersuchungen kommen ausschließlich Standorte fernab von Emissionsquellen in Frage. Die Probenahmestandorte sollten dabei nicht nur die in Bayern vorherrschende flächenhafte Landnutzung (Acker, Grünland, Forst) repräsentieren, sondern auch die vielfältige geologische Gliederung Bayerns berücksichtigen.

Bei diesem Sonderaspekt „Vitriolschiefer“ wurden die Standorte jedoch nicht nach einem Raster, sondern vielmehr expertengestützt ausgewählt. Arbeitsgrundlage hierfür waren in e.L. Geologische Karten. Der Vitriolschiefer des Unteren Keupers ist in Bayern kein großer Flächenbildner und streicht im Hangenden des Oberen Muschelkalks an der Oberfläche, wenn überhaupt, nur kleinräumig aus. Petrographisch handelt es sich dabei um graugelb bis dunkelgrau gefärbte Siltsteine bzw. Schiefertone und Mergel mit geringen Mächtigkeiten (im Durchschnitt ca. 4 m, SCHWARZMEIER (1982), SCHRÖDER (1976)) in die hellgraue quarzitisches Lagen (WAGNER'S Plattenhorizont) eingeschaltet sind.

### 2.1 Probennahme und -aufbereitung

Entlang einer Nord-Süd verlaufenden Achse von Bad Neustadt bis Kirchheim, südlich von Würzburg wurden insgesamt 56 Bodenproben aus 15 Vitriolschieferstandorten entnommen und im Bezug auf ihren Stoffbestand mit denen aus 18 Standorten des Unteren Keupers (64 Bodenproben) verglichen.

Die Proben entstammen dabei entweder Steinbrüchen bzw. geologischen Aufschlüssen, die Mehrzahl jedoch aus Bodenprofilen. Zur Vermeidung maschineller Immissionen (Abgase und Schmierstoffe) wurden die Bodenprofile händisch mit Schaufeln meist bis auf 1m tief aufgegraben und sowohl volumen- als auch horizontspezifisch beprobt. Um die Flächenvariabilität zu erfassen werden die Bodenproben außerdem als Flächenmischproben entnommen. Genauere Angaben zur Probenahme in Projekt „GRABEN“ sind BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (2004) zu entnehmen.

Die Standort- und Profilsprache erfolgte nach der AG Bodenkunde (1996).

### 2.2 Geochemische Analytik

Im Zusammenhang mit erhöhten Stoffgehalten im Vitriolschiefer wurden hier die Elementgehalte von Cu, Ni, Co und Zn und zusätzlich als Begleitelemente As und Sb gemäß BBodSchV (1999) nach DIN ISO 11466: 06.97 an gemahlene Proben (Korngröße < 150 µm) im Königswasseraufschluss (KW) untersucht. Die Analyseverfahren und Methodik sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Analyseverfahren und Methodik Elementanalyse;						
Parameter <sup>1</sup>	Cu	Ni	Co	Zn	As	Sb
Einheit	mg kg <sup>-1</sup>					
Analysenverfahren (Normen) <sup>2</sup>	ICP-OES					ICP-MS
Untere Anwendungsgrenzen <sup>3</sup>	10	2	2	20	2	0,14

Parameter<sup>1</sup>: Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Cobalt (Co), Zink (Zn), Arsen (As) und Antimon (Sb);  
 Analysenverfahren<sup>2</sup>: Inductively Coupled Plasma (ICP); OES: Optische Emissionsspektroskopie; MS: Massenspektroskopie;  
 Untere Anwendungsgrenzen<sup>3</sup>: Einzelheiten zur Analytik im Projekt GRABEN sind JONECK et al. (im Druck) zu entnehmen.

## 2.3 Statistische Verfahren

Nachdem die Bodenproben des Unteren Keupers und des Vitriolschiefers in die jeweiligen Probenkollektive Oberböden (O), Unterböden (U) und C-Horizonte aufgeteilt wurden, konnten die Grundgesamtheiten beider Probenkollektive miteinander verglichen werden.

Dabei werden konventionell nicht nachweisbare Stoffgehalte, also Werte die in Tab. 1 unterhalb der „Unteren Anwendungsgrenze“ liegen, in Anlehnung an UBA (2002) durch den Zahlenwert „0“ ersetzt.

Ausreißer wurden graphisch („Boxplot-Methode“, vgl. PRINZ und WITTENBECHER, 1999) bestimmt und anschließend eliminiert.

Zur Überprüfung der Frage, ob sich die Grundgesamtheiten Unterer Keuper und Vitriolschiefer in den jeweiligen Probenkollektiven (O, U, C) signifikant voneinander unterscheiden, bietet sich für den Vergleich zweier, verteilungsunabhängiger (nicht normalverteilter) Stichproben der **Median-Test** an, der mit Werthäufungen bei Null auf eine  $\chi^2$ -Approximation hinausläuft (SACHS, 1992). Er beruht auf der Einordnung der Daten entsprechend ihrer Größe zum gemeinsamen Median in Kontingenztafeln und ist besonders für kleinere Stichproben gut geeignet. Die gewählte Irrtumswahrscheinlichkeit für den Median-Test beträgt 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

Als deskriptive statistische Parameter der drei Probenkollektive (Oberböden, Unterböden und C-Horizonte) an den beiden Grundgesamtheiten werden angegeben:

- Stichprobenumfang (n)
- Minimum (min)
- Maximum (max)
- das 90% Perzentil
- arithmetischer Mittelwert ( $\bar{x}$ )
- Median ( $\tilde{x}$ )
- Standardabweichung (s) berechnet nach s n-1

## 3 Ergebnisse

In den folgenden Tabellen (2-4) werden die substratspezifischen Elementgehalte einander gegenübergestellt. Dabei wird zwischen den Oberböden, Unterböden und C-Horizonten differenziert.

Parameter	Cu		Ni		Co		Zn		As		Sb	
	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU
n	17	21	17	24	15	24	17	22	17	24	17	10
min	6,7	11	6,7	6,8	3,3	3,4	2,7	31	2,7	2,5	0,33	0,29
max	33	47	57	82	20	32	77	83	13	16	2,2	0,98
90 %	31	45	57	67	20	26	66	78	12	15	2,0	0,95
$\bar{x}$	17	26	30	43	13	19	46	54	6,5	10	1,1	0,57
$\tilde{x}$	17	24	30	40	13	19	47	56	5,3	9,9	0,87	0,59
s	8	11	17	18	5,3	6,3	15	16	3,3	3,8	0,61	0,19
HW <sup>1</sup>	19		44		30		84		-		1,4 <sup>2</sup>	

HW<sup>1</sup>: Hintergrundwerte (90% Perzentil) für Ton und Tonsteine des Keuper und Lias (Forst); entnommen aus: SUTTNER et al. (1998);  
<sup>2</sup>: Typische Antimonergehalte (90% Perzentil) entnommen aus: PRINZ & WITTENBECHER (1999);

Parameter	Cu		Ni		Co		Zn		As		Sb	
	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU
n	17	18	16	19	17	20	15	16	16	18	16	8
min	11	16	22	7,9	10	5,5	27	29	4	3,3	0,33	0,21
max	83	50	100	130	30	31	67	71	13	19	3,7	0,98
90 %	62	49	98	97	27	30	59	69	12	18	3	0,98
$\bar{x}$	36	35	59	59	18	19	44	51	6,7	12	1,6	0,58
$\bar{y}$	33	37	58	47	17	18	43	50	6,2	12	1,4	0,65
s	18	11	23	29	5,7	7	11	13	2,7	4,2	0,88	0,25
HW <sup>1</sup>	43		72		28		95		31		1,2 <sup>2</sup>	

HW<sup>1</sup>: Hintergrundwerte (90% Perzentil) für Ton und Tonsteine des Keuper und Lias (Forst); entnommen aus: SUTTNER et al. (1998);  
<sup>2</sup>: Typische Antimonergehalte (90% Perzentil) entnommen aus: PRINZ & WITTENBECHER (1999);

Parameter	Cu		Ni		Co		Zn		As		Sb	
	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU
n	21	20	22	20	21	20	22	16	21	17	18	10
min	10	19	43	20	10	5,2	15	40	2,7	5,7	0,37	0,19
max	87	70	120	115	37	31	70	87	21	20	3,3	1,4
90 %	72	56	109	103	31	27	57	82	19	17	2,9	1,4
$\bar{x}$	42	39	76	58	19	17	41	57	8,3	12	1,3	0,71
$\bar{y}$	40	42	77	50	18	15	43	54	6,7	11	1,1	0,58
s	19	14	22	27	7,1	7,1	13	14	5,5	3,2	0,74	0,37
HW <sup>1</sup>	35		85		31		115		24		1,2 <sup>2</sup>	

HW<sup>1</sup>: Hintergrundwerte (90% Perzentil) für Ton und Tonsteine des Keuper und Lias (Acker, Grünland, Forst); entnommen aus: SUTTNER et al. (1998);  
<sup>2</sup>: Typische Antimonergehalte (90% Perzentil) entnommen aus: PRINZ & WITTENBECHER (1999);

Die in den Tabellen 2 bis 4 ermittelten Werte sind Grundlage für den anschließenden Median-Test (vgl. Tab. 5), der die Gemeinsamkeit der Stichproben im Hinblick auf die Grundgesamtheit untersucht.

Parameter	Cu		Ni		Co		Zn		As		Sb	
	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU	Vit	KU
Oberböden	H <sub>1</sub> <sup>3</sup>		H <sub>1</sub>		H <sub>1</sub>		H <sub>0</sub> <sup>2</sup>		H <sub>1</sub>		H <sub>1</sub>	
Unterböden	H <sub>0</sub>		H <sub>0</sub>		H <sub>0</sub>		H <sub>0</sub>		H <sub>1</sub>		H <sub>1</sub>	
C-Horizonte	H <sub>0</sub>		H <sub>1</sub>		H <sub>0</sub>		H <sub>1</sub>		H <sub>1</sub>		H <sub>0</sub>	

<sup>1</sup>: 5%-Signifikanzniveau (Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha=0,05$ ), Freiheitsgrad n-1;  
<sup>2</sup>: Nullhypothese ( $\bar{X}_1 = \bar{X}_2$ ) => beide Stichproben entstammen einer gemeinsamen Grundgesamtheit;  
<sup>3</sup>: Alternativhypothese ( $\bar{X}_1 \neq \bar{X}_2$ ) => H<sub>0</sub> wird abgelehnt, d.h. die Stichproben entstammen zwei unterschiedlichen Grundgesamtheiten;

Außerdem wurden an einem Standort (Aufschluss an der Autobahntrasse A71) in über 15m Tiefe 2 Proben entnommen und auf PAK untersucht. Beide Proben weisen PAH (EPA-PAH)

auf, (iICv1: 467  $\mu\text{g kg}^{-1}$  und iICv2: 372  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) was die These einer potentiell natürlichen (geogenen) Entstehung von PAH untermauert.

#### 4 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass die mittleren Elementkonzentrationen von As, Cu und Zn in den Proben des Unteren Keupers höher liegen, als im Vitriolschiefer. Lediglich Antimon weist im Vitriolschiefer die höheren Gehalte aus.

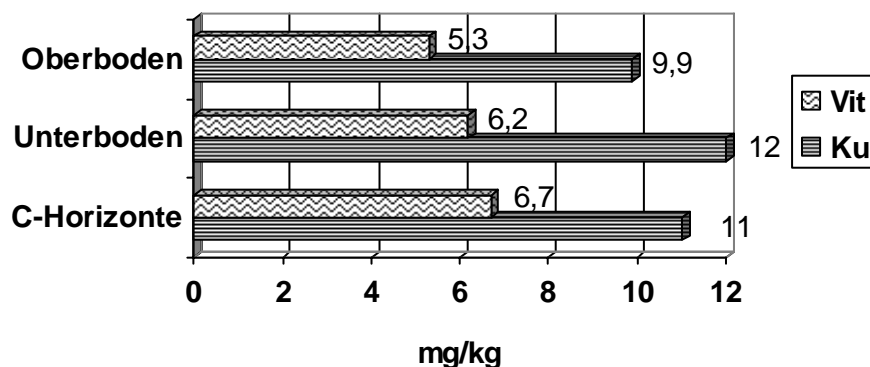
Für die **Oberböden** ergab der Median-Test, dass sich die Vitriolschieferproben, mit Ausnahme von Zink, durchweg signifikant von denen des restlichen Unteren Keupers unterscheiden.

Dagegen unterscheiden sich in den **Unterböden** die beiden Substrate lediglich in den Elementgehalten von As und Sb. Die Cu-, Ni-, Co- und Zn-Gehalte beider Probenkollektive unterscheiden sich nicht signifikant von einander.

Im **C-Horizont** schließlich ergibt der Median-Test, dass sich die Proben im Cu- Co- und Sb-Gehalt nicht voneinander unterscheiden, während die Elemente Ni, Zn und As unterschiedlichen Grundgesamtheiten angehören.

Arsen erweist sich als einziges Element, mit signifikanten substratspezifischen Unterschieden in allen Profilbereichen. Dabei zeigt sich, dass die mittleren Konzentrationen im Vitriolschiefer (Vit) etwa halb so hoch sind wie im restlichen Unteren Keuper (Ku). Außerdem ist bei As der Tiefenstufengradient im Vitriolschiefer gut erkennbar (vgl. Abb. 1).

Abbildung 1: Mittlere As-Gehalte in unterschiedlichen Profilbereichen



Der Elementgehalt von Böden wird von drei Komponenten bestimmt: dem Geochemismus des Ausgangssubstrates, der Pedogenese mit ihren Stoffumwandlungs- und -anreicherungsprozessen und schließlich dem anthropogenen Zusatzeintrag, bzw. einer überlagernden, im Elementgehalt nivellierend wirkenden Deckschicht. Je nach Profilbereich bzw. Bodentiefe variiert die Bedeutung bzw. Dominanz einer der drei Komponenten. Geht man davon aus, dass im Ausgangsgestein respektive den C-Horizonten, die geogene (lithogene) Komponente dominiert, dann sind es hier die Elemente Nickel, Zink und Arsen, die eine Differenzierung der beiden Substrate Vitriolschiefer zum restlichem Unteren Keuper zulassen. Dies wird auch bei Betrachtung der Medianwerte von Ni, Zn und As in Tabelle 4 deutlich. Die Unterschiede sind hier am stärksten ausgeprägt.

Die großen Divergenzen der Elementgehalten von Cu, Ni, Co und Sb im Oberboden erklären sich möglicherweise durch die Exposition der Vitriolschiefer-Standorte im Gelände. Viele der beprobten Standorte haben relativ steile Hangneigungen, so dass die im Bezug zum Elementgehalt vereinheitlich wirkenden Decklagen hier fehlen (vgl. PRINZ, 2003). Ein außergewöhnlicher anthropogener Zusatzeintrag auf diesen Flächen ist nicht erkennbar, insofern kann dieser als Ursache für die ausgewiesenen Unterschiede weitestgehend ausgeschlossen werden.

Um die Ergebnisse aber insgesamt fachgerecht bewerten und einordnen zu können, sei an dieser Stelle explizit darauf hingewiesen, dass der Stichprobenumfang bei allen Probenkollektiven sehr gering und damit an der unteren Grenze der statistisch seriös verwertbaren Datenmenge liegt. Somit sind diese Ergebnisse eher als erste Hinweise zu deuten, denen dann mit erhöhten Stichprobenanzahlen ggf. nachzugehen ist. Dennoch kann an diesem Beispiel aufgezeigt werden, dass die Ausweisung von möglichst „hochauflösenden“, substratspezifischen Hintergrundgehalten sinnvoll und gerechtfertigt ist. Mit Fokus auf einen effizienten und differenzierten Bodenschutz wird durch die Ermittlung und Ausweisung von Gebieten mit erhöhten geogenen Hintergrundgehalten dem Vollzug ein objektiv nachvollziehbares und taugliches Instrument an die Hand gegeben.

## 5 Literatur

AG BODENKUNDE (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. -4. Aufl., Hannover.

BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (2004): Anleitung und Schlüssel Listen zur Aufnahme von Bodenprofilen und deren Erfassung in der Zentralen Datenbank. Hrsg., München.

BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutz-Gesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998, BGBI, I, S. 502-510.

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, BGBI, I, S. 1554 ff.

JONECK, M., HANGEN, E., WITTENBECHER, M., FOULLOIS, N., SPÖRLEIN, P., MARTIN, W., AUßENDORF, M. & A. REISCHL (IM DRUCK): Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze (GRABEN) – ein Projekt stellt sich vor. Bodenschutz. (Hrsg. Bundesverband Boden e.V.(BVB)), Erich-Schmidt-Verlag.

PRINZ, R. & M., WITTENBECHER (1999): Typische Gehalte ausgewählter Spurenelemente in Waldböden Bayerns. GLA Fachberichte, 17; München (Bayer. Geol. L.-Amt).

PRINZ, R. (2003): Profildifferenzierte Elementkonzentrationen als Indikator für äolische Deckschichten UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. Jg. 15 H. 4 S. 240-245, ecomed-Verlag, Landsberg und Ft. Worth/TX;

SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. –Anwendung statistischer Methoden. 7. Aufl. Berlin, Heidelberg, New-York, Tokio (Springer-Verlag).

SCHRÖDER, B. (1976): Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Erläuterungen zum Blatt Nr. 5829 Hofheim i. UFr. München (Bayer. Geol. L.-Amt).

SCHWARZMEIER, J. (1982): Geologische Karte von Bayern 1:25 000, Erläuterungen zum Blatt Nr. 5927 Schweinfurt. München (Bayer. Geol. L.-Amt).

SUTTNER, TH., AUßENDORF, M. & MARTIN, W. (1998): Hintergrundwerte anorganischer Problemstoffe in Böden Bayerns. GLA Fachberichte, 16; München (Bayer. Geol. L.-Amt).

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2002): Anleitung zur Kennzeichnung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten in Böden. Hrsg., Berlin.

# Critical loads of risk elements and time trends for their exceedance on agricultural and forest soil of the Czech Republic

Milan Sáníka<sup>1)</sup>, Tomáš Pačes<sup>2)</sup>, Radek Kadlubiec<sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Masaryk University Brno, RECETOX, Kamenice 126/3 Brno, Czech Republic <sup>2)</sup> Czech Geological Survey Praha, <sup>3)</sup> Centre for Environment and Land Assessment, Ekotoxa Opava, s.r.o.  
e-mail: milan.sanka@iol.cz

**Abstract:** Critical loads and time trends for four heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn) in agricultural and forest soil were calculated for the whole area of the Czech Republic for the period 1995 – 2000, according to modified methodological procedures of UN/ECE. The results show that in Cd, Cu and Zn the content in soil are slowly increasing. In Pb there is a trend to decreasing, especially on forest soil, where the present contents are high.

**Zusammenfassung:** Es wurde die kritische Belastung und der zeitliche Trend für vier Schwermetalle (Cd, Pb, Cu und Zn) in den landwirtschaftlichen und Waldböden ermittelt der modifizierten Methode UN/ECE nach, und zwar für das ganze Gebiet der Tschechischen Republik in den Jahren 1995 – 2000. Die Ergebnisse zeigen, daß der Cd-, Cu- und Zn-Gehalt allmählich steigt, während der Pb-Gehalt zeigte einen abklingenden Trend, vorzugsweise in den Waldböden, wo der heutige Gehalt groß ist.

Keywords: risk elements, critical loads, soil pollution, time trends

Schlagworte: Risiko-Elemente, kritische Belastung, Bodenverschmutzung, zeitlicher Trend

## 1 Introduction

The concept of critical loads is worked out in the framework of expert working group under UNECE (Task Force on ICP modeling and Mapping). The application of the concept for the conditions of Czech Republic was a part of research project of the Ministry of Environment „Assessment of ecosystem and health risks of POPs and heavy metals in connection to the Czech Republic obligation to the CLRTAP convention. Critical loads of heavy metals (POPs) are computed to establish maximum heavy metal depositions on different receptors on which eco-toxicological or human health effect do not occur. In the contribution, the methodical approaches and results of critical loads computations and time for their reaching are presented by stand-still model.

## 2 Material and methods

### 2.1 Methodology of calculation

Critical loads and time trends for four heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn) were calculated for the whole area of the Czech Republic for the period 1995 – 2000.

The calculation was based on methodological procedures UN/ECE (Vries, Bakker, 1998) and on modified mass balance equation (Pačes et al, 2002):

$$dP_i / dt = Fat_{m,i} + Fagr_{,i} + Fwth_{,i} - Fup_{,i} - Frun_{,i}$$

where  $dP_i / dt$  = change of pool of metal  $i$  in soil ( $P_i$  in  $g \cdot ha^{-1}$ ) by time ( $t$  in years)

$Fat_{m,i}$  = input of metal  $i$  in soil by atmospheric deposition in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$

$Fagr_{,i}$  = input of metal  $i$  in soil by application of agrochemicals and sewage sludge in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$

$Fwth_{,i}$  = input of metal  $i$  in soil by chemical weathering of geological substrate in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$

$F_{up,i}$  = uptake of metal  $i$  from soil by harvest of plants in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$

$F_{run,i}$  = uptake of metal  $i$  from soil by leaching and run-off in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$ .

The calculations were made for each element and each grid of 1 km<sup>2</sup> grid network.

## 2.2 Data inputs

### Actual contents in agricultural and forest soil

The source of the data about the contents of risk elements in soil is the large database made by Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture. It consists of analyses of selected samples from agrochemical testing of soil, period 1990-1993 (about 32 000 selected samples). The samples are situated approximately in 1 km<sup>2</sup> network and all samples have geographical coordinates.

The results for forest soils are available in less density and irregular network, as a results of forest soil survey. These results are connected with natural forest areas (PLO). 41 of PLO is specified for the purpose of forest management. For the input in the model, arithmetic means for each PLO were used and this value was affiliated to each km<sup>2</sup> grid.

### Fatm inputs by deposition

Values of deposition were counted from yearly average bulk depositions measured on 115 monitoring stations in period 2000 – 2005. These values were interpolated by linear kriging in the network of km<sup>2</sup> for the whole area of the country.

### Fagri – agricultural inputs – fertilizers and sewage sludge

Based on average contents of risk elements in fertilizers and sewage sludge, fertilizers and sewage sludge consumption in individual districts of the country were counted in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$ . This value is affiliated to all km<sup>2</sup> grids for individual districts.

### Fwth – inputs by weathering

Mass flows by weathering of geological substrates for Cd, Pb, Zn, Cu were processed for grids 10 x 10 km in  $g \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$ , based on mass balance studies in watersheds and laboratory experiments..

### Fup – uptake by plants

For the calculation on agricultural soil sowing areas and harvests for individual districts were identified – average values for period 1995-2000. For each plant and each district the harvest for 1 ha (dm) was multiplied by transfer factor. From these values, the weighted arithmetic mean according to proportion of individual plants in district was calculated. For grids on agricultural soil the value was multiplied by the real value of the content of individual risk element in soil (in given grid). The result was the value of the uptake of an element by plants. For the calculation on forest soil, the yearly harvest of broadleaves and coniferous timber for each PLO was calculated ( $m^3 \cdot 1 ha^{-1}$ ). The biomass harvest in  $kg \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$  was calculated by multiplying by average density of wood (broadleaves  $\varphi = 800 kg \cdot m^3$ , coniferous  $\varphi = 500 kg \cdot m^3$ ). Multiplying by transfer factor for broadleaves and coniferous biomass and value of the element content in the soil, the uptake of an individual element for broadleaves and coniferous biomass was found in average for 1 ha.

### Frun – output by run-off

Two databases were used: A. The database of surface run-off from watersheds, as average value for 30 years period from 1931 to 1960. B. The database of heavy metal contents in these watersheds. Individual samples were classified according to geographical coordinates in grids 10 x 10 km. The values were set out for watersheds (3rd order) and recalculated for 1 km<sup>2</sup>.

## 3 Results and discussion

Time trends and critical period for exceeding of critical concentrations of Cd, Pb, Zn and Cu. Present concentrations of heavy metals in soil can be either higher or lower than proposed critical level and the concentrations can increase or decrease in time, according to inputs and outputs.

Using calculations of critical periods and time trends it is possible to quantify the changes in four groups and interpret them for the area of the country:

$$(1) C_0 < C_{\text{critical}} \text{ and } F_{\text{atm},i} + F_{\text{agr},i} + F_{\text{wth},i} < F_{\text{up},i} + F_{\text{run},i}$$

Present metal concentration in soil is lower than the critical level and this concentration will further decrease

$$(2) C_0 < C_{\text{critical}} \text{ and } F_{\text{atm},i} + F_{\text{agr},i} + F_{\text{wth},i} > F_{\text{up},i} + F_{\text{run},i}$$

Present metal concentration in soil is lower than the critical level but this concentration will increase in the future. This trend can be divided to:

$$(2a) (F_i / k_i) < C_{\text{critical}}$$

concentration of metal in soil will increase but never exceeds the critical concentration.

$$(2b) (F_i / k_i) > C_{\text{critical}}$$

concentration of metal in soil will increase and after some time exceeds the critical concentration.

$$(3) C_0 > C_{\text{critical}} \text{ and } F_{\text{atm},i} + F_{\text{agr},i} + F_{\text{wth},i} > F_{\text{up},i} + F_{\text{run},i}$$

Present metal concentration in soil is even today higher than the critical level and will further increase in the future. This is the case of actual danger for soil by high content of a metal.

$$(4) C_0 > C_{\text{critical}} \text{ and } F_{\text{atm},i} + F_{\text{agr},i} + F_{\text{wth},i} < F_{\text{up},i} + F_{\text{run},i}$$

Present metal concentration in soil is even today higher than the critical level but this concentration will further decrease. This trend can be divided to:

$$(4a) (F_i / k_i) > C_{\text{critical}}$$

concentration of metal in soil will decrease but never reaches the critical concentration – the soil will be still polluted.

$$(4b) (F_i / k_i) < C_{\text{critical}}$$

concentration of metal in soil will decrease and reaches the critical concentration after some time.

$\rho$  = constant which defines weight of soil of specific density, porosity and thickness for 1 ha  
 $F_i$  = flux of an element by all transport mechanisms ( $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ )  
 $k_i$  = rate constant for the all considered fluxes

Trends (1) and (2a) mean no real danger by pollution with a metal in a given region. Trend (2b) shows that the critical concentration will be exceeded after some time. In that case it is reasonable to calculate the critical time in which the critical concentration will be reached. Trends (3) and (4) show areas, where the soil is already polluted. In trend (3) the pollution will still increase, in trend (4a) the pollution decrease but will not reach the critical concentration and in trend (4b) the pollution decrease and , after some time reach the critical concentration.

To calculate the critical time is important especially for some cases (2b and 4b).



The results for time trends are given by the calculation of mass balance equation:

$$t_{\text{critical},i} = - (1/k_i) \ln [(F_i - k_i \cdot c_{\text{critical},i}) / (F_i - k_i \cdot c_{o,i})]$$

## 4 Conclusions

### *Cadmium*

Critical times are moving from negative to positive values and can not be defined on relative large areas which means that the critical concentration will never be reached. The positive times means the time in which the critical concentration will be reached. From this the most risky areas are those with critical times 0 – 500 years.

### *Copper*

The copper concentration in soil is mostly under the critical concentration. It will increase but very slowly which means that the critical concentration will be reached not earlier than in 1000 years.

### *Lead*

In agricultural soil the contents of lead are lower than critical concentrations, but the content is slowly increasing, the critical concentration will be reached not earlier than in 1000 years. On the other hand the critical concentration is exceeded on quite large areas of forest soil, where the content is decreasing – the critical times are negative but long (more than 1000 years).

### *Zinc*

Contents in soil are mostly under critical concentrations. The concentration will slowly increase in most areas.

The maps of time trends are constructed under the precondition that the rate of inputs and outputs will not change in the future. The importance is therefore in indication of the actual risk, not in the exact forecasting. Problems are indicated especially in cadmium and lead in some areas.

## 5 References

NILSSON, J., GRENNFELT, P. (EDS.): Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skolkoster, Sweden, March 19-24, 1988.

ZAPLETAL, M. ET AL.: Zhodnocení ekosystémových a zdravotních rizik persistentních environmentálních polutantů HM, POPs ve vztahu k závazkům ČR v rámci konvence CLRTAP a navazujících protokolů včetně cílů definovaných pracovní skupinou pro efekty (WG-UN ECE). Projekt VaV/740/05/01. Ekotoxa, Opava, 2002.

VRIES W, DE, BAKKER, D.J.: Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 1998, Report 166, 1998.

PAČES, T., CORCIMARU, S., EMMANUEL, S., EREL, Y., NOVAK, M., PLYNUSIN, A.: Critical loads of hazardous trace elements in soil – water system. J. Field Science No. 1., 2002.

BENEŠ, S. A KOL.: Vypracování kritických hodnot zatížení půd perzistentními kontaminanty – rizikovými stopovými prvky a organickými xenobiotiky. Závěrečná zpráva. MŽP ČR, Praha, 1999.

## Liefert ein Säulenversuch nach BBodSchV realitätsnähere PAK-Konzentrationen als ein einfacher Batchtest?

Markus Scheithauer

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Demollstr. 31, 82407 Wielenbach, tel.: 089 / 9214-1642,  
E-mail: markus.scheithauer@lfu.bayern.de

**Abstract:** *Various contaminated soils were probed with lysimeter experiments and different laboratory elution tests. As convention methods for the examination of anorganic contaminants and of PAH a "S4(1:2)"-elution or a 1:1-Extraktion were suggested. Furthermore, for investigation of PAH a suggestion for a solid/liquid-separation-step was made, in which the turbidity plays an important role.*

**Zusammenfassung:** *In einem LfU-Projekt wurden mit unterschiedlichen Altlastenmaterialien vergleichende Lysimeter- und Laborversuche durchgeführt. Als Konventionsverfahren sowohl für anorganische Schadstoffe als auch für PAK werden die „S4(1:2)“-Elution bzw. eine alternative 1:1-Extraktion vorgeschlagen. Im Weiteren folgt für die Untersuchung auf PAK ein Vorschlag für eine fest/flüssig-Abtrennung, bei der die Trübung eine wichtige Rolle spielt.*

Keywords: lysimeter, seepage water concentrations, elution methods, PAH

Schlagworte: Sickerwasserprognose, Emissionsabschätzung, Lysimeter, Elution, PAK

### 1 Einleitung

Im Anschluss an das LfU-Projekt „Emissionsabschätzung/Prüfwerte“ [SCHEITHAUER ET AL., 2003] mit Schwerpunkt anorganische Schadstoffe sollten in einem weiteren F&E-Vorhaben mit dem Kurztitel „In situ-Verfahren“ Lysimeter- und Laboruntersuchungen auf organische Schadstoffe (PAK), ausgeweitet werden [SCHEITHAUER ET AL., 2006]. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf der zeitlichen Variabilität der organischen Schadstoffkonzentrationen und dem Einfluss von partikelgebundenem Transport auf die Sickerwasserkonzentrationen. Insbesondere sollte geprüft werden, wie stark sich Starkniederschlagsereignisse auf das Freisetzungsverhalten von kolloiden Partikeln und damit u. U. auch auf Konzentrationen und Frachten auswirken können.

Im Weiteren sollte der Säulenversuch nach LUA-NRW-MERKBLATT NR. 20 (2000) bei unterschiedlichen Bodenmaterialien zur Anwendung kommen, um weitere Erfahrungen mit dieser Methode zu sammeln. Dieser Säulenversuch ist in Bayern mittlerweile gemäß LFW-MERKBLATT 3.8/1 (2001) im Rahmen einer Altlastenerkundung auf PAK durchzuführen. Als Alternative zu einem Säulenversuch wird oftmals nach wie vor in der praktischen Altlastenbeurteilung auf PAK die S4-Elution durchgeführt. Im Vorhaben sollten von unterschiedlichen PAK-haltigen Bodenmaterialien sowohl Säulen- als auch Elutionsversuche vergleichend durchgeführt werden. Dabei sollte in erster Linie untersucht werden, ob ein einfach durchzuführender Batchversuch, wie z. B. S4-Elution oder 1:1-Extraktion, bei definierter Versuchsvorschrift anstelle eines deutlich aufwendigeren Säulenversuchs eingesetzt werden kann, um die gegenwärtige Sickerwasserkonzentration am Ort der Probenahme mit vergleichbarer Richtigkeit widerzuspiegeln. Dabei war geplant, den Fokus vor allem auf die problematische fest/flüssig-Abtrennung zu legen, da hierbei einerseits Minderbefunde durch Adsorptionsverluste, andererseits aber auch Überbefunde durch trübstoffsorbierte PAK-Gehalte auftreten können.

## 2 Material und Methoden

Die naturnahen Großlysimeterversuche mit „ungestört“ entnommenen Bodenmonolithen sollten in erster Linie dazu dienen, die Sickerwasserkonzentrationsbereiche und die Einflüsse auf Konzentrationsänderungen zu ermitteln [SCHEITHAUER ET AL., 2003, BERGER UND GIERIG, 2002].

Zur Validierung von Laborverfahren wurde ein neues Lysimetersystem geplant und umgesetzt [SCHEITHAUER ET AL., 2006]. Der zentrale Kern dieses Konzepts besteht aus einer dünnen Bodenmonolithschicht mit relativ großem Durchmesser, so dass sowohl Transport- bzw. Filtereffekte als auch „Wandeffekte“ möglichst gering sind. Die mit diesem System gewonnenen Sickerwasserkonzentrationen sollten mit den Konzentrationen unterschiedlicher Eluat- tests verglichen werden. Die Herstellung der Eluate erfolgte jeweils mit dem homogenisierten Bodenmaterial des entsprechenden „Dünnschichtlysimeters“ nach dem Ende der Sickerwassergewinnung. In Abb. 1 ist der Aufbau eines „Dünnschichtlysimeters“ schematisch dargestellt. Eine Beschreibung der untersuchten Böden findet sich in [SCHEITHAUER ET AL., 2006].

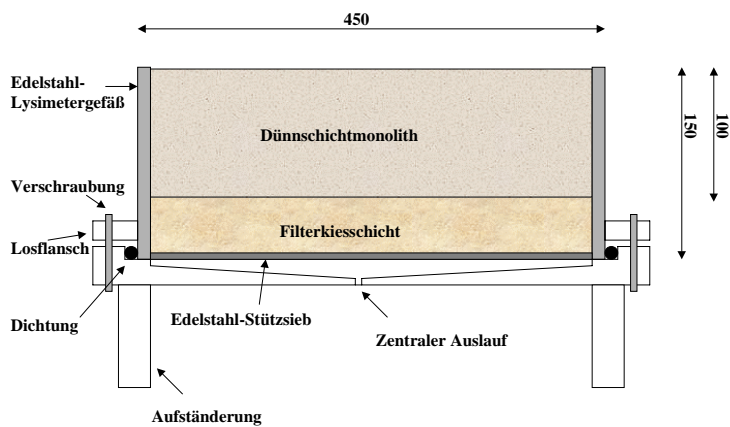


Abb. 1: Skizze eines Dünnschichtlysimeters (Zahlenangaben in mm)

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Beim Groß-Lysimeter „Kirchseeon“ (Abb. 2) zeigte sich bei der PAKges-Konzentration eine starke Korrelation zur Sickerwassermenge. Dieser Zusammenhang könnte darin begründet sein, dass bei einem starken Sickerwasserfluss hydrophobe Bereiche besser durchflossen werden können als bei schwachem Fluss. Darüber hinaus wurden besonders hohe PAK-Konzentrationen bei kurzzeitigen Starkregenereignissen beobachtet.

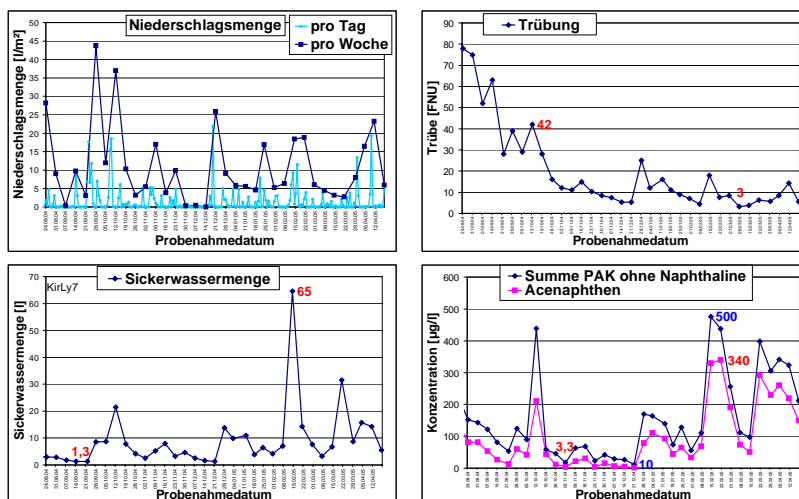


Abb. 2: Lysimeter-Sickerwasserdaten vom Lysimeter „Kirchseeon“: wöchentliche bzw. tägliche Niederschlags- und Sickerwassermengen und PAK-Konzentrationen bei wöchentlicher Probenahme

Letztere führen zu einem erhöhten Austrag an Trübstoffen und damit daran gebundenen PAK. Ein Vergleich der Diagramme für Trübung und PAKges weist allerdings keinen generell eindeutigen Zusammenhang auf. Insbesondere zu Beginn des Messzeitraums lagen hohe Trübungswerte, aber keine adäquat hohen PAKges-Konzentrationen vor. Auch die Einzel-PAK zeigten eine deutliche Korrelation zwischen der Konzentration und der Sickerwassermenge mit teilweiser Überprägung durch Starkregenereignisse bzw. Trübung. Ein besonders wichtiges Ergebnis bei der Auswertung der Daten ist die starke zeitliche Streuung der PAKges-Konzentrationen, welche von ca. 10 bis 1000 µg/l reichen. Diese Beobachtung führt zu der Frage, welchen Konzentrationsbereich des natürlichen Sickerwassers ein Laborverfahren für die Untersuchung auf PAK widerspiegeln soll, wenn die zeitliche Streuung der PAK-Konzentrationen bis zu 2 Größenordnungen ausmachen kann.

Für die Untersuchung auf organische Schadstoffe, wie z. B. PAK, sind in der BBodSchV Säulen- oder Lysimeterversuche vorgegeben. Lysimeterversuche sind i. d. R. jedoch sehr aufwendig und teuer und kommen daher in der praktischen Altlastenbearbeitung nur in Einzelfällen zur Anwendung. Der Aufwand und die Kosten für einen Labor-Säulenversuch sind zwar im Vergleich zu einem Lysimeterversuch erheblich geringer. Ein einfacher Eluattest ist jedoch noch günstiger und weniger aufwendig. Einer der Hauptgründe für die Bevorzugung des Säulenversuchs gemäß BBodSchV liegt in der Tatsache, dass viele Säulenperkolate aufgrund der Eigenfiltration des Bodenmaterials nicht unbedingt aufbereitet werden müssen. Bei Bodeneluaten liegt dagegen immer eine Suspension vor, für die eine fest/flüssig-Abtrennung durchgeführt werden muss. Eine fest/flüssig-Abtrennung ist jedoch bei hydrophoben Schadstoffen immer mit unterschiedlich starken Adsorptionsverlusten an Gefäß- und/oder Filtermaterialien verbunden. Adsorptionsversuche mit feststofffreien, wässrigen PAK-Standardlösungen zeigten jedoch, dass auch beim Säulenversuch erhebliche Adsorptionsverluste auftreten können [SCHEITHAUER ET AL., 2006]. Des Weiteren können in den Säulenperkolaten von zahlreichen Bodenmaterialien die Trübungswerte erheblich größere Werte als 1 FNU annehmen: bis 20-60 FNU auch nach Austausch von 10 Porenvolumina. Daher kann auch bei Säuleneluaten eine zu weiteren Minderbefunden führende fest/flüssig-Abtrennung notwendig sein, wenn trübstoffbedingte Überbefunde vermieden werden sollen. Außerdem ist der Säulenversuch für bindige und stückige Materialien nicht oder nur sehr schlecht geeignet.

Aus den oben beschriebenen Gründen wurden in vorliegender Arbeit die PAK-Konzentrationen von Säulenperkolaten (Säulenversuch gemäß LUA-NRW-Merkblatt Nr. 20) mit denen von Eluaten (S4 und 1:1-Extraktion) verglichen. Das Ziel dabei war die Überprüfung der Eignung eines einfachen Eluattests zur Abschätzung der PAK-Konzentrationen im Sickerwasser am Ort der Probenahme. Die 1:1-Extraktion hat den Vorteil, dass es – ähnlich zur Bodensättigungsextraktion – ein enges fest/flüssig-Verhältnis und eine geringe mechanische Beanspruchung der Probe aufweist. Außerdem erfordert das Verfahren wenig Aufwand, das fest/flüssig-Verhältnis ist immer gleich und es ist für unbehandelte Originalproben mit Grobkornanteil einsetzbar. Daneben liefert die Methode - oftmals im Gegensatz zum BoSE - ausreichend Analysenlösung und die fest/flüssig-Abtrennung verläuft generell problemlos [SCHEITHAUER ET AL., 2003].

Aufgrund der hohen Hydrophobizität der PAK ist mit einer starken Abhängigkeit der PAK-Konzentration von der Trübung zu rechnen. In Abb. 3 sind exemplarisch die PAK-Konzentrationen vom Lysimeter-Sickerwasser „Pasing“ in Abhängigkeit von der Trübung dargestellt, die sich aufgrund unterschiedlicher Vorbehandlung (nicht zentrifugiert bzw. zentrifugiert) eingestellt hat. Im Fall des Sickerwassers „Pasing“ wurde durch die Zentrifugation (bei 2000 g) die Trübung von 85 auf 1,8 FNU reduziert. Gleichzeitig verringerte sich die PAKges-Konzentration immerhin um ca. den Faktor 8. Bei den Einzel-PAK war die Abhängigkeit – wie zu erwarten – bei den leichteren PAK, wie z. B. Acenaphthen deutlich geringer ausgeprägt als bei den schwereren PAK (z. B. Benazo(a)anthracen).

Bei Anwendung von Batchtests zur Simulation von Sickerwasser am Ort der Probenahme ist immer eine Aufbereitung der wässrigen Boden-Suspensionen durchzuführen, um die flüssige von der festen Phase zu trennen. Auch beim Säulenversuch kann trotz der Eigenfiltration

des Bodenmaterials eine Aufbereitung nötig sein, um zu hohe Trübungswerte auszuschließen. Aufgrund der Hydrophobizität der PAK ist bei einer fest/flüssig-Abtrennung, d. h. Zentrifugation und/oder Filtration immer mit Minderbefunden durch Adsorptionsverluste an Gefäß- und Filtermaterialien zu rechnen. Andererseits kann eine unrealistisch hohe Trübung zu erheblichen Überbefunden führen. Dieser Tatsache wurde beispielsweise im LUA-NRW-Merkblatt 20 Rechnung getragen, indem eine Zentrifugation bei 20.000 g und gegebenenfalls Filtration über Glasfaserfilter empfohlen wird, falls die Trübung der Säuleneluat > 10 FNU beträgt. In dieser Säulenversuchsvorschrift werden also auch Minderbefunde an PAK in Kauf genommen.

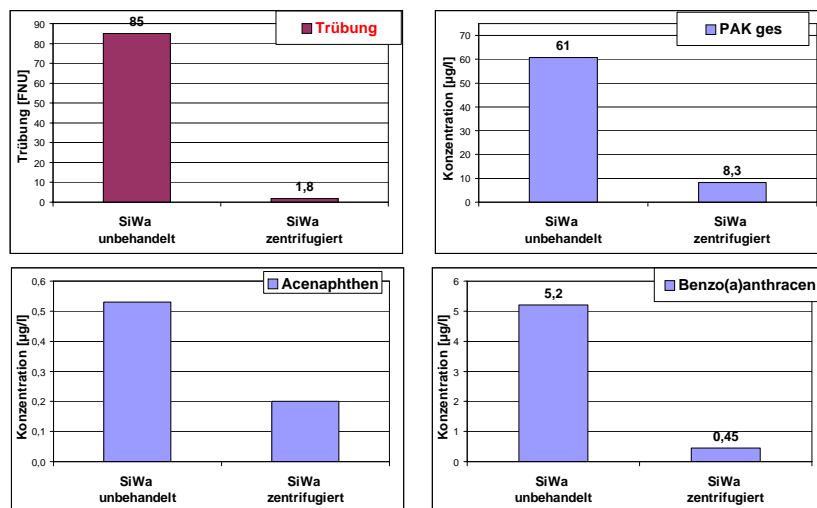


Abb. 3: Zusammenhang Trübung und PAK-Konzentration von Lysimeter-Sickerwasser (Pasing) in Abhängigkeit der Probenaufbereitung (hier: unbehandelt bzw. zentrifugiert bei 2000 g)

Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit zum Einfluss der fest/flüssig-Abtrennung auf die Trübung und damit auf die PAK-Konzentrationen ergaben wichtige Erkenntnisse, die zu einem im Folgenden beschriebenen Vorschlag einer (gestuften) Verfahrensvorschrift zur Eluat-Aufbereitung führten.

Wird davon ausgegangen, dass die Trübung im Sickerwasser beim Eintritt in das Grundwasser aufgrund der Filterwirkung des Bodens weitgehend trübstofffrei ist, dann sollten auch (Säulen-)Eluate zur Simulation der PAK-Konzentrationen im Sickerwasser am Ort der Probenahme „weitgehend trübstofffrei“ sein. Im Trinkwasserbereich haben trübstofffreie Wässer Trübungen kleiner 0,1 FNU. „Weitgehend trübstofffrei“ sind nach eigener, willkürlicher Definition Lösungen mit einer gemessenen Trübung um 1 FNU. Dieser Wert entspricht übrigens auch der Anforderung der TRINKWASSERVERORDNUNG (2001). Um trübstoffbedingte Überbefunde zu vermeiden, sollten die auf PAK zu untersuchenden Lösungen diesen Trübungswert nicht wesentlich überschreiten. Zu demselben Schluss kamen auch [BETHMANN ET AL., 1995 und 1996].

Die Versuche zeigten jedoch, dass bei vielen Bodenmaterialien dieser geringe Trübungswert weder durch eine alleinige Zentrifugation noch durch eine Filtration über einen 0,7 µm-Glasfaserfilter in einer reproduzierbaren Weise erreicht werden kann. Allerdings können gemäß den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit nur in diesen Fällen allzu große Minderbefunde durch Adsorptionsverluste vermieden werden. Gemäß Untersuchungen des TZW [BETHMANN ET AL., 1995 und 1996] werden Trübungswerte < 1 FNU erhalten durch direkte Membranfiltration mittels einer Druckfiltrationsapparatur mit einer Kombination aus Membranfilter (regenerierte Cellulose) und aufgelegtem Glasfaservorfilter. Hohe Adsorptionsverluste am Membranfilter wurden dabei in Kauf genommen. Eine Vergleichsstudie mit mehreren teilnehmenden Labors wies für dieses Verfahren jedoch eine schlechte Reproduzierbarkeit hinsichtlich der ermittelten PAK-Konzentrationen auf [BETHMANN ET AL., 1997].

Ein Vorschlag für eine praktikable und u. E. prinzipiell reproduzierbare fest/flüssig-Abtrennung beinhaltet die Durchführung eines gestuften Vorgehens. Zunächst wird die Eluat-suspension bei festgelegter g-Zahl (2000 g) zentrifugiert (Edelstahl- oder PFA-Becher). Als

Kriterium für eine ausreichende Zentrifugation dient jedoch nicht die Zentrifugationsdauer, sondern die sich einstellende End-Trübung. Die Analysenlösung sollte „weitgehend“ trübstofffrei sein, also bei ca. 1-2 FNU liegen. Zur Abtrennung schwimmender Partikel, wie z. B. Holzkohle, sollte nach der Zentrifugation in jedem Fall eine Filtration über einen groben Glasfaserfilter folgen. In den Fällen, bei denen die Trübung nach 30 min noch weit über 20 FNU liegt, sollte weiter zentrifugiert werden, bis im End-Zentrifugat eine moderate Trübung um 20 FNU gemessen wird. Bei einer Filtration ist bei dieser Trübung der Lösung keine wesentliche Eigenfiltration mehr zu erwarten. Zur Erreichung einer Trübung um 1-2 FNU muss das Zentrifugat noch membranfiltriert werden (0,45 µm, regenerierte Cellulose, Filterdurchmesser 142 mm). Mit dieser Aufbereitungsart müssen zwar erhebliche Minderbefunde durch Adsorptionsverluste am Membranfilter v. a. bei den schweren PAK in Kauf genommen werden. Diese Vorgehensweise hat den jedoch den Vorteil, dass unabhängig von der Zentrifugenausstattung unterschiedlicher Labors der gleiche Trübungswert erhalten werden kann.

Im Folgenden werden Ergebnisse vorgestellt, die Aussagen liefern hinsichtlich Vergleichbarkeit der Sickerwasserkonzentrationen aus Dünnschicht-Lysimetern mit denen von (Säulen-)Eluaten.

Im Falle eines monolithisch entnommenen Altlastenbodens streuten die PAK<sub>ges</sub>-Konzentrationen bis ca. zum Faktor 10 (Abb. 4). Am Ende der Sickerwassergewinnung wurde das Material vorsichtig gemischt, und es wurden Laborversuche damit durchgeführt. Säulenversuch und Batchtests lagen nicht weit auseinander, wobei auch beim Säulenversuch eine fest/flüssig-Abtrennung wegen zu hoher Trübung (größer 90 FNU) durchgeführt werden musste. Außerdem werden zumindest die höheren Sickerwasserkonzentrationen ziemlich gut wiedergespiegelt.

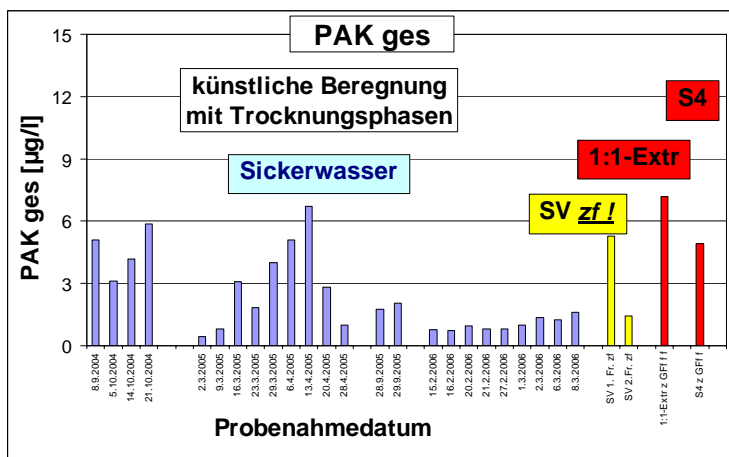


Abb. 4: Dünnschichtlysimeter-Sickerwasser von NeuDly1, Säulenversuch SV (nach LUA-NRW M20), S4 und 1:1-Extraktion: Vergleich der PAK-Konzentrationen bei ähnlichen Trübungswerten. Sickerwasser: keine Aufbereitung, (Säulen-) Eluate: zentrif. bei 2000 g bis ca. 20 FNU, anschließend Filtration über 0,45 µm-RC55-14 (Kürzel: zf)

In Abb. 5 sind die Ergebnisse der Laboruntersuchungen mit dem homogenisierten Bodenmaterial eines weiteren „ungestört“ entnommenen Bodenmonolithen nach dem Ende der Sickerwassergewinnung vergleichend gegenübergestellt.

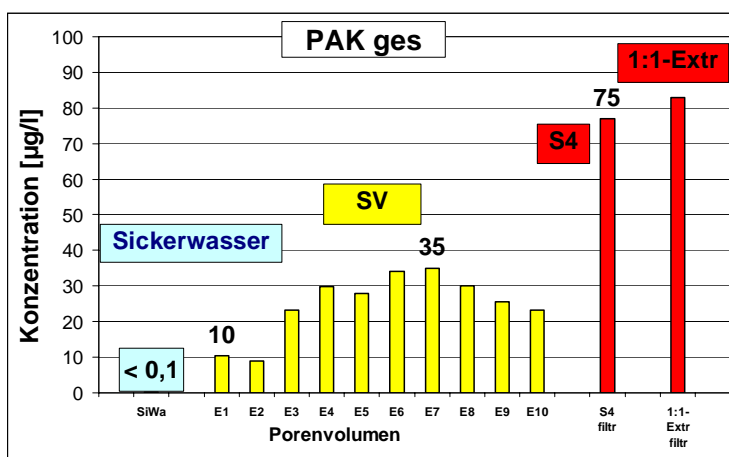


Abb. 5: Dünnschichtlysimeter-Sickerwasser von NeuDly2, Säulenversuch SV (nach LUA-NRW M20), S4 und 1:1-Extraktion: Vergleich der PAK-Konzentrationen bei ähnlichen Trübungswerten. Sickerwasser und Säuleneluate: keine Aufbereitung, Eluate: zentrif. bei 2000 g bis ca. 20 FNU, anschließend Filtration über 0,45 µm-RC55-14. Zunächst fällt auf, dass sowohl

die PAK-Konzentrationen beim Säulenversuch nach LUA-NRW Merkblatt 20 als auch der Elutionsversuche S4 und 1:1-Extraktion alle erheblich höher (mehr als 2-3 Größenordnungen für PAKges) als die im Sickerwasser waren, obwohl die Trübung in allen Fällen relativ gering war. Die PAK-Konzentrationen im Sickerwasser von NeuDLY2 lagen im gesamten Messzeitraum unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,01 µg/l je Einzel-PAK). Offensichtlich war die Gefügezerstörung bei der Probenahme in diesem Fall so groß, dass zahlreiche Poren mit mobilisierbaren PAK freigelegt wurden, die bei der ungestörten Durchströmung von Sickerwasser nicht zugänglich waren.

Im Weiteren ist festzustellen, dass die Unterschiede bei den Konzentrationen im Säulenversuch und bei den Eluaten, die zentrifugiert und filtriert wurden, nur relativ gering waren. Auch in diesem Fall liefert ein einfacher S4-Versuch bzw. eine 1:1-Extraktion einen vergleichbaren Konzentrationswert wie der wesentlich aufwendigere Säulenversuch.

#### **4 Schlussfolgerungen**

Die Lysimeterversuche zur Untersuchung auf organische Schadstoffe belegen, dass die PAK-Konzentrationen zeitlich stark, d. h. um bis zu 2 Größenordnungen streuen können. Dabei konnten zumindest 2 Ursachen für die unregelmäßigen Streuungen ausgemacht werden. Zum einen führten hohe Trübungswerte zu höheren PAK-Konzentrationen, zum anderen wurde ein Zusammenhang der PAK-Konzentrationen zur Sickerwassermenge festgestellt. Letzteres hängt höchstwahrscheinlich mit einer veränderten Wegsamkeit des Sickerwassers bei unterschiedlichen Sickerwasserflüssen zusammen und kann weder mit einem Säulenversuch noch mit einem Eluattest simuliert werden.

Nach den Erfahrungen im vorliegenden Projekt ist der Säulenversuch gemäß LUA-NRW-Merkblatt Nr. 20 ein prinzipiell gut geeignetes Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Probenahme. Allerdings ist das Verfahren ziemlich zeitaufwendig und nicht für alle Materialien geeignet (schlecht durchlässiges oder grob stückiges Material). Außerdem zeigen die Ergebnisse, dass mit einem Säulenversuch die Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Probenahme nicht unbedingt realitätsnäher wiedergespiegelt werden als mit einem einfachen Eluattest bei entsprechender fest/flüssig-Abtrennung. Die Vergleiche zwischen Säulenversuch und Batchtests ergaben eine im Rahmen der Genauigkeit bei Altlastenuntersuchungen ziemlich gute Übereinstimmung der PAK-Konzentrationen. Teilweise lag auch eine akzeptable Übereinstimmung der PAK-(Säulen-)Eluatkonzentrationen mit den oberen Sickerwasserkonzentrationen der Dünnschichtlysimeter vor. In einem der untersuchten Fälle ergaben jedoch sowohl Säulen- als auch Batchversuch – bei untereinander vergleichbaren Ergebnissen – eine massive Überschätzung der Sickerwasserkonzentrationen. Offensichtlich können bereits durch die Gefügezerstörung bei der Probenahme große Mengen an vorher unzugänglichen Oberflächen freigelegt werden, an denen PAK adsorbiert sind. Dies kann zu einer erheblichen Überschätzung der aktuellen PAK-Sickerwasserkonzentration führen.

Darüber hinaus wurde bei Adsorptionsversuchen mit feststofffreien PAK-Standardlösungen festgestellt, dass bei Säulenversuchen selbst erhebliche PAK-Minderbefunde auftreten, die höchstwahrscheinlich durch den notwendigen Gebrauch von Glasfritten oder Quarzsandfilter verursacht werden.

Aus den oben genannten Gründen wird zur Abschätzung der PAK-Konzentrationen im Sickerwasser am Ort der Probenahme – wie bei der Anorganik – ein einfacher Eluattest („S4(1:2)-Elution bzw. die 1:1-Extraktion) als Konventionsverfahren vorgeschlagen. Mitentscheidend für eine prinzipielle Eignung eines einfachen Eluattests ist jedoch eine reproduzierbare fest/flüssig-Abtrennung der Eluate. Ein Vorschlag einer praktikablen fest/flüssig-Abtrennung wurde im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erarbeitet.

## 5 Literatur

BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, Bundesgesetzblatt I, Nr. 36, S. 1554 – 1582.

BERGER, W; GIERIG, M. (2002): Bodenmonolith-Untersuchungen zum Schwermetalltransport im Rahmen der Altlastenbearbeitung in Bayern, GSF-Bericht 05/02, S. 103-110.

BETHMANN, D.; STIEBER, M.; BRAUCH, H. J.: DVGW-Technologiezentrum Wasser im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Untersuchungen zur Entwicklung und Optimierung von Elutionsverfahren für die Beurteilung von Grundwassergefährdungen durch organische Schadstoffe aus Altlasten oder Schadensfällen, Karlsruhe, Teil 1, April 1995, Teil 2, November 1995 und Teil 3; Juli 1996.

DIN 38414 (S4) (1984): Schlamm und Sedimente, Best. d. Eluierbarkeit mit Wasser, Beuth-Verlag.

DIN EN 12457-2 (2003): Charakterisierung von Abfällen: Auslaugung – Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 2 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm.

LFW-MERKBLATT 3.8/1 (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen, Wirkungspfad Boden-Gewässer-Slg LfW Nr. 3.8/1, Bayer. LfW, 2001.

LUA-MERKBLATT NR. 20 (2000): Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.

LUA-NRW (2003): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung „Boden-Grundwasser“, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen (2003).

SCHEITHAUER, M.; GIERIG, M.; ERHARD, L.; REXER, U. (2003): Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben „Emissionsabschätzung /Prüfwerte“, Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 2003.

SCHEITHAUER, M.; GIERIG, M.; ERHARD, L.; REXER, U. (2006): Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben „In-situ-Verfahren“, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2006.

TRINKWASSERVERORDNUNG (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch TrinkwV 2001 – Trinkwasserverordnung, BGBl. I Nr. 24, S. 959, 2001.



# Aussagekraft unterschiedlicher Elutionsverfahren für die Beurteilung von Bodenproben

Ina Scheuering<sup>1</sup>, Wolfgang Berger<sup>2</sup>, Stefan Peiffer<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt, Demollstraße 31, 82407 Wielenbach

<sup>2</sup> Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 81925 München

<sup>3</sup> Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

e-mail: [Ina.Scheuering@lfu.bayern.de](mailto:Ina.Scheuering@lfu.bayern.de)

**Abstract:** *The comparison of different leaching tests showed in most cases significantly higher concentrations by gaining the soil saturation extract (SSE). Compared with lysimeter seepage water the SSE overestimated in many cases the concentration of the lysimeter seepage water.*

**Zusammenfassung:** *Eine Vergleichsuntersuchung von verschiedenen Laborverfahren zeigte in den meisten Fällen beim Bodensättigungsextrakt (BSE) die höchsten Konzentrationen. Bei der Anwendung des BSE kommt es durch die Probenaufbereitung zu einem signifikanten Einfluss auf das Eluatergebnis. Verglichen mit Lysimetersickerwasser zeigte der BSE häufig eine Überschätzung der mittleren Sickerwasserkonzentration am Ort der Probenahme.*

Keywords: leaching tests, lysimeter seepage water, comparison of leaching tests, soil sampling

Schlagworte: Elutionsverfahren, Lysimetersickerwasser, Methodenvergleich, Bodenprobenahme

## 1 Einleitung

Für die Beurteilung von Böden werden international unterschiedliche Untersuchungsverfahren herangezogen. In Deutschland wird für abfallrechtliche Fragen als Elutionsverfahren die DIN EN 12457 (2003) (S4-Verfahren) verwendet. In der BBodSchV (1999) wird dem Bodensättigungsextrakt (BSE) als Elutionsverfahren eine bevorzugte Stellung eingeräumt. Ursprünglich wurden diese Methoden für andere Anwendungen als die Ermittlung von Sickerwasserkonzentrationen am Ort der Probenahme entwickelt. Dies hat zu einer anhaltenden Diskussion über die tatsächliche Durchführbarkeit der Methoden im Einzelfall geführt. Der BSE und das S4-Verfahren sind klassische Batchtests. Eine zeitliche Betrachtung der Stofffreisetzung erfolgt bei dem jeweiligen Verfahren nicht. Der gewonnene Analysenwert beschreibt lediglich die unter den gewählten Versuchsbedingungen maximal freisetzbare Stoffkonzentration bzw. Stoffmenge in einer wässrigen Lösung unter Gleichgewichtsbedingungen. Beim Säulenversuch kann die zeitliche Entwicklung einer Stofffreisetzung innerhalb der Versuchsdurchführung erfasst werden. Wie der beobachtete zeitliche Verlauf auf natürliche Bedingungen im Untergrund übertragen werden kann bzw. wie die Ergebnisse interpretiert und bewertet werden, ist von der Zielsetzung und der Durchführung des Säulenversuchs abhängig.

Im Rahmen des F&E-Vorhabens „Säulenversuche“ des Bayerischen Landesamtes für Umwelt wurde eine Vergleichsuntersuchung von verschiedenen Laborverfahren (BSE-Verfahren, S4-Verfahren und wassergesättigter Säulenversuch) anhand von 26 unterschiedlich kontaminierten Boden- und Bauschuttproben vorgenommen, von denen vier dieser Untersuchungsmaterialien im vorliegenden Beitrag näher erläutert werden. Bei diesen Materialien erfolgt zusätzlich eine Bewertung der Ergebnisse aus Batchverfahren anhand von Daten aus Großlysimeteruntersuchungen. Zudem wurde der Einfluss der Gefügezerstörung durch die Probenaufbereitung auf das Ergebnis der Elutionsverfahren untersucht. Hierzu wurden zum einen in einem wassergesättigten Säulenversuch die Untersuchungsmaterialien bis einer nahezu gleichbleibenden Austragskonzentration eluiert. Anschließend wurde das jeweili-

ge Untersuchungsmaterial aus der Säule ausgebaut und mit Hilfe des BSE- und S4-Verfahrens erneut eluiert. Daneben wurde das nach Beendigung der Großlysimeteruntersuchungen am GSF-Forschungszentrum ausgebaute Referenzmaterial RM HMVA (Ly) mit Hilfe des BSE- und S4-Verfahrens eluiert. Die daraus gewonnenen Ergebnisse wurden der Sickerwasserkonzentration, die zum Ende der Lysimeteruntersuchung beobachtet wurde, vergleichend gegenübergestellt. Es wurde die anorganische Stoffgruppe betrachtet.

## 2 Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden die drei Referenzmaterialien Boden, Hausmüllverbrennungsasche (HMVA) und Bauschutt aus dem Förderschwerpunkt "Sickerwasserprognose" des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (Berger & Kalbe, 2003) sowie das Probenmaterial Seg\_M3 vom Untersuchungsstandort "Segnitz" verwendet. An dem Untersuchungsstandort wurde ein Bodenmonolith für Großlysimeteruntersuchungen gewonnen (Berger & Gierig, 2003). In „Segnitz“ wurden Produktionsabfälle aus der Kupferarsenitacetat-Herstellung (Schweinfurtergrün,  $3 \text{ Cu}(\text{AsO}_2)_2 \cdot \text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ ) verfüllt.

Zur Untersuchung des Einflusses der Probenaufbereitung auf das Ergebnis der Elutionsverfahren wurde zusätzlich das RM HMVA (Ly) verwendet. Hierbei handelt es sich um das Referenzmaterial HMVA aus BMBF-Förderschwerpunkt Sickerwasserprognose, das nach Beendigung in einer Großlysimeteruntersuchung (Untersuchungszeitraum: 33 Monate) aus dem Großlysimeter des GSF-Forschungszentrums Neuherberg ausgebaut und bereitgestellt wurde.

Das S4 1/10-Verfahren wurde nach den Vorgaben der DIN EN 12457-4 durchgeführt. Neben dem üblichen Wasser-/ Feststoffverhältnis von 10:1 (S4 1/10) wurde der gleiche Versuchsansatz entsprechend der DIN EN 12457-1 mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 2:1 (S4 1/2) durchgeführt. Das BSE-Verfahren wurde in Anlehnung an die BBodSchV, Anhang 2, durchgeführt. Abweichend zur dort beschriebenen Methodenvorschrift erfolgten der Vorbefeuchtungsschritt sowie das Einstellen der Fließgrenze nach subjektiven Kriterien. Um die Versuchseinstellung zu vereinheitlichen, die Anwendbarkeit der Methode auf ein möglichst breites Spektrum von Lithologien zu erweitern und das gewinnbare Eluatvolumen zu erhöhen, wurden von Scheithauer & Berger (2004) in Anlehnung an die Versuchsvorschrift des BSE-Verfahrens ein definiertes Wasser-/Feststoffverhältnis von 1:1 (Extr 1/1) vorgeschlagen. Bei allen Proben erfolgte die Filtration in einer Druckfiltrationseinheit mit einer Filter-Porenweite von  $0,45 \mu\text{m}$  (Cellulose-Nitrat-Filter) und vorgeschalteter Zentrifugation in einer gekühlten Megazentrifuge (in Anlehnung an Anhang 2 der BBodSchV).

Die Säulenversuche wurden als Auslaufsäule mit einem Längen-/Durchmesserverhältnis von 4,7:1 ( $L = 200 \text{ mm}$ ,  $D_i = 42 \text{ mm}$ ) unter konstanter Umgebungstemperatur von  $10^\circ \text{C}$  durchgeführt. Das Material der verwendeten Säulen bestand aus Plexiglas mit integrierten Filterfritten aus Polyethylen (Porenweite  $100 \mu\text{m}$ ). Die unter Wassersättigung schrittweise gefüllte Säule wurde nach einer Kontaktzeit von 24 h abhängig vom Untersuchungsmaterial mit einer Fließrate von 0,05 bis 0,08 ml/min betrieben, sodass ein Austausch des theoretischen Porenvolumens (PV) der Säule innerhalb von 24 h erfolgte. Die Probenahme erfolgte nach jeweils einem PV.

Für die Auswertung der Ergebnisse aus den BMBF-Referenzmaterialien wurden die Daten aus den Lysimeteruntersuchungen, durchgeführt am Institut Agrosphäre (Forschungszentrum Jülich GmbH), verwendet (Pütz & Vereecken, 2003), verwendet. Das Sickerwasser wurde mittels Saugkerzen unterhalb des jeweiligen Referenzmaterials gewonnen. Die Daten der Lysimeteruntersuchung zum Material "Segnitz" wurden an der Lysimeterstation Wielenbach, der Versuchsstation des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, erhoben. Die Sickerwassergewinnung erfolgte an einem Bodenmonolithen mit Hilfe eines Schwerkraftlysimeters (Berger & Gierig, 2003).

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der Batchtests untereinander zeigt, dass mit dem BSE-Verfahren unabhängig vom Untersuchungsmaterial und Parameter gegenüber allen anderen Verfahren meist deutlich höhere Stoffkonzentrationen ermittelt werden. Das S4 1/10-Verfahren weist die vergleichsweise geringsten Konzentrationen auf. Die 1/1-Extraktion und das S4 1/2-Verfahren lassen sich im Bereich zwischen dem BSE und dem S4 1/10-Verfahren einordnen. Abweichend hiervon weist bei Seg\_M3 das Element Antimon in allen Batchversuchen einen vergleichbaren Wert (Abb. 1).

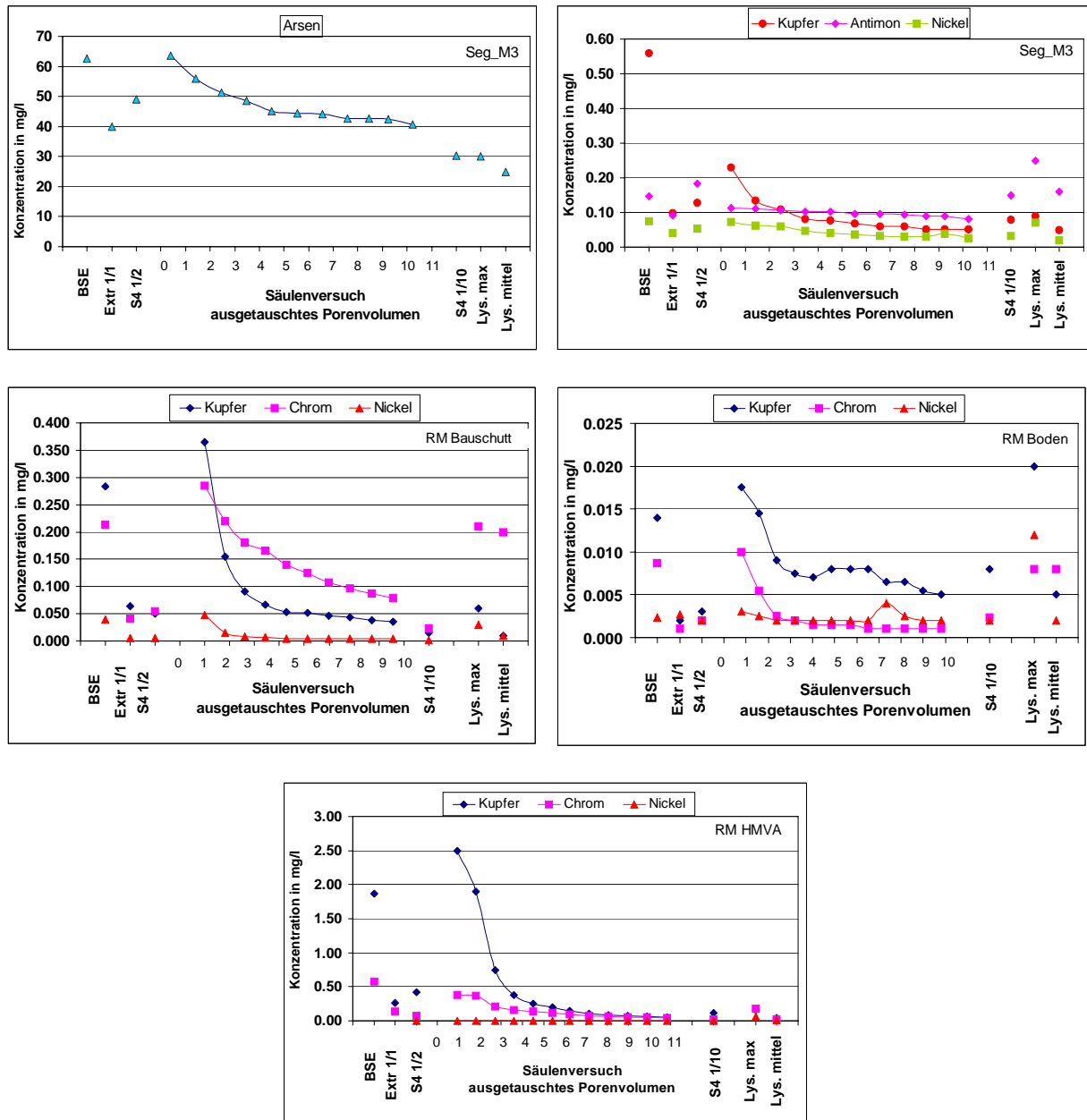


Abb. 1: Graphische Darstellung der Ergebnisse der Elutionsuntersuchung und Vergleich mit Lysimetersickerwasser am Material Seg\_M3 (oben) und am Referenzmaterial Bauschutt (mitte), Boden (mitte), HMVA (unten).

Bei der Gegenüberstellung der Batchtests mit dem Säulenversuch lässt sich erkennen, dass die hohen Konzentrationen des BSE im Bereich der Anfangskonzentration der Säulenversuche (erstes ausgetauschtes Porenvolumen) liegen. Hiervon abweichend wurde bei den Materialien Seg\_M3 bei dem Element Kupfer ein deutlich höherer Wert beim BSE im Vergleich

zum Anfangswert des Säulenversuchs ermittelt. Die Werte aus dem S4 1/10-Verfahren sind mit den Werten aus dem Säulenversuch zu Versuchsende (ca. 10. Porenvolumen) gut vergleichbar. Die Ergebnisse aus der 1/1-Extraktion bzw. dem S4 1/2-Verfahren erreichen (bei einer leichten Streuung der Werte) die Größenordnung des Säulenversuchs nach dem Austausch von zwei bis drei Porenvolumen. Eine Ausnahme bildet das Referenzmaterial Bauschutt bei der 1/1-Extraktion. Der Konzentrationsverlauf der Säulenversuche ist charakterisiert durch einen raschen Abfall einer hohen Anfangskonzentration vom ersten bis dritten bzw. fünften Porenvolumenaustausch. Danach nehmen die Werte nur noch geringfügig ab (Abb. 1).

Die Reaktion der Stofflösung einer Feststoffphase in einem Dreiphasensystem ist von vielen Einflussgrößen wie beispielsweise pH-Wert, Temperatur, Ionenstärke der wässrigen Phase als auch von der zur Verfügung stehenden Reaktionszeit abhängig. Das komplexe System der Stofflösung kann nicht mit einem einfachen Laborverfahren abgebildet werden. Hier wird die Stofflösung allgemein mit dem Begriff „Desorption“ beschrieben, ohne auf die spezifischen Freisetzungsprozesse einzugehen. Es wird lediglich geprüft, ob die Stofflösung verfügbarkeits- oder löslichkeitslimitiert ist. Es handelt sich um eine löslichkeitslimitierte Stofffreisetzung, wenn ein nahezu unendlicher Feststoffvorrat unabhängig von der zur Verfügung stehenden Wassermenge eine nahezu gleiche Lösungskonzentration bewirkt. Das bedeutet, die Konzentrationen verschiedener Batchverfahren (BSE-Verfahren, S4-Verfahren) weisen unabhängig vom jeweiligen Wasser-/Feststoffverhältnis weitgehend übereinstimmende Werte auf. Um eine verfügbarkeitslimitierte Stofffreisetzung handelt es sich, wenn ein begrenzter Feststoffvorrat infolge von Abreicherung je nach zur Verfügung stehender Wassermenge unterschiedliche Lösungskonzentrationen bewirkt. Das BSE-Verfahren mit seinem engen Wasser-/Feststoffverhältnis ermittelt in der Regel eine höhere Konzentration als das S4-Verfahren mit einem relativ großen Wasser-/Feststoffverhältnis

In der Natur überlagern sich die verschiedenen Stofffreisetzungsprozesse, so dass nicht immer eindeutig unterschieden werden kann, ob eine löslichkeits- bzw. verfügbarkeitslimitierte Stofffreisetzung dominiert. Ferner wird die Unterscheidung der einzelnen Prozesse durch laborbedingte Artefakte erschwert. Nicht selten kommt es bei der Durchführung von Laborverfahren zu starken Abweichungen von der realen Situation, die in erster Linie durch Gefügezerstörungen der Feststoffproben, durch unterschiedliche Reaktionszeiten der jeweiligen Laborverfahren und dem schwierigen Trennungsschritt von Fest- und Flüssigphase erklärt werden können. Ringversuche belegen für ein Laborverfahren eine Reproduzierbarkeit von rund 50 % (LICHTFUSS, 2003).

Verschiedene Untersuchungen belegen, dass mit dem BSE-Verfahren gegenüber dem S4-Verfahren in der Regel die höheren Konzentrationen erzielt wurden (BIELERT ET AL., 1999; LICHTFUSS, 2003; SCHEITHAUER & BERGER, 2004; PEIFFER ET AL., 2003; LEUCHS ET AL., 2003; KAPP, 2003). Die BSE- und S4-Eluate aus den 26 untersuchten unterschiedlich kontaminierten Proben wurden auf eine unterschiedliche Anzahl an Elementen untersucht (LFW, 2005). Von der Gesamtzahl der untersuchten Elemente zeigen 13 % der Fälle elementunabhängig nahezu gleiche Konzentrationen beim BSE-Verfahren und S4. Das Element Antimon weist hierbei häufiger gleiche Werte auf. Auch SCHEITHAUER & BERGER (2004) können in einigen Fällen gleiche Lösungskonzentrationen bei einem Methodenvergleich von BSE-Verfahren und S4-Verfahren belegen. Dieses ähnliche Elutionsverhalten wird von uns als lösungslimitiertes Freisetzungsverhalten interpretiert. In 82 % der Fälle treten beim BSE-Verfahren gegenüber dem S4-Verfahren deutlich höhere Konzentrationen auf. Jedoch sind in 5 % der Fälle höhere Ergebnisse beim S4-Verfahren gegenüber dem BSE-Verfahren zu beobachten. SCHEITHAUER & BERGER (2004) zeigt, dass beispielsweise Blei in einem S4-Eluat bei bestimmten Proben häufiger höhere Konzentrationen aufweist als im BSE. Beide Konzentrationsunterschiede lassen sich als verfügbarkeitslimitierte Stofffreisetzung erklären. Die höheren BSE-Konzentrationen gegenüber den S4-Konzentrationen resultieren aus einem Verdünnungseffekt bedingt durch die unterschiedlichen Wasser-/ Feststoffverhältnisse. Die höheren Konzentrationen beim S4-Verfahren ergeben sich durch Materialabrieb infolge mechanischer Beanspruchung durch das Überkopfschütteln der Proben (24 Stunden). Hierbei entstehen neue Oberflächen, an denen Stofflösung stattfinden kann (erhöhte Verfügbarkeit). Eine generelle Abhängigkeit von Element und Stofffreisetzung lässt sich nicht erkennen. Ei-

ne wesentliche Bedeutung für die Stofffreisetzung im Rahmen von Elutionsuntersuchungen kommt der Bindungsform der betrachteten Elemente innerhalb der Probe zu.

Bei Batchtests ist eine Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Stofffreisetzung nicht möglich. Um dies zu erreichen, sind Säulenversuche nötig, die aufgrund einer dynamischen Versuchsanordnung Zeitrafferexperimente ermöglichen. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf reale Untergrundsituationen ist zwar schwierig, jedoch kann mit Hilfe eines Säulenversuchs die verfügbarkeits- bzw. löslichkeitslimitierte Stofffreisetzung charakterisiert werden. Für rund 96 % aller untersuchten Elemente der 26 untersuchten Bodenproben wurden ausgehend von einer relativ hohen Anfangskonzentration rasch abnehmende Werte beobachtet. Nach dem drei- bis fünffach ausgetauschten Porenvolumen wurde bis zum Versuchsende nur eine geringfügige Konzentrationsabnahme festgestellt. Dieser Konzentrationsverlauf ist als eine verfügbarkeitslimitierte Stofffreisetzung zu interpretieren. In rund 4 % der Fälle wurde im Säulenversuch für das Element Arsen eine gleichbleibende Konzentration beobachtet. Dieser Konzentrationsverlauf ist als eine lösunglimitierte Stofffreisetzung anzusehen. Der deutlich höhere Anteil (13%) der lösunglimitierten Stofffreisetzung bei Batchversuchen ist vermutlich in der Überlagerung von artefaktbedingten (Eintrag von mechanischer Energie durch das Überkopfschütteln) und rein chemischer Lösung bedingt.

Aus der grafischen Gegenüberstellung der Ergebnisse aus den verschiedenen Elutionsverfahren wird deutlich, dass die Ergebnisse aus den Batchversuchen der zeitlichen Entwicklung der Stofffreisetzung aus den Säulenversuchen zugeordnet werden können (Abb. 1). Es zeigt sich, dass die mit dem BSE-Verfahren erzielten Konzentrationen des ersten ausgetauschten Porenvolumens relativ gut vergleichbar sind. Dies kann durch das gleiche Wasser-/Feststoffverhältnis sowie durch die nahezu gleiche Reaktionszeit für die Gleichgewichtseinstellung der Verfahren erklärt werden. Die S4-Verfahren (S4 1/2, S41/10) und der Extr 1/1 sind vergleichbar mit dem mehrfach ausgetauschten Porenvolumen (> 3. Porenvolumenaustausch).

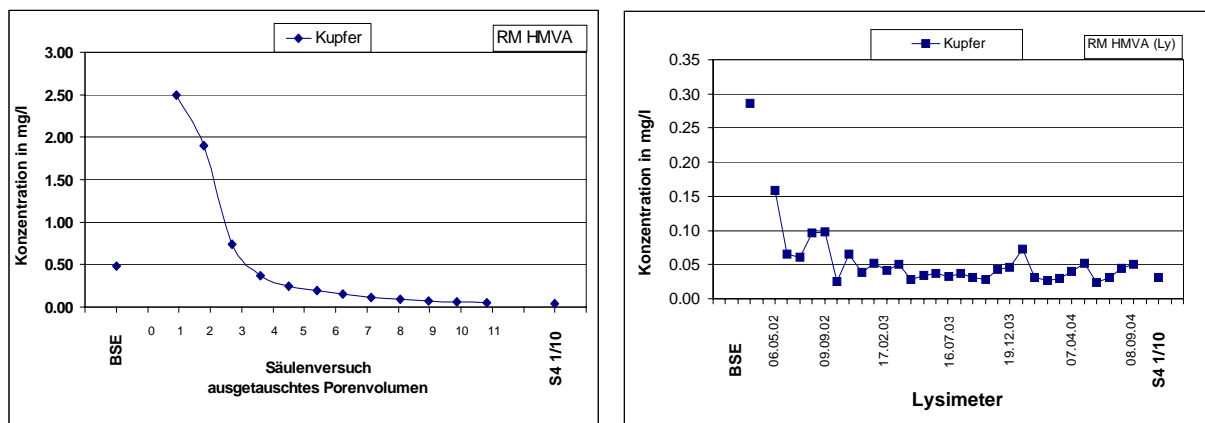


Abb. 2: Links: Vergleich BSE und S4 1/10 aus dem eluierten Material mit dem Säulenversuch aus dem Originalmaterial RM HMVA, rechts: Vergleich BSE und S4 1/10 aus RM HMVA (Ly) mit dem Lysimetersickerwasser aus RM HMVA

In Abbildung 2 sind die Ergebnisse der Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses der Probenaufbereitung auf das Eluatergebnis exemplarisch am Element Kupfer aus RM HMVA dargestellt. Es wird deutlich, dass beim BSE ausgehend vom Basisauszug im Säulenexperiment gegenüber dem S4 1/10 deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten sind (Abb. 2 links). Ähnlich verhält es sich bei der Probe RM HMVA (Ly). Hier liegt ausgehend von der Sickerwasserkonzentration zu Ende der Lysimeteruntersuchung vor allem der BSE gegenüber dem S4 1/10-Verfahren in deutlich höheren Werten vor (Abb. 2 rechts). Durch die Probenaufbereitung kommt es zu einem signifikanten Einfluss auf das Ergebnis der Elutionsuntersuchung. Insbesondere beim BSE mit seinem geringen Wasser-/Feststoffverhältnis gegenüber dem S4 1/10-Verfahren mit seinem hohen Wasser-/Feststoffverhältnis ist dieser Einfluss zu beobachten.

Der Vergleich der Laborverfahren mit dem Lysimetersickerwasser anhand der Untersuchungsmaterialien RM Bauschutt, RM Boden, RM HMVA und Seg\_M3 zeigt, dass in den vier betrachteten Fällen die Konzentrationen aus den S4-Verfahren und der Extr 1/1 im Gegensatz zum BSE-Verfahren deutlich besser mit der mittleren Lysimetersickerwasserkonzentration übereinstimmen (Abb. 1). Eine Ausnahme bildet das Element Chrom. Für Chrom zeigt das BSE-Verfahren bei den Referenzmaterialien Boden und Bauschutt eine gute Übereinstimmung mit dem Lysimetersickerwasser. Die Konzentrationen aus dem BSE-Verfahren stimmen teilweise gut mit dem vorwiegend zu Beginn auftretenden maximalen Lysimetersickerwasserkonzentrationen überein (analog zum Säulenversuch).

#### **4 Literatur**

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (LFW) (2005): Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben „Methodenentwicklung von Säulenversuchen“, Dezember 2005.

BERGER, W.; GIERIG, M. (2003): Die Lysimeterstation Wielenbach: Forschungsschwerpunkt für Sickerwasseruntersuchungen im Rahmen der Altlastenbearbeitung in Bayern. - Tagesbericht zur 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), S. 41-48.

BERGER, W.; KALBE, U. (2003): Herstellung von Referenzmaterialien, Zwischenpräsentation BMBF Förderschwerpunkt "Sickerwasserprognose", 18. - 19.02.03, Langfassung der Vorträge, S. 1-10.

BIELERT, U.; HEINRICHS, H.; BECKER, K.-W. (1999): Validierung von Bodeneluatgehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchV, Forschungsbericht 29773008/02, Texte 86/99, Umweltbundesamt, S. 118.

BUNDES-BODENSCHUTZ UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBODSCHV) (1999): Vom 12.Juli 1999, BGBl.I S. 1554.

KAPP, B. (2003): Bodensättigungsextrakt und andere Elutionsverfahren, Altlasten und Boden-News, 3/2003, Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, S. 4-10.

LEUCHS, W.; DELSCHEN, T.; BERTRAM, H.-U.; KOCH, D.; ZERBE, H.-D. (2003): Ableitung von Eluatwerten für die Verwertung von Bodenmaterial als Schüttgut-Konzept und Vorschläge für Zuordnungswerte. - In Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.-M.: Bodenschutz, 39 Lfg., Kz. 3750, 38 S., E. Schmidt-Verlag.

LICHTFUSS, R. (2003): Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung - Vergleichbarkeit, Messunsicherheit, Aussagefähigkeit, in Münchener Beiträge zur Sickerwasserprognose - Forschung und Praxis, Band 56, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, S. 187-211.

PEIFFER, ST.; HOPP, L.; BUCZKO, U.; DURNER, W. (2003): Vergleich verschiedener Elutionsverfahren im Hinblick auf die Verfahrensoptimierung zur Sickerwasserprognose von Chrom und Arsen, in Münchener Beiträge zur Sickerwasserprognose - Forschung und Praxis, Band 56, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, S. 89-110.

PÜTZ, TH.; VERECKEN, H. (2003): Vortrag Zwischenstand "Lysimeteruntersuchung-BMBF-Material", unveröffentlicht.

SCHEITHAUER, M.; BERGER, W. (2004): Vergleich verschiedener Elutionsmethoden der BBodSchV an ausgewählten bayerischen Altlastenstandorten mit Lysimeteruntersuchungen, altlastenspektrum 4/2004, S. 203-213.

# Grenzwerte der Phytotoxizität von 1 M HCl-extrahierbarem Zink im Boden

Ewa Stanisławska-Glubiak, Jolanta Korzeniowska  
Institut für Anbau, Düngung und Bodenwissenschaft - Staatliches Forschungsinstitut in Puławy,  
Department für Ackerbau- und Düngungstechniken in Jelcz-Laskowice  
ul. Łąkowa 2, 55-230 Jelcz-Laskowice  
e-mail: e.glubiak@iungwr.edu.pl

**Abstract:** *The two-factorial strict experiments were carried out in microplots on very light and medium soils. Winter wheat and red clover were used as the test crops. Regression equations were developed to describe the relation between crop yields and soluble zinc concentration in the soil. On the basis of the formulas, the critical values of the phytotoxic zinc concentration in soil were computed.*

**Zusammenfassung:** *Die Untersuchungen wurden auf Mikroparzellen in 2 Böden mit ansteigenden Zinkdosen und bei differenziertem pH durchgeführt. Bestimmt wurde die funktionale Abhängigkeit zwischen dem Ernteertrag der Testpflanzen (Klee und Sommerweizen) und dem Gehalt an 1 M HCl-extrahierbarem Zn im Boden. Berechnet wurden die Grenzwerte der Phytotoxizität von Zn im Boden.*

Keywords: soil zinc, phytotoxicity, threshold values;

Schlagworte: Zink im Boden, Phytotoxizität, Grenzwerte;

## 1 Einleitung

Die Beurteilung der Bodenbelastung mit Schwermetallen erfolgt meistens aufgrund des Gesamtschwermetallgehalts. In Polen basiert die Klassifizierung der Bodenbelastung mit Schwermetallen zu Zwecken des Umweltschutzes auch auf dem Gesamtschwermetallgehalt [Kabata-Pendias u.a. 1995].

Für die Beurteilung des Elementgehalts im Boden im Hinblick auf die Toxizität dieses Elementes für die Pflanzen kann jedoch die Zugrundelegung der sog. aufnehmbaren Formen nützlicher sein [Gorlach 1995], weil nur ein geringer Teil des gesamten Elementgehalts im Boden durch Pflanzen aufgenommen wird. Die Erreichbarkeit des Metalls für die Pflanzen hängt von einigen physikalisch-chemischen Bodeneigenschaften ab, insbesondere von der Kornzusammensetzung, der Reaktion oder dem Gehalt an organischen Stoffen.

Das Übermaß an einigen Schwermetallen, wie Zink, Kupfer und Nickel, ist schädlich für Nutzpflanzen und führt zur Ertragsminderung bereits bei einem weitgehend geringeren Gehalt im Boden als der Gehalt, der hinsichtlich der Qualität der Menschen- und Tiernahrung als ungefährlich bestimmt wurde. Daher scheint die Ermittlung der Grenzwerte phytotoxischer Elemente im Boden auf Basis der aufnehmbaren Formen nützlich zu sein, und zwar insbesondere zu Zwecken der landwirtschaftlichen Beratung. In einigen europäischen Ländern gibt es Grenzwerte sowohl für die Nahrungsqualität als auch für Schwächung des Wachstums und der Entwicklung von Pflanzen [Korzeniowska, Stanisławska].

Ziel dieser Arbeit war die Ermittlung des pflanzenschädlichen Zinkgehalts im Boden auf Basis der 1 M HCl-extrahierbaren Formen. Zur Beurteilung des Defizits an Spurenelementen in Böden Polens wird diese Lösung routinemäßig an landwirtschaftlichen Versuchsanstalten für chemische Analysen verwendet.



## 2 Material und Methoden

Durchgeführt wurden zwei Versuche auf Mikroparzellen: Der eine in leichtem Boden mit Klee als Testpflanze, der andere im mittelschweren Boden unter Sommerweizen. Die betonummantelten Versuchsparzellen mit einer Fläche je 1 m<sup>2</sup> wurden bis zur Tiefe von 60 cm entsprechend den Schichten des Bodenprofils mit Boden gefüllt. Einige physikalisch-chemische Eigenschaften dieser Böden sind in der Tabelle 1 dargestellt. Die Testpflanzen wurden über 2 Jahre angebaut. Die Versuche wurden in einem Zweifaktoren-System durchgeführt. Der erste Faktor war die Kalkdüngungsvariante, die zur Differenzierung der Bodenreaktion angewandt wurde. Der zweite Faktor war die Zinkdosis.

Varianten des ersten Faktors im Versuch im leichten Boden waren: a<sub>1</sub> - ohne Kalkung, a<sub>2</sub> - Kalziumoxid gem. 1 hydrolytischer Azidität, a<sub>3</sub> - Dolomit gem. 1 hydrolytischer Azidität. Die einmalig, vor der Saat angewandten Zinkdosen in Form von ZnSO<sub>4</sub> betragen: b<sub>1</sub> - 0, b<sub>2</sub> - 15, b<sub>3</sub> - 45 und b<sub>4</sub> - 135 kg Zn · ha<sup>-1</sup>.

Versuch	Bodentyp	Gehalt an der Fraktion mit dem Durchmesser in mm (%)			C <sub>org</sub> %	pH <sub>KCl</sub>
		0,1-0,02	< 0,02	< 0,002		
Im leichten Boden	Parabraunerde	25	10	6	0,67	3,9
Im mittelschweren Boden	Braunerde	18	22	7	1,00	5,6

Im Versuch im mittelschweren Boden wurden 4 Kalkdüngungsvarianten verwendet (a<sub>1</sub> - 0, a<sub>2</sub> - 1 t · ha<sup>-1</sup>, a<sub>3</sub> - 2 t · ha<sup>-1</sup> und a<sub>4</sub> - 3 t · ha<sup>-1</sup> CaO in Form von Kalziumoxid) sowie 4 Zinkdüngungsvarianten angewandt. Im ersten Jahr betragen die Dosen: b<sub>1</sub> - 0, b<sub>2</sub> - 50, b<sub>3</sub> - 100 und b<sub>4</sub> - 300 kg Zn · ha<sup>-1</sup>. Im zweiten Jahr wurden die Dosen verdoppelt, weil sich der toxische Effekt von Zink als relativ schwach erwiesen hatte.

In jedem Jahr wurden nach der Pflanzenernte Bodenproben entnommen, in denen der pH-Wert in KCl und der Zn-Gehalt in 1 mol HCl · dm<sup>-3</sup> bestimmt wurden.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

Die Abhängigkeit zwischen dem Pflanzenertrag und dem Zinkgehalt im Boden unter Berücksichtigung des pH-Wertes des Bodens wurde in Gleichungen dargestellt, anhand derer die Grenzwerte des für Pflanzen toxischen Zinkgehalts im Boden berechnet wurden. Der Einfluss des pH-Wertes auf die Pflanzenaufnahmefähigkeit für Zn ist ein allgemein bekanntes Phänomen [Chaney 1993, Kabata 2001]. Als Toxizitätskriterium wurde eine Ertragsminderung um 10% in Bezug auf die Kontrollvariante (ohne Zn) angenommen. Es wurde nämlich davon ausgegangen, dass eine solche Ertragsminderung schon von gewisser wirtschaftlicher Bedeutung ist. Auch andere Autoren [Tisdale u.a. 1985, Finck 1982] betrachten ertragsminderungen auf ähnlichem Niveau von 5-10% als relevant.

Beim Versuch im leichten Boden wurden die Ergebnisse in folgenden funktionellen Abhängigkeiten dargestellt:

$$\begin{aligned} \text{Klee I: } & \mathbf{y = 31,44 \text{ pH} - 1,76 \text{ Zn} - 39,6} & R^2 = 0,660 \\ \text{Klee II: } & \mathbf{y = 37,16 \text{ pH} - 1,41 \text{ Zn} - 67,7} & R^2 = 0,570 \end{aligned}$$

wobei: y - Relativertrag (Kontrollertrag = 100%),  
Zn - Zinkgehalt im Boden (1 M HCl-extrahierbares Zn)

Unter Berücksichtigung der angenommenen Ertragsminderung von 10% als Ergebnis der phytotoxischen Zinkeinwirkung, wurde die Variable "y" durch den Wert 90 ersetzt. Nach der entsprechenden Transformation der Gleichungen wurden für die einzelnen pH-Bereiche des



Bodens die Grenzwerte des für Pflanzen toxischen Zinkgehalts im Boden berechnet und anschließend die Mittelwerte für beide Untersuchungsjahre ermittelt (Tabelle 2).

Die Ergebnisse des Versuchs im mittelschweren Boden wurden in ähnlicher Weise bearbeitet. Daraus ergeben sich zwei Gleichungen, die die Abhängigkeit zwischen der Höhe des Getreideertrages und dem Zinkgehalt im Boden unter Berücksichtigung des pH-Wertes beschreiben:

Weizen I:  $y = 0,179 + 0,0190 \text{ pH} - 0,00130 \text{ Zn} + 0,05506 \text{ LnZn}$   $R^2 = 0,870$

Weizen II:  $y = 0,2471 + 0,001092 \text{ pH}^2 - 0,000385 \text{ Zn}$   $R^2 = 0,866$

wobei: y - Ertrag in  $\text{kg} \cdot \text{m}^2$ , Zn - Zinkgehalt im Boden (1 M HCl-extrahierbares Zn)

Die aus den Gleichungen der beiden Untersuchungsjahre berechneten Zinkgehalte, bei denen die Weizenertragsminderung 10% betrug, wurden in der Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Grenzwerte des für Pflanzen toxischen Zinkgehalts im Boden ( $\text{mg Zn} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) ermittelt in der Lösung $1 \text{ mol HCl} \cdot \text{dm}^{-3}$ .				
Agronomische Bodenkategorie, Pflanze	pH-Wert des Bodens			
	$\leq 4.5$	4.6-5.5	5.6-6.5	$\geq 6.6$
Leichter Boden - Klee	7	18	40	62
Mittelschwerer Boden - Weizen	65	87	115	144

Aus diesen Untersuchungen ergaben sich Gleichungen, die separat für Böden mit unterschiedlicher Kornzusammensetzung den Einfluss des löslichen Zinkgehalts im Boden ( $1 \text{ mol HCl} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) auf die Höhe des Testpflanzenertrages je nach dem pH-Wert des Bodens beschreiben. Die sich ergebenden Regelmäßigkeiten stimmen mit den Ergebnissen der Untersuchungen von Machelett u.a. [1996] und von Zauner u.a. [1999] überein, die ähnliche Gleichungen für unterschiedliche Böden und eine Reihe von Schwermetallen, darunter auch für Zn, erarbeitet haben. Aufgrund der hohen Bestimmtheitsmaße der sich aus eigenen Untersuchungen ergebenden Gleichungen kann festgestellt werden, dass sich die Methode der Ermittlung von Zinküberschuss im Boden auf Basis der Extraktion mit  $1 \text{ mol HCl} \cdot \text{dm}^{-3}$  als korrekt erwies.

#### 4 Schlussfolgerungen

1. Es wurde festgestellt, dass eine relevante Abhängigkeit zwischen der Höhe des Ertrages der untersuchten Pflanzen und dem Gehalt an löslichem, 1 M HCl-extrahierbarem Zink im Boden besteht. Diese Abhängigkeit wurde durch die Bodenreaktion modifiziert.
2. Die ermittelten Grenzwerte des toxischen Zinkgehalts im Boden, bei denen eine Minderung des Pflanzenertrages erfolgte, sind von der Boden- und Pflanzenart sowie vom pH-Wert abhängig.
3. Die Grenze der Zinktoxizität beträgt - je nach dem pH-Wert - für leichte Böden zwischen 7 und 60  $\text{mg Zn} \cdot \text{kg}^{-1}$ , und für mittelschwere Böden zwischen 65 und 140  $\text{mg Zn} \cdot \text{kg}^{-1}$ .
4. Die hohen Bestimmtheitsmaße der Gleichungen, die sich bei der Ermittlung der Zinküberschüsse im Boden auf Basis der Extraktion mit  $1 \text{ mol HCl} \cdot \text{dm}^{-3}$  ergaben, lassen vermuten, dass nach der angewandten Methode Grenzwertüberschreitungen auch anderer Schwermetalle ermittelt werden können.

#### 5 Literatur

CHANEY, R. L. (1993): Zinc phytotoxicity.- Zinc in Soils and Plants (ed. Robson A. D), Kluwer Academic Publ., Dordrecht, pp.135-150.

GORLACH, E. (1995): Metale ciężkie jako czynnik zagrażający żyzności gleby.- Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 421a: 113-122.

FINCK, A. (1982): Fertilizers and fertilization.- Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Florida, Basel.

KABATA-PENDIAS, A. (2001): Trace elements in soils and plants.-Third Edition, CRC Press, NY.

KABATA-PENDIAS, A., M. PIOTROWSKA, T. MOTOWICKA-TERELAK, B. MALISZEWSKA-KORDYBACH., K. FILIPIAK., A. KRAKOWIAK., CZ. PIETRUCH (1995): The Base of Estimation of Chemical Pollution of Soils - Heavy Metals, Sulphur and PAH's.- Bibl. Monit. Srodowiska, Warsaw.

KORZENIOWSKA, J., E. STANISŁAWSKA-GLUBIAK (2003): Fitotoksyczne zawartości niektórych metali ciężkich w glebie.- Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 493: pp. 167-173.

MACHELETT, B., M. GRÜN, H. BERGMANN (1996): Schwermetallaufnahme von Nahrungspflanzen in Abhängigkeit vom pH-Wert des Bodens.- Kurzfassungen der Vorträge 108. VDLUFA- Kongress in Trier "Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft": pp. 212-213.

TISDALE, S. I., W. L. NELSON, J. D. BEATON (1985): Soil fertility and fertilizers.- Collier MacmillanPub. Comp. New York, London. I-th ed.

ZAUNER, G., L. MONN, K. STAHR (1999): Mobile und Gesamt-Schwermetallgehalte in Böden – Ein Vergleich von Bewertungsmaßstäben.- Kurzfassungen der Vorträge 111. VDLUFA-Kongress in Halle/Saale, "Richtwerte, Vorsorgewerte und Grenzwerte- Bedeutung für Landwirtschaft, Ernährung und Umwelt": pp. 112-113.

# Mehrfachnutzung von membrangeklärtem Abwasser in „Abwasserfreien Anwesen“ und Bodenschutz im ländlichen Raum

Swaboda, D.<sup>1)</sup>, R. Giese<sup>1)</sup>, A. Huber<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup>GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH; Meraner Str. 10, 01217 Dresden  
[dswaboda@gfi-dresden.de](mailto:dswaboda@gfi-dresden.de),

<sup>2)</sup>SCAUT Forschungsgesellschaft mbH, Kirchenstraße 10, D-83413 Fridolfing  
[ahuber@dozent-fh.de](mailto:ahuber@dozent-fh.de)

**Abstract:** *Small sewage works with membrane filtration allowed for a more efficient treatment of wastewater with a significant disinfection and the reuse of treated wastewater as service water. The aim of a federal research cooperation project (BMBF-PTK, FKZ 02WD0670+02WD0671) is to use membrane filtration technology for on-demand wastewater treatment and complete recycling of water and solutes.*

**Zusammenfassung:** *Kleinkläranlagen mit Membranfiltration ermöglichen eine tiefere Reinigung mit weitgehender Entkeimung und die Wiederverwendung des Abwassers als Brauchwasser. Zielstellung eines BMBF-geförderten Forschungsverbundes (BMBF-PTK, FKZ 02WD0670+02WD0671) ist es, das Potential der Membranfiltrationstechnologie für eine bedarfsgerechte Aufbereitung und rückstandsfreie Verwertung des Abwassers weiterzuentwickeln (Abwasser-Kreislauftechnologie).*

Keywords: decentralised wastewater treatment, small sewage works, membrane filtration, reuse of treated wastewater, soil protection, water recycling

Schlagworte: dezentrale Abwasserreinigung, Kleinkläranlagen, Membranfiltration, Mehrfachnutzung von Abwasser, Bodenschutz, Abwasser-Kreislauftechnologien

## 1 Einleitung

Die stetige Weiterentwicklung der Abwasserreinigungstechnologien, insbesondere der Einsatz der Membranfiltration, ermöglichen heute eine tiefere Reinigung von Abwasser mit nachweislich signifikanter Keimreduzierung. Damit werden die Chancen der Wiederverwertung von gereinigtem Abwasser z.B. als Brauchwasser für die Toilettenspülung und zur Bewässerung/Düngung insbesondere bei Kleinkläranlagen verbessert. Neben dem schonenden Umgang mit der Ressource Wasser können mit der Einhaltung der Bedingung „Abwasserfreies Grundstück“ zusätzlich finanzielle Anreize durch den Wegfall von Anschlussgebühren, Einleitgebühren und Überwachungskosten für dezentrale, kleinflächige Anwesen (Wohngrundstücke, Klein-Siedlungen, Unternehmensstandorte ohne Industriewasseranfall, wie z.B. Tourismusbranche) entstehen. Der vom BMBF geförderte F&E-Projektverbund „Entwicklung von Lösungen für abwasserfreie Anwesen“ der SCAUT Forschungsgesellschaft mbH und der GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden hat sich zu Aufgabe gemacht, Technologien zur bedarfsgerechten Abwasseraufbereitung zu entwickeln und zu prüfen.

## 2 Grundlagen zur Erzielung „Abwasserfreier Anwesen“

### 2.1 Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit Membranfiltration als Grundlage der Wiederverwendung von Abwasser

Kleinkläranlagen mit Membranfiltration besitzen wie konventionelle Abwasserreinigungsverfahren eine Vorklärung zur Grobstoffabscheidung und eine Belebungsstufe zur biologischen Reinigung. Die Abtrennung des Belebtschlammes erfolgt bei Kleinkläranlagen mit Membranfiltration über Filterelemente, die in die Belebungsstufe eingehangen werden. Dabei kommen

überwiegend Filterelemente mit Mikro- und Ultrafiltrationsmembranen zum Einsatz (GOLDBERG, 2006). Membranbiologien arbeiten mit einem höherem Schlammalter als konventionelle Klärverfahren. Sie ermöglichen damit eine kompakte Bauweise und eine Installation auf kleinem Raum. Mit dem vollständigen Rückhalt der Mikroorganismen werden Belastungsschwankungen besser gepuffert und stabile Reinigungsergebnisse erzielt. Die Filtrationsstufe verhindert zuverlässig das Abtriften des Belebtschlammes, womit, neben einer signifikanten Keimreduzierung, die Betriebssicherheit der Anlagen gesichert wird. Die Handhabung des praktisch keimfreien membranfiltrierten Abwassers wird deutlich verbessert und so die Wiederverwendung als Brauchwasser, z.B. für die Toilettenspülung oder für Bewässerungszwecke, ermöglicht.

## **2.2 Hydrologische Rahmenbedingungen in Deutschland**

Die hydrologischen Rahmenbedingungen zur Erzielung „Abwasserfreier Anwesen“ sind standortspezifisch durch die lokalen Bilanzgrößen des Wasserhaushalts (Gebietsverdunstung, -niederschlag und -abfluss) vorgegeben. Betrachtet man die klimatische Wasserbilanz gemäß dem hydrologischen Atlas von Deutschland, so weist diese überwiegend positive Werte aus. Die klimatische Wasserbilanz gibt die Differenz zwischen korrigiertem Gebietsniederschlag und der potentiellen Verdunstung (angegeben als Grasreferenzverdunstung) an. Positive Werte der klimatischen Wasserbilanz kennzeichnen damit langfristig einen Wasserüberschuss im Bilanzgebiet (HAD, 2003). „Abwasserfreie Anwesen“ werden mit der Mehrfachnutzung von Abwasser für Bewässerungszwecke unter den klimatischen Bedingungen in Deutschland zur Erneuerung der Grundwasserressourcen durch Versickerung beitragen. Für die umweltoffene Verwertung von membrangeklärtem Abwasser zur Bewässerung und Düngung muss die Umsetzung der enthaltenen Nährstoffe (v.a. Stickstoff und Phosphor) gesichert sein, aber auch das Umweltverhalten und die Verweildauer schwer abbaubarer Reststoffe wie Xenobiotika geklärt werden. Dazu ist der Nährstoffgehalt des Abwassers in Einklang mit dem Düngebedarf der zu bewässernden Fläche zu bringen. Der sachgerechten Einbeziehung der natürlichen Bodenschutzfunktionen wie Stoffrückhalt und -abbau und der langfristigen Sicherung eines ausgeglichenen Nährstoffhaushalts kommen hierbei besonderer Bedeutung zu.

## **2.3 Technologien für „Abwasserfreie Anwesen“**

Technologien zur Reduzierung des Abwasseranfalls bis hin zur vollständigen Verwertung in „Abwasserfreien Anwesen“ müssen flexibel und im Fall einer Nachrüstung auch in den Bestand integrierbar sein. Eine Möglichkeit der Reduzierung des Abwasseranfalls stellt die Rezirkulation von membrangeklärtem Abwasser als Brauchwasser im Haushalt dar.

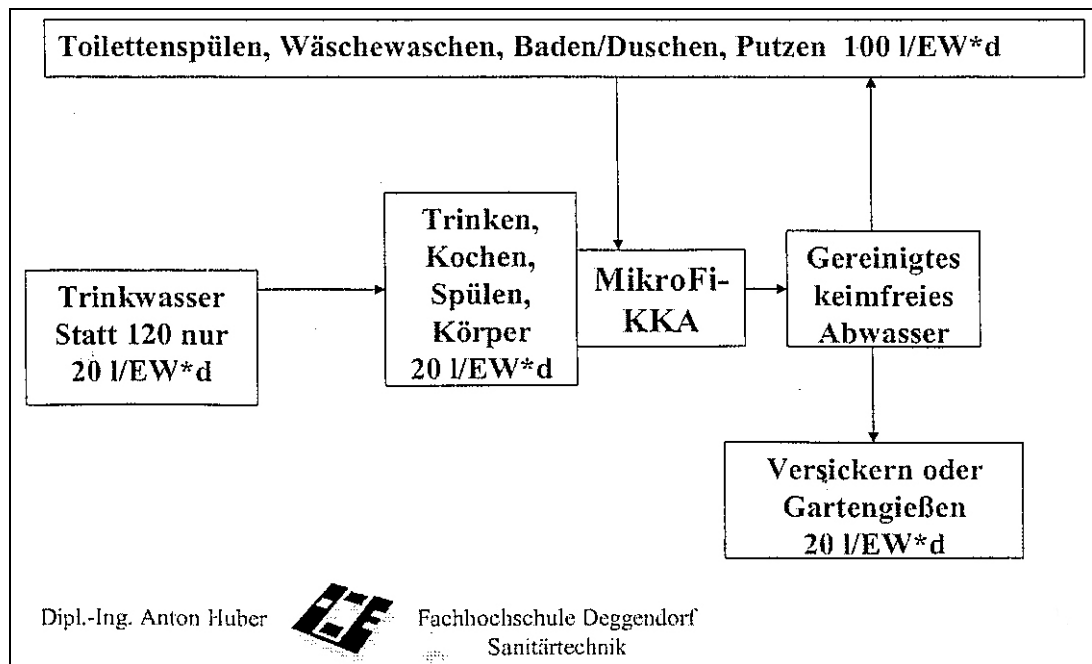


Abbildung 1: Reduzierung des Abwasseranfalls durch Mehrfachnutzung von membrangeklärtem Abwasser

Das verbleibende Restabwasser kann unter Nutzung der düngewirksamen Inhaltstoffe für die Gartenbewässerung genutzt werden. Dabei ist eine ausreichende Bewässerungsfläche, ein entsprechender Düngbedarf und die Zwischenspeicherung des im Winter anfallenden Restabwassers erforderlich (BIERSTEDT & HEINE, 2005). Mit einer Aufkonzentrierung gelöster Wasserinhaltsstoffe unter Nutzung von Fremdenergie kann das erforderliche Speichervolumen weiter reduziert werden. Die Entwicklung derartiger dezentraler Abwasserwertungstechnologien wird für Anwendungen in besonders sensiblen Gebieten vorangetrieben.

### 3 Referenzobjekte „Abwasserfreier Anwesen“

Referenzobjekte „Abwasserfreier Anwesen“ dienen der Prüfung praxistauglicher Konzepte und Technologien zur Erzielung „Abwasserfreier Anwesen“. Derzeit werden zwei Referenzobjekte im F&E-Verbund bearbeitet.

Das Referenzobjekt „Hofgut Hafnerleiten“, ein neu errichteter Hotelkomplex mit 8 Gästehäusern, befindet sich ca. 5 km nördlich von Bad Birnbach. Das Abwasser wird über eine Belebungsanlage mit Membranfiltration für 24 Einwohnergleichwerte gereinigt, deren Reinigungsleistung im Projekt regelmäßig stichprobenartig überprüft wird. Das membrangeklärte Abwasser wird für die Toilettenspülung der Gästehäuser recirculiert und für die Gartenbewässerung verwendet (HUBER, 2005). Das gereinigte Abwasser darf nach behördlichen Auflagen auf „Hofgut Hafnerleiten“ nicht versickert werden. Für eine vollständige Wiederverwendung des Abwassers werden Möglichkeiten der Zwischenspeicherung in naturnahen Teichbiotopen derzeit geprüft.

Ein zweites Referenzobjekt „Gut Oberau“ befindet sich bei Bad Staffelstein. Auf „Gut Oberau“ werden Gästezimmer, Ferienwohnungen und ein Zeltplatz überwiegend saisonal genutzt. Das anfallende Abwasser wird über mehrere dezentrale Kleinkläranlagen mit Membranfiltration gereinigt. Der Betrieb der Anlagen kann dabei dem schwankenden Abwasseranfall bestmöglich angepasst werden. Das überwiegend im Sommer anfallende Abwasser wird für die Gartenbewässerung genutzt. Für die geringen Abwassermengen im Winterbetrieb werden technische Möglichkeiten einer Flächenversickerung mit reduziertem

Nährstoffeintrag geprüft und entwickelt. Derzeit werden nach hydrogeologischer Erkundung die hydrologischen Randbedingungen der Flächenversickerung bei geringem Grundwasserflurabstand vor Ort durch stationäre on-line Messtechnik aufgenommen.

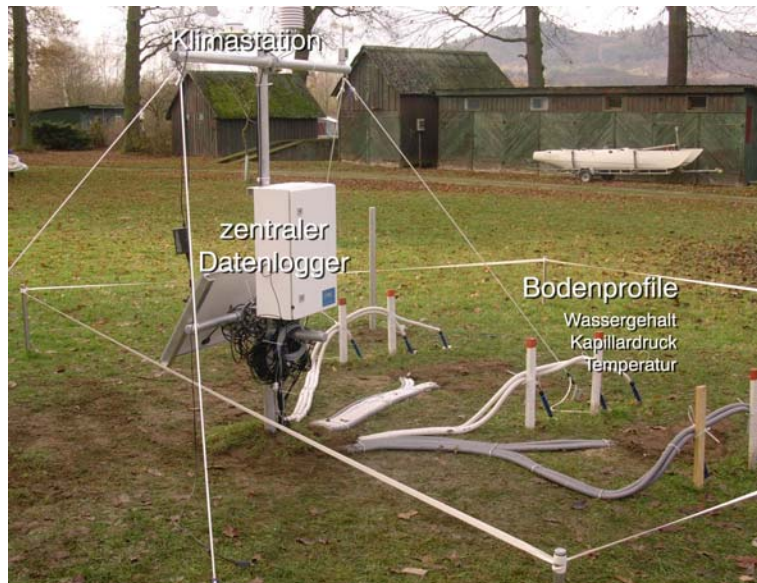


Abbildung 2: Klimastation und bodenhydrologisches Messfeld auf „Gut Oberau“

#### 4 Literatur

BIERSTEDT, S., A. HEINE (2005): „Das abflusslose Grundstück“ - eine Bilanzierung unter den Bedingungen des Landes Brandenburg.- Korrespondenz Abwasser, 52, 2: S. 153-157.

GOLDBERG, B. (2006): Hygienisierung des gereinigten Abwassers: Kleinkläranlagen mit Membranfiltration.- wwt, 1-2/2006: S. 17-23.

HAD (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland.- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn – ISBN 3-00-005624-6.

HUBER, A. (2005): „Hofgut Hafnerleiten“ in Bad Birnbach: Die ganz andere Art von Hüttenzauber.- Hotel & Technik, 5, AT-Fachverlag, Stuttgart: S. 6-13.

# **Bodenschätzungsdaten als methodische Grundlage im vorsorgenden Bodenschutz auf ausgewählten landwirtschaftlich genutzten Standorten Thüringens**

Hans- Jürgen Ulonska  
Teichgasse 28, 99102 Erfurt- Windischholzhausen  
c/o e- mail: [Hans-Juergen.Ulonska@tmlnu.thueringen.de](mailto:Hans-Juergen.Ulonska@tmlnu.thueringen.de)

**Abstract:** *According to the National Soil Protection Law the term "soil" is defined by soilfunctions including several subfunctions. These functions and subfunctions can be deduced statistically from parameters of the German Soil Evaluation. Grainsize fractions with consistent scalings are proposed for "cross compliance". Assessments can be approximated by the grainsizes.*

**Zusammenfassung:** *Der Begriff „Boden“ wird im Bundes-Bodenschutzgesetz über Bodenfunktionen mit Teilfunktionen definiert. Letztere sind über Kriterien bewertbar und können bundeseinheitlich mit Hilfe von Parametern der deutschen Bodenschätzung statistisch abgeleitet werden. Definierte Anteile bestimmender Korngrößenfraktionen mit gleichbleibender Skalierung für Körnungsarten werden für Bewertungen im Rahmen von „cross compliance“ vorgeschlagen.*

Keywords: soil protection/ texture classes/ heavy metal contents/ trigger concentrations/ precautionary values

Schlagworte: Bodenschutz/ Körnungsart/ Schwermetallgehalte/ Grenzwerte/ Vorsorgewerte

## **1 Einleitung**

Gemäß BBodSchG (ANONYMUS e, 1998) wird der Boden über drei Funktionen beschrieben, aus denen Teilfunktionen (z. B. Wasserhaushalt) ableitbar sind. Teilfunktionen werden über Kriterien (z. B. natürlicher Schwermetallgehalt und Feldkapazität) bewertet. Den Kriterien sind kennzeichnende Parameter (z. B. Körnungsarten i. S. v. KUBIENA, 1950 und KRETSCHMER, 2004) zuzuordnen. KRETSCHMER (1997) stellte fest, dass erwartungsgemäß die Körnungsart als häufigster funktionsübergreifender Parameter dominiert.

Auf Grundlage des natürlichen Grundgehaltes an Schwermetallen wird der Hintergrundgehalt (Schadstoffgehalt) eines Bodens nach BBodSchV (ANONYMUS d, 1999) abgeleitet. Natürliche Grundgehalte müssen als ein Teil des Hintergrundgehaltes bekannt sein, um das Ausmaß einer anthropogenen Spurenelementkontamination beurteilen zu können. Bodenbildende Ausgangsgesteine bestimmen wesentlich natürliche Grundgehalte, die nach KÜHNEN et GOLDBACH (2004) aus dem lithogenen Ausgangsgehalt durch Prozesse der Pedogenese entstanden sind. In der deutschen Bodenschätzung werden lithogene Grundgehalte in Ausgangsgesteinen, z.B. Verwitterungsböden (V), über definierte Entstehungsarten nach ANONYMUS a (2000) unterschieden.

Bei Verknüpfung von BBodSchV mit Klärschlammverordnung (ANONYMUS f, 2003) und Nitratrichtlinie (ANONYMUS g, 1991) im Rahmen von „cross compliance“ (ANONYMUS i, 2003), stellt sich weiterhin die Frage einer geeigneten Beschreibung des Kriteriums natürlicher Grundgehalt an Schwermetallen über einheitlich zu definierende Parameter der Körnung. In Deutschland wurde noch kein fachübergreifend verbindlicher Abgleich des Begriffes Bodenart vorgenommen. Durch die flächendeckende Anwendung der Bodenschätzung auf Acker- und Grünland, sind z. B. bei der Festlegung der Bodenart nach einheitlichem Vorgehen, Erfahrungen in nie gekanntem Ausmaß gesammelt worden (KRETSCHMER, 2004). Darauf wurde bei der statistischen Ermittlung natürlicher Grundgehalte von Schwermetallen über die Körnung aufgebaut. Die Bodenart bezieht sich ausschließlich auf den mineralischen Kornanteil. Um sich über subsidiäre nationale Standards der Landwirtschaft zukünftig auf der

europäischen Entscheidungsebene Umwelt sicher bewegen zu können, wird der Begriff Bodenart durch Körnungsart substituiert.

Ziel der Arbeit ist es, für Thüringen einen Beitrag zu Wirkungen verpflichtender Umweltauflagen auf landwirtschaftlich genutzten Verwitterungsböden über einen ausgewählten Vorsorgewert gemäß BBodSchV im Rahmen von „cross compliance“ zu leisten.

## 2 Material und Methoden

Die Körnungsart und die von ROTHKEGEL (1950) aus der Bodenschätzung übernommene Bodenart mit dem Abschlämbbaren (Äquivalentdurchmesser < 0,01 mm) sind in Tabelle 1 über die definierten Kornfraktionen Ton (T), Schluff (U) und Sand (S) miteinander verbunden worden.

Haupt-Körnungsart	Bearbeitungsschwere	Körnungsarten der Bodenschätzung		Korngrößenfraktionen (Masse-%) im Sinne von ANONYMUS j (2005) und ANONYMUS m (2006): Anlage, Nr. 2.		
		Begriff	Abschlämbbares (A) < 0,01 mm	Ton (T)	Schluff (U)	Sand (S)
1	2	3a	3b	4a	4b	4c
Sand (Sa)	leicht	Sand (S)	< 10,0	0-5,0	0-15,0	85,0-100,0
		anlehmiger Sand (SI)	10,0-13,9	0-8,0	0-30,0	70,0-95,0
		lehmiger Sand (IS)	14,0-18,9	0-13,0	0-49,9	45,0-92,0
		stark lehmiger Sand (SL)	19,0-23,9	0-18,0	50,0-100,0	0-50,0
Lehm (Le)	mittel	sandiger Lehm (sL)	24,0-29,9	5-17,9	0-49,9	32,0-81,9
		Lehm (L)	30,0-44,9	18,0-29,9	0-82,0	0-82,0
		stark toniger Lehm (LT)	45,0-60,0	30,0-49,9	0-70,0	0-70,0
Ton (To)	schwer	Ton (T)	> 60,0	50,0-100,0	0-50,0	0-50,0

Parameter <sup>1</sup>	Sk	S	U	T	A	Schwermetallgehalt
Einheit	M%	M%	M%	M%	M%	mg/ kg TM
Analysenverfahren (Normen)	ANONYMUS d (1999): Anhang 1, Tabelle 3; ANONYMUS b (1988): 4. 4. 2					ANONYMUS d (1999): Anhang 1; Tabelle 4
Bemerkung	> 2 mm	Bezogen auf Feinboden (< 2 mm)				
Parameter <sup>1</sup> : Skelettgehalt (Sk), Sand (S), Schluff (U), Ton (T), Abschlämbbares (A) und Schwermetallgehalt						

Methoden der untersuchten Parameter Körnung und des Schwermetallgehaltes enthält Tabelle 2. Der natürliche Grundgehalt als Zielgröße (y) nach ANONYMUS d (1999), wird über die Einflußgröße (x) als gemessener Fraktionsanteil des Feinbodens statistisch ermittelt und nach FRITZSCHE (1976) über das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) auf Verwendbarkeit eingestuft: > 0,7 (sehr gut); 0,6 – 0,7 (gut); 0,5 – 0,6 (genügend) und < 0,5 (kaum verwendbar). Den Ausgangspunkt zur Definition der acht Körnungsarten über das Abschlämbbare in Tabelle 1, bilden die vor rund 70 Jahren erstmalig verbindlichen und gleich gebliebenen Methoden aus der Bodenschätzung (REUTER, 2001). Der Teil landwirtschaftliche Bodennutzung im BBodSchG, die Anlage zum Bodenschätzungsgesetz, die AbfklärV, die Nitratrictlinie oder



die Düngeverordnung (ANONYMUS k, 2006) haben untereinander auf Körnungsarten Bezug genommen oder darauf aufgebaut. Körnungsarten beeinflussen u. a. die Problemfelder Erosion, Klärschlammaufbringung, Nährstoffbelastung oder Düngebedarf. Herkömmliche Korngrößenskalierungen nach KÖHN wurden durch die zusätzliche Bestimmung des Abschlämbbaren ergänzt. Das Abschlämbbare (Summe der Fraktionsanteile: Ton, Feinschluff und Anteile des Mittelschluffs) gilt bereits bei der labormäßigen Messung als kontrollierendes Bindeglied für vergleichbare Bestimmungen von Korngrößenfraktionen in ungestörten und gestörten Lagen mineralischer Böden. Die verwendeten Körnungsanalysen des Feinbodens hatten sämtlich dem von KRETSCHMER (2004) genannten theoretischen Wert von 100, 0 M% zu entsprechen. Innerhalb dieses Wertes wurden die Fraktionsanteile verifiziert: Ton + Feinschluff + Mittelschluff > Abschlämbbares. Gemessene natürliche Grundgehalte von Chrom (Cr) auf sandigen terrestrischen Verwitterungsböden des Buntsandsteins in Thüringen wurden beispielhaft herangezogen, da die AbfklärV lediglich einen körnungsneutralen Grenzwert für dieses Schwermetall enthält. Die BBodSchV führt drei körnungsartenabhängige Vorsorgewerte für Cr auf.

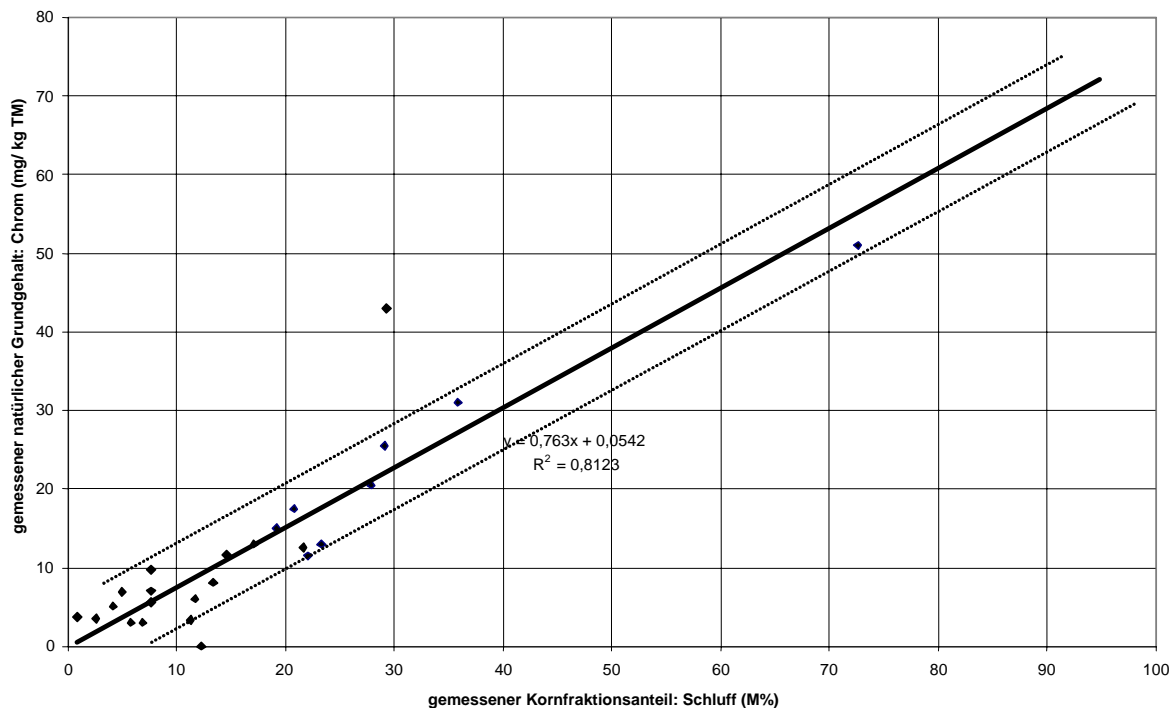
Im Rahmen einer angestrebten Novellierung der BBodSchV, soll das am Cr demonstrierte Beispiel, als Indikator für weitere Ermittlungen natürlicher Grundgehalte von Schwermetallen über die Körnung in anderen Ausgangsgesteinen (z. B. Muschelkalk) der Entstehungsart V dienen.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 3 werden über das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) lineare Abhängigkeiten des natürlichen Grundgehaltes von Cr über den Schluffgehalt der Hauptkörnungsart Sand (Sa) auf Böden der Entstehungsart Verwitterung (V) nach FRITZSCHE (1976) mit sehr gut eingestuft. Mit der Hauptkörnungsart Sand hinreichend und den darin eingeschlossenen Körnungsarten ausreichend, sind nach Tabelle 3 natürliche Grundgehalte an Cr bestimmbar. Die nach Abb. 1 berechnete Spanne von bis zu 81, 4 mg/ kg Trockenmasse (TM) liegt einerseits über dem Vorsorgewert für Cr von 30 mg/ kg TM für die vergleichsweise als Hauptkörnungsart Sa angenommene Bodenart Sand nach BBodSchV. Andererseits liegt der körnungsneutrale Wert aus der AbfklärV von 100 mg/ TM über dem nach Abb. 1 ermittelten Wert von 81, 4 mg/ kg TM. Bei Böden, die im Rahmen der Bodenschätzung nach AbfklärV als leichte Böden eingestuft sind, existiert im Gegensatz zu Cadmium und Zink, kein Wert für Cr. Die Irrtumswahrscheinlichkeit, dass sich der natürliche Grundgehalt an Cr in Abhängigkeit vom Schluffgehalt nicht in den Vertrauensgrenzen von 5, 0 mg/ kg TM bewegt, wurde in Tabelle 3 mit 5% angenommen. Bei der Berechnung des Grenzwertes für natürliche Grundgehalte an Cr mit den Körnungsarten S, Sl, IS und SL für leichte Verwitterungsböden nach Tabelle 4, wurde die obere Vertrauensgrenze von 5, 0 mg/ kg TM dazugezählt und u. a. für die Körnungsart S auf 20 mg/ kg TM gerundet und als Vorsorgewert gemäß LEINWEBER (1996) festgesetzt. Aus Tabelle 3 und Abb. 1 ist ersichtlich, dass zumindest in Thüringen auf sandigen immissionsfernen terrestrischen Böden der Entstehungsart V, für den natürlichen Grundgehalt (Cr) eine sehr enge Beziehung zwischen Körnung (Schluffgehalt) und Lithologie (Sandstein) besteht.

Tabelle 3: Ermittlung des natürlichen Grundgehaltes von Chrom immissionsferner sandiger terrestrischer Verwitterungsböden des Buntsandsteins in Thüringen						
Einflußgröße x Kornfraktionsanteile (Entstehungsart, Lithologie, Hauptkörnungsart)	Zielgröße y natürlicher Schwermetallgehalt	Bestimmtheitsmaß $R^2$ (Einstufung)	Korrelationskoeffizient K	Wertepaaren	lineare Gleichung $y = ax + b$	Vertrauensgrenzen der Zielgröße y (für $\alpha = 0, 05$ nach LINDER, 1960)
1	2	3	4	5	6	7
Schluff (V, Sandstein, Sand)	Chrom	0,8123 (sehr gut)	0,9013	25	$y = 0,763x + 0,0542$	+ - 5, 0 mg/ kg TS

Tabelle 4: Natürlicher Grundgehalt von Chrom immissionsferner sandiger terrestrischer Verwitterungsböden des Buntsandsteins in Thüringen					
Entstehungsart nach ANONYMUS a (2000)	nach Tabelle 1		Natürlicher Grundgehalt Cr (mg/ kg TM)		
	Hauptkörnungsart	Körnungsart	Berechnet über Abb. 1 nach Tabelle 3 (oberer Wert aufgerundet)	Grenzwert nach ANONYMUS f (2003): § 4, Abs. 8 i. V. m. § 3 Abs. 3, 7 und Anlage 1, S. 927 ff.	Vorsorgewert nach ANONYMUS d (1999): Anhang 2, Nr. 4. 1
1	2a	2b	3a	3b	3c
Verwitterung	Sand (Sa)	Sand (S)	5,1 bis 16,5(20)	100	30
		anlehmiger Sand (SI)	5,1 bis 27,9(30)		
		lehmiger Sand (IS)	5,1 bis 43,1(45)		
		stark lehmiger Sand (SL)	43,2 bis 81,4(85)		



0 Sand(S) 15,0				
0 anlehmiger Sand (SI) 30, 0				
0 lehmiger Sand (IS)	49, 9	50,0	stark lehmiger Sand (SL)	100, 0

Abbildung 1: Ermittlung natürlicher Grundgehalte von Chrom über Kornfraktionsanteile des Schluffes immissionsferner terrestrischer Böden Thüringens für Entstehungsart V, geologische Entstehung Buntsandstein, Hauptkörnungsart Sand mit Körnungsarten S, SI, IS und SL i. S. v. ANONYMUS c (1993); geprüfte Werte aus: HOFMANN et MÜLLER (1971) und ROTSCHE (1971)

#### 4 Schlussfolgerungen

Die eingangs gestellte Frage zu bewertender Landwirtschafts- und Umweltkriterien wird über Einführung und Gebrauch definierter Körnungs- und Hauptkörnungsarten gemäß Tabelle 1 auf landwirtschaftlich genutzten A-, D-, L-, V- und Vg- Standorten nach ANONYMUS a (2000), BBodSchG, AbfKlärV, Düngeverordnung mit Nitratrichtlinie und ANONYMUS I (2005)

im Rahmen von „cross compliance“ vergleichbar. Definitionen des Begriffes Bodenart in diesen Normen sind anzugleichen und dazugehörige Werte zu überprüfen.

Für die kritisch zu evaluierende BBodSchV besitzt die vorgeschlagene Verwendung der in Tabelle 1 definierten Begriffe "Körnungsart" und "Hauptkörnungsart" mit daraus ableitbaren Kornsummenkurven Grundsatzcharakter. Mit den ab 2006 modellhaft zu betreibenden Monitorings und ab 2009 aufzustellenden Bewirtschaftungsplänen nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (ANONYMUS h, 2000), ist die fachübergreifend einheitliche Ermittlung und vergleichbare Bewertung natürlicher Grundgehalte an Schwermetallen über Körnungs- und Hauptkörnungsarten in Thüringen möglich. Im Gegensatz zu den 31 Bodenarten nach ANONYMUS j (2005), erleichtern und vereinfachen die drei Haupt- und acht Körnungsarten nach Tabelle 1, ihre Bestimmungen in situ und Labormessungen z. B. bei Ermittlung, Ausweisung und Bewertung von Erosionsgefährdungen nach ANONYMUS l (2005) bzw. von Schwermetallgehalten nach AbfklärV auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden.

Die Ermittlung nach Abbildung 1 ist für betroffene Leitbodenformen nach RAU et al. (2000) in Thüringen bodentyp- und horizontbezogen übertragbar. Die fachkritische Prüfung und Einbeziehung zusätzlicher vergleichbarer, methodisch subsidiärer und gesetzlich sanktionierter Parameter aus den mehr als 12.000 Analysen je Parameter in den bundesweit beprobten 4131 Musterstücken der Bodenschätzung, wird für vorab verifizierte und statistisch verwertbare Zusammenhänge zwischen Körnung und z. B. natürlichem Schwermetallgehalt als weiterer Prüfschritt vorgeschlagen. Im Verbund mit anderen (z. B.: pH- Wert) kann der Parameter Körnung zur Ermittlung, Zuordnung und Bewertung prioritär gefährlicher Stoffe (z. B. Schwermetalle in Festphase) nach WRRL in terrestrischen Verwitterungsböden aus Buntsandsteinersatz in Thüringen beitragen. Von KRETSCHMER (2004) genannte Abweichungen bis zu 3% bei Körnungsanalysen werden für zu bewertende nichtjustitierbare Kriterien (z. B. Feldkapazität) der Teilfunktion Wasserhaushalt als verwendbar betrachtet. Die Übertragbarkeit, Nutzung und Vergleichbarkeit von Bodendaten über acht praktikable Körnungsarten wird verbessert. Zugleich wird über definierte Korngrößenfraktionen nach CAPELLE et al. (2006) i. V. m. Tabelle 1, eine kompatible Verbindung zu Körnungsarten anderer Fachbereiche des vor- und nachsorgenden Bodenschutzes hergestellt. Für das Medium Boden besteht weiterhin ein nationales und europäisches Regelungsbedürfnis.

## 5 Literatur

CAPELLE, A.; ULONSKA, H.- J. ET RÖTSCHER, T. (2006): Administrative und wissenschaftliche Nachnutzungen von Primärdaten der Bodenschätzung.- in Wasserwirtschaft 7/ 8: 28- 32 (in Druck).

FRITZSCHE, B. (1976): Bodenhydrologische Kennwerte thüringischer Triasböden.- Dissertation, Universität, Berlin.

HOFMANN, W. ET MÜLLER, W. (1971): Beitrag zur Erforschung der Koniferenstandorte im Thüringer Buntsandsteingebirge.- Dissertation, Universität, Dresden: I- VII, 1- 202.

KRETSCHMER, H: (1997): Körnung und Konsistenz.- in Blume, H.- P. et al.: Handbuch der Bodenkunde, Landsberg/ Lech: 1- 42.

KRETSCHMER, H. (2004): Fruchtbarkeitsbestimmende Bodenparameter.- in KÖPPEN, D.: Bodenfruchtbarkeit im Agroökosystem, Kovac, Hamburg: 125- 267.

KUBIENA, W. (1950): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas.- F. Enke, Stuttgart.

KÜHNEN, V. ET GOLDBACH, H. E. (2004): Schwermetallbilanzen verschiedener Betriebstypen.- Forschungsbericht, Universität, Bonn, 180: 1- 213.

LEINWEBER, P. (1996): Schwermetallgehalte und Schwermetallbindungsvermögen der Böden im agrarischen Intensivgebiet Südoldenburg.- Vechtaer Druckerei und Verlag, Vechta, 1- 94.

LINDER, A. (1960): Statistische Methoden für Naturwissenschaftler, Mediziner und Ingenieure.- Birkhäuser, Basel und Stuttgart.

RAU, D.; SCHRAMM, H. ET WUNDERLICH, J. (2000): Die Leitbodenformen Thüringens Legendenkartei zu den „Bodengeologischen Übersichtskarten“ Thüringens i. M. 1: 100.000.- Geowissenschaftliche Mitteilungen von Thüringen 3: 1- 100.

REUTER, G. (2001): Clay- substrate application to sandy open- cast mine soils.- South African Journal of Plant and Soil 18, 2: 80- 84.

ROTHKEGEL, W. (1950): Geschichtliche Entwicklung der Bodenbonitierung und Wesen und Bedeutung der deutschen Bodenschätzung.- Ulmer, Stuttgart.

ROTSCHKE, J. (1971): Mineralogische und geochemische Untersuchungen an ausgewählten Bodenprofilen auf Thüringer Buntsandstein unter besonderer Berücksichtigung der quartärgeologischen Verhältnisse.- Dissertation, Universität, Dresden: 1- 219.

ANONYMUS A (2000): Anlage zu § 1 der Fünften Verordnung zur Durchführung des § 4 Abs. 2 des Bodenschätzungsgesetzes vom 20. April 2000.- in BGBl. I Nr. 20.

ANONYMUS B (1988): Physikalische Bodenuntersuchungen Bestimmung der Korngrößenverteilung des mineralischen Feinbodens.- ÖNorm L 1061: 1- 4.

ANONYMUS C (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden vom 24. August 1993.- In Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden- Württemberg, Nr. 30: 1029- 1036.

ANONYMUS D (1999): Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung.- in BGBl. I Nr. 36: 1554- 1582.

ANONYMUS E (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens.- in BGBl. I Nr. 16: 502- 510.

ANONYMUS F (2003): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992.- BGBl. I Nr. 21. zuletzt geändert durch VO vom 26. November 2003.- in BGBl. I Nr. 57: 2373- 2437.

ANONYMUS G (1991): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/ 676/ EWG).- in Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 375: 1- 8.

ANONYMUS H (2000): Richtlinie 2000/ 60/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- in Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 1- 72.

ANONYMUS I (2003): Verordnung (EG) Nr. 1782/ 2003 des Rates vom 29. September 2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregeln für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe ..... - in Amtsblatt der Europäischen Union, L 270: 1- 77.

ANONYMUS J (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- E. Schweizerbart´ sche, Stuttgart.

ANONYMUS K (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen.- in BGBl. I Nr. 2: 34- 43.

ANONYMUS L (2005): Bodenbeschaffenheit- Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.- in DIN 19708, Beuth, Berlin: 1- 25.

ANONYMISMUS M (2006): Direktzahlungen- Verpflichtungenverordnung vom 4. 11. 2004.- BGBl. I Nr. 58. zuletzt geändert durch VO vom 25. 5. 2006.- in BGBl. I Nr. 25: 1252- 1253.

### **Danksagung**

Für gegebene Hinweise und Ratschläge bedankt sich der Verfasser bei den Herren Prof. Dr. T. Harrach, Gießen; Prof. Dr. H. Kretschmer, Rostock; Dr. D. Rau, Jena und Dr. J. Schulze, Erfurt.



Uranbergbaubetriebe müssen nach ihrer Nutzungsdauer verantwortungsvoll der Umwelt zurückgegeben werden. Ziele der Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten muss es sein, radiologische und chemische Belastungen auf ein Niveau zu bringen, das möglichst der Ausgangssituation vor Beginn des Bergbaus entspricht.

Die Stilllegung des bayerischen Bergbaubetriebes konnte aufgrund seiner geringen Größe schnell abgewickelt werden. Die Bergbaubetriebe auf der tschechischen Seite besitzen dagegen um Größenordnungen umfangreichere Dimensionen, so dass andere Sanierungsmethoden gewählt werden mussten und andere Zeiträume bis zum endgültigen Abschluss der Arbeiten benötigt werden.

## **2 Uranabbaustätte Wäldel/Mähring (Bayern)**

### **2.1 Situation**

Seit 1950 wurde in den Schachtanlagen Wäldel bei Mähring und Höhenstein bei Poppenreuth Uranerz durch die Gewerkschaft Brunhilde gefördert. Der Uranabbau wurde aus wirtschaftlichen Gründen Ende 1982 eingestellt und die beiden Schächte stillgelegt.

Das aus diesen Bergwerken gewonnene Reicherz (Urangehalt von mehr als 0,1 %  $U_3O_8$ ) wurde zur weiteren Verarbeitung in die Urananlage Ellweiler (Rheinlandpfalz) transportiert. Das Armerz (Urangehalte geringer als 0,1 %) wurde von 1972 bis 1989 einer Haldenlaugung vor Ort unterworfen. Die Laugung zur Urangewinnung erfolgte mit Schwefelsäure. Die Lösung wurde im Kreislauf gefahren und jeweils nach ca. 3 Wochen über einen Ionentauscher geleitet. Das Uran wurde aus dem Ionentauscher mit  $HNO_3$  eluiert und mit NaOH ausgefällt. Die Betriebsabwässer (vorwiegend mit Kalkmilch neutralisierte Umlauflösung und Regenerierabwässer) wurden in einen Schlammteich abgegeben und sind hier diffus versickert.



Abb.2 Uranbergbauablage Wäldel / Mähring

Da durch die Anlagen Auswirkungen auf das Grundwasser zu besorgen waren, wurde 1987 auf Drängen der Wasserwirtschaft ein Gutachter beauftragt, die geologischen, hydrogeologischen und hydrochemischen Verhältnisse zu erkunden. Es sollte geprüft werden, ob durch die Haldenlaugung und die Abwasserbeseitigung eine Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser eingetreten ist.

Grundwasseranalysen ergaben leicht erhöhte Gehalte für Uran und Radium, sowie deutlich erhöhte Werte von Leitfähigkeit und Sulfat. Bei späteren Messungen zeigten sich darüber hinaus erhöhte Konzentrationen von Arsen und Kobalt.

## 2.2 Stilllegung, Sanierung und Rekultivierung

Die Betreiberin Gewerkschaft Brunhilde meldete 1990 Konkurs an. Im gleichen Jahr wurde unter Zuständigkeit des Bergamtes Bayreuth in enger Zusammenarbeit mit dem Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft und dem Wasserwirtschaftsamt Weiden begonnen, das Konzept für die Stilllegungsmaßnahmen zu entwickeln.

Schließlich beauftragte das Bergamt Bayreuth 1992 in Ersatzvornahme eine Fachfirma mit der Stilllegung, Sanierung und Rekultivierung der Betriebsgelände Höhenstein und Wäldel. Der Abschlussbetriebsplan wurde in Abstimmung mit den Wasserwirtschaftsbehörden (damals Landesamt für Wasserwirtschaft und Wasserwirtschaftsamt) und dem Landesamt für Umweltschutz erstellt.

Im Abschlussbetriebsplan wurde festgelegt, die Schächte mit kohäsiven Betonsäulen – eine bergbaulich bewährte Technik – dauerhaft zu verschließen.

Haldenmaterial aus den Bergbaubetrieben ist durch den Bearbeitungsprozess mechanisch und chemisch verändert. Es war daher – nachdem andere Lösungen ausschieden – aus wasserwirtschaftlichen und strahlenschutzrechtlichen Gründen vollständig einzukapseln. Für die technische Auslegung dieser Deponie wurde die Deponieklasse I in Anlehnung an die damals im Entwurf vorliegende „Technische Anleitung Siedlungsabfall“ zugrunde gelegt. In dieser Deponie wurden das Haldenmaterial (ca. 8.000 m<sup>3</sup>), das Sediment aus dem Schlammteich (ca. 1.300 m<sup>3</sup>), kontaminierter Bauschutt (ca. 1.700 m<sup>3</sup>) und Bodenmaterial (ca. 1.000 m<sup>3</sup>) eingebracht. Mengenmäßig untergeordnet wurde auch das Haldenmaterial der Grube Werra deponiert.

Das Sanierungskonzept legte fest, das Material der Laugehalde vor Einbringen in die Deponie weitgehend zu neutralisieren.

Zur Beweissicherung und zur Kontrolle des Sanierungserfolges wurde ein wasserwirtschaftliches Untersuchungsprogramm aufgestellt. Im Rahmen dieses Programms wurden aus 6 Grundwassermessstellen und aus dem Lohbach Wasserproben entnommen und auf ausgewählte konventionelle und radiologische Parameter untersucht. Zur Kontrolle der Sanierung werden diese Grundwassermessstellen weiter überwacht.

1992 wurde begonnen, die Laugehalde durch Zugabe von Natronlauge zu neutralisieren. Aufgrund mikrobiologischer Aktivität (bakterieller Pyritumsatz) erforderte die Neutralisation erheblich mehr Zeit als ursprünglich angenommen.

Die Abbruch- und Stilllegungsmaßnahmen einschließlich der Rekultivierung wurden auf dem Gelände der Schachanlage Höhenstein noch 1993 abgeschlossen. Restliches Erz und kontaminiertes Material wurde nach Wäldel verbracht. Das Gelände der Schachanlage Höhenstein ist inzwischen mit Gras bewachsen. Von den früheren Bergbauarbeiten ist nichts mehr zu erkennen.

1993 begannen auf der Schachanlage Wäldel die ersten Erdarbeiten zur Schachtsicherung und zum Bau der Monodeponie. Im Sommer 1994 konnte das erste Material nach Klassierung und Vorbehandlung in die fertig gestellte Deponie eingebracht werden. Beim Einlagern des Materials aus dem Schlammteich traten zunächst Probleme auf, da sich das Material thixotrop verhielt und nicht standfest eingebaut werden konnte. Erst nach Beimengung von ca. 650 t Kalk war der Einbau erfolgreich.

Während der Abschlussarbeiten anfallendes Abwasser wurde in einem neuen Abwasserbecken gesammelt und nach Entscheidungsmessungen und Freigabe in den Lohbach abgegeben. Es wurden Grenzwerte für ausgewählte Leitparameter – u. a. pH-Wert, Sulfat, abfiltrierbare Stoffe und Uran – festgelegt, die eine Gefährdung der Biozönose des Baches bzw. der unterstromig gelegenen Fischzucht ausschließen. Die Grenzwerte der konventionellen Parameter wurden unter Berücksichtigung der Fischtoxizitäten festgelegt, die Grenzwerte für die abzuleitenden radioaktiven Stoffe beruhen auf Dosisberechnungen, die eine unzulässige Immission radioaktiver Stoffe ausschließen. Des Weiteren wurden die jeweiligen Abgaberaten in Abhängigkeit der Wasserführung des Lohbaches begrenzt.



Die Ringdrainage zum Abfangen des Oberflächenwassers und die Sickerwassersammler wurden durch Fernsehuntersuchungen kontrolliert und die dabei erkannten Beschädigungen repariert.

Im November 1994 wurden eine kontrollierbare Oberflächenabdichtung und eine Ausgleichsschicht aufgebracht.

Der Grundeigner der Anlage Wäldel (Forstbehörde) entschied sich, entgegen der ursprünglichen Planung kein kulturfähiges Material auf die Ausgleichsschicht aufbringen zu lassen. Eine natürliche Sukzession soll das Gelände als mager bewachsene Fläche erobern. Eine forstwirtschaftliche Nutzung des Geländes ist nicht möglich. Um auf Dauer zu gewährleisten, dass die Oberflächenabdichtung der Deponie funktionsfähig bleibt, ist es erforderlich, dass in regelmäßigen Zeitabständen tief wurzelnde Pflanzen entfernt werden. Es wurde vorgeschlagen, Grundbucheinträge vorzunehmen, um auch in fernerer Zukunft die frühere Nutzung der Gelände bekannt zu halten. Leider gab es rechtlich keine Möglichkeit dafür.

### **2.3 Nachsorge**

Die ersten Analysenergebnisse des Grundwassers nach Abschluss der Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten zeigten, dass das Sanierungskonzept erfolgreich ist. Besonders die Werte von Leitfähigkeit, Sulfat, Kobalt und Uran sind signifikant zurückgegangen.

Die endgültige Entlassung der Anlagen aus der Bergaufsicht erfolgte nach mehrjähriger Nachsorgephase (vorwiegend Grundwasseruntersuchungen) im Jahr 2003.

Die Grundwasseruntersuchungen wurden bis 2005 von der technischen Gewässeraufsicht übernommen, ab 2006 wird der Grundstückseigentümer die Untersuchungen veranlassen.

## **3 Uranabbaustätten Zadny Chodov – Dul Dylen/Tschechische Republik**

### **3.1 Situation**

Die Region um Plana und Zadni Chodov südlich von Marianske Lazne ist mit den Anfängen im 16. Jahrhundert ein altes Bergbaugebiet mit dem Vorkommen von Silber, Blei, Kupfer, Wismut, Kobalt und Uran. Bereits am Anfang des 20. Jahrhunderts wurden erste Explorationsarbeiten nach Uranerz durchgeführt und in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts intensiviert. Ergiebige Uranerzlagerstätten wurden bei Dylen, Vitkov und Zadni Chodov aufgefunden und durch den Betrieb Uranove Doly Zapadni Cechy (Uranbergbaubetrieb Westböhmen) abgebaut.



Abb. 3 Schachtanlage bei Zadni Chodov

In der Region um Zadni Chodov wurden 1952 mittels Gammauntersuchungen erste Uranerzlager nachgewiesen. Unter der Leitung von russischen Geologen wurden eine Vielzahl von Schächten abgeteuft, von denen die wichtigsten, Schacht 1 401 m, Schacht 2 776 m und Schacht 3 1.263 m erreichten. Die Gesamtlänge der vertikalen Schächte betrug 75.756 m, die der Horizontalstollen 172.470 m.

Das Uranvorkommen Dul Dylen liegt unmittelbar an der Landesgrenze unweit des bayerischen Uranbergbaubetriebes Wäldel. Das Vorkommen Dul Dylen wurde im Jahre 1964 entdeckt und durch zwei Schächte mit Tiefen von 1.004 m und 1.258 m durch den Bergbaubetrieb Uranbergwerk Westböhmen erschlossen.

Das gewonnene Gestein wurde in riesigen Halden abgelagert und die Uranerze in großtechnischen Aufbereitungsanlagen weiterverarbeitet.

Wegen des ziemlich variablen Erzgehaltes wurde vorwiegend von Hand abgebaut.

Insgesamt wurden in Zadni Chodov knapp 2 Mio. t Erz abgebaut mit einem durchschnittlichen Erzgehalt von 0,2 %, was abgebautem Uran von gesamt 4.066 t entspricht. In Dul Dylen wurden 786.706 Tonnen Erze ausgebrochen. Der Uragehalt betrug 0,14 %. Die gewonnene Uranmenge waren 1121 t.

Der Bergwerksbetrieb Zadni Chodov hatte 200.000 Mitarbeiter beschäftigt, Dul Dylen 100.000.

### **3.2 Stilllegung**

In Zadni Chodov wurde die Förderung im Schacht 1 1963 beendet, im Schacht 2 1989 und im Schacht 3 1992. Nach dem Abschluss der Bergbauarbeiten wurde die Wasserhaltung 1993 eingestellt, die Fördertürme abgerissen und die Schächte verschüttet.

Dul Dylen beendete den Abbau 1991. Die Schächte wurden nach dem Abriss der Fördertürme verschlossen.

Das Haldenmaterial wird nach Freimessung u.a. im Straßenbau verwertet. Die auf dem Gelände anfallenden Wässer werden, wenn sie aus belasteten Bereichen stammen, über mehrstufige Reinigungsanlagen abgereinigt, bevor sie in die Vorflut eingeleitet werden.

Die Stilllegungs- und Sanierungsarbeiten dauern noch an.