

Leitfaden

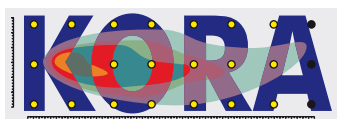
Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an
Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimenten

KORA-Themenverbund 6

Bergbau und Sedimente
Sauerwasser, Schwermetalle, HCH und DDX



November 2008



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

LEITFADEN

Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimenten



Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung.

Nils Hoth, Dieter Rammlmair, Joachim Gerth, Frieder Häfner
&
der Themenverbund 6 (TV 6)
„Bergbau und Sedimente“

im

BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden“ (KORA)

<http://www.natural-attenuation.de>

Bibliographische Information Der Deutschen Bibliothek
Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliografische
Daten sind im Internet über <<http://dnb.ddb.de>> abrufbar.

Herausgeber:
Technische Universität Bergakademie Freiberg
Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau (IBF)
Agricolastr. 22
09599 Freiberg



Bezugsquelle

www.natural-attenuation.de

Mitherausgeber:
DECHEMA e.V.
Forschungs- und Projektkoordination
Theodor-Heuss-Allee 25
60486 Frankfurt am Main

Der Förderschwerpunkt KORA wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Der Leitfaden ist nicht für den gewerblichen Vertrieb bestimmt.

ISBN- 978-3-89746-098-X

Impressum

Wissenschaftliche Koordination und Leitung:

Dr. Nils Hoth, Prof. Dr. Frieder Häfner (TU BA Freiberg)

Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, Agricolastr. 22, 09599 Freiberg
Nils.Hoth@tbt.tu-freiberg.de

Beteiligte Autoren (in alphabetischer Reihenfolge, mit Kapitelbezug, Institution zum Zeitpunkt der Erstellung der Zuarbeiten) :

- S. Bley**, Dr. Fintelmann und Dr. Meier GmbH Hamburg
(Kap. A1, A2, B1, C1)
- M. Dilbat**, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
(Kap. C2)
- U. Förstner**, TU Hamburg-Harburg
(Anl. 1)
- M. Furche**, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover
(Kap. A1, A2, B3, C3)
- J. Gerth**, TU Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft
(Kap. A1, A2, B1, C1, D)
- T. Graupner**, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover
(Kap. A1, A2, B3, C3, D)
- F. Häfner**, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
(Kap. C2)
- N. Hoth**, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
(Kap. A1, A2, B2, C2, D)
- A. Kassahun**, Grundwasserforschungsinstitut Dresden GmbH
(Kap. C2)
- K. Knöller**, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) Leipzig-Halle
(Kap. B2, C2)
- S. Kutschke**, G.E.O.S. Freiberg mbH
(Kap. C2)
- J. Meima**, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover
(Kap. A1, A2, B3, C3, D)
- H. Neumann-Hensel**, Dr. Fintelmann und Dr. Meier GmbH Hamburg
(Kap. A1, A2, B1, C1)
- H.-M. Nitzsche**, Institut für Nichtklassische Chemie an der Universität Leipzig e.V.
(Kap. C2)
- D. Rammlmair**, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover
(Kap. A1, A2, B3, C3)
- A. Simon**, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
(Kap. C2)
- E. Simon**, Grundwasserforschungsinstitut Dresden GmbH
(Kap. C2)
- A. Storch**, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau
(Kap. C2)
- K. Tröger**, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) Leipzig-Halle
(Kap. B2, C2)

Vorwort - Struktur dieses Leitfadens

Im Untergrund ablaufende natürliche Abbau- und Rückhaltprozesse können die Ausbreitung von Schadstoffen deutlich verlangsamen und damit zu einer Verringerung der Gefährdung bzw. zum Rückgang der Belastung führen. Die Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO [2005]) hat dafür den Begriff „natürliche Schadstoffminderung“ eingeführt. Dies erfolgte in Anlehnung an den englischen, durch die US EPA geprägten Begriff „Natural Attenuation“ (NA).

Für die langfristige Wasserbeschaffenheitsentwicklung von großräumigen Körpern, wie Braunkohleabraumkippen, Erzbergbauhalden oder Flussauensedimenten besitzen diese NA-Prozesse eine wesentliche Bedeutung. Der vorliegende Leitfaden bietet für die Untersuchung und Bewertung des, in Folge der NA-Prozesse verminderten Quelltermaustrags eine strukturierte Hilfestellung. Diese basiert dabei auf denen innerhalb des KORA-Themenverbundes (TV) „Bergbau und Sedimente“ erzielten Forschungsergebnissen.

Wie ist der Leitfaden aufgebaut?

In **Teil A** sind die Grundlagen zu natürlichen Schadstoffminderungsprozessen an Bergbau- und Flussauensedimentstandorten hinsichtlich der natürlichen Quelltermminimierung zusammengefasst. Nach einer Einführung werden die drei Standortfamilien: Braunkohleabraumkippen, Erzbergbauhalden und Flussauensedimente kurz charakterisiert. Es folgt die Präzisierung der rechtlichen Aspekte bei Berücksichtigung von NA-Prozessen an Bergbau- und Flussauenseitenstandorten, als Untersetzung der umfassenden Darstellung zu generellen Rechtsaspekten von MNA/ ENA in den KORA-Handlungsempfehlungen. Nachfolgend werden die wissenschaftlichen Grundlagen zu den Schadstoffminderungsprozessen der drei Standortfamilien kurz aufgezeigt.

Teil B weist dann konkret für den Einzelfall Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse aus. Hierbei werden für alle drei Standortfamilien die Prüfkriterien, das jeweilige MNA-Bewertungskonzept und relevante Untersuchungsmethoden vorgestellt.

In **Teil C** sind dann die Fragestellungen, durchgeführten Untersuchungen, Ergebnisse und Beurteilungen an den einzelnen Standorten des TV „Bergbau und Sedimente“ als Fallbeispiele dargestellt. Die ausführlichen Forschungsergebnisse an diesen Standorten finden sich in Form der Abschlussberichte auf der beigefügten CD.

Teil D fasst dann die wesentlichen Erkenntnisse der Forschungsprojekte an den Standorten zusammen und zieht bezüglich der Bewertung der NA-Prozesse Schlussfolgerungen. Hierbei werden auch Ansatzpunkte zur weiteren Qualifizierung des Bewertungsvorgehens und weiterführende Forschungsaspekte benannt.

Als **Anlage 1** ist dem Leitfaden eine Zusammenstellung von Erkenntnissen zum „Monitored Natural Recovery“ (natürliche Überdeckung) von kontaminierten Flusssedimenten beigefügt. Auf Grund des Zeitmaßstabes und der Hydraulik (Sedimenttransport) treten an diesen Flusssedimenten die klassischen NA-Prozesse, im Gegensatz zu den Flussauen stark zurück. Diese Anlage versteht sich somit als Ergänzung hinsichtlich der wichtigen Bewertung des Gesamtsystems „Fließgewässer + Flussauen“.

Auf der beigefügten **CD** sind neben dem TV6-Leitfaden die Abschlussberichte der Forschungsprojekte (wie bereits erwähnt), die KORA-Handlungsempfehlungen mit der zugehörigen Methodensammlung sowie der Abschlussbericht des KORA-Projekts 8.3 – zu rechtlichen Rahmenbedingungen von MNA enthalten.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort - Struktur dieses Leitfadens	4
Inhaltsverzeichnis	5
Teil A: Grundlagen	7
A1 Allgemeine Charakteristik	7
A1.1 Der BMBF-Förderschwerpunkt KORA	7
A1.2 Veranlassung/ Zielsetzung dieses Leitfadens	8
A1.3 Charakteristik der einzelnen Standortfamilien	9
A1.4 Charakteristik der Schad- und Problemstoffe	11
A1.5 Anwendungsbereich des Leitfadens	12
A1.6 Rechtliche Einordnung	13
A2 Relevante Natürliche Schadstoffminderungsprozesse	15
A2.1 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Flussauensedimenten	15
A2.2 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Braunkohleabraumkippen	18
A2.3 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Erzbergbauhalden	22
Teil B: Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung	28
B1 Flussauensedimente	28
B1.1 Prüfkriterien	28
B1.2 Abgrenzung von Standortkategorien	28
B1.3 MNA-Bewertungskonzept	29
B1.4 Methoden	31
B2 Braunkohleabraumkippen	35
B2.1 Prüfkriterien	35

B2.2	Abgrenzung von Standortkategorien	35
B2.3	MNA-Bewertungskonzept	38
B2.4	Methoden	44
B3	Erzbergbau-/ -aufbereitungshalden	50
B3.1	Prüfkriterien	50
B3.2	Abgrenzung von Standortkategorien	51
B3.3	MNA-Bewertungskonzept	52
B3.4	Methoden	55
Teil C:	Fallbeispiele	57
C1	Flussauensedimente	57
C1.1	Untersuchungsstandort Jeßnitz	57
C1.2	Wesentliche Erkenntnisse zu Natural Recovery Prozessen in Fluss-sedimenten	63
C2	Braunkohleabraumkippen	64
C2.1	Kippenstandort Zwenkau-Cospuden (Mitteldeutsches Revier)	64
C2.2	Altkippe Plessa (Niederlausitzer Revier)	73
C3	Erzbergbau-/ -aufbereitungshalden	85
C3.1	Spülsandhalde Münzbachtal (saure Standorte)	85
C3.2	Feineisenhalde im Harzvorland (basische Standorte)	96
Teil D:	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	105
	Literatur	110
	Abbildungsverzeichnis	117
	Tabellenverzeichnis	120
	Glossar	120

Teil A: Grundlagen

A1 Allgemeine Charakteristik

A1.1 Der BMBF-Förderschwerpunkt KORA

Die im Rahmen dieses Leitfadens durchgeführten Arbeiten zu belasteten Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimentstandorten waren als Themenverbund 6 „Bergbau und Sedimente“ eingebunden in den BMBF-Förderschwerpunkt „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung von Grundwässern und Böden“ (KORA).

Ziel dieses Förderschwerpunktes war es, die fachlichen Grundlagen zur Einbeziehung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in die Bewertung/ Sanierungspraxis zu legen.

In sechs Themenverbünden (TV 1 bis TV 6), die nach branchenspezifischen Kontaminationen gegliedert waren, wurden die fachlichen Voraussetzungen für diese Einbeziehung erarbeitet. Dies erfolgte in 74 Einzelvorhaben auf 24 Standorten, stellvertretend für eine Vielzahl vergleichbarer Standorte in der Bundesrepublik Deutschland.

Zwei weitere Themenverbünde (TV 7 und TV 8) befassten sich mit den interdisziplinären Fragestellungen Modellierung sowie Recht und Ökonomie. Tab.1 weist die einzelnen Themenverbünde mit den darin untersuchten Standorten aus.

Tab. A1.1: Übersicht über die Themenverbünde des Förderschwerpunktes KORA

TV	Titel	Schadstoffe	Untersuchte Standorte
TV 1	Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/ Mineralöl	MKW, BTEX, MTBE	5
TV 2	Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung	PAK, Teeröle, Heterozyklen	4
TV 3	Chemische Industrie	LCKW, BTEX	6
TV 4	Deponien, Altablagerungen	Deponiebürtige Schadstoffe	4 + 2 ^a
TV 5	Rüstungsalntlasten	Nitroaromaten, STV	3
TV 6	Bergbau, Sedimente	Spuremetalle, Acidität/Sulfat ^b , Pestizide	2 + 1 ^a
TV 7	Modellierung und Prognose	–	–
TV 8	Rechtliche und ökonomische Aspekte, öffentliche und behördliche Akzeptanz	–	–

^a weitere Standorte im Rahmen assoziierter Projekte, ^b bergbautypische Problemstoffe.

Der gesamte Förderschwerpunkt KORA wurde durch das BMBF über einen Förderzeitraum von 2002 - 2008 mit einem Fördervolumen von ca. 26,4 Mio. € unterstützt. Zuzüglich der Eigen- und Drittmittel wurden insgesamt ca. 32,7 Mio. € für diese FuE-Arbeiten zur Verfügung gestellt.

Ein Lenkungsausschuss von Experten aus Bundes- und Landesbehörden, Fachverbänden und der Industrie begleitete die KORA-Projekte, um einen hohen Praxisbezug sicher zu stellen.

Die Ergebnisse von KORA werden übergeordnet durch die Handlungsempfehlungen und branchenspezifisch durch die jeweiligen Leitfäden sowohl Planern als auch Behörden zur Verfügung gestellt. Dabei weisen die Leitfäden, konkrete Ansätze zur branchenspezifischen Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung in der Sanierungspraxis – z.B. im Rahmen von MNA-Konzepten aus.

Übergeordnet stellen die KORA-Handlungsempfehlungen die rechtlichen Rahmenbedingungen, die Grundlagen der ökonomischen Bewertung sowie Akzeptanzkriterien bei der Umsetzung von MNA-Konzepten als Basis für die Leitfäden zur Verfügung. Im Mittelpunkt der Handlungsempfehlungen wird das Prinzip der vierstufigen Vorgehensweise zur Umsetzung von MNA in den Bereichen Erkundung und Monitoring, Untersuchung der NA-Prozesse, sowie Modellierung und Prognose dargestellt.

Dieses stufenweise Vorgehen ist an das Positionspapier der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“ (LABO [2005]) angelehnt und wird in den Leitfäden konkretisiert.

Die KORA-Methodensammlung im Anhang der Handlungsempfehlungen ist eine weitere Verbindung zwischen Leitfäden und Handlungsempfehlungen. Hier werden innovative Untersuchungsmethoden systematisiert dargestellt, die an den Standorten zum Teil erstmalig eingesetzt worden sind.

Die Querverweise zu den verschiedenen KORA-Produkten erfolgen an Hand der Abkürzungen KORA-LF TV x für den jeweiligen Leitfaden des Themenverbundes x und KORA-HE für die Handlungsempfehlungen sowie KORA-MS zur Methodensammlung als umfangreiche Anlage der KORA-Handlungsempfehlungen.

Die KORA-HE und die KORA-MS befinden sich auf der diesem Leitfaden beigelegten CD. Die vollständigen Zitate zu den genannten KORA-Produkten finden sich am Ende des Literaturverzeichnisses.

A1.2 Veranlassung/ Zielsetzung dieses Leitfadens

Gegenstand des KORA-Themenverbundes 6 „Bergbau und Sedimente“ und damit dieses Leitfadens sind die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Gefahr- und Schadensherden (Bergbaukippen/-halden, Flussauen) vor allem bezüglich anorganischer Schad-/Problemstoffe (Spurenmetalle/ Acidität und Sulfat) aber auch HCH und DDX (Flussauen).

Kontaminierte Flussauensedimente sowie Bergbaukippen/-halden mit angrenzenden beeinflussten Grundwasserkörpern nehmen einen nicht unerheblichen Flächenanteil in der Bundesrepublik Deutschland ein, mit regional stark unterschiedlicher Bedeutung.

Auf Grund des Ausmaßes dieser Körper und des diffusen Schadstoffverteilungsmusters ist eine klassische „Herdsanierung“ (auch teilweise) zumeist unmöglich. In Anbetracht dessen und vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL [2000]) besitzt somit das Verständnis zur natürlichen Quelltermminimierung dieser Körper erhebliche Relevanz. Dabei fordert die EU-WRRL für die regionalen Grundwasserkörper bezüglich des einzuhaltenden „guten chemischen Zustands“ zumindest den Nachweis einer Trendumkehr. Hierfür besitzt die Trendumkehr der Quellterme entscheidende Bedeutung.

Diesbezüglich ergibt sich ein wesentlicher Unterschied zu den KORA-Leitfäden der „klassischen“ Altlasten (Mineralöle, Teeröle, Chlorierte Kohlenwasserstoffe) der Themenverbünde TV 1 bis 3. Während diese TV's die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in der Abstromfahne in den Focus stellen, hat der hier vorliegende Leitfaden die natürliche Quelltermminimierung als Gegenstand.

Auf Grund der fachlichen Breite des Themenverbundes erfolgt die Darstellung im Leitfaden zumeist getrennt nach den drei Standortfamilien – Flussauensedimente, Braunkohleabraumkippen und Erzbergbauhalden.

Bezüglich der Flussauen ist festzuhalten, dass die Untersuchungen innerhalb des zugehörigen KORA-Projektes sich ausschließlich auf die Prozesse in den Auensedimenten konzentrierten. Selbstverständlich sind für die Schadstoffdynamik in Flusseinzugsgebieten auch die Prozesse in den Flusssedimenten von großer Bedeutung. Der KORA-Verband war jedoch auf die Grundwasser- und Bodenzone (Auen) ausgerichtet, so dass Prozesse in den Oberflächengewässern selbst (Flusssedimente) nicht Gegenstand der Untersuchungen waren. Auf Grund des wichtigen fachlichen Zusammenhangs werden jedoch Erkenntnisse und Erfahrungen zu „Natural Recovery“-Prozessen (Überdeckung) in Flusssedimenten dem Leitfaden beigelegt (siehe Anlage 1).

Für die natürlichen Schadstoffminderungsphänomene der drei Standortfamilien ist weiterhin festzuhalten, dass umfassende Untersuchungen mit einem breiten Spektrum an Methoden, in Verbindung mit der Standortart auch in der englischsprachigen Literatur nahezu vollständig neu sind. Dies gilt insbesondere für die in Braunkohlekippen induzierte Sulfatreduktion durch mikrobielle Umsetzung des mitverstützten tertiären organischen Materials sowie für die hydraulische Teilabdichtung von Erzbergbauhalden in Folge Krustenbildung am Kapillarsaum.

Daraus ergibt sich ein weiterer wesentlicher Unterschied zu den Leitfäden der TV 1 bis 3 (MKW, Teerölaltlasten und CKW), da für diese in der englischsprachigen Literatur bereits ein umfassendes, dokumentiertes wissenschaftliches Prozessverständnis als Basis zu Beginn der Arbeiten vorlag. Somit liegt im hier vorliegenden TV6-Leitfaden, im Gegensatz zu den anderen benannten Leitfäden (TV 1-3), der Fokus mehr auf der kompakten Darstellung des erlangten Prozessverständnisses, des Vorgehens und der Forschungsergebnisse, als in der Ausweisung eines umfassenden Bewertungsschemas.

Zusammenfassendes Ziel des Leitfadens ist es somit, spezifisch für die einzelnen Standortfamilien (Braunkohlekippen, Flussauensedimente, Erzbergbauhalden), eine Verfahrensweise aufzuzeigen, mit der die Relevanz von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen eingeschätzt und Anknüpfungspunkte für deren Stimulierung (ENA) ausgewiesen werden.

A1.3 Charakteristik der einzelnen Standortfamilien

A1.3.1 Flussauensedimente

Beim Umgang mit kontaminierten Sedimenten und Baggergut standen bislang Problemlösungen für Häfen am Unterlauf großer Flüsse im Vordergrund. Mit der Umsetzung der EU-WRRL finden nun auch die Sedimentkontaminationen im Ober- und Mittellauf der Flüsse größere Beachtung. Neben den direkten Ablagerungen im Flussbereich, teilweise in Bühnenfeldern, stellen vor allem die kontaminierten Überflutungssedimente (Auenböden) ein bislang weitgehend ungelöstes Problem für viele Flusseinzugsgebiete dar. Bei jeder Überflutung werden Auenböden mit remobilisierten Flusssedimenten beaufschlagt, die je nach Herkunft stark kontaminiert sein können. Somit sind die scheinbar naturnahen Auen eine großflächige, dauerhafte Schadstoffsene für zahlreiche anorganische und für persistente organische Schadstoffe.

In den belasteten Böden kommt es zu einer chemischen Rücklösung der Schadstoffe mit lokalen Wirkungen auf das Grundwasser und die Qualität von Nutzpflanzen. Die Möglichkeit des Transfers in das Ökosystem, und somit auch in die Nahrungskette, macht es erforderlich, das Langzeitverhalten dieser Stoffe zu kennzeichnen. In diesem Bezug spielen die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse (Natural Attenuation - NA) eine wesentliche Rolle.

Die Gesamtgehalte an Schadstoffen sind bezüglich des von ihnen ausgehenden Gefährdungspotentials nur bedingt aussagefähig. Chemisch-physikalische Stabilisierungseffekte führen zu einem Rückhalt und damit zu einer Abschwächung der Schadwirkung (NA-Prozesse). Allgemein handelt es sich dabei um Sorptionsprozesse, in Kombination mit Einkapselungsvorgängen im Zuge der Bodenbildung (siehe Kap. A.2.1). Die Nutzbarkeit von NA-Prozessen für ein nachhaltiges Flächenmanagement kommt nur dann in Betracht, wenn der Nachweis eines effektiven Schadstoffminderungspotentials im Sinne einer begrenzten Mobilisierbarkeit und Schadstoffverlagerung in der ungesättigten Zone erbracht werden kann. In Auenböden, mit ihrem hohen Feinkornanteil, sind die Grundvoraussetzung dafür günstig.

Als eine der am stärksten belasteten Flussauen in Deutschland gilt die ca. 60 km² umfassende Spittelwasserniederung bei Bitterfeld/Wolfen im Land Sachsen-Anhalt. In diese Niederung wurden über mehrere Jahrzehnte Abwässer der dort ansässigen chemischen Industrie eingeleitet. Zusätzlich wurden Schadstoffe über Sedimenteintrag aus dem Erzbergbau im Erzgebirge angereichert. An relevanten Schadstoffen sind insbesondere Quecksilber, Cadmium und Arsen (BRANDT [2003]), aber auch HCH-Isomere sowie DDT und Dioxine/Furane zu nennen (HILLE ET AL. [1992], LINDEMANN [2000]). Neben diesen Schadstoffen wurden große Mengen an Säure eingeleitet, die zur nachhaltigen Versauerung der Auenböden führten.

A1.3.2 Braunkohleabraumkippen

Die Gewinnung von Braunkohle in Tagebauen führt durch den Sauerstoffeinfluss zur teilweisen Verwitterung der im Abraum enthaltenen Sulfidminerale. Dadurch kommt es zur starken Erhöhung der gelösten Eisen- und Sulfatgehalte. Diese Pyritverwitterung ist dabei eingebettet in eine Vielzahl anderer hydrogeochemischer Prozesse zu verstehen.

Einerseits werden die freigesetzten Protonen gepuffert, andererseits vollziehen sich Sekundärmineralbildungen auf Grund der Übersättigung der Lösung in Bezug auf die SO_4^{2-} -, Fe^{2+} -, Ca^{2+} - und HCO_3^- -Gehalte.

Die wesentlichen Puffersysteme sind der Karbonat-, der Austauscher- und der Fe(III)/ Al-Hydroxid-Puffer sowie die Umbildung verschiedener Silikatphasen (WISOTZKY, [1994], HOTH [2004]). Der sinkende pH-Wert ist zumeist mit der Erhöhung der Aluminiumgehalte und der Mobilität der Spurenmetalle verbunden. Für die Gesamtheit der Phänomene wird englischsprachig der Begriff Acid Mine Drainage (AMD) verwendet.

Beim Wiederanstieg des Kippengrundwassers werden die generierten Schad- und Problemstoffe (Spurenmetalle, Acidität - Eisen, Sulfat) dann verfrachtet und können somit im Abstrom der Kippen gelegene Schutzobjekte/ Schutzgüter schädigen/ gefährden.

Die langfristige Bedeutung der Frage der Wiederfestlegung der generierten Sauerwässer durch eine ablaufende Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung (NA-Prozess) und damit die Abminderung des Quellterms Kippe wird aus der durch den Braunkohlenbergbau in Anspruch genommenen Fläche ersichtlich. Nach PFLUG [1998] betrug diese Mitte der 90iger Jahre für das Lausitzer Revier ca. 775 km², für das Mitteldeutschen Revier ca. 470 km² und für das Rheinische Revier ca. 265 km². Wobei sich die Inanspruchnahme durch den aktiven Bergbau seitdem weiter erhöht hat.

Wichtig ist, die entstandenen Kippen als anthropogene, durch die angewandte Abbau- und Gewinnungstechnologie strukturierte Sedimentkörper zu verstehen. Ihrer Zusammensetzung nach sind sie im Detail (auch im Maßstab von Bohraufschlüssen) ein heterogenes Gemenge, welches jedoch bei großräumiger Betrachtungsweise eine mittlere Beschaffenheit der zum Versturz gelangten Vorfeldsubstrate aufweist. Diesbezüglich sind Aussagen von Punktuntersuchungen an Kippen möglichst mit sogenannten geochemisch-bodenphysikalischen Vorfeldbilanzen (siehe HOTH [2004]) zu untersetzen.

Für eine Vielzahl großer ostdeutscher Tagebaue erfolgte die Förderung des anstehenden Abraums mittels Abraumförderbrückentechnik (AFB). Für die daraus resultierenden Abraumförderbrückenkippungen (AFBK) lässt sich, auf Grund der Technologie, die flächenhafte Verteilung der verstürzten Sedimente gut nachvollziehen. Demgegenüber ist für Absetzerkippen (ASK) die flächenhafte Zuordnung der Vorfeldsedimente schwieriger.

A1.3.3 Erzbergbau/-aufbereitungshalden

Erzbergbauhalden lassen sich nach der Herkunft ihres Materials einteilen in:

Rückstände aus der bergmännischen Gewinnung (z.B. sulfidführende Berge),

Rückstände aus der Erzaufbereitung (z.B. Flotationsabgänge),

Rückstände der Hüttenindustrie (z.B. Schlacken und Gläser).

Schadstoffe aus Erzbergbau- und -aufbereitungshalden werden überwiegend in Form von spurenmethallhaltigen, sauren (Sauerwasser – AMD) oder alkalischen Lösungen freigesetzt. Diese treten aus dem Haldenkörper aus und belasten dann Oberflächen- oder Grundwässer (z.B. BLOWES ET AL. [2004], MORIN & CALAS [2006]). Daneben spielt auch die Verfrachtung kleiner Partikel aus dem Haldensediment durch Wind und Wasser eine Rolle.

In Halden, die größere Mengen sulfidisch gebundener Metalle enthalten, kommt es durch deren oxidative Verwitterung zur Freisetzung von Säure sowie von Metallen oder Metallverbindungen (z.B. Zn, Cu, As, Ni, Sb, Pb, Mo, Hg). Der Grad der Sulfidoxidation wird durch die Verfügbarkeit eines Oxidanten (z.B. O_2 oder Fe^{3+}) im Sediment beschränkt, die durch Transportprozesse in der überwiegend wasserteilgesättigten Zone gesteuert wird (MATTHEß [1990], JURY ET AL. [1991]). Zudem wird die Sulfidoxidationsrate beeinflusst durch die Bildung sekundärer Überzüge. Einen weiteren bedeutenden Einfluss auf die Sulfidoxidation hat auch die bakterielle Besiedlung des Standortes (SCHIPPERS [2004], GLEISNER ET AL. [2006]).

In Schlackenalden, die größere Anteile reaktiver Silikatgläser enthalten, kommt es unter stark alkalischen Bedingungen zur Freisetzung von Na, SO_4^{2-} , CO_3^{2-} und Si sowie eines weiten Spektrums an Metallen. Alkalische oder saure Lösungen greifen Silikatgläser zum Teil so stark an, dass diese durch Diffusion tiefgehend ausgelaugt sowie deren Oberflächen angelöst werden (CLARK & ZOITOS [1992]).

A1.4 Charakteristik der Schad- und Problemstoffe

Das Schadstoffspektrum der zu betrachtenden großräumigen Bergbau- und Flussauensedimentstandorte beinhaltet vor allem anorganische Schadstoffe (Spurenmethalle, Arsen). Dies verknüpft sich für Bergbaustandorte mit den typischen Problemstoffen Acidität (Sauerwasser) und Sulfat. Für die Flussauensedimente wurden weiterhin die ausgewählten persistenten organischen Schadstoffe HCH und DDX betrachtet. Für Erzaufbereitungstailings kann auch die Problematik der Belastung durch Radionuklide hinzu kommen. Diese sind jedoch, genau wie in Halden und Kippen verbrachte organische Schadstoffe nicht Gegenstand des Leitfadens.

Für die **Bergbaustandorte** führt der bergbauliche Eingriff zur (teilweisen) Verwitterung der im Abraum enthaltenen Sulfide. Dieses typische Phänomen des Acid Mine/ Acid Rock Drainage (AMD/ ARD) ist mit der Mobilisierung von Acidität (Fe), Sulfat und Spurenmethallen verknüpft. Dabei hängt die Intensität der Schad-/ Problemstoffmobilisierung von denen im Abraum enthaltenen Pufferpotentialen ab, da diese das Absinken des pH-Wertniveaus steuern. Diese Pyritverwitterung ist unbedingt eingebettet in ein Geflecht aus hydrogeochemischen Reaktionen zu verstehen. Einerseits kommt es zur Pufferung der freigesetzten Protonen, andererseits vollziehen sich Sekundärmineralbildungen, auf Grund der Übersättigung der

Porenlösung (NICHOLSON [1994], WISOTZKY [1994], HOTH [2004]). Als wesentliche Puffersysteme sind zu benennen: Karbonat-, Kationenaustausch-, Al-/Fe(III)-Hydroxid- und Silikatphasenpuffer (siehe RITCHIE [1994] bzw. SCHWERTMANN ET AL. [1998]).

Die umweltrelevanten Schadstoffe der Bergbaustandorte sind vor allem Spurenmetalle und deren Verbindungen (WEDEPOHL [1991], PUCHELT [1992]). Hierbei zählen Hg, Cd, Cr^{6+} und As^{3+} zu den hochtoxischen Metallen, bzw. Metallionen. Toxisch sind Ni, Pb, V, Cu und Al mindertoxisch Fe, Cr^{3+} , As^{5+} , Zn und Sn. Die Toxizität der Schwermetallverbindungen hängt von folgenden chemischen Eigenschaften ab (CORNELIS ET AL. [2005]):

- Löslichkeit der Verbindung,
- Oxidationsstufe,
- in Lösung vorliegende Form (frei oder als Komplex),
- Reaktionsvermögen mit Biomolekülen.

Die meisten Elemente liegen im Porenwasser als Kationen vor, deren Löslichkeit in erster Näherung vom pH-Wert des Wassers abhängt. Ionen wie z.B. Zn^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} , Mn^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} und Fe^{2+} lösen sich bereits im schwach alkalischen Milieu, während Cu^{2+} , Cr^{3+} , Hg^{2+} und Fe^{3+} erst im sauren Milieu eine deutliche Löslichkeit aufweisen (z.B. WEAST [1976]). Eine Absenkung des pH-Wertes im Porenwasser führt im Allgemeinen zur Mobilisierung von Metallen, und zu erhöhten Schadstoffausträgen. Durch Pufferung saurer Haldenwässer können viele Metalle im Porenraum immobilisiert werden.

Arsen und Selen liegen unter oxidierenden Bedingungen in anionischer Form (z.B. in H_3AsO_4 ; H_2SeO_4) vor (z.B. PUCHELT [1992]). Diese Verbindungen sind nur im schwach sauren pH-Bereich relativ immobil.

Für die in **Flussauensedimenten** betrachteten organischen Schadstoffe HCH (Hexachlorcyclohexan) und DDX (Summe der Dichlordiphenyldi- und trichlorethane) ist folgendes festzuhalten: Bevorzugter Bindungspartner für organische Schadstoffe ist die organische Bodensubstanz. Stoffe wie z.B. DDX besitzen eine äußerst geringe Wasserlöslichkeit und „verteilen“ sich wie andere hydrophobe Schadstoffe nahezu vollständig in die hydrophoben Bereiche der organischen Feststoffe. Ausdruck für die Hydrophobizität ist der Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (K_{ow}), der in enger Beziehung zum Verteilungsgleichgewicht zwischen organischer Bodensubstanz und Wasser (K_{oc}) steht (vgl. z.B. APELLO & POSTMA [2005]). Die Stoffe der HCH-Gruppe besitzen eine deutlich höhere Wasserlöslichkeit als DDX und werden daher auch stärker verlagert.

A1.5 Anwendungsbereich des Leitfadens

Gegenstand des Leitfadens sind Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung an großräumigen Gefahren- und Schadensherden, wie sie kontaminierte Flussauensedimente und Bergbaukippen bzw. -halden darstellen. Neben den Ausmaßen dieser Körper, ist auch auf Grund des zumeist diffusen Schad- und Problemstoffverteilungsmusters eine klassische Quellensanierung unmöglich.

Der Leitfaden orientiert sich an denen durch die LABO [2005] aufgestellten standortbezogenen Voraussetzungen zur Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse mittels eines MNA-Konzeptes. Auf Grund der Neuartigkeit der Untersuchungen auch gegenüber dem englischsprachigen Raum und der gerade für die Braunkohleabraumkippen und Flussauensedimenten begrenzten Anzahl von Untersuchungsstandorten liegt der Schwerpunkt jedoch mehr bei der Darstellung des Untersuchungsvorgehens und der Zusammenfassung zum Prozessverständnis, als bei einem umfassenden Bewertungsschema.

Für die Bergbaustandorte kommt oft hinzu, dass sich zumeist noch keine nachbergbaulich stationären Strömungsverhältnisse eingestellt haben. Es können deshalb oft noch keine Aussagen zum Rückhalt in der Abstromfahne getroffen werden. Dennoch bedarf es bereits jetzt Aussagen zu zukünftig vorzuhaltenden Gegenmaßnahmen. In Anbetracht dessen und vor dem Hintergrund der EU-WRRL [2000] besitzt das Wissen um eine ablaufende natürliche Quelltermminimierung und damit zum Zeitverhalten der großräumigen Quellterme entscheidende Bedeutung.

Gegenstand sind somit, wie bereits erwähnt, die natürlichen Schad- und Problemstoffminderungsprozesse bezüglich Spurenmetallen, Acidität und Sulfat an Bergbaukippen und -halden sowie von Spurenmetallen, As als Halbmetall und den organischen Schadstoffen HCH und DDX in Flussauensedimenten. Der Leitfaden berücksichtigt somit nicht, wie in Kap. A1.4 bereits erwähnt, die an Bergbaukippen und -halden stellenweise ebenfalls auftretenden organischen Schadstoffe. Ebenso werden Gefährdungen/ Schäden des Grundwassers durch Radionuklide, stellenweise relevant für Erzbergbaukörper, durch den Leitfaden nicht betrachtet.

Wie aus Tab. 1 in Kap. A.1.1 hervorgeht wurden im KORA-Förderschwerpunkt neben den Schad- und Problemstoffen des TV 6 (Spurenmetallen, Acidität, Sulfat, HCH und DDX) vor allem weitere organische Schadstoffgruppen untersucht. Im Falle einer Mischkontamination wird empfohlen, den Leitfaden zur Hauptkontamination schwerpunktartig zu verwenden unter Zuhilfenahme der anderen relevanten Leitfäden. Grundlegende Begriffsbestimmungen und typische, Themenverbundsübergreifende Fragestellungen werden in den KORA-Handlungsempfehlungen behandelt.

A1.6 Rechtliche Einordnung

Die generellen rechtlichen Rahmenbedingungen zur Implementierung von MNA werden eingehend in Kap. 3 der KORA-HE dargestellt und diskutiert. Dies erfolgt sowohl für den in Deutschland, als auch den in der Europäischen Union aufgespannten Rechtsrahmen.

Dabei wird deutlich, dass die Fragestellung der Implementierung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse ganz wesentlich durch ihre Bodenschutz- und wasserrechtliche Einstufung geprägt wird. Vertiefend zu den Aussagen der KORA-HE ergeben sich folgende untersetzende Aussagen zu den Standortfamilien dieses Leitfadens:

Für die Standorte der **Flussauensedimente** sind die rechtlichen Regelungen bei der Implementierung relativ klar. Es erfolgt durch die Untersuchungen die Bewertung der Veränderung der mobilisierbaren Anteile in Folge des Ablaufs der NA-Prozesse. Somit sind die Prüfwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) die Grundlage der Bewertung. Es handelt sich demzufolge vom Grundsatz her um ein an die Sickerwasserprognose nach BBodSchV angelehntes Verfahren, bei dem zusätzlich eine ökotoxikologische Bewertung vorgenommen und die resistierend gebundene Schadstofffraktion erfasst wird. Diese Verfahrensweise ist grundsätzlich auch auf andere Böden anwendbar.

Bei Einhalten der Prüfwerte im Säuleneluat kann demnach der natürliche Rückhalt als ausreichend bewertet werden. Bisher ist dieser Untersuchungsteil der einzig rechtlich bewertbare Aspekt des Verfahrens. Für die Erfassung der resistierend gebundenen Anteile sowie der ökotoxikologischen Wirkung liegen zwar geeignete Methoden, aber keine rechtlichen Bewertungsmaßstäbe vor.

Aus Sicht des Gewässerschutzes und mit Blick auf die EU-WRRL ist eine dauerhafte Festlegung (Immobilisierung) vor Ort gewollt. Nur durch nachhaltigen Schadstoffrückhalt in jedem Abschnitt eines Einzugsgebiets und der damit verbundenen deutlichen Abschwächung von Sekundärquellen kann eine gute stoffliche Qualität des gesamten Gewässers, wie von der EU-WRRL bis spätestens zum Jahr 2015 gefordert, erreicht werden.

Demgegenüber ist für **Braunkohlekippen und Erzbergbauhalden** zu beachten, dass diese Flächen und Grundwasserkörper dem Bundesberggesetz (BBergG) unterliegen, solange diese nicht aus der Bergaufsicht entlassen sind. Die Frage der daraus resultierenden Besonderheiten bei der Implementierung von MNA-Konzepten wird durch STEINER & STRUCK [2007] eingehend analysiert. Dabei lassen sich die Ausführungen der Autoren in folgenden Hauptaussagen zusammenfassen:

- Das BBergG steht der Implementierung von MNA nicht entgegen. Sind die NA-Prozesse fachlich relevant, ist ein MNA-Konzept auf Basis des BBergG möglich. Die durch das BBergG festgehaltene Vorgehensweise der Bergaufsicht ist als generell vorteilhaft für die Implementierung von NA-Prozessen zu sehen. Da diese Regelung damit verknüpft ist, dass eine Entlassung aus der Bergaufsicht erst erfolgt, wenn keine Gefahren für Leben und Gesundheit Dritter durch den bergbaulichen Betrieb bzw. die durch ihn in Anspruch genommenen Flächen und Körper ausgehen. Somit wird ein für NA-Prozesse relevanter Zeitrahmen geschaffen.
- Das BBergG beinhaltet jedoch keine expliziten Regelungen zur Sanierung von bergbaulich geschädigten Grundwasserkörpern. Deshalb kommen die Autoren zum Schluss, dass allein BBodSchG §4 Abs. 3, mit dem Ansatz des nachsorgenden Grundwasserschutzes materialrechtliche Bestimmungen diesbezüglich enthält. Dem BBodSchG kommt somit eine wichtige Stellung bei der Implementierung der NA-Prozesse/ MNA-Konzepte für bergbaulich beeinflusste Grundwasserkörper zu. Die Autoren bejahen die Aussage, dass auf Basis des BBodSchG die Implementierung von NA-Prozessen für bergbaulich geschädigte Grundwässer zulässig ist.
- In der Praxis hat sich eine Verfahrensweise etabliert, die bergbaulich in Anspruch genommene Oberfläche, nach ordnungsgemäßer Wiederherstellung (Rekultivierung), getrennt von denen in Anspruch genommenen Grundwasserkörpern aus der Bergaufsicht zu entlassen. Dies begründet sich aus den unterschiedlichen Zeitskalen der übertägigen Sanierung im Vergleich zu den beanspruchten Kippengrundwasserkörpern.
- STEINER & STRUCK [2007] weisen darauf hin, dass der typische Bezug des BBodSchG einem anderen Maßstab gehorcht. Es handelt sich oft um Schadherde in der ungesättigten Zone, welche mit überblickbarem technischem, zeitlichem und finanziellem Aufwand saniert werden können. Dies ist für bergbaulich in Anspruch genommene (Kippen-)Grundwasserkörper oft nicht so. Gerade hieraus ergibt sich die Bedeutung der Prüfung der Anwendung von MNA-Konzepten für diese Körper.
- Abschließend stellen die Autoren fest, dass nach Rechtssprechungslage durch das Bundesverwaltungsgericht die Berücksichtigung von NA-Prozessen im Geltungsbereich des BBergG zulässig ist, wenn diese auch nach Bundesbodenschutzrecht und Wasserrecht zulässig ist.

Bezüglich weiterführender Fragen zu rechtlichen Aspekten sei, wie bereits erwähnt, auf das Kap. 3 der KORA-HE sowie auf STEINER & STRUCK [2007] - dem Abschlußbericht des KORA-Projektes 8.3, welcher auf beiliegender CD enthalten ist, verwiesen.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die hier dargestellten Ausführungen eine rechtswissenschaftliche Auffassung der benannten Autoren darstellen, deren Übereinstimmung mit der geltenden Rechtssprechung und dem Verwaltungsvollzug noch zu prüfen ist.

A2 Relevante Natürliche Schadstoffminderungsprozesse

Nachfolgend werden die für die einzelnen Standortfamilien betrachteten, relevanten NA-Prozesse bezüglich ihrer Grundcharakteristik, des Wirkprinzips und ihres methodischen Nachweises aufgezeigt. Wie in Kap. A1.2 bereits erwähnt, ist diesbezüglich zu beachten, dass die Prozesse im Kontext zu den Standortfamilien auch in der englischsprachigen Literatur zumeist neuartig sind. Dies gilt insbesondere für die Sulfatreduktion in Braunkohleabraumkippen.

A2.1 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Flussauensedimenten

A2.1.1 Grundcharakteristik

Die natürliche Schadstoffminderung in Flussauensedimenten basiert auf der Sorption der Schadstoffe an Bodenkomponenten (unlösliche Huminstoffe, Tonminerale, Metalloxydhydroxide) oder deren Einbindung (Okklusion) in neu gebildete Mineralphasen oder Biomasse (Bio-retention). Da die Schadstoffe als persistent anzusehen sind, besitzen biologische Abbauprozesse keine Bedeutung.

Die Schadstoffe gelangen z.T. bereits in schwebstoffgebundener Form auf die Böden. Die gelöst eingetragenen Stoffe werden durch Bodenkomponenten sorbiert. Die Bindungsfestigkeit ist durch zwei Extreme beschreibbar: ein Teil der gebundenen Schadstoffe ist leicht mobilisierbar und steht mit der gelösten Fraktion im Gleichgewicht, d.h. es findet eine Nachlieferung in die Lösung statt, ein anderer Teil ist immobil und so fest gebunden, dass kein Austausch mit der Lösung erfolgt. Zwischen diesen Extremen liegen Übergänge vor. Mittel- bis langfristig kommt es dann zu chemisch-physikalischen Konsolidierungsprozessen, die den immobilen Anteil immer weiter erhöhen.

Abb. A2.1 zeigt schematisch die NA-Prozesse in Verknüpfung zum Gesamtsystem der Flussauensedimente (den Böden). Die in orange hervorgehobenen NA-Prozesse führen zur teilweisen Immobilisierung der durch Überflutung (Wasser- und Sedimentantransport) immer wieder eingetragenen Schadstoffe.

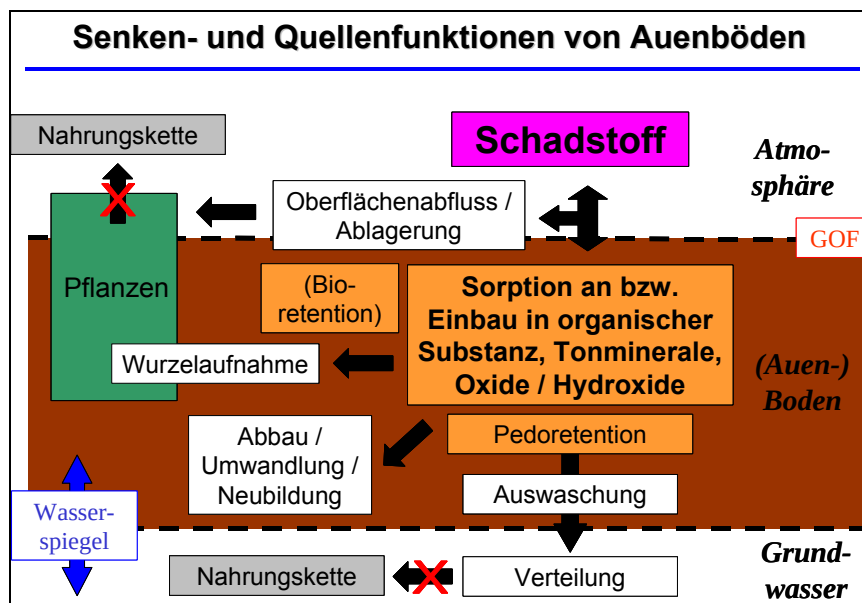


Abb. A2.1: Schematische Modellvorstellung zur natürlichen Schadstoffminderung im Kontext zum Gesamtsystem „Flussauensedimente“ (aus SCHWARTZ ET AL. [2006])

Die Hauptfrage besteht darin, ob und in welchem Maß die natürlichen Rückhaltprozesse den Schadstofftransfer in die Nahrungskette über die Pfade Auswaschung/ Grundwasser bzw. Bodenwasser/ Wurzelaufnahme auf ein akzeptierbares Maß reduzieren.

Die Schadstoffe sollen möglichst in gebundener Form im Boden verbleiben, so dass bei einem Übergang in die wässrige Phase zulässige Konzentrationen (Prüfwerte) bzw. toxische Wirkungen nicht überschritten werden. Idealerweise unterliegen dabei die Schadstoffe einer mit der Zeit zunehmenden Festlegung.

A2.1.2 Wirkprinzip

Wie bereits erwähnt beruht der Schadstoffrückhalt auf sorptiven Wechselwirkungen mit Bodenkomponenten. Unmittelbar verantwortlich für die Löslichkeit sind spezifische Adsorption/ Desorptions-Reaktionen, d.h. chemische Reaktionen mit Hydroxylgruppen an den Oberflächen der Feststoffe. Kationische und anionische Schadstoffe wie Schwermetalle und Arsen unterliegen dabei einem z.T. sehr starkem Einfluss des pH-Wertes. Bei Schwermetallen (Kationen) steigt der gebundene Anteil mit dem pH-Wert an. Anionische Schadstoffe wie Arsen verhalten sich entgegengesetzt, die Bindung nimmt also mit abnehmendem pH-Wert zu. Unterschiede in der Bindungsstärke können auf die jeweiligen hydrolytischen Eigenschaften der anorganischen Schadstoffe zurückgeführt werden. So wird z.B. bei konstantem pH-Wert Cd deutlich schwächer als Zn und dieses wiederum schwächer als Cu oder Pb adsorbiert.

Von besonderer Bedeutung für den Rückhalt ist die Fähigkeit anorganischer Schadstoffe zur Absorption durch Matrixkomponenten wie Huminstoffe, Metalloxide und Silikate. Dabei ist „Absorption“ gleichbedeutend mit „Festlegung“. Schadstoffionen gelangen weiterhin durch Diffusion in das Innere der Feststoffe und werden dadurch den Wechselwirkungen mit der Bodenlösung entzogen. Zusätzlich können adsorbierte, also an der Oberfläche gebundene Stoffe, durch weiteres Wachstum der Komponente überlagert und damit eingeschlossen (okkludiert) werden. Dieser Mechanismus der Festlegung tritt vor allem bei Eisenoxid-hydroxiden auf, die im Zuge der Silikatverwitterung und Eisenfreisetzung fortgesetzt „frisches“ Eisen anlagern.

Die benannten Rückhaltprozesse werden nachfolgend in ihrer Gesamtheit durch eine physikalische Festlegung in Folge der Überlagerung und Verdichtung kontaminierter Sedimentlagen verstärkt, da dieser Prozess zu einer Verringerung des Austauschs mit der mobilen Bodenwasserphase führt.

Die Relevanz des natürlichen Schadstoffrückhalts wird daran deutlich, dass nach FÖRSTNER & JACOBS [2004] die Bedeutung der chemischen Rücklösung der Schadstoffe aus belasteten Sedimenten deutlich geringer ist, als deren physikalische Remobilisierung (Sedimentabtrag).

A2.1.3 Nachweis

Die zeitabhängige Festlegung von Schadstoffen durch Bodenkomponenten ist nur im Langzeitexperiment nachweisbar. Der Nachweis der Schadstoffrückhaltung muss daher durch Verfahren zur Kennzeichnung des gegenwärtigen Bindungszustands erfolgen.

Bei anorganischen Schadstoffen werden vor dem Hintergrund der Gesamtgehalte unterschiedlich stark gebundene Fraktionen und der als immobil zu betrachtende Anteil durch sequentielle Extraktionsschritte erfasst. Organische Schadstoffe werden mit einer organischen Festphase in der Bodenmatrix zur Simulation der Bioverfügbarkeit extrahiert (biomimetische Methode). Hierbei repräsentieren die residualen Anteile die festgelegte Fraktion.

Das Rückhaltevermögen wird summarisch durch die Sickerwasserkonzentration der Schadstoffe überprüft. Daher kommt den Elutionsverfahren, wie der Säulenelution unter standort-

nahen Bedingungen oder dem Bodensättigungsextrakt eine zentrale Bedeutung zu. Die Elutionen sollten an ungestört entnommenen Bodenproben erfolgen.

Neben der Frachtminderung an anorganischen und organischen Schadstoffen wird weiterhin die Minderung der ökotoxikologischen Wirkung der Wässer und Auensedimente/ Böden in Folge der NA-Prozesse untersucht. Hierzu wird eine Kombination von Ökotoxikologietests angewandt.

A2.1.4 Stand der Forschung

Grundlegend für die nachzuweisenden NA-Prozesse sind Erkenntnisse über die Festlegung von Schadstoffen an bzw. in Bodenkomponenten. Dabei kommen verschiedene Mechanismen in Betracht: im Zuge von Verwitterungs- und Stoffumlagerungsprozessen kann es zu einem „Einwachsen“ (Okklusion) von ursprünglich oberflächlich gebundenen Schadstoffen kommen (KUNTZE ET AL. [1991]). Maßgebend für diesen Mechanismus ist insbesondere die Stoffdynamik der Kieselsäure (SOMMER ET AL. [2006]) und des Eisens (BRÜMMER ET AL. [1986]).

Als weitere Mechanismus der Festlegung wurde das diffusive Eindringen anorganischer Schadstoffe in mineralische Komponenten, vornehmlich Eisenoxidhydroxide sowie die Festlegung von organischen Schadstoffen in stabile organische Komponenten wie Kohlepartikel nachgewiesen. So wurde die verstärkte Festlegung der Elemente Zink, Nickel, Cadmium und Arsen im Kontakt mit unterschiedlichen Bodenkomponenten von BRÜMMER ET AL. [1988] sowie GERTH [1990] und GERTH ET AL. [1993] u.a. auf eine langfristige Diffusion von Metallen und Metalloiden in die Mineralstruktur zurückgeführt. Diese Vorgänge werden auch unter dem Begriff „Alterung“ zusammengefasst.

Die verschiedenen Bestandteile der Bodenmatrix variieren in einem sehr weiten Rahmen hinsichtlich der Sorptionskinetik und -intensität, der Konkurrenz um Bindungsplätze sowie der Eluierbarkeit der angelagerten Schadstoffe (PIGNATELLO & XING [1996]). Solche teilweise nicht „systematischen“ Sorptionsphänomene an Geosorbentien mit Hysterese- und Alterungseffekten erschweren häufig eine eindeutige Interpretation von makroskopischen Daten zur Diffusion von hydrophoben organischen Substanzen in und aus unterschiedlichen Boden- und Sedimentmatrices (WEBER & HUANG [1997]). Auch die Bioverfügbarkeit und -transformation von Schadstoffen gilt als schwer quantifizierbar (BOSMA ET AL. [1997]). Derartige Effekte werden einer sterischen Behinderung von Diffusionsprozessen in Feinporen variabler Größe von organischen Substanzen zugeschrieben (LUTHY ET AL. [1997]) und als Rückhaltemechanismus für Schadstoffe gewertet.

Mehrere Untersuchungen haben gezeigt, dass durch Alterung z.B. die Bioverfügbarkeit von Metallen abnimmt (FORD ET AL. [1997], LOCK & JANSSEN [2003]). Die Sorption organischer Chemikalien an unlösliche Huminstoffe oder die Inkorporierung in die Biomasse von Mikroorganismen kann zur Festlegung als so genannte gebundene Rückstände (bound residues) führen. Alterungsprozesse im Boden steigern die Persistenz von Schadstoffen im Boden erheblich (JOHNSON ET AL. [1999]). Untersuchungen von MORDAUNT ET AL. [2005] zeigen, dass nach einer Inkubationszeit von 3 Monaten bereits zwischen 8 % (Lindan) und 92 % (Paraquat) in gebundener, nicht extrahierbarer Form vorliegen. Gebundene Rückstände dürfen jedoch nicht als endgültig festgelegt betrachtet werden. So konnte z.B. von KHAN & IVARSON [1982] eine mikrobiell vermittelte Freisetzung von gebundenen Rückständen in einem mit Prometryn behandelten Boden nachgewiesen werden. Die Umweltrelevanz gebundener Schadstoffe ist daher in erster Linie von der Bioverfügbarkeit der jeweiligen Schadstoffe abhängig (CALDERBANK [1989]). Entsprechend ist für eine Gefährdungsanalyse weniger der Anteil an gebundenen Rückständen, sondern vielmehr eine mögliche Verfügbarkeit für biologische Rezeptoren ausschlaggebend.

A2.2 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Braunkohleabraumkippen

A2.2.1 Grundcharakteristik

Die natürliche Schadstoffminderung in Braunkohleabraumkippen beruht im wesentlichen auf zwei Hauptmechanismen:

- a) der bereits kurzfristig wirkenden Pufferung des generierten Sauerwassers mit Einbau der Schadstoffionen in Sekundärmineralphasen oder ihrer Adsorption an reaktiven Oberflächen (Tonminerale, Huminstoffe, Eisenhydroxide) und
- b) der mittel- bis langfristig wirkenden mikrobiellen Sulfatreduktion mit anschließender Ausfällung neuer sulfidischer Mineralphasen.

Während der Prozess unter a) vor allem auf die Pufferung durch im Abraummaterial enthaltene Karbonate abhebt, stellt Prozess b) den mittel- bis langfristig wirkenden, nachhaltigen und vor allem auch die Sulfatfracht senkenden Mechanismus dar.

Dabei ist die Sulfatreduktion als Stufe einer Abfolge von mikrobiellen Reduktionsreaktionen zu verstehen. Die ihr vorausgehende Stufe der Eisenreduktion ist in den Kippengrundwässern zumeist an Hand der hohen Fe^{2+} -Gehalte (reduziertes Eisen) allgegenwärtig. Motor der reduktiven Prozesskette ist die mikrobielle Umsetzung der mitverstärzten tertiären organischen Substanz (Elektronendonator). Nach STUMM & MORGAN [1996] kommt es in geschlossenen Systemen, die umsetzbares organisches Material enthalten, zu dieser Reduktionsabfolge unter „Verbrauch“ der verschiedenen Elektronenakzeptoren, bei gleichzeitigem Absinken der Redoxspannung des Systems.

Für die Prognose der hydrogeochemischen Entwicklung ist das Verständnis der Strukturgebundenheit der Verwitterungsprodukte und der ablaufenden Reduktionsprozesse bedeutend. Abb. A2.2 zeigt schematisch die wesentlichen Dinge auf. Verwitterungszonen bilden sich vor allem an langfristig offen liegenden Tertiärmaterialoberflächen heraus. Dies ist zumeist an den Böschungen der Tagebauseen sowie in den Hangendbereichen der ASK und der AFBK gegeben. Das Ausmaß ist vom Säurebildungs- und Pufferpotential der Substrate abhängig. In C_{org} -reichen Kippenteilen (ASK) kommt es zur Ausbildung einer reduktiven Front, die von erhöhten DIC-/ CO_2 -Gehalten (Wasser-, Gasphase) begleitet ist. Wenn die Reduktionskette das Stadium der Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung erreicht, stellt dies den entscheidenden langfristigen natürlichen Schad- und Problemstoffminderungsprozess dar.

Aus Abb. A2.2 wird auch der zeitliche Unterschied zwischen Wiedernutzbarmachung (Rekultivierung) der Oberfläche der bergbaulich in Anspruch genommenen Körper im Vergleich zu denen noch langfristig ablaufenden Prozessen bis zur Einstellung eines nach Menge und Güte ausgeglichenen, regionalen Wasserhaushalts deutlich (vgl. auch Kap. A1.6).

Bezüglich des Prozessverständnisses und der zu wählenden Sanierungsmaßnahmen sind die Verwitterungszonen im unmittelbar Anstehenden der Restseen sowie der eigentliche Kippenkörper zu unterscheiden. Die Verwitterungszonen der Restseen prägen kurz- bis mittelfristig die Beschaffenheit des (Kippen)Grundwasser-Zustroms zu den Seen. Hier bedarf es unbedingt aktiver Gegen- bzw. passiver Gefahrenabwehrmaßnahmen am unmittelbaren Interface Kippe/ Tagebausee (z.B. reaktive Barrieren). Im Gegensatz dazu besitzt die Frage der natürlichen Schad- und Problemstoffminderung (Sulfatreduktion), gerade vor dem Hintergrund der EU-WRRL, für die eigentlichen Kippenkörper erhebliche Bedeutung. Dies für den Fall, dass eine Trendumkehr bezüglich der Quellterme „Kippengrundwasserkörper“ gezeigt werden kann.

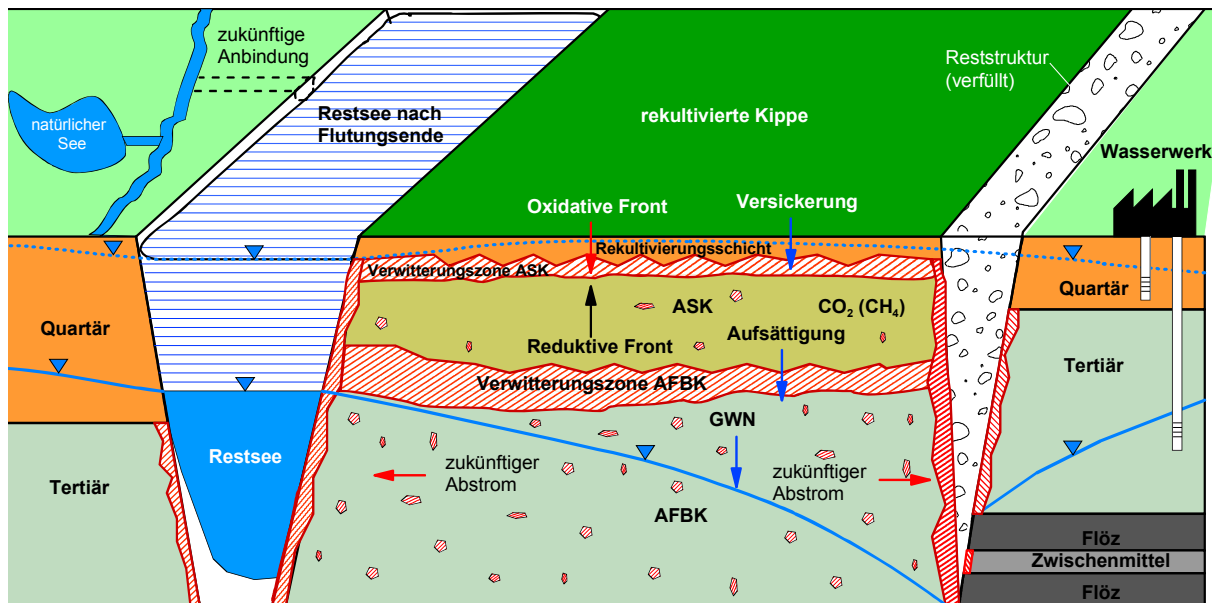


Abb. A2.2: Schematische Modellvorstellung zur natürlichen Schad- und Problemstoffminderung für „Braunkohleabraumkippen“ im Kontext zum Gesamtsystem (aus HOTH [2004])

A2.2.2 Wirkprinzip

Die Umkehrung der oxidativen Aciditäts- und damit Schad- und Problemstoffmobilisierung ist mit der Abfolge einer reduktiven Redoxsequenz verknüpft. Abb. A2.3 zeigt die Teilglieder dieser Redoxkette auf. Diese Teilreaktionen werden mikrobiell katalysiert. In Abhängigkeit vom Dargebot an Elektronenakzeptoren (NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-}) verknüpft sich dies mit den Stoffwechselwegen der Mikroorganismen und der „bevorzugten“ Aktivität spezieller Mikroorganismengruppen.

aerobe Respiration	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	Gl. A2.1
Nitratreduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 0,5 \text{NO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 0,5 \text{N}_2 + 0,5 \text{H}_2\text{O}$	Gl. A2.2
Manganreduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 2 \text{MnO}_2(\text{s}) + \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 2 \text{Mn}^{2+} + 0,5 \text{H}_2\text{O}$	Gl. A2.3
Eisenreduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 4 \text{FeOOH}(\text{s}) + 8 \text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 7 \text{H}_2\text{O} + 4 \text{Fe}^{2+}$	Gl. A2.4
Sulfatreduktion	$\text{CH}_2\text{O} + 0,5 \text{SO}_4^{2-} + 0,5 \text{H}^+ \rightarrow 0,5 \text{HS}^- + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	Gl. A2.5
Methanfermentation	$\text{CH}_2\text{O} \rightarrow 0,5 \text{CH}_4 + 0,5 \text{CO}_2$	Gl. A2.6

Abb. A2.3: Stufen der mikrobiellen Redoxsequenz nach STUMM & MORGAN [1996]

Eine spürbare Netto-Aciditätsverringerung tritt für Braunkohlekippenkörper dabei erst mit Erreichen des Stadiums der Sulfatreduktion mit anschließender Bildung von Sulfidfestphasen ein. Dies begründet sich daher, dass z.B. die Eisenreduktion zwar einen massiven Protonenentzug (H^+) bewirkt, mit den entstehenden Fe^{2+} -Gehalten jedoch weiterhin eine potentielle Acidität vorliegt. Denn wenn die Fe^{2+} -reichen Kippengrundwässer in sauerstoffreiche Systeme gelangen (Oberflächengewässer, Atmosphäre), kommt es zur Oxidation des Eisens, mit der damit verbundenen Säurefreisetzung. Diese wird dann an Hand der rotbraunen $(\text{Fe}(\text{OH})_{3(a)})$ -Bildung, sauren Wässer, die für verschiedenste Bergbaustandorte typisch sind, deutlich.

Demgegenüber führt die Sulfatreduktion mit nachfolgender Sulfidfestphasenbildung zur Immobilisierung von Acidität (Eisen), Sulfat und durch Einbindung in die neu gebildeten Festphasen auch von Spurenmetallen.

Abb. A2.3 zeigt auf, dass die Redoxkette mit der mikrobiellen Umsetzung der mitverstärzten tertiären, organischen Substanz (beispielhaft als CH_2O angegeben) verknüpft ist. Diesbezüglich beinhalten die mikrobiellen Biozönosen der Standorte auch fermentierende Mikroorganismen, die durch Abbau der höhermolekularen tertiären organischen Substanz den Sulfatreduzierern Kohlenstoff-Substrate zur Verfügung stellen.

Typische Kennzeichen der ablaufenden reduktiven Prozesskette sind die hohen Gehalte an gelöstem anorganischem (DIC) und organischem (DOC) Kohlenstoff im Kippenwasser sowie CO_2 -Gehalte der Kippengasphase. Die Abgrenzung des CO_2 bezüglich seiner Herkunft zu Karbonatpufferungsprozessen kann sehr gut an Hand der $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopie des DIC und des $\text{CO}_{2(\text{gas})}$ erfolgen (vgl. z.B. CLARK & FRITZ [1997]).

Wichtiger Punkt zum Nachweis der Sulfatreduktion ist die Kennzeichnung der Schwefelisotopie des im Kippenwassers gelösten Sulfats. Bei Ablauf der Sulfatreduktion wird durch die Mikroorganismen der isotopisch leichtere Schwefel bevorzugt reduziert. Somit verändert sich Schritt für Schritt die Isotopensignatur des „zurückbleibenden“ gelösten Sulfats. An Hand dieser Veränderung der Isotopensignatur kann man die Abnahme der Sulfatgehalte in Folge Reduktion von einer Verdünnung/ Auswaschung unterscheiden, da diese Prozesse keinen nennenswerten Isotopeneffekt aufweisen.

A2.2.3 Nachweis

Zum Nachweis der natürlichen Schad- und Problemstoffminderung in Folge Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung in Braunkohlekippen bedarf es eines Geflechts an hydrogeochemischen, isotopengeochemischen, mineralogischen und mikrobiellen Untersuchungen.

Die Anwendung des als Basis von MNA-Konzepten anzusehenden „3-lines of evidence“-Ansatzes der US-EPA [1999] auf Braunkohleabraumkippen, bezüglich der natürlichen Quelltermminimierung hinsichtlich anorganischer Schad- und Problemstoffe (Spurenmetallo, Acidität und Sulfat) ergibt folgende Nachweislinien:

1. **Nachweis abnehmender Schad-/ Problemstoffgehalte** – Es ist am Kippengrundwasser die Abnahme der Schad-/ Problemstoffgehalte aufzuzeigen. Auf Grund der Heterogenität und Großräumigkeit (vgl. Kap. A1.2) ist ein Vergleich auf Fließpfaden nicht relevant. Deshalb bedarf es des Vergleichs unterschiedlich alter oder unterschiedlichen Reduktionsstadien zugehörigen Kippenteilen. Dabei muss jedoch die Vergleichbarkeit der (hydro)geochemischen Ausgangsbedingungen gewährleistet sein. Es macht somit keinen Sinn, Kippenteile mit stark unterschiedlichem geologischem Ausgangsmaterial miteinander zu vergleichen. Für die Überprüfung der Vergleichbarkeit besitzt die geochemisch-bodenphysikalische Vorfelddbilanzierung (HOTH [2004]) entscheidende Bedeutung.
2. **Nachweis effektiver (Fracht)Potentialverminderung** – Es ist der Nachweis zu führen, dass die Gehaltsabnahme zu einem großen Teil auf den postulierten Rückhalt- und Abbaumechanismen und nicht auf Verdünnungs-/ Auswaschungsprozessen beruht. Angewandt auf die Fragestellung der natürlichen Quelltermminimierung der Kippen bedeutet dies, dass das Quelltermpotential am Ort vermindert wird und nicht nur durch Auswaschung verkleinert. Für die Untermauerung dieser zweiten Nachweislinie kommen typischerweise die Interpretation hydrogeochemischer Daten, der isotopengeochemische Nachweis sowie der Vergleich der Schad-/ Problemstoff-Gehalte gegenüber nicht-reaktiven Komponenten in Betracht. Es sind diesbezüglich typische Charakteristiken („Footprints“) aufzuzeigen.
3. **Nachweis der Prozesse durch insitu- bzw. Laborexperimente** – Hierbei handelt es sich um die Untersetzung der Nachweislinie 2 durch die Erlangung eines vertieften Prozessverständnisses mittels eigener Experimente. Auf dessen Basis kann letztendlich

die Entwicklung der Prozesse prognostiziert und damit die Quantifizierung der natürlichen Schad-/ Problemstoffminderung erfolgen. Für Braunkohleabraumkippen besitzen insitu-Experimente im klassischen Sinne, auf Grund der Abmaße, der Heterogenität der Körper und des Zeitmaßstabs geringe Bedeutung. Demgegenüber sind messtechnisch besser erfassbare Labor- und Technikumsexperimente sowie die Untersuchung von kleinräumigen Altkippen sehr bedeutend. Diese Altkippen sind als „natürliche Langzeitversuche“, bezüglich der sich jetzt entwickelnden Kippen von Großtagebauen zu verstehen.

Generell werden die Untersuchungen, wie aus der in Kap. B2 dargestellten Bewertungsmethodik hervorgeht, zweistufig, in Anlehnung an LABO [2005] und die in den KORA-Handlungsempfehlungen in Kap. 4 dargestellten Vorgehensweise vorgenommen.

In der Stufe I soll mit vergleichsweise einfachen Untersuchungsmethoden die generelle Relevanz der natürlichen Schad-/ Problemstoffminderung am betrachteten Standort aufgezeigt werden. Diese Untersuchungen bedürfen somit eines relativ geringen Personal- und Finanzaufwandes.

Als erster wichtiger Schritt ist die Auswertung der üblicherweise an Braunkohlekippen-Standorten betriebenen Grundwassermonitoring Messnetze mit Focus auf die natürlichen Schad-/ Problemstoffminderungsprozesse zu sehen. Diesbezüglich stehen die Parameter Sulfat-, Fe_{ges}^- , Fe^{2+} -, DIC-, DOC-, Sulfid-Gehalt sowie pH- und Eh(pE)-Werte im Focus.

Weiterhin sind an Kippenpunktaufschlüssen (Rammkernsondierungen – RKS, tiefere Kippentrockenbohrungen) Feldelutionen an erbohrten Materialien durchzuführen. An diesen teufenorientiert erhobenen Eluatent sind die pH- und ELF-Werte, als „Master-Parameter“ zu messen. Bezüglich tieferer Kippentrockenbohrungen ist in Stufe I nur die Mitnutzung von Bohrungen mit anderem Arbeitsziel sinnvoll. Eine extra für Stufe I beauftragte Trockenbohrung sollte sonst, auf Grund des energetischen, finanziellen und logistischen Aufwands, gleich zur Kernentnahme für spätere Untersuchungen konzipiert werden.

Eine zu den RKS/ Bohrungen begleitende, teufenorientierte Analyse der Kippengasphase der wasserteilgesättigten Bereiche ist weiterhin sinnvoll. Gerade für noch relativ stark ungesättigte Kippenkörper kann an Hand der Gasphasenbeschaffenheit das Verhältnis oxidativer (O_2 -Gehalt) zu reduktiver Prozesse (CO_2 , H_2S , CH_4 -Gehalt) charakterisiert werden.

Die Untersuchungen der nachfolgenden Stufe II sind dann wesentlich detaillierter und werden im Zusammenspiel der einzelnen Indikatoren ausgewertet. Sie bilden die Basis für die auf einem vertieften Prozessverständnis beruhende langfristige Prognose der natürlichen Schad-/ Problemstoffminderung.

Das Geflecht der hier aufgezeigten Untersuchungen wird genauer in Kap. B2.3 erläutert.

A2.2.4 Einordnung in internationalen Kenntnisstand

Der Gesamtprozess des Acid Mine Drainage (AMD) ist seit den 70er Jahren in der englischsprachigen Literatur intensiv untersucht worden (z.B. SINGER & STUMM [1970], LOWSON [1982], MC KIBBEN & BARNES [1986], NICHOLSON [1994], ...). Die Disulfidoxidation in deutschen Braunkohletagebauen wurde erstmals durch WISOTZKY [1994] detailliert betrachtet.

Die Abfolge von Reduktionssequenzen bis zur Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung, als Umkehrung der Sulfidoxidation, in marinen Sedimenten, gewachsenen Grundwasserleitern oder rezenten Seesedimenten ist ebenfalls aus zahlreichen Publikationen bekannt (BERNER [1984], BÖTTCHER ET AL. [1985], LEUCHS [1985], SCHULTE ET AL. [1997], HABICHT [1997], VAIRAVAMURTHY [1995],...).

In Verbindung mit Abraumkippen des Kohlebergbaus wurde die Bedeutung der mikrobiellen Sulfatreduktion als natürlichen Schad-/ Problemstoffminderungsprozess erstmals, auch international gesehen, durch die Feldnachweise an Mitteldeutschen Kippen (HOTH ET AL. [1999], KNÖLLER [2000], TUBAF [2000]) offenbar. HOTH [2004] enthält dazu eine umfassende Zusammenstellung der durchgeführten verschiedenen Feststoff-, Isotopengeochemischen und mikrobiellen Untersuchungen (siehe auch HOTH ET AL. [2005]). Als Motor der Prozesskette ist die mikrobielle Verwertung der mitverstürzten tertiären organischen Substanz zu sehen. KNÖLLER ET AL. [2004] zeigen auch für eine Kippe des Niederlausitzer Reviers an Hand von isotopengeochemischen Untersuchungen am gelösten Sulfat den Ablauf der Sulfatreduktion auf.

In der internationalen Literatur sind zum Ablauf der Sulfatreduktion in Bergbaukippen/-halden lediglich Untersuchungen an sauren Tailings der Erzaufbereitung zu finden. So weisen FORTIN & BEVERIDGE [1997] und FORTIN, RIOUX & ROY [2002] an kanadischen Standorten Sulfatreduzierer nach. PRAHARAJ & FORTIN [2004] bestimmen diesbezüglich sehr hohe Sulfatreduktionsraten von 0,1 bis 1 mmol/ l*d. Diese mit ³⁵S-Radiotracertechnik bestimmten Raten ergeben sich jedoch nur im Sommer (Temperatureffekt), hierbei ist wiederum zu beachten, dass die Untersuchungen nur bis zu einer Teufe von max. 40 cm erfolgten. Die gleiche, geringe maximale Teufe weisen die Untersuchungen von FORTIN, RIOUX & ROY [2002] auf. Der Nachweis von Sulfatreduktion in spanischen Erzbergbau-Tailings wird von GARCIA ET AL. [2001] geführt.

Einen Review zur Aciditätsgenerierung und deren Wiederfestlegung in sauren Seen des Kohlebergbaus sowie deren Einzugsgebieten (und damit auch den Kippen) liefert BLODAU [2006]. Einen weiteren Review zur mikrobiellen Sulfatreduktion unter sauren pH-Werten stellt KOSCHORRECK [2008] dar. Darin werden vor allem für Sedimente von Bergbauseen, aber auch vulkanischen Seen, heißen Quellen Sulfatreduktionsraten bis >0,2 mmol/l*d nachgewiesen.

Die mikrobielle Sulfatreduktion wird von signifikanten Isotopenfraktionierungen am gelösten Restsulfat begleitet. Nach REES [1973], basierend auf HARRISON & THODE [1958], sind folgende Teilschritte (mit Anreicherungsfaktoren) zu sehen: a) Sulfataufnahme durch Mikroorganismen (+3 ‰), b) Reaktion zu APS (0 ‰), c) Reduktion von APS zu Sulfit (-25 ‰) und d) Reduktion des Sulfits zu Sulfid (-25 ‰). Dabei ergibt sich die Fraktionierung für den Gesamtprozess als Summe dieser Beträge. Ist jedoch ein Schritt stark limitierend, bestimmt dieser allein den Fraktionierungsbetrag. Weiterhin sind die drei ersten Schritte reversibel, während der vierte Schritt nicht umkehrbar ist. Die sich ergebende Spannweite von Fraktionierungsbeträgen von +3 ‰ bis -47 ‰ wird bezüglich Ursachen und Relevanz von KNÖLLER & TRETTIN [2003] diskutiert. Weiterhin revidieren BRUNNER & BERNASCONI [2005] das REES-Modell dahingehend, dass sie, z.B. auf Grund von Rückflüssen, Fraktionierungsbeträge von bis zu -70 ‰ begründen.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Relevanz der reduktiven Prozesskette vor allem für Kippen mit erhöhten TOC-Gehalten (> 1 Ma%) besteht, wie sie für die ostdeutschen Braunkohlereviere typisch sind. Die von WISOTZKY [1998] getroffene Aussage, dass der Sulfatreduktionsprozess nur nach Zugabe von leicht abbaubaren C-Quellen erfolgen kann ist vor dem Hintergrund der von ihm untersuchten Niederrheinischen Substrate, mit TOC-Gehalten von ca. 0,1 Ma%, zu sehen.

A2.3 Natürliche Schadstoffminderungsprozesse in Erzbergbauhalden

A2.3.1 Grundcharakteristik

An Erzbergbau- und -aufbereitungshalden wirken eine Reihe natürlicher Schadstoffminderungsprozesse:

1. Abschirmung von Haldenbereichen durch Krustenbildung (Reduzierung der Nachlieferung von Wasser und Sauerstoff, Erosionsschutz, Schadstoffrückhalt),

2. pH-Pufferwirkung: Größere Mengen gleichmäßig verteilter Pufferminerale sorgen dafür, dass sich extreme pH-Bedingungen nicht oder nur begrenzt einstellen können. Ungleichmäßig verteilte Pufferminerale tragen zur Ausbildung von pH-Grenzflächen bei, an denen bevorzugt Krustenbildung stattfindet.
3. Abschirmung von Primärmineralen durch Neubildung von Sekundärphasen an deren Oberflächen (Abnahme von Lösungsgeschwindigkeiten und Schadstoff-Freisetzungsraten),
4. Schadstoffrückhalt durch Sorption bzw. Kopräzipitation in Sekundärphasen (Speicherminerale),

Der Schwerpunkt liegt hier auf der Abschätzung des Krustenpotentials einer Halde (Prozesse 1 und 2) sowie der daraus resultierenden Schutzwirkung (Prozesse 1 bis 4). Krusten können durch ihre extreme Anreicherung von reaktiven Sekundärphasen sowohl Metalle binden, als auch die Zirkulation von oxidierenden Reagenzien behindern.

Der Prozess der Krustenbildung umfasst die Lösung reaktiver Materialien, den Transport von Kolloiden und Ionen sowie die Ausscheidung von Gelen oder schwach kristallinen Sekundärphasen. Unter Einfluss von Wasser und Sauerstoff lösen sich die reaktiven Phasen, wobei die freigesetzten Ionen Mineralneubildungen begünstigen. Die lokale Anreicherung von Sekundärphasen am Kapillarsaum, an pH- und Redox-Grenzflächen oder an der Haldenoberfläche führt zur Krustenbildung.

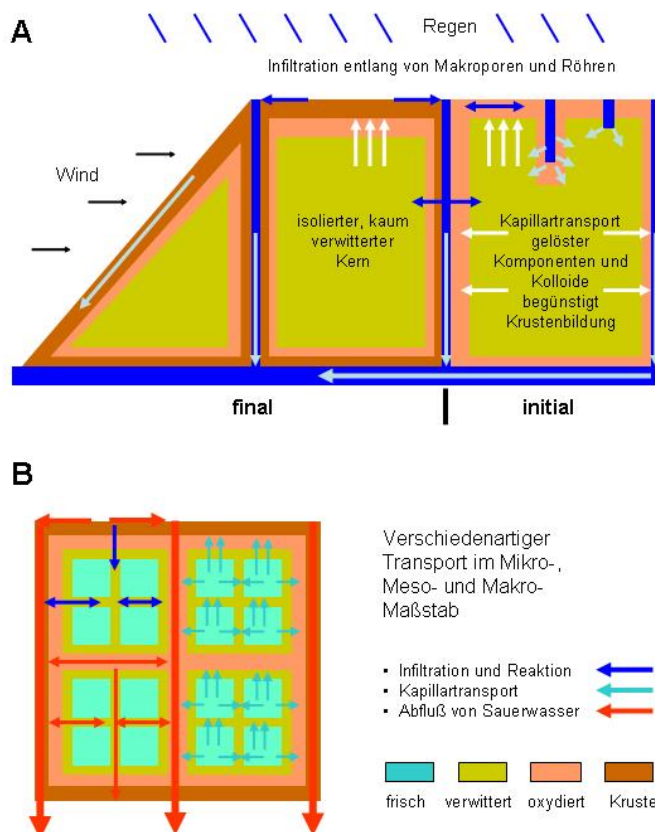


Abb. A2.4: Schema der natürlichen Schadstoffminderung in Erzbergbauhalden (nach RAMMLMAIR [2002])

Die Krustenbildung beginnt mit merklichen Veränderungen des Haldenmaterials, z.B. mit einer Kornvergrößerung. Die fortschreitende Krustenentwicklung beeinflusst zunehmend das Infiltrationsverhalten durch Kontrastverstärkung entlang primärer Heterogenitäten z.B. Makro-

/Mikroporentransport, was letztlich zu einer Einkapselung einzelner Bereiche führen kann (Abb. A2.4 und A2.5). Es kommt, in teilweise kleinen Schritten, zum einen zur Auswaschung der zugänglichen Stellen, zum anderen zum Porenverschluss durch Fällung von Sekundärphasen an den Wänden von bevorzugten Fließwegen. Dies beschleunigt den Durchfluss, verkürzt die Reaktionszeit und damit wird der Zugang zum Restmaterial reduziert.

A2.3.2 Wirkprinzip

Eine Abschirmung von Haldenbereichen durch Krustenbildung wurde an Standorten mit unterschiedlichen Klimaten, Haldenmaterialien und Schüttabfolgen in pH-Bereichen von ca. 0,5 bis 5 und von 8 bis ca. 12 beobachtet (RAMMLMAIR [2002], GILBERT ET AL. [2003], MEIMA ET AL. [2007], GRAUPNER ET AL. [2007]). In Abhängigkeit von der Zusammensetzung des primären Haldenmaterials entstehen dabei vielfältige Sekundärphasen.

Verschiedene Alterationsprozesse führen zur Bildung von Fe-(hydr)oxid-Silikat-Krusten an den Grenzflächen von wassergesättigten Schlufflagen und sauerstoffführenden Sandlagen (z.B. Spülsandhalde Münzbachtal - siehe Kap. C3.1). Deren Abfolge ist wie folgt zu beschreiben:

- Oxidation der Eisensulfide der Schwerminerallagen unter Freisetzung von Fe^{2+} , H^+ , SO_4^{2-} .
- Fe^{2+} -Oxidation und Ausfällung von amorphem $\text{Fe}(\text{OH})_3$ an den pH-/Eh-Grenzflächen zwischen Schluff- und Sandlagen. Die freigesetzte Säure wird durch die Lösung von reaktiven Alumosilikaten (z.B. feinkörniger Biotit) in den Schlufflagen gepuffert, und führt anschließend zur Fällung von Si-Gelen und zur Tonmineralbildung.
- Abscheidung von H_2O -Molekülen aus den Fe-Si-Gelen durch Trocknung und Bildung von Fe-Si-Krusten.

Metallsulfid-oxidierende Bakterien (S- und Fe-Oxidierer) katalysieren die anorganische Sulfidoxidation. Große Teile der in Schluff-/Schwerminerallagen angereicherten Schwermetalle (As, Pb in Sulfiden) werden in den Eisen(hydr)oxid-Silikatkrusten fixiert.

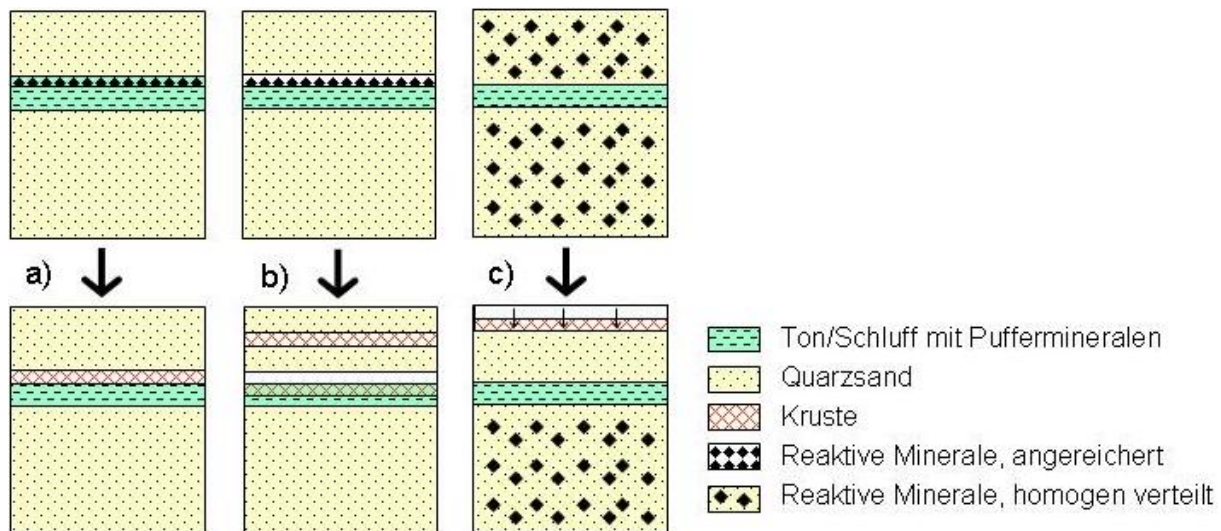


Abb. A2.5: Krustenbildung (a) in-situ (an einer primären Inhomogenität), (b) an einer pH- / Redoxgrenzfläche und am Kapillarsaum, (c) an der Haldenoberfläche.

Wichtig für die Stabilität der amorphen Sekundärphasen (Gele) sind die Reaktionen der Silikate und der Kieselsäure. Silikate sind bei extrem hohen und geringen pH-Werten leicht löslich, im neutralen pH-Bereich dagegen kaum löslich. Die aus den Silikaten freigesetzte Kieselsäure koaguliert zu Polykieselsäure. Außerdem bildet sie unmittelbar sekundäre Silikate (Tonmineralneubildung) oder koaguliert an Eisenhydraten. Bei wiederholter und weitgehender

Trocknung verhärtet die Gele zu Überzügen und tragen zur Versiegelung schadstoffreicher Haldenschichten bei.

Der potentielle Grad der Verkittung ist stark von der Menge und der räumlichen Verteilung der reaktiven Phasen (Sulfide; z.B. Arsenopyrit, Pyrrhotin, Sphalerit, Gläser: z.B. Na-reiche, Al_2O_3 -arme Gläser), sowie der Primärminerale, die eine Pufferwirkung aufweisen (z.B. Karbonate oder Alumosilikate wie Biotit oder/und Plagioklas) abhängig. Hochkonzentriertes reaktives Material versiegelt mitunter effektiver als größere Mengen dispers verteilten reaktiven Materials, da für eine effektive Porenschließung eine kritische Masse an Sekundärphasen benötigt wird. Das Zusammenspiel zwischen Lösung, Transport und Fällung führt im Idealfall (Krustenbildung) dazu, dass die Sekundärphasen in bestimmten Bereichen der Halde angereichert werden.

Krusten können sich in verschiedenen lokalen Bereichen von Halden bilden (Abb. A2.5):

- in hoch-**reaktiven Schichten** - gelreiche Krusten: Lösung- und Fällung finden in der gleichen Schicht statt. Eine vollständige Porenschließung ist unwahrscheinlich, weil kaum Phasen angereichert werden. Ein Beispiel ist die Feineisenhalde im Harzvorland (siehe Kap. C3.2). Hier haben sich gelreiche Krusten mit extrem hohem Wasserrückhaltevermögen aus reaktiven Gläsern gebildet.
- an einer **pH- oder Redoxgrenzfläche** - gelreiche Krusten, bei Überprägung auch sulfatreich: Durch pH- oder Redoxänderungen, z.B. an feinkörnigen Lagen in sulfidischen Sanden, werden verschiedene Sekundärphasen gefällt. Eine vollständige Porenschließung ist möglich, da Phasen angereichert werden. Ein Beispiel ist die Spülsandhalde Münzbachtal (siehe Kap. C3.1). Hier haben sich Krusten im Bereich von Grenzflächen zwischen Schlufflagen und sauerstoffführenden Sandlagen gebildet.
- am **Kapillarsaum** - sulfatreiche Krusten: Durch Diffusion und Verdunstung werden Ionen aufwärtsgerichtet transportiert. Auch hierfür ist die Spülsandhalde Münzbachtal (siehe Kap. C3.1) ein Beispiel. Es bilden sich Gipskrusten am Kapillarsaum im Sand oberhalb der Schlufflagen.
- an der **Haldenoberfläche** - gelreiche Krusten: Wenn alle Primärphasen gelöst und die relativ mobilen Ionen abtransportiert werden, bildet sich an der Haldenoberfläche eine Rückstandslage, z.B. aus Silika-Gelen. Die Poren können vollständig verschlossen werden, weil das Haldenmaterial verdichtet und dadurch das Volumen verkleinert wird (semiarides Klima – z.B. Südspanien, Peña del Hierro).
- an der **Haldenflanke** - gelreiche Krusten: Bildung der Krusten durch Fällung von Eisenhydroxiden im Zuge der Trocknung. An der Haldenflanke kommt es trotz teils starker Erosion zu einer Verhärtung und Stabilisierung von Flankenbereichen und ggf. auch des Rinnenbereichs durch Fällung kolloidaler Bestandteile (Fe-(Hydr)oxide). Beispiele für Standorte in variablen Klimazonen sind Pfunderer Berg (Italien), Peña del Hierro (Südspanien) und Selebi Phikwe (Botswana).

Auch an der Haldenbasis, in austretenden Sickerwässern und in Bachläufen, können sich Krusten bilden. Da es sich dabei nicht um natürliche Rückhalteprozesse im Haldenkörper selbst handelt, werden sie hier nicht weiter betrachtet.

Die Geschwindigkeit der Krustenbildung hängt von der Kombination folgender Faktoren ab:

- **Reaktivität der Primärminerale.** Die Reaktivität von Primärmineralen wird sowohl von deren Zusammensetzung (z.B. Arsenopyrit ist reaktiver als Pyrit; Biotit ist reaktiver als Muskovit) als auch von deren aktiver Oberfläche bestimmt. Die Reaktivität nimmt mit steigender Mineraloberfläche zu. Ein hoher Feinkornanteil begünstigt die Krustenbildung.

- **Mikrobielle Aktivität.** Mineralumwandlung, Stoff-Freisetzung und zum Teil sicherlich auch die Fällung von Sekundärphasen werden durch die Aktivität von Bakterien, Archaeen und Pilzen gegenüber rein anorganischer Alteration wesentlich beschleunigt.
- **Zugänglichkeit des reaktiven Materials.** Im oberflächennahen Bereich sind die reaktiven Mineralphasen für Wasser und Luft gut zugänglich. Die Nachlieferung von Sauerstoff kann allerdings durch hohe Wassersättigung in oberflächennahem feinkörnigem Material deutlich herabgesetzt werden.
- **Klima.** Die wichtigsten Faktoren sind die Stärke und Häufigkeit von Regenereignissen, die Evaporationsrate und die Bodentemperatur.
- **Wasserrückhaltevermögen.** Die Erhöhung der Verweilzeit des reaktiven Porenwassers im Reaktionsumfeld ist wichtig für die Geschwindigkeit der Alterationsprozesse und damit für die Krustenbildung. Der Rückhalt des Porenwassers sichert auch den kapillaren Aufstieg des Wassers.
- **Morphologie.** Wassertransport, Gasaustausch und Verdunstungsrate einer Halde sind abhängig von Ausrichtung und Neigung der Haldenflächen gegenüber Sonne und Wind. Bei zu starker Verdunstung kann der kapillare Transport abreißen. Das Zusammenspiel zwischen Gefälle, Korngröße und Regenstärke steuert die Infiltration.

Folgende Prozesse verringern den Schadstoff-Austrag:

- **pH-Pufferwirkung.** Die Lösung von Karbonaten und Alumosilikaten (insbesondere Glimmer) puffert in sulfidischen Halden den pH-Wert. Durch Karbonatlösung bleiben nahezu neutrale pH-Werte erhalten, während das Puffervermögen der Alumosilikate geringer ist. Für die pH-Pufferwirkung in Schlackenhalde n spielt die Karbonatausfällung durch Absorption von CO₂ aus der Luft (Karbonatisierung) eine wichtige Rolle.
- **Abschirmung von Primärmineralen durch Neubildung von Sekundärphasen an deren Oberflächen.** Die Ausfällung von Sekundärphasen auf reaktiven Primärmineraloberflächen (Sulfide oder Gläser) verringert die Reaktivität (Zugänglichkeit) der Primärphasen. Dieser NA-Prozess bewirkt eine Verringerung der Lösungsgeschwindigkeit reaktiver Primärminerale und eine Minderung der Schadstoff-Freisetzungsr ate.
- **Schadstoff-Rückhalt durch Sorption/ Kopräzipitation in Sekundärphasen.** Während der Verwitterung reaktiver Primärphasen bilden sich sowohl im basischen als auch im sauren pH-Bereich Sekundärphasen teilweise geringer Kristallinität (RAMMLAIR [2002]; GRAUPNER ET AL. [2007]). Die Affinität der Schwermetalle und von Arsen für solche schwachkristallinen Phasen (Fe-, Al-, Si-Gele) ist hoch (DZOMBAK & MORELL [1990]). Schadstoffe werden durch Sorption oder Kopräzipitation in den Sekundärphasen gebunden. Das Schadstoff-Rückhaltevermögen für Schwermetalle nimmt mit steigendem pH-Wert zu, während es für Arsenat im sauren pH-Bereich maximal ist (DZOMBAK & MORELL [1990]). Jarosit, ein schwach kristallines Sulfat, kann als Speichermineral Blei und Arsenat einbauen (z.B. PAKTUNC & DUTRIZAC [2003], GRAUPNER ET AL. [2007]).

A2.3.3 Nachweis

Auf Grund der Vielzahl der Parameter, welche die Krustenbildungsmechanismen, den Krustennachweis und somit Krustenwirkungen und deren Nachweis (direkt oder indirekt) beeinflussen, ist eine erfolgversprechende Bearbeitung der Problematik nur mit einem interdisziplinären Ansatz möglich.

Das in Kap. B3 vorgestellte zweistufige Bewertungskonzept beruht in Stufe I (Nachweis des Krustenpotentials eines Standorts) auf Standardverfahren. Diesbezüglich können Standorte

mit vergleichsweise geringem Personal- und Finanzaufwand zügig auf ihr Krustenpotential geprüft werden.

Der effektivste Nachweis eines hohen Krustenpotentials ist die visuelle Beobachtung von Krusten an der Haldenoberfläche, in Erosions-Aufschlüssen oder in Bohrstock-Profilen. Das im Rahmen des Bewertungskonzepts eingeführte Kennzahl-Verfahren (Kap. B3) ermöglicht eine nachvollziehbare Abschätzung des Krustenpotentials. Es erlaubt dadurch eine fachliche Priorisierung zur Durchführung detaillierter Untersuchungen der Stufe II bei Vergleich mehrerer Standorte.

Die Stufe II der Haldenuntersuchung umfasst, neben einer Reihe von geowissenschaftlichen Standardmethoden, auch neu entwickelte Verfahren (siehe Kap. B3.4). Die neuen Methoden erhöhen die Aussagekraft, gerade zum standortkonkreten Prozessverständnis. Ein Teil dieser Methoden ist unter Routinebedingungen auch durch Methoden mit verminderter Aussagekraft ersetzbar (vgl. Kap. B3.4).

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Stufe II sind Angaben zu den auftretenden Krustentypen, zur räumlichen Erstreckung der Krusten im Haldenkörper sowie zu ihren natürlichen Schadstoff-Rückhalt-Wirkungen. Die gewonnenen Daten, sowie eine Reihe von Literaturdaten für Primär- und Krustenphasen (z.B. Stabilitätskonstanten) fließen in eine Modellierung ein, die eine Abschätzung des zeitlichen Verlaufs der Krustenbildung und deren Schutzwirkung ermöglicht.

A2.3.4 Stand der Forschung

Die physikalischen, chemischen und mineralogischen Eigenschaften von Krusten, vor allem in sulfidführendem Abraum und Aufbereitungsabgängen, gerieten im letzten Jahrzehnt zunehmend in den Blickpunkt wissenschaftlichen Interesses (TASSÉ ET AL. [1997], COGGANS ET AL. [1999], JOHNSON ET AL. [2000], MCGREGOR & BLOWES [2002], COURTIN-NOMADE ET AL. [2003], GIERE ET AL. [2003], GILBERT ET AL. [2003], MONCUR ET AL. [2005], BLOWES ET AL. [2004], GUNSINGER ET AL. [2006]). Untersucht wurde die Alterationsmineralogie der Standorte, die punktweise Metall-Akkumulation in zementierten Zonen, die Schadstoffbindung und erste Modellierungen der Entwicklung von Haldenbereichen (DOLD [2003 a,b], PAKTUNC & DUTRIZAC [2003], GAULT ET AL. [2005]). Es wurde erkannt, dass die Krustenlagen durch ihre verringerte Durchlässigkeit und ihr Schadstoff-Rückhaltevermögen eine wichtige Rolle bei der Minderung des Schadstoff-Austrags aus dem Haldenkörper spielen (GILBERT ET AL. [2003]).

Weiterhin spielt die Bildung von schwach kristallinen und amorphen Phasen (Gelen) über einen weiten pH-Bereich eine Schlüsselrolle bei der Krustenbildung. Zusammensetzung, Verbreitung, Bildung und Effekte von Krusten in glasreichen Haldensedimenten mit ihren alkalischen Verwitterungslösungen (z.B. aus der Fe-Produktion) sind dabei intensiver Untersuchungsgegenstand (WAN ET AL. [2004], RAMMLMAIR ET AL. [2005]).

Teil B: Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung

Die nachfolgenden Empfehlungen untersetzen, mit Blick auf Bergbau- und Flussauensedimentstandorte, die Ausführungen der KORA-HE (Kap. 4 bis 6) zum stufenweisen Vorgehen der Untersuchung und Bewertung der natürlichen Schadstoffminderung. Es werden für die Einzelfallbearbeitung die Stufen I und II, mittels Prüfkriterien, MNA-Bewertungskonzept und anzuwendender Untersuchungsmethoden konkretisiert.

B1 Flussauensedimente

B1.1 Prüfkriterien

Die empfohlenen Methoden zur Bestimmung des natürlichen Rückhalts setzen eine Korngrößenzusammensetzung des Bodens von < 2mm voraus, um eine „ungestörte“ Probenahme mittels Stechzylinder vornehmen und auch die Bodenmatrix/Bodenlösung mit Festphasenmikroextraktion untersuchen zu können. Für den größten Teil der mehrere Tausend km² umfassenden Flussauen in Europa ist diese Voraussetzung erfüllt. Kies- und schotterhaltige Flusssedimente kommen für die Nutzung von Rückhaltevorgängen ohnehin nicht in Betracht und sind zudem als Schadstoffquelle nicht relevant.

Die Entwicklung von Auenböden ist stark durch Sedimentation und teilweise auch Erosion geprägt. Kontaminationen werden durch Sedimentation belasteter Schwebstoffe eingetragen, so dass zum Teil scharf voneinander abgegrenzte Lagen unterschiedlicher Belastung vorliegen. Belastetes Sediment kann als Quelle, darunterliegendes unbelastetes Material als Senke angesehen werden. Sedimentationsbedingungen können in Abhängigkeit vom Relief und der Entfernung zur Flussmitte stark schwanken, so dass die Quell- und Senkenfunktion über die Fläche unterschiedlich ausgeprägt sein kann. In einer ersten Phase (Stufe I) ist daher zunächst mit feldbodenkundlichen Methoden gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODENKUNDE [2005]) zu prüfen, ob grundsätzlich die Voraussetzungen für die Anwendung des NA-Konzeptes gegeben sind. Im einzelnen sind dies folgende Eigenschaften:

- Bodenhorizonte und Sedimentationslagen
- Korngrößenzusammensetzung
- Anteile der sorptiven Komponenten wie Huminstoffe, Tonminerale und Eisenoxidhydroxide
- Eh/pH-Bedingungen
- Flurabstand
- Variabilität des Profilaufbaus über die Fläche

Im Zusammenhang mit dem Schadstoffinventar (Art, Verteilung und Menge) und dem Austragsverhalten der Schadstoffe sind diese Eigenschaften Grundlage für die Bewertung des MNA-Konzeptes. Nur bei Vorliegen eines entsprechenden Puffervermögens kann von einer ausreichenden Rückhaltefunktion ausgegangen werden.

B1.2 Abgrenzung von Standortkategorien

Auenböden können sich hinsichtlich ihres Potentials zum natürlichen Schadstoffrückhalt beträchtlich unterscheiden. Im Fall des modellhaft betrachteten Standortes Jeßnitz (siehe Kap. C1) in der Spittelwasserniederung liegt zwar ein morphologisch typischer Auenboden vor (Vega), der jedoch auf Grund von Säureeinträgen durch einen extrem niedrigen pH-Wert (pH

3 bis 3,7) gekennzeichnet ist. Die Bedingungen für den Rückhalt kationischer Komponenten (Schwermetalle) sind daher ungünstig. Natürlicherweise sind die Auenböden des Elbeeinzugsgebietes durch schwach saure Bedingungen geprägt mit wesentlich günstigeren Rückhalteeigenschaften. In süddeutschen Flusstälern liegen häufig karbonathaltige Auen vor mit noch günstigeren Bindungseigenschaften für diese Schadstoffkategorie. Im Hinblick auf die Reaktionsbedingungen lassen sich somit folgende Standortkategorien unterscheiden:

- Extrem versauert
- Schwach saure Bedingungen
- Karbonatgepufferte Verhältnisse

Voraussetzung für den Rückhalt von Schadstoffen sind sandig-lehmige oder noch feinkörnigere Substrate. Auenböden in Gebirgen sind häufig aus gröberen Substraten (Kies) aufgebaut. Auch in tieferen Lagen von Auenböden des Elbeeinzugsgebietes finden sich kiesige Ablagerungen, die für natürliche Rückhalteprozesse nicht geeignet sind. Hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung lassen sich somit die Kategorien

- Feinkörniges Substrat (mindestens sandig-lehmig)
- Grobkörniges Substrat (gröber als sandig-lehmig)

unterscheiden.

B1.3 MNA-Bewertungskonzept

Mit dem Verfahrensansatz zur Bewertung des NA-Potentials werden chemische und ökotoxikologische Prüf- und Messtechniken kombiniert. Die chemische Bewertung des NA-Konzepts orientiert sich an gesetzlichen Vorgaben (Maßnahmen und Prüfwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung). Für die Ergebnisse der extraktiv-chemischen (anorganische) und biomimetischen Methoden (organische Schadstoffe) liegen keine Orientierungswerte vor. Für die ökotoxikologische Erhebung wurde ein Bewertungsrahmen entwickelt, der für praktische Fragestellungen anwendbar ist.

B1.3.1 Schadstoffgehalt, Sickerwasserkonzentration, Bindungsfestigkeit

Grundlage des natürlichen Rückhalts von organischen und anorganischen Schadstoffen sind chemisch-physikalische Stabilisierungseffekte in der Bodenmatrix. Maßgeblich für die Akzeptanz von NA-Prozessen in der ungesättigten Zone ist eine begrenzte Mobilisierbarkeit und vertikale Verlagerung der Schadstoffe mit dem Sickerwasser. Gegenwärtig besteht der einzige gesetzliche Bewertungsrahmen für einen akzeptablen Schadstoffrückhalt in den durch die Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV [1999]) vorgegebenen Maßnahmenwerten (**Schadstoffgesamtgehalte**) für den Übergang Boden/Pflanze und den **Prüfwertkonzentrationen des Sickerwassers** im Übergangsbereich Boden/Grundwasser als Ort der Beurteilung. Auenböden sind jedoch durch stark schwankende Grundwasserstände, verbunden mit Auf- und Entsättigung des Porenraums sowie durch periodisch wiederkehrende Überflutungen gekennzeichnet. Damit ist die vorgegebene Ortsgebundenheit des Prüfkriteriums bei der Sickerwasserprognose nicht erfüllt. Einzig möglich erscheint dagegen eine Beurteilung auf Grundlage der **Schadstoffkonzentration im Bodenwasser**, das unmittelbar aus der Schadstoffquelle austritt.

Die Frage nach dem „richtigen“ Verfahren zur Bestimmung der Quellkonzentration in einem Laborversuch wird gegenwärtig diskutiert. Bei einer Abwägung zwischen Säulenelution (gesättigt) und Mehrfach-Bodensättigungsextraktion fällt ins Gewicht, dass letztere mit einem Sättigungswechsel verbunden ist und somit reduzierende Bedingungen auf jeden Fall vermie-

den werden. Dieser Ansatz zielt auf eine stabile Endkonzentration und ermöglicht zusätzliche Gestaltungsspielräume für den Fall, dass die Gaszusammensetzung im Porenraum berücksichtigt werden soll. Diese Methode sollte als Standardtest angewandt werden. Der Säulenversuch liefert zusätzliche Informationen: hier werden Mobilisierungs- und Transportprozesse abgebildet und, insbesondere unter wasserungesättigten Bedingungen bei einer langen Wasser/Feststoff-Kontaktzeit, realitätsnahe Verhältnisse simuliert. Die Versuchszeit kann je nach Fließbedingungen (Sättigungsgrad, Filterstrecke, Beregnungsintensität) mehrere Monate erfordern, so dass dieser Ansatz zwar nicht für Routinezwecke, aber sehr wohl für eine grundlegende Kennzeichnung des Stoffaustrags geeignet ist.

Das Potential für Natural Attenuation in der ungesättigten Zone ist mit Prüfverfahren zur Sickerwasserprognose allein nicht bewertbar. Hilfreich für die Einschätzung der Bindungsverhältnisse anorganischer Schadstoffe ist die sequentielle Extraktion nach dem BCR-Verfahren (RAURET ET AL. [1999]). Dabei liefert die Residualfraktion einen Nachweis für **nachhaltig immobilisierte Schadstoffanteile**. Die Methode dient also zur Kennzeichnung des qualitativen Schadstoffinventars (Relation von mobilisierbarer zu mobiler Fraktion) und sollte zur Bewertung des NA-Potentials Berücksichtigung finden.

Die Mobilisierbarkeit organischer Schadstoffe wird teilweise über den Sättigungsextrakt bzw. Säulenversuch mit erfasst. Ermöglicht wird die Konzentrationsbestimmung dieser Stoffe in den gewonnenen Eluaten durch Anreicherung auf **SPME-Fasern**. Zur **Konzentrationsbestimmung** der hier untersuchten HCHs und DDX im Sickerwasser werden die Fasern direkt in das Wasser eingebracht. Vorteile der SPME im Vergleich zu herkömmlichen Extraktionsverfahren liegen im geringen benötigten Probenvolumen (hier 10 ml) und dass zudem ein Clean-up zur Abtrennung unerwünschter Matrix- und Störeffekte und die Aufkonzentration des Analyten aus dem Eluat entfällt, denn die SPME-Fasern können direkt in den Injektionsblock des nachgeschalteten Analysensystems eingeführt und dort thermodesorbiert werden.

Bei Stoffen mit geringer Wasserlöslichkeit findet ein Transfer weniger in die wässrige Phase, als vielmehr in Bodenorganismen statt. Dieser Prozess lässt sich durch passive Schadstoffanreicherung in einer Ersatzmatrix simulieren. Hierzu werden ebenfalls SPME-Fasern eingesetzt. Im Gegensatz zu den aktiven Extraktionsverfahren werden mit dieser passiven Methode keine Gesamtkonzentrationen in einer Probe ermittelt, sondern verfügbare Schadstoffanteile. Hierbei erfolgt eine passive Anreicherung des frei verfügbaren Anteils der Schadstoffe auf der Faser, angetrieben von dem Konzentrationsgefälle an der Phasengrenze, ohne das Matrixgleichgewicht zu stören (nicht abreichernde Extraktion). Da die Schadstoffgehalte auf den Fasern mit den Gehalten in Vergleichsorganismen korrelieren, stellt die Extraktion mittels SPME-Fasern ein **biomimetisches Verfahren** dar. Die Methodik wird in Kap. B1.4.3 vertiefend dargestellt.

B1.3.2 Ökotoxikologische Bewertung

Als zusätzliches Prüfkriterium ist die Minderung des **ökotoxischen Potentials** der kontaminierten Feststoffe zu betrachten. Anlass dafür ist der enge Zusammenhang zwischen dem Schadstoffminderungspotential durch Sorption an Bodenkomponenten (unlösliche Huminstoffe, Tonminerale, Metalloxidhydroxide) oder Inkorporation in die Biomasse von Mikroorganismen und der toxischen Wirkung von Schadstoffen im Boden. Dazu werden spezielle Biotests eingesetzt. Mit dem hier verfolgten Ansatz wird eine integrierte Boden/ Sedimentbewertung (Sediment-Qualitäts-Triade) angestrebt, bei der neben der chemischen Analytik, die ökologischen Auswirkungen einer Kontamination sowie die in Biotests ermittelte Toxizität einbezogen werden.

B1.3.3 Verfahrensschema

Die Bewertung zielt auf den natürlichen Rückhalt unter Einbezug der Gesamtgehalte, Sickerwasserkonzentration (beide Kriterien nach Maßgabe der BBodSchV), Ökotoxizität (Bewertung

in Anlehnung an DECHEMA [2001] und DIN ISO 17616 [2006]) und Bindungsfestigkeit/Bioverfügbarkeit (für anorg. Stoffe: Extraktion nach BCR-Protokoll; für org. Schadstoffe: SPME als Biomimetikum) ab (Abb. B1.1). Die drei erstgenannten Kriterien müssen den Anforderungen nach BBodSchV bzw. dem ökotoxikologischen Bewertungsrahmen genügen, um ein ausreichendes Rückhaltepotential anzuzeigen. Als ausreichend ist der Rückhalt aber auch dann anzusehen, wenn das Kriterium „Gesamtgehalte“ nicht erfüllt wird, die Kriterien „Sickerwasser“ und „Ökotoxizität“ jedoch ausreichend sind und eine starke Festlegung der Schadstoffe anzeigen. Gerade dieser Fall verdeutlicht die Wirkung von NA-Prozessen.

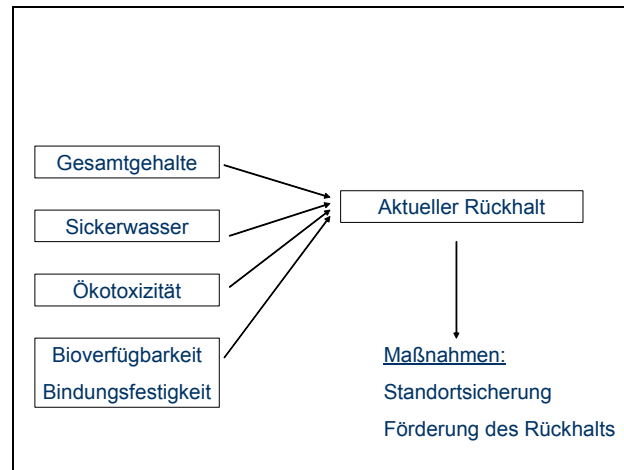


Abb. B1.1: Schema der geochemisch-ökotoxikologischen Methodenkombination

Komplexere Situationen liegen vor, wenn z.B. einzelne Schadstoffe dem Kriterium „Sickerwasser“ bei gleichzeitig ausreichender Ökotoxizität nicht genügen. In derartigen Fällen ist die Nutzung der Fläche mit zu berücksichtigen. Denkbar ist auch, dass z.B. ausschließlich das Kriterium „Ökotoxizität“ nicht erfüllt ist. In diesem Fall liegt die Vermutung nahe, dass nicht alle relevanten Schadstoffe erfasst wurden und hier Nachuntersuchungen erforderlich sind.

B1.4 Methoden

B1.4.1 Bodenuntersuchung

Die Untersuchung des Bodenmaterials basiert zunächst auf Standard-Untersuchungsverfahren, die im HANDBUCH DER BODENUNTERSUCHUNG [2000] zusammengefasst sind. Dazu zählt insbesondere auch die Bodenkundliche Kartieranleitung, nach der die Bodenansprache (Mächtigkeit der Horizonte, Substrateigenschaften, Bodentyp) vorgenommen wird. Zur Bestimmung von Lage und Ausmaß der Kontamination (Gesamtgehalte) werden herkömmliche Aufschluss- und Analyseverfahren eingesetzt.

B1.4.2 Sequentielle Extraktion

Zur Abschätzung der elementspezifischen Bindungsfestigkeiten wird die sequentielle Extraktion in drei Schritten nach RAURET ET AL. [1999] durchgeführt (siehe **KORA-MS Nr. 3.1.3**). Das Verfahren wurde für Sedimentmaterial entwickelt und bietet den Vorteil, dass es eine Differenzierung von unterschiedlich stark gebundenen Fraktionen bei vertretbarem Aufwand ermöglicht. Von besonderem Interesse ist die Abgrenzung des residual gebundenen Schadstoffanteils, der als immobil betrachtet werden kann und keinen Wechselwirkungen mit der Lösung unterliegt. Er umfasst diejenigen Metallanteile, die in Strukturen sekundärer Minerale und in sehr stabilen organischen Komplexen gebunden sind und stellt die eigentliche Zielfraktion bei NA-Prozessen dar. Im ersten Extraktionsschritt mit 0,11 M Essigsäure soll die leicht bioverfügbare Fraktion, im zweiten (0,5 M Hydroxylammoniumchlorid bei pH 2) die an

Eisen- und Manganoxiden gebundene Fraktion und im dritten (Oxidation des Probenmaterials mit H_2O_2 , anschließende Extraktion mit 1 M Ammoniumchlorid bei pH 2) die an die organische Substanz gebundenen Fraktion erfasst werden. Die in diesen drei Schritten gelösten Elementgehalte gelten als mobilisierbar, bei sich verändernden Umgebungsbedingungen. Die Zuordnung zu den genannten Bindungsformen ist als nicht absolut zu betrachten, da eine exakte Trennschärfe nicht gegeben ist. Die Fraktionen sollten daher besser nach dem jeweils angewandten Extraktionsverfahren benannt werden.

B1.4.3 Direkte Festphasenmikroextraktion (SPME)

Die SPME-Methodik wird zur Bestimmung organischer Schadstoffe wie DDX und HCH in der Bodenmatrix eingesetzt (siehe **KORA-MS Nr. 5.2.4**). Sie ist gekennzeichnet durch eine passive Anreicherung des frei verfügbaren Anteils der Schadstoffe auf den Fasern, angetrieben von dem Konzentrationsgefälle an der Phasengrenze, ohne das Matrixgleichgewicht zu stören (nicht abreichernde Extraktion). Mögliche Schadstofftransferpfade sind dabei Faser/Wasser, Faser/Gas und Faser/Feststoff (Abb. B1.2). Es konnte gezeigt werden, dass die Schadstoffgehalte auf den Fasern mit den total body residues (TBR) in Vergleichsorganismen korrelieren und somit ein Maß für die Schadstoffverfügbarkeit darstellen (LESLIE ET AL. [2002]). Die Extraktion mittels SPME-Fasern ist somit ein biomimetisches Verfahren, bei dem verfügbare Schadstoffanteile erfasst werden.

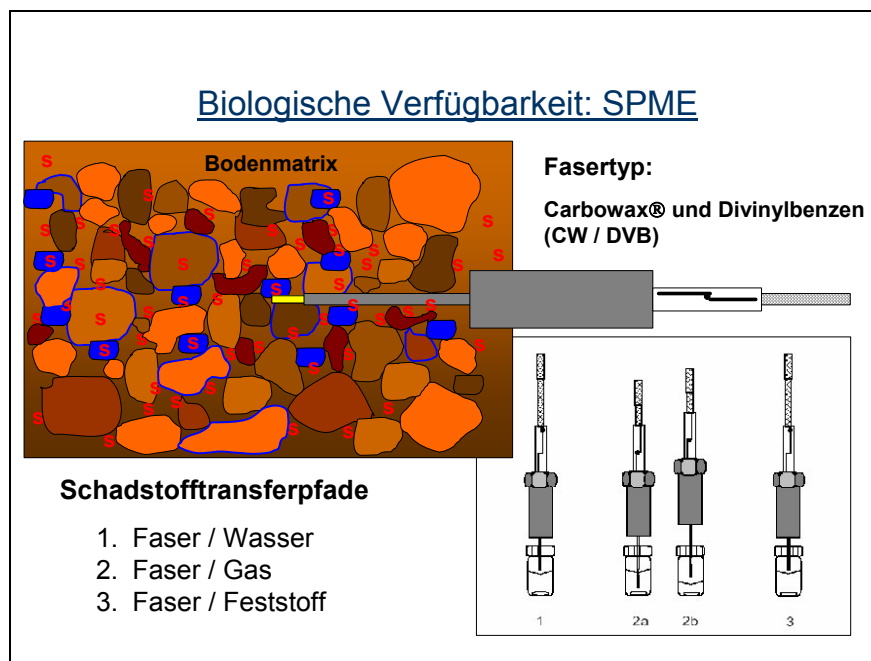


Abb. B1.2: Schema zur Beprobung der Medien Feststoff, Wasser und Gasphase mit SPME-Fasern (s = Schadstoff)

In Verbindung mit einem Gaschromatographen (GC) und einem Massenspektrometer (MS) als Detektor erhält man ausreichend Informationen, um von der Bodenmatrix auf die Faser diffundierte Schadstoffe zu identifizieren und, bei definierter Besammlung der SPME Fasern, auch zu quantifizieren.

Zur Beprobung der Wasser- und der Gasphase werden SPME-Fasern bereits erfolgreich eingesetzt. Erste Ergebnisse zur Anwendung in der Bodenmatrix als biomimetisches Verfahren sind vielversprechend. Allerdings muss die Methode für die Anwendung in unterschiedlich zusammengesetzten Substraten und bei verschiedenen Wasserspannungen entwickelt werden.

B1.4.4 Säulenversuche, Bodensättigungsextrakt

Entscheidendes Kriterium für die Bewertung des Schadstoffrückhalts eines kontaminierten Bodens ist der Schadstoffübergang von der festen in die flüssige Phase und somit die Sickerwasserkonzentration. Eine möglichst realitätsnahe Abschätzung lässt sich mit Hilfe von Laborlysimeter-Versuchen vornehmen (vgl. **KORA-MS Nr. 3.2.1**). Das Wasser wird mit konstanter Rate aufgegeben und über ein Filterelement (Glasfilter, 1 µm Porenweite) im Säulenboden durch Anlegen eines Vakuums (-500 hPa) wieder abgezogen. Dadurch werden über die gesamte Höhe stationäre Fließbedingungen bei wasserungesättigten Verhältnissen erzeugt. Im Bodenkörper stellt sich ein leichtes Potentialgefälle von oben (Wasseraufgabe, höheres Potential) nach unten (Absaugfilter, niedrigeres Potential) ein. Für die Untersuchung werden ungestörte Bodenmonolithe mit Stechzylindern (Länge je nach Mächtigkeit der kontaminierten Zone) entnommen, so dass die gesamte Schadstoffquelle erfasst wird.

Der wesentlich schneller durchführbaren mehrfachen Bodensättigungsextraktion nach GERTH [2007] liegt ein ähnlicher Ansatz zu Grunde. Diese Methode ist ebenfalls als Säulenversuch anzusehen, bei dem das Säulengefäß (Stechzylinder mit darin enthaltenem Bodenkörper) mit einem Bodenteil und darin befindlichem Filterelement kombiniert ist, über welches das Wasser eingeleitet und auch wieder abgezogen wird. Ein Extraktionszyklus besteht aus einer bis zu 6-stündigen Aufsättigung mit demineralisiertem Wasser, einer 24-stündigen Gleichgewichtseinstellung sowie einer 6-stündigen Entsättigung (Extraktgewinnung). Die relativ lange Aufsättigungs- und Entsättigungsphase resultiert aus der Länge des Bodenkörpers. Insgesamt wurden 6 Extraktionszyklen angewandt, die in der Regel ausreichend sind, um stabile Konzentrationswerte im Extrakt zu erhalten. Der Vorteil gegenüber einem Säulenversuch unter gesättigten Bedingungen besteht darin, dass auch wenig gut wasserleitfähiges Material untersucht werden kann. Nicht nur die Entsättigung, sondern auch die Aufsättigung kann in einem solchen Fall durch Anwenden eines Unterdrucks erfolgen. Der periodische Wechsel von Sättigung und Belüftung verhindert zudem das Entstehen reduzierender Bedingungen und ermöglicht bei Bedarf die Anwendung von CO₂ zur Simulation von Einflüssen der Bodenluft.

B1.4.5 Ökotoxikologische Untersuchung

Maßgeblich ist die ökotoxikologische Bewertung der **Rückhaltefunktion**, die mit **Eluatbio-tests** erfolgt (siehe **KORA-MS Nr. 5.2.2**). Eingesetzt werden drei Toxizitätstest (Algentest, Leuchtbakterientest und Daphnientest) und ein Test zur Prüfung auf Genotoxizität (Umu-Test). Die Bodeneluatate werden dabei jeweils so lange verdünnt, bis keine Hemmung der jeweiligen Testorganismen mehr auftritt (lowest ineffective dilution = LID). Das dazugehörige Bewertungsschema ist in Tab. B1.1 zusammengefasst.

Zusätzlich wird die ökotoxikologische Bodenbelastung durch **Bewertung der Lebensraumfunktion** erfasst. Dazu werden zum einen Tests mit **standorteigenen Mikroorganismen** (DMSO-Reduktion und Test auf potentielle Ammoniumoxidation) und zum anderen **Tests mit Testbodenorganismen** durchgeführt (Kontakttest mit *A.globiformis*, Test auf Hemmung der Dehydrogenaseaktivität).

Zur **direkten Toxizitätsbestimmung** des Bodensubstrats wird der **Kontakttest** (vgl. **KORA-MS Nr. 5.2.3**) mit dem Testbodenorganismus *A.globiformis* eingesetzt. Bei diesem wird die Hemmung der Dehydrogenaseaktivität der Testbakterien durch den direkten Kontakt mit den Bodenproben ermittelt. Als toxisch werden Böden angesehen, die eine Hemmung > 40 % verursachen.

Tab. B1.1: Bewertungsstrategie für die Rückhaltefunktion Boden

	Alle Tests unauffällig	1 Tox.-Test auffällig, z. B.	2 Tox.-Tests auffällig, z.B.	Nur Umu-Test auffällig	Umu-Test u. Tox.- Tests auffällig, z.B.
Algenwachstumshemmtest	LID ≤ 4	LID > 4	LID > 4	LID ≤ 4	LID > 4
Leuchtbakterientest	LID ≤ 8	LID ≤ 8	LID > 8	LID ≤ 8	LID ≤ 8
Daphnientest	LID ≤ 4	LID ≤ 4	LID ≤ 4	LID ≤ 4	LID > 4
Umu-Test	LID ≤ 1,5	LID ≤ 1,5	LID ≤ 1,5	LID > 1,5	LID > 1,5
Gesamtbewertung	Keine Grundwassergefährdung gegeben	Grundwassergefährdung wahrscheinlich	Grundwassergefährdung gegeben	Grundwassergefährdung gegeben	Grundwassergefährdung gegeben

Tox.-Test: Toxizitätstest (Leuchtbakterientest, Daphnientest, Algenwachstumshemmtest)

Die Gesamtbewertung der Lebensraumfunktion mittels DMSO-Reduktion (DMSO = Dimethylsulfoxid) beruht auf der Umsetzung von DMSO zu Dimethylsulfid. Zu dieser Umsetzung sind alle Bakterien in der Lage. Die DMSO-Reduktionsrate stellt somit einen Summenparameter für die mikrobielle Aktivität der standorteigenen Mikroorganismen dar. Der Test auf potentielle Ammoniumoxidation liefert Informationen über die Funktionsfähigkeit des Stickstoffkreislaufs. Als kritisch werden Ergebnisse angesehen, wenn entweder die Aktivität (DMSO-Reduktion) oder die Nitritbildungsrate (Test auf potentielle NH₄-Oxidation) weniger als 60 % der Aktivität bzw. Nitritbildungsrate an einem nicht kontaminierten Vergleichsstandort aufweist. Fallen dabei beide Parameter niedriger aus oder ist bei einem der beiden Tests kein Regenerationspotential (z.B. Testergebnis nach Maßnahme wie Kalkung) feststellbar, kann von einer Störung der standorteigenen MO ausgegangen werden.

B2 Braunkohleabraumkippen

B2.1 Prüfkriterien

Die Untersuchungen zur standortkonkreten Bewertung der Relevanz von natürlichen Schad-/ Problemstoffminderungsprozessen erfolgen in Anlehnung an LABO [2005] sowie die grundlegenden Betrachtungen in den KORA-Handlungsempfehlungen (Kap. 4) zweistufig. In Stufe I kommen Methoden zur Anwendung, die mit geringerem Aufwand durchführbar sind. Es wird somit das generelle Potential zur natürlichen Schad-/ Problemstoffminderung in Folge Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung überprüft. Liegt dieses Potential vor, werden dann in Stufe II detailliertere Untersuchungen zur Wirksamkeit der NA-Prozesse durchgeführt.

Als Prüfkriterien für die Untersuchungen der Stufe I sind folgende Nachweise für den betrachteten Braunkohlekippen-Standort zu führen:

- Nachweis reduktiver Zonen an Vertikalaufschlüssen (z.B. RKS) mittels Feldelution.
- Indizien für den Ablauf der reduktiven Prozesskette bis zur Sulfatreduktion, an Hand der wesentlichen Analyseparameter eines bestehenden Grundwassermonitoring-Messnetzes.
- Indizien für reduktive Prozesse an der Kippengasphase (besonders relevant für stärker wasserungesättigte Kippenkörper).

Der dritte Aspekt (Charakterisierung der Kippengasphase) ist als zusätzliches Prüfkriterium zu verstehen. Er besitzt jedoch für in großem Maße wasserteilgesättigte (junge) Kippenkörper größere Bedeutung. Dies resultiert aus denen, in diesem Stadium an der Kippengasphase schwierig zu gewinnenden, repräsentativen Daten.

B2.2 Abgrenzung von Standortkategorien

Die Klassifizierung der Kippenstandorte hinsichtlich ihres Potentials zur natürlichen Quellterminimierung, bezüglich der betrachteten Schad- und Problemstoffe, beruht vereinfacht auf der Einschätzung folgender drei Kriterien:

- A) Potential zur Aciditätsgenerierung
- B) Potential zur Wiederfestlegung der generierten Acidität
- C) Einschätzung des Einflusses der am Standort angewandten Bergbautechnologie auf diese beiden unter B) und C) genannten Potentiale

Hierbei geht es im Endeffekt darum, die Potentiale zur Schad- und Problemstoff (Aciditäts)-Generierung mit dem zu deren Wiederfestlegung zu vergleichen. Daraus abgeleitet ergibt sich ein erster Blick darauf, ob für den betrachteten Kippenstandort die Relevanz für eine ablaufende natürliche Schad-/ Problemstoffminderung besteht.

A) Potential zur Aciditätsgenerierung

Bezüglich dieses Potentials lassen sich Standortkategorien unterscheiden in Abhängigkeit von:

A1) den mittleren Schwefelfeststoffgehalten der Abraumeinheiten

A2) der mittleren Korngrößenzusammensetzung dieser Abraumeinheiten

Dabei sind bevorzugt die gewichteten Gehalte der Abraummaterialeinheiten im Vorfeld zu betrachten, da auf der Kippe entnommene Proben, in Folge der Heterogenität, schlechter eine Aussage zu mittleren Verhältnissen zulassen (siehe HOTH [2004]).

Die reduzierten Schwefelfeststoffgehalte (Sulfid) kennzeichnen das Aciditätspotential. Dieses ist aber unbedingt noch mit einer Aussage zur Relevanz ihrer Verwitterung zu verknüpfen. Je feinkörniger die Abraumeinheiten sind, um so weniger kommt es zur eigentlichen Schad-/Problemstoffgenerierung, bei gleichem Aciditätspotential. Dies beruht auf den höheren Wassersättigungen im verkippten Material, welche den Antransport des Oxidationsmittels Sauerstoffs behindern.

Bezüglich des Standortkriteriums A) lassen sich an Hand des in Abb. B2.1 aufgezeigten Zusammenhangs Standortkategorien unterscheiden. Hierbei wird die Einteilung bewusst nur für die Minimal- und Maximalschranken mit Zahlenwerten untersetzt. Ziel der Tabelle ist es, den generellen Zusammenhang zwischen den Größen und dem Aciditätsgenerierungspotential, als Mastervariable für die Schad-/Problemstoffgenerierung, auszuweisen und nicht eine zu starre Einteilung vorzunehmen.

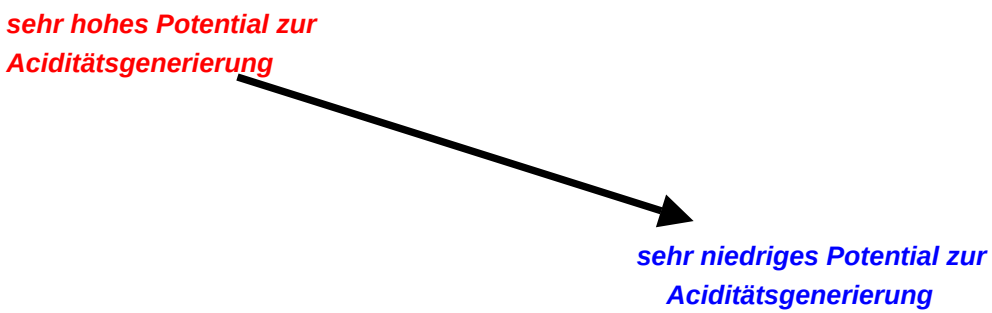
Red.Schwefelgehalt Körnung	sehr hoch ($>1\text{Ma}\% \text{ S}_{\text{red}}$)	hoch	mittel	niedrig	sehr niedrig ($<0,05\text{Ma}\% \text{ S}_{\text{red}}$)
sehr grob (Kies) grob mittel fein sehr fein (Ton)					

Abb. B2.1: Einteilung von Standortkategorien für Braunkohleabraumkippen an Hand des Kriteriums A) zur Schad-/Problemstoffgenerierung

B) Potential zur Wiederfestlegung der Acidität

Bezüglich dieses Potentials können Standortkategorien gebildet werden in Abhängigkeit von:

B1) den mittleren Karbonatfeststoffgehalten der Abraumeinheiten

B2) den mittleren TOC-Feststoffgehalten der Abraumeinheiten

Die Karbonatgehalte kennzeichnen die Pufferung des erzeugten Sauerwassers, während die TOC-Gehalte eine erste, vereinfachte Aussage zur Verfügbarkeit mikrobiell nutzbarer organischer Substanz liefern.

Auch hier sind, wenn möglich, gewichtete Gehalte der Abraumeinheiten im Vorfeld heranzuziehen.

Bezüglich des Standortkriteriums B) lassen sich somit Standortkategorien an Hand des in Abb. B2.2 aufgezeigten Zusammenhangs unterscheiden. Hierbei ist es ebenfalls Ziel, die Einteilung bewusst nicht mit starren Zahlenwerten zu untersetzen, sondern den generellen Trend aufzuzeigen.

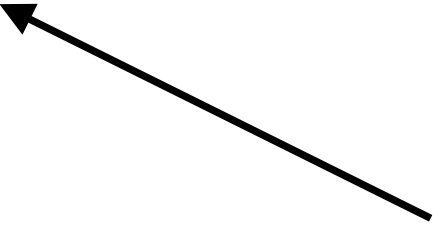
<i>Karbonatgehalt</i> <i>TOC-Gehalt</i>	sehr hoch (>2Ma% TIC)	hoch	mittel	niedrig	sehr niedrig (<0,05Ma% TIC)
sehr hoch (>2Ma% TOC) hoch mittel niedrig sehr niedrig (<0,05Ma% TOC)	<i>sehr hohes Wiederfestlegungspotential</i>  <i>sehr niedriges Wiederfestlegungspotential</i>				

Abb. B2.2: Einteilung von Standortkategorien für Braunkohleabraumkippen an Hand des Kriteriums B) zur Wiederfestlegung der Acidität/ Schadstoffe

C) Bergbautechnologischer Einfluss

Hierunter ist der Einfluss der angewandten Gewinnungs- und Verkipfungstechnologie zu verstehen. Wesentliche Charakteristika sind dabei:

- C1) die auf Grund der Technologie möglichen Zeiträume der Sauerstoffexposition der Abraummaterialien und
- C2) der auf Grund der Technologie erlangte Vermischungsgrad der Kippsubstrate.

Dabei bewirken Technologien mit geringerem Zeitraum des Offenliegens/ der Exposition geringere generierte Aciditätspotentiale (Kriterium A).

Bessere Vermischungsgrade bewirken eine schnellere Verfügbarkeit der Puffer- und Reduktionspotentiale und somit ein höheres Widerfestlegungspotential (Kriterium B).

Tab. B2.1 fasst diesbezüglich typische Vermischungsgrade nach KAUBISCH [1986] zusammen, wobei ein Mischungsfaktor = 1 für ideale Vermischung steht. Weiterführende, zusammenfassende Erläuterungen zum Kippenaufbau und zum Einfluss der Abbautechnologie finden sich dann in HOTH [2004].

Tab. B2.1: Mischungskoeffizienten verschiedener Tagebautechnologien (aus HOTH [2004] nach KAUBISCH [1986])

Tagebautechnologie	Mischungskoeffizient bei rolligem Abraum	Mischungskoeffizient bei bindigem Abraum
AFB Typ F 60	0.90	0.80
AFB Typ F 34, F 45	0.85	0.70
Eimerkettenbagger-Zug-Absetzer	0.80	0.80
Eimerkettenbagger-Band-Absetzer	0.80	0.60
Schaufelradbagger-Zug-Absetzer	0.20	0.20
Schaufelradbagger -Band-Absetzer	0.30	0.20

B2.3 MNA-Bewertungskonzept

Zuerst erfolgt die Zuordnung zu einer Standortkategorie, diese gibt bereits einen ersten Aufschluss, bezüglich des zu erwartenden Potentials zur natürlichen Quelltermminimierung. Nachfolgend werden die Untersuchungen der Stufe I durchgeführt.

Als Auswertung der Standortkategorie-Zuordnung und der Untersuchungen der Stufe I ergibt sich dann gegebenenfalls die Empfehlung einer vertieften Untersuchung der Stufe II. Das Vorgehen in Stufe III (Prognose MNA) und Stufe IV (Überwachung/ Abschlusskontrolle) ist auf Natürlich sind diese Stufen für die letztendliche flächenhafte Anwendung der MNA-Konzepte entscheidend. Hier besteht weiterer Unterstellungsbedarf, gerade bezüglich der notwendigen komplexen Modellierungen am jeweilig Standort. Schon auf Grund der oft komplizierten hydraulischen Situation, besteht hier weiterer Bedarf für angewandte Forschung. Ein Simulationscode zur komplexen Betrachtungsweise (MOD2PHASE) wurde entwickelt (TUBAF [2008]) und steht zur Anwendung zur Verfügung.

B2.3.1 Bewertung der Untersuchungen der Stufe I

Zu denen in Kap. B2.1 benannten Prüfkriterien der Stufe I werden nachfolgend die durchzuführenden Untersuchungen ausgewiesen und deren Bewertung aufgezeigt. Die benannten Untersuchungsmethoden werden dann in Kap. B2.4 sowie weiterführend in der KORA-MS genauer dargestellt.

A) Nachweis reduktiver Zonen an Vertikalaufschlüssen (z.B. RKS) mittels Feldelution

Durchführung

- Mittels Feldelutions-Messungen werden Vertikalprofile für pH-Wert, ELF und eventuell die Redoxbedingungen (pE-Wert) vor Ort an den erbohrten Materialien erstellt.
- Begleitend sind Aussagen zu den Körnungsverhältnissen und der Wassersättigung der erbohrten Substrate mit zu erheben. Dies hat im Sinne einer Ansprache zu erfolgen. Eine detaillierte Messung (Körnungsanalyse, Wassergehaltsbestimmung) präzisiert unbestritten die Aussage, geht aber über den Anspruch der Stufe I hinaus und ist demzufolge als nicht zwingend anzusehen.

Bewertung

- Es ist eine typische vertikale Untergliederung in oberflächennahe Verwitterungszonen und darunter liegende reduziertere Bereiche aufzuzeigen.
- Abb. B.2.3a zeigt beispielhaft typische Verläufe an einer RKS für den Standort Espenhain. Unterhalb der Rekultivierungsschicht wird eine Verwitterungszone deutlich. Die pH-Werte sinken stark ab, bei gleichzeitigem Ansteigen der ELF-Werte (Mineralisation - Sulfat). Im weiter Liegenden kommt es zum stetigen Anstieg der pH-Werte, bei gleichzeitigem Abfall der ELF-Werte.
- Reduktive Zonen müssen nicht zwingend mit dem Abfall der ELF-Werte verbunden sein. Wenn dies jedoch der Fall ist, dann ist dies als wichtiges Indiz zum Erlangen des Stadiums der Sulfatreduktion zu werten.
- Abb. B.2.3b untersetzt diese Aussagen an Hand tiefer Kippenbohrungen. Zuerst sind strukturell Rekultivierungsschicht, Absetzerkippe und AFB-Kippe zu unterscheiden. In den Hangendbereichen von ASK und AFBK werden Verwitterungszonen offenbar. Gerade in

der ASK steigen die pH-Werte jedoch unterhalb dieser Zone wieder auf ein neutrales Niveau an, bei gleichzeitig sinkenden ELF-Werten.

B) Indizien zu reduktiven Prozessen an Hauptparametern des Grundwassermonitoring

Durchführung

- Die vorliegenden Grundwassermonitoringdaten sind hinsichtlich der Hauptparameter Fe_{ges} -, Fe^{2+} -, SO_4^{2-} -, DOC-, DIC-Gehalt und pH-, pE-Wert zu interpretieren.
- Hierbei sind, wenn möglich, zeitliche Entwicklungen auszuhalten oder durch Betrachtung unterschiedlicher Bereiche, Kippenteile voneinander abzugrenzen, für die sich unterschiedliche Beschaffenheitsmuster zeigen.

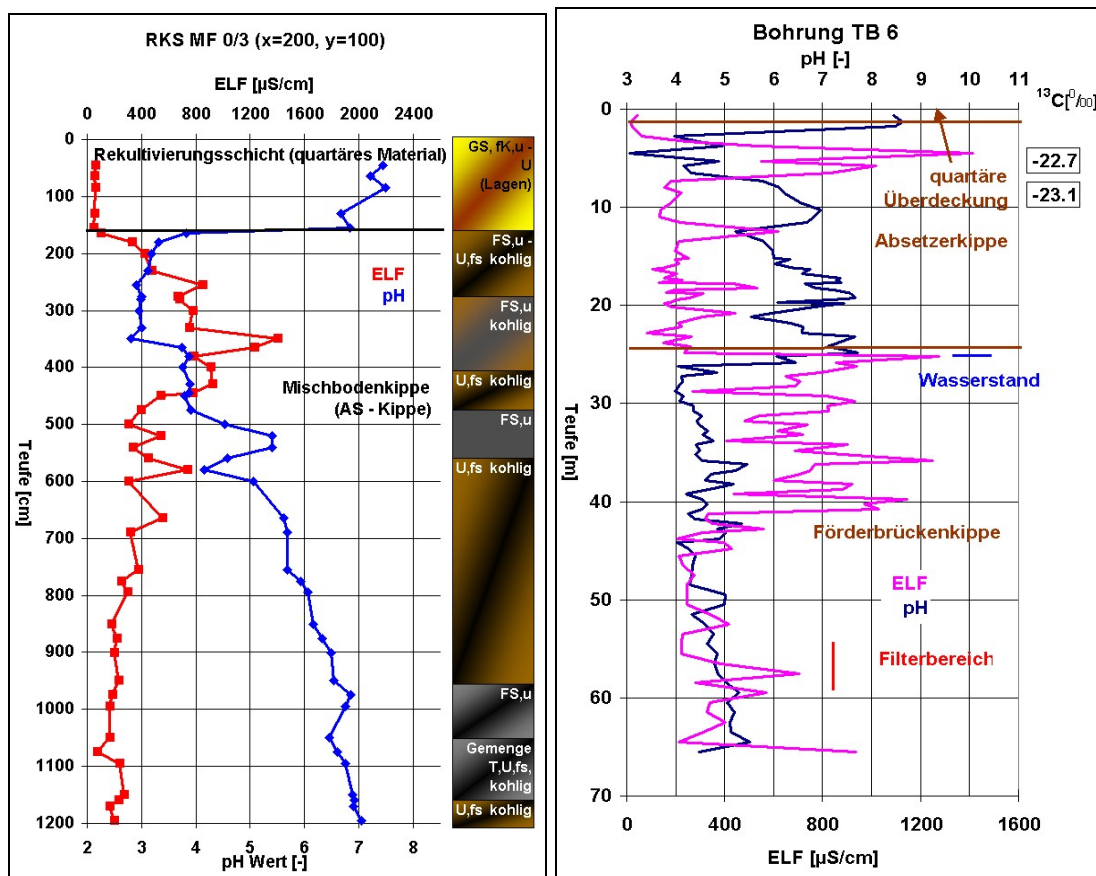


Abb. B2.3: Beispielhafte Feldeluatkennwerte (pH-Wert, ELF-Wert) von Vertikalprofilen am Kippenstandort Espenhain (Mitteldeutsches Revier) im älteren Kippensüdteil a) einer Rammkernsondierung (RKS) b) einer tiefen Kippenbohrung (aus HOTh [2004])

- Für die ostdeutschen Braunkohlegebiete kann dabei auf das umfassende LMBV-Gütemessnetz zurückgegriffen werden. Dieses liegt zumeist flächendeckend vor und bietet somit eine sehr gute Datengrundlage.

Bewertung

- Das Stadium der Fe-Reduktion ist an erhöhten/ steigenden Eisengehalten festzuhalten. Dabei liegt Eisen in seiner reduzierten Form, als Fe^{2+} vor.
- Generell ist der Ablauf der Reduktionssequenz mit steigenden pH-Werten, sinkenden pE-Werten (reduzierte Verhältnisse) und sich erhöhenden DIC-Gehalten verbunden.

- Dabei beruhen die erhöhten DIC-Gehalte entweder aus dem bei der Umsetzung der tertiären organischen Substanz erzeugten, eingelösten CO₂ oder aus der Karbonatpufferung. Zu einer ersten, vereinfachten Abgrenzung sind die Ca+Mg/ DIC-Verhältnisse auszuwerten und die Sättigungsindizes der Kippenwässer gegenüber Karbonatphasen zu interpretieren.
- Die DOC-Gehalte können sich indifferent verhalten. Die mikrobielle Verfügbarmachung der tertiären organischen Substanz führt prinzipiell zu einer Erhöhung der DOC-Gehalte. Jedoch werden in Abhängigkeit, welche Komponenten den DOC ausmachen, diese schnell verbraucht (leicht mikrobiell verwertbar - sinkende DOC-Gehalte) oder angereichert (schwer mikrobiell verwertbar - steigende DOC-Gehalte).

C) Indizien zu reduktiven Prozessen an der Gasphase

Durchführung

- Die Untersuchungen der Kippengasphase in Stufe I konzentrieren sich auf die oberen Kippenbereiche, die durch Rammkernsondierungen (RKS) etc. maximal erschließbar sind.
- Zur Messung der Gasphasenbeschaffenheit stehen einfache Verfahren der Beprobung bis ca. 1m Teufe (siehe **KORA-MS Nr. 1.1.8**) zur Verfügung. Zielführender ist jedoch eine teufenorientierte Messung begleitend zu niedergebrachten RKS (siehe **KORA-MS Nr. 1.1.9**) bis ca. 5 m Teufe.
- Für jüngere, zum Großteil wasserteilgesättigte Kippenbereiche ist aber auch bereits in Stufe I die Gasphasen-Untersuchung in tieferen Kippenbereichen an tieferen Kippenbohrungen in Betracht zu ziehen. Dies resultiert daraus, dass für solche Kippen der Gasphasenbeschaffenheit eine größere Bedeutung zukommt. Somit ist Missinterpretationen auf Grund der oberen Kippengasphase vorzubeugen.

Bewertung

- Der Ablauf der reduktiven Prozesse ist an Hand stark erhöhter CO₂-Gehalte ersichtlich. Dabei kann sich ein Gehaltsniveau von 10 Vol% bis hin zu Werten >20 Vol% ergeben. Eine genauere Kennzeichnung des CO₂ bezüglich seiner Isotopie erfolgt dann, auf Grund der Komplexität dieser Untersuchung, erst in Stufe II.
- Gegenläufig zu den CO₂-Gehalten nehmen die O₂-Gehalte mit zunehmender Teufe ab.
- Sind gerade in permeableren, wasserungesättigten Kippenbereichen erhöhte O₂-Gehalte bis zum Kippengrundwasserbereich anzutreffen, stellt dies natürlich ein zunächst negatives Indiz für reduktive Prozesse dar. Dieser Befund ist jedoch gerade für permeable und geringmächtige wasserungesättigte Kippenbereiche nicht als Ausschlussgrund für reduktive Prozess in den darunter liegenden wassergesättigten Bereichen zu sehen.

B2.3.2 Bewertung der Untersuchungen der Stufe II

Die der Stufe I nachfolgenden detaillierten Untersuchungen der Stufe II werden nachfolgend zu Hauptfragestellungen gruppiert aufgezeigt. Hierbei werden zuerst Untersuchungen, die eine klare Fortsetzung/ Vertiefung der Untersuchungen der Stufe I darstellen aufgeführt.

D) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengrundwasserbeschaffenheit

Durchführung

- Zusätzlich zu den üblicherweise gemessenen Hauptparametern am Grundwassermonitoring muss eine fachgerechte Messung des Sulfidgehaltes erfolgen. Hierbei sollen die Proben nicht nur in Zn-Acetat, sondern in ammoniakalischem Zn-Acetat konserviert werden, um einer Unterbestimmung durch gute Konservierung (schnelle alkalische pH-Werte in der Probe) vorzubeugen. Alternativ oder ergänzend ist eine photometrische Messung noch im Feld zu bevorzugen, um Unterbestimmungen in Folge Konservierung/Transport zu minimieren.
- Es sind insgesamt Vollanalysen durchzuführen, die alle wesentlichen Komponenten beinhalten, um die Analysenqualität an Hand von Ionenbilanzen kontrollieren zu können.
- Wichtiger Punkt beim vertieften Monitoring der Stufe II ist die schwefelisotopische Messung am gelösten Sulfat. Die Veränderung der ^{34}S - und ^{18}O -Signatur weist dabei den Ablauf der mikrobiellen Sulfatreduktion nach.
- Eine genauere Charakterisierung des DOC mittels LC-OCD hilft Umbauprozesse am DOC, die durch die Mikroorganismen erfolgen, genauer auszuweisen.
- Als weiterer wesentlicher Punkt hat, für einen größeren Betrachtungsraum die Interpretation der Monitoringdaten nach dem Alter der Kippe, welches die jeweiligen Kippengrundwassermessstellen repräsentieren, zu erfolgen. Die Untersuchungen des Monitorings umfassen dabei die Kombination der hier bereits diskutierten hydrochemischen, isotopischen und mikrobiologischen Untersuchungen.

Bewertung

- Der Nachweis von Sulfid in den Kippengrundwässern weist eine ablaufende mikrobielle Sulfatreduktion aus. In Kombination zu sinkenden Sulfat- und Eisengehalten ist dies als Nachweis der Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung zu sehen.
- Die Isotopiemessungen am gelösten Sulfat ermöglichen im Vergleich verschiedener Messstellen den Ablauf der Sulfatreduktion, von Prozessen der Gehaltsabnahme in Folge Auswaschung zu unterscheiden. Typischerweise kommt es zu immer schwereren ^{18}O und ^{34}S -Signaturen (vgl. Kap. A2.2.4).
- Die Auswertung des großräumigen Monitoringbereichs erfolgt als Zusammenfassung der in Stufe I und Stufe II aufgezeigten Aussagen zur Kippengrundwasserphase. Es ist herauszuarbeiten, dass es für Kippengrundwässer aus älteren Kippenteilen zur Verminderung der Fe-, Sulfatgehalte, der Acidität kommt, verbunden mit typischen Isotopeneffekten und dem Nachweis sulfatreduzierender Mikroorganismen.

E) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengasphasenbeschaffenheit

Durchführung

- Es werden die in Stufe I aufgezeigten Untersuchungen in der Gestalt fortgeführt, dass sich diese jetzt auch auf tiefere ungesättigte Kippenbereiche beziehen. Die Untersuchungen erfolgen jetzt begleitend zu tieferen Kippenbohrungen (Sondenaufbau siehe HOTH [2004]).
- An der Gasphase werden neben CO_2 und O_2 auch weitere Komponenten (H_2S , CH_4) gemessen und vor allem die Isotopensignatur des CO_2 bestimmt.

Bewertung

- Es gelten die unter Stufe I getroffenen Bewertungen. Darüber hinaus ist festzuhalten, dass leichte $\delta^{13}\text{C}$ -CO₂-Isotopensignaturen (-20 bis -27 ‰_{PDB}) auf den Umbau organischer Substanz hinweisen, während deutlich schwerere Signaturen mehr die Pufferung durch Karbonate (-2 bis -10 ‰_{PDB}) charakterisieren.

F) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der erbohrten Kippenmaterialien

Durchführung

- Es kann eine teufenorientierte Analyse der Porenwässer erfolgen, mit dem für die Grundwässer bereits aufgezeigten, typischen Analysenspektrum.
- Für Schwefel und Kohlenstoff sind die Feststoffbindungsformen teufenorientiert zu untersuchen. Dabei können columetrische Methoden (C/S-mat), als auch nasschemische Methoden zur Anwendung kommen.
- Eine Verknüpfung zur Schwefelfeststoffisotopie gibt die Möglichkeit, Aussagen zur Neubildung von Sulfidfestphasen zu treffen.
- Die Verfügbarkeit der Spurenmetalle ist über eine sequentielle Extraktion aufzuzeigen. Das zu analysierende Parameterspektrum ist in Anlehnung an **KORA-MS Nr. 3.1.1** festzulegen.

Bewertung

- Die Porenwasseruntersuchungen stellen eine detaillierte Untersetzung der Ergebnisse der Feldelutionen (Stufe I) dar. Sie sind wie die Grundwasseranalysen auszuwerten, nur dass sie die Möglichkeit der vertikalen Zonierung bieten.
- An Hand der Schwefelbindungsformen kann der vorhandene Sulfatpool als entscheidender langfristiger Sulfatquellterm charakterisiert werden. Bezüglich des Sulfidpools lässt sich, in Kombination mit der isotopischen Charakterisierung der Schwefelbindungsformen, eine Aussage zu neugebildeten Sulfidfeststoffphasen treffen.
- Die mit C/S-mat Technik (columetrische Bestimmung) analysierten Werte von S_{550°C} kennzeichnen vereinfacht die reduzierten Schwefel-Verbindungen.
- Die bestimmten TIC/ TOC-Feststoffgehalte weisen die vorhandenen Puffer- bzw. Reduktionspotentiale nach. Diese teufenorientierten Aussagen sind verknüpft mit den Wasserphasen- und Feststoffbeschaffenheiten zu interpretieren.
- Die sequentiellen Extraktionen liefern eine Aussage zur veränderten Mobilität der Spurenmetalle aber auch von Eisen und Schwefel. Dabei sind Proben im Sinne ihrer Zuordnung zu oxidierten bzw. reduzierten Bereichen oder ihrer Kippenliegezeit zu vergleichen, um aufzuzeigen, dass sich die Mobilität durch die reduktiven Prozesse (bei Erreichen des Stadiums der Sulfatreduktion) verringert hat.

G) Geochemisch-Bodenphysikalische Vorfeldebilanzierung

Durchführung

- Es erfolgt der Verschnitt eines geologischen Modells des Vorfelds (Mächtigkeiten der Abraumeinheiten) mit den wesentlichen geochemischen Parameter dieser Einheiten (siehe Kap. B2.4 bzw. HOTH [2004], HOTH ET AL. [2005]).
- Ziel ist es dabei, Trendaussagen herauszuarbeiten um Hauptproblemzonen zu erkennen und weiterhin punktuelle Untersuchungsergebnisse in einen Grundzusammenhang einzuhängen. Dabei können sowohl bereits bestehende Kippenkörper im Focus stehen, als auch prognostische Aussagen für zukünftige Kippenkörper getroffen werden.
- Bezüglich der geochemischen Datenbasis für dieses Vorgehen besitzen die in den ost-deutschen Kohlerevieren die flächenhaft durchgeführten Bodengeologischen Vorfeldegutachten der 1960er- 80 er Jahre entscheidende Bedeutung (siehe HOTH [2004]).

Bewertung

- Wesentliche Parameter der Bewertung sind die Schwefel-, TIC-, TOC-Gehalte und die Charakterisierung der erzeugten Acidität, in Kombination zu den Körnungsverhältnissen.
- Es ergibt sich somit eine flächenhaft differenzierte Aussage zu Aciditätsgenerierungs- und vereinfacht zu Wiederfestlegungspotentialen. Diesbezüglich ist die Geochemische Vorfeldebilanz als ein deutlich differenzierteres, flächenhaftes Vorgehen der Standortcharakterisierung (vgl. Kap. B2.2) zu verstehen und zu bewerten.

H) Mikrobiologische und weitere Untersuchungen

Durchführung

- Es sind Mikrokosmenversuche (Batchversuche) durchzuführen, die Aktivierbarkeit und Umsatzraten der Standort-Biozönose im Sinne der Fragestellung „reduktive Prozesse - Sulfatreduktion“ aufzeigen.
- Auf Grund der Langzeitigkeit der Prozesse, sind die Versuche in einem ersten Schritt unter idealisierten Bedingungen durchzuführen. In weiteren Schritten erfolgt dann, eine Annäherung an die Realverhältnisse, um Limitierungen aufzuzeigen und die Raten auf die konkreten Feldverhältnisse abschätzend übertragen zu können.
- Während der Versuche sind an der Wasserphase die wesentlichen Parameter (Fe^{2+} , Fe_{ges} , SO_4^{2-} , pH, pE, Sulfatisotopie) zu messen. Bei weiterem Analysenspektrum ist zu bedenken, dass durch die Probenahme das System nur geringfügig gestört werden soll.
- Nach dem Versuch sind REM-Untersuchungen durchzuführen, um neugebildete Sulfidphasen nachzuweisen. Die nasschemische Analyse auf AVS ist diesbezüglich zumeist auf Grund des Verhältnisses von Nachweisgrenze zu Probenmengen nicht zielführend.
- Auf Grund der komplexen, großräumigen Kippenkörper besitzen die geophysikalischen Untersuchungsmethoden für die flächenhafte Analyse von reduktiven Zonen große Bedeutung. Zum jetzigen Zeitpunkt sind hierzu die Möglichkeiten der Geoelektrik (auch in Kombination zu anderen Verfahren – z.B. Induzierte Polarisation) jedoch noch nicht ausgereift. Es besteht weiterer Forschungsbedarf.

Bewertung

- Es ist zu bewerten, ob der Nachweis einer aktiven und schnellen Sulfatreduktion durch die Standortbiozönose geführt werden kann.
- Welche Raten sind aus den Idealversuchen und folgenden Versuchsreihen ableitbar?
- Es sind die Limitierungen des Prozesses aufzuzeigen, da gerade diese Ansatzpunkte für ein abgeleitetes ENA-Vorgehen liefern.
- Weiterhin ist zu bewerten, ob der Nachweis geführt werden kann, dass die Produkte der Sulfatreduktion, stabil in die Festphase überführt werden.
- Vertiefende Untersuchungen wie eine molekulargenetische Analyse der Standort-Mikroorganismen oder geophysikalisches Monitoring sind auf Grund ihrer Komplexität oder des noch bestehenden Forschungsbedarfs auf jeden Fall keine Standardverfahren. Es ist zu bewerten welche Zusatzinformationen zum System durch ihre Anwendung erlangt wurden.

B2.4 Methoden

Im Nachfolgenden werden die anzuwendenden Methoden kurz erläutert. Für die meisten dieser Methoden beinhaltet die KORA-Methodensammlung (KORA-MS) jeweils ein Erläuterungsblatt, auf das dann weiterführend verwiesen wird (z.B. **vgl. KORA-MS Nr. 1.1.8**). Methoden die nicht in der KORA-MS enthalten sind, werden ausführlicher oder mit Verweis auf andere Literaturquellen dargestellt.

B2.4.1 Untersuchungen der Stufe I mit Fortführung in Stufe II

Zuerst erfolgt die Darstellung der Untersuchungsmethoden, die zur grundlegenden Charakterisierung in Stufe I einzusetzen sind. Diese werden dann zumeist in detaillierterer/ erweiterter Form in Stufe II weiterführend angewandt.

B2.4.1.1 Feldelution

- In Anlehnung an DIN 38414-4 (DEV S4-Test) erfolgt eine Elution der erbohrten Kippsedimente unmittelbar nach Kernentnahme im Verhältnis 1:2,5 vor Ort. Hierzu werden z.B. 10 ml Kippsedimentprobe mit 25 ml aqua dest. überschichtet und danach gerührt/ geschüttelt. Nach Einstellung quasi-stationärer Verhältnisse werden im Eluatüberstand pH, ELF, (pE) gemessen. Die Auswertung erfolgt dann durch teufenorientierte Darstellung der erhaltenen Vielzahl von Messwerten.
- Abweichend vom S4-Test sind die Reaktionszeiten kurz (und einheitlich) zu halten. Lange Reaktionszeiten (Stunden) führen vermehrt zu oxidativen Reaktionen und Lösungseffekten, die nicht den Zustand der erbohrten Sedimente beschreiben.
- Die Bearbeitung erfolgt im Feld, da die Fragestellungen der Konservierung und der Veränderung der Proben in Folge Transport bis zur Analyse im Labor das größere Problem darstellen. Im Feld ist jedoch für gleichbleibende Bedingungen zu sorgen (z.B. Temperatur des Aqua_{dest}).
- Eine Vertiefung dieser Untersuchungen in Stufe II stellt dann die teufenorientierte Porenwasseruntersuchung mittels Stickstoff-Druckfiltration (siehe HOTH [2004]) an erbohrten Kippsedimenten dar.

B2.4.1.2 Untersuchung der Kippengrundwasserphase

- Basis der Untersuchungen der Stufe I zur Analyse der Kippengrundwasserphase ist das Montanhydrologischen Monitoring – MHM (LMBV [1999]). Es gilt das darin umrissene Parameterspektrum und die Vorgehensweise. Die resultierenden Vollanalysen sind notwendig, um an Hand von Ionenbilanzen, berechnet mit hydrogeochemischen Modellen – z.B. PHREEQC (PARKHURST & APELLO [1999]), Aussagen zur Plausibilität der Analysen treffen zu können.
- Folgende Erweiterungen/ Ergänzungen zum MHM sind bei Weiterführung der Untersuchungen in Stufe II notwendig:
 - A) für die Sulfidanalyse muss eine Konservierung der Wasserprobe nicht nur in Zn-Acetat, sondern in ammoniakalischer Zn-Acetat- Vorlage erfolgen. Dies garantiert eine schnellere Verschiebung der Probe in ein zur Konservierung der gelösten Sulfidgehalte notwendigen basischen Zustand. Weiterhin ist „und bzw. oder“ (zur Konservierung) eine photometrische Messung der Probe vor Ort zu empfehlen, um einer Minderbestimmung durch Konservierung/ Transport vorzubeugen. Amperometrische Messungen über Ionenselektive Elektroden bedürfen dagegen zur Zeit noch weiterer Entwicklungsarbeit um für den robusten Feldeinsatz geeignet zu sein.
 - B) Unabhängig von den pH-Wertverhältnissen sind in Stufe II die relevanten Spurenmoleküle zu messen. Die wesentlichsten Komponenten sind dabei Ni, Zn, Co, aber auch andere Spurenstoffe wie Cr, Cu, Pb, As etc. sind zu berücksichtigen (ICP-Analyse).

B2.4.1.3 Untersuchung der Kippengasphase

- Eine einfache Untersuchung der Kippengasphase des oberen Bereichs wird durch die Messung mit Edelstahlkapillaren ermöglicht (vgl. **KORA-MS Nr. 1.1.8**). Es ist jedoch bereits in Stufe I zielführend, eine tiefenorientierte Analyse der Kippengasphase durchzuführen, um tiefendifferenzierte Aussagen zu Sauerstoffverfügbarkeit und Ablauf der reduktiven Prozesse (CO₂-Gehalt) zu erlangen. Dazu ist die in **KORA-MS Nr. 1.1.9** dargestellte Methodik, begleitend zu den Untersuchungen mittels RKS anzuwenden.
- Grundprinzip dieser Untersuchungen mittels Rammgassonde ist die Kompatibilität zu den verwendeten Bohrgestängen. An den temporär vorhandenen Bohrlochsohlen wird die Sonde eingebaut und nachfolgend mittels Vakuumpumpe die Kippengasphase beprobt. Vor Ort wird zumeist mittels Feldanalysator der CO₂- und O₂-Gehalt bestimmt. Für weiterführende Untersuchungen im Labor erfolgt dann die Probenahme in Aluminiumbeschichtete (Diffusionshemmung) vorher N₂-gespülte und evakuierte Gasbeutel.
- Für weiterführende Untersuchungen der Stufe II an tieferen Kippenbohrungen mit mächtigen wasserungesättigten Bereichen stehen ebenfalls Sonden für großkalibrige Gestänge zur Verfügung.
- In Stufe II wird die Untersuchung der Kippengasphase dann auch mit der Charakterisierung der Isotopie des CO₂ verbunden (**KORA-MS Nr. 2.1.8**). Die Isotopie gibt Auskunft, zu welchen Teilen das CO₂ aus der Pufferung der Verwitterungsprozesse durch im Abraum enthaltene Karbonate bzw. aus dem Ablauf reduktiver Prozesse resultiert.

B2.4.2 Untersuchungen der Stufe II

B2.4.2.1 Untersuchung der Schwefelisotopie

- Eine ablaufende mikrobielle Sulfatreduktion hinterlässt am gelösten Restsulfat eine typische Veränderung der $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopensignatur (vgl. Kap. A2.2.4 und darin zitierte Literatur). In Kombination zu einem klar definierten Strömungsregime und einem bekan-

nten Ausgangszustand des Systems (Sulfatgehalt und Isotopie), lassen sich Aussagen zu Reduktionsraten treffen.

- Die Kippengrundwasserprobe ist nach repräsentativer Entnahme sofort zu konservieren (ammoniakalische Zn-Acetat Vorlage). Dennoch sollte nachfolgend eine relativ schnelle Aufbereitung der konservierten Probe erfolgen. Dazu wird das gelöste Sulfat der Probe nach Säurezugabe als BaSO₄ gefällt. Die Messung erfolgt dann am BaSO₄. Die weiterführende Erläuterung der Untersuchungsmethode findet sich in **KORA-MS Nr. 2.2.8**.

B2.4.2.2 Mikrobiologische Batchversuche

- Grundidee ist es, unter idealisierten Bedingungen die Sulfatreduktionsaktivität der Standort-Mikroorganismen nachzuweisen. Hierbei werden zuerst idealisierte Bedingungen bezüglich einer leicht verwertbaren Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorquelle realisiert. Weiterhin erfolgt in diesen ersten Idealansätzen die Zugabe von Vitaminen, Spurenelementlösungen etc. . Aus diesen Versuchen werden die generelle Aktivierbarkeit und maximale Raten abgeleitet.
- Durch Zugabe von Fe(III)-citrat, als leicht verfügbarer Fe(III)- und Kohlenstoffquelle, wird auch das Zusammenwirken von mikrobieller Eisen- und Sulfatreduktion untersucht.
- Die Versuche werden für relevante Kernmaterialien als Parallelversuche durchgeführt. Als wesentliche Parameter sollte die Messung von Fe²⁺, Fe_{ges}, SO₄²⁻, HS⁻, pH, pE, δ³⁴S und TN, TIC, TOC erfolgen. Die Anzahl der Probenahme und Probenvolumina sind möglichst gering zu halten, da jeder Eingriff das System beeinflusst. Eine analytische Aufgliederung des Gesamtstickstoffs (TN) ist zwar zielführend, erhöht jedoch den Untersuchungsaufwand und die benötigte Probemenge deutlich.
- Zur Fragestellung DIC/ DOC- bzw. TIC/ TOC-Bestimmung (Filtrieren) ist abzuwägen zwischen Entgasung beim Filtrieren (DIC-Minderung) und Kolloidal-, Feststoffführung der Probe (DIC-, DOC-Überbestimmung).
- Als wesentlicher Nachweis der mikrobiellen Sulfatreduktion ist die Messung der δ³⁴S-Isotopensignatur an der gelösten Sulfatphase zu sehen. Durch diesen Parameter wird die Sulfatreduktion von der Abnahme der Sulfatgehalte in Folge Ausfällung unterschieden.
- In Nachfolgenden Versuchsansätzen werden Limitierungen untersucht, in dem sukzessive die Versorgungsbedingungen weniger ideal gestaltet werden. Damit werden Ansatzpunkte für ein ENA-Vorgehen, zur technischen Beeinflussung/ Beschleunigung der Sulfatreduktion herausgearbeitet.
- Wichtiger Punkt um die stabilisierte Festlegung des reduzierten Sulfats in Form von neu-gebildeten Sulfiden zu zeigen, ist deren Nachweis am Feststoffmaterial nach Versuchsende mittels Elektronenmikroskopie - SEM/ ESEM (siehe **KORA-MS Nr. 5.1.10**). Hierbei ist zu beachten, dass die Feststoffproben sofort nach Entnahme mit flüssigem Stickstoff und/oder Einfrieren zu konservieren sind. Zur eigentlichen Untersuchung ist dann eine Pt-Besputterung einer C-Bedampfung vorzuziehen, damit mittels Elementanalyse (EDX) auch das C-Signal halbquantitativ ausgewertet werden kann.

B2.4.2.3 Feststoffuntersuchungen inklusive sequentielle Extraktion

- Die Feststoffuntersuchungen (Kohlenstoff- und Schwefelbindungsformen) beinhalten die Grundidee, die generierten Aciditätspotentiale (abgeleitet aus dem oxidierten Schwefel) und die vorhandenen Wiederfestlegungspotentiale (TIC-, TOC-Gehalt) zu charakterisieren.

- Die Anwendung der coulometrischen Methode (C/S-mat) ist deutlich zeiteffizienter. Auch wenn die Aussagegenauigkeit für die Fraktion $S_{550^{\circ}\text{C}}$, bezüglich der klaren Zuordnung zu AVS, CRS, $S_{\text{elementar}}$ und S_{org} schwierig ist, ist die Interpretation dieses Wertes als reduzierter Schwefel zielführend. Eine vertiefte Diskussion zu Limitierungen dieser Methode findet sich in WISOTZKY [1994] und vor allem BERGER [2000].
- Grundidee der sequentiellen Extraktion ist es, das Bindungsverhalten einzelner Elemente aufzuzeigen. Hierbei steht vor allem die Frage, ob es in Folge von Reaktionen (reduktive Prozesse) zur Verschiebung in den einzelnen Fraktionen kommt und damit die Mobilität von z.B. Spurenmetallen deutlich herabgesetzt wird.
- Das grundlegende Vorgehen beruht auf der Extraktionsvorschrift nach ZEIN & BRÜMMER [1989]. Diese wurde um eine vorgeschaltete Stufe (Schütteln mit Aqua dest) erweitert.
- Die zu messenden Parameter an den jeweiligen Extrakten, das generelle Vorgehen sowie weitere Modifikationen des Verfahrens sind aus **KORA-MS Nr. 3.1.1** ersichtlich.

B2.4.3 Zusätzliche Methoden zur genaueren Charakterisierung der ablaufenden mikrobiellen Prozesse in Stufe II

B2.4.3.1 DOC-Charakterisierung mittels LC-OCD

- Eine genauere Charakterisierung des DOC erfolgt über Gelchromatographie (LC-OCD). Hierbei werden Untergruppen in einer Art Summenanalytik an Hand ihrer Molekülgröße, nachgeordnet ihrer chemischen Wechselwirkungen mit dem Gel (abhängig von Aromatizität/ funktionellen Gruppen etc.) ausgewiesen (siehe **KORA-MS Nr. 4.1.8**).
- Mittels LC-OCD können die DOC-Fractionen: Huminstoffe, Building Blocks, niedermolekulare Verbindungen und niedermolekulare Säuren, amphiphile und neutrale Stoffe, Polysaccharide sowie die natürlichen hydrophoben Stoffe oder schweroxidierbare Verbindungen detektiert werden.
- Die Zuordnung zu diesen Untergruppen stellt eine wichtige Information für die komplizierte Einstoffanalytik (GC-MS, HPLC - vgl. z.B. **KORA-MS Nr. 4.1.7**) dar.

B2.4.3.2 Heißwasserextraktion

- Ziel der Heißwasserextraktion ist die Charakterisierung der mikrobiell verfügbaren TOC-Bestandteile der Kippsedimente. Dabei bietet diese Methode Vorteile gegenüber der nasschemischen Stoffgruppenanalyse des Salzsäure-Natronlaugeverfahrens (z.B. KONONOVA [1966], siehe auch WÜNSCHE [1974]), welches bei Bearbeitungen zur Kippe Zwenkau keine reproduzierbaren Ergebnisse lieferte (siehe TUBAF [2006]).
- Die Heißwasserextraktion erfolgt durch einstündiges Kochen im Sandbad unter Rückfluss. Um den Einfluss einer oxidativen Überprägung zu minimieren wird mit stickstoffgespültem Aqua dest. gearbeitet. Das Extraktionsverhältnis beträgt 1:12,5. Nach Zentrifugation und Filtration (0,45 μm) werden die Proben unter Luftausschluss abgefüllt (Lagerung 4°C im Dunkeln). Die Messung von C_{HwL} und N_{HwL} erfolgt mittels C,N-Analysator. Die Analyse wird an Kippsedimentmaterial < 2 mm durchgeführt. Bei Vorhandensein gröberer Anteile erfolgt eine Umrechnung der Ergebnisse auf die Gesamtmasse an Hand der Körnungsverhältnisse.
- Nachfolgend kann der erhaltene C_{HwL} einer LC-OCD-Analytik (nach Kap. B2.4.3.1) unterzogen werden. Aus dem Vergleich dieser Ergebnisse mit der DOC-Charakteristik der

Kippenwässer lassen sich Schlussfolgerungen zum mikrobiellen Umbau des DOC ziehen und damit auch Ansätze zu ENA-Verfahrensweisen ableiten.

B2.4.3.3 Molekulargenetische Kennzeichnung der mikrobiellen Biozönose

- Die Molekulargenetische Kennzeichnung gibt die Möglichkeit an Hand der Zusammensetzung der Standortbiozönose auf die Stoffwechselwege zu schlussfolgern.
- Der Vorteil dieser DNA- bzw. RNA-basierten Methoden besteht darin, dass sie aufzuchtunabhängig sind. Dies bedeutet, dass im Gegensatz zu Aufzuchtverfahren die Mikroorganismen bei der Probenahme sterben können. Es ist nur sicher zu stellen, dass die DNA/ RNA zeitnah aus der Probe extrahiert und konserviert wird.
- Die weitere komplexe Vorgehensweise zu dieser Methodik findet sich in **KORA-MS Nr. 2.2.3** und wird in detaillierter Form in TUBAF [2008] durch Kap. C.1.1.7 und Anl. C1.1.7 untersetzt.

B2.4.3.4 Carbonsäurenachweis

- Bei den mikrobiellen Umbauprozessen spielen Carbonsäuren zum einen als Umbauprodukte, als auch als mikrobielle Substrate eine wesentliche Rolle. Da oftmals die exakten Verbindungen in den einzelnen Schritten nicht genau bekannt sind, kommt dem Screening auf prozessrelevante Verbindungen entscheidende Bedeutung zu.
- Das Vorgehen zum GC-MS Screening auf Carbon- und Di-Carbonsäuren ist in **KORA-MS Nr. 4.1.7** dargestellt.

B2.4.4 Methoden Stufe II – flächenhafte Analyse der Reduktionsbereiche und -Reduktionspotentiale

B2.4.4.1 Geochemisch-Bodenphysikalische Vorfeldbilanzierung

- Die Vorfeldbilanzierung stellt die Prognose der mittleren Kippenkörperbeschaffenheiten an großräumigen Bilanzelementen dar, in deren Maßstab die vorhandene kleinräumige Heterogenität vernachlässigt werden kann.
- Es erfolgt der Verschnitt eines geologischen Modells des Vorfelds (Mächtigkeiten der Abraumeinheiten) mit den wesentlichen geochemischen Parameter dieser Einheiten (siehe HOTH [2004] bzw. HOTH ET AL. [2005]). Ziel ist es, für die Kippenkörper Trendaussagen herauszuarbeiten, um Hauptproblemzonen zu erkennen. Weiterhin wird dadurch ein Vergleich verschiedener Kippenkörper möglich und es können punktuelle Untersuchungsergebnisse in einen Grundzusammenhang eingegangen werden.
- Mit dieser Methodik können bereits bestehende Kippenkörper untersucht, als auch prognostische Aussagen für in Zukunft entstehende Kippenkörper getroffen werden. Der dabei angewandte, gewichtete Verschnitt der Mächtigkeitsverhältnisse des ungestörten Vorfeldes mit den geochemischen Verhältnissen wird aus Gleichung Gl. B2.1 ersichtlich:

$$p[k] = \frac{1}{T[k]} \sum_{j=1}^n (T_j[k] \cdot p_j[k]) \quad \text{Gl. B2.1}$$

p = prognostizierter, mittlerer Parameterwert der Kippe am Bilanzelement k

T_j = Vorfeldmächtigkeit der geologischen Einheit j am Bilanzelement k

T = Gesamtvorfeldmächtigkeit der abraumrelevanten geologischen Einheiten am Bilanzelement k

p_j = Parameterwert der geologischen Einheit j am Bilanzelement k

B2.4.4.2 Kippenalter-orientierte Auswertung der Kippengrundwasserphase

- Der Prozess der Quelltermminimierung in Folge Sulfatreduktion gehorcht einem langfristigen zeitlichen Maßstab. Aus diesem Grund können Aussagen an einzelnen Messstellen erst nach langen Beobachtungszeiträumen getroffen werden.
- Eine Alternative dazu, stellt der Vergleich der Kippengrundwasserbeschaffenheiten für Messstellen mit unterschiedlichen Kippenliegezeiten (Kippenalter) dar. Hierzu muss das Untersuchungsgebiet eine genügend große Altersvarianz besitzen und gleichzeitig vergleichbare geologische Rahmenbedingungen aufweisen. Zur Überprüfung dessen bietet sich, bei ausreichender Datenlage, eine Vorfeldbilanzierung (vgl. Kap. B2.4.4.1) an.
- Als wichtigste Parameter für die Auswertung über das Kippenalter sind Fe-, SO_4 - Gehalt, Milieuwerte (pH, ELF, pE) und vor allem die $\delta^{34}\text{S}$ / $\delta^{18}\text{O}$ -Isotopie am gelösten Sulfat sowie die $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopie am DIC zu sehen. Dies kann ergänzt werden durch selektive Sulfatreduzierer-Keimzahlbestimmungen weitere Parameter wie DOC- und Sulfid-Gehalt sowie eine genauere DOC-Charakterisierung mittels LC-OCD. Eine weitere Auswertung der Parameter über die zweite Mastervariable „Sulfat“ bringt weiteren Erkenntniszuwachs.
- Die genaue Vorgehensweise, vor allem auch zur repräsentativen Auswahl von Messstellen in einem großräumigen Untersuchungsgebiet findet sich, auf beigelegter CD, im KORA-Abschlussbericht zu Braunkohlekippen (TUBAF [2008] - Kap. C.2.1).

B2.4.4.3 Geophysikalische Untersuchung

- Eine wichtige Fragestellung ist die flächenhafte Verbreitung reduktiver Bereiche in Abgrenzung zu stark mineralisierten, verwitterten Bereichen (Verwitterungszonen).
- Die Geoelektrik weist typischerweise Wassergehaltsunterschiede und damit bindig – rollig Abgrenzungen sowie die Mineralisation der Kippengrundwässer aus. Diese beiden Effekte überlagern sich dabei im Messergebnis. Die Vorgehensweise zur geoelektrischen Untersuchung ist kurz in **KORA-MS Nr. 5.1.7** dargestellt (mit Hauptfokus auf Erzbergbauhalden).
- Am Standort Plessa (TUBAF [2008] - Kap. C.1.1.6) wurde die geoelektrische Untersuchung untersetzt durch die Messung der Induzierten Polarisation (IP). Diese Methode beschreibt die Elektrische Aufladbarkeit der jeweiligen Kippsedimentbereiche, welche einen Hinweis auf reduktivere Bereiche geben kann.
- Insgesamt führen die geophysikalischen Bearbeitungen zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht zu eindeutigen Ergebnissen. Dennoch besteht unbedingt Entwicklungs- und Forschungsbedarf, da die flächenhafte Untersuchung zur Abgrenzung reduktiver, von stark versauerten Bereichen nur durch die Geophysik geleistet werden kann.

B3 Erzbergbau-/ -aufbereitungshalden

B3.1 Prüfkriterien

In Anlehnung an das in den KORA-HE aufgezeigte Vorgehen werden die Untersuchungen zweistufig durchgeführt. Das Untersuchungsprogramm der ersten Stufe ist so ausgelegt, dass mit geringem logistischem und finanziellem Aufwand (Ortsbegehung, Bohrstockprofile, wenig Analytik) weiterführende Aussagen getroffen werden können.

Prüfkriterien für die Stufe I - Feststellung eines Potentials einer Halde, um Krusten auszubilden (im Weiteren Krustenpotential genannt):

- Nachweis bereits gebildeter Krusten in den Haldenmaterialien (Altersabhängigkeit),
- Feinkörnigkeit des Materials (sandig, bevorzugt mit eingelagerten feinsandigen, Schluff- oder Tonschichten). Falls gröberes Material vorliegt, sollten im oberflächennahen Bereich wesentliche Feinanteile vorkommen,
- Vorkommen reaktiver Phasen (Sulfide, Schichtsilikate, Gläser, Karbonate),
- lagenweise Anreicherung reaktiver Primärphasen im ungesättigten sauerstoffführenden Bereich der Halde,
- ausreichende Nachlieferung von Wasser und Sauerstoff zu den reaktiven Phasen.

An Halden, in denen in Stufe I Krusten nachgewiesen wurden, bilden die dabei erhobenen Daten die Basis für die Modellierung der Stufe II. Bei Halden mit Potential zur Krustenbildung, aber ohne Krustennachweis (z.B. sehr junge Ablagerungen), stützt sich die Modellierung auf die Daten der Stufe I und detaillierte geologisch-mineralogischen Untersuchungen an Rückständen weniger Aufschlussprofile. Werden dabei Krusten nachgewiesen, sind die Prüfkriterien der Stufe II vollständig abzuarbeiten.

Prüfkriterien für die Quantifizierung des Krustenpotentials und die Bewertung der resultierenden Schutzwirkung (Stufe II):

- Nachweisbare Krustentypen: Die Mineralogie der zementierenden Sekundärphasen beeinflusst maßgeblich die Schutzwirkung der Kruste; Restanteile reaktiver Mineralphasen zeigen ein weiteres Potential zur Krustenbildung an,
- räumliche Verteilung der Krusten: kontinuierlich, diskontinuierlich oder lokal, Entzug abgekapselter Haldenteile (Blöcke),
- Wasserrückhaltevermögen der Kruste,
- Schadstoff-Rückhaltevermögen der Kruste,
- Funktion der Kruste als Erosionsschutz,
- Funktion der Kruste als Gassperre,
- Langzeitstabilität der Kruste bzw. der verkrustenden Sekundärphasen,
- Prognosen: Modellierung des zeitlichen Verlaufs der Krustenbildung und der resultierenden Schutzwirkung.

Zur Abschätzung des Krustenpotentials von Haldenstandorten außerhalb Zentraleuropas, müssen zusätzlich die Stärke und Häufigkeit von Regenereignissen, die Verdunstungsrate sowie die Temperaturen im oberflächennahen Bodenbereich berücksichtigt werden.

B3.2 Abgrenzung von Standortkategorien

Nach sedimentologischen, hydrogeologischen, geochemischen und mineralogischen Kriterien werden folgende Standortkategorien unterschieden, wobei durch die Fülle der auftretenden Typen kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden kann:

1. Mittel-groblockige Abraumhalden. Wasserabfluss überwiegend als Makroporenfluss:

- a) Halden ohne hohe Sulfidgehalte - auch nicht lokal angereichert - und mit guten Puffereigenschaften (z.B. gleichmäßig hohe und zugängliche Karbonatgehalte). **Geringes Krustenpotential.**
- b) Halden ohne signifikanten Feinkornanteil im oberflächennahen Bereich. **Geringes Krustenpotential.** (Unter extremen Klimabedingungen mit Starkregenereignissen kann das Krustenpotential durch lokale Einspülungen von feinem Material positiv verändert werden – siehe c.)
- c) Bergehalden mit bereichsweise (oberflächennah) hohen Sulfidgehalten in einer feinkörnigen Schicht. **Hohes Krustenpotential.** (z.B. Abraumhalde Peña del Hierro, Spanien).

Tab.B3.1: Weitere Untergliederung der Standortkategorie 2 - Aufbereitungsrückstände mit vorwiegend fein- bis sehr feinkörnigen Sedimenten aus Erzaufbereitung und Flotation sowie Wasserabfluss als Matrixfluss.

Standort-kategorie	Sulfid-anteil im Sediment	Puffer-kapazität des Sediments	Auftreten lagenförmiger Anreicherungen reaktiver Minerale	Krusten-bildungs-potential	Bemerkungen
2a	gering	gering	nein	nein	
2a	hoch	gering	nein	nein	Hohe Gefährdung durch nahezu ungehemmten Schadstoffaustrag
2a	gering	hoch	nein	nein	Geringe Gefährdung durch rasche Schadstoff-Immobilisierung
2b	gering	gering – hoch	ja	gering (lokal)	
2c	mittel-mäßig	gering – hoch	ja	hoch	

2. Aufbereitungsrückstände mit vorwiegend fein- bis sehr feinkörnigen Sedimenten aus Erzaufbereitung und Flotation. Wasserabfluss überwiegend als Matrixfluss (siehe Tab. B3.1):

- a) Homogene Verteilung von reaktiven Primärphasen in der Halde (Sulfide, geringe bis hohe Karbonat- und/oder Alumosilikatgehalte). **Sehr geringes Krustenpotential.** Abgänge aus der „porphyry copper“-Aufbereitung sind durch die homogen verteilten geringen Sulfidgehalte für Krustenbildung kaum geeignet.

b) Halden mit insgesamt geringen, jedoch lagenartig erhöhten Anteilen reaktiver Sulfidminerale und räumlich getrennten Anreicherungen an Puffermineralen. **Lokales Krustenpotential** mit Ausdehnungen von wenigen Zehner Quadratmetern (z.B. Spülsandhalde Münzbachtal).

c) Mäßig sulfidführende Sedimente mit lagenartig erhöhten Anteilen reaktiver Sulfidminerale und räumlich getrennten Anreicherungen an Puffermineralen. **Hohes Krustenpotential**.

3. Aufbereitungsrückstände mit vorwiegend fein- bis sehr feinkörnigen Glas-Sedimentgemischen der Hüttenindustrie (z.B. Feineisenhalde im Harzvorland). **Generell hohes Krustenpotential**; jedoch stark abhängig von der Korrosionsbeständigkeit der abgelagerten Gläser, bestimmt durch ihre chemische Zusammensetzung.

B3.3 MNA-Bewertungskonzept

Ausgehend von einem nachgewiesenen oder möglichen Grundwasserschaden an Erzbergbau- oder -aufbereitungshalden wird ein Schema der zweistufigen Untersuchung vorgeschlagen (Abb. B3.1).

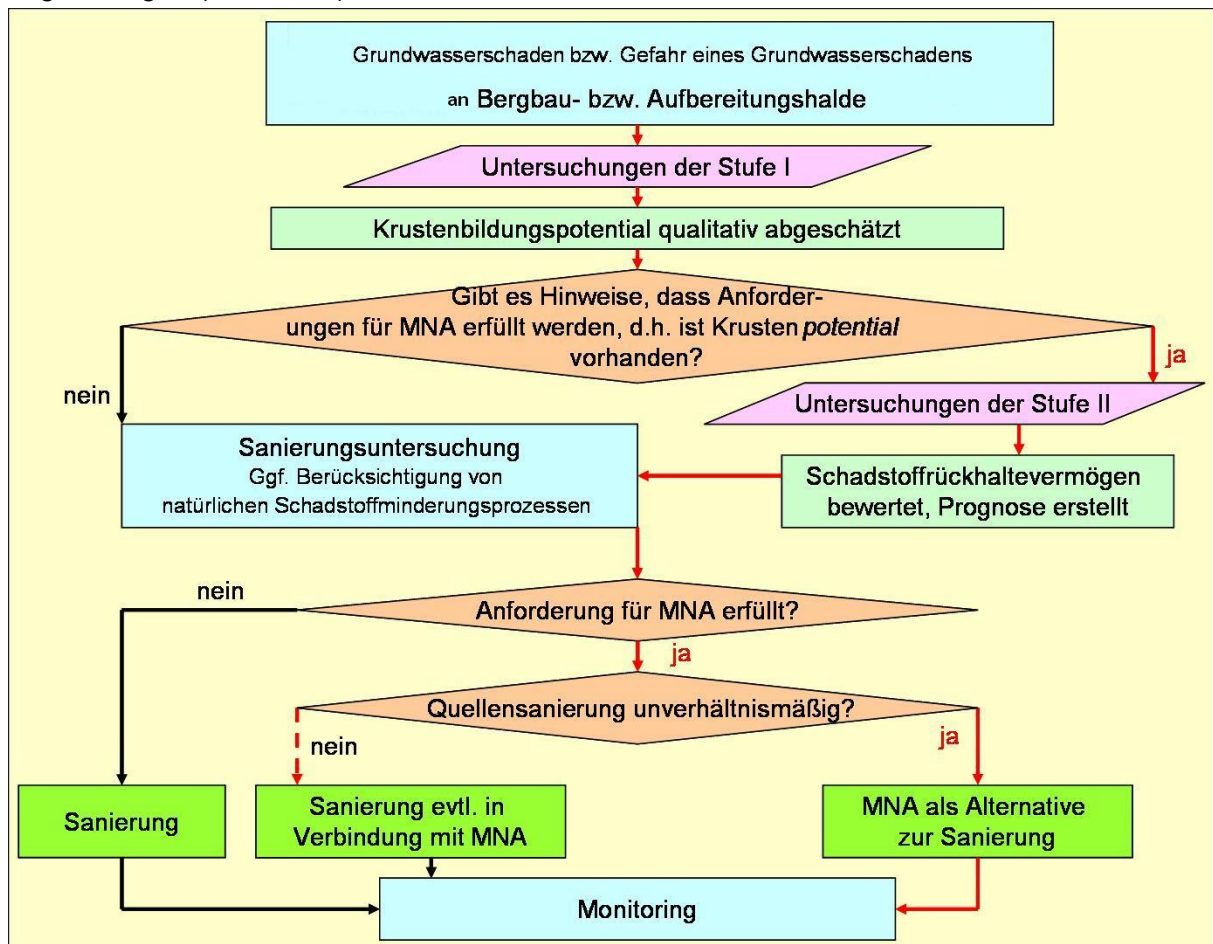


Abb. B3.1: Schema zur Einbindung der zweistufigen Untersuchung des Krustenpotentials in die Bearbeitung eines Grundwasserschadensfalls an einer Bergbau- oder Aufbereitungshalde (verändert nach LABO [2005]).

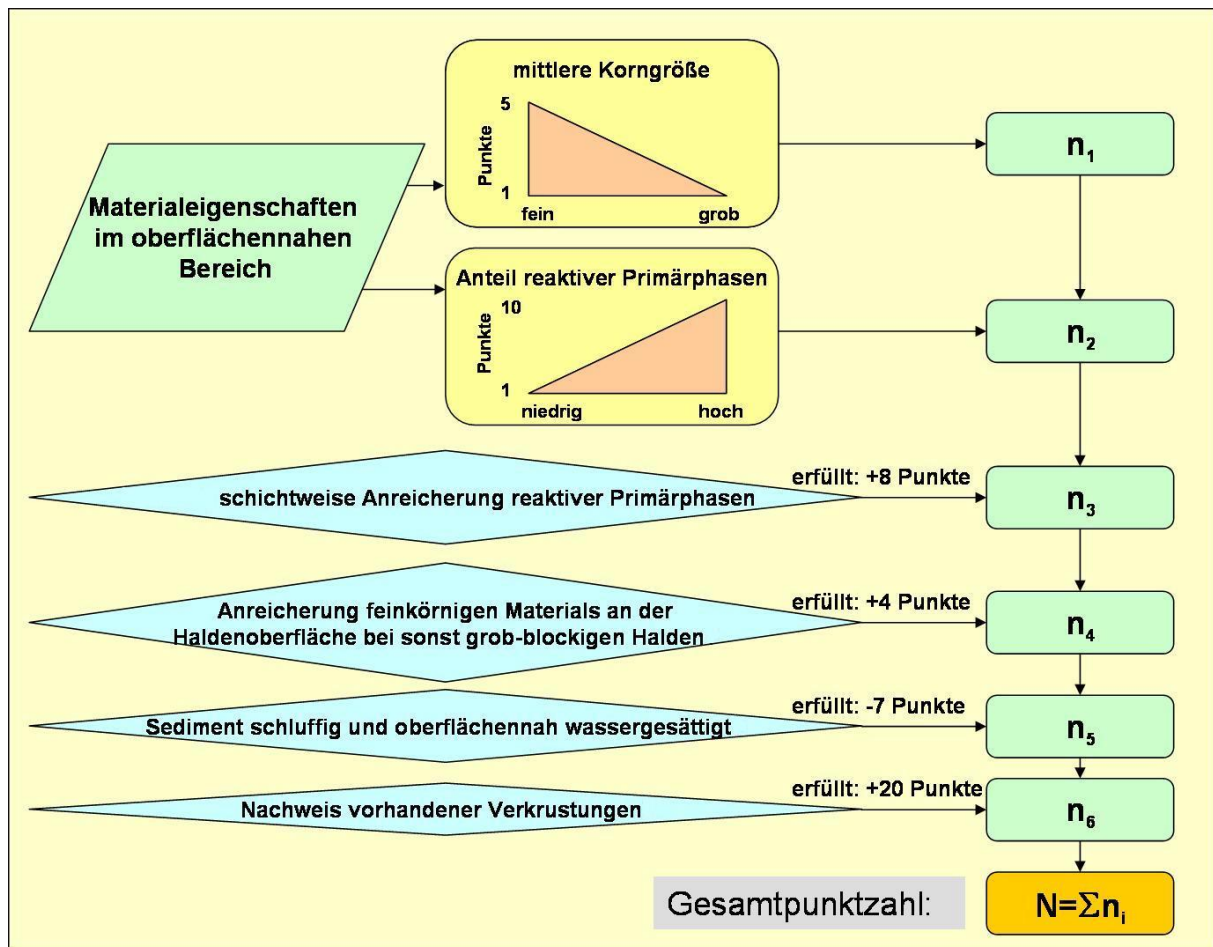


Abb. B3.2: Bewertungsschema zur Einschätzung des Krustenpotentials durch Ermittlung der Krustenpotential-Kennzahl (Stufe I).

In der Stufe I (Kap. B3.1) wird an Hand eines minimalen Untersuchungsprogramms und eines Bewertungsschemas (Abb. B3.2) die Frage beantwortet, ob das jeweilige Haldenmaterial ein Krustenpotential aufweist. Stark unterschiedliche Haldenbereiche sollten getrennt bewertet werden. Grundlage des Bewertungssystems ist die Berechnung einer Krustenpotential-Kennzahl. Diese ergibt sich aus folgenden Parametern:

- Materialeigenschaften im oberflächennahen Bereich,
 - **mittlere Korngröße** (steigende Punktzahl mit abnehmender Korngröße),
 - **Anteil reaktiver Primärphasen** (steigende Punktzahl mit steigendem Anteil),
- schichtweise Anreicherungen der reaktiven Phasen (8 Zusatzpunkte),
- Anreicherungen feinkörnigen Materials an der Haldenoberfläche bei sonst grobblockigen Halden (z.B. Einspülungen sandig-tonigen Materials (4 Zusatzpunkte),
- schluffige, wassergesättigte Sedimente, wodurch Sauerstoff-Nachlieferung beeinträchtigt wird (7 Punkte Abzug)
- Nachweis von Krusten (20 Zusatzpunkte).

Die errechnete Krustenpotential-Kennzahl wird nach folgendem Schema bewertet:

- < 10 Punkte kein Krustenpotential,

- 10 – 15 Punkte geringes bis mittleres Potential,
- 16 – 19 Punkte mittleres bis hohes Potential,
- ≥ 20 Punkte sehr hohes Potential.

Ab 16 Punkten werden Untersuchungen der Stufe II empfohlen.

Ist ein Krustenpotential festgestellt werden in Stufe II detaillierte Untersuchungen der Halde durchgeführt. Besonders wichtig ist dabei die Ermittlung des Krustentyps und der Krusteneigenschaften.

Die Bewertung gliedert sich in zwei Teile (Abb. B3.3): Im Teil A wird der Ist-Zustand der aus der Krustenbildung resultierende Schutzwirkung bewertet. Im Teil B wird mittels Modellrechnungen die zukünftige Entwicklung prognostiziert. Dies ist der Stufe III der KORA-HE vergleichbar.

Sulfidhaltige Halden mit Krustenpotential ($N \sim 16$), jedoch ohne Krustennachweis (z.B. sehr junge Ablagerungen) werden ausschließlich über eine orientierende Modellierung bewertet. Auf Grund der komplexen Phasenzusammensetzung der Schlacken und deren sich während der Alteration ändernden Auswirkungen auf die hydraulischen Eigenschaften des Materials ist eine Anwendung dieses Konzeptes auf Halden der Kategorie 3 nicht möglich.

Neben den in diesem Leitfaden behandelten Untersuchungen ist eine Sanierungsuntersuchung notwendig, um die Verhältnismäßigkeit einer Quellensanierung abzuschätzen. Deren Ergebnisse werden in zwei Schritten bewertet: Zuerst wird die Anforderung für die Durchführung von MNA geklärt, danach stellt sich die Frage nach der Verhältnismäßigkeit einer Quellensanierung. Als mögliche Maßnahmen ergeben sich die herkömmliche Sanierung, die Sanierung in Kombination mit MNA und die MNA als Alternative zur Sanierung. Die Wirksamkeit der gewählten Maßnahme muss durch ein dauerhaftes Monitoring überprüft werden.

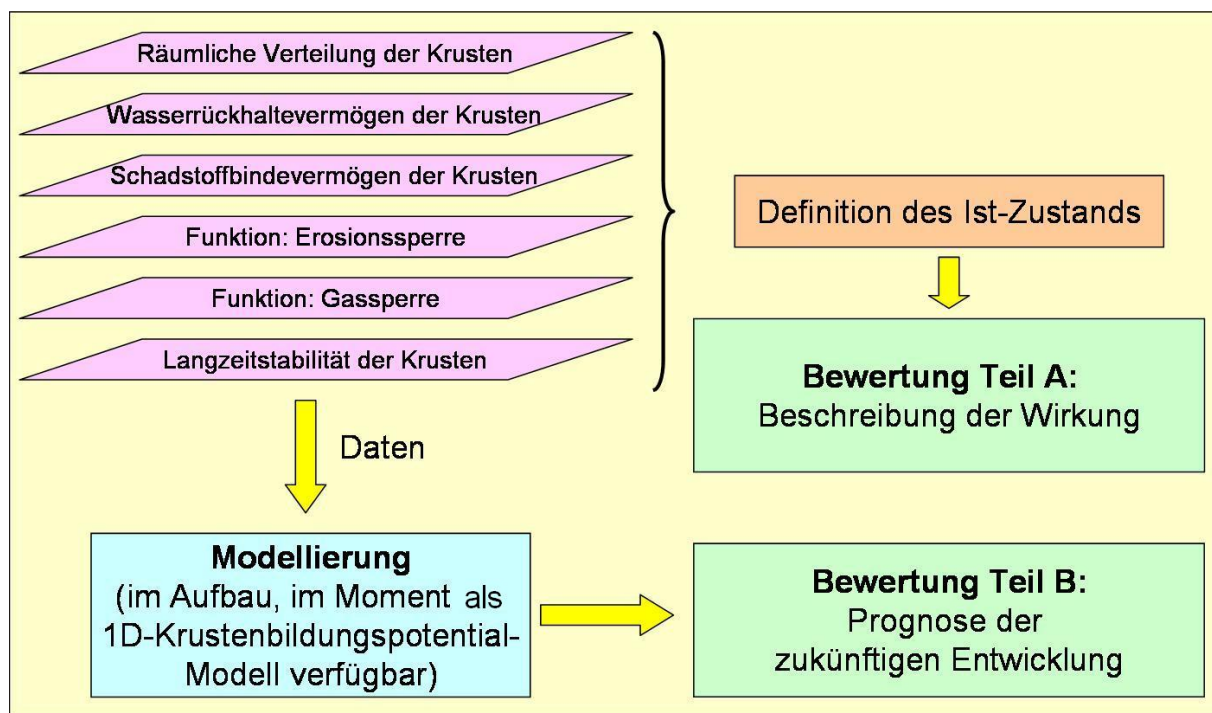


Abb. B3.3: Bewertungsschema für das Krustenpotential (Stufe II).

B3.4 Methoden

B3.4.1 Stufe I, Qualitative Einschätzung des Krustenpotentials

- (Literatur)-Recherche: Angaben zum Alter des Haldenkörpers, zur Herkunft und Zusammensetzung der Hauptkomponenten des Materials, zur Tiefe des Grundwasserspiegels und zum Ablagerungsregime,
- Haldenbegehung und detaillierte geologische Profilaufnahme an natürlichen oder künstlichen Aufschlüssen: qualitative Aussagen zu Korngrößen, Verfärbungen, Oxidationstiefen, Abschätzungen der Gehalte an reaktiven Primärphasen (Sulfide, Schichtsilikate, Silika-Gläser, Karbonate), Auftreten von Sekundärphasen und/oder Krusten an der Haldenoberfläche oder in tieferen Lagen,
- Probenahme aus den verschiedenen Profilschichten,
- S4-Test (Labor); Feststoffanalytik (z.B. RFA, XRD).

B3.4.2 Stufe II - Weiterführende Untersuchungen zum Krustenpotential, Bewertung der aus der Krustenbildung resultierenden Schutzwirkung

B3.4.2.1 Orientierende Modellierung

Es wird eine 1D-Reaktiv-Transportmodellierung an einem repräsentativen Haldenprofil aus Stufe I durchgeführt. Es wird prognostiziert, ob sich zukünftig in Oberflächennähe eine wirkungsvolle Kruste bildet. Geeignet dazu ist z.B. FLOTRAN (LICHTNER [2007]), das ein Krustenbildungsmodul enthält. Die Mehrzahl der Prozess- (z.B. Reaktionsraten, spezifische Mineraloberflächen) und material-spezifischen Parameter (z.B. Permeabilitäten) können der Literatur entnommen werden (z.B. WILLIAMSON & RIMSTIDT [1994]; CARSEL & PARRISH, [1988]).

Für jede im Profil ausgehaltene Schicht werden folgende Daten benötigt:

- Porenwasserzusammensetzung (aus Bodensättigungsextrakt-Analysen),
- RFA, XRD, Korngrößenverteilung,
- Abschätzung der Anteile der reaktiven Phasen am Gesamtsediment:
 - Sulfidanteil (mikroskopische oder nass-chemische Verfahren),
 - Karbonatanteil (Mikroskopie oder TIC-Analyse),
 - Glimmer, Biotit/Muskovit (CIPW-Normierung, grobe Abschätzung),
 - Ca-Plagioklasanteil (CIPW-Normierung, grobe Abschätzung).

B3.4.2.2 Detailuntersuchung der Halde und der Verteilung von Krusten

- Beschreibung des Ablagerungsregimes: Größe, Form, Neigung, Mächtigkeit der Ablagerung, Mächtigkeit der Deckschicht, Vegetationsdichte, Erosion,
- Geoelektrische Charakterisierung (vgl. **KORA-MS Nr. 5.1.7**) des Haldenkörpers: Lokalisierung von Heterogenitäten, Bestimmung der Haldenbasis, Beschreibung der räumlichen Krustenverteilung (über ihre Wirkungen), Einschätzung des Wasserrückhaltevermögens
- Bohrstockprofile/Aufgrabungen: Nachweis von Krusten und Untersuchung ihrer räumlichen Verteilung,

- Erfassung meteorologischer Parameter auf dem Haldenkörper: Einschätzung von Verdunstungsparametern.

B3.4.2.3 Untersuchung Krustenwirkung und Erfassung Modellierungsdaten

Für einen repräsentativen Teilbereich der Halde werden Tiefenprofile systematisch vermessen und Proben für Labormessungen genommen. Diese Untersuchungen dienen zur Definition des Ist-Zustandes für die Reaktive Transport-Modellierung und ihrer Kalibrierung.

Begleitet von geophysikalischen Messungen wird nach einem Berechnungsversuch das Profil aufgegraben:

- Detaillierte geologische Profilaufnahme (Methoden der Stufe I) Laboranalysen der orientierenden Modellierung liefern Modelleingangsparameter,
- Geländemessung von Bodenfeuchte und Saugspannung (TDR, Tensiometer), Labormessung bodenphysikalischer Parameter (Permeabilität, Porosität, pF-Kurven zur Abschätzung der van-Genuchten-Parameter, Materialdichte).
- Gelände- und Labormessung: Abschätzung der primären und sekundären Phasenanteile in verkrusteten und lockeren Zonen der Profile (oxidiertes bis unverändertes Sediment); Labor: Rasterelektronenmikroskopie und Lichtmikroskopie an Sedimentblöcken (unverfestigt/eingegossen) und unabgedeckten, polierten Dünnschliffen zur Definition von Krustentypen und der Mineralogie des Ausgangsmaterials,
- Abschätzung der Porenraumverringerung in dünnen (~1 mm) Krusten im Vergleich zu unverkrustetem Sediment - Kohlenstoff-Kartierung am ESEM (siehe **KORA-MS Nr. 5.1.11**)
 - Alternativ: Mikroskopie und Bildanalyse angefärbter Dünnschliffe
- Abschätzung der Funktion der Krusten als Gassperre durch Messung des Sauerstoff/Kohlendioxid-Gehalts im Porenraum (z.B. Sauerstoff-Minisensoren; Bodenluft)
 - - Alternativ: Redox-Messungen an Bodensättigungsextrakten im Gelände,
- Abschätzung des Schadstoff-Bindevermögens der Krusten durch Lokalisierung von Schadstoffen in Primär- und Sekundärphasen mittels Elektronenstrahl-Mikrosonde (EMA) an polierten Dünnschliffen - Alternativ: sequentielle Extraktion des Haldensediments in 9 Extraktionsschritten (siehe **KORA-MS Nr. 3.1.1**)
 - - Alternativ: Schadelement-Kartierung (ESEM; polierte Dünnschliffe).
- Abschätzung des Krustenpotentials und der Reaktionsraten durch mikrobiologische Analysen im Labor: Quantifizierung von Mikroorganismen (vgl. **KORA-MS Nr. 2.2.3 und 2.1.1**), Quantifizierung von Sulfidoxiderationsraten (vgl. **KORA-MS Nr. 4.1.9**),
- Säulenversuche im Technikumsmaßstab => Einschätzung des Wasserrückhaltvermögens von Krusten unter bekannten Randbedingungen mit hoher räumlicher Auflösung,
- Kleinsäulenversuche => Kalibrierung des Reaktiv-Transportmodells im Mesomaßstab.

B3.4.2.4 Reaktive Transport Modellierung

Ein Werkzeug zur weiterreichenden Prognose der Entwicklung verschiedener Krustentypen und deren Langzeit-Schadstoffrückhalt unter variablen hydrogeochemischen Bedingungen ist zurzeit bei der BGR Hannover im Aufbau.

Teil C: Fallbeispiele

C1 Flusssauensedimente

C1.1 Untersuchungsstandort Jeßnitz

C1.1.1 Kurzvorstellung des Standorts

Die Standortwahl erfolgte auf Vorschlag des Landratsamtes Bitterfeld (Herr Dr. Walkow) nach den Kriterien „Erreichbarkeit“ und „größtmögliche Belastung“. Das Bodenprofil befindet sich unmittelbar am Westufer des Spittelwassers südlich der Brücke des Verbindungsweges zwischen der Kreisstraße 2050 und der Ortschaft Bobbau. Bei dem ausgewählten Standort handelt es sich um einen für die Spittelwasserniederung typischen Auenboden.

Bodensystematisch liegt eine vergleyte Norm-Vega aus schluffig-feinsandigem Auenlehm über tiefem grobsandig-feinkiesigem Auensand vor (Geländeoberfläche bei 70,9 m NN).

Der Boden ist durch sehr hohe Gehalte an HCH- und DDX-Isomeren sowie verschiedenen anorganischen Schadstoffen (As, Cr, Cu, Zn, Pb) gekennzeichnet. Durch hohen Säureeintrag in der Vergangenheit liegt der pH-Wert zwischen 3,0 und 3,7. Belastungszustand und Reaktionsbedingungen sind Besonderheiten dieses Bodens, die vom Grundfall eines „normalen“ Auenbodens deutlich abweichen.

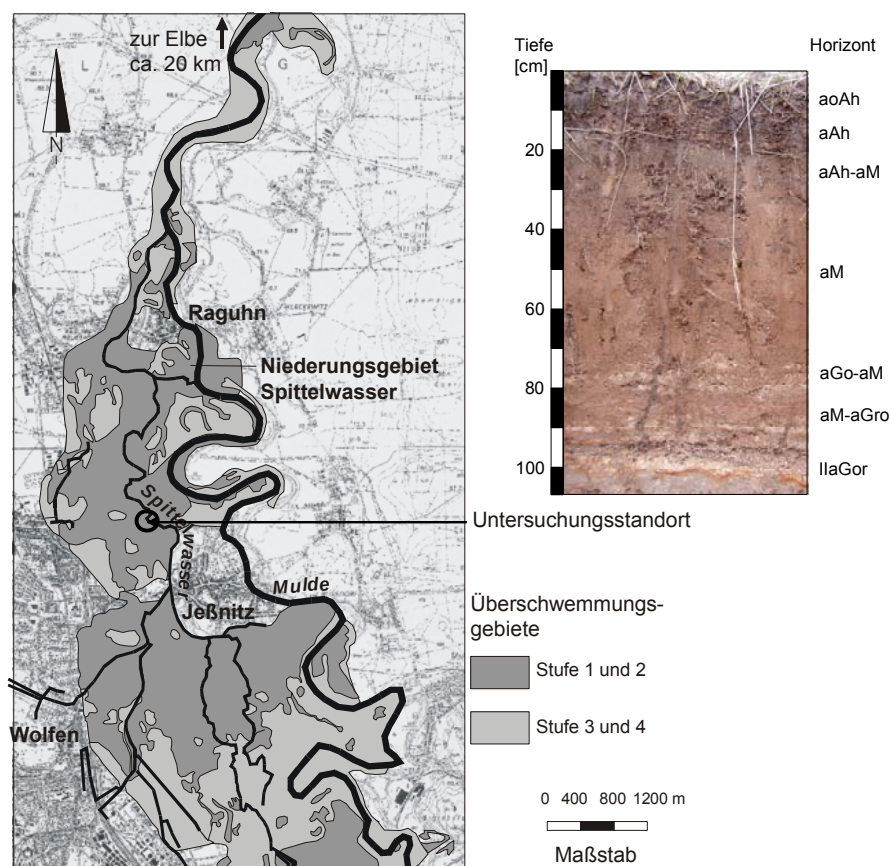


Abb. C1.1: Lage des Untersuchungsgebiets und -standorts (markierte Stelle bei Jeßnitz) sowie untersuchtes Bodenprofil am Spittelwasser-Ufer (Horizontangaben nach Bodenkundlicher Kartieranleitung, AG BODENKUNDE [2005])

C1.1.2 Zuordnung Standortkategorie – Hauptfragestellung

In seinem Aufbau, insbesondere des Unterbodens, kann der Boden der Standortkategorie eines typischen Auenbodens zugeordnet werden. Die bereits erwähnten Merkmale Schadstoffbelastung und pH verleihen ihm jedoch einen besonderen Status. Die Untersuchungen wurden mit dem Ziel vorgenommen, einen Verfahrensansatz zur Bewertung des NA-Potentials durch Kombination mineralogischer, chemischer und ökotoxikologischer Prüf- und Messtechniken zu entwickeln. Im Vordergrund stand die Erfassung und Bewertung des Rückhalts von Arsen, Chrom, Kupfer, Zink, Cadmium, Blei, DDX- und HCH-Isomere als maßgebliche Schadstoffe der Spittelwasserniederung. Neben etablierten Verfahren der Bodenchemie und –mineralogie wurden neue Verfahrensansätze zur naturnahen Erfassung der Schadstoffmobilität und Bioverfügbarkeit angewandt und als Bewertungsinstrument erprobt. Neu entwickelt wurde eine ökotoxikologische Teststrategie, die zur integrierten Sedimentbewertung im Hinblick auf das NA-Konzept in der ungesättigten Bodenzone angewandt werden kann. Der Schadstoffübergang Boden-Pflanze-Nutztier, wie er insbesondere bei der Dioxin-Problematik von Bedeutung ist, wurde nicht berücksichtigt.

C1.1.3 Vorgehensweise der fachlichen Bearbeitung

Im Forschungsvorhabens wurden unterschiedliche chemische, mineralogische und biologische Verfahren zur Kennzeichnung des Schadstoffgehalts, der Bindungsqualität, des Stoffbestandes und der Ökotoxizität angewandt. Teilweise wurden auch neue Verfahren bis zur Anwendungsreife entwickelt. Nicht alle der getesteten Verfahren sind zur Bewertung des natürlichen Rückhalts erforderlich, wie z.B. die Röntgendiffraktometrie und die aufwendige Herstellung mineralogischer Dünnschliffe. Andere erforderliche Arbeitsschritte wurden nicht durchgeführt, wie die Suche nach einem für den Standort repräsentativen Bodenprofil. Hier wurde auf Grund von Vorkenntnissen über die Standortsituation ein Profil an gut zugänglicher Stelle (Abbruchkante des Spittelwassers) gewählt. Die nachfolgend skizzierte Vorgehensweise enthält somit zum einen über das Projekt hinausgehende Schritte, zum anderen aber auch noch nicht vollständig entwickelte Untersuchungstechniken (SPME).

C1.1.3.1 Lokalisierung der Untersuchungsstandorte

Das in Flussauen vorherrschende Relief mit Senken, Fließrinnen und erhöhten Bereichen bedingt unterschiedliche Sedimentationsbedingungen, so dass die Schadstoffbelastung und der Stoffbestand der Böden kleinräumig schwankt. Entsprechend sind in Abhängigkeit vom lokalen Relief mehrere, diesen Gegebenheiten Rechnung tragende Beprobungspunkte zu berücksichtigen, um ein Gesamtbild von einer Fläche zu erhalten.

C1.1.3.2 Profilsprache und Probenahme

Die Bodenansprache ist Grundlage für die Lokalisierung belasteter Horizonte. Im Auenlehm sollte Probenmaterial 10cm-weise gestört und ungestört entnommen werden. An Hand des Tiefenprofils des für das Flusseinzugsgebiet charakteristischen Auenbodens können durch Bodenkenndaten und Schadstoffgehaltsverteilungen entscheidende Hinweise zu Rückhalteprozessen gewonnen werden. Feinkörnige Lagen und solche mit hohen Anteilen an organischer Substanz kommen dabei als potentielle Schadstoffquellen in Betracht. Gestört entnommenes Probenmaterial wird luftgetrocknet, ggfs. aufgebrochen und auf <2mm abgesiebt. Die ökotoxikologischen Untersuchungen erfordern frisches Probenmaterial. Für nachfolgende Analysen (Gesamtaufschluss, sequentielle Extraktion) wird das Material über einen Probenteiler portioniert. Die mit Stechzylindern ungestört entnommenen Proben werden direkt in die Säulenapparatur zur Durchführung eines Elutionversuchs eingebaut.

C1.1.3.3 Extraktiv-chemische Untersuchungen

Zunächst werden über die jeweiligen Aufschlussverfahren für anorganische und organische Schadstoffe deren Gesamtgehalte ermittelt, so dass ein Tiefenprofil der Belastung erstellt werden kann. Daran lässt sich erkennen, wo die Schadstoffe konzentriert sind (möglicher Quellbereich) und welche Lagen bei den nachfolgenden Untersuchungen bevorzugt zu berücksichtigen sind.

Mit sequentieller Extraktion nach dem BCR-Protokoll (vgl. **KORA-MS Nr. 3.1.3**) wird anschließend die Bindungsform gekennzeichnet. Dieser Schritt dient zur Ermittlung des immobilisierten Schadstoffanteils und der generellen Bindungsintensität.

Organische Schadstoffe wurden zur Bestimmung der Bioverfügbarkeit mit einer organischen Festphase (solid phase microextraction – SPME) extrahiert. Dieses Verfahren wurde bisher zur Konzentrationsermittlung in reinen Lösungen angewandt. Ziel war die Entwicklung einer Methode zur direkten Beprobung von organischen Schadstoffen in Bodenmaterial, um ein Maß für den direkten Stoffübergang von der Feststoffmatrix in Bodenlebewesen zu erhalten. Es ist in feinkörnigen Matrices gut einsetzbar. Allerdings herrscht noch Entwicklungsbedarf.

C1.1.3.4 Säulenelution – mehrfacher Bodensättigungsextrakt

Die mit Stechzylindern entnommene Bodensäulen können für Säulenversuche unter wassergesättigten sowie wasserungesättigten Verhältnissen oder für den mehrfachen konsekutiven Bodensättigungsextrakt (m-BoSE) eingesetzt werden. Die Säulenelution unter wasserungesättigten Verhältnissen ist sehr zeitaufwändig (mehrmonatige Versuchsdauer). Der wassergesättigte Säulenversuch ist vor allem dann schwierig, wenn das Bodenmaterial eine geringe Wasserleitfähigkeit aufweist. Probleme können sich auch durch mikrobielle Zersetzung von organischer Substanz mit reduktiver Auflösung von Eisenoxiden ergeben. Empfohlen wird daher der m-BoSE, der ähnlich wie der Säulenversuch (wasserungesättigt) mit einer Vakuumapparatur zur Entnahme des Wassers aus dem Porenraum betrieben wird. Die Vakuumtechnik kann auch zur Befüllung eingesetzt werden. Mit diesem Ansatz lässt sich die Quellkonzentration der Schadstoffe unter realitätsnahen Verhältnissen im Labor ermitteln. Durch regelmäßigen Luftzutritt während der 6-fachen Auf- und Entsättigung können sich keine reduzierenden Verhältnisse ausbilden. Der Versuch wird unter temperaturkonstanten Verhältnissen bei 5°C durchgeführt. Die Eluate werden chemisch analysiert und ökotoxikologisch geprüft. Dabei können sich Lösungsmengen von < 100 ml ergeben, die im Hinblick auf die Analyse organischer Schadstoffe nach üblichen Analyseverfahren nicht ausreichend sind. Durch Entwicklung einer Methode zur Anreicherung von HCH und DDX auf SPME-Fasern können jedoch auch geringe Volumina ab 10 mL auf organische Schadstoffe analysiert werden.

C1.1.3.5 Ökotoxikologie und Bioverfügbarkeit

Bei den Eluatbiotests, die durch Kombination von Leuchtbakterientest, Daphnientest, Algenwachstumshemmtest und Umu-Test (siehe **KORA-MS Nr. 5.2.2**) ein ökotoxikologisches Maß für die Rückhaltefunktion liefern, handelt es sich wie bei dem Kontakttest mit A-globiformis (vgl. **KORA-MS Nr. 5.2.3**) sowie bei der DMSO-Reduktion (vgl. **KORA-MS Nr. 2.1.5**) und potentielle NH₄-Oxidation um etablierte Verfahren, die zur Bewertung des Rückhaltevermögens bzw. der direkten Toxizität und Lebensraumfunktion kombiniert werden. Weiterhin ist dagegen die genaue Vorgehensweise bei Anwendung von SPME-Fasern zur Kennzeichnung der Bioverfügbarkeit organischer Schadstoffe zu vertiefen. Ideal wäre eine Anwendung im Gelände, möglich wäre aber auch eine Beprobung in der ungestört entnommenen Probe unter definierten Bedingungen im Labor.

C1.1.4 Fachliche Hauptergebnisse am Standort

C1.1.4.1 Bodenkenndaten

Bei dem Boden handelt es sich um eine vergleyte Norm-Vega aus schluffig-feinsandigem Auenlehm über tiefem grobsandig-feinkiesigem Auensand. Kennzeichnend ist u.a. ein ca. 40 cm mächtiger Auenlehmhorizont (30-70 cm). Das Bodenprofil weist über die erfasste Tiefe von 120 cm einen sehr niedrigen pH-Wert zwischen 3,0 und 3,7 auf. Ursache für diese tiefgreifende Versauerung ist der industrielle Säureeintrag. Im gemessenen pH-Wertniveau ist die Neigung von Schwermetallen zur Desorption hoch. Diesbezüglich sind die dann noch nachgewiesenen anorganischen Schadstoffe als relativ fest mit der Matrix verbunden anzusehen. Hier kommen hauptsächlich Eisenoxide in Betracht, die insbesondere in den drei obersten Bodenhorizonten (0-30 cm) angereichert sind. Der Gehalt an organischer Substanz ist im Oberboden sehr hoch (28 % C_{org.}) und das C/N-Verhältnis auffällig weit (max. 30,1). Diese Werte zeigen, dass die Abbaufähigkeit der Streu vermindert ist. Die hohen C-Gehalte sind zusätzlich auf im Oberboden akkumulierte anionische Ionenaustauscher (Polystyrolsulfonate) zurückzuführen.

Tab. C1.1: Gesamtgehalte¹ an anorganischen Schadstoffen sowie einzugsgebietsbezogene Hintergrundgehalte*

Tiefe (cm)	As	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd ²	Hg	Pb
	mg/kg							
0 - 10	23,9	229	31	143	435	5,7	24,5	161
10 - 20	143	353	19	126	162	0,9	21,5	489
20 - 30	129	219	23	68	186	0,8	1,4	251
30 - 70	42,0	51	19	61	112	0,4	0,3	118
70 - 80	15,7	23	11	30	50	0,2	0,2	36
80 - 90	36,4	37	17	58	97	0,4	0,2	76
90 - 120	11,8	21	11	36	42	0,2	0,1	27
Geogen*	42	50	38	33	240	0,9	0,06	55

¹Röntgenfloreszenzanalyse, ²Königswasseraufschluss, *nach KUNZ ET AL. [2000]

Tab. C1.2: HCH- und DDX-Isomere im untersuchten Bodenprofil

Tiefe (cm)	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	δ-HCH	op-DDE	pp-DDE	op-DDD	op-DDT +pp-DDD	pp-DDT
	µg/kg								
0 - 10	440	703	23,3	10,3	66,6	201	19,1	715	698
10 - 20	536	574	9,5	n.n.	1,6	11,7	24,8	187	43,8
20 - 30	109	60,1	0,4	n.n.	0,1	0,3	0,1	1,5	0,4
30 - 70	0,5	6,4	0,3	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
70 - 80	0,4	2,4	0,1	n.n.	n.n.	0,1	0,2	3,9	n.n.
80 - 90	0,2	7,0	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
90 - 120	0,2	3,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

n.n. = nicht nachweisbar

Die Schwermetall- und Arsen-Tiefenprofile deuten in den obersten drei Horizonten auf einen anthropogen verursachten Elementeintrag hin (Tab. C1.1). An Hand einzugsgebietsbezogener Hintergrundgehalte lässt sich für Quecksilber eine ca. 400-fache Anreicherung im obersten Horizont ableiten. Bei anderen Elementen ergeben sich Anreicherungsfaktoren von bis zu 8,9 (Blei), 7,1 (Chrom), 6,3 (Cadmium), 4,3 (Kupfer), 3,4 (Arsen) und 1,8 (Zink). Die Gehalte an organischen Schadstoffen wie HCH und DDX sind ausschließlich auf Einträge durch den Menschen zurückzuführen. Während die DDX-Verbindungen auf Grund ihrer sehr geringen Wasserlöslichkeit nicht verlagert werden, zeigt sich beim HCH, und hier vor allem bezüglich der α - und β -Isomere, eine Verteilung in tiefere Bodenhorizonte (Tab. C1.2).

C1.1.4.2 Säulenelution

Die nach unterschiedlichen Verfahrensvarianten bestimmten Quellkonzentrationen sind in Tab. C1.3 zusammengefasst. Bei der Säulenelution unter wasserungesättigten Bedingungen werden zumeist deutlich höhere Konzentrationen erzielt, als bei der gesättigten Säulenelution und dem Bodensättigungsextrakt.

Tab. C1.3: Nach unterschiedlichen Verfahren bestimmte Quellkonzentration

Methode	β -HCH $\mu\text{g/L}$	Cr $\mu\text{g/L}$	Ni $\mu\text{g/L}$	Cu $\mu\text{g/L}$	Zn mg/L	Cd $\mu\text{g/L}$	Pb $\mu\text{g/L}$
Bodensättigungsextraktion	n.n.	18,0	36,7	35,1	0,78	3,3	49,8
Säulenelution gesättigt	0,45	38,7	18,0	40,5	0,51	4,2	9,1
Säulenelution ungesättigt ¹	0,77	67,9	100	84,0	0,90	9,1	151
Säulenelution ungesättigt ²	0,23	72	212	664	3,2	53,7	97,7

¹konstante Bedingungen: 890 mm/a, 10°C; ²wechselnde Bedingungen: 210 mm/a, 5 – 20°C; n.n. nicht nachgewiesen

Bei der Frage nach dem „richtigen“ Verfahren zur Bestimmung der Quellkonzentration ist zu berücksichtigen, dass eine Mobilisierung auch eine Wasserbewegung voraussetzt. Gesättigte Bedingungen sind unter diesem Gesichtspunkt realistischer. Bei einer Abwägung zwischen Säulenelution (gesättigt) und Mehrfach-Bodensättigungsextraktion fällt ins Gewicht, dass letztere auch Zeitspannen mit dem realistischen Bodenlufteinfluss enthält und ihr daher der Vorzug gegeben werden sollte.

In den Eluaten der als Schadstoffquelle anzusprechenden oberen Bodenhorizonte wurden für mehrere Schadstoffe die gesetzlichen Prüfwerte nach BBodSchV überschritten. Aber auch im Sickerwasser des deutlich geringer belasteten Auenlehmhorizontes wurden für die meisten der untersuchten Schadstoffe Überschreitungen festgestellt. Damit ist die aktuelle Rückhaltekapazität dieses Bodens unter den gegebenen Reaktionsbedingungen nicht ausreichend. Ausnahmen sind Quecksilber und Arsen, die in den Eluaten nicht nachweisbar waren.

C1.1.4.3 Ökotoxikologische Untersuchungen

Die Bewertung des wasseraustragbaren, ökotoxikologischen Potentials erfolgt über Verdünnungsstufen (so genannte LID-Werte), d.h. die Eluate werden so weit verdünnt, bis keine signifikante Beeinträchtigung der Testorganismen mehr auftritt. Das Signifikanzniveau liegt dabei im Leuchtbakterientest und im Algenwachstumshemmtest bei Hemmwerten > 20 % und im Daphnientest bei Hemmwerten > 10 %. Von der Gefahr eines Schadstoffaustrags wird dann ausgegangen, wenn im Algenwachstumshemmtest und im Daphnientest der LID-Wert > 4 und im Leuchtbakterientest der LID-Wert > 8 ist. In Tab. C1.4 sind die LID-Werte für die jeweiligen Eluatbiotests aus den ersten und zweiten Probenahmen aufgeführt.

Tab. C1.4: LID-Werte in den Eluatbiotests am Standort Jeßnitz (1. und 2. Probenahme)

Bodentiefe (cm)		0-10	10-20	20-30	30-40	60-70	70-80	80-100	100-120
1. Probe- nahme	Algenwachstumshemmtest	16	2	2	2		1	1	1
	Leuchtbakterientest	2	2	2	2		1	1	1
	Daphnientest	2	4	4	4		4	2	1
2. Probe- nahme	Algenwachstumshemmtest	4	24	1	1	4	2	1	1
	Leuchtbakterientest	2	4	1	1	1	1	1	1
	Daphnientest	1	1	2	8	8	8	8	1

Im Algenwachstumshemmtest wird der Grenzwert in dem Eluat aus dem obersten Bodenhorizont (1. Probenahme) bzw. im Eluat aus dem zweiten Bodenhorizont (2. Probenahme) überschritten. Die notwendige Verdünnung im Leuchtbakterientest lag bei einem maximalen LID-Wert von 4, so dass für diesen Test keine Grenzwertüberschreitung vorlag. Im Daphnientest waren für die Bodeneluete aus der ersten Probenahme keine Grenzwertüberschreitungen festzustellen, während die Verdünnung der Eluate aus dem Auenlehmhorizont (30-70 cm) sowie die aus tieferen Horizonten (70-100 cm) mit einem LID-Wert von 8 bezüglich des Grundwasserschutzes als kritisch anzusehen ist.

C1.1.5 Anwendung Bewertungskonzept

Die Grundlagen des hier vorgestellten MNA-Konzepts basieren auf einer chemischen Bewertung an Hand, soweit vorhanden, gesetzlichen Vorgaben (Maßnahmen- und Prüfwerte der Bundes-Bodenschutzverordnung). Dies zusammen mit einer ökotoxikologischen Erhebung, deren Bewertung wissenschaftlich fundiert, aber bis jetzt nicht gesetzlich geregelt ist. Zur Bewertung der **Schadstoffgesamtgehalte** kommen bei dem hier vorgestellten Anwendungsfall die Maßnahmenwerte für den Flächentyp Grünland und den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze in Betracht. Für die **Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung** sind die Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser anzusetzen.

Tab. C1.5: Maßnahmen- und Prüfwerte nach BUNDES-BODENSCHUTZVERORDNUNG [1999]

Auswahl an Maßnahmenwerten (mg/kg) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze auf Grünlandflächen im Hinblick auf Pflanzenqualität								
As		Ni	Cu		Cd	Hg	Pb	
50		1900	1300		20	2	1200	
Auswahl an Prüfwerten im Sickerwasser (µg/L) für den Schadstoffübergang Boden-Grundwasser								
As	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	DDT
10	50	50	50	500	5	1	25	0,1

Beim untersuchten Standort Jeßnitz in der Spittelwasserniederung werden die gesetzlichen Kriterien (Maßnahmen und Prüfwerte nach BBODSCHV [1999]) zum Teil überschritten:

Die Gesamtgehalte (Tab C1.1) von Quecksilber, aber auch von Arsen, liegen über den Maßnahmenwerten für den Übergang Boden-Pflanze bei Grünlandnutzung.

Tab. C1.6: Ergebnisse von Säulenelutionsversuchen mit Oberboden („Quelle“ 0- 45 cm) und Auenlehm („Senke“, 30 – 60 cm)

	ß-HCH µg/L	Cr µg/L	Ni µg/L	Cu µg/L	Zn mg/L	Cd µg/L	Pb µg/L
0 -45 cm ^a	0,77	67,9	100	84,0	0,90	9,1	151
30-60 cm ^b	1,19	139	41,4	295	1,15	13,9	60,5

^aBeregnung: 890 mm/a; ^bBeregnung: 800 mm/a

Bei Prüfung der Quelfunktion des Oberbodens (0 - 45 cm) zeigt sich, dass in den Eluaten der als Schadstoffquelle anzusprechenden oberen Bodenhorizonte für fast alle untersuchten Schadstoffe die gesetzlichen Prüfwerte nach BBodSchV überschritten werden (Tab. C1.6) .

Bei Prüfung der Senkenfunktion des Auenlehms (30 – 60 cm), der weniger stark belastete Lagen umfasst und daher als Schadstoffsенke in Frage kommt, werden teilweise höhere Eluatkonzentrationen erzielt, als mit Oberbodenmaterial. Damit ist die aktuelle Rückhaltekapazität dieses Bodens nicht ausreichend. Ausnahmen sind Quecksilber und Arsen, die in den Eluaten nicht nachweisbar waren.

Die Prüfung der Bindungsfestigkeit durch sequentielle Extraktion ergibt hohe Anteile an fest gebundenen Schadstoffen, so dass NA-Prozesse wirksam sind. Diese reichen jedoch für einen effektiven Schadstoffrückhalt nicht aus.

Für die ökotoxikologischen Untersuchungen zeigt sich, dass die notwendige Verdünnung im Leuchtbakterientest bei einem maximalen LID-Wert von 4 lag, so dass für diesen Test keine Grenzwertüberschreitung vorlag. Im Daphnientest waren für die Bodeneluats aus der ersten Probenahme keine Grenzwertüberschreitungen festzustellen, während die Verdünnung der Eluate aus dem Auenlehmhorizont (30-70 cm) sowie die aus tieferen Horizonten (70-100 cm) mit einem LID-Wert von 8 bezüglich des Grundwasserschutzes als kritisch anzusehen ist.

C1.2 Wesentliche Erkenntnisse zu Natural Recovery Prozessen in Flusssedimenten

Die Unterschiede von Flussauen- und Flusssedimenten hinsichtlich der hydrodynamischen Bedingungen und damit auch bezüglich der Bedeutung von NA-Prozessen wurde bereits im Vorwort und in Kap. A1.2 diskutiert.

Für die Flusssedimente liegt somit die Bedeutung deutlich mehr bei den MNR-Prozessen (Monitored Natural Recovery). Darunter ist die Verminderung der Gefährdung durch die natürliche Überdeckung der kontaminierten Flusssedimente zu verstehen. Die wesentlichen Erkenntnisse dazu sind in Anl. 1 dargestellt. Die Ergebnisse resultieren dabei nicht aus einer Bearbeitung innerhalb des Förderschwerpunktes KORA, sondern fassen Erfahrungen aus verschiedenen anderen Projekten (vor allem amerikanischen) zusammen. Bewusst ist die Anlage ähnlich der Grundstruktur des eigentlichen Leitfadens gegliedert. So werden für MNR an Flusssedimenten auch die Charakteristik der Standortfamilie, relevante Prozesse, Empfehlungen für die Einzelfalluntersuchung sowie ein Bewertungskonzept ausgewiesen.

C2 Braunkohleabraumkippen

Für die Braunkohleabraumkippen werden als Fallbeispiele die Ergebnisse zu den Standorten Zwenkau/ Cospuden (Mitteldeutsches Revier) und Plessa (Niederlausitzer Revier) vorgestellt. Dabei erfolgt, nach einer allgemeinen Kurzvorstellung, jeweils zuerst die Benennung der Hauptergebnisse, um nachfolgend die Bewertung (Zuordnung zu Standortkategorie; Bewertung Untersuchungen Stufe I und nachfolgend der Stufe II) vorzunehmen. Die detaillierte Darstellung der fachlichen Hauptergebnisse findet sich für Zwenkau/ Cospuden in TUBAF [2006] und DILBAT & HOTH [2006] und für Plessa in TUBAF [2008].

C2.1 Kippenstandort Zwenkau-Cospuden (Mitteldeutsches Revier)

C2.1.1 Kurzvorstellung Standort

Der Kippenstandort der ehemaligen Tagebaue Zwenkau/ Cospuden liegt unmittelbar südlich der Stadt Leipzig im Zentrum des Mitteldeutschen Braunkohlereviers. Angrenzend sind die Tagebauseen „Cospudener See“ und „Zwenkauer See“ entstanden bzw. am entstehen.

Der Aufschlussbeginn als „Tagebau Böhlen“ erfolgte 1921. Der Tagebau Cospuden wurde 1990 stillgelegt, während der Tagebau Zwenkau seine Endstellung im Jahr 1999 erreichte. Die Gesamtkippe weist somit Liegezeiten zwischen ca. 80 und 10 Jahren auf.

In den Tagebauen wurden die obereozänen bis unteroligozänen Flöze „Bornaer Hauptflöz“ (Flöz II/III) und das „Böhlener Oberflöz“ (Flöz IV) gebaut. Die kippenrelevanten Abraumschichten umfassen bezüglich der Abraumförderbrückenkippe (AFBK) vor allem oligozäne Feinsande/Schluffe der Böhlener Folge. Hierbei sind vereinfacht die "Unteren Meeressande" und die "Oberen Meeressande" zu unterscheiden. Quartäre Bildungen (Kiese, Geschiebemergel) und fluviatile tertiäre Bildungen (Thierbacher Schichten) treten in ihrer Bedeutung zurück. Die Absetzerkippe (ASK) wird vornehmlich durch die Liegendsedimente des Flözes II und teilweise durch quartäre Materialien aus den Vorschnittbereichen gebildet. Zusammenfassende Informationen zur Geologie/ Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes finden sich z.B. in STANDKE & BELLMANN [2004].

Die in die AFBK verstürzten Tertiärsedimente weisen teilweise hohe Karbonatgehalte auf (1 bis > 6 Ma% CaCO_3). Die Sedimente der ASK besitzen zum Teil hohe TOC-Gehalte (1 bis > 10 Ma% TOC). In allen Tertiärsedimenten wurden im Vorfeld hohe Sulfidfeststoffgehalte bis zu 3 Ma% S_{Sulfid} nachgewiesen.

C2.1.2 Fachliche Vorgehensweise – Hauptergebnisse am Standort

C2.1.2.1 Feldelution – Nachweis von Reduktionszonen

Die Ergebnisse der Feldelutionen der Kippensedimente sollen exemplarisch an zwei tieferen Kippenbohrungen verdeutlicht werden (Abb. C2.1). Die zu Grundwassergütemessstellen ausgebauten Bohrungen RZW 1 und RZW 40 weisen die typische Dreiteilung bezüglich ihres vertikalen Profils aus. Eine 2-4 m mächtige Rekultivierungsschicht überdeckt die Absetzerkippe (ASK). In dieser ASK steigen die pH-Werte im Eluat zum Liegenden hin auf ein neutrales Niveau an. Die Mineralisation der Eluate ist dabei vergleichsweise niedrig (ELF-Werte). Am Übergang zur AFB-Kippe zeigen sich dann die typischen Verwitterungszonen mit hoher Mineralisation und stark sinkenden pH-Werten (siehe vor allem RZW 1). Die unterhalb dieser Verwitterungszonen liegenden Teile der AFBK sind dann wieder deutlich reduktiver, mit ansteigenden pH-Werten und zumeist deutlich niedrigeren ELF-Werten im Feldeluat.

C2.1.2.2 Ergebnisse Wasserphase

Die an den Kippengrundwassermessstellen des LMBV-Monitoringmessnetzes erhobenen Daten weisen Ca/ Mg/ Fe und SO₄/ DIC geprägte Wässer aus. Dabei schwanken die Eisengehalte deutlich und die extrem erhöhten Gehalte (Fe, SO₄, Spurenmetalle) sind an die

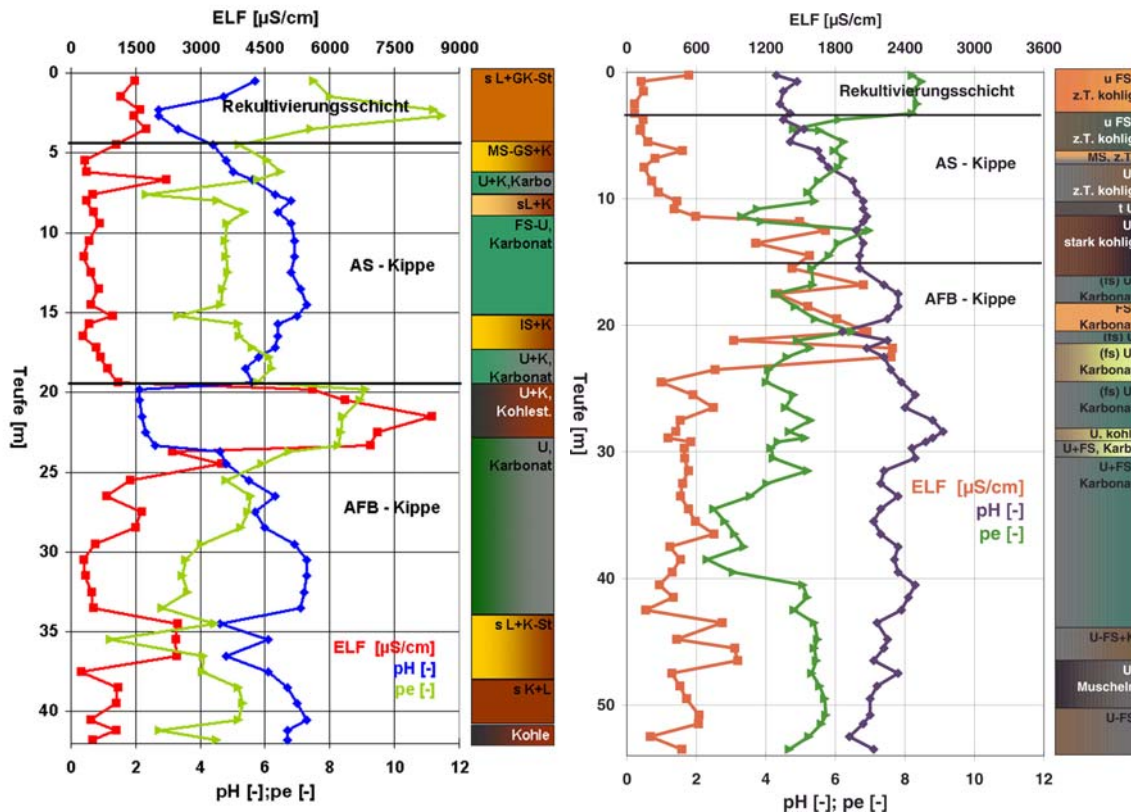


Abb. C2.1: Feldelutionskennwerte (pH, ELF, pE) für die Kippenbohrungen RZW 1 (links) und RZW 40 (rechts) am Kippenstandort Zwenkau

Verwitterungszonen gebunden. Dies deckt sich somit mit den Aussagen der Feldeluate. Diese extremen Beschaffenheiten zeigen sich auch in unmittelbarer Nähe zu lange offen gelegenen Böschungen und sind somit auch bedeutend für die Tagebauseen. Den Untersuchungen in TUBAF [2008] sind zusammenfassend folgende Hauptkennzeichen zum Kippengrundwasser zu entnehmen:

- Die Wässer sind zum übergroßen Teil pH-neutral im Niveau zwischen 6 und 7. In den hohen Ca/Mg und DIC-Gehalten kommt die abgelaufene Pufferung durch die im Abraum enthaltenen Karbonate zum Ausdruck.
- Während das Normalniveau der Sulfatgehalte zwischen 1300-2500 mg/l schwankt, werden in den Verwitterungszonen extreme Gehalte von bis zu 7000 mg/l offenbar. Das sich dies auf die bereits mehrfach angesprochenen Verwitterungszonen konzentriert, wird an der Multilevel-Messstelle „CML“ in unmittelbarer Nähe zum Cospudener See deutlich. In der Teufe 27,5 m (Verwitterungszone) werden ca. 6500 mg/l gemessen, während im Liegenden die Gehalte stufenweise auf 1700 mg/l in 39,5 m Teufe abnehmen. Dies ist verbunden mit einer Abnahme des Fe-Gehaltes von 1300 mg/l auf 20 mg/l.
- Eine stärkere Mobilität von Spurenmetallen, mit Überschreitung der Maßnahmen-schwellenwerte nach LAWA [1994] ergibt sich nur bezüglich Nickel für die stark oxidativ geprägten, extremen Messstellen wie CML 27,5. Ansonsten werden die Werte unter-

schritten, was auf die natürliche Wiederfestlegung im Zusammenspiel von Karbonatpufferung und Redoxsequenz/ Sulfatreduktion zurückzuführen ist.

- Sulfid wird an den meisten Messstellen, mit Ausnahme der extremen Verwitterungszonen, in geringem Niveau nachgewiesen (10 – 40 µg/l). Die Maximalwerte erreichen bis 100 µg/l.

C2.1.2.3 Ergebnisse Schwefelisotopie an der Wasserphase

Die Untersuchungen von KNÖLLER [2000] weisen für den Standort bereits die Veränderung der Schwefel-Isotopensignatur des gelösten Sulfats der Kippengrundwässer mit zunehmendem Liegealter aus (Abb. C2.2). Je länger die Kippe liegt, um so schwerer (Zunahme der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte) werden die Sulfate, was die ablaufende Sulfatreduktion belegt. Dieser Zusammenhang wird auch durch die untersuchten Porenwässer untermauert (Abb. C2.3). Mit zunehmendem Kippenalter werden die gelösten Sulfate sowohl für die ASK, als auch für die AFBK immer schwerer. Dies ist ein Hinweis auf die ablaufende Sulfatreduktion.

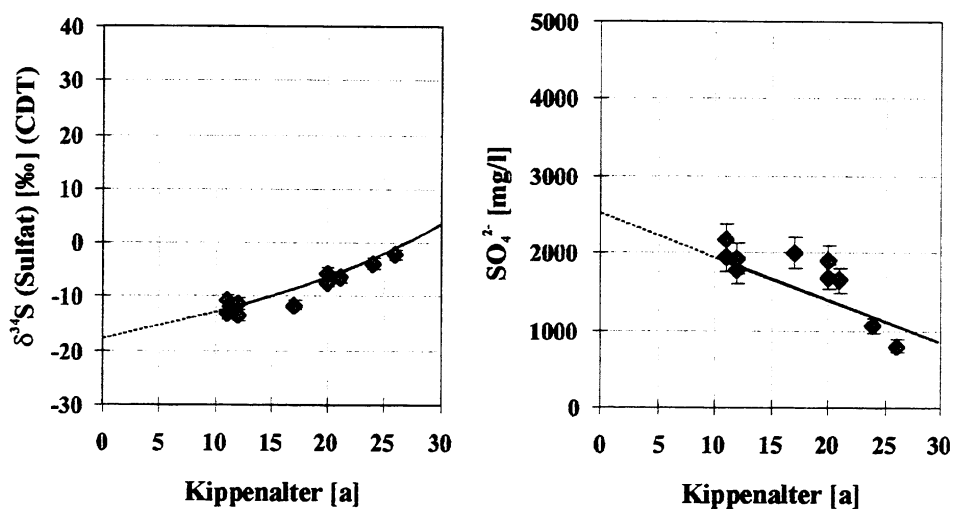


Abb. C2.2: $\delta^{34}\text{S}$ -Werte und Sulfatgehalt an Kippengrundwassermessstellen der ASK Zwenkau/Cospuden (KNÖLLER [2000])

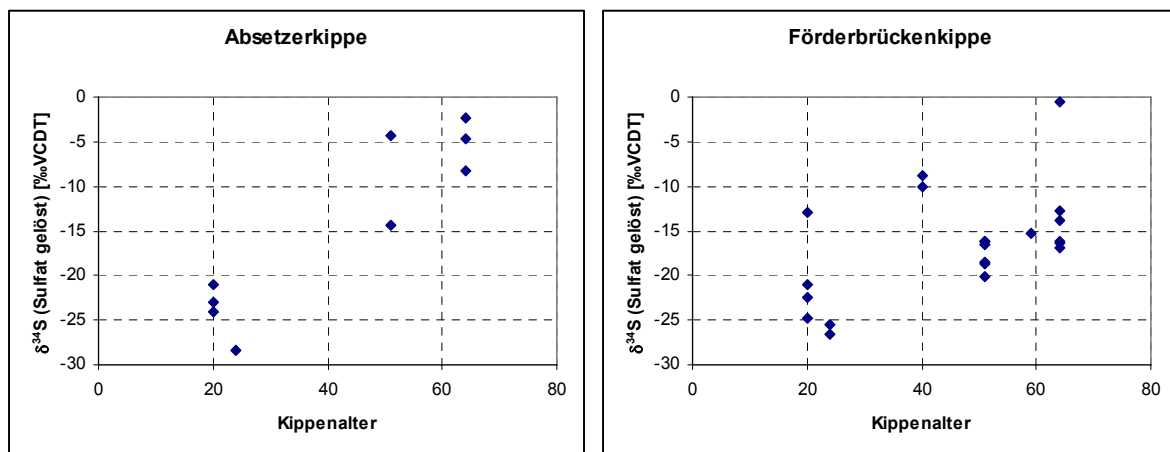


Abb. C2.3: $\delta^{34}\text{S}$ - Schwefelisotopie von gewonnenen Porenwässern der Kippe Zwenkau in Abhängigkeit vom Kippenalter – links Absetzer- und rechts Förderbrückenkippe aus TUBAF [2006]

C2.1.2.4 Ergebnisse Gasphase

Für die Altkippe Zwenkau wurden an RKS im Teufenbereich von 1m CO₂-Gehalte von 7-10 Vol% nachgewiesen, verbunden mit O₂-Gehalten von 6-11 Vol%. Dabei nehmen die CO₂-Gehalte im Liegenden weiter zu (13 Vol% bei 3m Teufe). Die $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur von ca. – 21‰_{PDB} des CO₂ weist auf die mikrobielle Umsetzung von tertiärem C_{org} hin. Die Gasphasenanalysen im Teufenbereiche von 3 bis 8 m an tiefen Kippenbohrungen weisen CO₂-Gehalte von 13-20 Vol% nach mit $\delta^{13}\text{C}$ = -13 bis -21‰_{PDB}. Diese etwas schwereren Signaturen sind wahrscheinlich auf stellenweise Karbonatpufferung und/oder die Aktivität CO₂-verwertender (autotropher) Mikroorganismen (Sulfatreduktion/ Methanbildung) zurückzuführen.

C2.1.2.5 Ergebnisse Mikrobiologische Untersuchungen

Durchgeführte Batchversuche mit Kippenmaterial zeigen, dass die standorteigenen Mikroorganismen unter idealisierten Bedingungen (Zugabe Fe-Citrat, Nährstoffe) zur schnellen Sulfatreduktion in der Lage sind. Dabei läuft diese nahezu parallel zur Eisenreduktion ab. Abb. C2.4 verdeutlicht exemplarisch die Zunahme der Fe²⁺-Gehalte (Eisenreduktion) bei gleichzeitiger Abnahme der Fe_{ges}- und Sulfat-Gehalte (Sedimentschwarzfärbung/ Sulfatreduktion). Weiterhin wird das typische Ansteigen der ³⁴S-Isotopensignatur am Restsulfat offenbar. Nach dem Versuch wurden neugebildete Sulfidfestphasen am Feststoffmaterial nachgewiesen (Abb. C2.5).

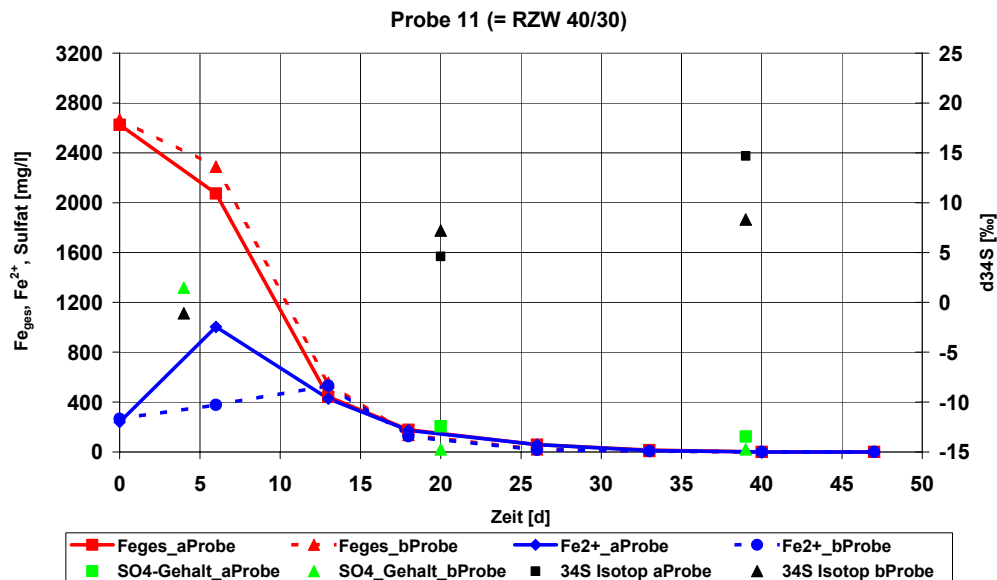


Abb. C2.4: *FeRB/ SRB-Mikrokosmenversuche (Proben 11) – zeitliche Entwicklung der Fe²⁺-, Fe_{ges}-, SO₄-Gehalte und Sulfatisotopie aus TUBAF [2008].*

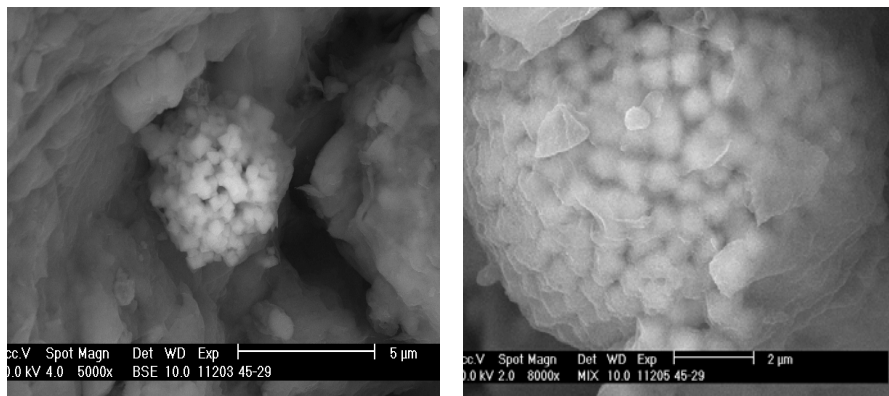


Abb. C2.5: *Neugebildete, framboidale Fe,S-Phasen am ausgebauten Feststoff nach Versuchsende – REM Untersuchungen aus TUBAF [2008]*

C2.1.2.6 Ergebnisse Geochemisch-Bodenphysikalische Vorfeldbilanzierung

Die Vorfeldbilanzierung für Kippen des Südraums Leipzig (Abb. C.2.6 nach DILBAT & HOTH [2006] aus HOTH ET AL. [2007]) zeigt für den Standort die höchsten mittleren Schwefelgehalte. Am Parameter „hydrolytische Acidität“ wird jedoch deutlich, dass die Aciditätsgenerierung nicht einfach durch den Schwefel-(Pyrit)gehalt beschrieben werden kann. Auf Grund der relativ feinkörnigen Materialien (Pelitgehalt - schlechtere Verwitterungszugänglichkeit in Folge höherer Wassersättigung) und der erhöhten Karbonatgehalte kommt es zur geringeren Aciditätsgenerierung („hydrolytische Acidität“). Eine Ausnahme bildet jedoch der Bereich des Tagebausees Cospuden, hier zeigt die Bilanzierung erhöhte Aciditäten.

Die bilanzierten mittleren TOC-Gehalte des Abraums (nicht abgebildet) liegen für den Westteil der Kippe und den Bereich des Tagebausees Cospuden im Niveau zwischen 1 bis 1,5 Ma%. Für den Ostteil und den alten Kippensüdteil steigen die Werte auf 2 bis max. 2,5 Ma% an.

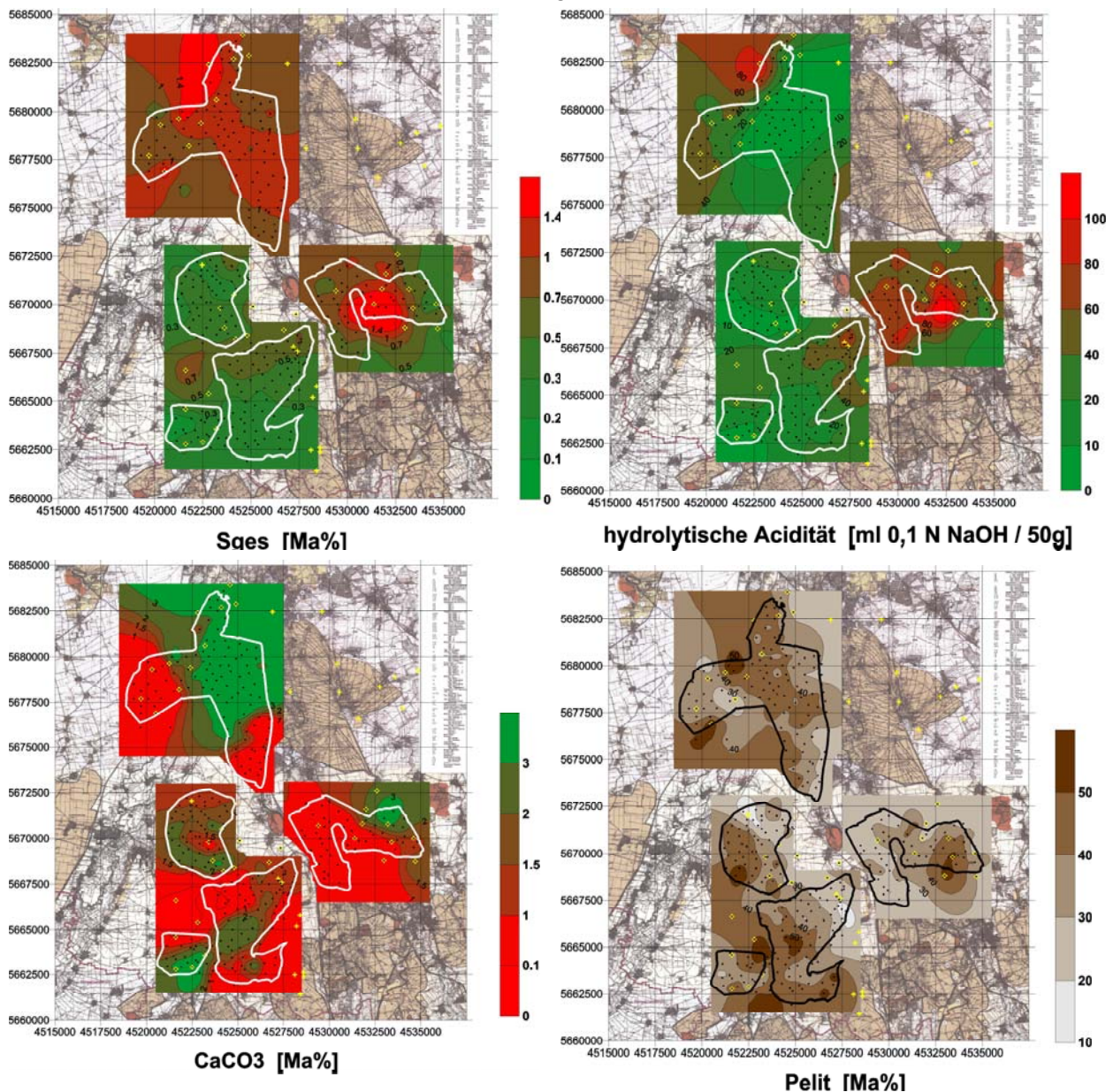


Abb. C2.6: Vorfeldbilanzierung der Parameter S_{ges} , $CaCO_3$ - und Pelitgehalt sowie hydrolytische Acidität für ausgewählten Tagebaufelder des Südraum Leipzig – Zwenkau/Cospuden (jeweils im Norden), „Vereinigt Schleenhain“ (jeweils im Süden), Witznitz (jeweils im Osten)

C2.1.2.7 Feststoffuntersuchungen

An den untersuchten Kernen tieferer Kippenbohrungen (TUBAF [2006]) wird bezüglich der TOC-Gehalte ein deutlicher Unterschied zwischen der ASK, mit sehr hohen Gehalten (zumeist > 5 Ma%) und der AFBK mit einem Niveau von 0,5 bis 1 Ma% deutlich. Im Gegensatz dazu ist in der ASK nahezu kein TIC vorhanden, während in der AFBK TIC-Gehalte von 0,1 – 0,6 Ma% nachgewiesen werden. Dieses niedrigere Niveau der TIC-Gehalte in der AFBK, im Vergleich zu den Vorfeldbilanzen ist auf die bereits erfolgte Pufferung der generierten Acidität zurückzuführen.

Die Schwefelfeststoffgehalte liegen, abgesehen von der Verwitterungszone, im übergroßen Teil in der Fraktion des reduzierten Schwefels ($S_{550^{\circ}\text{C}}$) vor. Diese Aussage ist bedeutend, auch wenn es zu Problemen bei der genauen Aufteilung zwischen Disulfiden, Monosulfiden und dem reduzierten organischen Schwefel kam. Den Analysenergebnissen nach liegt der Großteil in organischer Form vor.

Es wurden ebenfalls sequentielle Extraktionen (vgl. **KORA-MS Nr. 3.1.1**) am Feststoffmaterial durchgeführt. Hierbei ergibt sich als ein Hauptergebnis, dass die Mobilität der relevanten Spurenmetalle (Ni, Zn, Co) in den reduktiven Kippenprofilbereichen deutlich abnimmt (siehe TUBAF [2006]).

C2.1.2.8 Weitere Untersuchungen am Standort

Es erfolgte vor allem die weitere Kennzeichnung des organischen Kohlenstoffs, zum einen in der Lösung, zum anderen am Feststoff. Hierzu wurde der heißwasserlösliche Kohlenstoff (C_{HWL}) am Feststoff, als Abbild des mikrobiell verfügbaren Kohlenstoffs, mit der DOC-Charakteristik der Kippenwässer, mittels Gelchromatographie (LC-OCD), verglichen. Die sich dabei offenbarenden Unterschiede lassen auf den mikrobiellen Umbau rückschließen.

Weiterhin wurden umfangreiche Säulenversuche zum ENA-Vorgehen durchgeführt. Abgeleitet aus den Erkenntnissen zur Limitierung der NA-Prozesse wurden zum einen alkalinisierende Fremdstofffluide eingesetzt, zum anderen reaktive Carbokalkzonen für den Übergangsbereich zu Oberflächengewässern untersucht. Sowohl die Na-basierten Fremdstofffluide (NaHCO_3 mit Di-Carbonsäurenmix als verwertbare C-Quelle), als auch das reaktive Carbokalkmaterial beförderten die ablaufende Sulfatreduktion deutlich. Es konnte eine klare Absenkung der an den auslaufenden Kippenwässern zu leistenden „Alkalinitätsarbeit“ (Anhebung auf $\text{pH} = 6,5$) gezeigt werden. Die detaillierte Darstellung der Ergebnisse findet sich in TUBAF [2008].

C2.1.3 Bewertungskonzept – Zuordnung zur Standortkategorie

Die Zuordnung erfolgt an Hand der in Kap. B2.2 aufgezeigten Prüfkriterien. Die mittleren relevanten Gehalte ergeben sich dabei aus den Vorfeldbilanzierungen (siehe Kap. C2.1.2.6).

A) Potential zur Aciditätsgenerierung

- Die mittleren S_{red} -Gehalte des Abraums im Vorfeld machen zumeist etwa 80 – 90 % der S_{ges} -Gehalte aus und bewegen sich somit zwischen 0,7 und 1 Ma%. In Bezug zu Abb. B2.1 ist somit festzuhalten, dass dieser Standort $\Rightarrow$ hohe bis sehr hohe Schwefelgehalte aufweist.
- Die mittlere Zusammensetzung des Abraums weist Pelitgehalte (Summe der Schluff- und Tonfraktion) von 30 bis 50 Ma% auf $\Rightarrow$ es handelt sich somit um fein- bis sehr feinkörnige Substrate.

- Zusammenführend ergeben sich bezüglich Standortkriterium A) zwar (sehr) hohe Schwefelgehalte. Auf Grund der feinkörnigen Substrate führen diese jedoch „nur“ zu einem mittleren bis hohen Potential zur Aciditäts-(Schadstoff)generierung.
- Anders verhält es sich bei lange offen liegenden Böschungen und temporäre Kippenoberflächen von Tertiärmaterialien (Verwitterungszonen) die auf Grund der sehr hohen Schwefelgehalte zumeist extreme Verwitterungserscheinungen aufweisen.

B) Potential zur Wiederfestlegung der Acidität

- Die mittleren TIC-Gehalte des Abraums im Vorfeld zeigen eine starke Varianz. Während im Westteil und vermutlich im Südteil (dieser bereits vor 1960 überbaggert) die Karbonatgehalte bei < 0,1 Ma% liegen, ist für den zentralen und NO-Teil von Gehalten bis > 2 Ma% auszugehen.
- Die mittleren TOC-Gehalte des Abraums im Vorfeld liegen zwischen 1 und 2 Ma%. In Bezug zu Abb. B2.2 ergibt sich somit die Zuordnung zu hohen bis sehr hohen TOC-Gehalten.

Zusammenführend besitzt der Kippenstandort Zwenkau/ Cospuden ein insgesamt hohes bis sehr hohes Wiederfestlegungspotential der generierten Acidität und damit der Schad- und Problemstoffe. Dies resultiert dabei sowohl aus der Karbonatpufferung, als auch aus dem Potential für den Ablauf reduktiver Prozesse.

C) Bergbautechnologischer Einfluss

- Auf Grund der angewandten Technologie (Förderbrücke – erste ihrer Art in Mitteldeutschland) ist davon auszugehen, dass die Sauerstoffexposition vergleichsweise gering war ⇒ das Potential A) wurde also bergbautechnologisch **nicht verstärkt**.
- Die angewandte Technologie führte vor allem auf Gewinnungsseite zur vergleichsweise guten Homogenisierung der Kippsubstrate. Dies bewirkt ⇒ ein erhöhtes Potential B) zur Wiederfestlegung der generierten Acidität.

Zusammenfassend wird bergbautechnologisch das System eher günstig beeinflusst.

C2.1.4 Anwendung des Bewertungskonzeptes – Stufe I

Nach der grundlegenden Einschätzung durch Zuordnung zu einer Standortkategorie erfolgt jetzt die Bewertung der Stufe I.

C2.1.4.1 Nachweis reduktiver Zonen an Vertikalaufschlüssen

- Im Liegenden der Verwitterungszonen sind sowohl in der Absetzerkippe (ASK) als auch in AFBK (Förderbrückenkippe) solche reduktive Zonen an Hand der Feldelutionsergebnisse ausweisbar.
- Diese zumeist an tieferen Kippenbohrungen gewonnenen Erkenntnisse (siehe TUBAF [2006]) lassen sich auch durch RKS-Untersuchungen im Zwenkauer Altkippenbereich untersetzen (bis jetzt unveröffentlichte Ergebnisse).

Zusammenfassend ist festzuhalten, das Nachweiskriterium A) der Stufe I wird erfüllt.

C2.1.4.2 Indizien für reduktive Prozesskette/ Sulfatreduktion an Hand der Hauptparameter des Grundwassermonitoring-Messnetzes

- Die Kippengrundwässer zeigen pH-neutrale bis schwach saure Verhältnisse. Das Stadium der Fe-Reduktion ist auf Grund der vollständig als Fe^{2+} vorliegenden Fe-Gehalte allgegenwärtig.
- Generell liegen die Fe- und Sulfatgehalte des Kippenkörpers erheblich unter dem Gehaltsniveau der Verwitterungszonen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Hauptparameter des Kippengrundwassermonitorings Indizien für den Ablauf der reduktiven Prozesskette bis zur Sulfatreduktion aufweisen. Somit ist das Nachweiskriterium B) der Stufe I ebenfalls erfüllt.

Am Standort wird jedoch auch bewusst, dass unbedingt eine Unterscheidung zwischen dem eigentlichen Kippenkörper und Verwitterungszonen zu treffen ist.

C2.1.4.3 Indizien für reduktive Prozesse an der Kippengasphase

- An den untersuchten RKS werden deutlich erhöhte CO_2 -Gehalte nachgewiesen. Dies geht konform mit denen an Hand der Feldelutionen gewonnenen Erkenntnissen.
- Die $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopensignatur des CO_2 in der Gasphase weist die Umsetzung organischer Substanz als generierenden Hauptprozess aus.

Somit ist festzuhalten, dass auch Nachweiskriterium C) der Stufe I erfüllt wird.

Insgesamt ergibt sich, dass an Hand der Untersuchungsergebnisse der Stufe I weiterführende Untersuchungen der Stufe II klar zu empfehlen sind.

C2.1.5 Anwendung des Bewertungskonzeptes – Stufe II

Die nachfolgenden Untersuchungsergebnisse der Stufe II sind wie folgt zu bewerten:

D) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengrundwasserbeschaffenheit

- In allen Messstellen, die nicht den Verwitterungszonen zuzuordnen sind, wird der Nachweis von Sulfid geführt. Es wird ein abgesenktes Niveau der Fe- und Sulfatgehalte in den Kippengrundwässern aufgezeigt.
- Die $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopie des gelösten Sulfats an Kippengrund- und -porenwässern zeigt in Abhängigkeit vom Kippenalter den typischen Effekt schwerer werdender Isotopensignaturen, als Nachweis der ablaufenden Sulfatreduktion.
- Der Vergleich zwischen heißwasserlöslichem TOC und der Charakteristik des gelösten DOC in den Kippengrundwässern weist den mikrobiellen Umbau und damit die Stellung der mikrobiellen Verwertung der tertiären organischen Substanz als Motor der reduktiven Prozesskette nach.
- Mit Ausnahme der Verwitterungszonen kommt es bezüglich der Spurenmetalle zu keiner Überschreitung der Maßnahmenschwellenwerte nach LAWA [1994].

Nachweiskriterium D) in Stufe II, zur unteretzten Bewertung des Ablaufs der Sulfatreduktion an der Kippengrundwasserphase wird somit erfüllt.

E) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengasphasenbeschaffenheit

- Auch an tiefen Bohrungen wird an Hand der Gasphasenbeschaffenheit der Ablauf von Schad-/Problemstoffminderungsprozessen ersichtlich.
- Die Isotopensignatur des CO₂ weist eine Kombination aus mikrobieller Umsetzung der tertiären organischen Substanz und Karbonatpufferungsprozessen als Generierungsprozess des CO₂ aus.

Nachweiskriterium E) in Stufe II zur untersetzten Bewertung der Kippengasphasenbeschaffenheit wird ebenfalls erfüllt.

F) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der erbohrten Kippenmaterialien

- Die teufenorientierte Analyse der Porenwässer bekräftigt die Aussagen, die in Stufe I bereits an Hand der Feldelutionen getroffen wurden.
- Dies wird weiterhin durch die Ergebnisse der Charakterisierung der Kohlenstoff- und Schwefelbindungsform gestützt. Der Großteil des Schwefels liegt in reduzierter Form vor.
- Auf Grund der an sich hohen Schwefelausgangsgelalte kann jedoch ein eindeutiger Nachweis von Sulfidfestphasen-Neubildungen an Hand der Schwefelfeststoffisotopie nicht geführt werden. Dies hängt auch mit den Schwierigkeiten bei der Abgrenzung und Messung der AVS-Fraktion zusammen.

Nachweiskriterium F) in Stufe II stützt die an der Kippengrundwasserphase gewonnenen Erkenntnisse (Nachweiskriterium D) und wird somit auch erfüllt.

G) Geochemisch-Bodenphysikalische Vorfeldbilanzierung

- Diese Bilanzierung bekräftigt und untersetzt fundiert die bereits bei der Standortkategorisierung getroffenen grundlegenden Aussagen:
- Zwar ergeben sich für den Kippenstandort Zwenkau/Cospuden sehr hohe mittlere Schwefelgelalte, aber auf Grund der Feinkörnigkeit der Sedimente kommt es nicht zu einer hohen Aciditätsgenerierung.
- Als Ausnahme ist diesbezüglich der Bereich um den entstandenen Tagebausee Cospuden zu sehen, für den die Bilanzierung wesentlich höhere Aciditäten aufzeigt.
- Die Wiederfestlegungspotentiale sind auf Grund der generellen mittleren TOC-Gelalte des Abraums als hoch einzustufen. Dabei werden an Hand der TOC-Gelalte höhere Festlegungspotentiale für den Kippenost- und den alten Kippensüdteil ausgewiesen.

Nachweiskriterium G) weist auf Grund der Wiederfestlegungspotentiale den Standort als für natürliche Schad-/Problemstoffminderung prädestiniert aus.

H) Mikrobiologische und weitere Untersuchungen

- Es wurde gezeigt, dass die Standort-Biozönose der Mikroorganismen unter idealen Bedingungen zu einer sehr effektiven und schnellen Sulfatreduktion mit der damit verbundenen Schad- und Problemstofffestlegung in der Lage ist. Der Nachweis der dabei ablaufenden, schnellen Greigitbildung ist diesbezüglich ein wichtiger Punkt.

- Die umfangreichen ENA-Untersuchungen haben weiterhin die Möglichkeit des Anschubs dieser natürlichen Schad- und Problemstoffminderungsprozesse aufgezeigt.

C2.2 Altkippe Plessa (Niederlausitzer Revier)

C2.2.1 Kurzvorstellung Standort

Die Altkippe Plessa befindet sich im Südwestteil des Niederlausitzer Braunkohlereviers. Die Untersuchungen erfolgten im Südteil der Kippe, zwischen den Restseen 107 und 108/109. Dieser Bereich weist eine Liegezeit von ca. 80 Jahren auf. Die angrenzenden ca. 1945 entstandenen Seen gehören mit pH-Werten von 2,3 – 2,8 zu den sauersten Bergbauseen des Niederlausitzer Reviers.

Im zwischen ca. 1897 und 1956 betriebenen Tagebau wurde das miozäne Unterflöz mit einer Mächtigkeit von 5 bis 8 m gebaut. Im Tagebau kam die erste AFB des Niederlausitzer Reviers (ab 1920iger bzw. 1930iger Jahre) zum Einsatz. Die Kohle wies einen hohen Xylitanteil auf und war unterlagert von braunen, sandigen Tonen. Im Hangenden des Flözes waren teilweise mächtige Tonschichten vertreten, so dass neben dem Kohleabbau auch die Gewinnung von Ton erfolgte. Insgesamt ist von einer vergleichsweise geringmächtigen Kippe auszugehen.

Der Kippenstandort repräsentiert typische Verhältnisse des Lausitzer Reviers mit karbonat-freiem Tertiärabraum.

C2.2.2 Fachliche Vorgehensweise – Hauptergebnisse am Standort

Nachfolgend werden die Hauptergebnisse am Standort kurz vorgestellt. Eine detaillierte Darstellung ist dem Kap. C.1.1 des Abschlussbericht des Themas (TUBAF [2008] – siehe beigefügte CD) zu entnehmen.

C2.2.2.1 Untersuchungsgebiet – Feldelution – Nachweis von Reduktionszonen

Die Vielzahl der niedergebrachten und zu Messstellen ausgebauten Rammkernsondierungen (RKS) im Standortbereich sind aus Abb. C2.7 ersichtlich. Die Ergebnisse der Feldelutionen an den erbohrten Materialien werden exemplarisch aus Abb. C2.8 deutlich.

In den Feldeluatungen aller Bohrungen der Transekte II, III und IV (exemplarisch Abb. C2.8) zeigt sich unterhalb einer oxidativen Zone (bis ca. 3m Teufe), zum Liegenden hin ein reduzierteres Milieu (fallende pE-Werte). Die pH-Werte steigen jedoch nur allmählich auf bis zu 5 an. Das Erreichen des pH-Wert-Niveaus von 4 bis 5 war gekennzeichnet durch Einsetzen von H₂S-Geruch und Sediment-Schwarzfärbung (FeS-Bildung).

Demgegenüber ist in Transekte I das reduktive Milieu weniger ausgeprägt.

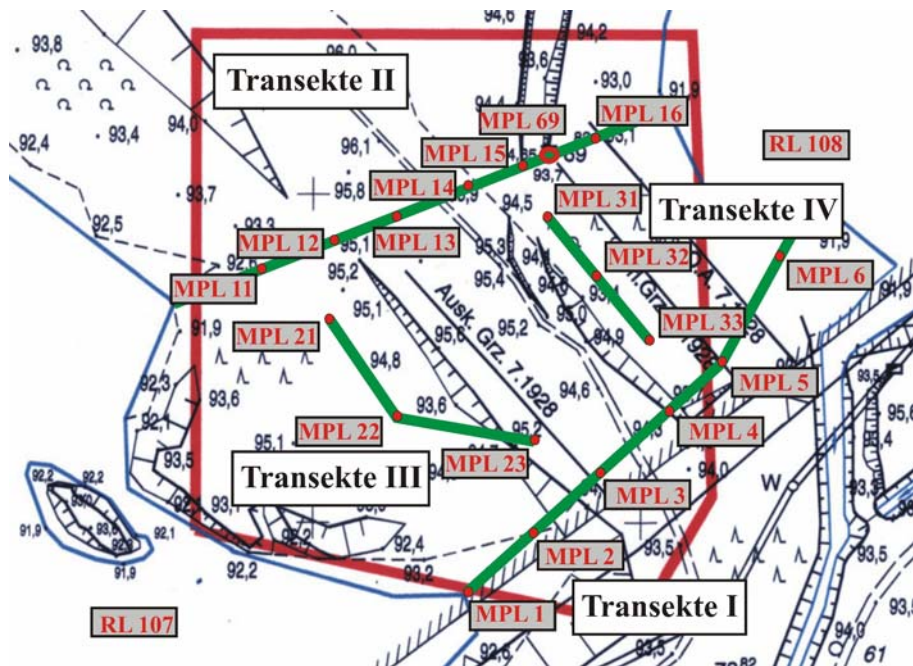


Abb. C2.7: Lage der Rammkernsondierungen und ausgebauten Kippengrundwassermessstellen im Bereich des Südteils Altkippe Plessa (zwischen RL 107 und 108/109) aus TUBAF [2008]

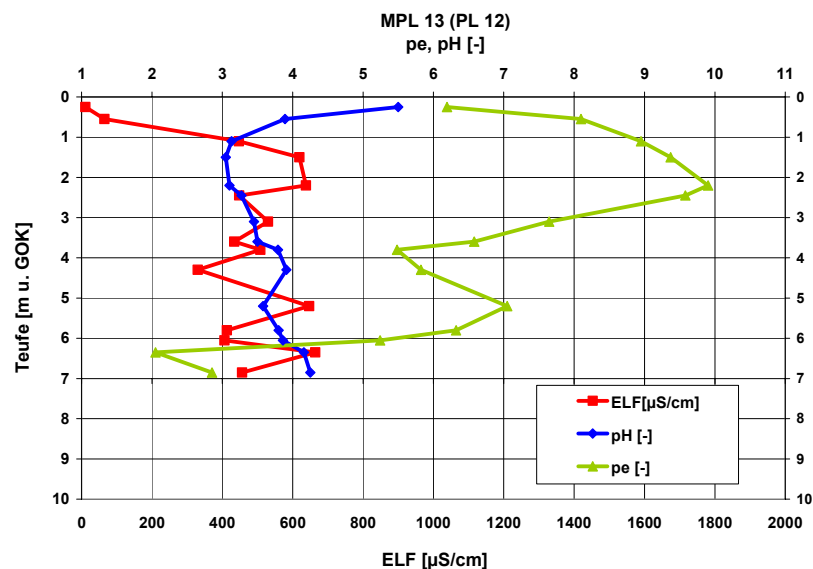


Abb. C2.8: Feldelution Messstelle MPL 13 (RKS PL 12) – pH-Wert, ELF, pE-Wert aus TUBAF [2008]

C2.2.2.2 Ergebnisse Wasserphase

Die Kippengrundwässer des Untersuchungsgebietes sind Fe/ Ca und SO_4 / DIC geprägt. Die pH-Werte liegen zwischen 3 und 5 und sind damit deutlich höher, als die der angrenzenden Restseen. Die Hydraulik am Standort ist kompliziert, mit schwankenden, stellenweise sich umkehrenden Strömungsverhältnissen, die durch schwankende Wasserstände der Restseen und die Bewirtschaftung des angrenzenden Floßgrabens hervorgerufen werden. Diese Fließverhältnisse konnten nur durch $^{18}\text{O}/^2\text{H}$ -Messungen am Wasser genauer charakterisiert werden. Generell erfolgt zumeist ein Durchfließen des Kippenkörpers durch Restseewasser von RL 107 in Richtung Floßgraben.

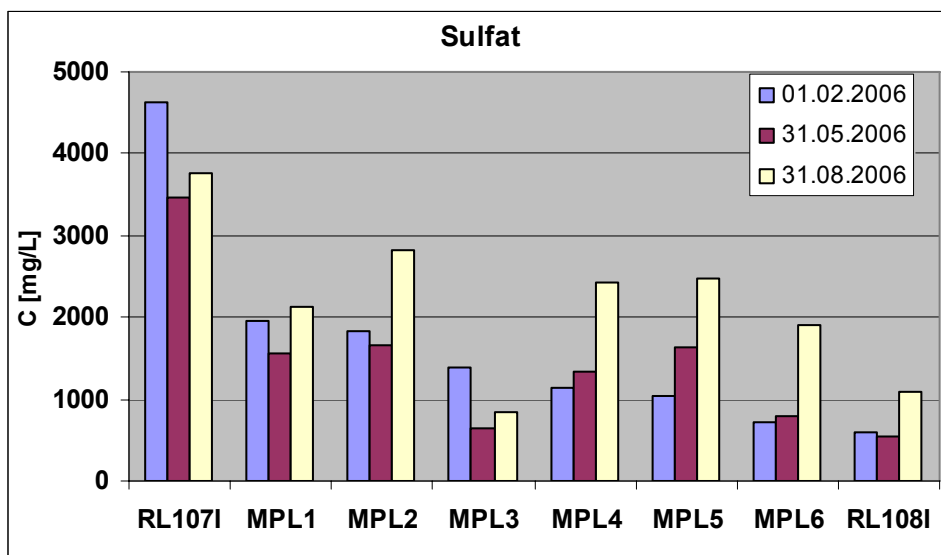


Abb. C2.9: Transekte I – Sulfatkonzentrationen der Kippenmessstellen und RL107 und 108

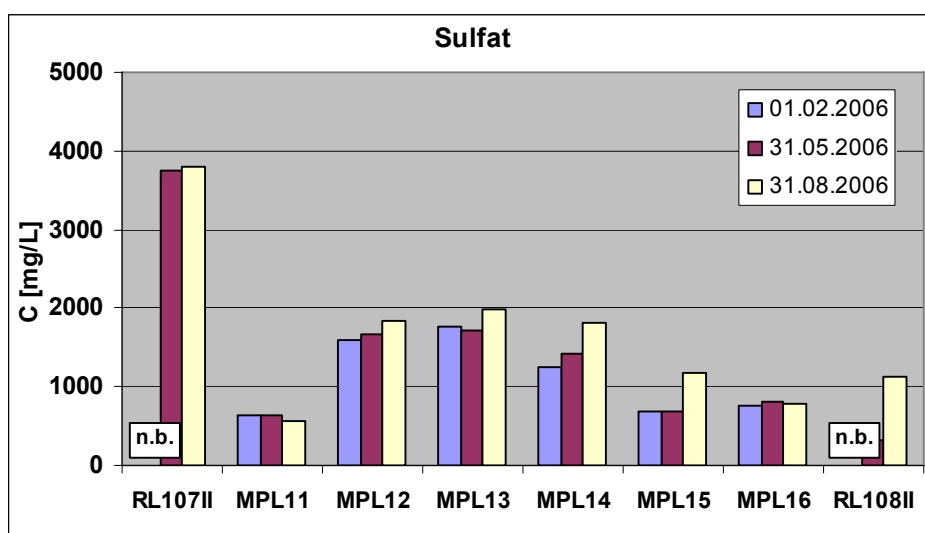


Abb. C2.10: Transekte II – Sulfatkonzentrationen der Kippenwassermessstellen und RL 107 und 108

Sowohl für die Sulfat-, als auch für die Eisenkonzentrationen (nicht dargestellt) wird dass deutlich abgesenkte Gehaltsniveau der Kippengrundwassermessstellen gegenüber dem einfließenden Restseewasser (RL 107) offenbar. In Transekte I nehmen die Sulfatgehalte (Abb. C2.9) aus Richtung Restsee 107 (RL 107) kontinuierlich von 2000 mg/l auf < 1000 mg/l (MPL 6) ab. In Transekte II sind die Sulfatgehalte (Abb. C2.10) etwas geringer bei zumeist < 1500 mg/l und erreichen in den reduzierten Bereichen (MPL 11, 15, 16) sogar Werte bis ca. 700 mg/l. Für beide Transekten sind jahreszeitliche Schwankungen der Gehalte zu beachten.

Eisen liegt im Gegensatz zu den Restseen in beiden Transekten vollständig in reduzierter Form vor (Niveau 200 – 500 mg/l). Dies kennzeichnet die ablaufende Eisenreduktion im Kippengrundwasserkörper. An allen Messstellen wird Sulfid, als Indikator der Sulfatreduktion, in den Kippengrundwässern nachgewiesen (Niveau 60 – 600 µg/l).

In den stärker oxidativ geprägten Bereichen (Transekte I, MPL 12, 13) werden die zum Vergleich herangezogenen Maßnahmenschwelienwerte nach LAWA [1994] gerade für Nickel und stellenweise für Zn überschritten. Demgegenüber liegen in denen stärker durch Reduktion

gezeichneten Messstellen MPL 11, 15, 16 die Werte für Ni, Zn, Co immer unter diesen Maßnahmenschwellenwerten.

C2.2.2.3 Ergebnisse Schwefelisotopie an der Wasser- und Festphase

Die schwefelisotopischen Untersuchungen am Kippengrundwasser zeigen im Vergleich zum einfließenden Restseewasser deutlich schwerere $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopensignaturen (Abb. C2.11). Dies weist auf die ablaufende Sulfatreduktion hin. Vor allem die stark reduktiven Messstellen MPL 11 und 16 weisen sehr schwere Sulfate aus. Es wird an Hand der zeitlichen Schwankung auch eine Überprägung durch sekundäre Prozesse (veränderte Seewasserinfiltration, Sekundärminerallösung, Reoxidation) offenbar. Dies ist auch auf die Geringmächtigkeit des Kippengrundwasserleiters zurückzuführen.

Die positive Korrelation zwischen den $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Sulfats (Abb. C2.12) untersetzt den Nachweis der ablaufenden Sulfatreduktion. Diese Werte charakterisieren jedoch auch, dass die Reduktion noch nicht stark fortgeschritten ist, da sich ansonsten eine asymptotische Gleichgewichtseinstellung zur ^{18}O -Signatur des Wassers zeigen würde. Ein solcher Verlauf ist nur ansatzweise in Transekte II ersichtlich.

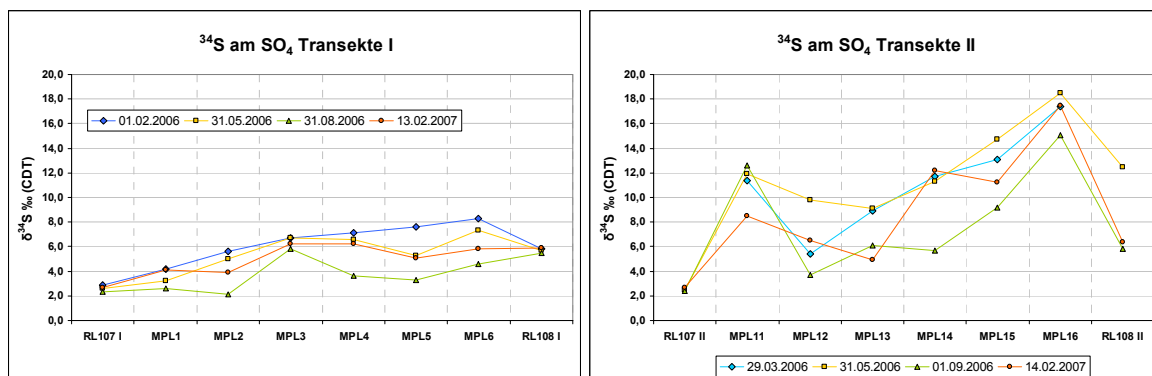


Abb. C2.11: $\delta^{34}\text{S}$ -Werte [‰_{CDT}] des gelösten Sulfats der Kippengrundwässer der Transekten I und II

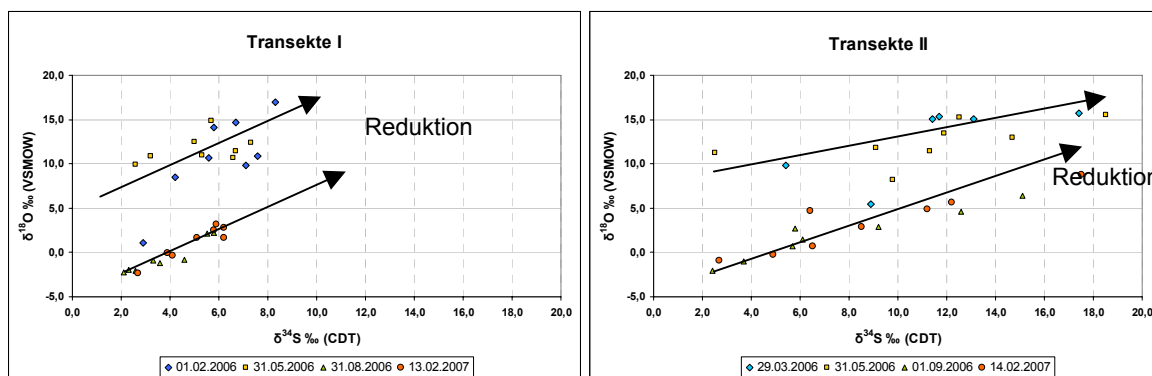


Abb. C2.12: Zusammenhang zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ [‰_{VSMOW}] und $\delta^{34}\text{S}$ [‰_{CDT}] des gelösten Sulfats der Kippengrundwässer der Transekten I und II (aus UFZ [2008], TUBAF [2008])

Diese isotopischen Nachweise an der Wasserphase werden noch durch die isotopische Signatur des Feststoff-Schwefelpools untersetzt. Die Häufigkeitsverteilung der isotopischen Zusammensetzung der reduzierten (CRS) und der oxidierten (Sulfate) Schwefelspezies unterscheidet sich am Kippenmaterial grundlegend (Abb. C2.13). Da es nur bei der mikrobiellen Sulfatreduktion/ Sulfidbildung zu einer solchen Isotopenfraktionierung kommt, aber nicht bei der Sulfidoxidation, ist dieser Unterschied eindeutig zu interpretieren: Die nachgewiesene CRS-Fraktion stellt neugebildete Sulfidphasen dar. Deren REM-Nachweis an erbohrten Materialien zeigt dann Abb. C2.14 exemplarisch auf.

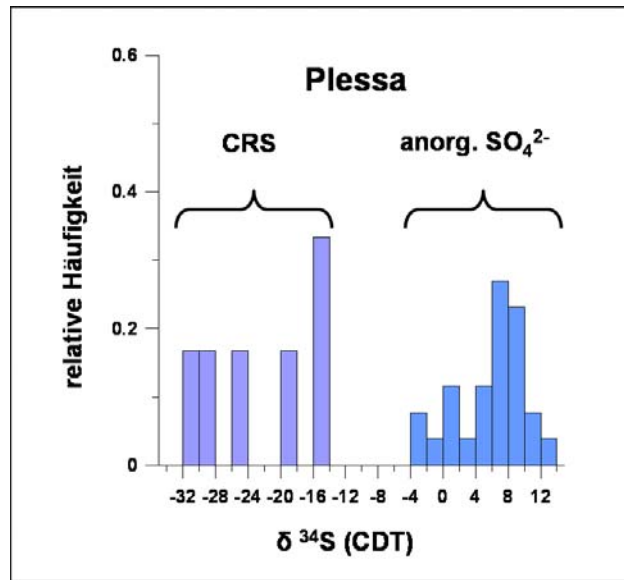


Abb. C2.13: Häufigkeitsverteilung $\delta^{34}\text{S}$ -Werte [‰_{CDT}] der Feststoffschwefelspezies CRS und Feststoff-Sulfat in den Sedimenten der Transekte II (aus UFZ [2008], TUBAF [2008])

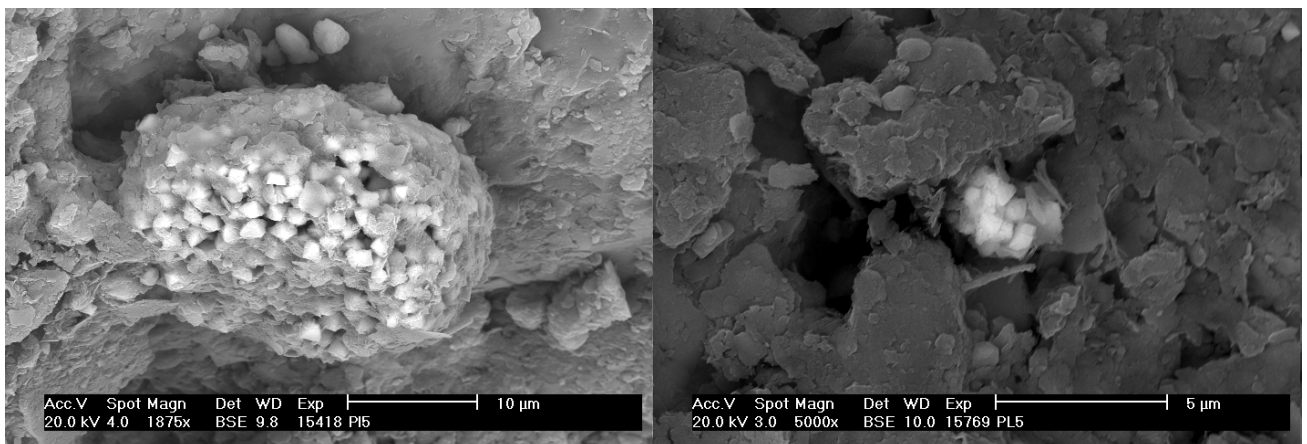


Abb. C2.14: Nachweis von framboidalen Sulfidphasen am erbohrten Kippenmaterial im Bereich Transekten I und II (aus TUBAF [2008])

C2.2.2.4 Ergebnisse Gasphase

Der Standort besitzt einen GW-Flurabstand von ca. 3-4 m. Dieser wird in Annäherung an die Restseen deutlich geringer. Die Gasprobenahmen erfolgten in etwa 1 m Teufe. Charakteristisch für den Standort sind die sandigen Substrate, die einen Gastransport (Sauerstoffanlieferung) gegenüber z.B. typischen mitteldeutschen Standorten stark begünstigen.

Es zeigen sich nur geringfügig erhöhte CO_2 -Gehalte der Kippengasphase von ca. 1 Vol%. Dementsprechend hoch sind die O_2 -Gehalte mit 20 Vol%. Die Ergebnisse für Teufen von ca. 2 m sind auch nur unwesentlich anders mit ca. 2 Vol% CO_2 . Die $\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$ -Isotopensignaturen des CO_2 weisen Werte von -21,0 ‰_{PDB} aus.

C2.2.2.5 Ergebnisse Mikrobiologische Untersuchungen

Mit Aufzuchtversuchen konnte gezeigt werden, dass die aus Wasserproben und erbohrten Kippenmaterialien entnommenen, standorteigenen Mikroorganismen zur Fe- und Sulfatreduktion in der Lage sind. Abb. C2.15 weist die Abnahme der Fe- und Sulfatgehalte in einem

Mikrokosmenansatz (Eluatansatz ohne Feststoff) unter idealisierten Bedingungen mit den ausgewiesenen Raten von bis zu $> 6 \text{ mg/l} \cdot \text{d}$ Sulfatreduktion nach.

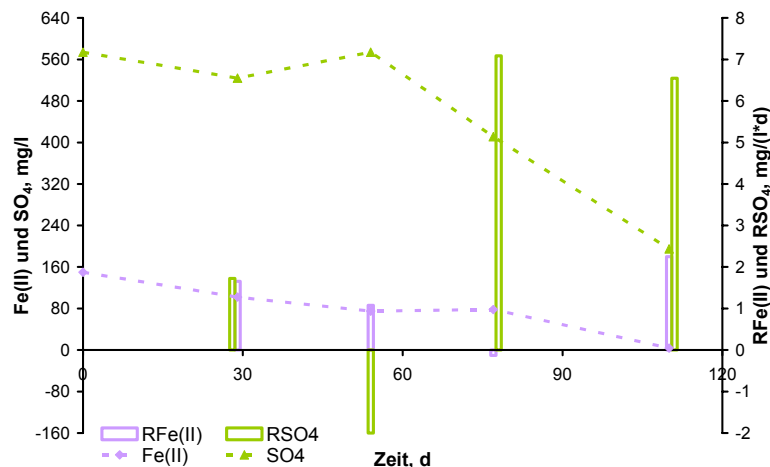


Abb. C2.15: Konzentrationen und Umsatzraten für Eisen und Sulfat im Versuchsansatz MPL11 (aus GEOS [2008], TUBAF [2008])

Es erfolgten weiterführend umfangreiche molekular-genetische Untersuchungen am Standort. Diese zeigten eine große Diversität von Mikroorganismen auf. Unter den nachgewiesenen Gruppen sind vor allem Fermentierer und acidophile Sulfatreduzierer hervorzuheben. Dieser erste ortskonkrete Nachweis von Sulfatreduzierern, die auch unter sauren Bedingungen leben können ist wissenschaftlich von großer Bedeutung.

C2.2.2.6 Großräumiges Monitoring

Ein weiterführendes großräumiges Monitoring verknüpfte eine vertiefte Analyse der Kippen-grundwasserphase mit der isotopischen Charakterisierung und einer mikrobiologischen Untersuchung. Ziel war es, die Ergebnisse in Abhängigkeit vom Kippenalter auszuwerten, um Aussagen zur zeitlichen Veränderung der hydrogeochemischen Verhältnisse in Folge reduktiver Prozesse treffen zu können. Die Untersuchungen erfolgten an ausgewählten Kippen-grundwassermessstellen des Brandenburgischen Monitoringraums B4 der LMBV (vgl. Abb. C2.16), welcher die Altkippe Plessa mit einschließt.

Abb. C2.17 weist die mit zunehmender Kippenliegezeit sinkenden Sulfat- und Eisengehalte im Kippen-grundwasser aus. Dabei wird die typische Anreicherung von ^{18}O im Sulfat (Abb. C2.18) mit schwerer werdender Isotopensignaturen von -5‰ auf $+5\text{‰}$ deutlich. Eine Anreicherung von schwerem ^{34}S im Restsulfat kann nicht beobachtet werden. Als Grund dafür ist eine nicht homogene Sulfatisotopenausgangssignatur anzunehmen. Diese beruht auf isotopisch unterschiedlichen verwitterten Ausgangspyriten. Demzufolge kann ^{34}S nicht als Kriterium herangezogen werden.

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte steigen mit zunehmendem Kippenalter von -11 auf -22‰_{PDB} an. Diese immer leichtere Isotopensignatur weist auf den zunehmenden Einfluss der mikrobiellen Umsetzung der tertiären organischen Substanz hin. Das dabei produzierte CO_2 erhöht somit die DIC-Gehalte und verändert deren Isotopensignatur.

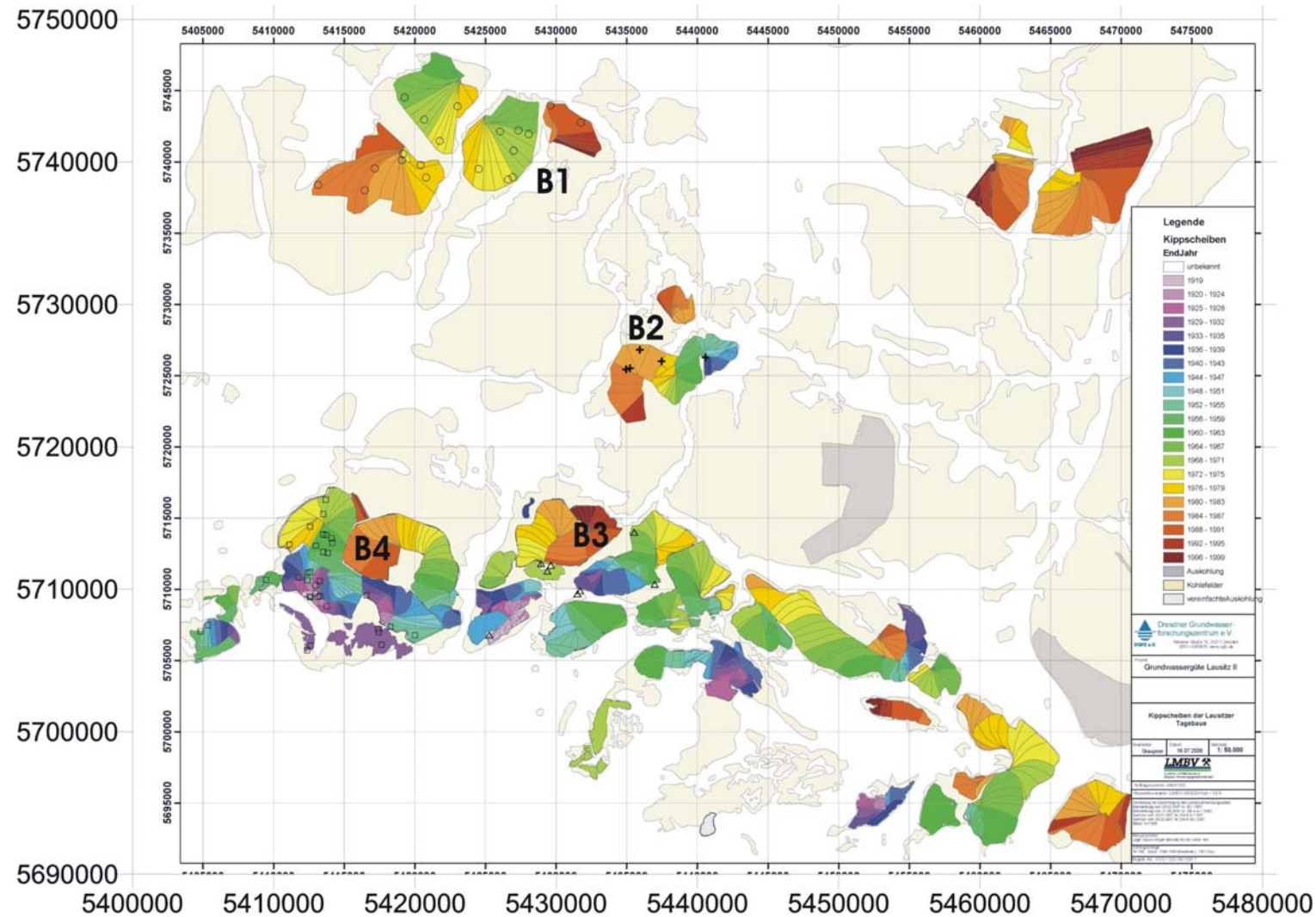


Abb. C2.16: Darstellung der Beobachtungsräume B1 bis B4 des LMBV-Gütemonitoringnetzes der Brandenburgischen Niederlausitz mit zugehörigem Kippenalter (Kartengrundlage DGFZ/LMBV)

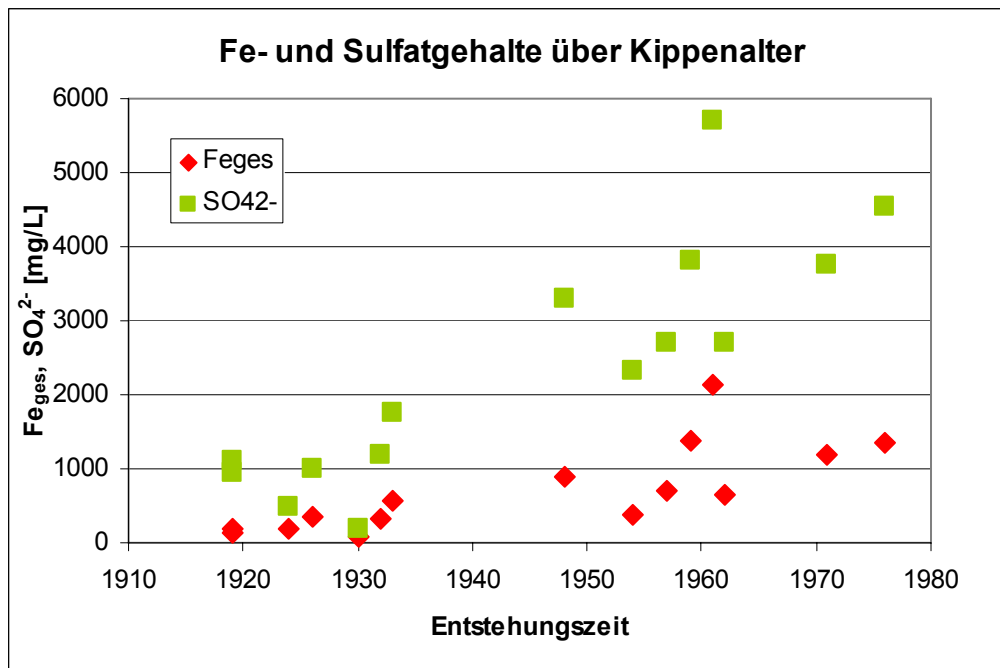


Abb. C2.17: Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Eisen- und Sulfatgehalte dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter

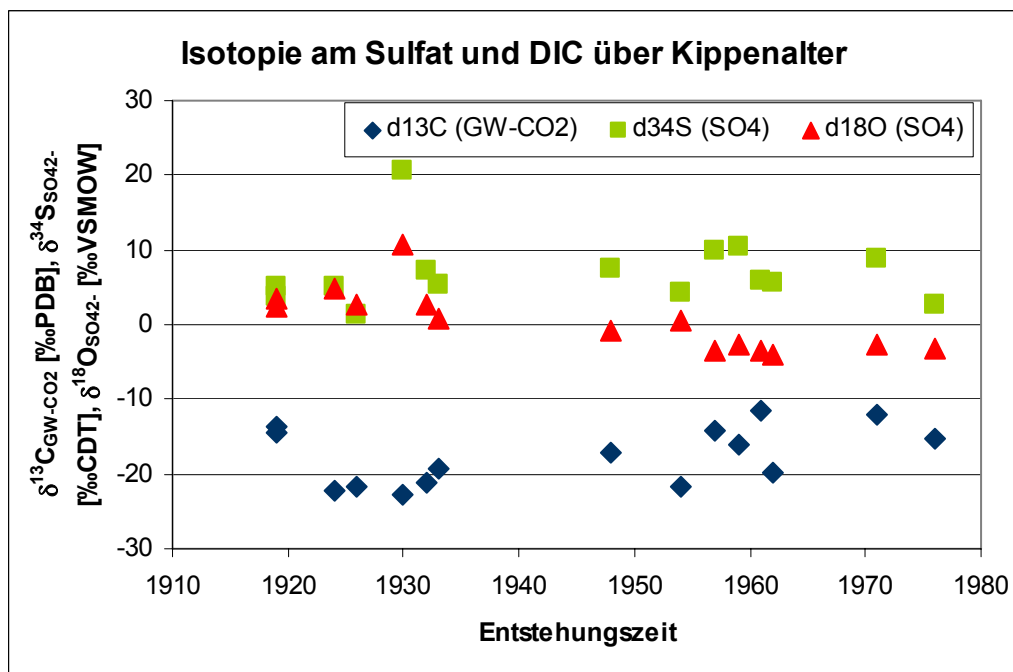


Abb. C2.18: Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Isotopie des Sauerstoffs und Schwefels am Sulfat sowie des Kohlenstoffs am DIC dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter

Die Mikrobiologische Aktivität von Sulfatreduzieren wurde durch selektive Keimzahlbestimmungen nachgewiesen. Alle drei angewandten Bestimmungsmethoden belegen sehr hohe Keimzahlen (Abb. C2.19) zwischen 10^5 und 10^9 ml⁻¹. An Hand der Methoden werden sowohl C_{org}-verwertende, als auch CO₂-verwertende Sulfatreduzierer nachgewiesen. Ein Trend der Keimzahlen über das Kippenalter lässt sich jedoch für keinen der drei Ansätze ableiten.

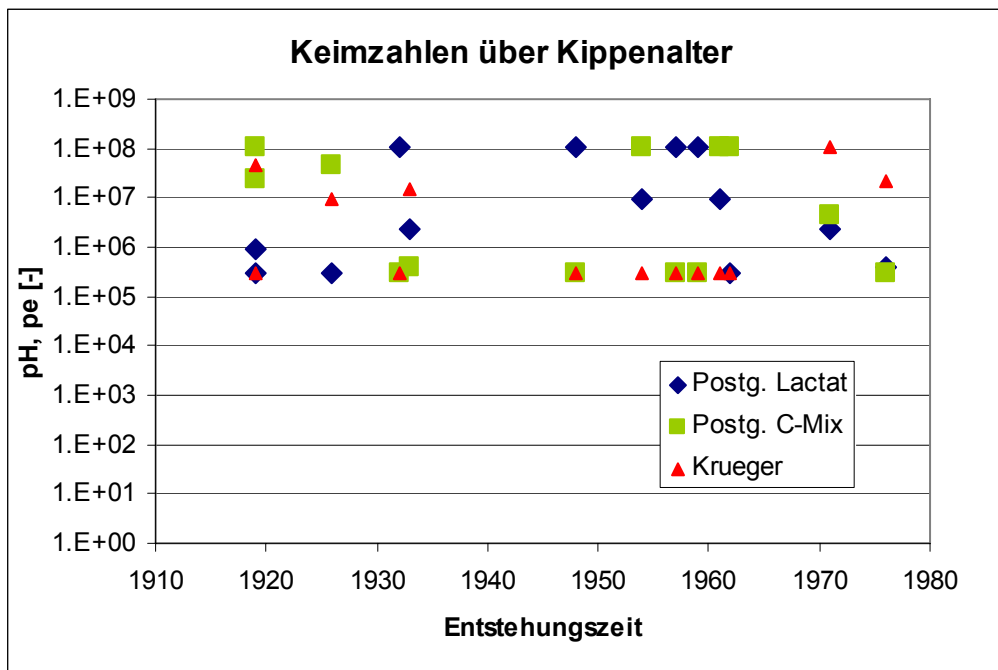


Abb. C2.19: Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Keimzahlen für Sulfatreduzierer (Postgate) und Autotrophier (Krueger) dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter

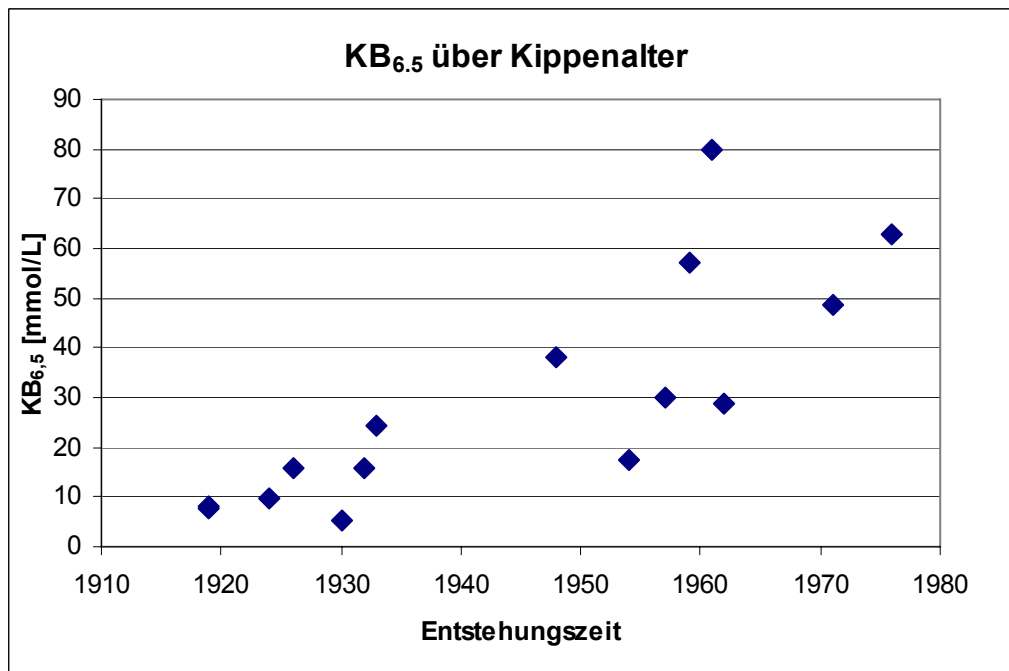


Abb. C2.20: Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring – Berechnete KB_{6.5}-Werte als Maß für die zu verrichtende „Alkalinitätsarbeit“ dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter

Zur Kennzeichnung der potentiellen Acidität der Kippenwässer wurde der KB_{6.5}-Wert nach Belüftung und Ausfällung von Fe(OH)_{3(a)} mit PHREEQC berechnet (Abb. C2.20). Dieser Wert kennzeichnet die „Alkalinitätsarbeit“ die zu verrichten ist, um die Kippengrundwässer bei Exfiltration in Oberflächengewässer mittels einer Base auf den pH-Wert von 6,5 anzuheben. Es zeigt sich eine Abnahme dieser KB_{6.5}-Werte von 60 bis 80 mmol/L in den jungen Kippenteilen auf < 10 mmol/L in den alten Kippenteilen. Damit wird eine deutliche Reduktion der potentiell zu behandelnden Acidität der Kippenwässer mit zunehmendem Kippenalter offenbar.

C2.2.2.7 Weitere Untersuchungen am Standort

Es erfolgte weiterhin eine intensive Untersuchung der mikrobiellen Verfügbarmachung der tertiären organischen Substanz, als Motor der reduktiven Prozesskette. Hier wurde nachgewiesen dass durch standorteigene Pilze es zur schnellen „Verflüssigung“ des TOC-Feststoffs kommen kann (GFI [2008], TUBAF [2008]). Die genauere Charakterisierung des DOC mittels Gelchromatografie (LC-OCD) lieferte Hinweise auf den mikrobiellen Umbau des DOC. Dies ist in Verknüpfung zum oben erwähnten Nachweis der Fermentierer zu sehen.

Die durchgeführten geophysikalischen Untersuchungen hatten zum Ziel eine flächenhafte Aussage zur Verbreitung von stärker verwitterten und reduktiveren Bereichen treffen zu können. Diese Ergebnisse und damit die Methodenanwendung bedarf jedoch aber noch einer weiteren Untersezung.

C2.2.3 Bewertungskonzept - Zuordnung zur Standortkategorie

Als erster Schritt in der Bewertung des Standorts erfolgt die Zuordnung zur Standortkategorie nach denen in Kap. B2.2 aufgezeigten Kriterien. Die Kennzeichnung der Abraumeinheiten bezüglich der relevanten Gehalte konnte nicht an den Vorfeldbeschaffenheiten erfolgen, da dazu keine Daten vorlagen. Es ergibt sich folgendes für den Standort „Kippensüdteil Plessa“:

A) Potential zur Aciditätsgenerierung

- Die analysierten mittleren S_{red} -Gehalte bewegen sich um 0,1 Ma% mit stellenweise höheren Gehalten bis zu 0,5 Ma%. In Bezug zu Abb. B2.1 ergibt sich $\Rightarrow$ ein niedriger bis mittlerer Schwefelgehalt.
- Die Substrate sind im Mittel überwiegend feinsandige Mittelsande. Die Freisetzung der vorhandenen potentiellen Acidität ist auf Grund der Körnung als „mittel“ einzustufen.

Zusammenführend ergibt sich für Standortkriterium A) ein mittleres Potential zur Schad-/Problemstoffgenerierung

B) Potential zur Wiederfestlegung der Acidität

- Für die Kippensedimente wird ein mittlerer TIC-Gehalt von $< 0,005$ Ma% analysiert. Sie sind somit, wie für Niederlausitzer Tertiärkippenmaterialien oftmals typisch, als karbonatfrei zu betrachten. In Bezug zu Abb. B2.2 sind sie somit in die unterste Kategorie einzuordnen.
- Die analysierten mittleren TOC-Gehalte bewegen sich zwischen 1,5 bis 3 Ma% mit stellenweise noch deutlich höheren Gehalten. In Bezug zu Abb. B2.2 ergibt sich somit die Zuordnung zu sehr hohen TOC-Gehalten.

Zusammenführend besitzt der Standort „Südteil Altkippe Plessa“ bezogen auf das Standortkriterium B) ein sehr hohes zur Festlegung durch reduktive Prozesse, aber kein Potential zur Karbonatpufferung

C) Bergbautechnologischer Einfluss

- Auf Grund des Alters der Kippe und der angewandten Technologie ist davon auszugehen, dass die Materialien langfristig exponiert waren $\Rightarrow$ das Potential A) wurde also eher verstärkt.

- Die vergleichsweise geringe Kippenmächtigkeit bei relativ groben Substraten führt zu einer guten Sauerstoffverfügbarkeit – weiterführenden Verwitterung/ Überprägung der Sulfatreduktion (vergleiche Gasphasenbeschaffenheit).
- An Hand der Technologie ist von keinen hohen Vermischungsgraden auszugehen.

Zusammenfassend wurde das System bezüglich des Schad-/Problemstoffminderungspotentials durch die angewandte Bergbautechnologie eher ungünstig beeinflusst.

C2.2.4 Anwendung des Bewertungskonzeptes – Stufe I

C2.2.4.1 Nachweis reduktiver Zonen an Vertikalaufschlüssen

- Es werden im Liegenden der Verwitterungszonen, im Bereich des eigentlichen Kippenkörpers, reduktive Zonen mittels Feldelution nachgewiesen.
- Für diese zeigt sich jedoch zumeist „nur“ ein Anstieg der pH-Werte, mit klarem Abfall der Redoxpotentiale (pE-Wert). Die elektrischen Leitfähigkeiten (ELF) ändern sich kaum.
- Demgegenüber ist für Transekte I, die eine Randschlauchstruktur repräsentiert, festzuhalten, dass diese deutlich stärker oxidativ geprägt ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass das Nachweiskriterium A) der Stufe I erfüllt wird, wenn auch nicht im vollen Umfang.

C2.2.4.2 Indizien für reduktive Prozesskette/ Sulfatreduktion an Hand der Hauptparameter des Grundwassermonitoring-Messnetzes

- Es ist festzuhalten, dass im Sinne der Untersuchungen der Stufe I die Grundwasserfließrichtung im Kippengrundwasserkörper nicht exakt zu klären ist.
- Basierend auf den Analysen zu Sulfat- und Eisenkonzentrationen liegen klare Indizien für den Ablauf reduktiver Prozesse vor. Die ablaufende Eisenreduktion ist an Hand der Fe^{2+} -Gehalte ersichtlich. Die Gehalte der in den Kippenkörper zufließenden Restseewässer nehmen im Kippenkörper eindeutig ab.
- Es kommt zu einem deutlichen Anstieg der pH-Werte und zur deutlichen Absenkung der Redoxpotentiale (pE-Werte) der einströmenden Restseewässer im Kippenkörper.
- Die stark erhöhten DIC- und DOC-Gehalte sind ein weiteres Indiz für den Ablauf der reduktiven Prozesse.
- Ein abweichendes Verhalten zeigt der Bereich der Transekte I. Diese ist einem ehemaligen Randschlauch zuzuordnen. Somit spiegelt diese einen eher oxidativen Bereich (Verwitterungszone) wider.

Das Nachweiskriterium B) der Stufe I wird für den eigentlichen Kippenbereich erfüllt. Für den Bereich der Transekte I (ehemaliger Randschlauch) ist das nur bedingt der Fall.

C2.2.4.3 Indizien für reduktive Prozesse an der Kippengasphase

- An den untersuchten RKS werden keine erhöhten CO_2 -Gehalte gemessen. Die Gasphase des wasserteilgesättigten Kippenbereichs weist bis zum Kippengrundwasserspiegel sehr hohe O_2 -Gehalte auf.

Somit wird das Nachweiskriterium C) der Stufe I nicht erfüllt. Diesbezüglich ist, bezogen auf den in Kap. B2.3.1 dargestellten Hinweisen (Geringmächtigkeit der wasserungesättigten Zone, vergleichsweise hohe Durchlässigkeit) festzuhalten, dass dies keinen Ausschließungsgrund für natürliche Schad- und Problemstoffminderung darstellt.

C2.2.5 Anwendung des Bewertungskonzeptes – Stufe II

Auf Grund der überwiegend erfüllten Bewertungskriterien der Stufe I erfolgten die Untersuchungen der Stufe II. Auch hier werden zuerst die Untersuchungen bewertet, die eine klare Vertiefung der Untersuchungen der Stufe I darstellen.

D) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengrundwasserbeschaffenheit

- Es wird der Sulfidnachweis am Kippengrundwasser geführt. An Hand der $\delta^{34}\text{S}$ -Isotopie wird die Abnahme der Sulfatgehalte auf Grund der Sulfatreduktion deutlich.
- Dies wird untermauert durch die Korrelation von $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten, die gleichfalls einen Nachweis des Ablaufs der Sulfatreduktion darstellen.
- In den meisten (reduktiven) Kippenbereichen liegen keine Überschreitungen der Spurenmetall-Maßnahmschwellenwerte nach LAWA [1994] vor. Anders verhalten sich diesbezüglich die oxidativen Bereiche (z.B. ehemalige Randschlauchstruktur).

Das Nachweiskriterium D) wird somit zum übergroßen Teil erfüllt.

E) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der Kippengasphasenbeschaffenheit

- Zwar weist das CO_2 der Kippengasphase eine auf die Umsetzung organischer Substanz hindeutende $\delta^{13}\text{C}$ -Signatur auf, aber auf Grund der geringen Gehalte erfolgten keine weiteren detaillierten Untersuchungen.

Wie schon in der Bewertung der Stufe I ausgewiesen, wird das Kriterium bezüglich der Kippengasphase (hier Kriterium E) nicht erfüllt.

F) Vertiefte Untersuchung und Bewertung der erbohrten Kippenmaterialien

- Am Standort erfolgt an Hand der klaren Unterscheidung der Isotopensignaturen des Schwefelfeststoffs (Sulfid- von Sulfatphasen) ein eindeutiger Nachweis der natürlichen Schad-/Problemstoffminderung in Folge Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung.
- Dies wird weiterhin untersetzt durch den REM-Nachweis von framboidalen Sulfidphasen.

Das Kriterium F) wird erfüllt.

G) Bewertung des großräumigen Monitorings und mikrobiologischer Untersuchungen

- Die detaillierten Monitoring-Untersuchungen am brandenburgischen Großraum B4 besitzen Pilotcharakter. Die Auswertung der erhobenen detaillierten Daten bezogen auf das Kippenalter, welches die jeweiligen Kippengrundwassermessstellen repräsentieren, zeigt vielfältig den langfristigen Ablauf der natürlichen Schad- und Problemstoffminderung auf.
- Die mikrobiologischen Untersuchungen besitzen hinsichtlich der molekulargenetischen Ergebnisse ebenfalls Pilotcharakter. Es wird die hohe Diversität der Biozönose und das Zusammenspiel von Fermentierern und acidophilen Sulfatreduzierern gezeigt.

Das Kriterium G) wird in vollem Umfang erfüllt.

C3 Erzbergbau-/aufbereitungshalden

C3.1 Spülsandhalde Münzbachtal (saure Standorte)

C3.1.1 Kurzvorstellung Standort

Die Halde liegt im seit 1968 inaktiven Bergbaurevier Freiberg/Sachsen. Die ehemalige Aufbereitungs-Spülhalde der Pb-Zn-Grube „Beihilfe“ (Halsbrücke) bedeckt ~62 000 m² und liegt unmittelbar südlich des Zusammenflusses der Vorfluter Münzbach und Mulde. Die Halde bildet ein 30 m hohes Plateau im Münzbachtal. Vor der Anspülung des Haldenkörpers wurde der Verlauf des Münzbachs in einem 320 m langen Stollenbauwerk begradigt (Abb. C3.1). Die Halde ist bereichsweise mit einer <0,20 m mächtigen, z.T. sandigen Rohbodenschicht überdeckt, die mit Gräsern und wenigen Büschen bewachsen ist.

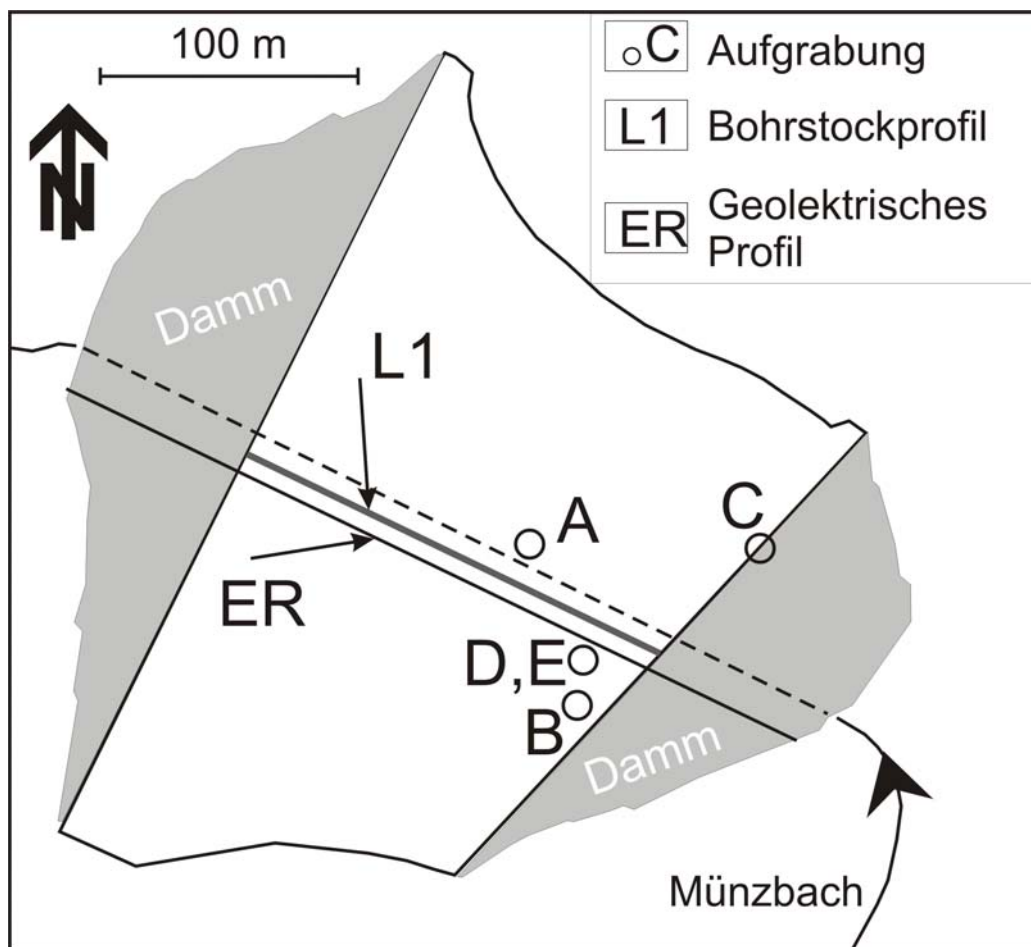


Abb. C3.1: Schematische Darstellung der Lage und des Aufbaus der Spülsandhalde sowie der Verteilung wichtiger Untersuchungspunkte. Die Dämme sind in grau dargestellt.

Von 1955 bis 1968 wurden im Gegenspülbetrieb ~835 000 m³ der Aufbereitungsabgänge abgelagert (ACD [1993]). Der Betreiber ermittelte 1960-64 folgende gemittelte Werte [Ma%] am eingeschlammten Material: Pb: 0,09 - 0,12; Zn: 0,17 - 0,23; S: 1,21 - 1,64; Cu: 0,01 - 0,03; As: 0,09 - 0,14.

Die Jahresmittelwerte der Niederschläge für die Jahre 2000 – 2004 betrugen zwischen 405 und 955 mm. Die Lufttemperaturen schwankten zwischen + 7,4 und + 9,9 °C (Abb. C3.2).

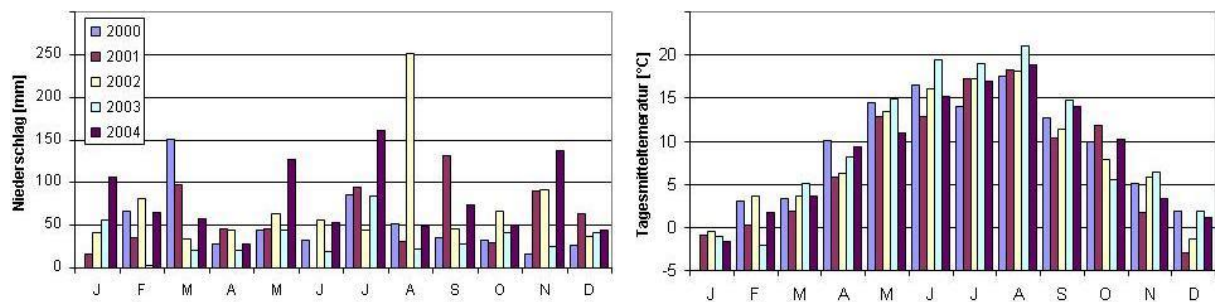


Abb. C3.2: Monatliche Niederschläge und Tages-Durchschnittstemperatur der Luft (2 m Höhe über Dach Lehrbergwerk „Reiche Zeche“) - Wetterstation des Interdisziplinären Ökologischen Zentrums (IÖZ) der TU Bergakademie Freiberg (Quelle: Internetauftritt des IÖZ).

Hydrogeologie: Im Untersuchungsgebiet ist wegen der variablen Mächtigkeiten des Verwitterungsschutts (~2 bis 10 m) und von Deckschichten über dem anstehenden Freiburger Gneis ein durchgehender Grundwasserhorizont nicht ausgebildet. Die Grundwasserstände variieren lokal.

Tab C3.1 zeigt den Einfluss des Austrages von Sickerwässern aus der Spülsandhalde auf die Qualität der Oberflächenwässer des Münzbachs, an Hand von Daten aus HGC [2005] und eigenen Untersuchungen.

Tab. C3.1: Daten aus Gutachten HGC [2005] – (Untersuchungen 03.-12. 2004).

Parameter	Einheit	Besorgnis-Wert*	3141	3142	3143	3144	3146	3126
Arsen	mg/l	0,010	0,012	0,019	1,93	0,005	0,008	0,021
Blei	mg/l	0,025	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
Cadmium	mg/l	0,005	0,002	0,002	0,001	0,001	0,004	0,002
Kupfer	mg/l	0,020	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Nickel	mg/l	0,020	0,01	0,01	0,24	0,01	0,10	0,01
Quecksilber	mg/l	0,001	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
Zink	mg/l	0,500	0,49	0,48	3,25	0,07	2,54	0,48
Aluminium	mg/l		0,08	0,08	0,05	0,05	0,05	0,08
Eisen ges.	mg/l		0,04	0,08	18,7	0,06	0,25	0,09
Mangan ges.	mg/l		0,09	0,10	7,17	0,04	2,36	0,11
LF	µS/cm		1371	1209	3035	637	2370	1111
Q	l/s		85	85	0,07	4	0,03	93

* Grenzwerte Oberflächen- und Sickerwasser nach LFUG [2002]. Messpunkte: 3141: Einlauf Münzbachtunnel; 3142: Auslauf Münzbachtunnel, im Abstrom der Halde. 3143: Sickergraben Böschungsfuß; 3144: Bergbaustollenablaufrohr; 3146: Altdränage; 3126: Münzbach vor Zulauf in die Mulde (~600 m stromabwärts der Halde).

An den Austrittsstellen der Haldensickerwässer aus der Spülsandhalde (Abb. C3.1) werden die Besorgniswerte für As, Zn und Ni überschritten, wobei die Schadstoff-Konzentrationen jahreszeitlich deutlich schwanken. Die Zuflussraten der kontaminierten Sickerwässer sind jedoch stets so gering, dass sie durch den Münzbach stark verdünnt werden.

C3.1.2 Zuordnung zur Standortkategorie – Hauptfragestellungen

Die Spülsandhalde Münzbachtal gehört zur Standortkategorie 2 (Kap. B3.2). Diese Zuordnung gründet sich auf die vorwiegend fein- bis sehr feinkörnigen Erzaufbereitungs- und Flotationsabgänge und das Überwiegen des Wasserabflusses in Form von Matrixfluss.

Die fachliche Bearbeitung wird an Hand des zweistufigen Untersuchungskonzepts (Kap. B3.3) durchgeführt. Die Hauptfragestellungen sind:

- Wie hoch ist das Krustenpotential (Kap. B3.3, Stufe I)?
- Bei Feststellung eines erhöhten Krustenpotentials ($N > 16$): Welcher Krustentyp liegt vor, welche primäre Schutzwirkung kann diesem Typ zugeordnet werden und wie wird deren Effektivität bewertet (Stufe II, Teil A)?
- Sind die Zeiträume für die Ausbildung der verschiedenen Krustentypen sowie ihre weitere Entwicklung abschätzbar - Modellierung mit FLOTRAN (Stufe II)?

C3.1.3 Fachliche Vorgehensweise – Hauptergebnisse am Standort

C3.1.3.1 Stufe I: Einschätzung des Krustenpotentials

Die Aufnahme eines geologischen Bohrstockprofils und die Untersuchung weiterer Aufschlüsse erlauben folgende Aussagen:

- Die Spülsandhalde besteht aus einem zentralen, schluffig bis feinsandigen Teil und aus fein- bis mittelsandigen Aufbereitungsabgängen der randlichen Dämme (Abb. C3.1).
- Die Mächtigkeit des oberflächennahen, oxidierten Bereichs der Halde schwankt von ~0,5 m im Zentrum mit hoher Wassersättigung bis > 1,5 m im Randbereich (Abb. C3.3).
- Der untersuchte oberflächennahe Bereich der Halde ist im Makro- und Mesomaßstab stark heterogen (Schlufflagen in den sandigen Bereichen, gradierte Schichtung).
- Am SE-Damm treten im oxidierten Haldenmaterial zwischen 0,4 – 1,3 m (Endteufe der Aufgrabung) gelbliche und bräunliche, z.T. sehr harte Krusten auf.

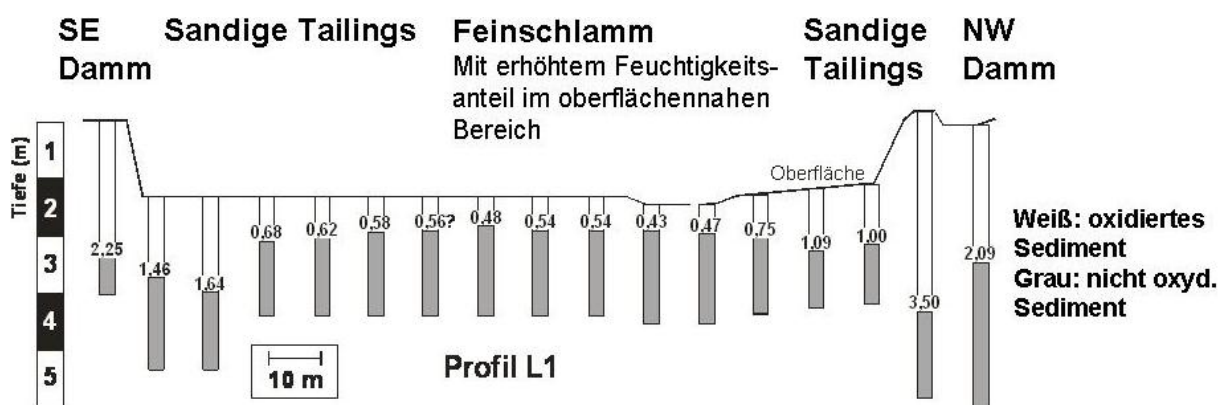


Abb. C3.3: Tiefe der Alteration für ein Querprofil über die Spülsandhalde Münzbachtal. Krusten sind nicht dargestellt (Lage des Profils siehe Abb. C3.1).

Die Untersuchung von Haldenmaterial (Aufschlüsse, Bohrstockproben, Feststoffanalytik) erlaubt in Verbindung mit Literaturdaten folgende Aussagen:

- Das abgelagerte Material schließt Fragmente des Freiburger Graugneises und hydrothermaler Gangminerale ein. Dominierende Gangartminerale sind Quarz, Baryt und Fluorit. Feldspäte und Glimmer (Biotit, Muskovit) sind überwiegend lagenweise angereichert. Sulfide kommen im Ausgangsmaterial nur in geringen Anteilen vor und fehlen im oxidierten Bereich. Karbonate sind unbedeutend.
- An den Aufbereitungsabgängen haften Reste der Flotationsreagenzien. Kalkhydrat machte die Hauptmenge der verbrauchten Chemikalien aus (ACD [1993]).
- Die unverwitterten Haldenmaterialien sind insgesamt sulfid- und karbonatarm.

Basierend auf den vorgenannten Resultaten gehört die Spülsandhalde zur Unterkategorie b der Standortkategorie 2 mit Potential zur Bildung lokaler Verkrustungen.

C3.1.3.2 Stufe II: Quantifizierung des Krustenpotentials und Bewertung der aus der Krustenbildung resultierenden Schutzwirkung

Im Vorfeld weiterer Untersuchungen wurde die Internstruktur des Haldenkörpers geoelektrisch charakterisiert (Abb. C3.4). Das Gestein unterhalb der Haldenbasis ist durch hohe Widerstände ($> 1000 \Omega\text{m}$) gekennzeichnet. Das feinkörnige, eingespülte Material zeigt über den inneren Haldenbereich gleichmäßig niedrige Widerstände ($< 50 \Omega\text{m}$). Die Haldenflanken und die nach innen weisenden Abschnitte an den Dammkronen zeigen größere Widerstände bis über $200 \Omega\text{m}$, was auf gröbere Körnung und geringere Feuchtigkeit hinweist.

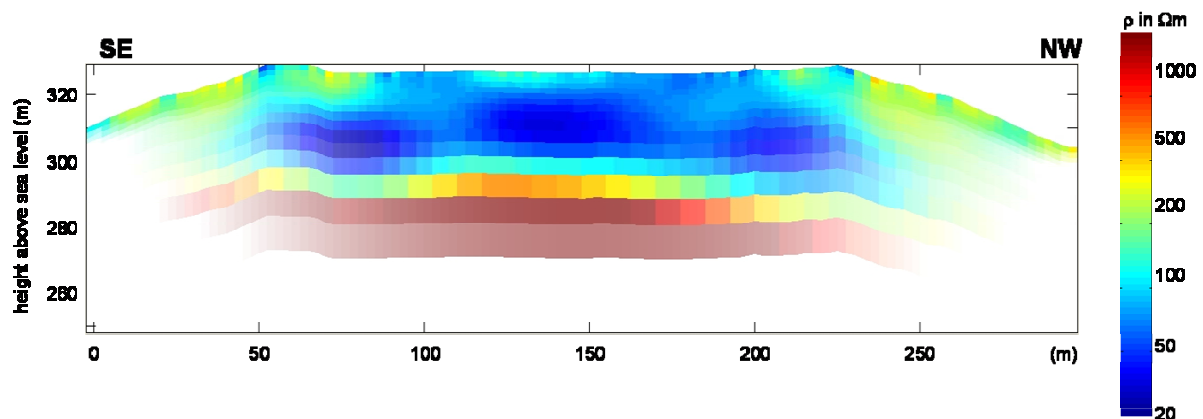


Abb. C3.4: Modell des spezifischen elektrischen Widerstands (ER) parallel zur Münzbachverrohrung durch die Spülhalde Münzbachtal. (Lage des Profils siehe Abb. C3.1).

Krustentypen und räumliche Verteilung der Krusten: Die geologische Aufnahme von Tiefenprofilen im Zentral- und im Randbereich der Halde und Laboruntersuchungen (Kap. B3.4) der gewonnenen Proben erlauben die folgenden Aussagen:

- Die Aufbereitungsabgänge zwischen den Dämmen bestehen aus sich überlagernden Deltasystemen. Deren Bildung führte u.a. zur Mineralabseigerung und unterstützte die verbreitete Bildung schwermineralreicher Lagen (z.B. Paket 3; Abb. C3.5). Lokal treten in den sandigen Bereichen häufig wenige mm bis ~1 cm dünne Schlufflagen und gradierte Schichtung auf.
- In nicht oxidierten Sedimenten der Halde wurden Galenit (PbS), Zinkblende ($(\text{Zn,Fe})\text{S}$), Pyrit (FeS_2), Arsenopyrit (FeAsS) und Chalkopyrit (CuFeS_2) gefunden. Die toxischen Elemente Pb, Zn, Cu und As liegen wahrscheinlich überwiegend als Sulfide vor.
- Im Haldenkörper kommen gelarme und gelreiche Krustentypen vor. Gelarme Krusten treten oft in den mittel-grobsandigen Randwällen der Halde auf (< 1 bis > 30 cm mächtig)

und sind durch sekundäre Gips- und Jarosit-Anreicherungen charakterisiert (Abb. C3.6A). Die Sekundärminerale sind meist lagenweise, oder in Nestern angereichert. Gelreiche Krusten enthalten hohe Anteile sekundärer Fe-As-S-Si-Gele (Abb. C3.6B) und kommen vor allem in schwermineralreichen Horizonten vor. Gelreiche und -arme Krusten kommen benachbart vor. Gelreiche Krusten werden oft von gipsreichen Krusten überlagert. Krusten sind allgemein an Grenzflächen zwischen Feinsand und alteriertem (bräunlich-grauem) Schluff/Ton gebunden.

- Im SE-Randbereich der Halde sind über mehrere Zehner Quadratmeter verbreitete Krusten häufig. Im feinkörnigen Zentrum der Halde sind die Krusten nur wenige mm dick und diskontinuierlich. Bohrstockuntersuchungen bis in Tiefen von 2 bis 3 m und Aufgrabungen belegen, dass keine durchgehende Krustenbildung stattgefunden hat.

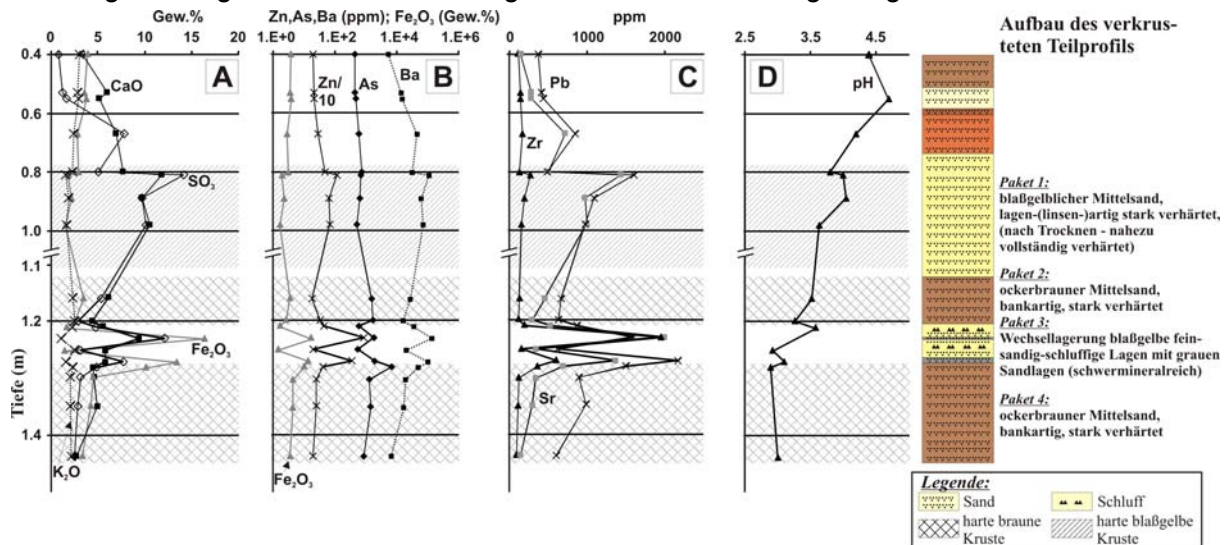


Abb. C3.5: Profil durch die sandigen Sedimente im SE-Randbereich der Spülhalde Münzbachtal. Das verkrustete Teilprofil wurde in vier Pakete unterteilt. A – C: Ergebnisse der RFA-Feststoffanalytik. D: in-situ pH-Werte.

Linse mit verkrusteten
weiß-gelbl. Sanden

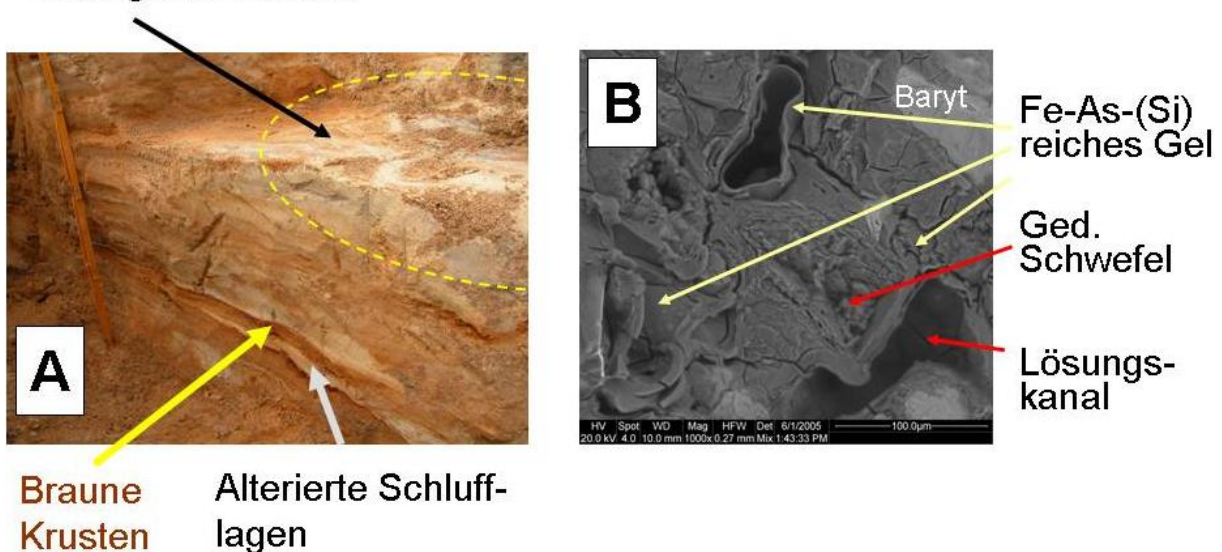


Abb. C3.6: Krustentypen im SE-Randbereich der Spülhalde Münzbachtal. A. Linsen- und lagenförmige gelarme (sulfatreiche) Krusten. B. Elektronen-Mikrosondenanalyse einer Fe-As-S-Si-gelreichen Kruste.

Wasserrückhaltevermögen der Krusten: Zur Beschreibung des Wasserrückhaltevermögens der Krusten wurden sowohl die Wasserspeicherkapazität der Sekundärphasen, als auch die effektive Porenraum-Verringerung in zementierten Lagen berücksichtigt. Die Porenraum-Verringerung in Krusten wurde wegen oft geringer Mächtigkeit (ca. 1 mm) und häufigen feinen Wechsellagerungen mit unverkrusteten Lagen am Niedrigvakuum-Rasterelektronenmikroskop (REM) abgeschätzt (Kap. B3.4).

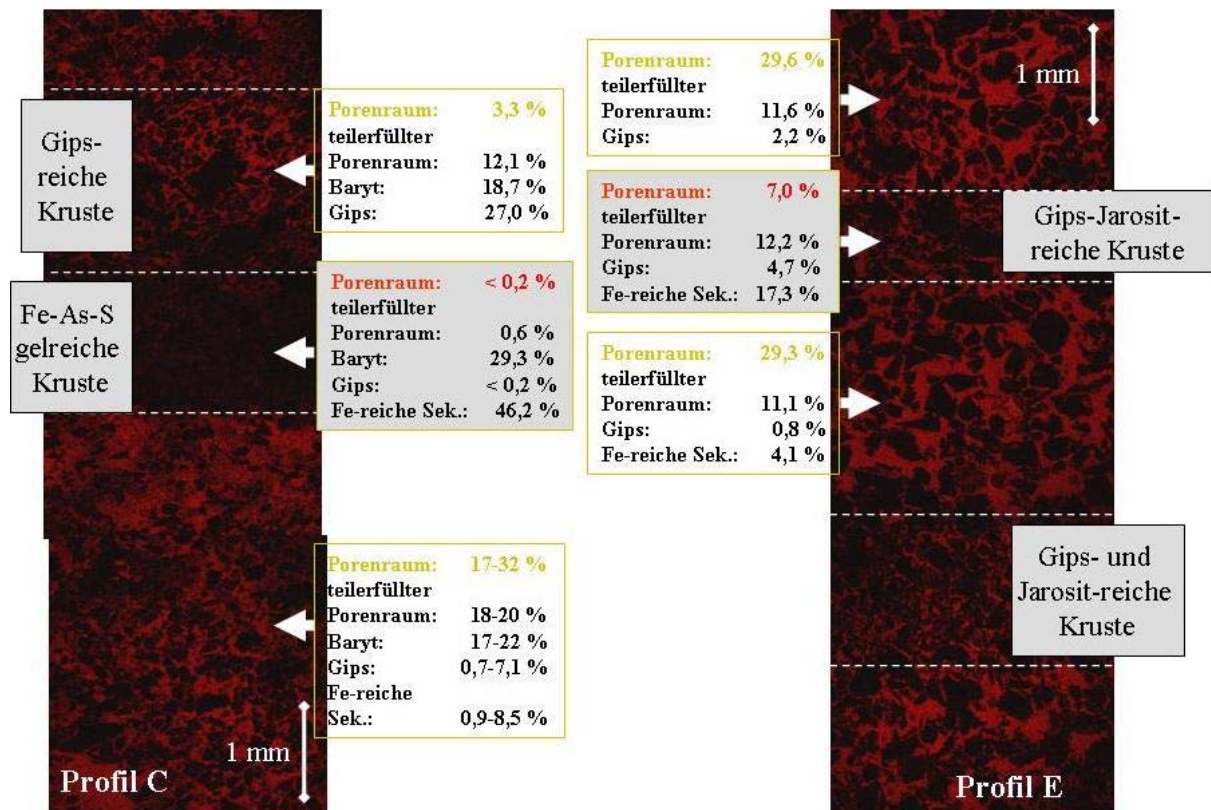


Abb. C3.7: Rasterelektronenmikroskopisches Bild von oxidierten Spülsanden mit Krustenlagen der Spülhalde Münzbachtal. Fotomosaik der Verteilung von offenem Porenraum, teilerfülltem Porenraum, primären und sekundären Phasen (Fe-reiche Sekundärphasen).

Abhängig vom Gehalt gebildeter Gele wird der Porenraum in den Krusten zum Teil deutlich verringert (Abb. C3.7). Im Extremfall ist der Porenraum in einer 1,5 mm dicken Fe-As-S(-Si)-Gel-reichen Kruste vom SE-Randwall der Spülhalde fast vollständig verfüllt. Sulfatreiche Krusten sind offenerporiger.

Die sulfatreichen Krusten halten keine wesentlichen Wasseranteile zurück. In gelreichen Krusten können die Gele temporär Wasser speichern, aber wegen ihrer geringen Ausmaße und Verbreitung sind sie kaum wirksam. Gelreiche Krusten versiegeln nur lokal bzw. im Zusammenspiel mit Schlufflagen gegen eindringendes Regenwasser.

Schadstoffbindevermögen der Krusten: Für die orts aufgelöste Lokalisierung von Schadstoffen in Primär- und Sekundärphasen im Sediment wurden die Elektronenstrahl-Mikrosonden-Analyse (EMA) von Sekundärphasen hinsichtlich ihres Schadstoffinventars, eine sequentielle Extraktion des Haldensediments und eine Arsen-Kartierung durchgeführt.

Jarosit-Gruppen-Mineralen und Fe-As-Si-S-Gelphasen bilden neben Gips die wichtigsten zementierenden Sekundärphasen in den oxidierten Haldenbereichen. Jarosit-Gruppen-Mineralen enthalten stets Pb und geringe Konzentrationen von As (Tab. C3.2). Die höchsten As-Konzentrationen (bis ca. 44 Ma% As_2O_5) treten in gelartigen Fe^{3+} -Hydroxyarsenaten auf.

(vgl. CARLSON ET AL [2002]). In Gipsaggregaten liegen die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze (As - 0,15 Ma%; Pb, Zn - 0,10 Ma%).

Resultate der sequentiellen Extraktion bestätigen die signifikanten Schadstoffanreicherungen in den Sekundärphasen. Jarosite fixieren vor allem Pb. Sie treten sowohl in sulfatreichen als auch unter- und oberhalb gelreicher Krusten auf. Arsen ist fast ausschließlich an die Gele gebunden. Signifikante Zn-Konzentrationen konnten aus dem Porenwasser und vom Kationenaustauscher extrahiert werden. Demgegenüber erhielt man nur geringe Zn-Gehalte von der Fe-(hydr)oxid-Fraktion.

Tab. C3.2: Elektronen-Mikrosondenanalysen des Schadstoffinventars (Pb, Zn, As) von Jarosit-Gruppen-Mineralen und Fe-As-S-Si-Gelphasen sowie des Einbettungsmaterials

Jarosit							Fe-As-S-Si-Gele							Einbettungs- material
sulfatreiche Krusten				WL glimmer- und sulfidreiche Lagen und Linsen			sulfatreiche Krusten		gelreiche Krusten					
Messpunkt	J19	J22	J24	J34	J39	J40	X13	X16	X1	X15	X17	X18		
SiO ₂ , Gew.%	-	-	-	-	-	-	4,29	10,67#	2,72	4,62	0,34	0,50	0,19	
Al ₂ O ₃	b.d.	0,06	b.d.	b.d.	0,05	b.d.	0,36	0,58	b.d.	0,13	0,06	b.d.	b.d.	
Fe ₂ O ₃	42,45	42,36	42,18	39,26	39,88	37,51	29,34	48,17	39,70	35,84	39,71	40,34	b.d.	
MgO	0,10	0,10	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	
CaO	0,11	0,08	0,09	0,24	0,23	0,14	0,12	0,24	0,16	0,14	0,14	0,28	b.d.	
Na ₂ O	1,69	1,87	2,21	0,19	0,15	0,21	0,16	0,23	b.d.	0,06	b.d.	b.d.	b.d.	
K ₂ O	3,81	3,72	3,90	4,24	4,81	4,46	0,26	0,51	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	
PbO	1,74	0,69	0,52	8,09	7,91	6,64	b.d.	0,87	1,66	1,43	1,69	1,97	b.d.	
ZnO	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	
SO ₃	28,18	28,50	28,00	27,41	27,48	27,19	3,94	8,57	5,79	5,97	6,72	7,42	0,23	
As ₂ O ₅	0,18	0,15	0,25	1,47	1,91	1,25	2,40	3,73	40,33	41,72	42,11	44,23	b.d.	
H ₂ O(berechn.)	9,82	10,12	9,69	10,92	10,99	11,23	-	-	-	-	-	-		
Total	88,08	87,70	86,92	91,85	93,45	88,68	40,91	73,58	90,43	89,94	90,84	94,85		
WL - Wechsellagerung; b.d. - unterhalb der Nachweisgrenze; # - SiO ₂ -Messwert wahrsch. durch unterlagernden Quarz verfälscht														

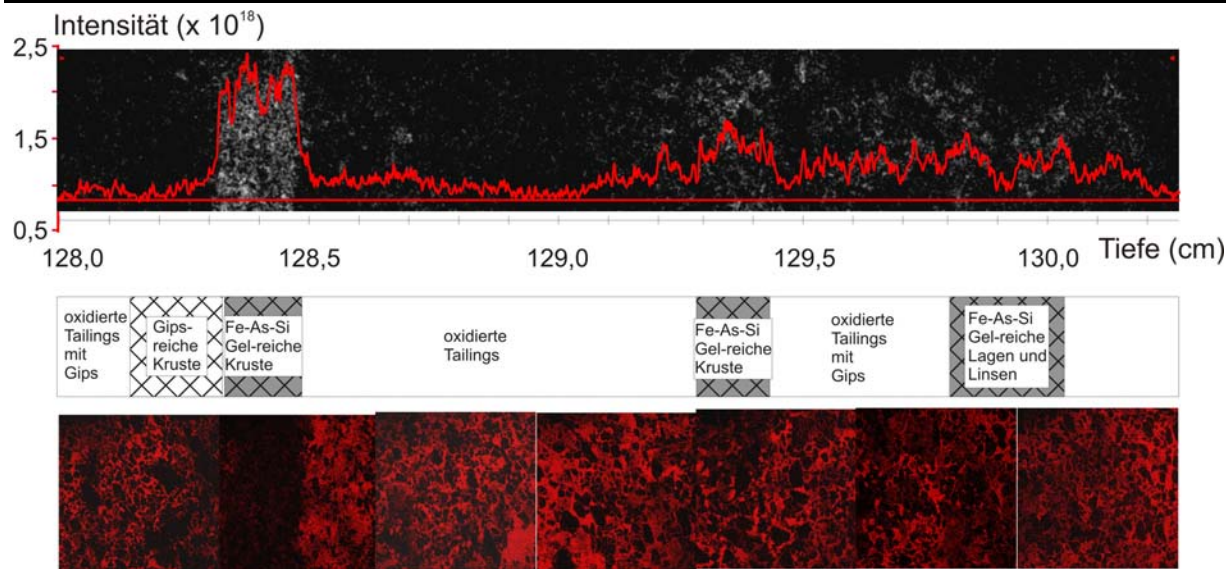


Abb. C3.8: Verteilung As-führender Phasen in Krusten (Rückstreuелеktronen-Aufnahme). Oben: Arsen-Verteilung in Graustufen und bildanalytisch ermittelte Intensität für entsprechende Tiefen. Unten: die Porenraumverteilung im Profil (elektronenmikroskopisches Fotomosaik).

Die Arsen-Verteilung in einem Profil oxidierten Haldenmaterials mit Krusten (Abb. C3.8) bestätigt die Daten der sequentiellen Extraktion. Diese zeigt die Bindung des As an Fe-As-S-Si-Gelphasen in den gelreichen Krustenhorizonten. Die Freisetzung von Arsen aus der

ursprünglich Fe-As-S-reichen Schwerminerallage (1,283-1,285 m) wurde durch Einbau von Arsen in Fe-As-S-Si-Gelphasen effektiv verhindert.

Stadium der Krustenbildung und Funktion der Kruste als **Gassperre**: Zur Abschätzung der Reife des Verwitterungsprozesses der reaktiven Sulfide im Sediment sowie zum weiteren Potential eines Krustenbildungsprozesses am Standort (Prozess abgeschlossen: ja/nein) wurden an ausgewählten Profilen eine mikrobiologische Bestandsaufnahme und Bestimmung des Sauerstoffgehaltes im Porenvolumen durchgeführt:

- Die Anwendung der MPN-Technik (siehe **KORA-MS Nr. 2.1.1**) zur Bestimmung der Lebendzellzahlen der acidophilen Bakterien charakterisiert die Lage der Oxidationsfront im Profil sowie den Anteil mikrobieller Oxidation. Die in der Spülsandhalde bearbeiteten Profile zeigen eine klare Korrelation zwischen dem im Sediment nachweisbaren Sulfidanteil (sehr aufwendige Analyse) und den Lebendzellzahlen der Fe-oxidierenden (*A. ferrooxidans*) und der S-oxidierenden Bakterien (*A. thiooxidans*). Oberhalb der Oxidationsfront sind die Sulfide meist oxidiert und o.g. Bakterien weitgehend abgestorben. Damit ist für diesen oberen Profilbereich kein weiteres Potential mehr vorhanden.
- Die Verteilung der Sauerstoffgehalte (Porenvolumen) in Sedimentprofilen weist auf den Sauerstoffverbrauch durch abiotische und biotische Prozesse in einem Horizont (bei kontinuierlicher Nachlieferung) hin. Sie indiziert weiterhin Unterbrechungen oder Verminderungen der Nachlieferung durch Krustenbildung und/oder Schluffhorizonte. Abb. C3.9 zeigt für ein Feinsand-Profil im oberen Bereich (bis 50 cm Tiefe) eine langsame Abnahme des Sauerstoffgehaltes (mäßige bakterielle Aktivität). Unterhalb des Krustenhorizontes ($\pm$ Schluffhorizonte) nimmt der Sauerstoffgehalt stark ab, was durch die hohe bakterielle Aktivität und nur insignifikante Nachlieferung, u.a. durch Krustenbildung zu erklären ist. Die Wirkung der Krustenhorizonte als (partielle) Gassperre scheint diskontinuierlich zu sein und möglicherweise mit jahreszeitlich schwankenden Feuchtigkeitsgehalten im Boden zu korrelieren.

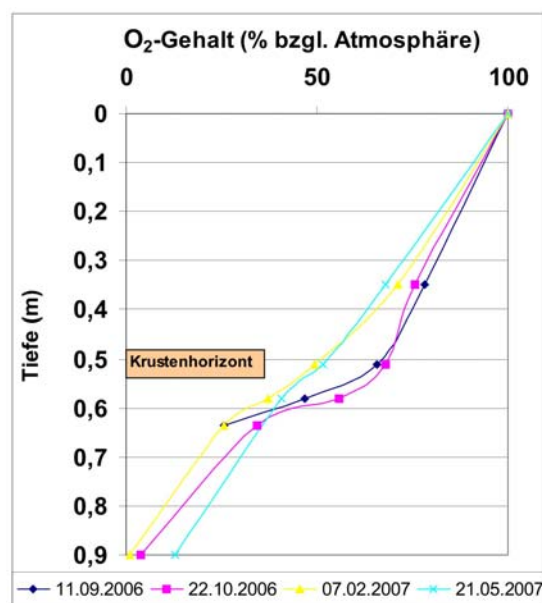


Abb. C3.9: Sauerstoffgehalt im Porenvolumen des Haldensediments. Profil A in Abb. C3.1 im Randbereich der Feinkornablagerung (Feinsande mit diskontinuierlichen Schluffeinlagerungen).

Erosionssperre: Die oberflächennah ausgebildeten, mächtigen sulfatreichen Krusten im sandigen Randbereich bieten einen effektiven Erosionsschutz. Da diese Krusten flächig bis über mehrere Zehner Quadratmeter verfolgbar sind, ist ein Schutz gegen tiefgreifende Erosion auch in Bereichen fehlender Grasüberdeckung gegeben.

Langzeitstabilität der Krusten: Die gipsreichen Krustentypen sind nur temporär stabil. Im Winter/Frühjahr sind sie teilweise weich, härten aber an derselben Lokalität im Frühsommer wieder aus. Die Lösung der Gipszemente führt jedoch weder zur Freisetzung von Schadstoffen noch zur Bildung von Sauerwasser. Stark As-führende, Fe-reiche Gele ($\pm S$, Si) werden wahrscheinlich durch Si-Netzwerke mit polyvalenten Kationen stabilisiert (GRAUPNER ET AL. [2007]).

C3.1.4 Anwendung Bewertungskonzept

Jetzt erfolgt die Anwendung des in Kap. B3.3 dargestellten Bewertungskonzeptes konkret auf den Standort

C3.1.4.1 Bewertungskonzept der Stufe I

Mittlere Korngröße des oberflächennahen Sediments (getrennt nach Haldenrand und -zentrum):

- Der Randbereich des Haldenkörpers enthält überwiegend Mittelsande. $\Rightarrow$ 4 Punkte
- Der Zentralbereich der Halde enthält feinsandig-schluffige Sedimente. $\Rightarrow$ 5 Punkte

Anteil reaktiver Primärphasen im oberflächennahen Sediment:

- Es sind reaktive Mineralphasen im Haldensediment vorhanden. Der mengenmäßige Anteil der Sulfide an den Aufbereitungsrückständen ist gering. Karbonate treten auch nur sehr untergeordnet auf. Reaktive Alumosilikate (Biotit) sind in moderaten Anteilen vorhanden (alle Haldenbereiche). $\Rightarrow$ 2 Punkte

Anreicherung reaktiver Primärphasen in lateralen Schichten im O_2 -führenden Bereich:

- Es gibt einen einspülungsbedingten Lagenbau (Gradierung), wobei die Sulfide in Schwerminerallagen und die Glimmer in Schlufflagen angereichert sind. $\Rightarrow$ +8 Punkte

Nachlieferung von Wasser und Sauerstoff (getrennt nach Haldenrand und -zentrum):

- Die sandigen Außenbereiche der Halde sind weder abgedeckt noch wassergesättigt. $\Rightarrow$ kein Punktabzug
- Der Zentralbereich enthält schluffige, wassergesättigte Sedimente (Nachlieferung von Sauerstoff nicht gegeben) $\Rightarrow$ -7 Punkte

Zusatzpunkte für Anreicherungen feinkörniger Materialien an der Haldenoberfläche bei sonst grob-blockigen Halden.

- Nicht anwendbar, da das Material auf der Halde generell feinkörnig ist.

Zusatzpunkte für den Nachweis von Verkrustungen.

- Im sandigen Randbereich der Halde sind Verkrustungen sichtbar. $\Rightarrow$ +20 Punkte

Fazit der Stufe I: Bei Anwendung des Bewertungsschemas der Stufe I (Kap. B3.3) zeigt sich, dass das Haldenmaterial des sandigen Randbereichs ein mittleres Krustenbildungs-potential aufweist, jedoch bereits Krusten ausgebildet sind (34 Punkte). Das Material des Zentralbereichs besitzt kein bis geringes Potential (8 Punkte). Durch den Nachweis von Krusten im Außenbereich, die sich möglicherweise bis in sandige Partien der inneren Bereiche fortsetzen, sind Untersuchungen der Stufe II zu empfehlen.

C3.1.4.2 Bewertungskonzept der Stufe II

Orientierende Modellierung: Im Negativbeispiel (Abb. C3.10 A: homogene Verteilung der Primärphasen) findet eine Sekundärmineralbildung über das gesamte Profil statt. Es kommt nicht zur Krustenbildung. Im Beispiel B mit lagenartig angereicherten Primärphasen in den Schwermineral- und Tonlagen bilden sich Krusten an den Grenzflächen zwischen den sulfid- und biotitreichen Bereichen. Die simulierten Hauptkrustenminerale entsprechen den in der Münzbachtalhalde identifizierten Krustenmineralen (hauptsächlich Jarosit, Fe-Gele, Si-Gele und Gips).

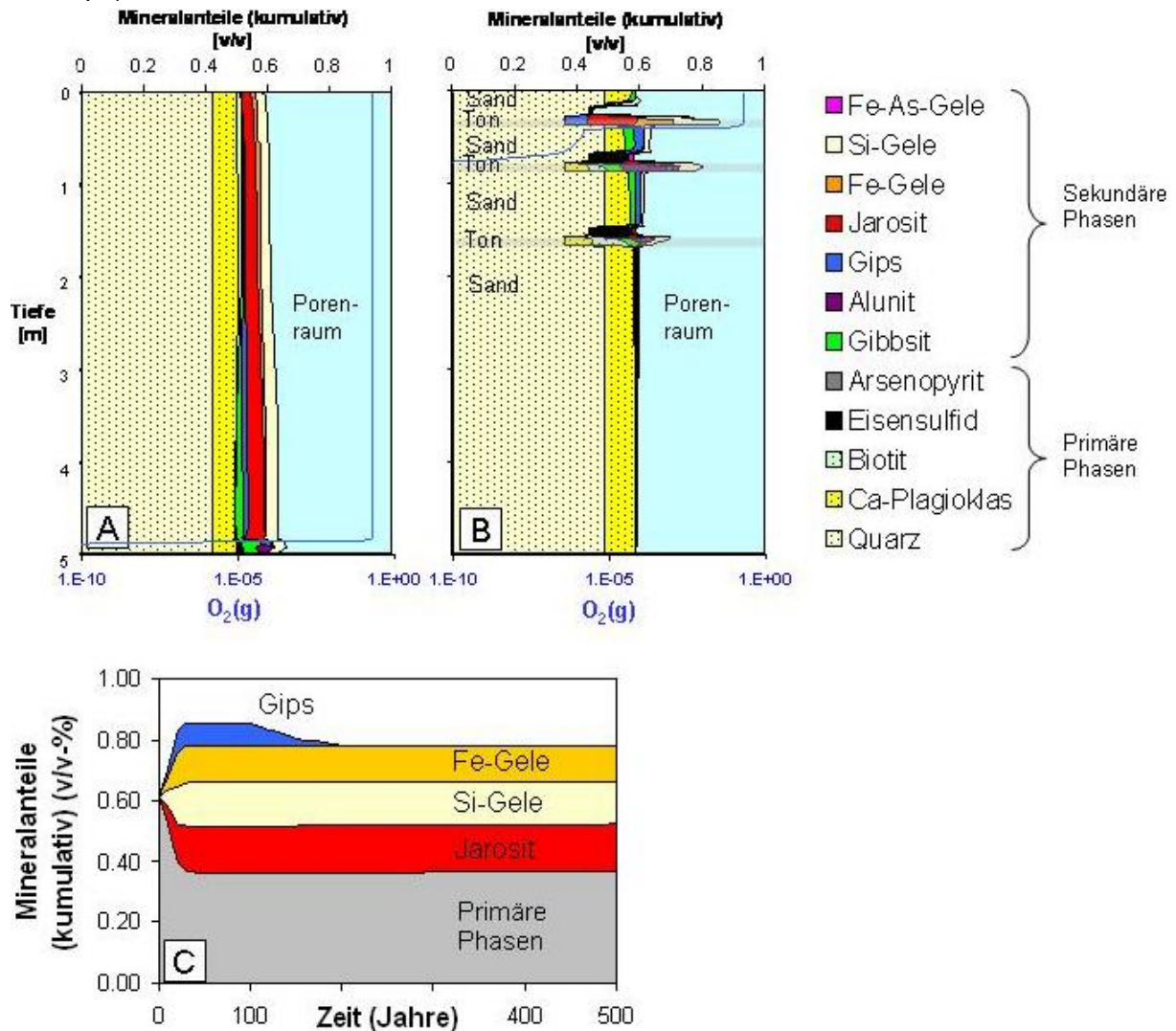


Abb. C3.10: Modellierungsergebnisse (nach ~70 Jahren) für eine (A) homogene Verteilung der reaktiven Primärphasen (es bilden sich keine Krusten) und eine (B) lagenartige Anreicherung der reaktiven Primärphasen in Schwermineral- und Tonlagen (Krustenbildung). Die blaue Linie stellt die simulierte Sauerstoffkonzentration in der Haldenluft dar. (C): Modellierung der Krustenlangzeitstabilität. Dargestellt ist die Zusammensetzung der obersten Kruste (Beispiel B: 0,33 m Tiefe) als Funktion der Zeit.

Die simulierte oberste Kruste fungiert als Wasserstauhorizont und Gassperre. Die Sauerstoffkonzentration sinkt innerhalb dieser Kruste von 0,2 bis $< 1e^{-5}$ atm, wodurch die Sulfidoxidation in den tieferen Bereichen stagniert. Eine Langzeitmodellierung über 500 Jahre (Abb. C3.10C) mit einer netto Wasserinfiltration von 0,1 m/a zeigt, dass der Gips auf Dauer instabil ist. Eisen- und Si-Gele sowie der Jarosit sind unter den simulierten pH-Bedingungen (pH 5,5) langzeitstabil. Die Modellierung für Arsen bestätigt, dass das aus dem Arsenopyrit freigesetzte Arsen in den Schwermineralagen als Fe-As-Gel gebunden wird. Die Langzeitstabilität dieser

Gele, die stark von der Si-Vernetzung abhängt (Abb. C3.8), lässt sich zurzeit nicht modellhaft darstellen.

Krustentyp: Krusten sind sowohl im sandigen Randbereich als auch im Übergangsbereich zum Feinschlamm im Zentrum nachweisbar. An Hand der mikroskopischen Ergebnisse werden gelreiche (sekundäre Fe-As-S-Si-Gele) und gelarme / sulfatreiche (sekundäre Gips- und Jarosit-Anreicherungen) Krustentypen unterschieden. Mikroskopische Untersuchungen belegen, dass Gele den Porenraum zementierter Sedimentlagen effektiver reduzieren als sekundäre kristalline Phasen. Die Sekundärminerale treten lagenweise (zumeist), oder als nestartige Bildungen variabler Größe auf.

Räumliche Verteilung der Krusten: Die räumliche Verteilung der Krusten ist diskontinuierlich. In den sandigen Randbereichen treten häufig mächtige Krustenlagen auf, die über mehrere Zehner Quadratmeter verfolgbar sind. In den zentraleren, feinkörnigeren Bereichen sind nur lokal ausgebildete und wenige mm mächtige Krustenlagen vorhanden. Es hat keine kontinuierlich durchgehende Verkrustung des Haldenkörpers stattgefunden.

Wasserrückhaltevermögen der Krusten: Die Sulfatkrusten zeigen kein Wasserrückhaltevermögen. In den Gelen der gelreichen Krusten kann temporär Wasser gespeichert werden, die Ausmaße der Krusten dieses Typs und ihre Verbreitung sind jedoch zu gering um einen wirksamen und messbaren Effekt zu haben. Gelreiche Krusten im Zusammenspiel mit Schlufflagen versiegeln nur lokal gegen eindringendes Regenwasser und verkapseln nur einzelne Haldenbereiche.

Schadstoffbindevermögen der Krusten: Der natürliche (zumindest temporär, wahrscheinlich über Jahrhunderte) Rückhalt von bedeutenden Anteilen der toxischen Metalle As und Pb in Gelen und kristallinen Sekundärphasen bildet den hauptsächlichen Effekt der Krusten auf der Halde. Die Daten des Gutachtens von HGC [2005] zeigen jedoch, dass relativ geringe Anteile der freigesetzten Schadstoffe im Sickerwasser am Haldenfuß austreten, und somit kein vollständiger Rückhalt postuliert werden kann.

Erosionssperre: Mächtige sulfatreiche Krusten im sandigen Randbereich der Halde bieten einen effektiven Erosionsschutz.

Gassperre: Durch Krustenbildung, kombiniert mit Schluffhorizonten, wird die Nachlieferung von Sauerstoff ins Haldeninnere unterbrochen oder effektiv vermindert. Der Sulfidgehalt im Sediment unterhalb der Krusten- und assoziierter Schlufflagen nimmt sprunghaft zu, während der Sauerstoffgehalt im selben Bereich abnimmt.

Langzeitstabilität der Krusten: Die gipsreichen Krustentypen sind nur temporär stabil. Die Lösung der Gipszemente setzt jedoch weder Schadstoffe frei, noch wird Sauerwasser gebildet. Die Jarositkrusten sowie die Fe- und Si-reichen Gele sind deutlich stabiler. Die oft stark As-führenden, Fe-reichen Gele ($\pm$ S, Si) werden wahrscheinlich durch Si-Netzwerke mit polyvalenten Kationen in diesen Phasen dauerhaft stabilisiert.

C3.2 Feineisenhalde im Harzvorland (basische Standorte)

C3.2.1 Standort-Kurzvorstellung

Die Feineisenhalde besteht aus magnetischen Rückständen und Sodaschlackenresten aus der Stahlwerksproduktion. Die Haldenoberfläche ist ~14 Jahre alt und wurde in den Jahren 1976 – 1994 (mit Pausen) eingerichtet. Es ist eine relativ kleine Halde (180 x 70 x 16 m; Abb. C3.11). Die Schüttungshistorie ist nicht dokumentiert. Die Halde wurde nicht abgedeckt und der Bodenbewuchs ist als gering zu betrachten (Abb. C3.14). An verschiedenen Stellen und Niveaus treten ~30 cm mächtige Krusten auf (Stand 2005, Abb. C3.13, C3.14). Diese besaßen im Vergleich dazu im Jahr 1995 nur eine Mächtigkeit von ~3 cm.



Abb. C3.11: Blick von Nordwest auf die Feineisenhalde im Harzvorland.

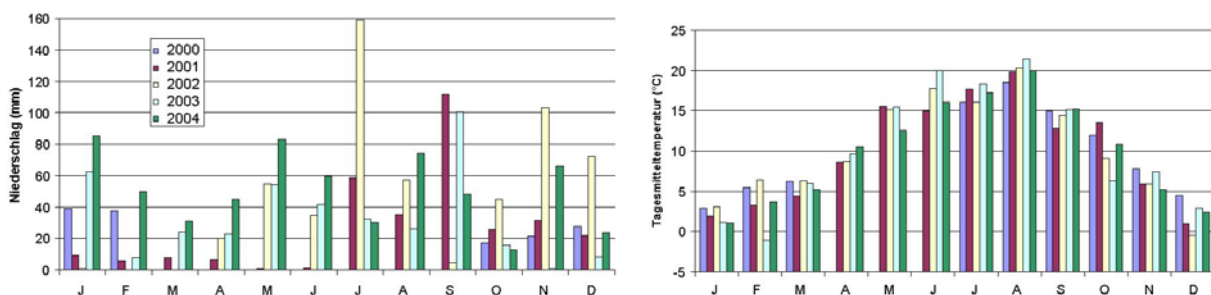


Abb. C3.12: Monatliche Niederschläge und Tages-Durchschnittstemperatur der Luft (2 m Höhe) einer Wetterstation des Reststoffbetriebs im Harzvorland, ~500 m vom Haldenstandort entfernt. Keine Daten für das zweite Quartal 2000.

Die Klimadaten liegen für die Jahre 2000 bis 2004 vor (Abb. C3.12). Die Halde liegt auf einem Gelände, welches auch Halden von Rückständen/ Werkstoffen/ Schlacken aus der Stahlproduktion beherbergt. Das Grundwasser wird im gesamten Gelände abgepumpt und aufbereitet, so dass der Grundwasserspiegel ~10 Meter unterhalb der Feineisenhalde liegt.

Da die Zusammensetzung des Grundwassers aus einer Mischung der diversen Emittenten des gesamten Geländes resultiert, ist dessen differenzierte Auswertung bezüglich verschiedener Parameter für dieses Fallbeispiel nicht zielführend.

C3.2.2 Zuordnung zur Standortkategorie – Hauptfragestellungen

Die Feineisenhalde im Harzvorland gehört auf Grund ihrer vorwiegend feinkörnigen Glas-Sedimentgemische (Schlacken) aus der Hüttenindustrie zur Standortkategorie 3 (Kap. B3.2).

Hauptfragestellungen sind die Einschätzung des Krustenpotentials (Krustenpotential-Kennwert-Verfahren, Stufe I) und bei Nachweis eines erhöhten Krustenpotentials ($N > 16$) die Ermittlung des Krustentyps, der primären Schutzwirkung und der Effektivität (Stufe II, Teil A).

C3.2.3 Fachliche Vorgehensweise und Hauptergebnisse am Standort

C3.2.3.1 Stufe I: Einschätzung des Krustenpotentials

Im Resultat der Haldenbegehung in Verbindung mit geologischer Profilaufnahme an einem Bohrstockprofil und weiteren Aufschlüssen sind folgende Aussagen zu treffen:

- Der zentrale Haldenkörper und die Haldenflanken müssen als getrennte Areale betrachtet werden. Die variierenden sedimentologischen Charakteristika (relativ homogenes Material versus ausgeprägte gradierte Schichtung) sind über die Materialschüttung auf dem Plateau bzw. an den stark geneigten Flanken verständlich.
- Auf Grund des überwiegend grobkörnigen Materials wird eine relativ geringe Wassersättigung des Haldenkörpers angenommen. Das Material ist für Wasser und Sauerstoff gut zugänglich. Große Teile des Haldenkörpers unterliegen daher seit Beginn der Ablagerung in verschiedenem Umfang der Verwitterung.
- Der untersuchte oberflächennahe Bereich der Halde ist insbesondere im Bereich der Haldenflanken im Makro- und Mesomaßstab heterogen. Es treten dünne, feinkörnige Schlufflagen auf.
- Krusten verschiedener Dicke kommen an mehreren Stellen in unterschiedlichen Tiefen vor:
 - Die Oberfläche des Haldenplateaus besteht aus einer 5 bis 10 cm mächtigen, lockeren Lage, die eine durchgehende, 10 bis 50 cm dicke Kruste überdeckt (künstlicher Aufschluss; Abb. C3.13). Diese oberste Kruste besitzt eine hohe Elastizität (vibrierende Oberfläche).
 - An den Flanken ist eine Abfolge gradiert, verkrusteter Schüttungspakete (≤ 1 m mächtig) sichtbar (Abb. C3.14). Der feinkörnige Anteil (Schluff) wirkt als Wasserstauer und die groben Lagen als Kapillarsperre. Dieses führt lokal zu Sickerwasser, welches seitlich an der Halde austritt oder über Bruchstrukturen in tiefere Lagen gelangt. Der Schluff bildet einen Gleithorizont, an dem darüber lagernde Schüttungspakete abgleiten können, bei Abgrabung des Haldenfußes.

Die Untersuchung von Haldenmaterial (Beprobung vorhandener und künstlicher Aufschlüsse, Feststoffanalytik, S4-Test) erlaubt folgende Aussagen:

- Die gröberen Schüttungslagen werden durch magnetische Rückstände (~ 47 Ma% Fe_2O_3 , ~ 19 Ma% SiO_2), die feineren durch Schlackenreste (~ 31 Ma% Fe_2O_3 , ~ 34 Ma% SiO_2) dominiert.
- Ab einer Tiefe von ca. 25 cm ist das Material stark alkalisch mit pH-Werten > 12 (Abb. C3.13). In Richtung Haldenoberfläche sinkt der pH-Wert auf 8,8, was mit der Laugung und Neutralisierung durch Reaktion mit CO_2 aus der Luft (Karbonatisierung) zu erklärt ist. Die Hauptkomponenten in den S4-Extrakten der Krustenlagen sind Na, Si, SO_4 und CO_3 .

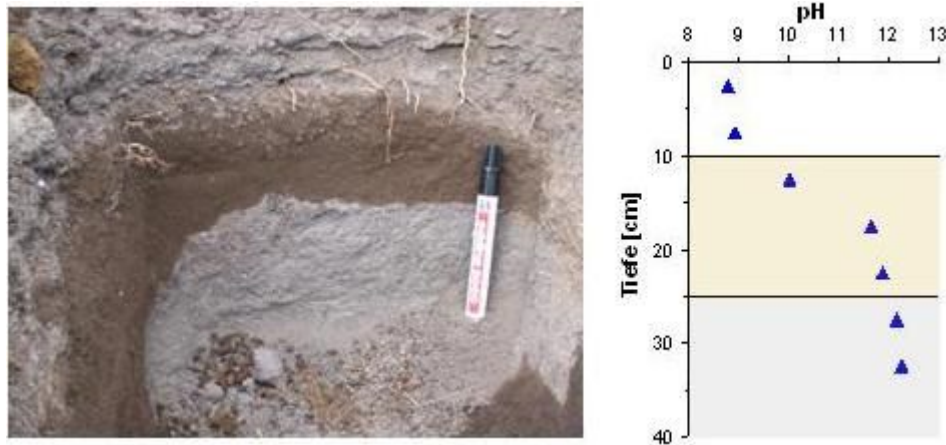


Abb. C3.13: Feineisenhalde im Harzvorland. Künstlicher Aufschluss mit pH-Werten an der Haldenoberfläche: 0 bis 10 cm Lockermaterial, 10 bis 25 cm braune Kruste, ab 25 cm graue Kruste.



Abb. C3.14: Feineisenhalde im Harzvorland. Verkrusteter Haldensüdhang.

C3.2.3.2 Stufe II: Quantifizierung des Krustenpotentials und Bewertung der aus der Krustenbildung resultierenden Schutzwirkung

Die Internstruktur des Haldenkörpers wurde geoelektrisch charakterisiert. Dazu wurden 13 geoelektrische Profile in NS-Richtung (Abstand 10 m) und ein OW-Profil (Elektrodenabstände 2 bzw. 1 m) gemessen. Das 3D-Modell des spezifischen elektrischen Widerstands der Halde zeigt einen primär hoch leitfähigen Haldenkörper, der von einer schlecht leitfähigen Schicht unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt ist (Abb. C3.15). Das Modell kann zur Auswahl von Aufschluss-Punkten für weitere Untersuchungen verwendet werden.

Krustentypen: Die systematische geologische Aufnahme von Tiefenprofilen auf dem Plateau sowie in den Flankenbereichen der Halde und die Probenuntersuchung (Feststoffanalytik, S4-Test, Elektronen- und Lichtmikroskopie von Dünnschliffen) erlauben folgende Aussagen:

- Die primäre Mineralogie des Sediments ist extrem komplex und sehr variabel. Neben Quarz und Silikaten der Olivin- und der Melilith-Gruppen treten häufig Cohenit, gediegen Eisen, eine Vielzahl von Fe-, Mg-, Fe-V-, Ca-Fe- und Ca-Al-Fe-Oxiden sowie Karbonate und Gläser variabler Zusammensetzung auf. Die mengenmäßigen Anteile der Phasen können lagen- und bereichsweise sehr stark variieren.

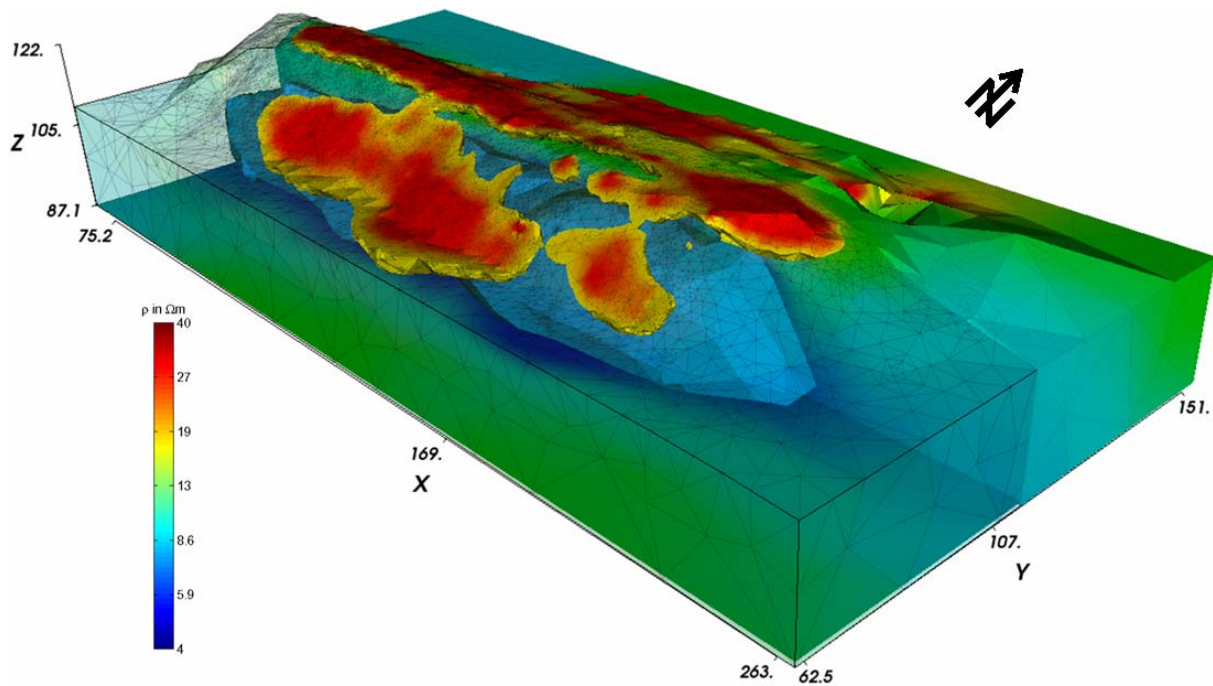


Abb. C3.15: 3D-Modell des spezifischen Widerstands der Schlackenhalde im Harzvorland, Blickrichtung aus SO. Grenzwerte für die Isokörper: Kern 8 Ωm , Deckschicht 20 Ωm .

- Die häufigsten reaktiven Primärphasen im Sediment sind Na-, K-reiche und Al-arme Gläser. Diese Gläser zeigen randlich oft deutliche Lösungserscheinungen und sind von ein bis mehreren, überwiegend dünnen Gelschichten umgeben (Abb. C3.16A). Gele verkitten die Feinfraktionen silikatischer und karbonatischer Phasen in Poren Hohlräumen (Abb. C3.16B). Weitere Phasen mit deutlichen Alterationserscheinungen sind Cohenite.
- Die Krustenlagen sind überwiegend gelreich. Nach ihrer Farbe, Korngröße und mechanischen Beständigkeit lassen sich auf dem Plateau zwei Typen unterscheiden:
 - eine oberflächennahe, durchgängig ausgebildete, bräunlich gefärbte Kruste aus mittelsandigem Material mit höheren Anteilen sekundärer Karbonate und Fe-Hydroxide und
 - eine unterlagernde grau gefärbte Kruste aus mittelsandigem Material.
- Beide Krustentypen sind hart. Im trockenen Zustand tritt eine noch weiter gehende Verhärtung ein. Die Farbunterschiede beider Typen hängen mit dem Grad der Eisenoxidation zusammen. Im Gegensatz zu feinen Lagen sind in den groben Lagen viele (z.T. oxidierte) Eisenpartikel zu erkennen.
- An den Haldenflanken tritt im Feinkornbereich ($< 100\mu m$) eine gelreiche Kruste auf. Der grobkörnige Bereich ist durch Kantenverkittung stabilisiert.

Räumliche Verteilung der Krusten: Mit Hilfe des 3D-Widerstands-Modells (Abb. C3.15) lässt sich die Verteilung der Krusten (bzw. des von Krusten beeinflussten Bereichs) als hochohmige Deckschicht an der Haldenoberfläche ableiten. Lücken in dieser Deckschicht deuten auf Mächtigkeiten unterhalb des Auflösungsvermögens der gewählten Messanordnung hin. Insgesamt weisen sowohl die geoelektrischen, als auch die geologischen Daten (Profilaufgrabung) darauf hin, dass die gesamte Haldenoberfläche von einer kontinuierlich ausgebildeten Kruste mit jedoch unterschiedlicher Mächtigkeit bedeckt ist.

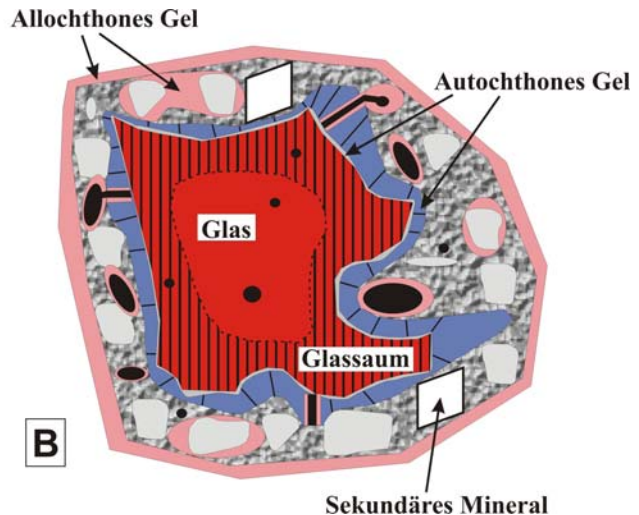
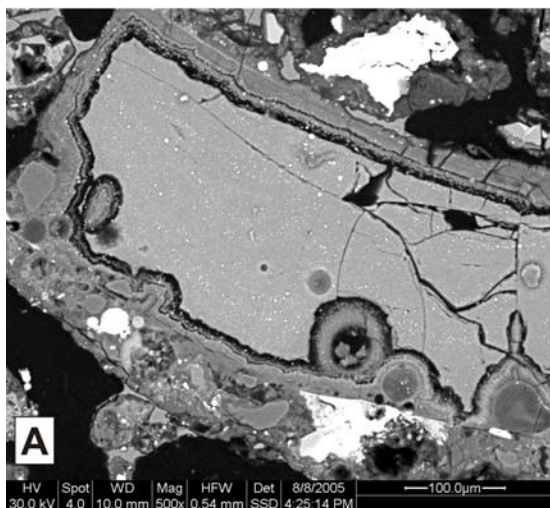


Abb. C3.16: *Reaktive Primärphasen im Haldensediment. A) Elektronenmikroskop-Bild eines K-reichen Glasfragments mit umgebender Gelschicht. B) Schematische Darstellung der Glaslösung und Gelbildung (2 Geltypen).*

Wasserrückhaltevermögen der Krusten: Zur Bewertung des Wasserrückhaltevermögens wurden im Fall der Feineisenhalde vor allem geophysikalische Methoden eingesetzt:

- Zeitliches Monitoring des spezifischen elektrischen Widerstandes und Vergleich mit Niederschlagsdaten: Für diesen Versuch wurde ein vertikales ($a = 5 \text{ cm}$) Profil im östlichen Bereich des Plateaus installiert und über mehrere Monate regelmäßig und bei einsetzendem Regen gemessen. Erniedrigungen des spezifischen Widerstandes durch eindringendes Wasser lassen sich bei den natürlichen Regenereignissen von bis zu 20 mm nur bis in Tiefen von maximal 20 cm verfolgen (Abb. C3.17). Dies sind die Dimensionen der Kruste in diesem Bereich.
- Aktive Beregnungsversuche: Das Wasserrückhaltevermögen wurde unabhängig von natürlichen Regenereignissen durch aktive Beregnung mit bekannten Wassermengen auf kleinen Teilflächen auf der Oberfläche der Halde und gleichzeitiger geoelektrischer 2D-Array-Messung charakterisiert. Die Abb. C3.18 zeigt die Änderungen des spezifischen Widerstands auf Grund des eindringenden Wassers ($\sim 50 \text{ mm}$) auf der östlichen Seite des Plateaus nach einem Tag. Aus der Tiefe und dem Infiltrationsvolumen lässt sich eine gegenüber einem Sandboden deutlich verminderte Infiltrationsgeschwindigkeit feststellen. Es findet verstärkt eine Ausbreitung in alle horizontalen Richtungen statt. Ein horizontaler Abfluss entlang der Plateauneigung ($\sim 2^\circ$) ist nicht festzustellen.
- Infiltrationsexperimente in Technikumssäulen: In Laborversuchen im Technikumsmaßstab lassen sich Beregnungsversuche unter definierten Randbedingungen und mit großer räumlicher Auflösung durchführen. Abb. C3.19 zeigt den Vergleich der Änderungen des spezifischen elektrischen Widerstands auf Grund einer eindringenden Wasserfront (14 mm/30 min.) (i) in einer Säule mit einer Kruste (auf der Halde entnommen) und (ii) einer Säule, die mit homogenisiertem Material aus dem Haldeninneren befüllt wurde und keine Kruste aufweist. Nach 14 Std. ist die Wasserfront in der unverkrusteten Säule bis $> 30 \text{ cm}$ Tiefe vorgedrungen, während sie in der verkrusteten Säule zwischen 15 und 20 cm verharrt. Die Messungen haben gezeigt, dass die gesamte aufgebrachte Wassermenge aus der verkrusteten Säule wieder verdunsten kann, während dies bei der unverkrusteten auf Grund des tieferen Eindringens nicht gelingt (Distanz kann durch kapillaren Aufstieg nicht überwunden werden).

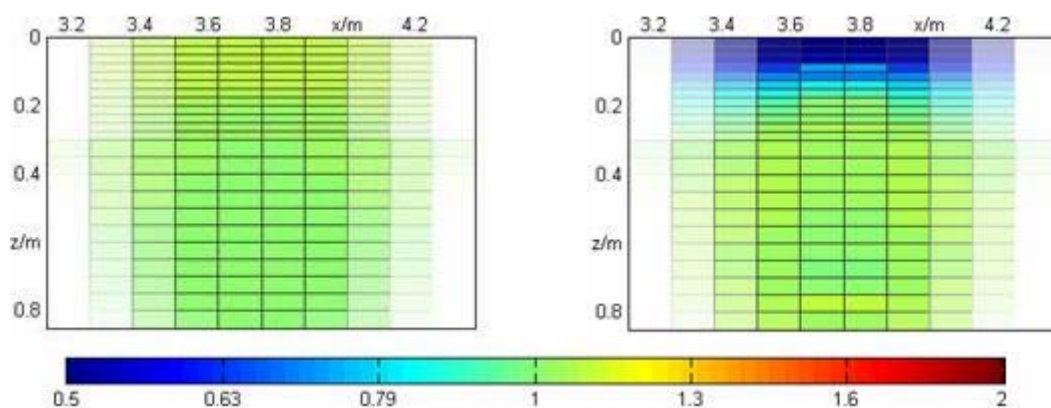


Abb. C3.17: Änderung des spezifischen Widerstands vor (links) und nach (rechts) einem Regenereignis von 11,2 mm innerhalb von 2 Std..

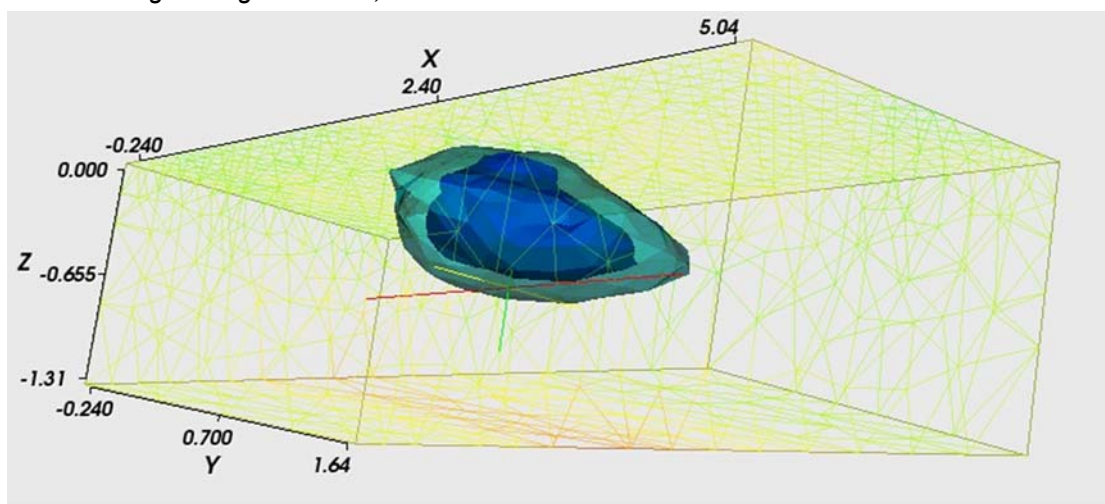


Abb. C3.18: Charakterisierung des Eindringverhaltens von Wasser durch 2D-Array-Messung: Änderung des spez. elektrischen Widerstands um 20% (dunkelblau) bzw. 10% (hellblau) durch künstl. Beregnung im Zentrum der Anordnung nach einem Tag.

Fazit: Alle geophysikalischen Messungen auf verschiedenen Skalen und bei unterschiedlichen Randbedingungen zeigen ein ausgeprägtes Wasserrückhaltevermögen der Krustenbereiche bzw. ein deutlich verlangsamtes Eindringen bei großen Wassermengen.

Schadstoffbindevermögen der Krusten: Die Feststoffanalytik (RFA) für Detailproben aus natürlichen oder künstlichen Aufschlüssen zeigt, dass es in Krustenbereichen keine signifikante An- oder Abreicherung von Schadstoffen (Schwermetalle, As, V) gegeben hat. Möglicherweise wurden im oberflächennahen Bereich keine Schadstoffe freigesetzt. Die Sorptionskapazität der sekundären Silika-Gel- und Eisen(hydr)oxidphasen ist hoch. Die neutral bis schwach alkalischen pH-Werte (9 bis 10) begünstigen Schwermetallsorption an Hydroxid-Oberflächen. Es ist jedoch anzunehmen, dass ein Teil des Na und SO_4 in der Lösung dem System entzogen wird.

Erosionssperre: Durch die flächenhafte Verbreitung der Krusten über den gesamten Haldenkörper ist dieser gegen Erosion wirkungsvoll geschützt. Es sind an keiner Stelle der Halde Erosionsrinnen sichtbar, die auf einen Austrag von Material durch Regenwasser hindeuten. Lediglich am unteren Rand der Südflanke sind Abbruchstrukturen zu erkennen, die aus Baggerarbeiten am Haldenfuß resultieren. Hier rutschen z.T. weitere Krustenpakete an Schichtgrenzen ab, bzw. wird das freigelegte lockere Material ausgetragen. Kleinere Mengen des an der Oberfläche lagernden lockeren Sediments werden durch Wind ausgetragen.

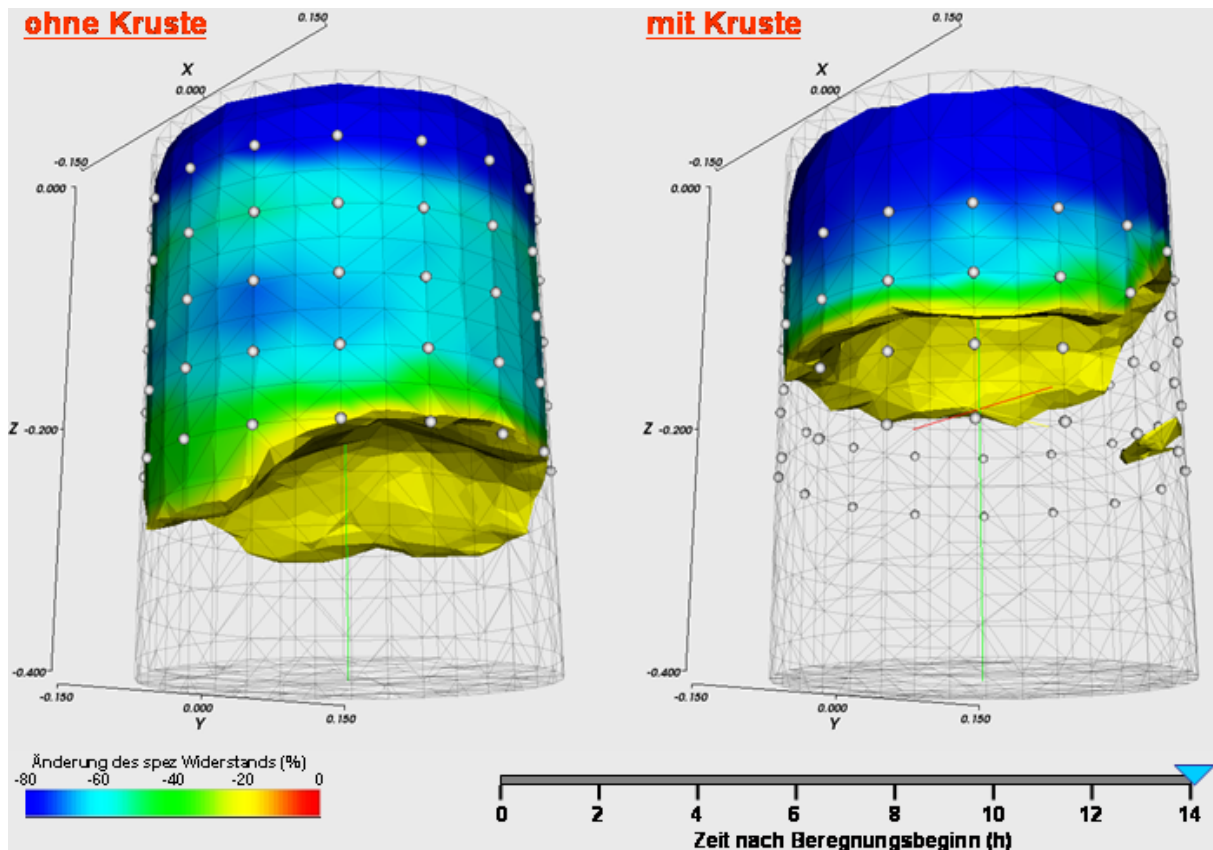


Abb. C3.19: Vergleich der Änderung des spezifischen elektrischen Widerstands auf Grund einer eindringenden Wasserfront - Säulenversuch: (links) unverkrustetes Material aus dem Haldeninneren, (rechts) Haldenmaterial was eine Kruste enthält, Dimensionen der Versuchsanordnung: Durchmesser 30 cm, Höhe 80 cm.

Gassperre: Es wurden keine Hinweise gefunden, dass die Krusten als Gassperre fungieren:

- Die Krusten bilden keine vollständige Wassersperre. Gasdiffusion in der Halde findet hauptsächlich über die Gasphase statt (Gasdiffusion über die Gasphase ist relativ schnell im Vergleich zur Gasdiffusion über die Wasserphase).
- Die Bodenluftmessungen zeigen mit $> 20,4$ Vol.% O_2 hohe Sauerstoffgehalte zwischen 0,20 und 0,95 m Teufe. Sauerstoff wird also schneller nachgeliefert als er verbraucht wird.
- Die Kohlendioxidgehalte unterhalb der obersten Kruste sind signifikant erniedrigt (0,01-0,02 Vol.% in der Bodenluft in 0,20 bis 0,95 m Tiefe) im Gegensatz zu 0,05 Vol.% an der Haldenoberfläche. Das alkalische Haldenmaterial absorbiert Kohlendioxid stark (Karbonatisierung).

Langzeitstabilität: Die Stabilität der Si-Gel-reichen Krusten ist stark abhängig vom pH-Wert, dem Wasserhaushalt und der Wasserchemie. Generell gilt, dass im hoch-alkalischen pH-Bereich sich die Si-Netzwerke der Gläser und Gele auflösen. Die Löslichkeit der Si-Gele nimmt ab pH 10 exponentiell zu (Abb. C.22). Da die Si-Löslichkeit weiterhin stark abhängig von den Glasauflösungskinetiken und der Bildung von stabileren Misch-Gele ist (Wasserchemie), ist die tatsächliche Zunahme der Si-Löslichkeit geringer. Es wurden z.B. im tieferen Haldenbereich Si-Porenwasserkonzentrationen von „nur“ ≤ 1600 mg/L (bei pH 13,2) und im Oberflächennahenbereich ≤ 21 mg/L (bei pH 8,5) gemessen. Die aus Misch-Gele bestehenden Si-reichen Krusten sind als Metastabil zu betrachten, wobei die Stabilität im neutralen pH-Bereich (Haldenoberfläche) deutlich größer ist, als im alkalischen Bereich (Haldeninneres).

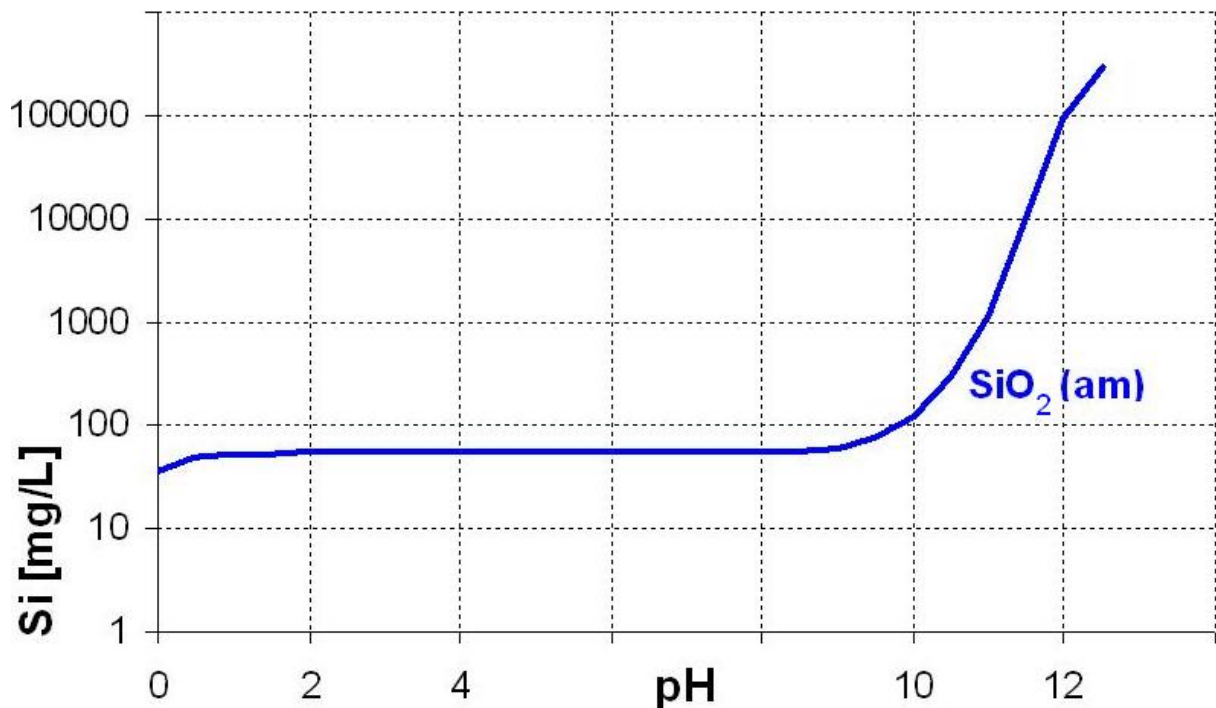


Abb. C3.20: Modellierung der Siliziumkonzentration in der Wasserphase im Gleichgewicht mit $\text{SiO}_2(\text{amorph})$ (reines Si-Gel) in Abhängigkeit vom pH-Wert.

C3.2.4 Anwendung des Bewertungskonzepts

Jetzt erfolgt die Anwendung des in Kap. B3.3 dargestellten Bewertungskonzeptes konkret auf den Standort

C3.2.4.1 Bewertungskonzept der Stufe I

Mittlere Korngröße des Materials im oberflächennahen Sediment:

- Die Korngrößen des Haldenmaterials liegen im mittelsandigen Bereich $\Rightarrow$ 4 Punkte

Anteil reaktiver Primärphasen im oberflächennahen Sediment:

- Es sind signifikante Anteile reaktiver Gläser aus dem Verhüttungsprozess vorhanden. $\Rightarrow$ 6 Punkte

Reaktive Primärphasen in lateralen Schichten im O_2 -führenden Bereich angereichert?

- Ja, es gibt einen schüttungsbedingten Lagenbau (Gradierung), wobei die feineren Lagen die höchsten Anteile an reaktiven Gläsern enthalten. $\Rightarrow$ +8 Punkte

Nachlieferung von Wasser und Sauerstoff gegeben?:

- Ja, die Halde ist weder abgedeckt noch wassergesättigt. $\Rightarrow$ kein Punktabzug

Zusatzpunkte für Anreicherungen feinkörniger Materialien an der Haldenoberfläche bei sonst grobblockigen Halden.

- Nicht anwendbar, da das Material auf der Halde generell feinkörnig ist.

Zusatzpunkte für den Nachweis von Verkrustungen.

- Ja, über den gesamten Bereich der Halde sind Verkrustungen sichtbar. $\Rightarrow$ +20 Punkte

Fazit der Stufe I: Die Anwendung des Bewertungsschemas der Stufe I (Kap. B3.3) ergibt ein extrem hohes Krustenpotential (38 Punkte). In ~14 Jahre haben sich an verschiedenen Stellen und in unterschiedlichen Tiefen bereits Krusten von ~30 cm Dicke gebildet. Eine weitere Bearbeitung (Stufe II) wird empfohlen.

C3.2.4.2 Bewertungskonzept der Stufe II

Krustentyp: Die in der Feineisenhalde auftretenden Krustenlagen sind überwiegend gelreich. Die oberflächennahe, durchgängig ausgebildete Kruste enthält höhere Anteile an sekundären Karbonaten und Fe-(Hydr)oxiden, im Vergleich zu tiefer gelegenen Krustenlagen.

Räumliche Verteilung der Krusten: Die räumliche Verteilung der Krusten ist nahezu flächendeckend für den gesamten Haldenkörper mit unterschiedlichen Mächtigkeiten.

Wasserrückhaltevermögen der Krusten: Das verkrustete Feineisenmaterial hat eine deutlich höhere Wasseraufnahmekapazität gegenüber unverkrustetem Material oder einem Sandboden. Die Wirkung der Gelkrusten der Feineisenhalde besteht darin, dass das Regenwasser in den Gelen festgehalten wird, wodurch die Wasserinfiltration zum Haldeninneren erniedrigt wird. Das in den Gelen gespeicherte Wasser kann später mittels Verdunstung wieder abgegeben werden.

Schadstoffbindevermögen der Krusten: Im Krustenbereich ist keine signifikante Anreicherung oder Abfuhr der Schadstoffe (Schwermetalle, As, V) nachzuweisen.

Erosionssperre: Durch die flächendeckende Verteilung der Kruste ist der Haldenkörper wirkungsvoll gegenüber tiefer gehender Erosion geschützt.

Gassperre: Es wurden keine Hinweise gefunden, dass die Krusten als Gassperre fungieren.

Langzeitstabilität: Die aus Misch-Gelen bestehenden Si-reichen Krusten sind als Metastabil zu betrachten, wobei die Stabilität im neutralen pH-Bereich (Haldenoberfläche) deutlich größer ist, als im alkalischen Bereich (Haldeninneres). Weiterhin können klimatische Änderungen zu einer pH-Verschiebung führen.

Teil D: Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der Leitfaden des KORA-Themenverbundes 6 „Bergbau und Sedimente“ widmet sich den großräumigen Gefahr- und Schadensherden, wie sie Braunkohleabraumkippen und Erzbergbauhalden sowie industriell kontaminierte Flussauensedimente darstellen. Hierbei stehen die anorganischen Schad-/Problemstoffe (Spurenmetallo/ Acidität und Sulfat) aber auch HCH und DDX (Flussauen) im Focus.

Die Schad-/Problemstoffminderungsprozesse der Standortfamilien dieses Leitfadens sind sehr weit gefächert - Flussauensedimente (Adsorption/ Einbau in Bodenmatrix), Braunkohleabraumkippen (Sulfatreduktion/ Sulfidfestphasenbildung), Erzbergbauhalden (Krustenbildung am Kapillarsaum). Vereinigt werden die Thematiken allerdings dadurch, dass auf Grund der diffusen Schad-/Problemstoffverteilungsmuster und der Ausmaße dieser Körper eine klassische Herdsanierung (auch teilweise) zumeist unmöglich ist. Daraus leitet sich die Bedeutung des Gegenstands dieses Leitfadens ab – der natürlichen Quelltermminimierung.

Die umfangreiche, allgemeingültige rechtliche Einordnung von MNA-Konzepten in den KORA-Handlungsempfehlungen wird im Leitfaden konkret für die Standortfamilien untersetzt. Gerade für die dem Berggesetz (BBergG) unterliegenden Bergbaukippen/-halden ist festzuhalten, dass das BBergG die Implementierung von MNA zulässt. Durch die Regelungen zur Bergaufsicht wird eventuell ein für MNA-Konzepte am Kippengrundwasser relevanter Zeitrahmen geschaffen. Die Berücksichtigung von NA-Prozessen im Geltungsbereich des BBergG ist zulässig, wenn diese auch nach Bundesbodenschutzrecht und Wasserrecht zulässig ist. Somit kann, auf Basis des BBodSchG, die Implementierung von NA-Prozessen an bergbaulich geschädigten Grundwässern erfolgen. Gerade in Anbetracht der flächenhaften Ausmaße der Quellterme und vor dem Hintergrund der EU-WRRL besitzt der Nachweis der natürlichen Quelltermminimierung als Trendumkehr (MNA-Konzept) entscheidende Bedeutung.

Die MNA-Konzepte für Flussauensedimente basieren vom Grundsatz her auf den Prüfwerten der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV). Das Verfahren bewertet somit, ob es durch die NA-Prozesse zu einem verstärkten Rückhalt kommt und ist an die Sickerwasserprognose angelehnt. Die erlangten Erkenntnisse zur erweiterten Bewertung des natürlichen Rückhalts (z.B. mittels ökotoxikologischer Verfahren) sollten unbedingt Eingang in rechtliche Regelwerke finden.

Im Folgenden werden die wichtigsten Erkenntnisse zu Hauptergebnissen, MNA-Bewertungskonzept und durchgeführter Bewertung für die jeweilige Standortfamilie aufgeführt:

Für die **Flussauensedimente** wurde ein Bewertungssystem aus extraktiv-/ (hydro)geochemischen, ökotoxikologischen und mineralogisch-bodenkundlichen Untersuchungen erarbeitet. Hauptfragestellung ist die Bewertung einer langfristigen und umfassenden Frachtverminderung in Folge der NA-Prozesse.

Der derzeitige gesetzliche Bewertungsrahmen (BBodSchV [1999]) hebt auf akzeptablem Schadstoffrückhalt mittels vorgegebener Maßnahmenwerte (Schadstoffgesamtgehalte) für den Übergang Boden/Pflanze und Sickerwasser-Prüfwertkonzentrationen im Übergangsbereich Boden/Grundwasser ab. Für Auenböden kommt es jedoch in Folge der stark schwankenden Grundwasserstände zur deutlichen Verschiebung der Ortsgebundenheit des Prüfkriteriums. Deshalb ist eine Beurteilung auf Grundlage der Schadstoffkonzentration im Bodenwasser, in unmittelbarer Nähe zur Schadstoffquelle notwendig.

Das Geflecht der Untersuchungen setzt sich zusammen aus der Bestimmung der Gesamtgehalte, der Sickerwasseruntersuchung, der ökotoxikologischen Bewertung und der

Kennzeichnung der Bioverfügbarkeit und der Bindungsfestigkeit. In Beziehung zur Bioverfügbarkeit wurde ein Festphasenmikroextraktionsverfahren zur Bestimmung von HCH, DDX entwickelt, welches Aussagen dazu liefert. Erst durch diese neue Methode ist die Messung in kleinen Probenvolumina und damit eine zeitdifferenzierte Betrachtung in wasser- teilgesättigten Bereichen (Säulenversuche) möglich.

Braunkohleabraumkippen sind als technologisch strukturierte, anthropogene Sedimentkörper zu verstehen, die wesentlich durch die (eventuell flächenhaft variierende) Beschaffenheit der zum Versturz gelangenden Vorfeldsubstrate geprägt sind. Es ist die Struktur- gebundenheit der in Folge Pyritverwitterung generierten Acidität (Problem- und Schadstoffe) zu beachten. Diesbezüglich ist der eigentliche großräumige Kippenkörper von den Verwit- terungszonen (mit extremen Wasserbeschaffenheiten) zu unterscheiden. Diese Verwitterungs- zonen sind an lange offen liegende Tertiärmaterialhaltige Oberflächen (Randschlauchbö- schungen, Übergang Absetzer- zu Förderbrückenkippe) gebunden. Somit wird z.B. die Beschaffenheit der den Tagebauseen zugehenden Kippenwässern kurz- bis mittelfristig durch eventuelle ufernahe Verwitterungszonen geprägt, mittel- bis langfristig aber durch die Beschaffenheit des generellen Kippenkörpers. Demzufolge bedarf es für die Verwitterungs- zonen in Nähe der Seen (und damit kurzfristig) aktiver Gefahrenabwehrmaßnahmen. Für die gesamten Kippenkörper sowie langfristig besitzt jedoch die Frage der natürlichen Quell- terminimierung entscheidende Bedeutung.

Als ein Hauptergebnis bezüglich der NA-Prozesse in Braunkohleabraumkippen ergibt sich, dass die Mikroorganismengemeinschaft der Standorte unter idealen Bedingungen zur sehr schnellen Sulfatreduktion, mit Festlegung in neugebildeten Greigiten, in der Lage ist. Motor der Prozesskette ist dabei der mikrobielle Umbau der mitverstürzten tertiären organischen Substanz (Elektronendonator). Durch die KORA-Forschung liegt dazu ein vertieftes Prozessverständnis vor. Dessen Bedeutung reicht weit über das Thema natürliche Schadstoff- minderung hinaus, da es fachliche Anknüpfungspunkte zur Energieverfahrenstechnik liefert (mikrobielle Kohleverflüssigung).

Die Untersuchung des reduktiven Istzustandes von kleinräumigen Altkippen ist ganz wesent- lich, da diese Körper natürliche Langzeitversuche darstellen, an Hand derer man auf die jetzigen Großtagebaukippen schlussfolgern kann. Für eine Kippe mit ca. 80-jähriger Liegezeit wird der Ablauf der Sulfatreduktion auch in pH-Wertbereichen von < 4,5 gezeigt. Die aufzucht- unabhängigen Methoden (Molekulargenetik) weisen eine große Diversität von Mikroorga- nismen, z.B. aus Fermentierern und acidophilen Sulfatreduzieren nach.

Entscheidende Bedeutung für den Nachweis der natürlichen Schad-/Problemstoffminderung besitzen die isotopengeochemischen Methoden. An Hand der $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Signatur des gelösten Restsulfats kann der Ablauf der Sulfatreduktion nachgewiesen werden.

Das vorgestellte MNA-Bewertungskonzept für Braunkohleabraumkippen beginnt mit der Vorstufe der Standortkategorie-Zuordnung. Hierzu werden das Potential zur Aciditätsgene- rierung und das Potential zur Wiederfestlegung gekennzeichnet und verglichen. Dritter Aspekt ist die Einschätzung des Einflusses der angewandten Tagebautechnologie auf die beiden benannten Potentiale.

Mit den nachfolgenden Untersuchungen der Stufe I sind drei Nachweise zu führen: Es sind reduktive Zonen an Vertikalaufschlüssen mittels Feldelution auszuweisen und weiterhin Indizien zum Ablauf der Reduktionssequenz an den Hauptparametern des bestehenden Grundwassermonitoring-Messnetzes sowie an der Kippengasphase aufzuzeigen.

Bei Relevanz der Ergebnisse der Stufe I erfolgen danach die detaillierten Untersuchungen der Stufe II. Dabei werden zum einen die konkreten Untersuchungsmethoden der Stufe I vertieft, zum anderen weiterführende neue Untersuchungen durchgeführt.

Somit erfolgt zum einen die vertiefte Untersuchung der Kippengrundwasserbeschaffenheit, der erbohrten Kippenmaterialien und der Kippengasphase, zum anderen werden mikrobiologische Mikrokosmenversuche und Geochemische Vorfeldbilanzierungen etc. durchgeführt. Aus diesen Untersuchungen ergeben sich gerade auch durch das Aufzeigen der Limitierungen des natürlichen Schad-/Problemstoffrückhalts Anknüpfungspunkte für ENA-Maßnahmen.

Als entscheidende Erkenntnis ist das Ergebnis des großräumigen, detaillierten Monitorings am Brandenburgischen Beobachtungsraum B4 anzusehen. Unter Zuhilfenahme von Methoden wie der Schwefelisotopie wird für diesen Bereich des Niederlausitzer Reviers gezeigt, dass die Kippengrundwässer der älteren Kippenteile eine geringere Acidität (und damit auch Spurenmetallbelastung) besitzen. Bei Austritt dieser Kippenwässer an die Atmosphäre ist die zu leistende Alkalinisierungsarbeit deutlich geringer, als bei den jüngeren Kippenwässern dieses Gebietes. Dies weist auf die langfristige natürliche Quelltermminimierung hin. Herzstück dieses Monitorings ist dabei die Auswertung der Analysenergebnisse in Bezug zum Kippentalter, welches die jeweiligen Messstellen repräsentieren.

Zusammenfassend bedarf es in Stufe II eines komplexen Geflechts von Untersuchungsmethoden, um den konkreten Nachweis der natürlichen Quelltermminimierung an Braunkohleabraumkippen zu führen.

Erzbergbau- und -aufbereitungshalden weisen ein weites Spektrum an chemischem und mineralogischem Stoffinhalt, Korngrößen und -verteilung, sowie internem Schüttungsaufbau auf. Sie sind in allen Klimaten, auf unterschiedlichsten Untergründen mit verschiedensten Morphologien angelegt. Dabei stellen Haldenkörper großflächige Schadstoffquellen dar, die nur lokal saniert werden können.

Durch Verwitterung und Diagenese kommt es zu einer Reorganisation, die sich intern und extern äußern kann. Im Idealfall kann ein Haldenkörper auf natürlichem Wege zu großem Teil durch Verkrustung der Haldenoberfläche versiegelt werden. Dies hat dann zur Folge, dass sich der „eluierte Anteil“ des Haldenkörpers stark verringert. Daraus abgeleitet sind Untersuchungen notwendig, um diese natürliche Quelltermminimierung zu kennzeichnen.

Studien zum natürlichen Rückhalt an der Quelle haben Priorität, da hier das höchste Potential der Schadstoffaustragsminimierung in Form verschiedenster Retentionsmechanismen wie Neutralisierung, Absorption, Fällung von Sekundärphasen und Gelen, Ausbildung von Krusten und Zementationszonen vorliegt. Das System Halde ist äußerst komplex hinsichtlich Schüttung, Material, Hydraulik und Klima. Eine multidisziplinäre Herangehensweise ist erforderlich, da einzelne Disziplinen nur Details erfassen, die isoliert betrachtet, keine schlüssige Interpretation erlauben.

Die benannte interdisziplinäre Untersuchung muss dabei auch Maßstabsebenen verknüpfen. Weiterhin ist die Kinetik der Teilprozesse zu erfassen. Diese Basisinformationen, eingespeist in eine reaktive Transportmodellierung, erlauben eine Prognose der Entwicklung der Halden unter vorgegebenen Schüttungsbedingungen.

Aus dem im Forschungsprojekt entwickelten wissenschaftlichen Prozessverständnis wurde ein zweistufiges Bewertungsschema extrahiert. Es orientiert sich vor allem an potentiellen Nutzern (Ingenieurbüros) und damit am möglichen Untersuchungsgrad sowie den vermutlich knapper bemessenen Finanzen.

Stufe I stellt eine „Screening“-Methode für bereits unter Beobachtung stehende Haldenkörper dar. Diese Erstbewertung wird dabei mit einem Minimalaufwand durchgeführt. Die Feststellung eines Krustenbildungspotentials an Hand dieser Bewertung dient dabei als erste Entscheidungshilfe hinsichtlich der Standort-Priorisierung auf Grund knapper Finanzmittel.

In Stufe II werden Haldenkörper mit Krustenpotential wesentlich detaillierter untersucht. Dabei werden Krustentyp, räumliche Verteilung der Krusten sowie natürliche Schadstoff-Rückhalt-Wirkungen erfasst. Gerade diese Untersuchungen erfordern eine interdisziplinäre Vorgehensweise. Die interne Reorganisation und die flächenhafte Ausdehnung von Krusten können mit geophysikalischen Messungen visualisiert werden. Mittels des Reaktiv-Transport-Modells FLOTRAN ist es gelungen, an Hand der im Gelände und im Labor gewonnenen Parameter den Zustand eines Haldenkörpers zu modellieren und die Entwicklung zu prognostizieren.

Verkrustungen von Haldenoberflächen sind aus allen Klimazonen und an unterschiedlichsten Haldentypen bekannt und beschrieben. Vorhersagen zur Kinetik der Krustenbildung erfordern detaillierte Kenntnisse des lokalen Klimas und des haldenspezifischen Mikroklimas, da hierbei signifikante Unterschiede für die Sonne und Wind exponierten Bereiche zu erwarten sind. Untersuchungen aus anderen Klimazonen, an ähnlichen Materialien, ermöglichen im Zeitraffer mögliche Entwicklungstendenzen für Zentraleuropa zu erkennen. An Hand von zwei Halden in Deutschland wurden die für die Modellierung relevanten Parameter gewonnen. Ein Haldenkörper in Südspanien (semiarides Klima) diente der Abschätzung der Klimarelevanz.

Die vorgenannten Haldenkörper stellen Extrembeispiele dar, die den Prozess und die Auswirkungen der Krustenbildung unter variablen Material-, pH- und Klimabedingungen hinterlegen. Nebst einer Reihe von eigenen makroskopischen Beobachtungen an anderen Halden und Informationen aus der Literatur, können bei der immensen Vielfalt an Ausgangsmaterialien und Haldentypen und –formen die vorgelegten Untersuchungen/ Bewertungen nur als Einstieg in die Bewertungsproblematik verstanden werden.

Es haben sich auf Grund der umfangreichen Untersuchungen eine Reihe **weiterführender Fragestellungen, offener Probleme** ergeben. Dies gerade vor dem Hintergrund, dass der KORA TV 6 „Bergbau und Sedimente“ deutlich mehr, im Vergleich zu den Themenverbünden 1 bis 3, auf das Prozessverständnis fokussiert war. Somit sind die erlangten Erkenntnisse an den drei Standortfamilien als wichtiger Schritt zu sehen, den es aber, gerade bezüglich der Anzahl der untersuchten Standorte, zu vertiefen gilt. Als weiterer zukünftiger Schwerpunkt ist die Modellierung und Prognose der Schad-/ Problemstoffminderung zu benennen. Hierzu liegen jetzt geeignete Werkzeuge vor (MOD2PHASE, FLOTRAN) mit denen es einer vertiefenden standortkonkreten Bearbeitung bedarf. Für die jeweiligen Standortfamilien ergeben sich folgende weitere Thematiken im Einzelnen.

Bei der Einbeziehung der Erkenntnisse zur natürlichen Schadstoffminderung an **Flussauensedimenten** bedarf es einer Abstimmung zwischen denen im Gesamtsystem Flussauen-/ Flusssedimente geltenden rechtlichen Regelungen zur Bewertung. Hierzu sind auch die Ausführungen zu MNR an Flusssedimenten in Anlage 1 zu beachten. Weiterhin sollten die Erkenntnisse vor allem auf eine breitere Basis untersuchter Standorte gestellt werden.

Für die **Braunkohleabraumkippen** ist ebenfalls eine Übertragung auf andere Standorte angeraten (untersetztes Monitoring), verkoppelt mit der Durchführung komplexer Modellierungen. Für vertiefende Prozessuntersuchungen (Labor) bedarf es der Verwendung von isotopisch dotiertem Sulfat und C-Quellen. Durch diese dann weit von der natürlichen Isotopie entfernte Signatur lässt sich die Frage der Immobilisierung des Sulfatfeststoffpools durch darauf aufwachsende Sulfidfestphasen klären. Entwicklungsbedarf besteht, um die flächenhafte Verteilung stark oxidierten und reduzierter Bereiche auf den Kippen, gerade auch im Anstrombereich von Restseen, auflösen zu können. Diese Fragestellung ist geophysikalisch zu lösen. Es müssen die vorhandenen Erkenntnisse (Kombination Geoelektrik mit induzierter Polarisation) einbezogen werden, um Hauptproblemzonen und Zonen die mit geringem ENA-Aufwand sanierbar wären, zu unterscheiden. Weiterhin sind die entwickelten ENA-Ansätze (siehe TUBAF [2008]) in Feldtests (Pilotvorhaben) zu überführen. Mit dem entwickelten 2-Fluidphasen Code MOD2PHASE lassen sich die komplexen Systeme nachvollziehen, hier bedarf es einer weiteren Anwendung, um durch die praktischen Beispiele den Code weiter zu verbessern.

Für die **Erzbergbauhalden** ist die Rolle des Silizium als Faktor der Langzeitstabilität von Gelkrusten vertiefend zu untersuchen. Weiterhin bedarf es der Entwicklung minimalinvasiver Verfahren zur Unterstützung der Krustenbildung (ENA). Zusätzlich ergeben sich die Fragen der Verbesserung der qualitativen und quantitativen Erfassung des Wasserhaushaltes und der Weiterentwicklung der flächendeckenden geophysikalischen Monitoringverfahren zur schnellen Überprüfung der Effektivität existierender Krusten.

Die Klärung der angeführten offenen Punkte ist wesentlich, um die Prognose und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung noch weiter zu verbessern. Diesbezüglich sollte an konkreten Fallbeispielen, in Zusammenarbeit mit Problemeignern und zuständigen Fachbehörden, das Wissen vertieft werden.

Literatur

- ACD [1993]: „Historische Erkundung zu Liegenschaften der Saxonia AG, Freiberg; Teil 2. Die Spülsandhalde Münzbachtal, Freiberg.“ Agro-consult Dresden GmbH, Unveröffentlichter Bericht, 17 Seiten.
- AG BODENKUNDE [2005]: „Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaft und Rohstoffe in der BRD. Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5)“, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. (5. Auflage)
- APELLO, C.A.J.. & POSTMA, D. [2005] „Geochemistry, groundwater and pollution.“ Balkema Rotterdam, 2. Auflage, 649 S. .
- BBODSCHV [1999]: „Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999.“ - Bundesgesetzblatt, Teil Nr. 36, 1554-1682.
- BERGER, W. [2000]: „Stoffinventar und Stoffänderung durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Lausitzer Braunkohlereviere.“ Dissertation, DGFZ Dresden, *Proceedings des DGFZ e.V.*, **18**, 151 S.
- BERNER, R.A. [1984]: „Sedimentary pyrite formation: An update.“ *Geochim. Cosmo. Acta*, **48**, 605 – 615.
- BLODAU, C. [2006]: “A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds.” *Science of the Total Environment*, **369**, 307–332.
- BLOWES, D.W., PTACEK, C.J., JAMBOR, J.L., WEISNER, C.G. [2004]: “The geochemistry of acid mine drainage.”, in Lollar, B.S. “Treatise on geochemistry”, Elsevier, Oxford, ISBN 0080443443, pp. 149-204.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O. & DUYNISVELD, H.M. [1985]: „Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteins-Aquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld).“ *Zeitschr. Dt. geol. Ges.*, **136**, 534-552.
- BOSMA, T.N.F., MIDDELDORF, P.J.M., SCHRAA, G., ZEHNDER, A.J.B. [1997]: „Mass Transfer Limitation of Biotransformation: Quantifying Bioavailability.“ *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 248-252.
- BRANDT, O. [2003]: „Eintrag und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flusssau-Systemen am Beispiel der Mulde zwischen Bitterfeld/Wolfen und Dessau, Sachsen-Anhalt.“ Dissertation Technische Universität Berlin, 444 S. .
- BRÜMMER, G.W., GERTH, J. & HERMS, U. [1986]: „Heavy Metal Species, Mobility and Availability.“ *Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodk.*, **149**, 382-398.
- BRÜMMER, G.W., J. GERTH & K.G. TILLER [1988]: „Reaktion kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals.“ *Journal of Soil Sci.*, **39**, 37-52.
- BRUNNER, B. & BERNASCONI, S.M. [2005]: “A revised isotope fractionation model for dissimilatory sulfate reduction in sulfate reducing bacteria.” *Geochimica et Cosmoch. Acta*, **69**, 4759-4771.
- CALDERBANK, A. [1989]: “The occurrence and significance of bound residues in soil.” *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **108**, 72-103.
- CARLSON, L; BIGHAM, J M; SCHWERTMANN, U; KYEK, A; WAGNER, F [2002]: “Scavenging of As from acid mine drainage by schwertmannite and ferrihydrite; a comparison with synthetic analogues.” *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, **36(8)**, 1712-1719 .
- CARSEL, R.F., PARRISH, R.S. [1988]: “Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics”, *Water Resources Research*, **24**, 755-769.
- CLARK, I. & FRITZ, P. [1997]: „Environmental Isotopes in Hydrogeology.“ Lewis Publishers. New York, 328 S.
- CLARK, D.E., ZOITOS, B.K. [1992]: “Corrosion of glass, ceramics and ceramic super-conductors.” Noyes Publications, New Jersey.
- COGGANS, C.J., BLOWES, D.W., ROBERTSON, W.D., JAMBOR, J.L. [1999]: „The hydrogeochemistry of a nickel-mine tailings impoundment – Copper Cliff, Ontario“ In FILIPEK, L.H. & PLUMLEE, G.S. (Hrsg.), „The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part B: Case Studies and Research Topics“, *Rev. Econ. Geol.*, **6B**, 447–465.

- CORNELIS, R., CREWS, H., CARUSO, J. & HEUMANN, K.G. (Hrsg.) [2005]: "Handbook of Elemental Speciation II: Species in the Environment, Food, Medicine & Occupational Health.", John Wiley & Sons, Ltd.
- COURTIN-NOMADE, A., BRIL, H., NEEL, C. & LENAIN, J. [2003]: „Arsenic in iron cements developed within tailings of a former metalliferous mine – Enguiales, Aveyron, France.“ *Appl. Geochem.*, **18**, 395–408.
- DECHEMA [2001]: „Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial.“ DECHEMA-Arbeitsgruppe „Validierung biologischer Testmethoden für Böden“, Frankfurt a.M.
- DIN ISO 17616 [2006]: „Bodenbeschaffenheit – Anleitung für die Auswahl und Beurteilung von Bioprüfverfahren zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien.“ Beuth Verlag, Berlin.
- DILBAT & HOTH [2006] „Forschungskomplex Geochemische Vorfeldbilanzierung.“ in RASCHER ET AL. „Lithofazielle Modellierung tertiärer Faziesseinheiten in Bergbaufolgelandschaften.“ Forschungsbericht im Auftrag des LFUG Sachsen, S. 75 –96.
- DOLD, B. [2003a]: "Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste." *Jour. Geochem. Expl.*, **80**, 55-68.
- DOLD, B. [2003b]: „Dissolution kinetics of schwertmannite and ferrihydrite in oxidized mine samples and their detection by differential X-ray diffraction (DXRD).“ *Appl. Geochem.*, **18**, 1531-1540.
- DZOMBAK, D.A., MOREL, F.M.M. [1990]: "Surface complexation modelling: hydrous ferric oxide." John Wiley & Sons, New York, USA.
- EPA [1994]: „Acid Mine Drainage Prediction“ Technical Document, 530-R-94-036 NTIS PB94-201829, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- EU-WRRL [2000]: „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.“, Amtsblatt der EU L 327 v. 22.12.2000.
- FÖRSTNER, U. & JACOBS, P. [2004]: „Schwermetallfreisetzung aus belasteten Überflutungsflächen in Folge bio-chemischer und physikalischer Einflüsse.“ In GELLER, W. „Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. AP 4.5“, S 275-286. BMBF/UFZ Magdeburg. ISBN 3-00-013615-0.
- FORD, R.G.; BERTSCH, P.M.; FARLEY, K.J. [1997]: "Changes in transition and heavy metals partitioning during hydrous iron oxide aging." *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 2028-2033.
- FORTIN, D., ROY, M., RIOUX, J.-P. & THIBAUT, P. J. [2000]: „Occurrence of sulfate-reducing bacteria under a wide range of physico-chemical conditions in Au and Cu-Zn mine tailings.“ *FEMS Microbiol Ecol*, **33**, 197–208.
- FORTIN, D. & BEVERIDGE, T.J. [1997]: "Microbial sulfate reduction within mine tailings: formation of diagenetic Fe-sulfides." *Geomicrobiology Journal*, **14**, 1–21.
- FORTIN, D. RIOUX, J.-P. & ROY, M. [2002]: "Iron and sulfur cycling in the zone of microbial sulphate reduction in mine tailings." *Water Air Soil Pollution: Focus*, **2**, 37–56.
- GARCIA, C., MORENO, D. A., BALLESTER, A., BLAZQUEZ, M. L. & GONZALEZ, F. [2001]: "Bioremediation of an industrial Acid Mine Water by metal-tolerant sulphate-reducing bacteria." *Minerals Engineering*, **14**(9), 997-1008.
- GAULT, A.G., COOKE, D.R., TOWNSEND, A.T., CHARNOCK, J.M., POLYA, D.A. [2005]: "Mechanisms of arsenic attenuation in acid mine drainage from Mount Bischoff, western Tasmania." *Science of the Total Environment*, **345**, 219-228.
- GEOS [2008]: „Mikrobiologische Untersuchungen von NA-Prozessen in Braunkohleabraumkippen.“ Teilprojekt 2 im Gesamtprojekt TUBAF [2008]: „Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohleabraumkippen.“ 62 S.
- GERTH, J. [1990]: „Unit-cell dimensions of pure and trace metal-associated goethites.“ *Geochim. Cosmochim. Acta*, **54**, 363-371.
- GERTH, J., BRÜMMER, G.W. & TILLER, K.G. [1993]: „Retention of Ni, Zn and Cd by Si-associated goethite.“ *Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodk.*, **156**, 123-129.
- GERTH, J. [2007]: „Sickerwasserprognose für anorganische Schadstoffe.“ In: FÖRSTNER, U. & GRATHWOHL, P. „Ingenieurgeochemie“, 2. Aufl., Springer-Verlag.

- GFI [2008]: „Ermittlung geochemischer Prozess- und Modellparameter zur Quantifizierung von NA-Prozessen in Braunkohleabraumkippen.“ Teilprojekt 5 im Gesamtprojekt TUBAF [2008]: „Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohleabraumkippen.“ 83 S.
- GIERE, N.V., SIDENKO E.V., LAZAREVA, E.V. [2003]: “The role of secondary minerals in controlling the migration of arsenic and metals from high-sulfide wastes (Berikul gold mine, Siberia)” *Appl. Geochem.*, **18**, 1347–1359.
- GILBERT, S.E., COOKE, D.R., HOLLINGS, P. [2003]: “The effects of hardpan layers on the water chemistry from the leaching of pyrrhotite-rich tailings material.” *Environ. Geol.*, **44**, 687-697.
- GLEISNER, M., HERBERT JR., R.B., FROGNER-KOCKUM, P.C. [2006]: „Pyrite oxydation by Acidithiobacillus ferrooxidans at various concentrations of dissolved oxygen.“ *Chem. Geol.*, **225**, 16-29.
- GRAUPNER, T., KASSAHUN, A., RAMMLMAIR, D., MEIMA, J.A., KOCK, D., FURCHE, M., FIEGE, A., SCHIPPERS A., MELCHER, F. [2007]: „Formation of sequences of cemented layers and hardpans within sulfide-bearing mine tailings (mine district Freiberg, Germany).“ *Appl. Geochem.*, **22**(11), 2486-2508.
- GUNSINGER, M.R., PTACEK, C.J., BLOWES, D.W., JAMBOR, J.L. [2006]: “Evaluation of long-term sulfide oxidation processes within pyrrhotite-rich tailings, Lynn Lake, Manitoba.” *Journal. Cont. Hydrol.*, **83**, 149-170.
- HANDBUCH DER BODENUNTERSUCHUNG [2000]: „Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter; physikalische, chemische und biologische Untersuchungsverfahren: gesetzliche Regelwerke.“ Hrsg. Deutsches Institut für Normung, Beuth Verlag.
- HABICHT K. [1997]: „Sulfur isotope fractionation in marine sediments and bacterial cultures.“ Dissertation, *Berichte Fachbereich Geowissenschaften der Uni Bremen*, **106**, 125 S. .
- HARRISON, A. G. & THODE, H. G. [1958]: “Mechanism of the bacterial reduction of sulphate from isotope fractionation studies.” *Transactions of the Faraday Society*, **54**, 84-92.
- HGC [2005]: „Wassermonitoring Spülsandhalde Münzbachtal“ Bericht von Fa. Hydro-Geo-Consult, *Saxonia-Bericht*, **Nr. 4152**.
- HILLE J., RUSKE R., SCHOLZ R., WALKOW F. (HRSG.) [1992]: Bitterfeld – Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. Schadstoffe und Umwelt“ Schadstoffe und Umwelt, 10. Schmidt Berlin.
- HOTH, N. [2004]: „Modellgestützte Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in Braunkohleabraumkippen und deren Abstrom unter Berücksichtigung natürlicher Rückhalt- und Abbauprozesse“ *Schriftenreihe für Geowissenschaften*, **15**, 214 S.
- HOTH, N.; FELDMANN, H., RINKER, A., GLOMBITZA, F. & HÄFNER, F. [2005]: “Reductive processes within lignite dumps - chance of a long-term natural attenuation process”, *Geoderma*, **129**(1-2), 19-31.
- HOTH, N., KNÖLLER, K., KASSAHUN, A., STORCH, A., TRÖGER, K., STIEBITZ, E., KUTSCHKE, S., SIMON, A., DILBAT M. & HÄFNER, F. [2007]: „Grundwasserkörper „Braunkohleabraumkippe“ – Strukturverständnis und natürliche Quelltermminimierung.“ in DREBENSTEDT, C. & STRUZINA, M.: „Management bergbaubedingten Säurepotentials“, S. 56-69, ISBN 10: 3-7739-6025-5.
- JOHNSON, R.H., BLOWES, D.W., ROBERTSON, W.D., JAMBOR, J.L. [2000]: “The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario.” *Journal of Contam. Hydrol.*, **41**, 49–80.
- JOHNSON, S.E., HERMAN, J.S., MILLS, A.L. & HORNBERGER, G.M. [1999]: “Bioavailability and desorption characteristics of aged, nonextractable atrazine in soil.” *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**, 1747-1754.
- JURY, W.A., GARDNER, W.R. & GARDNER, W.H. [1991]: „Soil physics.“ Wiley & Sons, New York, USA.
- KAUBISCH, M. [1986]: „Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaues.“ Dissertation, Bergakademie Freiberg, 104 S. .
- KHAN, S.U., IVARSON, K.C. [1982]: “Release of soil bound (nonextractable) residues by various physiological groups of microorganisms.” *Journal of the Environ. Sci. Health B*, **17**, 737-749.
- KNÖLLER, K. [2000]: „Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus.“, Dissertation, *UFZ-Bericht*, **33**, 153 S. .

- KNÖLLER, K. & TRETTIN, R. [2003]: „Isotopensignaturen in Schwefelverbindungen.“ - In: NESTLER, W. & GRISCHEK, T. „Handbuch der Wasserversorgung und Sulfatbelastung des Grundwassers unter land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen.“ S. 28-45.
- KNÖLLER, K., FAUVILLE, A., MAYER, B., STRAUCH, G., FRIESE, K. & VEIZER, J. [2004]: “Sulfur cycling in an acidic mining lake and its vicinity in Lusatia, Germany.”, *Chemical Geology*, **204**, 303-323.
- KONONOVA, M.M. [1966]: „Soil organic matter.“ Pergamon Press, London, 544 S. .
- KOSCHORRECK, M. [2008]: “Microbial sulphate reduction at a low pH.” *FEMS Microbiol. Ecol.*, **64**, 329–342.
- KUNZ, B., STARKE, R., KLEMM, W. & BEUGE P. [2000]: „Die Mulde.“ In: FURRER R. ET AL. (Hrsg.): Die Belastung der Elbe – Teil 2. Hintergrundbelastung der deutschen Nebenflüsse, Karlsruhe: 39 – 52.
- KUNTZE, H. [1991]: „Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis.“ In ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. & HARRESS, H.-M. „Bodenschutz.“ 1530, 1-86, Berlin.
- LABO [2005]: „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung.“ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, Ständiger Ausschuss Altlasten –ALA, Ad-hoc Unterausschuss „Natural Attenuation“: Positionspapier, Entwurf vom 01.06.2005.
- LAWA [1994]: „Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden.“ Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Stuttgart , 19 S. .
- LESLIE, H.; TER LAAK, T.; BUSSE, F.; KRAAK, M. & HERMENS, J. [2002]: „Bioconcentration of Organic Chemicals: Is a Solid-Phase Microextraction Fiber a good Surrogate for Biota?“ *Environmental Science and Technology*, **36**, 5399-5404.
- LEUCHS, W. [1985]: „Mikrobiell beeinflusste Stoffverschiebungen zwischen Grundwasser und Grundwasserleiter in einem pleistozänen Aquifer.“ *Zeitschr. Dt. geol. Ges.*, **136**, 553-561.
- LFUG [2002]: „Bewertungshilfen bei der Gefahrenverdachtsermittlung in der Altlastenbehandlung – Teil A: Orientierungswerte zur Ermessensausübung sowie Prüf- und Maßnahmewerte“, Eigenverlag.
- LICHTNER, P.C. [2007]: „FLOTTRAN“ User’s manual: two-phase non-isothermal coupled thermal-hydrologic-chemical (THC) reactive flow & transport code, Version 2.0: LA-CC 02-036, LANL Report LA-UR-01-2349, 26. Oktober 2007, Los Alamos, USA.
- LINDEMANN M. [2000]: „Das ökologische Großprojekt Bitterfeld – Wolfen, eine Bilanz aus fachlicher Sicht.“ *Altlastenspektrum*, **4**, 208 – 214.
- LMBV [1999]: „Montanhydrologisches Monitoring – Grundwasserprobenahme.“ Anlage 7.2, 16 S. .
- LOCK, K. & JANSSEN, C.R. [2003]: “Influence of ageing on zinc bioavailability in soils.” *Environmental Pollution*, **126**, 371-374.
- LOWSON, R.T.[1982]: „Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen.“ *Chemical Review*, **82**, 461 - 497.
- LUTHY, R.G., AIKEN, G.R., BRUSSEAU, M.L., CUNNINGHAM, S.D., GSCHWEND, P.M., PIGNATELLO, J.J., REINHARD, M., TRAINA, S.J., WEBER, W.J., WESTALL, J.C. [1997]: "Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents." *Environmental Science & Technology*, **31**, 3341 - 3347.
- MATTHEß, G.[1990]: „Die Beschaffenheit des Grundwassers.“ Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- MCGREGOR, R.G. & BLOWES, D.W. [2002]: “The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings.” *Journal of Geochem. Expl.*, **76**, 195-207.
- MC KIBBEN, M.A. & BARNES, H.L. [1986]: „Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: rate laws and surface texture.“ *Geochim. Cosmochim. Acta*, **50**, 1509 - 1520.
- MEIMA, J.A., REGENSPURG S., KASSAHUN, A. & RAMMLMAIR, D. [2007]: „Geochemical modelling of hardpan formation in an iron slag dump.“ *Minerals Engineering*, **20**, 16–25.
- MONCUR, M.C., PTACEK, C.J., BLOWES, D.W. & JAMBOR, J.L., [2005]: “Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment.” *Appl. Geochem.*, **20**, 639–659.
- MORDAUNT, C.J., GEVAO, B., JONES, K.C. & SEMPLE, K.T. [2005]: “Formation of non-extractable pesticide residues: observations on compound differences, measurement and regulatory issues.” *Environ. Pollut.*, **133**, 25-34.

- MORIN, G. & CALAS, G. [2006]: "Arsenic in soils, mine tailings and former industrial sites." *Elements*, **2**, 97-101.
- NICHOLSON, R.V. [1994]: „Iron sulfid Oxidation Mechanisms: Laboratory Studies.“ Chapter 6 in Jambor, J.L. & Blowes, D.W.: „Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfid Mine Wastes.“ Mineralogical Association of Canada, Waterloo – Ontario, 163 – 183.
- PAKTUNC, D. & DUTRIZAC, E. [2003]: „Characterization of arsenate-for-sulfate substitution in synthetic jarosite using X-ray diffraction and X-ray absorption spectroscopy.“ *Canad. Mineral.*, **41**, 905-919.
- PARKHURST, D.L. & APPELO, C.A.J. [1999]: „User's guide to PHREEQC 2“, U.S. Geological Survey, Water Resources Investigations Report, 99-4259, Denver-Colorado.
- PFLUG, W. [1998]: Kap. „Einführung“ in PFLUG, W.: „Braunkohletagebau und Rekultivierung.“ Springer Verlag, S.6.
- PIGNATELLO, J.J. & XING, B. [1996]: "Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles." *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 1-11.
- PRAHARAJ, T. & FORTIN, D. [2004]: "Indicators of Microbial Sulfate Reduction in Acidic Sulfide-Rich Mine Tailings." *Geomicrobiology Journal*, **21**, 457–467.
- PUCHELT, H. [1992]: „Environmental Inorganic Geochemistry of the Continental Crust.“ In HUTZINGER, O. „The Handbook of Environmental Chemistry.“ Vol. 1, Springer Verlag Berlin.
- RAMMLMAIR, D. [2002]: „Hard pan formation on mining residuals.“ In MERKEL, B., PLANER-FRIEDRICH, B. & WOLKERSDORFER, C. „Uranium in the Aquatic Environment.“ Springer, Berlin, pp. 173 – 182
- RAMMLMAIR, D., GRAUPNER, T., KLOSA, D., MELCHER, F. & LODZIAK, J. [2005]: „Alteration and precipitation pattern within a slagheap from an iron production site.“ *Eur. J. Min.*, **17**(Beiheft 1), 106.
- RAURET, G., Lopez-Sanchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. [1999]: „Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials“ *Journ. Environ. Monit.*, **1**, 57 – 61.
- REES, C.E. [1973]: "A steady-state model for sulphur isotope fractionation in bacterial reduction processes." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **37**: 1141-1162.
- RITCHIE, A.I.M. [1994]: „Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport.“ in JAMBOR, J.L. & BLOWES, D.W.: „Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfid Mine Wastes.“ Mineralogical Association of Canada, Waterloo – Ontario, 201 – 221.
- SCHIPPERS, A. [2004]: „Biogeochemistry of metal sulfide oxidation in mining environments, sediments, and soils.“ In AMEND, J.P., EDWARDS, K.J. & LYONS T.W. "Sulfur biogeochemistry - Past and Present." Special Paper 379. Geol. Soc. America, Boulder, Colorado, USA, pp. 49-62.
- SCHULTE, U., STRAUß, H., BERGMANN, A. & OBERMANN, P. [1997]: „Isotopenverhältnisse der Schwefel- und Kohlenstoffspezies aus Sedimenten und tiefen Grundwässern der Niederrheinischen Bucht.“ *Grundwasser*, **3**, 103-110.
- SCHWARTZ, R., GERTH, J., ZSCHOKE, A., NEUMANN-HENSEL, H., BLEY, S., RUTTKOWSKI, V. & FÖRSTNER, U. [2006]: „Natürlicher Schadstoffrückhalt in kontaminierten Auen - Beispiel Spittelwasser.“ 12. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Cesky Krumlov (CR), Tagungsband, 3 S.
- SCHWERTMANN, U., SÜSSER, P. & NÄTSCHER, L. [1998] in SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. „Lehrbuch der Bodenkunde.“, 14 Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, S. 108.
- SINGER, P.C. & STUMM, W. [1970]: „Acidic Mine Drainage: The Rate-Determining Step.“, *Science*, **167**, 1121 - 1123.
- SOMMER, M., KACZOREK, D., KUZYAKOV, Y. & BREUER, J. [2006]: „Silicon pools and fluxes in soils and landscapes – a review.“ *Journ. Plant Nutr. Soil Sci.*, **169**, 310 –329.
- STANDKE, G. & BELLMANN, H.-J. [2004]: „Erkundung, Lagerstättengeologie und Vorräte der Braunkohletagebaue“ in Berkner, A & Wolf, P. : „Der Braunkohlenbergbau im Südraum Leipzig.“ LfUG-Bergbaumonographie, S.40-62.
- STEINER & STRUCK [2007]: „Untersuchung der rechtlichen Rahmenbedingungen für den kontrollierten natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer.“ Abschlussbericht des KORA-Projektes 8.3, FKZ 02WN0383, 186 S. (auf beiliegender CD).

- STUMM, W. & MORGAN, J.J. [1996]: „Aquatic Chemistry“. John Wiley , 1022 S. .
- TASSÉ, N., GERMAIN, D., DUFOUR, C. & TREMBLAY, R. [1997]: „Hard-pan formation in the Canadian Malartic mine tailings: implications for the reclamation of the abandoned impoundment.“ In “Fourth International Conference on Acid Rock Drainage.” CANMET, Natural Resour. Can., Ottawa, vol. 4, pp. 1797–1812.
- TU BAF [2006]: „Untersuchung und Auswertungen zur Kennzeichnung und Beeinflussbarkeit der Sulfatreduktion/ Sulfidbildung in Braunkohleabraumkippen“ Endbericht, LMBV-Forschungsvorhaben, Berlin, 148 S.
- TUBAF [2008]: „Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohleabraumkippen.“ Gesamtabschlussbericht zum BMBF/ LMBV-Forschungsthema, 168 S. (auf beiliegender CD).
- UFZ [2008]: „Isotopengeochemische Prozessuntersuchungen zur Sulfatreduktion in Braunkohleabraumkippen“ Abschlussbericht des Teilprojekts 2 im Gesamtprojekt TUBAF [2008]: „Bedeutung von NA-Prozessen für die Grundwasserbeschaffenheitsentwicklung in Braunkohleabraumkippen.“80 S.
- US-EPA [2001]: “Monitored Natural Attenuation” US-EPA Research Program - An EPA Science Advisory Board Review. Washington DC, U.S. Environmental Protection Agency.
- VAIRAVAMURTHY, M.A. [1995]: „Geochemical transformation of sedimentary sulphur : an introduction.“ *ACS Symposium Series*, **612**, 1-14.
- WAN, J., TOKUNAGA, T.K., SAIZ, E., LARSEN, J.T., ZHENG, Z. & COUTURE, R.A. [2004]: „Colloid formation at waste plume fronts.“ *Environ. Sci. Technol.*, **38**, 6066-6073.
- WEAST [1976]: “Handbook of Chemistry and Physics, 57th Edition, CRC Press, Cleveland Ohio.
- WEBER, W.J. JR. & HUANG, H. [1997]: „A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 10. Relationships between desorption hysteresis and the diagenetic profiles of organic domains II and III.“ *Environmental Science and Technology*, **31**(9), 2562-2569.
- WEDEPOHL, K.H. [1991]: „The Composition of the Upper Earth’s Crust and the Natural Cycles of Selected Metals.“ In MERIAN, E.: “Metals and their Compounds in the Environment”, Verlag Chemie, Weinheim.
- WILLIAMSON, M.A. & RIMSTIDT, J.D. [1994]: “The kinetics and electrochemical rate determining step of aqueous pyrite oxidation.“ *Geochim. Cosmochim. Acta*, **58**, 5443-5454.
- WISOTZKY, F. [1994]: „Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohle-revieres und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.“ *Besondere Mitteilung zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch*, **58**, Hrsg. LUA NRW, 153 S. .
- WISOTZKY, F. [1998]: „Assesment of the extent of sulfate reduction in lignite mining dumps using thermodynamic equilibrium models.“ *Water, Air and Soil Pollution*, **108**, 285-296.
- WÜNSCHE, M. [1974]: „Die bodenphysikalischen, -chemischen und mineralogischen Eigenschaften der Abraumschichten und ihre Eignung für die Wiederurbarmachung im Braunkohlenrevier südlich von Leipzig.“ Unveröffentlichter Forschungsbericht, VEB GFE Halle - BT Freiberg, 192 S. .
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. [1989]: „Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetall-bindungsformen in Böden.“ *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft*, **59/I**, 505 - 510.

Übersicht über die KORA-Produkte:

KORA-Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung

MICHEL J., STUHRMANN M., FREY C. & KOSCHITZKY H.-P. (Hrsg.) [2008]: Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, www.natural-attenuation.de, ISBN-13 978-3-89746-092-0.

Leitfaden TV 1 (MKW)

WABELS, D. & TEUTSCH G. [2008]: Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralöl-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE. ZAG Universität Tübingen, ISBN-13 978-3-89746-093-9.

Leitfaden TV 2 (Teerölaltlasten)

WERNER, P., BÖRKE, P. & HÜSERS, N. [2008]: Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölaltlasten, im BMBF-Förderschwerpunkt KORA. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Band 58 ISBN 978-3-934253-50-6.

Leitfaden TV 3 (CKW)

GRANDEL, S. & DAHMKE, A. [2008]: Leitfaden – Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel. ISBN – 978-3-00-026094-0.

Leitfaden TV 4 (Deponien)

DGFZ (Hrsg.) [2008]: KORA- Leitfaden "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse" (KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 04/2008, www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627.

Leitfaden TV 5 (Sprengstofftypische Verbindungen)

JOOS, A., KNACKMUSS, H. J. & SPYRA, W. [2008]. Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei sprengstofftypischen Verbindungen. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 5 Rüstungsaltlasten. IABG mbH (Hrsg.), Berlin, ISBN 978-3-00-025181-8.

Leitfaden TV 6 (Bergbau- und Flussauensedimentstandorte)

HOTH, N., RAMMLMAIR, D., GERTH, J. & HÄFNER, F. [2008]: Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimenten. Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung. KORA Themenverbund 6: Bergbau und Sedimente. Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, TU Bergakademie Freiberg. ISBN-13 978-3-89746-098-X.

Synopse TV 7 (Modellierung)

DGFZ (Hrsg.) [2008]: KORA-Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse - eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008, www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627.

Abbildungsverzeichnis

Abb. A2.1:	Schematische Modellvorstellung zur natürlichen Schadstoffminderung im Kontext zum Gesamtsystem „Flussauensedimente“ (aus SCHWARTZ ET AL. [2006])	15
Abb. A2.2:	Schematische Modellvorstellung zur natürlichen Schad- und Problemstoffminderung für „Braunkohleabraumkippen“ im Kontext zum Gesamtsystem (aus HOTH [2004])	19
Abb. A2.3:	Stufen der mikrobiellen Redoxsequenz nach STUMM & MORGAN [1996]	19
Abb. A2.4:	Schema der natürlichen Schadstoffminderung in Erzbergbauhalden (nach RAMMLMAIR [2002])	23
Abb. A2.5:	Krustenbildung (a) in-situ (an einer primären Inhomogenität), (b) an einer pH- / Redoxgrenzfläche und am Kapillarsaum, (c) an der Haldenoberfläche.	24
Abb. B1.1:	Schema der geochemisch-ökotoxikologischen Methodenkombination	31
Abb. B1.2:	Schema zur Beprobung der Medien Feststoff, Wasser und Gasphase mit SPME-Fasern (s = Schadstoff)	32
Abb. B2.1:	Einteilung von Standortkategorien für Braunkohleabraumkippen an Hand des Kriteriums A) zur Schad-/Problemstoffgenerierung	36
Abb. B2.2:	Einteilung von Standortkategorien für Braunkohleabraumkippen an Hand des Kriteriums B) zur Wiederfestlegung der Acidität/ Schadstoffe	37
Abb. B2.3:	Beispielhafte Feldeluatkennwerte (pH-Wert, ELF-Wert) von Vertikalprofilen am Kippenstandort Espenhain (Mitteldeutsches Revier) im älteren Kippensüdteil a) einer Rammkernsondierung (RKS) b) einer tiefen Kippenbohrung (aus HOTH [2004])	39
Abb. B3.1:	Schema zur Einbindung der zweistufigen Untersuchung des Krustenpotentials in die Bearbeitung eines Grundwasserschadensfalls an einer Bergbau- oder Aufbereitungshalde (verändert nach LABO [2005]).	52
Abb. B3.2:	Bewertungsschema zur Einschätzung des Krustenpotentials durch Ermittlung der Krustenpotential-Kennzahl (Stufe I).	53
Abb. B3.3:	Bewertungsschema für das Krustenpotential (Stufe II).	54
Abb. C1.1:	Lage des Untersuchungsgebiets und -standorts (markierte Stelle bei Jeßnitz) sowie untersuchtes Bodenprofil am Spittelwasser-Ufer (Horizontangaben nach Bodenkundlicher Kartieranleitung, AG BODENKUNDE [2005])	57
Abb. C2.1:	Feldelutionskennwerte (pH, ELF, pE) für die Kippenbohrungen RZW 1 (links) und RZW 40 (rechts) am Kippenstandort Zwenkau	65
Abb. C2.2:	$\delta^{34}\text{S}$ -Werte und Sulfatgehalt an Kippengrundwassermessstellen der ASK Zwenkau/Cospuden (KNÖLLER [2000])	66
Abb. C2.3:	$\delta^{34}\text{S}$ - Schwefelisotopie von gewonnenen Porenwässern der Kippe Zwenkau in Abhängigkeit vom Kippenalter – links Absetzer- und rechts Förderbrückenkippe aus TUBAF [2006]	66
Abb. C2.4:	FeRB/ SRB-Mikrokosmenversuche (Proben 11) – zeitliche Entwicklung der Fe^{2+} -, Fe_{ges} -, SO_4 -Gehalte und Sulfatisotopie aus TUBAF [2008].	67
Abb. C2.5:	Neugebildete, framboidalen Fe,S-Phasen am ausgebauten Feststoff nach Versuchsende – REM Untersuchungen aus TUBAF [2008]	67
Abb. C2.6:	Vorfeldbilanzierung der Parameter S_{ges} -, CaCO_3 - und Pelitgehalt sowie hydrolytische Acidität für ausgewählten Tagebaufelder des Südraum Leipzig – Zwenkau/Cospuden (jeweils im Norden), „Vereintigt Schleenhain“ (jeweils im Süden), Witznitz (jeweils im Osten)	68
Abb. C2.7:	Lage der Rammkernsondierungen und ausgebauten Kippengrundwassermessstellen im Bereich des Südteils Altkippe Plessa (zwischen RL 107 und 108/109) aus TUBAF [2008]	74

Abb. C2.8:	Feldelution Messstelle MPL 13 (RKS PL 12) – pH-Wert, ELF, pE-Wert aus TUBAF [2008]	74
Abb. C2.9:	Transekte I –Sulfatkonzentrationen der Kippenmessstellen und RL107 und 108	75
Abb. C2.10:	Transekte II – Sulfatkonzentrationen der Kippenwassermessstellen und RL 107 und 108	75
Abb. C2.11:	$\delta^{34}\text{S}$ -Werte [‰ _{CDT}] des gelösten Sulfats der Kippengrundwässer der Transekten I und II	76
Abb. C2.12:	Zusammenhang zwischen den $\delta^{18}\text{O}$ [‰ _{VSMOW}] und $\delta^{34}\text{S}$ [‰ _{CDT}] des gelösten Sulfats der Kippengrundwässer der Transekten I und II (aus UFZ [2008], TUBAF [2008])	76
Abb. C2.13:	Häufigkeitsverteilung $\delta^{34}\text{S}$ -Werte [‰ _{CDT}] der Feststoffschwefelspezies CRS und Feststoff-Sulfat in den Sedimenten der Transekte II (aus UFZ [2008], TUBAF [2008])	77
Abb. C2.14:	Nachweis von framboidalen Sulfidphasen am erbohrten Kippenmaterial im Bereich Transekten I und II (aus TUBAF [2008])	77
Abb. C2.15:	Konzentrationen und Umsatzraten für Eisen und Sulfat im Versuchsansatz MPL11 (aus GEOS [2008], TUBAF [2008])	78
Abb. C2.16:	Darstellung der Beobachtungsräume B1 bis B4 des LMBV-Gütemonitoringnetzes der Brandenburgischen Niederlausitz mit zugehörigem Kippenalter (Kartengrundlage DGFZ/ LMBV)	79
Abb. C2.17:	Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Eisen- und Sulfatgehalte dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter	80
Abb. C2.18:	Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Isotopie des Sauerstoffs und Schwefels am Sulfat sowie des Kohlenstoffs am DIC dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter	80
Abb. C2.19:	Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring - Keimzahlen für Sulfatreduzierer (Postgate) und Autotrophier (Krueger) dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter	81
Abb. C2.20:	Beobachtungsraum B4, untersetztes Monitoring – Berechnete $\text{KB}_{6,5}$ -Werte als Maß für die zu verrichtende „Alkalinitätsarbeit“ dargestellt in Abhängigkeit vom Kippenalter	81
Abb. C3.1:	Schematische Darstellung der Lage und des Aufbaus der Spülsandhalde sowie der Verteilung wichtiger Untersuchungspunkte. Die Dämme sind in grau dargestellt.	85
Abb. C3.2:	Monatliche Niederschläge und Tages-Durchschnittstemperatur der Luft (2 m Höhe über Dach Lehrbergwerk „Reiche Zeche“) - Wetterstation des Interdisziplinären Ökologischen Zentrums (IÖZ) der TU Bergakademie Freiberg (Quelle: Internetauftritt des IÖZ).	86
Abb. C3.3:	Tiefe der Alteration für ein Querprofil über die Spülsandhalde Münzbachtal. Krusten sind nicht dargestellt (Lage des Profils siehe Abb. C3.1).	87
Abb. C3.4:	Modell des spezifischen elektrischen Widerstands (ER) parallel zur Münzbachverrohrung durch die Spülhalde Münzbachtal. (Lage des Profils siehe Abb. C3.1).	88
Abb. C3.5:	Profil durch die sandigen Sedimente im SE-Randbereich der Spülhalde Münzbachtal. Das verkrustete Teilprofil wurde in vier Pakete unterteilt. A – C: Ergebnisse der RFA-Feststoffanalytik. D: in-situ pH-Werte.	89
Abb. C3.6:	Krustentypen im SE-Randbereich der Spülhalde Münzbachtal. A. Linsen- und lagenförmige gelarme (sulfatreiche) Krusten. B. Elektronen-Mikrosondenanalyse einer Fe-As-S-Si-gelreichen Kruste.	89
Abb. C3.7:	Rasterelektronenmikroskopisches Bild von oxidierten Spülsanden mit Krustenlagen der Spülhalde Münzbachtal. Fotomosaik der Verteilung von offenem Porenraum, teilerfülltem Porenraum, primären und sekundären Phasen (Fe-reiche Sekundärphasen).	90

Abb. C3.8:	Verteilung As-führender Phasen in Krusten (Rückstreuелектронен-Aufnahme). Oben: Arsen-Verteilung in Graustufen und bildanalytisch ermittelte Intensität für entsprechende Tiefen. Unten: die Porenraumverteilung im Profil (elektronenmikroskopisches Fotomosaik).	91
Abb. C3.9:	Sauerstoffgehalt im Porenvolumen des Haldensediments. Profil A in Abb. C3.1 im Randbereich der Feinkornablagerung (Feinsande mit diskontinuierlichen Schluffeinlagerungen).	92
Abb. C3.10:	Modellierungsergebnisse (nach ~70 Jahren) für eine (A) homogene Verteilung der reaktiven Primärphasen (es bilden sich keine Krusten) und eine (B) lagenartige Anreicherung der reaktiven Primärphasen in Schwermineral- und Tonlagen (Krustenbildung). Die blaue Linie stellt die simulierte Sauerstoffkonzentration in der Haldenluft dar. (C): Modellierung der Krustenlangzeitstabilität. Dargestellt ist die Zusammensetzung der obersten Kruste (Beispiel B: 0,33 m Tiefe) als Funktion der Zeit.	94
Abb. C3.11:	Blick von Nordwest auf die Feineisenhalde im Harzvorland.	96
Abb. C3.12:	Monatliche Niederschläge und Tages-Durchschnittstemperatur der Luft (2 m Höhe) einer Wetterstation des Reststoffbetriebs im Harzvorland, ~500 m vom Haldenstandort entfernt. Keine Daten für das zweite Quartal 2000.	96
Abb. C3.13:	Feineisenhalde im Harzvorland. Künstlicher Aufschluss mit pH-Werten an der Haldenoberfläche: 0 bis 10 cm Lockermaterial, 10 bis 25 cm braune Kruste, ab 25 cm graue Kruste.	98
Abb. C3.14:	Feineisenhalde im Harzvorland. Verkrusteter Haldensüdhang.	98
Abb. C3.15:	3D-Modell des spezifischen Widerstands der Schlackenhalde im Harzvorland, Blickrichtung aus SO. Grenzwerte für Isokörper: Kern 8 Ωm , Deckschicht 20 Ωm .	99
Abb. C3.16:	Reaktive Primärphasen im Haldensediment. A) Elektronenmikroskop-Bild eines K-reichen Glasfragments mit umgebender Gelschicht. B) Schematische Darstellung der Glaslösung und Gelbildung (2 Geltypen).	100
Abb. C3.17:	Änderung des spezifischen Widerstands vor (links) und nach (rechts) einem Regenereignis von 11,2 mm innerhalb von 2 Std..	101
Abb. C3.18:	Charakterisierung des Eindringverhaltens von Wasser durch 2D-Array-Messung: Änderung des spez. elektrischen Widerstands um 20% (dunkelblau) bzw. 10% (hellblau) durch künstl. Beregnung im Zentrum der Anordnung nach einem Tag.	101
Abb. C3.19:	Vergleich der Änderung des spezifischen elektrischen Widerstands auf Grund einer eindringenden Wasserfront - Säulenversuch: (links) unverkrustetes Material aus dem Haldeninneren, (rechts) Haldenmaterial was eine Kruste enthält, Dimensionen der Versuchsanordnung: Durchmesser 30 cm, Höhe 80 cm.	102
Abb. C3.20:	Modellierung der Siliziumkonzentration in der Wasserphase im Gleichgewicht mit $\text{SiO}_2(\text{amorph})$ (reines Si-Gel) in Abhängigkeit vom pH-Wert.	103

Tabellenverzeichnis

Tab. A1.1:	Übersicht über die Themenverbünde des Förderschwerpunktes KORA	7
Tab. B1.1:	Bewertungsstrategie für die Rückhaltefunktion Boden	34
Tab. B2.1:	Mischungskoeffizienten verschiedener Tagebautechnologien (aus HOTH [2004] nach KAUBISCH [1986])	37
Tab. B3.1:	Weitere Untergliederung der Standortkategorie 2 - Aufbereitungsrückstände mit vorwiegend fein- bis sehr feinkörnigen Sedimenten aus Erzaufbereitung und Flotation sowie Wasserabfluss als Matrixfluss.	51
Tab. C1.1:	Gesamtgehalte ¹ an anorganischen Schadstoffen sowie einzugsgebietsbezogene Hintergrundgehalte*	60
Tab. C1.2:	HCH- und DDX-Isomere im untersuchten Bodenprofil	60
Tab. C1.3:	Nach unterschiedlichen Verfahren bestimmte Quellkonzentration	61
Tab. C1.4:	LID-Werte in den Eluatbiotests am Standort Jeßnitz (1. und 2. Probenahme)	62
Tab. C1.5:	Maßnahmen- und Prüfwerte nach BUNDES-BODENSCHUTZVERORDNUNG [1999]	62
Tab. C1.6:	Ergebnisse von Säulenelutionsversuchen mit Oberboden („Quelle“ 0- 45 cm) und Auenlehm („Senke“, 30 – 60 cm)	63
Tab. C3.1:	Daten aus Gutachten HGC [2005] – (Untersuchungen 03.-12. 2004).	86
Tab. C3.2:	Elektronen-Mikrosondenanalysen des Schadstoffinventars (Pb, Zn, As) von Jarosit-Gruppen-Mineralen und Fe-As-S-Si-Gelphasen sowie des Einbettungsmaterials	91

Glossar

AFB	Abraumförderbrücke
AFBK	Abraumförderbrückenkippe
AG	Arbeitsgruppe
AMD	Acid Mine Drainage (saure Bergbauwässer – Tagebau, Kippen)
APS	Adenosinphosphosulfat
ARD	Acid Rock Drainage (saure Bergbauwässer – Tiefbau, Halden)
ASK	Absetzerkippe
AVS	Acid Volatile Sulfur (engl. für säurelöslicher Schwefel)
BBergG	Bundesberggesetz
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
BCR	Community Bureau of Reference (Kurzprotokoll europäischer Wissenschaftsgruppe zur sequentielle Extraktion)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover

BMFB	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BSE	Bodensättigungsextrakt
BTEX	Summe für die organischen Schadstoffe Benzol, Toluol, Xylol und Ethylbenzol
C _{org}	Organischer Kohlenstoff (im Feststoff)
C _{hwl}	Heißwasserlöslicher Kohlenstoff (im Feststoff)
C/S-mat	Analyseverfahren zur Bestimmung von Kohlenstoff- und Schwefelgehalten am Feststoff
CDT	Canyon Diablo Troilite – Standard für Sulfatisotopie
CIPW	Umrechnungsmethode einer chemischen Gesteinsanalyse in einen normativen Mineralbestand
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CRS	Chrom reduzierter Schwefel (dem Sulfidgehalt im Feststoff gleichzusetzen)
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan (Insektizid)
DDX	Summe der Organochlor-Insektizide
DEV	Deutsches Einheitsverfahren
DGFZ	Dresdener Grundwasserforschungszentrum e.V.
DIC	Disolved inorganic Carbon (engl. für gelöster anorganischer Kohlenstoff)
DIN	Deutsche Industrienorm
DMSO	Dimethylsulfoxid
DNA	Desoxyribonukleinsäure
DOC	Disolved organic Carbon (engl. für gelöster organischer Kohlenstoff)
EDX	Energiedispersive Röntgenspektroskopie – Elementanalyse am Rasterelektronenmikroskop
Eh	Maß für das Redoxpotential in mV bezogen auf eine Wasserstoff-Platin-Elektrode
ELF	Elektrische Leitfähigkeit
ENA	Enhanced Natural Attenuation
EU-WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
GEOS	G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH
GC	Gaschromatograph

GW	Grundwasser
HCH	Hexachlorcyclohexan
HGC	Firma Hydro-Geo-Consult
HPLC	High performance liquid chromatography (engl. für Hochleistungs-flüssigkeitschromatographie)
ICP	Inductive Coupled Plasma (engl. für induktiv gekoppeltes Plasma)
IÖZ	Interdisziplinäres Ökologisches Zentrum der TU Bergakademie Freiberg
IP	Induzierte Polarisierung
K _{ow}	Oktanol - Wasser-Verteilungskoeffizient
K _{oc}	Verteilungsgleichgewicht organischer Bodensubstanz - Wasser
KB _{6,5}	Basenkapazität gegenüber pH= 6,5
KORA-HE	KORA-Handlungsempfehlungen
KORA-LF	KORA-Leitfaden
KORA-MS	KORA-Methodensammlung
LABO	Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LCKW	Leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe
LC-OCD	Liquid chromatography – organic Carbon detector (Gelchromatographie)
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie
LID	lowest ineffective dilution
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
m-BoSE	mehrfaches konsekutives Bodensättigungsextrakt
MHM	Montanhydrologisches Monitoring
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MNA	Monitored Natural Attenuation
MNR	Monitored Natural Recovery
MPN	most probable number – Abschätzung Zellzahl von Mikroorganismen
MS	Massenspektrometer
MTBE	Methyl-tert-butylether

N _{hwl}	Heißwasserlöslicher Stickstoff (Feststoff)
NA	Natural Attenuation – Natürliches Selbstreinigungsvermögen
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PDB	Proteindatenbank (zentrale Datenbank für biologische Strukturdaten)
pE	Maß für die Elektronenaktivität in Analogie zu pH-Wert
pF	kennzeichnet die Kraft mit der das Bodenwasser entgegen der Schwerkraft in der Bodenmatrix gehalten wird
pH	negativer logarithmischer Wert der Wasserstoffionenkonzentration
REM	Rasterelektronenmikroskop
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
RL	Restloch
RKS	Rammkernsondierungen
RNA	ribonucleic acid (engl. für Ribonukleinsäure)
S _{ges}	Gesamtschwefelgehalt (am Feststoff)
S _{red} /S ₅₅₀	Fraktion des reduzierten Schwefels (am Feststoff)
SEM/ ESEM	Elektronenmikroskopie (englischsprachig)
SPME	solid phase microextraction (engl. für Festphasenmikroextraktion)
STV	Sprengstofftypische Verbindungen
TBR	total body residues
TDR	Time-Domain-Reflectometry (engl. für Zeitbereichsreflektometrie)
TIC	Total inorganic Carbon (engl. für gesamter anorganischer Kohlenstoff)
TN	Total Nitrogen (engl. für Gesamtstickstoff)
TOC	Total organic Carbon (engl. für gesamter organischer Kohlenstoff)
TUBAF	Technische Universität Bergakademie Freiberg
TUHH	Technische Universität Hamburg Harburg
TV	Themenverbund
UFZ	Helmholtzzentrum für Umweltforschungszentrum Halle Leipzig
US EPA	US-Umweltbehörde
XRD	X-Ray Diffraction (engl. für Röntgenbeugung oder Röntgenstreuung)

Anlage 1

Erkenntnisse zu Monitored Natural Recovery an Flusssedimenten (Prof. U. Förstner)

AL1.A1 Charakteristik der einzelnen Standortfamilien / -typen

AL1.A1.1 Flusssedimente und Flussauensedimente

Wie bereits in Kap. A1.3.1 des Haupttextes ausgeführt, finden mit Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie nun auch die Sedimentkontaminationen im Ober- und Mittellauf der Flüsse größere Beachtung.

Tab. AL1.A.1 gibt eine Zusammenstellung von Ursachen für hohe flächenhafte Schadstoffbelastungen durch Sedimente und die ergriffenen Maßnahmen; neben dem Versuch, besonders intensive Schadstoffherde zu entnehmen, stellen Nutzungsbeschränkungen häufig die einzige wirksame Möglichkeit der Gefahrenabwehr dar.

Tab. AL1.A.1: Beispiele für Erfahrungen mit flächenhaft kontaminierten Sedimenten und Böden (nach WITTMANN & FÖRSTNER [2000])

Kategorie	Problem	übliche Maßnahmen
Sedimentbildung in Vorflutern; Depots: Bühnenfelder	Ansammlung schadstoffhaltiger Sedimente in industriellen Vorflutern z.B. der chemischen Industrie, von Hüttenwerken	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoringmaßnahmen, ggf. Entnahme von Schadstoffherden
Hochwassersedimente	Rheinhochwässer; Oderflut 1997; Elbeflut 2002; Kontamination der Flusssedimente und der vom Hochwasser betroffenen Flächen	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoringmaßnahmen, Nutzungseinschränkungen, Entnahme von Schadstoffherden bei Notwendigkeit
Überflutungsedimente in Deichvorländern	Auen und Marschen als Senke für belastete Sedimente	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoringmaßnahmen, Nutzungseinschränkungen
Spülfelder für Hafenschlick	Stoffeintrag in das Grund- und Oberflächenwasser aus Hafenschlick-Spülfeldern	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoring, Sicherungsmaßnahmen
Infiltrationsanlagen	Schadstoffe werden durch Fällung und Sedimentation ausgeschieden	Entfernen der oberflächennahen Sedimentschicht, Entsorgung (Deponie)
Rieselfelder	Schadstoffe aus kommunalen und industriellen Klärschlämmen, die auf Böden durch Schwerkraft entwässert wurden	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoringmaßnahmen, Nutzungseinschränkungen – Nutzungsfreigabe nach angemessener Zeit

Typisch für die Überflutungsgebiete ist die enge Verbindung zwischen den Sedimenten in den Flussläufen (Flusssedimente) und den Ablagerungen auf den Auenböden (Flussauensedimente), die unterschiedliche Alterungsstadien von frischen Sedimentauflagen aus rezenten Hochwasserereignissen bis zu den sich sukzessive zu Böden umgebildeten Altsedimenten („Fluvisole“) aufweisen. Die hydrodynamischen Vorgänge auf den Ablagerungsflächen bewirken einen leichten Abtransport insbesondere von relativ frischen Sedimentauflagen. Insgesamt kommt bei diesen Sedimenten im engeren Sinne der Bewertung der Erosionsstabilität im Rahmen einer Gefahrenbewertung und im Hinblick auf die Auswahl von Stabilisierungsmaßnahmen vorrangige Bedeutung zu. Bei den ortsfesteren Fluvisolen stehen dagegen die chemischen und biologischen Bewertungskriterien bezüglich der verstärkten Schadstoffbindung und verringerten Bioverfügbarkeit im Vordergrund, wenn es um Entscheidungen über Maßnahmen geht.

AL1.A2 Relevante NA-Prozesse

AL1.A2.1 Flusssedimente

In Sedimenten lassen sich drei Gruppen von Natural Attenuation Prozessen unterscheiden:

1. Abbau von organischen Schadstoffen (vorwiegend biologisch vermittelt)
2. Verstärkter Rückhalt von anorganischen und organischen Schadstoffen an Partikeln
3. Verstärkte Erosionsstabilität der Ablagerungen (typisch für Flusssedimente)

Die Bewertung von Sedimenten bezüglich der Nutzung von Natural Attenuation Prozessen hängt von den Beziehungen zwischen sedimenthydraulischen und biogeochemischen Einflussfaktoren ab, die erstmals gemeinsam an einem regionalen Beispiel von WESTRICH & KERN [1996] untersucht wurden (Abb. AL1.A.1).

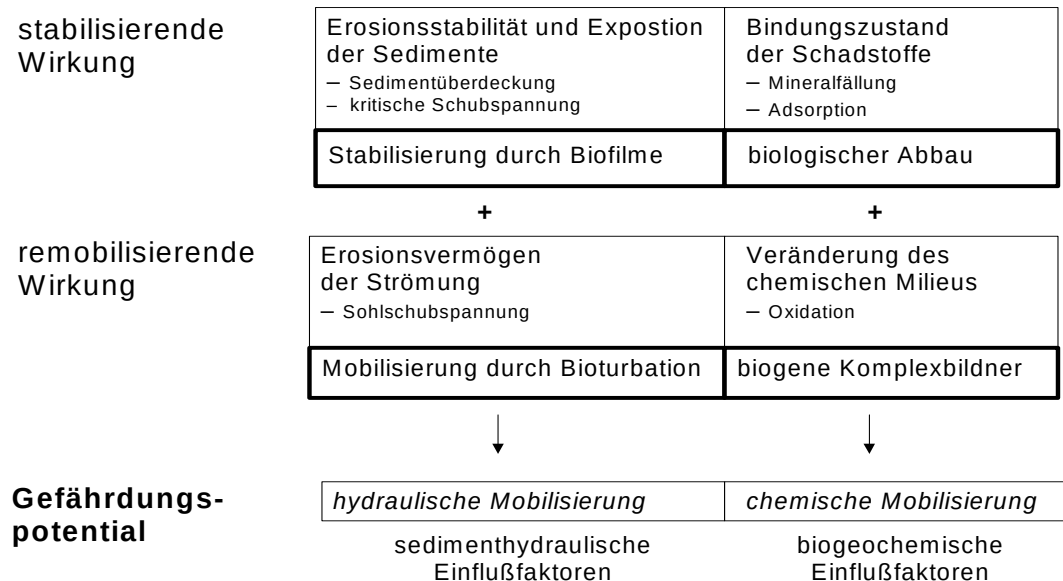


Abb. AL1.A.1: *Hydraulische, biogeochemische und biologische Einflussfaktoren auf die Bindung Mobilisierung von Schadstoffen in Sedimenten (nach WESTRICH & KERN [1996], erweitert „Biologie“)*

Bei einer Risikobewertung von kontaminierten Sedimenten sind zwei Entwicklungen vorrangig zu berücksichtigen:

- das Gefährdungspotential der kontaminierten Flusssedimente resultiert aus der Erosion der Sedimentablagerungen und der Rücklösung von Schadstoffen;
- das Erosionsrisiko hängt zum einen von dem z.Zt. noch weitgehenden unverstandenen Erosionsverhalten der kohäsiven Sedimente und zum anderen von der Häufigkeit und Intensität der auftretenden Hochwässer ab.

Maßnahmen zur Reduktion der Risiken, die von der Erosion kontaminierter Flusssedimente und der Freisetzung von Schadstoffen aus diesen ausgehen, müssen gleichzeitig die sedimenthydraulischen und biogeochemischen Einflussfaktoren berücksichtigen. Als Leitfaden ist dazu KERN & WESTRICH [1999] - „Methoden zur Erkundung, Untersuchungen und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern“ anzusehen. Neueste Forschungsergebnisse zum Thema „Sedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern“ finden sich in dem englischsprachigen Kongressband zum Abschluss des BMBF-Verbundprojektes SEDYMO (13 Teilprojekte, 2002 bis 2006; WESTRICH & FÖRSTNER [2007]).

AL1.A2.1.1 Grundcharakteristik von Natural Attenuation in Fluss- und Flussauensedimenten

Der „Natural Attenuation“-Ansatz basiert auf einem vertieften Prozessverständnis. Neben den Abbau- und Ausbreitungsprozessen sind es *die Veränderungen der biologischen Verfügbarkeit* von Boden- und Sedimentkontaminanten, die bei einer Entscheidung zwischen technischen Maßnahmen und „Liegenlassen“ eine Rolle spielen können. Die unter dem Begriff „Schadstoffrückhalt“ vereinten *intrinsischen Bindungsmechanismen* und ihre *zeitliche Entwicklung* haben bisher in der Praxis wenig Beachtung gefunden. Dabei können die „*diagenetischen*“ Vorgänge, die neben den chemischen Prozessen auch mit einer zunehmenden (mechanischen) Verfestigung der Boden- und Sedimentbestandteile durch Kompaktion, Wasserverlust und Mineralausfällungen in den Porenräumen einhergehen (Tab. AL1.A.2), mittelfristig eine sehr wesentliche Verringerung in der Reaktivität der Feststoffmatrizes und damit auch eine Abnahme der Mobilisierbarkeit der Schadstoffe um den Faktor 100 und mehr bewirken (FÖRSTNER & GERTH [2001]).

Aus praktischer Sicht lassen sich (bei anorganischen Schadstoffen) zwei Prozesse des Natural Attenuation unterscheiden (GERTH ET AL. [2001]):

1. Freisetzung aus einer Schadstoffquelle – abhängig von der Bindungsfestigkeit
2. Verzögerte Ausbreitung der gelösten Schadstoffspezies

Der zweite Fall bezieht sich vor allem auf die Rückhalteprozesse bei der Durchsickerung einer ungesättigten Boden/Sedimentzone unterhalb des kontaminierten Sedimentkörpers. Hier können sich neben den verlängerten Kontaktzeiten durchaus Verdünnungsprozesse positiv bemerkbar machen, da eine konstante Zahl von Hochenergie-Sorptionsplätzen einer geringeren Menge an gelösten Schadstoffspezies gegenübersteht (GERTH ET AL. [2001]).

Tab. AL1.A.2: *Demobilisierung von Schadstoffen in festen Matrices durch natürliche Einflussfaktoren (FÖRSTNER [2003]). (Hochgestellte 1 = typisch für Flusssedimente)*

Ursache (Beispiel)	Wirkung
Kompaktion ¹	<i>Abnahme der Matrix- ...</i>
Verfestigung ¹	- Erodierbarkeit ¹
Phytostabilisierung (Pflanzenwurzeln)	- Durchlässigkeit
Vordringen in „Dead-End-Pores“	- Reaktivität
Rekristallisation	<i>Verringerte Schadstoff- ...</i>
Mitfällung (Hoch-Energie Sorptionsplätze)	- Mobilität
Okklusion und Überzüge	- Verfügbarkeit
Absorption/Diffusion	- Giftigkeit
"Diagenese"	"Natürlicher Rückhalt"

AL1.A2.1.2 Wirkungsweise von NA-Prozessen in Fluss- und Flussauensedimenten

In der Handlungsanweisung der U.S. EPA „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ (ANONYM [2005]) wurde die Wirkung von NA-Prozessen erstmals in einer Prioritätenabfolge für Maßnahmen bei der Sanierung kontaminierter Sedimente dargestellt. In Tab. AL1.A.3 sind diese Prozesse in der Reihenfolge „biologischer Abbau“, „Sorption und anderen Mechanismen, mit denen ein Schadstoff an die Matrix gebunden wird“, „Überlagerung und/oder Vermischung mit sauberem Sediment“ und „Verdünnung durch Verteilung“ aufgelistet. Der letztgenannte Prozess ist jedoch in den meisten Fällen eher kritisch zu sehen: Während die Verteilung das Risiko im Herkunftsgebiet des Schadstoffs reduziert, wird die Exposition in flussabwärts gelegenen Gebiet erhöht und kann dort zu nicht akzeptablen Risiken durch diesen Schadstoff führen.

Tab. AL1.A.3: Grundsätzliche Hierarchie der Monitored Natural Attenuation (MNA) und Monitored Natural Recovery (MNR)-Prozesse für Sedimentstandorte (Highlight 4-1 in ANONYM [2005]). (Hochgestellte 1 = typisch für Flusssedimente)

Viele unterschiedliche natürliche Prozesse sind in der Lage, die Risiken, die von kontaminierten Sedimenten ausgehen, verringern. Nachfolgend sind die wichtigsten Prozesse aufgelistet, in der **Reihenfolge** ihrer Bedeutung, die als Grundlage für die Auswahl von MNR als Sanierungsmethode benutzt werden sollten (ANONYM [2005]):

- I. Der Schadstoff wird durch Prozesse wie **biologischen Abbau** oder abiotische Umwandlungsvorgänge in eine weniger toxische Form überführt
- II. Die **Mobilität oder Bioverfügbarkeit des Schadstoffs** wird durch Sorption oder andere Prozesse, die Kontaminanten an die Sedimentmatrix binden, reduziert
- III. Das Ausmaß der Exposition wird durch die Abnahme der **Schadstoffkonzentration in der oberflächennahen Sedimentzone** durch Überlagerung oder Vermischung mit sauberem Sediment, verringert¹
- IV. Das Ausmaß der Exposition wird durch die Abnahme der Schadstoffkonzentration in der oberflächennahen Sedimentzone durch die **Verteilung partikelgebundener Kontaminanten** oder durch diffusiven bzw. advektiven Transport von Kontaminanten in die Wassersäule verringert (siehe auch die Vorbehalte gegen diese Art der Risikobewältigung im Text)¹

AL1.A2.1.3 Nachweislinien für Monitored Natural Recovery in Flusssedimenten

Die Wirkung von MNR bei der Sanierung von kontaminierten Sedimenten ist nur teilweise vergleichbar mit den länger bekannten Effekten des Monitored Natural Attenuation (Reinigung von Böden und Grundwässern siehe ANONYM [1999]). Bei diesen ist die Umwandlung von Schadstoffen der wirksamste Prozess, während für eine Flusssedimentsanierung diese Prozesse im allgemeinen in einem angemessenen Zeitraum nicht zum Erfolg führen. Bei kontaminierten Flusssedimenten ist es deshalb die Überlagerung und Vermischung durch natürliches, sauberes Sediment (MNR), mit dem sich der zukünftige Sanierungserfolg am besten begründen lässt. Tab. AL1.A.4 zeigt potentielle Nachweislinien für die Wirksamkeit der MNR-Prozesse an kontaminierten Flusssedimenten. Zusätzliche Informationen ergeben sich aus der:

- Charakterisierung der Gewässersedimente, z.B. Kartierung der Sedimenttypen und Aufnahme der Schichtungsstrukturen
- Untersuchung der Flussmorphologie, der längerfristigen Sedimentauflagen und von Hinweisen auf Erosionsprozesse
- Bestimmung von Vermischungsprozessen im Sedimentprofil (z.B. mit radioaktiven Isotopen)

Tab. AL1.A.4: Potentielle „Nachweislinien“ für Monitored Natural Recovery in Sedimenten (ANONYM [2005], Highlight 4-4). (Zutreffendes für Flusssedimente)

- Langfristig abnehmender Trend der Schadstoffgehalte in **höher trophischen Levels** (z.B. fischfressende Fische)
- Langfristig **abnehmender Trend von Schadstoffen in der Wassersäule**, gemittelt über typische Niedrigwasserperioden mit hoher biologischer Aktivität (z.B. Trend bei sommerlichen Niedrigwasserbedingungen)
- **Daten von Sedimentkernen**, die einen abnehmenden Trend der historischen Schadstoffeinträge im Oberflächensediment über die Zeit zeigen

Ein erfolgreiches MNR-Konzept besteht darin, dass ausgewählte chemische oder biologische Zielwerte über die Zeit eingehalten und alle relevanten Risiken auf ein erträgliches Maß reduziert werden. Dies hat auf der Grundlage der geplanten zukünftigen Nutzungseigenschaften des betreffenden Wasserkörpers zu erfolgen. Wegen der signifikanten Restkontamination an manchen Standorten, oder der Schwierigkeit, alle Schadstoffquellen in einem Wasserkörper zu beherrschen kann das Erreichen eines Schadstoffniveaus, das alle sediment- oder biologiebezogenen Kriterien erfüllt, mehrere Jahre oder sogar Jahrzehnte dauern. Deshalb ist es wichtig, auch Zwischennachweise für die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahme zu erhalten (Tab. AL1.A.5):

Tab. AL1.A.5: *Nachweise für die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen an kontaminierten Flusssedimenten (Highlight 8-1 in ANONYM [2005]).*

Zwischennachweise

1. Kurzfristiger Nachweis des Maßnahmenerfolges (z.B., wurden die Reinigungszielwerte erreicht? Konnte die Abdeckung wie geplant installiert werden?)
2. Längerfristiger Nachweis des Maßnahmenerfolges (z.B.; wurden die Reinigungsziele erreicht und für mindestens fünf Jahre eingehalten? Hat die Abdeckung ohne größere Erosionseffekte standgehalten?)
3. Kurzfristige Risikoverringerung (z.B.; zeigen die Daten oder geben diese zumindest Hinweise auf eine Abnahme der Schadstoffgehalte in Fischen, eine Verringerung der benthischen Giftigkeit, oder eine Zunahme in der Speziesdiversität oder anderen Lebensgemeinschaftsindizes nach fünf Jahren?)

Schlüsselmaßnahme

4. Langfristige Risikominderung (z.B.; wurden die Sanierungszielvorgaben in Fischen erreicht oder fand eine ökologische Erholung statt?)

Ein Monitoringplan sollte für jeden Standort mit belasteten Sedimenten entwickelt werden. Die Überwachungsaufgabe umfasst die Erhebung von Geländedaten (d.h. chemische, physikalische und biologische Daten) über eine ausreichende Zeit und Häufigkeit, um den Zustand an einem bestimmten Standort des Gewässers charakterisieren zu können. An den Flusssedimentstandorten ist es häufig erforderlich, Hintergrunddaten von flussaufwärts oder anderen Referenzgebieten zu erhalten. Das kann u.a. wichtig sein, wenn der Einfluss einer größeren Kläranlage oder anderer kontinuierlichen Störungsquelle die Maßnahme beeinträchtigen kann.

Während der Planung des MNR-Konzepts ist es wichtig ein klares Verständnis über die Nutzung der Monitoringdaten zu erhalten, um sicherzustellen, dass die Begutachtung des MNR-Prozesses in einer straffen zeitlichen Maßnahme durchgeführt wird. Auf diese Weise werden die Monitoringdaten zu einem Schlüsselement in dem Entscheidungsprozess sowohl in Bezug auf die Einhaltung von Richt- und Zielwerten als auch für die Frage, ob zusätzliche Managementaktivitäten erforderlich sind.

Auch wenn sich Sedimentstandorte nach Größe und Komplexität stark unterscheiden erfordern sie generell ein hohes Maß an Planung für das durchzuführende Monitoring. Dies begründet sich wie folgt:

- Sedimentstandorte enthalten häufig mehr als nur ein betroffenes Medium (z.B. Sediment, Oberflächenwasser, Überflutungsböden, Organismen, Grundwasser) und mehrere kritische Schadstoffe.
- Sedimentstandorte erfordern ein Monitoring über große Flächen und in einer großen Vielfalt von physikalischen und ökologischen Bedingungen.
- Es treten hohe räumliche und zeitliche Variabilitäten auf.

AL1.A2.1.4 Internationaler Kenntnisstand zu MNR-Prozessen in Flusssedimenten

Für die Identifizierung von möglichen Maßnahmen nach Artikel 16(6) der EU-WRRL bezüglich der Quellen/Ausbreitungspfade von historischen Verschmutzungen aus Sedimenten (S 11.1, ANONYM [2004]) liegen bislang keine Handlungsanweisungen vor. Aus den offiziellen Gremien für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (z.B. Arbeitsgruppe unter Common Implementation Strategy [CIS]) gibt es z.Zt. noch keine Ansätze für eine derartige Anleitung, beispielsweise in der Form einer Bestandsaufnahme von Maßnahmen auf EU-Ebene, die bis 2009 konkret abgeschlossen sein soll.

In den USA findet man dagegen sowohl auf bundes- als auch einzelstaatlicher Ebene gute Anleitungen zum Umgang mit kontaminierten Sedimenten und durch viele praktische Maßnahmen sind die Anwendung sowohl von Einzel- und kombinierten Techniken als auch die Entwicklung konzeptioneller, planerischer und strategischer Ansätze so weit vorangeschritten, dass sie als Beispiele für die anstehenden Problemlösungen im europäischen Raum dienen können. Dies gilt besonders für die Handlungsanweisung „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ der U.S.-amerikanischen Umweltbehörde EPA aus dem Jahr 2005, mit der Projektmanager ihr lokales oder regionales Sedimentproblem ausdrücklich im Flussgebietsrahmen ("watershed context") angehen sollen, unter Beachtung übergreifender Informationen zu (1) anderen Schadstoffquellen, (2) Schlüsselfaktoren im Einzugsgebiet und (3) gegenwärtige und wahrscheinliche oder gewünschte künftige Nutzungen des Gewässers und der anliegenden Landflächen. Die Umsetzung dieser Vorgaben ist für die Oberflächengewässer der Vereinigten Staaten¹ in vollem Gange.

Wie die vorangegangenen Beispiele zur Hierarchie der NA-Kriterien und zu den Nachweislinien für wirksame NA-Effekte gezeigt haben, spielt die Handlungsanweisung der U.S. EPA [2005] eine Vorreiterrolle für den Einsatz von Natural Attenuation Prozessen bei Sedimentkontaminationen. Übersichten geben MAGAR & WENNING [2006] und EVISON ET AL. [2007], u.a. zu folgenden Punkten:

1. Kontrolle der Schadstoffquelle: Es sind Punktquellen (kommunale Abwasserbehandlung, auch Nährstoffe Stickstoff/ Phosphor; industrielle Einleitungen) und Nicht-Punktquellen (landwirtschaftliche Düngereinträge; Wiederherstellung von Feuchtgebieten; Einträgen aus Straßenabläufen) zu unterscheiden. Für einzelne Schadstoffe ist folgende Literatur zu beachten (PAHs: VAN METRE ET AL. [2000], STOUT ET AL. [2001]; PCBs: BRENNER ET AL. [2004]; DDT/ Blei: VAN METRE ET AL. [1998]).
2. Nachweis natürliche Sedimentabdeckung: Hierzu sind Untersuchungen an Sedimentprofilen: (VAN METRE & CALLENDER [1997], BRENNER ET AL. [2001], VAN DER PERK ET AL. [2002], BRENNER ET AL. [2004]) und Messungen von Sedimentationsraten (Sedimentfallen: CONNOLLY ET AL. [2005]) durchzuführen.
3. Wirksame in-situ Prozesse: Hierzu bedarf es der Untersuchung von NA-Prozessen (z.B. Reduktion von Cr[VI] zu Cr[III] unter natürlichen geochemischen Bedingungen, MARTELLO ET AL. [2007]) sowie Enhanced Monitored Natural Recovery [eMNR] (Dünnschichtabdeckung/Steuerung der Sedimentbildung, Zugabe sorptives Material- Aktivkohle, ZIMMERMAN ET AL. [2004], MILLWARD ET AL. [2005]).
4. Monitoring von in-situ Prozessen: („De Minimus Monitoring“: Schadstoffkonzentrationen, Sedimentstabilität, biologische Effekte, konzeptionelles Standortmodell; Entwicklung im Sedimentkern; zeitliche ökotoxikologische Entwicklungen; mechanische Stabilität unter Extrembedingungen, z.B. 100jähriges Hochwasser; Prognose geochemischer Bedingungen (DITORO ET AL. [1991])).

¹ Die rasche Fortentwicklung des Forschungs- und Praxisgebietes, die durch diese U.S.-Aktivitäten ausgelöst wurde, wird u.a. durch die beiden Kongresse der maßgeblichen Battelle-Serie „Remediation of Contaminated Sediments“ von New Orleans (Januar 2005) und Savannah (Januar 2007) dokumentiert, mit 270 bzw. 350 Vorträgen/Postern, direkt verbunden mit den Themen der EPA-Handlungsanweisung 2005: „Site Characterization“, „Risk Assessment“, „Cleanup Goals“, „Watershed Considerations“, „Modeling“, „Feasibility Study Considerations“, „Risk Management Decision Making“ und „Remedial Action and Long-Term Monitoring“

AL1.B Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung für Flusssedimente

AL1.B.1 Voraussetzungen/Prüfkriterien für Natural Attenuation an Flusssedimenten

Für alle drei technischen Konzepte, die von der U.S. EPA für die Sanierung von Sedimentkontaminationen vorgesehen sind, steht eine Kontrolle der Schadstoffquelle an (Tab. AL1.B.1). Auch die weiteren Schlüsselpunkten für Machbarkeitsstudien zur Sedimentsanierung – Betrachtung der Hauptsanierungsalternativen, Kombination von Behandlungsmethoden sowie „Erfassung standortspezifischer Charakteristiken“ folgen jeweils einem international gültigen State-of-the-Art und so könnten bei diesen Punkten die fortschrittlichen U.S.-amerikanischen Ansätze übernommen werden. Anders ist die Situation bei den Punkten „Kostenschätzungen“ und „Institutionelle Prüfungen“, denen zwar in vielen Ländern ähnliche Prinzipien unterliegen, die aber durch die Entwicklung der nationalen Gesetzgebung geprägt sind. Insbesondere ergeben sich Unterschiede beim Bezug von Richt-, Ziel- oder Grenzwerten auf humantoxikologische oder ökologische Kriterien. Es hat sich aber z.B. in den USA bewährt, bei sedimentbezogenen Problemen die Beratungsnetzwerke für den Fischverzehr zu berücksichtigen.

Tab. AL1.B.1 *Einige Schlüsselpunkte für Machbarkeitsstudien zu Sedimentsanierungen (Highlight 3-4 in ANONYM [2005])*

- Grundsätzlich sollten Projektmanager die wichtigsten Aktionen für die **Quellkontrolle** vornehmen und ihre Wirkung bewerten, bevor sie die Alternativen für die Sedimentbehandlung endgültig festlegen
- Grundsätzlich sollten Projektmanager alle **drei Hauptalternativen** – Monitored Natural Attenuation, In-Situ Capping, Entnahme durch Baggern oder Ausgraben – für jedem Standort in Betracht ziehen
- An Standorten mit verschiedenen Wasserkörpern oder Gewässerabschnitten mit unterschiedlichen Charakteristiken und Nutzungen sind meist Alternativen, die verschiedene **Behandlungsmethoden kombinieren**, besonders erfolgsversprechend
- In vielen Fällen können sowohl Monitored Natural Attenuation, In-Situ Capping als auch Entnahme durch Baggern oder Ausgraben zum Ziel einer dauerhaften Wirksamkeit führen; **standortspezifische Charakteristiken** sollten genauer betrachtet werden, um sicherzustellen, dass die ausgewählte Alternative die optimale Lösung darstellt.
- Genaue **Kostenschätzungen**, einschließlich des langfristigen Aufwands für Organisation und Material sowie, wenn erforderlich, für die Transport- und Deponiekosten, sind wichtig für einen guten Vergleich der Alternativen; die tatsächlichen Kosten von Pilotprojekten an einem Standort und von bereits abgeschlossenen Projekten an ähnlichen Standorten sind die besten Grundlagen für eine gute Kostenschätzung

Im Kapitel 2 der U.S. EPA Guidance für kontaminierte Sedimente wird die Bedeutung der Faktoren „Sedimentmobilität“, „Schadstofftransport“ und „Modellierung an Sedimentstandorten“ dargestellt. Ein wichtiger Aspekt des Untersuchungsprogramms an vielen Sedimentstandorten ist die Bestimmung der Bewegung der kontaminierten Sedimente (Oberfläche oder tiefere Schichten) bzw. der Kontaminanten allein; erfolgt dieser Transport in Zeitskalen oder in Mengen, die ein signifikantes Risiko darstellen?

Die Bewertung sollte auf jeden Fall ein 100-jähriges Hochwasser oder vergleichbares Ereignis in Rechnung stellen. Für die entsprechenden Bestimmungen gibt es eine Reihe von Gelände- und Labormethoden (u.a. sind in dem BMBF-Verbundprojekt „Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern [SEDYMO]“ solche Methoden auch im Hinblick auf Sanierungsverfahren an kontaminierten Sedimenten getestet worden; WESTRICH & FÖRSTNER [2007]).

In vielen Fällen ist es erforderlich, dass sich Projektmanager mit dem Einsatz von numerischen Modellen vertraut machen, vor allem für die Vorhersage von künftigen Bedingungen an dem betreffenden

Standort (DEKKER [2003]). Für diese numerischen Modelle sollte typischerweise eine Kalibrierung und Validierung vorgenommen werden. Während quantitative Unsicherheitsanalysen zu Bilanzen im Einzugsgebietsmaßstab und für Nahrungskettenmodelle möglich sind, können solche Analysen bislang noch nicht für Transportmodelle erstellt werden. Häufig lassen sich jedoch in einer Sensitivitätsanalyse die Modellparameter mit dem stärksten Einfluss auf das Gesamtergebnis herausfinden.

AL1.B.2 Abgrenzung von Standortkategorien für Flusssedimenten

Vor dem Hintergrund der angestrebten nachhaltigen Entwicklung von kontaminierten Überflutungssedimenten und 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. Dazu zählen u.a. die Förderung des Pflanzenwachstums zur mechanischen Stabilisierung der Sedimente, die Anwendung von Prozessen des natürlichen Schadstoffrückhalts- und -abbaus sowie auch die Teilentnahme von besonders problematischen Ablagerungen (WITTMANN & FÖRSTNER [2000]).

Für die Planung und die Überwachung dieser und anderer Maßnahmen ist es erforderlich, die Wirksamkeit von einzelnen Teilansätzen abzuschätzen. In der Tab. AL1.B.2 werden die Nachweislinien für die verschiedenen Natural Attenuation Ansätze aufgezeigt, die am Ende für den Erfolg der Gesamtmaßnahme verantwortlich sind (nach GREENBERG & MAGAR in EVISON ET AL. [2007]):

Tab. AL1.B.2 Teilansätze für NA/MNR in Sedimenten und ihre Nachweislinien (nach GREENBERG & MAGAR in EVISON [2007])

NA / MNR-Teilansätze	Nachweislinien
Risikominderung durch Abbau und Umwandlung bzw. verstärkte Feststoff-Bindung des Schadstoffs	• Biologische/chemische Prozesse zur Oxidation bzw. Reduktion • Sorption und andere Effekte der verstärkten Feststoffbindung • Geotechnische Ausfällung (Metalle; auch Enhanced MNR [eMNR]) • andere Prozesse zur Verringerung der Schadstoffmobilität
Abschirmung (Abdeckung) und Verdünnung durch natürliche Sedimentation	• Kontrolle des Schadstoffherdes (Maßnahmen und Überwachung) • Sedimentabdeckung über dem kontaminierten Material (Profile) • Vermischung durch sedimentlebende Organismen
Mechanische Stabilität vs. Aufwirbelung des Sediments	• Verfestigung des kontaminierten Materials und ggf. Abdeckung • Hydrodynamische Untersuchungen (kritische Scherfestigkeit) • Modellierung der Sedimentations- und Erosionsbedingungen
Modelluntersuchungen zur Prognose der langfristigen Qualitätsverbesserungen	• 1-D Sedimentmodellierung • Komplexe Sedimenttransportmodellierungen • Nahrungsketten- und Risiko-Modellierungen
Ökologische Effekte	• Bestimmung der Auswirkungen auf ökologische Rezeptoren • Nachweis der langfristigen Erholung der Gewässerökologie
Langfristige Überwachung	• Nachweise über das Erreichen der Sanierungsziele • Nachweise zur langfristigen Verbesserung der Gewässerqualität

AL1.B.3 MNR-Bewertungskonzept für Flusssedimenten

Einige Schlüsselpunkte für die Auswahl von Monitored Natural Recovery als Maßnahme von Sediment-sanierungen werden in Tab. AL1.B.2 dargestellt. In Kap. AL1.A2.1.2 wurde das Wirkprinzip NA/MNR in der Reihenfolge (1) „biologischer Abbau“, (2) „Sorption und anderen Mechanismen, mit denen ein Schadstoff an die Matrix gebunden wird“ und (3) „Überlagerung und/oder Vermischung mit sauberem Sediment“ als maßgebend beschrieben.

Während sich der biologische Abbau kritischer organischer Substanzen (1) nach Standardmethoden quantifizieren lässt, ist die Rolle der Sorption und anderer Bindungsmechanismen für Schadstoffe (2) für eine summarische Quantifizierung in der Praxis zu komplex. Für die sedimenttypische Fixierung von Schwermetallen als schwerlösliche, praktisch nicht-biologisch verfügbare Sulfidverbindungen wird häufig der Ansatz von ANKLEY ET AL. [1996] des Vergleichs der Summe der gelösten Schwermetalle mit dem säureflüchtigen Sulfidgehalt der Sedimente (SEM/AVS-Verhältnis) herangezogen. Für die Überdeckung mit sauberem Sediment (3) könnte, neben dem Nachweis einer entsprechenden Ablagerung aus Sedimentprofilen, die hydrodynamische Situation eines 100-jährigen Hochwassers gelten, bei der eine entsprechende Erosion dieser sauberen Sedimentauflage bis in 50 bis 100 cm Tiefe stattfindet. In vielen Fällen besteht zwischen den Kriterien (2) und (3) eine Verknüpfung dergestalt, dass bei einer Resuspension der stark belasteten Sedimente mit den Schwermetallen in einer (bis dahin sicheren) sulfidischen Bindung diese Sulfide zu leicht löslichen Sulfaten oxidiert und die Metalle unter den sauren Bedingungen verstärkt freigesetzt werden.

Als Fazit für die Bewertung von MNR für Flusssedimente im engeren Sinne lässt sich festhalten, dass dieser Ansatz wegen der relativ großen Unsicherheiten hinsichtlich der hydraulischen Einflüsse (Hochwässer als schwer zu prognostizierende Ereignisse) nur bei relativ wenig belasteten Sedimenten verwendet werden kann. Restrisiken nach dem Einsatz von MNR und die Nachhaltigkeit einer MNR-Sanierung hängen häufig von der Stabilität des Sedimentlagers ab, oder von der Eintrittswahrscheinlichkeit eines Erosionsereignisses, bei dem das tieferliegende kontaminierte Sediment wieder freigelegt und dispergiert wird. Es besteht auch die Möglichkeit, dass über Grundwasserzuflüsse, Bioturbation und andere Mechanismen die überdeckten Kontaminanten an die Oberfläche gelangen und dort ein nicht akzeptables Risiko für die menschliche Gesundheit und die Gewässerökologie darstellen. Wenn dies der Fall ist, hängt der Erfolg einer geplanten MNR-Maßnahme in erster Linie von der erwarteten Abbaugeschwindigkeit der organischen Schadstoffe ab.

Der Zeitablauf des Monitored Natural Recovery kann mit ingenieurtechnischen Methoden beschleunigt werden, beispielsweise durch Aufbringen einer dünnen Lage von sauberem Sediment. Die Beschleunigung kann durch verschiedene Prozesse erfolgen, unter anderem durch eine Vermischung der unterliegenden Schadstoffe mit dem sauberen Sediment durch Bioturbation. Diese Dünnschicht-Methode ist aber nicht zu vergleichen mit einem in-situ Capping, bei dem das Ziel eine langfristige Isolierung des kontaminierten Sediments von dem überstehenden Wasserkörper ist. Eine weitere Möglichkeit für eine beschleunigte MNR-Vorgehensweise ist die Kontrolle der Wasserströmung zur gezielten Sedimentation an bestimmten Stellen des betreffenden Standorts.

Angesichts der Unsicherheiten, die mit der Nutzung von MNR-Prozessen verbunden sind, kommt den möglichen Ersatzmaßnahmen eine besondere Bedeutung zu. In vielen Fällen wird es sich dabei um die Methode des Ausgrabens und Ausbaggerns handeln.

Tab. AL1.B.3 *Schlüsselpunkte für die Auswahl von Monitored Natural Recovery als Maßnahme bei Sedimentsanierungen (Highlight 4-5 in ANONYM [2005]).*

- Die **Schadstoffquelle** sollte grundsätzlich unter Kontrolle sein um eine Wiederkontamination zu vermeiden
- MNR-Effekte basieren auf verschiedenen physikalischen, biologischen und chemischen **Mechanismen**, die gemeinsam für die Verringerung der Risiken verantwortlich sein
- Die Bewertung der MNR-Effekte sollte normalerweise auf **standortspezifischen Daten** basieren, die **über mehrere Jahre** gesammelt wurden; an manchen Standorten müssen dafür auch die jahreszeitlichen Veränderung einiger Faktoren bestimmt werden
- Projektmanager sollten die **langfristige Stabilität** der Sedimentablagerung, die Mobilität der darin befindlichen Schadstoffe sowie die mutmaßlichen Auswirkungen auf die Ökologie und menschliche Gesundheit im Störfall beurteilen
- Häufig sind mehrere **Nachweislinien** erforderlich um eine geplante MNR-basierte Maßnahme zu bewerten (z.B., Zeitseriendaten, Kernprofilaten, Modelle)
- **Dünnlagiges Aufbringen von sauberem Sediment** kann in bestimmten Fällen die Wirksamkeit der MNR-basierten Maßnahme beschleunigen
- **Ersatzmaßnahmen** sollten als Teil des MNR-Konzepts vorgehalten werden, wenn es wesentliche Unsicherheiten im Hinblick auf das Erreichen der Ziele in dem geplanten Zeitrahmen gibt

AL1.B.4 Methoden zur Bestimmung der Sediment- und Schadstoffdynamik

Das DVWK-Kompodium „*Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern*“ (KERN & WESTRICH [1999]) ist die wichtigste deutschsprachige Grundlage für die Planung von Sanierungsmaßnahmen für kontaminierte Flusssedimente. Es verknüpft die Simulations-/Messtechniken mit dem naturwissenschaftlichen Prozessverständnis, typisch für die naturnahen Verfahrensansätze bei Problemlösungen im Rahmen des Flusseinzugsgebietsmanagements. Das Methodenkompendium gibt zusammenfassende Übersichten, die anschließend mit Detailinformationen von Experten vertieft werden; Beispiele sind (im Kompendium)

- Geophysik: Verfahren zur seismischen Vermessung von Gewässersohlen (Tabelle 2.1)
- Probenahme: Systematik der Probenahmegeräte (Bild 2.1 nach KÖTHE ET AL. [1996])
- Bodenmechanik: DIN-Verfahren zur bodenmechanischen Untersuchung von Sedimenten (Tab. 2.2)
- Sedimentation: Verfahren zur Quantifizierung der (Netto)-Sedimentation (Tabelle 2.4)
- Erosion: Einflussfaktoren und Parameter für die Erosionsstabilität kohäsiver Gewässersedimente (Tab. 2.5); Verfahren zur Untersuchung (Tab. 2.6) und kritische Einflussgrößen/Zusammenhänge bei der experimentellen Untersuchung des Erosionsverhaltens von Gewässersedimenten (Bild 2.3)
- Sedimentqualität: Sedimentqualitätskriterien und Verfahren zu deren Bestimmung (Bild 2.4). (1) Chemie: Teilschritte bei chemischen Untersuchungen von Gewässersedimenten (Bild 2.5), Verfahren zur Kornfraktionierung (Tabelle 2.7), Auswahl von Standardverfahren zur chemischen Untersuchung von Sedimentproben (Tabelle 2.8). (2) Ökotoxikologie: Ökotoxikologische Effekte von sedimentassoziierten Schadstoffen (nach BURTON [1991], BRAUNBECK [1994]; Bild 2.6), Auflistung ausgewählter ökologischer Wirkungstests und möglicher Expositionspfade für Untersuchungen an Sedimenten und Schwebstoffen (Tab. 2.9), schematische Übersicht über Biotestverfahren für die Untersuchung und Bewertung von partikelgebundenen Schadstoffen und deren Expositionspfade (Bild 2.7).

Die Tab. AL1.B.4 listet die empirischen Schlüsselmethoden auf, die für die Bestimmung der Sediment- und Schadstoffdynamik im Hinblick auf die Auswahl einer Sanierungsalternative erforderlich sind – unabhängig davon, ob letztlich die Methode des Monitored Natural Recovery, In-Situ Capping oder des Ausbaggerns bzw. Ausgrabens praktisch eingesetzt wird. Neben den generell üblichen Bestandsaufnahmen zur Schadstoffbelastung sind insbesondere die sedimentmorphologischen Messungen (Tiefenmessungen), die Bestimmungen zur Sedimentgranulometrie und Erosionsstabilität (Sedimentdaten) und die Massenbilanzen für Sedimentkontaminanten bei verschiedenen hydrographischen Situationen heute unverzichtbare Planungskomponenten im Vorfeld einer Sedimentsanierung.

Tab. AL1.B.4 Empirische Schlüsselmethoden zur Bestimmung der Sediment- und Schadstoffdynamik (Highlight 2-10 in ANONYM [2005])

Tiefenmessungen (Bestimmung der Netto-Veränderungen bei der Lage der Sedimentoberfläche) • Einzelpunkt- / Kleinbereichsmessgeräte • Transekte / Querschnitte (mit bekannter vertikaler und horizontaler Genauigkeit) • Flusslängsprofile entlang des „Talwegs“ (d.h. Verbindung der Punkte größter Wassertiefe) • Akustische Messkampagnen (mit bekannter vertikaler und horizontaler Genauigkeit) • Vergleich von Bagger-Aufzeichnungen, Luftbildern, geomorphologischen Aufnahmen
Schadstoff-Daten (aus Profilkernen, Oberflächensedimenten und aus der Wassersäule) • Zeitserien-Beobachtungen (ereignisbezogen und langfristig jahreszeitlich, jährlich, Jahrzehnte) • Vergleich von Kernprofilaten oder Oberflächensedimenten, mit Schadstoffbelastungsgeschichte • Vergleich von Konzentrationsdaten während und nach Hochwasserereignissen
Sedimentdaten (z.B. von Kernprofilen oder Oberflächenproben) • Korngrößenverteilungen • in-situ oder ex-situ Erosionsmessapparaturen (s. <u>Kern & Westrich Seiten 194 bis 226</u>) • Sediment / Wasser Grenzflächenkamera
Geochronologie (misst die Zeitdauer der Sedimentation und das Sedimentalter in Kernen) • ^{137}Cs, Lignin, stabiles Pb (längerlebige Spezies für die Versenkungsrate und Altersprogression mit der Tiefe) • ^{210}Pb, ^7Be, ^{234}Th (kürzerlebige Spezies für die Bestimmung der Tiefe der Sedimentvermischung) • Röntgenradiographie, Farbdichteanalyse
Sedimentkontaminanten-Massenbilanzen, besonders während Hochenergie-Ereignissen • Belastung der Haupt- und Nebenflüsse (z.B. Änderungen mit der Korngrößenverteilung) • Probenahme im Gezeitenzyklus (in Ästuarien und Küstengebieten) • Probenahme im Anstieg einer niederschlagsbedingten Abfluss-Situation (häufig stärkste Erosion)
Bewegung gelöster Kontaminanten im Sediment • Durchflussmessung an der Sedimentoberfläche • Gradienten im Nahbereich des Wasserkörpers

AL1.C Fallbeispiele

AL1.C.1 Kurzcharakteristik der Fluss- und Flusssauensedimente in der Spittelwasserniederung

Das nach dem gleichnamigen Fließgewässer benannte ca. 60 km² große Niederungsgebiet Spittelwasser entwässert über die Mulde in die Elbe. Im Einzugsgebiet der Mulde liegt auch die Industrieregion Bitterfeld-Wolfen, von der besonders weitreichende Kontaminationen der unterliegenden Flußauen ausgingen und noch lange ausgehen werden. Die Verlagerung hochbelasteter Sedimente aus der Bitterfeldregion lässt sich anhand des Dioxinmusters bis in das Gebiet des Hamburger Hafens verfolgen (GOETZ ET AL. [1996]).

Das Problem des Niederungsgebietes „Spittelwasser“ ist in zweierlei Weise bemerkenswert (WITTMANN & FÖRSTNER [2000]):

1. Es handelt sich um ein Naturschutz- und Überschwemmungsgebiet, dessen Böden, Flusssedimente und biologisches Inventar teilweise stark mit unterschiedlichsten anorganischen und organischen Schadstoffen kontaminiert sind.
2. Im Vergleich zur konventionellen Altlastenproblematik liegen die Risiken hier vor allem in der Verfrachtung und Ablagerung großer Mengen kontaminierter Feststoffe innerhalb eines Flusseinzugsgebietes in dessen unterstromigen Bereich.

Rechtliche Überlegungen (nach WITTMANN & FÖRSTNER [2000])

Aufgrund der *übergreifenden Thematik* – kontaminierte Böden, Wässer und Flusssedimente in einem rechtsverbindlich festgelegten Naturschutzgebiet – sind *rechtliche Regelungen* unterschiedlicher Rechtsgebiete zu berücksichtigen, die zum Teil ineinander greifen, teilweise jedoch auch gleichberechtigt nebeneinander stehen. Zusätzlich zu den bundesdeutschen Regelungen sind aufgrund der geographischen Lage des Spittelwassers im Flusseinzugsgebiet der Elbe mit ihrer Mündung in die Nordsee auch supranationale und völkerrechtliche Regelungen von großer Bedeutung.

Für den *terrestrischen Bereich*, also die Böden im Niederungsgebiet sowie potentiell betroffene Böden des Überflutungsbereiches Mulde/Elbe, gilt das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG [1998]) mit der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV [1999]). In diesen ist festgehalten, dass Böden und Altlasten sowie hierdurch verursachte Gewässerverunreinigungen zu sanieren sind und Vorsorge gegen nachteilige Einwirkungen auf den Boden zu treffen ist (§ 1 BBodSchG). Der Begriff „schädliche Bodenveränderungen“ in § 2 Abs. 3 BBodSchG erfasst neben Gefahrenlagen auch solche Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit hervorzurufen. Eine Einzelfallbetrachtung wird dabei propagiert.

Nach § 4 Abs. 4 BBodSchG gilt, dass bei der Durchführung von boden- und altlastenbezogenen Sanierungs- und sonstigen Maßnahmen die *planungsrechtlich zulässige Nutzung* des betroffenen Grundstücks und das sich daraus ergebende Schutzbedürfnis berücksichtigt werden sollen. Dabei wird dem Umstand Rechnung getragen, dass die jeweilige Nutzung, die Art und Weise des Kontaktes mit Schadstoffen und damit die aufgenommene Menge, den Wirkungsort und die Wirkungsweise eines Schadstoffes beeinflusst. Von welchen Nutzungen im konkreten Fall bei der Beurteilung notwendiger Sanierungsmaßnahmen auszugehen ist, ergibt sich aus der Festlegung des Gebietes „Untere Mulde“ als Naturschutzgebiet. Rechtsverbindlich festgelegte *Naturschutzgebiete* bezwecken den stärksten Schutz von Natur und Landschaft. Bei der Festlegung des Sanierungserfordernisses ist daher § 13 Abs. 2 BNatSchG zu berücksichtigen, demzufolge „alle Handlungen, die zu einer Veränderung des Natur-

schutzgebietes oder seiner Bestandteile oder zu einer nachhaltigen Störung führen können, ... , verboten ... sind".

Das BNatSchG kennt aber nicht nur sog. „Vollnaturschutzgebiete“, die frei von jeglicher menschlicher Nutzung bleiben sollen, sondern auch *Teilnaturschutzgebiete*. In diesen Fällen können sich Veränderungsverbote entsprechend dem Schutzzweck nur auf solche Maßnahmen erstrecken, die den Schutz des bestimmten Teilbereiches in Frage stellen können. Entsprechende Bestimmungen enthält das NatSchG LSA, wonach alle Veränderungen verboten sind, es sei denn der Schutzzweck erfordert oder erlaubt eine Veränderung.

Des weiteren sind bei der Sanierung von Gewässern die Anforderungen nach dem Wasserrecht zu erfüllen (§ 4 Abs. 4 BBodSchG). Der Besorgnisgrundsatz des *Wasserhaushaltsgesetzes* (WHG) schreibt vor, dass Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern sind. Im Falle einer Verunreinigung bzw. einer nachteiligen Beeinträchtigung ist die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen erforderlich. Wenn die Sanierungsmaßnahmen eine Benutzung des Gewässers i. S. des § 3 WHG voraussetzen, sind diese wiederum genehmigungspflichtig (§ 2 WHG).

Auch die Zielvorgaben des Bund-Länder-Arbeitskreises „Qualitätsziele“ sowie der *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)* sind bei der Wahl der Sanierungsmethode und dem damit angestrebten Umweltzustand zu berücksichtigen. Das Spittelwasser liegt im Flusseinzugsgebiet der Elbe, so dass auch völkerrechtliche Verpflichtungen der *Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)* zu erfüllen sind.

Unter Berücksichtigung des *Risikos eines Schadstofftransfers bis in die Nordsee* müssen in Deutschland bei der Festlegung von Sanierungszielen weiterhin die stoff- und einleitbezogenen Verpflichtungen aus den Anhängen der Übereinkommen zur Bekämpfung der Verschmutzung der Nordsee vom 13.09.1983 (zuletzt geändert am 22.09.1998) sowie zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus, vom 04.06.1974 (zuletzt geändert am 26.03.1986), beachtet werden.

Projektvorschlag der deutschen Arbeitsgruppe bei ConSoil 2000

Die in Böden und Flusssedimenten des Niederungsgebietes Spittelwasser festgestellten Schadstoffkonzentrationen liegen z.T. erheblich über den aktuell gesetzlich geregelten Maßnahme- und Prüfwerten. Neben Gefahrenlagen existieren auch Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit hervorzurufen. Aufgrund der Belastungssituation ist es erforderlich, Sanierungsmaßnahmen vorzubereiten, die geeignet sind, diese Probleme zu beseitigen und dennoch der Festlegung des Gebietes als Naturschutzgebiet gerecht zu werden.

Der Projektvorschlag der deutschen Arbeitsgruppe anlässlich des Internationalen Altlastenkongresses ConSoil 2000 in Leipzig umfasste *fünf Einzelschritte* – (1) Aufbau und Betrieb eines boden- und luftgestützten Monitoringsystems, (2) Regulierungsprojekt, (3) Erprobung, (4) Dauerbetrieb, (5) Erfolgskontrolle/Nachsorge – die aufgrund von vorliegenden Erfahrungen und Voruntersuchungen ausgewählt worden waren (Literatur in WITTMANN & FÖRSTNER [2000]). Im *Teilschritt 2 „Regulierungsprojekt“* sollten, aufbauend auf den identifizierten Verteilungsmustern, für das Transportverhalten belasteter und unbelasteter Flusssedimente unter Anwendung dynamischer Modelle die den Normalwasserstand und Hochwasserstand differenzierten Ansatzpunkte für wirksame *Regulierungs- und Überwachungsmaßnahmen* ermittelt werden. Bei deren Realisierung kann der Sedimentaustrag aus dem Niederungsgebiet Spittelwasser spürbar verringert werden.

Solche praktische Maßnahmen sind sowohl die Auslegung und der Einbau von effektiven *Sedimentfallen*, die *punktueller Entnahme schadstoffreicher Flusssedimente*, als auch die *Verfolgung von Prozessen*

des natürlichen Schadstoffrückhalts und -abbaus im Niederungsgebiet sowie die Förderung des Pflanzenwachstums. Methoden der Erfolgskontrolle sind nachzuweisen. Für die Sedimententnahme und –behandlung ist ein schlüssiges Konzept nach den Vorgaben des Bodenschutz- und Abfallrechts zu erarbeiten.

Der Teilaspekt „Verfolgung von Prozessen des natürlichen Schadstoffrückhalts und -abbaus im Niederungsgebiet“ wurde in dem KORA-Teilprojekt „Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Sedimenten“ untersucht.

AL1.C.2 Flusssedimente des Spittelwassers

AL1.C.2.1 Kurzvorstellung des Untersuchungsgebiets

Das Spittelwasser ist ein stark mäandrierender, etwa 10 km langer kleiner Fluss, der am Südrand der Ortschaft Jeßnitz aus dem Zusammenfluss der Bäche Schlangengraben und Lobber hervorgeht (Abb. Abb. AL1.C.1); diese beiden Bäche entwässern den Salegaster Forst. Das Spittelwasser verläuft in nördlicher Richtung vorbei an Jeßnitz und mündet etwa 2 km nördlich Raguhn in die Mulde. Die dunkel schraffierten Flächen in Abb. Abb. AL1.C.1 werden mindestens alle 2 Jahre einmal überflutet, teilweise sogar 2 bis 3 Mal im Jahr.

Das Spittelwasser und seine Umgebung sind Teil der Mulde; es wird vielfach durch 2-3 m hohe Uferböschungen eingegrenzt. Streckenweise ist das Spittelwasser als Flutrinne der Mulde aufzufassen, da eine Querverbindung über einen Durchstich gegeben ist, in dem das Wasser ganzjährig über ein Wehr zuströmt (Abb. Abb. AL1.C.1).

Die Schadwirkung des Spittelwassers ist fast ausschließlich durch seine schädlichen Sedimente bestimmt. Eine wichtige Eigenschaft des Schlicks besteht darin, dass er leicht sedimentiert, vor allem in Stillwasserbereichen, und dass der überwiegende Teil des Schlicks relativ stabile Schichten bildet, die in der Regel kaum umgelagert werden (ANONYM [1997]). Menge und Schadstoffbelastung der Sedimente variieren erheblich. Die größte Ablagerung, in der auch alle bisher bekannten Maximalkonzentrationen nachgewiesen wurden, erstreckt sich vom Einlauf des Muldedurchstichs bis knapp 800 m flussaufwärts. Es handelt sich hierbei um eine Stillwasserzone mit bis zu 2 Metern Mächtigkeit.

Im Spittelwasser selbst müssen zwei Schlickarten unterschieden werden: (1) der Grundslick, der relativ stabil und z.T. geschichtet auf dem Gewässergrund aufliegt und sohlenverdichtend² wirkt, und (2) der etwas mobilere Uferschlick. Ein großer Teil des verfrachteten Schlicks – es wird geschätzt, dass ab HQ₅ verstärkt Umlagerungen stattfinden – gelangt in Nachfolgegewässer; die zum geringeren Teil in die Flussauen verlagerten Schlickmengen führen dort z.T. zu beträchtlichen Belastungen des Aufwuchses. Insgesamt führt die hohe Variabilität der Fließgeschwindigkeit – einerseits ausgedehnte Stillwasserflächen, andererseits rasch ansteigende Hochwässer – vielfach zu schubartigen Schlickverlagerungen (ANONYM [1997]).

In den Sedimenten die hochtoxischen Kontaminanten Hg, Pb, Cd, As, Organozinnverbindungen und halogenierte Kohlenwasserstoffe wie HCH-, HCB- und DDT-/DDD-/DDE-Isomere, PCDD/F, PAK, Chlorphenole, PCB nahezu quantitativ an die Partikel des Schlicks adsorbiert. Die Ergebnisse der Untersu-

² Nach Auffassung der Autoren der Studie „Aktuelle Bewertung der Gefahrensituation Spittelwasser“ (1997a) verhindert die stark ausgeprägte Sedimentierungsneigung, verbunden mit einer hohen Immobilisierung der Schadstoffe sowie einem relativ stabilen und natürlich verdichteten, kolmatierten Gewässeruntergrund und der relativ großen Entfernung zu Grundwasserleitern, gegenwärtig und in naher Zukunft eine akute Grundwassergefährdung. Dem steht die Einschätzung der Arbeitsgruppe des niederländischen Fallstudienbeitrags entgegen, die sich schwerpunktmäßig auf den Übergang von sedimentgebundenen Schadstoffen ins Grundwasser konzentrierte (Anonym 2000b).

chungen an Tiefenprofilen (bis maximal 1 m) zeigen erhebliche Schwankungen, die auf eine inhomogene Verteilung der Schadstoffe in den Sedimentationsbereichen und auf Umlagerungen durch Hochwasser hinweisen. Spitzen von 1050 mg/kg Zinnorganika und 140.000 I-TE ng/kg für PCDD/PCDF belegen die Präsenz der Ablagerung in den Tiefenbereichen des Spittelwasserufers.

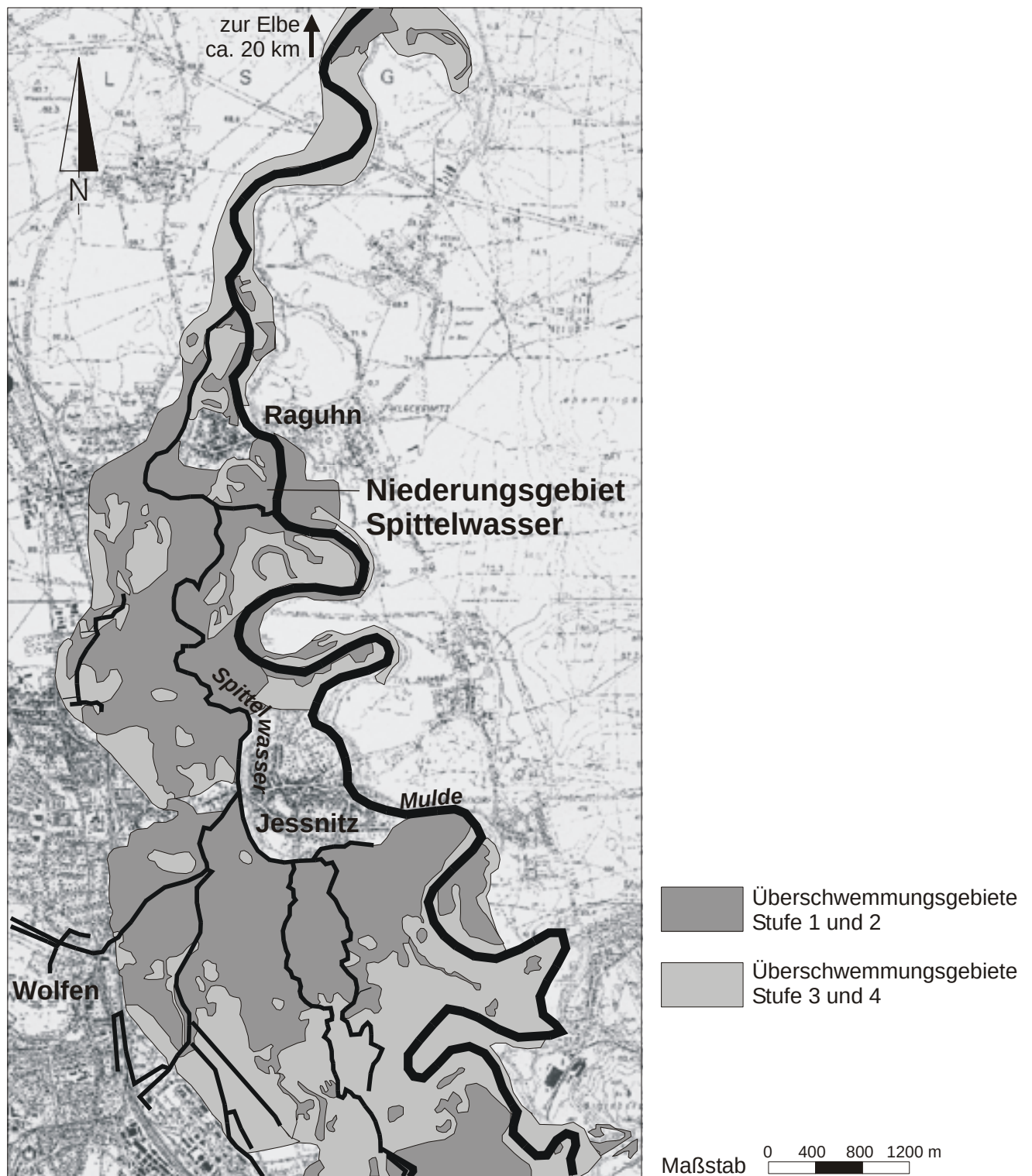


Abb. AL1.C.1 Karte der Spittelwasserniederung aus „Ganzheitliche ökologische Untersuchung und Sanierung der Muldeaue von Bitterfeld bis zur Mündung in die Elbe mit dem Ziel der Erhaltung der Natur und der Landschaftsnutzung als Baustein der Elbsanierung“ [1993] im Auftrag des Landkreises Bitterfeld.

AL1.C.2.2 Fachliche Ergebnisse am Standort Spittelwasser (aus ANONYM [1997])

Die Zielvorgaben der LAWA am Schwebstoff wurden für Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber bei allen Messungen überschritten. Während für Quecksilber 1996 gegenüber 1995 ein Belastungsrückgang von der Güteklasse IV zu III zu verzeichnen ist, sind für die übrigen Schwermetalle keine Rückgänge zu beobachten. Nach wie vor übermäßig belastet (Güteklasse IV) sind die Schwebstoffe mit Zink und Arsen. Für alle klassifizierten organischen Stoffe und Stoffgruppen (HCH-Isomere, DDT und Derivate, PCB, HCB und Organozinnverbindungen) muss die Einstufung im Spittelwasser an der Probenahmestelle unterhalb des Schachtgrabens in die Güteklasse IV erfolgen (außer für op-DDE und pp-DDE), wobei die ermittelten Gehalte die jeweiligen Grenzwerte für die Einstufung in die Güteklasse IV um das Mehrfache überstiegen (ANONYM [1997]).

Für die Mulde wirken sich die Belastungen aus dem Raum Bitterfeld/Wolfen nachweislich negativ auf die Gewässerbeschaffenheit aus. Unterhalb des Muldestausees weist sie 1996 bereits die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) auf. Die Auswirkungen der in der Vergangenheit erfolgten Schadstoffeinträge, die eine erhebliche Verschmutzung des Muldesedimentes zur Folge haben, und der aktuellen Neueinträge, insbesondere mit dem Spittelwasser, bewirken derzeit primär die Verschlechterung in die Gewässergüteklasse II – III, die bis zur Mündung in die Elbe beibehalten wird.

Im Jahre 2000 fand durch das Staatliche Amt für Umweltschutz Dessau/Wittenberg eine Aktualisierung der Bewertung der Gefahrenlage auf Grundlage der bisherigen Messwerte statt (LINDEMANN [2000]):

- **Schwebstoffe:** Die Untersuchungen der Schwebstoffe im Spittelwasser zeigten im Beobachtungszeitraum keine Veränderung; eine positive Entwicklung ist hier nicht erkennbar. Insbesondere bei den organischen Stoffen ist nach wie vor nur Güteklasse III-IV (LAWA [1998]) zu verzeichnen. Die zinnorganischen Verbindungen liegen erheblich über den Werten der Güteklasse IV. Die durchgeführten Dioxinuntersuchungen (Summe der PCDD/PCDF-Isomere) ergaben Werte auf hohem Niveau von ca. 1000 bis 6000 I-TE ng/kg.
- **Tiefenprofile:** Die Schadstoffbelastung der Tiefenprofile für den o.g. Zeitraum weist erhebliche Schwankungen auf. Eine generelle Abnahme der relevanten Schadstoffe (Dioxine, HCH-Isomere, DDT und Metaboliten, Chlorbenzene, Organozinnverbindungen, etc.) im Berichtszeitraum ist nicht zu verzeichnen. Die Ergebnisse der Untersuchungen von Februar und April 2000 bestätigten die Erfahrungen der vorangegangenen Jahre, dass die Kontamination mit zunehmender Tiefe steigt. In den Teufen unterhalb 30-40 cm sind die Dioxinwerte 5 bis 10 mal höher als in den oberen Schichten. Eine Reduzierung ist sowohl im oberflächennahen Bereich, als auch in der Tiefe nicht zu verzeichnen. Untersuchungen im Auftrag der Martin-Luther-Universität aus dem Jahr 1999 ergaben mit 140.000 ng TE/kg TS den bisherigen Maximalwert für Sedimente. Unweit der entsprechenden Probenahmestelle fand man 1994 im Uferbereich in 60 cm Tiefe 203.000 ng TE/kg Dioxin (Landkreis Bitterfeld).

AL1.C.2.3 Anwendung des MNR-Bewertungskonzepts

Die praktische Frage lautet: Gibt es genügend 'Selbstreinigungspotential' (monitored natural recovery potential; MNR) um in einem überschaubaren Zeitraum ein akzeptables Belastungsniveau zu erreichen? Welche Maßnahmen können ergriffen werden, um die natürlichen Rückhalt- und Abbauprozesse nachhaltig zu unterstützen?

Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Flusssedimenten aus dem Spittelwasser-Niederungsgebiet zeigen (1) keine natürliche Überdeckung der Altsedimente mit sauberem Sediment. (2) Im Gewässer dominieren Erosionsvorgänge, die vor allem die jungen Sedimentauflagen in den Flutrinnen

mobilisieren. (3) Die Abbauraten der kritischen Verbindungen wie PCDD und PCDF in den Sedimenten sind nach Literaturdaten als relativ gering einzuschätzen. (4) Die Verteilung der Sedimente bei höherer Wasserführung trägt eher zu Verschärfung der Probleme bei. Insbesondere die Erosion von tiefergelegenen Sedimenten in den Flutrinnen kann zu einer Mobilisierung hochkontaminierter Feststoffe führen. Durch zusätzliche Maßnahmen wird sich aller Wahrscheinlichkeit keine wesentliche Verbesserung der Abbauraten der problematischen Organohalogenverbindungen erreichen lassen. Wegen der immanenten Unsicherheiten über die Flutbedingungen sind Maßnahmen zur Stabilisierung der hochkontaminierten Sedimente mit beträchtlichen Risiken verbunden.

Informationen von BUNGE ET AL. [2007] über die Abnahme der biologischen Aktivität in stark mit Organohalogenverbindungen belasteten Sedimenten aus dem Spittelwasser scheinen die unter (3) geäußerte Annahme zu bestätigen. Eine besonders starke Abnahme der Aktivitäten von extrazellulären hydrolytischen Enzymen wurde in denjenigen Sedimentlagen gefunden, die sehr hohe Gehalte in adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen (AOX) aufwiesen. Auf der anderen Seite lässt das Auftreten von physiologisch aktiven Bakterien in weniger belasteten Bereichen darauf schließen, dass dort ein deutliches NA-Potential vorhanden ist.

Insgesamt ist festzustellen, dass in diesen Sedimenten mit hohen Gehalten an relativ schwer abbaubaren organischen Schadstoffen und ungünstigen Milieubedingungen für einen biologischen Abbau die schwierigsten Voraussetzungen für die Anwendung des Ansatzes einer Monitored Natural Recovery vorliegen. Es ist zu befürchten, dass das Spittelwassersediment auch in der Lage ist, bei Umlagerung und Vermischung große Mengen weiterer Sedimente stark negativ zu beeinflussen.

AL1.C.2.4 Behandlungsalternativen für die Spittelwassersedimente

Für die kurzfristige und dauerhafte Unterbindung des Austrages schadstoffbelasteter Sedimente aus dem Spittelwassergebiet kommen grundsätzlich die in der Tab. AL1.C.1 aufgeführten technischen Maßnahmen in Frage (ANONYM [1993]):

Bei den Verfahren I, II, IV und V wird das Naturschutzgebiet stark verändert, bei I sogar vollständig zerstört (durch die Entwässerungsmaßnahme würden außerdem die Grundwasserverhältnisse und die Schadstoffherde erheblich beeinflusst). Bei den Varianten III bis V wäre die Langzeitwirkung aufgrund der hohen Morphodynamik schwer abschätzbar; bei III besteht ein hoher Bedarf an unbelastetem Material zur Abdeckung. Bei IV und V ist der Verbleib des anfallenden Baggergutes abfall- und bodenschutzrechtlich abzusichern; bei beiden Varianten besteht ein erhebliches Kostenrisiko, da das Volumen der anfallenden kontaminierten Massen nahezu unkalkulierbar ist.

Bei Variante II, die insgesamt am aussichtsreichsten erscheint, werden neben den kontaminierten Anteilen auch nichtkontaminierte Flusssedimente entfernt, die eine Abdichtwirkung gegenüber dem Grundwasser aufweisen. Es liegen jedoch Erfahrungen aus der Entnahme abgelagerter Ionenaustauschharze aus dem Spittelwasser vor; die Schadstoffherde werden bei dieser Methode weitgehend entfernt. In einer Hausmitteilung vom 15.01.1997 des damaligen Staatlichen Amtes für Umweltschutz Dessau/Wittenberg werden die lagemäßigen Aussagen zu den Schwerpunktbereichen der Schlickablagung nach den Unterlagen von UBS/IGB-VT bestätigt; es handelt sich dabei stets um Gleithangbereiche bzw. Profilaufweitungen, bei denen geringere Fließgeschwindigkeiten die Sedimentation begünstigen.

Tab. AL1.C.1 *Schwerpunktbereiche von technischen Maßnahmen zur kurzfristigen und dauerhaften Unterbindung des Austrags schadstoffbelasteter Sedimente aus dem Spittelwassergebiet (ANONYM [1993])*

Technische Maßnahmen zur Minderung des Sedimentaustrags			Geschätzte Kosten
I	Polderung	Das Niederungsgebiet wird durch Einsatz von Pumpverfahren gezielt entwässert und mit nicht kontaminiertem Material abgedeckt	40 Mill. EURO
II	Sediment-entnahme	Das Flussbett wird vollständig entschlammmt (~20,000 m ³ stichfester Schlamm). Der Aushub gilt als besonders überwachungsbedürftiger Abfall	14 Mill. EURO incl. Ausrüstung
III	Sediment-abdeckung	<u>IIIa:</u> mineralische Deckschicht; <u>IIIb:</u> künstliche Deckschicht (Geotextil) - Maßnahme sofort durchführbar; kein Abfallproblem - Langzeitstabilität nicht gesichert (Morphodynamik)	IIIa: 5 Mill. EURO (100 EURO/m ²) IIIb: 3 Mill. EURO (60 EURO/m ²)
IV	Fluss-verlegung	Das Gewässer erhält ein neues Bett; unbelastetes Sediment wird als Abdeckung und zur Verfüllung bzw. Sicherung des alten Flussbetts/Sediments verwendet	12 Mill. EURO incl. Ausrüstung

In einer weiteren Hausmitteilung des damaligen STAU D/W vom 16.01.1997 wird festgestellt, dass wasserbaulich sowohl eine Nass- als auch eine Trockenentnahme möglich ist. Zweckmäßigerweise wurde bisher bei Entschlammungsmaßnahmen im Uferbereich eine Trockenentnahme und im Gewässerbereich eine Nassentnahme bevorzugt. Im vorliegenden Fall sind aber neben technologischen und finanziellen Aspekten vor allem die Umweltauswirkungen zu berücksichtigen. Zu der angedachten Sanierungsvariante werden einige Hinweise gegeben, die im weiteren Entscheidungsprozess berücksichtigt werden sollen:

- **Trockenentnahme:** Hierzu ist ein Überpumpen der gesamten Wassermenge des Spittelwassers über stationäre Rohrleitungen zur Mulde erforderlich. Bei Hochwasserereignissen kommt es zur Überflutung der Baustelle einschließlich erhöhter Materialausträge im Baustellenbereich (Auflockerungen bei den Erdarbeiten). Eine Trockenlegung von Teilbereichen (z.B. durch Spundwandverbau) erscheint aufgrund der Länge des Sanierungsabschnittes als extrem kostenintensiv.
- **Nassentnahme:** Es kommt aufgrund der Aufwirbelungen erfahrungsgemäß zu einem Abschwemmen bedeutender Schlammengen. Dies müsste eventuell durch einen anzulegenden Schlammfang unterhalb der Baustelle kompensiert werden. Des weiteren hängt eine Nassentnahme entscheidend von der Möglichkeit einer umweltverträglichen Weiterbearbeitung ab (Entwässerung, Trocknung, Aufbereitung des Wasseranteils).

AL1.C.2.5 Lösungsvorschlag für die Spittelwasser-Sedimente: Baggern und Ausgraben³

Baggern und Ausgraben wurde in den USA als Sanierungsmethode für kontaminierte Sedimente an mehr als 100 Superfund-Standorten ausgewählt. An etwa 15 bis 20 Prozent dieser Standorte wurde außerdem ein in-situ Verfahren – Capping oder MNR – eingesetzt.

Als einer der größten Vorteile der Methode „Baggern und Ausgraben“ wird häufig gesehen, dass damit die geringsten Unsicherheiten über die langfristige Wirksamkeit verbunden sind. Ein weiterer potentieller Vorteil liegt in der Flexibilität bei künftigen Nutzungen des Standortes. Vorteilhaft ist auch, vor allem bei niedrigen Residualanteilen, dass die Sanierungszielwerte (Remedial Action Objectives) schnell und sicher erreicht werden können. Zu den Nachteilen zählen die relativ hohen Kosten, vor allem für den Umgang mit den gebaggerten oder ausgegrabenen Materialien. Ein weiterer möglicher Nachteil ist der Grad der Unsicherheit bei der Frage nach der Restkontamination nachdem die Baggerarbeiten beendet sind.

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass – ähnlich wie bei der Methode der in-situ Abdeckung – das Baggern und Ausgraben zumindest zeitweise eine Störung der aquatischen Lebensgemeinschaften und Lebensräume innerhalb des Sanierungsgebiets mit sich bringt.

Bagger- und Umlagerungstechniken

Eine der wichtigsten Begrenzungen der Methode „Baggern und Ausgraben“ sind die Verluste an Schadstoffen bei der Resuspension der Sedimente, in einem geringeren Ausmaß auch durch Verflüchtigung. Die Aufwirbelung während der Baggerarbeiten führt üblicherweise zur Mobilisierung sowohl von gelösten als auch partikelgebundenen Schadstoffen in die Wassersäule. Die schadstoffhaltigen Partikel, die nicht in der Nähe des Standorts sedimentieren, können unter Umständen weit flussabwärts verfrachtet werden.

Neben Greiferbaggern, die auf Pontons montiert werden, gibt es verschiedene für die Nassbaggerei ausgerüstete Schiffstypen. Zu den gängigsten gehören Eimerkettenbagger, die das Sediment mit Schaufeln bzw. Eimern aufnehmen, die an einem Förderband befestigt sind. Ebenfalls sehr verbreitet sind so genannte Laderaumsaugbagger oder Hopper-Bagger: Vor dem frei fahrenden Schiff wird das Baggergut durch ein Saugrohr an der Gewässersohle aufgenommen und in den Schiffsladeraum gesaugt. Nach Beendigung des Ladevorgangs wird das Baggergut zu separaten Klappstellen transportiert und verklappt oder zu einer Entladestation transportiert und verspült.

Darüber hinaus wurden weltweit verschiedene Spezialbaggerschiffe entwickelt, die darauf ausgelegt sind, die Remobilisierung des Sediments zu verringern. Ein Überblick über den Stand der Technik wird durch die PIANC (ANONYM [1996]) gegeben. Ist eine Aufwirbelung kontaminierten Feinstmaterials nicht auszuschließen, muss ggf. eine Abschirmung des Baggerareals vom Rest des Gewässers mittels eines Schwebstoff-Vorhangs eingerichtet werden.

Eine innovative Umlagerungstechnik, die die mögliche Freisetzung von Sedimentschadstoffen durch Kontakt mit dem Oberflächenwasser minimiert, ist das durch die Firma Josef Möbius Baugesellschaft mbH entwickelte und patentierte Möbius Press- und Fördersystem (MPF), das im nachstehenden Kasten beschrieben wird:

³ Baggertechnologien werden üblicherweise unter Wasser eingesetzt, während für die Ausgrabungstechnologien an kontaminierten Sedimenten zuvor das Wasser um- oder abgeleitet wird.

Möbius Press- und Fördersystem (MPF) für die gewässerschonende Sedimententnahme (Antrag „Testfeld Sportboothafen Hitzacker/Elbe“, Möbius & TU Hamburg-Harburg, Anonym 2002)

Bei der subaquatischen Deponierung kontaminierter Sedimente kommt der Umlagerungstechnik eine besondere Bedeutung zu, da es bereits in dieser Phase zu maßgeblichen Schadstoff-Freisetzen aus dem kontaminierten Sediment kommen kann. Hierfür sind vor allem die Resuspension schadstoffbelasteter Feinpartikel oder die Rücklösung von Schadstoffen durch den Kontakt mit dem Oberflächenwasser verantwortlich.

Für die Ausführung der subaquatischen Verbringung der Sedimente im Sporthafen von Hitzacker/Elbe wurde das von der Firma Josef Möbius Baugesellschaft GmbH & Co. entwickelte, patentierte Möbius-Press- und Fördersystem (MPF) vorgesehen. Dieses Verfahren stellt eine Technik zur Verfügung, die das Freisetzungsrisiko minimiert, indem das Sediment ohne Zusatz von Wasser in relativ gut konsolidierter Form ausgehoben, gefördert und am Bestimmungsort eingebaut werden kann. Die Anlage besteht aus der Baggereinheit (Hydraulikbagger), dem Aufgabetrichter, der Presseinheit, der geschlossenen Rohrleitung ($\varnothing$ 600 mm) und der Einbaueinheit (Abb. 6-25). Die Bagger- und die Presseinheit ist auf einem Ponton installiert, die Rohrleitung $\varnothing$ 600 mm z.T. schwimmend und an Land verlegt, die Einbaueinheit wiederum schwimmend an Drähten geführt.

Das Sediment wird mit einem Hydraulikbagger aufgenommen und in den Aufgabetrichter der Presseinheit gebaggert. Das Hüllrohr $\varnothing$ 1,0 m durchstößt das zu fördernde Sediment und schließt es in der Pumpenkammer ein. Der Presskolben $\varnothing$ 1,0 m, Hublänge 2,0 m, presst anschließend das Sediment durch die Rohrleitung $\varnothing$ 600 mm zur Einbaueinheit. Die Einbaueinheit ist mit Winden, einem Schweberohr und einer Einbaudüse ausgerüstet. Der Austritt des Sedimentes aus der Düse geschieht unter Wasser, so dass das Baggergut subaquatisch auf dem Grund der Einbaufäche abgelagert wird. Da der Transport des Baggergutes ohne zusätzliches Wasser geschieht, muss in der Einbaufäche eine Wasserhaltung installiert werden, um die Schwimmtiefe der Einbaueinheit zu gewährleisten.



Abb. AL1.C.2 *Umlagerung von Baggergut mit Hilfe des MPF-Verfahrens. Der Greifbagger beschickt den Aufgabetrichter in der Bildmitte. Das Baggergut wird durch die Rohrleitung im Vordergrund gefördert; (rechts): mit dem MPF-Verfahren gefördertes Sediment auf einem Spülfeld. Das Material besitzt aufgrund des niedrigen Wassergehalts eine sehr hohe Viskosität (Fotos: Möbius GmbH)*

Bei dem geplanten Einsatz im Sporthafen von Hitzacker/Elbe wurde zuerst eine Berechnung der Massenermittlung des Ausbau- sowie des Einbauvolumens durchgeführt, die gezeigt hat, dass das zu baggernde Sediment in dem abgedämmten Zulaufkanal untergebracht werden kann. Als Referenzobjekte wird auf die mit diesem System erfolgreich ausgeführten Arbeiten im Vulkanhafen Hamburg (ca. 120.000 m³), im Holzhafen (ca. 20.000 m³) und Spülfeld Berndsdorf Landkreis Ueckermünde (20.000 m³) sowie kleinere Einsätzen im Mittellandkanal verwiesen.

Literatur

- ANKLEY GT, DI TORO DM, HANSEN DJ, BERRY WJ [1996]: Technical basis and proposal for deriving sediment criteria for metals. *Environ Toxicol Chem* 15: 2056-2066
- ANONYM [1993] Modellhafte Machbarkeitsstudie zur Sedimentsanierung des Spittelwassers im Landkreis Bitterfeld. Ingenieurgesellschaft UBS Umweltberatung GmbH Schwerin und IGB Verfahrenstechnik GmbH Hamburg im Auftrag des Landratsamts Bitterfeld, Dezernat Umweltschutz, Naturschutz und Abfallwirtschaft. Wolfen, Juli 1993
- ANONYM [1994] Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Remediation Guidance Document. EPA/905/R-94/003. U.S. Environmental Protection Agency Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois.
- ANONYM [1996] Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways "CDM". Volume 1+2. Report of a working group No. 17 of the Permanent Technical Committee 1, Supplement to No. 89. Internationale Vereinigung für Navigation (PIANC)
- ANONYM [1997] Aktuelle Bewertung der Gefahrensituation Spittelwasser. Staatliches Amt für Umweltschutz Dessau-Wittenberg. Wittenberg 12.08.1997. 22 S.
- ANONYM [1998] Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer. Band 1-3. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Kulturbuchverlag Berlin
- ANONYM [1999] Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA 540/R-99/009. April 1999
- ANONYM [2001] A Risk-Management Strategy for PCB-Contaminated Sediments. Committee on Remediation of PCB-Contaminated Sediments, Board on Environmental Studies and Toxicology, Division on Life and Earth Studies, National Academics Press, Washington, DC. May 2001
- ANONYM [2002] Einrichtung und Überwachung eines Testfelds zur Abdeckung kontaminierten Baggerguts mit aktiven Barriere-Systemen, Sportboothafen Hitzacker. Antrag auf Förderung einer Forschungs- und Entwicklungsmaßnahme. Josef Möbius Bau-Gesellschaft (GmbH & Co.) Hamburg und Arbeitsbereich Umweltschutztechnik der Technischen Universität Hamburg-Harburg.
- ANONYM [2004] Updated Report on the Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States, National Sediment Quality Survey. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC. EPA-823-R-04-007. November 2004
- ANONYM [2005] Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. Kapitel 4 "Monitored Natural Recovery" (4-1 bis 4-11). Weitere Superfund-Technologien für Sedimente: „In-Situ Capping“ (5-1 bis 5-14) und „Dredging & Excavation“ (6-1 bis 6-36). United States Environmental Protection Agency. EPA-540-R-05-012. Dezember 2005
- BOHLEN F & ERICKSON MJ [2006] Incorporation sediment stability within the management of contaminated sediment sites: A synthesis approach. *Integrated Environ Assessment and Management* 2: 24-28
- BRAUNBECK T [1994] Entwicklung von Biotestverfahren mit Zellkulturen aus Fischen zum Nachweis letaler und subletaler Schäden an Organismen durch Umweltschadstoffe im Wasser. Veröffentlichung PAÖ 8: 533-558
- BRENNER RC, MAGAR VS, ICKES JA, ABBOTT JE, STOUT SA, CRECELIUS EA, BINGLER L [2001] Monitored natural recovery of PAH-contaminated sediments at the Wyckoff/Eagle Harbor Superfund site. *Environ Sci Technol* 36: 2605-2613
- BRENNER RC, MAGAR VS, ICKES JA, FOOTE EA, ABBOTT JE, BINGLER LS, CRECELIUS EA [2004] Long-term recovery of PCB contaminated surface sediments at the Sangamo-Weston/Twelvemile Creek/Lake Hartwell Superfund site. *Environ Sci Technol* 38: 2328-2337
- BUNGE M, KÄHKÖNEN MA, RÄMISCH W, OPEL M, VÖGLER S, WALKOW F, SALKINOJA-SALONEN M, LECHNER U [2007] Biological activity in a heavily organohalogen-contaminated river sediment. *Envir Sci Pollut Res* 14, Spec Issue 1 (2007) 3-10
- BURTON GA [1991] Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environ Toxicol Chemistry* 10: 1585-1627
- CONNOLLY JP, GLASER D, QUADRINE JD [2005] Challenges to monitoring and assessing natural recovery. Presentation 3rd Int Conf Remediation of Contaminated Sediments. Jan 24-27, 2005. New Orleans

- DEKKER T [2003] Numerical models as tools to allow prediction of MNR. Proceedings 2nd Intern Conf on Remediation of Contaminated Sediments, Sept 3, 2003, Venice, Italy, Battelle Press, Columbus, Ohio. Working draft paper available at <http://www.rtdf.org/public/sediment/mnrpapers.htm>
- DI TORO DM, ZARBA CS, HANSEN NA, BERRY WJ, SWARTZ RC, COWAN CE, PAVLOU SP, ALLEN HE, THOMAS NA, PAQUIN PA [1991] Technical basis for establishing sediment quality criteria for non-ionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ Toxicol Chem* 10: 1541-1583
- EVISON L, GREENBERG M, LOGAN M, MAGAR V, NADEAU S, REIBLE D [2007] Definition and demonstration of remedy effectiveness: What worked and what didn't (Panel Discussion). Panel-002 in EA Foote & GS Durell (Conference Chairs) Remediation of Contaminated Sediments 2007. Proc 4th Int Conf on Remediation of Contaminated Sediments (Savannah, Georgia, January 2007). Battelle Press, Columbus, OH
- FÖRSTNER U [2003] Geochemical techniques on contaminated sediments – river basin view. *Environ Sci Pollut Res* 10 (1) 58-68
- FÖRSTNER U [2006] BMBF-Verbundprojekt SEDYMO, Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern, 01.05.2002-31.07.2006. Schlussbericht. Hamburg, 20. Oktober 2006
- FÖRSTNER U, GERTH J [2001] Natural attenuation – non-destructive processes. In: Stegmann R et al. (eds) *Treatment of Contaminated Soil – Fundamental, Analysis, Application*. pp. 567-586. Springer Berlin
- GERTH J, DANKWARTH F, FÖRSTNER U [2001] Natural attenuation of inorganic pollutants – a critical view. In: Stegmann R et al. (eds) *Treatment of Contaminated Soil – Fundamental, Analysis, Application*. pp. 603-614. Springer Berlin
- GÖTZ R, STEINER D, FRIESEL P, ROCH K, WALKOW F, MAAS V, REINCKE H [1996] Dioxin in the River Elbe – investigations of their origin by multivariate statistical methods. *Organohalogen Compounds* 27, 440-443
- JACOBS P & FÖRSTNER U [2001] Managing contaminated sediments. IV: Subaqueous storage and capping of dredged material. *J Soils Sediments* 1(4) 205-212
- KERN U & WESTRICH B [1999] Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. Hrsg. vom Arbeitskreis „Schweb- und Schadstoffe in Fließgewässern“ (Leiter: U. Förstner) des Deutschen Verbands für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK, jetzt: DWA), DVWK-Schriften Nr. 128, 418 S.
- KÖTHE H, THIEMANN K, RICHTER K [1996] Geräte für die Probenahme von Gewässersedimenten, Böden und Gesteinen (Baggergut) – eine praxisorientierte Zusammenstellung. Bericht BfG-0974. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- LANDRATSAMT BITTERFELD [1993] – siehe Anonym [1993]
- MAGAR VS & WENNING RJ [2006] The role of natural recovery in sediment remediation. *Integrated Environ Assessment and Management* 2: 66-74.
- MARTELLO L, SORENSEN M, FUCHSMAN P, MAGAR V, WENNING R [2007] Chromium geochemistry and bioaccumulation in sediments from the lower Hackensack River, New Jersey, USA. *Arch Environ Contam Toxicol* (im Druck). Cit. Elison et al. [2007]
- MILLWARD RN, BRIDGES TS, GHOSH U, ZIMMERMAN JR, LUTHY RG [2005] Addition of activated carbon to sediments to reduce PCB bioaccumulation by a polychaete (*Neanthes arenaceodentata*) and an amphipod (*Leptocheirus plumulosus*). *Environ Sci Technol* 39: 2880-2887
- SCHWARTZ R, GERTH J, NEUMANN-HENSEL H, BLEY S, FÖRSTNER U [2006] Assessment of highly polluted fluvisol in the Spittelwasser floodplain, based on national guideline values and MNR-criteria. *J Soils & Sediments* 6 (3) 145-155
- STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ DESSAU-WITTENBERG [1997] – siehe Anonym [1997]
- STOUT SA, MAGAR RA, UHLER RM, ICKES J, ABBOTT J, BRENNER R [2001] Characterization of naturally-occurring and anthropogenic PAHs in urban sediments – Wyckoff/Eagle Harbor Superfund site. *J Environ Forensics* 2 (4): 287-300
- U.S. EPA [2005] – siehe Anonym [2005]
- VAN DER PERK M, SLÁVIK O, FULATJÁR E [2002] Assessment of spatial variation of cesium-137 in small catchments. Technical report – landscape and watershed processes. *J Environ Qual* 31: 1930-1939

- VAN METRE PC, CALLENDER E [1997] Water-quality trends in White Rock Creek Basin from 1912-94 identified using sediment cores from White Rock Lake Reservoir, Dallas, Texas. *J Paleolimnol* 17:239-249
- VAN METRE PC, WILSON JT, CALLENDER E, FULLER CC [1998] Similar releases of decrease of persistent, hydrophobic and particle-reactive contaminants in riverine systems. *Environ Sci Technol* 32: 3312-3317
- VAN METRE PC, MAHLER BJ, FURLON ET [2000] Urban sprawl leaves its signature. *Environ Sci Technol* 34: 4064-4070
- WESTRICH B & FÖRSTNER U [2007] *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An Integrated Approach*. Editors, Springer Berlin
- WESTRICH B & KERN U [1996] Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse – Naturversuche in der Stauhaltung Lauffen, Modellierung und Abschätzung des Remobilisierungsriskos kontaminierter Altsedimente. Abschlußbericht Nr. 96/23 (HG 237) zum Projekt Wasser-Abfall-Boden (PWAB) Forschungszentrum Karlsruhe (Förderkennzeichen PW 93132). Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. 186 S. (Dezember 1996)
- WITTMANN U & FÖRSTNER U [2000] Fallstudienvergleich Bitterfeld – Deutscher Beitrag. Ausgearbeitet von einer zeitweiligen Arbeitsgruppe für die 7. Internationale FZK/TNO-Konferenz über Altlastensanierung vom 18. bis 22. September 2000 in Leipzig. Unter Mitarbeit von S. Gier (Projektkoordination), Th. Delschen, V. Franzius, J. Frauenstein, E. Fuchs, W. Gläßer, M. Lindemann, R. Müller, G. Meiners, V. Wetzel, B.-M. Wilke
- ZELLER C & CUSHING B [2006] Remedy effectiveness: what works, what doesn't? *Integrated Environ Assessment and Management* 2 (1), 75-79
- ZIMMERMAN J.R, GHOSH U, MILLWARD RN, BRIDGES TS, LUTHY RG [2004] Addition of carbon sorbents to reduce PCB and PAH bioavailability in marine sediments: physicochemical tests. *Environ Sci Technol* 38: 5458-5464

ISBN 978-3-89746-098-X