

# Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden

Christian Hoffmann & Manfred Renger\*

## Zusammenfassung

Langjährige Untersuchungen ehemaliger Rieselfeldflächen im Norden Berlins haben gezeigt, daß eine Einstellung der Verrieselung von Abwässern innerhalb von wenigen Jahren zur starken Mineralisation der vorhandenen, schadstoffbelasteten, organischen Substanz sowie zu erheblicher Bodenversauerung führt. Die Veränderung der physikochemischen Bodeneigenschaften führte elementabhängig zu unterschiedlich starker Metallmobilisation und Verlagerung in den ersten Grundwasserleiter. Die Arbeit beschreibt die aktuellen Prozesse und unterbreitet Vorschläge für den zukünftigen Umgang mit diesen Flächen.

**Summary** Results from a long-term monitoring program at a former sewage farm north of Berlin show that a few years after the end of irrigation intensive mineralisation processes of the heavy metal polluted organic substance led to a strong soil acidification. The changes of the physico-chemical soil properties led to elemental specific metal mobilization and metal transport into the upper ground water table. This paper describes the actual processes and presents some proposals for the future use of these areas.

## 1. Einleitung

Die Mobilität von Metallen in Böden ist einerseits durch Immobilisierungs- und Remobilisierungsprozesse mit der Festphase gekennzeichnet, andererseits können auch mobile organische und anorganische Verbindungen über Sorptions- und Desorptionsprozesse die Mobilität von Metallen beeinflussen. In welchen Mengen Schwermetalle in gebundener, gelöster oder mobiler Form vorliegen, wird durch die physikochemischen Bodeneigenschaften (pH, KAK,  $C_{org.}$ , Ton- und Oxidgehalt), die Menge an Komplexbildnern sowie der Metallkonzentration an der Festphase beeinflusst (FISCHER 1987, NEDERLOF & VAN RIEMSDIJK 1995). Weitere Einflußfaktoren sind die Vegetation sowie die Bodenorganismen (BERTHELIN et al. 1995).

Bei den tonarmen glazialen Sedimenten der ehemaligen Rieselfelder in Berlin-Buch spielt die organische Bodensubstanz die entscheidende Rolle für die Bindung von Schwer-

---

\* Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie & Biologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin Korrespondenz (e-mail: crisnjhb@sp.zrz.tu-berlin.de)

metallen im Boden (HOFFMANN et al. 1995). Es handelt sich bei dieser organischen Substanz zum einen um mit dem Abwasser eingetragene partikuläre, mit Klärschlämmen vergleichbare Stoffe, welche eine sehr enge Korrelation zu den Schwermetallgesamtgehalten aufweisen (SCHLENTHER et al. 1995), zum anderen findet sich organische Substanz aus der Umsetzung der abgestorbenen Biomasse am Standort. Eine analytische Trennung zwischen den beiden Fraktionen ist zur Zeit noch nicht möglich.

Klärschlämme weisen in Abhängigkeit von ihrem Alter sehr unterschiedliche Eigenschaften auf. Frischer Klärschlamm mit neutralen bis basischen pH-Werten (7-8) führt zu einer Immobilisierung von Schwermetallen im Boden über eine pH-Wert Erhöhung sowie Bindung an eingetragene Oxide und organische Substanz (OLFS et al. 1984). SAUERBECK und STYPEREK (1988) konnten keine signifikante Erhöhung des Boden-Pflanze-Transfers von Metallen durch regelmäßige (frische) Klärschlammgaben feststellen. Die Alterung von Klärschlamm kann jedoch nach wenigen Jahren zu einer erheblichen Mineralisation führen, welche mit Versauerung, DOM-Freisetzung und Verlust von potentiellen Bindungsträgern einhergeht, die damit verbundene Schwermetallremobilisierung konnte von einigen Autoren auf mit Klärschlamm gedüngten landwirtschaftlichen Flächen beobachtet werden (ALLOWAY & JACKSON 1991, Mc BRIDE et al. 1997, ZAUNER et al. 1997).

## 2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt auf einem ehemaligen Rieselfeld in Berlin-Buch und wurde fast 100 Jahre lang mit 300-10.000 mm/a ungeklärtem Abwasser beschickt. Nach dem Ende der Verrieselung 1984 wurden die Flächen gepflügt und eingeebnet, Aufzuchtversuche auf den Flächen mißlingen häufig. Die Versuchsflächen sind heute überwiegend mit *Agropyron repens* bedeckt. Die sandigen Böden weisen eine sehr weite Spanne von  $C_{org}$ -Gehalten (3-15 %) sowie sehr unterschiedlich mächtige, humose Oberböden (20-100 cm) auf. Die pH-Werte liegen zwischen 4.5 und 5.5. im Oberboden und nehmen mit der Tiefe ab. Die niedrigsten pH-Werte finden sich mit 3.5 bis 4.0 in 200 cm Tiefe und wurden wahrscheinlich durch die Oxidation von Sulfiden verursacht, welche sich während des Rieselbetriebes unter reduzierenden Bedingungen (höherer Grundwasserstand) bilden können. BLUME et al. (1980) haben solche Prozesse für die Rieselfeldflächen in Berlin-Gatow dokumentiert.

Die Schwermetallgesamtgehalte erreichen auf der Untersuchungsfläche mittlere Konzentrationen von Cd: 28 mg/kg; Cu: 210 mg/kg; Zn: 670 mg/kg. Auf umliegenden Flächen wurden für Cadmium dreifach höhere, für Kupfer und Zink mehr als fünffach höhere Konzentrationen gemessen (SCHLENTHER et al. 1992). Die wichtigsten chemischen und physikalischen Eigenschaften eines repräsentativen Bodenprofils sind in Tab. 1 dargestellt. Auf einer cirka 100 m<sup>2</sup> großen Untersuchungsfläche wurden keramische Saugkerzen (SKF100, Fa. Haldenwanger, Berlin) in drei Tiefen mit jeweils 12 Wiederholungen installiert. Am beim Einbau gewonnenen Bodenmaterial wurden der pH-

Wert (0.01 m CaCl<sub>2</sub>-Lsg; Verhältnis 1:2.5), der C<sub>org.</sub>-Gehalt (thermokonduktometrisch nach Verbrennung) sowie die Schwermetallgesamtgehalte (Druckaufschluß: konz. HNO<sub>3</sub>; 1:20) und ihr verfügbarer Anteil (0.1 m CaNO<sub>3</sub>-Lsg.; 1:2.5). bestimmt. 1996 und 1997 wurde diese Beprobung und Analytik wiederholt.

**Tab.1:** Bodenchemische Eigenschaften und Textur eines typischen Bodenprofils nahe des Untersuchungsstandortes auf dem ehemaligen Rieselfeld Berlin-Buch

<b>Tiefe</b>	[cm]	<b>Yah</b>	<b>C<sub>1</sub></b>	<b>C<sub>2</sub></b>	<b>C<sub>3</sub></b>	<b>C<sub>4</sub></b>	<b>C<sub>5</sub></b>
		0-38	-110	-123	-135	-180	-200
<b>C<sub>org.</sub></b>	[%]	6.13	0.26	0.10	0.06	0.04	0.03
<b>PH</b>		4.84	4.35	4.30	4.18	4.01	3.82
<b>KAK</b>	[mmol <sub>c</sub> /kg]	100	18	14	23	12	13
<b>Cd</b>	[mg/kg]	18.0	1.74	0.19	0.08	0.07	0.04
<b>Cu</b>	[mg/kg]	247	20	13	8	5	4
<b>Zn</b>	[mg/kg]	874	61	20	14	13	11
<b>Sand</b>	[%]	99.3	93.0	96.6	98.7	99.3	97.8
<b>Schluff</b>	[%]	0.4	6.5	2.6	1.1	0.5	1.9
<b>Ton</b>	[%]	0.3	0.5	0.4	0.2	0.2	0.3

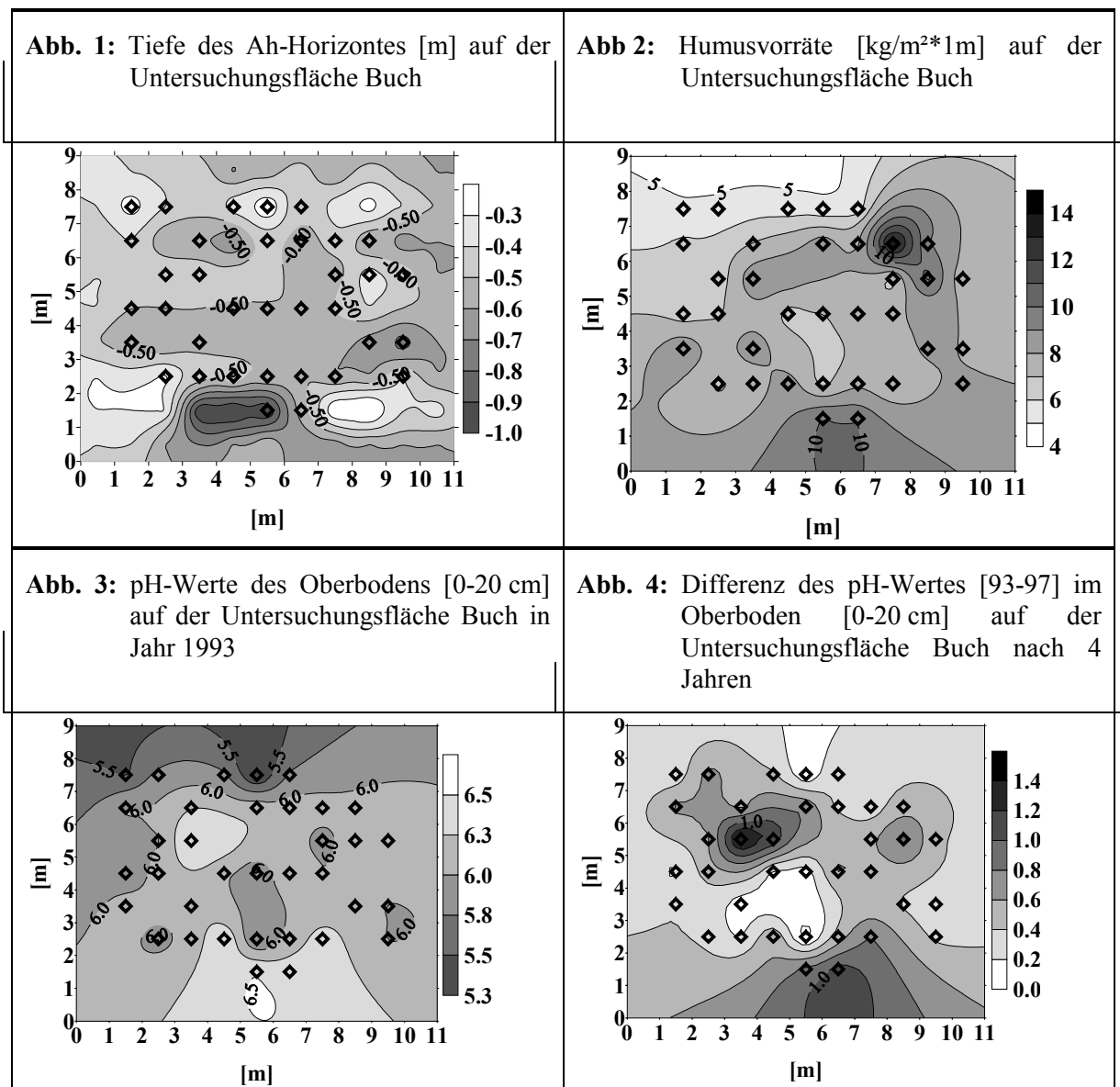
Als Vergleichsfläche dient ein Rieselfeldstandort in Berlin Gatow, welcher seit 1903 genutzt wird und bis circa 1950 mit etwa 4.500 mm/a Abwasser beschickt wurde. Bis zum Anfang der achtziger Jahre reduzierten sich die aufgeleiteten Mengen um etwa 50 %. Heute wird mit etwa 2.000 mm/a Klarwasser aus dem Ablauf der Kläranlage Ruhleben berieselt. Die Fläche befindet sich, mit Buch vergleichbar, in unmittelbarer Nähe vom Einleiterrohr der Rieseltafel. In Gatow wurden aufgrund der Homogenität der Fläche die Saugkerzen mit nur sechs Wiederholungen in drei Tiefen eingebaut. Die Fläche umfaßt hier 65 m<sup>2</sup>. Die Analytik der Festphase erfolgte mit den selben Methoden wie in Buch.

**Tab.2:** Bodenchemische Eigenschaften und Textur eines typischen Bodenprofils am Vergleichsstandort auf dem Rieselfeld Berlin-Gatow

<b>Tiefe</b>	[cm]	<b>Ah<sub>1</sub></b>	<b>Ah<sub>2</sub></b>	<b>rAh</b>	<b>Bv</b>	<b>C</b>
		0-12	-30	-50	-80	-100
<b>C<sub>org.</sub></b>	[%]	4.71	2.58	0.44	0.18	0.09
<b>PH</b>		6.38	6.42	6.37	6.35	6.25
<b>KAK</b>	[mmol <sub>c</sub> /kg]	224	251	39	27	16
<b>Cd</b>	[mg/kg]	7.49	9.11	1.81	1.12	0.21
<b>Cu</b>	[mg/kg]	101	86	17	11	5
<b>Zn</b>	[mg/kg]	589	455	102	60	14
<b>Sand</b>	[%]	78.6	80.8	81.5	79.4	88.0
<b>Schluff</b>	[%]	11.5	10.4	10.4	12.9	6.3
<b>Ton</b>	[%]	9.9	8.8	8.1	7.7	5.7

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenbearbeitung auf der Untersuchungsfläche Buch hat zur Ausbildung von typischen Oberflächenstrukturen geführt. Die Fläche gliedert sich in flache, tiefer liegende etwa zwei Meter breite Bereiche (Delle) sowie 75 cm breite und 15 cm hohe Streifen (Kuppe). Diese Oberflächenstruktur findet sich andeutungsweise in der Mächtigkeit der Ah-Horizonte wieder (Abb. 1; Kuppen im Gelände auf Höhe der Y-Koordinaten 0.5, 3.5 + 6.5).



Die Bereiche mit geringer Ah-Mächtigkeit zeichnen sich meist durch geringe Humuskonzentrationen und -vorräte im Oberboden aus. In Abb. 2 sind die Vorräte an organischer Bodensubstanz auf ein Meter Tiefe / m<sup>2</sup> dargestellt. Es besteht eine enge positive Korrelation ( $r^2=0.83$ ) zwischen der Tiefe des Ah-Horizontes und der Menge an organischer Bodensubstanz. Gleichzeitig finden sich enge Korrelationen zu den Schwermetallgehalten

im Boden, da die organische Substanz den wichtigsten Bindungsträger in den sorptionschwachen Böden darstellt und gemeinsam mit den an sie gebundenen Schwermetallen während der Verrieselung sedimentierte (Cd/Humus:  $r^2=0.55$ ; Cu/Humus:  $r^2=0.87$ ; Pb/Humus:  $r^2=0.80$ ; Zn/Humus:  $r^2=0.87$ ).

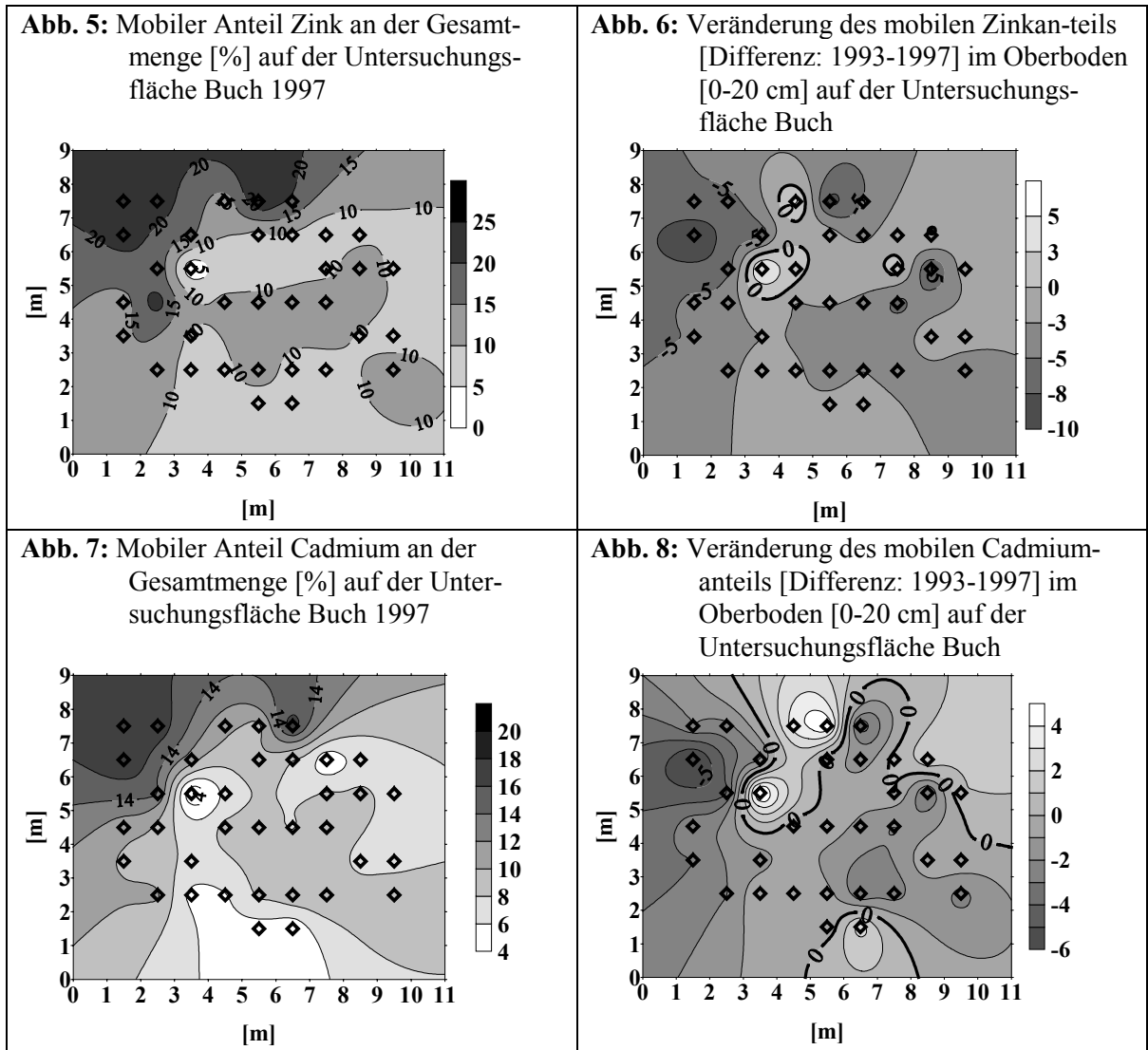
Die pH-Werte im Oberboden liegen unter Rieselfeldnutzung aufgrund des Eintrags von basischen Abwässern (pH 7-8) in der Regel im Bereich von 6.5 bis 7.5 (BLUME et al. 1980). Zu Beginn der Untersuchungen auf den Bucher Rieselfelder im Jahr 1993, acht Jahre nach dem Ende der Verrieselung, lagen die pH-Werte der Untersuchungsfläche zwischen 5.0 und 6.5 im Oberboden in 0-20 cm Tiefe (Abb. 3). GRUNEWALD (1994) konnte Versauerungen in ähnlichen Größenordnungen auf den Flächen südlich Berlins nachweisen. Die deutlichsten pH-Wert-Veränderungen gegen über den vermuteten Ausgangswerten von 7.0 finden sich in den Bereichen mit geringmächtigen Ah-Horizonten. Die niedrigsten pH-Werte finden sich mit 5.2 im Bereich von 20 cm mächtigen Ah-Horizonten. Bei 75 bis 100 cm Mächtigkeit liegen die pH-Werte zwischen 6 und 6.5.

Die Ergebnisse zeigen, daß Flächen mit geringmächtigen Ah-Horizonten in Dellenbereichen, welche aufgrund ihrer Lage öfter durch Niederschläge befeuchtet werden und später schnell austrocknen zu deutlich stärkerer Bodenversauerung neigen, als Bereiche mit mächtigen Ah-Horizonten, die länger feucht bleiben, bzw. Kuppenbereichen, welche das ganze Jahr über stark ausgetrocknet sind und aufgrund ihrer Hydrophobizität kaum durch Niederschläge befeuchtet werden können.

In den Jahren 1996 und 1997 wurden die Beprobungen auf der Untersuchungsfläche wiederholt. In Abb. 4 sind die pH-Wertveränderungen zwischen 1993 und 1997 dargestellt. Die Differenzen für alle Parameter wurden jeweils durch die Subtraktion des 1997er Wertes vom 1993er Wert berechnet. Je dunkler die Flächen dargestellt sind desto stärker ist der pH-Wert abgesunken. Es konnte eine Versauerung um bis zu 1.5 pH-Einheiten innerhalb von vier Jahren festgestellt werden. Legt man die von HARTNIK (1996) gemessenen Säure-Basen-Pufferkurven zugrunde, entspricht eine solche Versauerung in den Bucher Böden einem Protoneneintrag von durchschnittlich  $8 \text{ kmol}_c / \text{ha} \cdot \text{a}$ . STREBEL et al. (1988) berechneten für die Mineralisation von einer Tonne Humus mit vergleichbarem C/N-Verhältnis (12-22), nach Grünlandumbruch, eine Freisetzung von etwa  $1.75 \text{ kmol}_c \text{ H}^+ / \text{ha}$ . Zusätzlich muß der Eintrag von Protonen über den Luftpfad sowie durch Wurzelatmung berücksichtigt werden, welcher von STREBEL et al. (1988) mit etwa  $2.5 \text{ kmol}_c / \text{ha} \cdot \text{a}$  angegeben wird. Über die Nitratkonzentration in der Bodenlösung, welche am Standort in den letzten Jahren zwischen 50 und 400 mg/l lag und einer mittleren Grundwasserneubildungsrate von durchschnittlich 200 mm/a konnte eine jährliche Humusmineralisation zwischen 0.5 und  $4 \text{ t/a} \cdot \text{ha}$  berechnet werden. Über die mit der Mineralisation verbundene Protonenfreisetzung in Höhe von 0.9 bis  $7 \text{ kmol}_c \text{ H}^+ / \text{ha} \cdot \text{a}$  läßt sich die gemessenen Bodenversauerung am Standort vollständig erklären.

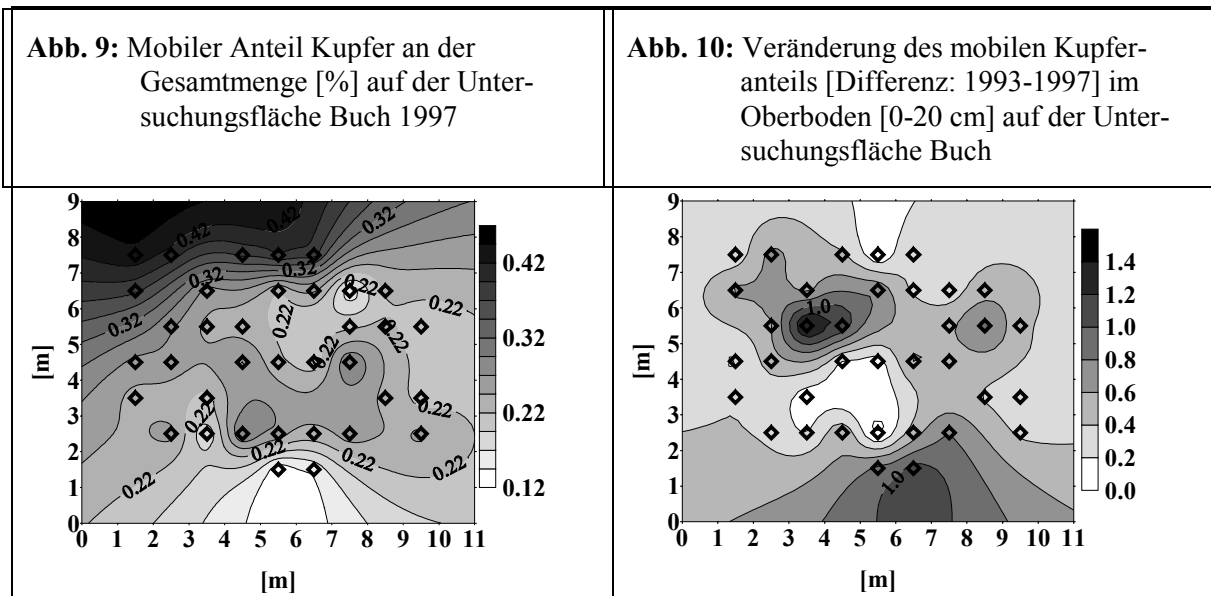
Die intensiven Alterungs- und Umsetzungsprozesse der vorangegangenen Jahre führten zu einer Veränderung der Schwermetallbindungsformen im Boden. Bei der Beprobung 1997 konnten bis zu 20 % Zink (Abb. 5) mit 0.1 m Calciumnitratlösung extrahiert werden.

Abb. 6 zeigt die Differenz der mobilen Anteile zur Beprobung von 1993. Die dunklen, negativen Bereiche kennzeichnen die Flächen mit einer Vergrößerung des mobilen Anteils um bis zu 9 %. Im Bereich von starker Bodenversauerung (positive Bereiche) kann dagegen ein Abnehmen des mobilen Zinkanteils beobachtet werden.



Cadmium weist 1997 mit Zink vergleichbare mobile Anteile in Höhe von bis zu 18 % sowie eine ähnliche räumliche Verteilung auf (Abb. 7). Wie beim Zink finden sich die größten mobilen Mengen in Bereichen mit niedrigem pH-Wert und niedrigen Humusgehalten, also im Bereich geringmächtiger Ah-Horizonte. Die Abnahme der mobilen Anteile im Vergleich zu 1993 ist in stärker versauerten Bereichen bei Cadmium deutlicher als bei Zink ausgeprägt (Abb. 8). Hierfür ist wahrscheinlich die gegenüber Zink erhöhte Mobilität von Cadmium bei gleichem pH-Wert verantwortlich. Es zeigt sich, daß die pH-Absenkung sowie der Verlust von Bindungsplätzen durch Mineralisation von organischer Substanz den Hauptfaktor für die Mobilisierung von Zink und Cadmium darstellt. Für Kupfer lag der mobilisierbare Anteil mit etwa 0.5 % deutlich niedriger (Abb. 9). Die höchsten Anteile

mobilisierbaren Kupfers finden sich immer noch in den Bereichen mit niedrigen pH-Werten, obwohl sich dieser Anteil seit 1993 teilweise halbiert hat (Abb. 10). Die deutlichste Abnahme an mobilem Kupfer findet sich in Bereichen mit mächtigen Ah-Horizonten. Betrachtet man jedoch die Menge an mobilisierbarem Kupfer zeigt sich, daß die Fläche keine deutlichen Differenzierung aufweist und die Unterschiede der prozentualen Anteile durch stark schwankende Gesamtkonzentrationen hervorgerufen werden.



Die Verlagerung mobiler Schwermetalle mit dem Sickerwasser führt zu sehr hohen Lösungskonzentrationen in 50 cm Tiefe, welche eine saisonale Dynamik aufweisen. Die höchsten Konzentrationen konnten jeweils im Herbst bei niedrigen pH-Werten gemessen und gingen mit hohen Sulfat- und Nitratkonzentrationen einher. Im Frühjahr finden sich meist die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen bei weniger sauren pH-Werten. Für Kupfer wurden Konzentrationen zwischen 220 und 2.200  $\mu\text{g/L}$ , für Cadmium zwischen 1 und 660  $\mu\text{g/L}$  und für Zink zwischen 0.05 und 79  $\text{mg/L}$  gemessen. Die pH-Werte lagen in dieser Zeit zwischen 3.4 und 6.4.

Die Ergebnisse der regelmäßig mit Klarwasser beschickten Rieselfeldflächen in Berlin Gatow verdeutlichen den Einfluß der Alterungsprozesse auf die Zink- und Cadmiummobilität.

**Tab. 3:** Menge des mit 0.1 m  $\text{CaNO}_3$ -Lsg mobilisierbaren Cadmium, Zink und Kupfer sowie prozentualer Anteil am Gesamtschwermetallgehalt auf der Untersuchungsfläche Berlin-Gatow

	Tiefe	Mob.Cd	Mob. Cd	Mob. Zn	mob. Zn	mob. Cu	Mob. Cu
	[cm]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[%]
<b>Ah<sub>1</sub></b>	0-12	0.33	4.41	4.04	0.69	0.20	0.20
<b>Ah<sub>2</sub></b>	-30	0.64	7.03	5.11	1.12	0.14	0.16
<b>rAh</b>	-50	0.59	32.60	3.55	3.48	0.03	0.18
<b>Bv</b>	-80	0.44	39.29	2.71	4.52	0.04	0.36

Auf dem ebenen Standort mit einer vergleichbar hohen, räumlich aber sehr homogenen Bodenbelastung befindet sich im Vergleich zu Buch nur ein Bruchteil des Cadmiums (4.41 %), bzw. des Zinks (0.69 %) aus dem Oberboden in der mobilen Fraktion (Tab. 3). Für Kupfer dagegen finden sich mit 0.21 % etwa vergleichbare Anteile. Auffällig ist hier, daß die mobilen Cadmium- und Zinkanteile mit zunehmender Profiltiefe erheblich ansteigen. Einerseits kann dafür die Alterung des organischen Materials in dieser Tiefe verantwortlich sein, andererseits können auch leicht lösliche Anteile aus den darüberliegenden Horizonten verlagert worden sein.

Für eine Alterung oder Veränderung des organischen Materials, bzw. dem Vorhandensein von anderem, leichter extrahierbarem, organischen Material sprechen Ergebnisse von HARTNIK (1996). Er konnte bei pH-Werten von etwa 7.5 trotz niedrigerer  $C_{org}$ -Vorräte im  $Ap_2$ -Horizont (361 mg/kg) im Vergleich zum  $Ap_1$  (238 mg/kg), deutlich höhere DOM-Mengen im Schüttelversuch extrahieren. Eine anschließende Molekülgrößenfraktionierung erbrachte für beide Horizonte fast gleiche Mengen DOM in der niedermolekularen Fraktion (< 1 kD) aber erhöhte Mengen in den Fraktionen von 1-10 kD und > 10 kD.

#### **4. Zusammenfassung der bisherigen Ergebnisse**

Die Stilllegung von Rieselfeldflächen ohne weitere Zufuhr basischer Wässer (z.B. Klarwasser) oder pH-Wert-Stabilisierung hat sich als äußerst problematisch erwiesen.

- Die Alterung von abwasserbürtiger organischer Substanz führt nach dem Einstellen der innerhalb von wenigen Jahren (< 8 Jahre) zu starker Mineralisation und Bodenversauerung. Als Folge werden erhebliche Nitrat- und Sulfatmengen mit dem Bodenwasser in oberflächennahe Grundwasser verlagert.
- Der durch die Bodenbearbeitung beeinflusste, kleinräumlich äußerst heterogene Wasserhaushalt der Flächen begünstigt die Bodenversauerung in Dellenbereichen durch vermehrte Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphasen.
- Die Bodenversauerung sowie der Verlust von Bindungsplätzen führt zu einer dramatischen Erhöhung der Zink- und Cadmiummobilität. Kupfer zeigt dagegen ein vom pH-Wert relativ unabhängiges Bild, hier scheint eher die Mobilität von DOM löslichkeitsbestimmend zu sein.

#### **5. Schlußfolgerungen für eine zukünftige Nutzung von Rieselfeldflächen**

Nach dem Brandenburger Landesabfallgesetz (LaAbfG, §29.4) stellen die ehemaligen Rieselfeldstandorte um Berlin großflächige Altlastenstandorte dar. Eine Beurteilung der Standorte entsprechend der Berliner Liste (SenSUT 1996) ergibt eine deutliche Schädigung des Grundwasser sowie eine Gefährdung des Schutzgutes menschliche Gesundheit.

Es sollte unbedingt auf eine Wiedervernässung von länger stillgelegten Hochlastflächen verzichtet werden, um eine schnelle Auswaschung der mobilen Schwermetallanteile zu



verhindern. Sinnvoller erscheint es, durch geeignete waldbauliche Maßnahmen zu einer Begründung von vitalen, tiefwurzelnden Beständen beizutragen, so daß durch die Erschließung eines größeren effektiven Wurzelraumes die Grundwasserneubildung und damit die Schadstoffverlagerung reduziert wird.

Zu einer Gefahrenabwehr aus Sicht des Bodenschutzes sind weiterhin mehrere miteinander kombinierbare Möglichkeiten denkbar, die Gefahr durch Schwermetalle zu reduzieren:

- pH-Wert-Stabilisierung durch Kalkung bevor die pH-Werte in stärker saure Bereiche absinken um mögliche negative Folgen zu minimieren (z.B. verstärkter Humusabbau, vgl. MARSCHNER 1990).
- Einbringen von kalk- und tonhaltigen, unbelasteten Substraten (z.B. aus aktuellen Bauvorhaben) um zusätzliche permanente Sorptionsträger den natürlicherweise tonarmen Böden zuzuführen.

### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des IFP 7/21:” Bindung, Mobilität, Transport und Wirkung von organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Abbau von Organika in Rieselfeldökosystemen” erstellt; wir danken der TU-Berlin für die Finanzierung. Ein besonderer Dank geht an Guido Glauner, Andreas Müller, Annegret Süßenguth, Michaela Vogliano und Nicole Wendler für ihre gewissenhafte Arbeit im Labor, sowie Frau Anja Schirmeier die ein Teil der Festphasenanalytik im Rahmen Ihrer Diplomarbeit durchführte (SCHIRMEIER, 1996). Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Forstamtes Berlin-Buch sei an dieser Stelle für die kollegiale Zusammenarbeit und das zur Verfügung stellen der Flächen gedankt.

### Literatur

- Alloway, B.J. & Jackson, A.P. (1991): The behavior of heavy metals in sludge-amended soils. *Sci. Tot. Environm.* **100**: 151-176.
- Berthelin, J., Munier-Lamy, C. & Leyval, C. (1995): Effect of Microorganisms on Mobility of Heavy Metals in Soils. In: Huang, P.M.; Berthelin, J.; Bollag, J.-M.; Mc Gill, W.B. & Page, A.L. [Eds.]: *Environmental Impact of Soil Component Interactions Vol. II: Metals, Other Inorganics and Microbial Activities*. Lewis Publ.: Boca Raton, London. 3-17.
- Blume, H.-P.; Horn, R.; Alaily, F.; Jayakodi, A.N. & Meshref, H. (1980): Sand Cambisol Functioning as a Filter Through Long-Term Irrigation with Wastewater. *Soil Sci* **130/4**: 186-192.
- Fischer, W.R. (1987): Das Verhalten von Spurenelementen in Böden. *Naturwissenschaften* **74**: 63-70.
- Grunewald, K. (1994): Großräumige Bodenuntersuchungen auf Rieselflächen südlich Berlin. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **157**: 125-130.

- Hartnik, T. (1996): Die Mobilisierung von organischer Bodensubstanz und Kupfer in Rieselfeldböden bei unterschiedlichen pH-Werten und Ionenstärken. Diplomarbeit im Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin. 170 S.
- Hoffmann, C.; Marschner, B. & Renger M. (1998): Influence of DOM-quality, DOM-quantity and water regime on the transport of selected heavy metals. *J. Phys. Chem. Earth* (in press).
- Hoffmann, C.; Schlenther, L. & Renger, M. (1995): Zur Schwermetallbelastung und –dynamik auf einem ehemaligen Rieselfeld. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **76/I**: 293-296.
- Marschner, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme, Reihe A*, **60**: 1-192.
- Mc Bride, M.B.; Richards, B.K.; Steenhuis, T.; Russo, J.J. & Sauvé, S. (1997): Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci* **162/7**:487-500.
- Nederlof, M.M. & Van Riemsdijk, W.H.V. (1995): Effect of Natural Organic Matter and pH on the Bioavailability of Metal Ions in Soils. In: Huang, P.M., Berthelin, J.; Bollag, J.-M.; Mc Gill, W.B. & Page, A.L. [Eds.]: *Environmental Impact of Soil Component Interactions Vol. II: Metals, Other Inorganics and Microbial Activities*. Lewis Publ.: Boca Raton, London. 3-17.
- Olf, H.-W.; Warnusz, J. & Werner, W. (1994): Klärschlamm-Anwendung und nachhaltige Bodennutzung – Auswirkungen langjähriger Klärschlamm-Anwendung auf chemische und mikrobiologische Bodenfruchtbarkeitskenndaten einer Löß-Parabraunerde. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **73**: 107-110.
- Sauerbeck, D. & Styperek, P. (1988): Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen – TB Schwermetalle. *UBA-Texte* **16/88**: 1-207.
- Schirmeier, A. (1996): Schwermetalluntersuchungen auf einem antropogen beeinflussten Standort (Rieselfelder Buch). Diplomarbeit im Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin
- Schlenther, L.; Eggert, T., Hoffmann, C. & Renger, M. (1992): Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. *Forschungsgutachten im Auftrag der Berliner Forsten*. 1-215.
- Schlenther, L.; Hoffmann, C. & Renger, M. (1995): Verteilungsmuster von Nähr- und Schadstoffen innerhalb einer ehemaligen Rieselfeldgalerie. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **76/I**: 433-436.
- SenSUT (1996): Bewertungskriterien für die Beurteilung stofflicher Belastungen von Böden und Grundwasser in Berlin (Berliner Liste 1996). *Amtsblatt Berlin* **46/15**:957 ff.
- Zauner, G.; Stahr, K. & Monn, L. (1997): Schwermetallbindungsformen und Bodenqualitätsparameter ein Jahrzehnt nach Klärschlammgaben. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **85/II**: 809-812.