



**Elektrokinetische Verfahren -
Methoden zur Altlastensanierung**

Fachtagung am 22. November 2000

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 56

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).

Inhaltsverzeichnis

Laborversuche zur elektrokinetischen Reinigung	3
Dr. Martin Schmid, LfU - Abfalltechnikum	
Grundlagen der elektrokinetischen Bodensanierung unter besonderer Berücksichtigung des sich ausbildenden pH-Gradienten	10
Dr. Heinz Stichnothe, Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutz	
Stabilisierung des Boden-pH-Werts bei elektrokinetischen In-situ-Sanierungsmaßnahmen	16
Dr. Thomas Goldmann, INTUS Institut für Technologie und Umweltschutz e.V., Berlin	
Elektrochemisch induzierte Reaktionen im Boden – Möglichkeiten und Grenzen für die Sanierung kontaminierter Böden	22
Dr. Dietmar Rahner, Technische Universität Dresden, Institut für Physikalische Chemie und Elektrochemie	
Elektrokinetische Bodensanierung chromatkontaminierter Böden - Testfeld „Hammerwerk Söllingen,,	26
Dr. Reiner Haus, Universität Karlsruhe, Lehrstuhl für Angewandte Geologie	
Der Boden elektrifiziert - Elektrosanierung in der Retro- und Prospektive	31
Dr. Reinout Lageman, GEOKINETICS, Niederlande	
Elektrokinetische Bodensanierung: Einsatzmöglichkeiten, Anwendungsbereiche und Erkundungsanfordernisse	36
Dipl.-Geol. Roman Zorn, Universität Karlsruhe, Lehrstuhl für Angewandte Geologie	
Referenten	47

Laborversuche zur elektrokinetischen Reinigung anorganisch belasteter Altlasten

Dr. Martin Schmid, LfU, Abfalltechnikum

Elektrokinetische Sanierungstechniken werden angewandt, um zumeist feinkörnige Böden zu reinigen. Die dabei auftretenden physikalisch-chemischen Prozesse Elektromigration, Elektrophorese, Elektroosmose, elektrochemische Redoxprozesse und Bodenerwärmung werden genutzt, um sowohl anorganische als auch polare und unpolare organische Schadstoffe aus Altlasten zu entfernen.

Im Rahmen eines vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geförderten Forschungsvorhabens wurden am LfU-Abfalltechnikum realitätsnahe Labor- und Technikumsversuchsanlagen konzipiert und aufgebaut. Dadurch konnten praxisrelevante Untersuchungen zum Verhalten von Altlasten und einzelnen Anlagenkomponenten unter den Bedingungen elektrokinetischer Sanierungsmaßnahmen durchgeführt und die o.g. Phänomene detailliert studiert werden.

Die Versuchsergebnisse haben gezeigt, dass

- elektrokinetische Verfahren grundsätzlich zur Altlastsanierung geeignet sind und
- Schwermetalle umso leichter zu entfernen sind, je geringer die Schadstoffe an die Bodenmatrix sorbiert sind und je höher ihre Löslichkeit im Bodenwasser ist.

Für eine effiziente In-Situ-Anwendung elektrokinetischer Verfahren sind neben genauen Kenntnissen zur Bodenzusammensetzung und den vorliegenden Schadstoffspezies belastbare Laborversuche erforderlich, um die

- Funktionsweise des Elektrodeneinbausystems sicherzustellen,
- optimalen Elektrodenmaterialien und
- individuellen Anforderungen an die Prozesswasseraufbereitung und -rückführung zu ermitteln,
- einzelnen Redoxprozesse an den Elektroden kennenzulernen,
- Mobilität und Mobilisierbarkeit der Kontaminanten, der im Boden enthaltenen Salze und anderen löslichen Verbindungen zu quantifizieren,
- Ausbildung des elektroosmotischen Flusses zu ermitteln und
- Wanderungsrichtung der Kontaminanten herauszufinden.



Bayerisches Landesamt für Umweltschutz - Abfalltechnikum
Am Mittleren Moos 46A, 86167 Augsburg

Laborversuche zur elektrokinetischen Reinigung anorganisch belasteter Altlasten

Dr. Martin Schmid

Augsburg, 22. November 2000



Gliederung

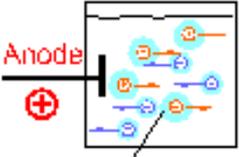
Laborversuche zur elektrokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Martin Schmid

- **Physikalisch-chemische Grundlagen**
- **Aufbau Laboranlage**
- **Behandlung einer Altlast: Zinkverhüttungsrückstände**
- **Behandlung einer Altlast: Galvanikabwässer**
- **Zusammenfassung**



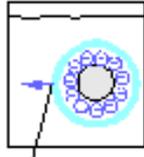
Physikalisch-chemische Grundlagen

Laborsuche zur elektokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Marc In Schmid

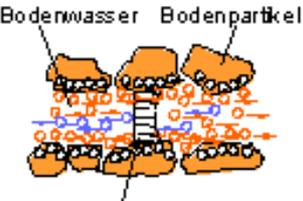


Anode (+)

Hydrathülle
Elektromigration
gelöster Anionen
und Kationen

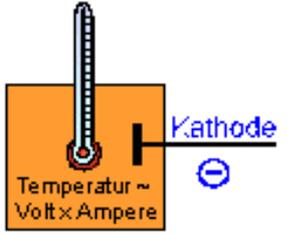


Bekrophorese
kolloidaler Partikel



Bodenwasser Bodenpartikel

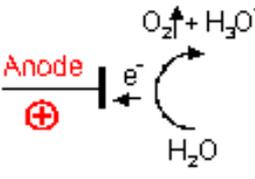
Elektroosmotischer Fluss
des Bodenwassers



Kathode (-)

Temperatur ~
Volt x Ampere

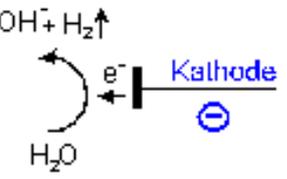
Bodenerwärmung



Anode (+)

$$H_2O \rightarrow O_2 \uparrow + H_3O^+$$

Elektronen (e^-) fließen ab.



Kathode (-)

$$H_2O + e^- \rightarrow OH^- + H_2 \uparrow$$

Elektronen (e^-) fließen zu.

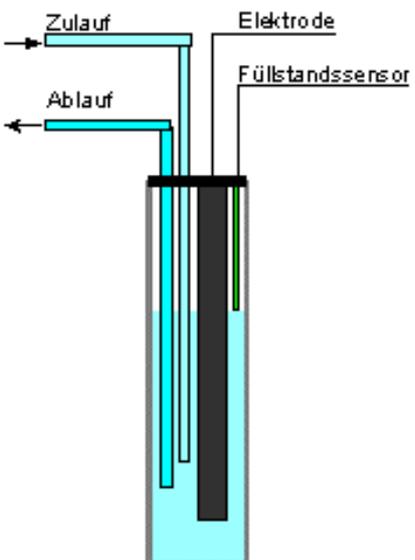
Elektrochemische Stoffumwandlungsprozesse



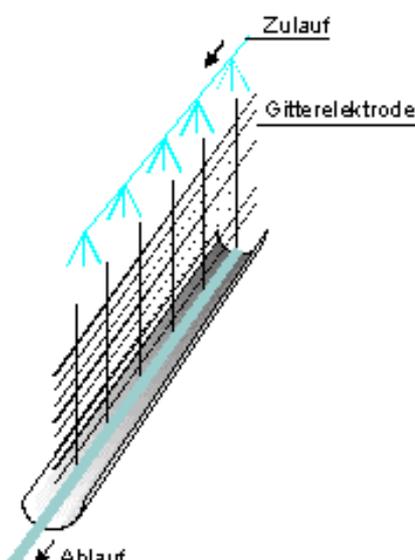
Elektrodeneinbau

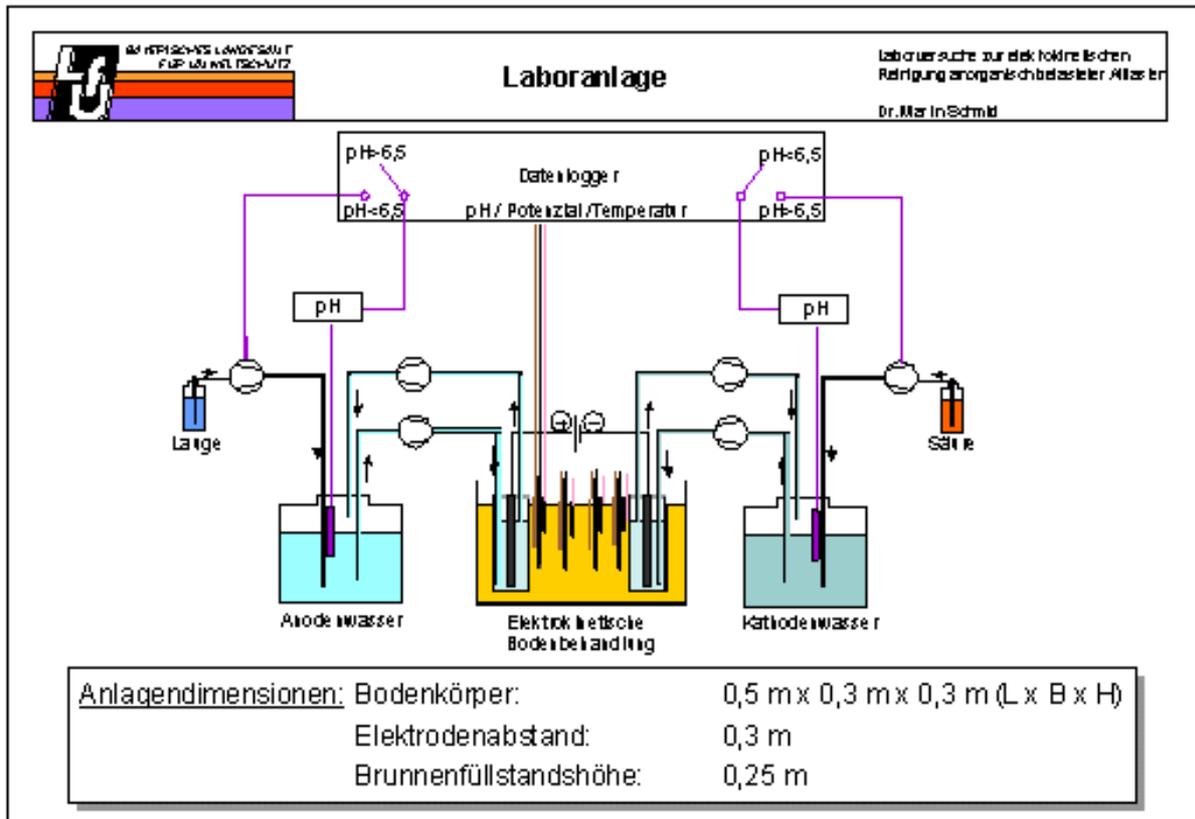
Laborsuche zur elektokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Marc In Schmid

Brunnensystem



Bewässerungssystem





AN DER UNIVERSITÄT BAYREUTH
FÜR ANGEWANDTE GEOLOGIE

Altlast mit Zinkverhüttungsrückständen

Laboeruche zur elektrokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Marc In'Schmid

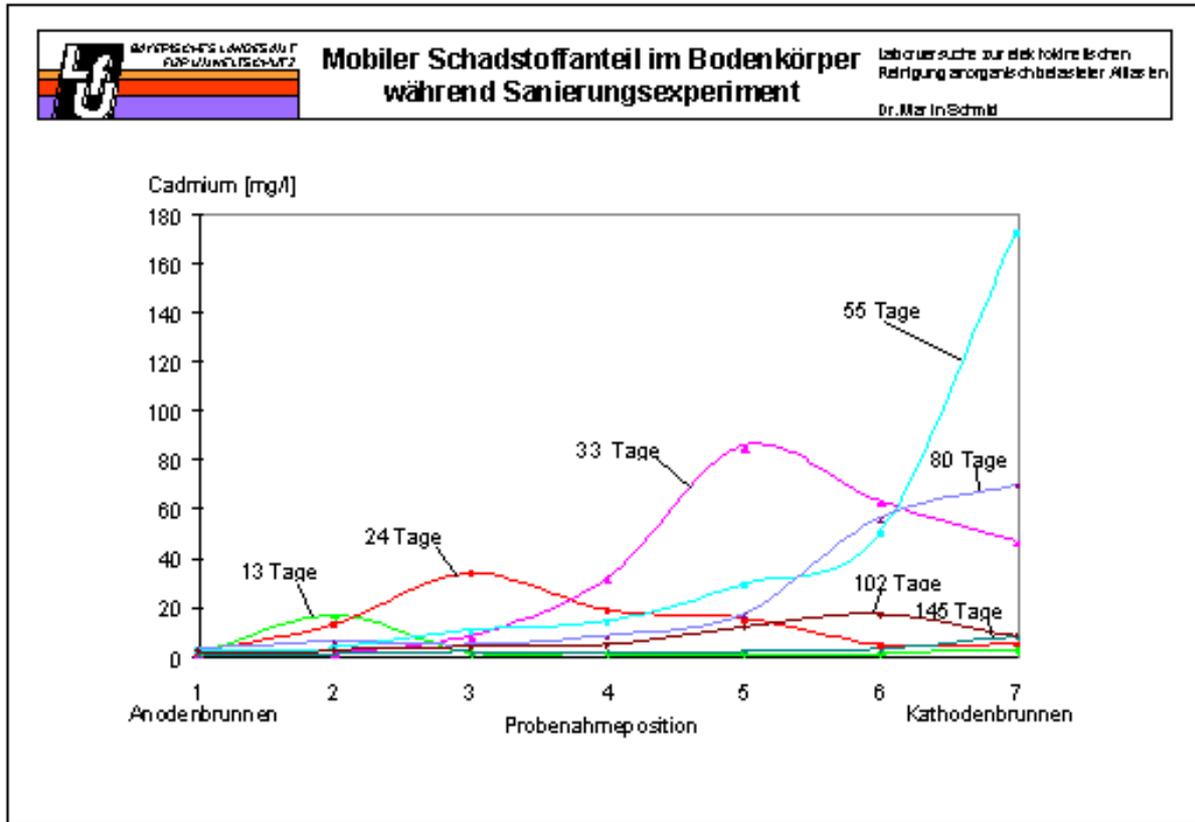
Bodencharakterisierung:

- Korngrößenanalyse: lehmiger Sand, nach DIN 4220
- Kalkgehalt: 1,5 %; Huminstoffgehalt: 1,4 %
- Schwermetallbelastung:

Eluate nach	Cd	Pb	Zn
DIN38414 S4 [mg/l]	0,04	0,09	0,15
DIN38414 S7 [g/kg]	0,06	2,19	4,49

Versuchsparameter:

- Anodenbrunnenlösung: 2 %ige Zitronensäure, pH = 4,5
- Elektrodenmaterial: mischoxidbeschichtetes Titan (12,5 g/l/m²)
- mittlere Feldstärke: 31 V/m
- mittlere Stromstärke: 315 mA





**BAYERISCHES LANDESAMT
FÜR UMWELTSCHUTZ**

Altlast mit Galvanikabwässerem

Labordiagnostik zur elektrokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Marc In-Schmidt

Bodencharakterisierung:

- Korngrößenanalyse: stark toniger, schwach sandiger Schluff, nach DIN 4220
- Kalkgehalt: 14 %; Huminstoffgehalt: 12 %
- Schwermetallbelastung:

Eluat nach	As	Cd	Cu	Ni	Pb
DIN38414 S4 [mg/l]	0,13	0,01	0,38	0,32	0,27
DIN38414 S7 [g/kg]	0,20	0,07	2,01	0,71	4,49

Versuchsparameter:

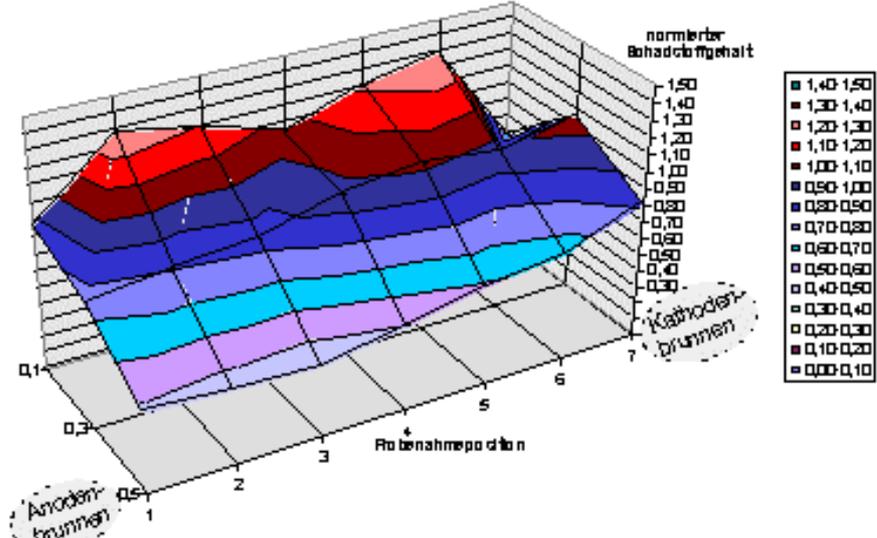
- Elektrodenbrunnenlösung: Leitungswasser, neutralisiert mit HCl bzw. NaOH (10 %ig)
- Elektroden: Titananode (12,5 g Ir/m²), Kupferkathode
- mittlere Feldstärke: 8 V/m
- mittlere Stromstärke: 51 mA



**BAYERISCHES LANDESAMT
FÜR UMWELTSCHUTZ**

Arsenentfernung bei pH-Wert- Kontrolle der Elektrodenlösungen

Labordiagnostik zur elektrokinetischen
Reinigung anorganisch belasteter Altlasten
Dr. Marc In-Schmidt



normierter
Arsenidgehalt

- 1,40-1,50
- 1,30-1,40
- 1,20-1,30
- 1,10-1,20
- 1,00-1,10
- 0,90-1,00
- 0,80-0,90
- 0,70-0,80
- 0,60-0,70
- 0,50-0,60
- 0,40-0,50
- 0,30-0,40
- 0,20-0,30
- 0,10-0,20
- 0,00-0,10

Anodenbrunnen Kathodenbrunnen

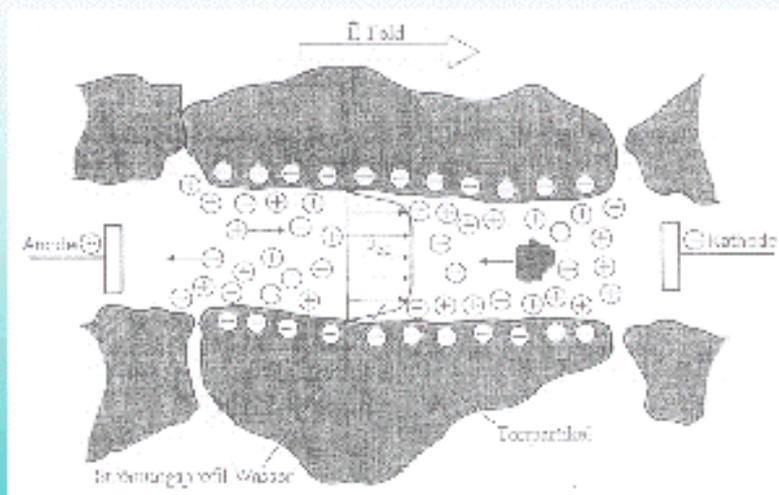
- Arsenentfernung bis zu 60 %
- Boden-pH-Wert unverändert ~ 8
- kathodische Wanderungsrichtung durch hohen elektroosmotischen Fluss

 <p>BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ</p>	<h2>Zusammenfassung</h2>	<p>Laborsuche zur elektrokinetischen Reinigung anorganisch belasteter Altlasten Dr. Mar In Schmidt</p>
<p>Voruntersuchungen im Labormaßstab sind notwendig, um elektrokinetische Sanierungstechniken <i>effizient</i> einzusetzen:</p> <ul style="list-style-type: none">● Elektroden: Einbau, Prozesse● Schadstoffe: Mobilität, elektroosmotischer Fluss, Wanderungsrichtung● Prozesswasser: Aufbereitung, Kreisführung	<p>Untersuchungen haben gezeigt, dass elektrokinetische Sanierungstechniken <i>erfolgreich</i> angewandt werden können:</p> <ul style="list-style-type: none">● Entfernung mobiler Schwermetallfrachten● nutzungsbezogene Altlastsanierung	
	<p>FuE-Projekt 'Elektrokinetische Reinigung kontaminierter Böden' gefördert vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen</p>	

Grundlagen der elektrokinetischen Bodensanierung unter besonderer Berücksichtigung des sich ausbildenden pH-Gradienten

Dr. Heinz Stichnothe, Technische Universität Hamburg-Harburg,
Arbeitsbereich Umweltschutztechnik

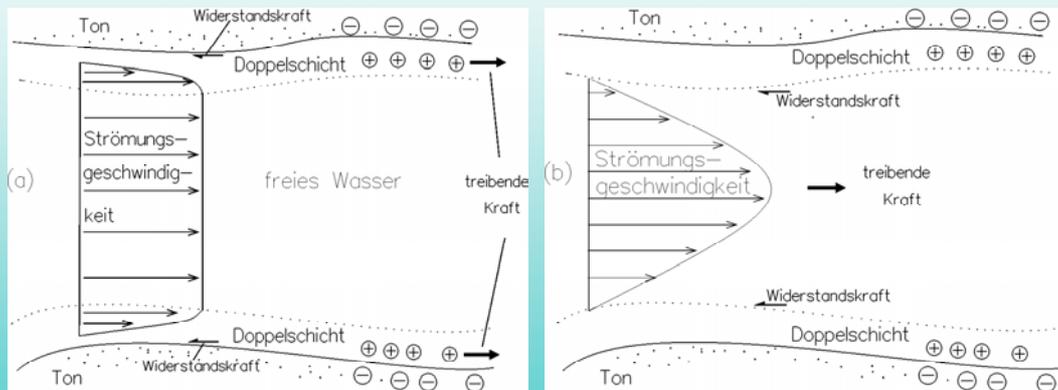
Grundprinzip



Anodenreaktion: $2H_2O \rightarrow O_2 + 4e^- + 4H^+$ wandern Richtung Kathode

Kathodenreaktion: $4H_2O \rightarrow 2H_2 + 4e^- + 4OH^-$ wandern Richtung Anode

Strömungsprofile



Elektrokinetisch erzwungene Strömung

Hydraulisch erzwungene Strömung

Volumenstrom in Abhängigkeit vom Teilchenradius

$$\dot{V}_{ky} = \frac{\pi \Delta\varphi}{8 \eta L} r^4 \quad \dot{V}_{el} = \frac{E D \zeta}{4 \eta L} r^2$$

$$q_h = k_h * i_h ; q_e = k_e * i_e \quad i_h = \frac{k_e i_e}{k_h} = \frac{\Delta h}{\Delta x}$$

Vergleich hydraulische – und elektroosmotische Strömung

Beispiel mit $E = 20 \text{ V m}^{-1}$

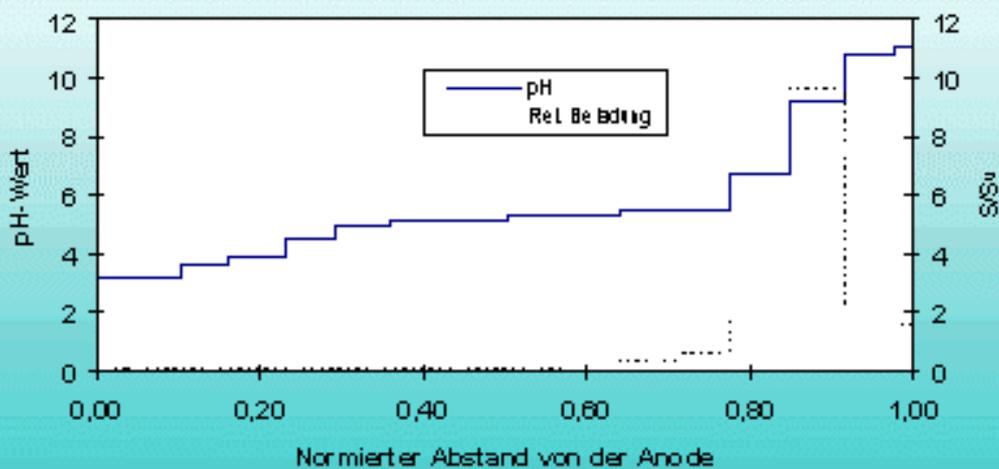
Feinsand: $k_h = 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$; $k_e = 5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} \text{ V}^{-1}$

$$\frac{\Delta h}{\Delta x} \approx 10^{-2}$$

Ton: $k_h = 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$; $k_e = 5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} \text{ V}^{-1}$

$$\frac{\Delta h}{\Delta x} \approx 10^3$$

pH-Gradient und Schwermetallverteilung

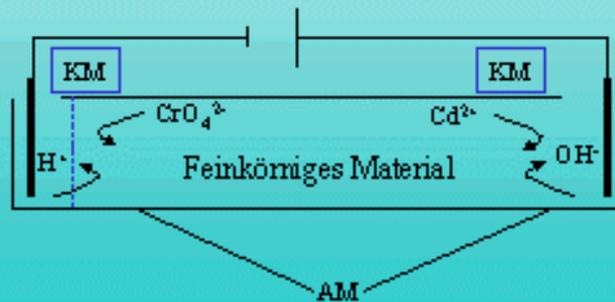


pH-Wert Regulierung

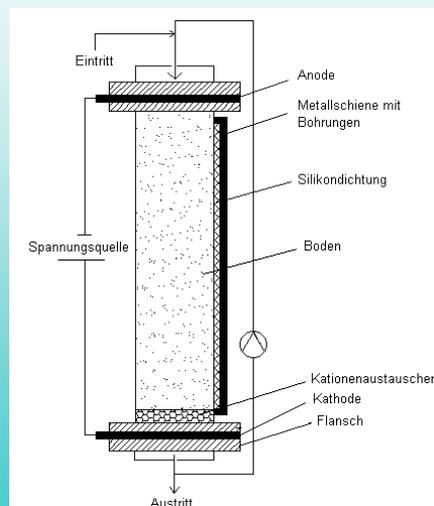
Spülen der Elektrodenräume → Neutralisieren durch Chemikalienzugabe

Sauere Ionenaustauscher → Neutralisation durch Freisetzung von Protonen vor der Kathode

Ionenaustauschermembrane bei der Elektrodialyse



Aufbau Laborzelle



Zusammenstellung der Versuche

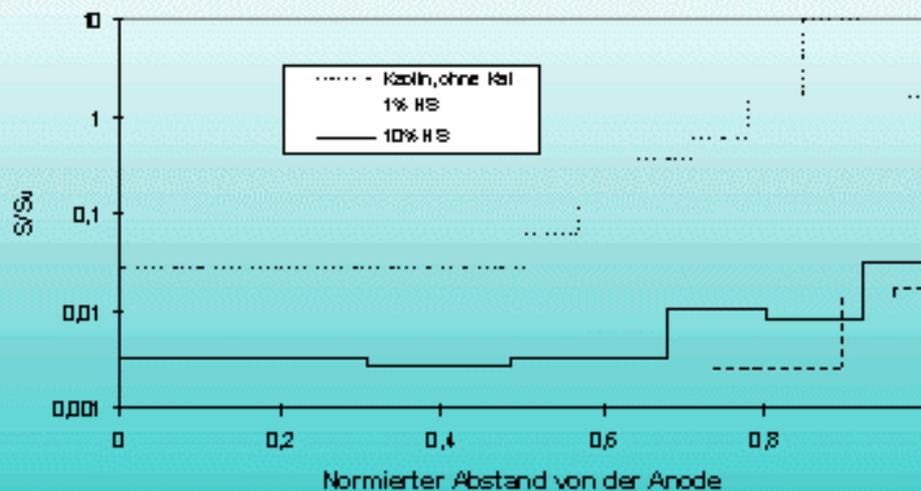
Tabelle 1: Versuchsbedingungen für die Entfernung von Cd aus Kaolinton

Experiment	1	2	3	4
Feldstärke [V/m]	120	120	140	120
Beladung [mg/kg]	232	1060	920	890
Kationenaustauscher	ohne	S100	SP112	SP112+TP207
Humussäure [%]	0	1	10	0

Tabelle 2: Versuchsergebnisse für die Entfernung von Cd aus Kaolinton

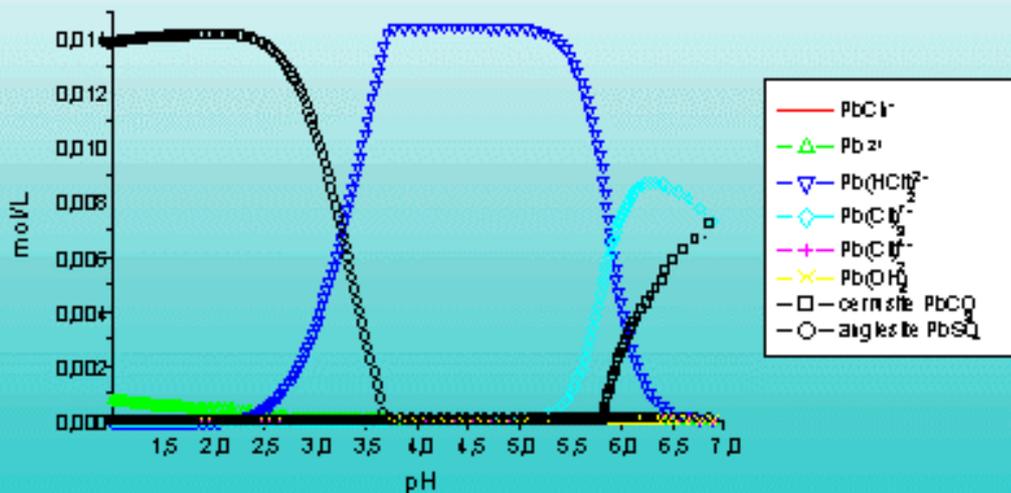
Experiment	1	2	3	4
Restbeladung [mg/kg]	221	2,7	7,1	13,4
Versuchsdauer [d]	20	31	29	16
Reinigungsgrad [%]	5	99,7	99,2	98,5
Energiebedarf [kWh/t]	120	520	1860	140

Relative Cd-Beladung in Abhängigkeit vom normierten Abstand von der Anode



Speziesverteilung von Pb in Gegenwart eines Komplexbildners

$c = 0.0145 \text{ mol/L (Pb}^{2+}, \text{SO}_4^{2-}, \text{CO}_3^{2-})$ 0.05 m citrate



Zusammenfassung

- Verwendung bei feinkörnigen Materialien
- Vermeidung des Fokussierungseffekts bei der Entfernung von Schwermetallen durch Verwendung von Ionenaustauschern
- Bedeutung der Schwermetallbindungsform für die Reinigung
- Energieaufwand ist abhängig von der Bodenzusammensetzung

Stabilisierung des Boden-pH-Werts bei elektrokinetischen In-situ-Sanierungsmaßnahmen

Dr. Thomas Goldmann, Institut für Technologie und Umweltschutz e.V.

Bei der elektrokinetischen Behandlung von Böden, Schlämmen oder anderen wäßrigen Medien kommt es infolge der Elektrolyse des Wassers zu Änderungen des pH-Werts in den Elektrodenräumen und auch in den angrenzenden Bereichen des zu behandelnden Bodens.

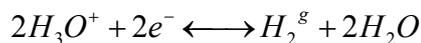
Technisch erfolgt die Einspeisung des Stroms häufig über sogenannte „Brunnenfilterelektroden,, bei denen die z.B. metallischen Elektroden (Leiter 1. Art) mit dem in den Brunnen stehenden Wasser (Leiter 2. Art) in Kontakt stehen. Aber auch wenn Metallelektroden direkt in den Boden eingebracht werden, erfolgt der Ladungstransfer immer an der Grenzfläche zwischen einem Leiter 1. Art und dem Grund- oder Stauwasser, bzw. dem Porenwasser des Bodens (Leiter 2. Art). Dieser Ladungstransfer erfolgt grundsätzlich über elektrochemische Reaktionen an denen im allgemeinen Wasser und seine Protolyseprodukte beteiligt sind.

Im Kathodenraum laufen folgende Reaktionen ab:

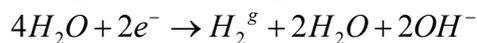
1. Dissoziation des Wassers



2. Entladung des Hydroniumions bei Stromfluss:



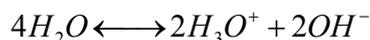
Es ergibt sich die folgende Bruttoreaktion:



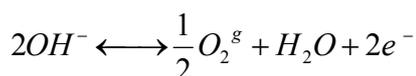
So wird dem Kathodenraum bei einem Strom von 1A innerhalb von 24 Stunden etwa 1 Mol Hydroniumionen entzogen, indem gasförmiger Wasserstoff entweicht. Aus Gründen des Gleichgewichts wird etwa die gleiche Stoffmenge Hydroxidionen gebildet, die jedoch nicht entladen und mangels Konvektion mit dem Anolyten auch nicht neutralisiert werden können. Der pH-Wert im Kathodenraum steigt.

Analog gilt für den Anodenraum:

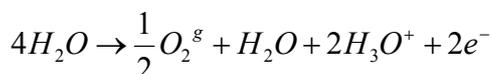
1. Dissoziation des Wassers



2. Entladung des Hydroxidions bei Stromfluss



und die Bruttoreaktion:



Bei einem Strom von 1 A wird innerhalb von 24 h etwa 1 Mol Hydroniumionen gebildet, die nicht entladen werden können. Der pH-Wert sinkt.

Es ergeben sich daraus folgende Probleme:

- a) Die Elektrolyse des Wassers hat zur Folge, dass der pH-Wert in der Umgebung der Kathode stark ansteigt, während er in Anodennähe stark absinkt. Experimentell wurden bei Versuchen zur Dekontamination von Böden beobachtet, dass sich die Werte bei pH = 12 (Kathode) bzw. pH = 3 (Anode) stabilisieren. Dies führt zur Ausbildung einer „Basen-“, bzw. „Säurefront“, die von den Elektroden ausgehend in den Boden zwischen den Elektroden vordringen. Die Veränderungen des pH-Werts im Boden ziehen lokal Änderung der chemischen Eigenschaften der Porenflüssigkeit (z. B. der Löslichkeit von Salzen) und gegebenenfalls auch der Feststoffmatrix nach sich. Dies kann z. B. die Migration von Schwermetallionen blockieren. Bereits mobilisierte Schwermetalle fallen z. B. bei Annäherung an die Kathode infolge des hohen pH-Werts aus („Fokuseffekt“, /2/). Eine Neutralisation der Flüssigkeiten in den Brunnen durch den Einsatz von Chemikalien (Säuren bzw. Basen) ist technisch und auch ökologisch nicht zu rechtfertigen, da ein ständiger Zusatz erhebliche Stoffmengen erforderlich wäre, was u.a. zu einer Versalzung des Bodens führen würde.
- b) An der Kathode können Hydroxidionen nicht entladen werden, ebenso Hydroniumionen nicht an der Anode. Sind bei einer Elektrolyse Anolyt und Katholyt durch eine die Konvektion verhindernde Schicht voneinander getrennt (dies ist praktisch bei allen in der Literatur beschriebenen Verfahren zur elektrokinetischen Bodensanierung gegeben), so entsteht unweigerlich in den Elektrodenräumen ein Überschuss an nicht entladbaren Ionen, während der Anteil entladbarer Ionen mehr und mehr sinkt, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Autoprotolyse des Wassers und elektrochemischen Umsatz an den Elektroden einstellt. Die Folge ist, dass - trotz hoher Leitfähigkeit von Anolyt und Katholyt - der Übergangswiderstand zwischen Elektrode und Elektrolyt zunimmt. Dies äußert sich an dem vielfach beobachteten stark ansteigenden Spannungsabfall in den Elektrodenräumen.
- c) Eine Trennung bestimmter Stoffe oder Stoffgruppen unter Nutzung elektrokinetischer Effekte wird oft dadurch verhindert, dass die zu entfernenden Stoffe chemisch an die Feststoffmatrix des Bodens gebunden sind. So liegen Schwermetalle im Boden im allgemeinen nicht in Form von Kationen dissoziierter Salze vor, sondern als Oxide, metallorganische Verbindungen, schwerlösliche Salze oder andere, nicht mobile Verbindungen. Da die Löslichkeit solcher Verbindungen oft stark vom pH-Wert abhängt, können unkontrollierte und starke Veränderungen des pH-Werts elektrokinetische Transportprozesse behindern oder gar blockieren.

Diese Zusammenhänge wurden durch zahlreiche eigene und fremde Untersuchungen festgestellt und bestätigt.

Im folgenden wird eine Möglichkeit aufgezeigt, den pH-Wert in den Elektrodenräumen zu steuern und langfristig zu stabilisieren, ohne zusätzliche Chemikalien einzusetzen. Das Verfahren wurde im Technikumsversuch erfolgreich getestet und ein Patent angemeldet /1/. Die Steuerung des pH-Werts der Flüssigkeit in den Elektrodenräumen erfolgt durch Betreiben einer Hilfselektrolyse in einer Hilfselektrolysezelle. Wie bei der im Boden ablaufenden Pri-

märelektrolyse werden auch bei der Hilfelektrolyse Anolyt und Katholyt voneinander getrennt, so dass eine Neutralisation der an den Elektroden produzierten Hydroxid- und Hydroniumionen unterbunden wird. Ebenso wie bei den Flüssigkeiten in den Brunnenfilterelektroden der „Primärelektrolyse“, entwickelt sich ein entsprechender Überschuss an Hydroxid- und Hydroniumionen in den Halbzellen der Hilfelektrolyse, ohne dass die entsprechenden Restionen anfallen. Kontrollierte Durchmischung von Primärkatholyt mit Hilfsanolyt und Primäranolyt mit Hilfskatholyt führen zur vollständigen oder teilweisen Neutralisation der Flüssigkeiten.

Die aus dem Boden zu entfernenden Stoffe (z. B. Schwermetalle) gelangen aufgrund der elektrokinetischen Transportprozesse in den Primärkatholyt bzw. -anolyt und wegen der Durchmischung in die Hilfelektrolysezelle.

Durch „Separatoren“, (ionenselektive Membranen, Ionenaustauscher, adsorptive Filter oder Katalysatoren u. ä.) werden sie aus dem Prozesswasser entfernt. Die Separatoren können innerhalb des kathoden- bzw. anodenseitigen Mischkreislaufs oder in der Hilfszelle angeordnet werden und sind dem jeweiligen Anwendungsfall entsprechend auszuwählen und zu dimensionieren. Kontrolleinrichtungen für das Prozesswasser in Verbindung mit Regelkreisen für die Hilfszellen ermöglichen eine aktive Beeinflussung der molaren Verhältnisse der Produktion von Hydronium- und Hydroxidionen in den einzelnen Zellen.

Die Hilfelektrolysezellen können elektrisch parallel oder in Reihe zur Primärelektrolyse geschaltet werden. Die Reihenschaltung von zwei Hilfszellen zur Primärelektrolyse (Abb. 1) zieht gegenüber der Anwendung parallel geschalteten Hilfszellen einen höheren Spannungs-, die Parallelschaltung einen höheren Strombedarf nach sich.

Ein Spezialfall ist gegeben, wenn Katholyt und Anolyt der Primärelektrolyse direkt miteinander vermischt werden. In diesem Fall wird eine Neutralisation ohne eine zusätzliche Hilfelektrolyse möglich, oder - anders ausgedrückt - Primär- und Hilfelektrolyse laufen gleichzeitig in ein und demselben Reaktor ab. Allerdings muss dann verhindert werden, dass die zu entfernenden Stoffe ebenfalls in den jeweils anderen Elektrodenraum transportiert werden, da sie sonst von dort aus wieder in den Boden eindringen würden. Dies kann durch geeignete Filter, die in den Stoffkreislauf eingebracht werden, erreicht werden.

In einem Technikumsversuch wurde das Verfahren mit in Reihe geschalteten Elektrolysezellen (Abb. 1) betrieben.

Als Diaphragma in den Hilfszellen wurde ein mit einer Lage Filterpapier umwickelter, feinporöser Schaumstoffkörper zur Verhinderung der Diffusion zwischen Hilfsanolyt und Hilfskatholyt verwendet. Die Anlage wurde mit einer Stromstärke von ca. 1,2 A, entsprechend einer Stromdichte im Boden von 4,8 A/m² betrieben.

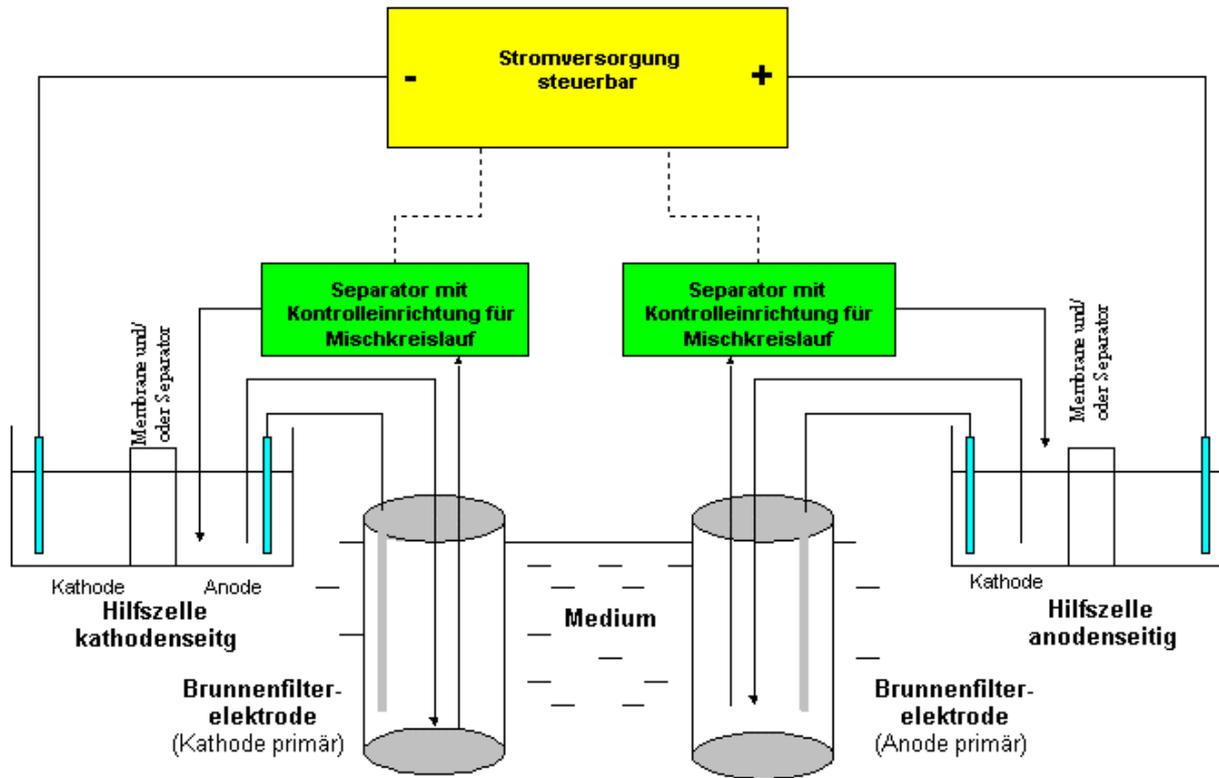


Abb. 1: Hilfselektrolysezellen in Reihe zur „Primärelektrolyse,, geschaltet

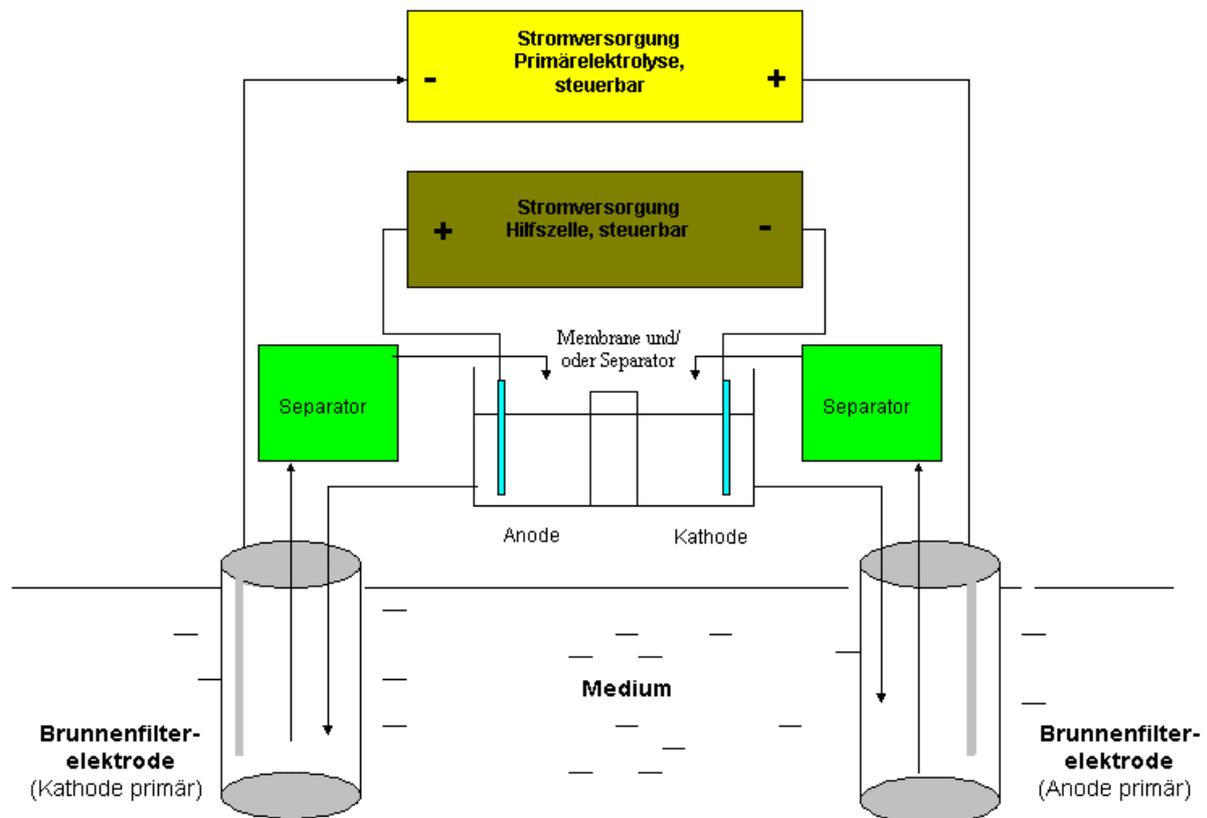


Abb. 2: Hilfselektrolysezellen parallel zur „Primärelektrolyse,, geschaltet

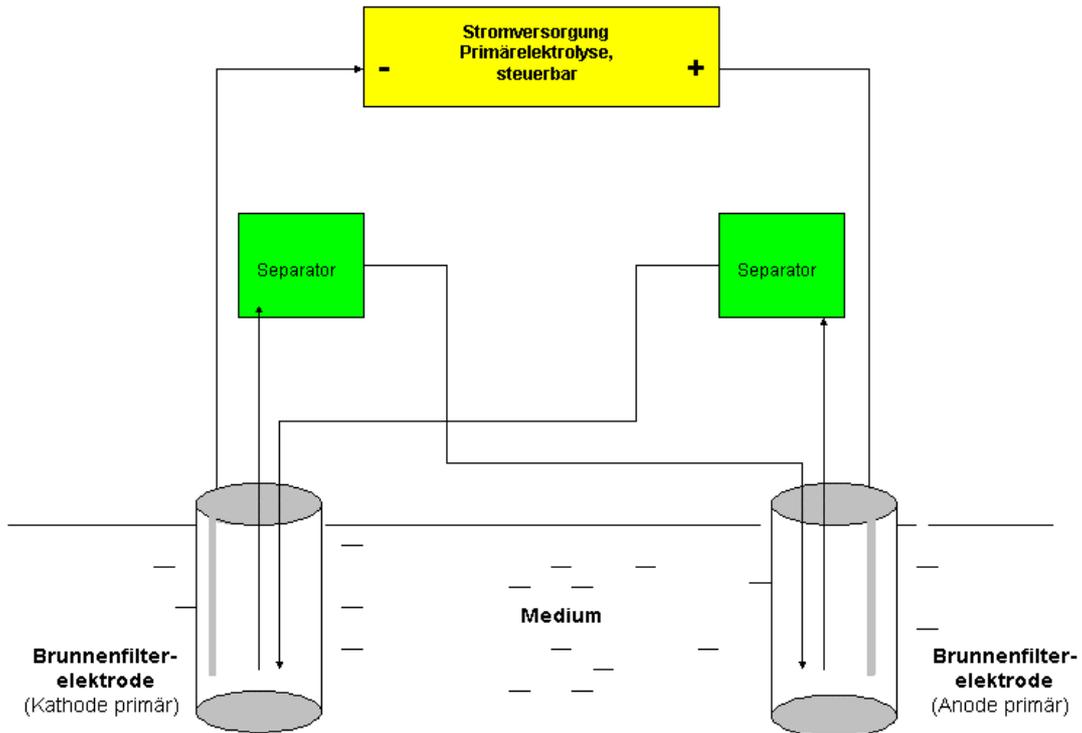


Abb. 3: „Autoneutralisation,,

In der Anlage /3/ befand sich eine mit Arsen kontaminierte, sandige, mit Bauschutt durchsetzte Bodenprobe. Als Elektrolyt wurde, zum Test des hier beschriebenen Verfahrens zur Stabilisierung des pH-Werts zunächst Wasser eingesetzt. Abb. 4 zeigt den zeitlichen Verlauf des pH-Werts im Anodenbrunnen und im Anolyt der anodenseitigen Hilfselektrolysezelle. Zusätzlich ist der für den Hilfsanolyt berechnete theoretische Verlauf des pH-Werts dargestellt. Dabei wurde vereinfachend angenommen, dass der anodische Ladungstransfer vollständig über die Sauerstoffentwicklung abläuft und die Autodissoziation des Wassers unabhängig vom pH-Wert abläuft.

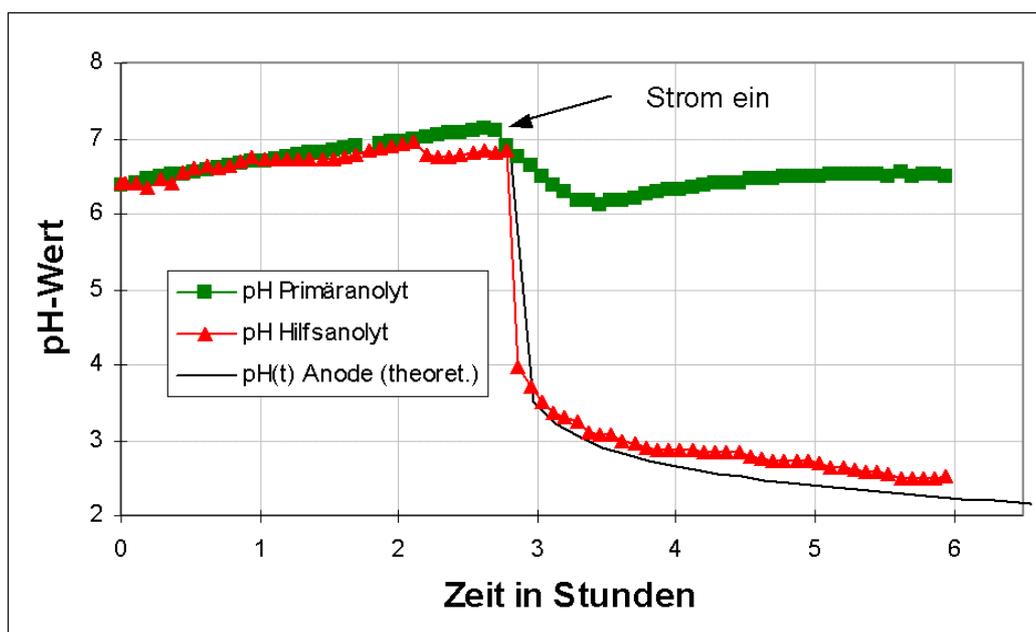


Abb. 4: Experimentelle Stabilisierung des pH-Werts im Anodenbrunnen durch in Reihe geschaltete Hilfzelle.

Praktisch sind diese Bedingungen nicht erfüllt, weshalb die experimentellen Werte oberhalb der theoretischen Kurve liegen.

Zunächst wurden nur die pH-Werte im Primäranalyt und im Hilfsanalyt registriert. Der lineare Anstieg der Werte ist auf Neutralisationsprozesse (allmählich wirkende Pufferkapazität des Bodens und Diffusion durch das Diaphragma) als Folge vorhergegangener Versuche zurückzuführen. Der Strom wurde 2,75 Stunden nach Beginn der Messungen eingeschaltet. Während der pH-Wert im Hilfsanalyt sehr schnell absinkt, stabilisiert sich der pH-Wert des Primäranalyts nach einer Einschwingphase bei etwa 6,5.

Zusammenfassung

Es wurde ein Verfahren entwickelt, den pH-Wert der Elektrolyte in Brunnenelektroden bei elektrokinetischer Behandlung von Böden zu stabilisieren. Durch den Einsatz von Hilfselektrolysezellen gelingt es, den pH-Wert zu stabilisieren, ohne zusätzliche Chemikalien einzusetzen. Dies bedeutet jedoch nicht, dass zur Mobilisierung von Schadstoffen auf den Einsatz von Chemikalien verzichtet werden kann, sondern nur, dass es gelingt ohne zusätzliche Chemikalien den pH-Wert zu kontrollieren. In einem Technikumsversuch wurde das Verfahren erfolgreich getestet.

Literatur

- /1/ GOLDMANN, Th.: (1999): Verfahren und Einrichtung zur Steuerung und Stabilisierung des pH-Wertes bei elektrochemisch gestützter Stofftrennung oder Dekontamination in Böden, Schlämmen oder anderen pastösen Substanzen. Patent-Anmeldung, AZ 199 27 227.1, Anmelde-Nr. 8173982.
- /2/ TONDORF, S. (1993): Elektroosmose zur Reinigung kontaminierter Böden, -DFG— Forschungsbericht To 148-1/1.
- /3/ INTUS Institut für Technologie und Umweltschutz e. V. (1994): "Verfahrenstechnik elektrokinetischer Bodensanierung", Abschlußbericht zum BMWi-Forschungsprojekt 805/94.

Danksagung

Die Entwicklung des Verfahren basiert auf Erfahrungen, die in Zusammenhang mit Forschungsprojekten, die vom Bundesministerium für Bildung und Forschung sowie vom Bundesministerium für Wirtschaft gefördert wurden. Den Zuwendungsgebern sei an dieser Stelle gedankt.

Elektrochemisch induzierte Reaktionen im Boden – Möglichkeiten und Grenzen für die Sanierung kontaminierter Böden

**Dr. Dietmar Rahner, Technische Universität Dresden,
Institut für Physikalische Chemie und Elektrochemie**

Elektrochemische Reaktionen können bei der elektrokinetischen Remediation kontaminierter Böden induziert werden, wenn die Bodenmatrix elektronisch leitende Partikel oder Filme („Mikroleiter,“) enthält. In diesem Fall verhält sich der Boden wie ein „verdünnter,“ elektrochemischer Festbettreaktor.

Eine Diskussion dieses Reaktionsprinzips wird im Vortrag vorgestellt. Es wird gezeigt, daß unter bestimmten Bedingungen immobile organische Schadstoffe umgewandelt werden können. Die Reaktionsmöglichkeiten hängen von der Art und Konzentration der Mikroleiter ebenso ab, wie von vorhandenen Redoxsystemen und der chemischen Natur der Schadstoffe.

1. Einleitung

Im letzten Jahrzehnt wurden vielfach elektrokinetische Verfahren zur Entfernung mobiler Schwermetallionen aus Böden eingesetzt.

Während dieser Experimente wurde gelegentlich die Entfernung mobiler, organischer Schadstoffe beobachtet^{1, 2, 3}. Das unter dem Namen „Geooxidation,“ eingeführte Verfahren^{4, 5} ist nicht haltbar, weil eine Totalmineralisierung organischer Schadstoffe zu Kohlendioxid und Wasser in der Regel im Boden nicht stattfindet.

In eigenen Studien^{6, 7} fanden wir allerdings, daß elektrochemische Reaktionen im Boden ausgelöst werden können, wenn die Bodenmatrix Partikel oder Filme mit elektronenleitenden Eigenschaften enthält.

2. Die Rolle von Mikroleitern in kontaminierten Böden

Folgt man den einleitenden Diskussionen, dann sollte man die elektrochemischen Prozesse zur Sanierung kontaminierter Böden wie folgt einteilen:

- Elektrokinetischer Transport und
- Elektrochemisch induzierte Reaktionen innerhalb der Bodenmatrix.

Die erste Methode geht schon auf Casagrande^{8, 9} zurück, der den elektroosmotischen Wassertransport zur Trockenlegung von Lehm ausnutzte. In jüngerer Zeit werden auf diese Weise mobile Schwermetalle oder wasserlösliche Organika (z.B. Phenol) transportiert^{10, 11, 12}.

Die zweite Methode wird sehr kontrovers diskutiert. Wir schlagen daher folgende Betrachtungsweise vor:

Im Boden vorhandene Mikroleiter werden im elektrischen Feld polarisiert. Diese Polarisation erfolgt **parallel** zu den elektrokinetischen Phänomenen.

Die Mikroleiter selbst sind Verwitterungsprodukte von Mineralien und Gesteinen^{13, 14} mit einer großen Variation hinsichtlich der chemischen Zusammensetzung, der Größe und Verteilung, der elektronischen Leitfähigkeit und der lokalen Vorkommen.

In Mitteleuropa sind dies meist Eisen-, Mangan- oder Titanverbindungen, Kohlepartikel oder auch Huminstoffe.

Die Polarisation der Mikroleiter hängt von der angewandten elektrischen Feldstärke und den Dimensionen der Mikroleiter selbst ab.

Folgende Reaktionswege sind dabei denkbar:

- a) Direkte Oxidation oder Reduktion der Kontamination an der Oberfläche der Mikroleiter.
Dieser Reaktionsweg erscheint für organische Kontaminanten infolge ihrer meist hohen Aktivierungsenergien problematisch.
Für Schwermetallionen (Reduktion von Kupfer(II)ionen oder Uranium(VI)ionen konnte dieser direkte Weg nachgewiesen werden¹⁵.
- b) Oxidation oder Reduktion der Kontaminanten durch induzierte Radikale oder Intermediärprodukte.
Dieser Reaktionsweg ist wahrscheinlicher als der Weg nach a). In Gegenwart von Redoxsystemen ($\text{Fe}^{2+} / \text{Fe}^{3+}$, $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}_2$) konnte dieser Reaktionsweg nachgewiesen werden¹⁶.
- c) Beschleunigung der mikrobiologischen Aktivität durch induzierte Änderungen in der Mikroumgebung oder einer verbesserten Nährstoffzufuhr.

Der Transport von Nährstoffen und Sauerstoff im elektrischen Feld ist bekannt. Für möglich gehalten wird eine Änderung des pH-Wertes in der Nähe der Mikroleiter oder eine bessere Versorgung mit Nährstoffen, die zu einer erhöhten Populationsrate führen kann. Experimentelle Beweise für diese These liegen bisher nicht vor.

3. Die elektrochemische Reaktivität der Mikroleiter

Für die Remediation einer immobilen organischen Kontamination nach dem vorgeschlagenen Reaktionsprinzip werden sowohl Mikroleiter als auch Redoxsysteme im elektrochemisch aktiven Zustand, d.h. mit möglichst hoher Austauschstromdichte benötigt.

Es ist deshalb im Vorfeld möglicher Experimente oder Sanierungsvorhaben zwingend nötig, nicht nur nach den Vorkommen von Mikroleitern im Boden zu suchen, sondern auch deren elektrochemische Reaktivität unter den gegebenen Bedingungen zu ermitteln.

3.1 Identifizierung elektrochemisch aktiver Mikroleiter durch Impedanzspektroskopie

Elektrochemische Prozesse können u.a. durch Impedanzmessungen mit variabler Frequenz charakterisiert werden. Die Auswertung erfolgt meist über entsprechende elektrische Ersatzschaltbilder.

In Modellversuchen wurde der Einfluß künstlicher Mikroleiter (Modellsystem Sand – 0-10% Graphit) auf das elektrochemische Verhalten des Modellbodens untersucht. Insbesondere ist der Durchtrittswiderstand am Mikroleiter ein Maß für deren elektrochemische Aktivität. Erste Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1: Durchtrittswiderstand am Mikroleiter in Abhängigkeit vom Redoxsystem

Mikroleiter	ohne Fe ³⁺	Zusatz von Fe ³⁺
Graphit	5 – 40 kΩ	0,5 – 4 kΩ
Magnetit	nicht bestimmbar (zu hoch)	9 – 20 kΩ

3.2 Sauerstoffreduktion in der Bodenmatrix

Es wurde postuliert, daß organische Kontaminationen durch elektrochemisch erzeugte Radikale oder Zwischenprodukte in der Nähe der Mikroleiter umgesetzt werden können.

Im Modellsystem Sand/Graphit kann angezeigt werden, daß Sauerstoff am Graphit innerhalb der Bodenmatrix umgesetzt wird. Die Bildung von Wasserstoffperoxid oder Fentons Reagens (Bildung von Radikalen) in Gegenwart von Eisenionen ist damit sehr wahrscheinlich.

4. Abbau organischer Kontaminationen

Der Ablauf elektrochemischer Redoxreaktionen innerhalb der Bodenmatrix konnte experimentell nachgewiesen werden. Damit stellen sich sofort neue wichtige Fragen:

- Hängt die elektrochemische Reaktivität von der Art der Schadstoffe ab?
- Hängt die elektrochemische Reaktivität von der Natur der Mikroleiter ab?
- Hängt die elektrochemische Reaktivität von der Elektrolytzusammensetzung ab?

All diese Fragen müssen mit einem klaren „ja,“ beantwortet werden. Für die Abschätzung eines möglichen Sanierungserfolges muß deshalb der bevorzugte Abbauweg des Schadstoffes (Reduktion oder Oxidation) im Zusammenspiel mit vorhandenen Mikroleitern und Redoxsystemen betrachtet werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Bevorzugte Reaktionswege von Schadstoffgruppen

Substanzgruppe	Reduktion	Oxidation
PAK (z.B. Anthracen)		+
Aliphatische Kohlenwasserstoffe (z.B. Eicosan)		+
CKW	+	

Es werden erste experimentelle Ergebnisse von Laborversuchen der oben angeführten Schadstoffklassen vorgestellt und diskutiert.

5. Zusammenfassung

Der beobachtete Abbau immobilier organischer Schadstoffe unter dem Einfluß eines elektrischen Feldes kann mit der Annahme elektrochemisch induzierter Reaktionen erklärt werden, wenn elektrochemisch aktive Mikroleiter und Redoxsysteme im Boden vorhanden sind.

Die beobachteten Reaktionen hängen von den Eigenschaften der Mikroleiter, Schadstoffe und Redoxsysteme ab. Der Abbau startet durch elektrochemisch induzierte Reaktionen (erzeugte Radikale, Redoxsysteme ...) in der Nähe der Mikroleiter. Mobile und auch neue Schadstoffe können dabei gebildet werden.

Nach Abarbeitung eines entwickelten Vorgehensmodells ist eine Aussage möglich, ob am gegebenen Standort eine elektrochemische in-situ Sanierung Aussicht auf Erfolg hat. Dieses Modell besteht aus mehreren Phasen von Labor- und Feldtests, wobei durch die Implementierung zahlreicher Entscheidungsschritte eine kostengünstige Gestaltung dieser Erkundungs- und Versuchsphasen möglich ist.

Danksagung

Wir danken dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie für die Initiative zu diesem Projekt und für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Projektplanes des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung (Az 13.8802.35/ufo 96-97) und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Az05684) für zusätzliche finanzielle Unterstützung.

6. Literatur

- ¹ R. Lageman; W. Pool and G.A. Seffinga, in Erkundung und Sanierung von Altlasten, Jessberger, Editor, p. 101, Balkema, Rotterdam (1991)
- ² J. Trombly, Environ. Sci. Technol., 28 (1994) 289
- ³ EPRI Workshop: On In Situ Electrochemical Soil and Water Remediation, Palo Alto, California, 289 (28.02.-01.03.1994)
- ⁴ DE 4223666.5 Germany, P&P Geotechnik GmbH Stuttgart, 1992
- ⁵ F. Döring, Terra Tech 2 (1994) 52
- ⁶ D. Rahner and H. Grünzig, Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden, 44 (1995) 84
- ⁷ D. Rahner, H. Grünzig and G. Ludwig, TerraTech, 6 (1995) 57
- ⁸ L. Casagrande, Bautechnik, 15 (1937) 14
- ⁹ L. Casagrande, Bautechnik, 17 (1939) 228
- ¹⁰ R. Lageman; W. Pool and G.A. Seffinga, in US EPA Forum on Innovative Hazardous Waste Treatment Technologies: Domestic & International, Atlanta Georgia, June 1989
- ¹¹ R. Lageman, Environ. Sci. Technol., 27 (1993) 2648
- ¹² Y.B. Acar and A.N. Alshwabkeh, Environ. Sci. Technol., 27 (1993) 2638
- ¹³ F. Scheffer and P. Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde, p. 41, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1992)
- ¹⁴ I.P. Martini and W. Chesworth, Developments in Earth Surface Processes 2, Weathering, Soils & Paleosols, Elsevier, Amsterdam/London/New-York/Tokyo (1992)
- ¹⁵ R. Fischer, D. Rahner, Chem. Technik 50 (1998) 20-27
- ¹⁶ V. Neumann, I. Guderitz, C. Nitsche, D. Rahner, G. Ludwig, H. Grünzig and F. Börner, Development of a method for electrochemical remediation of contaminated soils – Investigations on the electrochemical degradation of immobile organic substances in the laboratory scale– Report, Deutsche Bundesstiftung Umwelt N° Az05684 and Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung N° Az 13.8802.35/ufo 96-97, Osnabrück and Dresden, Germany (1999)

Elektrokinetische Bodensanierung chromatkontaminierter Böden - Testfeld „Hammerwerk Söllingen,,

**R. Haus, R. Zorn & K. Czurda,
Universität Karlsruhe, Lehrstuhl für Angewandte Geologie**

Kurzfassung

Der auf dem Gelände des ehemaligen Hammerwerkes Söllingen anstehende Talaeulehm zeigt sehr hohe Konzentrationen an karzinogenem, toxischem Chrom(VI). Laborversuche mit chromatkontaminierten Böden zeigten, dass die elektrokinetische Bodensanierung erfolgversprechend eingesetzt werden kann. Das hexavalente negativ geladene Chromat wurde im Anodenbereich zu einer nicht toxischen trivalenten Form reduziert, da es entsprechend seiner Polarität in Richtung der Anode transportiert wurde. Die vielversprechenden Ergebnisse führten zur Einrichtung des Testfelds „Hammerwerk Söllingen,,. Eine sechsmonatige in-Situ Behandlung führte zu einer signifikanten Reduktion von Cr(VI) zu stabilen Cr(III)-Verbindungen.

1 Einleitung

Die elektrokinetische Bodensanierung stellt eine innovative Alternative zu den derzeit gängigen In-Situ-Sanierungsmethoden dar. Zur Ausführung werden Elektrodenpaare in den kontaminierten Untergrund eingebracht und an eine Gleichstrom(DC)-Quelle angeschlossen. Das so erzeugte elektrische Feld zwingt die im Porenwasser gelösten Schadstoffe zu den Elektroden zu wandern, um dort gesammelt, immobilisiert und/oder entfernt zu werden (HAUS 2000). Als Haupttransportvorgänge treten dabei die Elektromigration (Ionenmigration), die Elektroosmose, eine elektrisch induzierte Wasserströmung und in Schlämmen sowie sandig kiesigen Gesteinen die elektrophoretische Partikelströmung (Tonminerale oder Micellstrukturen) auf (PROBSTEIN 1994).

2 Testfeld „Hammerwerk Söllingen

Mit dem Aufbau des Testfeldes „Hammerwerk Söllingen,, wurde in mehreren Testphasen die prinzipielle Anwendung der elektrokinetischen Bodensanierung im Feld untersucht. Die Schadstoffkonzentrationen der wässrigen Eluate (DIN 38 414) des anstehenden Talaeulehms zeigten Chromatkonzentrationen von bis zu 2000 µg/l.

2.1 Material

Der Mineralbestand gerade in bezug auf die Tonmineralogie ist von essentieller Bedeutung, da die im Boden enthaltenden Tonminerale zusammen mit dem angelegten elektrischen Feld die elektroosmotische Durchlässigkeit, den Sanierungserfolg und die Transportmechanismen von elektrokinetischen Sanierungsverfahren in feinkörnigen Sedimenten bestimmen. Die Röntgendiffraktometer Analysen des Talaeulehms sind in der Abbildung 1 dargestellt, während der Tabelle 1 die Bodenparameter und der semiquantitative Mineralbestand entnommen werden können.

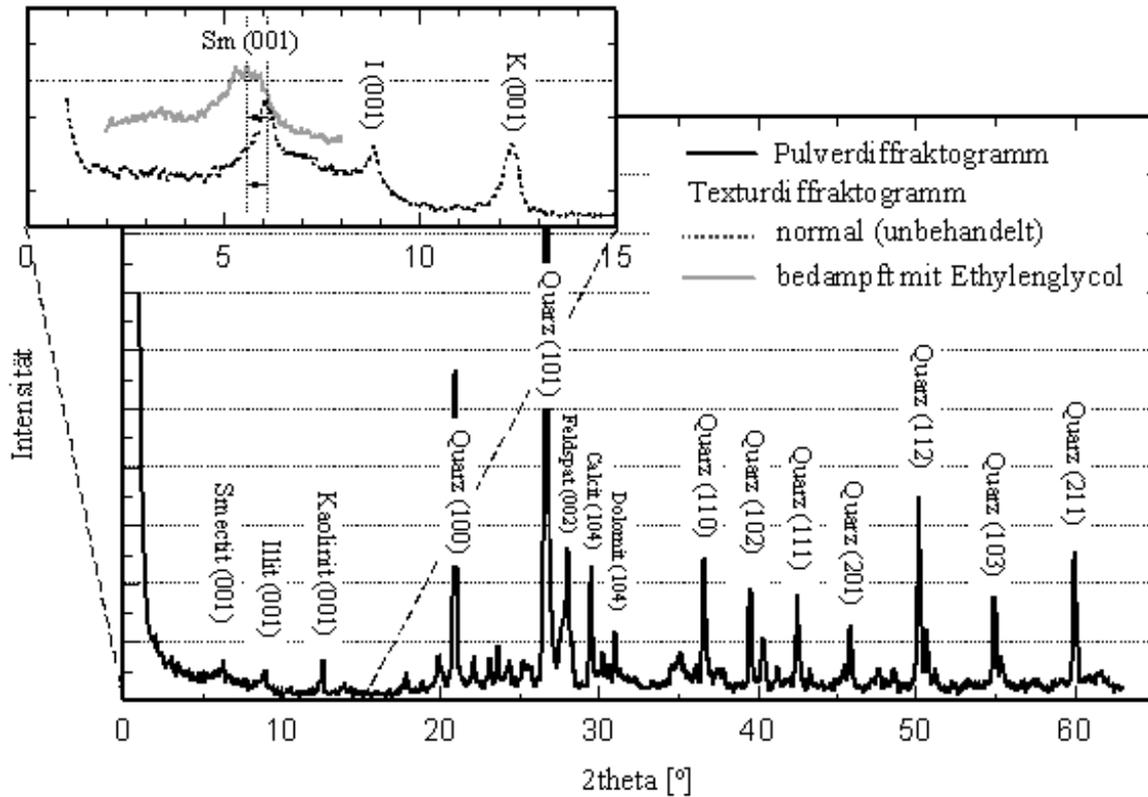


Abb. 1: Röntgendiffraktogramme des Talaelehm vom „Hammerwerk Söllingen“.

Tab. 1: semiquantitativer Mineralbestand (a) und Bodenparameter (b) des Talaelehms.

a)		b)	
Mineral	[%]	Soil parameters	
Quarz	43	Fließgrenze w_1 [%]:	26,5
Calcit	7,5	Ausrollgrenze w_p [%]:	20,1
Dolomit	2	Plastizitätszahl I_c [%]:	6,4
Smectit und Chlorit als irreguläre mixed layers:	Smectit 5	Korngrößenverteilung [%]:	Sand: 8-15
	Chlorit 11		Schluff: 60-86
Illit	15	opt. Wassergehalt w_{opt} [%]:	16,5
Kaolinit	9	Proctordichte d_p [g/cm^3]:	1,69
Feldspat	5	Korndichte d_s [g/cm^3]:	2,71
Organik	2,5	Durchlässigkeitsbeiwert k_f [m/s]	$2,9 \cdot 10^{-8}$

2.2 Voruntersuchungen

In vorbereitenden elektrokinetischen Laborversuchen konnte der mit Chrom(VI) belastete Talaelehm erfolgreich dekontaminiert werden (HAUS & CZURDA 1998). Insgesamt wurden 3 Versuche an ungestörten Proben unter unterschiedlichen Strombedingungen durchgeführt. Die gewählten Spannungen lagen in Versuch 1 mit durchschnittlich 3,6 V (2 mA const.) über der hydrolytischen Zersetzungsspannung von Wasser (Standardpotential $E^0=1,23$ V), in Versuch 2 etwas darunter (1 V const.). In Versuch 3 wurden die höchsten Spannungen mit bis zu 29,7 V (16 mA const.) angelegt. Der größte Sanierungserfolg konnte in Versuch 2 nachgewiesen

werden (Abb. 2). Deutlich schlechtere Ergebnisse sind in den Versuchen 1 und 3 zu verzeichnen. Neben signifikanten Eh-pH Änderungen und der verstärkten Reduktion mobiler Cr^{VI} -Verbindungen in precipitative Cr^{III} -Hydroxide ist dabei die Verringerung elektromigrativer Bewegungen durch einen elektroosmotischen Gegenstrom zu berücksichtigen (HAUS & ZORN 1999).

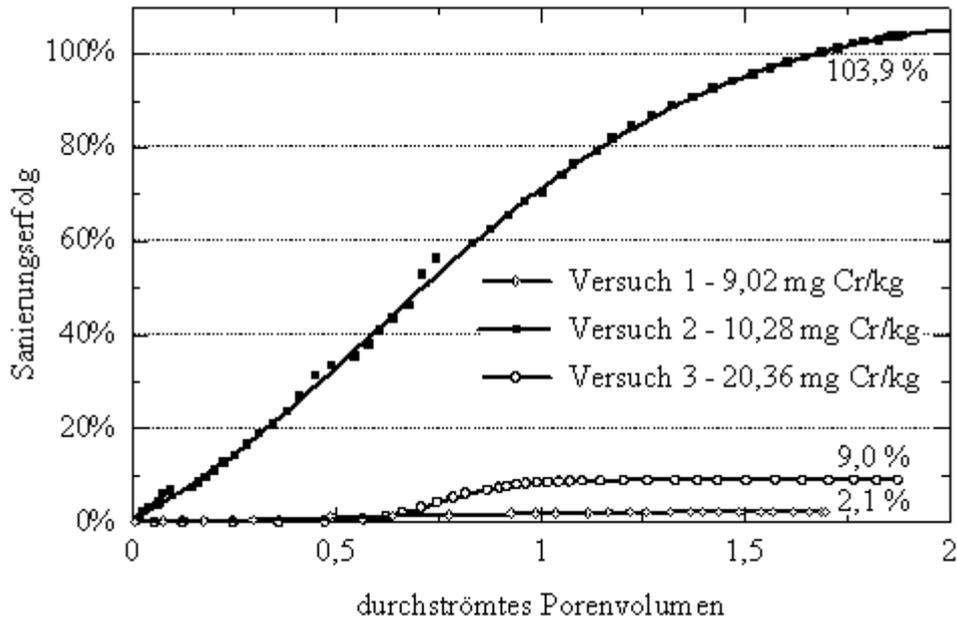


Abb. 2: Chromataustrag im Kathodeneluat der Versuche 1-3

2.3 Testfeldaufbau

Die vielversprechenden Laborergebnisse führten zur Einrichtung des Testfeldes „Hammerwerk Söllingen“. Das Gesamtvolumen des Testkörpers beträgt 112 m^3 mit einer Bodenmasse von 190 t (Abb. 1).

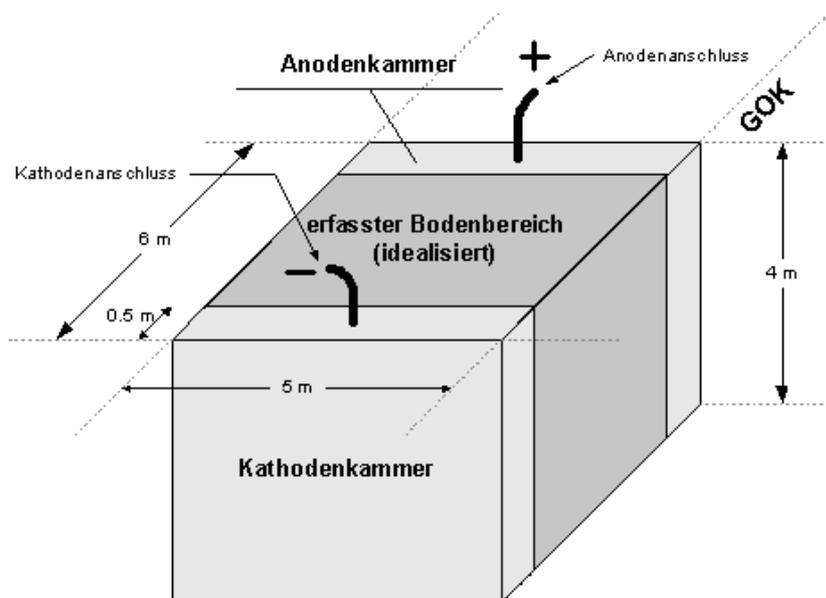


Abb. 3: Aufbau des Testfeldes „Hammerwerk Söllingen,,

Die Elektrodenkonstruktion (patent pending), bestehend aus einseitig geöffneter HDPE-Elektrodenkammer, Stahlelektrode, Filtervlies und Drainagerohren, wurde in einen Bagger-schlitz eingesetzt und anschließend mit Filterkies (0/32) verfüllt (Abb. 4).

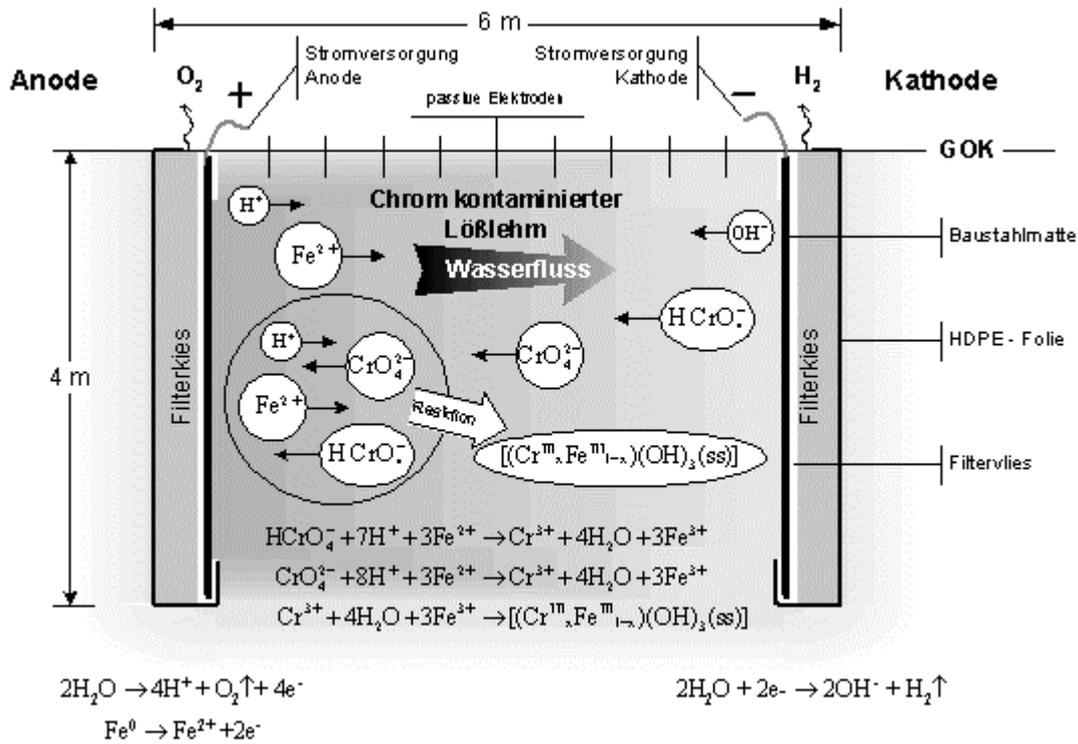


Abb. 4: Aufbau der Elektrodenkonstruktion und wichtigste Reaktionsmechanismen während der Versuchsphase auf dem „Hammerwerk Söllingen“

2.4 Untersuchungsergebnisse

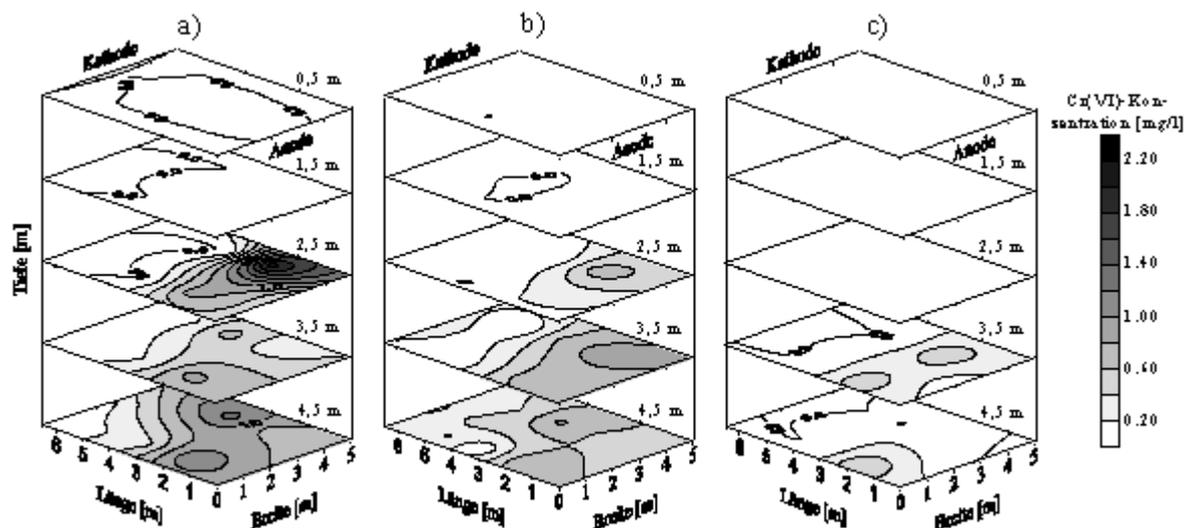


Abb. 5: Chromatkonzentrationen auf dem „Hammerwerk Söllingen,, a) vor b) nach 3 Monaten und c) 6 Monaten Versuchszeit

Abgeleitet aus den Laborversuchen, wurde die in-Situ Immobilisierung durch anodisches Freisetzen reduzierender Fe(II) Verbindungen, bei gleichzeitigem Transport der Cr(VI)-Oxyanionen in Richtung Anode als erfolversprechende Sanierungsvariante gewählt. Die elektrochemische in-Situ-Reduktion von Cr(VI) zu schwerlöslichen Cr(III)-Verbindungen stellt eine kostengünstige Alternative zum elektroosmotischen Schadstoffaustrag dar. Der Redoxprozess erfolgt über die anodische Oxidation von Fe^0 zu mobilen Fe(II)-Ionen und deren weitere Oxidation zu Fe(III) bei gleichzeitiger Reduktion der Cr(VI)-Oxyanionen zu $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3$ (PAMUKCU ET AL 1997 und Abb. 4).

Die horizontalen und tiefenabhängigen Cr(VI)-Gehalte vor und nach dem Betrieb des Testfeldes können der Abbildung 5. entnommen werden. Die Gesamtbelastung durch Cr(VI)-Verbindungen konnte innerhalb einer Versuchszeit von 210 Tagen um ca. 80% reduziert werden. Insgesamt wurden für die Behandlung von 112 m³ Boden 1210 kWh verbraucht. Die Stromkosten beliefen sich bei Annahme eines Strompreises von 0,20 DM/kWh auf 1,30 DM pro Tonne Boden.

3 Fazit

Die elektrochemische in-Situ Behandlung des Chromatkontaminierten Talaulehms auf dem Testgelände „Hammerwerk Söllingen“, zeigt den direkten Einfluß der Chomspeziation und der Eh-pH Bedingungen auf die elektrokinetische Bodensanierung. Der Sanierungserfolg auf dem „Hammerwerk Söllingen“, wurde durch die Bildung von stabilen nicht toxischen Chrom-Eisen-hydroxiden erzielt. Als anodische Oxidationsprodukt wanderten Fe^{2+} -Ionen in den Boden, die dafür sorgten, dass das hexavalente Chromat im Porenwasser in stabile, nicht toxische, trivalente Chromverbindungen reduziert wurde.

Die elektrochemische in-Situ Immobilisierung des Chromats auf dem Hammerwerk Söllingen ist somit eine ökonomische Sanierungsalternative, denn eine aufwendige Prozesswasserbehandlung muß in diesem Falle nicht vorgenommen werden.

4 Literatur

- HAUS, R. (1998): Elektrokinetische Bodensanierung: Ein neues Verfahren für die in-Situ Sanierung bebauter Altlaststandorte – Sch. Angew. Geol. Karlsruhe, 50, 350 S.; Karlsruhe.
- HAUS, R. (2000): Elektrokinetische Bodensanierung – Sch. Angew. Geol. Karlsruhe; Karlsruhe (in Druck).
- HAUS, R. & CZURDA, K.A. (1998): Electrokinetic Remediation of Clays. – In: Clays for our Future - ICC 97, Ottawa: in press.
- HAUS, R. & ZORN, R. (1999): Electroremediation: In-situ Treatment of Chromate Contaminated Soil. - In: YONG, R.N. & THOMAS, H.R. (Eds.): Geoenvironmental Engineering - Ground contamination: pollutant management and remediation: 384-391; Telford, London.
- HAUS, R., ZORN, R. (1998): Elektrokinetische in-Situ Sanierung kontaminierter Industriestandorte – Sch. Angew. Geol. Karlsruhe, 54, 200 S.; Karlsruhe.
- PAMUKCU, S., WEEKS, A., WITTLE, J.K. (1997): Electrochemical extraction and stabilization of selected inorganic species in porous media. – Journal of Hazardous Materials, 55:305 - 318.
- PROBSTEIN, R.F. & HICKS, R.E. (1993): Removal of Contaminants from Soil by Electric Fields. - Science, 260: 498-503.
- PROBSTEIN, R.F. (1994): Physicochemical Hydrodynamics - An Introduction.: 2nd. ed.; New York (Wiley & Sons).

Der Boden elektrifiziert - Elektrosanierung in der Retro- und Prospektive

Dr. Reinout Lageman, GEOKINETICS, Niederlande

Die Idee, dass der Einsatz von Elektrizität mit den traditionellen Methoden der Bodensanierung konkurrieren könnte, schien Mitte der achtziger Jahre ein unsinniger Gedanke. Ganz sicher in den Niederlanden, wo die Bodensanierung in jener Zeit mit Abgraben, Ablagern oder Verbrennen von Erde und dem Hochpumpen und Reinigen vieler Hunderttausende von Kubikmetern meistens nur leicht verunreinigtes Grundwasser gleichgesetzt wurde. Es waren die Jahre der prozessmäßigen Bodenreinigung, und für die in-situ Sanierung gab es in den Niederlanden, hauptsächlich als Folge des Multifunktionalitätsprinzips, kaum einen Markt. Inzwischen hat sich die Situation von Multifunktionalität in Funktionalität geändert, und die in-situ Sanierung steht im Mittelpunkt des Interesses und damit auch die Techniken, die dabei eingesetzt werden. Eine davon ist Elektrosanierung, und in Publikationen aus letzter Zeit wird der Eindruck erweckt, als wäre es noch immer eine "emerging technology", eine Entwicklung der letzten Jahre. Das Gegenteil ist jedoch wahr! Es folgt ein Rückblick und ein Blick in die Zukunft.

Reinout Lageman und Wiebe Pool

Kurze Geschichte

Im Gegensatz zu den Niederlanden hatte man im Ausland schon früher damit angefangen, in-situ Techniken zu entwickeln. Bodenluftextraktion wurde beispielsweise schon ab Anfang der achtziger Jahre in den Vereinigten Staaten durchgeführt, und in Deutschland beschäftigte man sich Ende der achtziger Jahre schon mit "Bioventing". Tonböden und Schwermetalle waren bei Sanierungen jedoch ein unlösbares Problem, und elektrokinetische Techniken boten sich dabei als mögliche Lösung an.

Die Geschichte lehrt, dass schon seit mehr als 70 Jahren elektrokinetische Techniken im Boden angewendet werden. Bis in die achtziger Jahre richtete sich das Interesse hauptsächlich auf das Entwässern und Stabilisieren von Tonböden und das Entfernen von Salz aus versalzten Agrarböden. In den achtziger Jahren fanden die ersten Untersuchungen statt, deren Ziel es war, toxische Ionen elektrochemisch aus dem Boden zu entfernen.

Die elektrokinetischen Erscheinungen Elektro-Osmose und Elektromigration wurden in den USA und Europa von verschiedenen Gruppen untersucht. Die Ergebnisse dieser ersten Untersuchungen und Feldexperimente erfüllten die Erwartungen nicht. Ursachen dafür waren u.a., dass die elektrochemischen Veränderungen um die Elektroden nicht beherrscht werden konnten. Außerdem wurde die Kationsaustauschkapazität des "echten" Bodens im Vergleich mit den Modellsystemen, wie sie bei Laborversuchen gebraucht wurden, nicht berücksichtigt. Verschiedene Forscher in den USA konzentrierten sich hauptsächlich auf das Phänomen Elektro-Osmose. Auch in diesem Fall wurden die gewünschten Resultate nicht erzielt.

Der Durchbruch kam 1987. Durch Lageman, Pool und Seffinga wurde der Nachweis erbracht, dass es in der Praxis möglich ist, Schwermetalle durch Elektromigration aus dem Boden zu entfernen. Dafür brachten Sie die Elektroden in einem Gehäuse an, das Ionen durchlässt, und

pumpten darin eine Flüssigkeit um, womit u.a. pH und Redoxpotential konditioniert werden können. Die von ihnen Ende 1987 gegründete Firma Geokinetics führte 1989 in Loppersum als erstes Unternehmen der Welt in diesem Bereich eine erfolgreiche kommerzielle in-situ Sanierung mit Hilfe der Elektrosanierung (inzwischen patentiert) durch. Es handelte sich um den Standort eines ehemaligen Holzimprägnierungsbetriebes, dessen Boden mit Arsen verunreinigt war. Auf Einladung des Ministeriums von VROM (niederländisches Ministerium für Wohnungsbau, Raumordnung und Umwelt) wurden die Ergebnisse 1989 auf der NATO-CCMS Konferenz in Kopenhagen präsentiert. Von diesem Zeitpunkt an nahm das Interesse für diese Technologie weltweit sehr stark zu. Das Interesse hat sich jedoch in der Hauptsache auf Forschungsinstitute und Universitäten beschränkt. Vom praktischen Gesichtspunkt aus betrachtet, haben die Publikationen von Wissenschaftlern und Untersuchern während der letzten zehn Jahre dieser Technologie wenig Neues hinzugefügt.

In Deutschland wurde Mitte der neunziger Jahre "Geooxidation" als neue Technik für die in-situ Sanierung von mit organischen Stoffen verunreinigten Böden präsentiert. Hier ist nicht bekannt, ob sich diese Technologie auch tatsächlich kommerziell lohnend entwickelt hat.

1995 wurde Geokinetics International in Berkeley, Kalifornien, gegründet. In den Niederlanden wurde Geokinetics 1995 unter dem Namen A. Hak Milieutechniek/Geokinetics weitergeführt. Im Jahre 2000 werden die Elektrosanierungsprojekte und sonstige Aktivitäten in den Niederlanden von Hak Milieutechniek b.v. ausgeführt.

Forschung und Entwicklung (R & D)

Trotz des immer noch nicht sehr günstigen Marktes für in-situ Sanierungen in den Niederlanden in der ersten Hälfte der neunziger Jahre wurden Forschung und Entwicklung auf diesem Gebiet fortgesetzt. Nach 1992 richtete sich das Interesse hauptsächlich auf die Anwendungsmöglichkeiten der Elektrosanierung zur Entfernung organischer Verunreinigungen.

Verschiedene Ursachen lagen dieser Veränderung zugrunde: 1. Bodenverunreinigung mit Schwermetallen wurde als ein weniger dringendes Problem betrachtet. 2. Grundwassersanierungen verliefen weniger erfolgreich als berechnet und mussten in vielen Fällen um ein Jahrzehnt bzw. viele Jahrzehnte verlängert werden. 3. Während der in-situ Sanierungen von mit Schwermetallen verunreinigten Böden hatte sich herausgestellt, dass die Konzentrationen anderer Verunreinigungen ebenfalls abnahmen.

Im Zeitraum von 1990 bis 1996 wurden dann verschiedene Konzepte für mögliche Anwendungen von Techniken, die auf elektrischem Strom basiert sind⁴, entwickelt und getestet:

Studie nach den Möglichkeiten elektrokinetischer Schirme : Aufgrund einer realen Situation einer mit Zink verunreinigten Grundwasserfahne bis zu einer Tiefe von 80 m –mv wurde mit Hilfe von Computersimulationen und einem Labormodell mit Grundwasser, das vom Standort entnommen worden war, eine Untersuchung durchgeführt. Die Studie ergab u.a. , dass sich die Ergebnisse von Computersimulationen und Laborversuchen gut ergänzten. Im Labormodell wurden > 99 % des Zinks durch den Schirm aufgefangen. Außerdem ging aus der Studie hervor, dass Parameter, wie z.B. Elektrodenabstände und die erforderliche elektrische Leistung ohne weiteres in die Praxis umgesetzt werden können.

Laborversuche nach den Anwendungsmöglichkeiten von Dielektrophorese zum Entfernen von polaren und apolaren toxischen organischen Verbindungen: Die Versuche ergaben, dass Aromaten, PAK, PCB, Pestizide, Phenole u.dgl. auf diese Art und Weise aus dem Boden entfernt werden konnten. Gleichzeitig stellte sich heraus, dass sich dieses Verfahren nicht für in-situ Sanierungen eignete.

Studie nach den Möglichkeiten, biologischen Abbau mit Hilfe elektrokinetischer Techniken zu unterstützen : Der Versuch ergab u.a., dass Mikro-Organismen unter Einfluss eines elektrischen Feldes im Boden fortbewegt werden können, dass elektrischer Strom einen positiven Effekt auf ihr Wachstum hat und dass Nährstoffe elektrokinetisch durch den Boden transportiert werden können;

Studie nach der Möglichkeit, Baggeraushub und Klärschlamm) elektrokinetisch zu reinigen: Der Versuch zeigte, dass durch Einsatz keramischer Verarbeitungseinheiten sowohl anorganische als auch organischer Verunreinigung effizient und wirtschaftlich entfernt werden können. Da für einen Vertrag für großangelegte Schlammverarbeitung für mehrere Jahrzehnte keine Garantie gewährt werden konnte, blieb es damals nur bei den Laborversuchen.

Feldversuche in Bezug auf die Anwendung elektrischer Erwärmung des Bodens zur Entfernung organischer Verunreinigungen: Der Versuch zeigte, dass Temperaturerhöhung in Kombination mit Bodenluftextraktion, Grundwasserentzug und Nährstoffinjektion für die in-situ Entfernung organischer Verunreinigungen, wie z.B. Mineralöl und Chlorkohlenwasserstoffe, sehr effektiv ist.

Feldversuch Elektrosanierung mit Boden (150 t), der mit Zyanid und PAK (beide >> I-Werte) verunreinigt ist: Das Ergebnis dieses in einem zeitweiligen Depot durchgeführten Versuchs von drei Monaten war, dass kein freies Zyanid mehr gefunden wurde, dass das Zyanid völlig bis unter die (niederländischen) Zwischenwerte und die Konzentration an PAK auf etwas über den Zielwert zurückgebracht worden war.

Die Sachlage

Seit 1994 kommt die Anwendung der Elektrosanierung für in-situ Sanierung organischer Verunreinigungen, wie z.B. Diesel, Benzin, Heizöl, PAK und Lösungsmittel wie Per und Tri voll zum Einsatz. Der "Elektro"-Teil der Sanierung bezieht sich in diesem Fall auf die Erwärmung des Bodens, den sogenannten Joule-Effekt, der auftritt, wenn ein elektrischer Strom hindurchgeleitet wird. Durch die erhöhte Temperatur werden die Verunreinigungen mobil. In Kombination mit anderen in-situ Techniken wie Bodenluftextraktion und Grundwasserentzug werden sie anschließend in Form von Gas, Dampf oder in flüssiger Form aus dem Boden geholt.

Eine erhöhte Temperatur wirkt sich auch günstig auf die mikrobiologische Aktivität im Boden aus. Eigene Versuche haben gezeigt, dass auch bei Temperaturen von 70 °C noch von intensivem mikrobiologischem Leben gesprochen werden kann. Wenn man die Mikro-Organismen auch mit Nährstoffen, Sauerstoff bzw. Elektronendonoren bzw. -akzeptoren versorgt, wird der biologische Abbau weiter beschleunigt. Es war deshalb naheliegend, diese Art der Bodensanierung Elektro(bio)sanierung zu nennen.

In den Niederlanden konnte Elektro(bio)sanierung ab 1996 fast nahtlos in die neue pragmatische Sanierungspolitik eingefügt werden, wobei das strenge Prinzip *alles muss sauber sein bis auf einen fiktiven A-Wert* durch eine wesentlich nuanciertere (funktionale) Haltung ersetzt wurde: Was ist der Verwendungszweck des verunreinigten Standortes, was ist realisierbar und welche Risiken bestehen, wenn noch eine Restverunreinigung übrigbleibt. In den vergangenen fünf Jahren wurden fünfzehn Elektro(bio)sanierungsprojekte durchgeführt und abgeschlossen; zwölf weitere Projekte befinden sich noch in der Ausführung.

Es handelt sich dabei größtenteils um Projekte, die als ernste Fälle von Bodenverunreinigung charakterisiert werden. Es betrifft Verunreinigungen, die sich ganz oder teilweise unter Gebäuden befinden, in Wohnvierteln, in großer Tiefe bzw. in schlecht durchlässigen Ton- und Moorböden. Es sind Verunreinigungen wie Diesel-, Heizöl und Benzin, PAK, Per und Tri und ihre Abbauprodukte.

Daneben spielt Elektro(bio)sanierung eine wichtige Rolle bei der heutzutage sehr populären "natural attenuation" oder extensiven Sanierung, wobei möglichst viel den mikrobiologischen Abbauprozessen überlassen wird. Diese Art der Sanierung hat vor allem Beschränkungen da, wo hohe Konzentrationen von Verunreinigungen oder noch ungelöstes Produkt vorkommen. Mit Elektrosanierung können diese "hotspots" in einer intensiven Sanierungsphase in Angriff genommen und optimale Voraussetzungen für eine anschließende extensive Biosanierung geschaffen werden. In Horst wurden während der Intensivphase bis zu 7 m tief bei einem ehemaligen Öllager und einer Tankstelle 21 m³ reines Öl entfernt. In Maasdam fand 1993 eine Kalamität an einer unterirdischen Benzinleitung statt, wobei schätzungsweise 50 m³ Benzin ausliefen. 1998 und 1999 wurde hier ein Bodenvolumen von 11500 m³ innerhalb von 74 Wochen saniert. In Nieuwpoort findet zur Zeit eine Sanierung unter einem denkmalgeschützten Gebäude und unter einem Wohnviertel auf dem Gelände einer ehemaligen Silberfabrik statt. Hier war unsorgfältig mit Lösungsmitteln wie Per und Tri umgegangen worden. Inzwischen wurde (stellenweise bis zu 14 m tief) schon gut 60 kg CKW entfernt. In dem Wohnkomplex Heygraeff in Woudenberg wurden während einer Intensivphase von 13 Monaten gut 7800 Liter Heizöl von ursprünglich 9000 Litern, die ausgelaufen waren, entfernt. In der anschließenden extensiven Phase von 19 Monaten wurden noch weitere 1000 Liter Heizöl durch Biosanierung aus dem Boden entfernt. In Assen kommt Elektro(bio)sanierung zum Einsatz, um eine Restverunreinigung von Per und Tri in einer Tiefe von 8 m zu entfernen. In Dordrecht wurde eine Sanierung vollständig von innen durchgeführt. In Bezug auf den Umfang fallen vier dieser 20 Projekte in die Kategorie von einer bis ungefähr drei Mio. NLG.

Blick in die Zukunft

Für das kommende Jahrzehnt wird erneutes Interesse für den Einsatz von in-situ Elektrosanierung für ehemalige Gasfabriksgelände gezeigt. Auch das Konzept der elektrokinetischen Schirme an den Rändern verunreinigter Grundwasserfahnen erfreut sich eines zunehmenden Interesses. Außer als unterirdischer Schirm zum Auffangen von Schwermetallen können mit derartigen Schirmen auch Nährstoffe bzw. Elektronendonoren bzw. -akzeptoren durch ihre elektrische Ladung homogen innerhalb einer relativ engen Zone verteilt werden. Innerhalb dieser Zone wird das mit organischen Verbindungen verunreinigte Grundwasser durch elektrokinetisch stimulierten natürlichen Abbau gereinigt. Charakteristisch für dieses Verfahren ist, dass nicht Hunderttausende von Kubikmetern meistens nur leicht verunreinigtes Grundwasser hochgepumpt werden müssen und dass das Grundwasserströmungssystem nicht beeinflusst wird. Ein Pilotprojekt für einen elektrokinetischen Bioschirm wird Ende 2000 in Groningen

starten. Die elektrische Energie für diese Art Schirme kann in bestimmten Fällen durch Windmühlen oder Sonnenenergiezellen geliefert werden.

Nachwort

Am Anfang des neuen Millenniums kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass sich die Elektrosanierung zu einer vollwertigen und vielseitigen in-situ Sanierungstechnologie sowohl für anorganische als auch organische Verunreinigungen entwickelt hat. Die Entwicklung und Vorgehensweise waren von Anfang an auf die Praxis ausgerichtet. Da wir von der Zweckmäßigkeit und Funktionalität der in-situ Sanierung überzeugt waren, hat dies dazu geführt, dass im Jahre 2000 Elektro(bio)sanierung eine führende Rolle in den Niederlanden spielt.

Literatur

1. Casagrande, L., 1947

The Application of Electro-Osmosis to Practical Problems in Foundations and Earthworks. Building Research Technical Paper No 3, Department of Scientific and Industrial Research. London.

2. Collopy, J.P., 1958

US patent 2831304.

3. Agard, J.B.R., 1981

A study of electroreclamation and its applications to the removal of toxic metals from contaminated soils. M.Sc thesis. Univ. of Manchester.

4. Lageman, R., W. Pool und G.A. Seffinga, 1988

Electro-Reclamatie, een nieuwe techniek voor in-situ reiniging. Land, Water en Milieutechniek (mei).

5. Pool, W.

European patent 0312174, April 1989 and US patent 5, 433,829. July 1995. US patent 5,589, 056, priority date Oct 1987

6. Lageman, R., 1989

NATO/CCMS Pilot Study: Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater, Theory & Practice of Electro-Reclamation, Copenhagen

7. Probst, R.F., P.C. Renaud, and A.P. Shapiro 1991

Electroosmosis Techniques for Removing Materials from Soil. US Patent, No. 5,074,986, Dec.24

8. Acar, Y.B., 1992

Electrochemical Decontamination of Soils or Slurries. US Patent, No. 5,137,608

9. Döring, F., 1994

Untersuchungen zur elektrochemischen Bodensanierung am Beispiel der Sanierung eines Schwelergeländes. Terra Tech 2 1994, S.52-56

10. Grünzig, H., G. Ludwig und D. Rahmer, 1995

Studie zur elektrochemischen Sanierung kontaminierter Böden. Technische Universität Dresden, Institut für Physikalische Chemie und Elektrochemie

11. Lageman, R., W. Pool und R.L. Clarke ,1997

The use of electro-reclamation for removal of toxic inorganic and organic contaminants from soil and groundwater. Electrosynthesis Corp, Clearwater Beach, Florida.

Über die Autoren

Drs. R. Lageman ist Geophysiker/ Hydrogeologe und als Seniorberater bei Hak Milieutechniek b.v. beschäftigt

Drs. W. Pool ist Geologe / Prozess-technologie und als Chef R & D bei Hak Milieutechniek b.v. beschäftigt

<http://www.hakmilieu.nl/>

Elektrokinetische Bodensanierung: Einsatzmöglichkeiten, Anwendungsbereiche und Erkundungsanfordernisse

R. Zorn, R. Haus, H. Steger & K. Czurda,
 Universität Karlsruhe, Lehrstuhl für Angewandte Geologie

Allgemeine Einführung

Die Lösung der Altlastenproblematik in der Bundesrepublik Deutschland leistet auf derzeit 304.000 erfaßten Altlastverdachtsflächen (Umweltbundesamt Stand: 12/98) einen wesentlichen Beitrag zur wirtschaftlichen Entwicklung. Die Sanierung einer Vielzahl bebauter oder bereits revitalisierter Altlaststandorte ist dabei mit den Problemen wechsellagernder und gering durchlässiger, kontaminierter Gesteine behaftet. Herkömmliche hydraulische, mikrobiologische und pneumatische Sanierungsverfahren, die in gut durchlässigen, sandigen und kiesigen Böden ihre Anwendbarkeit bewiesen haben, zeigen erhebliche Unzulänglichkeiten im bindigen Untergrund, insbesondere bei Wechsellagerungen von feinkörnigen und grobklastischen Sedimenten.

1 Grundprinzip

Im Rahmen der elektrokinetischen Bodensanierung werden Elektroden in den Untergrund eingebracht und an eine Gleichstromquelle angeschlossen. Dabei wird ein elektrisches Feld induziert, das einen gezielten Transport des Porenwassers und der darin gelösten mobilen Schadstoffe parallel zu den Feldlinien bewirkt. Die Kraftwirkung des elektrischen Feldes auf die geladenen Teilchen in der Porenflüssigkeit ermöglicht die gezielte Wanderung positiv geladener Ionen und Moleküle zur Kathode, während negativ geladene Teilchen in Richtung der Anode migrieren (Abb. 1)

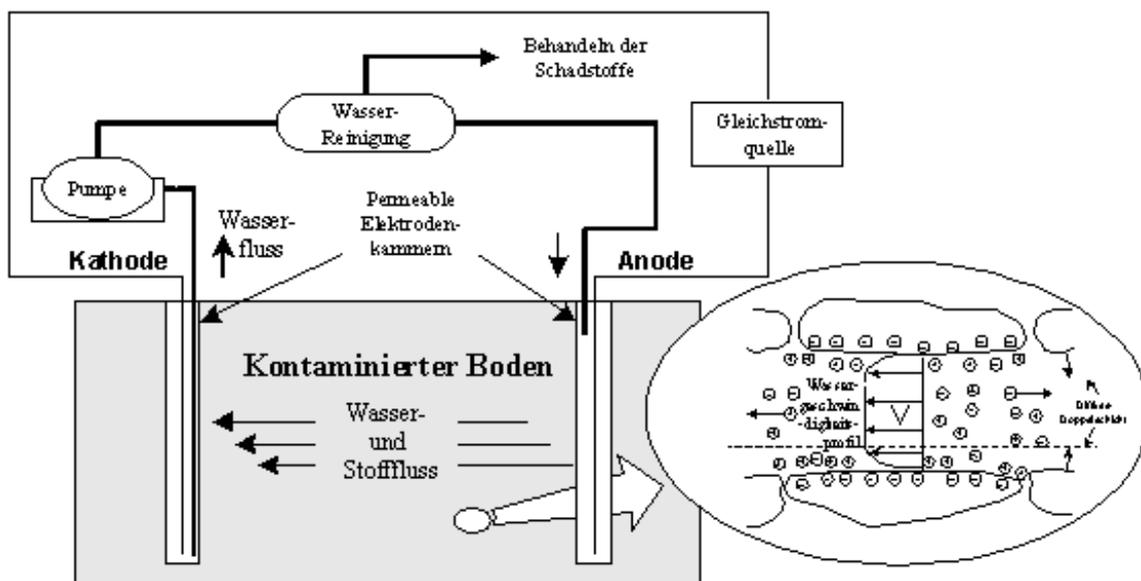
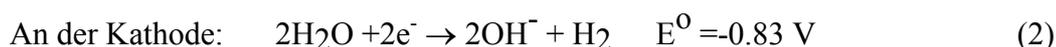
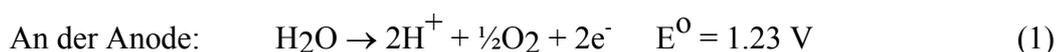


Abb.1: Schematischer Ablauf einer elektrokinetischen Bodensanierung (nach HAUS & ZORN 2000)

Als Haupttransportvorgänge treten dabei die Elektroosmose, eine elektrisch induzierte Wasserströmung und/oder die Elektromigration auf (PROBSTEIN 1994). Die Elektromigration ist besonders im Hinblick auf den Transport geladener Schadstoffe, z.B. Schwermetalle, zu betrachten, wohingegen elektroosmotische Prozesse den Austrag im Porenwasser gelöster organischer Schadstoffmoleküle ermöglichen. Im Zuge dieser Prozesse sind Veränderungen der Eh/pH-Bedingungen, der Elektrolytkonzentration, des Mineralbestandes und der ionaren Zusammensetzung der Porenlösung im Untergrund zu beachten. Um der unterschiedlichen mineralogischen Zusammensetzung, den physikochemischen Eigenschaften des Bodens und den schadstoffspezifischen Eigenschaften gerecht zu werden, müssen die Randbedingungen für die elektrokinetische Sanierung so gewählt werden, dass Veränderungen im Boden dahingehend gesteuert werden, dass eine effiziente Schadstoffmobilisierung erfolgt (HAUS 2000).

2 Grundlagen

Entscheidenden Einfluss auf den Wirkungsgrad elektrokinetischer Verfahren haben pH-Änderungen, die durch die Elektrolyse des Wassers an den Elektroden erzeugt werden (HAUS ET AL. 2000):



Aus diesen Reaktionssystemen wird mit zunehmender Betriebsdauer eine pH-Wert Abnahme im Bereich der Anode und ein pH-Wert Anstieg an der Kathode ersichtlich. Abhängig von der Pufferkapazität des Untergrundes wandert, ausgehend von den Elektrodenreservoirs, eine Säuren- und Basenfront in den Boden. Bei fehlender pH-Stabilisierung durch geeignete Elektrodenspülungen (purging) ist im Bereich der Kathode mit einer Fällung von schwer löslichen Metallhydroxid-Verbindungen zu rechnen (HAUS 2000). In Tabelle 1 sind die grundlegenden Elektrodenprozesse während einer elektrokinetischen Bodensanierung zusammengefasst (ZORN ET AL. 2000).

Tab. 1 Elektrochemische Prozesse bei der elektrokinetischen Bodensanierung (nach ZORN ET AL. 2000)

	Kathode (-)	Anode (+)
Prozess	Reduktion	Oxidation
Potential	niedrig	hoch
Redox-Prozess	$2 \text{H}_2\text{O} + 2 \text{e}^-$ $\rightarrow \text{H}_2(\text{g}) + 2 \text{OH}^-$	$2 \text{H}_2\text{O}$ $\rightarrow \text{O}_2(\text{g}) + 4 \text{H}^+ + 4 \text{e}^-$
pH	alkalisch	sauer
Schwermetalle	Fällung (Oxide, Hydroxide, Carbonate, Komplexe)	Lösung

2.1 Elektroosmose

Im feinkörnigen Untergrund bildet sich über den oberflächenaktiven Mineralen eine diffuse Ionenschicht aus, in der die Gegenionen gegenüber den Koionen angereichert sind (JASMUND & LAGALY 1992). Im Falle negativ geladener Tonmineraloberflächen wandern nach Einschalten eines Gleichstromfeldes aufgrund des Kationenüberschusses in der diffusen Ionenschicht mehr Kationen in Richtung der negativ geladenen Kathode als Anionen in Richtung der positiv geladene Anode. Über die Hydrathüllen der Kationen wird nun durch Reibungschluss ein Wasserfluss in Richtung der Kathode induziert (HAUS ET AL. 2000 und Abb. 1). Die elektroosmotisch erzeugte Flussrate ist dem Produkt aus Feldstärke und Zeta-Potential der geladenen Mineraloberflächen an der Grenzfläche Feststoff-Flüssigkeit proportional. Das Zeta-Potential wird definiert als das Potential an der Scherfläche zwischen der geladenen Oberfläche und der elektrolythaltigen Lösung (PROBSTEIN 1994). Die Scherfläche selber ist die Fläche, an welcher der mobile Anteil der diffusen Doppelschicht über die geladene Oberfläche gleiten oder fließen kann. Die Geschwindigkeit des elektroosmotisch induzierten Wassertransportes v_{eo} (m/s) ist dabei durch die HELMHOLTZ-SMOLUCHOWSKI Gleichung definiert:

$$v_{eo} = \varepsilon \zeta E / \eta \quad (3)$$

wobei ε ($\text{C V}^{-1} \text{m}^{-1}$) die Dielektrizitätskonstante der Flüssigkeit, ζ (V) das Zeta-Potential, E die elektrische Feldstärke (V m^{-1}) und η ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$) die Viskosität der Flüssigkeit ist.

Im Gegensatz zu den hydraulischen Abhängigkeiten ist der elektroosmotische Wassertransport in erster Näherung unabhängig von der Porengröße und der Porenverteilung im Untergrund. Bei einem elektrischen Gradienten von 100 V/m können elektroosmotische Transportgeschwindigkeiten von durchschnittlich mehreren cm/d erreicht werden.

2.2 Elektromigration

Die Geschwindigkeit v_{ei} (m/s) der im elektrischen Feld bewegten Ionen (Abb. 1) ergibt sich aus dem Produkt der elektrischen Feldstärke, der Valenz des Ions sowie der Ionenmobilität nach:

$$v_{ei} = u_i z_i F E \quad (4)$$

wobei F die Faraday'sche Konstante (96487 C mol^{-1}), z_i die Valenz, $u_i = D_i / RT$ die Mobilität (mol s kg^{-1}), D (m^2/s) der molekulare Diffusionskoeffizient und R die Gaskonstante ($8,314 \text{ J K mol}^{-1}$) und T (K) die Temperatur ist.

Der Wirkungsgrad des elektrisch induzierten und direkt auf das Ion wirkenden Stofftransportes ist deutlich höher als der indirekt über die Ionenwanderung angeregte elektroosmotische Massentransport, wodurch die Ionenmigration, bei gleichzeitigem Auftreten beider Phänomene (z.B. in Tongesteinen), den Gesamtmassentransport dominiert. Das Verhältnis der Geschwindigkeit infolge Elektromigration zur elektroosmotischen Geschwindigkeit v_{ei}/v_{eo} wird von ACAR et al. (1993) mit 5 bis 40 angegeben.

3 Erkundung, Voruntersuchungen und Einsatzmöglichkeiten

Eine Entscheidung für ein geeignetes Sanierungsverfahren setzt umfassende Kenntnisse voraus, sowohl über die Art und Ausmaß der Bodenkontamination als auch über alle Bodenparameter, die auf das Sanierungsverfahren Einfluss haben.

In den nachfolgenden Abschnitten sind wichtige Fragestellungen in bezug auf die Erkundung eines kontaminierten Standortes aufgeführt, die zur Beurteilung einer elektrokinetischen Bodensanierung möglichst geklärt sein sollten. Das Anforderungsprofil an eine Erkundung hinsichtlich einer elektrokinetischen Bodensanierung unterscheidet sich in vielen Punkten nicht wesentlich von den Anforderungen anderer Sanierungsverfahren, deshalb sei an dieser Stelle auf zahlreiche Normen, Vorschriften und Empfehlungen verwiesen. In erster Linie sind zu nennen die Handbücher zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten (KÜHN & HÖRIG 1995, LEGE et al. 1996, KNÖDEL 1997, SCHREINER & KREYSING 1998, HILTMANN 1998, VOIGT & WIPPERMANN 1998 und WILKEN & KNÖDEL 1999) sowie die Handbücher von der LFU Baden Württemberg (1991), (1993) und (1995). Die vielfältigen möglichen Reaktionsmechanismen elektrokinetischer Verfahren ergeben zusätzliche Anforderungen an die Erkundung und bedingen Voruntersuchungen, die zwingend sind, um das elektrokinetische Transportverhalten für einen gegebenen Standort prognostizieren zu können.

3.1 Anforderung an die Erkundung

Das Ziel einer Erkundung ist die Bewertung und Abschätzung des Gefährdungspotentials einer Kontamination, sowie die Planung und Dimensionierung der nachfolgenden Sanierung. In den nachfolgenden Abschnitten soll anhand der Anforderungen an die Erkundung eine Bewertungshilfe für die Eignung elektrokinetischer Verfahren für kontaminierte Standorte gegeben werden, deshalb werden zu den Erkundungsanforderungen die Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsbereiche elektrokinetischer Verfahren näher beleuchtet.

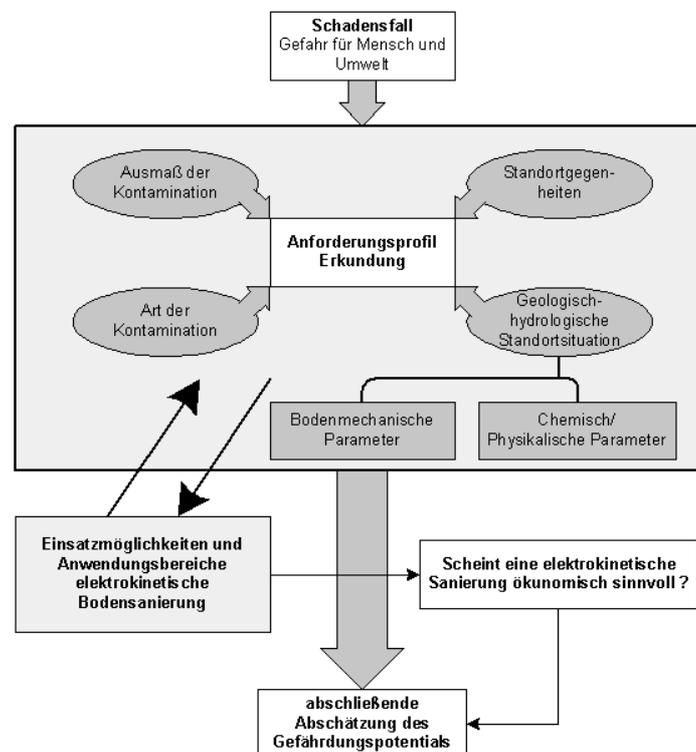


Abb. 2 Anforderungen an eine Erkundung.

In Abbildung 2 werden die bei jeder künftig geplanten elektrokinetischen Sanierung zu betrachteten Punkte angesprochen. Werden diese Anforderungen beachtet, kann schließlich eine Prognose erstellt werden, ob eine elektrokinetische Bodensanierung für einen gegebenen Schadensfall in Betracht kommt oder nicht.

3.1.1 Abschätzung des Gefährdungspotentials:

Die Zusammenführung von Emissions- (Schadstoffe, die mobilisierbar sind und aus dem Schadensherd austreten können), Transmissions- (beschreibt die Wegsamkeit des Untergrundes mit Rückhalte- und Eliminierungsfähigkeiten gegenüber von Schadstoffen) und Immissionspotential (wenn der Schadstoff das Schutzgut erreicht und dort Verunreinigung oder Schaden hervorruft) ergibt das Gefährdungspotential. Aus diesen Faktoren erfolgt die Erstbewertung des Standortes wodurch Voruntersuchungen eingeleitet werden. Nach einer großflächigen Untersuchung und Eingrenzung des Schadensherdes erfolgt schließlich die Detailuntersuchung.

Grundsätzlich muß die Frage geklärt werden, wer oder was durch den Schadstoff betroffen ist: Grundwasser, Wasserversorgung, Heilwasser, Personenschutz, Gebäude etc.. Im Falle elektrokinetischer Verfahren ist zudem zu gewährleisten, dass von dem angelegten elektrischen Feld keine Gefahr für Mensch und Umwelt ausgeht.

3.1.2 Ausmaß der Kontamination:

Die räumliche Abgrenzung des Schadensfalles ist von essentieller Bedeutung, da davon die Dimensionierung der Elektroden abhängt. Die Anordnung der Elektroden beeinflusst die nötigen Stromstärken und Spannungen, d. h. je besser der Schadensherd eingegrenzt werden kann, desto wirtschaftlicher wird eine elektrokinetische Bodensanierung. Wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass nach dem derzeitigen Wissensstand ein maximaler Abstand von 10 m zwischen den Elektroden gewählt werden kann, um einen ausreichenden elektrischen Gradienten gewährleisten zu können.

Mit Hilfe eines Erkundungsrasters sollten auch verschiedene einzelne Kontaminationsherde lokalisiert werden können. Mittels detaillierter Erkundungsbohrungen sollte die laterale und tiefenhorizontierte Ausbreitung des Schadensherdes ermittelt werden. Daraufhin sollte der Schadensherd möglichst in Kontaminationsherd, gering belastete Randbereiche und unbelastete Zwischenbereiche unterteilt werden können. Ist die genaue Abgrenzung des Schadenherds erfolgt, kann die Masse des kontaminierten Bereichs berechnet werden und damit die Dimensionierung der Elektroden usw. geplant werden.

Ferner sollte geklärt werden, ob eine absehbare oder mögliche Beeinflussung des kontaminierten Bereiches durch künftige Einwirkungen, wie beispielsweise Überschwemmungen, Wasseranstieg und Stoffaustritt, Übertritt in Kanäle und Gebäude vorherzusehen sind.

3.1.3 Art der Kontamination:

Anhand einer historischen Erkundung können oftmals schon erste Erkenntnisse über die Art der Kontamination erhalten werden. Dabei lässt sich schon oft abschätzen in welcher Menge und Konzentration die Schadstoffe vorliegen. Die Art der Schadstoffe ist entscheidend, ob überhaupt eine elektrokinetische Bodensanierung vorgenommen werden kann, so ist im Falle wasserunlöslicher organischer Verbindungen (z. B. PAK) nach dem derzeitigen Wissensstand von einer elektrokinetischen Bodensanierung abzusehen. Schwermetalle und wasserlösliche

organische Verbindungen kommen dagegen für eine elektrokinetische Bodensanierung in Frage. Die Tabelle 2 soll eine erste Orientierungshilfe über die Eignung verschiedener Schadstoffe geben.

Tab .2: Eignung verschiedener Schadstoffe für eine elektrokinetische Bodensanierung.

Art der Kontamination		geeignet	bedingt geeignet	nicht geeignet
Schwermetalle:	Pb, Cd, Chromat, Zn, Cu etc.	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Arsen, Hg	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Wasserlösliche organische Verbindungen:	Phenole	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	CKW ¹ etc.	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Wasserunlösliche organische Verbindungen: PAK etc.		<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

¹Die Eignung hängt davon ab, wieviel ak Phase vorliegt.

Die Schadstoffe verteilen sich entsprechend ihrer Wasserlöslichkeit, Flüchtigkeit und Adsorbierbarkeit unterschiedlich auf Bodenmatrix, Bodenwasser und Bodenluft, so dass folgende Punkte geklärt werden sollten:

- Schadstoffeigenschaften:
 - Eh-pH-Abhängigkeiten (bes. Schwermetalle), Wasserlöslichkeit (organische Verbindungen), Ladung, Löslichkeitsprodukte etc.
 - Aus diesen Stoffeigenschaften kann auf das Transportverhalten des Schadstoffes zurückgeschlossen werden. So werden ungeladene Stoffe überwiegend elektroosmotisch, während geladene Stoffe sowohl elektroosmotisch als auch elektromigrativ transportiert werden.
- Bodenanalysen:
 - Bei Schwermetallen ist es besonders wichtig, dass zumindest eine Differenzierung des Schadstoffgehaltes in Gesamt- und wasserlösliche Anteile vorgenommen wird. Im Falle des Arsens oder Quecksilbers sind sogar noch weitere Fraktionierungsschritte notwendig.
- Grundwasseranalysen
- Bodenluftanalysen (z.B. bei LCKW)
- Auf mögliche Wechselwirkungen des Schadstoffes mit anderen Stoffen sollte geachtet werden. Überprüft werden sollte auch, ob es sich um einen Monoschadensfall handelt oder ob Schadstoffgemische vorliegen.
- Zu klären sind auch mögliche Abbauprodukte und Umwandlungsprodukte (Toxikologie).

3.1.4 Standortgegebenheiten:

Besonders wichtig gerade in Hinblick auf elektrokinetische Verfahren sind die Standortgegebenheiten einer Altlast, denn überall da, wo im Untergrund mit metallischen Gegenständen zu rechnen ist, ist in erster Linie von elektrokinetischen Verfahren abzuraten. Metallische Gegenstände könnten beim Anlegen eines elektrischen Felds Elektrokorrosion erleiden, d.h. die metallischen Gegenstände lösen sich auf. Unter anderem sollte auf Fässer, Versorgungsleitungen (Strom-, Telekommunikationsleitungen, etc.), bewehrten Beton (z. B. Kellerräume) geachtet werden. So sind Altablagerungen im Sinne wilder Deponien aufgrund der zu erwartenden zahlreichen metallischen Gegenstände in keinem Fall für eine elektrokinetische Bodensanierung geeignet. Vor diesem Hintergrund sollte eine Altlast hinsichtlich metallischer Gegenstände untersucht werden. In diesem Zusammenhang bieten sich geophysikalische Untersuchungsmethoden an. Zu den einzelnen Methoden siehe in KNÖDEL (1997). Zudem sollten noch folgende Punkte Beachtung finden:

- Bebauung auf der Altlast und der zur Verfügung stehende Freiflächen.
- Geländennutzung in der Umgebung der Altlast.
- Anschluß des Geländes an die Versorgungssysteme.
- Möglichkeiten zur Abwassereinleitung

3.1.5 Geologisch-hydrogeologische Standortsituation: Anwendungsbereiche und Einsatzmöglichkeiten

Erste Anhaltspunkte über die geologischen Verhältnisse können oft schon aus Oberflächenaufschlüssen gewonnen werden. Aber einer viel größeren Bedeutung gerade im Hinblick auf eine elektrokinetische Bodensanierung kommt der Aufnahme von Erkundungsbohrungen zu, denn aus der Ansprache kann oftmals schon abgeschätzt werden, ob für einen konkreten Schadensfall eine elektrokinetische Bodensanierung in Frage kommt oder nicht. Die elektrokinetische Bodensanierung ist in erster Linie ein Sanierungsverfahren für feinkörnige Lockergesteine mit geringen hydraulischen Durchlässigkeiten (Abb. 3).

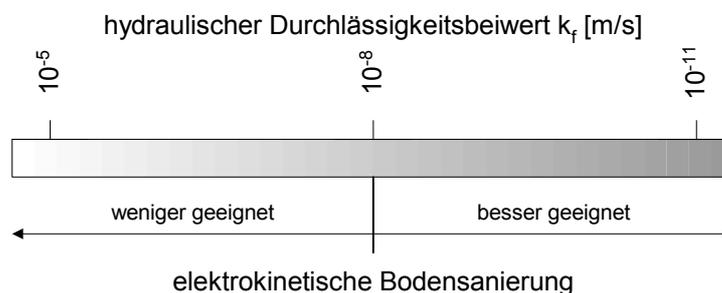


Abb. 3: Eignung der elektrokinetischen Bodensanierung gegenüber hydraulischen Sanierungsverfahren in Abhängigkeit vom k_f -Wert

Sind im Untergrund die Schluff- bzw. Tonanteile nicht signifikant, werden im Falle einer elektrokinetischen Bodensanierung elektromigrative Transportvorgänge dominieren. So können dann in diesem Falle ungeladene Kontaminanten, die bekanntlich vorwiegend elektroosmotisch transportiert werden (Kapitel Elektroosmose), nicht effektiv saniert werden.

Elektromigrative Transportgeschwindigkeiten sind in erster Linie unabhängig von der Bodenart (Gl. 4), aber aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten eignen sich insbesondere bindige Böden für eine elektrokinetische Bodensanierung (Abb. 4), während bei Böden mit hohen hydraulischen Durchlässigkeiten andere Sanierungsverfahren, wie z.B. Bodenwaschverfahren, in Frage kommen. Die elektrokinetische Bodensanierung kann durch den gezielten Transport zwischen den Elektroden auch bei schlecht erreichbaren Schadensherden eingesetzt werden. In einem solchen Fall kann es durchaus möglich sein, dass elektrokinetische Sanierungsverfahren auch bei höheren hydraulischen Durchlässigkeiten ökonomisch eingesetzt werden können. Mit Hilfe elektrokinetischer Sanierungsverfahren können auch Schadensherde in großer Tiefenlage gezielt dekontaminiert werden, wofür zur Einbringung der Anoden und Kathoden die bereits für die Sondierung abgeteuften Bohrungen genutzt werden können. Die häufig auftretenden Schadensfälle in Wechsellagerungen von feinkörnigen und grobklastischen Sedimenten können mit diesem elektrokinetischen Verfahren beherrscht werden. Zudem ist bei wechselnden geologischen Verhältnissen eine Kombination von hydraulischen und mikrobiologischen Verfahren möglich (z.B. CZURDA & WEISS 1998, JACKMAN ET AL. 1999, DAVIS-HOOVER ET AL. 1999).

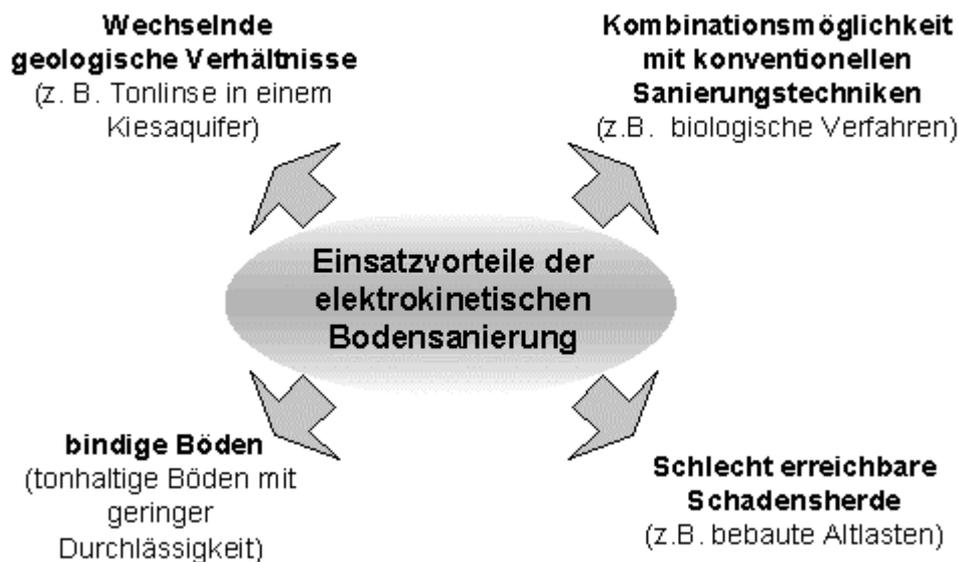


Abb. 4: Anwendungsbereiche elektrokinetischer Sanierungsverfahren (nach HAUS & ZORN 1998)

Aufgrund der Eignung elektrokinetischer Verfahren für insbesondere feinkörnige Böden, ist eine ausreichende Kenntnis über die Mineralogie des Untergrundes von Nöten. Untersuchungen des Untergrundes auf die mineralogische Zusammensetzung sollten klären, welche Minerale in welchem Verteilungsverhältnis vorhanden sind. Besonders wichtig ist die Frage, ob signifikante Anteile an oberflächenaktiven Mineralen im Untergrund enthalten sind. Insbesondere Tonminerale und Eisenoxide besitzen hohe Oberflächenladungen. Die elektroosmotische Transportgeschwindigkeit ist proportional zum Zeta-Potential bzw. zur Oberflächenladung (Gl. 3 und Kapitel Elektroosmose), d. h. ein signifikant hoher Anteil an oberflächenaktiven Mineralen bedeutet hohe elektroosmotische Geschwindigkeiten. Aufgrund der Tatsache, dass feinkörnige Böden normalerweise erhebliche Anteile an oberflächenaktiven Mineralen besitzen, eignen sich solche Böden besonders gut für elektrokinetische Sanierungsverfahren. Sollte ein Schadensherd hinsichtlich einer elektrokinetischen Bodensanierung geprüft werden, sind deshalb Untersuchungen auf bodenmechanische Parameter wichtig. Ebenso sind insbesondere aufgrund der elektrochemischen Prozesse (Tab. 1) physikalisch-chemische Parameter von Bedeutung.

a) Bodenmechanische Parameter:

- Bodenart
- Bodengefüge
- Bestimmung der Korngrößenverteilung, Korn- und Hohlraumverteilung, Ton-Schluff- und Organikgehalt.
- Untersuchung bodenmechanischer Standardparameter wie Wassergehalt, Wasseraufnahmevermögen und Konsistenzgrenzen.
- Porosität
Anhand Porenverteilungskurven, die mit quecksilberporosimetrischen Untersuchungen ermittelt werden können, kann abgeschätzt werden, ob elektrokinetische Verfahren gegenüber hydraulischen Verfahren von Vorteil sind. HÖLTING (1996) gibt für einen hydraulischen wirksamen Durchmesser eine Größe von zumindest 8 mm an. Ergibt eine quecksilberporosimetrische Porenanalyse einen dominierenden Durchmesser kleiner als 8mm, ist im Falle eines Lockergesteins ein elektrokinetisches Verfahren eine sinnvolle Sanierungsalternative.
- Scherfestigkeit und Ödometersversuche
Können sehr wichtig sein, falls der zu untersuchende Schadensherd eine bebaute Altlast ist. Solche Untersuchungen können zum Beispiel bindend sein für einen setzungsanfälligen Untergrund.

Hinderlich für elektrokinetische Verfahren können hohe Organikgehalte sein, denn in der Regel steigt das Rückhaltevermögen eines Bodens gerade gegenüber organischen Schadstoffen mit steigendem Organikanteil. Vor allem für ungeladene organische Schadstoffe, die nur elektroosmotisch transportiert werden können, ergeben sich dann höhere Sanierungszeiten. Deshalb können elektroosmotische Verfahren bei Böden mit sehr hohen Organikanteilen (z.B. torfhaltige Böden, Torfe) nicht effektiv eingesetzt werden.

b) Physikalisch-chemische Parameter:

Die Boden-pH-Werte für einen gegebenen Standort sind von großem Interesse, da sie sich während einer elektrokinetischen Bodensanierung ändern können (Tab. 1). Aus der Pufferkapazität eines Bodens, sowohl hinsichtlich Hydrogen- als auch Hydroxyl-Ionen, kann abgeschätzt werden, inwieweit sich der Boden-pH-Wert im Laufe einer elektrokinetischen Sanierung verändern kann. Die Pufferkapazität kann mit geeigneten Tritationsexperimenten direkt ermittelt werden. Die Pufferwirkung eines Bodens gegenüber Hydrogen-Ionen kann sehr einfach auch über den Karbonatgehalt und der Kationenaustauschkapazität (KAK) abgeschätzt werden, denn hohe Gehalte an Karbonat sowie eine hohe KAK bedeuten eine hohe Pufferkapazität gegenüber den von der Anode aus in den Boden eindringenden Hydrogen-Ionen. In natürlichen Systemen ist der Karbonatgehalt häufig so hoch (>8%), dass sich während einer elektrokinetischen Sanierung keine signifikante Säurefront ausbilden kann. Die KAK des Bodens gibt zudem Aufschluss darüber, welche Ionenfrachten in Richtung der Kathode transportiert werden können und welche Ionen das Gesamtsystem dominieren werden.

Zusätzlich sollte noch folgende Punkte geklärt werden:

- Grundwasserverhältnisse (Höhe des Grundwasserspiegels, Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit).
- Grundwasserschutz: In welchem Ausmaß sind Schadstoffverschleppungen möglich?
 - Grundwasservorkommen, Grundwasserstockwerke

- Durchlässigkeit des Untergrundes
- Fließgeschwindigkeit
- Wasserwirtschaftliche Nutzungen

4 Fazit

Die Elektrokinetische Bodensanierung ist eine innovative Sanierungsmethode für feinkörnige Böden mit geringen hydraulischen Durchlässigkeiten. Sowohl wasserlösliche organische Verbindungen als auch eine Vielzahl von Schwermetallen sind mit diesem Verfahren beherrschbar. Wichtige Erkundungsanfordernisse für eine elektrokinetische Bodensanierung sind die Charakterisierung des Bodens hinsichtlich bodenmechanischer Parameter, wie der Tongehalt, Organikgehalt, Porosität etc., und physikalisch/chemische Parameter (Boden-pH-Wert, KAK, Karbonatgehalt etc.). Eine essentielle Voraussetzung für die Anwendbarkeit elektrokinetischer Verfahren ist die Untersuchung des Untergrunds nach metallischen Gegenständen, da in einem solchen Fall eine elektrokinetische Bodensanierung nicht durchgeführt werden sollte.

5 Literatur

- CZURDA, K & WEISS, T. (1998): Flugasche-Zeolithe als Sorptionsmedium in reaktiven Ton-Barrieren. Ber. Deutsche Ton- und Tonmineralgruppe e.V. DTTG, 6: 74-87.
- DAVIS-HOOVER, W.J., ROULIER, M.H., KEMPER, M., VESPER, S.J., AL-ABED, S., BRYNDZIA, L.T., MURDOCH, L.C., CLUXTON, P. & SLACK, W.W. (1999): Horizontal Lasagna to bioremediation TCE. – 2nd Symposium, Tech. Uni. of Denmark, S. 159-164.
- HAUS, R. (2000): Elektrokinetische Bodensanierung – Sch. Angew. Geol. Karlsruhe; Karlsruhe (in Druck).
- HAUS, R., ZORN, R. (1998): Elektrokinetische in-Situ Sanierung kontaminierter Industriestandorte – Sch. Angew. Geol. Karlsruhe, 54, 200 S.; Karlsruhe.
- HAUS, R. & ZORN, R. (1999): Electroremediation: In-situ Treatment of Chromate Contaminated Soil. - In: YONG, R.N. & THOMAS, H.R. (Eds.): Geoenvironmental Engineering - Ground contamination: pollutant management and remediation: 384-391; Telford, London.
- HAUS, R., ZORN, R. & CZURDA, K. (2000): Elektrokinetische Sanierung phenolkontaminierter Rotliegendtone. - Ber. Deutsche Ton- und Tonmineralgruppe e.V. DTTG, 7: 100-116.
- HILTMANN, W. (1998): Tonmineralogie und Bodenphysik: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 5.: 297 S. Berlin : Springer
- HÖLTING, B (1996): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie- -441 S., Ferdinand Enke, Stuttgart.
- JACKMAN, S.A., MAINI, G., SHARMAN, A.K. & KNOWLES, C.J. (1999): The effects of direct electric current on the viability and metabolism of acidophilic bacteria. – Enzyme Microb. Technol. A24(April/May 1), 316-324.
- KNÖDEL, KLAUS 1997: Geophysik: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 3.: 1063 S. Berlin : Springer

- KÜHN, F & HÖRIG, B. (1995): Geofernerkundung : Grundlagen und Anwendungen. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 1.: 166 S. Berlin : Springer
- LEGE, TH., KOLDITZ, O. & ZIELKE, W. (1996): Strömungs- und Transportmodellierung. Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 2.: 418 S. Berlin : Springer
- LFU Baden Württemberg (1991): Handbuch mikrobiologische Bodenreinigung / Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. [Bearb. Geller]. - Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1991. - VI, 233 S. : (Materialien zur Altlastenbearbeitung; 7)
- LFU Baden Württemberg (1993): Handbuch Bodenwäsche / Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. [Bearb.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abt. Boden, Abfall, Altlasten. Verf.: Gesellschaft für Umweltverfahrenstechnik und Recycling, Freiberg/Sachsen]. – Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg - IV, 270 S. (Materialien zur Altlastenbearbeitung ; Bd. 11)
- LFU Baden Württemberg (1995): Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren / Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. [Bearb.: Trischler und Partner GmbH (T+P).] – Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg - IV - VI, 390, 28 S. (Materialien zur Altlastenbearbeitung; 16)
- PROBSTEIN, R.F. (1994): Physicochemical Hydrodynamics - An Introduction.: 2nd. ed.; New York (Wiley & Sons).
- SCHREINER, M. ,KREYSING, K. (1998): Geotechnik, Hydrogeologie: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 4.: 577 S. Berlin : Springer
- VOIGT, H.-J. & WIPPERMANN, Th. (1998): Geochemie: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 6.: 491 S. Berlin : Springer
- WILKEN, H. & KNODEL, K. (1999): Handlungsempfehlungen für die Erkundung der geologischen Barriere bei Deponien und Altlasten: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten / BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; 6.: 405 S. Berlin : Springer
- ZORN R., HAUS, R. & CZURDA, K. (2000): Removal of phenol in soils by using dc electric fields. - Prague 2000, September 2000, Prague, Czech Republic.

Referenten

Bayer. Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg

Dr. Peter Ecker
Tel.: (0821) 90 71 - 53 88
Fax: (0821) 90 71 - 55 53
e-mail: peter.ecker@lfu.bayern.de

Bayer. Landesamt für Umweltschutz
Abfalltechnikum
Am Mittleren Moos 46A
86167 Augsburg

Dr.-Ing. Clemens Marb
Tel.: (0821) 70 00 - 280
Fax: (0821) 70 00 - 299
e-mail: clemensmaria.marb@lfu.bayern.de

Dr. Martin Schmid
Tel.: (0821) 70 00 - 284
Fax: (0821) 70 00 - 299
e-mail: martin.schmid@lfu.bayern.de

Technische Universität Hamburg-Harburg,
Arbeitsbereich Umweltschutztechnik
Eißendorfer Straße 40
21071 Hamburg

Dr. Heinz Stichnothe
Tel.: (040) 4 28 78 - 33 19
Fax: (040) 4 28 78 - 23 15
e-mail: stichnothe@tu-harburg.de

INTUS Institut für Technologie und Umwelt-
schutz eV.
Aninstitut der Berliner Fachhochschulen TFH
und FHTW
Ostendstraße 25
12459 Berlin

Dr. Thomas Goldmann
Tel.: (030) 53 04 - 16 73
Fax: (030) 53 04 - 16 73
e-mail: goldmann@intus-ev.de

Technische Universität Dresden,
Institut für Physikalische Chemie und
Elektrochemie
Bergstraße 66 b
01062 Dresden

Dr. Dietmar Rahner
Tel.: (0351) 4 63 - 43 69
Fax: (0351) 4 63 - 71 64
e-mail: dietmar.rahner@chemie.tu-dresden.de

Universität Karlsruhe (TH),
Abteilung Geologie II
Kaiserstraße 12
76128 Karlsruhe

Dipl.-Geol. Roman Zorn

Tel.: (0721) 6 08 - 46 09
Fax: (0721) 6 08 - 42 90
e-mail: roman.zorn@bio-geo.uni-karlsruhe.de

Dorfner ANZAPLAN
Scharhof 1
92241 Hirschau

Dr. Reiner Haus

Tel.: (09622) 82 - 24 6
Fax: (09622) 82 - 73
e-mail: rhaus@dorfner.de

HakMilieutechniek B.V.
Postbus 195
3910 AD Rhenen

Dr. Reinout Lageman

Tel.: +31-318-471-131
Fax: +31-318-472 820
e-mail: lageman@hakmilieu.nl