

Gerth, J., Hirschmann, G., Paul, M., Jacobs, P., Förstner, U., Heise, S., Barth, J. & Gocht, T. (2006): Ingenieurgeochemie im Boden- und Gewässerschutz – Praxisbeispiele und rechtlicher Rahmen. – In: Förstner, U. & Grathwohl, P. (eds): Ingenieurgeochemie: Technische Geochemie – Konzepte und Praxis, 2nd edn. – p. 243-436, 41 Abb., 20 Tab.; Berlin (Springer).

3 Ingenieurgeochemie im Boden- und Gewässerschutz – Praxisbeispiele und rechtlicher Rahmen

Konzeptionelle und praktische Entwicklungen im Umweltschutz sind in vielen Fällen durch neue oder novellierte rechtliche Bestimmungen ausgelöst worden. Dies gilt auch für die Konzepte, Methoden und Verfahren, wie sie typisch für die Ingenieurgeochemie sind. Hier waren es vor allem die neuen oder wesentlich erweiterten Gesetze im Bodenschutz, bei der Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen und für den flussgebietsübergreifenden Gewässerschutz, die entweder direkt oder durch ihre untergesetzlichen Regelwerke ein verstärktes Interesse an naturnahen und relativ kostengünstigen Technologien hervorriefen.

Damit verbunden war seit 1998 eine deutlich intensivierte *Förderung dieser Themenschwerpunkte* insbesondere durch die Abteilung Regionale Umweltforschung des Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Projekte der Technischen Geochemie werden jedoch auch von anderen Drittmittelgebern, z.B. der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und – in einigen Fällen – auch durch Landesbehörden gefördert. Für die Finanzierung des weltweit größten Bergbausanierungsprojekts, der Sanierung der Uranerzbergbau- und -aufbereitungsstandorte der ehemaligen Sowjetisch-Deutschen Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut in Thüringen und Sachsen, ist seit Inkrafttreten des Wismutgesetzes am 12. Dezember 1991 das Bundesministerium für Wirtschaft (BMWi) zuständig. Außerdem finden die hier vorgestellten Themen zunehmend europaweit Interesse und werden auch bereits im fünften EU-Forschungsrahmenprogramm gefördert.

Mit dem *Bodenschutzgesetz*, das im März 1999 in Kraft getreten ist, sollte der bisherige Maßstab der Gefahrenabwehr durch einen anspruchsvoller Vorsorgeansatz abgelöst werden. Vordergründiges Motiv war, angesichts der enormen Kostenerswartungen die Sanierung von Altdeponien und Industriestandorten bundeseinheitlich zu regeln und darauf zu achten, dass „aus volkswirtschaftlicher Sicht nur die tatsächlich erforderlichen Maßnahmen durchgeführt werden“ (Anonym 1997). Inzwischen wird immer deutlicher, dass in der Mehrzahl der wirklich schwerwiegenden Kontaminationen „letztlich der Wirkungspfad Boden-Grundwasser den Ausschlag dafür gibt, über welche Größenordnung des finanziellen Aufwands man mit den Sanierungspflichtigen redet“ (Salzwedel 1999). Daraus folgt zunächst, dass nur ein vertieftes Verständnis der chemischen Prozesse an der Grenzfläche Feststoff-Wasser zu belastbaren Entscheidungskriterien führen kann.

Gleichzeitig können solche Erkenntnisse auch die *Grundlage kostengünstiger naturnaher Sanierungsverfahren* bilden, wie Beispiele in den USA, in Kanada und in den Niederlanden zeigen. Im Vordergrund stehen dabei die passiven *in situ*-Methoden – das sind Behandlungsverfahren direkt im Untergrund ohne Energieeintrag und mit geringem Gefährdungspotential für das Personal. Typisches Beispiele für die technischen Entwicklungen auf dem Gebiet der passiven Grundwassersanierungsverfahren sind die durchströmten, reaktiven Wände.

Reinigungswände

Durchströmte Reinigungs- oder Reaktionswände dienen der Adsorption, zur Rückhaltung, der chemischen Umwandlung oder dem mikrobiologischen Abbau von Schadstoffen im Grundwasser (Anonym 1998a). Diese Wände werden unterirdisch senkrecht zur Grundwasserfließrichtung erstellt und mit Füllmaterialien beschickt. Je nach Wahl des Füllmaterials unterscheidet man Adsorberwände mit schadstoffrückhaltender Wirkung und Reaktionswände mit austauschender oder reaktiver Funktion. Konstruktion und Anlage der permeablen Behandlungswände richten sich nach Flurabstand und Mächtigkeit des betroffenen Grundwasserleiters sowie nach Lage und Ausdehnung der Schadstofffahne (Gavaskar et al. 2000).

Reinigungswände sind ein *vollwertiger Sanierungsansatz* mit Langzeitwirkung bei gleichzeitiger Sicherung gegen Schäden ohne wesentliche Beeinflussung des ursprünglichen Grundwasserregimes. Insbesondere für großflächige Chemiestandorte wie Bitterfeld-Wolfen, Leuna und Buna in Sachsen-Anhalt, aber auch für viele ehemalige Gaswerksstandorte, Gerbereistandorte, Raffineriegelände und andere Industrieanlagen in Deutschland erscheinen Reinigungswände als sinnvolle Lösung für die Abscheidung der Schadstoffe im Untergrund (Teutsch et al. 1996, Dahmke 1997, Burmeier 1998).

Aus einer BMBF-Ausschreibung wurden bis Mitte 2002 neun Projekte für das Schwerpunktprogramm „Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund (RUBIN)“ ausgewählt (<http://www.rubin-online.de>). U.a. wurden folgende Ziele definiert (Burmeier et al. 2002): (1) Durch die Aufnahme von Projekten, die bereits bestehende Bauwerke dem Verbund beisteuern, sollen Untersuchungen zu ersten Langzeitstudien ermöglicht werden; (2) es sollen Qualitätsstandards und ein möglichst allgemein anwendbares und übertragbares Qualitätsmanagement für den Bau, den Betrieb und das Monitoring ausgearbeitet werden; (3) die tatsächlichen Investitionskosten sollen für Wirtschaftlichkeitsberechnungen und zu Vergleichen mit herkömmlichen Pump-and-Treat-Technologien ermittelt werden.

Weltweit stellt die *Entwicklung von Materialien*, die bei der Füllung von Reinigungs- oder Reaktionswänden eingesetzt werden können, den vordringlichsten Forschungsaspekt dar (Scherer et al. 2000, Simon u. Meggyes 2000). Am bekanntesten sind die Fe⁰-Reaktionswände, die von der Arbeitsgruppe um Professor Gillham (University of Waterloo, Kanada) entwickelt wurden und vornehmlich zur Dehalogenierung von aliphatischen chlorierten Kohlenwasserstoffen (z.B. Trichlorethylen) sowie zur Reduktion und Fällung von Spurenmetallverbindungen (z.B. Chromat) bereits an mehr als zwanzig Feldstandorten eingesetzt werden.

Die Mechanismen „Chemische Reduktion“ bspw. mit Magnesium, Zinn und Zink, „mikrobieller Abbau“ mit Sauerstoff oder nitratfreisetzenden Stoffen und „Sorption“ an tensidmodifizierten Tonen und Zeolithen sowie an Kohle, Aktivkohle, Torf und Sägemehl kommen vor allem für die Eliminierung organischer Grundwasserkontaminanten in Frage. Für den Rückhalt anorganischer Schadstoffe – As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Se, Ti, U, V, Sulfate – steht ein immer größeres Spektrum an Sorptionsmaterialien zur Verfügung (Abb. 3-1). Beispiele aus dem Netzwerkverbund RUBIN sind in der Tabelle 3-1 aufgeführt (Birke et al. 2002).

Materialien zum Thema „Durchströmte Reinigungswände“ und zum Verbund „RUBIN“ hat V. Birke für dieses Buch zusammengestellt (Abschnitt 4.2 und CD).

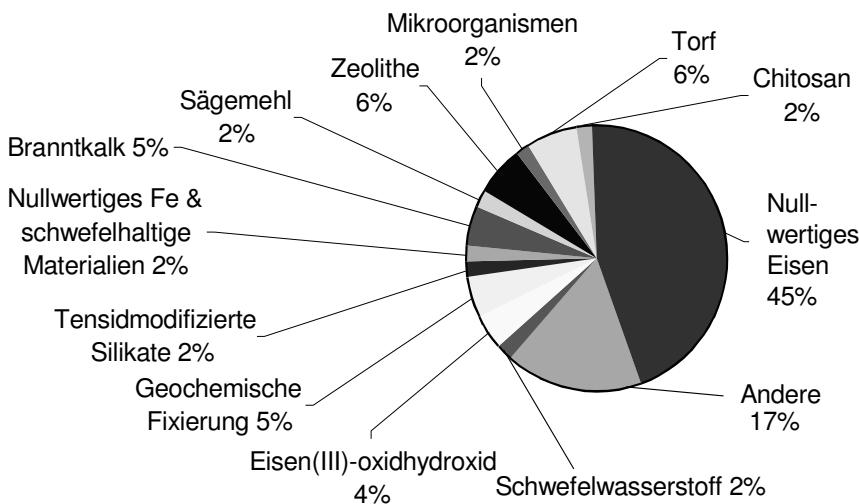


Abb. 3-1 Materialien für die Anwendung in Reaktiven Wänden (Birke 2001). Die Prozentangaben basieren auf insgesamt 124 Projekten (Birke et al. 2001).

Tab. 3-1 Standortprojekte im RUBIN-Netzwerk (Burmeier et al. 2002)

Standort	Thema, Kontamination	Wandsystem	Reaktormaterial
Bernau	In-situ-Abreinigung von TCE, regenerierbare Eisen-Reaktoren in horizontaler Durchströmung	Funnel-and-Gate (F&G), bis 11 m tief	Nullwertiges Eisen
Tübingen*	LCKW-Kontaminationen in einem Gewerbegebiet	200 m breit, 3 Gates, 10 tief	Nullwertiges Eisen
Denkendorf	Innovative Abstromsanierung einer LCKW-Kontamination, Gelände eines Gewerbeplans	Drain and Gate bis zu 6 m tief	Palladiumdotierte Zeolithe, hydrophob u. pelletiert
Offenbach	Reaktor und Reinigungswand, Abreinigung v. BTEX u. PAK	Funnel-and-Gate	Mikrobiologie, Aktivkohle
Rheine	Langzeitverhalten einer Reaktiven Eisen-Wand zur Sanierung eines LCKW-Schadens	vollflächig durchströmte Wand, ca. 6 m	Eisenschwamm u. Graugüeisen-Perlkes-Gemisch
Wiesbaden	Reaktionswandsysteme für eine Arsen-Altablage in einem Rhein-Aquifer	Reaktionswand im Zu-, F&G im Abstrom	Zu: oxidabile, org C-, Sulfatphasen; Ab: As(V)/Fe-Ox

* seit 1998 privat installiert, im RUBIN-Netzwerk für Langzeit-Monitoring eingesetzt

Sickerwasserprognose

Der wichtigste Paradigmenwechsel des neuen Bodenschutzrechts gilt dem Wasser in der ungesättigten Bodenzone und manifestiert sich in der sog. Sickerwasserprognose. Auch wenn nach wie vor vom Wasserrecht bestimmt wird, welchen Schutz ein Grundwasservorkommen erhalten soll, ist es nun Sache des Bodenschutzrechts festzustellen, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Schadstoffe aus einer Altlast die gesättigte Zone erreichen (Salzwedel 1999). Nach der *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)* vom 12. Juli 1999 ist der „Ort der Gefahrenbeurteilung“ für das Grundwasser der Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone. Bei der Prognose sind unter anderem zu berücksichtigen: das Bindungsvermögen der Bodenschichten, die Migrationsgeschwindigkeit, chemische Umwandlungsprozesse und biologische Abbauprozesse, nicht zuletzt aber auch Verdünnungseffekte durch weitere Niederschläge oder den seitlichen Zustrom von unbelastetem Sickerwasser.

Angesichts der hohen Umweltbedeutung und finanziellen Konsequenzen von Entscheidungen, die aufgrund der Sickerwasserprognose zu treffen sind, muss das Prognoseergebnis eine wissenschaftlich ausreichende Basis haben und „wirklichkeitsnahe“ Werte liefern (Eberle u. Oberacker 2001). Dafür ist vor allem auch eine Verifikation durch den quantifizierenden Vergleich von Laborergebnissen mit Messungen im Feld erforderlich.

Der erste Vorschlag einer ad-hoc-Arbeitsgruppe der Länderarbeitsgemeinschaften Wasser, Abfall und Boden wies entscheidende Mängel bei der Probenahme, der Beurteilung der Abbau- und Rückhaltewirkung sowie bei der Anwendung von Elutionsdaten auf. Bodenparameter wie der Tonanteil, Gehalt an organischer Substanz und pH-Wert wurden nicht in Rechnung gestellt. Zum Anspruch an eine Sickerwasser-„Prognose“ fehlte sowohl die räumliche als auch insbesondere die für das Medium Boden entscheidende zeitliche Dimension (Förstner 1999).

Im Rahmen eines BMBF-Förderschwerpunktes „Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser“ werden seit Ende 2000 die weitergehenden wissenschaftlichen Grundlagen für einen fachlich begründeten und möglichst breit anwendbaren, konsensfähigen Verfahrensvorschlag zur Durchführung der Sickerwasserprognose nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung erarbeitet. Inzwischen wurden die Konzepte weitergeführt und fachlich weiterentwickelt, um in Deutschland eine einheitliche schutzwertbezogene Strategie zu etablieren, welche die Bewertung von Altlasten, die Verwertung von mineralischen Abfällen und den Einsatz von Bauprodukten umfasst, aber auch für weitergehende Fragestellungen Anwendung finden kann (z.B. Regenwasserver-sickerung; C.G. Bannick u. R. Rudek anlässlich der Fachkonferenz „Forschung für den Grundwasser- und Bodenschutz – eine Standortbestimmung“ am 5./6. Sept. 2006 in Berlin, Seiten 6 bis 8 der Kurzfassung der Fachvorträge0).

Die erforderliche interdisziplinäre Bearbeitung der Aufgabenstellung wurde gewährleistet durch Forschergruppen aus den Fachbereichen Abfallwirtschaft, Hydrologie/Hydrogeologie, Bodenkunde, Mineralogie/Geochemie, Wasserchemie-/Analytik, Baustoffforschung und Mathematik/Physik sowie durch selbständige Ingenieurbüros. Im Jahr 2005 wurden in einem förderschwerpunktinternen Work-shop die Ergebnisse der insgesamt 55 Vorhaben vorgetragen.

In zwei Forschungsprojekten des Umweltbundesamtes werden die Ergebnisse dieses Förderschwerpunktes zusammengeführt („Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes ‚Sickerwasserpronose‘ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden“; Mitautor B. Susset s. Abschn. 4.1 und CD in diesem Buch).

- Der Beitrag von *Dr. Joachim Gerth* (Technische Universität Hamburg-Harburg), Abschnitt 3.1, basiert auf den Projekten „Entwicklung eines Verfahrens zur experimentellen Quantifizierung der Schadstoff-Quellstärke für Lockermaterial“ (FKZ 02WP0082) und „Entwicklung einer Arbeitsvorschrift zur Quantifizierung der Schadstoff-Quellstärke von Lockermaterialien (kontaminierte Böden, Neumaterialien)“ (FKZ 02WP0592).

Langzeitverhalten von Abfällen und Produkten im Boden

Eine nach dem Vorsorgeprinzip und dem damit eng verbundenen Leitbild der Nachhaltigkeit ausgerichtete Abfallwirtschaft erfordert die Bewertung der anthropogenen Stoffkreisläufe auf der Grundlage von natürlichen bio-/geogenen Vergleichen. Das 1996 in Kraft getretene *Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz* hat zum Ziel, die Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen zu fördern und die umweltverträgliche Beseitigung von Abfällen zu sichern. Das Ziel der Umweltverträglichkeit für die oberirdische Deponierung ist in der Technischen Anleitung Siedlungsabfall damit beschrieben, dass „die Ablagerung so erfolgen soll, dass die Entsorgungsprobleme von heute nicht auf zukünftige Generationen verlagert werden“.

Das kann letztlich nur über die Erzeugung inerter, also endlagerfähiger Reststoffe erreicht werden, da die Funktionstüchtigkeit von Deponiesicherungsbauwerken zeitlich begrenzt ist. Bei einer hinreichenden Inertisierung kommt jedoch grundsätzlich der Aspekt einer *Verwertung* ins Spiel. In beiden Fällen – Ablagerung und Verwertung – ist eine *Bewertung des Langzeitverhaltens* der Feststoffe und vor allem der darin enthaltenen Schadstoffe notwendig. Diese Gefährdungsabschätzung erfordert über die Materialcharakterisierung weit hinausgehende Erkenntnisse, wobei auch die äußeren Randbedingungen sowie deren Änderung mit der Zeit zu berücksichtigen sind. Hilfreich sind dabei geochemische Erfahrungen, die auf der Untersuchung von natürlich vorkommenden Mineralassoziationen, der Bildungsbedingungen und ihrem Verhalten während der Verwitterung und Diagenese beruhen (Hirschmann 1999). Hier spielt die Ingenieurgeochemie eine Schlüsselrolle bei der Wahl und Optimierung sowohl von Inertisierungsmethoden als auch von aussagefähigen Prüfverfahren (Kersten u. Förstner 1991).

Müllverbrennungsschlacken

Als Grenzwerte für die *oberirdische Deponierung* gibt die **TA Siedlungsabfall** im Anhang B als Zuordnungswerte für die Deponieklassen I (DK I) und II (DK II) neben bauphysikalischen und Eluatwerten auch Feststoffgehalte für den organischen Kohlenstoff (3 [DK II] und 1 Gew.-% [DK I] bzw. für den Glühverlust (5 [DK II] und 3 Gew.-% [DK I]) vor (Anonym 1993). Damit soll erreicht werden, dass die oberirdisch abgelagerten Abfälle nur geringe Organikgehalte und damit geringe Reaktivität aufweisen. Diese Zuordnungswerte werden nur von thermisch

behandeltem Abfall (z.B. Müllverbrennungsschlacke) eingehalten. Durch die Novellierung der TA Siedlungsabfall (Anonym 2001) wird zwar die direkte Ablagerung von biologisch-mechanisch vorbehandelten Abfällen mit höheren Organikgehalten zugelassen, langfristig ist aber zu erwarten, dass die Müllverbrennung als lang erprobtes Verfahren die dominierende Behandlungsmethode für Siedlungsabfälle und die Müllverbrennungsschlacken das Hauptdeponiegut darstellen wird.

Die Anforderungen sowohl bauphysikalischer als auch ökologischer Art, die an eine *Verwertung* gestellt werden, sowie die Einsatzmöglichkeiten und -beschränkungen sind in den *Technischen Regeln der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall* (LAGA) Nr. 20/1 „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ (Anonym 1998b), dem LAGA-Merkblatt Nr. 19 „Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle“ (Anonym 1994a), den Technischen Lieferbedingungen für Mineralstoffe im Straßenbau (TLMin-StB; Anonym 2000), dem „Merkblatt über die Verwendung von industriellen Nebenprodukten im Straßenbau; Teil Hausmüll-Verbrennungsasche“ der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen im Entwurf vom März 1996 (Anonym 1996), dem FGSV-Arbeitspapier Nr. 28/1 „Umweltverträglichkeit von Mineralstoffen, Teil: Wasserwirtschaftliche Verträglichkeit (Anonym 1994b) und den „Technischen Lieferbedingungen für Hausmüllverbrennungs-Aschen (TLHMVA-StB 95; Anonym 1995) festgehalten.

- Der Artikel von *Dr.-Ing. Günther Hirschmann* (Behörde für Umwelt und Gesundheit Freie und Hansestadt Hamburg) im Abschnitt 3.2 zum Thema „Langzeitverhalten von Deponien“ basiert auf einem Forschungsvorhaben „Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken“ als Teilvorhaben 1 des BMBF Verbundvorhabens Deponiekörper, das im Zeitraum vom 1.12.1993 bis zum 31.3.1997 an der Technischen Universität Hamburg-Harburg durchgeführt wurde (Förstner u. Hirschmann 1997). Das Projekt umfasste auch die Auswertung einer Umfrage bei den Müllverbrennungsanlagen in Deutschland zur Behandlung und dem Verbleib der Schlacken und zur durchschnittlichen Feststoffzusammensetzung und den Eluatwerten nach DIN 38414-S4; an der Umfrage vom November 1996 bis März 1997 nahmen 25 der 50 Müllverbrennungsanlagen in Deutschland teil. Die Befunde in diesem Projekt sind auch für den neuen BMBF-Verbund „Sickerwasserprognose“ (s.o.) von Interesse, da die „Müllverbrennungsschlacke“ wegen ihrer anfallenden Mengen und umwelt-chemischen Bedeutung als eine der drei Referenzmaterialien ausgewählt wurde.

Erzbergbaualtlasten

Für den Bergbau selbst besitzt daher der Vorsorge-Aspekt einen besonders hohen Stellenwert, da schon bei der Erschließung neuer Minen die späteren Rekultivierungs- und Sanierungsmaßnahmen technisch und finanziell abgesichert werden müssen. Es ist jedoch auch für andere Bereiche der Abfall- und Altlastenproblematik vorteilhaft, bereits in der Phase der Diagnose einen wissenschaftlichen Brückenschlag zu den bestmöglichen Methoden der Behandlung und Nachsorge vorzunehmen. Fragen nach den chemischen und biologischen Sekundär- und Tertiäreffekten müssen bei der Formulierung von Soll- und Zielgrößen einer Sa-

nierungsmaßnahme berücksichtigt und auch nach Ende einer Maßnahme verfolgt werden können.

Minenabfälle und aufgelassene Gruben stellen schon aufgrund der enormen Feststoff- und Wassermengen prioritäre Umweltprobleme dar. Besondere Aufmerksamkeit gilt jedoch weltweit jenen Erzbergbau-Altlasten, in denen sich bei der Oxidation von Sulfidmineralen saure Lösungen bilden, die vor allem durch die Mobilisierung von Schwermetallen sowohl die Oberflächen- als auch Grundwässer teilweise sehr intensiv und langfristig belasten. Beispielsweise werden in Kanada für 750 Millionen Tonnen säurebildende Gesteinsabfälle mittelfristig Folgekosten von 1 – 2,5 Mrd. € erwartet und weltweit wird in den kommenden Jahren mit einem Kostenaufwand von etwa 10 Mrd. € für die Behandlung saurer Bergbauabwässer gerechnet (Paktunc 1999).

Auch von den rund 6,5 Mrd. €, die vom Bundeswirtschaftsministerium für die Sanierung der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen über einen Zeitraum von etwa 20 Jahren eingeplant sind (Mager 1996), entfällt ein wesentlicher Anteil auf die Beherrschung der vorhandenen Beeinträchtigungen der Umweltmedien Grund- und Oberflächenwasser (Vogel et al. 1996). Die Bildung der Sowjetischen Aktiengesellschaft (SAG) Wismut erfolgte 1947 durch Überführung deutscher Bergwerksunternehmen in sowjetisches Eigentum zur Abdeckung von Reparationsansprüchen. Am 1.1.1954 begann die Arbeit der Sowjetisch-Deutschen Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut als zweistaatliches Unternehmen auf der Grundlage eines Abkommens zwischen den Regierungen der UdSSR und der DDR, das 1975 bis zum Jahr 2000 verlängert wurde. Bis 1990 gab es weder nennenswerte konzeptionelle Vorarbeiten noch Bildung von Rücklagen für die Sanierungstätigkeit. Am 1.1.1991 beendete die SDAG Wismut die planmäßige Uranerzgewinnung. Es begannen die Arbeiten zur Stilllegung, Verwahrung, Verwahrung und Wiedernutzbarmachung mit der Aufstellung erster Standortsanierungskonzepte mit Grobkostenschätzung (1991), der Erarbeitung von Grundsatzentscheidungen für dominierende Sanierungsobjekte (1991-1997) sowie der Vorbereitung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen einschließlich Erfolgskontrolle, Monitoring und Abschlussdokumentation. Der Abschluss der Sanierungsarbeiten ist nach dem Jahr 2010 vorgesehen. Die dabei gewonnenen Erfahrungen werden sich weltweit bei der Aufarbeitung von Bergbaualtlasten einsetzen lassen.

- Der Artikel von *Dr. Michael Paul* (Wismut GmbH, Chemnitz), Abschnitt 3.3, basiert auf den praktischen Erfahrungen die im Rahmen der Sanierung der WISMUT-Altlasten an den thüringischen und sächsischen Standorten gesammelt wurden. Michael Paul (geb. 1962) erwarb 1988 den Diplomabschluss in Geologie an der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald und promovierte 1994 in Mineralogie. Im Jahre 1991 trat er in die Unternehmensleitung der WISMUT GmbH ein und ist seither im Rahmen der konzeptionellen Vorbereitung und ingenieurtechnischen Begleitung der Sanierung der Gewinnungs- und Aufbereitungsstandorte des Uranerzbergbaus in Sachsen und Thüringen tätig. Seit dem Jahre 2001 leitet er die dortige Abteilung Engineering. Er ist Autor oder Koautor von über 40 Arbeiten zu Fragen der Bergbausanierung.

Ökotechnologien für Oberflächengewässer

Der Beitrag „Geochemische In-situ-Stabilisierung von Bergbaualtlasten“ berichtet in dem Abschnitt „Verwahrung von Untertagebergwerken und Tagebauen“ von großangelegten Flutungsmaßnahmen und stellt dabei die Verbindung her zu den naturnahen Techniken, die vorrangig dem Schutz der Oberflächengewässer dienen. Man fasst die Verfahren, die die Mechanismen der Selbstoptimierung, Pufferung und Stabilisierung in biologischen Systemen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit nutzen, unter dem Begriff „Ingenieurökologie“ zusammen (Busch et al. 1989). Ein schwerpunktmaßiger Anwendungsbereich dieser Techniken ist die Sanierung der Braunkohlerestseen in der Lausitz und in Sachsen-Anhalt. In einigen Tagebauen finden sich Deponie-Altlasten, die bei einer Flutung in den Wasser- oder Grundwasserbereich gelangen. Neben den Problemen der Eutrophierung und der Schadstoffdeponien finden sich lebensfeindliche schwefelsaure Wässer. Die für viele Jahrzehnte zu erwartende Säureabgabe aus den Tagebaukippen kann nur durch eine Umkehr der jetzigen Schwefeloxidation in eine Sulfatreduktion, d.h. durch eine sulfidische Festlegung von Schwefel und Eisen, erreicht werden (Geller et al. 1998; Mudroch et al. 2002).

Unter den vielfältigen ökotechnologischen Maßnahmen zur Steuerung des Stoffhaushaltes in Gewässern, die vor allem von Klapper (1992, 2002) zusammenfassend beschrieben wurden, gibt es auch Methoden zur „Sedimentkonditionierung“, d.h. zur Verbesserung der Sedimentbeschaffenheit bezüglich der Nähr- und Schadstoffbindung sowie der Besiedelbarkeit für Makrozoen und Makrophyten. Die am häufigsten verfolgte Strategie zielt auf eine Erhöhung des Redoxpotentials in der obersten Sedimentschicht, d.h. in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone. Aus den tieferen, stets anaeroben Sedimentschichten aufsteigende Fe^{2+} - und Mn^{2+} -Ionen werden oxidiert und bilden eine Sperrsicht für Phosphor, hindern ihn am Austritt ins überstehende Wasser; zugleich werden die Lebensbedingungen für Fischnährtiere verbessert. Zur Restauration versauerter Seen hat sich die Einarbeitung von Natriumkarbonat als langzeitig wirkendes Neutralisationsmittel gegenüber der Alkalisierung mittels Branntkalk als überlegen erwiesen. Die verschiedenen Möglichkeiten der *in situ*-Sanierung und *ex situ*-Behandlung von Bergbaurestseen werden von Klapper (2002) dargestellt.

Sedimente und Baggergut

Trotz Rückgang der Schadstoffeinleitungen sind vielerorts Flusssedimente in beachtlichem Maße mit Schadstoffen belastet und Biotestergebnisse, z.B. an Sedimenten entlang der Elbe, weisen eher auf eine Zunahme ihrer Giftwirkung hin. Die Verschmutzungen stammen aus diffusen Lufteinträgen und Einleitungen von Abwässern, z.B. auch bei der Flutung von Bergwerken. Wir erinnern uns an die katastrophalen Deichbrüche in Bergbauregionen von Spanien 1999 und Rumänien 1999/2000; es sind aber auch „normale“ Hochwassereignisse, durch die beispielsweise dioxinbelastete Feststoffe aus dem Bitterfelder Chemierevier bis in den Hamburger Hafen verfrachtet wurden. Besonders betroffen ist die Gewässerbewirtschaftung im Mündungsbereich der großen Flüsse, da sie letztlich für alle früheren, heutigen und künftigen Fehlleistungen der Oberlieger aufkommen muss.

Die systematische Erforschung kontaminierten Schwebstoffe und Sedimente hat 1970 mit dem Schwerpunktprogramm „*Schadstoffe im Wasser*“ der Deutschen Forschungsgemeinschaft begonnen. Die Ergebnisse dieser Arbeiten, zusammen mit den Aktivitäten an der Bundesanstalt für Gewässerkunde, bildeten die wichtigste Grundlage für die Flussgebietsüberwachungsprogramme der Länder. Deutschland erlangte auf den Forschungsgebieten der Sedimenthydraulik und -chemie eine international anerkannte Stellung.

Die Initiativen des ATV-DVWK-Arbeitskreises „*Sedimenttransport in Fließgewässern*“ und der Wasserchemischen Gesellschaft führten zur Einrichtung des interdisziplinären BMBF-Verbundprogramms „*Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern (SEDYMO)*“, das im Mai 2002 zunächst mit den hydrodynamisch ausgerichteten Teilprojekten seine Arbeit aufnahm. In diesem Forschungsverbund werden die grundlegenden Wirkungsmechanismen verschiedener Phänomene und Prozesse in Sedimenten untersucht, um damit die Aufgaben in vier praktischen Arbeitsschwerpunkten zu unterstützen:

Umlagerung. Die Beurteilung der Erosionsstabilität von verklapptem Baggergut sowie der durch die Baggerung freigelegten Sedimente ist derzeit noch nicht mit der erforderlichen Genauigkeit möglich. Bei der Optimierung der Unterhaltungsbaggerungen sind vor allem Techniken mit einer möglichst geringen Aufwirbelung und Dispersion kontaminierten Sedimente zu untersuchen.

Überflutungssedimente. Vor dem Hintergrund der bestehenden Erfolgsrisiken sowie unter dem Aspekt, dass die Maßnahmen dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprechen sollen, erscheint es sinnvoll, verschiedene Einzelmaßnahmen zu kombinieren und schrittweise umzusetzen (s. Abschnitt „*Einzugsgebiet übergreifende Maßnahmen an kontaminierten Sedimenten*“).

Sedimentausräumungen. Die Durchführung von Sedimentausräumungen ist wie die Bewirtschaftung von kontaminierten Überflutungssedimenten bislang wenig erforscht; auch hier können nur interdisziplinäre technische und raumplanerische Ansätze zum Ziel führen.

Subaquatische Lagerung/Capping. Für ausgebaggerte Gewässersedimente mit ihrer meist breiten Schadstoffpalette bedeutet Sicherung in erster Linie die Ablagerung in natürlichen oder künstlichen Vertiefungen unter permanent anoxischen und strömungsarmen Verhältnissen. Zur weiteren Absicherung gegen einen Schadstoffübergang in den überliegenden Wasserkörper kann entweder die natürliche Sedimentation genutzt oder künstliche *in situ*-Abdeckungen.

- Der Beitrag von *Dr.-Ing. Patrick Jacobs* (TUHH, jetzt Tauw Berlin), Abschnitt 3.4, basiert auf Arbeiten im Rahmen der australisch-deutschen Sedimentallianz ConSed. In einer ersten Phase des seit 1997 laufenden Projekts an der TUHH wurden die verschiedenen Zuschlagstoffe – u.a. Zeolithminerale – für eine aktive Barriere getestet. Während der zweiten Phase wurde unter Realbedingungen ein Monitoringssystem entwickelt, das die Migration von Schwermetallen durch eine aktive Barriere anzeigt. In der dritten Projektphase war geplant, am Beispiel eines verschlickten Sportboothafens die gewässerschonende Überführung des kontaminierten Sedimenten in ein subaquatisches Depot und die Wirksamkeit der aktiven Abdeckung („*Active Capping*“) zu demonstrieren.

Wasserrahmenrichtlinie und Gewässersedimente – offene Fragen

Das Projekt „Subaquatisches Depot/Aktives Capping“ markiert einen Wandel in der administrativen Behandlung von lokalen Schlickproblemen, die bislang meist durch eine „Rückverlagerung“ des mehr oder weniger stark kontaminierten Sedimentes in das Gewässer gelöst wurden. In der wasserrechtlichen Plangenehmigung der vorliegenden Sanierungsmaßnahme sind die technischen Verfahren und die Überwachungsmethoden detailliert aufgeführt; der Zeitplan für die Baggerarbeiten und für den Einbau der Sedimente berücksichtigt die ökologischen Verhältnisse im Vorfluter.

Mit der neuen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) rückt eine flussgebietsübergreifende Verantwortung auch für die Sedimentqualität stärker ins Bewusstsein der Öffentlichkeit. Die EG-WRRL reformiert die bisherige Europäische Wassergesetzgebung – sowohl in Bezug auf Umweltaspekte als auch die administrativen Prozesse betreffend: Das Mittel hierzu ist ein integriertes Wassermanagement für Flusseinzugsgebiete, das sich über bestehende administrative und politische Grenzen hinwegsetzt und sich auf die hydrologischen Probleme konzentriert.

Sedimentuntersuchungen können für die Ermittlung und Bewertung des chemischen Zustands und zur Überwachung der noch festzulegenden Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe eingesetzt werden (Artikel 21 Abs. 6 WRRL). Diese Funktion würde noch verstärkt, wenn bei der Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland weitere Umweltqualitätsnormen für Sedimente festgelegt werden. Die Umweltqualitätsnormen sollen u.a. auf ökotoxikologischen Untersuchungen basieren (Anhang V, Kapitel 1.2.6 WRRL). Der ökologische und chemische Zustand der Oberflächengewässer ist anhand relevanter Parameter in einem Monitoring-Programm zu überwachen (Anhang V, Kap. 1.3 WRRL).

Indirekte Beziehe gibt es zu den Fragen der Sedimentstabilität und den Auswirkungen von Erosionsereignissen, denn eine Veränderung dieser Stabilität führt nicht nur zwangsläufig zu Materialverlust und Umlagerung, einhergehend mit der erosiven Zerstörung bzw. Überschüttung des Benthos, sondern beeinflusst durch die erhöhte Trübung direkt die Benthosgemeinschaft, deren Monitoring ein fester Bestandteil der WRRL ist. Bei all diesen Fragen werden während der praktischen Umsetzung der Richtlinie mit Sicherheit Nachbesserungen am Untersuchungsprogramm erforderlich.

Ein grundsätzliches Defizit ist schon heute offenkundig: Bei dem flussgebietsübergreifenden Ansatz der WRRL ist nicht nur die Immission in die Wasserkörper über diffuse oder Punktquellen zu berücksichtigen, sondern auch die Re-Immission durch das Sediment. Eine Vernachlässigung der Sedimente führt aber zu einer falschen Risikoanalyse bzgl. des – angeblich – guten Zustandes!

Die Vielzahl an offenen Fragen zur Rolle der Sedimente in einem flussgebietsübergreifenden Ansatz und die Notwendigkeit einer fachübergreifenden Zusammenarbeit der wissenschaftlichen, technischen und administrativen Akteure führte zu einer Initiative für eine gemeinsame Plattform zur Sedimentforschung und -praxis in Europa. Seit Januar 2002 gibt es ein EU-finanziertes „SedNet“ („Demand Driven, European Sediment Research Network“; <http://www.SedNet.org>), das inzwischen mehr als 400 Teilnehmer aus 250 Organisationen umfasst.

Einzugsgebietsübergreifende Maßnahmen an kontaminierten Sedimenten

Zu den künftigen Aufgaben eines Flusseinzugsgebiet übergreifenden Sedimentmanagements zählen Bestandsaufnahmen der direkten Einträge, aber vor allem der Zwischenlager wie Buhnenfelder, Überflutungszonen und Stauhaltungen, und die Erforschung naturnaher Behandlungsmethoden, Nutzung von Rückhalteprozessen in Bergwerken, Restlöchern, *in situ*-Stabilisierung von kontaminierten Sedimenten. Ähnlich wie bei der WRRL sollte auch eine Beratung der Öffentlichkeit bei Entscheidungen über sedimentrelevante wasserbauliche Projekte erfolgen, beispielsweise bei großräumigen Baggerungen und bei der Anlage von Staustufen.

Die bisher bei kontaminierten Gewässersedimenten eingesetzten Techniken wiesen gravierende *Nachteile* auf: (1) eine Reinigung, z.B. durch chemische Extraktion oder biologischen Abbau von Schadstoffen, kommt wegen der sedimenttypischen Heterogenität der Schadstoffmixturen nur in Ausnahmefällen in Frage; (2) die großflächige Entnahme und Ablagerung ist kostenintensiv; der Verbleib des anfallenden Baggergutes ist abfall- und bodenschutzrechtlich abzusichern.

Eine besonders gut geeignete Region für ein übergreifendes Projekt ist das *Niederungsgebiet Spittelwasser* im Abstrom des Bitterfelder Chemiereviers mit seinen teilweise hochbelasteten Auenböden und -sedimenten (dargestellt in Abschnitt 3.4): Hier wurde anlässlich der Konferenz ConSoil 2000 ein internationaler Fallstudienvergleich durchgeführt, beim dem eine Fülle offener Fragen identifiziert wurden. Neben der Entwicklung innovativer Sicherungsverfahren sind vorrangig die administrativen Zuständigkeiten in der Grauzone zwischen dem Schutz der Oberflächenwässer und der Sanierung der Böden und Grundwässer zu klären.

Die in diesem Kapitel beschriebenen und zitierten Praxisbeispiele zeigen verschiedene *geochemische Engineeringmethoden*, die in einem künftigen Flusseinzugsgebietsmanagement eingesetzt werden können. Neben den im Abschnitt 3.3 dargestellten *in situ*-Verfahren zur Sanierung der Uranerzbergbau- und -aufbereitungsstandorte der ehemaligen SDAG Wismut in Thüringen und Sachsen gibt es weitere durchgeführte oder geplante Untersuchungen mit dem Ziel, die Einträge von Schwermetallen aus der großräumigen früheren Bergbautätigkeit vor-Ort zu reduzieren. In einem BMBF-Projekt der Bergakademie TU Freiberg und der Technischen Universität Hamburg-Harburg wurden aktive Barrieren entwickelt, die direkt in einen Grubenschacht eingebracht werden können (Zoumis et al. 2000).

Die langzeitsichere Deponierung von Baggerschlamm, die in Abschnitt 3.4 dargestellt wird, ließe sich ergänzen durch die Nutzung vorhandener oder speziell angelegter *Senken für kontaminierte Sedimente und Schwebstoffe*. Beispiele sind Flussstauseen im Unterlauf hochbelasteter Teileinzugsgebiete, die als Flussklärungsanlagen für sanierungsbedürftige Gewässer dienen können. So fand eine Studie der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, dass ohne die rückhaltende Wirkung des Bitterfelder Muldenstausees die Belastung der unteren Elbe und des Hamburger Hafen in den Jahren 1993 bis 1997 bei Cadmium um 60 bis 121 % und bei Blei um 39 bis 91 % höher gewesen wäre (Anonym 1998c). Aus übergeordneter Sicht wird deshalb empfohlen zu prüfen, „inwiefern es ökonomisch sinnvoll und ökologisch vertretbar ist, weitere noch zu flutende Braunkohlen Tagebaue in der Prozess der Schadstoffrückhaltung einzubeziehen“ (siehe auch Abschn. 3.5 „Sedimente und WRRL – Fallstudien Rhein und Elbe“, S. 361-392).

Integrierte geochemische Techniken im Boden- und Grundwasserschutz

Ab dem Jahr 2020 sollen in Deutschland alle Abfälle verwertet werden. Das bedeutet, dass ein größerer Anteil an schadstoffbelasteten Materialien in Kontakt mit dem Boden und Grundwasser gelangen wird als dies bei einer langzeitsicheren Deponierung der Fall wäre. (Bei einer Gesamtbetrachtung der ökologischen Konsequenzen ist allerdings zu berücksichtigen, dass die bisherige Form der Abfallablagerung alles andere als nachhaltig war.) Ob und inwieweit dies letztlich zu einer erhöhten Belastung der Böden und Grundwässer führt, hängt in erster Linie von der Mobilität der feststoffgebundenen Schadstoffe ab.

Der Blick richtet sich künftig verstärkt auf verwertete Abfälle und Produkte wie z.B. (Anonym 1999): (i) mineralische Abfälle aus industriellen Prozessen (Schlacken, Aschen etc.) und (ii) der Bautätigkeit (Bauschutt), Bodenaushub, Baggergut, Böden aus Bodenbehandlungsanlagen, (iii) organische Abfälle, (iv) Baustoffe (Asphalt, Beton, Injektionsmaterialien), Bauhilfsstoffe, wenn sie in grundwasserrelevanten Einsatzbereichen verwendet werden, z.B. in Straßenbau, Rekultivierung, Landschaftsbau, Landwirtschaft, Verfüllung von Trocken- und Nassabgrabungen, Tagebauen und unterirdischen Hohlräumen, Tiefbauprojekten, Bauwerksgründungen und Untergrundabdichtungen.

Der ingenieurgeochemische Ansatz zeichnet sich dadurch aus, dass er die Bewertung der Risiken für das Grundwasser mit naturnahen, kostengünstigen Maßnahmen für die Demobilisierung von potentiellen Schadstoffen kombiniert. Dabei sind künftig verschiedene Handlungsoptionen zu berücksichtigen, die gestuft von (1) einer weitergehenden Vermeidungsstrategie, (2) der Lagerung unter günstigen Milieubedingungen (z.B. als Bergversatz), über eine (3) nachhaltige Bilanz von Schadstoffein- und -austrägen, bis zu (4) der vorläufig tolerierten Anreicherung von Schadstoffen reichen werden. Die Sickerwasserprognose (Abschnitt 3.1) kann grundsätzlich für alle Handlungsoptionen eingesetzt werden.

Insbesondere das vertiefte Prozessverständnis des „Natural Attenuation“-Ansatzes stellt für alle Behandlungs- und Überwachungsstrategien für kontaminierte Grundwässer, Böden und Sedimente grundsätzlich ein beträchtliches wirtschaftliches Potenzial dar. Es ist zu erwarten, dass die intrinsischen Stabilisierungsprozesse in kontaminierten Böden und Sedimenten von Niederungsgebieten in den kommenden Jahren im Zuge des flussgebietsübergreifenden Gewässermanagements eine verstärkte Aufmerksamkeit erhalten wird. Dabei wird der Umgang mit derartigen Kontaminationen im Einklang mit anderen regionalen Umweltschutz- und Sanierungsmaßnahmen und in interdisziplinärer Zusammenarbeit mit anderen Fachleuten erfolgen.

Die nachfolgend dargestellten *Praxisbeispiele* stehen für das gesamte Spektrum an ingenieurgeochemischen Methoden und Verfahren – von der Bewertung des kurz-, mittel- und langfristigen Verhaltens von konditionierten und recyclingfähigen Reststoffen über mesoskalige Demonstrationsobjekte bis hin zu großräumigen Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen. Die Beispiele umfassen Labormethoden, die später unter Realbedingungen zu verifizieren sind, und komplexe Feldanwendungen, bei denen bereits eine enge Kooperation mit Genehmigungsbehörden und Industriefirmen in verschiedenen Stadien der Bauausführung und verfahrenstechnischen Umsetzung stattfindet.

3.1 Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe

3.1.1 Anforderungen nach Bundes-Bodenschutzverordnung

3.1.1.1 Anwendungsbereich

Zur Bewertung der von Verdachtsflächen oder altablagernden Flächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser ist gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altablagerungsverordnung (BBodSchV vom 16.06.1999) eine Sickerwasserprognose zu erstellen. Dieser Begriff wird in § 2 Abs. 5 definiert als „Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altablagernden Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone“. Dabei soll *abgeschätzt* und *bewertet* werden, inwieweit in absehbarer Zeit zu erwarten ist, dass die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser den Prüfwert am Ort der rechtlichen Beurteilung überschreitet. Ort der rechtlichen Beurteilung ist der Bereich des Übergangs von der ungesättigten in die gesättigte Zone (§ 4 Abs. 3, s. Abb. 3.1-1).

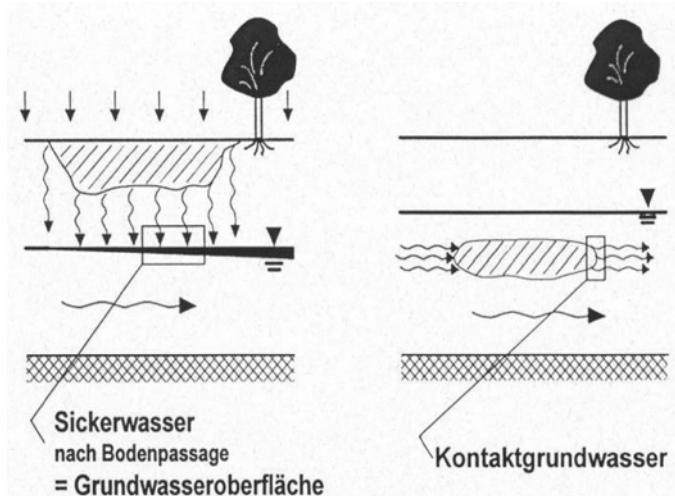


Abb. 3.1-1 Ort der Beurteilung bei der Sickerwasserprognose (Ruf 1999)

Anhang 1 Satz 1 begründet die Anwendung der Sickerwasserprognose auf Bodenmaterial und sonstige Materialien, die bereits abgelagert oder zum Auf- und Einbringen vorgesehen sind (z.B. Müllverbrennungsschlacke, Bauschutt, Baggergut). Die Sickerwasserprognose ist damit auch als Instrument zur Gefahrenbeurteilung bei *Abfallverwertung und Produkteinsatz* im Rahmen des vorbeugenden Grundwasserschutzes vorgesehen.

Die Gefahrenbeurteilung schließt neben der wasserungesättigten Zone (eigentliche Sickerwasserprognose) auch den *wassergesättigten Bereich* mit ein. Bei der Ablagerung kontaminierte Stoffe im Grundwasser wird entsprechend die Schadstoffkonzentration im Kontaktgrundwasser abgeschätzt. In beiden Fällen wird gefordert, dass die Konzentration im Übergangsbereich *abzuschätzen* ist.

3.1.1.2 Prüfwertkonzept

Maßstab der Gefahrenbeurteilung sind die in der BBodSchV für organische und anorganische Schadstoffe für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser jeweils festgelegten Prüfwerte (Anhang 2, Nr. 3.1).

Tabelle 3.1-1 Beispiele für Prüfwerte nach BBodSchV

Anorganische Stoffe	Prüfwert µg/L
Quecksilber	1
Cadmium	5
Chromat	8
Arsen	10
Selen	10
Antimon	10
Cyanid, leicht freisetzbar	10
Blei	25
Nickel	50

Organische Stoffe	Prüfwert µg/L
PCB, gesamt	0,05
Aldrin	0,1
DDT	0,1
PAK, gesamt	0,2
Benzol	1
Naphthalin	2
LHKW	10

Die Prüfwerte entsprechen Geringfügigkeitsschwellen für Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser, die sich an Trinkwasserwerten und ökotoxikologischen Kriterien orientieren. Sie sind ausdrücklich *nicht* als Grundwasserqualitätsziel zu verstehen, sondern gelten nur am Ort der rechtlichen Beurteilung. Damit wird verhindert, dass Grundwasser im Abstrom von schadstoffemittierenden Flächen bis zur Geringfügigkeitsschwelle mit Schadstoffen angereichert werden darf. Mit dem Kriterium „Ort der Beurteilung“ wird also das „Auffüllprinzip“ unterbunden (Ruf 1999).

Gleichzeitig wird jedoch bei Ablagerung von kontaminierten Stoffen an der Oberfläche der darunter liegende Boden (Sickerstrecke) als Reaktions- und Rückhalteraum betrachtet. Insbesondere beim Rückhalt nicht abbaubarer Schadstoffe wird für die Sickerstrecke das Auffüllprinzip angewandt. Denn auch bei geringer Schadstoffkonzentration im Sickerwasser kommt es im Boden bei Vorliegen einer

bestimmten Lösungskonzentration (Intensität) und andauernder Nachlieferung zum „Auffüllen“ der Bindungskapazität (Quantität) entsprechend der jeweils gültigen Quantitäts-/Intensitäts-Beziehung.

Für zahlreiche anorganische und insbesondere organische Schadstoffe wurden sehr niedrige Prüfwerte festgelegt (Tabelle 3.1-1). Damit ist bei einer Kontamination mit diesen Stoffen die Wahrscheinlichkeit einer Prüfwertüberschreitung am Ort der Beurteilung auch unter Berücksichtigung von Rückhalte- und Abbauvorgängen grundsätzlich als hoch zu bewerten.

3.1.1.3 Möglichkeiten der Abschätzung nach BBodSchV

Die Stoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung können entweder durch repräsentative Beprobung des Sickerwassers direkt bestimmt oder auch abgeschätzt werden. Eine direkte Bestimmung ist technisch aufwändig und erfordert die Installation von Entnahmesonden im Übergangsbereich gesättigte/ungesättigte Zone. Dieser ist jedoch nicht immer exakt zu lokalisieren und unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen. Von größerer Bedeutung ist die Beprobung von Sicker- oder Grundwasser an anderer Stelle mit *nachfolgender* Abschätzung (Transportprognose) der Sickerwasserkonzentration am Ort der Beurteilung. Die Transportprognose kann

1. durch Rückrechnung der Sickerwasserkonzentration aus der Konzentration im abstromigem Grundwasser,
2. auf der Grundlage von In-situ-Untersuchungen oder
3. auf der Grundlage von Materialuntersuchungen im Labor

auch unter Einsatz von Stofftransportmodellen *annäherungsweise* erfolgen (Anhang 1 Nr. 3.3).

Verfahren 1 basiert auf einem Vergleich der Konzentration von Grundwasseranstrom und Grundwasserabstrom unter Berücksichtigung der Verdünnung sowie des Schadstoffverhaltens unter wassergesättigten und ungesättigten Verhältnissen. Voraussetzung ist dabei, dass die Schadstoffe die ungesättigte Zone bereits durchdrungen haben und weitgehend stationäre Bedingungen bezüglich der Teilprozesse Mobilisierung im Quellbereich, Sorption, Abbau und Transport vorliegen. Der Einsatz dieses Verfahrens wird bei Altablagerungen mit inhomogen abgelagerten Abfällen und bei Altstandorten mit ungleichmäßiger Schadstoffverteilung gefordert. Materialuntersuchungen zur Sickerwasserprognose sind in diesen Fällen nicht zweckmäßig (Anhang 2, Nr. 3.2 c).

Zur Gewinnung von Sickerwasser In-situ (Verfahren 2) werden Saugkerzen eingesetzt. Durch Ansaugen der Lösung kann je nach Intensität der Förderung das Sorptionsgleichgewicht gestört werden. Der zur Absaugung erforderliche Unterdruck beeinflusst die Konzentration von insbesondere flüchtigen organischen Stoffen. Bei der relativ aufwändigen Beprobung lassen sich, wenn überhaupt, meist nur über längere Beprobungszeiten die zur Bestimmung gelöster organischer Schadstoffe erforderlichen größeren Probenvolumina gewinnen. Dieses Verfahren ist allenfalls für anorganische und schwerflüchtige organische Schadstoffe geeignet.

Materialuntersuchungen im Labor (Verfahren 3) sind wesentlich einfacher und kommen dann in Betracht, wenn stofflich homogenes Substrat vorliegt oder repräsentative Proben gewonnen werden können. Für Material, das zum Auf- und Einbringen vorgesehen ist (Verwertung/Produkteinsatz), sind Laboruntersuchungen die einzige Möglichkeit zur Kennzeichnung des Schadstoffaustauschs.

Die Vorhersage der Sickerwasserbeschaffenheit für den Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone (Transportprognose) soll auf einer *Abschätzung* mit Verfahren beruhen, die mit Erfolg bei praktischen Fragestellungen angewendet worden sind. Der Einsatz von Stofftransportmodellen kann dabei zweckmäßig sein, wird aber nicht vorgeschrieben. Genauere Vorgaben zur Methodik werden nicht gemacht. Zur Vorgehensweise sind im Einzelfall gutachterliche Feststellungen zu treffen. Bei der Transportprognose ist insbesondere die *Abbau- und Rückhaltewirkung* der ungesättigten Zone zu berücksichtigen. Maßgebende Kriterien sind Grundwasserflurabstand, Bodenart, Gehalt an organischer Substanz, pH-Wert, Grundwasserneubildungsrate/Sickerwasserrate sowie Mobilität und Abbaubarkeit der Stoffe (Anhang 1, Nr. 3.3).

3.1.2 Materialuntersuchung

Ergebnis der Materialuntersuchung ist lediglich ein Maß für die *Quellstärke* des kontaminierten Materials, d.h. die von der jeweiligen Stoffquelle pro Zeit- und Flächeneinheit ausgehende Stoffmenge (Boochs et al. 1999). Liegt die Konzentration unterhalb des jeweiligen Prüfwertes, wird davon ausgegangen, dass auch am Ort der Beurteilung keine Prüfwertüberschreitung stattfindet. Der Verdacht einer für das Grundwasser schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ist dann ausgeräumt. Wird der Prüfwert am Ort der Probennahme überschritten, ist zu ermitteln, ob am Ort der Beurteilung ebenfalls eine Prüfwertüberschreitung vorliegt (§ 4, Abs. 2). Im Rahmen der Transportprognose wird abgeschätzt, inwieweit sich die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser auf dem Fließweg durch die ungesättigte Zone bis zum Eintritt ins Grundwasser verändert. Grundlage und, bei Anwendung mathematischer Modelle, Eingangsgröße für diese Abschätzung ist die Quellkonzentration, die daher so „wirklichkeitsnah“ wie möglich ermittelt werden muss.

3.1.2.1 Verfahren nach BBodSchV

Es ist davon auszugehen, dass die Materialuntersuchung im Labor zukünftig als die in der Routine geeignete Methode zur Quellstärkebestimmung angesehen wird (Lichtfuss 2000). Für die Ermittlung der Quellstärke werden experimentelle Verfahren vorgeschrieben. Standard-Laborverfahren für anorganische Schadstoffe ist der Bodensättigungsextrakt (Anhang 1 Nr. 3.1). Zulässig ist auch die Extraktion mit Wasser nach DIN 38414-4 (S4-Test) und mit Ammoniumnitrat nach DIN 19730 sowie die Anwendung nicht näher spezifizierter anderer Verfahren. Dabei muss die Gleichwertigkeit der Ergebnisse durch Bezug auf den Bodensättigungsextrakt sichergestellt sein. Wenn ein Zutritt von sauren Sickerwässern oder Lösevermittlern bzw. eine Änderung des Redoxpotenzials zu erwarten ist, sind weitere

entsprechend angepasste Extraktionsverfahren anzuwenden. Für organische Stoffe kann die Stoffkonzentration im Sickerwasser aus Säulenversuchen unter Berücksichtigung der Standortbedingungen am Ort der Entnahme, insbesondere im Hinblick auf die Kontaktzeit, ermittelt werden (Anhang 1, Nr. 3.3). Technische Anleitungen zur Durchführung von Säulenversuchen unter gesättigten Verhältnissen sind im Normenentwurf DIN V 19736 sowie im Merkblatt Nr. 20 des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen (Odensaß u. Schroers 2000) dargelegt. Dabei handelt es sich um Säulenuntersuchungen unter wassergesättigten Verhältnissen mit Wasser/Feststoff-Kontaktzeiten von mindestens 24 Stunden. Die Vornorm DIN 19736 sieht eine Unterscheidung zwischen Gleichgewichts- und Ungleichgewichtsbedingungen bei der Elution vor. Nach Erfahrungen von Odensaß und Schroers (2000) ist diese Unterscheidung schwer zu treffen. Außerdem kann eine Gleichgewichtseinstellung nach einem 24stündigen Zeitintervall als weitgehend abgeschlossen gelten.

Der für anorganische Stoffe als Standardverfahren festgelegte Bodensättigungsextrakt und die Alternativ-Methoden Ammoniumnitratextraktion nach DIN 19730 und Wasserelution nach DIN 38414-4 (S4-Test) sind relativ einfach und schnell durchführbar. Der für die Untersuchung von Schlämmen konzipierte S4-Test ist zudem ein seit langem etabliertes Verfahren. Ein Nachweis für die geforderte Gleichwertigkeit der Alternativ-Methoden durch Bezug der Ergebnisse auf den Bodensättigungsextrakt wurde bisher jedoch nicht erbracht. Im Gegenteil konnte gezeigt werden, dass nach statistischen Kriterien kein verwertbarer funktionaler Zusammenhang zwischen den Ergebnissen des Bodensättigungsextraktes und denjenigen der beiden anderen Methoden besteht. Die Gleichwertigkeit der Methoden ist nicht gegeben (Lichtfuss 2000).

Als einzige derzeit anwendbare Methode für anorganische Schadstoffe bleibt damit der Bodensättigungsextrakt. Dieses Verfahren wurde ursprünglich zur Bestimmung des Versalzungsgrades von Böden entwickelt (Anonymus 1954). Da die absoluten und relativen Gehalte an gelösten Stoffen im Extrakt vom Wasser/Feststoff (W/F)-Verhältnis bei der Extraktion abhängen, muss die Aufsättigung der Probe mit Wasser standardisiert sein. Dieser Aufsättigungs-Standard ist die Fließgrenze, d.h. dasjenige W/F-Verhältnis, bei dem sich eine glänzende Oberfläche bildet und eine Spachtelkerbe zerfließt. Die Fließgrenze ist das kleinste reproduzierbar einstellbare W/F-Verhältnis (allerdings nur bei Korngrößenfraktionen < 2 mm), bei dem durch Zentrifugation oder Anlegen eines Vakuums genügend Wasser zur Durchführung von Messungen anorganischer Inhaltsstoffe gewonnen werden kann (Rhoades 1982), und steht in Beziehung zur Wasserhaltekapazität des Bodenmaterials. Mit großer körnigen Substraten wie Reststoffen aus der Müllverbrennung oder Bauschutt lässt sich keine definierte Aufsättigung herstellen. Bei diesen Stoffen müsste bis zum Austritt freien Wassers aufgesättigt werden, da das Kriterium „Fließgrenze“ nicht anwendbar ist. Unklar ist bisher, ob dabei reproduzierbare Konzentrationen im Extrakt erhalten werden.

Auch bei Anwendbarkeit des Kriteriums „Fließgrenze“ bleibt noch nachzuweisen, dass die ermittelten Konzentrationen auf Sickerwasserverhältnisse übertragbar sind. Nach Lichtfuss (2000) fehlt insbesondere für Oberbodenhorizonte bindiger und humusreicher Böden bisher der Nachweis der Vergleichbarkeit von

Schwermetallkonzentrationen im Bodensättigungsextrakt mit solchen im Bodenwasser.

Das zu prüfende Material wird zunächst mit bidestilliertem Wasser vorbefeuchtet und 24 h bei 5 °C gelagert. Anschließend wird bis zum W/F-Verhältnis „Fließgrenze“ aufgesättigt und für weitere 24 Stunden bei 5°C inkubiert. Die niedrige Temperatur erfordert einen besonderen Versuchsaufwand, ist aber zur Unterdrückung von mikrobiellen Umsetzungen und reduktiver Schadstoffmobilisierung erforderlich. Außerdem werden damit die Bedingungen der kühlen Jahreszeit nachgebildet, unter denen eine hohe Versickerungs- und Grundwasserneubildungsrate vorherrscht.

Nachteilig ist die kurze Wasser-/Feststoff-Kontaktzeit, die zur Einstellung von Gleichgewichtsverhältnissen wahrscheinlich nicht ausreicht, wenn an der Schadstoffmobilisierung nicht nur Adsorption-/Desorptions-, sondern zusätzlich auch Diffusionsvorgänge beteiligt sind. Mit der Aufsättigung werden außerdem Bedingungen simuliert, die für die ungesättigte Zone eher untypisch sind. So bleiben die Wechselwirkungen mit der Bodenluft und dem perkolierenden Wasser (Säureeinfluss) unberücksichtigt.

3.1.2.2 Verfahrensentwicklungen für anorganische Schadstoffe

Übertragbarkeit und Reproduzierbarkeit

Die Prüfwerte der BBodSchV markieren die jeweils zulässige Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung. Das Prüfwertkonzept fordert damit die Beurteilung von In-situ-Verhältnissen. Für die Materialuntersuchung zur Bestimmung des Quellterms ergibt sich daraus, dass nur solche Verfahren eingesetzt werden können, die auf In-situ-Bedingungen übertragbare Ergebnisse liefern. Andere Verfahren (Konventionsverfahren), für die eine Übertragbarkeit nicht nachgewiesen ist, kommen nicht in Betracht. Nachweise für die Übertragbarkeit sind aber schwer zu führen, da In-situ-Verhältnisse durch einen ständigen Wechsel von Temperatur und Feuchtigkeit mit saisonalen und regionalen Schwankungen gekennzeichnet sind. Der Einfluss wechselnder Bedingungen kann durch Langzeit-Untersuchungen mit Freiland-Lysimetern am Ort der geplanten Ablagerung erfasst werden. Derartig aufwändige Versuchsanstellungen dienen jedoch allenfalls als Referenzsystem bei der Entwicklung einfacher und für den Routinebetrieb geeigneter Laborverfahren. Dabei wird ermittelt, ob und wie die Ergebnisse von Laborverfahren, z.B. durch Anwendung von Umrechnungs- oder Skalierungsfaktoren, auf „wirklichkeitsnahe“ Verhältnisse übertragbar sind.

Im Rahmen von Laborversuchen lässt sich der Einfluss wechselnder Bedingungen zur Nachbildung natürlicher Verhältnisse nicht simulieren. Zum einen ist nicht klar, was denn für wie lange nachgebildet werden soll, zum anderen wäre der technische und zeitliche Aufwand extrem hoch. Wesentliche Anforderung an ein Laborverfahren ist eine hohe Reproduzierbarkeit, die sich am ehesten mit einem möglichst einfachen Versuchsansatz erfüllen lässt. Diese Forderung impliziert den Einsatz aufbereiteten Materials, d.h. das entnommene Probenmaterial wird luftgetrocknet, homogenisiert, ggf. gesiebt und mit Hilfe eines Probenteilers für Parallelansätze, ergänzende Untersuchungen und die Herstellung von Rück-

stellproben geteilt. Dabei ist nicht zu vermeiden, dass sich einzelne Komponenten, insbesondere Huminstoffe, durch Wasserentzug und mechanische Einwirkungen geringfügig verändern. Diese Vorgehensweise ist nur anwendbar auf Material, das unter belüfteten Verhältnissen abgelagert wurde bzw. abgelagert werden soll und das keine flüchtigen Schadstoffe enthält.

Säulenversuche zur Simulation „wirklichkeitsnaher“ Bedingungen

Zielgröße ist ein Schätzwert für die Sickerwasserkonzentration, der unter „wirklichkeitsnahen“ Bedingungen zu ermitteln ist, d.h. bei langer Wasser/Feststoff-Kontaktzeit und wasserungesättigten Verhältnissen im Säulenversuch. Dieser Versuchsansatz stellt die weitest gehende Annäherung an In-situ-Verhältnisse dar, die im Rahmen eines Laborversuch erreichbar ist. Einfachheit bedeuten hier stationäre Verhältnisse bezüglich der Wasserbewegung und des Gasaustausches sowie konstante Versuchstemperatur. Der Säulenversuch sollte im Sinne einer verbesserten Prognosesicherheit bei zwei Parameterkombinationen durchgeführt werden, die jeweils geeignet sind, besonders günstige („best case“) bzw. ungünstige Bedingungen („worst case“) zu simulieren. Auf diese Weise kann die Bandbreite der Sickerwasserkonzentration geschätzt werden. Der günstige Fall ließe sich z.B. durch gute Belüftung, geringe Durchfeuchtung und geringen Protoneneintrag, der ungünstige z.B. durch stärkere Durchfeuchtung und einen erhöhten Protoneneintrag darstellen. Besondere Bedeutung kommt dem Mengenverhältnis Wasser/Feststoff (W/F) sowie dem sich im Versuch einstellenden pH-Wert zu. Diese beiden Variablen werden von van der Sloot (1996) als Haupteinflussgrößen auf die mobilitätsbestimmenden Prozesse Lösung, Desorption und Diffusion angesehen. Vor allem bei anorganischen Schadstoffen wird die Freisetzung in starkem Maße durch Diffusionsvorgänge kontrolliert (van der Sloot et al. 1997). Daher ist, um Gleichgewichtsverhältnisse zu erzielen, eine ausreichend lange Kontaktzeit des Sickerwassers mit dem Material erforderlich. Im Säulenversuch unter wasserungesättigten Verhältnissen herrschen in dieser Hinsicht günstige Bedingungen vor, da die Kontaktzeit zumeist mehrere Wochen beträgt.

Mit Säulenversuchen unter wasserungesättigten Verhältnissen kann auch Material mit geringer Wasserleitfähigkeit getestet und die Gaszusammensetzung im luftgefüllten Porenraum kontrolliert werden. Der große Zeitaufwand ist jedoch allenfalls für einen Test der Kategorie „basic characterization“ zu rechtfertigen. Alternativ kann ein mehrfacher konsekutive Bodensättigungsextrakt (MBoSE) angewandt werden. Dieser besteht aus mindestens 6 Extraktionen in Folge. Wie sich in verschiedenen Versuchsserien zeigte, entspricht die Endkonzentration der untersuchten Schadstoffe häufig den nach mehrwöchiger Berechnung unter wasserungesättigten Bedingungen erzielten Werten. Der Zeitaufwand für dieses Verfahren umfasst bei Altmaterial wie Bodenproben 10 Tage. Neumaterial (Hausmüllverbrennungsasche, Bauschutt) erfordert eine CO₂-Behandlung zur Carbonatisierung der hoch alkalischen Oberflächen und zur Herstellung carbonatgepufferter Verhältnisse, die sich unter Ablagerungsbedingungen einstellen und für das mittel- und langfristige Elutionsverhalten maßgeblich sind. Mit dieser Vorbehandlung und einem zusätzlichen Extraktionsschritt verlängert sich die Versuchsdauer

auf ca. 14 Tage. Diese Zeiten sind jeweils mindestens erforderlich, um belastbare Ergebnisse zu erzielen.

Ein Test zur Bestimmung der Quellkonzentration von Lockermaterial kann damit aus einer Methodenkombination bestehen, welche die Schritte *mehrfache Sättigungsextraktion* und, im Bedarfsfall, *CO₂-Behandlung* und *Säulenelution* umfasst. Das Material wird dazu einmalig in das Säulengefäß eingefüllt und nicht mehr bewegt. Der Versuchsaufbau basiert auf einem Säulenversuch unter wasserungesättigten Verhältnissen und wird für den jeweiligen Untersuchungs-/Behandlungsschritt modifiziert (Abb. 3.1-2). Wesentliches Konstruktionsmerkmal der Säulenversuchsapparatur ist ein Filterelement am Säulenboden zum Absaugen der Sickerlösung und zur Übertragung der von außen angelegten Saugspannung. Außerdem wird über dieses Filterelement Wasser für den Sättigungsextrakt eingeleitet und ebenfalls mit Unterdruck abgesaugt. Dazu kann eine poröse Keramikplatte oder auch eine Membran-Filterfolie eingesetzt werden. Der effektive Porendurchmesser wird so gewählt, dass bei dem angelegten Unterdruck (0,5 bar) eine dauerhafte Wassergesättigung gegeben ist und kein Lufteintritt stattfindet (z.B. 0,1 µm). Im Berechnungsmodus wird die von außen angelegte Saugspannung über das Wasser im Filterelement auf das Porenwasser des aufliegenden Materials übertragen. Bei kontinuierlicher Wasseraufgabe und Absaugen über einen geregelten Unterdruck stellen sich stationäre Verhältnisse ein.

Zur Carbonatisierung von alkalischem Material wird CO₂ über den Säulendeckel eingeleitet. Der Gasraum (Volumen oberhalb und gasgefüllter Porenraum in der Substratschüttung) wird bis zu einem Überdruck von 1 bar mit reinem CO₂ beaufschlagt. Die Säulenapparatur muss entsprechend druckfest (bis 3 bar) und mit einer Gasstromregelung zur automatischen Befüllung ausgestattet sein. So wird bei Erreichen des Drucks von 1 bar das Zuleitungsventil zwischen Gasvorrat und Säulengefäß über einen am Kopfteil montierten Drucksensor geschlossen. Bei anschließender Reaktion des Gases mit dem alkalischen Feststoff und Druckabfall auf 0,7 bar wird das Ventil wieder geöffnet usw. Dieser Vorgang wird so oft wiederholt, bis die zur Carbonatpufferung erforderliche CO₂-Menge gebunden ist, die über den Gasverbrauch aus den allgemeinen Gasgesetzen abgeleitet wird. Diese wird im Vorversuch ermittelt. Dabei ist keine vollständige Reaktion des Materials, sondern nur die Bildung einer Carbonatkruste auf den Aggregaten erforderlich. Entscheidend ist, dass das Material im weiteren Verlauf der Untersuchung (Gewinnung der weiteren Bodensättigungsextrakte und Eluate) nicht mehr bewegt wird, da sonst frische Oberflächen aufbrechen und die pH-Werte wieder ansteigen würden. Diese Bedingung wird in der hier vorgeschlagenen Verfahrenskombination erfüllt.

Der CO₂-Behandlung schließt sich die sechsfache Sättigungsextraktion an, wobei der pH-Wert im ersten Extrakt deutlich unter 8 liegen sollte. Höhere pH-Werte zeigen eine unzureichende Carbonatisierung und lassen einen pH-Anstieg in den nachfolgenden Sättigungsextrakten erwarten. In diesem Fall sollte die CO₂-Behandlung über das zuvor errechnete Maß hinaus fortgesetzt werden.

3.1.2.3 Beispiele zur Quelltermermittlung

Die Untersuchungen wurden mit den von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) zur Verfügung gestellten Referenzmaterialien Hausmüllverbrennungsasche (HMVA) und Bauschutt (BS) durchgeführt. Beide Stoffe sind wegen ihres alkalischen Charakters hoch reaktiv und zählen zu den *Neumaterialien*. Als *Altmaterial* (unter Umweltbedingungen stabil) wurde ein Schießplatzboden in die Untersuchungen einbezogen. Diese Substrate lassen sich mit folgenden Analytendaten (Auswahl nach Bedeutung für Quelltermbestimmung) kennzeichnen:

- **Schießplatzboden:** <4mm-Fraktion, Feuchtpodsol, Ah-Horizont, 0-15 cm, ca. 8 % organische Substanz, 7 % metallisches Blei, 0,21% Antimon, carbonatfrei, pH 6,2.
- **HMVA:** <4mm-Fraktion, über längere Zeit unter atmosphärischen Bedingungen abgelagert; 0,1 % Kupfer, 240 mg/kg Chrom, 55 mg/kg Nickel und 625 ppm Blei. Als Hauptbestandteile lagen 17,4 % CaO vor sowie 2,9 % SO₄ und 0,2 % Cl; 3,4 Gew. % Carbonat, pH 11,8.
- **BS:** <4mm-Fraktion, enthält nach Analysen der BAM zwischen 10 und 50 mg/kg Chrom, Kupfer und Blei, 50 bis 100 mg/kg Zink, 5,3 Gew. % Carbonat, pH 13,5.

Die Eignung von Säulenversuchen zur Quelltermermittlung soll zunächst beispielhaft anhand des Schießplatzbodens demonstriert werden. Das Substrat wird zunächst durch Probenteilung in bis zu 8 Portionen à 200 ml geteilt (Rotations-Kegelprobenteiler) und in lufttrockenem Zustand in Säulengefäße aus Plexiglas (ID 10 cm, Länge 30 cm) eingebaut. Nach Einfüllen einer Portion wurde das Material zur Beseitigung eventueller Hohlräume mit einem Stempel kräftig angedrückt. Auf die Verdichtung mit einem Gewicht wurde verzichtet, um die im Säulenunterteil zur Filterung der Sickerlösung und Übertragung des von außen angelegten Unterdrucks eingebaute 0,1µm-Membran nicht zu beschädigen. Diese Membran wurde außerdem vor der Befüllung mit einer 0,5cm-Quarzsandschicht (Fraktion 0,6-0,2 mm) bedeckt. Die Füllhöhe umfasst 20 cm. Auf die Oberfläche der Schüttung wurde eine 100µm-Membran als Prallfläche für auftropfendes Wasser während der Beregnungsphase aufgelegt.

Schießplatzboden

Die Beregnungsrate bestimmt bei gegebener Materialmenge das im Versuchsverlauf erreichte Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F). In Abb. 3.1-3 ist die Eluatkonzentration von Antimon als Funktion des W/F-Verhältnisses bei unterschiedlichen Beregnungsraten dargestellt. Bei durchgängig angewandter Rate von 500 mm/a wird nach 62 Tagen ein W/F von ca. 0,35 und eine Eluatkonzentration von 112 µg Sb/L erzielt. Es zeigt sich, dass die Eluatkonzentration über mehrere Wochen zunächst langsam ansteigt, dann wieder abnimmt und bei einem W/F-Verhältnis von ca. 1,5 konstante Werte annimmt. Dieser Anstieg und Abfall der Konzentration kann als Vorlaufphase angesehen werden, in der oberflächennah matrixgebundene Anteile diffusiv in die Lösung gelangen. Der Austrag dieser Anteile kann auch durch beschleunigte Beregnung bei 10000 mm/a herbeigeführt werden. Bei einer Beregnung mit 10000 mm/a innerhalb der ersten 34 Tage bis W/F = 1,8

werden die leicht eluierbaren Schadstoffanteile ausgetragen, so dass sich bald nach Umstellung der Beregnungsrate auf 1000 mm/a zur Simulation realitätsnaher Verhältnisse nahezu konstante Eluatwerte einstellen. In diesem Fall wird das Versuchsziel einer stabilen Konzentration im Eluat durch eine 2-stufige Beregnung innerhalb einer zweimonatigen Versuchsdauer erreicht.

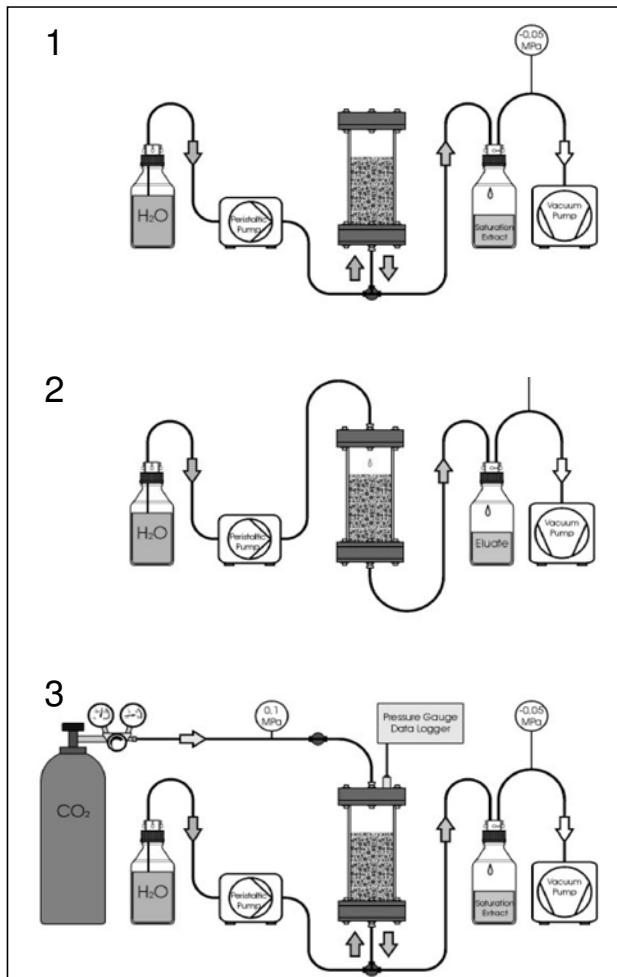


Abb. 3.1-2 Säulenapparatur in unterschiedlicher Modifikation zur Durchführung einer (1) konsekutiven Sättigungsextraktion, (2) Säulenelution unter wasserungesättigten Verhältnissen und (3) einer konsekutiven Sättigungsextraktion in Kombination mit CO₂-Behandlung des Materials (Konstruktion: Firma UIT, Dresden)

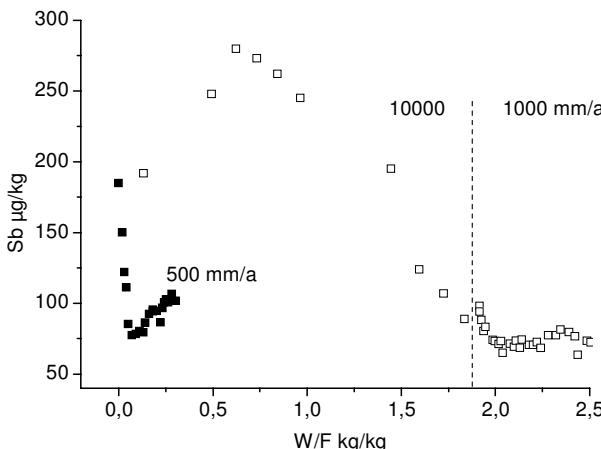


Abb. 3.1-3: Elution von Antimon aus Probe Schießplatzboden als Funktion des W/F-Verhältnisses bei unterschiedlicher Beregnungsrate: 1) 500 mm/a und 2) 10000 mm/a in Kombination mit 1000 mm/a; Versuchsdauer beider Varianten: 62 d; Füllhöhe: 20 cm

Die Ergebnisse zeigen auch, dass die Endkonzentration von ca. 80 µg/L Antimon bereits in einer frühen Versuchsstufe (Variante 500 mm/a) auftritt und damit innerhalb einer deutlich kürzeren Versuchsdauer ermittelt werden kann. Eine Möglichkeit zur weiteren Beschleunigung des Versuchsablaufs besteht in einer mindestens sechsfachen Anwendung des Bodensättigungsextraktes (MBoSE). Mit anschließender Beregnung bei zunächst 10000 und dann 1000 mm/a lässt sich das Ergebnis verifizieren. Die Beregnungsphasen sollen wiederum der Einstellung realitätsnaher Sickerverhältnisse und entsprechender stabiler Eluatkonzentrationen dienen. Die Beregnung mit 10000 mm/a ist als Übergangsphase anzusehen, bei der das gemittelte W/F-Verhältnis mit ähnlicher Rate zunimmt wie bei der vorangegangenen sechsfachen Sättigungsextraktion. Erst bei der langsamen Beregnungsstufe steigt das W/F-Verhältnis mit deutlich geringerer Rate an.

Die Kombination von MBoSE und Säulenelution wurde in einer Versuchsserie mit 5 Parallelansätzen getestet. Die erwartete Wirkung der mehrfachen Sättigungsextraktion, dass sich bei der anschließenden Beregnung stabile Konzentrationswerte der Schadstoff Blei und Antimon ergeben würden, trat innerhalb der Versuchszeitraums nicht ein. Vielmehr nahmen die Gehalte dieser beiden Schadstoffe in den Säulenelutaten der Beregnungsphasen deutlich zu. Bei längerer Kontaktzeit des Wassers mit dem Material (3 bzw. 30 Tage) findet diffusiv ein deutlicher Konzentrationsanstieg statt (Abb. 3.1-4). Beim Blei ist jedoch zu erkennen, dass gegen Ende der Beregnungsstufe mit 1000 mm/a ein Maximum überschritten ist. Die Antimongehalte im Eluat erreichen dagegen im Versuchszeitraum noch kein Maximum. Auffallend ist die starke Streuung der Konzentrationen von Blei und Antimon zwischen den Versuchsparallelen während der Beregnung mit 1000 mm/a. Dass unter realitätsnahen Verhältnissen mit langer Kontaktzeit (30 Tage)

starke Schwankungen in den Eluatkonzentrationen auftreten, spricht ebenso wie der nicht vertretbare Zeitaufwand gegen die Wahl derartiger Versuchsbedingungen für ein Testverfahren. Angesichts des zu erwartenden Konzentrationsverlaufs mit der Zeit, nämlich der innerhalb einer mehrwöchigen Berechnungszeit ermittelte Anstieg und anschließende Abfall mit Endkonzentrationen von ca. 80 µg Sb/L (s. Abb. 3.1-3) und 300 µg Pb/L, erscheint die Mehrfachvariante des Bodensättigungsextraktes (MBoSE) als ausreichend. Als Endkonzentrationen im 6. Sättigungsextrakt ergeben sich für Antimon $96 \pm 5,4$ µg/L und für Blei 273 ± 28 µg/L (Abb. 3.1-4).

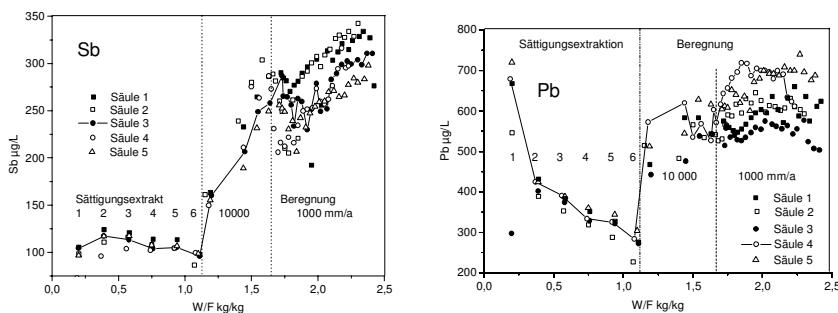


Abb. 3.1-4: Antimon (links) und Blei (rechts) in konsekutiven Sättigungsextrakten und Eluaten von 5 Parallelansätzen der Probe Schießplatzboden als Funktion des W/F-Verhältnisses (kombinierter MBoSE-Säulenversuch bei 5 °C)

Neumaterial: Quellstärkebestimmung mit CO₂-Behandlung

Im Gegensatz zu Bodensubstrat kommt es bei Neumaterialien wie Hausmüllverbrennungsasche oder Bauschutt zu Mineralneubildungen durch z.T. intensive Reaktionen mit CO₂ und Wasser. Zur Verdeutlichung dieser Vorgänge wurde eine frische, aber bereits abgelagerte Aschenprobe von einer Hausmüllverbrennungsanlage aufgemahlen und einmal direkt sowie nach 4 h Befeuchtung und Lagerung an der Luft röntgendiffraktometrisch untersucht. Von beiden Spektren wurden die Hauptlinien der Komponenten Ettringit (Ca₆Al₂(SO₄)₃(OH)₁₂·26(H₂O), Calcit (CaCO₃), und Portlandit (Ca(OH)₂) verglichen. Bereits nach dieser kurzzeitigen Befeuchtung und Exposition an der Luft zeigte sich eine deutliche Zunahme der Sekundärphasen Calcit und Ettringit sowie eine Abnahme der Primärphase Portlandit. Würde man derartige Stoffe ohne CO₂-Behandlung testen, wäre der Einfluss der Stoffumwandlung während der Testphase nicht einschätzbar. Außerdem bliebe unberücksichtigt, dass unter Ablagerungsbedingungen die Aggregatoberflächen relativ rasch carbonatisiert werden und das Sickerwasser-pH von nahe 12 (HMVA) bzw. 13,5 (BS) auf einen Wert um pH 8 absinkt. In einem Vorbehandlungsschritt sollte daher das in die Säule eingebaute Material zunächst durch einen 1. Sättigungsextrakt vorbefeuchtet und anschließend durch Einleiten von reinem CO₂ in den luftgefüllten Porenraum carbonatisiert werden. Ziel ist es dabei, dass

für die nachfolgende konsekutive Sättigungsextraktion und ggfs. Säulenelution carbonatgepufferte Verhältnisse im Porenraum vorliegen.

Zur Ermittlung des CO_2 -Bedarfs wird eine geringe Materialmenge (z.B. 5 cm Füllhöhe) in das Säulengefäß eingebaut und über zwei Zyklen mit CO_2 beaufschlagt. Dabei sollte ein dreifacher Versuchsansatz gewählt werden. Der Druckabfall über die Zeit ist in Abb. 3.1-5 dargestellt.

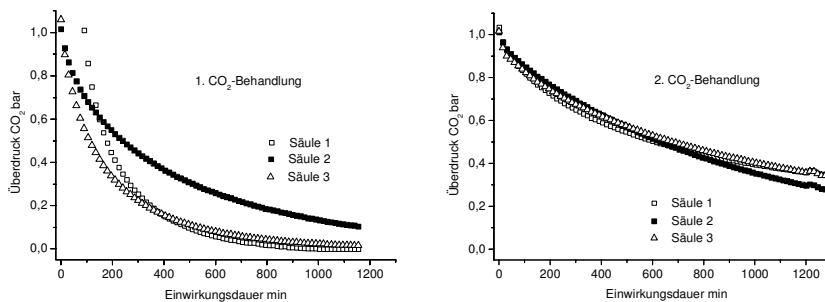


Abb. 3.1-5: Zeitabhängiger Druckabfall im Säulengefäß bei erster (links) und zweiter (rechts) CO_2 -Beaufschlagung von HMVA (Füllhöhe 5 cm im 30cm-Säulengefäß, 5°C)

Im ersten Begasungsschritt nimmt das Material ca. 120 mmol CO_2 pro kg Asche auf. Im anschließend durchgeführten Sättigungsextrakt lagen die pH-Werte bei 8,4 (Abb. 3.1-6) und damit noch zu hoch. In einem zweiten Begasungsschritt ist der Druckabfall deutlich schwächer, wobei weitere 85 mmol CO_2 pro kg Asche gebunden wurden. In den anschließenden Sättigungsextrakten stabilisiert sich das pH bei ca. 8. Damit ist das Behandlungsziel erreicht. Insgesamt sind also bei der Probe HMVA 205 mmol CO_2 pro kg erforderlich, um ein stabiles carbonatgepuffertes System herzustellen.

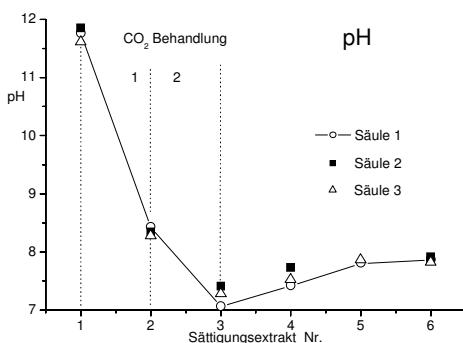


Abb. 3.1-6: pH-Werte in 6 konsekutiven Sättigungsextrakten von HMVA, Nr. 2 und Nr. 3 jeweils unmittelbar nach CO_2 -Behandlung (3 Parallelansätze, Füllhöhe 5 cm im 30cm-Säulengefäß, 5°C)

Die Bedeutung der CO_2 -Behandlung liegt in der Herstellung nachhaltiger Reaktionsbedingungen in Form carbonatgepufferter Verhältnisse. Wird dieser Schritt nicht durchgeführt, ergeben sich z.B. für Kupfer, wie in Abb. 3.1-7 dargestellt, sehr viel höhere Konzentrationen im Sättigungsextrakt. Unter Ablagerungsbedingungen ist für kurzfristige Betrachtungen auch der hoch alkalische Originalzustand des Materials von Bedeutung. Für eine langfristige Bewertung ist jedoch der carbonatgepufferte Zustand von größerem Interesse.

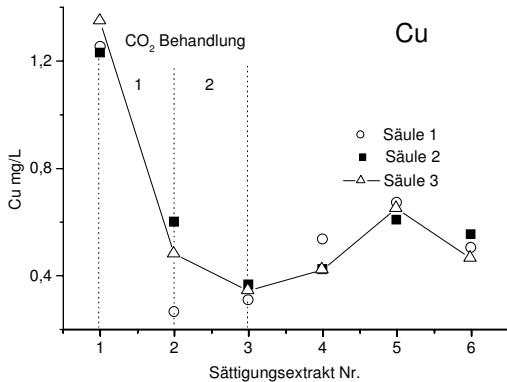


Abb. 3.1-7: Kupfer in 6 konsekutiven Sättigungsextrakten von HMVA, Nr. 2 und Nr. 3 jeweils unmittelbar nach CO_2 -Behandlung (3 Parallelansätze, Füllhöhe 5 cm im 30cm-Säulengefäß, 5 °C)

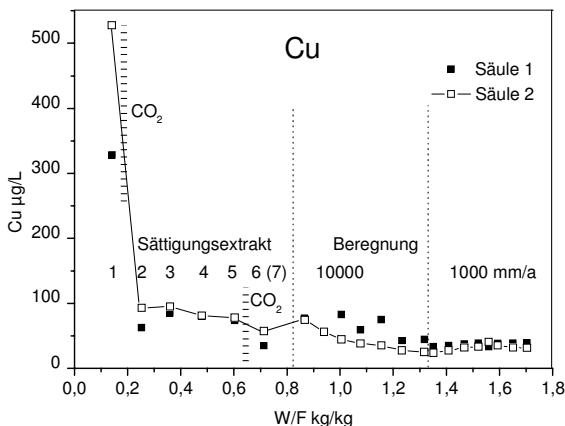


Abb. 3.1-8: Kupfer in konsekutiven Sättigungsextrakten und Eluaten von 2 Parallelansätzen der Probe Bauschutt, CO_2 -Behandlung nach dem 1. und 5. Sättigungsextrakt (kombinierter MBoSE-Säulenversuch, Füllhöhe 20 cm im 30cm-Säulengefäß bei 5 °C)

In Untersuchungen mit der **Probe BS (Bauschutt)** wurde das pH von anfangs >13 durch CO₂-Behandlung zunächst auf pH < 8 abgesenkt, stieg dann aber auf pH > 9 an, so dass nach der 5. Sättigungsextraktion eine zweite CO₂-Behandlung mit zwei weiteren anschließenden Sättigungsextraktionen vorgenommen wurde. In den anschließenden Beregnungsphasen ergaben sich pH-Werte zwischen 7,6 und 8. Eine nachgeschaltete ergänzende CO₂-Behandlung ist bei korrekter Ermittlung des CO₂-Bedarfs vermeidbar. Nur bei einmaliger CO₂-Anwendung wird erkennbar, ob sich im weiteren Extraktionsverlauf stabile Konzentrationswerte einstellen.

Die Cu-Konzentration fällt nach anfänglicher CO₂-Behandlung von 500 auf 90 µg/L ab (Säule 2, Abb. 3.1-8). Ein weiterer Abfall erfolgt nach der 2. Behandlung auf das Niveau der in den Eluaten von Phase III gemessenen Konzentration (ca. 30 mg/L). Die Ergebnisse zeigen, dass bei ausreichender CO₂-Behandlung die Cu-Konzentration im Eluat allein mit dem MBoSE-Verfahren richtig abgeschätzt werden kann.

Arbeitsvorschrift

Das Laborverfahren für die Ermittlung der Quellkonzentration anorganischer Schadstoffe basiert auf einem Säulenversuch für wasserungesättigte Verhältnisse und aufbereitetes Substrat mit einer Korngröße < 4mm. Die Füllhöhe beträgt 20 cm bei einem Innendurchmesser von 10 cm und einer Gesamtlänge des Säulenzyinders von 30 cm. Das Material wird in lufetrockenem Zustand nach Proben-Teilung in 5-6 Portionen eingebaut. Nach Einbau jeder Portion wird mit einem Stempel von Hand angedrückt. Auf die Oberfläche wird ein Stück grobporiges (10 µm Porenweite) Gewebe aufgelegt, das als Orientierungshilfe bei der Aufsättigung des Materials mit Wasser sowie als Prallfläche für auftropfendes Wasser bei der Beregnung dient.

Der Säulenkörper besteht aus durchsichtigem Material (Plexiglas). Das Bodensegment enthält ein Filterelement mit 0,1µm-Poren, das bei einem Über- oder Unterdruck von 0,1 MPa (1 bar) wassergesättigt bleibt und keinen Luftdurchtritt aufweist. Die Sättigungsextraktion wird durch Einleiten von demineralisiertem Wasser über das Bodensegment vorgenommen. Die Zuleitung wird unterbrochen, sobald die Lösung durch das aufgelegte Filtermaterial hindurch tritt. In Anlehnung an den Bodensättigungsextrakt nach BBodSchV (1999) beträgt die Versuchstemperatur 5 °C bei einer Inkubationszeit von 24 h. Die Lösung wird anschließend durch Anlegen eines Vakuums von 0,05 MPa (0,5 bar) über einen je nach Material festzulegenden Zeitraum abgesaugt.

Neumaterial wird einmalig nach dem ersten Aufsättigungsschritt mit 0,1 MPa Überdruck CO₂ zur Carbonatisierung der Oberflächen behandelt. Die Menge des zu applizierenden Gases wird im Vorversuch ermittelt und ist so zu bemessen, dass sich in den nachfolgenden 6 Sättigungsextrakten ein stabiler pH-Wert einstellt, der ein Gleichgewicht mit dem PCO₂ der Laborluft im carbonatischen Milieu anzeigt (zwischen pH 7,5 und 8,0). Mit dieser Behandlung wird nur eine oberflächennahe Veränderung des Materials erzielt und das chemische Milieu in der Lösung stabilisiert. Voraussetzung für die CO₂-Behandlung ist die Überdrucktauglichkeit der Säulenapparatur. Die Säulengefäß sind mit einem Drucksensor

sowie einer Dosiereinrichtung auszustatten, so dass die applizierte CO₂-Menge gemessen werden kann.

Die Methodenkombination bestehend aus den Schritten Befeuchtung, Begassing, mehrfache Sättigungsextraktion und, im Bedarfsfall, Säulenelution (wenn z.B. keine Erfahrungswerte für eine entsprechende Material-Schadstoffkombination vorliegen), wird auf das einmalig in das Säulengefäß gefüllte Material angewendet. Dieses bleibt während des gesamten Versuchs ungestört, so dass nicht erneut „frische“ Oberflächen exponiert werden und der pH-Wert wieder ansteigt. Das Abtrennen von Lösung erfolgt damit ausschließlich ohne Zentrifugation. Auch bei Altmaterial führt eine mechanische Beanspruchung des Feststoffs zu Veränderungen in der Lösungskonzentration (Gerth u. Förstner 2004, Bericht zum BMBF-Projekt 02WP0082).

3.1.3 Ergänzende Verfahren

Die vorgestellte Labormethode (MBoSE-Säuleversuch) zur Bestimmung der Quellkonzentration orientiert sich am Prüfwertkonzept und bildet, wenn auch stark vereinfacht, realitätsnahe Bedingungen ab. Das Verfahren zählt zur Kategorie *basic characterization* (van der Sloot *et al.* 1997), das zur grundlegenden Kennzeichnung von Stoffgruppen angewandt wird und für die Routineanwendung zu arbeits- und zeitaufwändig ist. Wünschenswert wäre ein ergänzendes Schnellverfahren (*compliance test*), das nicht unbedingt prüfwertorientiert ist, aber Ergebnisse mit unmittelbarem Bezug zum MBoSE-Verfahren hervorbringt. Der für Routineanwendungen erprobte S4-Test (DIN 38414-4) liefert diesen Bezug u.a. deshalb nicht, weil ein zu weites Wasser/Feststoff-Verhältnis (10:1) angewandt und der Elektrolytgehalt stark verdünnt wird.

Tabelle 3.1-1 Quellkonzentrationen von As, Sb und Pb für die Probe Schießplatzboden nach unterschiedlichen Verfahren

Element	BoSE	BoSE ¹	Säulenversuch 5°C		S 4
	1500 g	10000 g	W/F 0,1	W/F 2,7	
As µg/L	4,9	27,9	7,6/4,4	1,2/1,4	139
Sb µg/L	150	454	126/102	138/100	331
Pb µg/L	590	1238	470/404	341/412	1050

¹ Daten vom LANU Schleswig-Holstein

Dies zeigt sich bei dem in Tab. 3.1-1 dargestellten Vergleich von Ergebnissen mit der Probe Schießplatzboden. Alle drei Elemente sind im S4-Extrakt deutlich höher konzentriert als in den Eluaten des Säulenversuchs bei unterschiedlicher Versuchsdauer bzw. W/F-Verhältnis. Bei dem hier nicht dargestellten Elektrolytgehalt der Lösungen verhält es sich aber genau umgekehrt. Als Folge davon nimmt die Konzentration der anionischen Schadstoffe zu und diejenige der kationischen Schadstoffe mit dem Elektrolytgehalt ab. Dieser Effekt ist auf Poten-

zialänderungen auf negativ geladenen Oberflächen zurückzuführen (Dankwarth u. Gerth 2002). Widersprüchlich erscheint hier die ebenfalls im S4-Test relativ zur Säulenelution stark erhöhte Bleikonzentration. Dieser Effekt beruht jedoch auf mechanischen Abrieb von den in dieser Probe enthaltenen Schrotkugeln während des Schüttelns. Mit der Säulenelution vergleichbare Ergebnisse werden dagegen mit dem Bodensättigungsextrakt nach BodSchV (1999) erzielt. Bei Anwendung einer erhöhten Zentrifugalbeschleunigung von 10000 g wird wiederum der Einfluss des Teilchenabriebs erkennbar. Schnellverfahren sollten daher möglichst keine Zentrifugation beinhalten und ein enges Wasser/Feststoff-Verhältnis aufweisen. Als interessante Alternative erscheint der einfache Bodensättigungsextrakt mit der bereits beschriebenen Säulenapparatur, wobei auch ein Druckfiltrationsgefäß, wie es zur Durchführung des S4-Tests empfohlen wird, eingesetzt werden kann. In dieser Variante ist der Sättigungsextrakt weniger aufwändig als der S4-Test. Aufsättigung und Abtrennung der Lösung erfolgt über die Filtermembran.

Mit der Quellkonzentration wird eine Größe erfasst, die z.B. bei abzulagerndem Material den möglichen Schadstoffaustausch zu Beginn der Ablagerung repräsentiert. Für die Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung ist jedoch auch die zeitliche Entwicklung der Freisetzung und die Kapazität der Quelle von Bedeutung (Schneider u. Stöven 2002). So ist zu berücksichtigen, dass bei sehr langsamem Vordringen der Schadstofffront eine zunächst über dem Prüfwert liegende Konzentration durch Abnahme des Eintrags aus der Quelle am Ort der Beurteilung auf Werte unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle absinken kann. Das „Abklingen“ der Quellkonzentration lässt sich im einfachsten Fall mit einer Abbaukinetik 1. Ordnung beschreiben, d.h. die Konzentration nimmt je Zeiteinheit um den gleichen Anteil des jeweiligen Restgehaltes ab. Dabei ist im Einzelfall zu prüfen, ob der nach DIN ISO 11466 (Königswasserextrakt) bestimmte „Gesamt“-Schadstoffgehalt zugrunde gelegt oder ob zwischen einem mobilisierbaren und einem immobilen Anteil unterschieden werden kann. Andererseits kann die Quellkonzentration für anorganische Schadstoffe auch zunehmen, sobald puffernde und stabilisierend wirkende Komponenten durch Protoneneintrag aufgelöst worden sind. Außerdem können komplexierend wirkende Stoffe wie z.B. DOC oder Chlorid-Ionen eingetragen werden.

Ergänzend zur Quelltermbestimmung sollten daher zusätzlich Testverfahren in Betracht gezogen werden, mit denen die potentielle Schadstofffreisetzung erfasst und diejenigen Komponenten bestimmt werden können, die für die Schadstoffrückhaltung wirksam sind. Dazu zählen unterschiedliche Methoden, die zur stofflichen Kennzeichnung des Materials eingesetzt, aber auf das Konzept der Geringfügigkeitsschwelle nicht angewendet werden können. Besonders geeignet sind Verfahren mit „Zeitraffer“-Ansatz, wobei durch Überdosierung mobilisierender Parameter wie z.B. der Protonenaktivität eine beschleunigte Auflösung labiler Phasen hervorgerufen wird. Mit dem pH_{stat}-Verfahren (Obermann u. Cremer 1992) wird z.B. durch Konstanthalten des pH-Wertes bei pH = 4 die Säureneutralisationskapazität bestimmt und die Schadstofffreisetzung unter diesen Bedingungen simuliert. Beim Schweizer TVA-Test (Anonym 1990) wird das Material in CO₂-gesättigtem Wasser bei pH 4 eluiert. Mit dem pH dependence leaching test des CEN Technical Committee 292 (Anonym 1999) wird die pH-Abhängigkeit der

Mobilisierung anorganischer Schadstoffe erfasst. Nach Van der Sloot (2002) kommt diesem Test eine besondere Bedeutung zu, da er wie kein anderes Verfahren geeignet ist, die Schadstofffreisetzung für unterschiedliche Expositionsbedingungen auch von komplexen Matrizes wie organikreiche Schlämme und Bodenmaterialien abzuschätzen. In Kombination mit geochemischer Modellierung lassen sich daraus quantitative Informationen zur Schadstoffspeziation, zur Löslichkeit von Mineralphasen und zu Wechselwirkungen von Schadstoffen mit der organischen Substanz ableiten. Zusätzlich werden aber auch dynamische Tests in Form von Perkolations- oder Säulentests als unerlässliche Komponente für quantitative Abschätzungen zur Schadstoffmobilisierung angesehen.

Die ungesättigte Zone unterliegt wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen, so dass im kleinräumigen Maßstab periodisch auch reduzierende Verhältnisse auftreten können. Dabei kommt es zur teilweisen Auflösung von schlecht kristallinen Metalloxiden unter Freisetzung daran gebundener Schadstoffe. Über diesen Mechanismus werden bei Vorliegen in der entsprechenden Bindungsform insbesondere Oxyanionen wie Arsenat mobilisiert (Cummings et al. 1999). Methoden zur Kennzeichnung dieser wenig stabilen oxidischen Anteile werden seit langem bei der Untersuchung von Böden angewandt und sind Bestandteil von sequentiellen Extraktionsverfahren (Förstner und Calmano 1982, Zeien u. Brümmer 1989). Als Extraktionsmittel werden Hydroxylamin für Manganoxide und Ammoniumoxalat für Eisenoxide eingesetzt. Postma (1993) verwendet Ascorbinsäure zur Bestimmung der leicht reduzierbaren Eisenoxidfraktion.

Die zeitliche Entwicklung des Quellverhaltens kann jedoch auch bei Anwendung dieser Methoden nur modellhaft unter Annahme bestimmter Szenarien grob geschätzt werden. Die Freisetzung im Quellbereich wird durch die Bindungsform des Schadstoffs bestimmt. Die Übergänge zwischen reversibel und irreversibel gebundenen Schadstoffen sind fließend. Die Bindung ist zudem abhängig von der Stabilität der sorptiven Feststoffkomponenten, die Abbau- und Umbauvorgängen unterliegen. Bei Reststoffen (Neumaterialien) wie z.B. Bauschutt und Müllverbrennungsschlacken kommt hinzu, dass sie thermodynamisch instabil sind, bei entsprechender Exposition starken Verwitterungsvorgängen ausgesetzt sind und sich langfristig vollständig umsetzen.

3.2 Langzeitverhalten von Deponien

Deponien von Siedlungsabfällen, die vor 30-40 Jahren angelegt wurden, zeigen schon heute großräumige Auswirkungen auf den Untergrund und seine Wasservorräte. In Abschn. 1.2 dieses Buchs finden sich folgende Hinweise auf Reaktionen im Deponiekörper und Untergrund, die vor allem von *T.H. Christensen* und Mitarbeitern gewonnen wurden (Christensen et al. 1994, 2000, 2001):

- Abbaubare organische Substanzen fördern die *Ausbildung von Reduktionszonen* im Untergrund der Abfalldeponien und beeinflussen dadurch die Wechselwirkungsprozesse mit den gelösten Schadstoffen (Abschn. 1.2.2.2).
- Beim Eintritt von *Deponiesickerwasser in den Untergrund* finden drastische geochemische und mikrobiologische Veränderungen statt (Abschn. 1.2.3.3).
- Die kritischen Prozesse setzen bereits in einer *frühen Phase der Redoxabfolge* ein und sind dort besonders aktiv; dabei reichen schon geringe Konzentrationen an organischen Substanzen im Sickerwasser aus (Abschn. 1.2.3.3).
- Die neugebildeten Eisenverbindungen stellen die wesentlichen *Reduktionspotenziale* dar, die bei einer Wiederherstellung der Ausgangsbedingungen im Zuge einer Untergrundsanierung überwunden werden müssten (Abschn. 1.2.3.3).

Aus dem relativ kurzen Zeitraum, in dem diese Veränderungen stattgefunden haben, kann man folgern, dass ähnliche Effekte auch bei wesentlich geringeren Organikfrachten, aber entsprechend längeren Einwirkungszeiten auftreten können (Abschn. 1.2.3.2). Diese Befürchtung bezieht sich vor allem auf die Auswirkungen von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfallstoffen, die nach der Novellierung der TA Siedlungsabfall alternativ zu thermisch behandelten Abfällen direkt abgelagert werden dürfen.

Entsprechend umstritten war diese Novellierung. Weder das Umweltbundesamt (UBA, Anonym 1999) noch der Umweltrat (Anonym 2000) sahen eine Notwendigkeit, die Ablagerungskriterien der TASi zu verändern. Im Gegenteil, das UBA votierte dafür, die direkte Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle auch nach Abtrennung der heizwertreichen Fraktion lediglich für einen überschaubaren Zeitraum zu akzeptieren, langfristig aber keine Ablagerung von Abfallfraktionen aus Siedlungsabfällen ohne thermische Vorbehandlung zuzulassen.

Das UBA geht sogar weiter und erwähnt neben der Müllverbrennung auch thermische Verfahren mit schmelzflüssigem Schackenabzug (Hochtemperaturverfahren), die zu vollständig inhärent ungefährlichen Rückständen für eine Verwertung oder Ablagerung führen und damit die Überwindung der scheinbar zwangsläufigen Restabfallablagerung auf Deponien möglich erscheinen lassen (Anonym 1999).

In dem vorliegenden Kapitel werden die geochemischen Fakten, die in dieser Kontroverse eine Rolle spielen, wiedergegeben. Nach einer Übersicht über die gesetzlichen Regelungen für Deponien in Europa, über Maßnahmen zur Emissionsminderung an Altdeponien und über die Wirksamkeit mechanisch-biologischer Vorbehandlungsverfahren (Abschn. 3.2.1) folgt eine Darstellung zum Langzeitverhalten von Reaktordeponien, in der über Befunde an Altdeponien und aus

Langzeitversuchen sowie Modellszenarien berichtet, die Perspektiven für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle aufgezeigt und ein Managementkonzept für organische Deponien dargelegt wird (Abschn. 3.2.2). In Abschn. 3.2.3 über die Ablagerung von thermisch behandelten Abfällen werden wichtige Teilschritte des ingenieurgeochemischen Handlungskonzeptes aus Abschn. 1.5.3 – Inventaranalyse, Kopplung von Systemfaktoren, Schmelztrennung – exemplarisch beschrieben.

3.2.1 Regelungen und Maßnahmen zur Emissionsminderung

3.2.1.1 Gesetzliche Regelungen für Deponien in Europa

1972 wurde in der *Bundesrepublik Deutschland* das Gesetz über die Beseitigung von Abfällen erlassen, in dem die Abfallbeseitigung zur öffentlichen Aufgabe des Umweltschutzes erklärt wurde. Mit dem Abfallgesetz von 1986 wurde die Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft weiterentwickelt und das Gebot der Vermeidung vor der Verwertung sowie vor der Verbringung eingeführt. Trotz erheblicher Fortschritte in der Deponietechnik mit mittlerweile aufwendigen Maßnahmen zur Abdichtung, Sickerwasserfassung und -reinigung sowie Deponiegaserfassung und -nutzung war die herkömmliche Deponierung von Abfällen jedoch nach wie vor als langfristig unbefriedigend anzusehen (Bergs 1993). Seit 1993 ist die TA Siedlungsabfall (TASi) in Kraft. Ziel ist die weitgehend nachsorgefreie Deponie durch Inertisierung, Mineralisierung und Homogenisierung des Restabfalls und durch Schadstoffzerstörung bzw. -aufkonzentrierung, um neue Altlasten in Zukunft zu verhindern. Nach dem Stand der Technik erfüllt nur thermisch vorbehandelter Restabfall diese Kriterien.

Durch die Novellierung der TASi in Form der Artikelverordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20. Februar 2001 (Art. 1: Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)) können Siedlungsabfälle und Abfälle von § 2 Nr. 2 (die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können) durch mechanisch-biologische Behandlung aufbereitet (Zerkleinern, Sortieren), umgewandelt (Rotte, Vergärung) und als Teilstrom unter Einhaltung der Zuordnungskriterien für die Deponiekasse II in Anhang 2 direkt abgelagert werden. Der Teilstrom resultiert aus der vorgeschriebenen Abtrennung der heizwertreichen Abfälle zur Verwertung oder thermischen Behandlung sowie sonstiger verwertbarer oder schadstoffhaltiger Fraktionen. Zusätzlich zu den Dichtungssystemen zielen spezielle Einbauanforderungen während des Deponiebetriebs zur Reduzierung der Wasserdurchlässigkeit im Anhang 3 auf die Konservierung des Deponiekörpers.

Österreich geht mit der Deponieverordnung von 1996 (Anonym 1996), die zwar den TOC-Gehalt des Deponiegutes auf 5 Masse-% beschränkt, aber mit der Ausnahmeregelung in § 5 Abs. 7f die Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen in einem gesonderten Bereich einer Massenabfalldeponie ermöglicht, einen vergleichbaren Weg.

Die Schweiz verfolgt dagegen strikt das Ziel der Deponie als anorganisches Endlager. Im Leitbild der schweizerischen Abfallwirtschaft, das 1985/86 von der Eidgenössischen Kommission für Abfallwirtschaft mit Vertretern aus Wissenschaft, Wirtschaft und Verwaltung im Konsens mit Umweltschutzorganisationen erarbeitet wurde (Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft; www.buwal.ch), ist die Behandlung der Abfälle entweder zu verwertbaren Stoffen oder zu endlagerfähigen Reststoffen vorgegeben (Abschn. 1.2.5). Als endlagerfähig gilt ein Abfall dann, wenn er auch ohne Maßnahmen zur Sickerwasser- und Gasbehandlung auf einer Deponie nur eine tolerierbare Umweltbelastung verursacht. Ein zentraler naturwissenschaftlich-technischer Grundsatz des Leitbildes lautet: „*Organische Stoffe gehören nicht in ein Endlager*“.

Nach einer mehrjährigen Übergangszeit wurde die Jahrtausendwende zu einem „epochalen Wandel“ genutzt. Ab 01.01.2000 ist die Ablagerung brennbarer Abfälle (Siedlungsabfälle, brennbare Anteile von Bauabfällen und nicht recyclierbare Klärschlämme) grundsätzlich verboten, so dass die thermische Behandlung obligatorisch wird. In der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA; Anonym 1990) ist in Artikel 11 sogar die Verpflichtung zur Verbrennung der Siedlungsabfälle vorgegeben. Die Müllverbrennungsschlacken sind allerdings gem. TVA nicht endlagerfähig, d.h. sie genügen den Anforderungen weder an eine Inertstoffdeponie noch an eine Reststoffdeponie. Die Ablagerung von MV-Schlacken erfolgt in der Schweiz daher auf gesicherten Reaktordeponien. Zzt. Zeit laufen Vorbereitungen zur Änderung der TVA mit dem Ziel, die Vorschriften dem geänderten Stand der Technik z.B. hinsichtlich Schlackenverglasung anzupassen.

Die Entwicklungen und Zielsetzungen der *EU-Deponierichtlinie* lassen sich wie folgt skizzieren (Bilitewski 2000):

- Die Abfallvermeidung, -wiederverwendung und -verwertung sowie die Verwendung wiedergewonnener Materialien und Energie soll gefördert werden. Dabei wird die Reduktion der biologisch abbaubaren Substanzen des zu deponierenden Abfalls angestrebt.
- Es sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um die unkontrollierten Ablagerungen, Ableitung und Beseitigung von Abfällen zu verhindern. Hierzu müssen die Deponien hinsichtlich der in den Abfällen enthaltenen Stoffe beherrschbar sein. Diese Stoffe sollten, soweit möglich, nur in vorhersehbarer Weise reagieren.

Die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union werden in Artikel 5 aufgefordert bis Sommer 2001 ihre Strategie zur Verringerung der für die zur Deponie bestimmten biologisch abbaubaren Abfälle festzulegen. Die Verordnung fordert als Mindestfüllung folgende Reduktionen der Gesamtmengen an biologisch abbaubarer Substanz: (1) 25 % bezogen auf das Jahr 1995 für das Jahr 2006, (2) 50 % bis spätestens zum Jahre 2009, (3) 65 % bis spätestens zum Jahre 2016.

3.2.1.2 Beschleunigte Stabilisierung der Deponieinhalte

Deponien werden vor allem in Europa, Japan und den USA immer mehr als Bauwerke gesehen, um die Emissionen Gas und Wasser zu fassen, ggf. zu nutzen bzw. schadlos zu beseitigen. Die Deponietechnik hat sich im Laufe der Zeit im wesent-

lichen von un- bzw. schwachverdichteten Deponien (Kippkantenbetrieb, Einbau mit Raupen etc.) zu hochverdichteten Deponien weiterentwickelt. Dadurch konnten Volumen eingespart werden und Probleme wie Brände, Rattenplagen, Gerüche, und Verwehungen von Papier- und Kunststoffen signifikant reduziert werden (Stegmann et al. 2000a).

Die in den siebziger und achtziger Jahren oft unkontrollierte Sickerwasserkreislaufführung, die hauptsächlich zur Sickerwassermengenreduktion eingesetzt wurde, ist in Deutschland nicht genehmigungsfähig, obwohl eine Vielzahl von Untersuchungen den positiven Einfluss der kontrollierten Sickerwasserkreislaufführung sowohl auf die Sickerwassermengenreduktion als auch auf die Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse gezeigt hat (Stegmann 1981). Frühzeitige Emissionsreduktionen können durch den Betrieb von „flushing bioreactor“, semiaeroben und aeroben Deponien sowie durch eine In-situ-Belüftung erzielt werden (Stegmann et al. 2000a):

- Beim *Flushing Bioreactor*-Konzept, das in den USA und England intensiv diskutiert wird. soll durch eine verstärkte Wasserrückführung einmal eine Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse und zum anderen ein Auswaschen von Stoffen aus dem Abfall erreicht werden. Durch diese Maßnahmen soll das Emissionspotenzial einer Deponie nach etwa 30–50 Jahren so gering sein, dass die Deponie sich selbst überlassen werden kann.
- In Deutschland gab es in den siebziger und achtziger Jahren einige wenige *Rotatedeponien* („semiaerobe Deponien“). Obwohl dieser Deponietyp zu einer deutlich schnelleren Umsetzung der organischen Stoffe führt, konnte er sich nicht durchsetzen, einmal wegen des massenhaften Auftretens von Ungeziefer, zum anderen wegen der Gefahr von Deponiebränden. In Japan werden schon seit über 10 Jahren aerobe bzw. semiaerobe Deponien betrieben. Die Gründe für eine möglichst schnelle biologische Stabilisierung von Deponien liegen in der hohen Bevölkerungsdichte und der hohen Grundstückspreise (Hanashima 1999).
- Die In-situ-Belüftung hat ihren Ursprung in der Vorbereitung von Deponierückbaumaßnahmen. Das Ziel besteht darin, die Deponie aus Gründen des Arbeits- und Emissionsschutzes bereits vor der Aufgrabung innerhalb eines möglichst kurzen Zeitraums auf ein aerobes Milieu umzustellen. Verschiedene Verfahren wurden bislang auch großtechnisch umgesetzt, z.B. eine kombinierte Druck-/Saugbelüftung im alternierenden Betrieb (Marbach et al. 1993) oder eine Druckstoßbelüftung mit Luftsaugung (Bio-Puster-Verfahren; Reisner 1995). Speziell auf die langfristige Stabilisierung von Altdeponien und Altablagerungen zugeschnittenen ist das Niederdruck-Belüftungsverfahren (Heyer et al. 2000). In einer ersten großtechnischen Umsetzung des Verfahrens auf einer niedersächsischen Altdeponie wird von einer Stabilisierungsdauer von ca. 2 Jahren ausgegangen. Wie bei nahezu allen In-situ-Verfahren spielt die Heterogenität des Materials auch bei diesem Verfahren die entscheidende Rolle für den Erfolg der Maßnahme. Um den gesamten Deponiekörper zu stabilisieren, müssen sämtliche Bereiche ausreichend mit Feuchtigkeit und Sauerstoff versorgt werden und nicht nur die Umgebung der bevorzugten Ausbreitungswege,

die in Altdeponien nach mehreren Jahrzehnten ohnehin bereits weitgehend biologisch umgesetzt ist. Ob es mit einem angemessenen Aufwand gelingt, den gesamten Deponiekörper langfristig zu aerobisieren, müssen die ersten Praxisanwendungen zeigen.

3.2.1.3 Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV)

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Siedlungsabfällen verfolgt das Ziel, alle mikrobiell leicht verfügbaren organischen Komponenten vor der Deponierung zu mineralisieren und damit eine möglichst geringe Restaktivität bzw. Restemission der Rückstände zu erreichen. Im Rahmen eines BMBF-Verbundforschungsvorhabens wurden die verschiedenen MBV-Verfahren und ihre Produkte eingehend untersucht (Soyez et al. 2000).

Nach der mechanisch-biologischen Aufbereitung des Siedlungsabfalls (Zerkleinerung, Siebung, ggf. weitergehende Stofftrennung) stehen biologische Verfahren der Rotte (aerob), der Vergärung (anaerob) und des anaeroben/aeroben Wechsels zur Verfügung. Die Vergärung, die je nach Verfahren ein- oder mehrstufig, flüssig oder trocken sowie thermo- oder mesophil ablaufen kann, erzeugt ein Biogas mit ca. 60 % Methananteil. Die Rotte kann sowohl statisch als auch dynamisch in der Regel im Durchluftbetrieb erfolgen.

Anhand der Ergebnisse des Forschungsverbundes (Soyez et al. 2000) wird die Abtrennung der heizwertreichen Fraktion des Hausmülls (Kunststoffe) generell als Vorteil angesehen. Im Gegensatz zu den aeroben Verfahren erfordern die Vergärungsverfahren eine aufwendigere Stofftrennung und erzeugen Abwasser. Die Reststoffe der Vergärung sind von geringer Menge und gut stabilisiert, so dass bei mehrstufigen Verfahren auf eine aerobe Nachbehandlung verzichtet werden kann. Sowohl die Vergärungs- als auch die Rotteverfahren produzieren relevante gasförmige Emissionen. Gekapselte Anlagen und geschlossene Abluftfassungen mit einer Gasreinigung, -verbrennung bzw. im Falle von Methan-haltigen Gasen mit einer energetischen Nutzung sind notwendig. Sämtliche untersuchten Verfahren sind in der Lage, weitgehend stabile Produkte zu erzeugen, wobei gesteuerte Intensivrotteverfahren am schnellsten zum entscheidenden Massenverlust der Organik führen. Dafür wird ein Zeitraum von 12–16 Wochen benötigt. Durch die MBV-Vorbehandlung wird in der Regel gegenüber unbehandelten Siedlungsabfällen sowohl das Gasbildungspotenzial als auch die Sickerwasserbelastung um ca. 90 % reduziert, die Freisetzung von TOC über den Sickerwasserpfad vermindert sich um 90–98 %, die Ammoniumfracht im Sickerwasser um ca. 90 %. Dabei bestätigt sich vor allem der signifikante Rückgang der organisch leicht abbaubaren Bestandteile sowie der Cellulosefraktion (Kasten).

Stabilität von organischen Substanzen – Humifizierungsprozesse während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung

Als Maßstab für die Stabilität der organischen Reststoffe wurden in die AbfAbIV folgende Parameter und Werte aufgenommen: biologischer Sauerstoffverbrauch in 4 Tagen (AT₄): ≤ 5 mg O₂/gTS, Gasbildung in 21 Tagen (GB₂₁): ≤ 20 l/kgTS und TOC-Gehalt im Eluat nach DIN 38414-S4: ≤ 250 mg/l. Die Festlegung der abzutrennenden heizwertreichen Fraktion erfolgt durch den oberen Heizwert ≤ 6000 KJ/kg bzw. den TOC im Feststoff ≤ 18 Masse-% TS.

Pichler (1999) und Pichler u. Kögel-Knabner (1999) untersuchten die Humifizierungsprozesse während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung genauer. Die organische Substanz (OS) des frischen Hausmülls wird von Kohlenhydraten (Cellulose und nichtcellulösische Kohlenhydrate wie Stärke, Hemicellulose, Saccharose etc.) dominiert (durchschnittlich 43 % der OS). Proteine, Lipide und Lignin machen zusammen durchschnittlich 24 % der OS aus. In dem restlichen Anteil der OS, der nasschemisch nicht identifizierbar ist, wurden mittels Festkörper-NMR-Spektroskopie u.a. die Kunststoffe Polypropylen, Polyamid, Polyethylen und Polystyrol erkannt. Während der Rotten laufen die Teilprozesse Mineralisierung (Cellulose, nichtcellulösische Kohlenhydrate, Proteine, Lipide), mikrobielle Resynthese (nichtcellulösische Kohlenhydrate, Proteine, Lipide), catabolische Mineralisierung (Lignin) und selektive Anreicherung (alle Stoffgruppen, vor allem Kunststoffe und Lignin) ab. Die für das Emissionsverhalten hauptsächlich verantwortlichen Kohlenhydrate werden durch die MBV-Verfahren bis zu 90 % mineralisiert und machen dann noch durchschnittlich 10 % (nichtcellulösische Kohlenhydrate) bzw. 13 % (Cellulose) der organischen Restsubstanz aus. Lignin wird aufgrund der geringsten Abbaurate nur zu durchschnittlich 30 % mineralisiert. Die Massenverluste nehmen in der Reihenfolge Cellulose > nichtcellulösische Kohlenhydrate > Lipide > Proteine > Lignin ab. Das führt zu einer Anreicherung schwer abbaubarer Komponenten der Organik verbunden mit einer Zunahme des Kohlenstoffanteils. Auch ein erheblicher Kunststoffanteil bleibt erhalten (20–40 % des TOC). Der Vergleich verschiedener aerober Verfahren ergab, dass eine belüftete Intensivrotte zu einem deutlich beschleunigten Massenverlust der OS führt und daher nachdrücklich zu empfehlen ist. Das Gesamtabbau-potenzial des TOC wird während der MBV unter optimalen Verfahrensbedingungen zu 95–99 % ausgeschöpft. Die Verringerung der mikrobiellen Abbau-barkeit der OS während der MBV kann über Atmungsmessungen (AT₄) verfolgt werden, wobei die Abnahme des Verhältnisses basale/potentielle Atmung zwischen 9 und 45 % beträgt. Die Atmungsaktivitäten des MBV-Materials (1,1–15,0 mg O₂/g TS) entsprechen dann denjenigen von humifizierter OS in organischen Auflagehorizonten von Waldböden (O-Horizont). In den Eluaten des MBV-Materials wurden mittels NMR-Spektroskopie vor allem Alkyl-C- und O-Alkyl-C-Signale gefunden. Die Spektren sind vergleichbar mit denen von Eluaten anderer humifizierter Substanzen wie Kompost oder Boden. Durch diese Vergleiche schließen die Autoren auf einen ähnlichen Humifizierungsstatus und damit ähnliche Stabilität der organischen Restsubstanz in MBV-Material.

3.2.2 Langzeitverhalten von organischen Deponien

3.2.2.1 Altdeponien

Mit der Prognose des Langzeitverhaltens organischer Deponien, das durch den abbaubaren Organikanteil gesteuert wird, tut man sich nach wie vor sehr schwer. Das liegt vor allem daran, dass die vielfältigen Steuermechanismen und -prozesse bei weitem noch nicht verstanden werden. Ein Ansatz dem Prozessverständnis näher zu kommen liegt in der Untersuchung von Altdeponien. Im Verbundvorhaben Deponiekörper wurde zum einen der Zustand von Deponiematerial nach mehreren Jahrzehnten der Ablagerung untersucht und zum anderen das Material längerfristigen Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) unter Zeitrafferbedingungen unterzogen (Kabbe et al. 1997; Heyer u. Stegmann 1997). Die Ergebnisse zeigen, dass auch nach Ablagerungsräumen von rund 30 Jahren noch ein reaktives Emissionspotenzial in den Altdeponien und Altablagerungen vorhanden ist. Das biochemisch verfügbare Restpotenzial wurde in Abhängigkeit der Ablagerungsdauer auf Werte zwischen 20 und 32 %, bezogen auf die gesamte Abfallfraktion zum Zeitpunkt der Ablagerung bestimmt. Die Restemissionspotenziale der Feststoffproben liegen für die organischen Bestandteile in Abhängigkeit des Ablagerungszeitraums und der Deponiemilieubedingungen zwischen 15 % und 50 % bezogen auf das (geschätzte) Ausgangspotenzial. Die biologische Aktivität der Feststoffproben liegt im Respirationstest bei 2 bis 30 % und im Gärtest nur bei 1 bis 30 % der Ausgangsaktivität, so dass von einem weitgehenden Abbau der leicht abbaubaren organischen Verbindungen auszugehen ist.

Durch Extrapolation der Sickerwasserkonzentrationen aus DSR-Versuchen in die Zukunft ergibt sich auf der Basis der Parameter CSB, BSB₅, Stickstoff und TOC eine Langzeitabschätzung, die bis zum Erreichen von umweltverträglichen Emissionen einen Zeitrahmen von Jahrhunderten vorhersagt (Kruse 1994; Kabbe et al. 1997; Heyer u. Stegmann 1997). Zu ähnlichen Ergebnissen über die Dauer der Nachsorgephase kommen auch Belevi u. Baccini (1989) anhand von Stoffflussermittlungen sowie Krümpelbeck u. Ehrig (2000) auf der Grundlage der Auswertung von Deponieüberwachungsdaten. Während Kruse (1994) zusätzlich zu Ammonium auch den AOX (Organohalogene) im Sickerwasser als zeitbestimzend ansieht, gehen Belevi u. Baccini (1989) von organischen Stoffen (TOC) als maßgeblichen Komponenten aus. Die Gasproblematik spielt in diesen Zeiträumen offensichtlich nur noch eine untergeordnete Rolle. Am schwierigsten ist die Stickstofffreisetzung zu prognostizieren, die letztlich wohl den Zeitrahmen bestimmt. Heyer u. Stegmann (1997) weisen ausdrücklich darauf hin, dass die Sickerwasserausmissionen in den ersten Jahren/Jahrzehnten der Deponienachsorgephase wesentlich schneller abnehmen als es in späteren Zeiträumen zu erwarten ist.

Der Maßstab für umweltverträgliche Emissionen orientiert sich zzt. an den Grenzwerten des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift. Aquatische Ökotoxizitätstests sind zwar im 51. Anhang berücksichtigt, spielen aber bislang bei der Bewertung von Deponiematerialien keine Rolle. Kördel et al. (1995) erachten entsprechende Tests gerade für die Beurteilung von biologischen Abbauprozessen wie z.B. MBV als unbedingt notwendig, da ein Risikopotenzial

der Reststoffe durch Einzelstoffanalytik nur schwer zu erfassen ist. Kabbe et al. (1997) stellen auf der Grundlage von Toxizitätstests (Daphnien- und Leuchtbakterientest) fest, dass Sicker- und Bohrlochwässer aus bis zu 30 Jahre alten Deponien noch ein erhebliches toxisches Potenzial in sich bergen. Insofern sollten ökotoxikologische Testreihen verstärkt in die Umweltverträglichkeitsprüfung einbezogen werden, obwohl ihre Aussagekraft derzeit noch umstritten ist.

3.2.2.2 Langzeitversuche und Modellszenarien

Trotz der verschiedenen Langzeitstudien in DSR-Versuchen bleiben nach wie vor die Prozesse, die für die langfristige Schadstofffreisetzung aus organischen Deponien vor allem hinsichtlich des Milieuwechsels im Übergang von der Methan- zur Huminstoffphase eine entscheidende Rolle spielen können, ungeklärt: der Schadstofftransport durch Mikropartikel (Kolloide), die Bildung und Verflüchtigung metallorganischer Verbindungen, die Auswirkungen der Oxidation der Sulfide bei Aerobisierung, das langfristige Schwermetallverhalten, die Zusammensetzung und das Abbauverhalten der stabilen huminstoffähnlichen Restorganik, die Auswirkungen der Heterogenität des Deponiekörpers oder die Rolle bevorzugter Sickerwege. Bozkurt et al. (2000) beschreiben ein Langzeitmodell, das die bislang bekannten Hauptprozesse berücksichtigt, und kommen nach Modellierung verschiedener Szenarien zu einer Prognose, die auch geologische Zeiträume berücksichtigt:

- Im Übergang der Methan- in die Huminstoffphase (postmethanogene Phase der Aerobisierung) geht der Abbau der Organik und damit die Methanproduktion zurück. Durch infiltrierendes sauerstoffreiches Regenwasser und Eindringen von Luft kommt es zu einer Sauerstoffzufuhr in den Deponiekörper. Um den eindringenden Sauerstoff zu verbrauchen ist der Anteil an abbaubarer Organik zu gering und/oder die Geschwindigkeit der Abbaureaktionen zu langsam.
- Durch den eingedrungenen Sauerstoff werden die Sulfide und Teile der Huminstoffe oxidiert, was die Freisetzung der entsprechend gebundenen Schwermetalle sowie Säurebildung zur Folge hat. Langfristig wird die Metallbindung im Deponiekörper wesentlich durch die Huminstoffe und damit durch deren Abbaubarkeit bestimmt. Die Huminstoffoxidationsrate wird als gering angenommen, vergleichbar der Oxidationsrate von Torf.
- Die geringste Zeitspanne, in der die Huminstoffe vollständig oxidiert werden, wurde von Bozkurt et al. (2000) bei einer 10 m mächtigen, nur teilweise wassergesättigten Deponie ohne Oberflächenabdichtung, mit einer Sauerstoffinfiltrationsfluss von $1,5 \text{ kg O}_2/\text{m}^2 \text{ im Jahr}$, einem Huminstoffreservoir von 100 kg/m^3 und einem Sulfidreservoir von $2,8 \text{ kg/m}^3$ auf 600 Jahre berechnet. Zeitbestimmend ist dann die Sauerstoffinfiltrationsrate und nicht die Huminstoffoxidationsrate.
- Die Säurepufferkapazität von $2 \text{ mol H}^+/\text{kg TS}$ Abfall infolge der Karbonatgehalte reicht aus, die Sulfidoxidation, das Eindringen sauren Regens ($0,02 \text{ mol H}^+/\text{m}^2 \text{ im Jahr}$) und die Bedingungen eines gegenüber der Atmosphäre erhöhten CO_2 -Partialdrucks infolge Organikabbau mehrere Jahrtausende abzupuffern.

Ein massiver Schwermetallaustausch infolge der Oxidationsprozesse ist demnach über Jahrtausende nicht zu erwarten. Bozkurt et al. (2000) kommen zu dem Schluss, dass zur langfristigen Erhaltung der reduzierenden geochemischen Bedingungen und damit der Huminstoffe das günstigste Ablagerungsszenario die vollständige Wassersättigung darstellt. Fragen z.B. nach dem Kolloidtransport, der Metallmobilisierung durch Komplexierungsprozesse (vergl. Peiffer 1989) und der Heterogenität des Deponiekörpers hinsichtlich Wasser- und Gaswegsamkeit beantwortet das Modell trotz Betrachtung verschiedenster Prozesse nicht.

3.2.2.3 MBV-Deponien

Im Falle des Einbaus biologisch-mechanisch vorbehandelter Abfälle setzt die Deponieentwicklung voraussichtlich im fortgeschrittenen Methanstadium ein. Somit werden die biologischen Umsetzungsprozesse, die üblicherweise die erste Phase der Ablagerung dominieren, deutlich reduziert.

Pichler (1999) untersuchte das Langzeitverhalten von MBV-Rückständen unter Zeitrafferbedingungen in Laborablagerungsversuchen (entsprechen den DSR-Versuchen). Das MBV-Material zeigt noch ein gewisses Restmineralisierungs- und Emissionspotenzial (AT₄- nach DSR-Versuch durchschnittlich 0,7 mg O₂/g TS; AT₄-Abnahme im DSR-Versuch durchschn. 58 %, (s. Kasten S. 288). Der Autor schließt daraus, dass eine aus mikrobiellen Ab- und Umbauprozessen resultierende Emission von MBV-Material nur noch in geringem Umfang zu erwarten ist.

Über die langfristige Stabilität der huminstoffähnlichen Restorganik und damit deren Rolle bei der Schwermetallfestlegung, Bindung organischer Schadstoffe, Kolloidbildung, Säurepufferung etc. kann – vor allem vor dem Hintergrund geologischer Zeiträume – nach wie vor keine klare Aussage gemacht werden. Urban (1995) weist ausdrücklich darauf hin, dass es nicht genügt, die Stabilität durch geringe TOC-Gehalte im Sickerwasser zu begründen, sondern dass auch die konkrete Zusammensetzung und Mobilität klar sein muss. Refraktive humusähnliche Substanzen unterliegen weiterhin Reaktionsprozessen, auch mit Schadstoffen, und können so eine Transportfunktion ausüben.

Die Deponierung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen verkürzt zwar die Entwicklung einer herkömmlichen Deponie mit unbehandelten Siedlungsabfällen um Jahrzehnte, letztlich wird aber praktisch eine gesicherte „Altdeponie“ gebaut, in der nach wie vor auch langfristig Emissionen zu erwarten sind, zumal nach AbfAbIV zunächst eine Konservierung und damit keine weitergehende Reduzierung des Gefährdungspotenzials durch Fortsetzung der biologischen Prozesse verfolgt wird.

3.2.2.4 Managementkonzept für organische Deponien

Ein im Rahmen des Leitbildes Altdeponie von Stegmann et al. (2000b) vorgestelltes Gesamtmanagementkonzept für organische Deponien sieht grundsätzlich keine Konservierung des Deponiekörpers sondern die Nutzung als Bioreaktor vor. Für zukünftige Deponien wird die Bioreaktion durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung weitestgehend vorweg genommen. In laufenden Deponien mit unbe-

handeltem Hausmüll sollte nach Deponieabschluss eine In-situ-Belüftung durchgeführt werden. Die In-situ-Stabilisierung wird auch für Altdeponien als entscheidender Baustein des Leitbildes Altdeponie aufgeführt (Abschn. 3.2.1.2).

Im Anschluss an eine Stabilisierung des Deponiekörpers sind im wesentlichen passive Systeme zur Oxidierung möglicher geringer Restmengen an Methan sowie zur Reinigung der reduzierten Mengen des schwach belasteten Sickerwassers vorzusehen. Alternative Oberflächenabdeckungen sollen durch entsprechende Mächtigkeit, Bodenaufbau und Bepflanzung ggf. Restmethan oxidieren und einen autarken Wasserhaushalt erreichen, der nur noch eine Sickerwassermenge in Höhe von 10–15 % des Niederschlags erzeugt. Diese Sickerwässer benötigen lediglich noch eine Behandlung der Parameter CSB, Stickstoff und ggf. AOX. Mit Ausnahme des CSB kann diese Reinigung auch mit kostengünstigen und wartungsarmen biologischen Systemen (Teiche, Pflanzanlagen) erfolgen. Bei nicht an der Basis gedichteten Altdeponien muss sichergestellt werden, dass das Grundwasser nicht nachteilig belastet wird, wobei für eine Einschätzung auch die Erkenntnisse des Natural Attenuation herangezogen werden sollten. Langfristig sind die erforderlichen dauerhaften Emissionsschutzmaßnahmen auf der Grundlage einer Gefährdungsabschätzung festzulegen. Das Ziel des Managementkonzepts besteht darin, organische Deponien nach 25–50 Jahren sich selbst zu überlassen, wobei die restlichen Emissionen akzeptabel sein müssen. Entscheidend erscheint jedoch dann auch eine zuverlässige Kontrolle des Emissionsverhaltens der Altdeponien.

Für die sichere Langzeitprognose einer organischen Deponie auf der Basis eines Prozessverständnisses sind zzt. aber noch zu viele Fragen offen. Obwohl die Prozesse in weitgehend anorganischen Abfällen wie MV-Schlacken auch noch nicht bis in das letzte Detail geklärt sind, können die maßgeblichen Steuerprozesse doch aufgezeigt werden (Abschn. 3.2.3). Von einer kontrollierten Entwicklung ist im Fall der MVB-Deponie bei jetzigem Kenntnisstand nicht auszugehen. Trotzdem ermöglicht die Novellierung der TASi zukünftig auch die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Abfall, der bis zu 18 Masse-% TOC enthält. Eines der ursprünglichen Hauptziele der TASi, die Reduzierung des Emissionspotenzials durch weitgehende, zumindest organische Schadstoffentfrachtung des Deponiegutes und damit eine hohe aktive Gefährdungsminderung zu erreichen, wird damit aufgegeben. Persistente organische Stoffe sind durch biologische Behandlung grundsätzlich nicht zu entfernen und bleiben in MVB-Rückständen erhalten.

Da noch nicht klar ist, wie lange die Nachsorgephase einer MBV-Deponie sein wird, ist es fraglich, ob die MBV-Deponie als Endglied einer nachhaltigen Stoffwirtschaft geeignet ist, in der jede Generation ihre stoffliche (Abfall-)Probleme selber löst und Nachsorgepflichten für abgelagerte Abfälle über mehrere Generationen grundsätzlich vermieden werden. Konzepte, die eine Nachsorgedauer von mehr als 100 Jahren beinhalten, erfüllen die notwendige Voraussetzung einer nachhaltigen Stoffwirtschaft nicht (Anonym 1999). Durch die Verlagerung von der aktiven zur passiven Gefährdungsminderung (Dichtungssysteme) resultiert für die MBV-Deponien nicht nur ein aufwendigerer Regelungs- und Überwachungsaufwand, sondern auch ein höheres langfristiges Emissionsrisiko im Vergleich zu Schlackedeponien. Die Emission klimarelevanter Treibhausgase und die mögliche

energetische Verwertung werden zwar bei beiden Vorbehandlungsverfahren ähnlich bewertet. Eine gesamtökologische Bewertung des mechanisch-biologischen Vorbehandlungsverfahrens, wie sie von Hellweg u. Hungerbühler (1999) für thermische Verfahren durchgeführt wurde, hat bislang nicht stattgefunden.

3.2.3 Ablagerung von thermisch behandelten Abfällen

Neben der seit über 100 Jahren betriebenen Müllverbrennung werden seit einigen Jahren *Hochtemperaturverfahren* sowohl zur direkten Behandlung von Siedlungsabfällen als auch einer Müllverbrennung nachgeschaltet zur Behandlung der Filterstäube oder Schlacken angeboten. Diese Schmelzverfahren befinden sich allerdings noch weitgehend in der Entwicklung und können einen Dauerbetrieb im großtechnischen Maßstab bislang nicht vorweisen (Kanczarek u. Schneider 1996; Stahlberg 1994; Ponto u. Spanke 1996; Ebert 1996; Lichtensteiger 1997). Als bekannteste Verfahren sind das Siemens/KWU-Schwelbrennverfahren, das Noell-Konversionsverfahren, das HSR-Verfahren (Hochtemperatur-Schmelz-Redox) der Firmen Holderbank Management und Von Roll Umwelttechnik, das Thermo-select-Verfahren und das 2SV-Verfahren (Sauerstoff-Schmelz-Verfahren) der Mitteldeutschen Feuerungs- und Umwelttechnik zu nennen. Hinsichtlich der großtechnischen Umsetzung in Europa hat das Schwelbrennverfahren eine Anlage in Fürth vorzuweisen, die nach einem Gasunfall allerdings nicht in Betrieb ging. Das HSR-Verfahren wird seit 1996 integriert in das RCP-Verfahren (Recycled Clean Products) in Bremerhaven angewendet und das Thermoselect-Verfahren wird in Karlsruhe betrieben. Weitere Thermoselect-Anlagen befinden sich in Ansbach im Bau sowie in Hanau in der Genehmigungsphase. Die erste großtechnische Anlage des 2SV-Verfahrens wird zzt. in Rothenburg/Lausitz gebaut.

Mit Ausnahme des 2SV-Verfahrens, das den vorzerkleinerten Abfall direkt in den aus der Kupolofentechnik stammenden Hochtemperaturbereich einführt, laufen die übrigen Schmelzverfahren in der Regel zweistufig. Der Abfall wird in einem ersten Schritt bei Temperaturen von 200–600 °C unter Luftabschluss pyrolysiert. Der entstandene Pyrolysekoks wird entweder direkt oder nach Aufbereitung (z.B. Abtrennung von Eisenmetall bzw. Inertmaterialien) in den Hochtemperaturreaktor gegeben. Dort erfolgt das Schmelzen bei Temperaturen zwischen 1300 und 2000°C unter oxidierenden Bedingungen (Sauerstoff- bzw. Luftzufuhr). Während das Schwelbrennverfahren diese Schmelze direkt abzieht, erfolgt bei den anderen Verfahren zusätzlich eine Trennung der Schmelze in Silikat- und Metallphase. Die Schmelzphasen trennen sich aufgrund ihrer unterschiedlichen Dichte durch mechanische Absaigerung der gegenüber der Silikatphase schwereren reduzierten Metallphase (z.B. durch Schmelzhomogenisierung und anschließende Schockkühlung im Thermoselect-Verfahren). Im HSR-Verfahren wird die Reduktionswirkung der Metallschmelze noch durch Graphitelektroden verstärkt.

Der entscheidende Vorteil der Schmelztrennung besteht darin, dass damit eine weitergehende Metallabtrennung auch der höhersiedenden Metalle Cr, Cu und Ni aus der silikatischen Glasschmelze in die Metalllegierungsschmelze erreicht wird. Ohne Abtrennung verbleiben die Metalle ansonsten in einer eisenreichen

Schmelzschlacke. In Abhängigkeit des Abtrennungsgrades wird eine völlig unproblematische Silikatschlacke erzeugt. Angesichts des dafür notwendigen hohen Aufwands ist die uneingeschränkte Verwertung oder Weiterverarbeitung nicht nur der Metallschmelze sondern auch der Silikatschlacke das Ziel (Abschn. 3.2.4.3). Für die Schmelzschlacken ohne weitergehende Schwermetallabtrennung ist generell die Frage nach der langfristigen Schadstofffreisetzung zu beantworten, da ein vollständiger Einschluss aller Schwermetalle in die Glasphase nicht ohne weiteres möglich ist und entsprechende Schwermetallfreisetzungen zu erwarten sind.

Als Hauptziele der konventionellen *Müllverbrennung* sind neben der Volumenreduzierung und Hygienisierung die Stabilisierung der Siedlungsabfälle durch weitgehende Zerstörung der organischen Substanz und die Reduktion der thermisch mobilen anorganischen Schadstoffe zu nennen. In Deutschland wird die Müllverbrennung seit Inbetriebnahme der ersten Anlage in Hamburg im Jahre 1894 betrieben. Mittlerweile ist die Zahl der Anlagen in Deutschland auf über 60 gestiegen.

Im Rahmen des Verbrennungsprozesses wird der Abfall auf einem Rost nacheinander getrocknet (65 °C), gezündet (Zündpunkt 235 °C), unter Luftzugabe verbrannt (850–1200 °C), schließlich gesintert und nachfolgend gekühlt (113 °C; Thomé-Kozmiensky 1994). Danach wird die Schlacke in der Regel zur Abschreckung (Quenching) in einen Nassentschlacker ausgetragen. Die Verbrennungsgase werden einer aufwendigen mehrstufigen Rauchgasreinigung unterzogen. Aus einer Tonne Hausmüll entstehen ca. 250–350 kg Müllverbrennungsschlacke (MVS-Schlacke)¹, 20–40 kg Flugstaub (Filterstaub und Kesselasche) sowie je nach Rauchgasreinigungsverfahren 8–45 kg Rauchgasreinigungsprodukte. Die Rauchgasreinigungsrückstände Gips und HCl werden verwertet, Filterstäube und Salze müssen im Gegensatz zu früheren Zeiten, in denen Filterstäube und Schlacken vermischt wurden, getrennt als Sonderabfall entsorgt bzw. behandelt werden. Nach einer Stoffflussanalyse der Kehrichtverbrennungsanlage St. Gallen (CH) wird die Hausmüllmasse durch Verbrennung zu 74 % in das Abgas, zu 23 % in die Schlacke, zu 2,2 % in die Rauchgasreinigungsrückstände und zu 0,4 % in die Kesselstäube überführt (Belevi 1993).

Entsprechend dem hohen Anteil der *Schlacke* an den Gesamtabfällen gilt ihrer Qualität das Hauptaugenmerk. Während der Hausmüll-Input kaum zu kontrollieren ist, kann im Rahmen des Verbrennungsprozesses begrenzt Einfluss genommen werden. Der Ausbrand und damit der Restgehalt an organischen Stoffen wird durch die konstruktiven Eigenschaften des Rostes, die Eigenschaften des Brenngutes (Aschegehalt, Brennverhalten etc.) sowie die Temperatur und die Menge der zugeführten Verbrennungsluft beeinflusst (Thomé-Kozmiensky 1994). Durch den Ausbrand bzw. die Temperaturverteilung im Müllbett wird auch die Abtrennung der thermisch mobilen Elemente As, Cd, F, Hg, Pb, Se, Sn und Zn gesteuert und damit eine gewisse Entfrachtung der Schlacke erreicht (Anonym 1994a). Zusätzlich kann auch das Ausmaß der Sinterung und Glasbildung (ab ca. 1000 °C) durch die Rosttemperaturen beeinflusst werden. Unter der Sinterung ist die örtlich be-

¹ Schlacke wird synonym auch als Asche bezeichnet. Um eine Verwechslung mit der Kesselasche zu vermeiden, wird der Begriff Asche in dieser Arbeit nicht weiter verwendet.

grenzte Aufschmelzung der Schlacke, die vor allem durch die Anwesenheit von ionischem Eisen gefördert wird, sowie das Verschweißen von Schmelzprodukten und nicht geschmolzenen Bestandteilen zu verstehen (Reimann u. Hämerli 1995). Eine weitere Möglichkeit die Qualität der Schlacke durch Reduzierung der leichtlöslichen Salze zu verbessern, stellt die integrierte Schlackewäsche im Rahmen des Nassentschlackens dar.

Die konventionelle *Aufbereitung* der Rohschlacke (Schlacke nach dem Wasserbad) umfasst eine Eisenmetallabtrennung, eine Abtrennung der Nichteisenmetalle (z.B. Aluminium), des Überkorns (Durchmesser >32 mm) und teilweise das Brechen des Überkorns. Daran schließt sich eine mindestens dreimonatige *Lagerung* (Alterung) als Voraussetzung für die zzt. vielfach betriebene Verwertung im Straßen- und Wegebau an (Anonym 1994b und 1998). Ziel dieser Lagerung ist es, die nach dem Kontakt mit Wasser und Luft startenden chemischen Reaktionen soweit wie möglich ablaufen zu lassen und damit die Raumbeständigkeit der Schlacken herzustellen. Infolge Hydratations-, Oxidations- und C-(A)-S-H-Bildungsreaktionen (Calcium(aluminat)silikathydrate, bekannt aus der Zementtechnologie²) kommt es zur Wasserstoffgasbildung, Volumenvergrößerung, dem sog. Treiben, zur starken Wärmeentwicklung und Verfestigung (Abschn. 3.2.4.1). Mit Ausnahme der Verfestigung sind diese Auswirkungen weder bei der Verwertung im Straßenbau noch bei der Deponierung erwünscht, so dass eine Aufbereitung und mehrmonatige Lagerung auch vor einer Ablagerung zu empfehlen ist.

3.2.3.1 Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken

Makroskopisch handelt es sich bei den MV-Schlacken um graues bis schwarzes körniges Material, das Plastik-, Metall-, Glas- sowie Papp- und Papieranteile enthält. Physikalisch stellt die aufbereitete Schlacke ein Sand/Kies-Gemisch mit einem Feinkornmassenanteil (Durchmesser <60 µm) von bis zu 3,5 Gew.-% dar (Daten aus Förstner u. Hirschmann 1997 und Hirschmann 1999). Die spezifische Oberfläche wird mit 50 m²/g TS, die Rohdichte mit 2,2–2,7 t/m³, die Schüttdichte mit ca. 1,2 t/m³ angegeben (Anonym 1994a, Reichelt 1996). Die maximale Procordichte beläuft sich bei einem optimalen Wassergehalt von 11,5–14,8 % auf 1,45–1,85 t/m³ (Kluge 1982).

Die chemische Zusammensetzung von Müllverbrennungsschlacken ist von Silikaten und Oxiden geprägt (Hauptelemente Si, O, Fe, Ca, Na, Al und Mg). Ein vergleichbares geogenes Material stellen basische Vulkanite wie z. B. Basalte dar. Allerdings sind die leichtlöslichen Salze (Chloride, Sulfate), die Schwermetalle (insbesondere Cr, Cu, Pb und Zn) und der organische Kohlenstoff (TOC in modernen Anlage mit gutem Ausbrand max. 1,5 Gew.-%) in der MV-Schlacke stark angereichert. Die Sulfidgehalte fallen mit max. 300 mg Sulfidschwefel /kg TS sehr gering aus.

Die *Petrologie* der MV-Schlacke beschreiben Baccini et al. (1993), Kirby u. Rimstidt (1993) sowie Lichtensteiger (1996) folgendermaßen: Zum überwiegen-

² C-A-S-H: Bezeichnung gemäß der Zementphasen-Nomenklatur: C=CaO, A=Al₂O₃, S=SiO₂, H=H₂O.

den Teil besteht die Schlacke aus Schmelzprodukten (hauptsächlich Glas; 40 %) und Aschen (45 %), ferner aus Bruchglas (5 %), Keramik (2 %), Gesteins- (1 %) und Metallkomponenten (5 %) sowie organischen Resten (2 %).

Das Gefüge der Schlacke nach Abtrennung der reinen Durchläufermaterialien (massive Bruchglasstücke, Ziegelsteinteile, metallische Komponenten oder Gesteinsbruchstücke) ist stark porös (Porosität bis zu 35 Vol.-%) mit vielen zum Teil kreisrunden Entgasungsporen. In der Regel sind *vier Fraktionen* zu trennen, die im Millimeterbereich nebeneinander vorkommen können:

- Schmelzphasen (Glas),
- Neukristallisate,
- größere Metall- und Legierungsphasen samt Korrosionsprodukten und
- feinkörnige Aschen.

Als *Asche* definiert Lichtensteiger (1996) ein Gemisch aus:

- anorganischen Rückständen aus der Verbrennung von Kunststoff, Papier, Karton und pflanzlichen/tierischen Abfällen,
- Rußpartikeln aus der unvollständigen Verbrennung,
- nicht brennbaren Staubpartikeln des eingetragenen Abfalls und
- feinstkörnigem Abrieb aus Bruchglas, Keramik, Gesteins- und Metallkomponenten.

Die in der Regel sehr feinkörnige Asche bildet die Matrix, in die die größeren Bestandteile eingelagert sind.

Als Durchläuferphasen, die im Ofen keine wesentliche Veränderung erfahren haben, sind Quarz und Feldspat zu nennen. Im Ofen gebildet werden vor allem Glas sowie Pyroxen, Olivin, Melilith, Eisenoxid (Hochtemperaturkorrosionsbildungen wie Magnetit und Hämatit), Korund, Calciumoxid, Anhydrit und Metalle-/Legierungen sowie vereinzelt Sulfide (primäre Neubildungen).

Nach dem Austritt aus dem Ofen erfolgen im Entschlacker sowie während der Schlackelagerung Umbildungsprozesse. Reaktionspartner für die Schlacke sind Wasser sowie Sauerstoff und Kohlendioxid der Luft. In der Hauptsache handelt es sich um Oxidations-, Hydratations-, Karbonatisierungs- und Hydrolysereaktionen, die ein stark alkalisches (pH-Wert bis zu 13) und reduzierendes Milieu ($Eh \sim -200$ mV) erzeugen. Eine Übersicht über die ablaufenden Hauptreaktionen gibt Tabelle 1. Dabei entstehen vielfältige sekundäre Phasenbildung wie z.B. Calcit, Gips, C-(A)-S-H-Phasen (u.a. Ettringit) und Metalloxide/-hydroxide.

Mit den Prozessen der C-S-H-, Ettringit- und Karbonatbildung kommt es zur Selbstverfestigung der MV-Schlacke. Auch die Hydratation von Calciumsulfat, das bei Temperaturen von 800–900 °C gebrannt wurde („Estrichgips“) trägt dazu bei. Die Produktion von Wasserstoffgas ist in der Hauptsache auf Hydratation von Aluminium zurückzuführen (Tabelle 3.2-1).

Tabelle 3.2-1 Zusammenstellung der chemischen Hauptreaktionen, die in Müllverbrennungsschlacken ablaufen (nach Baccini et al. (1993) und Johnson (1994))

Calciumsulfat-hydratisierung	$\text{CaSO}_4 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$
Calciumhydratisierung	$\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{OH})_2$
Karbonatisierung:	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
Silikathydratbildung:	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{SiO}_2 \rightarrow \text{CaH}_2\text{SiO}_4$
Aluminiumhydratisierung:	$\text{Al} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3/2 \text{H}_2 \text{ (Gas)}$
Eisenhydratisierung:	$\text{Fe}^0 + \frac{3}{4} \text{O}_2 + 3/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$
Sulfidoxidation:	$\text{FeS}_2 + 15/4 \text{O}_2 + 7/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2 \text{SO}_4^{2-} + 4 \text{H}^+$ $\text{FeS} + 9/4 \text{O}_2 + 5/2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{SO}_4^{2-} + 2 \text{H}^+$ $\text{CaS} + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$
Abbau organischer Substanz:	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 9/2 \text{O}_2 \rightarrow 3 \text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + 3 \text{H}_2\text{O}$ $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + 1/2 \text{O}_2 + 2 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$
Silikatverwitterung:	$\text{Me-Silikat} + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{MeCO}_3^- \text{H}_4\text{SiO}_4$ $\text{Me-Al-Silikat} + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al-Silikat} + \text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{Me}$ $\text{Al-Silikat} + \text{H}^+ \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + \text{H}_4\text{SiO}_4$

Jaros u. Huber (1997) stellten bei der Rohschlacke ein H_2 -Gasbildungspotenzial von 7–8 L/kg TS fest. Durch die Oxidation und Hydratisierung von metallischem Al zu einem Hydrogel, das sich später in Böhmit ($\gamma\text{-AlOOH}$) und Bayerit ($\alpha\text{-Al}(\text{OH})_3$) umwandelt, entstehen auch Drücke bis zu 100 bar, die in der Hauptsache für Quellungserscheinungen verantwortlich sind (Kluge et al. 1979). Während normalerweise Aluminium im alkalischen Milieu an der Luft eine dünne Passivierungsschicht aus Aluminiumoxid aufbaut, die das Metall dann vor weiterem Angriff schützt, sind vor allem Al-Legierungen leicht angreifbar. Zusätzlich hat das aufgrund der Salzgehalte stark korrosive Milieu der MV-Schlacken eine beschleunigende Wirkung. Weiterhin zu beachten ist die enorme Wärmeentwicklung in Schlackehaufen. In einigen Schlackedeponien wurden auch nach Jahren noch erhöhte Temperaturen z.T. bis zu 87 °C registriert (Baccini et al. 1993, Klein et al. 2001). Diese erhöhten Temperaturen sind auf die exothermen Prozesse der Calciumsilikathydratbildung (vergleichbar mit der Wärmeentwicklung in Zement) und der Oxidations-/Hydratationsreaktionen, vor allem der Fe-Metallkorrosion zurückzuführen. Wird die Schlacke in stärkeren Mächtigkeiten abgelagert, dann staut sich die Wärme im Schlackekörper, so dass sich die hohen Temperaturen über Jahre bis Jahrzehnte halten können. Deshalb wird vom LAGA-Merkblatt (Anonymous 1994b) eine dreimonatige Lagerung der Schlacke vor der Verwertung gefordert, damit diese gas- und wärmeproduzierenden sowie Quellung hervorrufenden Reaktionen soweit wie möglich kontrolliert ablaufen können und dann die Raum-

beständigkeit hergestellt ist. Voraussetzung ist natürlich eine ausreichende Feuchtigkeit und möglichst auch entsprechende Luftzufuhr.

3.2.3.2 Untersuchung des Langzeitverhaltens

Da teilweise Organikreste und die anorganischen Schadstoffe wie z.B. Schwermetalle größtenteils in der MV-Schlacke erhalten bleiben, drängt sich die Frage sowohl nach der langfristigen Umweltverträglichkeit, als auch nach den Untersuchungsmethoden und Bewertungsmaßstäben auf, die in der Lage sind, die geforderte langfristige Umweltverträglichkeit nachzuweisen (vergl. Abschn. 1.2).

Anhand der MV-Schlacken wird im Folgenden exemplarisch dargestellt, wie die Charakterisierung von Massenabfällen hinsichtlich ihres langfristigen Deponeverhaltens generell aussehen sollte. Die Ergebnisse stammen aus dem Teilverhaben „Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken“ im Rahmen des BMBF-Verbundforschungsvorhabens Deponiekörper (Förstner u. Hirschmann 1997; Hirschmann 1999).

Zur Klärung des langfristigen Freisetzungsvorhabens von MV-Schlacken sind folgende Aspekte besonders zu berücksichtigen:

- Schwermetallbindungsformen und -verfügbarkeit,
- Säurepufferkapazität und deren voraussichtliche Änderung durch Säureeintrag (saurer Regen) oder interne Prozesse (mikrobieller Abbau der Restorganik, Sulfidoxidation),
- Redoxverhalten,
- petrographische Phasenveränderungen (Korrosion, sekundäre Neubildungen)
- Möglichkeiten der Erfassung langfristiger Prozesse durch Kurzzeitversuche im Labor.

Untersuchungsmethoden

Die Untersuchungen erfolgten an gelagerten MV-Schlacken aus drei Anlagen unterschiedlichen Betriebsalters. Um längerdauernde Prozesse in unzerkleinerter Originalschlacke zumindest ansatzweise zu erfassen, wurden Laborlysimeterversuche sowohl mit neutralem, als auch mit angesäuertem Wasser über mehrere Monate bis zu einem Jahr durchgeführt. In Abb. 3.2-1 ist beispielhaft der pH-gesteuerte Teil der Laborlysimeteranlage, die aus insgesamt drei Lysimetern bestand, dargestellt. Die Lysimeter hatten jeweils ein Volumen von 5 l und wurden kontinuierlich unter gesättigten Verhältnissen von Wasser im Kreislauf durchströmt. Temperatur, pH-Wert, Redoxpotenzial und elektrische Leitfähigkeit des Sickerwassers wurden permanent gemessen und aufgezeichnet. Bevor das Wasser wieder in den Lysimeterbehälter eintrat, wurde es durch automatische Zudosierung von 1M HNO_3 auf pH 4 eingestellt. Regelmäßig aller 3–4 Tage erfolgte ein Wasseraustausch von ca. 3 l sowie die Probenahme und Analytik des Sickerwassers. Zwei Versuche mit Wasser dauerten ein Jahr und erreichten ein Wasser-/Schlacke-Verhältnis von 40. Das Sickerwasser der zwei pH-gesteuerten Lysimeterversuche erreichte pH 4 nach drei bis vier Monaten.

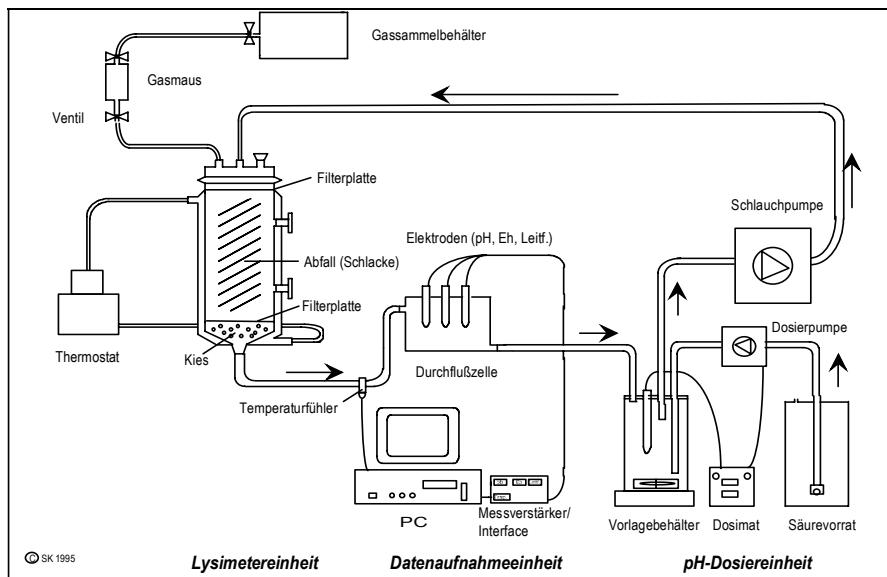


Abb. 3.2-1 Schematische Übersicht über den pH-gesteuerten Teil der Laborlysimeteranlage

Vor und nach den Lysimeterversuchen wurden die Schlacken chemisch (u.a. Röntgenfluoreszenzanalytik (RFA), CNS-Analytik), petrologisch (Polarisationsmikroskopie von polierten Dünnschliffen im Durch- und Auflicht; Elektronenstrahlmikrosonde (EMS); Röntgenpulverdiffraktometrie (RPD)) und mit Hilfe von Elutionstests (DIN 38414-S4 und pH_{stat} -Test gem. Obermann und Cremer (1992)) untersucht. Zusätzlich wurden auch Versuche zur Belüftung von Schlackesuspensionen (Wasser/Feststoffverhältnis 10; Luftzugabe durch vorsichtiges Einblasen) und Sapromatversuche (Bestimmung der Atmungsaktivität durch Messung des Sauerstoffverbrauchs; Fraktion <2 mm, 60 % der maximalen Wasserhaltekapazität) durchgeführt.

Säurepufferkapazität und deren Änderungen

Der pH-Wert stellt die Mastervariable für die langfristige Freisetzung von Schwermetallen aus Müllverbrennungsschlacken dar. Dementsprechend spielt die Säurepufferkapazität eine Hauptrolle bei der Bewertung der langfristigen Metallmobilität. Im Kontakt mit Wasser reagiert die MV-Schlacke aufgrund der Phasen Portlandit und C-S-H stark alkalisch (pH-Wert von 10 bis 12). Die Bestimmung der Säurepufferkapazität (Acid Neutralization Capacity: ANC) bis zum pH-Wert von 4 (ANC_4) ergab durchschnittliche Werte bezogen auf die Trockensubstanz von 1,5 meq H^+ /g Schlacke. Dieser Wert basiert auf dem verwendeten pH_{stat} -Versuch, der nach 24 Stunden abbricht. Obwohl der Großteil der Säurepufferkapazität bereits nach 24 Stunden erschöpft ist, wird aber die Bedeutung der wesentlich langsameren Auflösungskinetik vieler Silicate dadurch deutlich, dass ein gewisser Anteil der ANC_4 erst längerfristig pufferwirksam wird. Johnson et al. (1995) erhalten

mit einer wesentlich länger dauernden Titrationsmethode sogar ANC₄-Werte von 3,5 meq H⁺/g TS.

Neben dem Auswaschen des Säurepuffers und Eindringen von sauren Lösungen können auch interne Säure-bildende Prozesse, wie der mikrobiologische Abbau der Restorganik (Erzeugung von organischen Säuren sowie Kohlensäure) oder die Oxidation von Sulfiden (Bildung von Schwefelsäure) die Säurepufferkapazität der MV-Schlacke entscheidend reduzieren. Belüftungsversuche von Schlacke-pulversuspensionen über Zeiträume bis zu 337 Stunden zeigen einen Anstieg des Redoxpotenzials von durchschnittlich -120 mV auf Werte um +360 mV. Der pH-Wert sinkt infolge Karbonatisierung des Portlandits auf Werte zwischen 8,7 und 8,3. In keinem Fall konnte anhand von pH_{stat}-Tests mit den belüfteten Schlacke-suspensionen eine Abnahme der Säurepufferkapazität festgestellt werden. Somit spielt die Oxidation der Sulfide aufgrund der sehr geringen Gehalte (max. 300 mg Sulfidschwefel/kg TS) keine entscheidende Rolle für die Reduzierung der Säurepufferkapazität (rein rechnerisch max. 1,3 % des gesamten ANC₄).

Da in MV-Schlacken graphitähnlicher Kohlenstoff und Ruß (unreiner elementarer Kohlenstoff mit geringen Anteilen an H, O, N und S) auftritt, ist der TOC (ca. 1,5 Gew.-%) in elementaren Kohlenstoff und abbaubaren organischen Kohlenstoff (AOC) zu differenzieren. Mit verschiedenen chemischen und thermischen Verfahren wurde übereinstimmend ein abbaubarer Kohlenstoffanteil zwischen 15 und 40 % des TOC ermittelt (Kowalczyk et al. 1995 ; Priester et al. 1996, Ferrari 1997, Förstner u. Hirschmann 1997). Neueste thermische Direktmessungen nach Säurebehandlung ergaben einen abbaubaren Anteil von 19–33 % des TOC (Marzi et al. 2001).

Mikrobielle Aktivität ist nach den Ergebnissen der Sapromatversuche in dem alkalischen Schlackemilieu grundsätzlich möglich. Gelagerte Schlackeproben weisen nach 840 Stunden einen auf die Trockensubstanz bezogenen Sauerstoffverbrauch von 0,6 bis 2 mg O₂/g TS gegenüber mit Natriumazid oder m-Kresol vergifteten Proben (nach 840 h 0,06 bis 0,3 mg O₂/g TS) auf. Das Abtöten der Mikroorganismen durch Giftzusatz erfolgte, um den abiotisch-chemischen von dem mikrobiellen Sauerstoffverbrauchsanteil zu trennen. Demnach werden max. 6 % des TOC in gelagerten Schlacken mikrobiell abgebaut. Der Zusatz von Bakterienlösung (Extrakt eines Ah-Bodenhorizontes mit Ringer-Lösung (gem. Wollum II 1982) zeigt keine Veränderung des Sauerstoffverbrauchs. Dagegen bewirkt der Zusatz von Glucose-haltiger Nährlösung nach Schlegel (1985) eine starke, allerdings nur auf einen kurzen Zeitraum beschränkte Aktivierung des Sauerstoffverbrauchs. Das spricht für einen Mangel an leicht abbaubarer Organik als limitierenden Faktor für die mikrobielle Aktivität in gelagerten MV-Schlacken. Nach den Sapromatversuchen konnten lediglich 5–6 % des TOC mikrobiell abgebaut werden. pH_{stat}-Tests mit der Schlacke aus den Sapromaten ergaben in keinem Fall eine Abnahme der Säurepufferkapazitäten im Vergleich zu den ursprünglichen Schlackeproben. Dementsprechend reicht der mikrobielle Abbau der Restorganik nicht aus, die Säurepufferkapazität entscheidend zu reduzieren.

Schwermetallbindungsformen und -verfügbarkeit

Anhand der mit der Elektronenstrahlmikrosonde (EMS) ermittelten Gehalte konnten für die Schwermetalle Cu, Ni und Zn die Metalle/Legierungen sowie für Cr und Pb Magnetit (bzw. allgemein Spinelle) als bedeutende Metallträger identifiziert werden. Zusätzlich sind Cu, Pb und Zn in der Glasphase, Cr in Pyroxenen und Zn in Melilithen oftmals in erhöhten Konzentrationen zu finden. Somit ist ein relativ hoher Anteil der Schwermetalle primär in stark korrosionsanfälligen Phasen (Metalle/Legierungen) gebunden, die im Kontakt mit oxischen und sauren Wässern schnell korrodieren und die Schwermetalle leicht freisetzen.

Die Schwermetallfreisetzung aus einem Feststoff wird in der Regel mit Laborauslaugversuchen geprüft. Unter den Bedingungen des genormten Referenz-Elutionsverfahrens nach DIN 38414-S4 gehen aus gelagerten MV-Schlacken angesichts des alkalischen pH-Wertes um 10 nur geringfügig Cu, Pb oder Zn in Lösung. Da im S4-Test allenfalls die leichtlöslichen Bestandteile erfasst werden, die kurzfristig freisetzbar sind, ist zur Ermittlung des langfristig verfügbaren Schwermetallanteils ein Elutionstest mit definierter pH-Einstellung und zerkleinertem Material notwendig. Bei dem pH_{stat}-Test stellen sowohl die Auslaugung bei niedrigen pH-Bedingungen als auch die Verwendung von gemahlenem Material Zeitraffereffekte dar, die berücksichtigen, dass die mechanische Festigkeit und die Säurepufferkapazität des Materials zeitlich begrenzt sind. Im Verhältnis zu den Gesamtgehalten werden nach 24 h bei pH 4 maximal 41 % Cd, 37 % Zn, 24 % Ni, 10 % Co, 8 % Pb, 3 % Cu und 0,1 % Cr aus den MV-Schlacken freigesetzt.

Langfristiges Freisetzungsverhalten

Die Untersuchungsergebnisse der mehrmonatigen Laborlysimeterversuche zeigen, dass die langfristige Metallfreisetzung aus den Müllverbrennungsschlacken in der Hauptsache von den pH-Bedingungen gesteuert wird. Im Sickerwasser der mit Wasser durchströmten Schlacken sind die Redoxverhältnisse zu Beginn leicht reduzierend, entwickeln sich dann aber kontinuierlich hin zu oxidierenden Bedingungen. Hohe Salz- sowie TOC-Gehalte im Sickerwasser spielen nur in der Anfangsphase je nach Auswaschgeschwindigkeit und damit Wasserhaushaltsverhältnissen eine Rolle. Die anfänglich hohen pH-Werte um 11 werden lange gepuffert. Die Karbonatisierung verläuft unter wassergesättigten Deponiebedingungen (für Kohlendioxid quasi geschlossenes System) mit nur begrenzter Luftzufuhr relativ langsam. Die Calciumgehalte im Sickerwasser werden in der Regel zunächst durch Ca-Sulfate kontrolliert. Ausfällungen in einigen Sickerwassersammelbehältern bei hohen pH-Werten konnten mittels Röntgenpulverdiffraktometrie als Gips identifiziert werden. Gips als die Ca-Löslichkeit kontrollierende Phase wurde anhand geochemischer Gleichgewichtsberechnungen auch von Kersten et al. (1995) bzw. Gips in Kombination mit Ettringit von Comans und Meima (1994) ermittelt. Die schnelle Abnahme der zu Beginn teilweise hohen Aluminiumgehalte trotz konstant hoher pH-Werte in den mit Wasser durchströmten Lysimetern deutet auf eine Festlegung in Phasenneubildungen, die dann die Al-Löslichkeit bestimmen. Die Schwermetallfreisetzung ist angesichts des alkalischen pH-Wertes generell sehr gering.

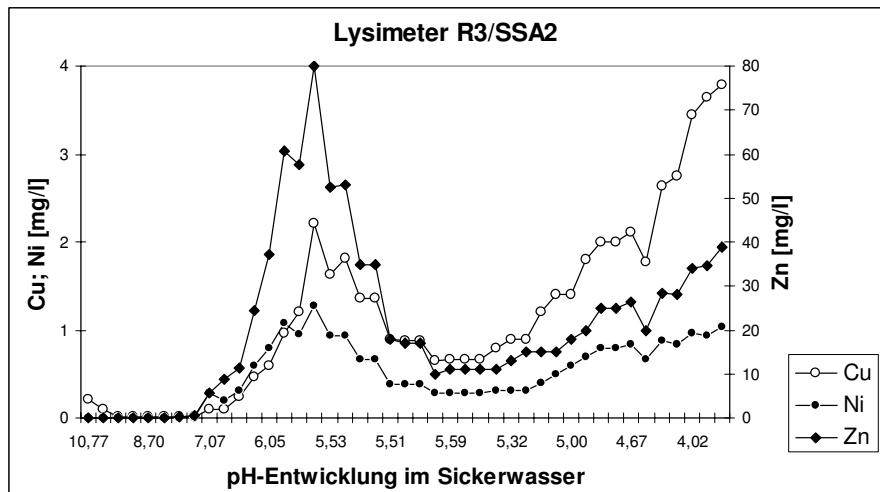


Abb. 3.2-2 Freisetzung von Cu, Ni und Zn im pH-gesteuerten Lysimeter R3/SSA2 in Abhängigkeit der pH-Entwicklung im Sickerwasser bei ständiger Säurezufuhr³.

Den entscheidenden Einfluss auf die pH-Entwicklung hat die externe Zufuhr von Säuren (saurer Regen). Säurepufferkurven zeigen nach einer kleinen Pufferzone zwischen pH 9,5 und 9 ein starkes Pufferplateau zwischen pH 7 und 5,5, bevor zwischen pH 5 und 4 noch einmal eine Pufferung stattfindet. Die erhöhte Freisetzung von Ca und CO₃ in den pH-gesteuerten Lysimetern zwischen pH 7 und 5,5 belegt, dass Calciumkarbonate den Hauptpuffer stellen. Der niedrige pH-Bereich der Karbonatpufferung resultiert daraus, dass das aus der Calcitlösung stammende CO₂ nicht aus dem für Gase quasi geschlossenen System entweichen kann und das pH-Niveau erniedrigt. Ca-Phasen sind ebenfalls an der Pufferung im pH-Wert-Bereich von 9,5 bis 9,0 und ab pH 5 beteiligt. Ab pH 5 puffern dann zunehmend Fe- und Al-Hydroxide sowie Silikate. Die erhöhte Freisetzung der Schwermetalle Cu, Ni und Zn erfolgt in zwei Phasen ab pH 7 sowie ab pH 5 (Abb. 3.2-2). Ab pH 7 werden vor allem Zn aber auch Ni zum größten Teil im Verhältnis zur Gesamtfreisetzung gelöst. Cu dagegen hat erst ab pH 5 seinen Freisetzungsschwerpunkt. Dazwischen ist in der Regel eine Abnahme der Schwermetallkonzentrationen zu verzeichnen, vermutlich aufgrund begrenzter Verfügbarkeit der freisetzenden Phasen. Pb zeigt generell erst ab pH 5 eine erhöhte Freisetzung. Die Sickerwassergehalte von Cr bleiben pH-unabhängig bis pH 4 sehr gering. Die erhöhte Freisetzung von Cd und Co ist uneinheitlich. Je nach Schlacke wird Cd teilweise ab pH 7 und teilweise erst ab pH 5 frei. Das gilt für Co ebenso.

³ Aus Gründen der besseren Übersicht sind die Freisetzungskurven der pH-gesteuerten Lysimeterversuche nicht als Funktion des Wasser/Feststoffverhältnisses (als Zeitmaßstab) dargestellt, sondern in Abhängigkeit der maßgeblichen pH-Entwicklung im Sickerwasser (Säurepufferkurve auf die X-Achse projiziert) abgebildet.

Offensichtlich spielen dabei unterschiedliche, auch von der jeweiligen Schlacke abhängige Bindungsformen eine Rolle.

Mineralogisch-chemische Untersuchungen der Schlacken aus den mit Wasser durchströmten Lysimetern zeigen Korrosionserscheinungen an vielen Glasrändern und vor allem bei Metallen/Legierungen. Als Neubildungen sind neben Calcit in der Hauptsache Eisenhydroxide zu finden. In den Schlacken aus den pH-gesteuerten Lysimetern sind die Glasphasen vielfach mit braunen Krusten überzogen. Die Metalle und Legierungen sind nahezu vollständig aufgelöst. In unmittelbarer Nähe befinden sich dann die entsprechenden Neubildungen, wie z.B. Eisenhydroxide um eisenhaltige Legierungen. Aber auch in den Poren und Rissen treten verbreitet Eisenhydroxide auf. Bei Verkrustungen, die sich an der Lysimeterwand gebildet haben, handelt es sich nach Elektronenstrahl-Mikrosonden (EMS)-Analysen um Fe-Oxide/Hydroxide und stark wasserhaltige Mischphasen von Si-/Al-/Fe-Oxiden, vermutlich als Vorstufe einer Tonmineralbildung (vergl. Zevenbergen et al. 1996). In diesen Neubildungen sind mittels EMS nur sporadisch erhöhte Gehalte an Cu, Pb und Zn nachzuweisen.

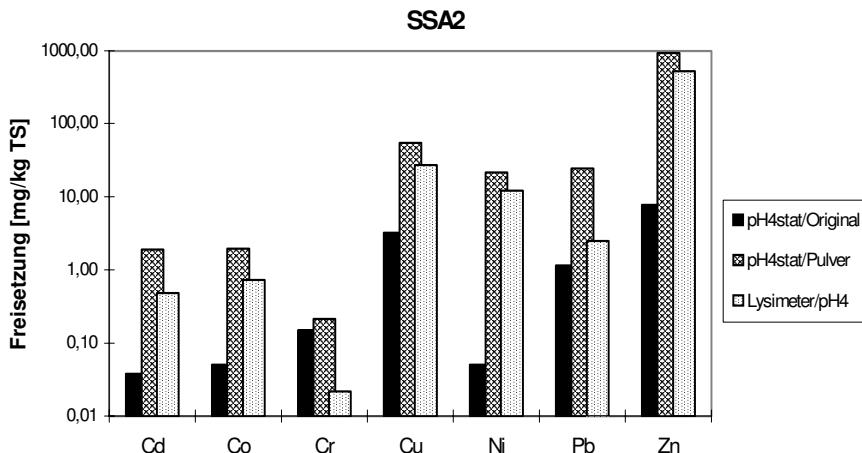


Abb. 3.2-3 Vergleich der Freisetzung bis pH 4 zwischen Lysimeterversuch und pHstat-Versuch mit Pulver sowie mit unzerkleinerter Originalschlacke (Probe SSA2)

Möglichkeiten der Erfassung langfristiger Prozesse durch Kurzzeitversuche

Wie bereits erwähnt soll der in der Realität wirkende Zeitfaktor in Labortests mit Zeitraffereffekten wie z.B. erhöhtes Wasser/Schlacke-Verhältnis oder Materialzerkleinerung erfasst werden. Ein Vergleich zwischen den Freisetzungsraten des pH_{stat}-Tests mit Pulver bei pH 4 über 24 h und den Freisetzungsraten im Lysimeterversuch zeigt in Abb. 3.2-3, dass die Freisetzung der Metalle während des Lysimeterversuchs aus dem unzerkleinerten Originalmaterial (helle Säulen) zwar geringer ausfällt, aber mit wenigen Ausnahmen doch in vergleichbaren Größenordnungen zu den Freisetzungsraten des pH_{stat}-Tests mit Pulver (graue Säulen)

stattfindet. Mit gewissen Schwankungen ist aufgrund der Probeninhomogenität natürlich generell zu rechnen. Im Gegensatz dazu liegen die Schwermetallfreisetzungsraten von unzerkleinerter Originalschlacke im pH_{stat}-Test in der Regel um Größenordnungen niedriger (schwarze Säulen) und sind demzufolge für Langzeitabschätzungen unbrauchbar. Bemerkenswert ist, dass Cr sogar im pH_{stat}-Test der Originalschlacke stärker freigesetzt wird, als in den Lysimeterversuchen. Offensichtlich werden während der Elution im Lysimeter neue Phasen gebildet, die Cr effektiv einbinden (z.B. Eisenhydroxide).

Langzeitmodell

Diese Ergebnisse und Beobachtungen lassen folgende Schlussfolgerungen hinsichtlich des Langzeitverhaltens von MV-Schlacken zu: die Steuerung des geochemischen Milieus erfolgt durch die zunehmende Oxidation und pH-Abnahme. Der hauptsächlich für die Säurepufferkapazität verantwortliche Karbonatpuffer wird durch interne Prozesse wie Sulfidoxidation oder mikrobiellen Abbau der Restorganik nicht maßgeblich reduziert. Die Hauptrolle spielt in diesem Zusammenhang die Karbonatlösung durch saure infiltrierende Wässer. Die primären Hauptmetallträger Metalle und Legierungen werden bei zunehmender Belüftung schnell korrodiert. Auch die Glasphase wird vor allem in alkalischem Milieu randlich angegriffen. Die dabei freigesetzten Schwermetalle werden aber sofort wieder in sekundäre Neubildungen eingebaut (sog. Speicherminerale, Abschn. 1.5.2.3) bzw. durch Sorption an diesen festgehalten. Bei den Neubildungen handelt es sich vor allem um Karbonate und Oxide/Hydroxide. Oftmals werden auch die C-(A)-S-H-Phasen als potentielle Schwermetallspeicher herangezogen (z.B. für Zn Mischkristallbildung (solid-solution) mit C-S-H-Phasen; Kersten et al. 1995, 1997), wobei aber der direkte mineralogische Nachweis von C-S-H-Phasen in MV-Schlacken bisher nicht gelang (Schweizer u. Johnson 1995). Bei Luftkontakt karbonatisieren die C-(A)-S-H-Phasen relativ schnell. Die gespeicherten Schwermetalle werden dann in der Regel auch in die sich bildenden Karbonate eingebaut. Erst wenn der Stabilitätsbereich dieser Sekundärphasen bezogen auf das pH-Milieu verlassen wird, dann erfolgt die schnelle und massive Metallfreisetzung aus den Schlacken.

Unter der idealisierten Voraussetzung einer langsamen gleichmäßigen Durchströmung infiltrierender Wässer durch einen Schlackekörper ist mit fortschreitender Zeit folgende Entwicklung zu erwarten (Fortentwicklung des Models von Baccini et al. 1993 und Kersten et al. 1995; Abb. 3.2-4):

1. In einer *Auswaschphase* zu Beginn, weist das Sickerwasser einen alkalischen pH-Wert auf und die leichtlöslichen Chloride und Sulfate sowie die organische Substanz werden je nach Wasserhaushalt innerhalb von Jahren bis Jahrzehnten freigesetzt. Das Redoxpotenzial steigt rasch an. Die Metallfreisetzung erfolgt auf einem sehr geringen Niveau. Anhand von Sickerwasseruntersuchungen in Schlackedeponien wurde diese Phase verifiziert (Kersten et al. 1997, Johnson et al. 1999). Die MV-Schlackedeponie fungiert offenbar sogar als Schwermetallsenke, da im infiltrierenden Regenwasser beispielsweise um 2- bis 6-fach höhere Pb- und Zn-Gehalte als im Sickerwasser gemessen wurden (Johnson et al. 1999).

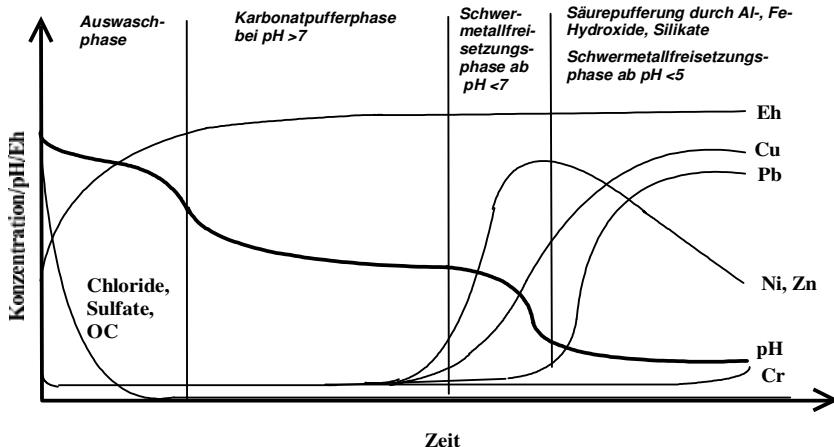


Abb. 3.2-4 Modell zur zeitabhängigen Entwicklung des Sickerwassers einer MV-Schlacke-deponie (Achsen ohne Maßstab; OC – organischer Kohlenstoff)

2. Danach folgt die *Karbonatpufferphase*, in der der pH-Wert des Sickerwassers in der Regel nicht unter pH 7 sinkt und nahezu keine Freisetzung stattfindet. Der Zeitrahmen für diese unkritische Phase kann anhand der Calcitlöslichkeit auf Jahrhunderte bis Jahrzehntausende abgeschätzt werden. Das hängt von den Umweltbedingungen (Wasserhaushalt, Säuregrad der infiltrierenden Wässer) und den Ablagerungsverhältnissen (Mächtigkeit, Grad der Verdichtung, Art der Abdeckung, vorherrschender CO_2 -Partialdruck) ab. Für eine mehrere Meter mächtige Schlacke-deponie können unter der Voraussetzung eines über diesen Zeitraum gleichbleibenden Säureeintrags mehrere Tausend Jahre bis zum Verbrauch des Karbonatpuffers angesetzt werden.
3. In der *ersten Schwermetallfreisetzungspause* ab einem pH-Wert unter pH 7 werden dann insbesondere Zn und Ni massiv freigesetzt. Während die Ni- und Zn-Freisetzung bereits in dieser Phase ihr Maximum erreichen, werden Cu und Pb erst in der *zweiten Schwermetallfreisetzungspause* ab pH 5 verstärkt freigesetzt. Die Metallverfügbarkeit wird in der Realität mit fortschreitender Zeit der Pufferung ansteigen, weil dann auch die stabileren schwermetallhaltigen Primärphasen mit langsamer Lösungskinetik (kristalline Silikate, Glas) zunehmend aufgelöst werden. Nur bei Cr ist die Bindung in primären Spinellen und Sekundärphasen (vermutlich Eisenhydroxide) so stabil, dass auch bis pH 4 keine entscheidende Freisetzung zu beobachten ist. Die langfristige Bildung von Tonmineralen aus den beobachteten wasserhaltigen Fe-Al-Si-Oxiden im Rahmen der Glasverwitterung (Zevenbergen 1996) verhindert die Schwermetallfreisetzung der MV-Schlacke im sauren Milieu vermutlich nicht entscheidend, da Tonminerale im Rahmen der Säurepufferung durch variable Ladungen (Protonierung) sorbierte Schwermetalle auch bereits ab pH-Werten von 7 bis 6 freisetzen.

geben (Schachtschabel et al. 1989, Stumm u. Morgan 1996). Mit andauernder Lösung wird sich die Freisetzung aus den Sekundärphasen langsam erschöpfen und die Auflösung der stabileren Primärphasen langfristig eine kinetisch langsame, geringe Freisetzung bewirken.

Bevorzugte Sickerwege

Die Rolle des Flusses über bevorzugte Sickerwege ermittelten Johnson et al. (1998) mit Hilfe von Tracerexperimenten in einer realen Schlackedeponie. Nach einem Regenereignis kommt in Abhängigkeit des Wassergehalts des Schlackekörpers im Sommer bis zu 80 % des infiltrierenden Regens innerhalb von Tagen ohne starke Reaktion mit der Schlacke als Sickerwasser an der Basis an. Im Winter dagegen besteht das Sickerwasser bis zu 90 % aus Wasser, das sich bereits lange vor dem Regenereignis als Reservoir in der Deponie befunden hat und aufgrund einer Durchflusszeit von bis zu drei Jahren entsprechend mit der Schlacke reagieren konnte. Das Gesamtsickerwasser einer Schlackedeponie wird sich demnach immer aus einem wenig beeinflussten Durchflussanteil und einem Reservoiranteil zusammensetzen, wobei die Anteile jahreszeitlich stark schwanken. Die Bildung bevorzugter Sickerwege führt langfristig zu einer schnelleren Auswaschung des Karbonatpuffers in den betroffenen Bereichen und aufgrund von Verdünnungseffekten zu einer gegenüber Reservoir-Sickerwassergehalten verringerten Schwermetallfreisetzung. Trotz der Verdünnung werden aber nach Erschöpfung des Karbonatpuffers zumindest zeitweise stark erhöhte Schwermetallgehalte freigesetzt.

3.2.3.3 Perspektiven für die Schlacke-Deponierung

Obwohl die *MV-Schlacke* kein inertes Endlagermaterial darstellt, ist trotzdem die Produktion von MV-Schlacke zum Zweck der Deponierung zzt. die Methode der Wahl. Eine Aufbereitung und Lagerung der Schlacke ist in jedem Fall zu empfehlen. Der anfänglichen Salzfreisetzung kann entweder durch Wäsche vor der Ablagerung, ggf. in Verbindung mit einem geeigneten Standort (z.B. Meeresnähe) oder durch eine Sickerwasserfassung und -reinigung für die ersten Betriebsjahre begegnet werden. Gegen den langfristig in geologischen Zeiträumen zu erwartenden erhöhten Schwermetallaustausch ist vorbeugend eine entsprechende, vorzugsweise geologische Barriere (Standortwahl) vorzusehen.

Schmelzschlacken ohne weitergehende Schwermetallabtrennung sollten nicht ohne Sicherung (Basisdichtung, Sickerwassersammlung und -reinigung) deponiert werden, da schon relativ früh mit einem erhöhten Schwermetallaustausch zu rechnen ist. Das liegt zum einen an dem Fehlen eines effektiven Säurepuffers und zum anderen an der Art der Schwermetallbindung (Hirschmann 1999). Die Säurepufferung bis pH 4 beläuft sich zwar auf 0,7 meq H⁺/g TS, setzt sich aber nahezu ausschließlich aus einem kinetisch sehr langsam wirkenden Silikatpuffer zusammen. Der Karbonatgehalt ist vernachlässigbar (TIC im Bereich der Bestimmungsgrenze). Der Schwermetallgesamtgehalt und die Verfügbarkeit bis pH 4 unterscheiden sich nicht grundlegend zwischen Schmelzschlacke und Müllverbrennungsschlacke. In der Schmelzschlacke sind die Schwermetalle aber zum größten Teil in korrosionsanfälligen Metallen/Legierungen und nicht ausschließlich in der Glasphase

gebunden. Diese Metalle/Legierungen befinden sich vielfach in exponierter Lage an Poren oder Rissen und sind damit für saure, oxische Lösungen leicht zugänglich. Dementsprechend zeigt sich eine erhöhte Metallfreisetzung aus dem Originalmaterial auch bereits kurzfristig nach Kontakt mit sauren Wässern. Melzer (1997) hat die Langzeitstabilität der Granulate aus einem Schmelzverfahren mit Methoden der Glasforschung untersucht. Er kommt zu dem Schluss, dass das Verhalten der Glasmatrix aufgrund ihrer starken Inhomogenität nicht vorhergesagt werden kann. Insofern ist selbst die Einbindung von Schwermetallen in die Glasphase nicht unproblematisch. Nach den Ergebnissen von Elutionsversuchen ist zu erwarten, dass die maximalen Metallgehalte im Sickerwasser zwar nicht die Sickerwasserhöchstgehalte der MV-Schlacken bei Unterschreiten von pH 7/6 erreichen, aber eine Fassung und Reinigung voraussichtlich trotzdem notwendig ist.

Langfristig inerte Materialien können nur durch Verfahren mit weitergehender Schwermetallabtrennung erzeugt werden. Die Hochtemperaturverfahren, die eine möglichst weitgehende Abtrennung der Schwermetalle von der Silikatschlacke erreichen, verfolgen aber in erster Linie nicht die Reduzierung des Schadstofffreisetzungspotenzials eines Deponiegutes, sondern vielmehr die Produktion von Sekundärrohstoffen. Mit Hilfe der Ingenieurgeochemie in Kombination mit der Petrologie und Verfahrenstechnik ist es möglich, die Behandlungsprozesse so zu evaluieren und zu optimieren, dass die störenden Inhaltsstoffe für die jeweilige weitere Verwertung zielgerichtet ausgeschleust werden („Produktdesign“, Lichtensteiger 1997, 1999; s.a. Abschn. 1.2.5.3). Die Verwertung sowohl der Metallphase (z.B. Cu-reiche Eisenlegierung) in der Verhüttung als auch der Silikatschlacke z.B. als Klinkerersatzstoff bei der Zement- und Betonproduktion liefert einen wesentlich effizienteren Beitrag zur Ressourcenschonung, als es die Verwertung von MV-Schlacke im Straßenbau kann (Stichwort: Downcycling). Die hohen Schwermetallgehalte der MV-Schlacke sind im Straßenbaumaterial nicht nur nutzlos, sondern stellen auch ein langfristiges Gefährdungspotenzial dar. Selbstverständlich ist gesamtökologisch zu prüfen, ob der Energieaufwand der Schmelzverfahren im Vergleich mit den herkömmlichen Produktionsverfahren unter Nutzung von Primärreserven Vorteile bringt. Bereits im Ökobilanzvergleich zur Müllverbrennung kommen Hellweg u. Hungerbühler (1999) aber zu der Folgerung, dass Schmelzverfahren mit Metallseparation unter ökologischen Gesichtspunkten den herkömmlichen Rostofenverfahren als Abfallbehandlungsmethode vorzuziehen sind. Berücksichtigt werden müssen allerdings noch Bewertungsunsicherheiten bei den Schmelzverfahren hinsichtlich des großtechnischen Dauerbetriebs, der Frage des höheren Verschleißes dieser Anlagen und der ökologischen Auswirkungen der Metallverwertung. Letztendlich sind die Ziele einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft erst dann erreichbar, wenn die Weiterentwicklung von Abfallbehandlungsverfahren zur zielgerichteten Produktion von Sekundärrohstoffen vorangetrieben wird (Abschn. 1.2).

Solange schwermetallhaltige Schlacken deponiert und verwertet werden, ist die *Untersuchung des Langzeitverhaltens* dringend geboten (vergl. Abschn. 1.2.2.5, 1.2.3.2. und 1.4.4). In Anlehnung an die Aktivitäten zur europäischen Vereinheitlichung von Auslaug- und Extraktionsschemata (Network Harmonization of Leaching/Extraction Tests, Koordination: van der Sloot, Netherlands Energy Research

Foundation (ECN); van der Sloot et al. 1997; Internet: www.leaching.net) und der Vorschläge der internationalen Schlacke-Arbeitsgruppe (Anonym 1994a) sollten generell die für die Schadstoff-Freisetzung aus einem Material maßgeblichen Faktoren und Prozesse ermittelt werden. Für eine langfristige Gefährdungsabschätzung sind Prozessbeschreibungen und Freisetzungsmodellierungen, die auf verschiedene Szenarien anwendbar sind, erforderlich, anstatt lediglich Testdaten mit vorgegebenen Grenzwerten abzuleiten.

Für die Charakterisierung eines Massenabfalls ist durchaus eine Abfolge von verschiedenen Tests angebracht (characterization test scheme). Demgegenüber stehen Tests mit geringerem Aufwand zur täglichen Anwendung hinsichtlich Identifikation der Abfälle z.B. für die Eingangskontrolle (compliance test, acceptance procedure). Bei den Auslaugverfahren werden drei Hauptmethoden unterschieden (Anonym 1994a): Ermittlung der für die Auslaugung insgesamt verfügbaren Konzentrationen (availability test), Ermittlung der zeitabhängigen Auslaugung bzw. der Freisetzung in Abhängigkeit des Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnisses (column tests, cumulative batch tests) und Ermittlung der Elementspeziation und Löslichkeitskontrolle (pH-static methods).

Bei der *Untersuchung des Langzeitverhaltens von Schlacken aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen* sollten im Charakterisierungsschritt neben der Bestimmung des mineralogisch-chemischen Inventars folgende Testverfahren zur Anwendung kommen (Hirschmann 1999):

1. Ermittlung der Gasbildung, der Reaktion im Kontakt mit Wasser, bei Organikgehalten die Erfassung der Abbaubarkeit,
2. Bestimmung der pH- und Redoxentwicklung bei Belüftung, Ermittlung der Säureneutralisationskapazität, des Säurepufferverhaltens bei Titration und
3. die Bestimmung der grundsätzlichen Auslaugmechanismen (Elution mit Wasser bei zunehmendem Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis, pH-abhängige Freisetzung (z.B. pH-Stufenversuch) und Schwermetallverfügbarkeit).

Mit diesen Methoden ist das Langzeitverhalten organikarmer Reststoffe in diversen Szenarien relativ gut abschätzbar.

3.3 Geochemische In-situ-Stabilisierung von Bergbauauftlasten

3.3.1 Grundlagen der Sauerwasserbildung

Die Mehrzahl der Rückstände der Gewinnung und Aufbereitung von Erzen und Energierohstoffen zeichnen sich durch eine Gemeinsamkeit aus: Sie enthalten signifikante Mengen reduzierter Schwefelverbindungen. Edel- und Buntmetalle (Au, Ag, Cu, Pb, Zn, Sb) sowie Stahlveredler (Ni, Co, Mo) kommen in der Erdkruste vorwiegend oder ausschließlich in sulfischen Erzen vor. Andere, wie Uran und Kohle, sind stets mit Sulfiden assoziiert; eine Schlüsselrolle spielen hierbei die Eisensulfide Pyrit und Markasit, die in endogenen Lagerstätten nahezu ubiquitär auf-

treten. Aus ihrem ursprünglichen geochemischen Milieu an die Tagesoberfläche befördert neigen diese zur Verwitterung, die zu Säurebildung und Elementmobилиsierung führt. Sauerwasserbildung, in der englischsprachigen Literatur als ARD (acid rock drainage) bzw. AMD (acid mine drainage) bezeichnet, wird häufig als das größte im Zusammenhang mit Bergbau und Aufbereitung stehende Umweltproblem dargestellt. Das hohe Schadstoffpotenzial bergbaubedingter Emissionsquellen wie Halden, Schlammtichen, gefluteten Tagebauen und Untertage-Bergwerken resultiert aus den gegenüber anderen Altlasten großen Volumina, den oft hohen Gehalten reaktiver Materialien, dem durch bergmännische und/oder aufbereitungstechnische Einwirkung hohen mechanischen Aufschlussgrad sowie der Tatsache, dass die übertätig oder oberflächennah abgelagerten Materialien vielfach geochemisch instabil sind (Beuge u. Häfner 2001). Sich mit der geochemischen In-situ-Stabilisierung von Bergbaualtlasten auseinander zu setzen macht es damit erforderlich, sich der Frage der Vermeidung bzw. Beherrschung der Sauerwasserbildung zu widmen.

Bis in die 1980er Jahre beschränkte man sich bei der Verwahrung von Bergbaualtlasten nahezu ausschließlich auf die geotechnische Stabilisierung und die Wiedernutzbarmachung der Oberfläche und glaubte, damit auch die wesentlichen stofflichen Umweltauswirkungen beherrschen zu können. Monitoringergebnisse an vielen dieser Standorte zeigten jedoch, dass die Beeinträchtigung von Grund- und Oberflächenwässern sich nach Abschluss der Rekultivierungsarbeiten nicht oder nicht wesentlich verringerte, so dass Maßnahmen zur Wasserfassung und -behandlung, oft auf unbestimmte Zeit, nötig wurden.

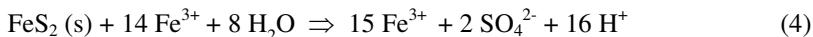
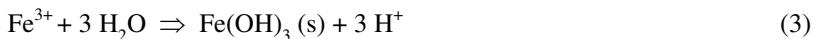
Sauerwasserbildung verbunden mit der Auslaugung von Schwermetallen tritt oft erst Jahre nach Beginn der bergbaulichen Aktivitäten ein, doch einmal in Gang gekommen, ist sie nur schwierig zu stoppen. Eines der bekanntesten Beispiele hierfür ist die historische Sulfiderzlagerstätte von Rio Tinto (Südspanien), deren extrem saure Sickerwässer den gleichnamigen Fluss seit etwa 5000 Jahren derart kontaminieren, dass dieser noch an der Mündung in den Golf von Cadiz pH-Werte zwischen 2 und 2,5 besitzt und außer Algen, Bakterien und Pilzen keinerlei Leben aufweist (Davis et al. 2000). Für Iron Mountain (Kalifornien), einer zwischen 1860 und 1962 gebauten Sulfidlagerstätte wurde abgeschätzt, dass ohne das Erreichen von Sanierungsmaßnahmen die extrem sauren Wässer ($\text{pH} < 1$) noch über eine Zeitraum von mehr als 2000 Jahren austreten würden (Nordstrom u. Alpers 1995). Tritt Sauerwasserbildung verbunden mit großen Volumenströmen und hohen Schadstofflasten auf, können beträchtliche Finanzmittel nötig werden, um die sich ergebenden Umweltauswirkungen zu beherrschen. Dieser Umstand führte vor dem Hintergrund zunehmend strengerer Umweltstandards zur Initierung einer Vielzahl von nationalen und internationalen Forschungsprogrammen mit dem Ziel, das Management sulfidhaltiger Abprodukte von Bergbau und Aufbereitung zu effektivieren. Zu nennen sind hier das kanadische Mine Environment Neutral Drainage (MEND)-Programm (seit 1989), das schwedische MiMi (Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste, 1. Phase 1997-2000, 2. Phase 2001-2003) oder das International Network for Acid Prevention (INAP), das 1998 von 17 internationalen Bergbaugesellschaften ins Leben gerufen wurde.

In Bezug auf die Bewertung, Vorhersage, Vermeidung sowie Behandlung von schadstoffbelasteten Bergbauwässern konnte so in den vergangenen 15 Jahren ein beträchtlicher Kenntnisgewinn erzielt werden, der sich in Standardprozeduren für die Vorhersage der zur Sauerwasserbildung führenden geochemischen Prozessabläufe und in teils innovativen Technologien zu deren Vermeidung bzw. Beherrschung manifestiert. Rein technische Maßnahmen zur Minimierung bzw. Beseitigung der Umweltauswirkungen von Bergbauaualtlasten sind jedoch aufgrund der sich ergebenden finanziellen Konsequenzen oft unverhältnismäßig, so dass der Nutzung natürlicher Demobilisierungsprozesse eine zunehmende Bedeutung zu kommt (Beuge u. Häfner 2001).

In den folgenden Ausführungen wird der aktuelle Kenntnisstand zur Vorhersage, Vermeidung und Behandlung der Sauerwasserbildung in den Grundzügen skizziert. Bei den Behandlungsstrategien ist die Beschränkung auf Maßnahmen der In-situ-Immobilisierung geboten.

Wenngleich also im Folgenden vorrangig zur Sauerwasserproblematik Stellung genommen wird, soll an dieser Stelle ausdrücklich betont werden, dass im Zusammenhang mit der Verwahrung von Bergbauaualtlasten auch andere Prozesse wesentlich sein können, was nur anhand zweier Beispiele illustriert werden soll: So sind bei der Verwahrung von Rückständen der chemischen Aufbereitung oft chemische Reaktionen maßgeblich, bei denen die Mobilisierung von Wasserschadstoffen auf das Vorhandensein von Restlösungen und Prozesschemikalien der Aufbereitung zurückgeht (Beispiele: Tailings der Uranerzgewinnung, vgl. Abschn. 3.3.5 oder Rotschlammdeponierung als Reststoff der Aluminium-Gewinnung aus Bauxit). Andererseits stellt die Verwahrung der Rückstände der Kalisalzgewinnung (Salzhalden) hauptsächlich auf die Minimierung des Ausmaßes der zur Versalzung von Grund- und Oberflächenwässern führenden Salzablaugung aus den Halden ab.

Sauerwasserbildung ist das Ergebnis chemischer und biologischer Oxidationsprozesse reaktiver Sulfidminerale sowie deren Auswaschung und setzt ein, sobald diese den Atmosphärierlichen Wasser und Sauerstoff ausgesetzt werden. Die nachfolgenden Reaktionsgleichungen beschreiben die Sauerwasserbildung am Beispiel der mehrschrittig verlaufenden Pyritverwitterung:

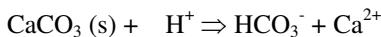
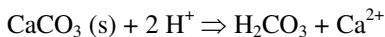


Die chemische Pyrit-Oxidation ist ein relativ langsamer Prozess, und ein Großteil des gebildeten dreiwertigen Eisens scheidet sich aufgrund des zunächst noch relativ hohen pH-Wertes auf den Pyrit-Oberflächen ab. Bei der Hydrolyse werden Protonen freigesetzt, was zum Absinken des pH-Wertes führt. Unterschreitet der pH-Wert in der Umgebung der Reaktionsherde einen Wert von etwa 3,5, bleibt Fe^{3+} vorwiegend in Lösung und agiert als starkes Oxidationsmittel, wobei die Re-

aktionen (2) und (4) einen kinetisch schnellen Reaktionskreislauf bilden. Bei niedrigen pH-Werten wird die Sulfidoxidation durch die bakterielle Oxidation durch acidophile, chemolithoautotrophe Bakterien, v.a. *Thiobacillus ferrooxidans* und *Th. thiooxidans* katalysiert und beschleunigt. Bei pH-Werten unter 4,5 dominiert die biologisch katalysierte Sulfid-Oxidation die rein chemische Reaktion um bis zu sechs Größenordnungen.

Die Wasserqualität der Sauerwässer wird durch die Anwesenheit weiterer Sulfidminerale und des Nebengesteins längs ihres Sicker- oder Fließweges beeinflusst, wodurch sich der pH-Wert und die Elementkonzentrationen im Sickerwasser verändern. Die freigesetzte Acidität, die hohen Fe-Konzentrationen und die mobilisierten Schwermetalle führen zu teils erheblichen Umweltschäden und beeinträchtigen die aquatische Lebensgemeinschaft.

Die Azidität kann durch Alkalien, v.a. Kalzium- oder Magnesiumkarbonat, neutralisiert werden:



So kann beispielsweise austretendes Haldensickerwasser einen neutralen pH-Wert aufweisen, jedoch stammen die erhöhten Gehalte gelöster Spezies aus mit lokaler Versauerung verbundenen Oxidationsprozessen entlang des Fließpfades. Daher sind bei der Diskussion von Mechanismen zur Verhinderung der Sauerwasserbildung auch Fälle mit neutralen, aber hochmineralisierten Sickerwässern zu berücksichtigen.

Die Produkte der Sulfidoxidation verbleiben nicht vollständig gelöst, sondern werden in Form von Sekundärmineralen fixiert, sobald deren Löslichkeitsprodukt überschritten ist. Wichtige Gruppen von Sekundärmineralen sind (Alpers et al. 1994):

- Lösliche Sulfate, wie die Fe-Sulfate Melanterit, Coquimbit und Copiapit, Gips und Epsomit
- Schwer lösliche Sulfate (Jarosit, Alunit; Cölestint, Baryt, Anglesit)
- Fe-Oxide und -Hydroxide (Goethit, Lepidokrokit, Ferrihydrit, Schwermannit)

Sekundärminerale spielen eine wichtige Rolle als, teils zeitlich befristete, Senken von Acidität, Schwermetallen und Sulfat. Sie können aufgrund ihrer oft relativ guten Löslichkeit bei Kontakt mit Wasser wieder aufgelöst werden und geben dann die in ihnen zwischengespeicherten Salze und Schwermetalle an die Umwelt frei.

Die primären Quellen der Sauerwasserbildung sind vielfältiger Natur, zu ihnen zählen untertägige Grubenbaue und Tagebaue ebenso wie Halden von Bergbau und Aufbereitung, Schlammtische, Dämme, Erdbauwerke u.ä. Entscheidend ist dabei lediglich, dass Wasser und Sauerstoff Zugang zum sulfidhaltigen Gestein erhalten, das infolge anthropogener Einwirkung in seinem Gesteinsverband gestört ist und dessen reaktive Oberflächen vergrößert wurden. Im Einzelfall sind die zur Sauerwasserbildung führenden Prozesse äußerst komplex, und die Prognostizier-

barkeit des Prozessablaufs wird eingeschränkt durch Faktoren wie Klima, Verteilung von Sulfiden und Alkalien in der Halde (Homogenität/Heterogenität), Korngrößenverteilung, Wassersättigungsgrad des Porenraumes, maßgebender Sauerstofftransportmechanismus, Temperatur sowie Art und Weise der Durchströmung der Altlast.

3.3.2 Prognose der Sickerwasserqualität

Testprogramme zur Vorhersage der Sauerwasserbildung aus Bergbau- und Aufbereitungsrückständen bzw. zur Ableitung von Gegenmaßnahmen beinhalten üblicherweise folgende Schritte:

- Analyse der geologisch-mineralogischen Verhältnisse sowie der Historie und Entwicklung des zu bewertenden Objekts
- Probenahme, Analyse der Feststoffe
- Durchführung geochemischer statischer und kinetischer Tests
- Geochemische Modellierung, Übertragung der Testergebnisse auf Feldbedingungen
- Modellierung/ Vorhersage der Auswirkungen von Behandlungsmethoden

Dabei unterscheiden sich Herangehensweise und Zielstellung dahingehend, ob es sich um eine *Präventions-* (Neuaufschluss einer Lagerstätte) oder um eine *Interventionsmaßnahme* (Verwahrung einer bereits bestehenden Bergbaualtlast) handelt. Im Präventivfall besteht die grundsätzliche Zielstellung in der Materialcharakterisierung zur Identifizierung eines Risikos der Sauerwasserbildung, in der Vorhersage der Sickerwasserbeschaffenheit und ggf. in der Ableitung von Gegenmaßnahmen zur Vermeidung problematischer Sickerwässer. Im Rahmen der Bergbausanierung hingegen ist das Ausmaß der eingetretenen Umweltprobleme bekannt, und die Untersuchungsprogramme zielen auf die Inventarisierung des Schadstoffpotenzials, die Identifizierung von Wirkungspfaden und betroffenen Schutzgütern sowie die Ableitung geeigneter Sanierungsmaßnahmen.

Zur Materialklassifizierung dienen Probenahme, Feststoffuntersuchungen und statische Tests. Die Vorhersage der Sickerwasserqualität erfordert die Durchführung kinetischer Tests, um die zeitabhängigen chemischen und bakteriell katalysierten Reaktionen zu simulieren.

3.3.2.1 Statische Tests

Statische Testverfahren untersuchen das Verhältnis potentiell säuregenerierender und potentiell säurekonsumierender Minerale in einer Probe. Als Säurebildner werden reaktive Sulfide, als Säurekonsumenten vorrangig Karbonatminerale betrachtet, wenngleich auch Hydroxide und Silikate Neutralisationspotenzial besitzen können. White et al. (1999) geben eine aktuelle Übersicht über die am häufigsten angewandten Testverfahren. Hierzu zählen:

- ABA (acid-base accounting, Säure-Base-Bilanz-Test). Der ABA-Test (Sobek et al. 1978, Coastech 1991) ist nach wie vor die Methode der Wahl zur Ersteinschätzung des ARD-Risikos von sulfidhaltigem Material. Hierzu wird der Sulfidschwefelgehalt einer Probe als Ausdruck des Säurebildungspotenzials SP (cS_2 - in % x 31,25) dem Neutralisationspotenzial NP gegenübergestellt. Kritisch ist die Ableitung eines für die konkreten Standortbedingungen repräsentativen NP. Standardmethode für die Bestimmung des NP ist die Titration mit Säure. Möglich und teilweise empfohlen wird die direkte Ableitung aus dem CO_3 -Gehalt der Probe, was in der Regel zu konservativeren Ergebnissen führt (Jambor et al. 2000, Kwong 2000), die Berücksichtigung eines Abschlags auf den Sobek-NP oder die Verwendung von Alternativmethoden (Lapakko 1994, Lawrence u. Wang 1997, Hutt u. Morin 2000, Li 2000). Das NP wird in kg $CaCO_3$ /t ausgedrückt, das Verhältnis NP/SP bzw. die Differenz NNP = NP – SP sind ein Maß für das ARD-Risiko. Ein häufig angewandtes Interpretationsschema für die Bewertung der NP/SP-Verhältnisse bzw. des NNP ist Tabelle 3.3-1 zu entnehmen. Andere Ansätze beziehen den absoluten Sulfid-Gehalt der Probe ein (Abb. 3.3-1).

Tabelle 3.3-1 Häufig angewandtes Interpretationsschema für die Bewertung von Säure-Base-Bilanztests

	NNP [kg $CaCO_3$ /t]	NP/SP
Potentiell säuregenerierend	< -20	< 1,0
Verhalten unsicher	-20 ... 20	1,0 ... 3,0
Potentiell säurekonsumierend	> 20	> 3,0

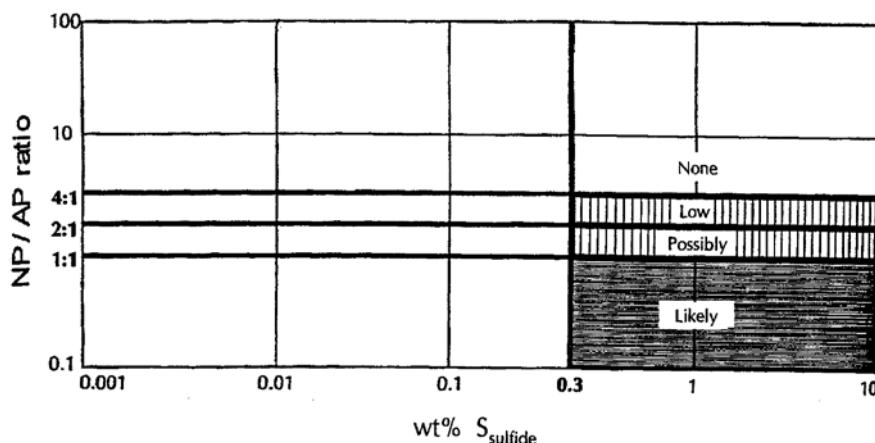


Abb. 3.3-1 Interpretationsdiagramm zur Auswertung von ABA-Daten (aus Jambor et al. 2000 unter Bezug auf Soregaroli u. Lawrence (1997))

Die Parameter NP/SP und NNP unterstellen stets einen vollständigen Stoffumsatz und lassen unterschiedliche Verfügbarkeiten von Sulfiden und Puffermineralen bzw. den Einfluss der Prozesskinetik unberücksichtigt. Da die Methode ursprünglich zur Einschätzung des Säurebildungspotenzials von Abraum des Kohlebergbaus entwickelt wurde, in denen Pyrit und Markasit als die mit Abstand vorherrschenden Sulfide auftreten, ist bei ihrer Übertragung auf beliebige Sulfidlagerstätten weiterhin zu beachten, dass Sulfide mit einem Metall-zu-Schwefel-Verhältnis von ≤ 1 nicht netto-säuregenerierend sind, es sei denn das Metall ist Eisen (Kwong 2000).

- Brei-Test. Beim Brei-Test wird ein Aliquot der Probe in destilliertem Wasser dispergiert. Die Bestimmung des Brei-pH-Wertes und der Brei-Leitfähigkeit geben Aufschluss über das Vorhandensein von leicht wasserlöslichen Oxidationsprodukten (Sulfaten) in der Originalprobe bzw. im Porenwasser.
- NAP- oder NAG-Test (net acid production oder net acid generation). Der NAP- oder NAG-Test ist ein Schnelltest, der die Verwitterung des Probenmaterials durch Zugabe eines Oxidationsmittels simuliert. Die Probe wird zerkleinert und für 24 h in 30-%iger H_2O_2 oxidiert. Der Netto-Effekt von Säurebildung durch Sulfid-Oxidation und Neutralisation, beispielsweise durch in der Probe enthaltenen Kalzit, wird durch anschließende Bestimmung des pH-Wertes der Lösung signalisiert. Aufgrund ihrer Einfachheit eignen sich NAP-Tests, kalibriert gegen ABA-Daten sowie gegen Ergebnisse kinetischer Tests, zur Ableitung einfacher Orientierungswerte für Bergbauplanung und -sanierung.

3.3.2.2 Kinetische Tests

Zur Berücksichtigung der Zeit- und Ratenabhängigkeit der Säurebildung und zur Vorhersage der zu erwartenden Sickerwasserqualität werden als dritte Stufe der Prognosetests kinetische Testverfahren angewandt. Kinetische Tests sind aufwendiger als statische, ihre Durchführung kann Monate bis mehrere Jahre in Anspruch nehmen.

Die Laborversuche werden als Batch-Versuche, in Feuchtezellen (sog. Humidity cells) oder Perkolationskolonnen durchgeführt. Zur Identifikation von Maßstabseffekten können Feldversuche dienen. Laborversuche haben den Vorteil exakter Versuchsbedingungen, mit ihnen kann der Einfluss wesentlicher Milieubedingungen simuliert werden (Sauerstoffzutritt, Korngröße, Temperatur etc.). Feldversuche gelten als repräsentativer, da sie unter den realen klimatischen Bedingungen ablaufen. Andererseits ist ihre Interpretation schwieriger und zeitaufwendiger, da die Reaktionsabläufe stark von meteorologischen Effekten (saisonale Schwankungen, Trocken- und Feuchteperioden) abhängig sind. Grundlagen zur Interpretation der Testergebnisse sind Tabelle 3.3-2 zu entnehmen.

Tests in Feuchtezellen (Humidity Cell Tests) (Sobek et al. 1978) simulieren die Verwitterung der Probe unter Optimalbedingungen. Hierzu wird in einem Laborapparat auf Probenmengen von mehreren hundert Gramm bis zu einigen Kilogramm für drei Tage feuchte Luft, anschließend für weitere drei Tage trockene Luft kontrolliert aufgegeben. Am siebenten Tag werden die Reaktionsprodukte

mit destilliertem Wasser ausgespült und das Eluat analysiert. Die Auswertung der Wochencyklen erstreckt sich auf mindestens 20 Wochen.

Kolonnentests werden ähnlich den Feuchtezellentests durchgeführt, jedoch sind die einsetzbaren Materialmengen größer (bis mehrere Tonnen). Die Versuchszyklen können den aktuellen hydrometeorologischen Standortbedingungen oder speziellen Fragestellungen besser angepasst werden.

Tabelle 3.3-2 Grundlagen der Interpretation von kinetischen Tests (nach Caruccio et al. 1981)

Leitfähigkeit	Qualität des Eluats		Ablaufende chemische Reaktionen
	Sulfat	pH	
Niedrig	Abwesend	Neutral	Probe ist inert
Hoch	Abwesend	Alkalisch	Lösung von Ca-, Mg-Karbonat
Hoch	Hoch	Sauer	Pyrit-Oxidation in Abwesenheit von Karbonat
Hoch	Hoch	Neutral	Pyrit-Oxidation mit anschließender Neutralisation

Kinetische Tests eignen sich, Sulfid-Oxidationsraten und Verfügbarkeiten von Neutralisationspotenzial direkt zu messen. Zur Übertragung der Ergebnisse von Labortests auf Feldbedingungen werden üblicherweise eine Reihe von Anpassungen notwendig, um Maßstabseffekte sowie den Einfluss von Temperatur, Frost-Tau-Wechseln, Menge und Verteilung der Niederschlagsmengen sowie Besonderheiten der Wasser- und Gasbewegung in der ungesättigten Zone zu berücksichtigen. Hierzu werden in der Praxis geochemische Modelle eingesetzt. Zur Abschätzung der langfristigen Tendenzen der Qualitätsentwicklung von Sickerwässern werden häufig Gleichgewichtsmodelle verwendet. Perkins et al. (1997) geben einen Überblick über verfügbare Computercodes und deren Einsetzbarkeit für die Prognose von ARD-Prozessen. Die Autoren schlussfolgern, dass geochemische Modelle geeignet sind, das grundlegende Prozessverständnis herzustellen und alternative Sanierungsoptionen miteinander zu vergleichen. Für Langzeitprognosen wird empfohlen, einfache empirische Modelle auf Basis von Feld- und Labordaten zu nutzen, die standort- und problemangepasst entwickelt werden müssen. In jedem Falle sind, so vorhanden, reale Felddaten heranzuziehen und problemangepasst auszuwerten.

3.3.3 Technologien und Behandlungsmethoden für Sauerwässer bei der Ablagerung von Bergmaterialien und Tailings

3.3.3.1 Überblick

In Bezug auf die Behandlungsmethoden von ARD nennen Filipek et al. (1996) grundsätzlich drei Maßnahmekategorien:

1. Maßnahmen an der Schadstoffquelle,

2. Maßnahmen zur Beeinflussung der Transferpfade (Migrationskontrolle),
 3. Wasserfassung und -behandlung.

Die Maßnahmen der Kategorie (1) zielen weitgehend auf die Vermeidung der Sulfidoxidation – die grundsätzlich beste Strategie des Umgangs mit der Oxidation reaktiver Sulfide – oder auf die Verringerung der Oxidationsrate, so dass die resultierende Sauerwasserbildung unerheblich bleibt, die der Kategorie (2) auf die Verminderung der Menge ausgetragener Wasserschadstoffe. Beide Maßnahmetypen lassen sich unter dem Aspekt der *In-situ*-Stabilisierung von Bergbauauftlasten zusammenfassen und sollen im folgenden betrachtet werden.

Im folgenden wird ein Überblick über Methoden, die zur Verhinderung der Sauerwasserbildung bzw. zur *In-situ*-Immobilisierung möglich sind und deren Durchführbarkeit bewiesen oder ausreichend erforscht ist, gegeben. Sie zielen auf die folgenden wesentlichen Wirkprinzipien (vgl. Tabelle 3.3-3):

- Einschränkung des Sauerstoffzutritts, Sauerstoffverdrängung und Sauerstoffverbrauch,
- Einschränkung des Wasserzutritts und des Wasseraustauschs,
- Minimierung der zu verstärkter Sulfidoxidation führenden bakteriellen Aktivität,
- Erhöhung der Alkalität bzw. der Pufferkapazität des Haldenmaterials.

Dabei können die Maßnahmen auf die Gesamtmenge des Bergematerials angewandt werden oder, nach Separation von potentiell säuregenerierendem oder sulfidreichen Material, nur auf dieses, was Kosteneinsparungen nach sich ziehen kann.

Tabelle 3.3-3 Übersicht zu Maßnahmen zur Verhinderung der Sauerwasserbildung (Anon. 1992)

Ziel	Maßnahme	Laugung von Metallen	Versauerung
Beseitigung oder Isolierung reaktiver Sulfide	Konditionierung des Gesteins	Ja	Ja
Ausschluss von Wasser	Abdeckungen und Abdichtmaßnahmen	Nein	Ja
Ausschluss von Sauerstoff	Subaquatische Deposition	Nein	Ja
	Abdeckungen und Abdichtmaßnahmen	Nein	Ja
pH-Kontrolle	Verschneiden von Gesteinsvarietäten	Nein	Ja
	Basische Additive	Ja	Ja
Kontrolle der bakteriellen Aktivität	Bakterizide	Nein	Ja
	Temperatur	Nein	Ja

Die Anwendung von Maßnahmen zur ARD-Kontrolle wird heute beim Aufschluss neuer Bergbaustandorte proaktiv betrieben. Bei Bergbausanierungsvorhaben im Sinne von Interventionssituationen finden jedoch die gleichen Grundtechnologien Anwendung.

Wasserbehandlungstechnologien werden im folgenden nicht detailliert betrachtet, einen aktuellen Überblick hierzu gibt Kuyucak (2001). Die dem Einsatz der sog. passiven Verfahren, wie aeroben oder anaeroben Feuchtgebieten (constructed wetlands), anoxischen Kalksteindränagen (anoxic limestone drains, ALD) sowie reaktiven Barrierensystemen zugrunde liegenden Wirkprinzipien werden in den Kapiteln 1 und 2 dieser Monographie ausführlich diskutiert.

3.3.3.2 Subaquatische Lagerung

Sauerstoffabschluss von potentiell säuregenerierenden Materialien durch Flutung („water cover“) ist eine äußerst wirkungsvolle Methode, Säurebildung und damit einhergehenden Schadstoffaustausch zu verhindern (Filipek et al. 1996). Die Methode der Verwahrung von Bergbauabfällen in künstlichen Absetzbecken unter einer Freiwasserlamelle gilt in Kanada als Vorzugstechnologie für die Verwahrung von nichtoxidierten sulfidhaltigen Tailings (Tremblay 2000). Ebenso kann sie angewandt werden bei der Verwahrung von oxidierten Bergematerialien, wie beispielsweise im Rahmen des MEND-Programmes bei der Verwahrung eines 66 ha großen und 2,5 Mio. m³ Tailings fassenden Schlammteiches am Standort Solbec, Quebec, einem ehemaligen Cu-Pb-Zn-Bergwerk (Amyot u. Vezina 1997). Andere Beispiele für ihren Einsatz sind Tailingsbecken in Stekenjokk und Kristineberg in Schweden (Eriksson et al. 2001, Lindvall et al. 2001). Da der Sauerstoff-Diffusionskoeffizient in Wasser fast vier Größenordnungen geringer als in Luft ist, wird die Oxidationsrate durch Aufbringen einer Wasserlamelle in einem solchen Maße vermindert, dass Säurebildung nicht eintritt. Im Sedimentkörper ist unter Wasserverdeckung mit der Ausbildung reduzierender Bedingungen zu rechnen, so dass sich Milieubedingungen ausbilden, unter denen Sulfide langzeitstabil sind. Die Tendenz zur Ablagerung limnischer Sedimente trägt durch Sauerstoffzehrung zur Barrierefunktion bei. Wesentlich ist, dass die Ablagerung in Stillwasserbereichen erfolgt und nicht durch mechanische Aufwirbelung in Mitleidenschaft gezogen wird. Wenn die Bergbauabfälle einen signifikanten Oxidationsgrad aufweisen, wird die Überschichtung mit klastischen oder organischen Materialien empfohlen, was die Diffusion von löslichen Oxidationsprodukten in die überstehende Wassersäule verzögert. Leitlinien zur subaquatischen Ablagerung von Tailings fasst der MEND-Report 2.11.9 zusammen (Anon. 1998).

Nachteile der subaquatischen Ablagerung sind die oft erheblichen Aufwendungen, die für das Wassermanagement zur Sicherung der Wasserüberdeckung und zur Überwachung der Absperrbauwerke nötig sind.

Die Einlagerung von Bergbauabfällen in natürliche Gewässer hat in Bezug auf die Limitierung der Säurebildung den gleichen Effekt und wurde in der Vergangenheit praktiziert, ist jedoch in Bezug auf die ökologischen Konsequenzen teils kritisch zu betrachten.

Die technische Umsetzung des Prinzips der subaquatischen Deposition ist äußerst vielgestaltig. Neben der klassischen Variante der Einlagerung in Absetzbecken unter einer Freiwasserlamelle kombinieren Lösungen wie die Rückverfüllung von Tagebauen und deren anschließende Flutung oder die Ablagerung von Reststoffen in gefluteten Untertage-Bergwerken Elemente der Unterwasserablage rung mit anderen Maßnahmebausteinen (Abdeckung, Einkapselung).

Das gleiche Wirkprinzip liegt der Ablagerung reaktiver Materialien mit erhöhtem Wasserspiegel (elevated water table concepts) zugrunde. Hierbei wird versucht, die gesättigte Zone v.a. in Tailings aufzuhöhen, um hierdurch den Sauerstoffzutritt zu limitieren. Die Methode kann mit der Ablagerung in Tagebaurestlöchern kombiniert werden. Das Anheben des Grundwasserspiegels kann erzielt werden durch eine Modifizierung der Wasserbilanz, durch eine Erhöhung der Speicherkapazität des abgelagerten Materials oder durch das Einbringen von Strömungsbarrieren in den Grundwasserraum.

3.3.3.3 Geringdurchlässige Abdeckungen, Einkapselung („dry covers“)

Das Aufbringen von Abdecksystemen auf Bergbauhalden u.ä. Bergbauaultlasten ist eine der am häufigsten eingesetzten Verwahrungsmaßnahmen. Die Aufgabe von Abdecksystemen ist es zunächst, die Infiltration von meteorischem Wasser in die Bergbauaultlast zu vermindern und somit das Wasservolumen, das kontaminiert wird, zu minimieren. Somit stellen Abdeckungen eher eine Isolations- als eine Behandlungsmethode dar. In Bezug auf die Verhinderung der Sauerwasserbildung erfüllen gut gebaute Abdeckungen jedoch noch eine weitere Aufgabe, indem sie die Sauerstoffzufuhr und somit die Säurebildungsraten minimieren. Voraussetzung hierfür ist beim Einsatz mineralischer Abdichtsysteme, dass Teile der Abdeckung nahezu wassergesättigt bleiben und hierdurch der Sauerstoffzutritt limitiert wird. In der Praxis eingesetzt werden verschiedenen Typen mineralischer Abdeckungen (konventionelle mit einer geringdurchlässigen Dichtschicht, monolithische auf der Basis der Verdunstungswirkung der Vegetation, Abdeckungen auf der Basis des Kapillarsperrenprinzips), daneben Abdeckungen unter Einsatz von Bentonitmat ten, Beton, Asphalt oder PVC- bzw. HDPE-Dichtungsbahnen.

Die Verbringung von Bergbauabfällen aufgelassener Standorte in Sondermülldeponien („disposal cells“) mit Basis- und Oberflächenabdeckung stellt in den USA eine Standardtechnologie dar, die beispielsweise bei der Sanierung von US-EPA-Superfund-Sites oder im Rahmen des UMTRA-Programmes zur Sanierung von Uranbergbaustandorten praktiziert wird.

Zur optimalen Bemessung von Abdecksystemen sind Modellierungen und Kosten-Nutzen-Betrachtungen nötig. Kostenaspekte legen den Einsatz lokal verfügbarer Erdstoffe nahe. Möglich ist die Einkapselung reaktiven Materials durch nichtreaktives Bergematerial oder Tailings, die oft in großen Mengen vorhanden sind (Watson 1995, Tremblay 2000).

Kritisch und Gegenstand einer breiten Diskussion ist, inwiefern Abdeckungen langfristig integer und wirksam bleiben können. Gut dokumentierte Langzeitreihen hierzu sind rar. Bekannt sind die Ergebnisse von Testfeldern auf der Deponie

Hamburg-Georgswerder (Melchior 1996) oder die der White's waste dump in Rum Jungle, Australien (Timms u. Bennett 2000), die nahelegen, dass externe Einflüsse wie Austrocknung der Dämmschicht und Ausbildung von SchrumpfungsrisSEN, Durchwurzelung und Biointrusion, Frost-Tau-Wechsel u.ä. dazu führen können, dass die Wirksamkeit der Abdeckung in relativ kurzer Zeit signifikant zurückgeht.

3.3.3.4 Sauerstoffzehrende und reaktive Abdeckungen

In diesem Abschnitt sollen alle Techniken subsummiert werden, bei denen reaktive Materialien auf- oder eingelagert werden, um die hydraulische und Gasdurchlässigkeit des Objektes zu verringern oder Sauerstoff zu konsumieren. Unter diese Gruppe von Technologien fallen:

- Sauerstoffzehrung durch Organika. Die Verwendung von industriellen Abprodukten wie Kompost, Holzabfällen, kalkstabilisiertem Klärschlamm oder Abgängen der Papierindustrie bieten die Möglichkeit, kostengünstige sauerstoffzehrende Barrieren im Top reaktiver Bergematerialien zu errichten (Elliott et al. 1997, Tremblay 2000, Tassé 2000, Germain et al. 2000). Allerdings ist ihr Einsatz an eine Reihe von Standortfaktoren gebunden und in aller Regel allein nicht ausreichend, die Sulfidfreisetzung langfristig zu verhindern, da sich das organische Material bei der Sauerstoffzehrung zersetzt (Delaney et al. 1997). Des Weiteren besteht bei der Oxidation des organischen Kohlenstoffs das Risiko der reduktiven Auflösung von sekundären Eisenoxyhydroxyden, verbunden mit der Freisetzung von Schwermetallen (Blowes et al. 1994).
- Anorganische sauerstoffzehrende Abdeckungen. Die Verwendung von gut gepuffertem sulfidhaltigen Material ist eine Methode zur Etablierung einer sauerstoffzehrenden Zone und wird bei der Verwahrung des WISMUT-Standortes Ronneburg praktiziert (s. Abschn. 3.3.5)
- Ortsstein- oder hardpan-Bildung. Die Bildung von Ortstein ist ein natürlicher Vorgang, der bei sulfidreichen Tailings mehrfach beschrieben wurde (Blowes et al. 1991). Ortstein besteht in der Hauptsache aus amorphen Eisenoxyhydroxiden und führt zur Verringerung der reaktiven Oberflächen sowie zu verminderter Infiltration und Sauerstoffzufuhr (Anon. 1996). Auf der Nutzung eines ähnlichen Effektes beruhen die „reaktiven Abdeckungen“, die Chermak u. Runnels (1997) beschreiben: Die oberflächliche Kalkzugabe zu sulfidhaltigem Abraum führt zur Ausfällung einer geringdurchlässigen Kruste bestehend aus Gips und amorphen Eisenoxyhydroxiden. Shay u. Cellan (2000) beschreiben den Einsatz dieser Herangehensweise bei der Verwahrung von Haldenmaterial am Standort einer Gold-Silber-Lagerstätte im US-Bundesstaat Nevada. Man erhofft sich von dieser Methode, dass die entstehenden gering permeablen Schichten unter oxidierenden Bedingungen langzeitbeständig und selbstheilend sind, da sie natürliche Analoga, nämlich lateritische Fe-Akkumulationen in tropischen Böden (ferricrete, silicrete, gypcrete, calcrete) besitzen (Bowell et al. 2000). Die Schwierigkeit der Applikation unter Feldbedingungen besteht je-

doch darin, dass die Fällung der Sekundärminerale derart zu induzieren, dass sich eine Zone geringer Wasserdurchlässigkeit ausbildet.

3.3.3.5 Verschneiden von säuregenerierendem Gestein und Alkalienzugabe

Mehling et al. (1997) geben einen aktuellen Überblick über Techniken zur Verschneidung von potentiell säuregenerierendem mit säurekonsumierendem Bergmaterial oder mit alkalischen Zuschlagstoffen und analysieren die wichtigsten Einflussfaktoren hinsichtlich der Wirksamkeit der Technologie anhand einer Reihe von Fallbeispielen.

Im Idealfall besteht das Ziel der Vorgehensweise darin, die pH-Wert-abhängige Sulfidoxidationsrate durch Aufrechterhalten eines alkalischen Milieus niedrig zu halten, Acidität innerhalb der Quelle zu neutralisieren, freigesetzte Schwermetalle, v.a. Eisen unmittelbar am Ort ihrer Freisetzung zu immobilisieren und hierdurch zur Blockierung reaktiver Sulfidoberflächen beizutragen (Ausbildung von Oxid-Coatings), so dass schlussendlich das entstehende Sickerwasser keiner nachgeschalteten Behandlung bedarf. In der Praxis ist dieses Ziel jedoch nur schwierig zu erreichen, da dies neben dem Vorhandensein eines hinreichenden Überschusses an Pufferkapazität auch die nahezu ideale Mischung von Sulfid- und Puffermineralen im Mikromaßstab voraussetzt. Je größer die Abweichung von der idealen Mischung ist, desto stärker ist die Tendenz zur Ausbildung lokaler Versauerungsnester mit teils erheblicher Mobilisierung von Schwermetallen und Härtebildnern. Die Ausbildung bevorzugter Strömungswege unter ungesättigten Bedingungen und die Blockierung von Karbonatoberflächen durch Gipsausfällung können die Wirksamkeit des Pufferpotenzials weiter einschränken. Die in solchen Fällen generierten Sickerwässer besitzen am Fassungspunkt dann einen neutralen pH-Wert, sind jedoch aufgrund hoher Salzfrachten, Sulfatgehalte und Schwermetallkonzentrationen (z.B. Zn, Cd, Ni oder U) nicht ohne weitere Behandlung ableitbar. Im ungünstigsten Fall kommt es aufgrund ungenügender Verfügbarkeit des Neutralisationspotenzials gar zum Austritt saurer Wässer.

Da die Massenbewegungen im Bergbau in aller Regel mit schwerer Technik bewältigt werden und mit ihr ohne erhebliche Mehraufwendungen hohe Mischungsgrade kaum zu realisieren sind, wurde als Alternative zur Mischung die lagenweise Einbringung von alkalischen Materialien vorgeschlagen und praktiziert. Die Praxis hat jedoch gezeigt, dass zur Erreichung eines hinreichenden Wirkungsgrades der Maßnahme eine intensive Vermischung des alkalischen Materials mit dem Abraum nötig ist, wie das Fallbeispiel der in British Columbia gelegenen Samatosum Mine zeigt (Mehling et al. 1997):

Die polymetallische Cu-Pb-Zn-Lagerstätte produzierte zwischen 1989 und 1992, wobei ca. 9 Mio. t Abraum anfielen. ABA-Tests im Vorfeld des Aufschlusses der Lagerstätte hatten gezeigt, dass etwa 42 % des beim Abbau anfallenden Nebengesteins (PAG, leukokratische Metasedimente aus dem Liegenden der Lagerstätte) mit einem mittleren NP/SP-Verhältnis von 0,5 und einem mittleren NNP von $-44 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ potentiell säuregenerierend sein würden. Demgegenüber erwiesen sich 58 % des Nebengesteins (MAF, mafische Pyroklastika aus dem Han-

genden der Lagerstätte) mit einem mittleren NP/SP-Verhältnis von 5,2 und einem mittleren NNP von 304 kg CaCO₃/t als säurekonsumierend. Das mittlere NP/SP-Verhältnis des gesamten Abraums wurde mit 3,1 abgeschätzt, so dass das Verschneiden beider Lithologien zur Erzielung einer nichtreaktiven Gesamthalde als Strategie ins Auge gefasst wurde. Die Planungen sahen vor, beide Lithologien in Sandwichbauweise alternierend in den Haldenkörper einzubauen, wodurch neutrale Milieubedingungen aufrechterhalten, die Sulfidoxidation limitiert und hierdurch Säurebildung und Mobilisierung von Schwermetallen verhindert werden sollten. Zur Verifizierung der Strategie wurde eine Serie von Kolonnenversuchen über einen Zeitraum von 286 Wochen durchgeführt. Die Kolonnen mit schichtweisem Einbau von PAG und MAF (Probemenge 35 bis 46 kg) zeigten über den Versuchszeitraum keine Versauerungstendenzen, wiesen jedoch auf relativ hohe Sulfidoxidationsraten hin. Die Halde wurde schließlich entsprechend der ursprünglichen Planungen in alternierenden, jeweils 6 m mächtigen Lagen von MAF und PAG-Material aufgefahren. Bereits 1993, etwa ein Jahr nach Abschluss der Haldenauffahrung, wurden an einem der Drainagepunkte am Haldenfuß Hinweise auf eine Versauerung mit ansteigenden Sulfat-, Mangan- und Zinkkonzentrationen festgestellt. Im Frühjahr 1996 schließlich war die Haldendrainage sauer, so dass eine Wasserbehandlungsanlage zur Reinigung der Sickerwässer errichtet werden musste.

Während die Beigabe von Branntkalk (CaO), Kalkhydrat (Ca[OH]₂) bzw. Kalkstein (CaCO₃) zum Abraum während dessen Ablagerung eine Standardtechnologie darstellt, ist die nachträgliche Zugabe von Kalkmilch oder Natriumkarbonat in flüssiger/gelöster Form durch Injektion oder Irrigation aufgrund mangelnder Verfügbarkeit und teilweiser Blockierung des Strömungsraumes eher problematisch (Anon.1996). Wirtschaftlich besonders interessant ist die Verwendung nettosäurekonsumierender Bergematerialien oder basischer Kraftwerksaschen. Die Wahl des bevorzugten Neutralisationsmittels wird nicht nur von dessen spezifischen Kosten, seiner Reaktivität und technologischen Handhabbarkeit bestimmt, sondern auch von den Auswirkungen auf die Mobilität von Schwermetallen und Radionukliden. So führt der Einsatz von Kalkstein zur Freisetzung von CO₃²⁻ bzw. HCO₃⁻, was beispielsweise die Mobilität von Uran durch Bildung äußerst stabiler Karbonatkomplexe erhöht.

Die Ausbildung bevorzugter Fließwege ist insbesondere in grobkörnigem Haldenmaterial problematisch (Mehling et al. 1997). Zur Sicherung der langfristigen Wirksamkeit wird eine Überdosierung der Alkalienzugabe empfohlen. Filipek et al. (1996) nennen ein zu erreichendes NP/SP-Verhältnis von 1,25 bis 3 in Abhängigkeit von der Reaktivität des Neutralisationsmittels. In anderen Fällen wird das Neutralisationsmittel dosiert, um bereits vorhandene Acidität zu puffern (vgl. Abschn. 3.3.5).

3.3.3.6 Weitere Verfahren

Bakterizide. In der Literatur wird über den Einsatz von Chemikalien berichtet, die das Wachstum der chemolithotrophen, die Sulfidoxidation beschleunigenden Bakterien der Gattung *Thiobacillus* limitieren und so die Säurebildung von potentiell

säuregenerierendem Material unterdrücken oder stark beschränken. Zum Einsatz kommen Benzoate, Phosphate, Sorbate, Sulfate (Helms 1995, Delaney et al. 1997). Die Bakterizidzugabe erfolgt entweder durch periodisches oder kontinuierliches Besprühen bzw. in Form von Pellets, die die Chemikalie dosiert abgeben sollen. Problematisch ist dennoch die Sicherstellung der Langzeitverfügbarkeit der – biologisch abbaubaren – Chemikalien. Überdosierungen können ggf. zu Umweltschäden führen. Ein Einsatz ist nicht erfolgversprechend, wenn ein substantielles Reservoir an leicht mobilisierbaren Oxidationsprodukten bereits gebildet wurde, wie es an Standorten mit Bergbaualtlasten häufig der Fall ist.

Die Methode wurde erfolgreich bei der Behandlung von Bergematerial in US-amerikanischen Kohlengruben angewendet (Rastogi 1996). Andere Fallstudien, in denen der Einsatz von Bakteriziden getestet wurde, so in Equity Silver, Kanada, waren weniger erfolgreich (Delaney et al. 1997).

Auch die Zugabe von Fluorit (CaF_2) wurde verschiedentlich zur Hemmung der bakteriellen Aktivität vorgeschlagen, jedoch stehen einem großskaligen Einsatz Wasserbeschaffenheitsprobleme aufgrund der Freisetzung von Fluorid entgegen.

Verfestigung und Inertisierung. Die Konditionierung von bergbaulichen Abfällen durch Einbindung in eine impermeable Zementmatrix zur Blockierung ihrer hydraulischen Durchlässigkeit ist eine Maßnahme, die aufgrund ihrer hohen spezifischen Kosten am ehesten bei der Sonderbehandlung von hochreaktiven Reststofffraktionen eine Rolle spielen kann (Helms 1995). Verfahren der Druckinjektion von Zementsuspensionen mit dem Ziel, reaktionsfreudiges Haldenmaterial zu isolieren, werden von Scheetz et al. (1998) bei der Sanierung eines Kohlentagebaues in Pennsylvania beschrieben.

Blockierung reaktiver Oberflächen. Das Verfahren (auch bekannt als Micro-Encapsulation) beruht auf dem Ansatz, auf reaktiven Sulfid-Oberflächen Coatings zu erzeugen, die die weitere Sulfidoxidation durch O_2 oder Fe^{3+} verhindern. Dabei wird Pyrit bzw. Pyrrhotin in Gegenwart geringer Mengen an Oxidationsmittel (beispielsweise H_2O_2 oder Hypochlorit) mit Phosphat- oder Silikatlösung behandelt. Die Methode führt zur Ausbildung von Eisenphosphat- bzw. Silikat-Coatings auf Pyrit-Oberflächen, die deren Reaktivität stark einschränken sollen (Georgopoulou et al. 1995, Watson 1995, Bowell et al. 2000, Fytas et al. 2000). Die Untersuchungen beschränken sich bisher auf den Labor- und kleintechnischen Maßstab, großtechnische Referenzfälle sind nicht bekannt.

- *Sulfatreduktion.* Die mikrobiologisch katalysierte Sulfatreduktion bewirkt, dass lösliche Metalle und Metallhydroxide als Metallsulfide immobilisiert werden. Sie kann als In-situ-Behandlungsmethode ins Auge gefasst werden, wenn die Oxidation reaktiver Sulfide bereits stattgefunden hat. Sie ist an die Ausbildung strikt anaerober, neutraler Milieubedingungen und das Vorhandensein organischen Kohlenstoffs als Energiequelle für die sulfatreduzierenden Mikroorganismen gebunden. Die Zugabe von organischem Kohlenstoff zu Tailings während der Ablagerung wird von Blowes et al. (1994) beschrieben. Sulfatreduktion spielt eine große Rolle bei der Verwahrung und Flutung von Untertagebergwerken und Tagebauen. Darüberhinaus existieren mannigfaltige Ansätze, sie gezielt in künstlichen Feuchtbiotopen (constructed wetlands) oder reaktiven Wänden (SRBs, sulfate reducing barriers) zu nutzen.

3.3.3.7 Komplexe Ablagerungstechnologien

Die in den vorhergehenden Abschnitten beschriebenen Einzelbausteine zur In-situ-Immobilisierung von reaktiven Bergbauabfällen werden in der Praxis selten allein, sondern oft kombiniert eingesetzt. Zwei der häufig eingesetzten Konzepte sind (Orava et al. 1997):

- Ablagerung in Tagebaurestlöchern (In-pit disposal). Die Methode ist äußerst flexibel und den Standortbedingungen angepasst einsetzbar. Je nach Ausgestaltung kann sie Elemente der subaquatischen Deposition (Ablagerung von Reststoffen in einem Tageausee), der Infiltrations- und Sauerstoffkontrolle und der Einkapselung (bei Kombination mit geringdurchlässigen Abdeckungen), der Verschneidung und Alkalienzugabe bzw. der Unterstützung der Sulfatreduktion einschließen. Großtechnisch angewandt wird das Konzept u.a. im Rahmen der WISMUT-Sanierung am Standort Ronneburg (vgl. Abschn. 3.3.5)
- Gemeinsame Ablagerung (Co-disposal) von Haldenmaterial und Tailings. Das gemischte Ablagern von Haldenmaterial und Aufbeitungsbergen führt zur Ausbildung von geringdurchlässigen, die Sauerstoffintrusion und Infiltration limitierenden Zonen. Poulin et al. (1996) berichten über eine Technologie, reaktives Haldenmaterial mit entwässerten Tailings gemischt oder geschichtet in Halden einzubauen, wodurch sich die hydraulische Durchlässigkeit des Materials vermindern lässt. Die Methode wird in einer Kohlengrube in Australien sowie in Kalifornien angewendet. Wilson et al. (2000) berichten über Versuchsergebnisse am Beispiel des Standortes Equity Silver, Kanada. Teilweise kommt es zur Ausbildung von „hardpans“, die eine wirksame Sauerstoffdiffusionsbarriere darstellen.

3.3.4 Verwahrung von Untertagebergwerken und Tagebauen

3.3.4.1 Grubenflutungen

Zentrales Element der Verwahrung von Untertagebergwerken ist in aller Regel die sich durch Einstellung der bergmännischen Wasserhaltung ergebende Flutung des Grubengebäudes. Nach deren Abschluss stellt sich ein hydraulisch stationärer Zustand ein, bei dem die Flutungswässer entweder diffus oder über bergmännisch geschaffene Wasserwegsamkeiten in Richtung der Vorflut übertreten und zu einer Beeinträchtigung abstromig gelegener Grund- und Oberflächenwässer führen können. Für den Schadstoffaustausch bzw. die Schadstoffnachlieferung einer in Flutung befindlichen bzw. gefluteten Grube sind eine Vielzahl von Mobilisierungs-, Transport- und Immobilisierungsprozessen maßgeblich. In Bezug auf die Schadstoffnachlieferung sind v.a. zwei Grundprozesse zu nennen:

- Auswaschung von Porenwässern und Auflösung von Sekundärmineralen aus vormals entwässerten Teilen der Grube. Dieser Prozess ist für den meist ausgeprägten Konzentrationspeak in der ersten Phase nach Flutungsabschluss verantwortlich.

- Verwitterung von Primärmineralen in der langfristig vom Grundwasser nicht überstauten Zone sowie Mobilisierung aus dem Grundwasserkörper. Diese Prozesse bestimmen die langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen.

Der Flutung selbst sind wesentliche Aspekte der Prinzipiellösungen zur Kontrolle der Schadstofffreisetzung inhärent. So wird zum einen der Sauerstoffzutritt zu den Schadstoffquellen dauerhaft unterbunden, so dass, falls ein weitgehender oder vollständiger Einstau der Restmineralisation möglich ist, die Schadstoffnachlieferung aus Primärmineralen wirksam begrenzt werden kann. Die eingesetzten Flutungsstrategien zielen daher auf die Erreichung eines möglichst hohen Flutungsniveaus (Bsp: Grube Meggen, Heide u. Hasse 1997; Uranerzlagerstätte Ronneburg, vgl. Abschn. 3.3.5). Weiterhin führt die Minimierung des hydraulischen Gradien-ten dazu, dass der Wasseraustausch zwischen Grube und Hydrosphäre minimiert wird. Neukirchner u. Hinrichs (1997) beispielsweise beschreiben die grundsätzliche Wirkung der Flutungsmaßnahme auf den langfristigen Schadstoffaustausch eindrucksvoll am Beispiel einer Pb-Zn-Grube in Colorado.

Die in der Praxis häufigsten flutungsvorbereitenden bzw. -flankierenden Maßnahmen in Hinblick auf die Erzielung akzeptabler Wasserqualitäten bzw. die Minimierung der Auswirkungen der Flutung auf die Hydrosphäre sind

1. die Blockierung von Migrationswegen und die Verminderung des Wasseraus- tauschs zwischen Grube und Hydrosphäre durch Verschließen von Tagesöff- nungen bzw. Hermetisierung von Grubenbauen sowie
2. die pH-Wert-Kontrolle durch Einsatz alkalischer Additive, z.B. Aufgabe von Kalkmilch (In-situ-Wasserbehandlung) oder den Einsatz von alkalischen Ver- satzrezepturen (Helms u. Heinrich 1997; vgl. auch Abschn. 3.3.5).

Die langfristige Entwicklung der Flutungswasserqualität einer gefluteten Grube wird nach Verbrauch des gelösten Sauerstoffs zunehmend von Reduktionsprozes- sen bestimmt. Wesentliche hierbei beteiligte Halbreaktionen sind:

Oxidationsreaktionen

- Oxidation des in der Grube verbliebenen metallischen Eisens (Schrott)
- Oxidation organischen Kohlenstoffs

Reduktionsreaktionen

- Reduktion dreiwertigen Eisens aus Sekundärmineralen der Vorflutungsphase
- Sulfatreduktion mit Abscheidung schwerlöslicher Metallsulfide

In manchen Fällen führt die Erzielung einer stabilen Dichteschichtung zu einer Verminderung des Austauschs hochmineralisierter und -kontaminiierter Wässer mit den oberflächennahen Grundwässern bzw. der Vorflut (Bsp.: Grube Straß-berg/Harz, Beuge u. Kindermann 1997). Ob und inwieweit es zur Einstellung reduzierender Milieubedingungen bzw. einer stabilen Dichteschichtung kommt, hängt zuallererst von der Grubengeometrie und den realen Strömungsbedingungen respektive Verweilzeiten der Grubenwässer ab. Um den langfristigen Schadstoff- austausch aus gefluteten Gruben zu minimieren, versucht man, diese Prozesse gezielt

zu initiieren. Hierzu zählt die Einbringung von Reduktionsmitteln in den Reaktionsraum (Schrott, metallisches Eisen, organische Substrate).

Wiederholt wurde untersucht, inwieweit komplexe geochemische Barrieren zur In-situ-Immobilisierung beitragen können (Baacke 2000). Im Labor- und kleintechnischen Maßstab konnte eine ganze Reihe von interessanten Stoffen identifiziert werden (u.a. Zoumis et al. 2000, Klinger et al. 2000b), jedoch stehen einer Anwendung im Feldmaßstab eine Vielzahl von Schwierigkeiten entgegen:

- unzureichende Kenntnis der Strömungsbedingungen in der Grube
- Fehlen diskreter Strömungswege, in denen die Maßnahme effizient eingesetzt werden könnte
- fehlender oder begrenzter Stauraum für Präzipitate/ Reaktionsprodukte
- begrenzte Zugänglichkeit des Gesamtsystems
- unzureichende Wirksamkeit, auch aufgrund saisonaler Schwankungen
- Unsicherheit der Vorhersage der Effizienz der Immobilisierungsmaßnahme
- unklares Langzeitverhalten, Konkurrenzreaktionen mit gegenläufigen Prozessen

Die gezielte Installation eines In-situ-Reaktors in einer gefluteten Erzgrube in Montana und die über einen Versuchszeitraum von vier Jahren erzielten Ergebnisse beschreibt Canty (2000). Durch Einbringen von Kompost in die wesentlichen Migrationswege des Grubenwassers (Schachtsäule, Entwässerungsstollen) gelang es, die Grubenwasserqualität wesentlich zu verbessern. So kam es zur pH-Wert-Anhebung von 3 auf 7, zur Abtrennung von 85...100 % bei Aluminium, Cadmium und Kupfer sowie von 70 % bei Zink. Die Manganabtrennung war weniger effizient, und bei Eisen trat sogar eine Konzentrationserhöhung infolge von Auflösung von Fe(III)-Sekundärmineralen ein. Hieran ist ersichtlich, dass der erzielte Milieuwechsel neben den erwünschten Effekten der pH-Wert-Anhebung, der Abscheidung von Metallsulfiden und der Senkung der Sulfat-Konzentrationen auch mit unerwünschten Nebenreaktionen gekoppelt sein kann, wobei neben der Freisetzung von Eisen auch weitere Schwermetalle, Arsen sowie Radionuklide (beispielsweise Radium) in die Grubenwässer mobilisiert werden können.

In einigen Fällen wird die geflutete Grube als Untertagereaktor genutzt, um übertägig anfallende kontaminierte Wässer zu behandeln, so bspw. im Falle der zwischen 1983 und 1991 gefluteten Grube Løkken in Norwegen. Die Flutung der Grube führte in Verbindung mit der Einleitung kontaminierten Wässer von Über Tage zu einer Reduzierung der aus dem Bergaugebiet ausgetragenen Kupfer-Frachten um mehr als 95 % (Iversen u. Arnesen 2001). Auch in die geflutete Zinnerzlagerstätte Ehrenfriedersdorf/Erzgebirge werden eisenhaltige Wässer von Über Tage eingeleitet.

In vielen Fällen kann nach Abschluss der Flutung dennoch nicht auf Wasserbehandlungsmaßnahmen verzichtet werden. Bei Berücksichtigung standortspezifischer Bedingungen kann sich die Grube als Depositionsort für die Rückstände der Wasserbehandlung anbieten (Beispiele: Gruben Elbingerode/Harz, Klinger et al. 2000a bzw. Meggen/Sauerland, Heide u. Hasse 1997)

3.3.4.2 Flutung von Tagebauen

Die Flutung von Erz- oder Kohletagebauen führt zur Bildung von Tagebaurestseen, deren initiale Wasserbeschaffenheit wesentlich durch Stoffmobilisierungsprozesse im Anstehenden bzw. in den Kippenmassiven beeinflusst wird. Nicht selten ist dabei mit der Entstehung extrem saurer Wasserkörper zu rechnen.

Aus der Vielzahl hierzu in der Literatur dokumentierter Fallbeispiele bietet sich an dieser Stelle der Verweis auf das der Sanierungsaktivitäten in den Braunkohlenfolgelandschaften der Neuen Bundesländer an. Kernstück der Sanierung der Braunkohlenbergbaugebiete in den Revieren Mitteldeutschland und Lausitz ist die Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushalts (Ziegenhardt 2000) durch Flutung der Tagebaurestlöcher. Dies führt zur Bildung von mehreren hundert Tagebauseen, deren Wasserbeschaffenheit durch die Pyritoxidation in den Kippenmassiven bestimmt wird, wobei pH-Werte um 2-3 auftreten können. Infolgedessen werden zur Gewässerrenaturierung umfangreiche Gegenmaßnahmen notwendig. Zielstellung ist es dabei, die Besiedlung der Gewässer durch eine weitgehend natürliche Flora und Fauna zu erreichen und eine Erholungsnutzung zu ermöglichen. Zu den Strategien, die zur In-situ-Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit angewandt werden, zählen:

- Fremdwasserflutung mit Oberflächenwasser zum beschleunigten Gewässereinstau und zur Minimierung des Zustroms hochbelasteter Kippengrundwässer
- Selektion hochpyrithaltiger Bergmaterialien und deren Verbringung unterhalb des Grundwasserspiegels
- Minimierung der Grundwasserneubildung auf den Kippenmassiven durch Waldbestockung
- Kalkung
- Unterstützung der Stratifizierung des Seewassers zur Erzielung anoxischer Bedingungen im Hypolimnion und Sedimentkörper
- Phosphatzugabe zur Induzierung verstärkter Biomasseproduktion und Alkalinitätsfreisetzung (Kontrollierte Eutrophierung)

In Bezug auf eine detailliertere Darstellung der technologischen Vorgehensweise bei der Renaturierung der Tagebaurestseen sei auf eine Reihe aktueller Übersichtsdarstellungen verwiesen (Grünewald u. Nixdorf 1995, Luckner 1995, Reichel u. Uhlmann 1995, Schultze u. Klapper 1995, Klapper u. Schultze 1997, Nixdorf et al. 1997, Fischer et al. 1998a, b).

3.3.5 Entwicklung umfassender Sanierungsstrategien – Das Fallbeispiel WISMUT

3.3.5.1 Projektüberblick

Die Sanierung der Uranerzbergbau- und -aufbereitungsstandorte der ehemaligen SDAG Wismut in Thüringen und Sachsen ist eines der weltweit größten Bergbau-sanierungsvorhaben. Mit einer Gesamtproduktion von ca. 220.000 t Uran war die

ehemalige DDR nach den USA und Kanada der weltweit drittgrößte Uranproduzent. Nach der deutschen Wiedervereinigung führte die Analyse der durch Bergbau und Aufbereitung an sieben Einzelstandorten (Ronneburg, Aue, Pöhla, Königstein, Dresden-Gittersee, Seelingstädt, Crossen) eingetretenen Umweltschäden zu der Einschätzung, dass auf einer Fläche von ca. 35 km² Sanierungsbedarf mit einer äußerst vielfältigen Kontaminationssituation besteht. Die relevanten Umweltbeeinträchtigungen bestehen in der Freisetzung von mit Radionukliden, Schwermetallen und Salzen kontaminierten Gruben- und Sickerwässern, der Freisetzung von Radon aus Halden, Schlammteichen und Grubengebäuden sowie der Verfrachtung radioaktiv kontaminierte Stäube, v.a. von den Schlammteichen. Tabelle 3.3-4 vermittelt einen Überblick über die zu sanierenden Einzelobjekte an den verschiedenen Standorten.

Tabelle 3.3-4 Kenngrößen der Sanierungsbetriebe der WISMUT GmbH (Stand 01.01. 1991)

	Aue ¹⁾	Königstein ²⁾	Ronneburg ³⁾	Seelingstädt ⁴⁾
Betriebsgröße [ha]	569	145	1670	1314
Tagesschächte	8	10	38	-
<i>Halden</i>				
Anzahl	20	3	16 ⁵⁾	9
Aufstandsfläche [ha]	342	40	604 ⁵⁾	533
Volumen [Mio. m ³]	47,2	4,5	187,8 ⁵⁾	72,0
<i>Absetzbecken</i>				
Anzahl	1	3	3	7
Fläche [ha]	10,4	4,6	9,0	706,7
Volumen [Mio. m ³]	0,75	0,2	0,25	149,3
<i>Grubengebäude</i>				
Ausdehnung [km ²]	30,7	7,1	73,4	-
Offene Länge [km]	240	112	1043	-
<i>Tagebaue</i>				
Anzahl	-	-	1	-
Fläche [ha]	-	-	160	-
Volumen [Mio. m ³]	-	-	84 (offen)	-

¹⁾ mit Pöhla, ²⁾ mit Dresden-Gittersee, ³⁾ mit Drosen, ⁴⁾ mit Crossen, ⁵⁾ einschl. Innenkippen im Tagebaurestloch

Die Sanierungsschwerpunkte umfassen die Verwahrung und Flutung der Gruben, Maßnahmen zur Haldenverwahrung und Tagebauverfüllung, die Verwahrung von Schlammteichen der Erzaufbereitung, Abbruch und Demontage von Betriebsanlagen, die Dekontamination von Betriebsflächen, die Errichtung und den Betrieb von Wasserbehandlungsanlagen einschließlich der Entsorgung der dabei anfallenden Reststoffe sowie die Entsorgung von konventionellen bzw. mehrfach kontaminierten Materialien (Gatzweiler et al. 1996). Die Kosten des auf etwa 20 Jahre angelegten und aus Bundesmitteln finanzierten Sanierungsprojektes werden

ca. 6,5 Mrd. Euro betragen (Mager 1996). Der bisherige Projektablauf lässt sich wie folgt grob gliedern:

1. Sofortmaßnahmen/ Gefahrenabwehr (1990-92)
2. Bestandsaufnahme (WISMUT-Umweltkataster, 1990-93)
3. Aufstellung erster Standortsanierungskonzepte mit Grobkostenschätzung (1991)
4. Erarbeitung von Grundsatzentscheidungen für dominierende Sanierungsobjekte (1991-1997)
5. Vorbereitung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen (seit 1991)
6. Erfolgskontrolle, Monitoring, Abschlussdokumentation (seit 1991)

3.3.5.2 Probleme und Sanierungslösungen am Standort Ronneburg

Konzepte und Technologien der Sanierungsstrategie sollen nachfolgend zunächst am Beispiel des Standortes Ronneburg erläutert werden.

Die ca. 10 km östlich von Gera gelegene Lagerstätte Ronneburg war trotz eines durchschnittlichen Urangehalts von weniger als 0,1 % die bedeutendste ostdeutsche Uranlagerstätte. Zwischen 1952 und 1990 wurden im Ronneburger Bergbaurevier ca. 113.000 t Uran gefördert, was etwa 50 % der Gesamtproduktion der SDAG Wismut entspricht. Bis zur 1990 erfolgten planmäßigen Einstellung der Urangewinnung wurden 40 Tagesschächte mit insgesamt fast 3000 km untertägigen Grubenbauen aufgefahren. Das Grubengebäude umfasste zu diesem Zeitpunkt eine Fläche von 74 km² und wies einen offenen Gesamthohlraum von 26,7 Mio. m³ im Teufenbereich von 30 bis 940 m auf. Zwischen 1959 und 1976 wurde der Tagebau Lichtenberg mit einem Gesamtvolumen von 160 Mio. m³ betrieben. Er erreichte, unmittelbar südwestlich der Ortschaft Ronneburg gelegen, eine maximale Teufe von 260 m. Im übertägigen Bereich wurden 14 Halden mit insgesamt ca. 125 Mio. m³ Bergematerial angelegt, wovon die beiden größten Halden mit ca. 66 Mio. m³ bzw. 27 Mio. m³ der Tagebauauffahrung entstammen.

Die an eine 250 m mächtige Serie von oberordovizischen bis unterdevonischen Schiefern, Karbonatgesteinen und Diabasen gebundene Uranmineralisation besteht vorwiegend aus feindispersem Uraninit und Coffinit, vergesellschaftet mit Pb-, Zn- und Cu-Sulfiden sowie Ni-Co-Arseniden (Lange u. Freyhoff 1991).

Die Umweltprobleme am Standort Ronneburg resultieren aus dem beträchtlichen Pyrit- und Markasitgehalt der in der Grube aufgeschlossenen bzw. auf den Halden lagernden Gesteinsmassen (bis zu 7 %) sowie den Gehalten an Radionukliden und Schwermetallen, der Menge an aufgehaldetem Bergematerial sowie dem Fehlen von Basisabdichtungen bzw. wirksamen Abdeckungen auf den Halden. Daher neigt das Haldenmaterial zur Sauerwasserbildung, verbunden mit der Freisetzung von hohen Radionuklid-, Schwermetall- und Neutralsalzfrachten. Charakteristische Wasserbeschaffenheiten von Gruben- und Haldensickerwässern sind in Tabelle 3.3-5 zusammengestellt.

Die Pyritoxidationsrate wird kontrolliert durch die Oxidation durch molekularen Sauerstoff. Dagegen spielt der Mechanismus über Fe³⁺ eine untergeordnete Rolle, da die Löslichkeit von Fe³⁺ in sulfatreichen Wässern mit einem pH > 2,5,

wie sie typisch für den Standort sind, gering ist (Jakubick et al. 1997). Die Beschaffenheit der Gruben- und Sickerwässer wird wesentlich durch das Verhältnis der Sulfide zu den karbonatreichen Lithologien (Ockerkalk, Kalktonschiefer, Lederschiefer) bestimmt. In Halden, in denen das Neutralisationspotenzial die Säurebildung überwiegt, wird die lokal gebildete Säure in anderen Teilen der Halde neutralisiert. Dabei resultiert aus dem Vorherrschen von Dolomit über Kalzit, dass sich extrem hohe Magnesium- und Sulfatgehalte einstellen können. Ein Beispiel hierfür ist das Sickerwasser der Halde Beerwalde, mit einem pH um 7, niedrigen Schwermetallgehalten, jedoch extrem hohen Magnesium- und Sulfatkonzentrationen (Tabelle 3.3-5).

Tabelle 3.3-5 Beschaffenheit typischer Gruben- und Haldensickerwässer des Ronneburger Reviers mit Angabe der Messstellen (Vogel et al. 1996)

Bezeichnung	pH	U mg/l	Ra mBq/l	GH °dH	SO ₄ mg/l	Fe _{ges} mg/l
Grubenwasser Zentralteil (e-567)	3,8	0,1	150	123	2272	69
Grubenwasser Zentralteil, durch Tagebau und Halden beeinflusst (e-480)	2,9	4,4	384	587	10290	218
Grubenwasser SE-Teil der Lagerstätte (MW 435/2)	7	1,7	192	297	4865	6
Sickerwasser Absetzerhalde (e-440)	2,8	7,2	< 10	500	16000	1300
Sickerwasser Halde Beerwalde (s-611)	7,6	5,2	136	1840	32000	1

Tabelle 3.3-6 Überblick zu Verwahrungsstrategien bei der Verwahrung des Ronneburger Bergbaugebiets

Maßnahmekategorie	Maßnahme	Grube	Tagebau	Halden
Kontrolle der Quelle	Flutung	x	x	
	Subaquatische Deposition	x	x	x
	Alkalibeimischung		x	
	Alkaliinjektion	x		
	Sulfatreduktion	x	x	
Kontrolle der Migrationswege	Minimierung der durchströmten Flächen		x	x
	Abdeckungen		x	x
	Pfropfen, Bremsen	x		
	Bevorzugte Strömungswege	x	x	
	Geochemische Barrieren	x	x	

Schwerpunkte der im Jahre 1991 begonnenen Sanierungsarbeiten sind die Verwahrung und Flutung des untertägigen Grubengebäudes sowie die Konzentration des übertätig akkumulierten Schadstoffinventars und dessen kontrollierte Verwahrung. Da die Mobilisierung von Uran, Schwermetallen und Neutralsalzen vom Grad der Säuregenerierung im Haldenmaterial abhängt, ist die Sanierungsstrategie grundsätzlich auf die Vermeidung bzw. Limitierung einer fortdauernden Sulfid-Oxidation gerichtet. Die am Standort Ronneburg hierzu prinzipiell angewandten Sanierungsstrategien sind Tabelle 3.3-6 zu entnehmen.

3.3.5.3 Flutung der Ronneburger Grube

Zur 1997 eingeleiteten Flutung des Untertagebergwerkes bestand keine realistische Alternative, da die Aufrechterhaltung der Grubenwasserhebung neben ökonomischen auch eine Reihe von ökologischen Nachteilen (fortdauernde Schadstofffreisetzung durch Sauerstoffzutritt zur Grube, Radon-Emission infolge Bewetterung, Belastung der Vorfluter durch Ableitung von 7 bis 9 Mio. m³ Grubenwasser pro Jahr) mit sich brachte. Der bergmännisch geschaffene untertägige Gesamthohlraum der Ronneburger Grube betrug insgesamt rd. 68,5 Mio. m³. Davor wurden ca. 41 Mio. m³, vorwiegend während des aktiven Bergbaus, aber auch in der Phase der Flutungsvorbereitung, wieder versetzt. Dies erfolgte im wesentlichen durch selbsterhärrenden Versatz unter Nutzung von Braunkohlenfilteraschen als Bindemittel, womit sich in der Grube ein beträchtliches Neutralisationspotential befindet.

Zur Vorbereitung der Flutung wurden in einem mehrstufigen Vorgehen umfangreiche geotechnische und hydrogeologische Erkundungsarbeiten durchgeführt und der bestehende Kenntnisstand modelltechnisch systematisiert (vgl. Eckart u. Paul 1995, Paul et al. 1998b). Zur Minimierung der nach Abschluss der etwa 5–7 Jahre dauernden Flutung zu erwartenden Stoffflüsse in abstromige Grundwasserleiter bzw. in die Vorflut wurden folgende Maßnahmen realisiert:

- Entsorgung konventioneller Wasserschadstoffe aus der Grube
- Verfüllung sämtlicher Tagesschächte sowie zur Tagesoberfläche durchschlägiger und tagesnaher Grubenbaue durch kohäatives Füllgut (selbsterhärrender Versatz, Beton)
- Errichtung von ca. 120 hydraulischen Absperrbauwerken zur Vermeidung großräumiger Grundwasserzirkulationen zwischen Grubenfeldern unterschiedlicher Wasserqualitäten
- Stabilisierungsmaßnahmen ausgewählter Grubenbaue zur Aufrechterhaltung bevorzugter Strömungswege

Eine In-situ-Kalkung wurde vor Einleitung der Flutung für hochbelastete Teilströme durchgeführt (Vogel et al. 1996), sie erwies sich im Zuge der Flutung jedoch aufgrund der Grubengeometrie und der untertägigen Strömungsbedingungen als nicht hinreichend effizient. Aufgrund des Ausmaßes der bergbaubedingten Stoffmobilisation ist die Errichtung einer Wasserbehandlungsanlage (WBA) nötig, die für einen Volumenstrom von 600 m³/h, erweiterbar auf 750 m³/h ausgelegt wurde und im Frühjahr 2002 betriebsbereit sein wird. In einer ersten Betriebspha-

se wird die Grubenwasserzuführung zur WBA über einen Tiefbrunnen, der direkten Anschluss an das Grubengebäude aufweist, erfolgen (Brunnen 1). Optimierungsmöglichkeiten in Bezug auf das Wassermanagement werden derzeit untersucht. Die langfristige Strategie besteht in der möglichst ununterbrochenen Flutung auf ein optimales Flutungsniveau mit geringen Eingriffen in den Strömungsraum der Grube. Sie zielt auf die Unterstützung von Schichtungseffekten der Flutungswässer sowie von geochemischen Langzeitprozessen in der Grube, die zu einer Immobilisierung von Teilen des Schadstoffpotenzials (Sulfat, Uran, Schwermetalle) führen können. Hierzu ist die Errichtung oberflächennaher Wasserfassungssysteme, die bei Notwendigkeit stufenweise erweitert werden können, vorgesehen (Abb. 3.3-2).

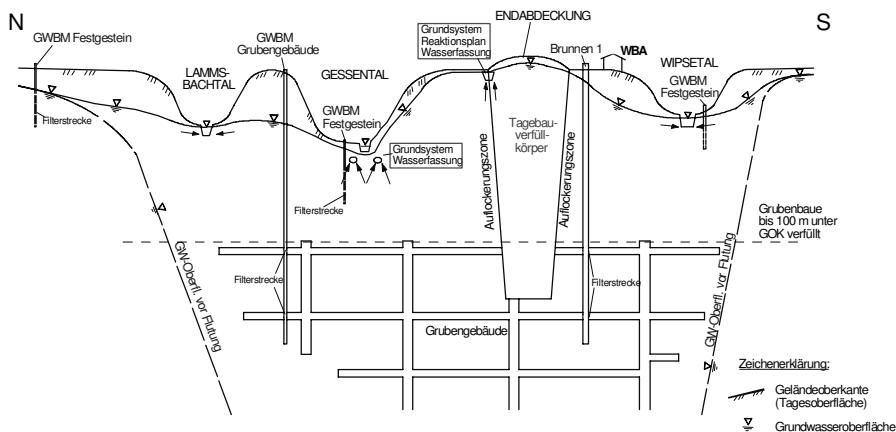


Abb. 3.3-2 Systemskizze mit Darstellung wesentlicher Elemente im Zusammenhang mit der Grubenflutung am Standort Ronneburg (Flutung des Grubengebäudes südlich der BAB 4, unmaßstäblich)

3.3.5.4 Haldensanierung und Tagebauverfüllung

In Bezug auf die Verwahrung des übertägigen Haldenmaterials war der Sanierungsplanung eine umfassende Datenerhebung vorangestellt, da sich die verfügbaren Informationen zu Lithologie, Mineralogie, Geochemie und Aufschüttungshistorie der Halden als nicht ausreichend erwiesen (Weise et al. 1996, Hockley et al. 1997). Die Aktivitäten zur Bestandserfassung beinhalteten:

- Untersuchung der Wasserhaushaltsbilanz der Halden und der Beschaffenheit der Haldensickerwässer
- Untersuchung von über 3000 Feststoffproben aus ca. 250 Bohrungen (Tabelle 3.3-7)
- Bestimmung geochemischer und bodenphysikalischer Parameter an Großproben aus 112 Baggerschürfen
- Erhebung von Daten zur Säure-Basen-Bilanz (statische Tests)

- Untersuchung und Vergleich verschiedener Feld- und Labortestmethoden zur Klassifizierung des Haldenmaterials unter Produktionsbedingungen
- Durchführung von ca. 200 Kolonnenversuchen zur Untersuchung der Kinetik des Schadstoffaustauschs und deren Korrelation mit den Resultaten der statischen Tests (Münze et al. 1998, Chapman et al. 2000)
- Ergebnisinterpretation zur Materialklassifizierung (Hockley et al. 1997)
- Materialbilanzierung unter Verwendung der Ergebnisse der Bohrerkundung mittels geostatistischer Verfahren
- Feldtests zur Untersuchung des Gastransports auf einer der Halden (Jakubick et al. 1997, Hockley et al. 2000)

Für alle Halden wurden drei prinzipielle Sanierungslösungen, nämlich i) Belassen des Istzustands mit Wasserfassung und -behandlung, ii) In-situ-Verwahrung mit Profilierung und Aufbringung einer Abdeckung sowie iii) Umlagerung in das Tagebaurestloch Lichtenberg betrachtet und durch Machbarkeitsstudien, Sickerwasserprognosen, Betrachtungen der radiologischen und konventionellen Risiken sowie Kosten-Nutzen-Analysen unterstellt. Aufgrund der Tatsache, dass für das Tagebaurestloch selbst wegen radiologischer und geomechanischer Probleme Sanierungsbedarf bestand, ergab sich für mehr als 90 % des Haldenmaterials, dass die Umlagerung in das Tagebaurestloch die Vorzugslösung darstellt. Somit nimmt das Tagebaurestloch Lichtenberg mit einem zu Beginn der Sanierungstätigkeit offenen Volumen von etwa 80 Mio. m³ eine zentrale Stellung innerhalb des Gesamtkonzeptes ein.

Die Haldenumlagerung erfolgt mit zwei Großgeräteflotten (Schwerlastkraftwagen, Dozer, Radschaufellader) bei einer jährlichen Umlagerungsleistung von etwa 10 Mio. m³. Der Abschluss der Umlagerungsarbeiten ist für das Jahr 2007 vorgesehen. Die Umlagerungstechnologie trägt in folgender Weise zur Immobilisierung/Fixierung des Schadstoffpotenzials bei.

1. *Konzentration des Haldenmaterials durch Rückverfüllung des Tagebaurestloches.* Der gezielte und gesteuerte Einbau des Haldenmaterials in das Tagebaurestloch führt zu einer Situation, in der der Austrag wassergetragener Umweltschadstoffe durch Minimierung der durchströmten Fläche extrem reduziert werden kann. Hinzu kommt, dass das verfüllte Tagebaurestloch, von bergmännischer Auffahrungen umgeben, durch im Umfeld auftretende Kurzschlussströmungen hydraulisch nahezu isoliert wird (Hydraulischer Käfig).
2. *Hochverdichteter Einbau.* Der Einbau des Haldenmaterials in das Tagebaurestloch erfolgt in 0,6 m bzw. 1,2 m mächtigen Lagen durch SKW mit Nutzlasten von 52 bis 136 t. Hierdurch werden durchschnittliche Trockenrohdichten um 2,10 g/cm³ und hydraulische Durchlässigkeiten zwischen $5 \cdot 10^{-6}$ m/s und 10^{-8} m/s bei einem Mittelwert von $5 \cdot 10^{-7}$ m/s erreicht. Diese geringen Durchlässigkeiten lassen erwarten, dass das verdichtete Material der Tagebauverfüllung nach Abschluss der Verwahrung nur zu einem sehr geringen Teil zum Schadstoffaustausch beitragen wird, da der Tagebauverfüllkörper im wesentlichen um- und nicht durchströmt werden wird. Gleichfalls wird erwartet, dass die hierdurch erzielten extrem niedrigen Gasdurchlässigkeiten und -diffusionskoeffizienten

zienten bei Sättigungsgraden um 0,9 den Sauerstofftransport derart stark unterbinden, dass sich auch oberhalb des prognostizierten Flutungswasserspiegels weitgehend anoxische Bedingungen einstellen werden.

3. *Materialklassifizierung, -separierung und „Flutung“ säuregenerierenden Materials.* Die Haldenumlagerung erfolgt nach geochemischen Kriterien gesteuert, wobei die Separation von hoch- und niedrigreaktivem Haldenmaterial und die Minimierung des Schadstoffaustretens durch eine optimierte Platzierung des Haldenmaterials im Tagebaurestloch angestrebt wird. Dabei wird Haldenmaterial mit einem vorhandenen Netto-Säurebildungspotenzial (Materialklasse A) in den liegenden Teil des Tagebaurestloches (Zone A) unterhalb des prognostizierten Flutungsspiegels verbracht. In diesem Bereich wird nach Abschluss der Flutung eine fortdauernde Pyritoxidation aufgrund des Sauerstoffabschlusses ausgeschlossen. In die Zone B oberhalb des Flutungsspiegels (O_2 -arme Zone) wird Material mit geringerem bzw. unsicherem Säurebildungspotenzial (Materialklasse B) eingelagert. In die oberflächennahe Zone C (Mächtigkeit ca. 10 m) gelangt ausschließlich säurekonsumierendes, d. h. mit Sicherheit nicht zur Versauerung neigendes Gestein (Materialklasse C, vgl. Abb. 3.3-3).

Die langfristige Planung der Umlagerung wird auf der Basis der Ergebnisse der Bohrlochuntersuchung unter Einsatz geostatistischer Methoden (ordinary kriging) durchgeführt. Hierbei erfolgt die Materialklassifizierung auf der Basis des NP/SP-Verhältnisses des Haldenmaterials. Zur Ableitung handhabbarer Grenzwerte dieses Parameters wurde die Abhängigkeit der langfristig sich einstellenden Sickerwasserqualität vom NP/SP-Verhältnis untersucht (41 infiltrative Kolonntests, davon 11 über einen Zeitraum von mittlerweile 6 Jahren, eingesetzte Probemenge ca. 40 kg). Im Ergebnis konnte eine hinreichende Korrelation zwischen NP/SP-Verhältnis und langfristiger Sickerwasserbeschaffenheit unter infiltrativen Versuchsbedingungen nachgewiesen werden (Abb. 3.3-4). Es zeigte sich, dass bezogen auf das Ronneburger Haldenmaterial NP/SP-Verhältnisse von < 1 mit hoher Wahrscheinlichkeit die Bildung saurer Sickerwässer indizieren, während Material mit NP/SP-Verhältnissen > 2 typischerweise neutrale und nur gering mit Schwermetallen und Radionukliden belastete Sickerwässer generiert. Demzufolge werden für die Langfristplanung folgende Schranken verwendet (vgl. hierzu Tabelle 3.3-1 und Abb. 3.3-1):

- $NP/SP < 1$ Materialklasse A
- $1 < NP/SP < 2$ Materialklasse B
- $NP/SP < 2$ Materialklasse C

Da die tatsächliche räumliche Verteilung des Säurebildungspotenzials im Haldenmaterial starken Schwankungen unterliegt, welche aufgrund der Bohrerkundung nicht im Detail darstellbar sind, wird die Langfristplanung durch ein Programm zur kurzfristigen operativen Abtragssteuerung unterstützt.

Tabelle 3.3-7 Ergebnisse des Untersuchung der Halden des Ronneburger Erzfeldes (gewichtete Mittelwerte, bestimmt aus Bohrkernproben). NP/SP für Absetzer- und Nordhalde ermittelt durch Ordinary Kriging (Weise et al. 1996)

Halde	Volumen (Mio m ³)	CO ₂ (%)	S ²⁻ (%)	SO ₄ (%)	CaO (%)	MgO (%)	NP (kg CaCO ₃ /t)	SP (kg CaCO ₃ /t)	NNP (kg CaCO ₃ /t)	NP/SP	U (ppm)	Ra-226 (Bq/g)
Absetzerhalde	65,8	2,15	1,75	1,72	2,81	2,00	48,9	54,7	-5,8	0,89 ¹⁾	42	0,51
Nordhalde	27,2	1,41	1,40	1,01	1,75	1,71	32,0	43,8	-11,7	0,73 ²⁾	30	0,35
Paitzdorf	7,6	5,10	0,90	0,94	5,67	2,73	115,9	28,1	87,8	4,1	38	0,54
Reust	6,3	4,16	0,55	1,13	4,18	2,80	94,6	17,2	77,4	5,5	36	0,48
Halde 4	0,9	2,81	0,35	1,70	3,34	2,04	63,9	10,9	52,9	5,8	51	0,63
Halde 370	0,8	5,68	0,90	1,29	5,58	2,86	129,1	28,1	101,0	4,6	57	0,69
Halde 381	0,4	2,50	0,30	0,91	2,75	1,97	56,8	9,4	47,5	6,1	30	0,30
Halde 377	0,3	3,31	0,58	1,64	4,43	2,17	75,2	18,1	57,1	4,2	33	0,35
Diabashalde	0,1	3,26	0,33	0,59	4,41	4,16	74,1	10,3	63,8	7,2	29	0,36
Innenkippe ³⁾	64,0	5,18	1,31	1,24	5,37	2,75	117,7	40,9	76,8	2,9	43	0,60
Schmirchauer	12,0	6,91	1,34	0,91	6,62	2,77	157,1	41,9	115,2	3,8	43	0,48
Balkon ³⁾												
Beerwalde	4,5	3,98	0,84	1,30	4,15	2,71	90,5	26,3	64,2	3,4	51	0,62
Drosen	3,5	3,64	0,63	0,49	3,74	2,86	82,7	19,7	63,0	4,2	59	0,67
Korbußen	0,4	4,26	0,75	1,54	4,66	2,59	96,8	23,4	73,4	4,1	22	0,29

¹⁾ davon 35,1 Mio m³ mit NP/SP < 1; 26,5 Mio m³ mit NP/SP 1-3; 1,0 Mio m³ mit NP/SP > 3

²⁾ davon 17,8 Mio m³ mit NP/SP < 1; 8,3 Mio m³ mit NP/SP 1-3; 0,9 Mio m³ mit NP/SP > 3

³⁾ liegt innerhalb des Tagebaus Lichtenberg

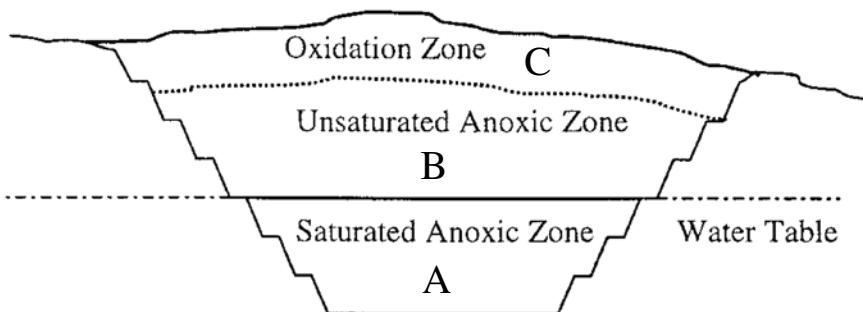


Abb. 3.3-3 Prinzipschema der Zonierung des rückverfüllten Tagebaus Lichtenberg

Hierfür werden im zeitlichen Vorlauf von 1 bis 3 Monaten Schurfproben im Raster von 25 m x 25 m auf dem Abtragsabschnitt entnommen und die Materialklassifizierung über eine Kombination von Brei- und NAP-Test vollzogen (s. Weise et al. 1996, Hockley et al. 1997). Das Klassifikationsschema ist Abb. 3.3-5 zu entnehmen. Die Einzelergebnisse werden risslich dargestellt, um anschließend sinnvolle technologische Abschnitte (Mindestumfang etwa 100.000 m³, entspricht etwa 2,5 Tagesleistungen) zu bilden. Hierfür gelten folgende Dilutionskriterien:

- Abschnitte mit > 70 % Materialklasse A : Verbringung nach Zone A
- Abschnitte mit > 80 % Materialklasse C und < 10 % Materialklasse A: Verbringung nach Zone C
- Alle anderen Abschnitte: Verbringung nach Zone B

Als Qualitätssicherungsmaßnahmen werden sowohl Beprobungen am Abtragsstoß der Halde als auch am Einlagerungsort durchgeführt.

4. *Alkalienzugabe.* Da Teile des in die Zone A eingelagerten Haldenmaterials bereits versauert sind, ist es notwendig, die im Haldenmaterial in Form von Porenwasser oder Sekundärmineralen gespeicherte Azidität durch Beigabe geeigneter Alkalien zu neutralisieren, was zur Ausfällung schwerlöslicher Verbindungen führt. Hier erwies sich der Einsatz von Branntkalk (CaO) im Vergleich zu anderen Verbindungen sowohl hinsichtlich der erforderlichen Dosiermenge als auch in bezug auf die Reaktivität des Kalkes als am effektivsten. Der Branntkalk wird dem A-Material als Granulat bereits am Abtragsort beigegeben und während des Lade-, Transport- und Einbauprozesses mit dem Haldenmaterial homogenisiert, was für dessen Verfügbarkeit wesentlich ist. Die Dosiermenge wird anhand des Brei-Leitfähigkeitswertes des Haldenmaterials bestimmt. Sie schwankt zwischen 1 und 13 kg CaO pro Tonne Haldenmaterial (im Mittel 1,5 ... 2,5 kg CaO/t bezogen auf den derzeitigen Abtrag der Nord- und Absetzerhalde). Die geplante Verbringung von ca. 1,2 Mio. m³ Kraftwerkwaschen, die seit Mitte der 80er Jahre der Behandlung von Haldensickerwässern und hochbelasteten Teilströmen aus der Grube dienten, in den Verfüllkörper

zielt auf die Ausnutzung deren Neutralisationspotenzials und der Schaffung einer zusätzlichen geochemischen Barriere im Bereich der Grenze zwischen A- und B-Zone.

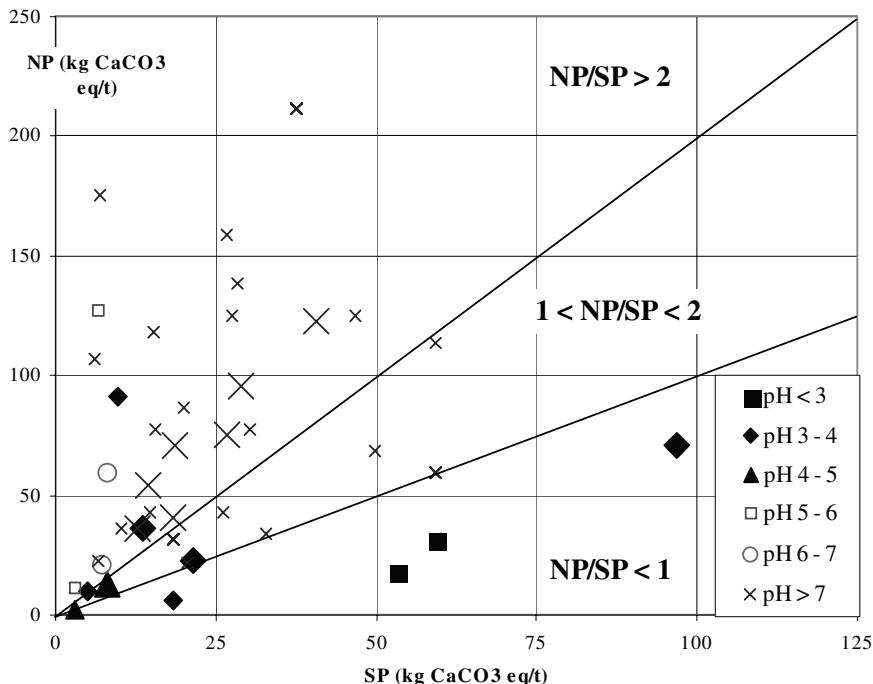


Abb. 3.3-4 Auf Grundlage infiltrativer Kolonnenversuche abgeleiteter Zusammenhang zwischen NP/SP-Verhältnis und pH-Wert des Kolonneneluats für Ronneburger Haldenmaterial. Laufzeit der Versuche: Kleine Symbole: 19–35 Wochen, Große Symbole: 238 Wochen

5. Abdeckung. Nach Konturierung des Schüttkörpers wird dessen Oberfläche mit einer mineralischen Abdeckung versehen werden. Wenngleich die unmittelbare Zielstellung die Gewährleistung der strahlenschutzrelevanten Sanierungsziele (Minimierung der Radonexhalation, Verhinderung des Stauberosion und des Direktkontakte mit dem Haldenmaterial) sowie die Ermöglichung der vorgenommenen Folgenutzung sind, wird hiermit die Minimierung des Sickerwasser- und Sauerstoffeintrages bewirkt. Da die Endabdeckung des Tagebaues eines der kostenintensivsten Teilvorhaben der Sanierungstätigkeit am Ronneburger Standort ist, wird ihrer Optimierung unter Kosten-Nutzen-Betrachtungen große Aufmerksamkeit gewidmet werden. Die wesentliche hier zu beantwortende Fragestellung ist, welcher Aufwand für das Abdecksystem über die in jedem Falle zur Gewährleistung der Nachnutzbarkeit notwendigen Aufwendungen hinaus angemessen ist, um die anteiligen, vom ungesättigten Teil des Tagebau-

verfüllkörpers ausgehenden Beiträge zur Gesamtschadstoffemission in das Grundwasser zu minimieren und damit ggf. eine Verringerung der langfristigen Betriebskosten der Wasserbehandlung zu erzielen. Orientiert wird auf eine möglichst einfache Abdeckkonzeption aus standorttypischen Substraten und eine naturnahe und wartungsarme Bewuchsgestaltung, da nur die Etablierung eines sich langfristig selbst erhaltenden Ökosystems die angestrebte Wirkung der Abdeckung gewährleisten kann.

Die Entsorgung der beim Abbruch von Gebäuden und Anlagen sowie bei der Sanierung kontaminierten Flächen (insgesamt ca. 1500 ha) anfallenden Materialien ist in dieses Konzept zu integrieren. Unzulässig stark durch Mineralölkohlenwasserstoffe und andere Organika kontaminierte Sanierungsaushub wird mittels Sonderverfahren behandelt (Hammami et al. 1999) bzw. immobilisiert. Als Entsorgungsweg stehen die Einlagerung in das Tagebaurestloch oder die Verbringung in eine Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle, die im Bergbaubereich neu errichtet wurde, zur Verfügung.

Für den Haldenkomplex Beerwalde, an den die Bergemassen zweier anderer Halden angelagert wurden, wurde ein insgesamt 1,9 m mächtiges Abdecksystem bestehend aus einer 0,4 m mächtigen geringdurchlässigen Dämmschicht und einer 1,5 m mächtigen Frostschutz-, Speicher- und Rekultivierungsschicht entworfen (Gatzweiler et al. 2001). Es soll die Infiltrationsraten in den Haldenkörper langfristig auf Werte um 5-10 % des Niederschlags reduzieren und den Sauerstofftransport in das Haldenmaterial weitgehend unterbinden. Bei seiner Bemessung, insbesondere der Mächtigkeit der Speicherschicht, spielten Fragen der Langzeitstabilität eine entscheidende Rolle.

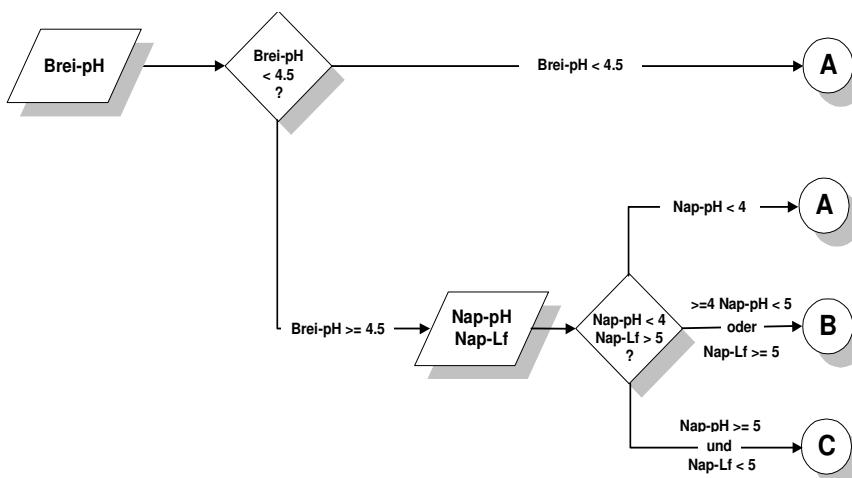


Abb. 3.3-5 Schema zur Klassifikation des Haldenmaterials in die Materialklassen A, B und C auf der Basis von Brei- und NAP-Test

3.3.5.5 Sanierung der industriellen Absetzanlagen

Eine besondere technologische Herausforderung stellt die Sanierung der industriellen Absetzanlagen (IAA) an den ehemaligen Aufbereitungsstandorten Seelingstädt und Crossen dar. In sechs Absetzanlagen sind insgesamt etwa 165 Mio. t feinkörniger Aufbereitungsrückstände (Tailings) mit einer Mächtigkeit von bis zu 70 m auf einer Gesamtfläche von etwa 570 ha zu verwahren. Ein Großteil der Sickerwässer aus den Absetzanlagen wird zzt. gefasst und gereinigt, um eine Ausbreitung der Kontamination in die Grundwasserleiter im Umfeld der IAA's zu verhindern. Die wesentlichen Kontaminanten sind hierbei Radionuklide, Arsen und Neutralsalze (Sulfat, Chlorid), deren Mobilität im wesentlichen auf den Aufbereitungsprozess selbst zurückgeht. In einigen der Becken, in denen Aufbereitungsschlämme der sodaalkalischen Aufbereitung eingespült wurden, sind im Porenwasser beachtliche Sodakonzentrationen verblieben, so dass von einer langfristig hohen Uran-Mobilität auszugehen ist. Das Prinzip der Sanierung besteht in der weitgehenden Isolierung der Becken von der Hydro- und Biosphäre. Die grundsätzliche Herangehensweise der Sanierungsvorbereitung und -durchführung wurde mehrfach beschrieben (Paul et al. 1996, 1998a; Schulze et al. 1998, Daenecke et al. 2000). Die wichtigsten Sanierungsschritte umfassen:

- Sofortmaßnahmen zur Abwehr akuter Umweltgefahren wie Zwischenabdeckung freier Spülstrandflächen, Sickerwasserfassung, Nachweis der Stabilität der Dammbauwerke für den Sanierungszeitraum, Einzäunung,
- Entnahme und Behandlung der Freiwasserlamellen der Absetzteiche, Oberflächenwasserfassung, Gewinnung und Behandlung von Porenwasser,
- Zwischenabdeckung freifallender Tailingsflächen
- Konturierung der Tailings- und Dammoberflächen,
- Endabdeckung der konturierten Oberfläche,
- Landschaftsgestaltung, Begrünung und Revitalisierung,
- Monitoring.

Die wesentlichen Aspekte der Sanierungsdurchführung sind geotechnischer Natur. Bereiche mit ausreichender Tragfähigkeit werden direkt mit Erdstoffen abgedeckt. Bei geringeren Scherfestigkeiten wird die Tragfähigkeit der Tailings durch Einsatz von geotechnischen Hilfsmitteln (Geogitter, Drängittermatten, Geovlies und Vertikaldräns) erhöht (Daenecke et al. 2000). Im Beckeninneren mit sehr mächtigen Feinschlämmen wird eine Anpassung der Abdecktechnologie erforderlich werden (Anwendung extrem leichter Erdbautechnik, subaquatische Abdeckung).

3.3.5.6 Verwahrung eines Untertage-Laugungsbergwerkes: Standort Königstein

Die Verwahrung der ca. 20 km südlich von Dresden gelegenen *Grube Königstein* erfordert eine ganz auf die Spezifik des Standortes angepasste Sanierungsstrategie, da die Urangewinnung in der 1964 erschlossenen Lagerstätte seit 1984 ausschließlich durch schwefelsaure Untertagelaugung durchgeführt wurde (Gesamtgewin-

nung 18.000 t Uran, davon ca. 5.400 t durch untertägige Laugung). Zur Laugung kamen insgesamt 130.000 t konzentrierte Schwefelsäure zum Einsatz. Die Uranvererzung ist flözartige ausgebildet und an cenomane Sandsteine gebunden. Diese bilden im Pirnaer Becken den 4. Grundwasserleiter, der infolge der Bergbautätigkeit großflächig entwässert wurde. Bei der gesteuerten Flutung der Grube ist das Hauptaugenmerk auf die Verhinderung des Aufstiegs kontaminiert Grubenwässer in den zur Trinkwassergewinnung genutzten 3. Grundwasserleiter gerichtet. Die Anwendung der schwefelsauren Laugung führte zu Schadstoffkonzentrationen im Flutungswasser, die weit über die in konventionell gebauten Uranlagerstätten hinausgehen (Tabelle 3.3-8). Die in der Grube vorhandenen Schadstoffquellen umfassen hochkonzentrierte Lösungen (ca. 2 Mio. m³ schwefelsaure Porenwässer mit pH 1,5-2, 30 g/l SO₄, 5 g/l Fe, > 100 mg/l U), wasserlösliche Salze (v.a. Eisensulfate mit hohen Schwermetall- und Radionuklidgehalten) sowie die Restmineralisation der Lagerstätte (Schreyer 1996). Ohne Gegenmaßnahmen würden bei der Flutung mehrere Tausend Tonnen an Sulfat, Eisen, Uran und Schwermetallen in die angrenzenden Grundwasserleiter und in die nur 600 m entfernte Elbe transportiert und diese nachhaltig kontaminiert.

Die Flutungsstrategie sieht eine weitgehende hydraulische Isolierung und Reinigung der Schadstoffquelle, unterstützt von Maßnahmen zur Schadstoffblockierung, durch gesteuerten Einstau der Grube vor (Schreyer 1996, Schreyer u. Zimmermann 1998). Zur technischen Umsetzung des Konzeptes wird auf der tiefsten erschlossenen Sohle ein System bergmännischer Auffahrungen (Kontrollstreckensystem) betrieben, das die Lagerstätte im Abstrom hufeisenförmig umschließt. Die Installation von Drainagesystemen gewährleistet die Aufrechterhaltung des Depressionstrichters bei schrittweisem Einstau der Grube und somit die Vermeidung von unkontrollierten Übertritten der Flutungswässer in den 3. und 4. Grundwasserleiter. Das gesammelte Flutungswasser wird einer übertägigen Wasserbehandlungsanlage zugeführt. Zur Steuerung und Überwachung des Prozesses sowie zur Überwachung der Expositionspfade wurde ein umfassendes Monitoringsystem installiert. Für die weitere Umsetzung der Flutungsstrategie wurden erfolgversprechende Lösungen zur zumindest partiellen Blockierung von Kontaminationsquellen erarbeitet (Klinger et al. 2000b). Hierzu zählen Injektionstechniken zur gesteuerten Barytbildung im Sandstein (Ziegenbalg u. Schreyer 1996) ebenso wie die Nutzung des Kontrollstreckensystems als Reaktionsraum. Hierbei ist vorgesehen, dieses vor dem Abwerfen mit reaktiven Materialien (Mischung aus Braunkohle und metallischem Eisen) zu verfüllen.

Tabelle 3.3-8 Zu erwartende Schadstoffkonzentration im Flutungswasser der Grube Königstein, Auswahl (Schreyer 1996)

Komponente	Einheit	Wert
pH		2,2
SO ₄	mg/l	6000
Fe ²⁺	mg/l	300
Fe ³⁺	mg/l	800
U	mg/l	60

3.4 Gewässersedimente und Baggergut

Für die Nutzung, Erhaltung und nachhaltige Entwicklung der Oberflächengewässer spielen die mitgeführten Feststoffe und die an sie gebundenen Schad- und Belastungsstoffe eine wichtige Rolle. Die Ablagerung von Feinsedimenten in ungestaute Fließstrecken, Flusstauhaltungen, Buhnenfeldern, Hafenanlagen und Altarmen verändert die Gewässermorphologie, beeinträchtigt die Struktur des Sohlsubstrats und unterbindet den Austausch von Fluss- und Grundwasser. Außerdem fungieren diese Ablagerungen als biogeochemische Zwischenspeicher und dauerhafte Senken für organischen Kohlenstoff, Phosphor und Stickstoff mit erheblichen Wirkungen auf die Wasserqualität der stromab gelegenen Flussabschnitte, Ästuare und Randmeere.

Im praktischen Bezug zu Schad- und Belastungsstoffen wird die Bedeutung der Sedimente durch *drei Funktionen* in aquatischen Ökosystemen charakterisiert:

- Feststoffgebundene Schadstoffe können die Wirkung des Sediments bei der Selbstreinigung eines Gewässers verringern (vor allem durch Schädigung von Organismen, die zum Abbau beitragen) – *Schwebstoffe und Sedimente als Schutzgut*.
- Bei Überlastung der Kapazität wichtiger Rückhaltemechanismen kann die Remobilisierung von Schadstoffen erfolgen – *Sedimente als Schadstoffquellen*.
- Stabile Schadstoffbindungsformen können für die Entsorgung genutzt werden – *Sedimente als dauerhafte Senken für Schad- und Belastungsstoffe*.

Daraus resultieren drei *Aufgabenbereiche* für die sedimentbezogene Forschung: (i) Die Entwicklung hydrodynamischer und biologisch-chemischer Testmethoden zur Bewertung des (hydraulischen) Erosionsrisikos und ökologischen Gefahrenpotenzials, (ii) die gemeinsame Untersuchung maßgeblicher Einflussfaktoren auf die Schadstofffreisetzung in naturnahen Experimenten über ein großes Raum-/Zeitspektrum und (iii) optimierte technische Maßnahmen zur Begrenzung der Schadstoffausbreitung in der Ökosphäre.

Für die Festlegung von sedimentbezogenen Qualitätszielen und -kriterien sowie für die Entwicklung, Bewertung und Überwachung von technischen Problemlösungen ist eine Integration von Simulations-/Messtechniken mit naturwissenschaftlichem Prozessverständnis in Modellen verschiedener Raum-/Zeitskalen erforderlich, die im Absch. 3.4.1 darstellt wird.

Kontaminierte Gewässersedimente bilden eine besondere Form von Altlasten, weil hier der mechanische Transport eine vorrangige Rolle für den Schadstofftransfer spielt. Im Abschn. 3.4.2 wird die Behandlung von kontaminierten Überflutungssedimenten am Beispiel der Fallstudie Spittelwasser/Bitterfeld beschrieben.

Die optimale Technik zur Behandlung kontaminiierter Sedimente bzw. Bagger schlämme ist die langfristige Stabilisierung der pH- und Redoxbedingungen. Die Deponierung unter permanent anoxischen Bedingungen, die im Abschn. 3.4.3 beschrieben wird, kombiniert mit einer Abdeckung der subaquatisch abgelagerten Schlämme (Abschn. 3.4.4), entspricht dem Konzept der Endlagerqualität von Ab-

fallstoffen als einem der zentralen Leitbilder des ökologisch-technischen Umweltschutzes.

3.4.1 Integrierte Prozessstudien

Im Vergleich zu herkömmlichen Bodenkontaminationen unterliegen die Sedimentablagerungen einer sehr hohen Dynamik bei allen Prozessen. Das betrifft:

1. die hydrodynamischen Vorgänge mit oft erheblichen Folgen bei natürlichen Ereignissen (z.B. Hochwasser) und anthropogenen Einwirkungen (z. B. Schiffsbewegungen, Baggerungen),
2. die (mikro-)biologischen Prozesse, beispielsweise die Modifikation und der Umsatz von organischem Material,
3. die chemischen Prozesse, z. B. die Oxidation von Sulfiden mit massiven Säureeffekten sowie
4. die Schadstoffanreicherung an Feststoffen, die u.U. rasch wieder freigesetzt und in die Lösungsphase übergehen können.

Da auch die unter (2) bis (4) genannten Wirkungen vor allem durch die Hydrodynamik am Gewässergrund verursacht werden, kommt der Bewertung der Erosionsstabilität im Rahmen einer Gefahrenbewertung vorrangige Bedeutung zu. Die Informationen für die Aufsichts- und Vollzugsorgane in der Gewässergütewirtschaft, Betreiber von Talsperren und Unterhaltungsbaggerungen, Hafenbehörden usw., sollen so beschaffen sein, dass sie an den Schnittstellen sowohl zur „Ökotoxikologie“ als auch den technischen Problemlösungen eingesetzt werden können (Abb. 3.4-1):

- a) die wechselseitige Verknüpfung von Simulations-/Messtechniken mit naturwissenschaftlichem Prozessverständnis für die Planung und Durchführung von sedimentbezogenen Untersuchungen im Rahmen des Flusseinzugsgebietsmanagements;
- b) die Zusammenführung von Daten in Modellen verschiedener Raum-/Zeit-Skalen für die Lösung der komplexen Fragestellungen, die durch schadstoffbelastete Feinsedimente in Fließ-, Ästuar- und Küstengewässern aufgeworfen werden.

3.4.1.1 Experimentiertechniken zur Simulation der Wechselwirkungen zwischen Hydrodynamik, Sedimentverhalten und Stoffsorption

Feinpartikeltransport und damit verbundene Schadstoffumlagerungen spielen sich, langfristig und großräumig gesehen, als Ereignisse bzw. in Zonen ab, die entweder vorwiegend depositär, oder überwiegend erosiv wirken. Die Transporte und Umsetzungen der Schadstoffe werden an der Grenzschicht zwischen Wassersäule und Bodenzone einerseits durch biogeochemische Prozesse innerhalb der Bodenschicht, andererseits durch hydrodynamische und biogeochemische Prozesse innerhalb des und aus dem fließenden Gewässer heraus gesteuert.

Die Quantifizierung der Flussraten einschließlich der Transportrichtung von Partikel-Aggregaten, Mikroorganismen und gelösten bzw. adsorbierten Substanzen erfordert eine Vernetzung verschiedener Experimentier- und Modelliertechniken zur Bestimmung der hydrodynamischen, chemischen und (mikro)biologischen Parameter. Die Entwicklung neuer Systeme kann auf folgenden Forschungsarbeiten aufbauen:

- Klärung der Zusammenhänge zwischen mineralogischen, mikrobiologischen und Porenwasser-Parametern in Erosionsapparaturen, deren Bodenhydrodynamik präzise steuerbar ist (Amos et al. 1992, Booij et al. 1994, Wiltshire et al. 1998);
- Ermittlung der Abhängigkeit der Erosionsstabilität von Konsolidierung und mechanischen Eigenschaften der Böden einschließlich biogener Stabilisierung durch Mikroorganismen (Spork 1997);
- Untersuchung des Flocken- bzw. Aggregattypus in der Wassersäule in a) turbulenten, gerichteten, b) oszillierenden (Wellen) und c) langsam zyklisch veränderlichen (Tiden) Strömungen (Gust u. Müller 1997);
- Untersuchung des Erosions- und Depositionsverhaltens der Partikeln und der entsprechenden vertikalen Massenflüsse in verschiedenen hydrodynamischen Charakteristiken der Simulatoren, wie z.B. Erosionskammer, differentielle Turbulenzsäule (Brunk et al. (in press), Jensen et al. (1999), Kreisgerinne (Spork 1997).

Parallel zur Verbesserung der Simulatoren verläuft die Entwicklung der *Meßmethoden*: Mit *In situ*-Verfahren wird direkt am Grund des Gewässers das Erosionsverhalten der Flussohle untersucht (z.B. Hartmann 1997). Dabei ist allerdings nur eine Aussage über die Erodierbarkeit der Sedimentoberfläche möglich. Um Vertikalprofile der kritischen Erosionsschubspannung zu gewinnen, müssen Sedimentkerne nahezu ungestört mit Stoßröhren entnommen und ihr Erosionsverhalten tiefenorientiert in einem Strömungskanal untersucht werden (Haag et al. 1999, Kern et al. 1999).

Zentrale Bedeutung bei allen Simulationsexperimenten besitzen die *Sensoren* für die chemischen Parameter. Zur Untersuchung der dynamischen Vorgänge an der Sediment/Wasser-Grenzfläche wurden in jüngerer Zeit vor allem am Max-Planck-Institut für Marine Mikrobiologie in Bremen eine Reihe neuer Techniken entwickelt. Neben den aus Glas hergestellten Mikroelektroden für die Messung von Sauerstoff, H_2S (Kühl et al. 1999) und CO_2 (de Beer et al. 1997) sind die Lichtleitersensoren (Optoden) zu nennen, mit denen über die Abklingzeit der stoffspezifischen Farbstoffe gelöste Substanzen wie z.B. Sauerstoff, Nitrat, Nitrit und Ammonium kleinräumig – z.B. an der Sediment/Wasser-Grenzfläche – bestimmt werden können (Kühl et al. 1997). Neue planare Optoden erlauben 2-dimensionale O_2 -Messungen (Glud et al. 1998).

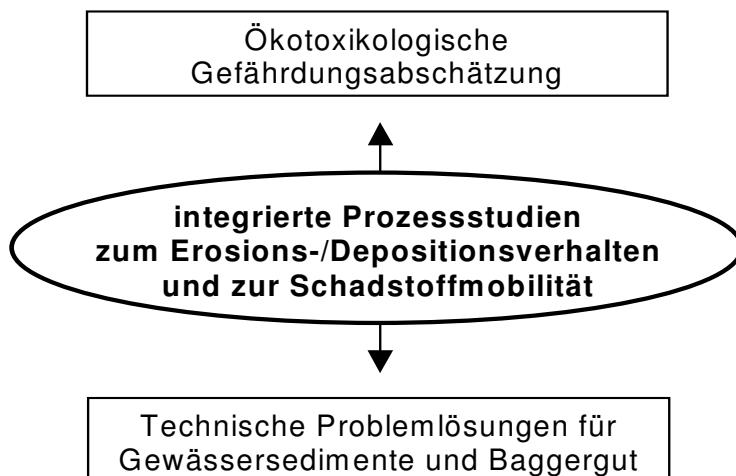


Abb. 3.4-1 Sedimentbezogene Schwerpunktaufgaben in der Gewässergütewirtschaft

Die Anwendung von Sauerstoff-Mikrosensoren trug wesentlich zum Verständnis der hydrodynamischen Bedingungen und Diffusionscharakteristika der Sediment/Wasser Grenzzone bei (Jørgensen 1994). Mit diesen Sensoren konnte beispielsweise gezeigt werden, dass der advektive Porenwasserfluss und damit auch Redoxprozesse maßgeblich durch die Struktur der Sedimentoberfläche gesteuert werden (Huettel et al. 1998). Daraus ergibt sich die Möglichkeit, anhand numerischer Modellierung und Validierung durch Tracer-Experimente – z.B. Positron-Emissions-Tomographie – eine Erweiterung der mathematischen Beschreibung advektiver Porenwasserflüsse bei Überlagerung mit anderen Fluiden vorzunehmen (Khalili et al. 1999).

Mikroelektroden sind geeignete Werkzeuge, um mit einer hohen räumlichen Auflösung die Verteilung wichtiger Umgebungsparameter im unmittelbaren Einflussbereich von Mikroorganismen zu erfassen. Die kleinskalige Messung der bioverfügbaren Fraktion organischen Kohlenstoffs in Sedimenten und Biofilmen wurde durch die Entwicklung eines mikrobiellen Biosensors ermöglicht (Neudörfer u. Meyer-Reil 1997).

3.4.1.2 Mikrobieller Umsatz von gelöstem und partikulärem Material

Das partikuläre organische Material (POM) stellt eine der Hauptkohlenstoffquellen für Fließgewässer-Ökosysteme dar und ist Träger von Nähr- und Schadstoffen. Die typischen Systemeigenschaften wie Verzahnung mit der terrestrischen Umgebung, insbesondere aber Sedimentstruktur und -lagerung, kleinräumige Strömungsmuster und hydrodynamische Charakteristika bestimmen, wie viel POM in welcher Qualität wo abgelagert und/oder wieder resuspendiert wird (z.B. Naegeli

et al. 1995, Eisenmann et al. 1997). Ein weiterer, wichtiger Aspekt ist die mittlere „Verweildauer“ von Feinsedimentablagerungen (und assoziiertem POM), die vom Hochwasserregime und der Gewässermorphologie beeinflusst wird. Beide Mechanismen – Ablagerung und Resuspension von Feinsedimenten – sind entscheidend für Quantität und Qualität des (mikrobiellen) Abbaus und damit für das Schicksal von Nähr- und Schadstoffen.

Die Biofilme sind die dynamischste Komponente der organischen Substanz, denn sie enthalten lebende Organismen, die auf Änderungen in der Umwelt durch die Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen reagieren können. Wechselnde Umweltbedingungen können ein teilweises Abbrechen der Biofilme und einen zusätzlichen Remobilisierungseffekt von Schadstoffen zur Folge haben (Flemming et al. 1999). Für die Charakterisierung der hochvariablen Strukturen biogener Aggregate gibt es Ansätze auf der Basis des Konzepts der „fraktalen Dimension“ (Guan et al. 1998).

Nach der Sedimentation unterliegen die kompaktierten Schwebstoffe verstärkt biogenen (mikrobiellen) Redoxprozessen, bei denen organisches Material oxidiert und terminale Elektronenakzeptoren reduziert werden (Pusch et al. 1998). Dies kann zur kleinräumigen Ausbildung von reduzierten Bedingungen innerhalb der kompaktierten Schwebstoffe und damit zu Mikrohabitattbildung führen. Eine besondere Herausforderung wird es sein, die Bedingungen des aeroben und an-aeroben Abbaus organischen Materials durch Mikroorganismen zu analysieren und den (hemmenden) Einfluss von Nähr- und Schadstoffen auf die unterschiedlichen Stoffwechselwege darzustellen (Kerner u. Spitzky 1999). Erst nach einer Aufklärung der Gesamtheit der mikrobiellen Biozönose an den Feinsedimenten kann eine Analyse der Beziehung zwischen Struktur und Funktion durchgeführt werden. Hier versprechen molekular-ökologische Techniken für die Zukunft nähere Einblicke.

3.4.1.3 Gekoppelte biogeochemische Prozesse und Schadstoffmobilität

Die Zusammensetzung von Porenlösungen von Sedimenten ist der empfindlichste Indikator für die Art und das Ausmaß von Reaktionen, die zwischen den schad- oder nährstoffbelegten Sedimentpartikeln und der damit in Kontakt stehenden Lösungssphase stattfinden (Song u. Müller 1999). Die methodischen Ansätze umfassen Inkubations-Experimente, bei denen auch Radiotracer eingesetzt werden können (Elsgaard u. Jørgensen 1992). In ozeanischen Bereichen erfolgen solche Experimente In-situ mittels Lander; z.B. ermöglicht ein am MPI Bremen neu entwickelter Lander (Greef et al. 1998) solche Experimente direkt im Sediment zur Quantifizierung von Remineralisierungsprozessen. Maßstab für die Interpretation von Porenwasserprofilen in Fließgewässern, z.B. im Hinblick auf die Freisetzung von Nährstoffen, sind die Erfahrungen bei der Erforschung diagenetischer Prozesse am Tiefseeboden (Hensen et al. 1998) und in Watsedimenten (Sagemann et al. 1996).

Diffusion, advektiver Porenwasseraustausch und Bioturbation sind die wichtigsten Transportprozesse, die den Austausch von gelöster und partikulärer Sub-

stanz zwischen Sediment und Wassersäule kontrollieren. Beim advektiven Porenwasserfluß in permeablen Sedimenten (Huettel u. Gust 1992) führt das Überströmen von Unebenheiten zu einer komplexen geochemischen Zonierung im Sediment (Abschn. 3.4.1.1, Rutherford et al. 1995, Ziebis et al. 1996, Huettel et al. 1998).

Viele Naturvorgänge und letztlich auch die Wirkung von Schadstoffen werden durch Prozesse an Grenzflächen gesteuert, beschleunigt oder verzögert. In jüngster Zeit wurden vor allem zwei Einflussfaktoren als wichtig für eine realitätsnahe Abschätzung von Mobilisierungs- und Sorptionseffekten an natürlichen Grenzflächen wie den Sedimentpartikeln erkannt: (1) Die gelösten organischen Substanzen, die aufgrund ihrer Struktur gegenüber hydrophoben Substanzen löslichkeitsvermittelnd sein können (De Paolis et al. 1997, Laor et al. 1998). (2) Die Kolloide als Medium für die weiträumige Verfrachtung von Schadstoffen auch in Fließgewässern und als Einflussfaktoren auf die Änderung von Sedimenteigenschaften (Buffe et al. 1995).

Jegliche Einschätzung der Mobilität oder der Verteilung von Schadstoffen steht und fällt mit einer eindeutigen Identifikation der Bindungsformen. Hier haben sich in den letzten Jahren einige interessante methodische Ansätze ergeben, z.B. die Kombination von Extraktion, titrimetrischer Analyse und chemischer Gleichgewichtsrechnung zur Plausibilitätsanalyse der Untersuchungsdaten zur Bindungsform von Cadmium (Martin et al. /65/) und Anwendung der Röntgen-Absorptions-Spektroskopie zur Charakterisierung der realen Speziesinformation in Feststoffen, die jedoch den Analyten in hohen Konzentrationen enthalten müssen (Manceau et al. 1996).

3.4.1.4 Modellierung des Sediment- und Schadstofftransports

Die Verknüpfung und Integration der interdisziplinär erforschten Einzelprozesse und die Übertragung der Laborversuche auf ein natürliches Gewässersystem, in dem Prozesse auf extrem unterschiedlichen Raum- und Zeitskalen ablaufen, erfolgt über analytische und numerische Modelle. Letztere können in unterschiedlicher Konzeption eingesetzt werden:

- Die auf Partikelebene operierenden hydrodynamischen (Johnsen et al. 1997, Boivin et al. 1998, Ling et al. 1998), statistischen (Lick et al. 1992) oder stochastischen Modelle (Hesse u. Thory 1996) sind für die Erforschung kleinskaliger Aggregations-/Segregationsprozesse geeignet und ermöglichen außerdem die Einbeziehung biologischer und chemischer Vorgänge.
- Kontinuumsmechanische Feldmodelle (Malcherek 1995) ebenso wie auch Particle-Tracking-Modelle (Wolfschläger 1996) sind besonders leistungsfähig bei lokal konzentrierten Emissionen sowie für Langzeitsimulationen.
- Makroskalige Langzeitsimulationen können wegen der begrenzten Rechnerkapazitäten bisher nur mit vereinfachenden Modellansätzen durchgeführt werden.

Die verfügbaren Stofftransportmodelle beschränken sich vorwiegend auf die Beschreibung der Transport- und Ausbreitungsprozesse suspendierter Sedimente sowie gelöster und partikulärer Substanzen. Die hydrodynamischen Wechselwir-

kungen zwischen turbulenter Strömung, Suspensat und Sediment sowie die biogeochemischen Wechselwirkungen zwischen Feststoff und Schadstoff insbesondere in Bodennähe sind noch kaum erforscht und numerisch modelliert.

Modellansätze, die die erosiven und sedimentativen Stoffströme mit den Strömungsgrößen verknüpfen, sind mit einem hohen Kalibrierungsaufwand verbunden. Existierenden Ansätzen, die den Einfluss der Turbulenz auf Aggregations- und Segregationsprozesse beschreiben (Lyn et al. 1992, Malcherek 1995), fehlt bisher die stringente Überprüfung im Experiment und die Trennung von anderen Unsicherheiten. Hier seien jedoch die Untersuchungen von Bennett et al. (1998) als potentieller Datensatz für Validierungen hervorgehoben. Die Eigenkonsolidation der Sedimente unterliegt laufenden Forschungsarbeiten (Sills 1997). Mikroskopische Modellbeschreibungen für Film- und Porendiffusionsprozesse liegen zwar vor (Formica et al. 1988), jedoch ist die Integration der geochemischen Prozesse in reaktive Schadstofftransportmodelle nur vereinzelt in elementarer Form versucht worden (Onishi 1981). Das weitestgehende Modell für den Schadstofftransport basiert auf thermodynamischen Sorptionsgleichgewichten als einfachster Form der Wechselwirkungen zwischen gelöster und partikulärer Phase (Kern 1997). Ein zentrales Problem bildet die modellgestützte Übertragung der Ergebnisse auf die Raum/Zeit-Skala der Natur.

3.4.1.5 Ansatz zu einem Forschungsverbund „Integrierte Prozessstudien“

Die in den Abschn. 3.4.1.1 bis 3.4.1.4 aufgeführten Arbeitsschwerpunkte wurden in einem Verbundforschungsvorhaben kombiniert und im Hinblick auf zwei übergeordnete Fragestellungen gemeinsam untersucht:

1. die Bewertung der Sedimentstabilität, vor allem im Hinblick auf die Auswirkungen von Erosionsereignissen, und
2. die Charakterisierung von Prozessen, die zur Umsetzung und zum Transfer von Schadstoffen in den Sedimenten und an den Schwebstoffen führen.

Diesen beiden Fragestellungen sind die Themenschwerpunkte I und II zugeordnet, in denen die in Abb. 3.4-2 genannten Teilprojekte in enger Abstimmung, teilweise mit gemeinsamen Experimenten, kooperieren. Der Themenschwerpunkt III (Abb. 3.4-2, rechte Spalte) umfasst die Naturmessungen an ausgewählten Testgewässern und die Verifizierung der Prozessstudien durch Modellierungen in verschiedenen Skalenbereichen.

Im Themenschwerpunkt I („experimentelle Techniken“) stehen die Untersuchungen zu den hydraulischen (bodenmechanischen und rheologischen) Kenngrößen mittels Erosionsapparaturen im Vordergrund. In einzelnen Teilprojekten werden in einem Strömungskanal die ausgewählten Sedimentproben einem hydrodynamischen Erosionstest unterworfen und hinsichtlich ihrer bodenmechanischen, rheologischen, chemischen und biologischen Eigenschaften charakterisiert; mit einer differentiellen Turbulenzsäule werden die physikalisch-chemischen Effekte bei der Aggregation/Segregation von Partikeln und die Sorption/Desorption von Schadstoffen bearbeitet. In einem integrativen Laboransatz mit einer Grenz-

schichtkammer und einem Säulensimulator sind die Transportwege und -raten für biochemische und Schadstoffparameter im Detail von Quelle zu Senke zu verfolgen; mit der Erosionskammer können auch die Schadstoffübergänge zwischen verschiedenen Sedimentkomponenten untersucht werden. Während die Daten zu den Sedimentkenngrößen vorwiegend zur Prognose der Erosionsstabilität und Modellierung des Feststofftransportes eingesetzt werden (großskalige Schadstofftransportmodelle), sollen die Versuchsergebnisse zu den Schadstoff-/Partikelwechselwirkungen der Entwicklung von realitätsnahen Sorptions- und Aggregationsmodellen (mesoskalige Stoffverteilung/Sorptionskinetik) dienen.

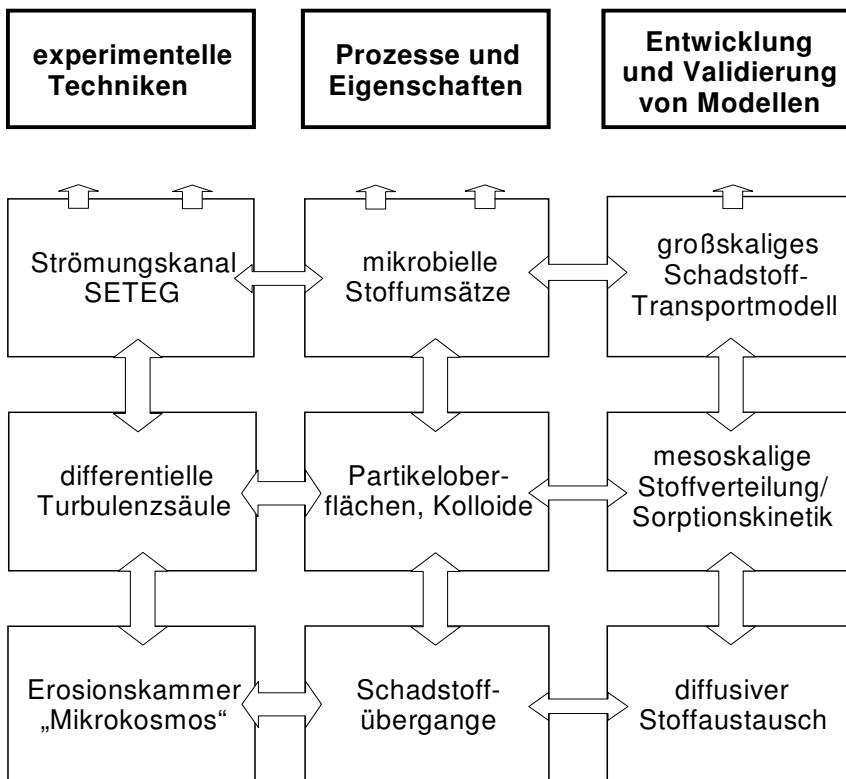


Abb. 3.4-2 Themenschwerpunkte und ausgewählte Teilprojekte in dem BMBF-Verbundprogramm „Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern“

Im Themenschwerpunkt II („Prozesse und Eigenschaften“) werden die biologischen und geochemischen Prozesse mit ihren Auswirkungen auf die Schadstoffmobilität zusammenhängend untersucht. Die biologischen Umsetzungen sind die maßgeblichen Steuerfaktoren für die diagenetischen Prozesse, mit denen Schadstoffe an den Sediment- bzw. Schwebstoffpartikeln festgelegt oder von diesen in die Wasserphase freigesetzt werden können. Die „biologischen“ Teilprojekte („mikrobielle Stoffumsätze“) bilden auch die wissenschaftliche Basis für die neu-

en Prognoseansätze – inklusive realitätsnaher Modellbildungen – zur Frage der Erosionsstabilität und über die Charakterisierung der organischen Substrate („Bio-filme“) in den Fragen der Partikelaggregation und Schadstoffsorption bzw. -freisetzung. In einem Teilprojekt soll mit neuen experimentellen und analytischen Methoden die Frage aufgeklärt werden, ob Mikropartikel (Kolloide) einen nennenswerten Beitrag zur Freisetzung und zum Transport von Schadstoffen in Oberflächengewässern leisten. Weiterhin sollen quantitativ nachprüfbare Erkenntnisse über den Ablauf und die Auswirkungen der erst in neuerer Zeit erkannten, sog. verzögerten biochemischen Reaktionen bei Sedimentumlagerungen gewonnen werden.

Im Themenschwerpunkt III („*Entwicklung und Validierung von Modellen*“) soll neben den flussgebietsbezogenen Modellierungen des Stofftransports und feinskaligen Modellierungen von Aggregations- und Seggregationsvorgängen auch der diffusive Stoffaustausch in seiner räumlichen und zeitlichen Variabilität untersucht werden.

3.4.2 Problemlösungen für Überflutungssedimente

Bisher wurde vor allem am Beispiel der Häfen am Unterlauf großer Flüsse – Rotterdam, Hamburg – die Frage diskutiert, welche Auswirkungen die lokalen Sedimentbelastungen auf die Küstenzonen besitzen. Durch die Einleitung von Abwässern, durch Flutung von Bergwerken und durch Lufteinträge werden die natürlichen Flusssedimente bereits im Ober- und Mittellauf in erheblichen Umfang kontaminiert. Die Sedimente werden mit dem fließenden Wasser entlang des Flusslaufes ab- und umgelagert. Vor allem bei stärkerer Wasserführung werden die an den Schwebeteilchen gebundenen Schadstoffe weit verbreitet.

Neben den häufig auftretenden, teilweise periodischen Überschwemmungen von Deichvorländern (Miehlich 1987, Schuster u. Miehlich 1989), Polderflächen und Flussauen (Miehlich et al. 2000) waren es in den vergangenen Jahren katastrophale Flutereignisse (z.B. Oderflut von 1997: Müller u. Wessels 1999, Wolska et al. 1999) und Deichbrüche in Bergbauregionen (Aznalcollar/Spanien 1999, Rumänien 1999/2000), die den Blick der Öffentlichkeit auf die enormen Auswirkungen von schadstoffhaltigen Sedimenten richten. Zunächst zeigt sich, dass mit solchen Ereignissen sehr lang anhaltende Nutzungseinschränkungen von Böden verbunden sind. Immer deutlicher wird jedoch auch, dass wegen der Heterogenität der Schadstoffmixturen und -verteilung eine Behandlung im engeren Sinne – chemische Extraktion, Verfestigung, biologischer Abbau – nur in Ausnahmefällen in Frage kommt.

Daraus ergibt sich eine grundsätzlich andere Herangehensweise als bei punktuell starken Schadstoffbelastungen von Baggerschlamm, wie sie in Hafengebieten auftreten. Hier wird ein Beispiel aus dem Einzugsgebiet der Elbe sowohl im Hinblick auf die möglichen technischen Problemlösungen als auch für die Organisation der Maßnahmen dargestellt. Das Beispiel wurde von einer Arbeitsgruppe des Umweltbundesamtes und des Projektträgers des BMBF für Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (Anonym 2000a) als deutscher Beitrag zum Fallstudien-

vergleich anlässlich der 7. internationalen Konferenz über Altlastensanierung ConSoil 2000 in Leipzig (Anonym 2000b) zusammengestellt. Die Vorgehensweise wird in den kommenden Jahren an Bedeutung gewinnen, wenn die EU-Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt wird, die eine flusseinzugsgebietsübergreifende Betrachtung von Schadstoffbelastungen fordert (siehe auch Abschnitt 3.5).

3.4.2.1 Fallstudie Spittelwasser im Elbe-Einzugsgebiet

Die Elbe ist mit einer Länge von über 1000 km und einem Gesamteinzugsgebiet von 150.000 km² eines der größten Flussgebiete Europas. Etwa $\frac{2}{3}$ der Fläche gehören zu Deutschland. An der deutsch/tschechischen Grenze beträgt der mittlere Abfluss 314 m³/s, bei der Mündung in die Nordsee ca. 877 m³/s. Zwei besonders relevante Zuflüsse sind die Saale und die Mulde, die beide große Bergbauregionen entwässern. Der mittlere Abfluss der Saale liegt bei 115 m³/s, der Mulde bei 65 m³/s.

Im Einzugsgebiet der Mulde liegt auch die Industrieregion Bitterfeld-Wolfen, von der besonders weitreichende Kontaminationen der unterliegenden Flussauen ausgingen und noch lange ausgehen werden. Das Muster der Dioxinkongeneren ist bis in die Sedimente des Hamburger Hafens zu verfolgen (Goetz et al. 1996). Im Verlauf einer mehr als 100-jährigen Produktion chemischer Ausgangsstoffe und Erzeugnisse wurden in der Region Bitterfeld-Wolfen die Betriebsflächen der ehemaligen Chemiefabriken und auch das Grundwasser mit Schadstoffen verunreinigt. Ebenso wurde ein Teil der Restlöcher des Braunkohlenbergbaus durch die Ablagerung von Abfällen aus der chemischen Produktion (z.B. HCH-Isomere, Hexachlorethan, DDT-Schlamm, chlororganische Schlämme, Destillationsrückstände, (aliphatische CKW), Laugen und Salze) mit Schadstoffen belastet.

Von den Verunreinigungen sind zunächst vor allem Teile des Umlandes von Bitterfeld-Wolfen betroffen, wie das nach dem gleichnamigen Flüsschen benannte ca. 60 km² große Niederungsgebiet "Spittelwasser" mit den Ortschaften Greppin und Jeßnitz. Im Gefolge der Überschwemmungen verwandelt sich das Niederungsgebiet in eine ca. 10–30 km² große Seenlandschaft (Abb. 3.4-3).

Für die dauerhafte Unterbindung des Austrages schadstoffbelasteter Sedimente aus dem Spittelwassergebiet kommen grundsätzlich die in Tabelle 3.4-1 aufgeführten technischen Maßnahmen in Frage (Anonym 2000a). Risiken sind also vor allem: (1) Der Verbleib des anfallenden Baggergutes ist abfall- und bodenschutzrechtlich abzusichern; die kontaminierten Massen sind als besonders überwachungsbedürftige Abfälle zu verbringen. (2) Die genaue Lage und das Volumen der kontaminierten Sedimente, die sich im Niederungsgebiet ausgebreitet haben und weiterhin ausbreiten, sind nicht bekannt; es besteht ein erhebliches Kostenrisiko. (3) Die technisch möglichen Entwässerungs- und Aushubmaßnahmen stellen massive Eingriffe in das Natur- und Landschaftsschutzgebiet dar; die Funktionalität des Niederungsgebietes wird insgesamt in Frage gestellt. Diese Varianten werden nicht weiter verfolgt.

Vor dem Hintergrund der angestrebten nachhaltigen Entwicklung des Gebietes und der bestehenden Erfolgsrisiken sowie unter dem Aspekt, dass die Maßnahmen dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprechen sollen, erscheint es sinnvoll,

die in Tabelle 3.4-2 dargestellten Einzelmaßnahmen zu kombinieren und schrittweise umzusetzen. Im Mittelpunkt des Regulierungsprojektes (Teilschritt 02) stehen die Förderung des Pflanzenwachstums zur mechanischen Stabilisierung der Sedimente und die Anwendung von Prozessen des natürlichen Schadstoffrückhalts- und -abbaus.

In einem Forschungsprojekt innerhalb des BMBF-Verbundes „Natural Attenuation“ werden die stark mit anorganischen und organischen Schadstoffen belasteten Sedimente mit mikroskopischen, extraktiv-chemischen, geochemischen und ökotoxikologischen Prüf- und Messtechniken bewertet (Gerth u. Förstner 2001). Ziel ist es, frühdiagenetische Vorgänge im Substrat nachzuweisen, die Reaktivität der Feststoffmatrices sowie den Festlegungsgrad der Schadstoffe anhand der Mobilisierbarkeit und Bioverfügbarkeit zu bewerten. Im Vordergrund stehen die Schadstoffe Arsen, DDT und HCH.

Tabelle 3.4-1 Grundsätzliche Möglichkeiten zur Minderung des Sedimentaustrags im Niederungsgebiet Spittelwasser (Anonym 2000a)

		Technische Maßnahmen zur Minderung des Sedimentaustrags	geschätzte Kosten
I	<i>Polderung</i>	Das Niederungsgebiet wird durch Einsatz von Pumpverfahren gezielt entwässert und mit nicht kontaminiertem Material abgedeckt	40 Mio. EURO 15 EURO/m ³ Betriebskosten
II	<i>Sediment- entnahme</i>	Das Flussbett wird vollständig entschlammt (~20,000 m ³ stichfester Schlamm), Aushub ist besonders überwachungsbedürftiger Abfall	14 Mio. EURO incl. Ausrüstung
III	<i>Sediment- abdeckung</i>	<u>IIIa:</u> mineralische Deckschicht; <u>IIIb:</u> künstl. Deckschicht (Geotextil) <i>Vorteil:</i> Es fallen keine besonders überwachungsbedürftige Abfälle an! <i>Nachteil:</i> Die Langzeitbeständigkeit ist nicht gesichert (Morphodynamik!)	<u>IIIa:</u> 5 Mio. EURO (100 EURO/m ²) <u>IIIb:</u> 3 Mio. EURO (60 EURO/m ²)
IV	<i>Fluss- verlegung</i>	Das Gewässer erhält ein neues Bett; unbelastetes Sediment wird als Abdeckung und zur Verfüllung des alten Flussbettes verwendet	12 Mio. EURO incl. Ausrüstung
V	<i>Flussregu- lierung</i>	Der Verlauf des Spittelwassers wird begradigt; die hochbelasteten Sedimente werden mit unbelastetem Aushubmaterial abgedeckt	6 Mio. EURO; ~400 EURO/m ²

Der integrale Ansatz dieses Forschungsprojekts lässt Impulse, insbesondere in Richtung auf methodische Entwicklungen, für die benachbarten Disziplinen erwarten. Konkret gilt dies für elektronenoptische Untersuchungen von Porenräumen und oberflächennahen Feststofflagen, für Fließprozesse in Filtermedien und deren Modellierung, für die Quantifizierung von Sorptionsphänomenen und vor allem für den Bereich der hydromechanischen Einflüsse auf die Sedimentstabilität.

Für weiter entfernte Fachgebiete wie z.B. Recht und Ökonomie wirft die Beschäftigung mit dem bislang wenig beachteten Medium „Sediment“ offene Fragen wegen der juristischen Einordnung von Maßnahmen am Quell- und Zielort von belasteten Sedimenten und Schwebstoffen bzw. bei der Bewertung verschiedener alternativer Problemlösungen unter Einbeziehung des „Natural Attenuation-Ansatzes“ auf.

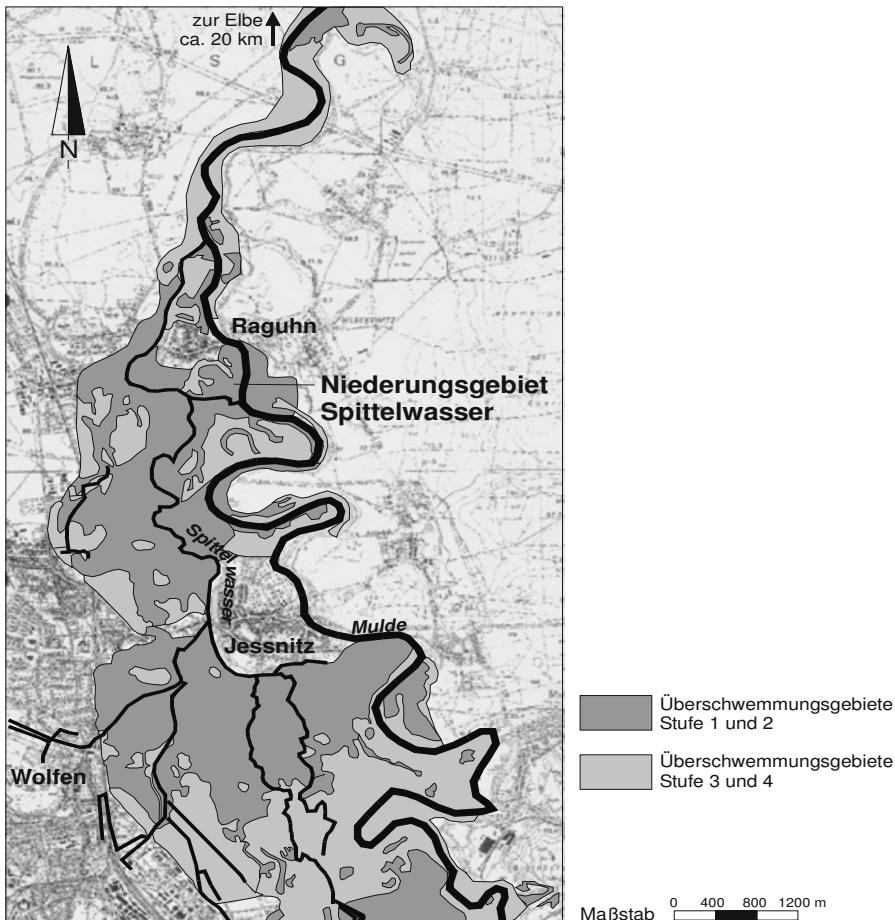


Abb. 3.4-3 Karte des Niederungsgebietes Spittelwasser (Anonym 2000a)

Tabelle 3.4-2 Projektvorschlag der deutschen Arbeitsgruppe (Anonym 2000a)

		geschätzte Kosten/Zeit
1	<i>Monitoring-system</i>	Das strömungsabhängige Schadstofftransportverhalten soll mit hydrodynamischen und luftgestützten Methoden überwacht werden
2	<i>Regulierungsprojekt</i>	(1) Einsatz von Modellen zum Sediment- und Schadstofftransport (2) Einrichtung von Sedimentfallen; punktuelle Sedimententnahme (3) Nutzung von "Natural Attenuation"; Stabilisierung mit Pflanzen
3	<i>Erprobung</i>	Betrifft vor allem die Funktionsfähigkeit und Wirkung der Sediment-fallen. Datenerhebung für die Prognose des Schadstoffaustauschs
4	<i>Dauerbetrieb</i>	(a) Erfolgskontrolle des Gesamtkonzeptes, z.B. in einem GIS (b) Öffentlichkeitsarbeit (regionale Kindergarten, Jäger und Angler)
5	<i>Nachsorge</i>	Die begonnenen Untersuchungen sind kontinuierlich und langfristig durchzuführen (nach Beispiel anderer Dauerbeobachtungsflächen)

3.4.2.2 Organisation eines interdisziplinären Programms

Aufgrund der geschilderten Rahmenbedingungen zeichnet sich der Vorschlag für ein übergreifendes Programm (Tabelle 3.4-2) durch eine hohe Komplexität und die daraus resultierende Vielzahl der beteiligten Personen, Fachplaner und Behörden aus (Anonym 2000a). Die betroffenen Flächen befinden sich nahezu vollständig in Privateigentum. Bekannt sind ca. 30–40 Eigentümer, bei vielen Flächen sind die Eigentumsverhältnisse bislang ungeklärt. Die effiziente Bearbeitung der vielfältigen Aufgaben ist nur möglich, wenn nach der Entscheidung über die Projektdurchführung eine Projektleitung (z.B. das Landratsamt Bitterfeld) eingesetzt wird. Aufgabe der Projektleitung ist es, alle Teilbereiche des Projektes klar zu strukturieren und Kompetenzen sowie Entscheidungsbefugnisse im Rahmen der Projektorganisation eindeutig zu zuordnen.

Erforderlich ist eine zielgerichtete Kompetenzbündelung durch Zusammenstellung eines Projektteams, dem erfahrene Fachleute der Arbeitsbereiche Recht, Planung, Technik, Controlling und Öffentlichkeitsarbeit angehören. Auf Behördenseite sind das Staatliche Amt für Umwelt Dessau-Wittenberg als fachtechnische Überwachungsbehörde- und das RP Dessau als Aufsichtsbehörde in die Vorbereitung des Projektes einzubeziehen.

Das Projekt ist von komplexen Randbedingungen gekennzeichnet, die vor allem aus externen Einflussfaktoren resultieren (Fließ- und Überschwemmungs-

geschehen, zeitliche Entwicklung und Umfang des Grundwasseranstiegs, Grundwasserbeschaffenheit, Einfluss anderer regional wirksamer Sanierungsmaßnahmen). Die Maßnahmen müssen daher so flexibel konzipiert sein, dass eine kontinuierliche Anpassung an sich ändernde Rahmenbedingungen möglich ist.

Um Akzeptanz und Glaubwürdigkeit zu erzielen sowie Vorbehalten gegenüber der Realisierung der Maßnahmen entgegenzuwirken, ist die Öffentlichkeit über die Belastungsverhältnisse einschließlich der Ergebnisse der expositions- und nutzungsbezogenen Gefahrenbewertung sowie die Projektziele zu informieren. Hierzu erscheint die Bildung eines Bürgerberatungsbüros als zweckmäßig.

3.4.3 Subaquatische Lagerung

3.4.3.1 Internationale Erfahrungen

Baggergut fällt weltweit sowohl bei der Instandhaltung von Schifffahrtswegen als auch im Rahmen von Vorhaben zur Sedimentsanierung als Massengut an. So entstehen allein im Rahmen der Unterhaltungsbaggerungen der Schifffahrtswege im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland jährlich 40 Mio. Kubikmeter Baggermaterial (Heinzelmann 2000). In den USA werden durch das US Army Corps of Engineers (USACE) jährlich geschätzte 300 Mio. m³ Sediment umgelagert, um die Seewege zu den Häfen freizuhalten (Foxwell 2000).

Baggergut wird, sofern es keiner nutzbringenden Verwendung zugeführt werden kann, unbehandelt oder nach geeigneter Vorbehandlung an Land oder unter Wasser abgelagert. Die subaquatische Ablagerung von ist hierbei vor allem wirtschaftlich deutlich günstiger, da teure Schritte wie beispielsweise die Entwässerung und der Transport entfallen. Sie wird daher auch bei anderen kontaminierten Massengütern, d.h. neben Baggergut auch bei Minenabbaum oder sonstigen Abfällen, als Alternative zur Deponierung an Land bzw. zur Behandlung in Erwägung gezogen (vgl. Abschn. 1.5.2.1). Die subaquatische Ablagerung von Baggergut spielt nach wie vor eine dominante Rolle, obwohl internationalen Bestrebungen, teilweise auch auf Druck der Öffentlichkeit oder von Umweltschutzorganisationen hin, kostspieligeren Alternativen, insbesondere der nutzbringenden Verwendung, den Vorzug geben (Anonymus 2000, Foxwell 2000, Sullivan 2000): solche nutzbringenden Verwendungen können die Verwendung in Küstenschutzmaßnahmen, Habitatentwicklung oder Herstellung von Baumaterialien sein – sind aber i.A. nur für nicht oder nur gering belastetes Material umsetzbar. Beispielhaft stellt Foxwell (2000) in diesem Zusammenhang die Häfen von Harwich (Großbritannien), Hamburg (Deutschland), Seattle und New York (USA) heraus, die diese Verwendungsformen in der jüngsten Vergangenheit vorangetrieben haben.

Internationale Richtlinien

Um Richtlinien für die Ablagerung von Baggergut im Meer zu geben, wurden in der Vergangenheit internationale Konventionen erarbeitet, deren Ziel es ist, den Schadstoffeintrag in die Meere zu begrenzen und zu kontrollieren. Die *London*

Convention (LC) vertritt einen globalen Ansatz, die *Oslo-Paris-Convention* (OSPAR) und die *Helsinki-Convention* (HELSINKI) einen regionalen. Diese Übereinkommen, deren Wurzeln meist in die 1970er Jahre reichen, befinden sich in einer ständigen Entwicklung, um neuesten Erkenntnissen Rechnung tragen zu können, und daher besteht die Notwendigkeit, einer Anwendung stets die jüngste und für das betreffende Land gültige Version zu Grunde zu legen (Burt et al. 2000).

Als Herzstück der LC sowie vieler regionaler Übereinkommen werten Burt et al. (2000) zwei grundlegende Prinzipien: zum einen das Prinzip des vorausschauenden Handelns und zum andern das Verursacher-zahlt-Prinzip. Die LC gibt weiterhin in Ihren Anhängen detaillierte Informationen, wie (1) eine Liste der Materialien und Substanzen, für die eine Ablagerung im Meer auszuschließen ist („schwarze Liste“), (2) eine Liste mit Materialien die nur unter besonderen Sicherheitsvorkehrungen zur Ablagerung geeignet sind („graue Liste“) und (3) konkrete Vorschläge zur Umsetzung der Konvention in den Mitgliedsstaaten.

Die legislativen Rahmenbedingungen für den Umgang mit Baggergut werden in den Unterzeichnerstaaten auf der Grundlage obiger Übereinkommen geschaffen. Dem Umgang mit dem Baggergut aus den Bundeswasserstraßen liegen in der Bundesrepublik für Küsten- und Binnenbereich getrennte Verwaltungsvorschriften zu Grunde. Die überarbeitete Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK), die seit 1999 in Kraft ist, setzt hierbei die Baggergutrichtlinien gemäß der oben genannten internationalen Meeresschutzübereinkommen (LC, OSPAR und HELSINKI) um (Burt und Fletcher 1997, Bergmann et al. 2000).

Im Falle unkontaminiert oder nur unwesentlich kontaminiert Sedimente kann eine unbeschränkte Ablagerung des unbehandelten Sediments ohne weitere technische Sicherungsmaßnahmen durchgeführt werden (Abb. 3.4-4A), sofern dies in Übereinstimmung mit den vor Ort gültigen gesetzlichen Bestimmungen steht. Gemäß HABAK sind Umlagerungen im Bereich der deutschen Küstengewässer generell dann unbeschränkt zulässig, wenn die als Referenz geltenden Belastungswerte des deutschen Nordseewatts nicht überschritten werden. Weisen die ausgebagerten Sedimente jedoch Kontaminationen mit unerwünschten oder schädlichen Substanzen auf, ist generell auf der Basis einer Auswirkungsprognose die Machbarkeit einer Unterwasserablagerung zu prüfen, wobei eine Vorbehandlung des Materials oder Sicherungsmaßnahmen in Betracht zu ziehen sind.

Konkrete Hinweise zu Sicherungsmaßnahmen im Rahmen der subaquatischen Ablagerung von Materialien, die ansonsten als ungeeignet zur subaquatischen Ablagerung eingestuft werden müssten, finden sich im „*Dredged Material Assessment Framework*“ (DMAF), einem Richtlinienkatalog zur Umsetzung der LC. Unter anderem wird im DMAF die subaquatische Abdeckung, im folgenden auch kurz „Capping“, als Sicherungsmaßnahme angesprochen. Eine zentrale Rolle wird dem Capping und anderen Sicherungs- und Behandlungsmaßnahmen auch in den Richtlinien der US-amerikanische Umweltbehörde, US EPA, eingeräumt (USEPA 1994). Insbesondere im Bereich der Großen Seen wurde sowohl von amerikanischer als auch von kanadischer Seite eine umfangreiche Entwicklung von Maßnahmen zur Sicherung von kontaminierten Sedimenten vorangetrieben.

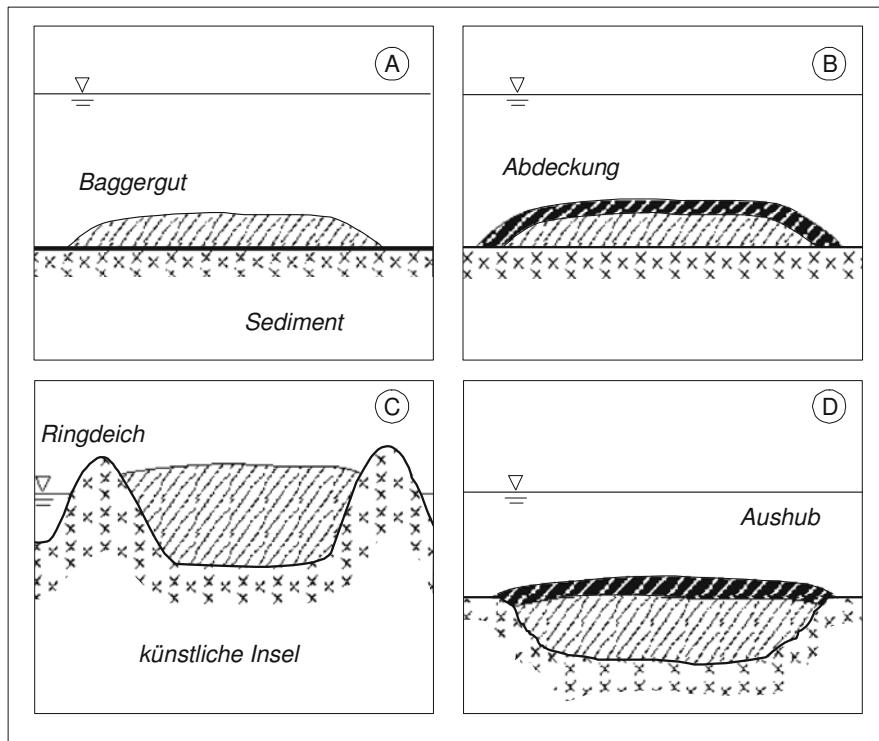


Abb. 3.4-4 Verschieden Möglichkeiten der subaquatischen Deponierung von Baggergut: A) ungesicherte subaquatische Ablagerung, B) Abgedeckte Ablagerung, C) Einbettung und D) künstliche Insel.

Um eine Ausbreitung der in dem umgelagerten Sediment enthaltenen Schadstoffe, d.h. einen Transport in die Wassersäule, zu vermeiden, können verschiedene technische Lösungen herangezogen werden, sofern eine Mobilisierung dieser Schadstoffe zu befürchten ist. Insbesondere ist hierbei die In-situ-Abdeckung (Abb. 3.4-4B) evtl. in Kombination mit einer Einbettung des Baggerguts (Abb. 3.4-4D) hervorzuheben. Die Abdeckung des Materials wird ausführlicher in Abschn. 3.4.4.2 erörtert. Unter einer Einbettung ist das Auskoffern eines Bereichs unbelasteten Sedimentes zu verstehen, in welchen in der Folge das Baggergut eingebracht wird. Um eine In-situ-Abdeckung auszubringen, kann bei einer Einbettung ggf. das ausgekofferte Sedimentmaterial verwendet werden. Im Zusammenspiel mit diesen Maßnahmen können darüber hinaus verschiedene physikalische, chemische oder biologische Behandlungsmethoden eingesetzt werden. Physikalische Methoden, die in Frage kommen, wären beispielsweise die Trennung kontaminiierter und nicht kontaminiierter Fraktionen mittels Siebung, Hydrozyklonen, Dichte-Trennung oder magnetischer Trennung. Eine solche Klassierung ist in der Lage das Volumen des zu deponierenden Schlicks deutlich zu verringern und da-

mit die Kosten zu senken (Gadella und Honders 1998). Ein Klassierungsprozess wird beispielsweise im Hamburger Hafen zur Vorbehandlung ausgebaggerten Hafenschlicks großtechnisch mit der Metha-Anlage (Mechanical Treatment of Harbour Sediments) ausgeführt (Detzner et al. 1998). Chemische Methoden zur Immobilisierung der Schadstoffe, wie die Einbringung von Aluminiumsulphat zur Minimierung der Phosphorfreisetzung (Kennedy und Cooke 1982) oder Calcium-nitrateinbringung (USEPA 1990), können auch In-situ durch Injektionsverfahren ausgeführt werden. Dasselbe trifft auch auf biologische Verfahren zu wie die Einbringung von Calciumnitrat zur Stimulierung des biologischen Abbaus von PAK (Murphy et al. 1993).

Weitreichende Erfahrung mit der subaquatischen Ablagerung von Baggergut sind insbesondere auch in den Niederlanden vorhanden. Zur Freihaltung der Schifffahrtswege der großen Seehäfen müssen große Mengen Sediment ausgebaggert und umgelagert werden. Das Baggergut wird entsprechend seines Gefährdungspotenzials in 4 Klassen eingeteilt. Während leicht kontaminierte Sedimente der Klassen 1 und 2 unter Einhaltung bestimmter Vorgaben auf See oder Land verbracht werden dürfen, müssen bei mäßig oder stark verschmutzten Sedimenten der Klassen 3 und 4 Maßnahmen zur Entsorgung oder Verwertung getroffen werden. Um der anfallenden Massen Baggerguts Herr zu werden, wurden bereits mehrere Depots zur subaquatischen Ablagerung eingerichtet. Anwendung findet neben der Einbettung des Baggerguts (Abb. 3.4-4D) vor allem die Verbringung in natürliche oder ausgebaggerte Depots, die von Ringdeichen umschlossen und über die Wasser hinaus aufgeschichtet werden (Abb. 3.4-4C).

Beispielhaft für ein solches Depot ist die Anlage „de Slufter“, die 1987 in Betrieb genommen wurde und ein Fassungsvermögen von 96 Mio. m³ hat. Die Anlage umfasst eine Auskofferung von 20 m Tiefe und einem Ringdeich von 24 m Höhe (Nijssen et al. 1998).

3.4.3.2 Planung und Durchführung

Insgesamt sieht das DMAF, als Effekt-orientierter Richtlinienkatalog mit Risikobasierter Bewertungsstruktur, folgende Schritte vor (Burt et al. 2000):

1. Bewertung der Notwendigkeit der Ausbaggerung bzw. der Ablagerung,
2. Charakterisierung des Baggerguts (chemisch, biologisch),
3. Bewertung der Optionen für die Verbringung des Baggerguts,
4. Auswahl des Standorts der subaquatischen Ablagerung,
5. Bewertung der Auswirkungen,
6. Genehmigungsschritte und
7. Überwachungsmaßnahmen

In jedem Fall ist also die Verfügbarkeit einer geeigneten Ablagerungslokalität eine Grundvoraussetzung. Die Auswahl einer geeigneten Lokalität erfolgt zunächst nach der Nähe zu Stelle der Ausbaggerung und der Erreichbarkeit sowie nach gesetzlichen Rahmenbedingungen. Sodann muss sichergestellt werden, dass die Lokalität langfristig nicht durch Bodenströmungen oder Wellengang gefährdet ist, dass ökologische Schäden minimiert werden können und dass keine Nutzungs-

konflikte, z.B. im Hinblick auf den Schiffsverkehr, eintreten werden (Pequegnat et al. 1990, USEPA/ USACE 1984). Mitunter kann der Kriterienkatalog für die Standortauswahl auch eine so komplexe Verknüpfung ökologischer, sozialer und wirtschaftlicher Gesichtspunkte erfordern wie von Michels und Healey (1999) für Tauranga Harbour, Neuseelands größten Exporthafen, beschrieben: Hier müssen negative Beeinflussungen so unterschiedlicher Güter wie die benthische Lebensgemeinschaft, die nahegelegenen heiligen Stätten der Maori-Bevölkerung und die anliegenden Badestrände vermieden werden und darüber hinaus Rücksicht auf Sportfischerei und Sportschifffahrt genommen werden. Zusätzlich muss der Standort für den Hafenbetreiber wirtschaftlich sein und möglichst eine ähnliche Sedimentzusammensetzung wie das zu verklappende Material aufweisen.

Kostenabschätzung

Die Kosten für die ungesicherte Ablagerung sind i.A. durch die Kosten der Ausbaggerung bereits gedeckt, da kein weiteres Material oder Personal eingesetzt werden muss, wenn nicht weitere Transportwege zwischen der Ausbaggerung und der Ablagerungs-Lokalität zu überbrücken sind. Kosten entstehen lediglich durch Überwachungsmaßnahmen, die jedoch wenn überhaupt in geringem Ausmaß benötigt werden, da i.A. keine kontaminierten Sedimente bei ungesicherten Ablagerungen eingesetzt werden (USEPA 1994). Im Gegensatz ist mit erheblichen zusätzlichen Investitions- und Instandhaltungskosten zu rechnen, wenn das umgelagerte Material abgedeckt oder anderweitig behandelt oder gesichert wird.

Insbesondere eine vergleichende Betrachtung von Risiken und Kosten bei verschiedenen Optionen im Umgang mit kontaminiertem Baggergut erweist sich oft als schwierig. Stansbury *et al.* (1999) diskutieren daher eine Risiko-Kosten-Abschätzung mittels Fuzzy-Logic, mit deren Hilfe sie insbesondere die Unschärfe der Abschätzungsmaßnahmen in ein mathematisches Bewertungsmodell integrieren. Ein solches Modell soll den Hafenbetreibern eine Möglichkeit bieten, ein ökologisch sinnvolles und gleichzeitig kosteneffektives Verfahren auszuwählen.

3.4.4 Capping – Aktive Barriere-Systeme

3.4.4.1 Subaquatische In-situ-Abdeckung

Wie im vorangehenden Abschnitt dargelegt, kommt der subaquatischen Abdeckung von umgelagertem Baggergut in internationalen Regularien sowie in der Praxis eine tragende Rolle zu. Dies liegt unter anderem darin begründet, dass diese Methode als langfristige, umweltgerechte Sicherungsmaßnahme zur Vermeidung oder Begrenzung von Schadstoffemissionen gegenüber herkömmlichen Ablagerungsmethoden insbesondere in wirtschaftlicher Hinsicht überlegen ist.

Neben der Abdeckung von Baggergut gelten diese Vorteile ebenfalls für die In-situ-Sicherung von Sedimenten im Zuge von Maßnahmen zur Gewässersanierung. In diesem Fall werden die Sedimente vor Ort durch eine Abdeckung vom Gewässer isoliert (Azcue *et al.* 1998a). Ist ein solcher kontaminiertes Sedimentstandort

zu sanieren ergeben sich vier grundlegende Verfahrensoptionen (Palermo *et al.* 1998):

- In-situ-Sicherung des Sediments,
- In-situ-Behandlung,
- Ausbaggerung und Deponierung und
- Ausbaggerung und Behandlung.

Die In-situ-Abdeckung kontaminiertes Sedimentes als Sanierungsmaßnahme, einzuordnen unter dem obigen Punkt der In-situ-Sicherung, kann eine effiziente und wirtschaftliche Alternative zur Multikomponenten-Maßnahmen wie *Ausbaggern und Behandeln* bzw. *Ausbaggern und Deponieren* bieten. Die Problematik kontaminiertes Gewässersedimente, wie gleichermaßen die der subaquatische Ablagerung von Baggergut, wirft vorrangig die Frage nach der potentiellen Freisetzung von Schadstoffen auf. Ein Hauptkriterium bei der Einzelfall-Bewertung muss daher immer die Langzeitprognose aller Freisetzung- und Transport-Mechanismen sein.

Die Abdeckung wirkt im Wesentlichen drei Freisetzung-Mechanismen entgegen (Abb. 3.4-5). Zum einen stabilisiert die Kappe – bei Wahl geeigneter Materialien (s. u.) – die Ablagerung bzw. das Sediment. Eine Ausbreitung der sedimentgebundenen Schadstoffe durch Resuspension infolge erosiver Kräfte wird somit unterbunden. Zum zweiten verhindert die physikalische Isolierung den Schadstoffübertritt in das Gewässer infolge Aufnahme durch bodenlebende Organismen und folgender Bioakkumulation. Die chemische Isolierung unterbindet den Schadstoffübertritt durch chemische Prozesse an der Sediment-Wasser-Grenzfläche. Das heißt, dass eine Lösung oder Desorption von Schadstoffen durch Kontakt mit dem Oberflächenwasser oder aufsteigendem Grundwasser vermieden wird. Im Falle durchgehend oder periodisch auftretender Grundwasser-Verhältnisse, d. h. einer Versickerung in die unterliegenden grundwasserführenden Schichten, ist dieser Kontaminationspfad ebenfalls zu berücksichtigen und ggf. durch kombinierte Maßnahmen zu eliminieren.

In der letzten Dekade wurden subaquatische In-situ-Abdeckungen zur Sicherung kontaminiertes Sedimentes an verschiedenen Standorten in Japan, Kanada, Norwegen und den USA eingerichtet (Tabelle 3.4-3). In diesen Abdeckungen wird vor allem die Stabilisierung und die physikalische Isolierung realisiert, indem chemisch relativ inerte Materialien verwendet werden. Drei Beispiele von Abdeckungen, die unterschiedliche Materialien verwenden, werden im folgenden vorgestellt.

Hamilton Harbor, Kanada

Hamilton ist südwestlich von Toronto am Ontario See gelegen. Ein etwa 1 ha großes Areal mit mäßig belastetem Sediment wurde im Rahmen eines Demonstrationsprojekts (Tabelle 3.4-3) mit sauberem Sand abgedeckt (Zeman 1994, Azcue *et al.* 1998(2)). Die Abdeckung mit einer Mächtigkeit von 0,3 bis 0,4 m wurde mit Hilfe eines speziell ausgerüsteten Schiff ausgebracht. Die lückenlose Aufbringung wurde durch GPS-Navigation gewährleistet und eine gleichmäßige Schichtmächtigkeit von wurde kontinuierlich überwacht.

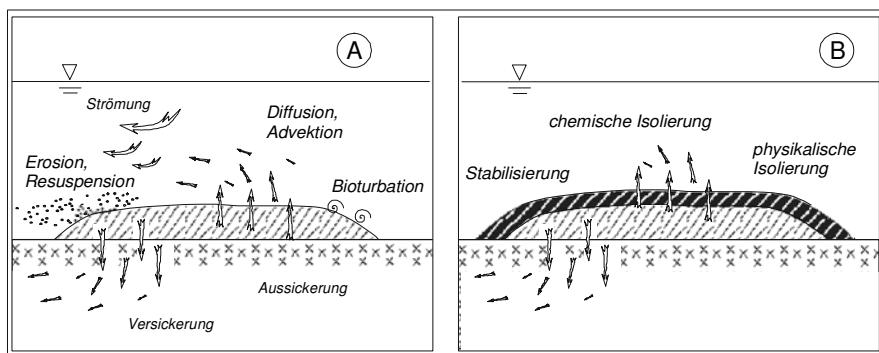


Abb. 3.4-5 Freisetzung von Schadstoffen aus einem kontaminiertem Sediment bzw. aus umgelagerten Baggergut (A); Unterbindung der Freisetzung durch eine subaquatische Abdeckung (B).

Tabelle 3.4-3 Übersicht über ausgewählte In-situ-Abdeckungsprojekte (nach Palermo 1998, geändert)

Standort	Kontamination	Fläche	Aufbau	Literatur
Kihama See, Japan	Nährstoffe	3.700 m ²	Feinsand, 0,05 und 0,2 m	
Akanoi Bucht, Japan	Nährstoffe	20.000 m ²	Feinsand, 0,2 m	
Denny Way, USA	PAK, PCB	12.000 m ²	Sediment, 0,79 m	Sumeri (1995)
Simpson-Tacoma, USA	Kreosot, PAK, Dioxine	69.000 m ²	Sediment, 1,2-6,1 m	Sumeri (1995)
Eagle Harbor, USA	Kreosot	220.000 m ²	Sediment, 0,9 m	Sumeri (1995)
Sheboygan River, USA	PCB		Sand mit Steinarmierung	Eleder (1992)
Manistique River, USA	PCB	1858 m ²	Kunststoff-Membran	
Hamilton Harbor, Kanada	Nährstoffe	10.000 m ²	Sand, 0,5 m	
Eitrheim Bucht, Norwegen	PAK, Metalle, Nährstoffe	100.000 m ²	Geotextil, Schanzkörbe	Instanes (1994)
St.-Lawrence River, USA	PCB	6989 m ²	Sand, Kies, Steine	

Eagle Harbor, USA

Eine Abdeckung aus unbelastetem Sediment wurde 1993/94 durch das *US Army Corps of Engineers* (US ACE) und die US EPA am Eagle Harbor, in der Nähe von Bainbridge Island im US-Bundesstaat Washington, realisiert (Tabelle 3.4-3). Die Sedimente sind hier sehr stark vor allem mit polyaromatischen Kohlenwasserstoffen belastet, deren Freisetzung zu einer Verseuchung der marinen Lebensgemeinschaft führt, so dass Fisch aus den angrenzenden Gewässern nicht mehr zum Verzehr geeignet ist.

Die abgedeckte Fläche beträgt ca. 0.2 km² und das für die Abdeckung benötigte saubere Sediment wurde in einem nahegelegenen Fluss ausgebaggert, was gleichzeitig der Freihaltung des Schifffahrtsweges diente. Das Sediment wurde teilweise durch spezielle Transportschiffe mit klappbarem Rumpf aufgebracht.

Ottawa River, USA

Die Sedimente des Ottawa River im US Bundesstaat Ohio zeigen teilweise erhöhte Gehalte polychlorierter Biphenyle (PCB). Im September 1999 wurde im Rahmen einer Felddemonstration die Abdeckung eines 1000 m² Abschnitt des Flusses fertiggestellt, wobei verschiedene Abdeckungskonstruktionen untersucht werden. Gemeinsam ist allen Konstruktionen eine Schicht des auf Tonmineralen basierenden Materials AquaBlok. Dieses Material dient zur nahezu vollständigen physikalische Isolierung des Sediments, indem die aufquellenden Tone eine starke hydraulische Barriere zwischen Sediment-Porenwasser und Oberflächenwasser darstellen.

Das letzte Beispiel weicht vom eigentlichen Grundgedanken der In-situ-Abdeckung mit permeablen Schichten ab. Es handelt sich um eine quasi vollständige physikalische und chemische Isolierung des Sedimentes durch Bildung einer hydraulischen Barriere. Dieser Effekt ist auch beispielsweise durch Abdeckung mit undurchlässigen Geomembranen zu erzielen (Savage 1986). Der entscheidende Nachteil an solchen Barriere-Systemen liegt jedoch in dem eigentlichen Wirkmechanismus selbst begründet. Bei der Aufbringung einer solchen Barriere kann das Wasser, das im Zuge der Sedimentkompaktion durch die zusätzliche Auflast der Barriere ausgepresst wird, nicht nach oben abgeführt werden, was zu unterkonsolidierten und damit instabilen Verhältnissen führen kann. Ggf. führt dies zum Bruch der Barriere. Im Falle aufwärts gerichteter Grundwasser- bzw. Porenwasserströmungen staut sich das Wasser an der Barriere – ein Bruch der Barriere oder ein Umfließen sind zu befürchten. Ähnlich problematisch gestaltet sich die Gasentwicklung im Sediment. Methangas-Ansammlungen unter Barriere können die Stabilität ebenfalls beeinträchtigen (Cooke et al. 1993). Die Bedeutung der Gasentwicklung zeigt sich auch an Schätzungen für die Baggergutdeponie *De Slufter*, wo Prognosen für einen Zeitraum von 15 Jahren eine Gasentwicklung, hauptsächlich Kohlenstoffdioxid und Methangas, von 2 m³ pro m³ Baggergut voraussagen (Nijssen et al. 1998). Es wird erwartet, dass diese enormen Gasmengen zum überwiegenden Teil aufwärts in die Atmosphäre entweichen.

Lassen sich die o.g. geotechnischen Probleme nicht standortbedingt ausschließen, sollte eine In-situ-Abdeckung aus einer granularen, porösen Matrix bestehen, die einen ausreichenden Transport von Gas und Wasser erlaubt. Um die Effizienz

und/oder die Standzeit einer solchen Barriere zu verbessern, kann optional ein Aktives Barriere System (s. u.) Verwendung finden. In einem solchen System wird die chemische Isolierung im Gegensatz zu der hydraulischen Barriere optimiert, indem mit dem Porenwasser transportierte Komponenten selektiv immobilisiert werden.

3.4.4.2 Aktive Barriere-Systeme (ABS)

Eine stärkere Gewichtung, im Gegensatz zur herkömmlichen Sedimentabdeckung, erfährt die chemische Isolierung durch das Konzept aktiver Barriere Systeme (ABS) (Azcue *et al.* 1998a, Jacobs und Förstner 1999, Jacobs 2000). Obwohl es sich hierbei um eine im klassischen Sinn passive Sanierungs- bzw. Sicherungsmethode handelt, wird sie als aktive Barriere beschrieben, weil innerhalb der Barriere mittels reaktiver Komponenten Schadstoffe gewissermaßen aktiv zurückgehalten werden sollen. Es ist vorrangig das Ziel durch diese verstärkte und selektive Schadstoffrückhaltung bei gleicher Schichtdicke die Standzeit einer Sedimentabdeckung zu maximieren. Als erforderliche Mindeststandzeit ist hierbei die Zeit anzusehen, die die Sedimentation eines frischen, schadstofffreien Sediments oberhalb der Barriere benötigt, das dann gewissermaßen ebenfalls als sich selbst erneuernde Barriere wirkt. Unter anderen Bedingungen wäre die Mindeststandzeit die Zeit, in der sich im Sediment stabile Bedingungen einstellen, die eine Schadstoff-Remobilisierung verhindern. Im Falle eines schwermetallkontaminierten Sedimentes wäre dies beispielsweise die Bildung eines anoxischen, sulfidischen Milieus, da unter diesen Bedingungen Schwermetall durch die Bildung schwerlöslicher Schermetallsulfide immobilisiert werden.

Aktive Barriere Systeme können in ihrer Auslegung den standortspezifischen Erfordernissen in vielfältiger Weise angepasst werden (Abb. 3.4-6). Beispielsweise mag es sich als sinnvoll erweisen, bei sehr weichen, wasserhaltigen Sedimenten eine stabilisierende, wasserdurchlässige Geotextilschicht als Basis einzubringen. Diese kann das Einsinken der Barriere-Matrix in das Sediment verhindern. Die eigentliche Barriere kann in Form der reinen reaktiven Substanz, als Gemisch der reaktiven Substanz und einer inerten Matrix oder in Schichten verschiedener Materialien eingebracht werden. Eine zusätzliche Bewehrung in Form von Kies, Geröll, Schlackebrocken oder ähnlichen Materialien kann als abschließende Lage zur Stabilisierung der Barriere beitragen, falls widrige Bedingungen wie starker Schiffsverkehr (Aufwirbelungen, Ankerwurf) oder starke Tiefenströmungen dies erforderlich machend.

In Abhängigkeit der Zielkontaminanten sind verschiedene reaktive Additive oder Kombinationen von Additiven einsetzbar. Voraussetzung sind neben dem Schadstoff-Rückhaltungspotenzial

- chemische und physikalische Stabilität,
- Eignung zur Ablagerung in Gewässern (keine Eigentoxizität),
- ausreichende spez. Dichte ($>1 \text{ g/dm}^3$),
- ausreichende hydraulische Durchlässigkeit und
- gute Verfügbarkeit bei geringen Kosten.

Generell leitet sich aus diesen Kriterien ab, dass in besonderem Maße Naturstoffe oder industrielle Reststoffe als ABS-Materialien in Betracht kommen – vornehmlich aufgrund der ökonomischen Vorzüge. Industrielle Reststoffe werden sich jedoch in vielen Fällen als ungeeignet erweisen, da sie entweder tatsächlich mit giftigen oder unerwünschten Substanzen (z.B. Dioxine in Flugaschen) kontaminiert sind oder als Abfallstoff keine öffentliche Akzeptanz finden. Nachstehend werden verschiedene potentielle Barrierematerialien diskutiert.

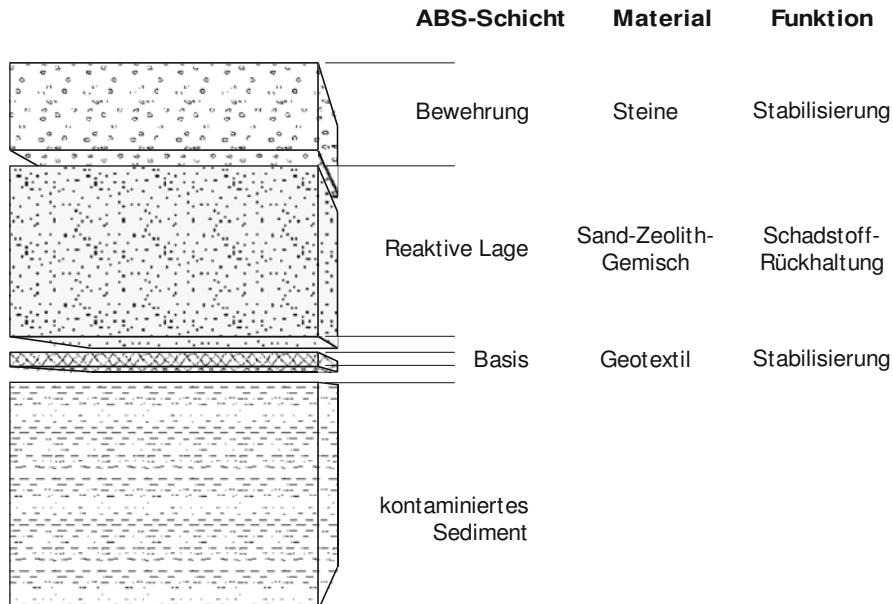


Abb. 3.4-6 Möglicher Aufbau eines Zeolith-basierten aktiven Barriereförderungssystems: Komponenten und Funktionen.

Apatit

Apatit ($\text{Ca}_5[(\text{F}; \text{Cl}, \text{OH})/(\text{PO}_4)_3]$) ist ein Mineral, das aufgrund umfangreicher Diadochiemöglichkeiten in der Natur in zahlreichen chemischen Variationen auftritt. Neben der diadochen Ersetzung von F (Fluorapatit), Cl (Chlorapatit) und OH (Hydroxylapatit) kann auch das Phosphat teilweise durch Carbonat (Carbonatapatit) ersetzt werden. Apatit findet sich sehr verbreitet als akzessorischer Bestandteil in natürlichen Gesteinen ist jedoch als Hauptbestandteil eher selten anzutreffen (z. B. als kryptokristalliner Bestandteil von Phosphoritlagerstätten). Viele Untersuchungen werden daher mit synthetischen Apatiten durchgeführt. Apatit besitzt die Eigenschaft, Schwermetalle aus wässrigen Lösungen durch Austausch gegen Calcium zu binden. In Untersuchungen an mit Hydroxylapatit ($\text{Ca}_5[(\text{OH})/(\text{PO}_4)_3]$) befüllten Säulen zeigten Suzuki und Takeuchi (1994) einen Rückhalt von Blei, Kupfer und Cadmium unter Freisetzung einer äquivalenten Menge von Calcium:



Die Bindung der Schwermetalle erfolgt zumindest teilweise durch Aufnahme in die Struktur im Innern der Apatitpartikel. Neben sorptiven Bindungen kommt es durch Umkristallisation zur Bildung sehr geringlöslicher Metallphosphatspezies (Pyromorphite) (Ruby *et al.* 1994). Eine Remobilisierung der gebundenen Schwermetalle und eine Zersetzung der Matrix finden auch unter leicht sauren Bedingungen in nur geringem Maße statt.

Ein Einsatz von Apatit erscheint vor allem durch sein begrenztes Vorkommen in natürlichen Lagerstätten nur bedingt möglich.

Calcit

Calcit (CaCO_3) ist in der Natur als Hauptbestandteil von Kalkgestein eines der meist verbreiteten Minerale. Calcit ist zum einen aufgrund seiner pH-puffernden Wirkung dazu geeignet, die Mobilität von Schwermetallen in einem aquatischen System zu beschränken. Darüber hinaus können Schwermetallkationen und Phosphat direkt eliminiert werden (Furrer *et al.* 2001). Davis *et al.* (1987) zeigten, dass z.B. Cadmium nicht nur durch Adsorption an der Kristalloberfläche des Calcit gebunden wird; vielmehr entstehen durch Diffusion ins Innere des Kristalls und Rekristallisation als Cadmiumcarbonat feste Lösungen.

Phosphat wird durch Calcium insbesondere bei höheren pH-Werten sorptiv gebunden (Koschel *et al.* 1983). Ebenfalls unter alkalischen Bedingungen kann Phosphat mit Calciumionen als Hydroxylapatit (s. o.) ausfallen. Eine Umwandlung von festem Calcit in Hydroxylapatit kann unter bestimmten Bedingungen nach Stumm und Morgan (1996) wie folgt ablaufen:



Zu bedenken ist jedoch das sowohl Hydroxylapatit als auch Calcit bei niedrigen pH-Werten oder in Gegenwart von gelöstem Kohlenstoffdioxid deutlich erhöhte Löslichkeiten zeigen. Daher kann bei entsprechend Änderungen der Umgebungschemie das gebundene Phosphat wieder an die Umwelt abgegeben werden.

Eisen(0)

Die Gegenwart von Eisen(0) in einer Abdeckung wirkt stark reduzierend. Dies kann gezielt zu einer beschleunigten Einstellung anoxischer Bedingungen in umgelagerten kontaminierten Sedimenten eingesetzt werden, wodurch die Bildung schwerlöslicher Schwermetallsulfide begünstigt wird. Weiterhin kann dies zum reduktiven Abbau chlorierter Kohlenwasserstoffe, z. B. TCE, führen.

Eisenoxide (Rotschlamm)

Eisenoxide und -oxidhydrate weisen in der Regel sehr große spezifische Oberflächen auf, die unter neutralen bis alkalischen Bedingungen eine negative Ladung tragen. Solche anionischen Oberflächen eignen sich zur sorptiven Elimination von kationischen, gelösten Spezies, wie z. B. Schwermetallionen, aus wässrigen Systemen (Jinadasa *et al.* 1994). Rotschlämme, die bei der Aluminiumgewinnung aus Bauxit anfallen, enthalten große Anteile von Eisenoxiden. Ihr Einsatz zur Elimi-

nierung toxischer, kationischer Schwermetallspezies wurde in der Vergangenheit gezeigt (Apak *et al.* 1998, Müller und Pluquet 1998). Unter dem Produktnamen Bauxsol™ werden modifizierte Rotschlamm zur Sanierung saurer Minenabflüsse angeboten. Anwendungen in den USA und Australien waren lt. Hersteller erfolgreich.

Es ist jedoch zu bedenken, dass unter anoxischen Bedingungen die oxidischen Eisenverbindungen reduziert und somit die gebundenen Schadstoffe wieder freigesetzt werden können. Der Einsatz von Rotschlamm zur Sanierung empfindlicher Ökosysteme wie Seen, Flüsse oder Küstengewässer erscheint darüber hinaus fraglich, da dieser selbst zum Teil erhöhte Konzentrationen unerwünschter und toxischer Substanzen enthalten kann. Überdies sind Akzeptanzprobleme zu erwarten, da aufgrund des hohen Hämatit- (Fe_2O_3) Anteils infolge der Einbringung zumindest vorübergehend eine intensive Rottfärbung des Gewässers auftreten kann.

Flugasche

Flugaschen fallen bei modernen Verbrennungsprozessen in großen Mengen als Reststoff an. Sie bestehen aus einer Vielzahl oxidischer Komponenten und reagieren mit Wasser aufgrund ihres in der Regel hohen CaO-Anteils stark alkalisch. Die Rückhaltung von Schwermetallen ist auf ein Zusammenwirken von Sorption, Oberflächenkomplexierung und Fällung zurückzuführen (Héquet *et al.* 2001). Analog zum Rotschlamm gilt für Flugasche jedoch eine eingeschränkte Einsatzmöglichkeit aufgrund möglicher Kontaminationen, z. B. mit Dioxinen, und der extrem feinkörnigen Matrix, die die technische Umsetzung erschwert..

Glaukonit

Das Mineral Glaukonit $(K,Na)(Fe^{3+},Al,Mg)_2[(OH)_2|(SiAl)_4O_{10}]$ findet sich teilweise in großen Mengen in rezenten und fossilen, marinen Küstensedimenten. Es handelt sich um einen eisenreichen Illit mit charakteristischer schwarz-grüner Färbung. Natürliche Glaukonitsande erscheinen aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften als geeignetes ABS-Material. Die Verfügbarkeit des Materials ist regional unterschiedlich.

Tonminerale

Tonminerale wie Montmorillonit $(Al,Mg)_2[(OH)_2|Si_4O_{10}](Na,Ca)_x \cdot nH_2O$ oder Kaolinit $Al_4[(OH)_8|Si_4O_{10}]$ findet man in der Natur als Hauptgemengteil von Sedimenten und Sedimentgesteinen. Insbesondere Montmorillonit zeichnet sich durch sehr große spezifische Oberflächen und hohe Kationenaustauschkapazitäten aus. Eine exzellente Schwermetall-Rückhaltung durch Kationenaustausch ist somit in aquatischen Systemen zu erwarten. Jedoch müssten technische Probleme, die sich aus der extremen Feinkörnigkeit des Tons ergeben, zunächst eliminiert werden. Die Probleme umfassen zum einen die schwierige Einbringung des Materials und zum andern die Gefahr der Bildung einer hydraulischen Barriere im Gegensatz zu einer chemisch reaktiven Barriere (s. o.). Natürliche Tone sind somit aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften nur bedingt als Barriere-Material geeignet.

Zeolithe

Nachdem verschiedene synthetische Zeolithminerale bereits lange in Verwendung waren, gewannen erst seit der Entdeckung großer erdoberflächennaher Lagerstätten, etwa Mitte des vergangenen Jahrhunderts, auch die natürlichen Zeolithe zunehmend an technischer Bedeutung. Meist bilden sich die Zeolithe in sedimentären Lagerstätten aus vulkanischen Aschen oder anderen pyroklastischen Ablagerungen durch Reaktionen des amorphen, glasigen Anteils des Gesteins mit dem zirkulierendem Porenwasser. Die weltweite Jahresproduktion lag gegen Ende des vergangenen Jahrhunderts bereits bei über 1.000.000 Tonnen (Holmes 1994).

Zeolithe sind allgemein als kristalline, hydratisierte Alumosilikate der Alkali- und Erdalkali-Elemente zu definieren. Es sind Gerüstsilikate (*Tektosilikate*), deren unendliche dreidimensionale Gitterstrukturen aus SiO_4 -Tetraedern aufgebaut sind, wobei das Silizium (Si) isomorph durch Aluminium (Al) ersetzt sein kann. Dies führt zu einer permanent negativen Ladung des Zeolithgitters, die durch gitterfremde Kationen ausgeglichen wird. Ihre technische Bedeutung liegt in ihren strukturellen Eigenschaften begründet, die sie von anderen natürlichen Mineralen unterscheiden. Die Besonderheit der Zeolithe liegt darin, dass ihre weitmaschigen Strukturen von nanoskaligen Hohlräumen durchzogen sind. Innerhalb dieser tunnel- und käfigartigen Hohlräume befinden sich Wassermoleküle sowie die gitterfremden Kationen. Im Allgemeinen sind diese Kationen teilweise oder auch vollständig hydratisiert und lassen sich daher bereitwillig austauschen. Im Gegensatz zu nicht kristallinen Austauschern, wie z. B. Austauscherharzen, wird die Selektivität des Austausch bei Zeolithen weitgehend durch die Gittereigenschaften bestimmt. So können Kationen an relativ unzugänglichen Stellen der Gitter festgelegt werden, wodurch die effektive Austauschkapazität verringert wird. Es kann zu Größenausschluss kommen oder die Selektivität gegenüber einem bestimmten Kation ist uneinheitlich, da verschiedene Austauschplätze an verschiedenen Orten innerhalb des Gitters an dem Austausch teilnehmen. Die Hydratationsenergie bestimmter Ionen kann deren Annäherung an bestimmte Ladungspunkte im Gitter verhindern, was dazu führt, dass in vielen Zeolithen Ionen mit geringerer Feldstärke bevorzugt ausgetauscht werden.

Natürliche Zeolithminerale, die sowohl gute Austauschereigenschaften besitzen und in abbauwürdigen natürlichen Lagerstätten vorkommen, sind Phillipsit, Chabasit, Mordenit und Clinoptilolith (Holmes 1994).

3.4.4.3 Zeolithbasierte ABS

Eine Abdeckung basierend auf natürlichem Phillipsit wurde durch Jacobs *et al.* (2001) unter Feldbedingungen untersucht. Hierzu wurde ein abgeschlossenes Modul benutzt, das zwei Versuchkammern enthält und sich auf 6 m Tiefe im Gewässer absenken lässt. In der Studie wurde in beide Kammern eine 0.3 m Schicht stark schwermetallhaltigen Sediments eingebracht. Diese wurde in einer der beiden Kammern mit einer mit einer 0.3 m mächtigen Schicht aus 90 % Quarzsand und 10 % Phillipsit abgedeckt. Vor der Absenkung in das Gewässer wurden in jeder der Kammern ein mehrfach zu beprobender Dialyseprobenehmer installiert, der für diese Anwendung entwickelt wurde (Jacobs 2001).

Die Untersuchung zeigt zunächst ein durch die Eigenlast der Barriere bedingtes Auspressen von Porenwasser und den darin enthaltenen Schwermetallen in die Barriere. Die hieraus entstehende Schadstoff-Front zeigt jedoch keine diffusionsbedingte Aufwärtsbewegung. Vielmehr sind nach einem Zeitraum von etwa 3 Monaten weder im Sedimentporenwasser noch im Porenwasser der Barriere noch Schwermetalle außer Zink und Nickel nachweisbar. Die Abnahme der Schwermetallkonzentration ist mutmaßlich auf die Einstellung anaerober Bedingungen und der damit verbundenen Bildung schwerlöslicher Schwermetallsalze verbunden.

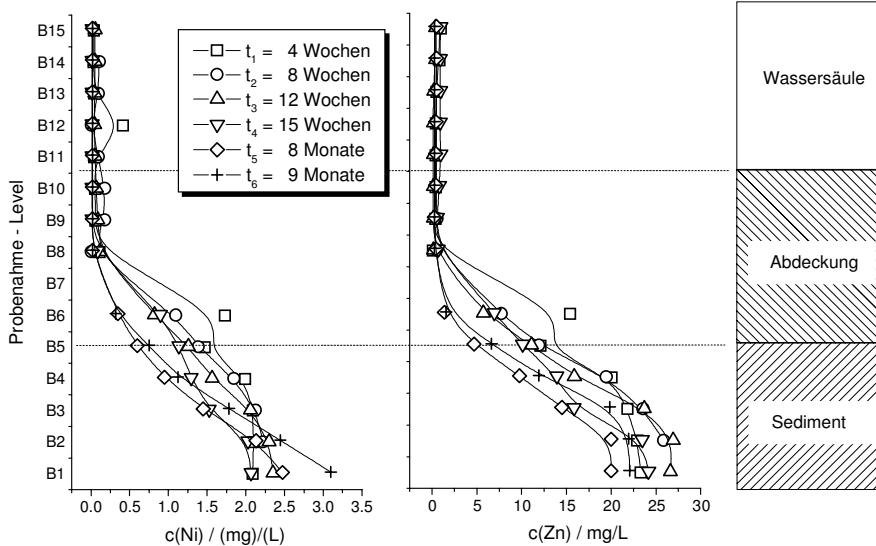


Abb. 3.4-7 Tiefenprofile von Zink und Nickel im Porenwasser einer In-situ-Barriere

Kostenabschätzung

Nach Virta (1999) liegen die Preise für Naturzeolithe für industrielle Anwendungen bei 30 bis 75 € pro Tonne. Bei Zugrundelegen einer Barriere von 0,5 m Schichtdicke und einem Porenanteil von 40 % sowie einem Zeolithanteil an der Matrix von 5 %(Vol.), ergibt sich ein Bedarf von 150 m³ (ca. 300 t) Zeolith pro Hektar. Dies entspräche, auf den reinen Materialpreis bezogen, einem Volumen von 9.000 bis 23.000 €/ ha oder 1 bis 5 % der gesamten Investitionskosten bezogen auf die Angaben in Tabelle 3.4-4.

In dieser Abschätzung nicht enthalten sind die Transportkosten sowie zusätzliche Kosten, die durch die Verwendung mehrerer Barrierekomponenten entstehen. Die Transportkosten hängen zum einen von der Transportstrecke und zum andern von der benötigten Menge ab. Zusätzliche technische Einrichtungen sind notwendig, wenn Sand und Zeolith zur Einbringung vermischt werden müssen. Hierbei ist darauf zu achten, dass die Korngrößenverteilungen der beiden Materialien so gewählt werden, dass die Sinkgeschwindigkeiten in der Wassersäule annähernd gleich sind, um eine Entmischung zu vermeiden.

Tabelle 3.4-4 Abdeckungsprojekte, Materialien und Kosten (nach US-EPA 1994, geändert)

Abdeckungsprojekt	Verwendetes Material	Projektkosten [€/ha]
Hamilton Harbor, Kanada	unbelast. Sediment	475.000
Sheboygan River, USA	Sand	700.000
Little Lake Butte des Morts, USA	Geotextil, Kies	490.000

3.4.5 Strategien für ein integriertes Sedimentmanagement

Die in die Gewässer eingetragenen Stofffrachten konnten in den letzten Jahren durch Verbesserungen der industriellen bzw. landwirtschaftlichen Produktionsprozesse und den Ausbau von Kläranlagen stark reduziert werden. Heute bilden weniger die Emissionen, sondern vielmehr die in den feinkörnigen Sedimenten gespeicherten Schadstoffe das entscheidende Gefahrenpotenzial für die Gewässerökosysteme. Die Aktualität der sedimentbezogenen Fragestellungen spiegelt sich in den neueren gewässerpolitischen Zielsetzungen auf globaler, europäischer und nationaler Ebene wider:

- Bei der Umsetzung des Leitbildes einer zukunftsfähigen, dauerhaften Entwicklung für den kritischen Bereich der Wasserversorgung sind ökosystemrelevante Aussagen über die biologischen, chemischen und hydrologischen Rahmenbedingungen erforderlich, die auch die Feststoffphasen einbeziehen (Frimmel 1995).
- In den immissionsorientierten Gewässerschutzkonzepten, an der Spitze die Wasserrahmenrichtlinie der Kommission der Europäischen Gemeinschaft, sind Schwebstoffe und Sedimente wichtige Bestandteile der Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte. Bei der Überwachung der Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe sollen vorrangig ökotoxikologische Untersuchungsmethoden verwendet werden. Die zu entwickelnden Bewertungsansätze müssen den komplexen mechanischen, biologischen und chemischen Eigenschaften der Feststoffsysteme Rechnung tragen und müssen die mit natürlichen und künstlichen Erosionsprozessen verbundenen Gefährdungspotenziale berücksichtigen.
- Beim Umgang mit Baggergut wird in Deutschland vor allem aus Kostengründen die Methode der Umlagerung im Gewässer immer mehr zum Regelfall. Dabei ist den verantwortlichen Behörden bewusst, dass es „eine objektive, wissenschaftlich begründete Bewertung der Auswirkungen von Sedimentumlagerungen derzeit weder in Deutschland noch international gibt“ (Anonym 1997a). Aus der Sicht des Gewässerschutzes werden Umlagerungsverfahren von Sedimenten gegenüber einer landseitigen oder subaquatischen Ablagerung schadstoffhaltiger Gewässersedimente grundsätzlich als belastend angesehen (Anonym 1996).

3.4.5.1 Integrierte Risikobewertung von Gewässersedimenten

Die derzeit in Deutschland eingesetzten oder geplanten Sedimentkriterien sind einfache chemisch-numerische Ansätze auf der Basis von Background- oder Vorbelastungswerten. Im Falle der Umlagerungskriterien nach HABAB-WSV (Anonym 1997a) sind ökotoxikologische Testverfahren angekündigt worden.

Im Zusammenhang mit Bestandsaufnahmen, die die Gesundheit von Ökosystemen repräsentieren sollen, resultieren aus der alleinigen Betrachtung von chemischen Daten mehrere Probleme (Ahlf in Förstner et al. 1999):

1. die Zahl der zu analysierenden Zielsubstanzen ist gewaltig und übersteigt die verfügbaren analytischen Möglichkeiten,
2. es wird angenommen, dass die Ausgangsprodukte (diejenigen, die gemessen werden) verantwortlich sind für beobachtete Wirkungen, was immer dann nicht gegeben ist, wenn Metaboliten oder andere Abbauprodukte die aktiven Stoffe sind,
3. die große zeitliche Variation, die besonders in Ästuarien und Küstengewässern typisch ist, kann nicht vollständig charakterisiert werden,
4. die Angaben von Schadstoffkonzentrationen können nicht genutzt werden, um ihre Interaktionen untereinander (Synergismus, Addition, Antagonismus) auszurechnen, und sie erstellen keine Beziehung zu Umweltfaktoren, die eine Bioverfügbarkeit beeinflussen wie z.B. Salinität, Komplexierungskapazitäten, Partikelbeladung.

Biotests dagegen zeigen eindeutig an, ob eine Verunreinigung im Wasser oder Sediment bioverfügbar und folglich potentiell gefährlich ist; sie sollten daher generell als Screeningmethoden innerhalb einer Bewertungsstrategie für Verdachtsbereiche verwendet werden. Diese Vorgehensweise erlaubt chemischen analytischen Aufwand zu reservieren für die Zeiten und Orte, wo nachweisbare Probleme existieren (Ahlf 1995). Die methodischen Möglichkeiten zur Bewertung einer Sedimentqualität durch ökologische Wirkungserfassung wurden von Zimmer u. Ahlf (1994) beschrieben. Empfehlenswert sind integrierte Bewertungsverfahren, die Lebensgemeinschaftsanalyse, chemische Daten, Habitatcharakteristiken sowie Toxizitätstests enthalten sollten.

3.4.5.2 Integrierte Maßnahmen bei der Beseitigung von Baggergut

Bei den technischen Maßnahmen zum Umgang mit Baggergut wurde in Deutschland – unter Berufung auf den Kostenvorteil – die Methode der Umlagerung auch feinkörniger, mäßig kontaminiertes Sedimente im Gewässer zum Regelfall erklärt (Anonym 1997a). In der internationalen Literatur hat dieses „Verfahren“, das dem ökologischen Prinzip der Nichtverteilung von Schadstoffen widerspricht, nirgendwo Aufnahme gefunden. Dagegen wird über innovative Entwicklungen zur Behandlung und Verwertung von Baggergut in Nordamerika (Anonym 1994) und in den Niederlanden (Anonym 1997b) berichtet.

Im Hinblick auf ihren praktischen Einsatz sollte man festhalten, dass Sanierungstechniken für belastete Sedimente grundsätzlich viel enger begrenzt sind als

für anderes belastetes Material. Die unterschiedlichsten Belastungsquellen im Einzugsgebiet größerer Flüsse haben in der Regel eine Schadstoffmixtur zur Folge, die wesentlich schwieriger zu behandeln ist als ein industrieller Abfall. Eine Behandlung im engeren Sinne – chemische Extraktion, Verfestigung, biologische Behandlung – wird sich nur in wenigen Fällen rechtfertigen lassen (Förstner 1995). Eine Ausnahme ist die teilweise Auflösung von Schwermetallverbindungen durch mikrobiologische Laugung aus kontaminierten, sulfidreichen Gewässersedimenten (Seidel et al. 1997), die anschließend unter weniger aufwendigen Bedingungen abgelagert werden können. Aufbereitungsverfahren werden sich künftig im wesentlichen auf eine mechanische Abtrennung der stärker kontaminierten Feinkornfraktion, die anschließend langzeitsicher deponiert werden muss, beschränken (Beispiel der METHA-Anlage/Hamburg); technische Entwicklungsmöglichkeiten liegen in der verbesserten Trennschärfe und Herabsetzung der Grenzkorngröße im Schluffbereich sowie ggf. in der Abtrennung organischer Feststofffraktionen (Luther et al. 1997).

Als wichtigste Problemlösungen für das kontaminierte Gesamt sediment oder für die abgetrennte Feinfaktion gelten die Methoden der obertägigen, subaquatischen und untertägigen Unterbringung; unter dem Kriterium der „Langzeitsicherheit“ (d.h. hier ist keine Nachsorge erforderlich) dürfte die Wahl nur noch zwischen einer Kavernenlagerung (Abschn. 1.5.2.1) und subaquatischen Ablagerung getroffen werden. Die Lagerung unter Wasserbedeckung hat zunächst den Vorteil, dass Oxidationsprozesse, die zu einer Freisetzung von Schwermetallen führen können, weitgehend reduziert sind. Es ist jedoch zu gewährleisten, dass der Übergang von Schadstoffen ins Grundwasser langfristig unterbunden bleibt, z.B. über eine Selbstabdichtung durch die feinkörnigen Sedimentkomponenten, und dass die Ablagerung erosionssicher ist.

Die Entwicklung wissenschaftlich fundierter Strategien für ein integriertes Sedimentmanagement ist in Deutschland durch die gängige Interpretation der rechtlichen Bedingungen stark eingegrenzt. Auf der einen Seite fördern die Regeln des Bundeswasserstraßengesetzes (Heinz 1997), die landesrechtliche Genehmigungen für Sedimentumlagerungen im Einflussbereich des Verkehrsministerium nicht für notwendig erachten, diese unökologischste aller Bewirtschaftungsmaßnahmen. Andererseits führt die Anlehnung an das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz mit seinem Verwertungsgebot (Köthe 1995) entweder zu überteuerten oder zu Scheinlösungen wie Auffüllungen von Vertiefungen, Einbau in Lärmschutzwällen, Bergwerksversatz usw., die häufig nur deshalb möglich sind, weil unzulängliche Prüfmethoden – z.B. Elution nach DEV S4 – angewendet werden.

Viele der feinkörnigen Sedimente besitzen eher den Charakter von Altlasten. Im Vergleich zu ihren terrestrischen Verwandten weisen die aquatischen Altablagierungen jedoch eine sehr hohe Dynamik bei allen Prozessen auf (Abschn. 3.4.1). Die Analogie zu den terrestrischen Altlasten zeigt sich vor allem im Bereich der technischen Problemlösungen. Während bei Kontaminationen mit nur einem bis wenigen Schadstoffen an einem gewerblich genutzten Altstandort teilweise die Anwendung von physikalisch-chemischen Reinigungsverfahren sinnvoll sein kann, sind bei einem Multi-Schadstoffspektrum, wie es i.A. bei ehemaligen Hausmülldeponien auftritt, nur noch Sicherungsmaßnahmen möglich.

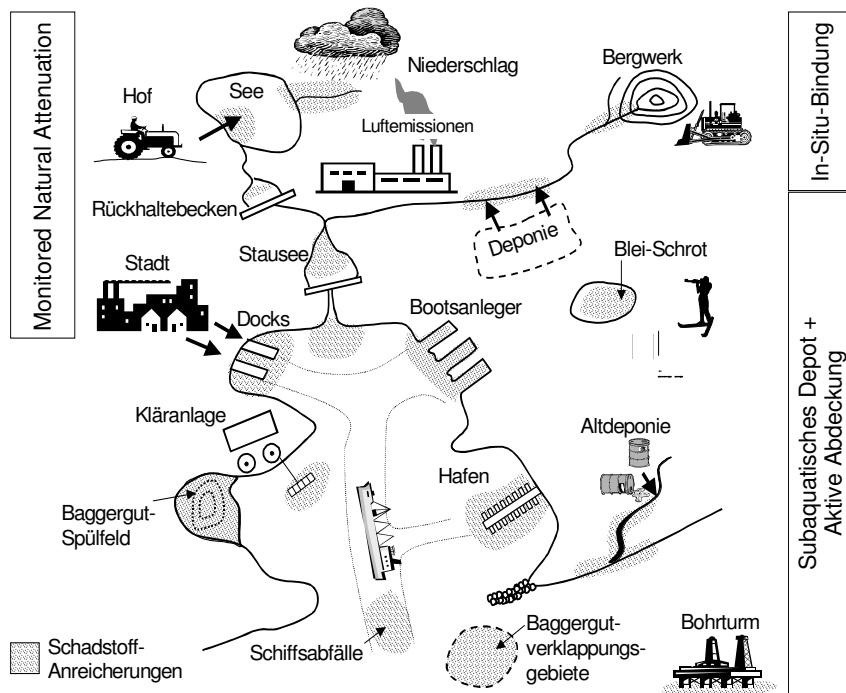


Abb. 3.4-8 Sedimentprobleme in einem Flusseinzugsgebiet (Förstner 2004)

Für kontaminierte Gewässersedimente, die meist ebenfalls eine breite Schadstoffpalette aufweisen, bietet sich in erster Linie die subaquatische Ablagerung in natürlichen oder künstlichen Vertiefungen unter permanent anoxischen und strömungsarmen Verhältnissen an; zur weiteren Absicherung gegen einen Schadstoffübergang in den überliegenden Wasserkörper können die natürliche Sedimentation genutzt oder künstliche In-situ-Abdeckungen (ggf. mit Zusätzen zur aktiven Schadstoffrückhaltung; siehe oben).

Zur Sicherung des Unterlaufs und der Küstenregionen vor hohen Schadstoffeinträgen wurden für das Beispiel der Elbe (siehe 3.5.6) drei Konzepte vorschlagen (Förstner 2003):

1. In den Bergbauregionen des Oberlaufs können beispielsweise Schwermetalle direkt in den Grubenwässern an sorptionsfähigen Materialien gebunden werden (Zoumis et al. 2000)
2. In den Überflutungsgebieten des Mittellaufs kommen vorrangig Methoden aus dem Umfeld des 'Monitored Natural Attenuation' (Abschnitt 3.4.2) in Frage.
3. Im Unterlauf sollten belastete Sedimente in subaquatischen Depots gelagert und mit einer Abdeckung gesichert werden.

Besonders wichtig ist die Rückhaltewirkung von großen Flussstauseen wie z.B. der Bitterfelder Muldestausee, ohne den Belastung der unter Elbe mit Cadmium in den Jahren 1993 bis 1997 um ca. 90% höher gewesen wäre (Zerling et al. 2001).

3.5 Sedimente und WRRL – Fallstudien Rhein und Elbe

In den immissionsorientierten Gewässerschutzkonzepten, an der Spitze die Wasserrahmenrichtlinie der Kommission der Europäischen Gemeinschaft (EU-WRRL), sind Schwebstoffe und Sedimente wichtige Bestandteile von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte. Bei der Überwachung der Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe sollen vorrangig ökotoxikologische Untersuchungsmethoden verwendet werden. In der EU-WRRL fehlt bislang ein ausdrücklicher Bezug zu Problemen, die durch die Umlagerung kontaminiierter Sedimente – bei Hochwasser und Baggerarbeiten – entstehen können. Diese Defizite wurden besonders deutlich bei dem Plan der Wasserstraßenverwaltung des Landes Baden-Württemberg für die Entsorgung von 300.000 Kubikmetern mit Hexachlorbenzol verunreinigtem Sediment aus der Staustufe Iffezheim am Rhein. Rotterdam ist strikt dagegen, weil es durch die stärkere Verschmutzung erhöhte Kosten bei der Beseitigung und Lagerung seiner Hafensedimente befürchtet.

Die forcierte Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, einschließlich der Erfassung, Gefährdungsabschätzung und Sicherung historisch kontaminiierter Sedimente im Rahmen eines integrierten Flussgebietsmanagements, liegt naturgemäß im vorrangigen Interesse der Unterlieger, insbesondere der Welthäfen im Mündungsbereich, die zur Sicherstellung der für die Schifffahrt erforderlichen Wassertiefen hydrographisch unvermeidliche Baggerarbeiten durchführen müssen. Sowohl Rotterdam als auch Hamburg haben übergreifende Studien zur Schadstoffbelastung in ihren jeweiligen Einzugsgebieten in Auftrag gegeben – die konzeptionellen Ansätze und wichtigsten Ergebnisse werden hier dargestellt.

3.5.1 Forschungsinitiativen zum integrierten Sedimentmanagement

Maßgebend für die allmähliche Berücksichtigung der Sedimentforschung in der Wasserrahmenrichtlinie war das *European Sediment Research Network (SedNet)*, das im Zeitraum von 01.01.2002 bis 31.12.2004 von der EU finanziert wurde und das Ende 2004 etwa 800 Teilnehmer aus 56 Ländern umfasste (Brils 2004). Im März 2005 erschien die Broschüre „Contaminated Sediments in European River Basin“ (Hrsg. W. Salomons und J. Brils). Die Resultate der vier SedNet Work Packages (WPs) werden Ende 2006 im Elsevier-Verlag veröffentlicht:

- WP2 *Sediment Management at the River Basin Scale*, moderated by Philip Owens, National Soil Reseouces Institute, Cranfield University, UK.
- WP3 *Sediment Quality and Impact Assessment*, moderated by Damian Barceló, IIQAB-CSIC, Dept. of Environmental Chemistry, Barcelona, Spain.
- WP4 *Sediment and Dredged Material Treatment*, moderated by Giuseppe Bortone, Regione Emilia-Romagna, Bologna/Italy.
- WP5 *Sediment Risk Management and Communication*, moderated by Susanne Heise, Hamburg University of Technology, Hamburg/Germany.

Seit 01.01.2005 steht SedNet, eigenfinanziert durch die Hafenverwaltungen von Hamburg, Rotterdam und Venedig, sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde, TNO und Rijkswaterstaat, mit einem Steering Committee, dem zusätzlich Vertreter der Universitäten Cranfield und Hamburg-Harburg angehören, als Expertenorganisation zu Fragen eines nachhaltigen Sedimentmanagements für die Politikberatung zur Verfügung. Die „Hauszeitschrift“ von SedNet ist das „*Journal of Soils and Sediments*“ (JSS), das 2001 gegründet wurde; seit 2005 ist JSS im ISI Science Citation Index Expanded, auch als „Web of Science“ bekannt, vertreten. Zum EU-FP7 Programm brachte SedNet einen Vorschlag mit dem Titel „European Sediments“ ein (Salomons et al.; ftp://ftp.cordis.lu/pub/fp7/docs/sednet_fp7.pdf). Von SedNet bestehen Verbindungen zu den Sediment- und WFD-relevanten FP6 Integrated Projects AquaTerra (<http://www.eu-aquaterra.de/>; Kap. 3.6) und ModelKey <http://www.modelkey.org>.

Für die quantitativen Aspekte der Sedimentproblematik sorgt sich die *Internationale Sedimentation Initiative (ISI)* ein, die von der UNESCO (United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization) als eine der Hauptaktivitäten der sechsten Phase (2002–2006) des Internationalen Hydrologischen Programms (IHP) ins Leben gerufen wurde. Gründe für den Beschluss des Zwischenstaatlichen Rates vom 17.–22.06.2000 waren die Erkenntnisse über die weltweite und zunehmend sozioökonomische Bedeutung von Erosions- und Sedimentationsprozessen bei der flussgebietsübergreifenden Gewässerbewirtschaftung und die Aussicht, dass in wenigen Dekaden mehr als 50% der oberirdischen Wasserspeicherkapazität durch Sedimentbildung verloren gehen wird (Spreafico & Bruk 2004). Eine Verknüpfung von quantitativen und qualitativen Aspekten findet in dem BMBF-Verbundvorhaben *Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern (SEDYMO)* statt, das im Kapitel 3.4.1 (S. 331–338) als ein nationaler Beitrag für die Umsetzung der EU-WRRL beschrieben wurde. Die Ergebnisse dieses Forschungsprogramms, das zeitlich von zwei Jahrhunderthochwässern der Elbe im August 2002 und April 2006 eingerahmt wird, interessieren direkt die Betreiber von Talsperren und Unterhaltungsbaggerungen; sie sind auch die Grundlage für flussgebietsübergreifende Überwachungsmaßnahmen, Bewirtschaftungspläne und weiterführende Forschungsprojekte (z.B. BMBF-Verbund „*Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse*“). Die Proceedings des internationalen Symposiums über „*Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in River Basins*“, mit sechs Themen „*Hydrodynamics*“, „*Transport Modelling*“, „*Catchment Modelling*“, „*Sediment/Water Interactions*“, „*Transport Indicators*“ und „*Fine Sediments Particles*“, das vom 26. bis 29. März 2006 in Hamburg stattfand, wird im Springer-Verlag, Heidelberg, veröffentlicht (Hrsg. B. Westrich und U. Förstner).

Das Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement (BIS) an der TU Hamburg-Hamburg geht auf die Initiative von U. Förstner und S. Heise aus dem Jahr 2000 zurück. Das Zentrum ist in Person der Projektkoordinatorin Dr. Susanne Heise eng mit SedNet verbunden und sieht es als seine Aufgabe, eine dem internationalen Netzwerk entsprechende Kommunikationsplattform in Deutschland zu bilden. Die Bewertung historisch kontaminiertes Sedimentes entlang des Rheins stellt zum ersten Mal eine Prioritätenliste von Flächen in Bezug auf ihr Risiko für ein Flusseinzugsgebiet in einem dreistufigen Ansatz vor (Abschn. 3.5.4).

3.5.2 Erfassung von partikelgebundenen Schadstoffbelastungen

Gering wasserlösliche Substanzen, zu denen viele potentielle Schadstoffe wie Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe zählen, sind im Gewässer an die Schwebstoffe und Sedimente angelagert. Sedimente stellen ein integrierendes Stoffdepot für Schadstoffemissionen über die Zeit dar. Der Dokumentationseffekt von Gewässerablagerungen macht es möglich, auch solche Fälle noch nachträglich zu erfassen, in denen eine kurzfristige oder zeitlich zurückliegende Verchmutzung durch Wasseranalysen nicht mehr oder nur unzureichend deutlich nachzuweisen ist. Untersuchungen an Feststoffproben können deshalb sinnvoll eingesetzt werden bei der Ermittlung von Verschmutzungsursachen und Auswahl kritischer Probeentnahmestellen für Routine-Wasseranalysen.

Im Vergleich zu Untersuchungen der Wasserphase besitzt die Analyse von Feststoffen bei der Erfassung von Ursachen und Trends von Schadstoffbelastungen folgende Vorteile (Meybeck et al. 1992):

1. Gute Spezifität für einen gegebenen Schadstoff
2. Hohe Empfindlichkeit bei geringen Schadstoffkonzentrationen
3. Mäßiges bis geringes Kontaminationsrisiko bei der Probenahme

Abhängig von den Zielsetzungen des Forschungs- oder Überwachungsprogramms kann auch die geringere Häufigkeit der Beprobung ein Vorteil von Feststoffuntersuchungen sein.

3.5.2.1 Ziele für Feststoffuntersuchungen in der Wasserwirtschaft

Es lassen sich mehrere Zielsetzungen von Untersuchungen auf feststoffgebundene Schadstoffe unterscheiden (Thomas und Meybeck 1992); im Hinblick auf die vorliegende Studie sind dies unter anderen:

1. Beurteilung der aktuellen Konzentrationen von Stoffen, einschließlich Schadstoffen, und deren zeitliche und räumliche Veränderungen (Bestandsaufnahme).
2. Erfassung der Belastungszustände und bestimmter Verschmutzungereignisse (z.B. während der vergangenen 100 Jahre) an datierten Sedimentkernen (Umweltarchiv).
3. Bestimmung bzw. Abschätzung der direkten oder potenziellen Aufnahme von partikelgebundenen Stoffen oder Schadstoffen durch Organismen (Bioverfügbarkeit).
4. Abschätzung der Stoff- bzw. Schadstoffflüsse in einem begrenzten Wasserkörper, in einem Einzugsgebiet und im Hinblick auf Einträge ins Meer oder – besonders wichtig für kontaminierte Feststoffe – in kritische Sedimentationsräume wie Häfen (regionale Stoffflussanalyse).
5. Aufzeigen von Trends sowohl bei Konzentrationen und Frachten von Schadstoffen in Teil- und Gesamteinzugsgebieten (Trend-Monitoring).

Grundsätzlich kann der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung (a) der räumlichen Verteilung der Schadstoffbelastung (große Zahl von Messstationen), (b) der zeitlichen Entwicklung der Belastungsintensität (hohe Probenahmen-

frequenz) oder (c) eines breiten Schadstoffspektrums (spezielle Probenaufbereitung und fortgeschrittene Analytik) liegen. Aus Kostengründen sind klare Prioritätensetzungen in einem frühen Planungsstadium erforderlich (Meybeck et al. 1992).

3.5.2.2 Feststoffuntersuchungen im Gewässergüte-Monitoring

Bei der Entwicklung von Programmen zur praktischen Gewässerüberwachung haben sich in den vergangenen Jahren drei Standardansätze herausgebildet, die in der englischsprachigen Literatur mit den Begriffen „Surveillance“ (kontinuierliche spezifische Messungen, Beobachtungen und Berichte für die Bewirtschaftung eines Gewässers), „Survey“ (zeitlich begrenztes, intensives Programm zur Messung und Bewertung der Gewässerqualität für einen definierten Zweck) und „Monitoring“ (langfristiges Programm mit standardisierten Messungen, Beobachtungen, Bewertungen und Berichten, mit dem Ziel, den aktuellen Status und die Trends in der aquatischen Umwelt zu definieren). Für das „Monitoring“ mit Schwebstoffen und Sedimenten gibt es drei Stufen des Aufwands (Tabelle 3.5.-1)

Tabelle 3.5-1 Vergleich des Gewässer-Monitoring mit Schwebstoff- und Sedimentproben in unterschiedlichen Aufwandniveaus (Thomas und Meybeck 1992)

Monitoring-Niveau			
	A	B	C
Schwebstoff	Erfassung der Schwebstoffmenge über ein ganzes Flutereignis (meist beim Anstieg)	Erfassung der Schwebstoffqualität bei Hochwasser (Filtration oder Aufkonzentrierung)	volle Abdeckung der Schwebstoffqualität über ein ganzes Hochwasserereignis
Sediment	Greiferprobe an einer Station (am Ende einer Niedrigwasserperiode)	Längsprofile mit Greiferproben (am Ende einer Niedrigwasserperiode)	Kerne an ausgewählten Stellen mit kontinuierlicher Sedimentation

Niveau A: einfaches Monitoring, keine Anforderung an spezielle Feld- und Laborausrüstung

Niveau B: fortschrittliches Monitoring mit spezieller Ausrüstung und qualifiziertem Personal

Niveau C: Vollmonitoring, nur mit hoch qualifiziertem und sehr gut ausgerüstetem Personal

Für die Überwachung eines größeren Einzugsgebiets kommt nur das Monitoring-Niveau C mit Schwebstoffen in Frage. Eine sinnvolle Ergänzung dazu sind Längsprofile von Sedimentproben, die mit relativ geringem Aufwand gewonnen werden können. Die Untersuchung von Sedimentkernen von ausgewählten Stellen in größeren Einzugsgebieten (Kategorie C) ist für die Erfassung längerfristiger Entwicklungen (>10 Jahre) und für den Nachweis extremer Einzelereignisse geeignet; wegen der größeren Heterogenität der fluviatilen Sedimentproben im Vergleich zu Schwebstoffproben sind die Informationen über kurz- bis mittelfristige Trends aus Ablagerungen mit großen Unsicherheiten behaftet.

3.5.2.3 Prioritäre Substanzen in Schwebstoffen und Sedimenten

Die Diskussionen und Vorschläge in den Expertengruppen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, z.B. der Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS, Anon. 2004a) befassten sich erstmals konkret mit einem feststoffbezogenes Schadstoffmonitoring in Flusseinzugsgebieten. Direkte Qualitätsstandards für Sedimente („Compliance Monitoring“) wurden jedoch von den AMPS-Vertretern nicht vorgeschlagen, vor allem wegen der Schwierigkeiten, einen europäischen Konsens zu erreichen, wegen vermeintlicher methodischer Limitierungen und wegen der erwarteten hohen Kosten. Dagegen gab es grundätzlich Zustimmung zur Verwendung von Sedimenten und Schwebstoffen für ein räumliches und zeitliches Trendmonitoring; es wurde auch bekräftigt, dass Sedimente einen wichtigen Part bei der Risikobewertung spielen können.

Kritik an der Verweigerung von Qualitätsstandards für Sedimente/Schwebstoffe und biologische Matrices durch die AMPS-Gruppe kam vom Wissenschaftlichen Komitee für Toxizität, Ökotoxizität und Umwelt (CSTEE) bei seiner Plenarsitzung am 28. Mai 2004 (Anon. 2004b): Aus wissenschaftlicher Sicht ist der Verzicht auf Umweltstandards für die Feststoffphasen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht gerechtfertigt. Vor allem die Überwachung von lipophilen Schadstoffen im Gewässer müsste sich auf Organismen konzentrieren und auch die Sedimentmatrix spielt bei der Aufnahme und für die Wirkung dieser Schadstoffe eine wesentlich größere Rolle als die Wasserphase.

3.5.2.4 Metall-Background Referenzkonzentrationen (BRCs)

Bei den Beratungen der AMPS-Gruppe über das Monitoring von prioritären Substanzen (2006) und die Einführung von Maßnahmen gegen diese Stoffe (2009) kam der Ansatz des „zusätzlichen Risikos“ für Metalle in die Debatte, und ein erster Schritt ist dabei die Verwendung der natürlichen Hintergrundkonzentrationen als Referenzen (Anon. 2004c).

Hintergrund- bzw. Backgroundkonzentrationen sind die natürlichen nicht-anthropogenen Anteile der Gesamtkonzentrationen in Umweltkompartimenten. Bezogen auf das Kompartiment der Gewässersedimente bedeutet dies, dass die natürlichen Konzentrationen letztlich aus der Verwitterung von Gesteinen („lithogene“ Komponente) und Vererzungen („chalkogene“ Komponente). Die Hintergrundkonzentrationen von Sedimenten sind somit eine Folge der Geologie des Einzugsgebiets, wobei erhöhte Werte insbesondere in Gebieten mit ausgeprägter chalkogener Komponente (Bergbaugebiete) zu erwarten sind (Anon. 2000).

Zum Thema „natürliche Hintergrundwerte und ihre regionalen Schwankungen“ sind die klassischen Untersuchungen im Elbe-Einzugsgebiet durchgeführt worden, vor allem in dem BMBF-Verbundprojekt „Die Belastung der Elbe – Teil 2 Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse (Furrer et al. 2000) und im Rahmen der Arbeiten der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig (A. Müller et al. 1996, 1999; Zerling et al. 1998). Eng verknüpft mit der Background-Frage ist im Elbe-Einzugsgebiet das Thema „Bergbau und Umwelt – langfristige geochemische Einflüsse“ (Wippermann 2000).

3.5.2.5 Schadstoffe aus historisch kontaminierten Sedimenten

Der Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betrifft die Strategien gegen die chemische Verschmutzung von Oberflächengewässern. Bis 2009 sind die Maßnahmen für eine wirksame Emissionskontrolle zu definieren. Ein Expertenrat für die Verminderung prioritärer Schadstoffe (Anon. 2004d) hat folgende Schritte vorgeschlagen: (1) Bestandsaufnahme aller möglichen Quellen und Belastungspfade, (2) Aufstellungen über bestehende Schutzmaßnahmen auf EU-Ebene, (3) Benennung der Herkunftsarten, für die unter WRRL-Kriterien und anderen EU-Regelwerken zusätzlich zu den bestehenden und bereits in Aussicht genommenen Maßnahmen weitere Effekte erzielt werden können, (4) Setzen von Prioritäten und (5) Entwicklung konkreter Maßnahmen.

Bereits im ersten Schritt – dem „Screening“ von Belastungsursachen und –pfaden für prioritär gefährliche Stoffe (PGS) und zu überprüfende, prioritäre Stoffe (PPS) nach WRRL – wurde eine neue Verschmutzungsursache für die Oberflächengewässer identifiziert: „Historische Verschmutzung aus Sedimenten“ (S 11.1; Anon. 2004d). Bislang steht die Kategorisierung nach der Bedeutung der S 11.1-Quellen bzw. der Auswirkungen der sedimentgebundenen Schadstoffe noch in den Anfängen. Neben einer Reihe von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Analogie zur „Historischen Verschmutzung durch kontaminierte Böden“ S 11.2) sind vorrangige Kandidaten für eine Einstufung in die Kategorie 1 (nicht zu verwechseln mit den Kategorien der „Substances of Concern“ in Abschn. 3.5.3) die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber, Tributylzinn (TBT) und Hexachlorbenzol (HCB).

Die letztgenannte Substanz hat sich bei der Bestandsaufnahme der historisch kontaminierten Sedimente im Reineinzugsgebiet (POR III Studie, Heise et al. 2004) als besonders problematisch herausgestellt, weil bereits bei einem normalen jährlichen Hochwasserereignis die Resuspension aus den HCB-kontaminierten Sedimenten des Hoch- und Oberrheins zu Überschreitungen der sog. CTT-Werte für HCB in den Sedimenten des Hafens von Rotterdam führen können und damit an Stelle der sonst möglichen Verbringung ins Meer eine kostspieligere Ablagerung auf Land oder in einem subaquatischen Depot notwendig wird (Kap. 3.4).

Die verschiedenen Teilinformationen (Gefahrenklasse, Hinweise auf Aufwirbelung, Erosionswiderstand, Hinweis auf Verschmutzungsgrad) werden als getrennte Beweislinien für eine Risikoanalyse von historisch kontaminierten Sedimenten gesehen (Abschnitt 3.5.3).

3.5.2.6 Untersuchungsstrategien in den vorliegenden Studien

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung zur Belastung der Elbsedimente ist die Erfassung von räumlichen und zeitlichen Trends. Dazu sind in erster Linie die aufwändig und mit langjähriger Erfahrung gewonnenen Schwebstoffproben aus dem Längsprofil der Hauptflusses geeignet. Für die Identifizierung der Belastungsursachen können die umfangreichen Daten von Sedimentuntersuchungen aus dem Hauptfluss und wichtigen Nebenflüssen herangezogen werden; eine quantitative Abschätzung von typischen Schadstoffquellen scheint jedoch – wenn

überhaupt – nur über Schwebstoffdaten möglich. Letzteres gilt auch für die dritte Zielsetzung dieser Studie – die Abschätzung der Risiken von feststoffgebundenen Schadstoffeinträgen in den Hamburger Hafen; für eine solche Bewertung sind neben den Schadstoffkonzentrationen auch die hydraulischen Bedingungen zu berücksichtigen, mit denen die entsprechenden Schadstofffrachten bilanziert werden können, die aus den verschiedenen Quellgebieten mobilisiert, durch die Nebenflüsse und den Elbe-Hauptfluss transportiert (und temporär abgelagert) werden und die schließlich im Hamburger Hafen sedimentieren. Für eine derartige Risikobetrachtung wäre vorab zu klären, ob – wie für die POR III-Studie (Heise et al. 2004) – nur die ökonomischen Folgen einer kostspieligeren Behandlung des Baggergutes, oder auch ökologische Schäden berücksichtigt werden sollen.

3.5.3 Qualitätssicherung bei der Untersuchung von Sedimentproben

Experten stimmen darin überein, dass bereits bei der Untersuchung einfacher Wasserinhaltsstoffe 10 bis 20 % der Ressourcen, einschließlich der Personalkosten, für die Qualitätskontrolle und -sicherung eingesetzt werden müssen (Anon. 1987). Bei der Untersuchung von Spurenschadstoffen wie Pestiziden oder Schwermetallen kann dieser Aufwand leicht 50 % der Gesamtkosten betragen (Meybeck et al. 1992). Auch ohne quantitative Angaben lässt sich angesichts der Komplexität von Feststoffmatrices abschätzen, dass der Aufwand für die Qualitätssicherung bei der Untersuchung von Schwebstoffen und Sedimenten mindestens in dieser Größenordnung ist (Förstner 2002).

Die Anforderungen an die Qualitätskontrolle und Qualitätssicherung bei der Analyse und Auswertung chemischer Daten hat in den vergangenen Jahren ständig zugenommen und zwei Fachdisziplinen vorangebracht: zum einen die Chemographie, die sich mit der Entwicklung und Anwendung neuer Datenanalysenwerkzeuge für eine effiziente Informationsgewinnung aus großen Mengen hochqualifizierter Daten befasst und zum anderen die Metrologie, die sich mit Messunsicherheiten, Rückverfolgbarkeit und Validierung beschäftigt, die gerade im Umfeld gesetzlich stark regulierter Bereiche wie der Umweltüberwachung für die industrielle Anwendbarkeit chemischer Messmethoden eine sehr bedeutende Rolle spielt (<http://www.analytik-news.de/Presse/2002/44.html>).

3.5.3.1 Mängel bei Daten für flussgebietsübergreifende Bewertungen

Durch die langfristigen, flussgebietsübergreifenden Messprogramme, die mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie verknüpft sind, haben die Fragen der Qualitätssicherung bei der Gewässerüberwachung einen noch höheren Stellenwert erhalten. In dem thematischen europäischen Rahmenprogramm „Metropolis“ (Metrology in Support of Precautionary Sciences and Sustainable Development Policies; Anon. 2004e) wurden bereits einige grundsätzlichen Mängel identifiziert, die einem europaweiten Vergleich von Gewässergütedaten und den notwendigen integrierten Entscheidungsprozessen für Verbesserungen innerhalb ganzer Flusseinzugsgebiete bislang entgegen stehen:

1. Fehlende Harmonisierung von Untersuchungs- und Bewertungsmethoden
2. Fehlende Repräsentanz: die Daten geben nicht die Realität wieder, für die sie vorgesehen sind
3. Fehlende Angaben über die Qualität bzw. die Unsicherheit von Daten, die für einen Entscheidungsprozess verwendet werden
4. Fehlen von sog. „Meta-Daten“, d.h. wie und wann wurden welche Messungen durchgeführt? Wem gehören die Daten? Auf welche Weise wurden die Daten übertragen bzw. genutzt? Solche Informationen sind essentiell, wenn Daten für einen anderen Zweck eingesetzt werden.
5. Fehlende „Rückverfolgbarkeit“. Das zentrale Konzept der „Traceability“ verlangt, dass Umweltmessdaten sich (i) auf definierte Referenzen (Materialien und Methoden), (ii) über eine ununterbrochene Kette von Vergleichsmöglichkeiten, (iii) mit festgestellten Unsicherheiten, rückverfolgen bzw. rückführen lassen (Quevauviller 2004).

3.5.3.2 Das Konzept der Rückverfolgbarkeit für Sedimentdaten

Durch die Mechanismen der bevorzugten Anreicherung von persistenten Schadstoffen resultieren für die Schwebstoffe und Sedimente mehrere Funktionen im Hinblick auf die Gewässerchemie und -ökologie (Tabelle 3.5-2):

- Bei ausreichender Fixierung der Kontaminanten an den Partikeln und anhaltender Ablagerungstendenz der Feststoffe können Sedimente als Schadstoffsenken wirken: eine zeitliche Abfolge von konservierten Ablagerungsperioden kann die Entwicklung der regionalen Schadstoffbelastung dokumentieren – Sediment als „Gedächtnis“ des Gewässers.
- Für die Gewässerökologie bedeutet die Bindung von Schadstoffen an die Feststoffphasen grundsätzlich eine Entgiftung der Lösungssphase; allerdings können auch feststoffgebundene Schadstoffe toxische oder kanzerogene Wirkungen hervorrufen, die bei immissionsbezogenen Zielvorgaben für das Schutzgut Sedimente berücksichtigt werden müssen – Sediment als „Lebensraum“ (2. Spalte in Tabelle 3.5-2).
- Die Neigung zur Feststoffbindung beinhaltet auch den Aufbau eines Schadstoffpotentials, aus dem bei veränderten Gewässerbedingungen giftige Substanzen freigesetzt werden können: bei Überlastung oder Abbau wichtiger pH- oder Redoxpuffer kann eine solche Remobilisierung plötzlich und intensiv erfolgen und damit den Charakter einer „chemischen Zeitbombe“ annehmen – Sediment als „Sekundärquelle“ für Schadstoffe (3. Spalte in Tabelle 3.5-2).

Die gemeinsame Untersuchung der (bio-)chemischen und hydraulischen Stabilität von Sedimenten wird künftig im Rahmen der flussgebietsübergreifenden Gewässerbewirtschaftung eine immer größere Rolle spielen. Diese kombinierten Datensätze sind auch die Voraussetzung für die Entscheidungen über Sanierungsmaßnahmen, z.B. zur Stabilisierung von Überflutungsflächen oder die Abdeckung von kontaminierten Sedimenten.

Tabelle 3.5-2 Chemische Analysen für drei wichtige Sedimentfunktionen unter besonderer Berücksichtigung der Rückverfolgbarkeit einzelner Bearbeitungsschritte (Förstner 2004).

„Gedächtnis“ Erfassung	„Lebensraum“ Gefährdungsabschätzung	„Sekundärquellen“ Langzeitprognose
		<p>**</p> <ul style="list-style-type: none"> Chemische Stabilität Redox-Prozesse Puffer-Kapazität Alterungs-Effekte

x = sedimentspezifische Eigenschaft; RM = Referenzmaterial; Doc = dokumentierte Methode, TRIAD = Chemischer Teil des Ansatzes der Sediment-Triade für die ökologische Gefährdungsabschätzung (Chapman, 1997). AVS/ΣSEM = Acid Volatile Sulfide vs. Sum of Simultaneously Extractable Metal (DiToro et al., 1991)

* Originalprobe (Aufbereitung nach Mudroch und Bourbonniere, 1994; Porenwasseruntersuchungen: Carr und Nipper, 2001; sequentielle Extraktion: Quevauviller 2002). ** Kombination von Untersuchungen an Original-Sedimentkernen zur chemischen und hydraulischen Stabilität (Haag et al. 2001).

Rückverfolgbarkeit bei der Erfassung von Schadstoffen

Aus der Sicht des Konzepts der Rückverfolgbarkeit besteht die grundlegende Abfolge von Messungen zur Erfassung der Schadstoffbelastung von Sedimenten und Schwebstoffen (1. Säule in Tabelle 3.5-2) aus drei bzw. vier Schritten, die einer ununterbrochenen Kette von Vergleichsmöglichkeiten entsprechen:

Probenahme und Probenaufbereitung. Projektplanung, Einrichtung von Entnahmestationen, Probenehmer, Behandlung und Lagerung, Qualitätskontrolle sind nicht standardisiert, aber gut dokumentiert (Mudroch und Azcue 1995).

Analytik. Standard-Referenzmaterialien für die Sedimentanalysen sind kommerziell erhältlich. Während die direkte Speziesanalyse nach wie vor nur sehr eingeschränkt zur Verfügung steht, gibt es standardisierte Extraktionsschemata für Metalle und Phosphor in Sedimenten sowie zertifizierte Referenzmaterialien, die unter EU-Aufsicht entwickelt wurden (Quevauviller 2002).

Korngröße als charakteristischer Sedimentparameter. Die Beprobung von feinkörnigen Sedimenten (Horowitz 1991) und die Normalisierung mit „konservativen Bezugselementen“ wie z.B. Cs, Sc, Li und Al – die alle für den tonigen Probenanteil stehen – wird als Standardansatz empfohlen (Förstner 1989).

Unsicherheiten: Kleinere Unsicherheiten, die aber die generelle Anwendbarkeit des vorliegenden Ansatzes nicht beeinträchtigen, können sich aus der Variabilität von Matrixbestandteilen ergeben. Diese Unsicherheiten lassen sich durch simultane Bestimmungen der Gehalte an organischer Substanz, Karbonat und Eisenoxide weiter reduzieren.

Rückverfolgbarkeit bei der Gefährdungsabschätzung

Einige nationale Bewertungsschemata für die Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Sedimenten (2. Spalte in Tabelle 3.5-2) beruhen auf dem sog. „Triade“-Ansatz, einer Kombination von physiko-chemischen, biologischen und ökotoxikologische Methoden (Den Besten et al. 2003). Untersuchungen an Porenwässern können wichtige Zusatzinformationen über die Transfermechanismen von Schadstoffen aus dem Sediment in biologische Matrices geben, stellen aber kurzfristig kein Routineinstrument für die Gefährdungsabschätzung dar (Carr & Nipper 2001). Die Abfolge der Eluierbarkeit aus sequentiellen Extraktionstests entspricht häufig nicht der beobachteten Schadstoffaufnahme durch im Sediment lebende Organismen. Auch wenn diese Korrelation durch eine Normalisierung auf die Gehalte an sorptionsaktiven Matrixkomponenten wie Eisenoxiden und festen organischen Substanzen verbessert wird (Tessier und Campbell 1987), lässt sich auch diese Methodik kaum zu einem eigenständigen Standardansatz bei der Gefährdungsabschätzung entwickeln. Diesen Anspruch hatte der konzeptionelle Ansatz von DiToro et al. (1990), bei dem die Konzentration von säureflüchtigen Sulfiden (AVS) im Sediment mit der Summe der gleichzeitig extrahierbaren Schwermetalle verglichen wird; überwiegt der Gehalt an AVS, sollte durch die sehr stabile sulfidische Bindung eine biologische Aufnahme von Schwermetallen praktisch nicht mehr stattfinden können. Inzwischen wurde aber nachgewiesen, dass die im Sediment lebenden Tiere und Pflanzen sich eine Mikro-Umwelt schaffen können, bei der auch eine Mobilisierung von Schwermetallen aus der sulfidischen Bindung möglich ist (Griscom et al. 2000).

Unsicherheiten. Von den aufgeführten Methoden für eine Gefährdungsabschätzung von schadstoffhaltigen Sedimenten kommt nur der „Triade“-Ansatz für eine Standardisierung in Frage. Allerdings befinden sich die drei Komponenten dieser Methodenkombination in sehr unterschiedliche Entwicklungsstadien bezüglich der Anforderungen einer Rückverfolgbarkeit. Derzeit erfüllt nur die Komponente „physiko-chemische Bewertung“, die praktisch der oben (Abschnitt 3.5.3.3) beschriebenen Abfolge für die Erfassung von schadstoffbelasteten Sedimenten entspricht, ohne größere Einschränkungen alle drei Konzeptbedingungen (Abschnitt 3.5.3.1 Punkt 5).

Rückverfolgbarkeit bei Prognosen zur Sedimentresuspension

Die flussgebietsübergreifende Bewertung von partikelgebundenen Schadstoffen erfordert eine gleichzeitige Betrachtung der chemischen, biologischen und hydrodynamischen Einflussfaktoren (Spalte 3 in Tabelle 3.5-2), wie sie beispielsweise im Rahmen des Verbundvorhabens „Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität“

tät in Fließgewässern (SEDYMO)“ untersucht wurden (Abschnitt 3.4.1; Förstner und Westrich 2005). Im Mittelpunkt stehen die Transferprozesse durch Sedimentresuspension, wobei für den Übergang von Schadstoffen wie beispielsweise Schwermetallen aus der Feststoff- in die Lösungsphase und Wiederadsorption an natürliche Gewässerfeststoffe grundsätzlich das Wechselspiel von mechanischer Erosion (hier als Oxidationsereignis) und Sedimentation mit nachfolgenden chemischen Reduktionsprozessen verantwortlich gemacht wird. Die Fließgeschwindigkeit und Turbulenz eines Fließgewässers und damit dessen erosiv/akkumulatives Potential sind in erster Linie vom Abfluss abhängig. Zur Bewertung der Erosionsstabilität können beispielsweise mit Hilfe der SETEG-Methode Sedimentkerne mit definierter Schubspannung überströmt und erodiert werden (Haag et al. 2001). Diese Labormessungen können mit in-situ Bestimmungen der Erosionsstabilität im Gewässer verglichen und auch mit chemischen Untersuchungen der mobilisierten Partikel kombiniert werden.

Unsicherheiten: Die gemeinsame Betrachtung der chemischen und hydrodynamischen Faktoren und Prozesse bei der Resuspension von schadstoffbelasteten Sedimenten führt zunächst zu einer beträchtlichen Erhöhung der Unsicherheiten hinsichtlich der Gesamtbewertung. Es wurde deshalb in der POR III-Studie (Heise et al. 2004) ein Verfahren gewählt, bei dem in der ersten Phase die Informationen aus verschiedenen Bereichen zusammen betrachtet werden. Der von Zadeh (1965) entwickelte „Fuzzy“-Ansatz verzichtet auf eine strikte Differenzierung zwischen verschiedenen, zur Ergebnisfindung genutzten Parameterzuständen. Stattdessen integriert dieser Ansatz Informationen über die einer Methode immanenten Unsicherheiten, wie z.B. mangelnde Präzision einer chemischen Analytik, indem Übergänge zwischen verschiedenen Zustandsbeschreibungen definiert werden, die je nach der Höhe der Unsicherheit in ihrer Ausdehnung variieren. Zur Verknüpfung verschiedenartiger Parameter, z.B. chemische und hydrodynamische Daten, werden der Interpretation zugrundeliegende Zusammenhänge in linguistischer Form in die Berechnung eingebracht, üblicherweise als „wenn... dann...“-Regeln. Aus dem Erfüllungsgrad sämtlicher Regeln, der unter Berücksichtigung der genannten Unsicherheiten errechnet wird, lässt sich schließlich das Ergebnis ableiten.

Bei der Bewertung der Unsicherheiten der beiden Einzelsysteme ist festzustellen, dass die Aussagekraft der chemischen Datensätze eingeschränkt wird durch eine im Vergleich zur Kategorie „Erfassung“ (3.5.3.3) hohen granulometrischen und Matrixheterogenität und die für die Kategorie „Gefährdungsabschätzung“ (3.5.3.4) bereits genannte Komplexität der Untersuchungen an Porenwässern und der Interpretation von chemischen Extraktionsdaten im Hinblick auf die Bioverfügbarkeit von Metallen; besonders der Einfluss der Redoxverhältnisse auf das Gesamtsystem ist nur sehr schwer zu prognostizieren.

Bezüglich der Unsicherheiten bei den hydraulischen Daten, vor allem für die erodierten Sedimentmengen, hat Westrich (2004) in einem detaillierten Beitrag für die Studie „Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries“ (Heise et al. 2004; siehe Abschnitt 3.5.5) die Möglichkeiten ihrer statistischen Quantifizierung beschrieben. Ein neuer und wichtiger Befund aus den Untersuchungen des Stuttgarter Instituts für Wasserbau für die Berechnung der freigesetzten Sediment- und Schadstoffmengen bei einem Flutereignis ist, dass die

chemischen und physikalischen Sedimentparameter in der Vertikalen (in den Profilkernen) viel stärker als in der Horizontalen schwanken. Infolgedessen ist sind die Unsicherheiten für den partikulären Schadstofftransport größer als bisher angenommen. Je mehr Einzelprozesse beim Schwebstofftransport entlang einer Fließstrecke beteiligt sind, umso größer ist die Varianz der berechneten Transportmengen und die Lücke zwischen der günstigsten und schlechtesten Annahme für die Gewässergütewirtschaft im Einzugsgebiet und insbesondere für die Hafenregionen im Unterlauf der großen Flüsse.

3.5.3.3 Flussgebietsübergreifende Datensätze – Beispiel Elbe

In der Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbe-Einzugsgebiet (Heise et al. 2005; siehe Abschnitt 3.5.6) wurden Schwebstoff- und Sedimentdaten verwendet, die aus regulären Monitoringprogrammen der ARGE Elbe und der IKSE (www.arge-elbe.de; www.ikse.de bzw. <http://elise.bafg.de>), aus Messprogrammen der BfG zum Sedimentkataster (Heininger und Pelzer 1998) und Schwebstoffhaushalt (Schmidt et al. 1999) der Bundeswasserstraßen, aus dem Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität grenzüberschreitender Flüsse sowie Küstengewässer der BfG (Anon. 2005; Ackermann 1998) sowie aus verschiedenen Forschungsprojekten des BMBF-Verbundvorhabens „Elbe Schadstoffforschung“ (Anon. 2000) stammen. Aus Gründen, die in den vorangegangenen Abschnitten dargelegt sind, ergibt sich erst aus der Zusammenschau dieser Datensätze die komplexe Information, die zur Erfüllung der Ziele einer flussgebietsübergreifenden Studie benötigt wird. Die in dieser Studie angewendete Vorgehensweise zur Identifizierung der potentiell relevanten Gewässerabschnitte („areas of concern“) sowie der Gewässerabschnitte, von denen ein signifikantes Risiko ausgeht („areas of risk“), werden im Abschnitt 3.5.4 beschrieben. Danach werden Sediment- und Schwebstoffdaten entlang von Beweislinien („lines of evidence“) verwendet, die in ihrer wechselseitigen Betrachtung plausible Aussagen über das von Belastungsschwerpunkten für das Flussgebiet ausgehende Risiko ermöglichen. Die Beweislinien mit den entsprechenden Datensätzen sind:

A. Betrachtung der Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente aus dem Zeitraum 1996 bis 2003 im Elbe-Längsverlauf

Sedimentationsbecken zur Schwebstoffprobenahme gehören zur Standardausrüstung der Messstationen der ARGE Elbe und der IKSE (Anon. 1995). Der Sammelzeitraum beträgt jeweils ca. 30 Tage. Der Abscheidungsgrad ist nicht genau definiert, er variiert je nach Gewässersituation zwischen 18 und 43%, eine selektive Separierung größerer und spezifisch schwererer Schwebstofffraktionen findet statt, die je nach Gewässersituation modifiziert werden kann (Heininger et al. 2005 und darin zitierte Literatur). Die aus dem Material der Sedimentationsbecken gewonnenen Schadstoffdaten ermöglichen einen qualitativen Eindruck von der Belastungssituation und ihrer Entwicklung. Sie sind frei von kurzzeitigen Schwankungen in der Schwebstoffzusammensetzung. Ihre Aussagekraft erhöht sich durch Normierung, z.B. durch Verwendung von Schwermetalldaten

der Feinfraktion $<20\text{ }\mu\text{m}$. In dieser Studie werden für Schwermetalle diese normierten Daten, für organische Schadstoffe die Gesamtgehalte der schwebstoffbürtigen Sedimente verwendet. Für Frachtabsschätzungen sind die Daten aus den Sedimentationsbecken allein nicht geeignet (s.u.).

B. Betrachtung der Sedimentkontamination im Elbe-Längsverlauf

Hier werden Daten von Messkampagnen der ARGE-Elbe und GKSS (2002/2003) und Daten der BfG der Jahre 1997–2002 wechselseitig betrachtet. Mehrjährige Daten von Oberflächensedimenten (0–5 cm) aus strömungsberuhigten Zonen, die inmitten längerer stabiler Abflussperioden entnommen wurden, vermitteln ein Bild der zeitlichen Belastungsentwicklung. In Rechnung zu stellen ist, dass Sedimente dem hydromorphologischen Geschehen eines Flusses wie der Elbe unterworfen sind. Insbesondere unter dem Einfluss hydrologischer Extreme können sprunghafte Qualitätsänderungen auftreten, die ihre Ursache in der Erosion im Einzugsgebiet oder Remobilisierung von Altlasten, darunter Altsedimenten, haben. Die Daten der BfG von repräsentativen Messstellen über einen Zeitraum von 6 Jahren für Parameter, die die Haupteintragspfade abbilden, vermitteln einen repräsentativen Eindruck von der Schwankungsbreite. Vor diesem Hintergrund lässt sich die Momentaufnahme des detaillierten Längsschnittes eines Jahres über die gesamte Elbe einordnen.

Bei den Untersuchungen von Prange et al. (1997) an Sedimentproben von 82 Probennahmestellen entlang der Elbe im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhaben „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ zeigt der überwiegende Teil der 51 analysierten Elemente eine geringe Streuung von unter 10% relativer Standardabweichung. Der im Gesamtprozess (Probenahme, Probenaufbereitung, Analytik) verursachte statistische Fehler ist gering. Dies zeigt sich insbesondere in der guten Reproduzierbarkeit der Elemente geogenen Ursprungs. Dagegen zeigen die anthropogenen Elemente – Blei, Cadmium, Kupfer, Zink – eine deutlich stärkere Streuung.

In Abbildung 3.5-1 ist der zeitliche Verlauf der normierten Schwermetallbelastung (Gehalte der Fraktion $<20\text{ }\mu\text{m}$) von schwebstoffbürtigem Sediment an der Messstelle Geesthacht zwischen 1980 und 2004 am Beispiel von Quecksilber und Cadmium dargestellt (Ackermann 2005). Die Belastung durch Quecksilber hatte ihr Maximum in der ersten Hälfte der 80er Jahre, Mitte der 90er Jahre war das heutige Belastungsniveau erreicht. Das Jahr 2002 mit seinem Extremhochwasser stellt möglicherweise eine weitere Zäsur dar. Einen vergleichbaren Verlauf zeigen auch Blei, Nickel, Chrom und Kupfer, wobei diese vier Elemente ihre maximale Anreicherung Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre erreichten. Beim Cadmium verharrte die anthropogene Anreicherung bis weit in die 90er Jahre hinein auf dem Niveau vom Beginn der Messungen und sank dann um ca. 10% ab. Auf diesem Niveau befindet sie sich auch heute. Vergleichbare Verläufe zeigen Zink und Arsen.

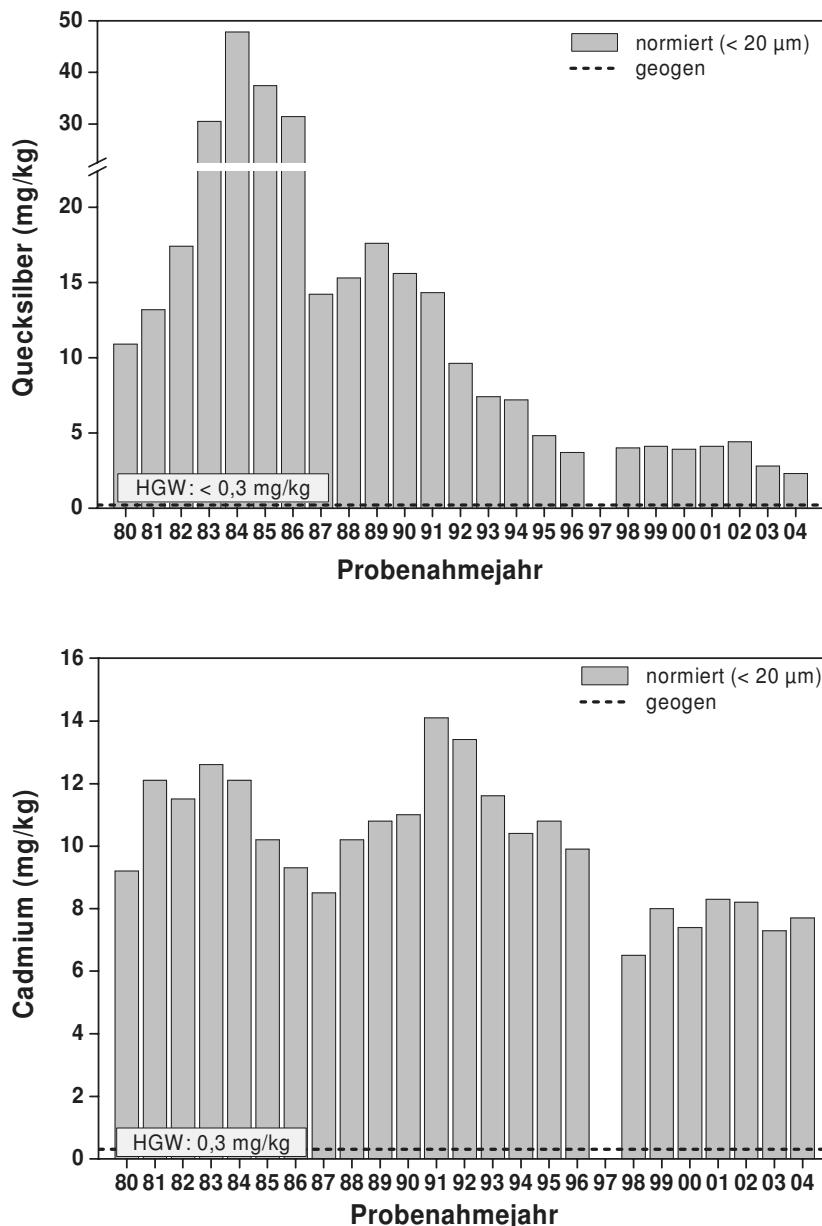


Abb. 3.5-1 Trend 1980–2004 der Belastung von schwefstoffbürtigem Sediment bei Geesthacht durch ausgewählte Schwermetalle (Daten der Fraktion <20 µm; Ackermann 2005)

C. Betrachtung des zeitlichen Trends der Sedimentkontamination

Dieser Trend wird ausschließlich anhand von Schwermetalldaten diskutiert. Es wird einmal ein Datensatz von Ackermann (2005) verwendet, der Ergebnisse der Untersuchung schwebstoffbürtiger Sedimente (vgl. oben) am Wehr von Geesthacht zwischen 1980 und 2004 umfasst. Außerdem wird ein Sedimentkern aus dem Altarm „Bucher Brack“ des Elbe-Abschnittes bei Tangermünde (Prange et al. 1997) herangezogen, aus dessen schichtweiser Untersuchung in Verbindung mit einer Datierung sich Rückschlüsse auf die Entwicklung der Belastungssituation zwischen der vorindustriellen Zeit und dem Beginn der 90er Jahre ziehen lassen.

In Abbildung 3.5-2 wird am Beispiel von Cd die Schichtung des Sedimentkerns aus dem Altarm „Bucher Brack“ gezeigt. Der Vergleich mit den Daten aus Geesthacht liefert eine gute qualitative Übereinstimmung. Die dort aufgezeichnete Geschichte der Cd-Belastung schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 1980 und 2004 lässt sich anhand des Kerns bis 1994 rekonstruieren. Die Daten des Sedimentkerns weisen darauf hin, dass infolge Remobilisierung unter ungünstigen Bedingungen bzw. unter dem Einfluss von Extremereignissen in rezenten Schwebstoffen oder Oberflächensedimenten Schadstoffkonzentrationen auftreten können, die eigentlich für deutlich frühere Zeitfenster typisch sind, d.h. unter aktuellen Bedingungen als Ausreißer erscheinen.

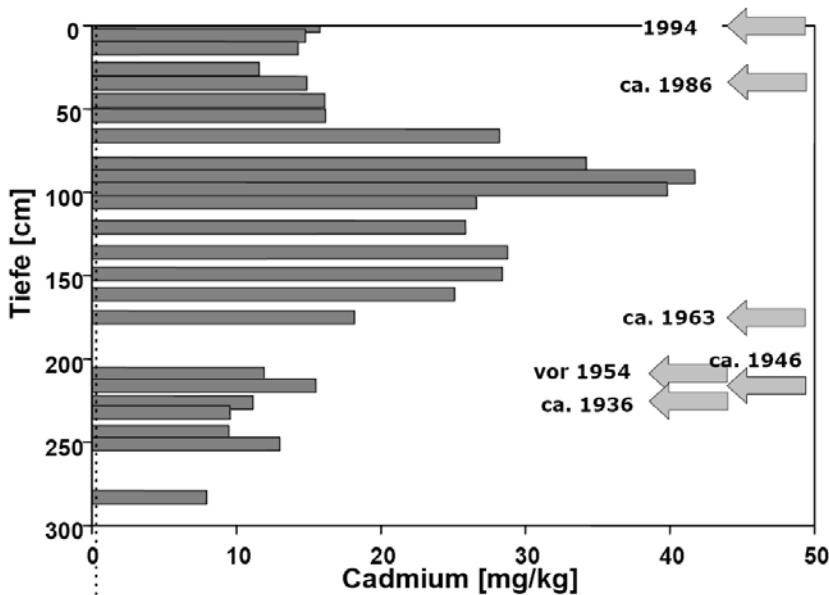


Abb. 3.5-2 Cd im Sedimentkern des Bucher Bracks (Daten der Fraktion <20 µm; Prange et al. 1997)

D. Frachtbetrachtungen

Zur Abschätzung von Schadstofffrachten werden die Konzentrationen in den schwebstoffbürtigen Sedimenten mit stichprobenartigen Bestimmungen der abfiltrierbaren Stoffe (20-52/a) und Tageswerten des Abflusses kombiniert (Bergemann 2005). Durch Filtration wird ein qualitativ anderer Schwebstoff gewonnen. Zur Plausibilisierung der ermittelten Werte für die Schadstofffrachten werden Feststofffrachten herangezogen, die im Rahmen des Messprogramms der BfG zum Schwebstoffhaushalt der Elbe und ihrer Hauptnebenflüsse (Schmidt et al. 1999) sowie in einem Teilvorhaben des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie (Naumann et al. 2003) bestimmt wurden. Hier wurden werktägliche Stichproben der Schwebstoffkonzentration mit täglichen Abflusswerten kombiniert. Bei größeren Abflussschwankungen und in Situationen, in denen mit größerer Transportdynamik zu rechnen ist, wurde mehrmals täglich beprobt. Zur Beurteilung der Aussagefähigkeit der jeweiligen Entnahmestelle im Hinblick auf das Gesamtprofil werden bei unterschiedlichen Abflüssen Vielpunktmessungen vorgenommen. Die auf Konzentrationen in den schwebstoffbürtigen Sedimenten beruhenden Schadstofffrachten werden in Abschnitt 3.5.4 „Areas of Concern“ zur Argumentation herangezogen. Der Vergleich mit den Feststofffrachten an ausgewählten Bilanzprofilen und mit den Beiträgen der Nebenflüsse dazu zeigt, dass die qualitativen Aussagen plausibel sind.

3.5.3.4 Hydrodynamische Daten – Beispiele aus dem Elberaum

Für die Abschätzung der zusätzlichen Risiken bzw. Kosten, die aus den Einträgen kontaminiierter Feststoffe aus einem Flusseinzugsgebiet für Mündungs- und Küstenregion resultieren, sind Frachtdaten eine unerlässliche Voraussetzung, selbst wenn die Entscheidung über Maßnahmen in der betroffenen Zielregion im allgemeinen auf der Grundlage von (Schadstoff-)Konzentrationsdaten gefällt wird. Die Unsicherheiten bei der Prognose von Schadstofffrachten sind jedoch groß, wie im Abschnitt 3.5.3.6 gezeigt wurde; dies gilt besonders für die naturnahen Auenlandschaften und für die mit Buhnen regulierten Fließstrecken der Elbe, bei denen die Übergänge von einer Senken- in eine Quellenfunktion für Schwebstoffe nur schwer vorherzusagen ist. In den vergangenen Jahren sind vor allem im Rahmen der „Elbe-Ökologie“-Verbünde wichtige Fortschritte bei der Erforschung der Abfluss- und Transportprozesse von Feststoffen erzielt worden, die aufgrund ihrer natürlichen Dynamik den Ausgangsimpuls ökologischer Entwicklung und Vielfalt in der Stromlandschaft darstellen.

Hydrodynamik im Längsschnitt der Elbe (Nestmann und Büchele 2002)

Für die künftige Prognosen des Schadstofftransfers im Einzugsgebiet der Elbe können vor allem zwei Schwerpunkte des BMBF-Verbundprojektes „Morphodynamik der Elbe“ (01.08.1996 bis 31.03.2001) genutzt werden:

- Beschreibung des Abflussgeschehens der Elbe in diesen zeitlicher und räumlicher Entwicklung und dessen Variabilität anhand hydrologischer Analysen

einschließlich Regionalisierung statistischer Kenngrößen entlang des Gewässerlaufs von der tschechisch-deutschen Grenze bis Geesthacht; Identifizierung des hydrologischen Ist-Zustands, insbesondere für Hochwasser, vor dem Hintergrund langfristiger klimatischer und anthropogener Einflüsse;

- Beschreibung der Strömungs- und Feststofftransportverhältnisse im Ist-Zustand mit Hilfe hydraulisch-numerischer Modelle im Sinne einer durchgängigen Erfassung im Längsschnitt.

Bei den anthropogenen Veränderungen sind im Elbegebiet besonders die Inbetriebnahme großer Talsperren seit den 1930er Jahren zunächst in Deutschland sowie seit den 1950er Jahren auf tschechischem Gebiet relevant, die eine ausgleichende Wirkung auf die Abflussdynamik, insbesondere auf die Extreme (Hoch- und Niedrigwasser) haben. Auf der anderen Seite fanden an der Elbe noch in den 1950er bis 1980er Jahren verschiedene Deichbaumaßnahmen mit Entzug von Retentionsflächen statt, die auf Hochwasserereignisse eine Wirkung der Beschleunigung des Ablaufs und Erhöhung der Abflussscheitel haben.

Zur Analyse und Simulation von Abflussprozessen wurde in dem Verbundprojekt eine methodische Vorgehensweise entwickelt, die aus Elementen der Datenerhebung, der Konsistenzanalyse, der statistischen Analysen, der Simulationsmodelle und der theoretischen hydrologischen Überlegungen besteht. Es ist damit möglich, in schrittweisem Fortschritt und wechselseitiger Abstimmung der genannten Einzeluntersuchungen den Abflussprozess zunehmend verlässlich, repräsentativ, umfassend, weiter in die Vergangenheit zurückreichend und gezielter auf besonders problematische Räume und Ereignisse zu beschreiben.

Nach einer sog. Stationaritätsanalyse konnte ein jüngerer Zeitraum 1964–1995 abgegrenzt werden, der bei ausreichender Länge für statistisch bereits verlässliche Aussagen die gegenwärtigen hydrologischen Bedingungen (Ist-Zustand) am besten und weitgehend homogen repräsentiert.

An Einzelpiegeln wurden statistische Analysen des Abflussgeschehens durchgeführt, zu deren Ergebnissen u.a. die Ermittlung der grundlegenden statistischen Kennwerte (Gewässerkundliche Hauptwerte), Dauerlinien und des mittleren Abflussregimes (Jahresgang), sowie extremwertstatistische Analyse der Jahresreihen verschiedener Abflusskennwerte, insbesondere im Hochwasserbereich (HQ-T der Jährlichkeit $T = 2$ bis 100 Jahre sowie von 1 bis 50 Tagen Dauer der Überschreitung) gehörten.

Durch systematische Umsetzung der Kennwerte der hydrologischen Analyse im Längsschnitt (MNQ, MQ, MHQ ... HQ100 des Zeitraums 1964–1995) in hydraulische Berechnungen, d.h. durch einheitliche Anwendung der insgesamt 12 Teilstreckenmodelle des Verbundprojektes und der Bundesanstalten für Wasserbau (BAW) und Gewässerkunde (BfG), kann im Ergebnis ein bisher nicht vorhandenes, konsistentes Gesamtbild hydraulisch-morphologischer (einschließlich sedimentologischer) Parameter entlang der deutschen Binnenelbe über eine Gesamtstrecke von 507 km (zwischen Elbe-km 0 und 568) gezeichnet werden.

Wasserführung und Metalle in Elbe und Saale (Baborowski et al. 2004)

Seit Anfang der 1990er Jahre wird vom Umweltforschungszentrum Magdeburg die teilweise extreme Variabilität der Schadstoffkonzentrationen und Frachten am Beispiel der Elbe und Saale systematisch untersucht. Aus diesen Daten wurden für den mittleren Elberaum typische Entwicklungen abgeleitet. Im Zentrum standen die Untersuchungen während des „Jahrhunderthochwassers“ 2002 in die Elbe und zum Vergleich wurden die Ergebnisse von Hochwasseruntersuchungen der Jahre 1995, 1999, 2000 und 2003 sowie bei Niedrigwasser im Jahr 2003 herangezogen.

Während einer Hochwasserwelle laufen unterschiedliche Prozesse verschiedener Skalen kurzfristig nach- bzw. nebeneinander ab. Die Anwendung von häufig verwendeten Methoden der multivariaten Statistik kann zu Fehlinterpretationen führen, wenn qualitativ unterschiedliche Prozesse in einem Datensatz gleichberechtigt behandelt werden, wie z.B.

- Konzentrationserhöhung durch erosionsbedingte Resuspension von Buhnenfeldschwebstoffen bei beginnendem Wasserstandsanstieg;
- Verdünnung mit steigendem Wasserstand, wenn erodierbare Stoffe nicht mehr zur Verfügung stehen;
- erneute Konzentrationserhöhung durch Nachlieferung von erodiertem Materials aus den Stauhaltungen der Nebenflüsse oder dem Hinterland der Messstelle;
- erneute Verdünnung, wenn das nachgelieferte Material abtransportiert wurde und keine weitere Erosion mehr erfolgt.

Die wichtigsten Resultate in Bezug auf die Abhängigkeit der Schwermetallgehalte von den hydrologischen Bedingungen sind:

1. während des Augusthochwassers 2002 wurden ungewöhnlich hohe Konzentrationen an Kolloiden transportiert;
2. innerhalb der gemessenen Spurenmetalle stellen Arsen und Blei die Problemelemente des Augusthochwassers 2002 für den unterhalb der Messstelle Magdeburg gelegenen Gewässerabschnitt dar;
3. für den Unterlauf der Elbe sind Schwermetalleinträge aus der Saale bezogen auf die Elemente Cu, Hg, Ni, U und Zn von Bedeutung;
4. der Schwermetalltransport bei Hochwasser erfolgt elementspezifisch zeitlich und räumlich verschieden.

Die Ergebnisse offenbaren noch vorhandene Belastungen durch Schwermetalle und Arsen im Einzugsgebiet der Elbe. Hierbei handelt es sich um typische Bergbaubegleitelemente. Mit Einträgen aus Hinterlassenschaften des Altbergbaus ist auch bei künftigen Extremereignissen zu rechnen. Die hier praktizierte Messstrategie erlaubt es, für den Bereich der mittleren Elbe Hochwässer untereinander wissenschaftlich fundiert zu vergleichen. Dabei eröffnet die gleichzeitige Messung von Konzentration und Partikelgrößenverteilung des Schwebstoffes, gekoppelt mit der Bestimmung von gelösten und partikulären Schwermetallen, Möglichkeiten für ein besseres Verständnis über die interne Struktur einer Flutwelle.

3.5.3.5 Kontaminierte Feststoffe in Flussgebieten – Zwischenfazit

Aus der Zusammenschau dieses Kapitels kann man eine Reihe von Schlüsseldatensätzen erkennen, die bei künftigen Untersuchungen von kontaminierten Feststoffen im Flussgebietsmaßstab vorrangig berücksichtigt werden sollten. Die Erhebung dieser Daten und deren Qualitätsprüfung sollte im Kontext zu einem übergreifenden Konzept stehen, wie es beispielhaft in der Rheinstudie für den Hafen von Rotterdam (Heise et al. 2004; Abschn. 3.5.5) entwickelt und für die Elbestudie mit Modifikationen angewendet wurde (Abschn. 3.5.6).

Zielvorgaben für Immissionswerte

Die großen Flusshäfen wie Rotterdam und Hamburg besitzen vor allem im Hinblick auf die Sedimentqualität eine Scharnierfunktion im Einzugsgebiet-Küsten-Kontinuum (Salomons 2005). Es besteht deshalb ein umweltpolitischer Zusammenhang zwischen den Richtwerten, die z.B. für die Entscheidung „Landdeponie vs. Verklappung“ von Baggergut herangezogen werden, und den Zielvorgaben für Immissionswerte, mit denen längerfristig die Schadstoffeinträge aus dem Oberlauf reduziert werden sollen. Im Falle des Hafens von Rotterdam zeichnet es sich bereits ab, dass die „CTT“-Werte für eine Verklappung von Baggergut in der Nordsee auch die Messlatte für die Maßnahmen im Einzugsgebiet gemäß Artikel 16 WRRL (Strategien gegen die chemische Verschmutzung von Oberflächengewässern bis 2009) sein sollen. Für die Sedimente des Hamburger Hafens sind neben einem CTT-vergleichbaren Substanzspektrum noch spezielle Zielvorgaben für Dioxine erforderlich.

Sedimentprofile aus der Zielregion können unmittelbar ein Überschreiten von Zielvorgaben anzeigen. Voraussetzung für die Gewinnung auswertbarer Kernprofile ist eine relativ gleichmäßige Sedimentation. z.B. in Stillwasserbereichen (3.5.2.2; 3.5.3.7). Besonders geeignet sind datierbare Hochwasserlagen, in denen bevorzugt die Einträge von älteren und stärker kontaminierten Sedimenten bzw. Schwebstoffen aus dem Einzugsgebiet sichtbar werden. Mit typischen Substanzgemischen, Kongenerenmuster (z.B. Dioxine) und Isotopen (z.B. Bleiisotope) können sogar Rückschlüsse auf charakteristische Quellen und Teileinzugsgebiete gezogen werden. Außer Sedimentprofilen können auch Sinkstofffallen als zeitlich integrierende Nachweisinstrumente eingesetzt werden. Bei Sedimentuntersuchungen für Indikatorzwecke sind Korngrößenkorrekturen erforderlich (3.5.3.3).

Transmission – abflussabhängige Konzentrations- und Frachtdaten

Für die Erstbeurteilung des feststoffgetragenen Schadstofftransports können als qualitatives Kriterium die Kurvenverläufe von Wasserabfluss, Schwebstoff- und Schadstoffkonzentrationen aus einem flussgebietsübergreifenden Netz von Messstationen verglichen werden; besonders gut geeignet sind dafür die Datensätze von Hochwasserereignissen. Eine quantitative Bewertung ermöglicht die statistische Auswertung von Schadstofffrachtdaten in Abhängigkeit von den entsprechenden Wasserabflussdaten, letztere unterteilt in Jährlichkeitsstufen für Hochwasserereignisse.

nisse (HQ₁, HQ₅, HQ₁₀, HQ₅₀, HQ₁₀₀; siehe Abschn. 3.5.3.7). In der Rhein-Studie (Heise et al. 2004) wurde die Abschätzung der Risiken für den Hafen von Rotterdam auf der Grundlage solcher Datensätze, unter Berücksichtigung weiterer Kriterien wie der kritischen Sohlschubspannungen und den Verdünnungsfaktoren auf der Transportstrecke, vorgenommen.

In der Elbe sind die Verhältnisse wahrscheinlich komplizierter als im Rhein-“Schlauch“, u.a. wegen der Überflutungsmöglichkeiten und den Buhnenfeldern im Mittellauf dieses Flusses. Wichtig für die Gesamtbewertung sind auch quantitative Daten über Retentionsräume für kontaminierte Sedimente wie z.B. der Muldestausee. Die zeitlich und räumlich variablen Einträge aus dem Altbergbau in den Flussbereich der mittleren Elbe lassen sich durch die gleichzeitige Messung von Konzentration und Partikelgrößenverteilung der Schwebstoffe, gekoppelt mit der Bestimmung von gelösten und partikulären Schwermetallen, vorzugsweise bei extremen Abflussbedingungen, aufschlüsseln.

3.5.4 Konzept der Sedimentstudien von Rhein und Elbe

Die beiden Studien „Inventory of Historical Contaminated Sediment in the Rhine Basin and its Tributaries“ (Heise et al. 2004; 3.5.5) und „Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbebecken“ (Heise et al. 2005; 3.5.6) wurden von den jeweils mündungsnah liegenden Hafenbehörden in Rotterdam bzw. Hamburg in Auftrag gegeben. Beide Häfen müssen, um die notwendige nautische Tiefe im Hafen zu erhalten, jährlich Millionen Kubikmeter Sedimente baggern, deren Um- bzw. Verlagerung im Gewässer aufgrund ihrer Belastung mit organischen und an-organischen Stoffen zu einem erheblichen Anteil nicht möglich ist. Ablagerung in subaquatischen Depots wie dem „De Slufter“ bzw. die Behandlung kontaminierten Sedimente wie in der METHA-Anlage in Hamburg sind sehr kostenaufwendig. Da bekannt ist, dass sowohl in der Elbe als auch im Rhein ein wesentlicher Anteil der Kontamination von stromaufwärts gelegenen Gebieten eingetragen wird, müssen Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung in den Häfen Quellen (primär oder sekundär) im gesamten Einzugsgebiet berücksichtigen. Die Zielsetzung der beauftragten Studien war es, jene Regionen entlang des Rheins bzw. der Elbe und den entsprechenden Nebenflüssen zu identifizieren, die unter bestimmten Abflussbedingungen zur Quelle von flussabwärts transportiertem, kontaminiertem Material werden und dann zu einer Überschreitung bestehender Qualitätskriterien, die für das Sedimentmanagement von Bedeutung sind, führen können. Im Falle des Rheins wurden die identifizierten Regionen entsprechend des Risikos, das sie für stromabwärts gelegene Gebiete darstellen, klassifiziert.

Zusätzlich zu den bereits beschriebenen Unsicherheiten (3.5.3) musste hierbei mit Datenlücken umgegangen werden, da sich die Studien auf bereits erhobenes Informationsmaterial beschränken sollten. Um sich der Komplexität des Themas anzunähern und die getroffenen Schlussfolgerungen transparent zu halten, wurde ein drei-stufiges Konzept gewählt, wobei in jeder Stufe auf die Quantifizierung der Unsicherheit getroffener Aussagen Wert gelegt wurde:

(1) Identifizierung und Klassifizierung der für die Sedimente im Einzugsgebiet relevanten Kontaminanten („Substances of Concern“)

Jedes Flusswassereinzugsgebiet weist auf Grund seiner geologischen und geografischen Situation sowie seiner industriellen und sozioökonomischen Entwicklung ein Muster unterschiedlichster Stoffe auf, die sich negativ auf das Ökosystem auswirken können und dementsprechend in ihrem maximal erlaubten Konzentrationen reglementiert sind. In der ersten Stufe zur Bewertung der Qualität von Sedimenten wurden daher jene einzugsgebietsspezifischen Schadstoffe als „*Substances of Concern*“ identifiziert, die über den Hauptstrom transportiert werden und die das Potenzial haben, sich in Stillwasserzonen in einem Maße anzureichern, dass entsprechende Sedimentqualitätskriterien überschritten werden.

Die Sedimentqualitätskriterien, die zur Risikobewertung der Rheinsedimente herangezogen wurden, basierten auf dem niederländischen CTT-System („*Chemistry Toxicity Test*“). Dieses gibt die Grenzwerte für Schadstoffe in Hafensedimenten Rotterdams an, bei deren Überschreitung eine Verbringung von Baggergut in die Nordsee nicht mehr erlaubt und stattdessen eine teure Deponierung durchzuführen ist.

Im Falle der Elbestudie waren die Sedimentqualitätskriterien, die zur Bewertung herangezogen wurden, die Zielvorgaben der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe) aus dem Jahr 2000. Das Substanzspektrum ist vergleichbar mit der CTT-Auswahl von Rotterdam; allerdings fehlt bislang eine Zielvorgabe für die Elbe-typischen Dioxine.

Um die Bedeutung der Oberlaufeinträge der in den Kriterien erfassten Substanzen zu ermitteln, wurden Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen direkt stromaufwärts der Hafengebiete betrachtet und ermittelt, welche Schadstoffe wiederholt die entsprechenden Grenzwerte überschritten. Diese Schadstoffe wurden als „*Substances of Concern*“ definiert. Entsprechend der chemischen Charakteristika wie Persistenz, Sediment/Water-Verteilung und (Bio)Anreicherungspotential sowie Einstufung in eine prioritäre Stoffklasse durch die Wasserrahmenrichtlinie bzw. die UNEP wurden diese kritischen Substanzen zwei Klassen mit ansteigendem Gefahrenpotenzial zugeordnet: Klasse 1 mit Schwermetallen wie Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink, mit γ -HCH und TBT; Klasse 2 mit den besonders gefährlichen Stoffen Cadmium, Quecksilber, der Summe DDT+DDD+ DDE, Dioxinen und Furanen, HCB, PCB und PAK.

Im Unterschied zum Rhein wurde bei der Elbe Arsen als bergbautypisches Element in die (niedrigere) Gefahrenklasse 1 aufgenommen.

(2) Identifizierung der belasteten Gebiete und Klassifizierung entsprechend des Ausmaßes der Belastung („*Areas of Concern*“)

Ausgehend von den identifizierten *Substances of Concern* wurden in einem nächsten Schritt die „*Areas of Concern*“ beschrieben, d.h. es wird nach solchen Regionen gesucht, die im Gesamteinzugsgebiet eine hohe Kontamination durch die betreffenden Substanzen aufweisen und im Falle eines worst-case Szenarios (vollständige Resuspension der Sedimente, Transport stromabwärts, Ablagerung im

Hafenbereich) zu einer Überschreitung der Sedimentqualitätskriterien in den Hafengebieten führen könnten.

Aufgrund der Unsicherheiten bei der Datenerhebung wurden bei der Ausweitung eines Gebietes X als *Area of Concern* folgende Informationen herangezogen:

- a.) Höhe der Überschreitung der Sedimentkriterien im Gebiet X
- b.) Anzahl der Schadstoffe, die diese Sedimentkriterien überschreiten
- c.) Anzahl der Messungen, die diese Daten belegen
- d.) zeitliche Trends, die aus den Daten ablesbar sind.

Am Rhein wurden über einen Zeitraum von 10 Jahren erhobene Sedimentdaten zur Ausweisung der Areas of Concern herangezogen. Im Elbeeeeinzugsgebiet wurden folgende *Prüflinien* („Lines of Evidence“) als Indizien zur Eingrenzung der Gebiete herangezogen:

1. *Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente seit 1996*. Hierbei wurde Material untersucht, das innerhalb eines Monats sedimentiert war. Die Kontamination der Monatsmischproben wurde über das Jahr gemittelt und diente dem Nachweis des Transports und Eintrags belasteten Materials durch bzw. in eine bestimmtes Gebiet.

Die Sedimentkontamination an Stationen entlang des Längsprofils der Elbe, beispielhaft dargestellt für ein Jahr. Da Sedimentproben und schwebstoffbürtige Sedimente unterschiedliche Aussagen liefern können, wurden die Sedimentbetrachtungen als zweite Prüflinie („line of evidence“) angesehen.

2. *Die Variabilität gemessener Daten an ausgesuchten Stationen*: In einer dritten Prüflinie wurden ausgewählte Daten der Bundesanstalt für Gewässerkunde zur mehrjährigen Variabilität gemessener Schadstoff-Konzentrationen in Sedimenten herangezogen, um zu überprüfen, inwiefern trotz möglicherweise hoch-variabler Schadstofferfassungen Trends zu identifizieren sind.

Als vierte Prüflinie, die auf die Existenz einer „*Area of Concern*“ mit einem bestimmten Schadstoffmuster hinwies, wurde nach einer vorläufigen Ausweisung eines Gebietes nach möglicherweise verantwortlichen Quellen für die Kontamination gesucht.

Als Quellen kamen hier in Betracht:

- a. *Rezente stationäre Quellen*, d.h. noch heute auftretende Emissionen aus Industriebetrieben, kommunalen Abwässern etc. Hierbei wurde auf Kenntnisse über die Applikation der relevanten Substanzen sowie auf Informationen über noch bestehende industrielle Anlagen und bekannte Emissionsdaten zurückgegriffen.
- b. *Historische stationäre Quellen*: Hierunter fallen Emissionen, die in der Vergangenheit zur lokalen Kontamination von Böden und Sedimenten führten und infolge von Erosionsprozessen im Einzugsgebiet flussabwärts transportiert werden. Hinweise auf frühere industrielle Aktivitäten oder Applikationen der relevanten Substanzen wurden hierzu herangezogen.
- c. *Diffuse Quellen*: Hierbei handelt es sich z.B. um atmosphärische Einträge, Straßenabläufe und großflächige Erosionsvorgänge. In Abhängigkeit von der Anwendungsart der Substanz und ihrer chemischen Eigenschaften waren mög-

licherweise Schlüsse auf potenzielle emissionsrelevante Gebiete zu ziehen (z.B. landwirtschaftlich genutzte Gebiete bei Pestiziden).

Ein betrachtetes Gebiet wird für einen bestimmten Stoff dann zur „Area of Concern“, wenn eine signifikante Überschreitung der Zielvorgaben durch die betreffende „Substance of Concern“ auftritt. Als signifikant galt in der Elbestudie eine Überschreitung, wenn mindestens 50% der erhobenen Jahresmittelwerte über der Zielvorgabe der Elbe aus dem Jahr 2000 lagen.

(3) Bewertung dieser Gebiete bezüglich des Risikos, das von ihnen für das Flusseinzugsgebiet ausgeht (Areas of Risk)

Für die Risikobewertung sind theoretisch folgende Parameter zu berücksichtigen (Babut et al. 2006):

- *Lage der kontaminierten Fläche/der Emission in Bezug auf das Einzugsgebiet.* Dieser Parameter zielt darauf ab, dass theoretisch ein stromaufwärts gelegenes Gebiet bei starker Verschmutzung das Potenzial hat, umfangreiche Teile des Flussgebietes stromabwärts zu beeinträchtigen. Neben der Lage im Flussgebiet muss hierbei jedoch berücksichtigt werden, inwieweit Verdünnungsprozesse durch Abflüsse von Haupt- und Nebenflüssen auftreten, die dieses Risiko verringern.
- *Ausmaß der Kontamination.* Die Höhe der Kontamination, verglichen mit den Zielvorgaben des im Flussgebiet geltenden Klassifizierungssystems, sowie die Anzahl der Kontaminanten, die über der Zielvorgabe liegen, bestimmen zum einen das Gefahrenpotenzial eines Gebietes, zum anderen werden diese Informationen verwendet werden, um die Sicherheit einer gemachten Aussage abzuschätzen.
- *Stabilität des Sedimentes.* Abschätzungen der Sedimentstabilität sind aufwendig, mit relativ hoher Unsicherheit behaftet und wenig verfügbar. Wo keine Daten über kritische Sohlschubspannungen im Vergleich zu natürlicherweise auftretenden Scherkräften verfügbar sind, muss daher indirekt durch Frachtberechnungen bei unterschiedlichen Abflüssen (z.B. Hochwassersituationen) und über Kontaminationsmuster auf Resuspensionseignisse geschlossen werden.
- *Volumen des kontaminierten Materials.* Je höher das Volumen, je höher die mögliche Einflussnahme auf Gebiete, in die es verdriftet wird.

Das Risiko ergibt sich aus der Verknüpfung dieser Faktoren. Kein einzelner Parameter ist allein risikobestimmend. Eine hohe Kontamination, die nur ein kleines Sedimentvolumen betrifft, stellt eine geringere Gefahr dar als eine weitläufige hohe Kontamination. Wenn jedoch letztere in einem sehr erosionsstabilen Gebiet liegt, während das kleinere Volumen beständig resuspendiert wird, ergibt sich eine andere Risikoverteilung.

Bestimmend für das Risiko ist in jedem Falle die Tatsache, dass ein Transport stattfindet. Im Falle von Rhein und Elbe geht das Risiko in hohem Maße von historisch bedingten Kontaminationen aus, die über verschiedene Emissionswege in die Flüsse eingetragen und aufgrund unterschiedlicher Prozesse transportiert werden können (Abb. 3.5-3).

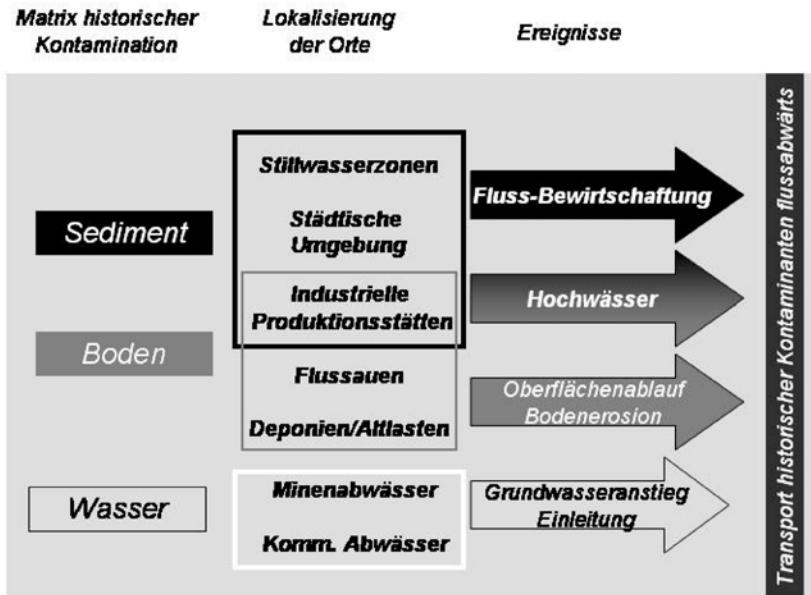


Abb. 3.5-3 Emissionswege und Prozesse des flussabwärts gerichteten Transports historischer Sedimentkontamination.

- *Frachtbetrachtungen* können diese unterschiedlichen Parameter bis zu einem gewissen Grad integrieren. Auch Korrelationen zwischen Konzentrationserhöhungen der Kontaminationen suspendierten Materials und Flutereignissen geben Hinweise auf mögliche Resuspensionen. Ebenso können Vergleiche von experimentell gemessenen kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten und natürlich auftretenden Sohlschubspannungen hilfreich sein, um die Erodierbarkeit eines Gebietes abschätzen zu können.

2.5.5 Ausgewählte Ergebnisse der Rheinstudie – POR III

Tabelle 3.5.-3 gibt die im Rheingebiet identifizierten „Areas of Concern“ wieder, sowie ihre charakteristischen „Substances of Concern“. Aus der Anzahl der Substanzen, die die Sedimentkriterien überschritten, der Häufigkeit, mit der sie überschritten wurden, der Anzahl der verfügbaren Daten, die die Sicherheit der Aussage verstärkten, sowie der (historischen) Existenz von potentiellen Quellen, die die Glaubwürdigkeit der Aussage untermauerten, ergab sich die Klassifizierung der Areas of Concern, wie sie in Abb. 3.5-4 dargestellt ist.

Tabelle 3.5-3: Areas of Concern im Rheineinzugsgebiet und ihre charakteristischen „substances of concern“ (X) sowie deren Gefährdungsklassen („H.C.“). nd = nicht bestimmt oder nur Einzeldaten für organische Substanzen.

										DDT	Sum						
			Areas of concern	H.C.	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	DDD	Dioxin	HCB	Sum PAK	Sum PCB	TBT
												DDE	Furan				
Hoch und Ober-Rhein	Barrages	3					X				X		X		X	X	
Ober- und Mittel-Rhein	Harbors e.g. Loreley	1-3					X				X		X				
Nieder-Rhein	Duisburg-Hafen	1-3	X	X				X	X				X				
	Häfen und Kuhlen	3	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X	
Nebenflüsse	Neckar	1	X		X											X	
	Main	3	X		X							nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Mosel	2-3		X	X	X	X	X				nd	nd	nd	nd	X	nd
	Emscher	3													X	X	
	Wupper	3	X	X	X	X	X	X	X								
	Ruhr	3	X		X		X							X	X		
	Erft	3	X			X	X	X		nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd
	Lippe	2											X			X	

Für die Betrachtung des Risikos konnten die in Frage kommenden, zahlreichen „Areas of Concern“ unter Berücksichtigung aller zur Verfügung stehender Informationen zu transportierten Frachten und Konzentrationen sowie zur Erodierbarkeit der Sedimente auf wenige „Areas of Risk“ eingegrenzt werden. Dieses waren zum einen das Ruhrgebiet unter Hochwasserbedingungen, die einem Jahrhundertereignis entsprechen, zum anderen das Oberrheingebiet selbst bereits bei Fluten mit jährlicher Wiederkehrwahrscheinlichkeit. Sedimente in diesem Gebiet mit der höchsten Priorität wiesen eine hohe HCB-Belastung auf, die auf direkte industrielle HCB-Einleitungen bis in die 80er Jahre hinein durch die Firma Dynamit Nobel zurückzuführen ist (Tabelle 3.5-4).

Tabelle 3.5-4: Ableitung von Risiken für den Hafen Rotterdam durch einzelne „Areas of Concern“ auf der Basis von Einzelindikationen (HQ_x Häufigkeit des Abflussereignisses in X Jahren; BAU – normale Abflussbedingungen [Business as usual]; n.n. nicht nachweisbar; +/- kein offensichtlicher Effekt, + kleiner Effekt, ++ signifikanter Effekt, +++ großer Effekt)

Gebiet / Substanz	Indikation von Resuspendierungen			Risiko Hafen Rotterdam
	Abfluss ²	Erosions-potenzial	Frach-zunahme	
Ruhr				
<i>Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs)</i>	BAU	+		n. n.
	HQ_{10}	++	+	vorhanden
	HQ_{100}	+++	(HQ_1)	hoch
Staustufen des Hohen und Oberrheins				
<i>Hexachlorbenzol (HCB)</i>	BAU	+/-	+	vorhanden
	$>HQ_1$	+	+++	hoch
	$>HQ_{10}$	++		hoch
	$>HQ_{50}$	+++		hoch

Die HCB-Problematik des Rheins

Das Ergebnis dieser Studie fiel zeitlich zusammen mit den Plänen der Wasserschifffahrtsverwaltung des Landes Baden-Württemberg, ca. 300.000 m³ des HCB-kontaminierten Materials, das sich in der nördlichsten Staustufe Iffezheim abgelagert hatte, über den Damm in den Rhein zu verspülen. Dies wurde als einzige Möglichkeit gesehen, die Sicherheit des Dammes zu gewährleisten, nachdem die Kapazität bisher genutzter Lagerstätten ausgeschöpft war. Die Ergebnisse der Rheinstudie fundierten die Befürchtungen der Hafenbehörde Rotterdam, diese Verspülungen würden zu einer Verschlechterung der Sedimentqualität im Hafen-gebiet und damit zu finanziellen Mehraufwendungen bei Entsorgung des Bagger-guts führen. Obwohl deutsche Behörden nach einem umfangreichen Beweissiche-rungsverfahren die Verspülung von mehreren 100.000 m³ als unbedenklich einstuften (Breitung 2005), wurde die Maßnahme aufgrund stark unterschiedlicher HCB-Werte, teilweise über dem Grenzwert, nach der ersten Phase gestoppt (IKSR Umweltverbände Rundbrief, Ausgabe 1, November 2005). Umstrittene Vorgaben im Set-up des Monitoring sowie in der Interpretation der erhaltenen Werte betreffen u.a. das Adsorptionsverhalten von HCB und entsprechend die Korngröße des Materials, das beprobt werden sollte (entsprechend die Wassertiefe der Probennahme), als auch die Auswahl der ökotoxikologischen Tests, die sich trotz der hohen Adsorptionsfähigkeit von HCB auf die Wasserphase beschränkten.

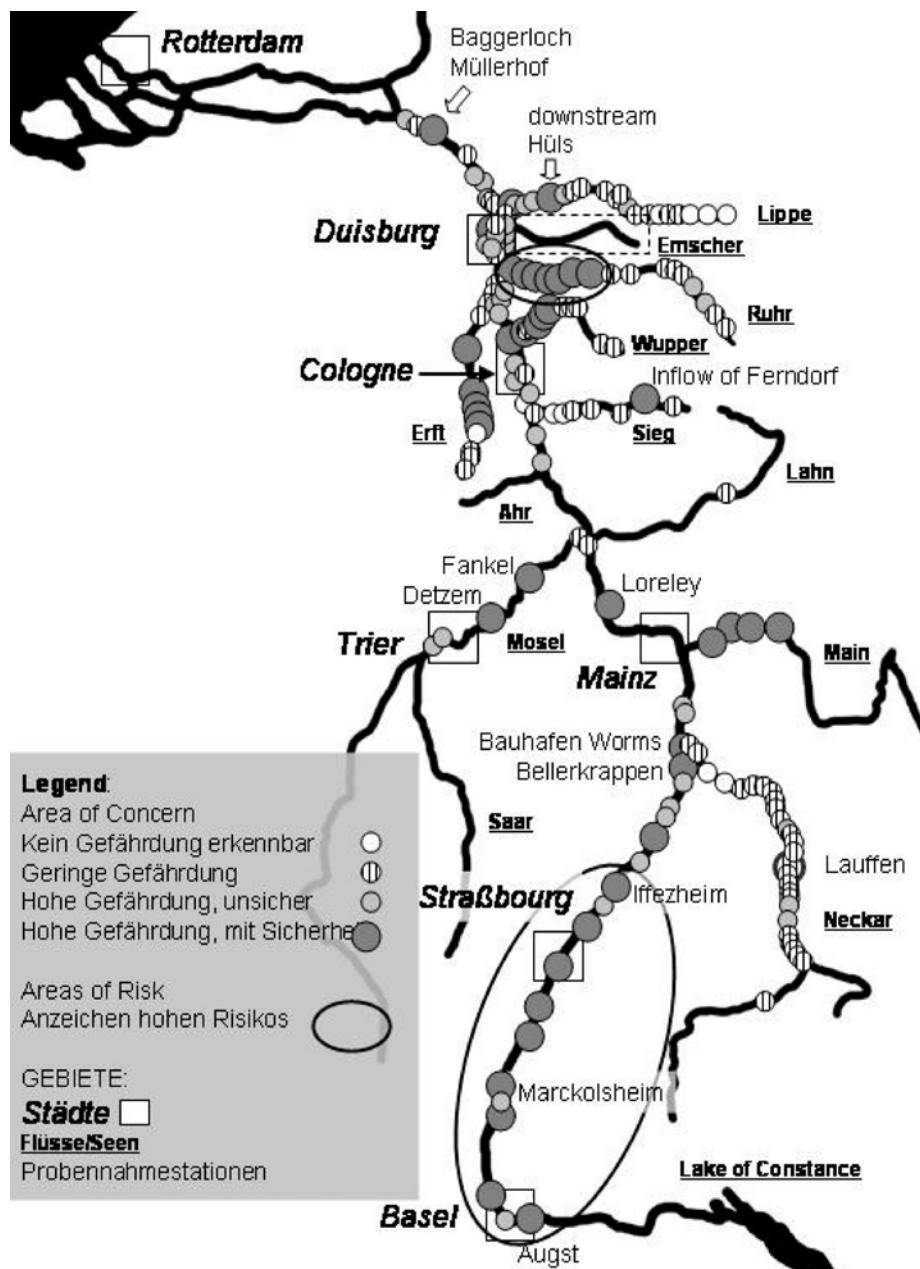


Abb. 3.5-4 Areas of Concern und Areas of High Risk im Rheineinzugsgebiet.

3.5.6 Ausgewählte Ergebnisse der Elbestudie – HPA

Die Situation der Elbe in Bezug auf kontaminierte Sedimente ist komplexer als im Rhein: Die Sedimentkontaminationen sind höher und sie röhren zu einem großen Teil von den Industrieproduktionen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR her, so dass hier juristische Personen für die Einbringung der Schadstoffe in die Umwelt rechtlich und finanziell nicht zur Verantwortung gezogen werden können.

Um eine wissenschaftlich fundierte Basis für eine gezielte Zusammenarbeit deutscher Behörden zu schaffen mit dem Ziel, diese heute vorliegende Altlast-problematik mit potentiellen Auswirkungen auf das gesamte Elbe-einzugsgebiet gemeinsam anzugehen, wurde die Elbestudie zur Ermittlung der „Areas of Concern“ von der Hamburg Port Authority beauftragt.

In einem ersten Schritt wurden hierbei ähnlich wie in der Rheinstudie die „Substances of Concern“ bestimmt:

- 1) Abschätzung der Umweltrelevanz der Schadstoffe für das Elbe-einzugsgebiet aufgrund der Persistenz, Adsorption, Bioakkumulation und Einstufung in eine prioritäre Stoffklasse durch Wasserrahmenrichtlinie bzw. UNEP. Diskutiert wurden die Schadstoffe, die in der ARGE-Elbe- Klassifikation erfasst sind, sowie für Sedimente relevante Stoffe aus der Wasserrahmenrichtline und weitere, bereits als Schadstoffe identifizierte Substanzen mit Relevanz für das Einzugsgebiet.
- 2) Abschätzung der quantitativen Relevanz als Schadstoff im Elbe-einzugsgebiet mit Bezug auf das Sedimentationsgebiet Hamburg.

Die Auswahl der *Substances of Concern* wurde getroffen auf der Basis der Toxizität und der Überschreitung der Zielvorgaben in Sedimenten und Schwebstoffen. Entsprechend der Zielsetzung der Studie wurde die Schadstoffsituation im Hamburger Hafen als Basis für die Identifizierung der für die Elbe relevanten Stoffe genommen. Da auch im Hafen selbst Emissionen zu erwarten sind, wurde aufgrund bestehender Analysen von Schwebstoffproben stromaufwärts von Hamburg, im Gebiet des Hamburger Hafens, sowie stromabwärts des Hafens abgeschätzt, welche Stoffe mit dem Oberstrom eingetragen werden, und welche Substanzen ausschließlich in Hamburg einen Belastungsschwerpunkt aufweisen. Im Rahmen der sich anschließenden Untersuchung der Schadstoffquellen sollten jene Emissionen identifiziert werden, die im Hafen zur Gesamtbelastung beitragen und die ihrerseits die Qualität der Tideelbe beeinflussen können.

Aus diesen Untersuchungen ergab sich, dass TBT ist der einzige Schadstoff zu sein scheint, dessen *Hauptquelle* im Hamburger Hafen liegt, da seine Konzentration mit Annäherung an das Hafengebiet zunimmt. An der flussabwärts vom Hafen gelegenen Mess-Station Seemannshöft zeigte sich trotz der Verdünnungsprozesse durch mit dem Flutstrom eingetragene, wenig belastete marine Sedimente eine ständige Überschreitung der Zielvorgabe. TBT wurde entsprechend als *Substance of Concern* mit hoher Relevanz im Bereich der Tideelbe identifiziert und der Hamburger Hafen als *Area of Concern* für TBT ausgewiesen. Für die anderen Schadstoffe wurde nach einer Quelle bzw. nach Belastungsstandorten im

Oberstrom gesucht, von denen die Kontamination der fluviatilen Schwebstoffe herrühren könnte.

Auf der Basis der Daten aus schwebstoffbürtigen Sedimenten, Oberflächensedimenten und der Variabilität der Sedimentproben wurden anschließend folgende Belastungsstandorte als „Areas of Concern“ identifiziert:

1. Die Region des Tschechischen Elbeinzugsgebiets von Valy bis zum Moldauzufluss mit Bezug auf Cadmium, PCB und PAKs (in geringerem Maße auch Quecksilber).
2. Das Einzugsgebiet der Moldau in Bezug auf PCB, PAKs (in geringerem Maße auch Cadmium)
3. Das Gebiet um Decin, möglicherweise in der Bilina im Tschechischen Elbeinzugsgebiet mit Bezug auf Quecksilber, DDT und HCB. Nicht auszuschließen sind hier PCB und PAK-Einträge, deren erhöhte Konzentration hier aber auch eine Folge des Eintrags von stromaufwärts sein können.
4. Das Gebiet um Schmilka mit Bezug auf PCB und HCB, in geringerem Maße von Cadmium, Quecksilber und DDT und PAKs sowie das Gebiet um Zehren und Dommitzsch in Bezug auf HCB. Da sich beide Gebiete in das Kontaminationsmuster stromaufwärts einpassen, muss hier untersucht werden, ob tatsächlich regionale Quellen vorhanden sind.
5. Einzugsgebiet der Schwarzen Elster mit relativ geringen Belastungen an Cadmium und Zink.
6. Das Einzugsgebiet der Mulde mit Bezug auf Arsen, Cadmium, Quecksilber, Zink, HCH, DDT, PAKs und TeBT (in geringerem Maße auch Blei, HCB und TBT) und Dioxine.
7. Die Saale mit Bezug auf Cadmium und Quecksilber (sowie in geringerem Maße von Zink) und PAKs.
8. Die Region flussabwärts von Magdeburg bis Bunthaus mit Bezug auf Cadmium, Quecksilber, Zink, PAK und HCB.
9. Das Hamburger Gebiet zwischen Bunthaus und Seemannshöft mit Bezug auf TBT, Dioxin, und in geringerem Maße Cadmium und Quecksilber.

Mit wenigen Ausnahmen konnten allen *Areas of Concern* Quellen, meist historischer Art, zugeordnet werden, die die hohen Konzentrationen der *Substances of Concern* erklären konnten. In den großen Gebieten von Decin bis zur Einmündung der Schwarzen Elster, sowie zwischen Schnackenburg und Geesthacht jedoch waren keine in Frage kommenden Quellen zu verzeichnen. Hohe Schadstoffkonzentrationen hier müssen z.Zt. auf den Eintrag kontaminierten Materials mit dem Oberstrom zurückgeführt werden.

Dass von diesen „Areas of Concern“ aber noch nicht auf ein bestehendes Risiko für das Elbeinzugsgebiet geschlossen werden kann, zeigen die folgenden Abbildungen: Abb. 3.5-5 gibt die Konzentration von Arsen und HCH in schwebstoffbürtigen Sedimenten entlang des Elbe-Verlaufs wieder. Bei beiden Schadstoffen zeigt sich der Schwerpunkt der Kontamination eindeutig im Bereich der Mündung der Mulde in die Elbe.

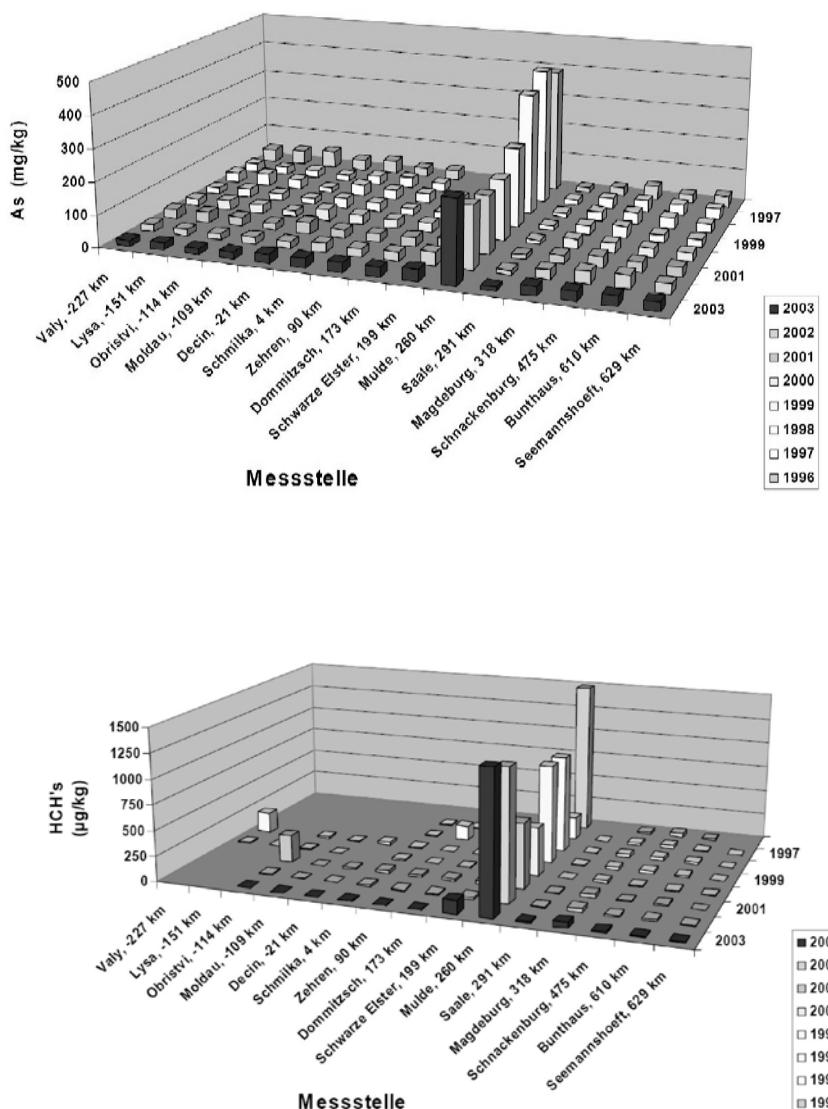


Abb. 3.5-5 Arsen (oben) und HCH-Gehalte (unten) in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe) (aus Heise et al. 2005).

Eine Betrachtung der flussabwärts transportierten Frachten zeigt jedoch ein anderes Bild (Abbildung 3.5-6). Frachten, berechnet aus dem Durchfluss an festgelegten Querprofilen, der Schwebstoffkonzentration im Wasser und der Schadstoffkonzentration in frisch sedimentiertem Material, geben Aufschluss über potenzielle Transporte und Verfrachtungen von Material stromabwärts.

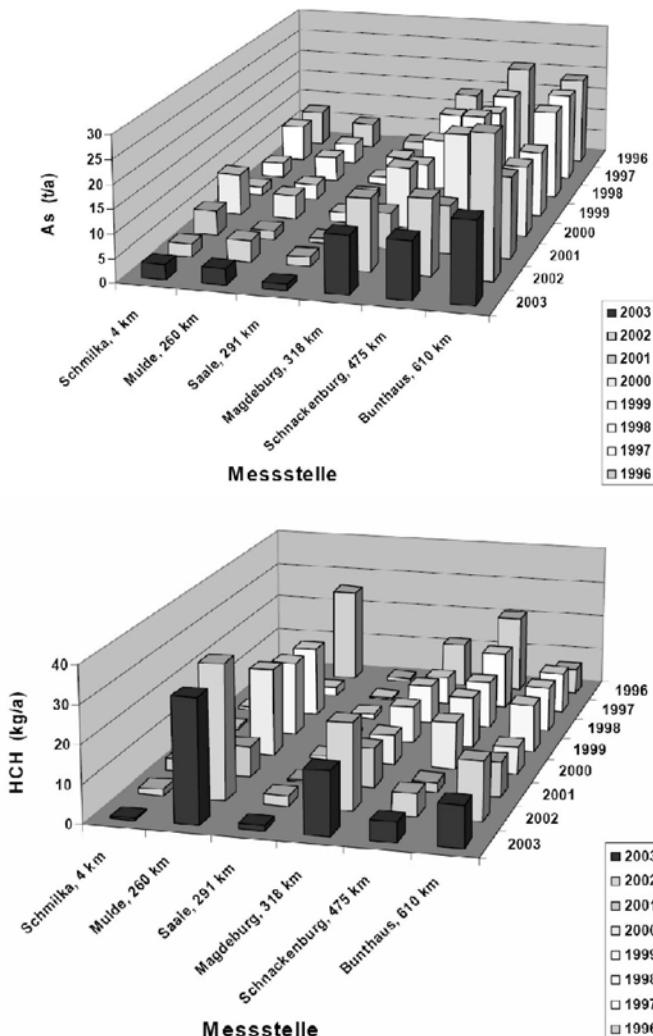


Abb. 3.5-6 Arsen (oben) und HCH-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe) (aus Heise et al. 2005).

Die Frachtenberechnung wies im Falle von HCH die bereits identifizierte *Area of Concern*, die Mulde, als Hauptbeitragende aus, wobei sich die eingetragene HCH-Fracht flussabwärts auch bei der nächsten, am Hauptstrom erfassten Station in Magdeburg wieder findet. Der Transport durch Arsen ist dagegen differenzierter zu betrachten: Die Arsenfracht, die von stromaufwärts des Muldezuflusses in der Elbe transportiert wird, ist fast ebenso hoch wie der Eintrag durch die Mulde.

Der Grund hierfür liegt u.a. in der unterschiedlichen Schwebstoffführung der Gewässer: Der Schwebstoffgehalt der Mulde ist durch den Rückhalt im Muldestausee sehr gering. Hohe Konzentrationen von Arsen in den Schwebstoffen haben daher für das Gesamtrisiko in der Elbe eine möglicherweise gleich hohe Bedeutung wie eine deutlich geringere Konzentration des Schadstoffes in einem höheren Schwebstoffvolumen.

An dieser Stelle ist es wichtig, zu betonen, dass die hier wiedergegebenen Frachtberechnungen aufgrund methodenspezifischer Messungenauigkeiten nur als erster Hinweis auf „*Areas of Risk*“ im Einzugsgebiet gelten. Bevor eine fundierte Aussage über die unterschiedlichen Beiträge von Regionen zum Gesamtrisiko eines Flusses mit dem Ziel gemacht werden kann, solche Orte zu identifizieren, an denen Managementmaßnahmen für eine Verbesserung der Sediment- und damit Wasserqualität am effektivsten durchgeführt werden können, müssen Informationen über Erosionsereignisse, Resuspensionen und Transporte in Abhängigkeit unterschiedlicher Abflussszenarien als weitere Prüflinien analysiert werden.

Stützen die Aussagen verschiedener Prüflinien von einander unabhängig die Beurteilung einer bestehenden Situation bzw. eines bestimmten Gebietes, erhöht dies die Sicherheit, mit der die entsprechende Schlussfolgerung getroffen werden kann. Ein solcher „*Weight of Evidence*“-Ansatz ist bei den mit den verschiedenen Informationen verbundenen Unzulänglichkeiten (methodische Unsicherheiten, natürliche Variabilitäten, unzureichende Datenlage, siehe Kapitel 3.5.3.) und den möglichen finanziellen und ökologischen Folgen solcher Studien unerlässlich.

Der Beitrag 3.5.4. „Konzepte der Sedimentstudien von Rhein und Elbe“ von **Dr. Susanne Heise** basiert auf 2 Studien, die federführend vom „Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement“ (BIS), einer Kooperation zwischen der TUHH und der TuTech Innovation GmbH, in den Jahren 2004 und 2005 durchgeführt wurden. Anlass für die Fokussierung der finanziierenden Hafenbehörden auf die Einträge von Kontaminanten aus oberstromigen Gebieten war zum einen Wegfall der industriellen Emittenten in den Einzugsgebieten über die letzten Jahrzehnte und damit die Zunahme der relativen Bedeutung von historischen Altlasten, zum anderen im Falle von Hamburg die absolute Zunahme von Baggergut seit 1999. Susanne Heise beschäftigt sich seit 1990 intensiv mit Umweltaspekten mariner und Süßwassersedimente. Nach der Bearbeitung von wissenschaftlichen Projekten in Kiel (IFM), Warnemünde (IOW) und Hamburg (TUHH) ist sie seit 2002 als Projektleiterin des BIS an der Schnittstelle von Forschung und Anwendung tätig. Sie ist Mitglied der Steering Group des Europäischen Sedimentnetzwerkes SedNet (www.sednet.org) und leitete von 2002 bis 2004 die SedNet-Arbeitsgruppe „Risk Management and Communication“.

3.6 Integrierte Untersuchungen in Böden, Grundwässern, Sedimenten und Flüssen: Anwendungen vom EU-Projekt AquaTerra

3.6.1 Einleitung

Über das Verhalten von organischen und anorganischen Schadstoffen in Böden, Gewässern und Sedimenten gibt es zwar viele Einzeluntersuchungen, eine Gesamteinschätzung ihres Umweltverhaltens ist jedoch bisher wenig geklärt. Dies ist vor allem der Fall, wenn größere Skalen, wie zum Beispiel Flusseinzugsgebiete, bearbeitet werden. Hier sorgt mangelnde Kenntnis über Eintragspfade, Sorption und Abbau von Schadstoffen für Unsicherheiten bei Gefährdungsabschätzungen. Dies verdeutlicht, dass integrierende Untersuchungsansätze des Systems Boden-Grundwasser-Sediment-Oberflächengewässer zunehmend wichtiger werden. Diese verschiedenen Kompartimente mit ihren Interaktionen sollten in Bezug auf Schadstoffverhalten sowohl auf hochauflösenden Skalen im Labor als auch auf größeren Maßstäben von ganzen Flusseinzugsgebieten untersucht werden. Dies trägt dazu bei, das Verhalten von Schadstoffen in seiner Gesamtheit besser zu verstehen. Hierzu zählen Einträge durch flächenhafte Aufbringung oder atmosphärische Depositionen, Speicherung, Umsetzung und Mobilität im Boden sowie der Transport ins und im Grundwasser und schließlich Interaktionen von Schadstoffen zwischen Sedimenten und Oberflächengewässern. Dabei sind auch Rückkopplungen möglich, wie bspw. Ablagerungen von sedimentbürtigen Schadstoffen in Auesedimenten als Folge von Flutereignissen. Solche Prozesse sollten in diese integrierte Betrachtungsweisen auch mit einbezogen werden.

Untersuchungen dieser Art werden im EU-Projekt AquaTerra vorgenommen. Hauptziel des Projektes ist es, das Prozessverständnis zu Umsetzung, Speicherung und Transport von Schadstoffen im System Boden-Grundwasser-Sediment und Flüssen zu verbessern, um Wissenslücken zum Schadstoffverhalten mit integrativen Untersuchungsansätzen zu schließen. Um den verschiedenen Teilgebieten gerecht zu werden, ist das Projekt in verschiedene Unterprojekte eingeteilt, die aufeinander aufbauen (Abb. 3.6-1). Die in AquaTerra durchgeführten Untersuchungen reichen von eindimensionalen Laborsäulenversuchen bis hin zu großskaligen Bewertungen von Schadstofffrachten auf Einzugsgebietsmaßstab. Auswertungen verschiedener Klimamodelle erlauben es weiterhin, die Ergebnisse im Hinblick auf Klimawandel zu interpretieren. Numerische Modelle, die verschiedene biogeochemische und bodenspezifische Daten berücksichtigen, sollen es weiterhin ermöglichen, Trends hinsichtlich der nachteiligen Veränderung von Bodenfunktionen und des Schadstofftransports vorherzusehen.

In AquaTerra wurden bereits im ersten Projektjahr über 1700 Wasser-, Boden und Sedimentproben gesammelt (Abb. 3.6-2) und ausgewertet. Neben Ausbau der Labor- und Geländeanalytik wurden erste Modellrechnungen zu Schadstoffverteilungen in Teileinzugsgebieten des Ebro, der Maas und der Elbe durchgeführt.

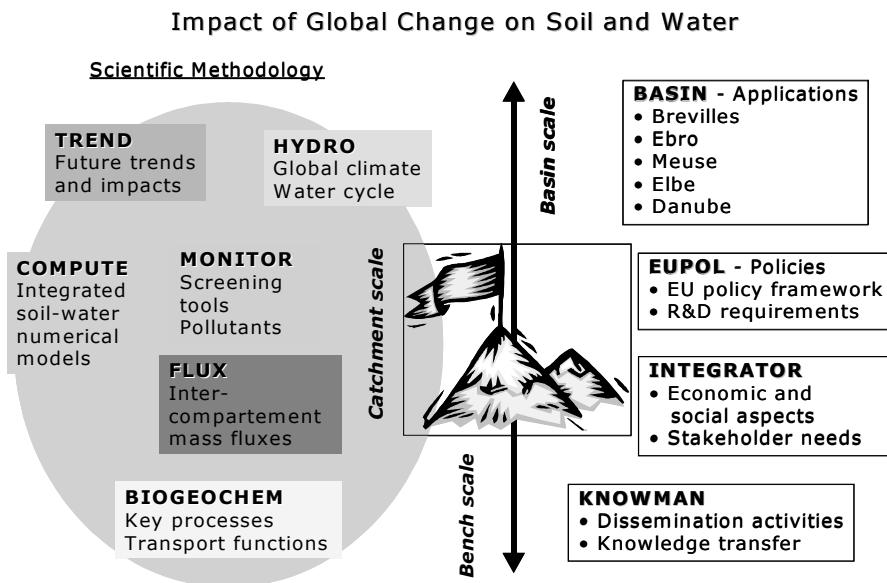


Abb. 3.6-1 Struktur und Zusammenhang der verschiedenen Unterprojekte von AquaTerra.

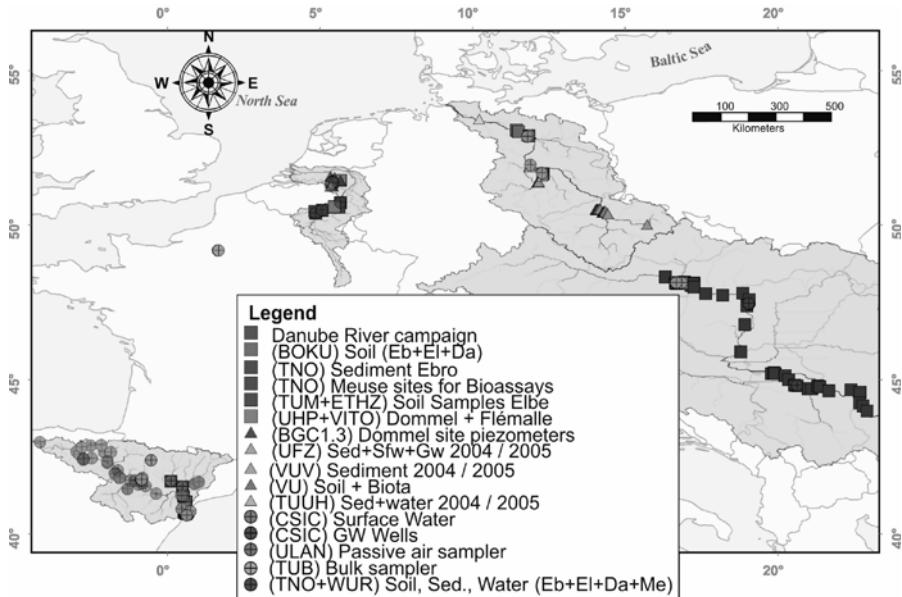


Abb. 3.6.2 Zusammenfassung der Geländearbeiten in den vier AquaTerra-Flusseinzugsgebieten des Ebro, der Donau, der Elbe und der Maas und dem Französischen Quelleinzugsgebiet Brévilles.

Erste Forschungsergebnisse von AquaTerra wurden auch im Rahmen der „ConSoil“ Konferenz im Oktober 2005 in Bordeaux vorgestellt. Weitere, aktuelle Informationen zum Projekt finden sich unter <http://www.eu-aquaterra.de/> sowie in Barth & Fowler (2005) und Barth & Grathwohl (2005).

Aufgrund niedriger Konzentrationen sind Untersuchungen auf verschiedenen Skalen oft problematisch, da Schadstoffe häufig unter der Nachweigrenze der Analytik liegen. Weiterhin sind Probenahmen zu bestimmten Zeitpunkten oft wenig aussagekräftig, wenn das Schadstoffverhalten über längere Zeiträume betrachtet werden soll. Wegen extremer Messwerte kann zum Beispiel die Schadstofffracht über- oder unterschätzt werden. Abhilfe hierzu können häufigere Probenahmen oder integrierende Probenahmegeräte verschaffen, welche die Schadstoffe über längere Zeiträume akkumulieren. Im Folgenden werden integrative Messmethoden beschrieben, die zum Teil auch im EU-Projekt AquaTerra eingesetzt und weiterentwickelt werden.

3.6.2 Zeitlich integrierende Messmethoden aus den Unterprojekten FLUX und BIOGEOCHEM

In jüngerer Zeit werden in Umweltbeobachtungsprogrammen verstärkt zeitlich integrierende Probenahmesysteme eingesetzt. Ihr Vorteil besteht darin, dass die Nachweigrenzen der zu untersuchenden Substanzen durch die Akkumulation der Schadstoffe über Zeiträume von Tagen bis Wochen auf einem geeigneten Adsorber deutlich verbessert werden können. Des Weiteren liefern diese Systeme langfristige Mittelwerte zu Konzentrationen oder Frachten von Schadstoffen, die häufig besser für Trend-Studien über deren Umweltverhalten geeignet sind. Somit erlauben sie eine kontinuierliche Umweltbeobachtung mit einer begrenzten Anzahl von Analysen (Abb. 3.6.3). Schließlich führt häufig schon die Probenahme mittels Pumpen zu Artefakten, die sich im Nachhinein nur schwer korrigieren lassen. Werden die zeitlich integrierenden Probenahmesysteme ohne aktives Pumpen betrieben, so wird von Passivsammlern gesprochen. Sie haben den weiteren Vorteil, dass sie ohne elektrischen Strom betrieben werden können.

Unabhängig von passiver oder aktiver Probenahme haben zeitlich integrierende Probenahmen jedoch den Nachteil, dass Konzentrationsspitzen während der Beobachtungsperiode nicht erfasst werden können (Abb. 3.6.3). Hierzu zählen bspw.

Fußnote zu Abb. 3.6.-2: BOKU = Universität für Bodenkultur in Wien, TNO = Netherlands Organisation for Applied Scientific Research, TUM = Technische Universität München, ETHZ = Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, UHP = Université Henri Poincaré Nancy, VITO = Flemish Institute for Technological Research, VUV = Masaryk Water Research Institute Prague, UFZ = Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig, VU = Vrije Universiteit Amsterdam, TUHH = Technische Universität Hamburg-Harburg, CSIC = Consejo Superior de Investigaciones Científicas, ULAN = Lancaster University, TUB = Eberhard Karls Universität Tübingen, WUR = Wageningen University. BGC = AquaTerra Unterprojekt BIOGEOCHEM. Karte wurde von David Kuntz erstellt.

erhöhte Schadstoffkonzentrationen und Frachten im Zusammenhang mit der Schneeschmelze oder zu Beginn von Starkregen- und Flutereignissen („first-flush-Effekte“). Solche Konzentrationsspitzen sind ggf. durch zusätzliche, konventionelle Beprobungen zu ermitteln. Allgemeine Anforderungen an die Adsorber sind:

- Ausreichende Wiederfindung der Analyten und Reproduzierbarkeit bei der Extraktion mit einfachen Methoden;
- Stabilität der Analyten auf dem Adsorber während der Beprobungsdauer;
- ausreichende Sorptionskapazität während der Beprobungsdauer.

Im Folgenden werden Probenahmesysteme beschrieben, welche für die Umweltbeobachtung von persistenten organischen Schadstoffen (POP, von Englisch persistent organic pollutants) entwickelt wurden. Das Konzept lässt sich aber auch auf andere Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) übertragen. Gegebenenfalls sind dann jedoch andere Adsorbenten einzusetzen.

Konzentration / Fracht

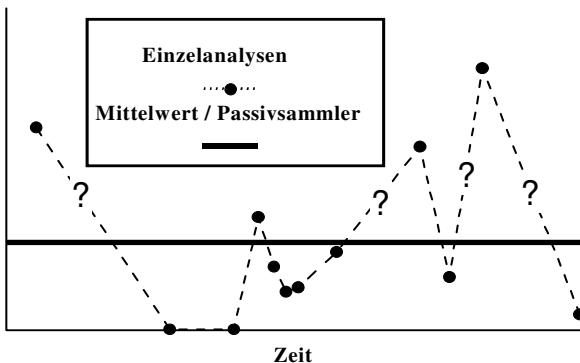


Abb. 3.6-3 Schematische Darstellung zeitlich integrierender Probenahmetechniken (Passivsampler) zur Bestimmung langfristiger mittlerer Schadstoffkonzentrationen oder Frachten (nach: Grathwohl & Schiedek 1997, verändert).

3.6.2.1. Passivsampler für Konzentrationsbestimmungen

Das grundsätzliche Funktionsprinzip von zeitlich-integrierenden Passivsammlern beruht auf der diffusionskontrollierten Stoffaufnahme auf einem geeigneten Adsorbermaterial (Bartkow et al. 2005). Der Massenfluss aus dem umgebenden Medium auf den Adsorber erfolgt durch molekulare Diffusion nach dem 1. Fick'schen Gesetz:

$$F = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Gl. 1}$$

Hierbei bezeichnet F den Massenfluss, D den Diffusionskoeffizienten und $\partial C / \partial x$ den Konzentrationsgradienten über die Diffusionsstrecke.

Die diffusive Stoffaufnahme auf dem Adsorber über längere Zeiträume folgt dem in Abbildung 3.6-4 dargestellten Verlauf. Das Ziel bei der Entwicklung von Passivsammlern liegt darin, dass die Stoffaufnahme während des gesamten Beprobungsintervalls im linearen Bereich der Stoffaufnahmekurve liegt. Dieses Ziel wird in der Regel dadurch erreicht, dass einerseits der Massenfluss durch eine Membran limitiert und somit kontrolliert wird. Andererseits wird durch den Adsorber ein ausreichend großes Reservoir für die Sorption zur Verfügung gestellt, so dass eine Gleichgewichtseinstellung erst nach längerer Zeit erfolgt. Die Sorptionskapazität des Adsorbers sowie die Ratenkonstante der zu untersuchenden Stoffe durch die Membran sind in Laborexperimenten zu bestimmen. Mit dieser Information kann aus der im Passivsammler sorbierten Masse auf die mittlere Konzentration im umgebenden Milieu geschlossen werden, die während des Beprobungsintervalls geherrscht hat.

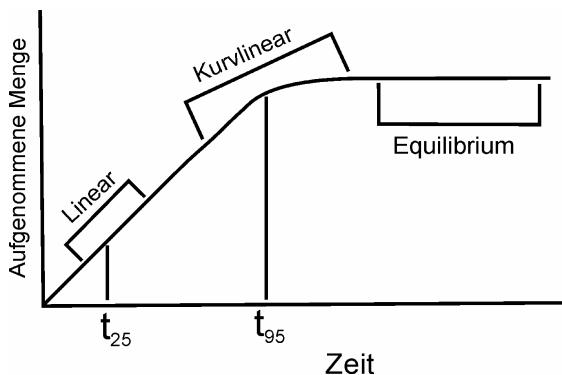


Abb. 3.6-4 Stoffaufnahme auf einem Adsorber über die Zeit mit drei verschiedenen Aufnahmephasen: Linear (t_{25} = Zeit bis zu erreichen von 25 % der Gleichgewichtskonzentration im Passivsammler); gekrümmt (t_{95} = Zeit bis zu erreichen von 95 % der Gleichgewichtskonzentration); Gleichgewicht (aus: Shoeib & Harner 2002, verändert).

Die Orientierungsgröße für den linearen Aufnahmebereich ist die Schadstoffmasse, bei der 25 % der Gleichgewichtskonzentration auf dem Adsorbermaterial erreicht wird. Für die Stoffaufnahme gilt in diesem Bereich folgende Proportionalitäts-Beziehung:

$$\frac{dC_s}{dt} \approx k C_{a/w} \quad \text{Gl. 2}$$

Hierbei beschreiben C_s die Konzentration des Schadstoffes auf dem Adsorbermaterial, t die Zeit, k eine stoffspezifische Ratenkonstante für die Aufnahme und $C_{a/w}$ die Konzentration des Schadstoffs in dem umgebenden Medium (Luft oder Wasser). Die diffusive Rückgabe vom Adsorber in das umgebende Medium – bspw. bei Konzentrationerniedrigung – ist minimal, weil durch den Adsorber der Konzentrationsgradient nach außen minimiert wird. Unter Vernachlässigung

dieser diffusiven Stoffabgabe steht die adsorbierte Masse M mit der Konzentration des Stoffes im umgebenden Medium in folgender Beziehung:

$$M = k_m A_s C_{a/w} \Delta t \quad \text{Gl. 3}$$

Dabei bezeichnet A_s die exponierte Oberfläche des Adsorbers, Δt die Sammelperiode und k_m den Stoffübergangskoeffizienten. Das Produkt $k_m A_s$ hat die Einheit $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ und repräsentiert die Sammelrate des umgebenden Mediums.

Die auf dem Prinzip der diffusiven Stoffaufnahme beruhenden Sammeleinrichtungen erfassen Schadstoffe, die in der Atmosphäre oder in Gewässersystemen transportiert werden. Diese sind entweder gasförmig oder gelöst. Partikelgetragene Schadstoffe werden nicht von diesen Sammeleinrichtungen erfasst, da nur der Konzentrationsgradient der gelösten bzw. gasförmigen Stoffen die diffusive Aufnahme steuert.

3.6.2.2 Atmosphärische Konzentrationsbestimmung mittels Passivsammlern

Neben künstlich hergestellten Passivsammlern zur Bestimmung atmosphärischer Schadstoffkonzentrationen werden auch die akkumulierenden Eigenschaften von Pflanzenblättern für die Umweltbeobachtung genutzt. Als Adsorbent für persistente organische Schadstoffe dienen dabei die Lipide der Blattoberflächen (Jacob et al., 1993; Ockenden et al., 1998; Müller et al., 2001). Allerdings bieten die Blattoberflächen nur ein begrenztes Reservoir für die Sorption der Schadstoffe, so dass innerhalb weniger Wochen die Gleichgewichtseinstellung mit der Atmosphäre erfolgt (Böhme et al., 1999; McLachlan, 1999; Krauss et al., 2005). Damit können dann zwar keine langfristigen Mittelwerte der Konzentrationen bestimmt werden, aber Biomonitoring-Programme liefern wichtige qualitative Hinweise über das Vorkommen lipphiler, persistenter organischer Schadstoffe.

Für die quantitative Bestimmung atmosphärischer POP-Konzentrationen wurde an der Universität Lancaster in Großbritannien ein Passivsammler entwickelt, dessen Aufbau in Abbildung 3.6-5 skizziert ist. Zentrales Element dieses Sammlers ist eine Schaumstoffscheibe aus Polyurethan, auf der die Schadstoffe über die Zeit akkumulieren (Ockenden et al., 2001). Polyurethan wird auch bei der konventionellen Probenahme mittels einer Pumpe zur Bestimmung gasförmiger POP eingesetzt und hat sich als Sammelmedium bestens bewährt. Die Polyurethanscheibe wird durch eine Metallkammer vor direkter Anströmung geschützt, so dass die Windgeschwindigkeiten im Sammler kleiner als 1 m s^{-1} gehalten werden (Abb. 3.6-5). Unter diesen Bedingungen beträgt das beprobte Volumen ca. $3-4 \text{ m}^3$ pro Tag (in der Außenluft kann das Beprobungsvolumen auf bis zu 8 m^3 ansteigen). Somit können die vorher unter definierten Randbedingungen ermittelten Aufnahmeraten verwendet werden. Des weiteren schützt die Metallkammer die adsorbierten Schadstoffe vor direkter Sonneneinstrahlung, so dass Schadstoffabbau vermieden wird. Die Metallkammer schützt auch vor Befeuchtung durch Regen. Das verhindert die Entwicklung eines Wasserfilms auf der Polyurethanscheibe, welcher wiederum die Aufnahmeraten stark beeinträchtigen würde.

Die Beprobungsintervalle betragen in der Regel zwischen 6 und 12 Wochen. Während dieser Zeit befinden sich alle, auch die sehr volatilen Verbindungen unter den POP in der linearen Aufnahmephase auf dem Passivsampler (Abb. 3.6-5; Shoeib und Harner, 2002). Damit können Schadstoff-Konzentrationen in der Luft im Bereich von Picogram m^{-3} nachgewiesen werden. Mit diesen Sammlern wurden bisher Studien zur atmosphärischen Verbreitung von polychlorierten Biphenylen, chlorierten Pestiziden und polybromierten Flammenschutzmitteln durchgeführt (Jaward et al., 2004; 2005).

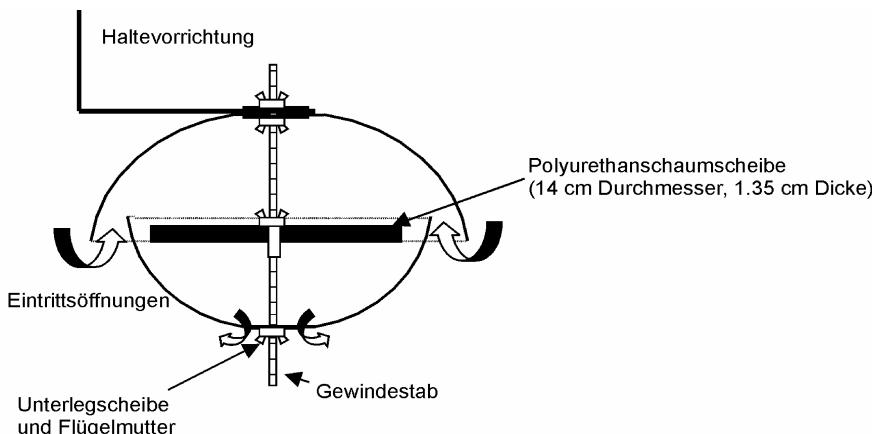


Abb. 3.6.5 Passivsampler zur Ermittlung atmosphärischer POP-Konzentrationen mittels einer Polyurethanschaumscheibe in Metallschalen (nach Jaward et al. 2004, verändert).

3.6.2.3 Keramik-Dosimeter für POP-Konzentrationsbestimmungen im Grundwasser

Die ungestörte Beprobung des Grundwassers stellt eine besondere Herausforderung für die Umweltüberwachung dar. Dies liegt daran, dass in Vertikalprofilen von Grundwasserleitern starke Konzentrationsänderungen von Schadstoffen innerhalb weniger Zentimeter vorkommen. Diese können selten vor der Probenahme lokalisiert werden. Andererseits treten bei aktivem Pumpen erhebliche Artefakte in Form von Schadstoffabsorption an Schläuchen auf. Verdünnung aufgrund von Veränderungen der Strömungsverhältnisse in unmittelbarer Umgebung des Probenahmestandes können ähnliche Effekte verursachen. Bei diesen Problemen verschafft die Beprobung mit einem Passivsampler Abhilfe, welcher *in-situ* in einem Multilevelbrunnen die Schadstoffe über die Zeit akkumulieren kann. Ein solcher Sammler wurde am Institut für Geowissenschaften der Universität Tübingen entwickelt (Piepenbrink, 1998; Grathwohl, 1998).

Der Aufbau dieses Sammlers wird in Abbildung 3.6-6 wiedergegeben. Die Limitierung der Diffusion wird durch eine Keramikmembran realisiert, die nicht mit Schadstoffen reagiert und den wassergesättigten Adsorber vom Umgebungs-

wasser abschirmt. Durch die Sorption der Schadstoffe wird die Konzentration in der wässrigen Phase innerhalb des Adsorberbettes quasi konstant bei Null gehalten, so dass der Massenfluss der Schadstoffe immer in Richtung des Dosimeterinneren gerichtet ist. Die Aufnahmerate des Dosimeters wird bei dieser Anordnung nur von der Porosität der Keramik gesteuert. Der Einbau des Dosimeters in einen Edelstahlkäfig optimiert – neben dem mechanischen Schutz der Keramik – auch die Anströmung des zu beprobenden Grundwassers.

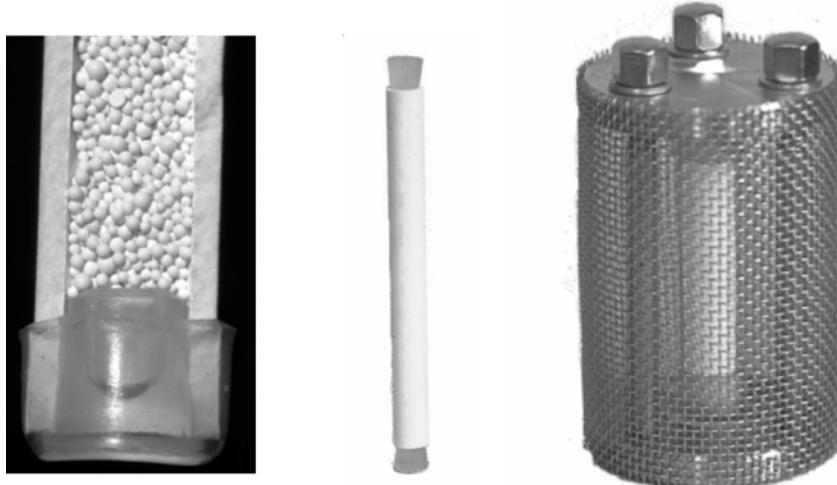


Abb. 3.6-6 Keramikdosimeter für die Bestimmung von persistenten organischen Schadstoffen im Grundwasser. Links: Schnitt durch Keramikdosimeter mit IRA-743 Adsorbermaterial mit Durchmesser 1 cm. Mitte: Vollansicht des Keramikdosimeters (Länge 10 cm, Durchmesser 1 cm). Rechts: Im Edelstahl-Schutzkäfig bzw. Abstandshalter, um eine optimale Anströmung im Grundwasser (Multilevel-Packer) zu gewährleisten (aus: Piepenbrink, 1998).

Prinzipiell kann die Keramik, je nach zu untersuchendem Analyten, mit unterschiedlichen Adsorbern gefüllt werden. Ein wesentliches Kriterium dabei ist eine gute Benetzbareit mit Wasser, welche einen guten Kontakt des Adsorbermaterials mit dem beprobten Medium gewährleistet. Des weiteren sollte das Material bei Benetzung volumentreu bleiben, so dass ein Schwellen und damit eine mechanische Beanspruchung der Keramik beim Einbau des Adsorbers vermieden wird. Für die Untersuchung auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), BTEX (Sammelbezeichnung für Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole) und chlorierte Kohlenwasserstoffe wurde als Adsorber Dowex Optipore L-493 (Supelco, Bellefonte, PA) eingesetzt (Martin et al., 2003). Labor- und Feldstudien mit dem makroporösen Polystyren Amberlite® IRA-743 und PAK als Analyten verliefen ebenfalls erfolgreich (Piepenbrink, 1998; Bopp et al., 2005).

3.6.2.4 Atmosphärische Depositionssammler

Bei der Messung der atmosphärischen Deposition handelt es sich um eine direkte Frachtenbestimmung, mit welcher der Stoffübergang aus der Atmosphäre in benachbarte Kompartimente (Erdoberfläche, See, Meer, etc.) quantifiziert wird. Derzeit befinden sich drei zeitlich integrierende Probenahmeverfahren in der Anwendung, nämlich die Sammlung der Schadstoffe

- in einem offenen Gefäß (Bergerhoff-Verfahren);
- in einer Flasche, die mit einem Trichter verbunden ist (Trichter-Flasche-Verfahren);
- auf einer Adsorber-Kartusche, die mit einem Trichter verbunden ist (Trichter-Adsorber-Verfahren).

Der Schadstoffeintrag (F von „Flux“ (Englisch) = Fracht) wird dann folgendermaßen berechnet:

$$F = \frac{M}{A \cdot t} \quad \text{Gl. 4}$$

Dabei bezeichnet M die Schadstoffmasse in der Sammelvorrichtung, A die Aufnahmefläche und t die Dauer der Probenahme. Für die Stoffgruppe der PAK wurde ein Trichter-Adsorber-Verfahren zur Bestimmung der Gesamtdeposition entwickelt, das die Anforderungen für einen Langzeiteinsatz in Monitoringprogrammen – bspw. auf Dauerbeobachtungsflächen – erfüllt und als DIN vorliegt (DIN 19739-1, 2002; DIN 19739-2; 2003, Gocht et al., 2006). Der Vorteil gegenüber den anderen erwähnten Verfahren besteht darin, dass die Sorption der PAK in der Kartusche einen möglichen Schadstoffabbau im Sammler während der Probenahme minimiert. Somit können Frachten auch über längere Sammelzeiträume realistisch erfasst werden.

Das Probenahmesystem besteht aus einem Glastrichter aus Borosilikat, welcher in einen Aluminiumbehälter eingesetzt wird. An dem Trichter wird eine Glaskartusche befestigt, die mit dem Adsorbermaterial Amberlite® IRA-743 gefüllt wird (Abb. 3.6-7). Dieses wird oben und unten mit Glaswolle fixiert. Bei dem Adsorbermaterial handelt es sich um ein makroporöses Polystyren mit N-Methylglucamin als funktioneller Gruppe, welche für die erforderliche Benetzbarkeit des Adsorbers mit Wasser sorgt. Weiterhin sollten Adsorber eine gute Drainierbarkeit zur Vermeidung von Stauwasser und eventuellem Frostbruch bei Temperaturen unter 0°C aufweisen. Außerdem sollte bei Wasserkontakt bzw. Austrocknung des Adsorberbettes kein Quellen oder Schrumpfen erfolgen, um unnötige mechanische Beanspruchungen der Glaskartuschen zu vermeiden. Amberlite® IRA-743 erfüllt diese Kriterien.

Untersuchungen zu Durchbruchsverhalten, Sorptionsverhalten, Reproduzierbarkeit und Langzeitstabilität adsorbiert PAK auf der Kartusche sowie eine genaue Beschreibung des Adsorbermaterials Amberlite® IRA-743 sind bei Martin (2000) sowie Martin und Grathwohl (2002) dokumentiert. Ein photolytischer Abbau wird durch den Schattenwurf des Aluminiumbehälters oder im offenen Betrieb durch Umwicklung der Glaskartuschen mit Aluminiumfolie verhindert.

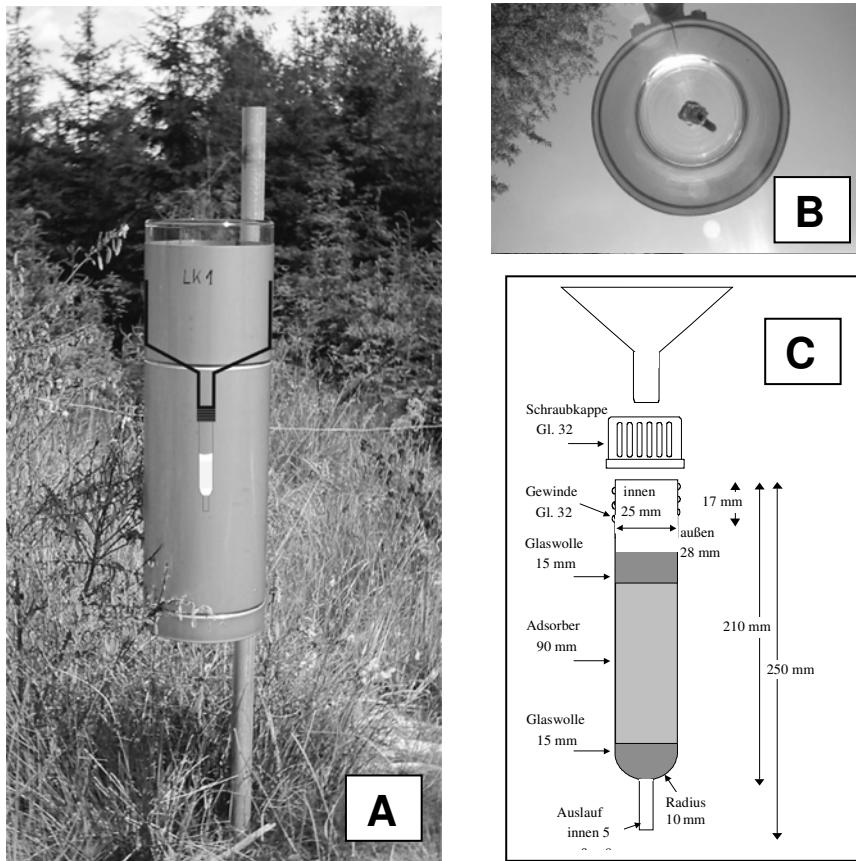


Abb. 3.6-7 Depositionssammler mit Sorptionskartusche. A Seitenansicht, B Ansicht von unten, C Detailansicht der Adsorberkartusche. Bilder A und B von Dietmar Steidle.

Der Depositionssammler erfasst sowohl die nasse als auch die trockene Deposition. Auch partikelgetragene Schadstoffe werden durch die Filtration der Partikel in der Glaswolle bzw. im Adsorberbett effektiv auf der Kartusche zurückgehalten (Martin, 2000). Der Anteil der gasförmigen trockenen Deposition hängt allerdings von der natürlichen Oberflächenbeschaffenheit ab (See, Bodenbewuchs, bebaute Flächen, etc.) und kann daher mit keinem der oben aufgeführten Sammlertypen repräsentativ beprobt werden. Glaswolle und Adsorber werden zusammen extrahiert, so dass die gesamte eingetragene Schadstoffmasse unabhängig von der Art der Deposition bestimmt wird.

3.6.3 Konzeptionelles Modell der Schadstofffrachten

Messprogramme zur Umweltbeobachtung stellen keinen Selbstzweck dar, sondern dienen in der Regel der Überwachung von Grenzwerten bzw. der Kontrolle eingeleiteter Maßnahmen. Früher wurden die verschiedenen Kompartimente (Wasser, Luft, Boden, Grundwasser) oft getrennt betrachtet und geregelt. Heute hingegen zielt die Betrachtungsweise eher auf ein übergeordnetes, verschiedene Kompartimente integrierendes, Konzept. Dieses Konzept mit wissenschaftlichen Grundlagen zu hinterlegen ist ein zentrales Anliegen des EU-Projektes AquaTerra. Damit geraten neben den Stoffkonzentrationen auch die Stoffübergänge zwischen den Kompartimenten in den Fokus. Zeitlich integrierende Messdaten mit den oben diskutierten Sammelsystemen dienen dabei einer Verbesserung des Prozessverständnisses.

Die räumliche Systematisierung wird unter Berücksichtigung des Wasserhaushaltes vorgenommen. Die natürliche Grenze des betrachteten Systems wird zunächst von Wassereinzugsgebieten gebildet. Innerhalb dieses Systems werden nun die Frachten zwischen den verschiedenen Kompartimenten quantifiziert. Dazu zählen die atmosphärische Deposition, der Transport durch den Boden in das Grundwasser oder lateral in die Oberflächengewässer sowie Ablagerungen partikelgetragener Schadstoffe in Sedimenten. Dies geschieht unter Berücksichtigung verschiedener Prozesse wie Sorption oder Degradation, welche das Umweltverhalten des betrachteten Stoffes steuern. Somit lassen sich potentielle Senken erkennen, in denen Schadstoffe akkumulieren können, die dann wiederum durch entsprechende Messungen kontrolliert werden. Abbildung 3.6-8 zeigt eine Beispieldiskizze dieses Konzeptes der Schadstofffrachten im Profil eines typischen Wassereinzugsgebietes mit Deposition, Transport und Umsetzungsprozessen in der ungesättigten Zone, im Grundwasserleiter und in Oberflächengewässern.

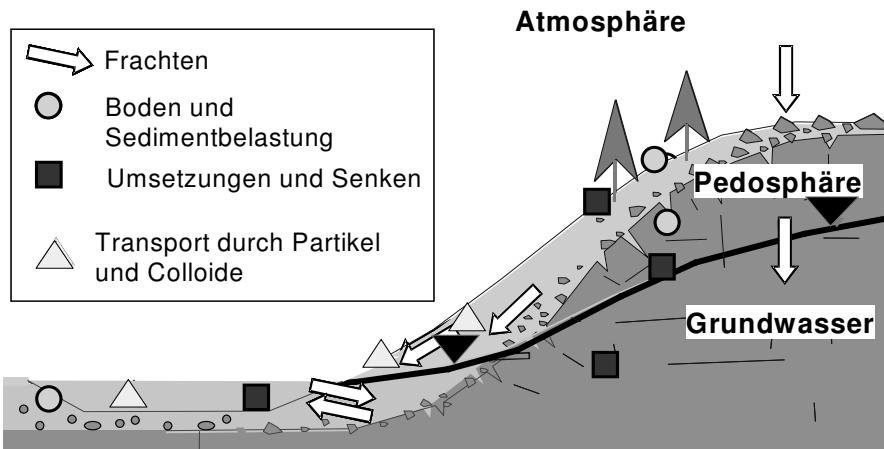


Abb. 3.6-8 Schematische Übersicht zu Massenflüssen (Frachten) zwischen den verschiedenen Kompartimenten.

3.6.4 Modellierungen des Systems

Um Ergebnisse zusammenfassend darzustellen und Vorhersagen treffen zu können, werden Daten aus den oben genannten Untersuchungen in Modellrechnungen eingespeist. Hierbei ist es wichtig, korrekt bestimmte Gelände- und Laborparameter wie bspw. Depositionsraten und typische Sorptionseigenschaften für ausgewählte Böden zu verwenden. Darüber hinaus werden auch weitere vorhandene Messungen, wie etwa Niederschlagsintensität oder Grundwasserneubildung mit neu bestimmten Daten verknüpft. Weiterhin sollten Modelle das Schadstoffverhalten mit Deposition, Speicherung, Umsetzung und Transport über Kompartimentgrenzen hinweg quantifizieren. Dies beinhaltet bspw. Daten über Schadstoffe am Übergang zwischen Atmosphäre und Boden oder zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern.

Die Modellierung hydrologischer Systeme kann grundsätzlich in die Teilbereiche Oberflächengewässer, Bodenwässer und Grundwässer eingeteilt werden. Diese entsprechen dem Transport von Wasser und Schadstoffen in Flüssen, in der ungesättigten Zone und in porösen sowie geklüfteten Grundwasserleitern. Darüber hinaus sind Interaktionen mit der Biosphäre über Wasseraufnahme durch Wurzeln und anschließender Transpiration wichtig. Eine Kopplung zur Atmosphäre besteht weiterhin über Evaporation und Niederschläge. Innerhalb dieser Teilbereiche beruhen die Prinzipien der Modellierung von Wasser und Schadstoffen praktisch immer auf der Grundlage der Massen- und Energieerhaltung im System (Kolditz 2002).

Eine Herausforderung hierbei ist es, unterschiedliche Prozesse auf verschiedenen Skalen zu modellieren (Rinaldo & Marani 1987; Rinaldo et al. 2006a, 2006b). Flusseinzugsgebiete können tausende von Quadratkilometern abdecken, während Bodenstrukturen oft im Millimeterbereich variieren. Ein neues Konzept für die integrierte Modellierung des Hydrosystems ist der sogenannte „compartiment approach“ (Abb. 3.6-9). Darin werden die verschiedenen Teilbereiche wie Flüsse, Oberflächenabfluss, Sickerwasser, gesättigter Grundwasserfluss in Poren oder Klüften und Grundwassernichtleiter zunächst getrennt betrachtet und dann an ihren Grenzflächen vereint. Hierbei stehen dann zum Beispiel die Geländeoberfläche, der Kappilarsaum, die Grundwasseroberfläche oder Kluftgrenzflächen im Vordergrund.

Die Modellierung der einzelnen Prozesse in jedem Teilbereich setzt sehr verschiedene zeitliche und räumliche Diskretisierungen voraus, die wiederum verschiedene geometrische Zelltypen und numerische Methoden, wie etwa finite Elemente, finite Differenzen oder finite Volumina, beanspruchen. Der Vorteil in der getrennten Behandlung einzelner Teilbereiche besteht darin, dass die numerischen Methoden für jeden Prozess, trotz verschiedener Skalen, optimal genutzt werden können. Die unterschiedlichen Teilbereiche können dann auf verschiedene Arten miteinander verknüpft werden. Dabei beinhaltet die sogenannte „schwache Kopplung“ den Austausch von bspw. Wasser zwischen den Teilbereichen, die als Quellen oder Senkenterme in die numerische Behandlung eingehen. Die sogenannte „starke Kopplung“ vereint verschiedene Teilbereiche auf der Ebene numerischer Gleichungen.

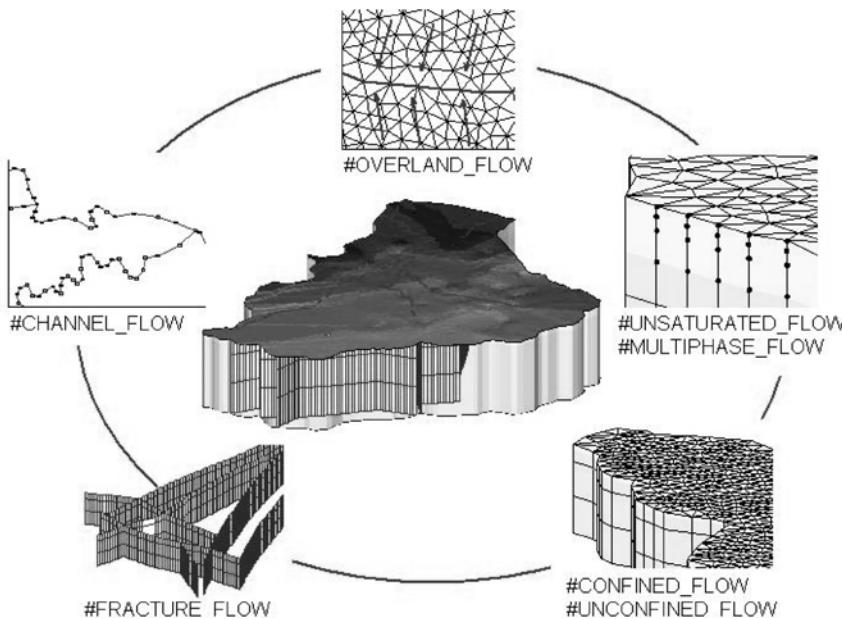


Fig. 3.6-9 Modellierung des Grundwasserflusses in den verschiedenen Kompartimenten nach Beinhorn (2005).

Beide Methoden können durch Teiliüberlappungen miteinander vereint werden, wobei hierbei mehr als nur Daten zwischen verschiedenen Programmen ausgetauscht werden müssen. Ein solches Konzept setzt vielmehr eine optimale Kontrolle über Daten geometrischer und topologischer Natur sowie über Prozesse voraus. Dies beinhaltet neue Herausforderungen in Soft- und Hardwareentwicklungen mit Verknüpfungen prozess- und objektorientierter Ansätze (Diersch 2002; Kolditz & Bauer 2004; Kolditz et al. 2005).

3.6.5 Verbindungen von AquaTerra zu anderen Initiativen

Durch seine Größe bietet AquaTerra verschiedenste Querverbindungen zu anderen Organisationen und Projekten. Das ist teilweise bedingt durch die Vielzahl der Mitarbeiter in AquaTerra, die meist weitere Kontakte zu Interessensverbünden und anderen Forschungsprojekten und lokalen sowie internationalen Organisationen im Umweltbereich aufweisen. Andererseits entstehen auch durch aktive Projektarbeit, Konferenzteilnahmen und Publikationen verschiedene Kontakte.

Hierzu zählen z.B. Organisationen wie die Internationale Kommission der Maas (<http://www.meuse-maas.be/default.asp>), die International Commission for the Protection of the Danube River (<http://www.icpdr.org/>) und die Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE <http://www.arge-elbe.de/>). Eine gute Zusammenstellung über weitere Organisationen und Interessensverbände, die

für AquaTerra von Bedeutung sind, ist auf den AquaTerra-Internetseiten gegeben (<http://www.attempto-projects.de/aquaterra/14.0.html>). Die dort unter „Stakeholder“ aufgelisteten Interessenverbände haben meist direkte Kontakte zu AquaTerra.

Weiterhin gibt es mehrere Projekte, die ähnliche Thematiken aus verschiedenen Blickwinkeln untersuchen und auf diese Weise Kontakte und Möglichkeiten für Interaktionen mit AquaTerra bieten. Das von der Universität Tübingen geleitete FP5 Projekt „Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites“ (GRACOS <http://www.uni-tuebingen.de/gracos/>) hat in vieler Hinsicht Grundlagen für weitere biogeochemische Untersuchungen von organischen und anorganischen Schadstoffen in AquaTerra gelegt. Andere themenverwandte FP5 Projekte waren das Projekt „European catchments, changes and their impact on the coast“ (EUROCAT <http://www.cs.iiia.cnr.it/EUROCAT/project.htm>) oder das Projekt „Eurolakes“ (<http://www.hydromod.de/Eurolakes/>). Gemeinsame Workshops mit anderen FP6 Projekten werden zum Beispiel mit dem Projekt „Screening methods for Water data InFormation in support of the implementation of the Water Framework Directive“ (SWIFT-WFD <http://www.swift-wfd.com/>) durchgeführt. Andere FP6 Projekte, wie etwa „Environmental Risk Assessment of Pharmaceuticals“ (ERA-Pharm <http://www.erapharm.org/>), haben sowohl analytische als auch thematische Gemeinsamkeiten. Des weiteren bietet das vom Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle geleitete Projekt „Model for Assessing and Forecasting the Impact of Environmental Key Pollutants on Freshwater and Marine Ecosystems and Biodiversity“ (Modelkey <http://www.modelkey.ufz.de/>) ideale Anknüpfungspunkte zur Untersuchung und Vorhersage von Umweltschadstoffen in vorwiegend terrestrischen Ökosystemen.

Neben EU Projekten bieten auch weitere internationale und nationale Aktivitäten Querverbindungen zu AquaTerra. Hier wäre zum Beispiel die Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Globaler Wandel des Wasserkreislaufes“ (GLOWA <http://www.glowa.org/de/home/home.htm>) zu nennen. Ein für AquaTerra direkt relevantes Unterprojekt dieser Initiative ist das Projekt „Auswirkungen des globalen Wandels auf Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet“ (GLOWA-Elbe <http://www.glowa-elbe.de/>). Eine für die Thematik interessante Initiative ist die vom BMBF initiierte Fördermaßnahme „Risikomanagement extremer Hochwassereignisse“ (<http://www.rimax-hochwasser.de/links.htm-7>). Diese bearbeitet Hochwassereignisse sowie deren Auswirkungen auf Menschen und Umwelt und bietet eine gute Übersicht über angelehrte Projekte und Verbände. Als internationale Initiative wäre das „Global Water Systems Project“ (<http://www.gwsp.org/>) zu nennen, das von verschiedenen nationalen und internationalen Organisationen, darunter dem BMBF und dem International Geosphere-Biosphere Programme (<http://www.igbp.kva.se/cgi-bin/php/frameset.php>) getragen wird.

Der gemeinsame Nenner aller oben aufgeführten Initiativen ist die Linie „Klima-Hochwasserschutz-Umweltgeologie-Umweltgeochemie“. Dieser Themenbereich bietet große Herausforderungen und Chancen für zukünftige Programme und Maßnahmen.

- Der Beitrag von Dr. Johannes Barth und Dr. Tilman Gocht (Zentrum für Angewandte Geowissenschaften, Eberhard Karls Universität Tübingen), Abschnitt 3.6, basiert auf dem Projekt „Erfassung schädlicher Bodenveränderungen durch atmosphärische Deposition von persistenten organischen Verbindungen (POP)“, das mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg im beim Forschungszentrum Karlsruhe eingerichteten Förderprogramm „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“ (BWPLUS, Förderkennziffer BWR 22006) gefördert wurde, sowie dem Integrierten EU-Projekt AquaTerra „Integrated modelling of the river-sediment-soil-groundwater system; advanced tools for the management of catchment areas and river basins in the context of global change“ im 6. Rahmenprogramm der Europäischen Union (AquaTerra, Förderkennziffer 505428). Das Projekt „AquaTerra“ befasst sich auch mit der Ent und Anwendung von zeitlich integrierenden Probenahmetechniken (Passivsampler). Dr. Gocht ist Mitglied in der Arbeitsgruppe „Deposition“ der Kommission Reinhaltung der Luft (KRD) im Verein Deutscher Ingenieure (VDI) und Träger des Proctor&Gamble Förderpreise für Diplomarbeiten auf dem Gebiet des Umweltschutzes. Dr. Barth hat in Kanada, N. Irland, Schottland und Deutschland in Umweltwissenschaften geforscht und gelehrt und ist Autor von mehr als 40 umweltrelevanten Veröffentlichungen und Presseauftritten.

Literatur

3.0 Ingenieurgeochemie im Boden- und Grundwasserschutz – Praxisbeispiele im rechtlicher Rahmen

- Anonym (1993) TA Siedlungsabfall. Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz vom 14. Mai 1993. Bundesanzeiger, Jahrgang 45, Nr. 99a
- Anonym (1994a) Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 19. Erich Schmidt Verlag Berlin, 30 S.
- Anonym (1994b) Umweltverträglichkeit von Mineralstoffen. Teil: Wasserwirtschaftliche Verträglichkeit. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) Arbeitspapier Nr. 28/1
- Anonym (1995) Technische Lieferbedingungen für Hausmüllverbrennungsasche im Straßenbau. TL HMVA-StB95, Köln
- Anonym (1996) Merkblatt über die Verwendung von Hausmüllverbrennungsasche im Straßenbau. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV), Köln
- Anonym (1997) Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für Grundwasser. Länderarbeitsgemeinschaften Wasser, Abfall, Boden (LAWA/LAGA/LABO). Arbeitspapier (zitiert aus einer Version von 1997)
- Anonym (1998a) NATO/CCMS Pilot Study „Special Session on Treatment Walls and Permeable Reactive Barriers“. Wien

- Anonym (1998b) Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen. Technische Regeln. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 20, 4. erweiterte Auflage, 1998. Erich Schmidt Verlag Berlin
- Anonym (1998c) Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsenke – Entwicklung der Schwermetallbelastung 1992 bis 1997. Abschlußbericht, Leipzig 1998. Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, 70 S.
- Anonym (1999) Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz. Entwurfsvorlage des LAWA-Arbeitskreises, Stand 27.01.1999, 17 S.
- Anonym (2000) Technische Lieferbedingungen für Mineralstoffe im Straßenbau, TLMInStB, Bundesministerium für Verkehr, Ausgabe 2000. Berlin
- Anonym (2001) Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen, Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 10, 27.02.2001, S. 305ff
- Birke V (2001) Reinigungswände 2001: Schadstoffe und reaktive Materialien – Stand der Technik, Entwicklungen und Grenzen. RUBIN – Reinigungswände und -barrieren im Netzwerkverbund. 116 S. Fachhochschule Nordostniedersachsen Suderburg
- Birke V, Burmeier H, Rosenau D (2002) PRB Technologies in Germany: Recent Progress and New Developments. Manuskript Fachhochschule Nordostniedersachsen Suderburg
- Burmeier H (1998) Die Bedeutung des Innovationspotentials von durchströmten Reinigungswänden für die Sanierung von Altlastenstandorten in Deutschland. In: BMBF-PT AWAS (Hrsg.) Sanierung von Altlasten mittels durchströmter Reinigungswände. Beiträge zum Fachgespräch am 27.10.1997 im Umweltbundesamt. S. 6-20. Berlin
- Burmeier H, Birke V, Rosenau D (2002) Forschungsverbund des BMBF „Reinigungswände zur Sanierung von Altlasten“. Webside des Verbundvorhabens RUBIN, Fachhochschule Nordostniedersachsen, Suderburg
- Busch K-F, Uhlmann D, Weise G (1989) Ingenieurökologie. 2. Aufl., 488 S. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- Dahmke A (1997) Aktualisierung der Literaturstudie „Reaktive Wände“ pH-Redox-reaktive Wände. Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 33/97, Karlsruhe
- Eberle SH, Oberacker FE (2001) Die Sickerwasserprognose – Spagat zwischen wissenschaftlicher Genauigkeit und praktikablem Vollzug. altlasten spektrum 10: 281-282
- Förstner U (1999) Gefahrenbeurteilung von Böden und Altlasten/Schutz des Grundwassers: kritische Anmerkungen zu Konzept und Methode der Gefahrenbeurteilung. In: Franzius V, Bachmann G (Hrsg) Sanierung kontaminiierter Standorte und Bodenschutz 1998. S. 43-54. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Förstner U, Hirschmann G (1997) Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken. BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper, Teilprojekt 1. Förderkennzeichen 1460799A. Umweltbundesamt Fachgebiet III 3.6. Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS) im

- Auftrag des Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) Berlin. 202 S.
- Gavaskar A, Gupta N, Sass B, Janosy R (2000) Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation. Battelle, Columbus, Ohio
- Geller W, Klapper H, Salomons W (eds, 1998) Acidic Mining Lakes. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 435 S.
- Hirschmann G (1999) Langzeitverhalten von Schlacken aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg. Fortschr.-Ber. VDI Reihe 15 (Umwelttechnik) Nr. 220. 266 S. VDI Verlag Düsseldorf
- Kersten M, Förstner U (1991) Ingenieurgeochemie – ein neues Forschungsgebiet für den Umweltschutz. Geowiss 9: 215-220
- Klapper H (1992) Eutrophierung und Gewässerschutz. Gustav Fischer Verlag Jena Stuttgart. 277 S.
- Klapper H (2002) Mining lakes: Generation, loading and water quality control. In Mudroch A, Stottmeister U, Kennedy C, Klapper H (eds) Remediation of Abandoned Surface Coal Mining Sites, pp 57-110. Springer-Verlag Berlin
- Mager D (1996) Das Sanierungsprojekt WISMUT: Internationale Einbindung, Ergebnisse und Perspektiven. Geowiss 14: 443-447
- Mudroch A, Stottmeister U, Kennedy C, Klapper H (eds) Remediation of Abandoned Surface Coal Mining Sites. 175 S. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York
- Paktunc AD (1999) Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. In: Azcue JM (ed) Environmental Impacts of Mining Activities, pp 22-40. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York
- Rudek R, Eberle SH (2001) Der Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. altlasten-spektrum 10: 294-304
- Salzwedel J (1999) Rechtsgrundlagen des Umweltschutzes. B5.3.4 Bodenschutz und Grundwasser. In: Görner K, Hübner K (Hrsg.) Hütte-Umweltschutztechnik. S. B60. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York
- Scherer MM, Richter S, Valentine RL, Alvarez PJJ (2000) Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. Crit Rev Environ Sci Technol 30: 363-411
- Simon F-G, Meggyes T (2000) Removal of organic and inorganic pollutants from groundwater using permeable reactive barriers. Land Contam & Reclam, 8: 103-116 (Part I), 175-187 (Part II)
- Teutsch G, Grathwohl P, Schad H, Werner P (1996) In situ-Reaktionswände – ein neuer Ansatz zur passiven Sanierung von Boden- und Grundwasserverunreinigungen. Grundwasser 1/96: 12-20
- Vogel D, Paul M, Sänger H-J, Jahn S (1996) Probleme der Wasserbehandlung am Sanierungsstandort Ronneburg. Geowiss 14: 486-489
- Zoumis T, Calmano W, Förstner U (2000) Demobilization of heavy metals from mine waters. Acta hydrochim hydrobiol 28: 212-218

3.1 Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe

- Anonym (1954) Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. U.S. Salinity Laboratory Staff (1954) U.S. Dept of Agriculture Handbook No. 60.
- Anonym (1990) Technische Verordnung über Abfälle (TVA), Entwurf einer Richtlinie zur Durchführung des Eluat-Testes für Inertstoffe und endlagerfähige Reststoffe. Schweizerischer Bundesrat, Verordnung vom 10.12.1990
- Anonym (1994) Comité Européen de Normalisation (CEN) Technical Committee 292 Characterization of waste in Europe. State of the Art Report for CEN TC 292,STB/94/28.
- Anonym (1999) Comité Européen de Normalisation (CEN) Technical Committee 292/Working Group 6 Basic characterization test for leaching behaviour: pH dependence test, draft version 5. CEN Central Secretariat, rue de Strassart 36, B-1050 Brüssel
- Boochs PW, Lege L, Mull R, Schreiner M (1999) Prognose des Standortverhaltens. in Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Teil 7 Handlungsempfehlungen Kap. 5, S. 253-327 Springer-Verlag, Berlin
- Cummings DE, Caccavo F JR, Fendorf S, Rosenzweig RF (1999) Arsenic mobilization by the dissimilatory Fe(III)-reducing Bacterium *Shewanella alga* BrY. Environ Sci Technol 33: 723-729
- Dankwarth F, Gerth J (2002) Abschätzung und Beeinflussbarkeit der Arsenmobilität in kontaminierten Böden. Acta hydrochim hydrobiol 30: 41-48
- Förstner U, Calmano W (1982) Bindungsformen von Schwermetallen in Baggernschlämmen. Vom Wasser 59: 83-92
- Lichtfuss R (2000) Verfahren zur Abschätzung von anorganischen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV). Mitt Dtsch Bodenkund Ges 92: 43-46
- Obermann P, Cremer S (1992) Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens. In: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 6, Landesamt für Wasser und Abfall. NRW.
- Odensaß M, Schroers, S (2000) Empfehlungen für die Durchführung und Auswertung von Säulenversuchen gemäß Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Merkblätter Nr. 20, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen
- Postma D (1993) The reactivity of iron in sediments: a kinetic approach. Geochim Cosmochim Acta 57: 5027-5034
- Rhoades JD (1992) Soluble salts. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties. Kapitel 10, S. 167-179, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison
- Ruf J (1999) Stand der Regelungen im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes zum Wirkungspfad Boden/Altlasten/Grundwasser. In: Beudt J (Hrsg.) Präventiver Grundwasser- und Bodenschutz – Europäische und nationale Vorgaben. S. 29-40, Springer Verlag, Berlin

- Sloot HA vd (1998): Background information relation between column test, ANC and pH stat-test. Document CEN/TC292/WG 6.-7.4.1998
- Sloot HA vd (2002) Harmonisation of leaching/extraction procedures for sludge, compost, soil and sediment analyses. In: Quevauviller Ph (ed) Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies, Chapter 7, 142-174. RSC, Cambridge UK
- Sloot HA vd, Heasman L, Quevauviller Ph (1997) Harmonization of leaching/extraction tests. In: Studies in Environmental Science 70. Elsevier, Amsterdam
- Zeien H, Brümmer GW (1989) Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt Dtsch Bodenkundl Ges 59/I, 505-510

3.2 Langzeitverhalten von Deponien

- Anonym (1990) Technische Verordnung über Abfälle. Schweizerischer Bundesrat, 10. Dezember 1990. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern
- Anonym (1994a) An international perspective on characterization and management of residues from municipal solid waste incineration. International Ash Working Group (IAWAG) Summary Report, 77 p.
- Anonym (1994b) Merkblatt über die Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle. Mitt. der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 19, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Anonym (1996) Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung). Österreichisches Bundesministerium für Umwelt (ÖBMU) 9. Februar 1996, Wien
- Anonym (1998) Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. Mitt. der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Nr. 20/1, Stand November 1997, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Anonym (1999) Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Bericht des Umweltbundesamtes (III 4), 62 S.
- Anonym (2000) Umweltgutachten des Umweltrates 2000.
- Baccini P, Bader H-P, Belevi H, Ferrari S, Gamper B, Johnson A, Kersten M, Lichtensteiger T, Zeltner C (1993) Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft - Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke. vdf Hochschulverlag Zürich, 100 S.
- Belevi H, Baccini P (1989) Long-term behaviour of municipal solid waste landfills. Waste Manage Res 7: 483-499
- Belevi, H (1993) Was können Stoffflussstudien bei der Bewertung der thermischen Abfallbehandlung leisten? VDI-Tagung Techniken der Restmüllbehandlung, Würzburg, 21. April, VDI-Bericht 1033: 261-267. VDI-Verlag Düsseldorf

- Bergs C-G, Dreyer S, Neuenhahn P, Radde C-A (1993) TA Siedlungsabfall – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen mit Erläuterungen. 199 S. Erich Schmidt Verlag Berlin
- Bilitewski B (2000) EU-Deponierichtlinie und deren Umsetzung in Europa. In Stegmann R, Rettenberger G, Bidlingmaier W, Ehrig H-J (Hrsg.), Deponietechnik 2000, Hamburger Berichte Abfallwirtschaft TUHH 16: 13-19, Verlag Abfall aktuell Stuttgart
- Bozkurt S, Moreno L, Neretnieks I (2000) Long-term processes in waste deposits. *Sci Total Environ* 250: 101-121
- Christensen TH, Bjerg PL, Banwart SA, Jakobsen R, Heron G, Albrechtsen H-J (2000) Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *J Contam Hydrol* 45: 165-241
- Christensen TH, Kjeldsen P, Albrechtsen H-J, Heron G, Nielsen PH, Bjerg PL, Holm PE (1994) Attenuation of pollutants in landfill leachate polluted aquifers. *Crit Rev Environ Sci Technol* 24: 119-202
- Christensen TH, Kjeldsen P, Bjerg PL, Jensen DL, Christensen JB, Baun A, Albrechtsen H-J, Heron G (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl Geochem* 15: 659-718
- Comans RNJ, Meima JA (1994) Modelling Ca-solubility in MSWI-bottom ash leachates. In: Goumans JJM, van der Sloot HA, Aalbers TG (Hrsg.) Environmental aspects of construction with waste materials. S. 103-110. Elsevier, Amsterdam
- Ebert R (1996) Kupoltechnik zur Schlackebehandlung. VDI-Seminar BW 437604 Schlackenaufbereitung, -verwertung und -entsorgung, 13. und 14. Juni, Bamberg, 39 S.
- Ferrari S (1997) Chemische Charakterisierung des Kohlenstoffs in Rückständen von Müllverbrennungsanlagen: Methoden und Anwendungen. Diss. ETH Zürich Nr. 12200
- Förstner U, Hirschmann G (1997) Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken. Abschlußbericht BMBF-Verbundforschungsvorhaben Deponiekörper, Anorganische Abfälle, TV1, FKZ: 1460799A, 259 S.
- Hanashima K (1999) Pollution control and stabilization processes by semi-aerobic landfill type: Fukuoka method. In: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R (Hrsg.), Proc *Sardinia '99*, 7th Int Waste Management and Landfill Symp, Cagliari 04-08.10.99
- Hellweg S, Hungerbühler K (1999) Was bieten uns neue Technologien? Müll und Abfall 9/1999: 524-536
- Heyer KU, Stegmann R (1997) Untersuchungen zum langfristigen Stabilisierungsverlauf von Siedlungsabfalldeponien. BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper, 2. Statusseminar 4./5. Februar 1997 in Wuppertal, S. 46-78
- Heyer KU, Hupe K, Stegmann R (2000) Die Technik der Niederdruckbelüftung zur in-situ- Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen. Müll und Abfall 7/2000: 438 - 443
- Hirschmann G (1999) Langzeitverhalten von Schlacken aus der thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen. Fortschr-Ber VDI, Reihe 15, Nr. 220. Düsseldorf, 176 S.

- Jaros M, Huber H (1997) Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach forciertter Alterung. In: Lechner P (Hrsg.) Waste Reports 6, BOKU, Wien, 72 S.
- Johnson A (1994) Das Langzeitverhalten von Müllschlacke im Hinblick auf die Mobilität von Schwermetallen und Salzen. In: Reimann DO (Hrsg.) Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen. Beiheft zu Müll und Abfall 31: 92-95
- Johnson CA, Kaepeli M, Brandenberger S, Ulrich A, Baumann W (1999) Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash, Part II: The geochemistry of leachate from landfill Lostorf, Switzerland. *J Contam Hydrol* 40: 239-259
- Johnson CA, Richner GA, Vitvar T, Schittli N, Eberhard M (1998) Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash, Part I: The hydrology of landfill Lostorf, Switzerland. *J Contam Hydrol* 33: 361-376
- Johnson CA, Brandenberger S, Baccini P (1995) Acid neutralizing capacity of municipal waste incinerator bottom ash. *Environ Sci Technol* 29: 142-147
- Kabbe G, Wirtz A, Roos HJ, Dohmann M (1997) Zusammenhang zwischen Stoffpotential und Emissionsverhalten von Altablagerungen und Altdeponien. BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper, 2. Statusseminar 04./05.02.97 in Wuppertal, S. 10-45
- Kanczarek A, Schneider T (1996) Das Siemens-KWU-Schwel-Brenn-Verfahren. VDI-Seminar BW 43-76-04 Schlackenaufbereitung, -verwertung und -entsorgung, 13./14. Juni, Bamberg, 34 S.
- Kersten M, Moor CH, Johnson CA (1995) Emissionspotential einer Müllverbrennungsschlacken-Monodeponie für Schwermetalle. *Müll und Abfall* 11/1995: 748-758
- Kersten M, Moor CH, Johnson CA (1997) Speciation of trace metals in leachate from MSWI bottom ash landfill. *Appl Geochem* 12: 675-683
- Kirby CS, Rimstidt JD (1993) Mineralogy and surface properties of municipal solid waste ash. *Environ Sci Technol* 27: 652-660
- Klein R, Baumann T, Kahapka E, Niessner R (2001) Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to sustainable waste management. *Hazardous Mater* B83: 265-280
- Kluge G (1982) Feststellung von Nennwerten an Müllverbrennungsschlacken. Texte des Umweltbundesamtes 21/82, Berlin, 32 S.
- Kluge G, Saalfeld H, Dannecker W (1979) Untersuchungen des Langzeitverhaltens von Müllverbrennungsschlacken beim Einsatz im Straßenbau. UBA-Texte 8/81, 61 S.
- Kördel W, Hennecke D, Hund K, Lepom P (1995) Abbauverhalten der organischen Substanz von Abfällen. In: Lechner P (Hrsg.) Emissionsverhalten von Restmüll. Waste Reports 2, S 32-41, Universität für Bodenkultur und Abfallwirtschaft, Wien
- Kowalczyk U, Schirmer U, Truppat R (1995) Differenzierung zwischen dem gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) und dem abbaubaren organischen Kohlenstoff (AOC) in Rostaschen von Verbrennungsanlagen für Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle. *VGB Kraftwerkstechnik* 75/11: 961-967

- Krümpelbeck I, Ehrig H-J (2000) Emissionsverhalten von Altdeponien. In Stegmann R, Rettenberger G, Bidlingmaier W, Ehrig H-J (Hrsg.) Deponietechnik 2000. Hamburger Berichte Abfallwirtschaft, TUHH 16: 207-218, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Kruse K (1994) Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Heft 54 der Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig
- Leikam K, Heyer KU, Stegmann R (1997) In-situ-Stabilisierung von Altdeponien und Altablagerungen. Verbundvorhaben Deponiekörper, 2. Statusseminar 04.-05.02.97 in Wuppertal, S. 153-174
- Lichtensteiger T (1996) Müllschlacken aus petrologischer Sicht. Die Geowissenschaften 14: 173-179
- Lichtensteiger T (1997) Produkte der thermischen Abfallbehandlung als mineralische Zusatzstoffe in Zement und Beton. Müll und Abfall 2/1997: 80-84
- Lichtensteiger T (1999) Die petrologische Evaluation als Ansatz zu erhöhter Effizienz im Umgang mit Rohstoffen. Beitrag zu Umwelt 2000 – GUG 22./25.09.1999, Halle, 8 S.
- Marbach K, Göschl R (1993) Deponierückbau: Fehlende Kapazität versetzt Berge; AVL-Projekt Deponierückbau - Deponie Burghof in Vaihingen-Horrheim. Entsorga-Magazin 11: 16-19
- Marzi T, Nowara N, Bruisten M (2001) Direktmessung zur Differenzierung zwischen abbaubarem organischen Kohlenstoff (AOC) und elementarem Kohlenstoff in Anlehnung an die VGB-Methode. Müll und Abfall 1/2001: 24-28
- Melzer N (1997) Untersuchungen der Langzeitbeständigkeit und der Korrosion von verglasten Rückständen aus Müllverbrennungsanlagen, Granulaten aus der Hochtemperatur-Müllbehandlung und Modellgläsern. Diss. Universität Erlangen-Nürnberg, 160 S.
- Obermann P, Cremer S (1992) Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Band 6, Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Peiffer S (1989) Biogeochemische Regulation der Spurenmetalllöslichkeit während der anaeroben Zersetzung fester kommunaler Abfälle. Diss. Universität Bayreuth, 197 S.
- Pichler M, Kögel-Knabner I (1999) Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der rotte und Deponierung von Restmüll. In: BMBF-Verbundvorhaben mechanisch-biologische Vorbehandlung, Potsdam, 07./08.09. 1999, S. 275 - 285
- Pichler M (1999) Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15, Nr. 213, VDI-Verlag, Düsseldorf, 133 S.
- Ponto HU, Spanke V (1996) Noell-Behandlungsverfahren für Müllverbrennungs schlacke. VDI-Seminar BW 437604 Schlackenaufbereitung, -verwertung und -entsorgung, 13./14. Juni, Bamberg, 48 S.

- Priester T, Köster R, Eberle SH (1996) Charakterisierung kohlenstoffartiger Bestandteile in Hausmüllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung organischer Stoffe. Müll und Abfall 6/1996: 387-398
- Reichelt J (1996) Mineralogische Aspekte bautechnischer und umweltrelevanter Eigenschaften von Müllverbrennungsschlacken. Veröff. Inst. für Straßen- und Eisenbahnwesen der Universität Karlsruhe 47, 112 S.
- Reimann DO, Häggerli H (1995) Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis. Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg, 247 S.
- Reisner M (1995) Umlagerungsmaßnahme an der Deponie Wien-Donaupark. ZAF-Seminar Heft 10, Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Braunschweig, S. 23-27
- Schachtschabel P, Blume H-P, Brümmer G, Hartge K-H, Schwertmann U (1989) Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Aufl., Enke, Stuttgart
- Schlegel HP (1985) Allgemeine Mikrobiologie. 6. Aufl., G. Thieme, Stuttgart
- Schweizer CR, Johnson CA (1995) Zementchemie in Verbrennungsrückständen. Jahresbericht 1995 der EAWAG, S. 19-20
- Soyez K, Thrän D, Koller M, Hermann T (2000) Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. In Stegmann R, Rettenberger G, Bidlingmaier W, Ehrig H-J (Hrsg.) Deponietechnik 2000, Hamburger Berichte Abfallwirtschaft TUHH 16: 49-65, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Stahlberg R (1994) Thermoselect - Abfallverglasung und -einschmelzung unter Einsatz von Sauerstoff im geschlossenen System. In: Reimann DO (Hrsg.) Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen. Beihefte zu Müll und Abfall, Heft 31: 77-81
- Stegmann R (1981) Minderung der Folgekosten durch Sickerwasserkreislaufführung. Abfallwirtschaft TU Berlin, Heft 8, Eigenverlag
- Stegmann R, Dammann B, Heerenklage J, Mersiowsky J, Reimers C (2000a) Neue Forschungsergebnisse für die Konzeptionierung einer nachsorgearmen Deponie – Ausgewählte Beispiele des Symposiums *Sardinia*. In Stegmann R, Rettenberger G, Bidlingmaier W, Ehrig H-J (Hrsg.) Deponietechnik 2000, Hamburger Berichte Abfallwirtschaft Technische Univ. Hamburg-Harburg 16: 21-46, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Stegmann R, Ritzkowski M, Ehrig H-J (2000b) Überlegungen zum Leitbild „Altdeponie“. In Stegmann R, Rettenberger G, Bidlingmaier W, Ehrig H-J (Hrsg.) Deponietechnik 2000, Hamburger Berichte Abfallwirtschaft Technische Universität Hamburg-Harburg 16: 313-322, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Stumm W, Morgan JJ (1996) Aquatic Chemistry. 3. Aufl., John Wiley & Sons, Chichester
- Thomé-Kozmiensky KJ (1994) Thermische Abfallbehandlung. 2. Aufl., EF-Verlag, Berlin
- Urban W (1995) Bewertung der Sickerwasseremissionen. In: Lechner P (Hrsg.) Emissionsverhalten von Restmüll, Waste Reports 2, S. 66-77, Universität für Bodenkultur und Abfallwirtschaft, Wien

- Van der Sloot HA, Heasman L, Quevauviller Ph (Hrsg., 1997) Harmonization of Leaching/Extraction Tests. Studies in Environ Science 70, Elsevier, Amsterdam, 292 S.
- Wollum II AG (1982) Cultural Methods for Soil Microorganisms. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (Eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2, S. 780-830, Amer Soc Agronomy, Soil Science Soc Amer Publ, Madison
- Zevenbergen C, van Reeuwijk LP, Bradley JP, Bloemen P, Comans RNJ (1996) Mechanism and conditions of clay formation during natural weathering of MSWI bottom ash. *Clays Clay Miner* 44/4: 546-552

3.3 Geochemische In-Situ-Stabilisierung von Bergbaualtlasten

- Alpers CN, Blowes DW, Nordstrom DK, Jambor JL (1994) Secondary minerals and acid mine-water chemistry. In Jambor JL, Blowes DW (eds) Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Min Assoc Canada 22: 247-270
- Amyot G, Vézina S (1997) Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond- the Solbec case. In: Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 681-696
- Baacke D (2000) Geochemisches Verhalten umweltrelevanter Elemente in stillgelegten Polysulfiderzgruben am Beispiel der Grube "Himmelfahrt" in Freiberg/Sachsen. Diss. TU Bergakademie Freiberg, 139 S.
- Beuge P, Häfner F (2001) Möglichkeiten und Grenzen der Formierung geochemischer Barrieren zur Sicherung bergbaubedingter Altlasten. Vortrag 8. Dresdner Grundwasserforschungstage, 09./10.04.2001
- Beuge P, Kindermann L (1997) Recherche und Interpretation zu chemischen Prozessen nach der Flutung vergleichbarer Erzbergwerke. Unveröffentl. Studie, Freiberg/S. 1997
- Blowes DW, Ptacek CJ, Jambor JL (1994) Remediation and prevention of Low-quality drainage from tailings impoundments. In: Jambor JL, Blowes, D.W. (eds) Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes, 22: 365-379
- Blowes DW, Reardon EJ, Jambor JL, Cherry JA (1991) The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings. *Geochim Cosmochim Acta* 55: 965-978
- Bowell RJ, Dey M, Pooley F, Williams KP (2000) ARD in waste rock: preventive methods. *Mining Environmental Management*, May 2000, pp 18-19
- Canty M (2000) Innovative in situ treatment of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria. In: Proc. 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 1139-1147
- Caruccio FT, Geidel G, Pelletier M (1981) Occurrence and prediction of acid drainages. *J Energy Div Amer Soc Civil Engin (ASCE)*, 107, No. EY1, May 1981, pp 167-178

- Chapman J, Paul M, Jahn S, Hockley D (2000) Sulphide and carbonate availability and geochemical controls established from long-term large scale column tests. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO
- Chermak JA, Runnells DD (1997) Development of chemical caps in acid rock drainage environments. *Mining Engin*, June 1997, pp 93-97
- Coastech Research Inc. (1991) Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND-Project 1.16.1b, CANMET
- Daenecke R, Johannsen K, Kums H, Merkel G (2000) Die Anwendung von Geokunststoffen bei der Sanierung von industriellen Absetzanlagen der WISMUT GmbH. *Bauen mit Textilien* 2/2000, pp 24-29
- Davis RA Jr, Welty AT, Borrego J, Morales JA, Pendon JG, Ryan JG (2000) Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environ Geol* 39: 1107-1116
- Delaney T, Hockley D, Sollner D (1997) Application of methods for delaying the onset of acidic drainage. In: Proc. 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp. 797-810
- Eckart M, Paul M (1995) Modellentwicklungen und deren Anwendungen zur Bewertung von Grundwasserproblemen der Ronneburger Uranlagerstätte. *Z Geol Wiss* 23(5/6): 655-664
- Elliott LCM, Liu L, Stogran SW (1997) Organic cover material for tailings: Do they meet the requirements of an effective long term cover? In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp. 813-824
- Eriksson N, Lindvall M, Sandberg M (2001) A quantitative evaluation of the effectiveness of the water cover at the Stekenjokk tailings pond in Northern Sweden: Eight years of follow-up. In: Proc Int Conf on Mining and the Environment, Skellefteå, June 25-July 1, 2001, pp 216-227
- Filipek L, Kirk A, Schafer W (1996) Control technologies for ARD. *Mining Environ Manage*, Dec 1996, pp 4-8
- Fischer R, Reißig H, Gockel G, Seidel K-H, Guderitz T (1998a) Untersuchungen zu verschiedenen Varianten der Renaturierung des stark sauren und eisenhaltigen Tagebaurestsees Heide VI. *Braunkohle Surface Mining* 50(3): 273-278
- Fischer R, Reißig H, Gockel G, Seidel K-H, Guderitz T (1998b) Untersuchungen zu verschiedenen Varianten der Renaturierung des stark sauren und eisenhaltigen Tagebaurestsees Heide VI. *Braunkohle Surface Mining* 50(6): 585-589
- Fytas K, Bousquet P, Evangelou B (2000) Silicate Coating Technology to prevent Acid Mine Drainage. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 87-95
- Gatzweiler R, Jahn S, Neubert G, Paul M (2001) Cover design for radioactive and AMD-producing mine waste in the Ronneburg area, Eastern Thuringia. *Waste Management* 21: 175-184
- Gatzweiler R, Jakubick AT, Pelz F (1996) WISMUT-Sanierung – Konzepte und Technologien. *Geowiss* 14(11): 448-451
- Georgopoulou ZJ, Fytas K, Soto H, Evangelou B (1995) Pyrrhotite coating to prevent oxidation. In: Proc Conf Mining and the Environment, Sudbury, May 1995, pp 7-16

- Germain D, Tassé N, Dufour C (2000) A novel treatment for acid mine drainage, using a wood-waste cover preventing sulfide oxidation. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver, pp 987-998
- Grünewald U, Nixdorf B (1995) Erfassung und Prognose der Gewässergüte der Lausitzer Restseen. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25.10.1995, pp 159-179
- Hammami R, Fischer K, Bauroth M, Fischer D (1999) Sanierung von organisch verunreinigtem Haldenmaterial. Umwelt 29(9): 44-47
- Heide B, Hasse J (1997) Stillegung des Metallerzbergwerks Meggen nach 140 Jahren aktivem Bergbau. Glückauf 133(5), 233-239
- Helms W (1995) Sauerwasser im Erzbergbau-Entstehung, Vermeidung und Behandlung. Bergbau 2/1995, pp 65-71
- Helms W, Heinrich D (1997) Development of backfilling material for minimizing acid mine drainage generation in adoned underground mines. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 1251-1266
- Hockley D, Paul M, Chapman J, Jahn S, Weise W (1997) Relocation of waste rock to the Lichtenberg pit near Ronneburg, Germany. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 1267-1283
- Hockley D, Smolensky J, Paul M, Jahn S (2000) Geochemical investigations and gas monitoring of an acidic waste rock pile. In: Proc of the 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 181-189
- Hutt NM, Morin KA (2000) Observations and lessons from the international static database (ISD) on neutralizing capacity. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 603-611
- Iversen ER, Arnesen RT (2001) Monitoring water pollution from Loekken mines after mitigative measures. In: Proc Int Conf on Mining and the Environment, Skellefteå, June 25- July 1, 2001, pp.292-301
- Jakubick AT, Gatzweiler R, Mager D, Robertson A MacG (1997) The Wismut waste rock pile remediation program of the Ronneburg Mining district, Germany. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, June 1997, pp 1285-1301
- Jambor JL, Dutrizac JE, Chen TT (2000) Contribution of specific minerals to the neutralization potential in static tests. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 551-565
- Klapper H, Schultze M (1997) Sulfur acidic mining lakes in Germany – ways of controlling geogenic acidification. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 1727-1744
- Klinger C, Hansen C, Rüterkamp P, Heinrich H (2000a) In situ tests for interactions between acid mine water and ferrihydrite sludge in the pyrite mine “Elbingerode” (Harz Mts., Germany). In: Proc 7th Int Mine Water Assoc Congres, Katowice-Ustron, Poland, September 11-15, 2000, pp 137-145
- Klinger C, Jenk U, Schreyer J (2000b) Investigations of efficacy of reactive materials for reduction of pollutants in acid mine water in the former uranium mine

- of Königstein (Germany). In: Proc 7th Int Mine Water Assoc Congress, ibid, pp 292-298
- Kuyucak N (2001) Treatment options for mining effluents. Mining Environ Manage, March 2001, pp 12-15
- Kwong YTJ (2000) Thoughts on ways to improve acid mine drainage and metal leaching predictions for metal mines. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, 2000, pp 675-682
- Lange G, Freyhoff G (1991) Geologie und Bergbau in der Uranlagerstätte Ronneburg/Thüringen. Erzmetall 44: 264-269
- Lapakko KA (1994) Evaluation of neutralization potential determinations for metal mine waste and a proposed alternative. In: Int Land Reclamation and Mine Drainage Conf and 3rd Int Conf Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh April 24-29, 1994, 129-137
- Lawrence RW, Wang Y (1997) Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 451-464
- Li MG (2000) Acid Rock Drainage Prediction for Low-Sulphide, Low-Neutralisation Potential Mine Wastes. In: Proc 5th Int Conf Acid Rock Drainage, Denver, pp 603-611
- Lindvall M, Göransson T, Isaksson K-E, Sandberg M (2001) Boliden's Programme for Mine Sites Reclamation in Sweden. In: Proc Int Conf Mining and the Environment, Skellefteå, June 25- July 1, 2001, pp 446-455
- Luckner L (1995) Konzeptionelle Grundlagen der Rehabilitation des Wasserhaushalts im Lausitzer und mitteldeutschen Revier. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band I, S. 121-137
- Mager D (1996) Das Sanierungsprojekt WISMUT: Internationale Einbindung, Ergebnisse und Perspektiven. Geowiss 14(11): 443-447
- Mehling PE, Day SJ, Sexsmith KS (1997) Blending and layering waste rock to delay, mitigate or prevent acid generation: A case study review. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 953-969
- Melchior S (1996) Die Austrocknungsgefährdung von bindigen mineralischen Dichtungen und Bentonitmatten in der Oberflächenabdichtung – Ergebnisse von mehrjährigen In-situ-Versuchen und Aufgrabungen auf der Altdeponie Hamburg-Georgswerder. In: Maier-Harth U (Hrsg) Geologische Barriere, Basisabdichtung, Oberflächenabdichtung – Möglichkeiten zur standortbezogenen Optimierung. 3. Deponie-Seminar des Geol LA Rheinland-Pfalz, 30. Mai 1996, Mainz, 40 S.
- MEND (1998) Design Guide for the Subaqueous Disposal of Reactive Tailings in Constructed Impoundments. MEND-Report 2.11.9
- Münze R, Schulz H, Funke L, Ehrlicher U, Jahn S, Lindner T (1998) Quantifizierung der Radionuklid- und Schwermetallfreisetzung aus Ronneburger Haldenmaterial auf der Basis einer Datenanalyse hydrostatischer und infiltrativer Kolonnenversuche. In: Merkel B, Helling C (eds): Uranium Mining and Hydrogeology II, Proc Int Conf Workshop, Freiberg/S, Sept 1998. GeoCongress 5: 288-297, S. v. Loga, Köln 1999

- Neukirchner RJ, Hinrichs DR (1997) Effects of ore body Inundation – A case study. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31-June 6, 1997, pp 1471-1483
- Nixdorf B, Lessmann D, Gruenewald U, Uhlmann W (1997) Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, pp 1745-1760
- Nordstrom DK, Alpers CN (1995) Remedial investigations, decisions, and geochemical consequences at Iron Mountain, California. In: Proc Conf on Mining and the Environment, Sudbury, May 28 – June 1, 1995, pp 633-642
- Orava DA, Tremblay GA, Tibble PA, Nicholson RV (1997) Prevention of acid rock drainage through the application of In-pit-disposal and elevated water table concepts. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, pp 973-987
- Paul M, Dietz M, Rassmann B, Rasch H (1998a) Hydrogeologische Aspekte der Erkundung und Bewertung des Altlastenstandortes Dänkritz/Lauenhain- In: Merkel B, Helling C (eds.): Uranium Mining and Hydrogeology II, Proc Int Conf Workshop, Freiberg, September 1998. GeoCongress 5: 411-420, Verlag S. v. Loga, Köln 1999
- Paul M, Neudert A, Priester J, Stracke H-D U (1996) Sanierung der industriellen Absetzanlagen der WISMUT GmbH – Arbeitsstand und Schwerpunkte in Sachsen und Thüringen. *Geowiss* 14(11): 476-480
- Paul M, Sänger H-J, Snagowski S, Märten H, Eckart M (1998b) Flutungsprognose am Standort Ronneburg - Ergebnisse eines integrierten Modellansatzes. In: Merkel B, Helling C (eds) Uranium Mining and Hydrogeology II, Proc Int Conf Workshop, Freiberg, Germany, Sept 1998. GeoCongress 5: 130-139, Verlag S. v. Loga, Köln 1999
- Perkins EH, Gunter WD, Nesbitt HW, St-Arnaud LC (1997) Critical review of classes of geochemical computer models adaptable for prediction of acidic drainage from mine waste rock. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31- June 6, 1997, pp 587-601
- Poulin R, Hadjigeorgiou J, Lawrence RW (1996) Layered mine waste co-mingling for mitigation of acid rock drainage. *Trans. Inst Min. Metall. (Sect. A)* 105, A55-A62
- Rastogi V (1996) Water quality and reclamation management in mining using bactericides. *Mining Engineering*, April 1996, pp 71-76
- Reichel F, Uhlmann W (1995) Möglichkeiten und Grenzen der Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestlöchern bei aufsteigendem Grundwasser am Beispiel der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft.- In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band II, S. 39-51
- Scheetz B, Silsbee M, Schueck J (1998) Acid mine drainage abatement resulting from pressure grouting of buried bituminous mine spoils.- In: *Tailings and Mine Waste '98*. Proc 5th Conf Tailings and Mine Waste, Ft. Collins, Co., 26-29 Jan 1998. Balkema, Rotterdam, pp 859-870

- Schreyer J (1996) Sanierung von Bergwerken durch gesteuerte Flutung. Entwicklung und Einsatz eines neuartigen Verfahrens am Beispiel der Grube Königstein. *Geowiss* 14 (11): 452-457
- Schreyer J, Zimmermann U (1998) Das Flutungskonzept Königstein – Stand und Ausblick In: Merkel B, Helling C (eds): *Uranium Mining and Hydrogeology II*, Proc Int Conf Workshop, Freiberg, Sept 1998. *GeoCongress* 5: 140-150, S. v. Loga, Köln 1999
- Schultze M, Klapper H (1995) Prognose und Steuerung der Gewässergüte der mitteldeutschen Restseen. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band I, S. 181-201
- Schulze G, Schöpfer C, Paul M, Priester J (1998) Erkundung, Bewertung und Sanierung des Wasserpfades im Umfeld der IAA Culmitzsch A. In: Merkel B.,Helling C (eds): *Uranium Mining and Hydrogeology II*, Proc Int Conf Workshop, Freiberg, *GeoCongress* 5: 401-410, Verlag S. v. Loga, Köln 1999
- Shay DA, Cellan RR (2000) Use of chemical cap to remediate acid rock conditions at Homestake's Santa Fe Mine. In: *Tailings and Mine Waste '00*. Proc 7th Conf Tailings and Mine Waste „00, Ft. Collins, CO, 23-26 Jan 2000. Balkema, Rotterdam pp 55-65
- Sobek AA, Schuller WA, Freeman JR, Smith RM (1978) Field an laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. Report EPA-600/2-78-054, U.S. Environ Protection Agency, 203 pp.
- SRK (1992) Mine Rock Guidelines – Design and Control of Drainage Water Quality. Unpublished report No. 93301, Vancouver, April 1992
- SRK (1996) Untersuchung der Methoden für die In-situ-Behandlung der Nordhalde und Innenkippe. Unveröff. Bericht No. W104203, Vancouver, Febr. 1996
- Tassé N (2000) Efficient prevention of sulphide oxidation by an organic cover: For how long can a reactive barrier be reactive? In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver, pp 979-986
- Timms GP, Bennett JW (2000) The effectiveness of covers at Rum Jungle after fifteen years. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 813-818
- Tremblay GA (2000) The Canadian Mine Environment Neutral Drainage 2000 (MEND 2000) Program. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver, pp 33-40
- Vogel D, Paul M, Sänger H-J, Jahn S (1996) Probleme der Wasserbehandlung am Sanierungsstandort Ronneburg. *Geowiss* 14 (11): 486-489
- Watson A (1995) Practical engineering options to minimise AMD potential. In: Grundon NJ, Bell LC (eds) *Second Australian Acid Mine Drainage Workshop*, pp 53-65
- Weise W, Paul M, Jahn S, Hoepfner U (1996) Geochemische Aspekte der Haldensanierung am Standort Ronneburg. *Geowiss* 14 (11): 470-475
- White III WW, Lapakko KA, Cox RL (1999) Static test-methods most commonly used to predict acid-mine drainage: Practical guidelines for use and interpretation. In: G.S. Plumlee GS, Hodgson MJ (eds.) *The Environmental Geochem-*

- istry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques, and Health Issues. Reviews in Economic Geol, Vol. 6A, pp 325-338
- Wilson GW, Newman LL, Ferguson KD (2000) The co-disposal of waste rock and tailings. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver/CO, pp 789-796
- Ziegenbalg G, Schreyer J (1996) In-situ-Fixierung von Schadstoffen in Sandsteinen der Lagerstätte Königstein. DECHEMA-Kolloquium, Freiberg, November 1996
- Ziegenhardt W (2000) Sanierung des Wasserhaushalts in den Braunkohlenrevieren Ostdeutschlands – erreichter Stand und künftige Aufgaben. In: Wasserwirtschaftliche Sanierung von Bergbaukippen, Halden und Deponien, Freiberger Forschungshefte C 482, S. 7-24
- Zoumis T, Calmano W, Förstner U (2000) Demobilization of heavy metals from mine Waters. *Acta hydrochim Hydrobiol* 28(4): 212-218

3.4 Gewässersedimente und Baggergut

- Ahlf W (1995) Ökotoxikologische Sedimentbewertung. *USWF-Z Umweltchem Ökotox* 7: 84-91
- Amos CC, Daborn GR, Christian HA, Atkinson A, Robertson A (1992) In situ erosion measurements of fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Mar Geol* 108: 175-196.
- Anonym (1984) General approach to designation studies of ocean dredged material sites. USACE/ USEPA. U.S. Army Engineer Water Resources Support Center, Ft Belvoir.
- Anonym (1990) The lake and reservoir restoration guidance manual. EPA-440/4-90-006. U.S. EPA, Office of Water, Washington (DC).
- Anonym (1994) Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program - Remediation Guidance Document. EPA 905-R94-003. US EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, 332 p.
- Anonym (1996) Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg
- Anonym (1997a) Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV). BfG-1072, 27 S. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz
- Anonym (1997b) Development programme for treatment processes for contaminated sediments (POSW), Stage II (1992-1996). Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat (Niederlande). Final Report, RIZA Report 97.051, Lelystad, 58 S.
- Anonym (2000) Dredged material debate threatens port of NY. *Dredging & Port Construction* 27(4): 4.
- Anonym (2000a) Umgang mit Kontaminationen in Flusseinzugs- und Überschwemmungsgebieten am Beispiel des Niederungsgebietes „Spittelwasser“ Bitterfeld. Umweltbundesamt, Projektträger des BMBF Abfallwirtschaft und Altlastensanierung. 27 S. Berlin

- Anonym (2000b) Case study: Comparison of solutions for a large contamination based on different national policies. With an evaluation by CLARINET / NICOLE. Contaminated Soil 2000. 165 S. FZK/TNO Conference Leipzig
- Apak R, Tütem E, Hügül M, Hizal J (1998) Heavy metal cation retention by unconventional sorbents (red muds and fly ashes). *Wat Res* 32 (2): 430-440.
- Arfi R, Guiral D, Bouvy M (1993) Wind induced resuspension in a shallow tropical lagoon. *Estuar Coast Shelf Sci* 36: 587-604
- Azcue JM, Zeman AJ, Förstner U (1998a) International review of application of subaqueous capping techniques for remediation of contaminated sediments. Proc. 3rd IntCongr Environ Geotechnics, 7.-11. Sept., Lissabon
- Azcue JM, Zeman AJ, Mudroch A, Rosa F, Patterson T (1998b) Assessment of sediments and porewater after one year of subaqueous capping of contaminated sediments in Hamilton Harbour, Canada. *Wat Sci Tech* 37: 323-330.
- Bechteler W (Ed) (1986) Transport of Suspended Solids in Open Channels. Proc Euromech 192, Neubiberg, June 11-15, 1985. AA Balkema, Rotterdam.
- Bennett JJ, Bridge JS, Best JL (1998) Fluid and sediment dynamics of upper stage plane beds. *J Geophys Res* 103: 1239-1274
- Bergmann H, Schubert B, Heinzelmann CC, Lange J (2000) Neue Handlungsanweisung Baggergut Küste. Hansa 137 (6): S 64.
- Boivin M, Simonin O, Squires KD (1998) Direct numerical simulation of turbulence modulation by particles in isotropic turbulence. *J Fluid Mech* 375: 235-263
- Booij K, Sundby B, Helder W (1994) Measuring flux of oxygen to a muddy sediment with a cylindrical microcosm. *Neth J Sea Res* 32: 1-11
- Brunk B, Weber-Shirk M, Jensen-Lavan A, Jirka GH, Lion LW (1996) Modeling natural hydrodynamic systems with a differential-turbulence column. *J Hydraulic Engin* 122 (7): 373-380.
- Buffle J, Leppard GG (1995) Characterization of aquatic colloids and macromolecules. 1. Structure and behaviour of colloidal material. *Environ Sci Technol* 29: 2169-2175.
- Burt H, Fletcher CA (1997) Entsorgung von Baggergut auf See. Hansa 8: 70-75.
- Burt H, Dearnaley MP, Fletcher CA, Paipai E (2000) Management of dredged materials – International guidelines. PIANC 104: 39-49.
- Cooke GD, Welch EB, Peterson SA, Newroth PR (1993) Restoration and Management of Lakes and Reservoirs (2. Ausgabe). 548 S. Lewis Publ, Tokyo.
- Davis JA, Fuller CC, Cook AD (1987) A model for trace metal sorption processes at the calcite surface: Adsorption of Cd²⁺ and subsequent solid solution formation. *Geochim Cosmochim Acta*, 51:1477-1490.
- De Beer D, Glud A, Epping E, Kühl M (1997) A fast responding CO₂ microelectrode for profiling sediments, microbial mats and biofilms. *Limnol Oceanog* 43: 1590-1600
- De Haar U (1978) Die Arbeit der Senatskommission für Wasserforschung 1957-1977. Senatskommission für Wasserforschung, Mitt. I. Boldt Verlag, Boppard
- De Paolis F, Kukkonen J (1997) Binding of organic pollutants to humic and fulvic acids: Influence of pH and structure of humic material. *Chemosphere* 34: 1693-1704

- Detzner HD, Schramm W, Döring U, Döde W (1998) New Technology of mechanical treatment of dredged material from Hamburg Harbour. *Wat Sci Tech* 37(6-7): 337-343.
- Eisenmann H, Traunspurger W, Meyer E I (1997) Community structure of selected micro- and meiobenthic organisms in sediment chambers from a prealpine river (Necker, Switzerland), In: Bretschko G, Helesic J (Eds) *Advances in River Bottom Ecology*. pp 155-162. Backhuys Publ., Leiden
- Eleder B (1992) Sheboygan river capping/armoring project. Workshop on Contaminated Sediments, 27.-28. Mai 1992, Chicago, USA.
- Elsgaard L, Jørgensen BB (1992) Anoxic transformations of radiolabeled hydrogen sulfide in marine and freshwater sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 56: 2425-2435
- Evans RD, Wisniewski JR, Wisniewski J (eds, 1997) *The Interactions between Sediments and Water*. Proc. 7th Intern. Symposium, Baveno, Italy. 739 p. Kluwer Academic Publ., Dordrecht
- Flemming H-C, Wingender J, Mayer C (1999) Physico-chemical interactions in biofilms. In: Keevil C, Holt D, Dow C, Godfree A (Eds) *Biofilms in Aquatic Systems*. Royal Society of Chemistry, Cambridge
- Formica S J, Baron JA, Thibodeaux LJ, Valsaraj KT (1988) PCB transport into lake sediments: conceptual model and laboratory simulation. *Environ Sci Tech* 22: 1435-1440
- Förstner U (1995a) Non-linear release of metals from aquatic sediments. In: Salomons W, Stigliani WM (Eds) *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments*. pp 247-307. Springer-Verlag, Berlin
- Förstner U (1995b) Risk assessment and technological options for contaminated sediments - a geochemical perspective. *Mar Freshwater Res* 46: 113-127
- Förstner U (2003) Geochemical techniques on contaminated sediments – river basin view. *Environ Sci Pollut Res* 10 (1): 58-68
- Förstner U (2004) *Umweltschutztechnik*, 6. Aufl. Springer-Verlag Berlin 421 S.
- Förstner U, Gerth J (2001) Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Sedimenten. Begutachteter Antrag zum BMBF-Forschungsschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiierter Böden und Grundwässer (KORA)“. AB Umweltschutztechnik, TU Hamburg-Harburg
- Förstner U, Calmano W, Ahlf W (1999) Sedimente als Schadstoffsenken und -quellen: Gedächtnis, Schutzgut, Zeitbombe, Endlager. In: Frimmel FH (Hrsg) *Wasser und Gewässer – Ein Handbuch*. S. 249-279. Spektrum-Verlag Heidelberg
- Foxwell D (2000) Dishing the dirt. *Port Development International* 16(9): 33-39.
- Friese K, Witter B, Miehlich G, Rode M (Hrsg. 2000) *Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*, 438 S. Springer Verlag Berlin
- Frimmel FH (1995) In: Kobus H, de Haar U (Hrsg.) *Perspektiven der Wasserforschung*. DFG-Senatskommission für Wasserforschung, Mitt 14, S. 172-181. VCH Weinheim

- Furrer R, Hohn S, Salecker M, Donnert D (2001) Auswahl von Barrierematerialien zur Rückhaltung von Phosphor in natürlichen Sedimenten. Wasserchemische Gesellschaft Jahrestagung 2001 Bad Wildungen, 21.-23.5.2001: 283-287.
- Gadella JM, Honders A (1998) Modelling of sediment treatment and disposal scenarios in The Netherlands. *Wat Sci Tech* 37(6-7): 363-369.
- Galland J-C, Laurance D, Teisson C (1997) Simulating turbulent vertical exchange of mud with a Reynolds stress model. In: Burt N, Parker R, Watts J (Eds) Cohesive Sediments. pp 439-448. Wiley & Sons, Chichester.
- Gerth J, Förstner U (2001) Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Sedimenten. Antrag zum BMBF-Verbundprogramm „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiert Böden und Grundwässer“
- Glud RN, Santegoeds CM, Beer DD, Kohls O, Ramsing NB (1998) Oxygen dynamics at the base of a biofilm studied with planar optodes. *Aquat Microbiol Ecol* 114: 223-233
- Goetz R, Steiner D, Friesel P, Roch K, Walkow F, Maaß V, Reincke H (1996) Dioxin in the River Elbe – investigations of their origin by multivariate statistical methods. *Organohalogene Compounds* 27: 440-443
- Greef O, Glud RN, Gundersen JK, Holby O, Jørgensen BB (1998) A benthic lander for tracer studies in the sea bed: in situ measurements of sulfate reduction. *Contin Shelf Res* 18: 1581-1594
- Guan J, Waite TD, Arnal R (1998) Rapid structure characterization of bacterial aggregates. *Environ Sci Technol* 32: 3735-3742
- Gust G, Müller V (1997) Interfacial hydrodynamics and entrainment functions of currently used erosion devices. In: Burt N, Parker R, Watts J (Eds) Cohesive Sediments. pp 149-174. Wiley & Sons, Chichester
- Haag I, Kern U, Westrich B (1999) Kombinierte Bewertung kontaminiert Ge-wässersedimente: Tiefenabhängige Messung von Erosionsrisiko und Sedimentqualität. *Wasser u. Boden* 51(5): 42-47
- Hartley AM, House WH, Leadbeater BSC, Callow ME (1996) The use of micro-electrodes to study the precipitation of calcite upon algal biofilms. *J Colloid Interface Sci.* 89: 267-272
- Hartmann S (1997) Entwicklung einer Strategie zur in situ-Ermittlung der kritischen Erosionsgeschwindigkeit. Mitteilung des Instituts für Wasserwesen, Heft 60, Universität der Bundeswehr München
- Heinz B (1997) Die rechtliche Behandlung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen. Kurzfassung des Vortrags anl. Workshop „Sedimentationsprobleme in Gewässern“ am 6./7. Oktober 1997 in Stuttgart
- Heinzelmann C (2000) Wirtschaftlicher und umweltverträglicher Umgang mit Baggergut aus Bundeswasserstraßen. *Wasserwirtschaft* 90: 521.
- Hennies K (1997) Biogeochemische Prozeßuntersuchungen zum Transportverhalten von Spurenelementen in der Tide-Elbe. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg

- Hensen C, Landenberger H, Zabel M, Schulz HD (1998) Quantification of diffusive benthic fluxes of nitrate, phosphate, and silicate in the southern Atlantic Ocean. *Global Biogeochem Cycles* 12: 193-210
- Héquet V, Ricou P, Lecuyer I, Le Cloirec P (2001) Removal of Cu²⁺ and Zn²⁺ in aqueous solutions by sorption onto mixed fly ash. *Fuel* 80(6): 851-856.
- Hess F, Müller U, Worch E (1997) Untersuchungen zum Einfluß der Adsorbierbarkeit natürlicher organischer Substanzen auf die konkurrierende Adsorption mit Spurenstoffen. *Vom Wasser* 88: 71-86
- Hesse CH, Tory EM (1996) The stochastics of sedimentation. *Adv Fluid Mech* 7: 199-240
- Holmes DA (1994) Zeolites. In: Carr DD (ed): *Industrial Minerals and Rocks*. Littleton Society for Mining, Metallurgy and Exploration (SMME)
- Hong J (1995) Characteristics and Mobilization of Heavy Metals in Anoxic Sediments of the Elbe River during Resuspension/Oxidation. Dissertation TU Hamburg-Harburg
- Huettel M, Gust G (1992) Impact of bioroughness on interfacial solute exchange on permeable sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 89: 253-267
- Huettel M, Ziebis W, Forster S, Luther GW (1998) Advective transport affecting metal and nutrient distribution and interfacial fluxes in permeable sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 62: 613-631
- Humann K (1995) Der Einfluß des Mikrophytobenthos auf die Sedimentstabilität und die Schwebstoffbildung aus Sedimenten im Elbe-Ästuar. Dissertation an der Universität Hamburg
- Hupfer M, Gächter R, Ruegger H (1995) Poly-P in lake sediments. ³¹P NMR spectroscopy as a tool for its identification. *Limnol Oceanogr* 40: 610-617
- Instanes D (1994) Pollution control of a Norwegian fjord by use of geotextiles. 5th Int Conf Geotext, Geomembranes and Related Products. 5.-9. Sept., Singapur.
- Jacobs PH (2000) The use of natural zeolites in active barrier systems for subaqueous in-situ capping of contaminated sediments: impact of cation exchange equilibria and kinetics. In: *Contaminated Soil 2000: 7th Int FZK/TNO-Conf. on Contaminated Soils*. Thomas Telford, London.
- Jacobs PH (2002) A new rechargeable dialysis sampler for monitoring subaqueous in-situ sediment caps. *Wat Res* 36(13): 3121-3129
- Jacobs PH, Förstner U (1999) Concept of subaqueous in-situ capping of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites. *Wat Res* 33(9): 2083-2087.
- Jacobs PH, Förstner U, Prestel H, Nießner R (2001) On-site Porenwasser-Probenahme und Schwermetall-Analytik mittels Kopplung von Dialyseprobenahme und laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie: Feldstudie Vollert-Süd. Wasserchemische Gesellschaft, Bad Wildungen, 21.-23.5.2001: S. 455-461.
- Jensen A, Brunk B, Jirka GH, Lion LW (1999) Modeling entrainment and non-cohesive flux in an estuarine water column, *J Environ Eng* 125
- Jinadasa KBPN, Dissanayake CB, Weerasooriya SVR (1995) Sorption of toxic metals on goethite: Study of cadmium, lead and chromium. *Int J Environ Studies* 48: 7-16.

- Johnson AA, Tezduyar TE (1997) 3D simulation of fluid-particle interactions with the number of particles reaching 100. *Comput. Meth Appl Mech Eng* 145: 301-321
- Jørgensen BB (1994) Diffusion processes and boundary layer processes in microbial mats. In: Stal LJ, Caumette P (Eds) *Microbial Mats, Structure, Development and Environmental Significance*. pp 243-253. Springer-Verlag, Berlin
- Kausch H, Michaelis W (Eds) (1996) *Suspended Particulate Matter in Rivers and Estuaries. Advances in Limnology* 47, 573 p. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart
- Kennedy RH, Cooke GD (1982) Control of lake phosphorous with aluminum sulfate: dose determination and application techniques. *Water Res Bull* 18(3): 389-395.
- Kern U (1997) Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Universität Stuttgart Heft 93, 209 S.
- Kern U, Haag I, Holzwarth M, Westrich B (1999) Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. *Wasserwirtschaft* 89(2): 72-77
- Kerner M, Yassiri S (1997) Utilization of phytoplankton in seston aggregates from the Elbe Estuary, Germany, during early degradation processes. *Mar Ecol Prog Ser* 158: 87-102
- Khalili A, Basu A, Pietrzik J, Jørgensen BB (1999) Advectional transport through permeable sediments: A new numerical and experimental approach. *Acta Mechanica* 132: 221-227.
- Kies L (1995) Algal snow and the contribution of algae to suspended particulate matter in the Elbe Estuary. In: Wiessner W, Schnepf E, Starr R (Eds) *Algae, Environment and Human Affairs*. pp 93-121. Biopress, Bristol.
- Köthe HF (1995) Legislative framework and technological improvement for the management of contaminated dredged material (CDM) in Germany. In: Roeters PB, Stokman GNM (eds) *POSW - Remediation of Contaminated Sediments. Satellite Seminar, 5th Int FZK/TNO-Conference on Contaminated Soil*. pp 33-42.
- Koschel R, Benndorf J, Proft G, Recknagel F (1983) Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Arch Hydrobiol* 98: 380-408.
- Kühl M, Lassen C, Revsbech NP (1997) A simple light meter for measurements of PAR (400 to 700 nm) with fiberoptic microprobes: application for P vs E₀ (PAR) measurements in a microbial mat. *Aquat Microbial Ecol* 13: 197-207
- Kühl M, Steuckart C, Eickert G, Jeroschewski P (1999) A H₂S microsensor for profiling biofilms and sediments: Application in an acidic lake sediment. *Aquatic Microbial Ecol* 15: 201-209
- Kulik DA, Kersten M (1998) Thermodynamik modelling of heterogenous sorption of trace metals onto synthetic and natural non-stoichiometric Mn oxides. *Mineral Mag* 62A: 826-827
- Laor Y, Farmer WF, Aochi Y, Strom PF (1998) Phenanthrene binding and sorption to dissolved and to mineral-associated humic acid. *Water Res* 32: 1923-1931

- Lick W, Lick J, Ziegler CK (1992) Flocculation and its effect on the vertical transport of fine-grained sediments. In: Hart BT, Sly PG (eds.) *Sediment-Water Interactions V*, S. 1-16, Kluwer Academic Publ., Dordrecht
- Ling W, Chung JN, Troutt TR, Crowe CT (1998) Direct numerical simulation of a three-dimensional temporal mixing layer with particle dispersion. *J Fluid Mech* 358: 61-85
- Luther GW III, Ferdelman TG, Kostka JE, Tsamakis EJ, Church TM (1991) Temporal and spatial variability of reduced sulfur species (FeS_2 , S_2O_3^-) and pore-water parameters in salt marsh sediments. *Biogeochem.* 14: 57-88.
- Luther G, Kupczik G, Böttcher H, Fulfs H, Niemeyer B, Schulze-Erfurt W, Witte VC (1997) Remediation of sediment fractions by the ASRA-DEMI-process (a new mechanical physical treatment technology for contaminated silt). In: *Intern Conf Contaminated Sediments*, Rotterdam 7-11 Sept. 1997. Preprints Vol. I, S. 300-307
- Lyn DA, Stamon A, Rodi W (1992) Density currents and shear-induced flocculation in sedimentation tanks. *J Hydraulic Engin* 118: 849-867
- Malcherek A (1995) Mathematische Modellierung von Strömungen und Stofftransportprozessen in Ästuaren. Dissertation am Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen, Univ Hannover; Ber Nr. 44
- Manceau A, Boisset MC, Sarret G, Hazemann JL, Mench M, Cambier P, Prost R (1996) Direct determination of lead speciation in contaminated soils by EXAFS spectroscopy. *Environ Sci Technol* 30: 1540-1552.
- Martin N, Schuster I, Peiffer S (1996) Two experimental methods to determine the speciation of Cadmium in sediment from the river Neckar. *Hydrochim hydrobiol acta* 24: 68-76.
- Meyercordt J, Meyer-Reil L-A (1999) Primary production of benthic microalgae in two shallow coastal lagoons of different trophic status in the southern Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 178: 179-191
- Meyer-Reil L-A (1994) Microbial life in sedimentary biofilm – the challenge to microbial ecologists. *Mar Ecol Prog Ser* 112: 303-311
- Meyer-Reil L-A (1996) Ökologie mikrobieller Biofilme. In: Lemmer H, Griebe T, H-C Flemming (Hrsg) *Ökologie der Abwasserorganismen*. S. 25-42. Springer, Berlin
- Michels KH, Healey TR (1999) Evaluation of an inner shelf site off Tauranga Harbour, New Zealand, for disposal of muddy-sandy dredged sediments. *J Coastal Res* 15(3): 830-838.
- Miehlich G (1987) Substratgenese und Systematik von Böden der Hamburger Flussmarsch. *Mitt Dtsch Bodenkdl Ges* 55/II: 801-803
- Müller A, Wessels M (1999) The flood in the Odra River 1997 – Impact of suspended solids on water quality. *Acta hydrochim hydrobiol* 27:316-320
- Müller I, Pluquet E (1998) Immobilization of heavy metals in sediment dredged from a seaport by iron bearing materials. *Wat Sci Tech* 37(6-7): 379-386.
- Murphy T, Brouwer H, Moller A, Fox M, Jeffries D, Thachuk J, Savile H, und Don H (1993) Preliminary analysis of in situ bioremediation in Hamilton Harbour. In: Proc. Workshop on the Removal and Treatment of Contaminated Sediments. Environment Canada, Toronto, Ontario.

- Naegeli MW, Hartmann U, Meyer EI, Uehlinger U (1995) POM-dynamics and community respiration in the sediments of a floodprone prealpine river (Necker, Switzerland). *Arch Hydrobiol* 133: 339-347.
- Neudörfer F, Meyer-Reil L-A (1997) A microbial biosensor for the microscale measurement of bioavailable organic carbon in oxic sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 147: 295-300.
- Neumann-Hensel H, Ahlf W (1995) Fate and effect of copper and cadmium in a sediment-water system, and effect on chitin degrading bacteria. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 23: 72-75.
- Nijssen JPJ, Zwakhals JW, Ammerlaan RA, Berger GW (1998) Monitoring environmental effects in The Slufter, a disposal site for contaminated sludge. *Wat Sci Tech* 37(6-7): 425-433.
- Onishi Y (1981) Sediment-contaminant transport model. *Amer.Soc Civ Eng J Hydr Div* 107: 1089-1107
- Palermo M, Maynard S, Miller J, Reible D (1998) Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments. EPA 905-B96-004, Great Lakes National Program Office, Chicago.
- Peiffer S (1997) Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxidation von Pyrit in Gewässersedimenten. Bayreuther Forum Ökologie, Band 47, 98 S.
- Pequegnat RV, Gallaway BJ, Wright TD (1990) Revised procedural guide for designation survey of ocean dredged material sites. Technical report D-90-8, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg.
- Petersen W, Willer E, Willamowski C (1997) Remobilization of trace elements from polluted anoxic sediments after resuspension in oxic water. *Water Air Soil Pollut* 99: 515-522
- Pusch M, Schwoerbel J (1994) Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest). *Arch Hydrobiol* 130: 35-52.
- Pusch M, Fiebig D, Brettar I, Eisenmann H, Ellis BK, Kaplan LA, Lock MA, Naegeli MW, Traunspurger W (1998) The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biol* 40: 453-494.
- Ritzrau W (1994) Labor- und Felduntersuchungen zur heterotrophen Aktivität in der Bodennepheloidschicht. Ber SFB 313, Universität Kiel Nr. 47, 99 S.
- Rolinski S (1997) Zur Schwebstoffdynamik in der Tide-Elbe - numerische Simulation mit einem Lagrangeschen Verfahren. Dissertation an der Universität Hamburg, Ber Zentr Meeres- u. Klimaforschung 25, 117 S.
- Ruby MV, A Davis, Nicholson A (1994) In situ formation of lead phosphates in soils as a method to immobilise lead. *Environ Sci Technol* 28: 646-654.
- Rutherford JC, Boyle JD, Elliott AH, Hatherell TVJ, Chiu TW (1995) Modelling benthic oxygen uptake by pumping. *J Environ Eng ASCE* 121: 84-95.
- Sagemann J, Skowronek F, Dahmke A, Schulz HD (1996) Pore-water response on seasonal environmental changes in intertidal sediments of the Weser Estuary, Germany. *Environ Geol* 27: 362-369
- Salomons W (1993) Non-linear and delayed responses of toxic chemicals in the environment. In: Arendt F, Annokée GJ, Bosman R, van den Brink WJ (Eds) *Contaminated Soil '93*. pp 225-238. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

- Savage C (1986) Chicago Area CDF Synthetic Liner and Sand Blanket Experience. In: A Forum to Review Confined Disposal Facilities for Dredged Materials in the Great Lakes, Bericht des Dredging Subcommittee to the Great Lakes Water Quality Board, International Joint Commission, Windsor, Ont.
- Schuster J, Miehlich G (1989) Tideabhängige Konzentrationsveränderungen in Priewässern als Ausdruck von Austauschvorgängen zwischen Vordeichsland und Elbeästuar, Mitt Dtsch Bodenkdl Ges 59/I: 483-488
- Seidel H, Ondruschka J, Morgenstern P, Stottmeister U (1997) Bioleaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous sulfur-oxidizing bacteria: A feasibility study. In: Intern Conf Contaminated Sediments, Rotterdam 7-11 Sept. 1997. Preprints Vol. I, S. 420-427
- Sills GC (1997) Consolidation of cohesive sediments in settling columns. In: Burt N, Parker R, Watts J (Eds) Cohesive Sediments. pp 107-120. Wiley & Sons, Chichester
- Sloth NP, Riemann B, Nielsen LP, Blackburn TH (1996) Resilience of pelagic and benthic microbial communities to sediment resuspension in a coastal ecosystem, Knebel Vig, Denmark. Estuar Coast Shelf Sci 42: 405-415.
- Song Y, Müller G (1999) Sediment-Water Interactions in Anoxic Freshwater Sediments. Lecture Notes in Earth Sciences 81, 111 p. Springer Verlag Berlin.
- Späth R, Flemming H-C, Wuertz S (1998) Sorption properties of biofilms. Water Sci Technol 37: 207-210
- Spork V (1997): Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung. Mitt Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft. RWTH Aachen, H. 114.
- Stansbury J, Bogardi I und Stakhiv EZ (1999) Risk-cost optimization under uncertainty for dredged material disposal. J Water Resources Planning & Manage 125(6): 342-351.
- Stigliani WM (1991) Chemical Time Bombs: Definition, Concepts, and Examples. Executive Report 16 (CTB Basic Document). IIASA Laxenburg
- Stumm W, Morgan JJ (1996) Aquatic Chemistry. 3. Aufl., 1022 S., Wiley.
- Sullivan N (2000) Sea disposal of dredged material in the UK. Dredging & Port Construction 27(2): 19.
- Sumeri A (1995) Dredging is not a spoil – a status on the use of dredged material in Puget Sound to isolate contaminated sediments. 14th World Dredging Congress, Amsterdam
- Suzuki Y, Takeuchi Y (1994) Uptake of a few divalent heavy metal ionic species by a fixed bed of hydroxyapatite particles. J Chem Engin Japan 27: 571-576.
- Thamdrup B, Fossing H, Jørgensen BB (1994) Manganese, iron, and sulfur cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. Geochim Cosmochim Acta 58: 5115-5129.
- Virta RL (1999) Zeolites. USGS Mineral Yearbook, United States Geological Survey, Minerals Information. Reston (VA) USA
- Westrich B (1988) Fluvialer Feststofftransport - Auswirkung auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. Schriftenreihe gwf Wasser-Abwasser Band 22, 173 S. R. Oldenbourg Verlag München Wien.

- Westrich B, Kern U (1996) Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten stau-geregelter Flüsse - Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Abschätzung des Remobilisierungsrisikos kontaminiierter Altsedimente. Abschlußber Nr. 96/23, 186 S. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Wiltshire K, Tolhurst T, Paterson DM, Davidson I, Gust G (1998) Pigment fingerprints as markers of erosion and changes in cohesive sediment surface properties in simulated and natural erosion events. In: Black KS, Paterson DM, Cramp A (eds) *Sedimentary Processes in the Intertidal Zone*. Geological Society, London, Spec. Publ. 139: 99-114
- Witek Z et al. (1997) Phytoplankton primary production and its utilization by pelagic community in the coastal zone of the Gulf of Gdansk (southern Baltic). *Mar Ecol Prog Ser* 148: 169-186
- Witte G, Kühl H (1996) Facilities for sedimentation and erosion measurements. In: Kausch H, Michaelis W (Eds) *Particulate Matter in River and Estuaries*. Arch Hydrobiol, Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 121-125.
- Wollschläger A (1996) Ein Random-Walk-Modell für Schwermetallpartikel in natürlichen Gewässern. Dissertation am Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen, Universität Hannover, Bericht Nr. 49.
- Wolska L et al. (1999) Evaluation of pollution degree of the Odra Basin with organic compounds after the 1997 summer flood – general comments. *Acta hydrochim hydrobiol* 27: 343-349
- Zeman AJ (1994) Subaqueous capping of very soft contaminated sediments. *Canadian Geotech J* 31(4): 570-576.
- Ziebis W, Huettel M, Forster S (1996) Impact of biogenic sediment topography on oxygen fluxes in permeable seabeds. *Mar Ecol Prog Ser* 140: 227-237
- Zimmer M, Ahlf W (1994) Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe - Literaturstudie. UBA-Texte 69/94. 307 S. Umweltbundesamt Berlin
- Zoumis T, Calmano W, Förstner U (2000) Demobilization of heavy metals from mine Waters. *Acta hydrochim Hydrobiol* 28(4): 212-218

3.5 Sedimente und WRRL – Fallstudien Rhein und Elbe

- Ackermann F (1998) Dynamik der Schwermetallbelastung in feinkörnigen Sedimenten und Schwebstoffen im Tidebereich von Ems, Weser und Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1188, Koblenz. 63 pp (+Anhänge)
- Anonym (1987) GEMS/Water Operational Guide, World Health Organization (WHO) Geneva
- Anonym (2000) Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK-Forschungsbericht, Hennef. 168 S.
- Anonym (2004a) Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS). Discussion Document, 13 January 2004, 30 p
- Anonym (2004b) Opinion of the Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) on the setting of Environmental Quality Stan-

- dards for Priority Substances included in Annex X of Directive 2000/60/EC in accordance with Article 16 thereof. CSTEER Plenary Meeting, 28 May 2004
- Anonym (2004c) WFD AMPS Sediment Monitoring Guidance Discussion Dokument, AMPS and SedNet, Draft Version 1 from 16 April 2004
- Anonym (2004d) Concept Paper on Emission Control from 8 June 2004 of the Expert Advisory Forum (EAF) on Priority Substances and Pollution Control. 7th EAF-Meeting at Brussels, 14-15 June 2004
- Anonym (2004e) Evaluation of current gaqps and recommendations for further actions in the field of environmental analysis and monitoring. METROPOLIS (Metrology in Support of EU Policies) Position Paper, March 2004. Verneuil-en-Halatte/France. 8 p.
- Anonym (2005, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Hrsg) Ergebnisse des Meßprogramms zur Überwachung der Gewässergüte in grenzüberschreitenden Gewässern und Küstengewässern. BMU-Maßnahmenkatalog 2005/2006
- Baborowski M, von der Kammer F, Friese K (2004) Teilprojekt 5: Kolloide und Schadstoffe (Schwermetalle) in der Elbe bei Hochwassereignissen. In Geller W et al. (Hrsg) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts. S. 287-304
- Babut M, Oen A, Hollert H, Apitz SE, Heise E, White S (2006) Prioritization at river basin scale, risk assessment at local scale: suggested approaches. In Heise S (ed) Sediment Risk Assessment and Communication. Elsevier Amsterdam (im Druck)
- Bergemann M (2005) pers. Mitteilung über die qualifizierte Schätzung partikulärer Schadstofffrachten durch die Wassergütestelle Elbe
- Breitung V (2005) Die Erfahrungen mit der ‚Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland‘ (HABAB-WSV) bei der Umlagerung in der Staustufe Iffezheim. In Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg) Die Bedeutung von Baggergutrichtlinien für das Sedimentmanagement in Flussgebieten und für den Meeresschutz. 14. Chemisches Kolloquium am 15. Juni 2005 in Koblenz. S. 49-54
- Brils J (2004) Three years of SedNet. J Soils & Sediments 4 (4) 216-217
- Carr RS, Nipper M (eds, 2001) Summary of a SETAC Technical Workshop ‚Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations with a Review of Methods and Applications, and Recommendations for Future Areas of Research, SETAC, Pensacola, FL
- Chapman PM, Anderson B, Carr S, Engle V, Green R, Hameedi J, Harmon M, Haverland P, Hyland J, Ingersoll C, Long ER, Rodgers jr J, Salazar M, Sibley PK, Smith PJ, Swartz RC, Thompson B, Windom H (1997) General guideline for using the sediment quality triad. Marine Poll Bull 34: 368-372
- Den Besten PJ, De Deckere E, Babut MP, Power B, Angel DelValls T, Zago C, Oen AMP, Heise S (2003) Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. J Soils & Sediments 3: 144-162
- DiToro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson AR, Ankley GT (1991) Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. Environ Sci Technol 26: 96-101

- Förstner U (1989) Contaminated Sediments. Lecture Notes in Earth Sciences. Springer Berlin 157 p
- Förstner U (2002) Sediment sampling, sample preparation, grain size corrections, and chemical criteria. In Burden FR, McKelvie I, Förstner U, Guenther A (eds) Environmental Monitoring Handbook, Chapter 14, 14.1-14.31. McGraw-Hill New York
- Förstner U (2004) Traceability of sediment analysis. Trends Anal Chem 23 (3) 217-236
- Förstner U, Westrich B (2005) BMBF Coordinated Research Project SEDYMO (2002-2006): Sediment dynamics and pollutant mobility in river basins. J Soils & Sediments 5: 134-138
- Furrer R, Müller A, Hemberle P (Hrsg) 1997) Die Belastung der Elbe – Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. FZK Karlsruhe. 192 S.
- Griscom SB, Fisher NS, Luoma SN (2000) Geochemical influences on assimilation of sediment-bound metals in clams and mussels. Environ Sci Technol 34: 91-99
- Haag I, Kern U, Westrich B (2001) Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. Sci Total Environ 266: 249-257
- Heininger P, Pelzer J (1998) Trends und Verteilungsmuster in der Schadstoffbelastung von Sedimenten der östlichen Bundeswasserstraßen. Acta hydrochim hydrobiol 26 (4): 218-225
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W (2004) Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries. On behalf of the Port of Rotterdam. October 2004, Hamburg, 225 p
- Heise S, Claus E, Heininger P, Krämer Th, Krüger F, Schwartz R, Förstner U (2005) Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet – Ursachen und Trends. Im Auftrag von Hamburg Port Authority. Abschlussbericht Dezember 2005. 169 S.
- Meybeck M, Kimstach V, Helmer R (1992) Strategies for water quality assessment. In Chapman D (ed) Water Quality Assessments. A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in the Environmental Monitoring. Chapter 2, pp 19-50. Chapman & Hall London
- Mudroch A, Azcue JM (1995) Manual of Aquatic Sediment Sampling. Lewis Publ., Boca Raton, FL
- Mudroch A, Bourbonniere RA (1994) Sediment preservation, processing, and storage. In Mudroch A, MacKnight SD (eds) Techniques for Aquatic Sediment Sampling, 2nd ed, pp 131-169. Lewis Publ, Boca Raton, FL
- Müller A, Hanisch C, Zerling L, Arnold A, Lohse M, Walther A (1996) Schwermetalle in feinkörnigen Flusssedimenten der Saale und ihrer Nebenflüsse. Geochemische Hintergrundkonzentrationen und anthropogene Belastung. Schr-R Deutsch Geol Ges 1: 59-61
- Müller A, Zerling L, Hanisch C (2003) Geogene Schwermetallsedimente in Auen-sedimenten und -böden des Einzugsgebietes der Saale. Abh Sächs Akad Wiss Leipzig, Math-Naturwiss Klasse, Band 59, Heft 3, Leipzig. 122 S.

- Naumann S, Schriever S, Möhling M, Hansen O, Schmidt A, Gölz E (2003) Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. BfG-1382. Koblenz. 204 S.
- Nestmann F, Büchele B (2002, Hrsg) Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH). 469 S.
- Prange A et al. (1997) BMBF-Forschungsvorhaben 02-WT 9355/4, Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies. Abschlussbericht Teil 1/3: Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen. Dezember 1997. GKSS Forschungszentrum Geesthacht
- Quevauviller Ph (2004) Traceability of environmental chemical measurements. Trends Anal Chem 23 (3): 171-177
- Salomons W (2005) Sediments in the catchment-coast continuum. J Soils & Sediments 5 (1): 2-8
- Schmidt A et al. (1999) Quantitative Bewertung der Schwebstoffverhältnisse der Elbe. Abschlussbericht der Expertengruppe 'Feststofftransport in der Elbe' der IKSE-Expertengruppe HY, Berlin-Prag. pp 1-50
- Spreafico M, Bruk St (2004) UNESCO's International Sedimentation Initiative – background and current status. J Soils & Sediments 4 (4) 217-218
- Tessier A, Campbell PGC (1987) Partitioning of trace metals in sediments: Relationship with bioavailability. In Thomas R, Evans A, Hamilton A, Munawar M, Reynoldson T, Sadar H (eds) Ecological Effects of In Situ Sediment Contaminants. Hydrobiologia 149: 43-52
- Thomas R, Meybeck M (1992) The use of particulate material. In Chapman D (ed) Water Quality Assessments. A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in the Environmental Monitoring. Chapter 4, pp 121-170. Chapman & Hall London
- Westrich B (2004) Chapter 2.5. Hydraulic Data Quality. In Heise S et al (2004) Wippermann Th (2000) Bergbau und Umwelt – langfristige geochemische Einflüsse. Springer Verlag Heidelberg Berlin. 264 S.
- Zadeh LA (1965) Fuzzy sets. Information and Control 8: 338-353
- Zerling L, Hanisch Chr, Müller A, Mroczek A, Walther A (1998) Aktuelle Metallbelastung und geogener Hintergrund im Flussediment der Weißen Elster. In Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B.G. Teubner, Stuttgart/Leipzig. S. 189-190

3.6 Integrierte Untersuchungen in Böden, Grundwässern, Sedimenten und Flüssen: Anwendungen vom EU-Projekt Aquaterra

- Barth JAC, Fowler H (2005) AquaTerra, a new Integrated Project in FP 6: active since June 2004. Land Contamination & Reclamation, Clean-up & regeneration bulletin 13(2): 201–205

- Barth JAC, Grathwohl P (2005) AquaTerra, ein neues integriertes Projekt im 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission. Vom Wasser. Journal der Wasserchemischen Gesellschaft 103(1): 20-21
- Bartkow ME, Booij K, Kennedy KE, Müller JF, Hawker DW (2005) Passive air sampling theory for semivolatile organic compounds. *Chemosphere* 60 (2): 170-176
- Beinhorn M (2005) Contributions to computational hydrology: Non-linear flow processes in subsurface and surface hydrosystems. PhD-Thesis, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten C90, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften, Universität Tübingen.
- Böhme F, Welsch-Pausch K, McLachlan M (1999) Uptake of semivolatile organic compounds in agricultural plants: Field measurements and interspecies variability. *Environmental Science and Technology* 33 (11): 1805-1813
- Bopp S, Weiss H, Schirmer K (2005) Time-integrated monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in groundwater using the ceramic dosimeter passive sampling device. *Journal of Chromatography A* 1072 (1): 137-147
- Diersch HJG, Kolditz O (2002) Variable-density flow and transport in porous media: Approaches and challenges. *Adv Water Resources* 25(8-12): 899-944
- DIN 19739-1 (2002) Luftbeschaffenheit und Bodenbeschaffenheit - Messen der atmosphärischen Deposition organischer Spurenstoffe; Trichter-Adsorber-Verfahren. Teil 1. Sammelgeräte; Anforderungen, Aufbau, Anwendung. <http://www.vdi.de/vdi/vrp/richtliniendetails/index.php?ID=9231424>
- DIN 19739-2 (2003) Luftbeschaffenheit und Bodenbeschaffenheit - Messen der atmosphärischen Deposition organischer Spurenstoffe; Trichter-Adsorber-Verfahren. 2. Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. <http://www.vdi.de/vdi/vrp/richtliniendetails/index.php?ID=9440859>
- Goch T, Klemm O, Grathwohl P (2006) Atmospheric bulk deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural areas of southern Germany. *Atmospheric Environment* (eingereicht).
- Grathwohl P, Schiedek T (1997): Passivsammler zum Langzeitmonitoring der Deposition hydrophober organischer Schadstoffe. In: LfU Baden-Württemberg [Hrsg]: Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden, Fachgespräche 5: 79-85
- Grathwohl P (1998) Dosimeter.- Patentanmeldung. 198 30 413.7-52. Deutsches Patentamt München.
- Jacob J, Grimmer G, Hildebrandt A (1993) The use of passive samplers for monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. *Science of the Total Environment*, 139/140: 307-321
- Jaward FM, Farrar NJ, Sweetman AJ, Jones KC, Harner T (2004) Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe. *Environ Sci Technol* 38(1): 34-41
- Jaward FM, Zhang G, Nam JJ, Sweetman AJ., Jones KC, Obbard JP, Kobara Y (2005) Passive air sampling of polychlorinated biphenyls, organochlorine compounds, and polybrominated diphenyl ethers across Asia. *Environ Sci Technol* 39(22): 8638-8645
- Kolditz, O (2002) Computational Methods in Fluid Mechanics. Springer Berlin

- Kolditz O, Bauer M. (2004) A process-oriented approach to computeing multi-field problems in porous media. *Journal of Hydroinformatics*, 6 (3), 225-244.
- Kolditz O, Beinhorn M., Liedl R. (2005) An object-oriented groundwater/river model. *IAHS-AISH Publication*, 531-539.
- Krauss M, Wilcke W, Martius C, Bandeira A, Garcia M, Amelung W (2005) Atmospheric versus biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a tropical rain forest environment. *Environ Poll* 135 (1): 143-154
- Martin H (2000): Entwicklung von Passivsammlern zum zeitlich integrierenden Depositions- und Grundwassermanagement: Adsorberkartuschen und Keramikdosimeter. *Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten*, Reihe C, 56: 84 S.
- Martin H, Grathwohl P (2002) Adsorberkartuschen zum zeitlich integrierenden Depositionsmonitoring für Polzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Feldversuche, Reproduzierbarkeit und Stabilität. *Bodenschutz*, 7: 18-22
- Martin H, Patterson BM, Davis GB, Grathwohl P (2003) Field trial of contaminant groundwater monitoring: comparing time-integrating ceramic dosimeters and conventional water sampling. *Environ Sci Technol* 37 (7): 1360-1364
- McLachlan M (1999) Framework for the interpretation of measurements of SOCs in plants. *Environ Sci Technol* 33 (11), 1799-1804
- Müller JF, Hawker DW, McLachlan MS, Connell DW (2001) PAHs, PCDD/Fs, PCBs and HCB in leaves from Brisbane, Australia. *Chemosphere* 43 (4-7): 507-515
- Ockenden WA , Steinnes E , Parker C , Jones, KC (1998) Observations on persistent organic pollutants in plants: Implications for their use as passive air samplers and for POP cycling. *Environ Sci Technol* 32 (18): 2721-2726
- Ockenden WA, Jaward FM, Jones KC (2001) Atmospheric sampling of persistent organic pollutants: Needs, applications and advances in passive air sampling techniques. *TheScientificWorldJOURNAL* [electronic resource] 1: 557-575.
- Piepenbrink, M (1998) Entwicklung und Einsatz von Passivsammlern zur zeitlich integrierenden und tiefenhorizontierten Grundwasser-Beprobung. Diplomarbeit am Geologischen Institut der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, 61 pp.
- Rinaldo A, Marani A (1987) Basin scale model of solute transport. *Water Resources Research* 23(11): 2107-2118
- Rinaldo A, Botter G, Bertuzzo E, Uccelli A, Settin T, Marani M (2006a) Transport at basin scales: 1. Theoretical framework. *Hydrol Earth System Sci* 10: 19-29
- Rinaldo A, Botter G, Bertuzzo E, Uccelli A, Settin T, Marani M (2006b) Transport at basin scales: 2. Applications. *Hydrol Earth System Sci* 10: 31-48
- Shoeib M, Harner T (2002) Characterization and comparison of three passive air samplers for persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol* 36(19): 4142-4151