



Bewertung von Risiken
durch

feststoffgebundene Schadstoffe
im Elbeeinzugsgebiet



Koordination:
Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement,
Hamburg

BIS

Hamburg, Mai 2008

Erstellt im Auftrag der Hamburg Port Authority



Mitfinanziert durch die Flussgebietsgemeinschaft Elbe.

Autoren:

Susanne Heise¹

Frank Krüger²

Ulrich Förstner³

Martina Baborowski⁴

Rainer Götz⁵

Burkhard Stachel⁶

Unter Mitarbeit von:

Daniel Schwandt, BfG

Steffen Uhlig, quo data GmbH

René Schwartz, BSU

¹ Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement. 21071 Hamburg

² Fa. ELANA - Boden, Wasser, Monitoring, Dorfstr. 55, D-39615 Falkenberg

³ Technische Universität Hamburg-Harburg, . Eißendorfer Str. 40, 21071 Hamburg

⁴ Dept. River Ecology, Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ. Brueckstr. 3a, 39114 Magdeburg, Germany.

⁵ Behörde für Soziales, Familie, Gesundheit und Verbraucherschutz, Institut für Hygiene und Umwelt - Umweltuntersuchungen. Marckmannstr. 129b, 20539 Hamburg

⁶ Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz – Gewässerschutz. Billstraße 84, 20539 Hamburg

Bitte diesen Bericht zitieren als

Heise S, Krüger F, Baborowski M, Stachel B, Götz R, Förstner U (2007) Bewertung der Risiken durch Feststoff-gebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 Seiten. Hamburg.

Kontakt:

Susanne Heise, BIS;

s.heise@tuhh.de; BIS.tutech.net

Fotos umseitig von Michael Bergemann, René Schwartz, Birgitt Redemann, Martina Baborowski, Susanne Heise

Danksagung

Für die Bereitstellung von Daten danken wir der Wassergütestelle Elbe (WGE), dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG), dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), dem Umweltbundesamt (UBA) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). Weiterhin möchten wir folgenden Einzelpersonen für die Bereitstellung spezieller Daten danken: Ursula Anacker (LAU Sachsen-Anhalt), Ludger Anders (Landeslabor Brandenburg), Olaf Büttner (UFZ), Rudolf Pepelnik (GKSS), Jürgen Ritschel (LUA Brandenburg) sowie Karl Severin (Landwirtschaftskammer Niedersachsen).

Für die inhaltliche Auseinandersetzung möchten wir uns bedanken bei den Vertretern der Auftraggeber, Axel Netzband (Hamburg Port Authority, HPA) und Ulrike Hursie (Flussgebietsgemeinschaft Elbe, FGG), sowie bei der Ad Hoc Arbeitsgruppe Schadstoffe der FGG, ihrem Leiter Peter Heininger (BfG) und den Mitgliedern Katrin Blondzik (UBA), Petra Kasimir (LHW), Sylvia Rohde (LfUG), Fred Schulz (LANU), René Schwartz (BSU) und Kerstin Wyrwa (TLUG).

Kommentiert haben diese Studie zusätzlich Thomas Gaumert (WGE), sowie Evelyn Schaffranka und Hartmut Schwartz von der Landesanstalt für Altlastenfreistellung Sachsen-Anhalt (LAF). Vielen Dank dafür.

Durch konstruktive Diskussionen haben folgende Personen diese Studie wesentlich vorangebracht:

Michael Bergemann, Wassergütestelle Elbe

Daniel Schwandt, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Fred Walkow, Landratsamt Bitterfeld, Amt für Umweltschutz.

Inhaltsangabe

1	Zusammenfassung – Extensive Summary	1
1.1	Hintergrund und Ziel der Studie	1
1.2	Der konzeptionelle Ansatz	1
1.3	Ergebnisse der Studie	9
1.4	Maßnahmen	18
1.5	Referenzen	19
2	Einleitung	21
3	Zielsetzung und Vorgehensweise	25
4	Risiken durch partikelgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet	27
4.1	Relevante Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet	29
4.2	Sedimentrichtwerte als Beurteilungskriterium für potenzielle Gefährdungen der Bewirtschaftungsziele	32
4.3	Bewertung des Risikos für Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet	48
4.4	Referenzen	73
5	Identifizierung der Gebiete, von denen ein Risiko ausgeht	75
5.1	Schwebstofftransport und Schwebstoffdynamik im Elbeeinzugsgebiet	76
5.2	Beiträge der Teileinzugsgebiete zur Schadstoffbelastung der Elbe	117
5.3	Areas of Risk	148
5.4	Zusammenfassung Kapitel 5	231
5.5	Referenzen	234
Kapitel S	Die Kontamination von Elbefischen mit Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB	237
S-1	Zusammenfassung	237
S-2	Einführung	237
S-3	Bedeutung und Bewertungsgrundlagen der PCDD/F und DL-PCB	238
S-4	Ergebnisse und Diskussion	240
S-5	Empfehlungen	244
S-6	Referenzen	245
6	Maßnahmen	247
6.1	Themenübersicht und Kurzzusammenfassung	248
6.2	Rechtliche Randbedingungen	251
6.3	Zuordnung der technischen Optionen	253
6.4	Unterwasserdepots und Landdeponien für Baggergut	257
6.5	Ex-Situ Behandlung von Baggergut	262
6.6	Sanierung von Bergbaualtlasten – Beispiele: LMBV und Wismut	269
6.7	In-Situ Capping für kontaminierte Sedimente – Beispiel Hitzacker	286
6.8	Monitored Natural Attenuation – Beispiel: Spittelwasser	294
6.9	Potenzielle Maßnahmen zur Risikominimierung von kontaminierten Sedimenten unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Elbeeinzugsgebietes - Analyse	311
6.10	Kommunikation und Anwendung der Maßnahmen, Ergebnisübersicht	326
6.11	Referenzen	333
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	343

Anlagen (nur digital verfügbar)

Anlage 1	Dioxine und Furane in Elbe, Mulde und Spittelwasser
Anlage 2	Zusatzinformationen zur Relevanz der Bewirtschaftungsziele
Anlage 3	Stoffe mit Qualitätsnormen für Schwebstoff nach 76/464/EWG
Anlage 4	Bewertungskonzept zur Priorisierung von Schadstoffen und der Einschätzung der Bedrohung von Nutzungen im Elbeeinzugsgebiet
Anlage 5	Detailinformationen zur Ableitung der Sedimentqualitätsrichtwerte
Anlage 6	Die Belastung von Speisefischen im Elbeeinzugsgebiet
Anlage 7	Hintergrundinformationen über Projekte mit Bezügen zu Hochwässern und Extremhochwässern
Anlage 8	Berechnung von Schwebstofffrachten auf Grundlage von quasi-online Trübungsdaten zur Validierung der qualifizierten Frachtschätzung der ARGE-Elbe und zum Vergleich mit den Befunden der BfG.
Anlage 9	Charakterisierung des Schwebstofftransports im Bereich der Stauhaltung Calbe
Anlage 10	Die Schwebstoffdynamik während des Frühjahrshochwassers 2006 an der Elbe
Anlage 11	Zusammenfassende Aus- und Bewertung des Schwebstofftransportes ausgewählter typischer Abflusssituationen und Anteil der Regionen an der Gesamtfracht
Anlage 12	Ablagerung und Mobilisierung von Bühnenfeldsedimenten
Anlage 13	Die Kontamination von Elbaueböden, Elbefischen sowie Futter- und Lebensmitteln mit Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB
Anlage 14	Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen bei Mittel- und Niedrigwasserereignissen (Auswertung der GKSS-Beprobungen)
Anlage 15	Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Fluss-sedimenten im Einzugsgebiet der Saale (Zusammenfassung aus Hanisch et al. 2005)
Anlage 16	Die Europäische Meeresschutz-Strategy – Kommentare des Sachverständigenrats für Umweltfragen, zusammengestellt von U. Förstner
Anlage 17	Abflussgrafiken ausgesuchter Abflussereignisse
Anlage 18	Das Gebiet Hamburgs mit Bezug auf „Substances of Concern“, u.a. TBT

1. Erweiterte Zusammenfassung

1.1 Hintergrund und Ziel der Studie

Die Europäische Kommission hat mit der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) im Jahre 2000 eine Umweltgesetzgebung verabschiedet, die ein ganzheitliches Vorgehen bei der Bewertung der Umweltqualität aller Gewässer vorschreibt. Das übergeordnete Ziel ist ein „guter Zustand“ für alle Oberflächengewässer einschließlich der Ästuare und Küstengewässer bis 2015. Damit dieser erreicht werden kann, gibt die EU eine Reihe von Aktionsschritten vor, so u.a. „Strategien gegen die Wasserverschmutzung“ (Artikel 16) zu ergreifen. Diese umfassen spezifische Maßnahmen gegen die Gewässerverschmutzung durch einzelne Schadstoffe und Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt und durch die aquatische Umwelt darstellen. Hierbei sind sowohl Punktquellen als auch diffuse Quellen, die Verschmutzungen verursachen können, in einem bis 2009 festzuschreibenden Maßnahmenprogramm zu adressieren. Die Verschmutzung von Oberflächenwasser durch „prioritäre Substanzen“ soll beseitigt, die Verschmutzung durch andere Schadstoffe stufenweise verringert werden. Während die EG-WRRL Qualitätsnormen für die Wasserphase als Regulationsinstrument vorsieht, wird in der Umsetzung die Eigenschaft von Sedimenten und Schwebstoffen als Schadstoffträger nur unzureichend berücksichtigt, obwohl mehr als die Hälfte der als prioritär eingestuften Substanzen eine hohe Affinität zur Anlagerung an Sedimente und Schwebstoffe haben. In Flussgebieten, in denen historisch kontaminierte Sedimente in großem Umfang vorliegen, könnte eine Nichtbeachtung im Maßnahmenprogramm die Umsetzung der Ziele der EG-WRRL gefährden.

Schadstoffe sind häufig noch in hohen Konzentrationen in Sedimenten nachzuweisen, wenn die Kontrolle primärer Schadstoffquellen in der Wasserphase schon deutliche Erfolge zeigt. Wenn Sedimente aufgewirbelt werden oder sich die Umweltbedingungen ändern (z.B. Säuregehalte, Salinität oder Sauerstoffgehalt) können Schadstoffe remobilisiert werden. Damit sind nicht nur die im Sediment lebenden Organismen gefährdet. Auch für die Lebensräume, die mit Schwebstoffen und Sedimenten in Kontakt stehen (Wasserphase) oder in Kontakt kommen können (überflutete Auen), besteht ein potenzielles Risiko. Naturnahe prozessbasierte Sedimenttechnologien könnten hier ein passendes Instrument zur Verschmutzungsreduzierung bei flächenhaften Kontaminationen darstellen.

Vor diesem Hintergrund wurde die vorliegende Studie durchgeführt, bei der auf der vorhandenen, noch lückenhaften Datenbasis verschiedener Institutionen und Länder diejenigen Zielgebiete lokalisiert werden sollten, die für die Zielerreichung der EG-WRRL das größte Risiko darstellten. Die mit der EG-WRRL zu schützenden Güter umfassen dabei nicht nur die Gewässergüte an sich. Vielmehr ist das in der EG-WRRL formulierte Ziel die Verringerung von Verschmutzungen. Diese sind laut Artikel 2 der Richtlinie definiert als Verunreinigungen, die „der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme schaden können, zu einer Schädigung von Sachwerten führen oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen“ (Richtlinie 2000/60/EG Artikel 2).

1.2 Konzeptioneller Ansatz dieser Studie

Der konzeptionelle Ansatz dieser Studie ging hervor aus der Diskussion im Europäischen Sedimentnetzwerk SedNet und den Überlegungen von Sue White und Sabine Apitz zu einem

flussgebietsbezogenen Managementkonzept für Sedimente (Apitz & White, 2003; Apitz *et al.*, 2007). In einer Studie zur Untersuchung der historischen Sedimente im Rheineinzugsgebiet (Heise *et al.*, 2004) wurde jener Ansatz modifiziert und für die Anwendung ein 3-Stufensystem entwickelt, das auf der Ausweisung und Charakterisierung der folgenden Parameter beruht:

- 1) der in einem Einzugsgebiet relevanten Schadstoffe („substances of concern“)
- 2) der durch diese Schadstoffe kontaminierten Gebiete, die potenzielle Quellen darstellen („areas of concern“)
- 3) derjenigen „areas of concern“, von denen aufgrund des Ausmaßes und der Qualität des kontaminierten Materials in Abhängigkeit der Abflusssituationen ein Risiko für stromabwärts gelegene Gebiete ausgeht („areas of risk“).

Dieser Ansatz wurde auch für diese Studie angewendet und durch einige Zwischenschritte verfeinert (Abb. 1-1).

Die vorliegende Studie wurde bei der Ableitung überregionaler Bewirtschaftungsziele für Schadstoffe in der Elbe berücksichtigt.

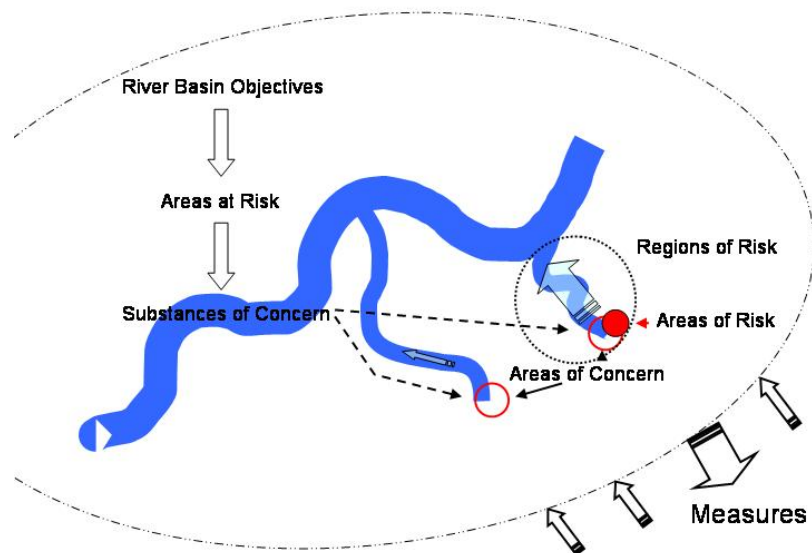


Abb 1-1: Konzeptionelle Vorgehensweise zur Bewertung des Risikos durch kontaminierte Sedimente in Flusseinzugsgebieten.

1.2.1. River Basin Objectives – Die Bewirtschaftungsziele innerhalb des Einzugsgebietes

Das Ziel einer einzugsgebietsbezogenen Betrachtung von kontaminierten Sedimenten ist es, das Risiko für den Schutz bestimmter Güter oder Nutzungen des betroffenen Einzugsgebietes zu bewerten. Für die Elbe wurden folgende Bewirtschaftungsziele identifiziert:

- Die Qualität der aquatischen Ökosysteme, die zum einen durch die Zielvorgaben der EG-WRRL, durch die Ziele der IKSE¹ und der OSPAR² beschrieben werden.

¹ Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

² Oslo-Paris-Kommission zur Schutz der Nordsee und des Nordostatlantiks

- Der Schutz der menschlichen Gesundheit. Hier wurde zwischen der direkten Exposition über aquatische Systeme, z.B. durch Verzehr belasteter Fische, und der indirekten Exposition über landwirtschaftliche Produkte unterschieden.
- Die Qualität der von aquatischen Systemen abhängigen Landökosysteme, die bei Überflutungen mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagt werden können.
- Die kostengünstige Unterhaltung der Elbe, die die Entfernung meist kontaminierter Sedimente aus Häfen und Fahrrinnen zum Erhalt der nautischen Tiefe umfasst.

Um eine Bewertung durchführen zu können, sind für jede Nutzung Sedimentrichtwerte erforderlich. Diese konnten entweder national bzw. international anerkannten Regularien entnommen werden, oder sie wurden von vorhandenen Kriterien, die sich zum Beispiel auf die Konzentration in Speisefisch oder Futtermittel beziehen, abgeleitet. Alle Richtwerte sind so gewählt, dass bei einer Unterschreitung davon ausgegangen werden kann, dass kein Risiko besteht. Im Rückschluss bedeutet eine Überschreitung nicht, dass eine Gefährdung zwangsläufig auftritt, sondern dass eine solche nicht mehr ausgeschlossen werden kann. Es wird also bei Überschreiten mit einer **potenziellen** Gefährdung zu rechnen sein. Damit folgt die Anwendung der ausgewählten Sedimentrichtwerte einem Vorsorgeprinzip. Abbildung 1-2 zeigt einen Überblick über die in dieser Studie relevanten Bewirtschaftungsziele und die Vorgehensweise zur Bewertung ihrer potenziellen Gefährdung.

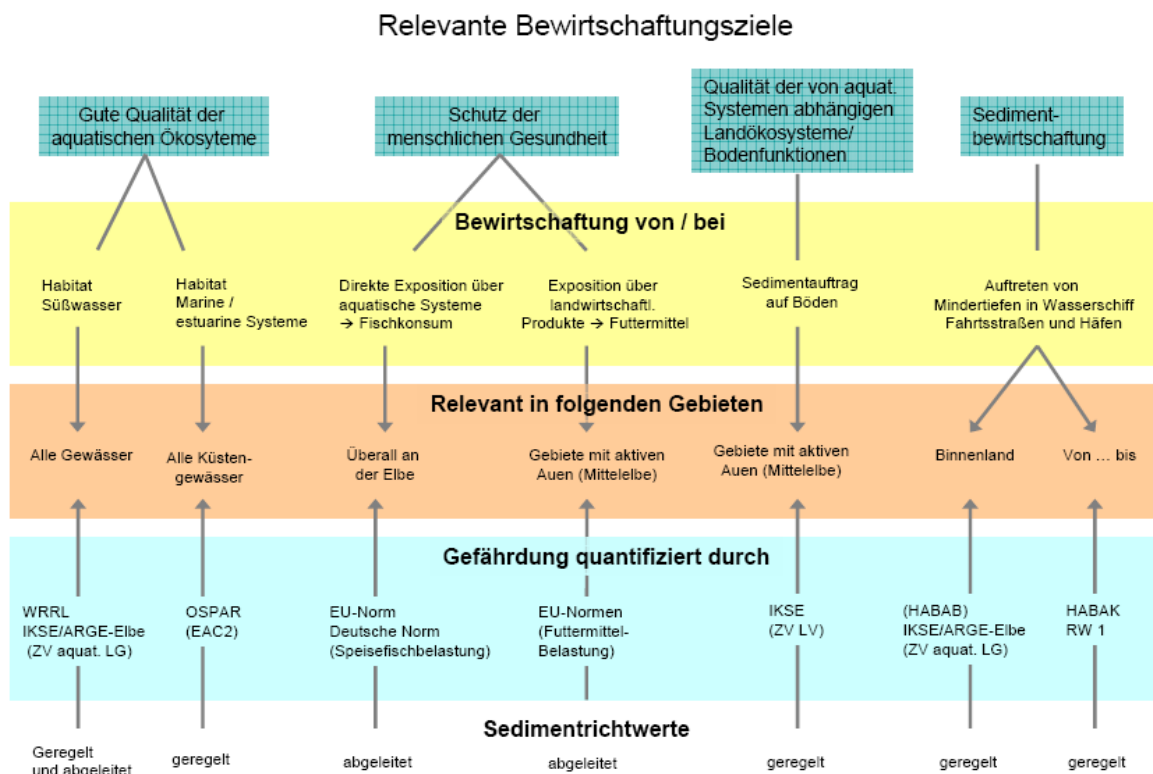


Abb. 1-2: Überblick über die in dieser Studie betrachteten Bewirtschaftungsziele und die verfolgte Vorgehensweise zur Bewertung ihrer potenziellen Gefährdung im Elbeinzugsgebiet.

1.2.2. Areas at Risk – Gebiete, in denen Bewirtschaftungsziele durch kontaminierte Sedimente bedroht sind

Nicht alle Bewirtschaftungsziele sind in allen Gebieten von gleicher Bedeutung. Auch werden sie durch regionalspezifische Schadstoffkombinationen in unterschiedlichem Grade gefährdet. Ein Vergleich der in einem Gebiet relevanten Sedimentrichtwerte mit der dort gemessenen, auftretenden Belastung schwebstoffbürtigen Sediments ergibt ein Bild über die Gefährdung der jeweiligen Nutzungen. Tabelle 1-1 gibt über den Elbverlauf eine Einstufung wieder, welche Schutzgüter mit welcher Sicherheit durch kontaminierte Sedimente beeinträchtigt werden.

Tab. 1-1: Gefährdung der Nutzungsfunktionen an den betrachteten Messstellen. (0 – Nutzung ist relevant, keine Anzeichen einer Gefährdung, 1 – geringe Gefährdung, 2 – Verdacht auf deutliche Gefährdung, 3 – mit großer Sicherheit besteht eine Risiko für die Nutzungen an diesem Ort; EG-WRRL – Wasserrahmenrichtlinie, LG Fluss – Lebensgemeinschaft Fluss, Umlag. Fluss (ZV)- Umlagerung der Sedimente (ZV – nach den Zielvorgaben der ARGE-Elbe), LG Küste (oW) – Lebensgemeinschaft Küste (oberer EAC-Wert), Landwirt. Verwertung – Schutz des Bodens bei Auftragung von Sedimenten z.B. im Rahmen einer Flut, Speisefisch – Verzehr kontaminierter Fische, Futtermittel – Gefährdung durch Futtermittelkontamination in Auen).

	WRRL	LG Fluss	LG Küste (oW)	Umlagerung Küste	Umlagerung Fluss	landwirt. Verwertung	Speisefisch	Futtermittel
Schmilka	3	3			3		3	
Zehren	3	3			3		3	
Domnitzsch	3	3			3	3	3	3
Schwarze Elster	3	3			3		3	
Mulde	3	3			3	3	3	3
Saale	3	3			3	3	3	3
Magdeburg	3	3			3	3	3	3
Schnackenburg	3	3			3	3	3	3
Bunthaus	3	3			3		3	
Seemannshft	2	3	3	3	3		3	
Cuxhaven	0	0	2	1	2		2	

Basierend auf den zurzeit gültigen Zielvorgaben zeigt sich, dass alle Nutzungen mit hoher Sicherheit einem Risiko unterworfen sind. Dieses nimmt ab Seemannshöft durch die Verdünnung der transportierten Schadstofffracht mit dem marinen Sediment ab. Sollen also alle Funktionen im Elbverlauf gewährleistet werden, ist eine deutliche Reduzierung der Schadstofffracht Voraussetzung.

Abbildung 1-3 zeigt exemplarisch über den Elbverlauf die Überschreitung des Zielwertes der ARGE-Elbe (Klasse 2) für die Qualität von Sedimenten zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften. Dabei zeigt sich deutlich, dass sich die Überschreitungsmuster der Schadstoffe von Schmilka bis Magdeburg ähneln, u.a. geprägt von hohen DDX-Konzentrationen. Von Schnackenburg bis Cuxhaven werden die Überschreitungen dagegen zunehmend kleiner – entsprechend der unterhalb von Bunthaus einsetzenden Verdünnung durch den Einfluss der Tide. Die Schadstoffmuster der Nebenflüsse bilden sich bezüglich Cadmium aus Mulde und Saale und bzgl. Quecksilber aus der Saale ab. Der hohe HCH-Peak aus der Mulde wird im Elbestrom nur wenig reflektiert, da die Mulde nur relativ geringe Schwebstofffrachten in die Elbe einträgt. Dies zeigt die Notwendigkeit für Schwebstoffbilanzen bei Betrachtung der Einzugsgebiete auf.

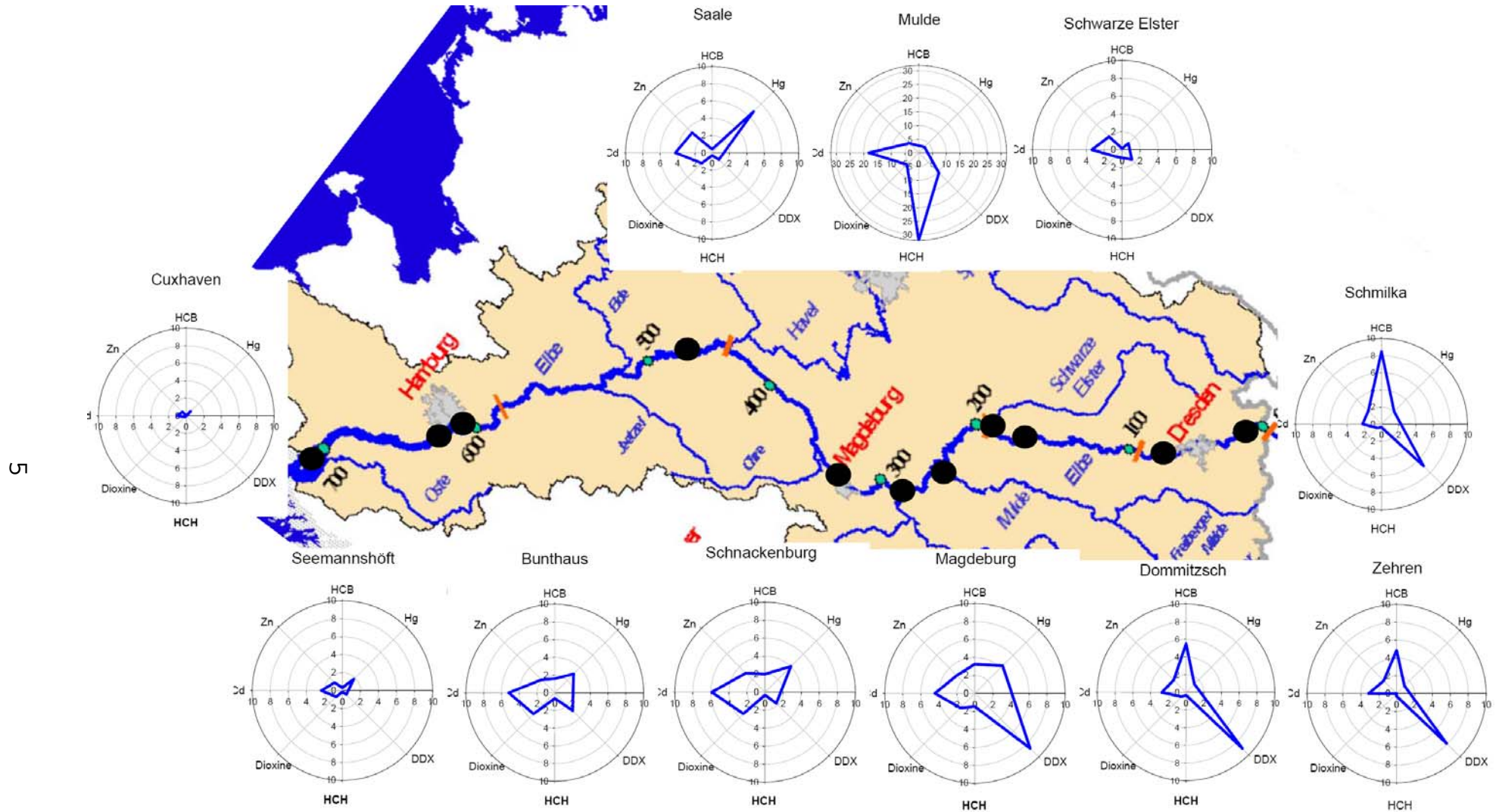


Abb. 1-3: Überschreitungen der Zielwerte der ARGE-Elbe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften im Einzugsgebiet der Elbe durch die Mediane der wichtigsten Schadstoffe von 2000 bis 2006; (Überschreitungs-skala: Alle Schadstoffe außer Mulde: 0-10, Mulde: 0-32).

1.2.3 Substances of Concern – Stoffe, die besonderer Aufmerksamkeit bedürfen

Hierunter fallen solche Schadstoffe,

- für die es aufgrund ihrer Toxizität geregelte oder abgeleitete Sedimentrichtwerte gibt,
- die durch erhöhte Konzentrationen in bestimmten Gebieten zu einer potenziellen Gefährdung von Bewirtschaftungszielen beitragen können,
- für die eine ausreichende Datenbasis existiert, auf deren Grundlage gesicherte Aussagen getroffen oder Unsicherheiten quantifiziert werden können.

Diejenigen partikelgebunden transportierten Schadstoffe, die diesen Bedingungen entsprechen und die somit in dieser Studie die „substances of concern“ bilden, d.h. die Substanzen, denen besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden muss, werden in Abbildung 1-4 gelistet. Die Rangfolge entspricht den von ihnen ausgehenden Gefährdungen für die Gesamtheit aller hier betrachteten Bewirtschaftungsziele im Einzugsgebiet, wobei auch die Häufigkeit, mit der diese Schadstoffe die Sedimentrichtwerte überschreiten, berücksichtigt ist. Einige Substanzen sind als Stellvertreter für Substanzklassen verwendet worden (z.B. Benzo(a)pyren für PAKs).

Die in der Rangfolge obenstehenden Schadstoffe Quecksilber, Hexachlorbenzol, Cadmium und Zink, sowie daran anschließend PCB, Kupfer, Dioxine und Arsen führen entsprechend dieser Darstellungsweise häufig dazu, dass eine Nutzung nicht mehr gewährleistet ist. In welchem Ausmaße, d.h. wie hoch die Überschreitung ist, wird hier nicht berücksichtigt, da die Beziehung zwischen Überschreitung des Sedimentrichtwertes und der Höhe des Risikos für die verschiedenen Schadstoffe und Bewirtschaftungsziele unterschiedlich ist. Die Höhe der Überschreitung wird jedoch bei der Berechnung der Frachtreduzierung berücksichtigt.

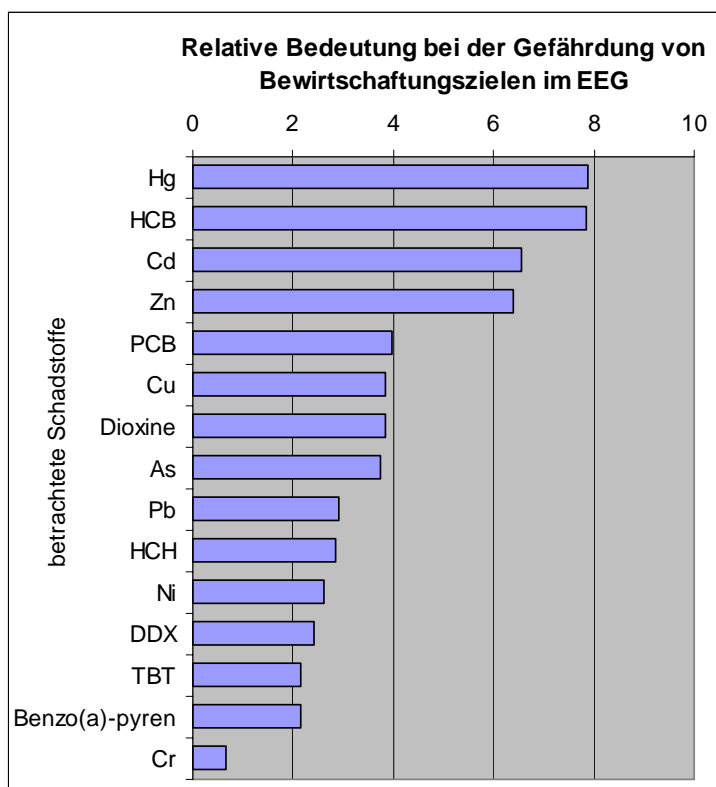


Abb. 1-4: Relative Bedeutung der betrachteten Schadstoffe bei der Gefährdung aller Nutzungen bzw. Zielvorgaben der EG-WRRL, unter Berücksichtigung des gesamten EEG

1.2.4. "Regions of Risk" und "Areas of Risk"

Innerhalb des Elbeeinzugsgebietes sind eine Vielzahl von Schadstoffdeposits bekannt (Zusammenstellungen u.a. in (Förstner *et al.*, 2004; Heining *et al.*, 2005; Heise *et al.*, 2005). Bei der Beschreibung der Risikoregionen bzw. der lokal näher eingegrenzten Risikogebiete ist zusätzlich zur Information über vorliegende Kontaminationen der Umstand von ausschlaggebender Bedeutung, dass von diesen Arealen Schadstoffe resuspendiert und stromabwärts transportiert werden. Dort können sie dann für die potenzielle Gefährdung von Bewirtschaftungszielen verantwortlich sein. Die Betrachtung der insgesamt transportierten Schadstoffmenge ist notwendig, um von Konzentrationen, die in Sedimenten vorliegen, auf a) das Ausmaß der Resuspendierung und b) die Bedeutung der sich daraus ergebenden Belastung des Einzugsgebiets zu schließen. So kann ein kleines, hoch kontaminiertes Gebiet für die Belastung eines Teileinzugsgebietes verantwortlich sein, solange die von ihm ausgehende Schadstofffracht nicht in einem Maße verdünnt wird, dass die Konzentrationen unterstromig unterhalb der Sedimentrichtwerte liegen.

Der Schadstofffrachtermittlung basiert auf der Bestimmung der Schadstoffkonzentration an Schwebstoffen und der Messung der Schwebstofffracht. Es zeigte sich bei der Analyse verschiedener Datengrundlagen, dass die Schwebstofffrachtbestimmung mit hohen Unsicherheiten verbunden ist, die von der Häufigkeit der Bestimmung sowie von Art und Ort der Probenahme abhängig ist (Abb. 1-5).

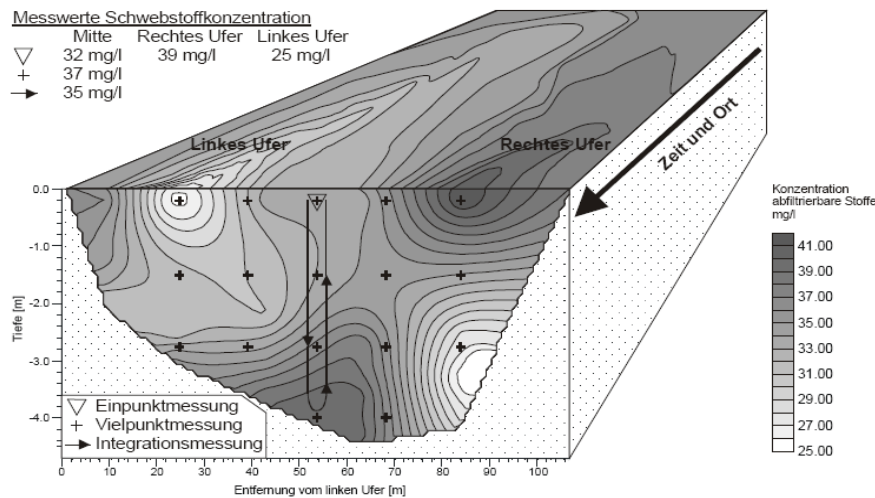


Abb. 1-5: Exemplarische Darstellung der Variabilität der Schwebstoffverteilung im Flussquer- und -längsschnitt der Elbe (Elbe-km 196,5 am 4.5.01) (Abbildung und Daten Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG, 2003))

Für diese Studie wurden aus dem Vergleich der verschiedenen angewandten Methoden Unsicherheitsfaktoren ermittelt, die in die Darstellung der Schwebstoffdynamik und der Schadstofffrachtreduzierung eingingen.

Der Schwebstofftransport im Elbeeinzugsgebiet ist sowohl in der Elbe als auch in den Nebenflüssen vom Hochwassergeschehen dominiert. Hochwässer haben für den Elbeabschnitt an der Deutsch-Tschechischen Grenze, der Mulde und Saale für die Jahresfrachten vergleichbar hohe Bedeutung.

An der unteren Mittelelbe dagegen tragen auch Mittelwasser- und Niedrigwassersituationen aufgrund von Algenwachstum verstärkt zur Jahresfracht bei.

Den stärksten Schwebstoffeintrag von allen Teilregionen erfährt die deutsche freifließende Elbe aus der Tschechischen Republik. Ihr Beitrag liegt zwischen 42 und 51%. In den Hochwasserphasen beträgt die Schwebstofffracht aus der Tschechischen Republik im Median über 80 % dessen, was in der unteren Mittelelbe transportiert wird. Es kann allerdings aufgrund von Sedimentationsprozessen in Auen und anderen Stillwasserbereichen nicht davon ausgegangen werden, dass die gesamte eingetragene Schwebstofffracht bis in die untere Mittelelbe transportiert wird. Zeitlich hochaufgelöste Untersuchungen während des Hochwassers 2006 im Bereich der mittleren Mittelelbe führen zu dem Ergebnis, dass zwischen Roßlau und Magdeburg bis zu 50 % einer Tagesfracht in den Auen zurückgehalten werden kann. Von den deutschen Nebenflüssen hat die Saale den größten Einfluss auf das Schwebstoffregime der Elbe. Er liegt im Median der betrachteten Zeiträume und Datensätze zwischen 13 und 23 % dessen, was in der unteren Mittelelbe transportiert wird. In Hochwasserzeiten kann der Beitrag der Saale bis auf über 30 % steigen, in ausgewählten Niedrigwasserzeiten betrug das Verhältnis des Eintrags der Saale zur Fracht in Wittenberge bis zu 50 %. Die Mulde leistet einen Schwebstoffbeitrag in die Elbe, der ca. um den Faktor 8-10 niedriger als der der Saale ist (Abb. 1-6).

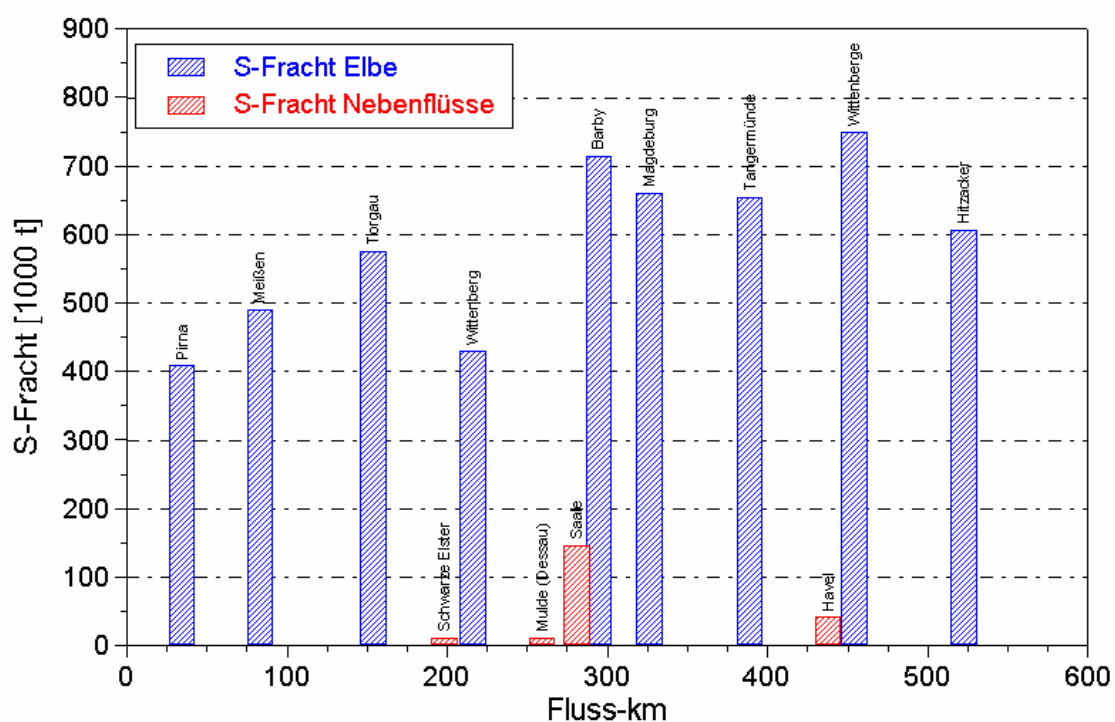


Abb. 1-6: Schwebstofffrachten der Elbe, ermittelt aus Vielpunktmessungen bei unterschiedlichen Abflüssen im Elbestrom (1994-2003) und in den Nebenflüssen (1990-2000) (Daten BfG, Abbildung aus Heise et al, 2005)

1.3 Ergebnisse der Studie

1.3.1. Risikoregionen - Regions of Risk

Aus den Informationen über die Höhe der Überschreitung der Sediment-Richtwerte durch die einzelnen Schadstoffe, die damit für das entsprechende Schutzgut zu einem Risiko werden, und unter Berücksichtigung, welche Schadstofffrachten aus welchen Teileinzugsgebieten (TEG) kommen (Datenbasis: Berechnungen der ARGE-Elbe), wurde errechnet, welche Frachtreduzierung notwendig wäre, um die in Kapitel 1.2.1. dargelegten Bewirtschaftungsziele zu gewährleisten. Es kann sich hierbei nur um hypothetische Überlegungen handeln, da über die tatsächliche Machbarkeit dieser Reduzierungen zu diesem Zeitpunkt keine Aussagen getroffen werden können. In Tabelle 1-2 sind diesen Frachtreduzierungen die jeweiligen Summen der Frachten, die aus den Teileinzugsgebieten ermittelt wurden, gegenübergestellt. Es zeigen sich teilweise deutliche Differenzen zwischen der theoretisch notwendigen Frachtreduzierung und dem, was maximal erreicht würde, wenn alle Frachteinträge aus den Teileinzugsgebieten reduziert werden könnten. Gründe für diese Differenzen sind vermutlich im Hauptstrom selbst zu suchen – zum einen in Form von Punktquellen am Elbeschlauch (z.B. für Cadmium durch Emissionen aus der Triebisch bei Meißen) oder aber als kontaminierte Sedimente im Hauptstrom der Elbe, die in Stillwasserbereichen abgelagert und nur während Hochwassersituationen weitertransportiert werden (siehe unten).

Tab 1-2: Die im EEG ermittelten Reduktionsziele und maximal durch Maßnahmen in den Teileinzugsgebieten möglichen Schadstofffrachtreduzierungen (Summe der Frachten), Bezugsregion: Untere Mittel-Elbe, Schnackenburg

Schadstoff	Reduktionsziel zur Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele	Summe der Frachten aus CR, Mulde, Saale, Schwarze Elster und Havel
Cd	84 %	27 – 36 %
Hg	86 %	39 – 40 %
Cu	57 %	43 – 48 %
As	65 %	38 – 42 %
Zn	83 %	40 – 53 %
Blei	38%	46 – 57 %
Ni	42 %	40 – 51 %
TBT	99 %	54 %
HCH	77 %	100 %
HCB	97 %	100 %
PCB	72 %	100 %
Dioxine	94 %	70 – 82 %
pp'-DDE	92 %	100 %

Unter der Annahme, dass die Frachten aus den Teileinzugsgebieten (TEG) weitgehend reduziert werden können, lässt sich die damit verbundene Konzentrationsabnahme der Schadstoffe in der Elbe berechnen. Exemplarisch wurde hier als Bezugsort die Messstation Schnackenburg ausgewählt, da sie sich im unteren Verlauf der Mittel-Elbe aber deutlich stromaufwärts des Wehres

Geesthacht befindet. In Tabelle 1-3 wird die Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele, wie sie zurzeit besteht, der Situation bei maximaler Reduzierung der Frachten aus den Teilregionen gegenübergestellt.

Daraus ergibt sich folgendes Bild:

- Insgesamt wäre durch die Reduzierung der Einträge aus den Teileinzugsgebieten eine deutliche Verbesserung der Situation zu erreichen.
- Für PCB, HCH, pp'-DDE und HCB wären die Bewirtschaftungsziele durch Reduktionen aus den Teileinzugsgebieten zu gewährleisten, wenn diese Frachten um 72, 77, 92 bzw. 97 % reduziert würden.
- Für TBT würden durch die möglichen Reduktionen fast alle Schutzgüter geschützt. Für das Schutzgut Lebensgemeinschaft Küste, das hier als nicht-erreicht angegeben ist, spielt die Reduktion in der Elbe oberhalb Hamburgs keine Rolle, da die Sedimente des Hamburger Hafens den größten küstennahen TBT-Peak im Elberaum aufweisen. Das abgeleitete Sedimentqualitätskriterium für die Umsetzung der Zielwerte der EU-WRRL (UQRW) orientiert sich an der biologischen Effektivität des Schadstoffs und ist aus diesem Grund sehr niedrig angesetzt, und in ehemals kontaminierten Süßwassersedimenten nur schwierig zu erreichen.
- Bei Kupfer, Blei und Nickel würden die Zielvorgaben durch eine angenommene vollständige Reduktion der Fracht aus den Teilregionen gewährleistet.
- Bei Arsen ist eine Gewährleistung bei der Futtermittelbelastung und der Lebensgemeinschaft Küste nicht möglich. In beiden Fällen liegt der anzustrebende Sedimentrichtwert aber unter dem geogenen Hintergrundwert und kann in der Elbe nicht erreicht werden.
- Bei Zink wird weiterhin ein Problem bestehen bei den Schutzgütern „Lebensgemeinschaft Fluss“, „Landwirtschaftliche Verwertung“ und „Umlagerung Fluss“
- Auch für das geologisch mit Zink vergesellschaftete Cadmium und für Quecksilber würde die vollständige Reduzierung der Schadstofffrachten aus den Einzugsgebieten durch die Reduzierung zwar eine Risikominderung erreichen, jedoch keine Risikovermeidung.

Tab. 1-3: Dargestellt sind die Richtwerte der Schadstoffe sowie die Überschreitung der Richtwerte (rot) in Schnackenburg zum gegenwärtigen Zeitpunkt (oben) und bei vollständiger Reduktion der Schadstofffracht aus den Teileinzugsgebieten (unten). Gezeigt sind alle Nutzungen, ohne Berücksichtigung der Relevanz in Schnackenburg.

	Median-Werte Schnackenburg	WRRL (ökol)	UQRW (sed)	LG Fluss	Landwirt. Verwertung	Speisefische	Futtermittel	Umlagerung Fluss	Medianwerte Seemannshöft	Umlagerung Küste	LG Küste
Cd (mg/kg)	7.08		2.6	1.2	1.5		5	1.2	2.8	2.5	1
Hg (mg/kg)	3.23		0.87	0.8	0.8	1	0.5	0.8	1.4	1	0.5
Cu (mg/kg)	89.67	160		80	80			60	71	40	50
As (mg/kg)	36.03	40		40	30			20	27.2	30	10
Zn (mg/kg)	1194	800		400	200			200	493	350	500
Pb (mg/kg)	127		78.4	100	100		150	100	60.6	100	50
Ni (mg/kg)	57.33		33.2	120	60			50	36.2	50	50
TBT (µg Sn/kg)	15.7		0.02	25				25	72.8	20	0.05
HCH (µg/kg)	9.91		10.3	30	10				4.3		
HCB (µg/kg)	80.58		16.9	40	40	12.5	50	40	13	2	
PCB (µg/kg)	22.65								21.8	20	10
Dioxine (µg/kg)	68			20		5.5	3.75		19.5		
ppDDE (µg/kg)	8.62			40				40	3.9	1	5

		WRRL (ökol)	UQRW (sed)	LG Fluss	Landwirt. Verwertung	Speisefische	Futtermittel	Umlagerung Fluss		Umlagerung Küste	LG Küste	
Cd (mg/kg)	Bezug auf Schnackenburg →		2.6	1.2	1.5		5.0	1.2	← Bezug auf Seemannshöft	2.5	1.0	
Hg (mg/kg)			0.87	0.8	0.8	1.0	0.5	0.8		1.0	0.5	
Cu (mg/kg)		160.0		80.0	80.0			60.0		40.0	50.0	
As (mg/kg)		40.0		40.0	30.0			20.0		30.0	10.0	
Zn (mg/kg)		800.0		400.0	200.0			200.0		350.0	500.0	
Pb (mg/kg)			78.4	100.0	100.0		150.0	100.0		100.0	50.0	50.0
Ni (mg/kg)			33.2	120.0	60.0			50.0		50.0	20.0	0.1
TBT (µg/kg)			0.02	25.0				25.0				
HCH (µg/kg)			10.3	30.0	10.0							
HCB (µg/kg)			16.9	40.0	40.0	12.5	50.0	40.0			2.0	
PCB (µg/kg)											20.0	10.0
Dioxine (µg TEQ/kg)				20.0		5.5	3.8					
ppDDE (µg/kg)				40.0				40.0			1.0	5.0

Eine besondere Situation ergibt sich durch Dioxine (einschließlich der Furane)

Ihnen wird in dieser Studie spezielle Aufmerksamkeit geschenkt, da sie

- a) eine einzugsgebietsspezifische Stoffgruppe sind,
- b) eine hohe Toxizität aufweisen und in der Nahrungskette akkumulieren,
- c) in der geplanten marinen Meeresschutzstrategie vermutlich eine Rolle spielen werden,
- d) aufgrund ihrer stabilen Kongenerenmuster als Tracer für den Schwebstofftransport dienen können.

Mit den Dioxinen kommt eine Substanzgruppe in lokal extrem hoher Konzentration vor, die ökologisch und ökotoxikologisch schon in sehr geringen Dosen hoch effektiv ist, die über weite Strecken transportiert wird und damit die Möglichkeit hat, große Gebiete zu kontaminieren. Dennoch gibt es für diese Schadstoffgruppe im Elbeeinzugsgebiet bisher keine bindenden Qualitätsrichtwerte.

In dieser Studie, in der Risiken für Bewirtschaftungsziele durch transportierte, partikulärgebundene Schadstoffe auf Quellen im Elberaum zurückgeführt werden sollen, bieten sich Dioxine an als Indikator für Frachttransporte, zur Quellenermittlung und – nicht zuletzt – als Anregung, dass bestehende Sedimentrichtwerte im Elbraum neu überdacht werden sollten.

Um dieser Bedeutung Rechnung zu tragen, wurden in einem Sonderkapitel (siehe auch Anlage 13 : *Die Kontamination von Elbaueböden, Elbefischen sowie Futter- und Lebensmitteln mit Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB (Sonderkapitel Dioxine mit Ergebnissen und Diskussion)*) die bisherigen Informationen und Untersuchungsergebnisse bezüglich der Dioxinkontamination in der Elbe zusammengetragen. Mit bisher unveröffentlichten Daten wird dort gezeigt, dass sich das aus der Mulde stammende Dioxinsignal bis Grauerort stromabwärts von Hamburg wiederfinden lässt. Statistische Analysen der Firma *quo data GmbH*, die im Rahmen dieser Studie durchgeführt wurden (Anlage 1), ermöglichen zum ersten Mal eine quantitative Bestimmung, welche Quellen zu welchem Anteil an der Dioxinbelastung in der unteren Elbe beteiligt sind: Demnach kommen 70 bis 82 % des Dioxins, das in Hamburg vorliegt, mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Mulde.

Die Beiträge der Teilregionen setzen sich aus der Schwebstofffracht und der Konzentration der Schadstoffe an den Schwebstoffen zusammen. Um erhöhte Belastungen zu verhindern, ist in erster Linie eine Reduktion des Schadstoffeintrags, also der Schadstofffracht notwendig. Bei Betrachtung der Teilregionen ist aber auch die Konzentration an den Schwebstoffen von Interesse. Eine sehr hohe Fracht z.B. eines Nebenflusses, die sich allein aufgrund seines erhöhten Schwebstoffbeitrags ergibt, dessen Schwebstoffkontamination aber unter dem Sedimentrichtwert liegt, wird eher zur Verdünnung der übrigen Belastung denn zur Erhöhung beitragen. Aus dem Maße der Überschreitung der Sedimentrichtwerte und der Schadstofffracht wurden entsprechend für die TEG Relevanzen ermittelt und Prioritäten aufgestellt, die indizieren, welche Bedeutung den Teilregionen an der Belastung mit einem bestimmten Schadstoff beigemessen wird (Tab. 1-4).

Tab. 1-4: Bedeutung der Beiträge einzelner Teileinzugsgebiete zur jährlichen Schadstofffracht bei Schnackenburg entsprechend der Indikatoren für die Relevanz, sowie auf der Basis der Berichts der quo data GmbH (Anhang 1) für Dioxine (leere Zellen: es konnten keine Prioritäten zugeordnet werden).

Schadstoffe	1. Priorität	2. Priorität	3. Priorität
HCB	Schmilka		
PCB, Ni	Schmilka	Saale	
TBT, Cu	Schmilka ≈ Saale		
Pb	Schmilka ≈ Saale	Mulde	
DDX	Schmilka	Mulde	Saale
ΣHCH (b-HCH)	Mulde	Saale ≈ Schmilka	
As	Mulde	Schmilka	
Hg	Saale	Schmilka	
Zn	Saale	Schmilka	Mulde
Cd	Schmilka ≈ Saale ≈ Mulde		
Dioxine/Furane	Mulde		

1.3.2. Areas of Risk - Risikogebiete in Mulde, Saale und der Mittelelbe

Eine Zuordnung der Schadstofffrachten zu Regionen reicht für die Planung von Maßnahmen nicht aus. Hierfür müssen sowohl primäre (z.B. industrielle Einleitungen) als auch sekundäre Quellen (z.B. kontaminierte Alt-Sedimente) lokal eingegrenzt werden. Da die Tschechische Republik nicht Teil dieser Studie ist, wurden hierfür keine weiteren Dateninterpretationen durchgeführt. Da aber auch dort ein Teil der Sedimente im Hauptstrom liegen dürfte (Staustufen), ist eine Aussage, in welchem Umfang Reduzierungen in der CR möglich sind, hier nicht machbar und wird an anderer Stelle zu klären sein. Für die Haupteintragsgebiete Mulde und Saale, in denen eine Frachtreduktion im deutschen Teil des Einzugsgebiets angestrebt werden sollte, wurden Sediment- und Schwebstoffdaten der Haupt- und Nebenflüsse diskutiert, sowie aus den Konzentrations-Abflussbeziehungen auf die Eigenschaften des jeweiligen Schadstoffdepots geschlossen.

Tabelle 1-5 zeigt auf, welche Schadstoffe, die aus den Teilregionen ausgetragen werden, für die Bewirtschaftungsziele der Elbe eine hohe Relevanz haben. Die Gebiete innerhalb der TEG (und des Elbeschlauchs), von denen aus diese Schadstoffe ausgetragen werden, werden im Folgenden identifiziert und beschrieben.

Tab. 1-5: Relevanz der Regionen für die zu betrachtenden „Substances of Concern“, zusammengestellt nach Kapitel 5.2. Um die Lesbarkeit zu erleichtern sind Organozinn und organische Substanzen außer HCH links gelistet, die verschiedenen HCH-Isomere in der Mitte, die Metalle sind rechts angeordnet.

Region	Hochrelevant (Relevanzindikator >5)	Moderat relevant (Relevanzindikator 3 – 5)	Relevant (Relevanzindikator 2)
Tschechische Republik	PCB HCB	DDX a-HCH b-HCH g-HCH Σ HCH Cu Hg Zn Pb Ni	Organozinn- Verbindg. Cd As
Mulde	Σ HCH b-HCH Dioxine	DDX g-HCH a-HCH As	Cd Zn Pb
Saale	Hg Zn	PCB g-HCH b-HCH Σ HCH Cu Pb	Organozinn- Verbindg. DDX a-HCH Cd Ni

1.3.2.1. Die Identifizierung von Risikogebieten

Risikogebiete innerhalb der TEG zu identifizieren und Aussagen über ihre Relevanz für potenzielle Maßnahmen zu treffen, ist aufgrund einer tendenziell schwachen Datenbasis entlang der Nebenflüsse schwierig. Daher wird in dieser Studie ein Weight-of-Evidence Ansatz verfolgt, in dem verschiedenartige Informationen dahingehend geprüft werden, ob sie auf Gebiete innerhalb der TEG als sekundäre Quellen überregionaler Schadstoffeinträge hinweisen. Aus der Anzahl und der Zuverlässigkeit der Indizien wird dann auf die Wahrscheinlichkeit geschlossen, mit der ein Risikogebiet vorliegt.

Einem Gebiet wird **mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Risiko** zugeordnet, wenn

- deutlich erhöhte Werte (Schwebstoffbelastung, Schadstofffrachten, Konzentrations-/Abflussbeziehungen, Sedimentkontamination), dafür sprechen, dass ein Risiko aus einem Gebiet herrührt, UND die Datenbasis gut ist,

oder

- wenn mehrere Indizien darauf hindeuten, dass es sich um ein Risikogebiet handelt, UND bekannte potenzielle (historische) Ursachen die Plausibilität erhöhen, selbst wenn die Datenbasis als schwach gilt.

Einem Gebiet wird **ein mögliches Risiko** zugeordnet, wenn es nur einzelne Hinweise auf eine Kontamination, die von diesem Areal ausgeht, gibt. Insbesondere, wenn keine historische Quelle

bekannt ist, die zu dieser Verunreinigung geführt haben könnte, sind diese Aussagen durch weitere Untersuchungen zu validieren.

Ein einziges Indiz mit unsicherer Datenlage reicht nicht aus, ein Risiko zu belegen.

Die Risikogebiete, die innerhalb der Teileinzugsgebiete, sowie der Elbe identifiziert werden konnten, sind in Tabelle 1-6 zusammengefasst.

Tab. 1-6: Beurteilung der Risikogebiete innerhalb der TEG und der Elbe

Risikogebiet	Risiko mit hoher Wahrscheinlichkeit	Möglicher Beitrag zur Belastungssituation der Elbe
MULDE		
Spittelwasser	β-HCH, , α-HCH, Dioxine	γ-HCH, DDX
Region stromaufwärts von Jeßnitz		Dioxine
Freiberger Mulde	As, Cd	Pb, Zn
Zwickauer Mulde	Cd	Zn
Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett		Pb
SAALE		
Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett flussabwärts von Bad Dürrenberg	Hg, Zn, Cu, Pb, Cd	DDX, γ-HCH
Weißer Elster	Zn, Cd	TBT, PCB, Ni
Schlenze, Mansfelder Land	Cu	Cd
Bode		Ni, Cd, PCB, Pb, Cu
ELBE-HAUPTSTROM		
Buhnenfelder	Zn, Pb, Cu, Cd, Hg, HCB, DDD (Trend: abnehmend)	
Triebisch		Cd

1.3.2.2. Die Mulde

Die Bedeutung der Mulde für die Schwebstoffbelastung der Elbe ist durch den Bau des Muldestausees erheblich reduziert worden. Beim Austritt aus dem Stausee führt die Mulde im Schnitt 87 % weniger Schwebstoffe als am Zufluss. Entsprechend zeichnen sich vor allem solche Schadstoffe als Risikoschadstoffe der Mulde ab, die in hohen Konzentrationen im Muldeinzugsgebiet vorliegen und im Stausee nicht in ausreichender Form sedimentieren, sowie solche Substanzen, die erst nach dem Stausee in die Mulde transportiert werden. Ersteres ist bei Blei, Cadmium, Zink und Arsen der Fall, die aus dem Altbergbau, insbesondere aus dem Bereich der Freiberger Mulde, im Falle des Cadmiums auch durch die Zwickauer Mulde, eingetragen werden.

In mehreren Untersuchungen sind maximale Belastungen für Arsen, Cadmium und Blei im Bereich Hilbersdorf (Freiberger Mulde) festgestellt worden (Klemm *et al.*, 2005; Kunau, 2004). Im Rahmen der Hochwasserereignisse haben sich diese Schadstoffe auch im Bereich der Überflutungsflächen weiträumig verteilt. Insbesondere für Blei gibt es aber Hinweise für eine Verlagerung kontaminierter Sedimente entlang der Freiberger Mulde. Diese müssten als relevante sekundäre Quelle angesehen werden.

Erst nach dem Muldestausee führt das Spittelwasser der Mulde Schadstoffe zu. Die Spittelwasserniederung um das gleichnamige Flüsschen wurde stark durch Abwässer der Industrieregion Bitterfeld-Wolfen beeinträchtigt. Unter normalen Abflussbedingungen ein schmales Gerinne, weitet es sich bei höheren Abflüssen zu einem weiträumigen Überflutungsgebiet aus, in dem Fließgeschwindigkeiten von bis zu 1 m/s auftreten können. Für das Elbeeinzugsgebiet sind Frachttransporte aus der Spittelwasserregion insbesondere für HCH, DDX und Dioxine von Bedeutung. Aus der Zusammensetzung der HCH-Isomere bzw. des DDTs und seiner Metaboliten kann darauf geschlossen werden, dass beide Substanzklassen aus ehemaligen Produktionsprozessen eingetragen wurden. Die direkte Abhängigkeit mit dem Abflussgeschehen lässt vermuten, dass es sich um Altlasten handelt, die nur im Überflutungsfall Kontakt zum Spittelwasser haben.

Auch die hohen Dioxinkonzentrationen in der Mulde werden primär einem Stillwasserbereich von ca. 800 m Länge in der Spittelwasserniederung zugeschrieben, der eine Mächtigkeit von ca. 2 m Sediment hat. Das Dioxinmuster der Spittelwasserniederung macht mindestens 61% der in der Muldemündung ankommenden Toxizitätsequivalente (TEQ) aus (*quo data GmbH*, Anlage 1).

1.3.2.3. Die Saale

In der Saale ist die Belastungssituation geprägt durch kontaminierte Altsedimente, die auf ehemalige Industriebetriebe an der Saale in Bernburg, zwischen Bad Dürrenberg und Planena, in der Weißen Elster und eventuell im Einzugsgebiet der Bode (Industriegebiet Staßfurt) zurückzuführen sind. Bestehende industrielle Direkteinleiter würden maximal weniger als 5 % (Cu, Pb, Hg) bzw. 10 bis 17 % (Zn, Ni, Cd, Cr) der partikulär gebundenen Schadstofffracht in Rosenberg ausmachen, wenn die eingeleiteten Stoffe vollständig an Schwebstoffe binden würden. Dementsprechend ist das Hauptproblem in der Resuspendierung und Verfrachtung belasteter Altsedimente aus den Nebenflüssen in die Saale und innerhalb des Saalehauptstroms zu suchen. So findet sich ein deutlicher Anstieg entlang des Saaleschlauchs bei Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber an der Messstelle Planena. Die Höhe der Konzentrationen nimmt stromabwärts zu und Maxima finden sich in Bernburg. Hier treten die relevanten Schadstoffe in Konzentrationen auf, die die Zielvorgaben der ARGE-Elbe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften um ein Vielfaches übersteigen (Abb. 1-7). Dies stützt die Annahme vom Transport kontaminierter Sedimente in der Saale flussabwärts. Hohe Schadstoffbelastung der Schwebstoffe an der Saalemündung während der Niedrigwasserzeiten weisen auf eine hohe Resuspendierbarkeit der Sedimente, möglicherweise durch Schiffsverkehr hin. Entsprechend wird der Hauptstrom der Saale mit zunehmender Wichtigkeit mit der Nähe zur Mündung als wahrscheinliches Risikogebiet für Zink, Cadmium, Quecksilber, Kupfer und Blei charakterisiert.

In den mobilen Sedimenten der vielen Staubereiche der Weißen Elster besteht wahrscheinlich ein Risiko durch Cadmium und in geringerem Maße durch Zink, möglicherweise durch Ni, PCBs, PAKs und TBT. Um Letzteres zu quantifizieren, sollten weitere Daten erhoben werden.

Möglicherweise trägt auch die Bode zur Belastung der Elbe mit Nickel, Cadmium, Blei, Kupfer und PCBs bei. Ein Risiko kann jedoch aufgrund der unzureichenden Datengrundlage zur Zeit nicht abgeschätzt werden. Hier besteht dringend Untersuchungsbedarf.

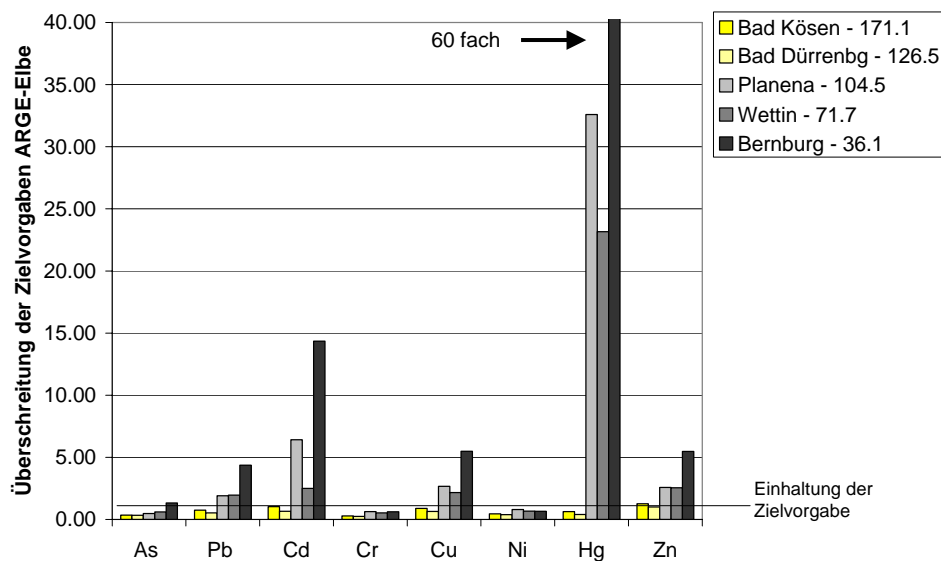


Abb. 1-7: Schwermetallgehalte von Sedimenten im Saalehauptstrom. Dargestellt sind die Mittelwerte von Daten zwischen 1998 und 2004 in ihrer Überschreitung der ARGE-Elbe Zielvorgabe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften (Daten z. Vfz. gestellt durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)).

1.3.2.4. Elbe-Hauptstrom

Die Triebisch nimmt bei Rothschnöberg die stark Zink- und Cadmium-haltigen Bergbauwässer des Freiburger Bergbaureviers auf und mündet nach Durchfließen des Triebischtals in Meißen in die Elbe. Die mittleren Cadmium-Schwebstoffdaten der Elbefrachten übersteigen die der Triebisch um den Faktor 37 bis 116. Im Vergleich dazu sind die Cadmiumgehalte an Schwebstoffen der Triebisch 8 bis 62 mal so hoch wie die der von oberstrom kommenden Elbe. Entsprechend könnte insbesondere während der Niedrigwasserzeiten die Triebisch eine relevante Eintragsquelle für Cadmium sein. Es liegen jedoch zur Zeit zu wenige Daten vor, als dass diese Aussage quantifiziert werden könnte.

Neben Mulde und Saale wird ein wesentliches Schadstoffdepot, das potenziell remobilisierbar ist, für die Bühnenfelder der mittleren Elbe beschrieben. Im Gegensatz zu Auen, die bei Überschwemmungen eine Schadstoffsénke darstellen, wird aus Bühnen durch hohe Abflüsse Material resuspendiert, transportiert und dort wieder abgelegt, wo die Strömungsgeschwindigkeit einen kritischen Wert unterschreitet, der notwendig ist, um das Material suspendiert zu halten.

Für eine Abschätzung der Netto-Fracht, die aus den Bühnenfeldern der mittleren Elbe in den Bereich der Untereibe transportiert wird, wurden monatliche Frachtdaten zwischen Magdeburg und Schnackenburg aus den Jahren 1997 bis 2005 verglichen. Damit wird nicht das gesamte Resuspensions-Sedimentationssystem der Mittelreibe erfasst, da sich oberhalb von Magdeburg noch 2600 Bühnenfelder befinden, aber durch die Wahl der Station Magdeburg werden die Schadstoffbeiträge der Saale und Mulde berücksichtigt.

Insbesondere in den ersten Jahren des Beobachtungszeitraums liegen die Frachten in Schnackenburg deutlich höher als in Magdeburg, was mit der Resuspension aus Bühnenfeldern erklärt werden könnte. Diese Differenz nimmt bis 1999/2000 ab und kehrt sich in den Folgejahren sogar bei einigen Elementen um (Tabelle 1-8). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass seit 2001 Sedimentationsprozesse gegenüber Resuspensionen im betrachteten Elbabschnitt überwiegen. Ein

Einfluss der zwischen Magdeburg und Schnackenburg differierenden Salinitäten (die Messstation Magdeburg liegt im Ausstrom der salzreichen Saale) und pH-Werte auf die Remobilisierung der Schadstoffe ist dabei nicht auszuschließen.

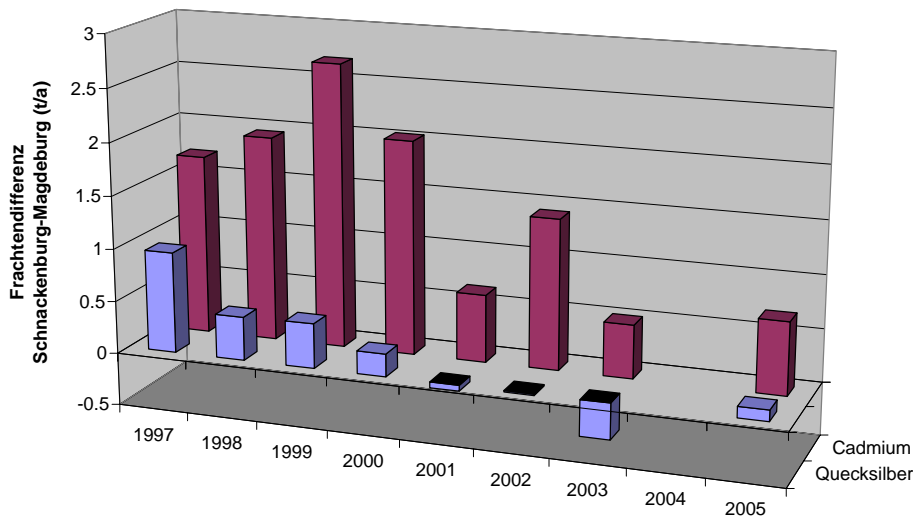


Abb. 1-8: Frachtdifferenzen zwischen Magdeburg und Schnackenburg als Indikator der Resuspension von partikulärgelagertem Cadmium und Quecksilber aus Bühnenfeldern (Daten: z. Vf. gestellt von der ARGE-Elbe).

Abbildung 1-8 zeigt die Differenzen zwischen der Fracht in Schnackenburg und der Fracht in Magdeburg exemplarisch für die Elemente Cadmium und Quecksilber auf. Cadmium ist der einzige Schadstoff, dessen Frachten in Schnackenburg seit 1997 beständig höher sind als in Magdeburg. Die Ursachen hierfür, z.B. Cadmium-Emissionen unterhalb von Magdeburg, konnten nicht identifiziert werden.

Tab. 1-8: Schadstofffrachtzunahme in Tonnen pro Jahr zwischen Magdeburg und Schnackenburg 1997 und 2005 („Bühnenfelder“), die Jahresfrachten sowie der Anteil der resuspendierten Fracht an der Jahresfracht (Daten: ARGE-Elbe)

		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	As
1997	„Bühnenfelder“	0,96	1,7	18,9	170	16,8	13	5,13	5
	Jahresfracht	2,7	4,7	81	730	76	69	34	18
	%	35,6	36,2	23,3	23,3	22,1	18,8	15,1	27,8
2005	„Bühnenfelder“	0,1	0,68	0,77	68	-3,2	5,4	1,4	2,4
	Jahresfracht	1,1	2,3	37	380	30	34	19	12
	%	9,1	29,6	2,1	17,9		15,9	7,4	20,0

Eine deutlicher Rückgang der Frachtzunahme von 1997 und 2005 im Abschnitt Magdeburg bis Schnackenburg im Vergleich zur Jahresfracht zeichnet sich bei allen Schwermetallen und Arsen ab – am stärksten bei jenen Metallen mit einer starken Bindung an partikuläres Material wie Blei und Quecksilber (Tabelle 1-8). Zusammen mit der Beobachtung, dass der Anteil schlackiger Sedimente in den Bühnenfeldern in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen ist, könnte dies ein Hinweis

auf eine starke Verlagerung des Materials in die Auen während der Hochwasserereignisse 2002, 2003 und 2006 sein.

1.3.3 Schlussfolgerungen zu den Risikogebieten

Es lassen sich innerhalb der Risikoregionen Risikogebiete mit einer aus der Datenlage hervorgehenden Wahrscheinlichkeit ausweisen, die maßgeblich für die Schadstofffrachten in die Elbe verantwortlich sind. Diese sind hauptsächlich im Bereich der Tschechischen Republik, der Mulde und der Saale zu sehen. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten scheint der Einfluss der Bühnenfelder (im Bereich zwischen Magdeburg und Schnackenburg) zurückzugehen. Wenn sich diese Annahme durch weitere, gezielte Datenerhebung bestätigen lässt, sollte im deutschen Einzugsgebiet der Schwerpunkt auf Maßnahmen in den Mulde- und Saale-Einzugsgebieten gelegt werden. Es ist davon auszugehen, dass sich mit Ausnahme der organischen Schadstoffe, die hauptsächlich über die Tschechische Republik transportiert werden (PCB, HCB, DDX), eine wesentliche Verbesserung der Schwebstoffqualität durch Maßnahmen im deutschen Einzugsgebiet erzielen lässt.

Es handelt sich bei den Gebieten, die hierzu bewirtschaftet werden müssen, um sehr unterschiedliche „Areas of Risk“, die relativ kleinräumig (z.B. Spittelwasser), komplex (z.B. Bergbaualtlasten), und/oder weiträumig (z.B. Altsedimente in der Saale) sein können. Um Maßnahmen diskutieren und planen zu können, sollte eine umfangreiche Übersicht über die Methoden, die potenziell eingesetzt werden können und welche Bedingungen dafür erfüllt sein müssen, verfügbar sein. Die Kenntnis über Erfahrungen mit bereits durchgeführten Maßnahmen kann die Sicherheit bei der Entscheidungsfindung stärken und das Vertrauen in gefällte Entscheidungen verbessern.

1.4 Maßnahmen

Maßnahmen im Elbeeinzugsgebiet zur Reduktion der partikelgebundenen Schadstoffbelastung werden prinzipiell die Sanierung kontaminierter Sedimente und Überflutungsflächen sowie der Bergbaualtlasten berücksichtigen müssen. Hierzu kann teilweise auf bereits erstellte Machbarkeitsstudien für spezielle Regionen (z.B. Spittelwasser) zurückgegriffen werden. Ein detaillierter Überblick wurde erstellt, der den gegenwärtigen Sanierungsstand bzgl. kontaminierter Flächen im Elbeeinzugsgebiet sowie potenziell einsetzbarer Techniken umfasst.

A) Baggergut im Hamburger Hafen

Die Verbringung von Baggergut aus Instandhaltungsmaßnahmen im Bereich des Hamburger Hafens wird sich mittelfristig auf den traditionellen Methodenmix von Umlagerung und METHA-Trennung/Landlagerung stützen; längerfristig ist die in den Niederlanden erprobte Technologie von subaquatischen Depots in Betracht zu ziehen. Diese Option könnte schon früher zum Tragen kommen, falls durch die geplante Meeresschutzstrategie-Richtlinie eine Umlagerung von Baggergut ins Meer nur noch unter strengen Auflagen und Zulassungskriterien möglich ist.

B) Sedimente und Baggergut im übrigen Elbeeinzugsgebiet

Die weiteren Ausführungen gelten der Beseitigung von kontaminierten Sedimenten aus kleinen Bootshäfen, Bühnenfeldern und Stauhaltungen im gesamten Einzugsgebiet der Elbe und vor allem den Problemlösungen bei flächenhaften Kontaminationen im Ober- und Mittellauf der Elbe und in

deren Zuflüssen. Hier kommen nach Meinung der Autoren neben gewässerschonenden Bagger- und Ausgrabungsmethoden neuartige Technologien, z.B. eine Abdeckung oder die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse in Frage. Die *in-situ* Methoden eignen sich auch für die weitergehende Behandlung und Sicherung von Restkontaminationen aus den bergbaubedingten Altlasten im Elberaum. Die beschriebenen Maßnahmen/Technologien werden abschließend unter den beiden Aspekten (a) internationale und elbebezogene Praxisbeispiele und (b) Prüfkriterien, Bewertung und Untersuchungsmethoden verglichen.

1.5 Referenzen

- Apitz S, White S (2003): A conceptual framework for river-basin-scale sediment management. *JSS - J Soils & Sediments* 3(3): 132 – 138
- Apitz SE, Carlon C, Oen A, White S (2007): Strategic Framework for Managing Sediment Risk at the Basin and Site-Specific Scale. In: Heise S (Ed.), *Sediment Risk Management and Communication*. Elsevier, Amsterdam
- BfG (2003). Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen. In Bundesanstalt für Gewässerkunde B (Ed.), *Gewässermorphologisches Kolloquium*, Vol. 3/2003: 117 p.: Koblenz
- Förstner U, Heise S, Schwartz R, Westrich B, Ahlf W (2004): Historical Contaminated Sediments and Soils at the River Basin Scale: Examples from the Elbe River Catchment Area. *JSS - J Soils & Sediments* 4(4): 247-260
- Heininger P, Bade M, Berger M, Claus E, Lange V, Schmidt A (2005): Deutsch-Tschechisches Kooperationsvorhaben: Eintrag und Verbleib Polychlorierter Biphenyle im Elbe-Einzugsgebiet. Bundesanstalt für Gewässerkunde, im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Abschlußbericht. BfG-1448 Berlin/Koblenz, 128
- Heise S, Claus E, Heininger P, Krämer T, Krüger F, Schwartz R, Förstner U (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Commissioned by the Hamburg Port Authority.: Hamburg. 181 pp
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W (2004): Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries. on behalf of the Port of Rotterdam. Hamburg, October 2004. 225
- Klemm W, Greif A, Broekaert JAC, Siemens V, Junge FW, Veen Avd, Schultze M, Duffek A (2005): A study on Arsenic and the heavy metals in the Mulde river system. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33: 475-491
- Kunau J (2004): Die Schwermetallbelastung der Freiburger Mulde im Abschnitt Muldenhütten - Obergruna unter Bezugnahme auf das Altlastenprojekt SAXONIA. Staatliches Umweltfachamt Chemnitz, http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/Praktikumsarbeit_Kunau_.pdf 104 pp.



Die Mittelelbe (Foto: René Schwartz)

2. Einleitung

Die Elbe ist mit einem Einzugsgebiet von 148000 km² eines der größten Flusssysteme Mitteleuropas, dessen größte Anteile in der Tschechischen Republik (33,8%) und der Bundesrepublik Deutschland (65,4%) liegen, mit kleineren Anteilen in den Republiken Österreich und Polen (Abb. 2-1). Obwohl sie als relativ naturnaher Fluss gilt, der von den größten zusammenhängenden Auenwäldern Mitteleuropas umrahmt wird, ist die Elbe dennoch stark durch den Menschen geprägt worden.

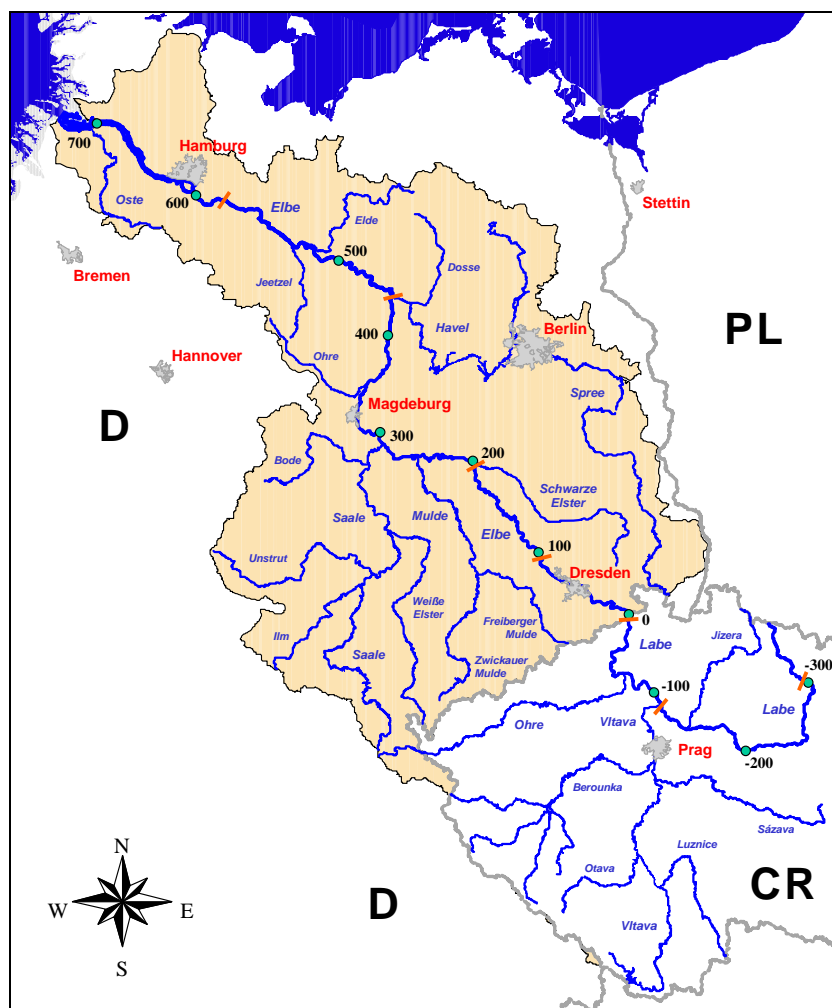


Abb. 2-1: Übersicht über das Elbeeinzugsgebiet (Kartenvorlage: BfG). Orangefarbene Balken bezeichnen die Grenze verschiedener Streckenabschnitte, die entfallen auf die Obere Elbe: von der Quelle bis Neuhirschstein (Elbe-km 96); die Mittlere Elbe von Neuhirschstein bis zur Staustufe Geesthacht (Elbe-km 585,9); die Untere Elbe: bis zur Mündung in die Nordsee (Elbe-km 727,7)

Stauhaltungen im Oberlauf der Elbe und in der Moldau auf dem Gebiet der Tschechischen Republik, sowie auf deutscher Seite in der Mulde und im Einzugsgebiet der Saale unterbrechen den Sedimenttransport. Verstärkt durch diese künstlichen Stillwasserbereiche kommt es in dem durch Nährstoffe belasteten Elbwasser bei sommerlichen Niedrigwassersituationen zur Ausbildung von Phytoplanktonblüten. Das Erscheinungsbild des Flusses selbst wird durch 9600 Buhnen geprägt, die entlang des Elbverlaufs der Flussregulierung dienen. Flussbegradigungen, Hochwasserschutzdeiche, aber auch die Wiesen- und Weidenutzung der verbliebenen Auen sind weitere Veränderungen, die der Mensch herbeigeführt hat und die sich u.a. auf die Hydrodynamik der Elbe auswirken.

Daneben wurde das Einzugsgebiet geprägt von der industriellen Geschichte zweier deutscher Staaten und Tschechien. Kohleförderung und Erzbergbau sowie eine umfangreiche chemische Industrie, die unter Vernachlässigung von Umweltschutzaspekten betrieben wurde, haben ein Schadstoffinventar im Elbegebiet hinterlassen, das sich heute insbesondere in den Elbsedimenten wiederfindet.

Von diesen kontaminierten Sedimenten kann eine Gefährdung für die unterschiedlichen Nutzungen im Elbeeinzugsgebiet ausgehen, wenn diese resuspendiert und damit die an ihnen haftenden Schadstoffe transportiert bzw. remobilisiert werden. Beeinträchtigt werden können dadurch zum Beispiel die chemische und ökologische Qualität der Gewässer, deren „guter Zustand“ in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird. Aber sie können auch zu erhöhten Schadstoffgehalten in Speisefischen und in angebauten Futtermitteln in Überschwemmungsgebieten führen. Die Lebensbedingungen verschiedener Organismen nicht nur im Fluss sondern auch in der vorgelagerten Küstenregion, in der die transportierten Schadstoffe letztendlich ankommen, können durch die belasteten Sedimente nachhaltig beeinträchtigt werden.

Die Schadstoffgehalte beeinflussen außerdem Maßnahmen zur Gewährleistung der Elbe-Schifffahrt in deren Rahmen dem System Sedimente an mindertiefen Stellen entnommen werden müssen. Der Verbleib des Baggerguts und damit der finanzielle Aufwand der Bewirtschaftung wird durch sie maßgeblich bestimmt, denn eine hohe Schadstoffbelastung schließt die Umlagerung von Baggergut im aquatischen System aufgrund des Umweltrisikos aus.

Diese verschiedenen – durch Schadstoffe beeinträchtigten - Nutzungen, werden (auch) in der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WWRL) adressiert. Die Verschmutzung der Gewässer, der entgegengewirkt werden soll, wird dort definiert als die „durch menschliche Tätigkeiten direkt oder indirekt bewirkte Freisetzung von Stoffen oder Wärme in Luft, Wasser oder Boden, die der menschlichen Gesundheit oder der Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme schaden können, zu einer Schädigung von Sachwerten führen oder eine Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und anderer legitimer Nutzungen der Umwelt mit sich bringen.“ (Richtlinie 2000/60/EG Artikel 2).

Der Eigenschaft von Sedimenten, Schadstoffe zu akkumulieren, zu transportieren und bei einer Resuspension wieder in die Wassersäule einzutragen, wird in der EU-WWRL jedoch wenig Beachtung geschenkt, obwohl mehr als die Hälfte der zurzeit ausgewiesenen prioritären Stoffe eine starke Bindung an Sedimente aufweisen. Eine intensivere Beschäftigung mit dem partikulären Transport von Schadstoffen und der durch sie möglicherweise beeinträchtigten Realisierung der Ziele der EG-WWRL innerhalb eines Einzugsgebietes ist damit notwendig. Insbesondere Schwebstoffe und Sedimente erfordern aus folgenden Gründen eine gesonderte, eingehende Betrachtung:

- Durch aufeinander folgende Sedimentations-Resuspensionszyklen unterschiedlicher Dauer haben partikelgebundene Schadstoffe eine sehr viel längere Aufenthaltszeit in Flusssystemen als gelöste Schadstoffe;
- Licht- und sauerstoffreduzierte Bedingungen in Sedimenten können zu stark verlangsamten Abbauprozessen von organischen Schadstoffen führen;
- Organische Schadstoffe mit einer hohen Affinität zum Feststoff in Sedimenten (hohem K_{ow} -Wert) haben in der Regel ebenfalls eine hohe Affinität zu biologischen Oberflächen und das Potenzial, auf Organismen einzuwirken.
- Durch die Anreicherung von Schadstoffen unterschiedlicher Herkunft in der Feststoffmatrix kann es zu synergistischen Wirkungen bei Exposition kommen.
- Die Heterogenität der Matrix, die Diversität adsorbierter Stoffe, sowie die unterschiedlichen Bindungsstärken und Verhältnisse erschweren die chemische Analytik. Störende Parameter („confounding factors“) wie zum Beispiel erhöhte Ammonium- oder Schwefelgehalte in Sedimenten, pH-Extreme oder auch Stoffe, die in Lösung eine Färbung verursachen wie Huminstoffe, wirken sich auf die Detektierbarkeit von Effekten in ökotoxikologischen Testsystemen aus und erhöhen die Schwankungsbreite von Daten. Wie die chemische Analytik und die Bestimmung ökotoxikologischer Wirkschwellen ist aber auch die Quantifizierung von Schwebstoff- und Sedimentdynamischen Prozessen im Flusssystem mit Unsicherheiten behaftet, die berücksichtigt werden müssen, wenn belastbare Aussagen zu schadstoffbedingten Risiken getroffen werden sollen.

Mit der Anerkennung des Vorschlags vom 21. Juni 2007 für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG könnte die Bedeutung von Sedimenten und Biota in der Bewertung des „guten Zustandes“ von Gewässern gestärkt werden. Hierin wird vorgeschlagen, es den Mitgliedstaaten für bestimmte Kategorien freizustellen, ob Umweltqualitätsnormen (UQN) für Sedimente anstatt derer für Wasser angewendet werden (Box 2-1).

**Box 2-1: Vorschlag vom 21. Juni 2007 für eine
RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES
über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der
Richtlinie 2000/60/EG**

- 1a. Die Mitgliedstaaten können sich dafür entscheiden, in bestimmten Kategorien von Oberflächengewässern UQN für Sedimente und/oder Biota anstelle der in Anhang I Teil A festgelegten UQN anzuwenden. Für Mitgliedstaaten, die von dieser Möglichkeit Gebrauch machen, gilt Folgendes:
- Sie wenden eine UQN von 20 µg/kg für Quecksilber und/oder eine UQN von 10 µg/kg für Hexachlorbenzol und/oder eine UQN von 55 µg/kg für Hexachlorbutadien an; diese UQN beziehen sich auf das Gewebe (Nassgewicht), wobei unter Fischen, Weichtieren, Krebstieren und anderen Biota der geeignetste Indikator ausgewählt wird.
 - Sie erstellen für Sedimente und/oder Biota andere, nicht unter Buchstabe a genannte UQN für bestimmte Stoffe und wenden sie an. Diese UQN sollen mindestens dasselbe Schutzniveau wie die in Anhang I Teil A angegebene Norm für Gewässer bieten.
2. Die Mitgliedstaaten sorgen für die langfristige Trendermittlung bezüglich der Konzentrationen der in Anhang I Teil A aufgeführten prioritären Stoffe, die sich in Sedimenten und/oder Biota ansammeln (mit besonderer Beachtung der Stoffnummern 2, 5, 6, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28 und 30), und führen hierzu die Überwachung des Gewässerzustands gemäß Artikel 8 der Richtlinie 2000/60/EG durch. Sie ergreifen Maßnahmen, mit denen vorbehaltlich des Artikels 4 der Richtlinie 2000/60/EG sichergestellt werden soll, dass diese Konzentrationen in den Sedimenten und/oder den betreffenden Biota nicht signifikant ansteigen.

PRIORITÄRE STOFFE IM BEREICH DER WASSERPOLITIK (Überwachung in Sedimenten/Biota)

Nummer	CAS-Nr.	EU-Nr.	Bezeichnung des prioritären Stoffes	PGS*
2	120-12-7	204-371-1	Anthracen	X
5	n.a.	n.a.	Bromierter Diphenylether	X**
6	7440-43-9	231-152-8	Cadmium und Cadmiumverbindungen	X
7	85535-84-8	287-476-5	C10-13-Chloralkane***	X
12	117-81-7	204-211-0	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	
15	206-44-0	205-912-4	Fluoranthen****	
16	118-74-1	204-273-9	Hexachlorbenzol	X
17	87-68-3	201-765-5	Hexachlorbutadien	X
18	608-73-1	210-158-9	Hexachlorcyclohexan	X
20	7439-92-1	231-100-4	Blei und Bleiverbindungen	
21	7439-97-6	231-106-7	Quecksilber und Quecksilbeerverbindungen	X
26	608-93-5	210-172-5	Pentachlorbenzol	X
28	n.a.	n.a.	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	X
30	n.a.	n.a.	Tributylzinnverbindungen	X

* als prioritär gefährlicher Stoff eingestuft

** Nur Pentabrombiphenylether (CAS-Nummer 32534-81-9).

*** Diese Stoffgruppen umfassen in der Regel eine große Anzahl einzelner Verbindungen. Zum jetzigen Zeitpunkt können keine geeigneten Indikatorparameter angegeben werden.

**** Fluoranthen ist in der Liste als Indikator für andere gefährlichere polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe aufgeführt



Wehr Geesthacht (Foto: Heise)

3. Zielsetzung und Vorgehensweise

In der hier vorliegenden Studie steht die Gefährdung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie inklusive der in Artikel 2 der EG-WRRL angegebenen Schutzgüter durch partikelgebundenen Schadstofftransport im Mittelpunkt.

Das Ziel dieser Studie ist es, durch die Identifizierung jener Gebiete, von denen eine Gefährdung für diese Ziele ausgeht, die Informationsbasis für Maßnahmen im Elberaum zu legen, um eine langfristige Verbesserung im Sinne der EG-WRRL zu erzielen.

Die Studie folgt der folgenden Struktur:

Zunächst wird ermittelt, inwieweit **Risiken durch partikelgebundene Schadstoffe** im Elbeeinzugsgebiet bestehen (Kapitel 4). Hierzu werden folgende Aspekte erarbeitet:

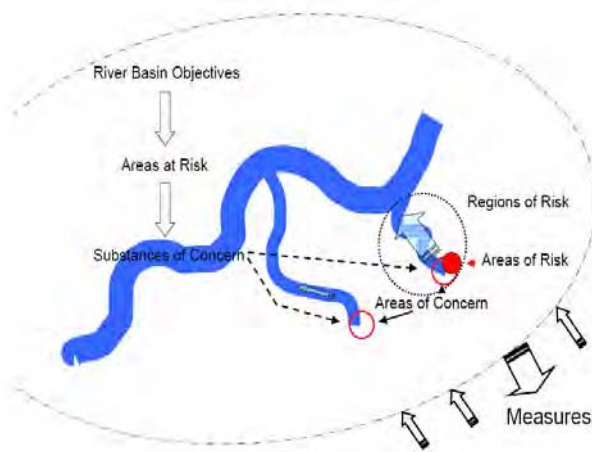


Abb. 3-1:
Schema der Vorgehensweise der Studie

(1) Beschreibung der im Elbeeinzugsgebiet RELEVANTEN ZIELE, deren Realisierung durch schadstoffbeladene Sedimente gefährdet sein könnte und die daher in dieser Studie im Mittelpunkt stehen („*Basin Objectives*“).

(2) Identifizierung der PARTIKELGE-BUNDENEN SUBSTANZEN, die zu dieser Gefährdung beitragen und damit einer erhöhten Aufmerksamkeit bedürfen („*Substances of Concern*“).

(3) ERMITTLUNG EINER MÖGLICHEN GEFÄHRDUNG, die für die auszuwählenden Bewirtschaftungsziele in den verschiedenen Bereichen des Elbeeinzugsgebiets bestehen kann („*Areas at Risk*“).

Darauf aufbauend werden die **Regionen und Gebiete identifiziert, von denen diese Risiken ausgehen** können (Kapitel 5). Hierzu werden

(1) die ANTEILSMÄßIGEN BEITRÄGE VERSCHIEDENER REGIONEN (z.B. Teileinzugsgebiete) an der Gefährdung der Ziele abgeschätzt und

(2) GEBIETE INNERHALB DER REGIONEN benannt, von denen der Eintrag der belasteten Sedimente in das aquatische System erfolgt (*Areas of Risk*, „*Risikogebiete*“). Die Identifizierung der *Areas of Risk* ist Voraussetzung dafür, dass Maßnahmen für eine langfristige Sicherung der Ziele im Elbeeinzugsgebiet planbar sind.

Um ein Maßnahmenprogramm erstellen zu können, müssen die Möglichkeiten, die es für eine Beseitigung der bestehenden Quellen gibt, abgewogen werden. Daher wird in dieser Studie ein Überblick über **potenziell im Elbeeinzugsgebiet anwendbare Maßnahmen** gegeben, die dafür jeweils notwendigen Randbedingungen dargelegt und die Erfahrungen, die mit diesen Maßnahmen weltweit gewonnen wurden, beschrieben (Kapitel 6).

4. Risiken durch partikelgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet

Wegweiser und Zusammenfassung Kapitel 4

In diesem Kapitel werden die Bewirtschaftungsziele innerhalb des Flussgebiets identifiziert, die durch die Kombination von Schadstoffen und Abflussbedingungen in der Elbe bedroht sein können. Hierzu zählen die Erfüllung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Schutz der Lebensgemeinschaften im Fluss und an der Küste, die landwirtschaftliche Verwertung von Sedimenten, die Wirkung von kontaminierten Sedimenten auf die Speisefischqualität und auf Futtermittel in Auen nach Überflutungen, sowie die Möglichkeit, im Rahmen eines kostengünstigen Sedimentmanagements im Gewässer umzulagern.

Um festzustellen, ob diese Bewirtschaftungsziele im Elbeinzugsgebiet gefährdet sind, und um diese Gefährdung zu quantifizieren, werden in dieser Studie Sedimentrichtwerte genutzt. Diese sind teilweise in nationalen oder internationalen Verordnungen als Kriterien oder Normen festgeschrieben. Stehen diese nicht zur Verfügung, wie bei der Belastung von Speisefischen und Futtermitteln, wurden Annahmen getroffen, auf deren Basis Sedimentrichtwerte abgeleitet wurden (Abbildung 4-1)

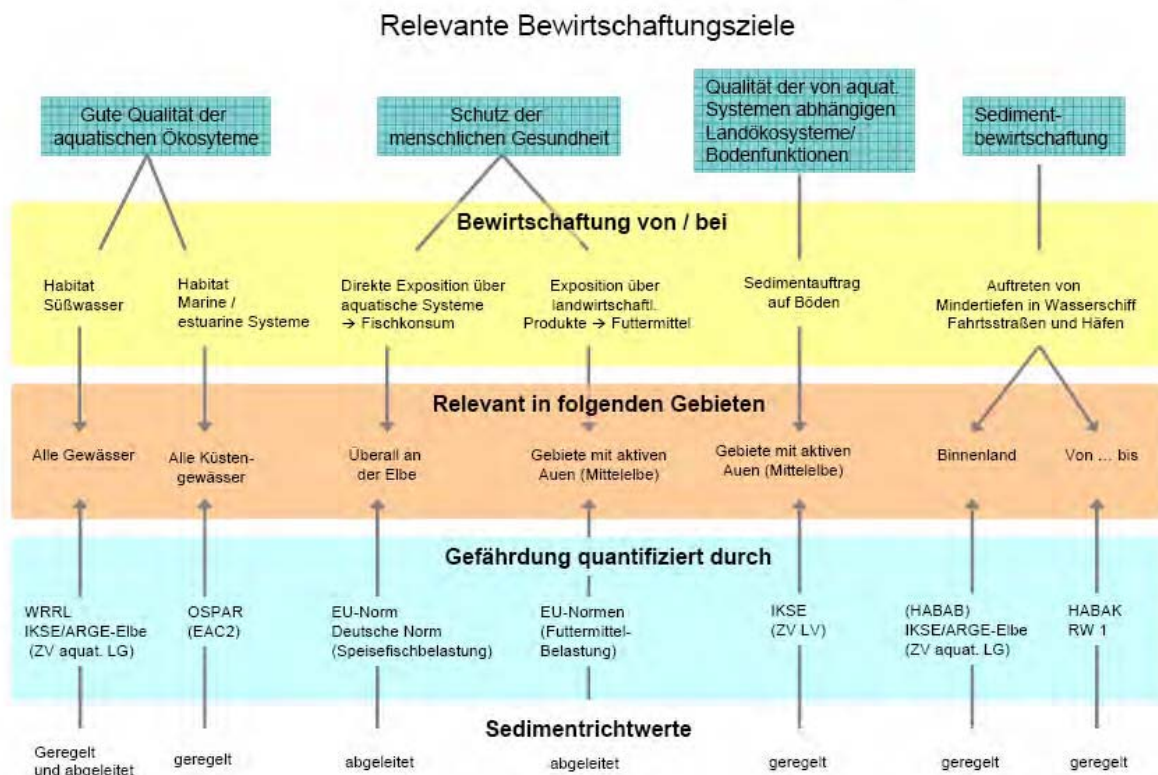


Abb. 4-1: Überblick über die in dieser Studie betrachteten Bewirtschaftungsziele und die in diesem Kapitel verfolgte Vorgehensweise zur Bewertung ihrer potenziellen Gefährdung im Elbeinzugsgebiet.

Allen verwendeten Richtwerten ist gemein, dass sie eine Schwelle angeben, unterhalb der ein Risiko für die jeweilige Nutzung - sei es für die ökologische Funktion oder z.B. für die Durchführbarkeit einer Maßnahme – unwahrscheinlich ist. Im Umkehrschluss heißt dies, dass eine Überschreitung nicht zwangsläufig bedeutet, dass eine Nutzung nicht mehr ausgeübt werden darf. Es bedeutet vielmehr, dass ein Risiko hierfür nicht auszuschließen ist. Die Wahrscheinlichkeit einer Gefährdung steigt entsprechend mit der Höhe der Überschreitung der Richtwerte. Eine Überschreitung der Kriterien zum Schutz der marinen Lebensgemeinschaft bedeutet nicht das zwangsläufige Absterben von Arten im Küstenraum, sondern dass es nicht ausgeschlossen werden kann, dass Organismen zu schaden kommen. Ebenso bedeutet das Überschreiten eines Umlagerungskriteriums für Baggergut nicht, dass das Sediment nicht mehr umgelagert werden darf, sondern dass in dem Falle weitere Untersuchungen nötig sind, die das Ziel einer kostengünstigen Maßnahme gefährden können. Mit Überschreitung des Richtwertes ist damit ein Risiko für diese Nutzung nicht auszuschließen.

Aus dem Vergleich der Sedimentrichtwerte mit den Schadstoffbelastungen schwebstoffbürtiger Sedimente aus den Jahren 2000 bis 2006 wird in diesem Kapitel untersucht, ob und welche Bewirtschaftungsziele in der Elbe möglicherweise gefährdet sind, wo also beständig Sedimentrichtwerte überschritten werden und ein Risiko nicht auszuschließen ist. Insgesamt ergibt sich daraus, dass für alle betrachteten Ziele eine potenzielle Gefährdung durch partikelgebundene Schadstoffe auf der Grundlage der hier getroffenen Annahmen besteht. Dieses Risiko nimmt, regional betrachtet, erst in der Unterelbe ab, wo marines Sediment zu einer Verdünnung der Kontaminationen führt.

Auf das gesamte Einzugsgebiet bezogen geht von Quecksilber, Cadmium, HCB und Zink die höchste Gefährdung für die Gesamtheit der Bewirtschaftungsziele aus. Von einer Reduktion dieser Schadstoffe würden demnach alle Ziele profitieren.

Um wie viel die Schadstofffrachten im Elbeeinzugsgebiet reduziert werden müssen, ergibt sich aus der Überschreitung der Sedimentrichtwerte durch die transportierten, partikelgebundenen Schadstoffe. Am Ende des Kapitels werden die Frachtreduzierungen aufgelistet, die notwendig sind, damit alle hier betrachteten Ziele gewährleistet werden können.

4.1. Relevante Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet

Das Ziel der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung in Flusseinzugsgebieten. Die in Artikel 2 der WRRL aufgeführten Schutzgüter, deren Beeinträchtigung durch Schadstoffe vermieden oder vermindert werden soll, umfassen die menschliche Gesundheit, die Qualität der aquatischen Ökosysteme oder der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme, die Schädigung von Sachwerten, die Beeinträchtigung oder Störung des Erholungswertes und andere „legitime Nutzungen der Umwelt“. Eine Bewirtschaftung der Flusseinzugsgebiete hat damit verschiedene Dienstleistungen des Ökosystems zu gewährleisten, die in unterschiedlichem Maße auch durch die Verlagerung von Sedimenten, den Transport von Schwebstoffen und den ihnen anhaftenden Schadstoffen beeinträchtigt werden können. Die Dienstleistungen, die das Elbeeinzugsgebiet bereitstellt, sind aufgrund seiner diversen morphologischen Ausprägungen zahlreich und vielfältig: Neben seiner Funktion als Ökosystem dient es als Fischereigebiet, als Anbaufläche für Futtermittel und Getreide, als Siedlungs- und Erholungsraum und als Transportweg für den Güterverkehr. Nicht alle Bewirtschaftungsziele sind überall im Einzugsgebiet relevant. Im Folgenden werden die Ziele und ihre regionale Bedeutung beschrieben (siehe auch Anlage 2 – „Zusatzinformationen zur Relevanz der Bewirtschaftungsziele“):

A. Die gute Qualität der aquatischen Ökosysteme

Die aquatischen Ökosysteme werden im Elbeeinzugsgebiet durch ein komplexes Schutzgebietsystem geschützt (Dörfler, 2004), bestehend aus



- 222 Naturschutzgebieten (IKSE)
- 32 Natura 2000-Gebieten der EU (FFH-Gebiete)
- 10 Europäische Vogelschutzgebieten
- dem Nationalpark Sächsische Schweiz
- dem UNESCO-Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe (Elb-km 400)
- dem UNESCO-Welterbe Elbtal Dresden (Elb-km 22)
- dem UNESCO-Welterbe Dessau-Wörlitz (Elb-km 45)

(Foto: B. Redemann)

Im deutschen Einzugsgebiet unterliegt der größte Teil des Hauptelbestroms dem Schutz durch die Flora- und Fauna-Habitat (FFH)-Richtlinie. Eine Ausnahme bildet hier die nähere Umgebung Hamburgs. Eine geringere Anzahl findet sich auch in den Nebenflüssen.

Sedimente sind ein integraler Bestandteil des aquatischen Ökosystems. Ihre Bedeutung umfasst unter anderem ihre Funktion als Lebensraum, als Ort der Nährstoffremineralisierung, als Laichgrundlage für Fische, und als Ort, in dem Organismen Schutz und Futter suchen (Zusammenfassende Darstellungen u.a. in (Salomons & Brils, 2004; Joziase *et al.*, 2007)). Da Sedimente im Flussgebiet häufigen Sedimentations-Resuspensionszyklen unterworfen sind und entlang des gesamten Flussgebiets transportiert werden können, sind sie als Lebensraum hochdynamisch. Als suspendiertes Material kommen sie mit verschiedensten Schadstoffquellen im Einzugsgebiet in Kontakt, akkumulieren Schadstoffe und exponieren dadurch Organismen gegenüber Kontaminationsgemischen, die in der Wasserphase nicht oder in sehr viel geringerer Konzentration auftreten. Ihre Aufenthaltszeit im Flussgebiet beträgt ein Vielfaches des frei fließenden Wasserkörpers. Durch die hohe Schwebstoff- und damit Schadstoffdynamik ist eine regionale Eingrenzung ihrer Bedeutung für aquatische Ökosysteme somit nicht möglich. Daher

bezieht sich dieses Bewirtschaftungsziel auf alle Oberflächengewässer einschließlich der Küstenzone bis Helgoland.

Räumlich übergreifende Umweltqualitätsnormen bzw. Richtwerte sehen die Regularien der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, der IKSE sowie der OSPAR vor.

B. Der Schutz der menschlichen Gesundheit

Neben der bereits genannten Erwähnung in der WRRL hat die EU auch im Sechsten Umweltaktionsprogramm ihr Ziel deutlich formuliert, *"zu hoher Lebensqualität und sozialer Wohlfahrt für die Bürger durch eine Umwelt [beizutragen], in der der Grad der Verschmutzung keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat"*³. Eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Verschmutzungen sind im Elbegebiet begrenzt auf den Konsum von potentiell belasteten Speisefischen (B1) und die Exposition gegenüber in der landwirtschaftlichen Nahrungskette angereicherten Produkten (B2). Eine Exposition durch partikelgebundene Schadstoffe über Trinkwasser ist nicht zu erwarten, da die Trinkwasserversorgung entlang der Elbe durch Uferfiltration gewährleistet wird, die in ihrem Verlauf Schwebstoffe abtrennt.

Eine Gefährdung der Bevölkerung während freizeitlicher Aktivitäten wird als nicht-relevant erachtet, da die Exposition gegenüber schadstoffbeladenen Schwebstoffen bei Schlucken von Wasser bzw. Hautkontakt sowohl kurz als auch volumenmäßig gering sein sollte.

B.1. Die direkte Exposition über aquatische Systeme: Der Konsum von Speisefischen.



Für den eigenen Konsum ist das Angeln in der Elbe in vielen Gebieten gestattet. Ein weiträumiges Angel- und Verzehrverbot von Elbefischen besteht zurzeit nicht. Da es sich zudem bei vielen Arten um wandernde Fische handelt (z.B. Aale), wird das Kriterium der Speisefischbelastung für das gesamte Elbeinzugsgebiet als relevant erachtet.

(Foto: S. Heise)

B.2. Die Exposition über landwirtschaftliche Produkte

Durch Überschwemmungen können Landökosysteme mit kontaminierten Sedimenten in Kontakt kommen. Dies trifft insbesondere auf aktive Flussauen zu, die sowohl häufig überflutet als auch in der übrigen Zeit landwirtschaftlich genutzt werden. Sie sind insbesondere in der Mittleren Elbe (Foto rechts), also zwischen Neuhirschstein und Geesthacht (repräsentiert durch die ARGE-Elbe Messstellen Domnitzsch und Schnackenburg), und entlang der Mulde und der Saale zu finden. Bei Überschwemmungen lagern sich Sedimente und mit ihnen Schadstoffe auf den als Futter dienenden Pflanzen ab, und können somit über die Nahrungskette zum Menschen gelangen.



(Foto: S. Heise)

³ BESCHLUSS Nr. 1600/2002/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft

C. Schutz der Qualität der von aquatischen Systemen abhängigen Landökosysteme



Hochwasser in der mittleren Elbe
(Foto: Olaf Büttner, UFZ)

Insbesondere Überflutungen haben eine nachhaltige Wirkung auf Landökosysteme. Auenböden sind als semiterrestrische Böden (Anonymous, 1994) zu bezeichnen und damit vom Gewässer abhängig. Die Qualitätsziele für Böden, die als Grünland bzw. ackerbaulich genutzt werden, sind in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) durch die Definition von Prüf- und Maßnahmenwerten festgelegt. Aufgelagerte Sedimente, und mit ihnen die Schadstoffe, werden durch Bodenorganismen (z.B. Regenwürmer) in den Boden eingearbeitet. Untersuchungen von Krüger et al. haben

gezeigt, dass in weiten Teilen der Mittel-Elbe die aktuellen Sedimentfrachten auf den Böden aber derartig gering sind (durchschnittlich <1 mm), dass Änderungen in der Belastung des abgelagerten Materials nur sehr langfristig Auswirkungen auf die Qualität der Böden haben werden, da diese nach BBodSchV über eine Probennahmetiefe von 10 cm bestimmt wird (Krüger et al., 2005).

Selbst durch eine dünne Schicht kontaminierten Materials können jedoch mikrobiologische Funktionen im Oberboden, die für die Aufrechterhaltung der Mineralzyklen eine hohe Bedeutung haben, beeinträchtigt werden, ohne dass die chemische Bodenqualität nach BBodSchV an sich geschädigt würde. Um dieses Risiko abzuschätzen, hat die IKSE Zielvorgaben für die Nutzung von Sedimenten zur landwirtschaftlichen Verwertung herausgegeben, die dann anzuwenden sind, wenn Sedimente auf Böden aufgetragen werden. Da dies in den meisten Fällen im Bereich der Überschwemmungsflächen erfolgt, ist dieses Bewirtschaftungsziel wie unter B2 für den Bereich der Mittel-Elbe relevant.

D. Kostengünstige Sedimentbewirtschaftung in Bundeswasserstraßen und Häfen.

Die Sedimentbewirtschaftung in aquatischen Systemen ist notwendig, wenn es z.B. zu einer Unterschreitung der nautischen Tiefe oder zu einer regional starken Erosion kommt. Da Sedimente als integraler Teil des aquatischen Systems gesehen werden (Salomons & Brils, 2004) und es zudem die ökonomisch günstigste Maßnahme ist, wird von den Bewirtschaftern wie der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und Hafenbehörden die Umlagerung entnommenen Materials ins Gewässer favorisiert. Da ein schadstoffbedingtes ökologisches Risiko durch diese Maßnahme nur bei Sedimenten mit minimaler Belastung auszuschließen ist, birgt kontaminiertes Baggergut ein hohes ökonomisches Risiko, da es kostspieligere Maßnahmen erfordert.



Baggerarbeiten im Hamburger Hafen.
(Foto: Calmano)

Unterhaltungsbaggerungen werden in allen Häfen und Bundeswasserstraßen durchgeführt (Foto unten), so dass das Bewirtschaftungsziel eines kostengünstigen Sedimentmanagements für das gesamte hier betrachtete Einzugsgebiet als relevant angesehen wird.

4.2. Sedimentrichtwerte als Beurteilungskriterium für potenzielle Gefährdungen der Bewirtschaftungsziele

4.2.1 Sedimentrichtwerte – eine Einführung

Eine quantitative Abschätzung des Risikos durch partikelgebundene Schadstoffe ist an Sedimentrichtwerte geknüpft, die mit vor Ort gemessenen Schadstoffkonzentrationen verglichen werden können und Auskunft darüber geben, ob eine Gefährdung vorliegen kann. Diese Richtwerte umfassen im Elberaum sowohl bindende Umweltqualitätsnormen der WRRL, geregelte Qualitätskriterien, z.B. der IKSE, oder aber Werte, die für diese Studie aus bindenden Grenzwerten für andere Matrices (z.B. Wasserphase oder Schadstoffbelastung von Speisefischen) abgeleitet wurden. Werden die Richtwerte von Hintergrundwerten hergeleitet, so bedeutet eine Verschlechterung in erster Linie, dass es zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration gekommen ist. Hintergrundwerte haben keinen unmittelbaren Bezug zum ökologischen Risiko, so dass sich aus einer Überschreitung nicht zwangsläufig Rückschlüsse auf eine Gefährdung ziehen lassen, da die Wirkschwelle möglicherweise noch nicht erreicht worden ist. Die EU sieht im Europäischen Umweltmanagement allerdings ein Verschlechterungsverbot vor, das eine Zunahme der chemischen Belastung der Umwelt unterbinden soll. Somit haben auch solche Sedimentqualitätsziele, die nicht risiko- sondern hintergrundbasiert sind, eine Funktion.

In der vorliegenden Studie werden jedoch, wo möglich, risikobasierte Kriterien bzw. Richtwerte genutzt, die einem Vorsorgeprinzip entsprechend gewählt sind: Unterhalb der Richtwerte kann ein Risiko für das entsprechende Bewirtschaftungsziel ausgeschlossen werden. Wird der Richtwert überschritten, tritt eine potenzielle Gefährdung, ein Risiko, auf. Eine Ausnahme bildet in dieser Studie der HABAK⁴-Wert als Umlagerungskriterium Küste, der auf Hintergrundwerte zurückgeht.

Eine Vielzahl von Sedimentqualitätsrichtlinien (SQG) sind definiert worden, mit deren Hilfe die Möglichkeit einer ökologischen Wirkung bzw. deren Ausbleiben bei Exposition gegenüber einem kontaminierten Sediment angezeigt werden soll. Dabei werden zwei Herangehensweisen unterschieden:

Zum einen sind dies empirisch statistisch abgeleitete SQG⁵, für die Felddaten chemischer Sediment-Kontaminationen mit Labor- oder Feldmessungen biologischer Effekte verglichen werden. Durch den Felddatencharakter wird mit der ermittelten Wirkung auch die Kombinationswirkung mit nicht gemessenen chemischen Substanzen berücksichtigt. Eine Ursachen-Wirkungsbeziehung ist damit aber nicht möglich.

Zum anderen werden theoretische Ansätze verwendet, die aus der Kenntnis von Prozessen und vor Ort-Daten den bioverfügbaren Anteil der Schadstoffe errechnen. Hierzu zählt der Equilibrium-Partitioning Ansatz (EqP), der von DiToro et al. zur Bestimmung von Sedimentqualitätskriterien beschrieben wurde (DiToro *et al.*, 1991). Er wird verwendet, um zum Beispiel aus der Konzentration nicht-ionischer Organika im Sediment die Konzentration im Porenwasser zu ermitteln oder ein entsprechendes Sedimentkriterium aus einem Wasserqualitätswert abzuleiten

⁴ HABAK: Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich

⁵ z.B. Effects Range Low (ERL), Effects Range Median (ERM), Threshold Effects Level (TEL), Probable Effects Level (PEL)

(Box 4-1). In diese Berechnung gehen sowohl der Anteil organischer Materie im Sediment als auch die Partitionierungstendenz der Schadstoffe ein.

Während für die Wasserphase z.B. in der WRRL Qualitätskriterien vorgeschrieben sind, ist die Ermittlung von überregional bindenden Sedimentqualitätskriterien erschwert durch

- o die ausgeprägte geochemische Heterogenität auf kleinstem Raum, die dazu führen kann, dass Schadstoffe kleinräumig sehr unterschiedlich verfügbar sind,
- o die Vielzahl an möglichen Expositionspfaden und
- o die im Vergleich zur Wasserphase geringe Zahl von Organismen, die bisher ökotoxikologisch im direkten Sedimentkontakt getestet worden ist.

Die Europäische Kommission hat die Festsetzung von Qualitätskriterien für Sedimente abgelehnt. Auch das Europäische Sedimentnetzwerk SedNet hat von der Festlegung bindender Werte Abstand genommen (Anonymous, 2007). Ebenso wie die Teilnehmer des Pellston-Workshops 2002 (Wenning & Ingersoll, 2002) betont jedoch auch SedNet die Notwendigkeit von effektbasierten Richtwerten für Sedimentqualität. Diese sollen als ein Indiz im Rahmen einer Beweiskette die Möglichkeit eines Risikos anzeigen und weitere Untersuchungen initiieren. Ein integrierter Ansatz sollte dann lokal Risiko und Stressoren identifizieren und dabei folgende Parameter in Betracht ziehen: Ökotoxizität, Habitat, physikalische und chemische Eigenschaften, die Struktur der biologischen Gemeinschaft und Anzeichen von Bioakkumulation oder Biomagnifikation in der Nahrungskette (Burton (Jr), 2002).

In dieser Studie wird auf vorliegende Datensätze zurückgegriffen, die in der Regel ausschließlich chemische Konzentrationen in Sedimenten wiedergeben. Daher ist ein solcher integrierter Ansatz und damit eine hohe räumliche Auflösung nicht möglich. Mit dem Vergleich von effektbasierten Schwellenwerten mit gemessenen Schadstoffkonzentrationen, wie sie in der Studie durchgeführt wird, wird somit nur eine potenzielle Gefährdung angezeigt. Zur Feststellung, ob tatsächlich eine Gefährdung vorliegt, müssten vor Ort die oben genannten Parameter erhoben werden. Es ist aber nicht das Ziel dieser Studie, kleinräumliche Risikoanalysen durchzuführen, sondern Risiken für Bewirtschaftungsziele im EEG zu ermitteln. Daher wird die Verwendung von Sedimentqualitätsrichtwerten und die Bewertung ihrer Überschreitung als Indikator einer möglichen Gefährdung als sinnvoll erachtet, zumal sie sowohl von der SETAC⁶, als auch von SedNet befürwortet wird (Wenning & Ingersoll, 2002; Anonymous, 2007).

Effekt-basierte Sedimentqualitätsrichtwerte liefern gegenwärtig keine Aussagen über die Bioakkumulation von Sedimenten oder Biomagnifikation in der Nahrungskette. Es gibt jedoch Ansätze, aus den Messungen von effektiven und nicht-effektiven Gewebekonzentrationen neue, Bioakkumulation-basierte Sedimentqualitätsrichtwerte abzuleiten. Diese nutzen u. a. Biota-Sediment-Akkumulationsfaktoren, die zumindest für nicht-ionische Kontaminanten konstant sind. Nach Wenning & Ingersoll sollten Zusammenhänge zwischen Sedimentbelastung und Bioakkumulationen auf lokaler Ebene unter Berücksichtigung der spezifischen ökologischen Bedingungen ermittelt werden (Wenning & Ingersoll, 2002). In der vorliegenden Studie werden Risiken für ausgewählte Stationen durch Bioakkumulation bzw. Biomagnifikation mit Hilfe lokalspezifischer Informationen über Sedimente und Kontaminationen modelliert (Trophic trace, Version 3, US Army Corps of Engineers).

⁶ SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry

Box 4-1: Sediment-Wasser Equilibrium-Partitioning Ansatz (EqP)

Der EqP-Ansatz errechnet eine Gesamt-Sedimentkonzentration aus einem Wasserqualitätskriterium (WQC) und einem Korrekturfaktor für die Effekte organischer Substanz. Wenn der Partitionskoeffizient zwischen Sediment und Wasser bekannt ist, errechnet sich der Sedimentqualitätszielwert (SQZ) aus:

$$SQZ = K_p * WQC$$

Die Verteilung zwischen Sediment und Wasser hängt für nicht-ionische Substanzen ab vom Partitionskoeffizienten der organischen Substanz (K_{OC}) und ihrem Masseanteil im Sediment (f_{OC}). Damit errechnet sich K_p aus:

$$K_p = K_{OC} * f_{OC}$$

Wenn der K_{OC} nicht verfügbar ist, kann er aus dem Octanol-Wasser Partitionskoeffizienten abgeschätzt werden:

$$\log_{10}(K_{OC}) = 0.00028 + 0.983 \log_{10}(K_{OW}),$$

und es ergibt sich für SQZ

$$SQZ = f_{OC} * K_{OC} * WQC.$$

Der EqP Ansatz basiert auf 4 Annahmen (Anonymous, 1993; Burkhard *et al.*, 2004):

- (1) Die Verteilung der organischen Chemikalie zwischen der organischen Substanz und dem Porenraum ist im Gleichgewicht
- (2) Die Sensitivität der benthischen Invertebratenfauna entspricht der der Wasserorganismen
- (3) Die Schutzziele der Wasserphase gelten auch für die Benthosorganismen
- (4) Die Expositionen sind ähnlich – unabhängig von Habitat und Fresstypus.

Die folgende Tabelle gibt die in dieser Studie genutzten Sedimentqualitätsrichtwerte wieder, deren Überschreitung mit einer potenziellen Gefahr für die Bewirtschaftungsziele verbunden ist. Teilweise sind diese Richtwerte für Sedimente ausgelegt, wie im Falle der IKSE-, der HABAK- und der OSPAR-EAC-Werte. Bei anderen Bewirtschaftungszielen liegen risikobasierte Konzentrationen für andere Matrices vor (z.B. Muskelfleisch von Speisefischen, Futtermittelbelastung), von denen auf zugrunde liegende Sedimentkonzentrationen zurückgeschlossen werden musste.

In der Spalte zur Einstufung des ökologischen Zustandes sind jene Stoffe aus der „*Verordnung zur Umsetzung der Anhänge II, III und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 29. Juni 2004*“ herangezogen worden, für die Richtwerte für Schwebstoffe vorliegen.

Zusätzlich zu den Stoffen, die in der genannten Verordnung geregelt sind, meldet das Umweltbundesamt Stoffe an die EU, die in der Richtlinie 76/464/EWG festgelegt sind. Damit soll die Integration der Richtlinie in die WRRL sichergestellt werden. Darin werden zusätzlich Qualitätsnormen für Schwebstoffe u.a. für Antimon, Barium, Beryllium, Kobalt, Molybdän, Selen,

Silber, Tellur, Thallium, Titan, Vanadium und Zinn genannt. Eine vollständige Übersicht findet sich in Anlage 3: Stoffe mit Qualitätsnormen für Schwebstoff nach 76/464/EWG. In dieser Studie sind diese Stoffe aufgrund einer für den hier verfolgten Ansatz unzureichenden Datengrundlage unberücksichtigt geblieben. Es sollte aber angemerkt werden, dass für einige dieser Stoffe im letzten *„Bericht der Bundesrepublik Deutschland zur Durchführung der Richtlinie 76/464/EWG und Tochterrichtlinien betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft“*, der den Zeitraum 2002-2004 umfasst, für einige dieser Stoffe Überschreitungen gemeldet wurden, so z.B. für Silber, einem selten gemessenen Metall.

Tab 4.1: Kriterien schwebstoffgebundener Schadstoffe im Hinblick auf verschiedene Bewirtschaftungsziele

(PHS – Priority hazardous substance, PS – Priority Substance nach Com(2006)397 final, POP – Persistent Organic Pollutant, CPA – Chemicals for Priority Action nach OSPAR, EAC – Ecotoxicological Assessment Criterion; HM – Schwermetalle, O – organische Schadstoffe).

Schutzgut		Gewässerqualität					Schutzgut Boden- funktion	Menschliche Gesundheit und Ernährung		Umgang mit Baggergut	
		WRRL			OSPAR	IKSE		EU-Normen / Deutsche Norm	EU-Normen	ARGE-Elbe	HABAK
	Einstu- fung	Einstufung ökologischer Zustand	UQRW _{Sed.} (abgeleitet)	UQRW _{SPM} (abgeleitet)	EAC	Schutzgut aquatische Lebensge- meinschaften	Landwirt- schaftliche Verwertung	Potentielle Gefährdung durch Speisefische bei Überschreitung	Grünland – Futtermittel- belastung	Umlagerungs- richtwert	Richtwert 1
Kapitel		4.2.2.1			4.2.2.3	4.2.2.2	4.2.3.3	4.2.3.1	4.2.3.2	4.2.4	
Stoffname											
In Fraktion		HM<20µ, O<2 mm	HM, O <2mm	HM, O <2mm	HM, O <2mm	HM<20µ, O<2 mm	HM<20µ, O<2 mm	HM, O <2mm	HM<20 µm O<2mm	HM<20µ, O<2 mm	HM, O <20 µm
Pb (mg/kg)	PS CPA		78,4	1075	5-50	100	100	60	150	100	100
Cd (mg/kg)	PHS CPA		2,6	30	0,1-1	1,2	1,5	0,22	5	1,2	2,5
Hg (mg/kg)	PHS CPA		0,67 ¹ 9,3 ²	4,9	0,05- 0,5	0,8	0,8	0.52	0,5	0,8	1
Ni (mg/kg)	PS		33,2	158	5-50	120	60			50	50
As (mg/kg)		40			1-10	40	30		10	20	30
Cu (mg/kg)		160			5-50	80	80			60	40
Zn (mg/kg)		800			50-500	400	200			200	350
Cr (mg/kg)		640			10-100	320	150			100	150

¹ Hintergrundwert + Maximal erlaubter Additionswert

² ökotoxikologischer Effektwert

	Einstufung	Einstufung ökologischer Zustand	UQRW _{Sed.} (abgeleitet)	UQRW _{SPM} (abgeleitet)	EAC	Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften	Landwirtschaftliche Verwertung	Potentielle Gefährdung durch Speisefische bei Überschreitung	Grünland – Futtermittel –belastung	Umlagerungs –richtwert	HABAK-Richtwert 1
Simazin (µg/kg)	PS		15,5								
Atrazin (µg/kg)	PS		5,2								
Dieldrin (µg/kg)	POP				0,5-5			4	50		
Endrin (µg/kg)								5,5	50		
Chlordan (µg/kg)								5	100		
DDTs (µg/kg)	POP					Je < 40		380	250	Je < 40	
pp'DDT (µg/kg)						40				40	1
pp'DDE (µg/kg)					0,5-5	40				40	1
pp'DDD (µg/kg)						40				40	3
DEHP (mg/kg)	PS CPA		100								
Endosulfan (µg/kg)	PHS								500		
Pentabromodiphenyläther (µg/kg)	PHS		310	15							
HCB (µg/kg)	PHS POP		16,9	141		40	40	12,5	50	40	2
Pentachlorbenzol (µg/kg)	PHS		400	3770							1
Pentachlorphenol (µg/kg)	PS CPA		119								
Heptachlor (µg/kg)									50		
Hexachlorbutadien (µg/kg)	PHS		493	485							
HCH (µg/kg) (all isomers)	PHS CPA		10,3	11	n.r	Je < 10	10				
α-HCH (µg/kg)						10		12	100	10	0,4

	Einstufung	Einstufung ökologischer Zustand	UQRW _{Sed.} (abgeleitet)	UQRW _{SPM} (abgeleitet)	EAC	Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften	Landwirtschaftliche Verwertung	Potentielle Gefährdung durch Speisefische bei Überschreitung	Grünland – Futtermittelbelastung	Umlagerungsrichtwert	HABAK-Richtwert 1
β-HCH (µg/kg)								5	50		
γ-HCH (µg/kg)						10		75	1000	10	0,2
Nonylphenol (µg/kg)	PHS CPA		180								
Octylphenol (µg/kg)	PS CPA		34								
Σ PAK ³ (mg/kg)	PHS CPA										1
KWS insgesamt (mg/kg)											300
Benzo(a)pyren (mg/kg)			2,5	2,94	0,1-1			0,01			
Benzo(k)fluoranthen (mg/kg)			1,74	1,63							
Naphthalen (mg/kg)					0,05-0,5						
Phenanthren (mg/kg)					0,1-1						
Anthracen (mg/kg)	PS		310	297,4	0,05-0,5						
Fluoranthen (mg/kg)	PS		129	1100	0,5-5						
Pyren (mg/kg)					0,05-0,5						
Benzo(a)anthracen (mg/kg)					0,1-1						
Chrysen (mg/kg)					0,1-1						

³ Summe aus Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren

	Ein- stu- fung	Einstufung ökologischer Zustand	UQRW _{Sed.} (abgeleitet)	UQRW _{SPM} (abgeleitet)	EAC	Schutzgut aquatische Lebensge- meinschaften	Landwirt- schaftliche Verwertung	Potentielle Gefährdung durch Speisefische bei Überschreitung	Grünland – Futtermittel- belastung	Umlagerungs- richtwert	HABAK- Richtwert 1
Chloralkane Chlorierte Paraffine (µg/kg)	PHS CPA		998	6300							
ΣPCBs ⁴ (µg/kg)	POP CPA				1-10						20
Einzelne PCBs (µg/kg)		20				5		250 400		5	1 – 5
AOX (mg/kg)						50	50			50	
TBT (µg/kg)	PHS CPA		0,02	0,02	0,005- 0,05	25 µg Sn/kg				25	20
TeBT (µg/kg)		40 ⁵								25	
DBT ⁺ (µg/kg)		100								25	
TPT ⁺ (µg/kg)		20								25	
Trifluralin (µg/kg)	PS CPA		3140	25,2							
Bromocyclen (µg/kg)								9			
Polychlorterpene (µg/kg)								7			
PCDD/PCDFs (pgWHO-PCDD/F – TEQ/g)	POP CPA							5,5	3,75		

⁴ ΣPCBs: Summe aus PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180 (OSPAR 1997)

⁵ Lt. Qualitätsnorm WRRL TeBT, DBT⁺ und TPT⁺ angegeben als Konzentration des Organozinnkations, nicht als Konzentration µg Sn/kg

4.2.2. Sedimentrichtwerte zur Anzeige einer potenziellen Gefährdung der aquatischen Ökosysteme

4.2.2.1. Sedimentrelevante Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie, WRRL (*Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000, L327/1-L327/72*) ist die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes und eines guten chemischen Zustandes aller Europäischen Gewässer einschließlich der Ästuare und Küstengewässer (bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern die Erreichung eines guten ökologischen Potentials und eines guten chemischen Zustandes) im Jahre 2015. Eine Verschlechterung soll dauerhaft vermieden werden. Dabei verfolgt sie einen kombinierten Immissions-/Emissionsansatz, um die für den chemischen und den ökologischen Zustand relevanten Stoffe in der Umwelt zu reduzieren.

Nach WRRL sind zwei chemische Stofflisten mit Umweltqualitätsnormen zu untersuchen. Die eine Stoffliste wird nach Anhang VIII in Verbindung mit Anhang V der WRRL zur Ermittlung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials der Gewässer herangezogen, die zweite Stoffliste dient der Ermittlung des chemischen Zustands der Gewässer gemäß Anhang X (prioritäre Stoffe) und Anhang IX (bestimmte andere Schadstoffe) der WRRL. Die Stoffe dieser zweiten Liste werden in einer gesonderten EG-Richtlinie geregelt: *Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG*. Diese Richtlinie befindet sich z. Zt. noch in der Diskussion, der letzte Entwurf ist vom 21. Juni 2007 (siehe Box 2.1).

Ob eine chemische Substanz als problematisch für ein Gewässer eingestuft wird, entscheiden mehrere Kriterien: ihre Risiken für das aquatische Ökosystem und für den Menschen, die inhärente Gefährlichkeit der einzelnen Verbindungen (Persistenz, Bioakkumulation, Toxizität) und deren tatsächliche Exposition in den Ökosystemen, sowie die tatsächliche Verbreitung in der Umwelt (siehe (Hollert et al. 2007)). Im Rahmen der Konzeptentwicklung der WRRL sind verschiedene Vorschläge zur Nutzung von Umweltqualitätsstandards für Sedimente und Schwebstoffe von Arbeitsgruppen und Beratergremien vorgebracht worden (z.B. von der EAF⁷, der AMPS⁸ Arbeitsgruppe, von CSTE⁹, und von der französischen Forschungsgesellschaft INERIS). In der inzwischen unter Lepper (2005) veröffentlichten Studie des Fraunhofer-Instituts wurden Umweltqualitätsstandards für 33 prioritäre Substanzen entwickelt (davon 13 als prioritär gefährliche Substanzen). Dieses Dokument umfasst auch Vorschläge für die Ermittlung von Qualitätsstandards für Sedimente bzw. suspendiertes Material, die von der EU allerdings nicht als bindend vorgeschrieben wurden. Die WRRL selbst stellt es vielmehr frei, welche Matrix zu untersuchen ist. So heißt es in Anhang V, Kapitel 1.2.6: „Es können Normen für Wasser, Sediment oder Biota festgelegt werden“. Dies geht auch aus der Definition des Begriffes „Umweltqualitätsnorm“ in Artikel 2, Kapitel 35 hervor: „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sediment oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“. Es hängt somit

⁷ EAF: Expert Advisory Forum

⁸ AMPS: Analysis and Monitoring of Priority Substances Expert Working Group

⁹ CSTE: Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment

von der Umsetzung der WRRL in den Mitgliedstaaten ab, ob Qualitätsnormen für Sediment und Biota aufgestellt werden.

Lepper sieht Qualitätsstandards für suspendiertes partikuläres Material (SPM) vor, um die Bestimmung von sehr geringen gelösten Konzentrationen durch die Messung von höheren, an SPM akkumulierten Gehalten bei Bedarf ersetzen zu können (Lepper, 2005). Zu diesem Zweck wurden die Konzentrationen an SPM aus den Qualitätsnormen für die Wasserphase über einen Gleichgewichtsansatz errechnet (Box 4-1). Die Sedimentstandards, die ökotoxikologisch oder bei organischen Schadstoffen durch einen weiteren Gleichgewichtsansatz aus den SPM-Konzentrationen ermittelt werden, sollen dem Schutz der benthischen Lebensgemeinschaft dienen. Für Schwermetalle und Arsen, deren Konzentration in der Umwelt immer auch einen natürlichen Anteil hat, wird der „Added Risk Approach“ verwendet. Er basiert auf der Annahme, dass sich Lebensgemeinschaften prinzipiell den natürlichen Hintergrundkonzentrationen angepasst haben und nur der zusätzliche, anthropogene Anteil zu einem Risiko wird. Entsprechend wird der Qualitätsstandard berechnet aus der höchsten Konzentration, die bei einem Biotest im Wasser gerade noch keinen Effekt zeigt (No observed effect concentration - NOEC, *Maximal permissible addition* – MPA), addiert zu der Hintergrundbelastung des Systems.

In der vorliegenden Studie dienen die hier als Umweltqualitätsrichtwerte (UQRW) bezeichneten Schwebstoff- und Sedimentkonzentrationen der Abschätzung des Risikos, dass die Umweltqualitätsnormen der WRRL durch Remobilisierung von Schadstoffen aus kontaminierten Sedimenten nicht erfüllt werden können.

Ein Vergleich der Richtwerte für SPM und Sedimente zeigt, dass bei einer Berechnung über den Gleichgewichtsansatz die Richtwerte im Sediment geringer als die SPM-Werte oder gleich hoch sind. Bei Einbeziehung von ökotoxikologischen Untersuchungen können die Sedimentwerte über denen der SPM-Werte liegen. Am deutlichsten wird dies am Beispiel des Quecksilbers: Während ökotoxikologisch basierte Abschätzungen einen Richtwert von 9,3 mg pro kg Sediment ergeben, führt die Ableitung aus Wasserqualitätsstandards zu einem Richtwert von 670 µg pro kg Sediment.

Diese Differenzen können eine Reihe von Ursachen haben:

- a) Sensitivitäten von pelagischen und benthischen Organismen unterscheiden sich.
- b) Die Verfügbarkeit der Schadstoffe in den Sedimenten wird durch die verwendeten Ansätze nur unzureichend erfasst.
- c) Es bestehen Unsicherheiten bei den Abschätzungen, so z.B. bei der Konzentration des SPM, die mit 15 mg/l im Wasser angenommen wird.

4.2.2.2. Die Zielwerte für Schwebstoffe und Sedimente für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ in Flüssen und Seen (ARGE-Elbe / IKSE)

Das Bewertungssystem der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe) ist seit 2000 angepasst an das System der IKSE (Bergemann, ARGE-Elbe, persönliche Mitteilung). Es baut auf natürlicher Hintergrundbelastung, ökotoxikologische Vorgaben in Bezug auf Anreicherung der Stoffe in Biota, Zielvorgaben des BLAK-QZ¹⁰ sowie weiterer einschlägiger Vorgaben, wie z.B. der Klärschlammverordnung und der US-EPA-Richtlinien auf (ARGE-Elbe, 1996). Es wurde in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt erarbeitet und hat 7 Klassen, wobei die Klasse I den

¹⁰ Bund/Länder-Arbeitskreis „Qualitätsziele“, Vorgänger des LAWA-Arbeitskreises „Zielvorgaben“

Hintergrundwerten entspricht und die Zielvorgaben als Klasse II definiert wurden. Zu den Zielvorgaben hieß es 1996: *„Als anzustrebendes Güteziel der Sedimentqualität ist eine Zielvorgabe abgeleitet worden, die mögliche regionale Schwankungen, analytische Fehler und geringfügig anthropogene Beeinträchtigungen berücksichtigt. Sie liegt etwa in der Größenordnung vom doppelten bis zum vierfachen oberen Hintergrundwert für das jeweilige Metall. Bei der Einhaltung der Zielvorstellung für die Qualität von Schwebstoffen und Sedimenten ist der Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften mit berücksichtigt. Die weitere Abstufung der Güteklassen wurde auf Grund von Erfahrungswerten vorgenommen“* (ARGE-Elbe, 1996). Aufgrund der besonderen Rolle, die Arsen für das Einzugsgebiet der Elbe spielt, wurde auch dieses Element in das ARGE-Elbe-Bewertungssystem aufgenommen. Weiterhin sind Zielvorgaben für HCHs, PCBs, HCB, DDTs und AOX aufgestellt worden.

4.2.2.3. Die „Environmental“ oder „Ecotoxicological Assessment Criteria“ der OSPAR für marine Sedimente

Die „OSPAR Kommission zum Schutz der marinen Umwelt des Nordost-Atlantiks“ nutzt zwei verschiedene Strategien zur Bewertung chemischer Belastungen: Die Hintergrund/Referenz-Konzentrationen (Background/Reference Criteria - BRCs) und die „ökotoxikologischen Bewertungskriterien“ (Ecotoxicological Assessment Criteria – EAC). Da auch anthropogen in die Umwelt eingebrachte Substanzen inzwischen weit verbreitet sind, werden typische Konzentrationen in wenig beeinflussten Regionen als Hintergrundwerte definiert. Für natürlich vorkommende Substanzen werden Konzentrationen angestrebt, die denen entsprechen, die ohne menschlichen Einfluss vorlägen (OSPAR Commission, 2000).

Während eine Reduktion der Schadstoffbelastung auf das Maß der natürlichen Hintergrundwerte ein mittelfristiges Ziel darstellt, dienen die EAC der raschen Identifizierung möglicher Problemfelder. EACs werden definiert als solche Konzentrationen, unterhalb derer mit schädlichen Wirkungen für die Umwelt nicht zu rechnen ist. Da sie somit einem risikobasierten Ansatz entsprechen, werden sie in dieser Studie als Kriterium zum Schutz der marinen aquatischen Lebensgemeinschaft mitgeführt.

Die Bestimmung der Wirkschwellen basiert auf ausgewählten ökotoxikologischen Daten. Lagen nur ungenügende Informationen vor, wurden EACs vorläufig bestimmt unter Verwendung der EP-Methode und eines höheren Sicherheitsfaktors. Die zugrunde liegenden ökotoxikologischen Tests wurden in der Regel mit Süßwasserorganismen durchgeführt. Auch wurden Kurzzeittests verwendet, so dass chronische Effekte, wie Karzinogenität, Mutagenität oder Schädigungen des endokrinen Systems nicht erfasst werden.

Um die Effektgrenzen von empfindlichen Arten auf ein breites Artenspektrum auszuweiten, wurden die niedrigsten, effektiven Wirkschwellen mit dem Faktor 10 multipliziert, also ein oberer und unterer EAC-Wert angegeben. Die EAC (neu: Environmental Assessment Criteria) befinden sich in der Überarbeitung. Überarbeitete EAC sind nach Wissen der Autoren zurzeit noch nicht veröffentlicht. EACs dienen neben der Identifizierung von belasteten Gebieten auch zur Identifizierung von Anwärtern der Liste „Chemicals for Priority Action“.

Abb. 4-2 zeigt einen Vergleich zwischen den EAC-Werten und anderen international angewandten Sedimentqualitätskriterien (DelValls *et al.*, 2004). Der untere EAC-Wert liegt deutlich unter den anderen Kriterien, während sich der obere Wert im unteren bis mittleren Bereich des abgedeckten Spektrums befindet.

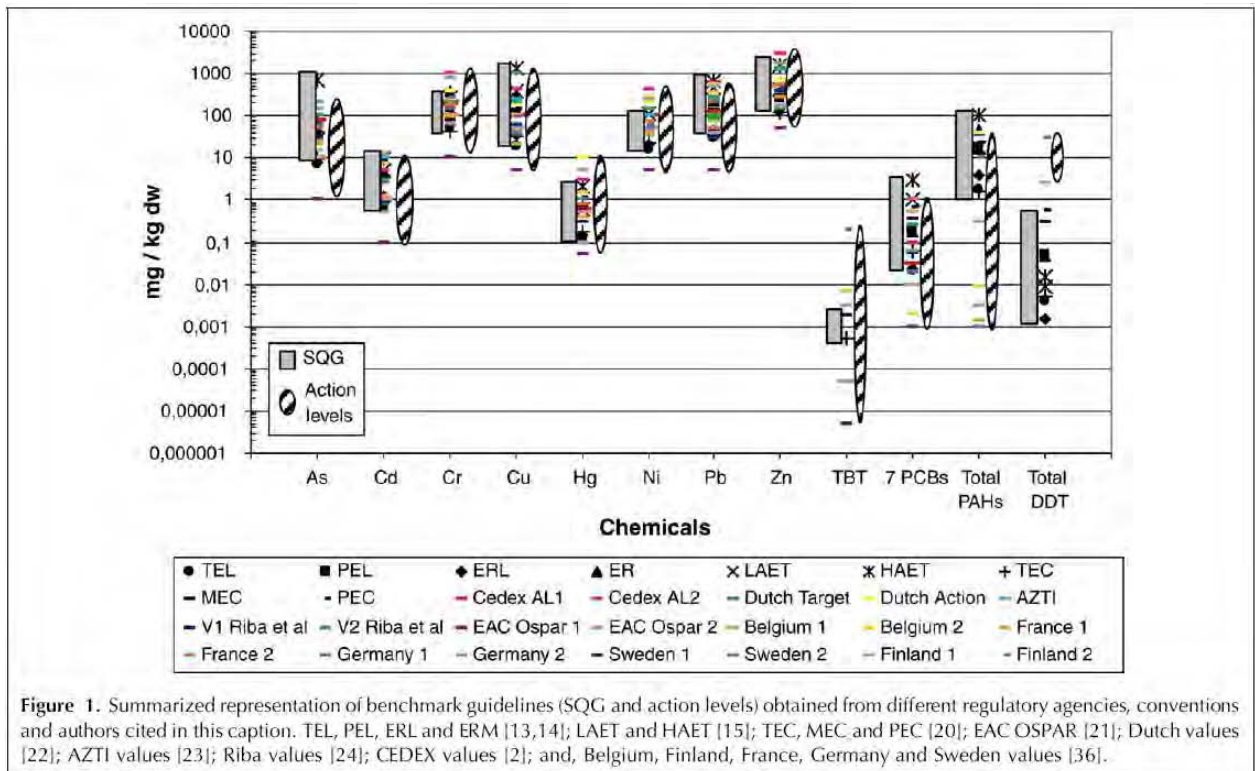


Abb. 4-2: Internationale Sedimentqualitätsrichtlinien im Vergleich aus DelValls et al. (2004)

4.2.3. Sedimentrichtwerte zur Anzeige einer potenziellen Gefährdung der menschlichen Gesundheit und Ernährung

4.2.3.1. Richtwerte für eine Gefährdungseinschätzung durch Konsum belasteter Fische

Für den Pfad Fisch-Mensch wird die maximal erlaubte Belastung von Speisefischen als Kriterium herangezogen. In den Verordnungen 221/2002/EG (geändert durch 1881/2006), 242/2004/EG, 208/2005/EG und 199/2006 der Kommission zur Veränderung der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Fischen, Muscheln und Krebstieren werden Höchstgehalte bezüglich einiger Schwermetalle, PAKs, Dioxine und dioxinähnlicher PCBs angegeben, die bei Überschreitung zu einem Gesundheitsrisiko für den Menschen führen können.

In Deutschland regeln außerdem die Schadstoff-Höchstmengenverordnung – SHmV [BGBl. I S. 2755] und die Rückstands-Höchstmengenverordnung – RHmV [BGBl. I S. 2172] die Höchstmengen von Schadstoffen, Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln (Tabelle 4-3).

Für die Aussage der vorliegenden Studie, ab welchen Sedimentkonzentrationen ein Risiko für eine bestimmte Nutzung vorliegt, muss von den in Lebensmitteln maximal erlaubten Schadstoffkonzentrationen auf die im Sediment vorliegenden Gehalte zurück geschlossen werden. Um hierbei Anreicherungsprozesse über die verschiedenen trophischen Stufen in der Nahrungskette zu berücksichtigen, wurden die Sedimentkonzentrationen empirisch mit Hilfe des Moduls „TrophicTrace“ ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung des Programms, das vom US Army Corps of Engineers erarbeitet wurde, sowie der in dieser Studie verfolgten Herangehensweise ist dem Anhang „Detailinformationen zur Ableitung der Sedimentqualitätsrichtwerte“ zu entnehmen.

TrophicTrace berechnet eine Gefährdung für Menschen, die durch Konsum kontaminierter Fische bestehen kann, unter Verwendung eines Nahrungsnetzmodells. Hierbei wird der „Equilibrium Partitioning“-Ansatz (DiToro et al., 1991) (Box 4-1) genutzt, um die Aufnahme von Schadstoffen in Invertebraten zu ermitteln, und das Gobas-Modell, um Konzentrationen hydrophober organischer Substanzen in Fischen abzuschätzen (Gobas, 1993). Für anorganische und hydrophile organische Stoffe wird ein Ansatz benutzt, in dem über einen Biokonzentrationsfaktor (BCF) die Aufnahme in Organismen berechnet wird.

Die „Rückrechnung“ von Konzentrationen in Fischen auf zugrunde liegende Sedimentkonzentrationen ist bereits mehrfach angewendet worden (van Wezel *et al.*, 2000; Burkhard *et al.*, 2004). Bei der Verwendung von empirisch ermittelten Faktoren und Informationen aus Datenbanken ist jedoch zu bemerken, dass die Datengrundlage nicht bei allen Schadstoffen gleich umfassend ist und eine Anreicherung immer auch von der Physiologie der Organismen abhängt. Dies gilt zum Beispiel für den Biota-Sediment-Akkumulation Faktor (BSAF), der die Aufnahme von Sediment-gebundenen Schadstoffen in Organismen beschreiben soll.

4.2.3.2. Richtwerte für eine Gefährdungseinschätzung durch Futtermittelbelastung

Da sich die Qualität der Sedimente in den letzten 10 Jahren nicht verschlechtert sondern teilweise, z.B. für Quecksilber, erheblich verbessert hat, ist davon auszugehen, dass die Böden im Überflutungsbereich durch nicht- (Schwermetalle, Arsen) oder sehr langsam abbaubare Stoffe (z.B. Dioxine/Furane) für die jeweilige Region maximal belastet sind. Hinweise auf eine Belastung von Milch und Fleisch von Kühen, die auf Auen grasen, die von Flüssen mit einer erhöhten Dioxinbelastung überflutet werden, sind mehrfach publiziert worden (Lake *et al.*, 2005; Stachel *et al.*, 2006). Wie bereits erwähnt, wird aufgrund der geringen Ablagerungsrate von Sedimenten auf Böden auch eine deutliche Reduzierung der Sedimentbelastung auf absehbare Zeit keine deutliche Verbesserung der Bodenqualität nach sich ziehen.

An der Exposition von Nutztieren durch die Ingestion von belastetem Boden beim Grasens von Schaf und Rind und durch die Aufnahme von Pflanzenmaterial, in dem Schadstoffe angereichert sind, wird sich demnach bei einer zusätzlichen großräumigen Auflagerung im Bereich der Mittelelbe von geschätzten 0.02 bis 0.08 cm Sediment/a (Krüger *et al.* in prep.) mittelfristig keine Verbesserung einstellen. Zu diskutieren ist jedoch die zukünftige Verringerung des Risikos durch die direkte Aufnahme von Sediment, das nach einer Überschwemmung an den Pflanzen haften bleibt.

Verschiedene Studien, gemeinsam betrachtet von Sheppard (1995) geben die Masse an Sediment, die oberflächlich an Pflanzenteilen haften bleibt und mit dem Futter aufgenommen wird, mit 8 bis 230 g pro kg Futtermittel an. Hierbei wurden nicht explizit Gebiete, die von Überschwemmungen betroffen sind, betrachtet, so dass für Auen ein tendenziell hoher Wert angenommen werden kann. Sheppard betont, dass Partikel mit einer Größe von mehr als 50 µm nicht längerfristig an den Oberflächen haften bleiben und es somit am Pflanzenmaterial zu einer Anreicherung der kleineren, stärker belasteten Korngrößenfraktion kommt (Sheppard, 1995).

Die Höchstgehalte für unerwünschte Stoffe in der Tierernährung sind von der EU in den Richtlinien 2002/32/EG, 2005/87/EG, 2006/13/EG und 2006/77/EG gelistet. Für die zu verwendenden Zielvorgaben für Sedimentkonzentrationen, die ein Risiko bzgl. der Belastung der Futtermittel für Schafe und Kühe darstellen sollen, diese Höchstgehalte mit dem Faktor 5

multipliziert, wodurch der Verdünnung der Sedimente mit Pflanzenmaterial Rechnung getragen wird (bei Annahme eines Anteils von 200 g Sediment/kg Futter) ¹¹.

4.2.3.3 Sedimentrichtwerte zur Anzeige einer potenziellen Gefährdung der von aquatischen Systemen abhängigen Landökosysteme

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser forderte 1997, dass Schwebstoffe und Sedimente gefährliche Stoffe nicht in Konzentrationen enthalten dürften, die „die sedimentbewohnenden Organismen, Sedimentnutzungen oder wasserbaulichen Maßnahmen beeinträchtigen“. Als Schutzgut werden hierbei ausgewiesen: Benthosorganismen einschließlich der Mikroflora, auf Überschwemmungsflächen lebende Tiere und Pflanzen, dort betriebene landwirtschaftliche Nutzung und stattfindende Aktivitäten im Bereich Freizeit und Erholung, sowie die Verwendung von Sedimenten zur Bodenverbesserung, zur Aufhöhung landwirtschaftlich genutzter Flächen und zu landschaftsbaulichen Zwecken. Für "Schwebstoffe und Sedimente" wurden unter diesen Nutzungsaspekten in Ermangelung von Grenzwerten für die Verwendung von Sedimenten die geltenden Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung als Zielvorgaben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser übernommen (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1997). Die IKSE passte diese Bewertung an die Elbsituation an, in dem sie einen Richtwert für Arsen hinzunahm und höhere Werte für Kupfer, Chrom und Nickel ansetzte.

4.2.4. Sedimentrichtwerte zur Anzeige der potenziellen Gefährdung einer kostengünstigen Sedimentbewirtschaftung in Bundeswasserstraßen und Häfen.

Zur Sicherung der Schifffahrt werden akkumulierte Sedimente regelmäßig dort entfernt, wo sie zu Mindertiefen führen. Im Bereich der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) erfolgt das Management dieser Sedimente entsprechend der Vorgaben der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV) (BfG, 1999) bzw. der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV) (BfG, 2000). In der HABAB sind keine numerischen Qualitätsziele gelistet, vielmehr darf das umzulagernde Material die Schadstoffkonzentrationen der Schwebstoffe im Bereich der Ablagerungsstelle nicht um mehr als das 1,5- bzw. 3-fache überschreiten.

In der Elbministerkonferenz von 1996 wurde ein Baggergutkonzept für die Elbe beschlossen, das die Klasse II des ARGE-Elbe Konzepts zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften als Zielvorstellung für die Qualität umzulagernden Materials benennt. Dabei handelt es sich um Konzentrationen, bei denen der Schutz der Organismen gewährleistet sein soll. Eine Überschreitung dieser Richtwerte wird entsprechend auch in dieser Studie als Indikation angesehen, dass eine kostengünstige Sedimentbewirtschaftung in Form von Umlagerungen des Baggerguts durch auftretende Kontaminationen gefährdet sein kann. Es ist hierbei anzumerken, dass das 1996 von der ARGE-Elbe verwendete Klassifizierungssystem im Jahre 2000 überarbeitet, jedoch bisher nicht von der Elbministerkonferenz verabschiedet wurde. Damit gelten für die Bewertung der Umlagerung in dieser Studie die Zielvorgaben von 1996. Unterschiede zwischen den beiden Systemen in dieser Studie bestehen nur bei den Metallen. (2000 im Vergleich zu 1996:

¹¹ Der Faktor 5 könnte zu hoch sein. Beresford, N. A. and B. J. Howard (1991). "The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals." The Science of the Total Environment **107**: 237-254. maßen einen 46%igen Gehalt an Bodenverunreinigungen im Pflanzenmaterial ihrer Untersuchungsregion.

Kupfer - 80 statt 60 mg/kg, Zink - 400 statt 200 mg/kg, Chrom - 320 statt 200 mg/kg, Nickel - 120 statt 50 mg/kg und Arsen - 40 statt 20 mg/kg).

In der für den Küstenbereich zuständigen HABAK-WSV sind Entscheidungshilfen u.a. in Form von Richtwerten gelistet. Sie gründen sich bei den Metallen auf Hintergrundkonzentrationen im Wattenmeer der Nordsee und haben keine ökotoxikologische Basis. Die Bestimmung des Referenzwertes für Metalle erfolgte, indem für die Jahre 1982 bis 1987 der Mittelwert der Metallkonzentrationen in Sedimenten ermittelt und mit dem Faktor 1,5 multipliziert wurde, um methodische Unsicherheiten einzubeziehen. Alle Metallkonzentrationen werden in der Fraktion <20 µm bestimmt. Die Referenzwerte für organische Kontaminanten, gemessen in der Fraktion <2 mm und auf <20 µm normiert, korrespondieren mit dem 90-Perzentilwert der Referenzdaten aus dem Zeitraum 1989 bis 1992.

Die Entscheidungskriterien werden wie folgt definiert (BfG, 1999):

RW1: Referenzwert (Unterhalb RW1 ist Umlagern ohne weitere Prüfschritte möglich)

RW2: Referenzwert * 5 (Metalle); Referenzwert * 3 (organische Kontaminanten)

Zwischen RW1 und RW2 existiert erhöhter Untersuchungs- und Abwägungsbedarf; oberhalb von RW2: weiter verstärkter Abwägungsbedarf.

Als relevanter Richtwert in dieser Studie wurde der RW1 ausgewählt, da Konzentrationen, die unter diesem Richtwert liegen, eine Umlagerung nicht in Frage stellen, während eine Überschreitung dazu führen kann, dass eine kostengünstige Bewirtschaftung gefährdet ist.

4.2.5. Vergleich der Sedimentrichtwerte mit Hintergrundkonzentrationen

In der Tabelle 4-1 sind die geregelten und abgeleiteten Sedimentrichtwerte für Schadstoffe gelistet, unterhalb derer ein Risiko für die Bewirtschaftungsziele als unwahrscheinlich angenommen wird. Ein Vergleich dieser teilweise theoretisch abgeleiteten Sedimentrichtwerte mit der geogenen Hintergrundkonzentration, die von Prange et al. für das Elbeeinzugsgebiet ermittelt wurden (Prange *et al.*, 2000), erscheint an dieser Stelle sinnvoll (Tabelle 4-2). Für den Vergleich muss berücksichtigt werden, dass sich die Hintergrundwerte auf die „kleiner 20 µm-Fraktion“ beziehen. Um die in Tabelle 4-1 genannten Richtwerte damit vergleichen zu können, werden die $UQRW_{sed}$ (abgeleitet), die EAC und die von den Speisefisch-Höchstwerten abgeleiteten Richtwerte mit dem Faktor 2 multipliziert, da der <20 µm-Anteil in den Elbeschwebstoffen im Mittel mit 50% angenommen wird (Abb. 4-4).

Sämtliche unteren EAC-Werte befinden sich unterhalb der Hintergrundkonzentrationen im Elbeeinzugsgebiet. Damit entfällt eine Einbeziehung in die Risikoanalyse der hier vorliegenden Studie und nur die oberen EAC-Werte werden in der weiteren Diskussion berücksichtigt.

Die meisten anderen Hintergrundkonzentrationen liegen deutlich unterhalb der Sedimentrichtwerte mit Ausnahme des abgeleiteten Wertes der Speisefischbelastung mit Cadmium (0,44 mg/kg in der 20 µm-Fraktion) und der Grünland-Futtermittelbelastung mit Arsen (10 mg/kg), die im gesamten Einzugsgebiet unter den Hintergrundwerten liegen. Die Richtwerte für Zink bei der landwirtschaftlichen Verwertung und für die Umlagerung liegen unterhalb der Hintergrundkonzentration in der Vereinigten Mulde, im übrigen Einzugsgebiet jedoch deutlich über der natürlichen Belastung.

Tab. 4-2: Geogene Hintergrundbelastungen der für diese Studie relevanten Schwermetalle und Arsen im Elbeinzugsgebiet. Ermittelt aus Vollaufschlüssen (Elbe, Moldau und Eger) bzw. Königswasserauszügen (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel/Spree) der Körngrößenfraktion <math><20\ \mu\text{m}</math> (nach Prange et al, 2000,, modifiziert).

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As
	mg/kg							
Elbe (Mittelwert)	<math><0,3</math>	0,4	29	150	120	33	53	24
Hradec Králové (Riesengebirge)		0,6	36	160	110	31	52	28
Roudnice (Moldau/Böhmerwald)		0,4	21	160	120	35	57	22
Tangermünde (dt. Mittelgebirge)		0,3	27	130	120	30	50	24
Moldau/Oberlauf	0,08	0,2	32	200	110	33	80	24
Eger/Unterlauf	0,1	0,3	35	190	140	40	43	53
Schwarze Elster	0,1	0,3	31	98	72	32	39	25
Vereinigte Mulde	0,06	0,8	43	260	50	34	39	46
Freiberger Mulde	0,08	0,3	44	110	39	30	34	24
Zwickauer Mulde	0,01	1,1	100	170	53	26	30	42
Saale/Unterlauf	0,1	0,30	21	120	67	37	54	12
Unstrut	0,08	0,21	30	85	59	28	43	12
Weißer Elster	0,13	0,19	23	160	82	38	73	15
Havel/Spree	0,1	0,18	24	83	46	23	27	12

4.3 Bewertung des Risikos für Bewirtschaftungsziele im EEG

4.3.1 Sedimentqualitätskriterien im Vergleich mit Daten schwebstoffbürtiger Sedimente von 2000 bis 2006

4.3.1.1. Geregelt oder abgeleitete Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet

Tabelle 4-3 listet die Schadstoffe, die im Elbegebiet auf der Basis der im vorigen Kapitel und in der Annex 2 beschriebenen, geregelten oder abgeleiteten Richtwerte in ihrem Risiko eingeschätzt werden können.

Tab. 4-3: Liste der Schadstoffe mit geregelten oder abgeleiteten Richtwerten für Sedimente und Schwebstoffe mit Angaben zur Datenlage. Ein Stoff, der die geregelten oder abgeleiteten Werte in mindestens einem Jahresmittelwert übersteigt, ist grau hinterlegt, da von ihm eine potenzielle Gefährdung ausgeht.

(NMR – Nahrungsmittelrichtwert; FMR – Futtermittelrichtwert)

Schadstoff	Regelung (R) Ableitung (A)	Mehrjährige Datenreihen?
Blei	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), NMR (A) IKSE (R), HABAK (R), FMR (A)	ARGE-Elbe GKSS
Cadmium	WRRL (A), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), NMR (A) IKSE (R), HABAK (R), FMR (A)	
Quecksilber	WRRL (A), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), NMR (A), FMR (A), IKSE (R), HABAK (R)	
Nickel	WRRL (R), IKSE (R), HABAK (R)	
Kupfer	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), IKSE (R), HABAK (R)	
Zink	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), IKSE (R), HABAK (R)	
Arsen	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), IKSE (R), HABAK (R), FMR (A)	
Chrom	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), IKSE (R), HABAK (R)	
Simazin	WRRL (A)	
Atrazin	WRRL (A)	Einzeldaten
DEHP	WRRL (A)	Einzeldaten
Pentabromodiphenyläther	WRRL (A)	Einzeldaten
HCB	WRRL (A), ARGE-Elbe (R), NMR (A), FMR (A), IKSE (R), HABAK (R)	ARGE-Elbe
Pentachlorbenzol	WRRL (A), HABAK (R)	Lückenhaft ARGE-Elbe
Pentachlorphenol	WRRL (A)	Lückenhaft ARGE-Elbe
Heptachlor	FMR (A)	Keine Daten

Schadstoff	Regelung (R) Ableitung (A)	Mehrjährige Datenreihen?	
Hexachlorbutadien	WRRL (A)	Keine Daten	
HCH (alle Isomere)	WRRL (A), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R) (γ), NMR (A), FMR (A), IKSE (R), HABAK (R) (α, γ)	ARGE-Elbe (ausser d-HCH)	
DDT	ARGE-Elbe (R), OSPAR (R) (DDE) NMR (A), FMR (A), HABAK (R)	ARGE-Elbe (DDX)	
Nonylphenol	WRRL (A)	Einzeldaten	
Octylphenol	WRRL (A)	Einzeldaten	
PAKs	HABAK (R)	ARGE-ELBE	
Benzo(a)-pyren	WRRL (A), OSPAR (R), NMR (A)		
Benzo(k)fluoranthren	WRRL (A)		
Fluoranthren	WRRL (A), OSPAR (R)		
Anthracen	WRRL (A), OSPAR (R)		
Naphthalen	OSPAR (R)		
Phenanthren	OSPAR (R)		
Pyren	OSPAR (R)		
Benz(a)anthracen	OSPAR (R)		
Chrysen	OSPAR (R)		
Chloralkane	WRRL (A)		Keine Daten
TBT (Kation)	WRRL (A), OSPAR (R), IKSE (R), HABAK (R)		ARGE-Elbe
Zinnorganika	WRRL (R), HABAK (R) (DBT)	lückenhaft	
Trifluralin	WRRL (A)	Keine Daten	
PCBs	WRRL (R), ARGE-Elbe (R), OSPAR (R), NMR (A), HABAK (R)	ARGE-Elbe ¹²	
Dieldrin	OSPAR (R), NMR (A), FMR (A)	Einzelne Daten	
Endrin	NMR (A), FMR (A)	Einzelne Daten	
Chlordan	NMR (A), FMR (A)	Keine Daten	
Dioxine / Furane	NMR (A), FMR (A)	Länder	
Bromocyclen	NMR (A)	Keine Daten	
Polychlorterpene (Toxaphene)	NMR (A), FMR (A)	Keine Daten	
Endosulfon	FMR (A)	Keine Daten	

Wie aus der Tabelle 4-3 zu ersehen ist, liegen für einige der in den Regularien aufgeführten Schadstoffe keine mehrjährigen Messungen an Schwebstoffen bzw. Sedimenten vor, so dass für Simazin, Atrazin, DEHP, Pentabromodiphenyläther, Heptachlor, Hexachlorbutadien, Nonylphenol, Octylphenol, Chloralkane, Chlordan, Bromocyclen, Polychlorterpene und Endosulfon keine

¹² Gemessene PCBs: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180

fundierten Aussagen über deren relative Priorität bzgl. eines potenziellen Risiko im Elbgebiet getroffen werden können.

Schadstoffe, für die eine ausreichende Datenbasis existiert (Datenerhebung an verschiedenen Messstellen in der Elbe über eine Abfolge von Jahren), werden mit den geregelten oder abgeleiteten Richtwerten verglichen, um zu ermitteln, ob eine potenzielle Gefährdung besteht. Aufgrund der unterschiedlichen Richtwerte für die verschiedenen Bewirtschaftungsziele können verschiedene Nutzungen in einer Region in unterschiedlichem Maße gefährdet sein. Im Folgenden werden die zwischen 2000 und 2006 gemessenen Schadstoffkonzentrationen mit den jeweiligen Richtwerten der Bewirtschaftungsziele verglichen.

4.3.1.2. Potenzielle Gefährdungen der Bewirtschaftungsziele

In den nachfolgenden Abbildungen 4-6 bis 4-14 werden die Daten zu schwebstoffbürtigen Sedimenten (Box 4-2) der Jahre 2000 bis 2006 entlang des Elbverlaufs (Abb. 4-3) den im Kapitel 4.2 beschriebenen Sedimentqualitätskriterien gegenübergestellt, um einen Eindruck zu ermöglichen, in welchen Gebieten der Elbe welche Bewirtschaftungsziele potenziell gefährdet sind.

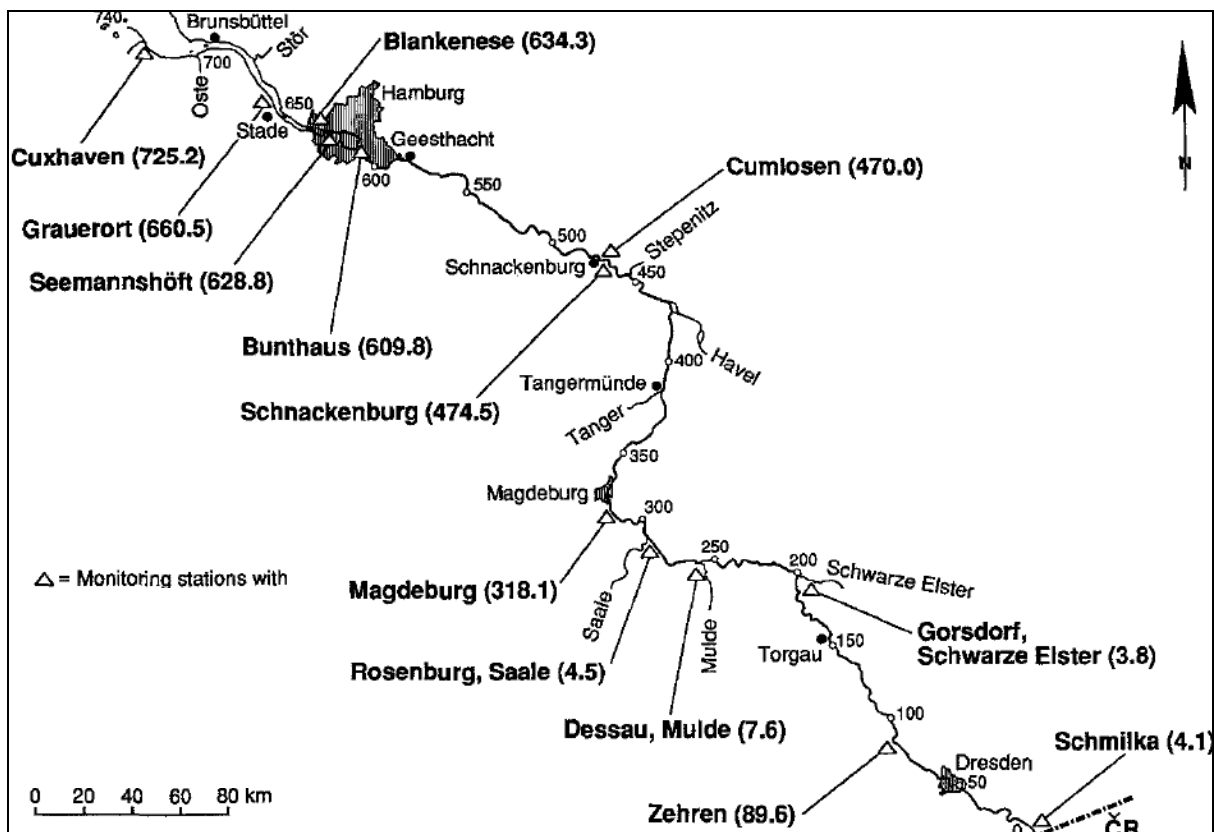


Abb. 4-3: Lage von Sedimentationsbecken der ARGE-Elbe im Elbeinzugsgebiet (aus (Stachel et al., 1995))

Die Kriterien für Metalle sind meist auf die <20 µm-Fraktion bezogen. Wenn die Kriterien auf die Gesamtfraktion anzuwenden sind (UQN abgeleiteten UQRW_{Sedimente}, abgeleitete Sedimentkonzentrationen in Bezug auf maximale Speisefischbelastung, EAC) wurden die Zielwerte verdoppelt und als solche in die Graphiken eingetragen, da sich die gemessenen Schwebstoffkontamination für Metalle ebenfalls auf die <20 µm Fraktion beziehen. Bei der Verdoppelung wurde zugrunde gelegt, dass die Schwebstoffe der Elbe durchschnittlich einen ca.

50%igen Anteil an Material < 20 µm haben, auf den sich die Schwermetall- und Arsenkonzentrationen der ARGE-Elbe beziehen (Abb. 4-4).

Prozentanteile der <20 µm-Fraktion im schwebstoffbürtigen Sediment

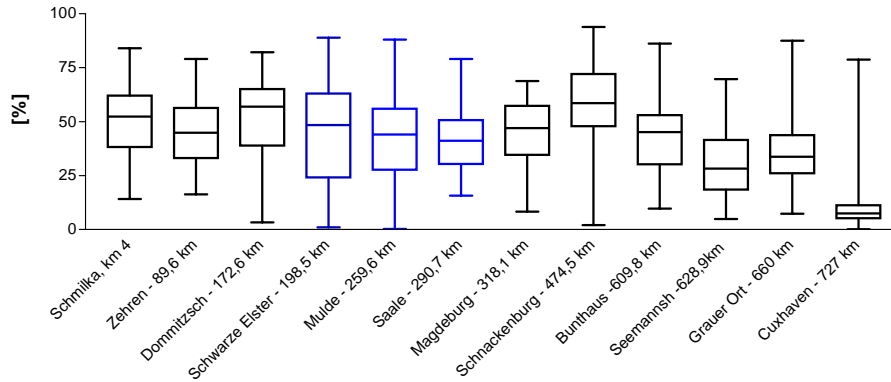


Abb. 4-4: Prozentanteile der <20 µm-Fraktion im schwebstoffbürtigen Sediment der Elbe (Datengrundlage: Daten der ARGE-Elbe von 1996 bis 2003)

BOX 4-2: Das schwebstoffbürtige Sediment der ARGE-Elbe

Zur kontinuierlichen Überwachung der Schwebstoffbelastung werden von den Ländern der ARGE-Elbe Sedimentationsbecken betrieben. Das Oberflächenwasser fließt in die aus Acrylglas bestehenden Becken und wird hier auf ca. 1 cm/s strömungsberuhigt, wodurch eine Sedimentation der Schwebstoffpartikel ermöglicht wird. Der Abscheidegrad der Feststoffe liegt bei 20 – 30%. Damit findet in den Sedimentationsbecken ein ähnliches Absetzverhalten der Schwebstoffe wie in Hafenbecken und Bühnenfeldern statt. Das sogenannte „schwebstoffbürtige Sediment“ wird als Monatsmischprobe gewonnen (ARGE-Elbe, 2000).

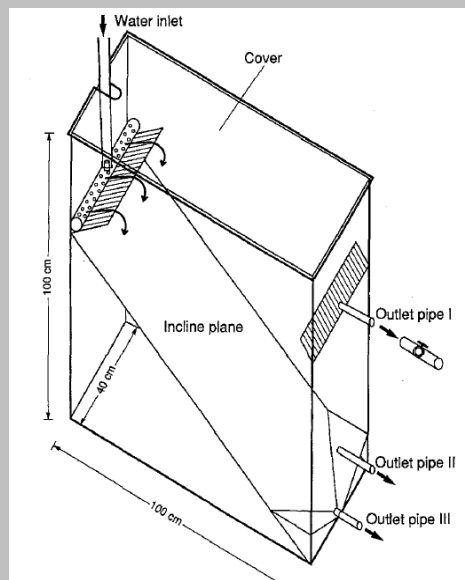


Abb. A: Sedimentationsbecken der ARGE-Elbe für die Gewinnung von frischem, schwebstoffbürtigen Sediment. Outlet pipe I: Ablauf; outlet pipe II: Ablass für überstehendes Sediment; outlet pipe III: Ablass für den sedimentierten Schwebstoff. (Graphik aus (Stachel *et al.*, 1995))

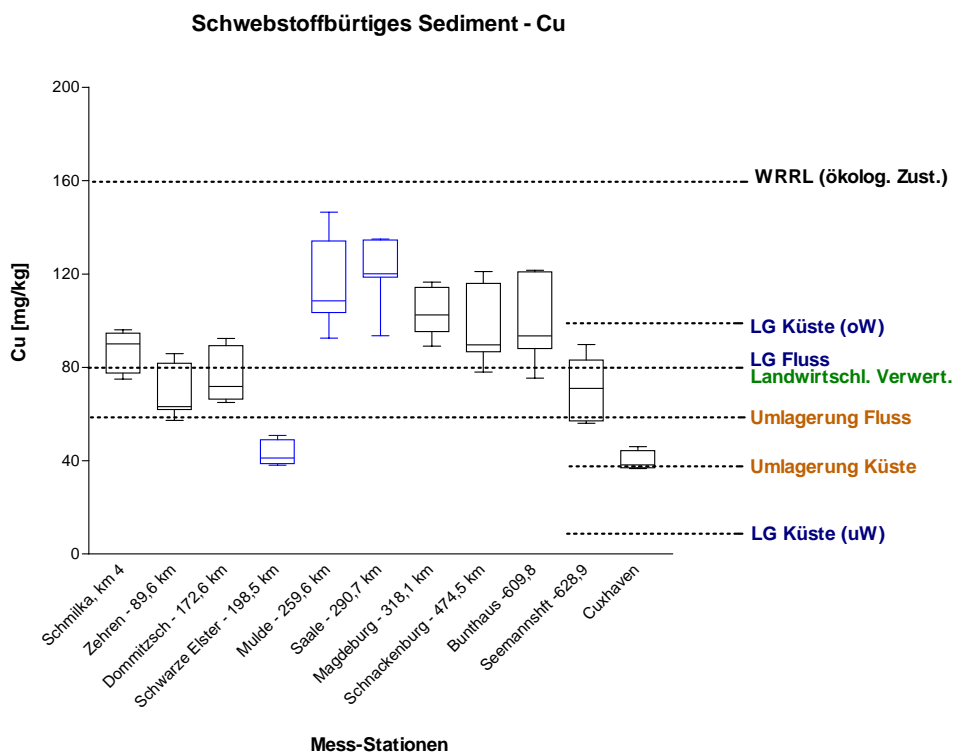
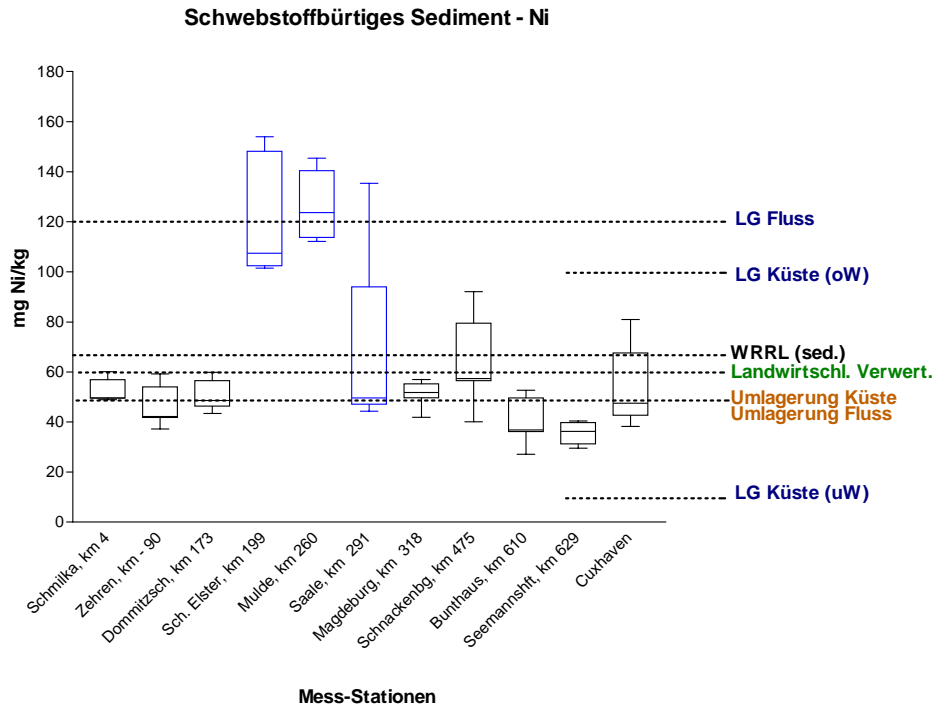
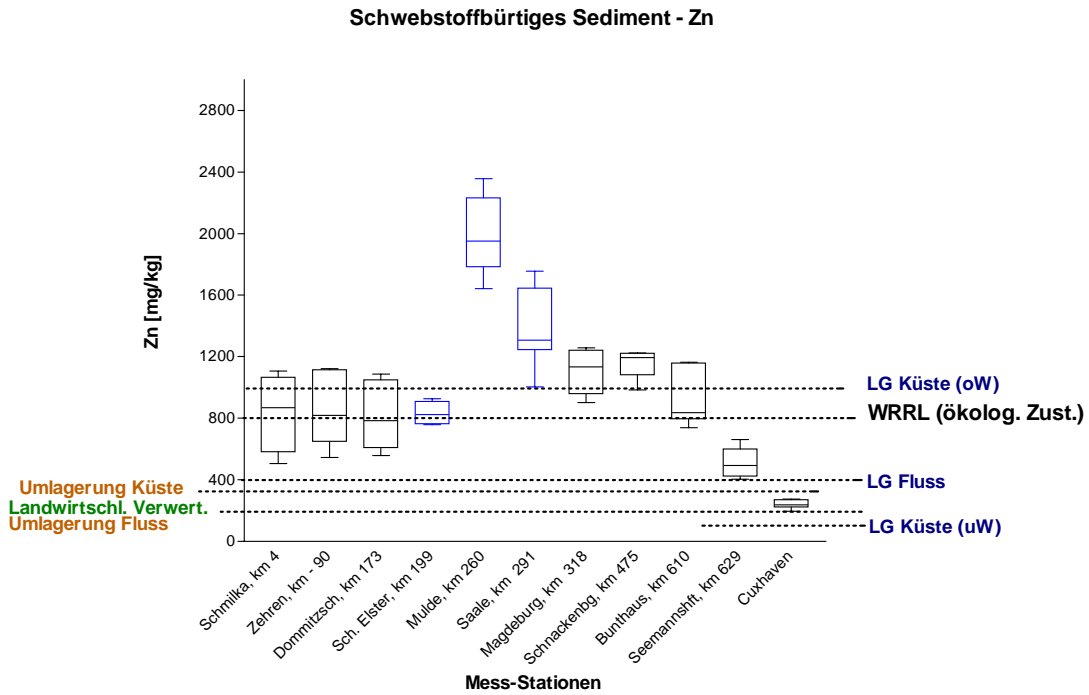


Abb. 4-6: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für Ni (oben) und Cu (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe).



WRRL (ökolog. Zust.)
640 mg/kg

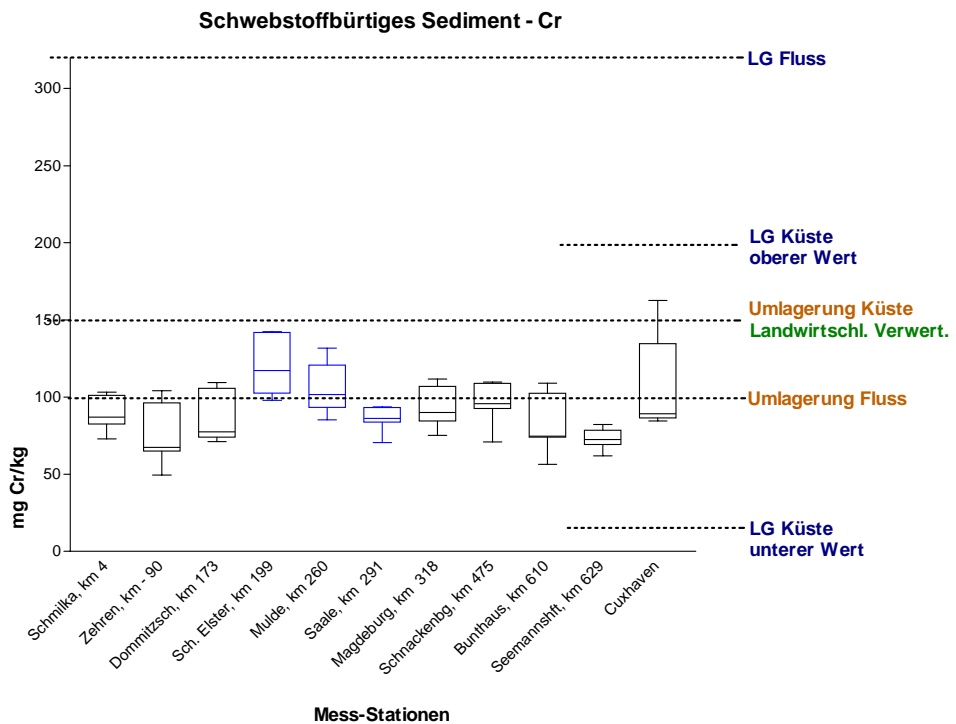


Abb. 4-7: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für Zn (oben) und Cr (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe).

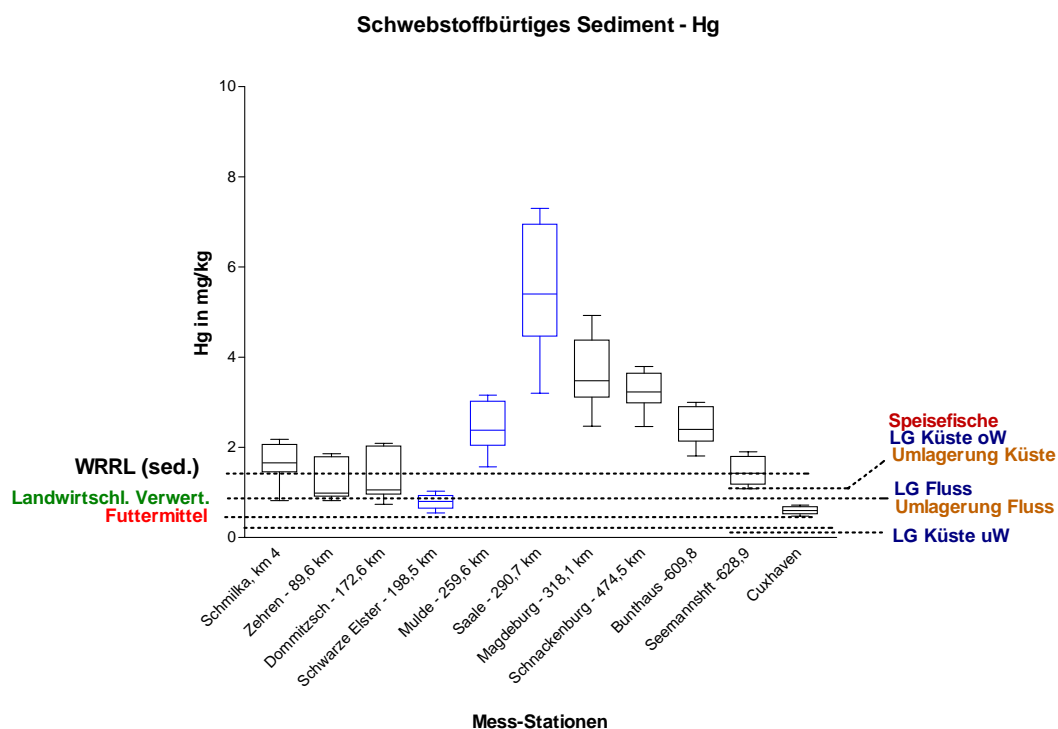
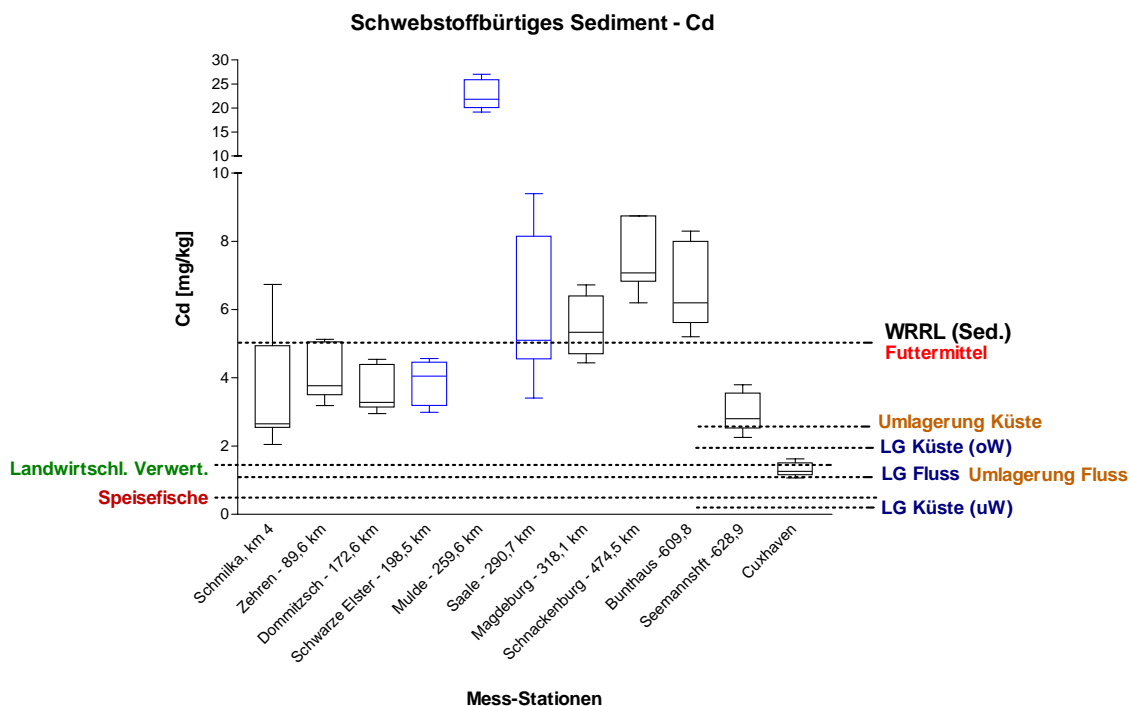


Abb. 4-8: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für Cd (oben) und Hg (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe).

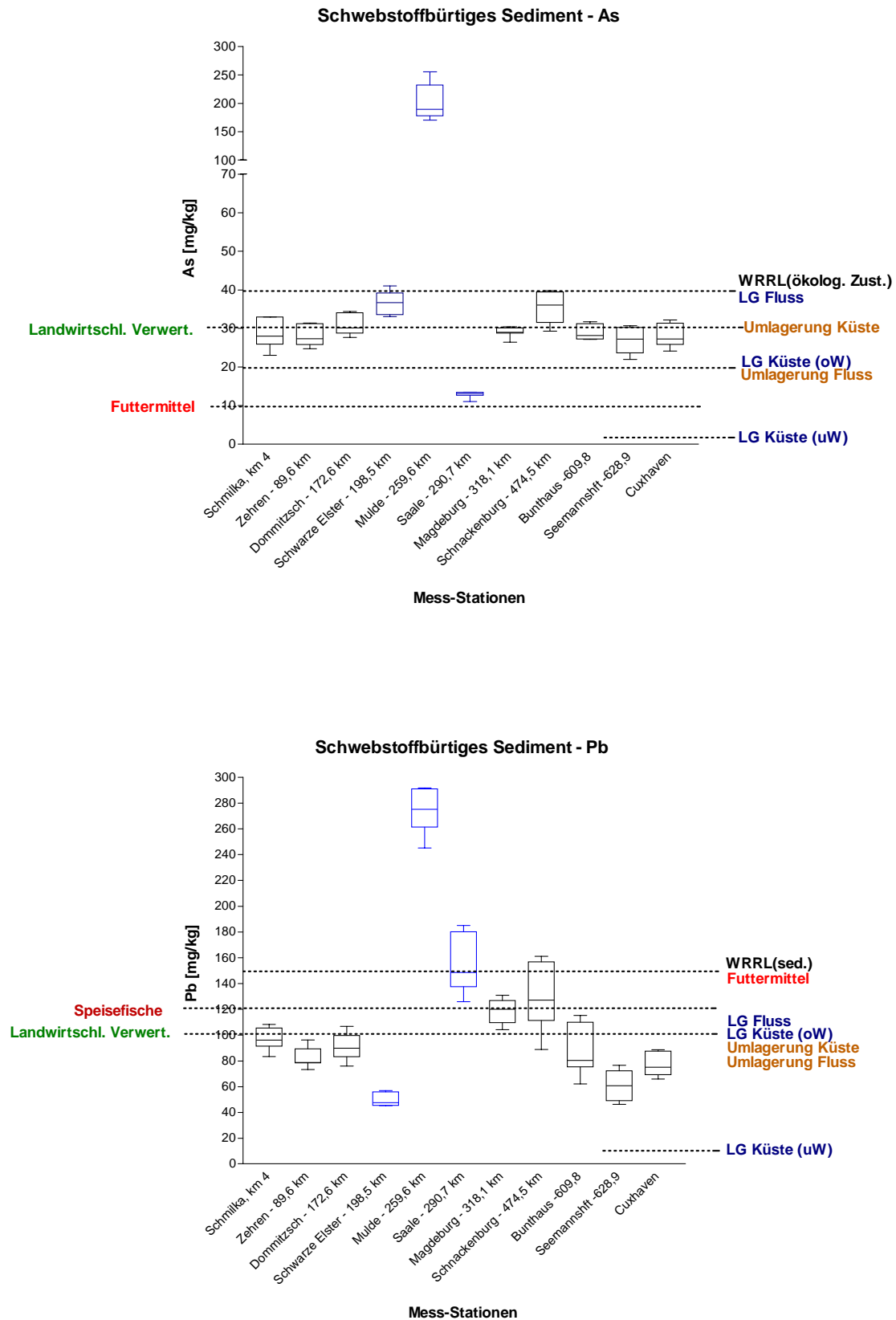


Abb. 4-9: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für As (oben) und Pb (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe).

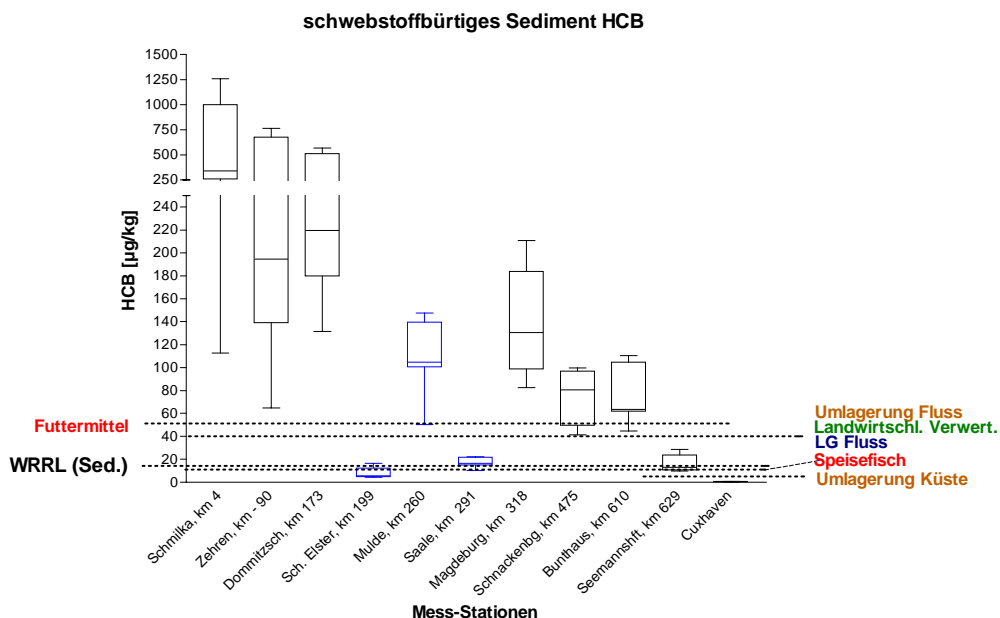
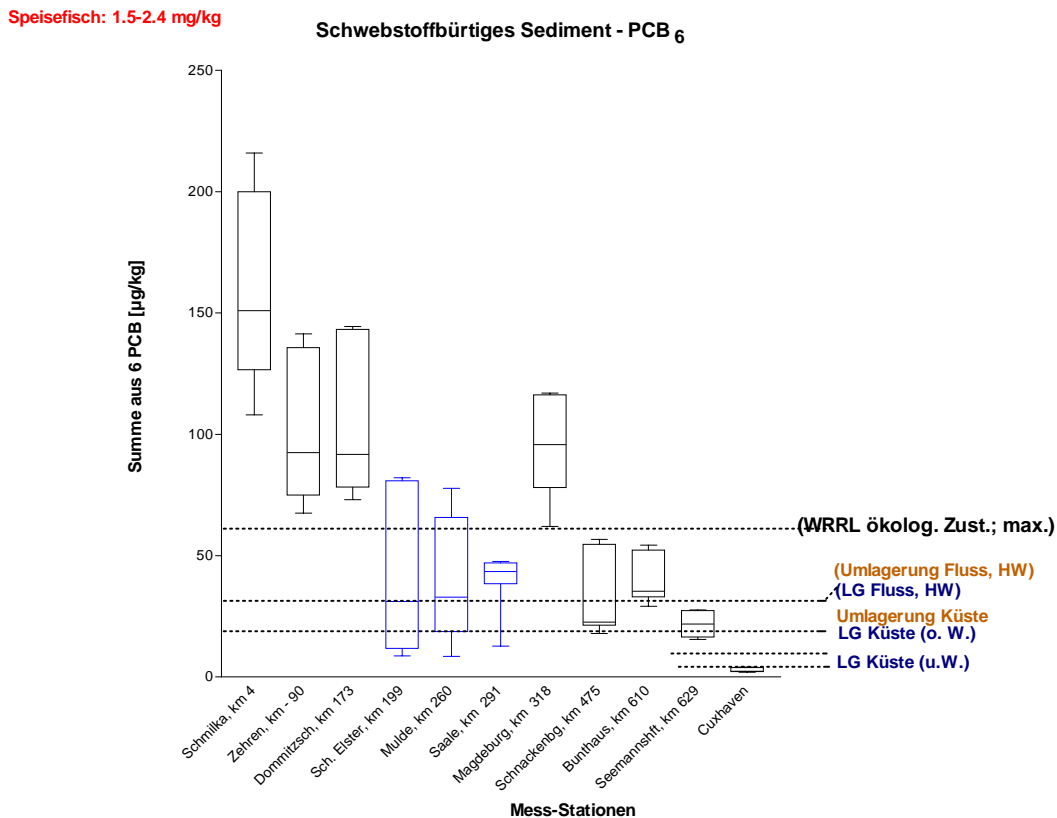


Abb. 4-10: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für PCB (oben) und HCB (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe). Oben links gelistet sind Richtwerte für PCBs, die außerhalb der Skala liegen.

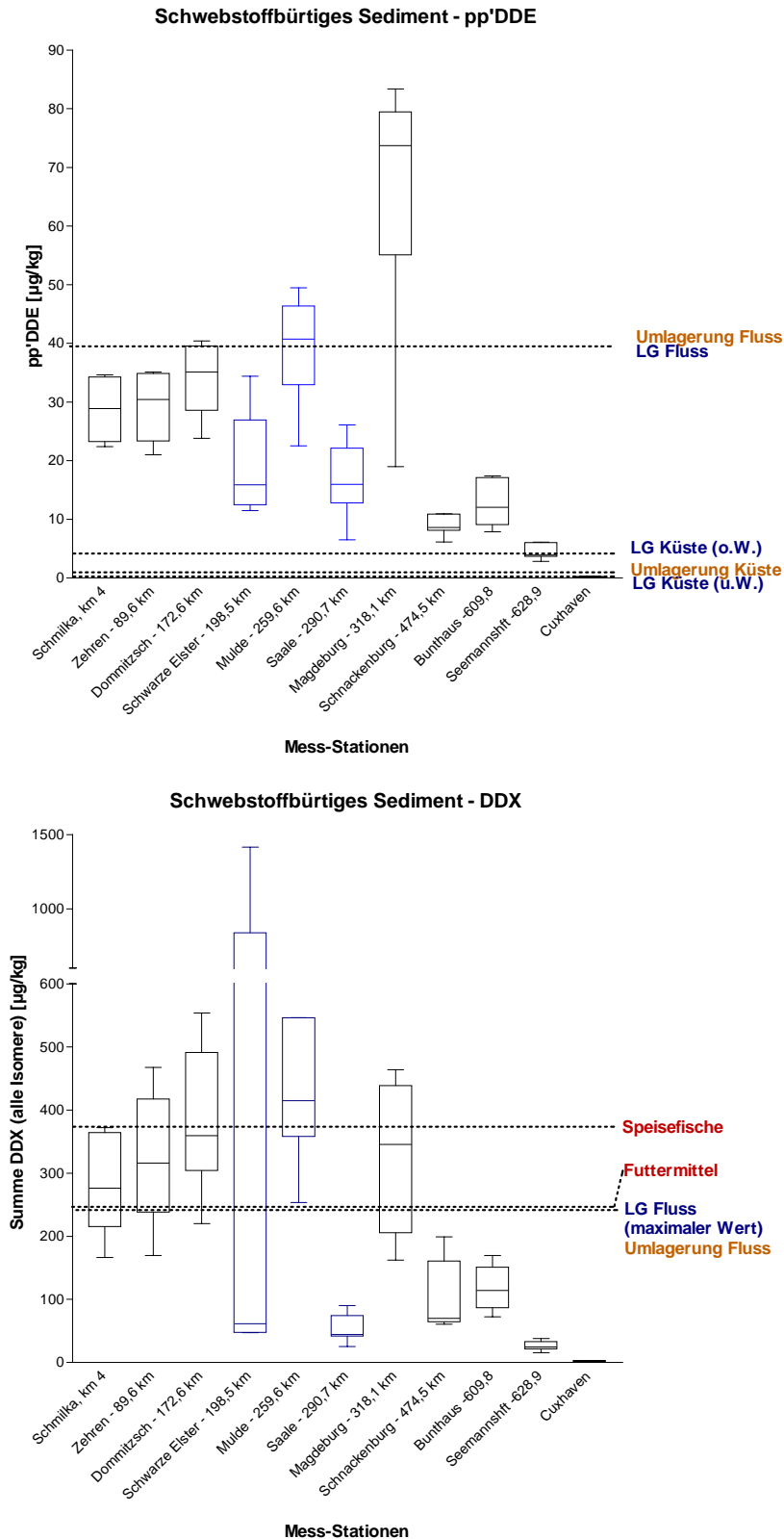


Abb. 4-11: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für pp'DDE (oben) und Summe DDX (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe). Oben links gelistet sind Richtwerte, die außerhalb der Skala liegen.

WRRL (Sed.)
2,5 mg/kg

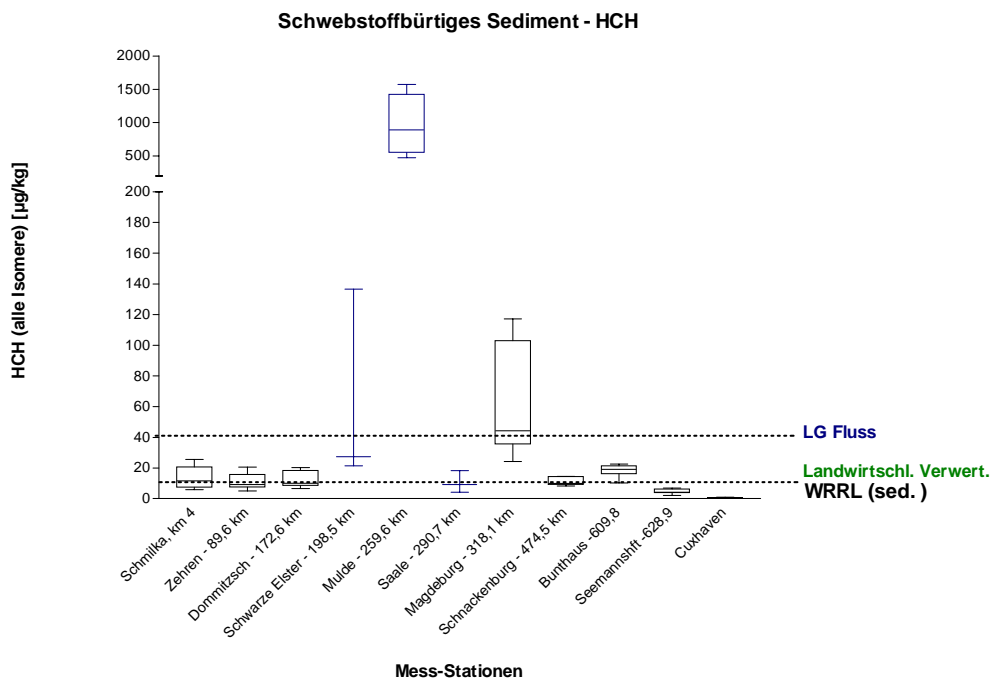
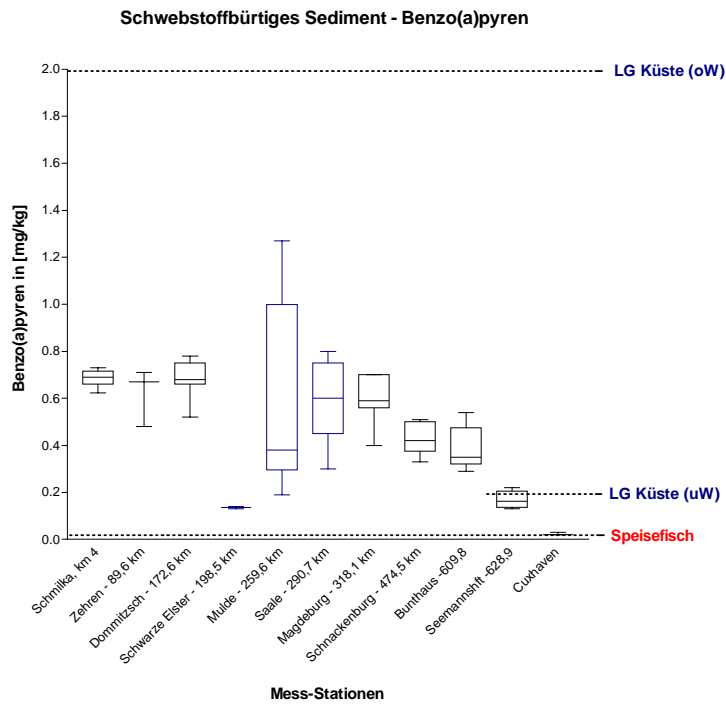


Abb. 4-12: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für Benzo(a)pyren, stellvertretend für PAKs, und die Summe der HCH-Isomere zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbütiger Sedimente zwischen 1996 und 2004 (Daten IKSE/ARGE-Elbe). Oben links gelistet sind Richtwerte, die außerhalb der Skala liegen.

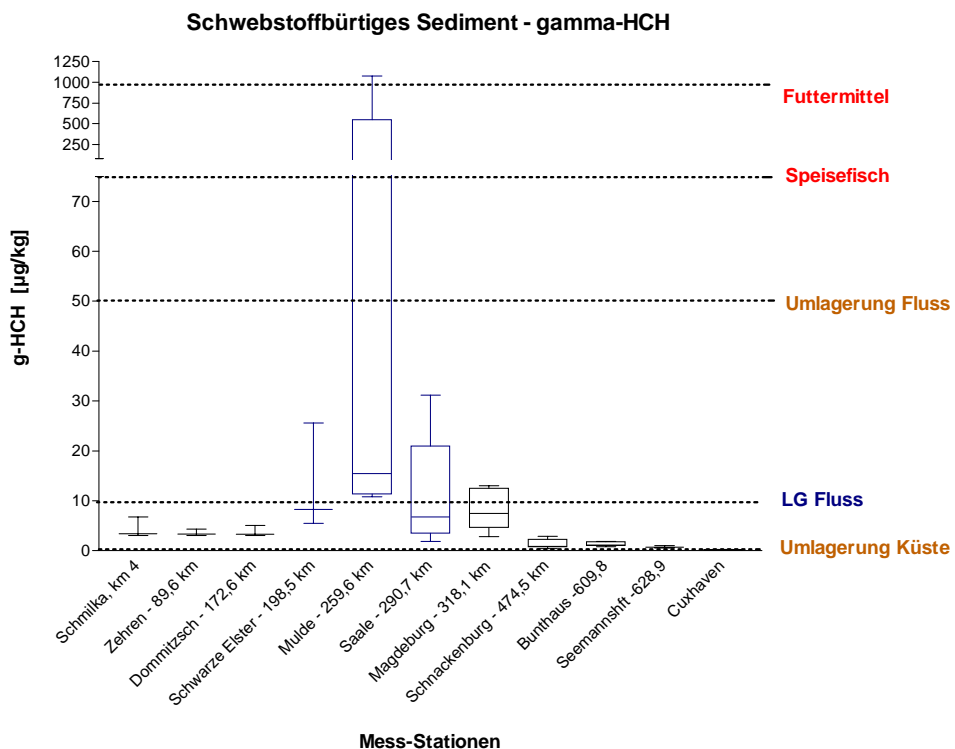
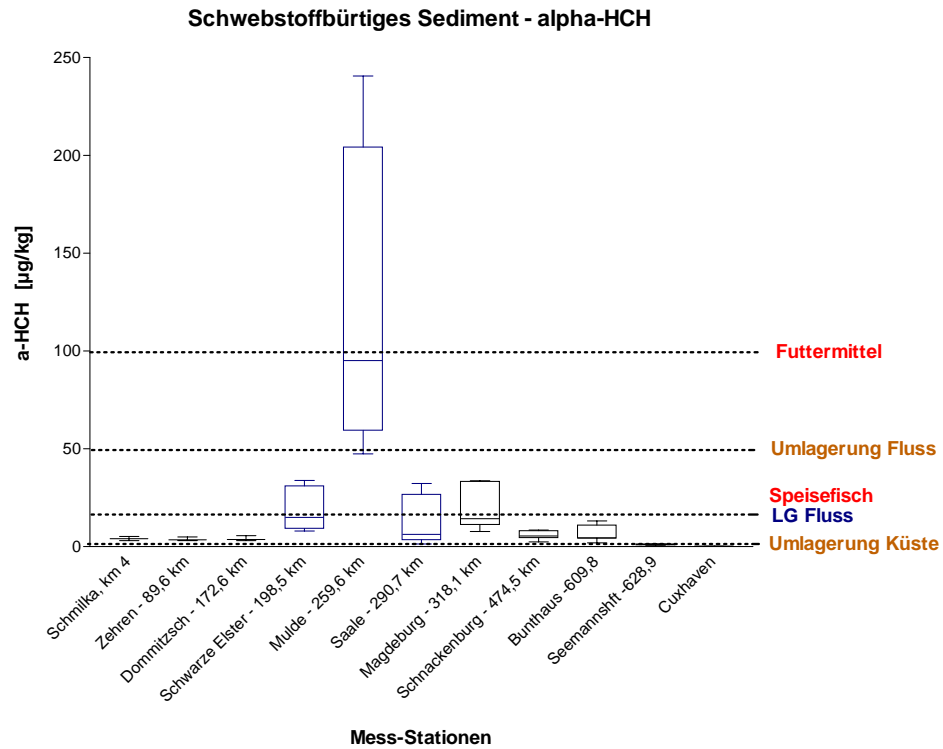


Abb. 4-13: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für α -HCH (oben) und γ -HCH (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe).

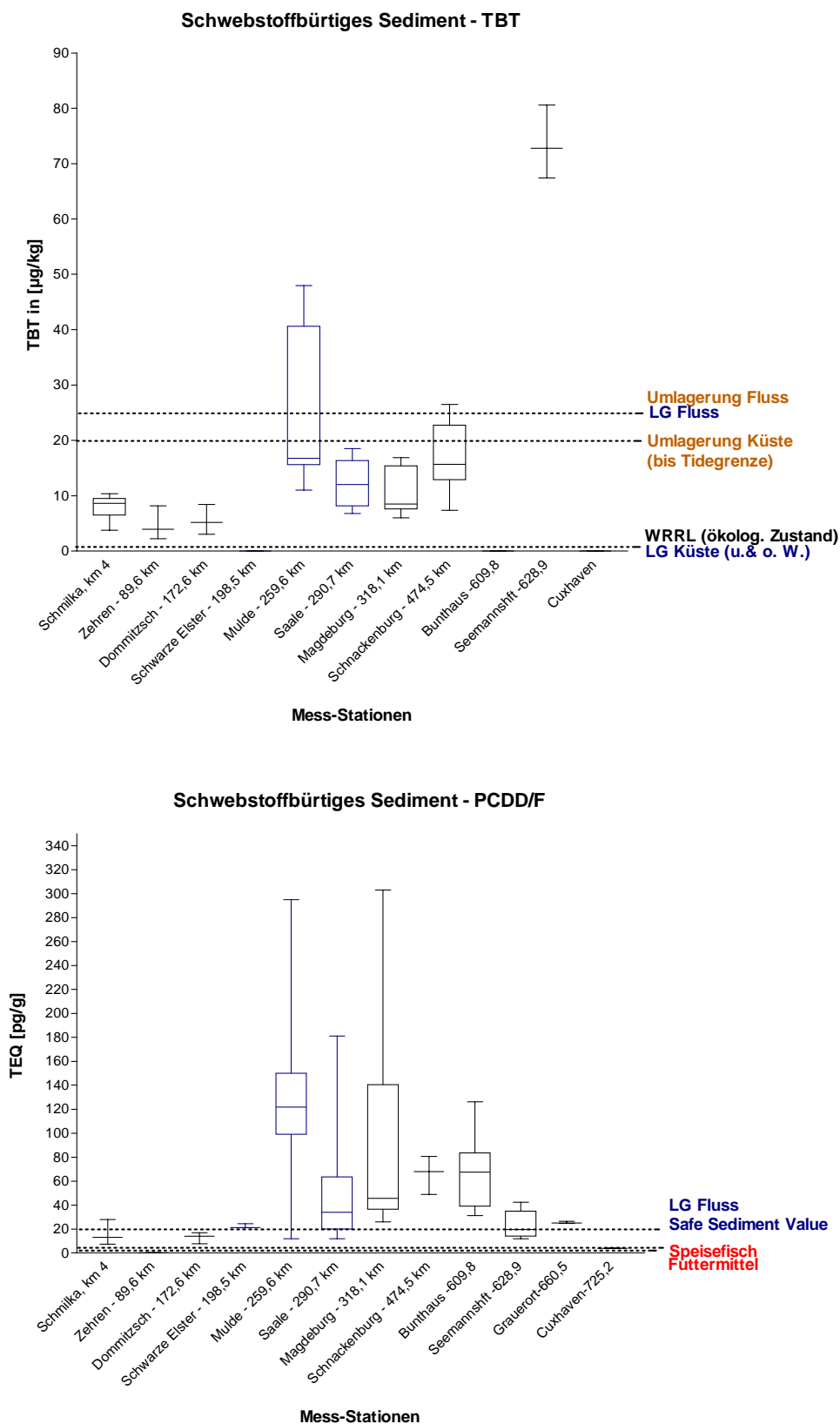


Abb. 4-14: Vergleich der partikelgebundenen Richtwerte für TBT (oben) und Dioxine (unten) zur Erreichung verschiedener Bewirtschaftungsziele im Elbegebiet im Vergleich zur Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 (Daten IKSE/ARGE-Elbe für TBT, Dioxindaten der Länder).

Die Darstellung der komplexen Informationen verschiedener Schwebstoffbelastungen über den Elbverlauf, Variabilität der Kontamination über 7 Jahre, sowie dem Vergleich der Schadstoffmessungen mit den unterschiedlichen Sedimentrichtwerten der Bewirtschaftungsziele lässt folgende Sachverhalte deutlich werden:

- Die unteren Richtwerte der EAC (LG Küste, unterer Wert) sind für Systeme im Einflussbereich der Elbe zu streng angesetzt. Sie liegen für Schwermetalle und Arsen unterhalb der Hintergrundkonzentrationen für das Einzugsgebiet (siehe Kapitel 4.2.5) und werden auch bei den organischen Schadstoffen nur von PCBs und Benzo(a)pyren in Cuxhaven unterschritten. DelValls et al (2004) zeigten, dass andere, ökotoxikologisch abgeleiteten PEL und ERL-Werte deutlich über dem unteren EAC-Wert liegen (siehe auch Abbildung 4-2), so dass im Folgenden nur noch der ökotoxikologisch begründete obere EAC-Wert herangezogen wird.

- Die unterschiedlich stark belasteten schwebstoffbürtigen Sedimente lassen Belastungsschwerpunkte erkennen, von denen die folgenden stark ausgeprägt sind:

Nickel	Schwarze Elster, Mulde (Saale)
Kupfer	Mulde, Saale
Zink	Mulde (Saale)
Cadmium	Mulde (Saale)
Quecksilber	Saale
Arsen	Mulde
Blei	Mulde (Saale)
PCB	Schmilka (Tschechische Republik)
HCB	Schmilka (Tschechische Republik) (Mulde)
HCH	Mulde
TBT	Mulde, Seemannshöft
Dioxine	Mulde (Saale)

- In Bereichen, in denen die Sedimentrichtwerte für die Speisefischbelastung von den Schadstoffmessungen deutlich überschritten werden, müssten Fische erhöhte Belastungen zeigen, wenn die abgeleiteten Richtwerte realistisch sind. Die Ergebnisse einer Validierung der Richtwerte mit Informationen, die über belastete Fische in diesen Gebieten vorliegen, sind in Box 4-3 zusammengefasst, eine detaillierte Darstellung findet sich in Anlage 4 „Die Belastung von Speisefischen im Elbeinzugsgebiet“. Demnach sind die abgeleiteten Sedimentrichtwerte für Blei und Cadmium nicht geeignet, um eine potentielle Gesundheitsgefährdung anzuzeigen, da es nicht zu einer erhöhten Konzentration im Muskelfleisch kommt. Zudem liegt der Cadmium-Richtwert deutlich unter den Hintergrundkonzentrationen (Siehe Kapitel 4.2.5).

- Die relativen Höhen der Sedimentrichtwerte für die Bewirtschaftungsziele sind für jeden Schadstoff unterschiedlich. Wie bereits aus der Tabelle 4.2 ersichtlich und hier graphisch dargestellt, gibt es außer dem unteren EAC-Wert kein Bewirtschaftungsziel, das immer besonders niedrige oder besonders hohe Richtwerte hätte, da die Ziele unterschiedlich sensitiv durch die Schadstoffe beeinflusst werden, z.B. die menschliche Gesundheit („Speisefisch“; „landwirtschaftl. Verwertung“) durch bioakkumulierbare Substanzen und die Umlagerung Küste aufgrund des Bezugs auf Hintergrundkonzentrationen durch organische Schadstoffe. Dadurch wird die Beurteilung der Risiken für Bewirtschaftungsziele und die Priorisierung von Schadstoffen so komplex, dass ein transparentes Auswertungskonzept benötigt wird.

Box 4-3: Plausibilitätsbetrachtung der Sedimentrichtwerte, die eine Überschreitung maximaler Speisefischkonzentration anzeigen sollen

Die Ergebnisse von Risikoberechnungen auf der Basis von Bioakkumulations- und Biomagnifikationsprozessen liegen teilweise deutlich unter bekannten Wirkschwellen, da sich diese, selbst wenn chronische Effekte berücksichtigt werden, auf eine Trophieebene beschränken. Auch bei der vorliegenden Analyse ergeben sich für Dioxine, HCB und Cadmium sehr niedrige Schwellenwerte, die ein potenzielles Risiko anzeigen sollen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass bei der Ableitung der Richtwerte Annahmen getroffen wurden, die eine Untersuchung der Plausibilität der Daten notwendig werden lassen:

- 1) Als Zielfisch wurde der Aal ausgewählt, da er zu den lipidreichsten Speisefischen in Deutschland zählt und im direkten Kontakt mit dem Sediment lebt. Weiterhin ernährt er sich sowohl von Invertebraten als auch von anderen Fischen, so dass eine weitere Trophieebene in die Modellierung eingeht. Bei der Bewirtschaftung ist zu berücksichtigen, dass bei den meisten anderen Fischen daher eine deutliche geringere Aufnahme zu erwarten ist.
- 2) es wurde davon ausgegangen, dass sich die Aale zu 100 % in dem entsprechenden Habitat aufhalten. Aale sind jedoch Wanderfische, und entsprechend ist im fließenden Gewässer mit einer deutlich geringeren Anreicherung zu rechnen.
- 3) Das Nahrungsspektrum der Aale wurde im Modell vereinfacht und zu gleichen Teilen auf Chironomiden (Eddy *et al.*, 1989) als Vertreter der Invertebraten und auf Zander (Dörner & Benndorf, 2003) als Vertreter der Fische reduziert. Das Nahrungsspektrum ändert sich jedoch altersabhängig, und es werden auch nur junge Zander von Aalen gefressen. Da der Anteil der Fische im Beutespektrum aber auch biomassemäßig deutlich über 50 % liegen kann, erschien diese Einschätzung als vertretbar.

Um die in den Abbildungen 4-6 bis 4-14 implizierten Aussagen zum Risiko durch Fischverzehr kritisch zu hinterfragen, wurde verglichen, inwieweit die Regionen, in denen die abgeleiteten Sedimentrichtwerte überschritten wurden, mit erhöhten Schadstoffgehalten in Fischen übereinstimmen. Hierzu wurden Ergebnisse der ARGE-Elbe herangezogen, die während umfangreicher Untersuchungen im Hauptstrom 1997 und 1999 (ARGE-Elbe, 2000) und in den Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde und Saale (ARGE-Elbe, 1998) gewonnen worden waren. Eine detaillierte Darstellung dieses Vergleichs findet sich in der Anlage 6. .

Der Vergleich führte bei allen Speisefisch-relevanten Schadstoffen mit Ausnahme von Cadmium und Blei zu einem plausiblen Ergebnis. Im Falle dieser beiden Schwermetalle treten auch bei hohen Sedimentkonzentrationen nicht zwangsläufig hohe Schadstoffgehalte in Fischen auf. Neben möglichen Entgiftungsmechanismen scheint sich die Anreicherung dieser Schwermetalle auf die exponierten Gewebe (Kiemen und Gastro-Intestinaltrakt) zu beschränken (Andres *et al.*, 2000), während sich die gesetzlich geregelten Schadstoffgehalte auf das Muskelfleisch der Fische beziehen. Damit verlieren diese Richtwerte an Bedeutung, da die zum Verzehr bestimmte Muskulatur nicht betroffen ist und damit von diesem Wert kein Risiko für die menschliche Gesundheit abzuleiten ist. Die Richtwerte für Speisefisch-relevante Sedimentkonzentrationen an Blei und Cadmium werden damit in dieser Studie nicht weiter berücksichtigt.

Es wurde daher eine formale Aus- und Bewertung durchgeführt, um Informationen zu folgenden Aspekten kompakt und vereinfacht zusammenzufassen:

- 1) zur Bedeutung einzelner Schadstoffe für die Gefährdung der Bewirtschaftungsziele,
- 2) zur regionalen Gefährdung der Bewirtschaftungsziele
- 3) zur Sicherheit, mit der von einer Gefährdung gesprochen werden kann.

Die extrahierte Information wird in Form von Indikatoren dargestellt. Indikatoren haben die Funktion, komplexe Zusammenhänge zusammenzufassen und in vereinfachter Form abzubilden. Dabei geht ein Teil der Information in der Regel verloren. Ein Ansatz zur Bewertung muss darauf abzielen, möglichst wenig Informationsverlust mit einer guten Überschaubarkeit des Ergebnisses zu verbinden.

Der dazu verfolgte Ansatz ist in Anlage 3 (Bewertungskonzept zur Priorisierung von Schadstoffen und der Einschätzung der Bedrohung von Nutzungen im Elbeinzugsgebiet) detailliert dargestellt und wird hier im Überblick mit den wichtigsten Ergebnissen wiedergegeben.

Die Bedeutung einzelner Schadstoffe für die Gefährdung der Bewirtschaftungsziele

Hier stellt sich zunächst die Frage nach der Relevanz der Bewirtschaftungsziele im EEG. Sie ist in Kapitel 4.1 kurz beschrieben worden und wird in Tabelle 4.4 zusammengefasst. Dabei drückt die Ziffer 1 eine Relevanz für die jeweilige Region aus und die Ziffer 0 weist darauf hin, dass das Bewirtschaftungsziel in der Region nicht von Bedeutung ist.

Tab. 4-4: Relevanz der Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Nutzungen gesamtgesellschaftlichen Interesses an den untersuchten Probennahmestandorten (1 – relevant; 0 – irrelevant).

	ZV der WRRL	Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft	Schutz der marinen Lebensgemeinschaft	Umlagerung Küste	Umlagerung Fluss	Schutz der Bodenfunktionen (landwirtschaftliche Verwertung)	menschliche Gesundheit (Speisefisch)	menschliche Gesundheit (Futtermittel)
Schmilka	1	1	0	0	1	0	1	0
Zehren	1	1	0	0	1	0	1	0
Domnitzsch	1	1	0	0	1	1	1	1
Schwarze Elster	1	1	0	0	1	0	1	0
Mulde	1	1	0	0	1	1	1	1
Saale	1	1	0	0	1	1	1	1
Magdeburg	1	1	0	0	1	1	1	1
Schnackenburg	1	1	0	0	1	1	1	1
Bunthaus	1	1	0	0	1	0	1	0
Seemannshft	1	1	1	1	1	0	1	0
Cuxhaven	1	1	1	1	1	0	1	0

Die Kriterien der Umlagerung als kostengünstige Sedimentmanagementmaßnahme sowie der Schutz der marinen Lebensgemeinschaft erlangen erst in der unteren Elbe Bedeutung. Der Schutz der Bodenfunktion sowie die Gefährdung menschlicher Gesundheit durch Verunreinigung von Futtermitteln sind nur dort von Relevanz, wo aktive Auenbereich existieren, die überflutet werden können. Sie treten hauptsächlich im Bereich der Mittelelbe, sowie an Mulde und Saale auf.

Der Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft, die Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, die Kriterien für die Sedimentumlagerung im Fluss, sowie die Gefährdung durch Speisefischbelastung (Angeln bzw. Fischen) sind im gesamten Elberaum von Bedeutung.

Inwiefern die Schadstoffe diese Bewirtschaftungsziele gefährden, wird nach der Häufigkeit ihrer Überschreitung bewertet. Wenn in den Jahren von 2000 bis 2006 weniger als 25 % aller gemessenen Konzentrationen eines Stoffes unter dem Sedimentrichtwert liegen, wurde davon ausgegangen, dass dieser Stoffe nur wenig zur Gefährdung beiträgt. Wenn der Richtwert in 25 bis 75 % aller Messungen überschritten wurde, hat der betreffende Stoff das Potenzial, das Bewirtschaftungsziel in Frage zu stellen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist dies der Fall, wenn die Richtwerte fast immer überschritten wurden (mehr als 75%).

Aus dem Produkt der Relevanz eines Bewirtschaftungsziels an einem Ort und der Häufigkeit der Überschreitung der Richtwerte ergibt sich die Bedeutung des Schadstoffs für dieses spezielle Ziel. Da in der Regel mehrere Ziele an einem Ort erreicht werden sollen, ergibt sich die Bedeutung des Schadstoffes für die Zielerhaltung an einem bestimmten Ort aus dem Beitrag, den er zur Gefährdung aller Bewirtschaftungsziele beiträgt. Dieser Beitrag wird hier als Gefährdungsquotient (*Gefährdungs-Quotient*, „GQ_{X, Ort Y}“) des Schadstoffes X am Ort Y bezeichnet. Ein GQ von 1 würde bedeuten, dass dieser Schadstoff zur Gefährdung aller relevanten Nutzungen in diesem Gebiet beiträgt. Eine Reduzierung dieses Schadstoffes unter die Sedimentrichtwerte würde entsprechend das Risiko für alle Ziele und Nutzungen verringern.

In Tabelle 4-5 sind die ermittelten Gefährdungsquotienten dargestellt.

Tab. 4-5: Anteile der Schadstoffe an der Gefährdung der Bewirtschaftungsziele an einzelnen Stationen und über den Elbverlauf (Gefährdungsquotiente : GQ)

	As	Pb	Cd	Hg	Zn	Cu	Ni	Cr	PCB	HCB	DDE	DDX	HCH	a-HCH	g-HCH	TBT	Dioxine	Benzo(a)-pyren
Schmilka	0,50	0,25	0,25	1,00	0,63	0,38	0,25	0,13	0,75	1,00	0,00	0,25	0,13	0,00	0,00	0,25	0,38	0,25
Zehren	0,00	0,00	0,50	0,67	0,50	0,17	0,00	0,00	0,50	1,00	0,00	0,33	0,17	0,00	0,00	0,33	0,00	0,33
Dommitzsch	0,10	0,00	0,40	0,70	0,50	0,20	0,00	0,00	0,30	1,00	0,10	0,50	0,20	0,00	0,00	0,20	0,40	0,20
Schwarze Elster	0,00	0,00	0,33	0,17	0,50	0,00	0,50	0,00	0,17	0,33	0,00	0,33	0,50	0,33	0,17		0,50	0,33
Mulde	0,60	0,80	0,80	1,00	0,60	0,40	0,50	0,00	0,10	1,00	0,10	0,50	0,60	0,50	0,40	0,30	0,60	0,20
Saale	0,00	0,60	0,60	1,00	0,60	0,40	0,20	0,00	0,20	0,40	0,00	0,00	0,20	0,20	0,10	0,20	0,60	0,20
Magdeburg	0,10	0,40	0,60	1,00	0,60	0,40	0,00	0,00	0,20	1,00	0,20	0,30	0,50	0,20	0,10	0,20	0,60	0,20
Schnackenburg	0,40	0,50	0,80	1,00	0,60	0,40	0,20	0,00	0,10	0,90	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,20	0,60	0,20
Bunthaus	0,00	0,17	0,67	1,00	0,67	0,33	0,00	0,00	0,67	1,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,67	0,33
Seemannshift	0,42	0,00	0,75	0,92	0,50	0,33	0,00	0,00	0,17	0,33	0,25	0,00	0,17	0,17	0,17	0,67	0,25	0,17
Cuxhaven	0,42	0,00	0,17	0,00	0,00	0,08	0,25	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00			0,17
Summe	2,53	2,72	5,87	8,45	5,69	3,09	1,90	0,21	3,15	7,97	0,65	2,22	2,99	1,40	0,93	2,35	4,59	2,58

Mit der Aufsummierung der Gefährdungsquotienten über den Elbverlauf erhält man die relative Bedeutung der betrachteten Schadstoffe bei der Gefährdung aller Bewirtschaftungsziele im betrachteten Elbeeinzugsgebiet (Abb. 4-15).

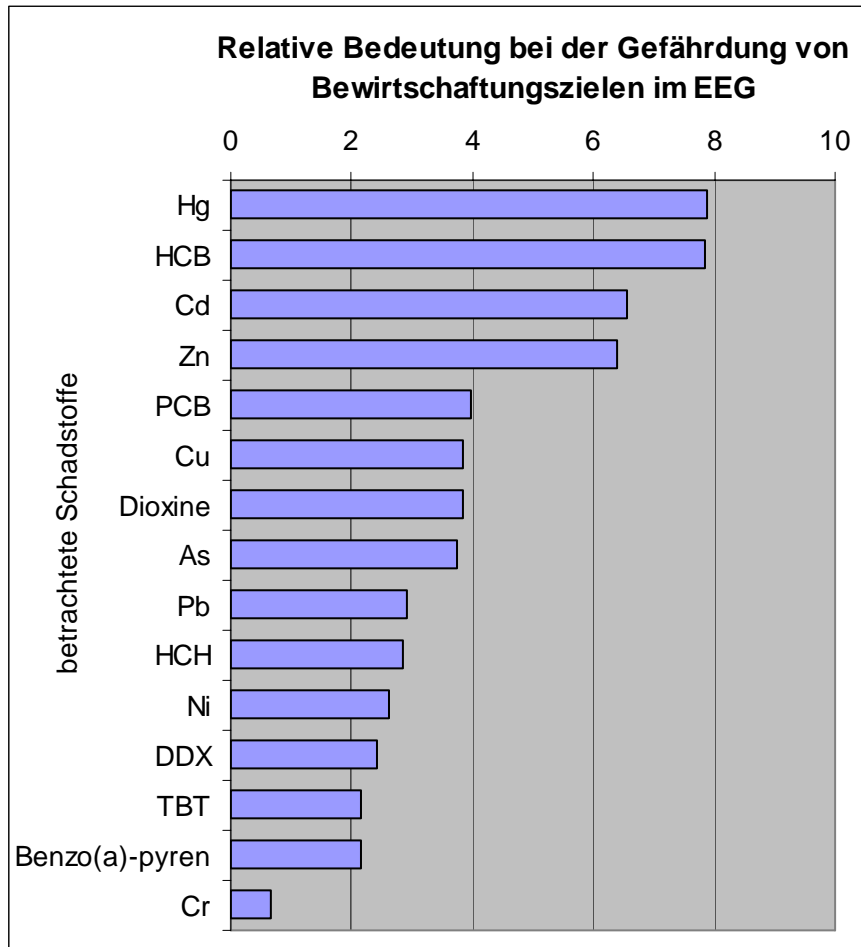


Abb. 4-15: Relative Bedeutung der betrachteten Schadstoffe bei der Gefährdung der hier betrachteten Bewirtschaftungsziele

Die mit Abstand höchste Bedeutung für die Gefährdung der hier betrachteten Bewirtschaftungsziele in der Elbe haben Quecksilber, HCB, Cadmium und Zink. Neben der Häufigkeit der Überschreitung hat auch einen Einfluss auf das Ergebnis, wie oft eine Substanz in Regelungen genannt wird. Aus diesem Grund ist Quecksilber sehr viel höher angesiedelt als Dioxin, obwohl beide Schadstoffe zwischen der Mulde und Seemannshöft die Zielvorgaben verstärkt überschreiten. Quecksilber wird jedoch durch 9 Kriterien direkt oder abgeleitet reguliert, während Dioxine ausschließlich in 4 Regularien erscheinen und für Sedimente nur abgeleitete Werte bestehen. Die historisch und analytisch bedingte, ausgeprägte Bewertung für Schwermetalle und die viel weniger verbreitete Bezugnahme auf organische Schadstoffe entspricht nicht notwendigerweise ihrer Umweltwirkung, wie im Falle des Dioxins gesondert dargestellt werden wird (siehe Sonderkapitel).

Eine weitere benötigte Information ist, mit welcher Wahrscheinlichkeit oder Sicherheit die einzelnen Bewirtschaftungsziele im Elbverlauf beeinträchtigt werden. Die hier getroffene Einschätzung basiert auf folgender Klassifikation:

Stufe 0: Nutzung ist zwar relevant, aber eine Gefährdung wird nicht erwartet. Keine der geregelten Schadstoffe übersteigt die entsprechenden Qualitätsrichtwerte.

Stufe 1: Es besteht eine geringe potenzielle Gefährdung der Nutzung/Ziele in der Region: Die Qualitätsrichtwerte werden bei mindestens zwei Schadstoffen gelegentlich überstiegen, jedoch nie in allen Jahren (25 bis 75 % aller Jahresmittelwerte).

Stufe 2: Es besteht ein Verdacht auf potenzielle Gefährdung, wenn mindestens ein Schadstoff die Qualitätsrichtwerte beständig übersteigt (in mehr als 75% aller betrachteten Jahresmittelwerte).

Stufe 3: Die Bewirtschaftungsziele an diesem Ort können nicht gewährleistet werden. 2 oder mehr Schadstoffe liegen in mehr als 75% der betrachteten Jahresmittelwerte über den Sedimentrichtwerten.

Tab. 4-6: Gefährdung der Bewirtschaftungsziele (BZ) an den betrachteten Mess-Stellen. Einteilung in Stufen siehe Text (leere Felder: keine Relevanz für das jeweilige BZ)

	WRRL	LG Fluss	LG Küste (oW)	Umlagerung Küste	Umlagerung Fluss	landwirt. Verwertung	Speisefisch	Futtermittel
Schmilka	3	3			3		3	
Zehren	3	3			3		3	
Dommitzsch	3	3			3	3	3	3
Schwarze Elster	3	3			3		3	
Mulde	3	3			3	3	3	3
Saale	3	3			3	3	3	3
Magdeburg	3	3			3	3	3	3
Schnackenburg	3	3			3	3	3	3
Bunthaus	3	3			3		3	
Seemannshft	2	3	3	3	3		3	
Cuxhaven	0	0	2	1	2		2	

Entlang der Elbe kann aufgrund der Sedimentkontaminationen keine der hier betrachteten Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden (Tabelle 4-6). Bei jedem Ziel und jeder betrachteten Region gibt es mindestens 2 Schadstoffe, deren Konzentrationen in den betrachteten Jahresmitteln immer oberhalb der Sedimentrichtwerte liegen. Die Situation bessert sich erst in Richtung Nordsee, da in die Elbe eintransportiertes Material ab Seemannshöft zu einer Verdünnung der Kontaminationen führt. Damit besteht im gesamten Elbeabschnitt eine potenzielle Gefährdung. Durch welche Schadstoffe diese Gefährdung hervorgerufen wird und um welches Maß die Belastungen verringert werden müssen, ist Gegenstand des folgenden Kapitels.

4.3.1.3. Überschreitungshöhen und Frachtreduktionen

Während unter 4.3.1.2 dargelegt wurde, welche Bewirtschaftungsziele wo und durch welche Schadstoffe potenziell gefährdet werden, muss für die Diskussion von Maßnahmen das Ausmaß der Überschreitung der Sedimentrichtwerte bekannt sein. Von der Höhe dieser Überschreitung ist auf die Schadstoffreduktion in der Elbe zu schließen, die erreicht werden muss, um das jeweilige Bewirtschaftungsziel einhalten zu können.

Abbildung 4-16 stellt am Beispiel der Sedimentrichtwerte der ARGE-Elbe (Safe Sediment Value für Dioxine) zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft die Überschreitungen durch 7 ausgesuchte Schadstoffe dar. Angegeben in den Polardarstellungen ist der Faktor der Überschreitung. Die Skala ist 1 bis 10 mit Ausnahme der Mulde, deren hohe HCH-Kontamination eine Skala bis zum 30fachen des Sedimentrichtwertes erfordert.

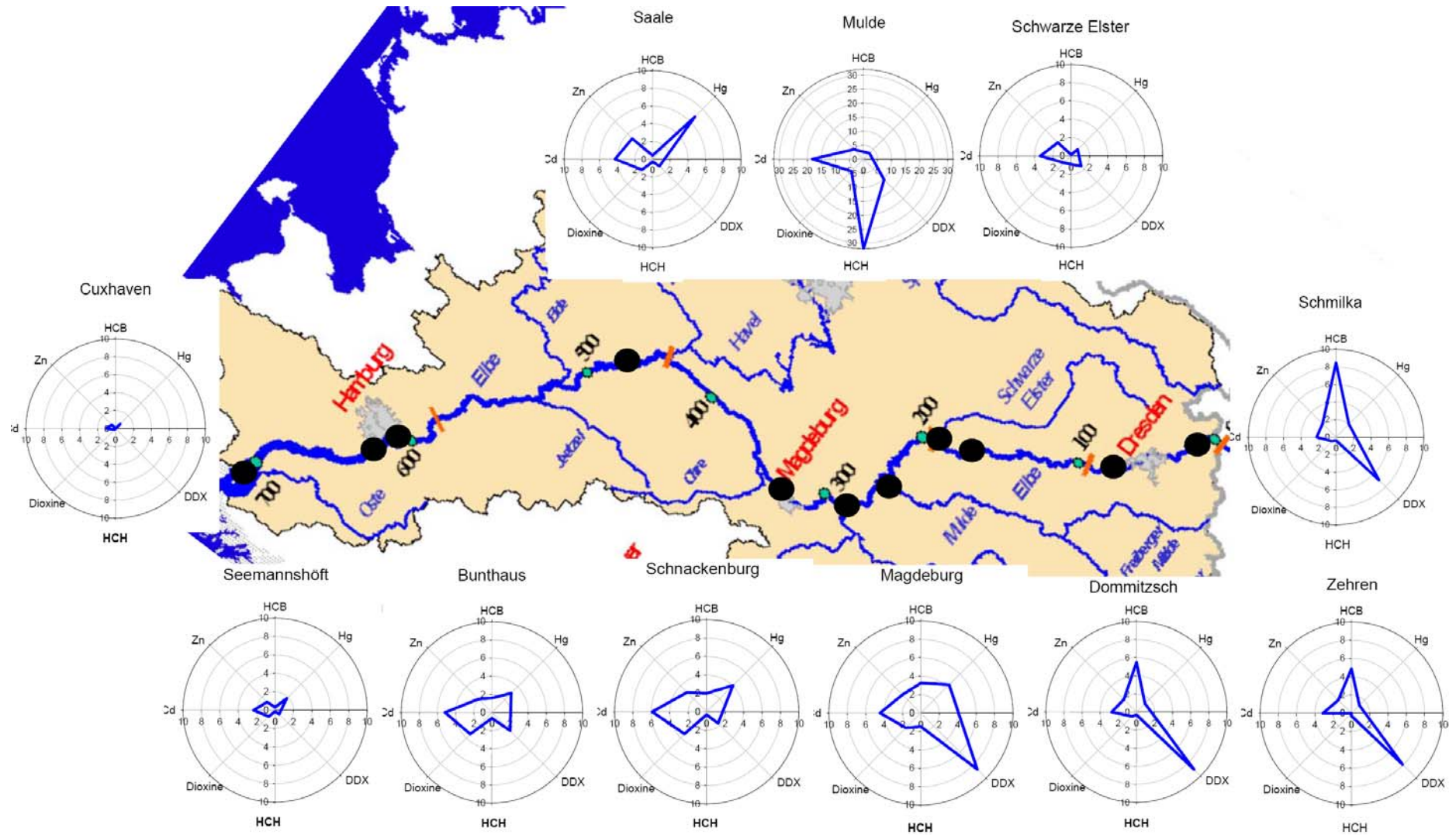


Abb. 4-16: Überschreitungen der Zielvorgaben der ARGE-Elbe zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften (ARGE-Elbe 2000) durch die Mediane der wichtigsten Schadstoffe von 2000 bis 2006.

Neben der Höhe der Überschreitungen wird aus einem Vergleich der Schadstoffmuster deutlich, wie die Belastung entlang der Elbe wechselt. Von Schmilka bis Magdeburg ist sie durch hohe Überschreitungen von DDX geprägt und auch HCB zeigt eine, sich aber mit dem Elbverlauf abschwächende, Spitze. Ab Schnackenburg bleibt das Muster ähnlich, schwächt sich aber generell stark ab, bis in Cuxhaven kaum noch Überschreitungen zu verzeichnen sind. Das Muster von Überschreitungen der 3 Nebenflüsse unterscheidet sich deutlich. Ihr Einfluss bildet sich durch eine (leichte) Zunahme der entsprechenden Schadstoffe in Magdeburg ab: Insbesondere die Cadmium-Beiträge der Flüsse, aber auch der Quecksilbereintrag der Saale werden durch das Muster in Magdeburg reflektiert. Gesamt-HCH, das vorher kein Signal hatte, weist nach dem Muldezuffluss eine deutliche Überschreitung auf. Die Höhe des HCH-Peaks in der Mulde findet sich jedoch nicht wieder. Hierfür sind vermutlich die geringen partikulären Frachten an der Muldemündung und die relativ gute Wasserlöslichkeit von HCH verantwortlich. Dieses abgeschwächte Signal macht die Bedeutung der Frachten und der Schadstoffdynamik bei der Beurteilung der Risiken deutlich. Zu treffenden Maßnahmen sollten nicht in erster Linie darauf abzielen, hohe Sedimentkontaminationen zu beseitigen. Um Risiken zu reduzieren, müssen die Schadstofffrachten verringert werden und zwar näherungsweise um den Anteil, um den die Konzentrationen im betroffenen Gebiet die entsprechenden Sedimentrichtwerte übersteigen.

Die Tabelle 4-7 gibt die Höhe der Überschreitungen als Faktor der jeweiligen Sedimentrichtwerte für die verschiedenen Bewirtschaftungsziele wieder. Blass dargestellt sind die Überschreitungen, die für die Bewertung nicht von Bedeutung sind, da das Schutzgut in dem Bereich nicht relevant ist.

Tab. 4-7 (folgende Seiten): Risiken für Bewirtschaftungsziele durch Schadstoffbelastungen schwebstoffbürtiger Sedimente zwischen 2000 und 2006 an ausgewählten Stationen im Elbeeinzugsgebiet. Angegeben sind nur Überschreitungen, dargestellt als Vielfaches der Sedimentrichtwerte. Grau dargestellte Werte stehen für nicht relevante Schadstoff bzw. regional nicht relevante Bewirtschaftungsziele. Lücken weisen darauf hin, dass die Sedimentrichtwerte nicht überschritten wurden.

Bei den Richtwerten für Dioxine für das Schutzgut aquat. Lebensgemeinschaften (schwarz herausgehoben) handelt es sich um den Safe Sediment Value.

Tab. 4-7 (1. Seite)

WRRL Sedimente	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	1.0	2.5				1.2	1.5			431	1.1	20.0			
Mulde, Dessau	8.4	3.6				3.5	3.7			837	93.1	6.2			
Saale, Rosenberg	2.0	8.1				1.9	1.5			600					
Magdeburg	2.1	5.2				1.5	1.6			426	4.3	7.7			
Schnackenburg	2.7	4.8				1.6	1.7			785		4.8			
Bunthaus	2.4	3.6				1.0	1.1				1.9	3.8			
WRRL - ökolog. Zustand	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka															
Mulde, Dessau				4.7	2.4										
Saale, Rosenberg					1.6										
Magdeburg					1.4										
Schnackenburg					1.5										
Bunthaus					1.0										
EAC2	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	2.7	3.3	1.8	2.8	1.7	1.9				172			15.1	5.8	
Mulde, Dessau	21.8	4.8	2.2	19.0	3.9	5.5	2.5			335			3.3	8.1	
Saale, Rosenberg	5.1	10.8	2.4	1.3	2.6	3.0				240			4.4	3.2	
Magdeburg	5.3	7.0	2.1	2.9	2.3	2.4	1.0			170			9.6	14.7	
Schnackenburg	7.1	6.5	1.8	3.6	2.4	2.5	1.1			314			2.3	1.7	
Bunthaus	6.2	4.8	1.9	2.8	1.7	1.6							3.5	2.4	
IKSE Aq	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	2.2	2.1	1.1		2.2							8.5			
Mulde, Dessau	18.2	3.0	1.4	4.7	4.9	2.8	1.0	6.1			32	2.6		1.0	
Saale, Rosenberg	4.3	6.8	1.5		3.3	1.5		1.7							
Magdeburg	4.4	4.4	1.3		2.8	1.2		2.3				3.3		1.8	
Schnackenburg	5.9	4.0	1.1		3.0	1.3		3.4				2.0			
Bunthaus	5.2	3.0	1.2		2.1			3.4				1.6			
IKSE LV	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	1.8	2.1	1.1		4.3						1	8.5			
Mulde, Dessau	14.6	3.0	1.4	6.3	9.8	2.8	2.1				96	2.6			
Saale, Rosenberg	3.4	6.8	1.5		6.5	1.5									
Magdeburg	3.6	4.4	1.3		5.7	1.2					4	3.3			
Schnackenburg	4.7	4.0	1.1	1.2	6.0	1.3						2.0			
Bunthaus	4.1	3.0	1.2		4.2						2	1.6			

Tab. 4-7 (fortgesetzt)

Speisefisch	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka								2.4	69			27.1			
Mulde, Dessau								22.2	38			8.4			
Saale, Rosenberg		5.4						6.2	60			1.3			
Magdeburg		3.5						8.3	59			10.4			
Schnackenburg		3.2						12.4	42			6.4			
Bunthaus		2.4						12.3	35			5.1			
Futtermittelbelastung	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka		3.3						3.5				6.8			
Mulde, Dessau	4.4	4.8				1.8		32.5				2.1			
Saale, Rosenberg	1.0	10.8						9.1							
Magdeburg	1.1	7.0						12.2				2.6			
Schnackenburg	1.4	6.5						18.1				1.6			
Bunthaus	1.2	4.8						18.0				1.3			
Umlagerung Fluss	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	2.2	2.1	1.5	1.4	4.3							8.5	5.0		
Mulde, Dessau	18.2	3.0	1.8	9.5	9.8	2.8	2.5				24.0	2.6	1.1	1.0	
Saale, Rosenberg	4.3	6.8	2.0		6.5	1.5							1.5		
Magdeburg	4.4	4.4	1.7	1.5	5.7	1.2	1.0				1.1	3.3	3.2	1.8	
Schnackenburg	5.9	4.0	1.5	1.8	6.0	1.3	1.1					2.0			
Bunthaus	5.2	3.0	1.6	1.4	4.2							1.6	1.2		
Umlagerung Küste	Cd	Hg	Cu	As	Zn	Blei	Ni	Dioxine	B(a)p	TBT	HCH	HCB	PCB	DDE	PAK
Schmilka	1.1	1.7	2.3		2.5							169.3	7.6	28.9	10.0
Mulde, Dessau	8.7	2.4	2.7	6.3	5.6	2.8	2.5					52.4	1.6	40.7	8.5
Saale, Rosenberg	2.0	5.4	3.0		3.7	1.5						8.2	2.2	16.0	10.9
Magdeburg	2.1	3.5	2.6		3.2	1.2	1.0					65.2	4.8	73.7	8.7
Schnackenburg	2.8	3.2	2.2	1.2	3.4	1.3	1.1					40.3	1.1	8.6	5.6
Bunthaus	2.5	2.4	2.3		2.4							31.8	1.8	12.0	4.5

Aus dem Ausmaß der Überschreitung der Zielvorgaben durch die in den Jahren 2000 bis 2006 gemessenen Konzentration des jeweiligen Schadstoffs wurden im folgenden die notwendigen Frachtreduktionen errechnet, die die betrachteten Bewirtschaftungsziele gewährleisten würden (Tabelle 4-8).

Tab. 4-8: Reduktionsanforderungen in der Elbe, die zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele (BZ) notwendig sind. Reduktionsanforderungen in den Nebengewässern, die sich hieraus ergeben, sind teilweise deutlich höher (zugrunde liegende Daten siehe Anlage „Notwendige Reduktionen der Schwebstofffrachten zur Gewährleistung der BZ“)

Schadstoff	Reduktion um	BZ, für das die höchste Reduktion erforderlich ist
Cd	84 %	Lebensgemeinschaft Küste
Hg	86 %	Futtermittelbelastung
Cu	57 %	Umlagerung Küste
As	65 %	Lebensgemeinschaft Küste
Zn	83 %	Landwirtschaftliche Verwertung, Umlagerung im Fluss
Blei	38%	WRRL (UQRW), Lebensgemeinschaft Küste
Ni	42 %	WRRL (UQRW)
TBT	99 %	WRRL (UQRW), Lebensgemeinschaft Küste
HCH	77 %	WRRL (UQRW) Landwirtschaftliche Verwertung
HCB	97 %	Umlagerung Küste
PCB	72 %	Lebensgemeinschaft Küste (Bunthaus)
Dioxine	94 %	Futtermittelbelastung
pp'-DDE	92 %	Umlagerung Küste (Bunthaus)

Die fünf in Abbildung 4-15 als bedeutend dargestellten Schadstoffe Quecksilber, HCB, Cadmium und Zink benötigen auch eine hohe Frachtreduktion. Damit bilden diese Schadstoffe auch in der Höhe ihrer Überschreitung eine Herausforderung für das Elbeinzugsgebiet.

Weitere Stoffe, deren Frachten stark reduziert werden müssen, umfassen Dioxine, DDE und TBT. Für TBT wird eine bis zu 100 %ige Frachtenreduktion gefordert. Dies ist zurückzuführen auf die von den Anforderungen der für die WRRL abgeleiteten, sehr niedrigen Richtwerte im Bereich von 0,02 bis 0,05 µg/kg, die sich an der ökotoxikologischen Wirkung orientieren.

Teilweise sehr viel höhere Reduktionen der Frachten leiten sich aus den Daten für die Nebenflüsse ab, aus denen die Schadstoffe in die Elbe eingetragen werden. So müssen Cadmium, Quecksilber, Arsen, Blei, Nickel und HCH deutlich stärker in der Mulde als in der Elbe reduziert werden, um in der Mulde die Bewirtschaftungsziele zu schützen (Daten siehe Anlage „Notwendige Reduktionen der Schwebstofffrachten zur Gewährleistung der BZ“)

Die Höhe der Reduktionsanforderung für marine Bewirtschaftungsziele wurde aus den Messungen bei Bunthaus bzw. bei der letzten oberstromigen Station abgeleitet, für die Daten vorlagen. Die

Reduzierung selbst muss stromaufwärts erfolgen (siehe Kapitel 5.3). Damit gilt die Reduzierungsanforderung, die von den unterstromigen Stationen abgeleitet wird, für die Elbe. In der Tabelle 4-8 sind die Reduktionsziele, die es ermöglichen würden, die in dieser Studie betrachteten Bewirtschaftungsziele zu gewährleisten.

Die folgenden Kapitel werden Auskunft darüber geben, wo die Quellen der hier betrachteten Schadstofffrachten liegen und wo Reduktionen in ausreichendem Maße erreicht werden können.

4.4 Referenzen

- Andres, S., F. Ribeyre, et al. (2000). "Interspecific comparison of cadmium and zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient in Lot River, France." *The Science of the Total Environment* **248**: 11-25.
- Anonymous (1993). Sediment Quality Criteria for the Protection of Benthic Organisms: Acenaphthene. Washington, D.C., EPA (U.S. Environmental Protection Agency).
- Anonymous (1994). Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, AG Boden: 4. Auflage, Nachdr., 392.
- Anonymous (2007). Sediment Management – an essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion. Venice, SedNet: 28.
- ARGE-Elbe (1996). Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tideelbe 1979-1994. Hamburg, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe: 71.
- ARGE-Elbe (1996). Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe. Zustand und Empfehlungen. Hamburg, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Wassergütestelle Elbe.
- ARGE-Elbe (1998). Schwarze Elster, Mulde und Saale - Fischartenspektrum und Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und zander in den Unterläufen der Elbnebenflüsse. Hamburg, Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe: 96.
- ARGE-Elbe (2000). Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 bis 1999. Hamburg, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Wassergütestelle Elbe: 121.
- ARGE-Elbe (2000). Schadstoffe in Elbefischen - Belastung und Vermarktungsfähigkeit - von der Grenze bis zur See 1999/2000. Hamburg, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe: 108.
- Beresford, N. A. and B. J. Howard (1991). "The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals." *The Science of the Total Environment* **107**: 237-254.
- BfG (1999). Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV). BfG-Nr. 1100, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Burkhard, L., S. Ells, et al. (2004). Issue paper on using bioaccumulation information to develop risk-based sediment remediation goals for Superfund Sites: 17.
- Burton (Jr), G. A. (2002). "Sediment quality criteria in use around the world." *Limnology* **V3**(2): 65-76.
- DeValls, T. A., A. Andres, et al. (2004). "Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material." *Trends in Analytical Chemistry* **23**(10-11): 819-828.
- DiToro, D. M., C. S. Zarba, et al. (1991). "Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning." *Environmental Toxicology and Chemistry* **10**: 1541-1583.
- Dörfler, E. P. (2004). Visionen für eine alternative Nutzung der Elbe - Ein Kompromiss zwischen Ökologie und Ökonomie? Vortrag zur Tagung „Binnenschifffahrt auf lebendigen Flüssen“ Heinrich-Böll-Stiftung / BUND am 15.10.2004 in Magdeburg.
- Dörner, H. and J. Benndorf (2003). "Piscivory by large eels on young-of-the-year fishes: its potential as a biomanipulation tool." *Journal of Fish Biology* **62**: 491-494.
- Eddy, H. R. R., L. Visser, et al. (1989). "Variability of mouth width in European eel, *Anquilla anguilla*, in relation to varying feeding conditions in three dutch lakes." *Environmental Biology of Fishes* **26**: 63-75.
- Gobas, F. A. P. C. (1993). "A model for predicting the bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in aquatic food-webs: application to Lake Ontario." *Ecological Modelling* **69**(1-2): 1-17.
- Joziase, J., S. Heise, et al. (2007). Sediment Management Objectives and Risk Indicators. Sediment risk management and communication. S. Heise. Amsterdam, Elsevier.
- Krüger, F., R. Meissner, et al. (2005). "Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe River floodplain soils." *Acta hydrochim. hydrobiol.* **33**(5): 455-465.
- Lake, I. R., C. D. Foxall, et al. (2005). "Effects of river flooding on PCDD/F and PCB levels in cow's milk, soil, and grass." *Environmental Science & Technology* **39**(23): 9033-9038.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1997). Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band I. Berlin, LAWA: 58.
- Lepper, P. (2005). Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology: 51.
- OSPAR Commission (2000). Quality Status Report 2000. London, OSPAR Commission.

- Salomons, W. and J. Brils, Eds. (2004). Contaminated Sediments in European River Basins. European Sediment Research Network SedNet. EC Contract No. EVKI-CT-2001-20002, Key Action 1.4.1 Abatement of Water Pollution from Contaminated Land, Landfills and Sediments., TNO Den Helder/The Netherlands.
- Sheppard, S. (1995). "Parameter values to model the soil ingestion pathway." Environmental Monitoring and Assessment **34**: 27-44.
- Stachel, B., E. H. Christoph, et al. (2006). "Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002." Science of The Total Environment **364**(1-3): 96-112.
- Stachel, B., O. Elsholz, et al. (1995). "Investigations on sample pretreatment for the determination of selected metals and organochlorine compounds in suspended particulate matter of the River Elbe." Fresenius' Journal of Analytical Chemistry **353**(1): 21-27.
- van Wezel, A. P., T. P. Traas, et al. (2000). "Environmental risk limits for polychlorinated biphenyls in the Netherlands: Derivation with probabilistic food chain modeling." Environmental Toxicology and Chemistry **19**(8): 2140-2153.
- Wenning, R. J. and C. G. Ingersoll (2002). Summary of the SETAC Pellston Workshop on Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments. Fairmont, Montana, USA, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola FL, USA.

5. Identifizierung der Gebiete, von denen ein Risiko ausgeht

Einleitung

In Kapitel 4 wurden Regionen, in denen Bewirtschaftungsziele potenziell gefährdet sein können, durch Belastungen schwebstoffbürtiger Sedimente identifiziert. Diese Belastungen müssen reduziert werden, wenn die Ziele im Elbeeinzugsgebiet (EEG) erreicht werden sollen. Die Quellen der betreffenden Schadstoffe sind in den meisten Fällen im Oberstrom zu suchen. Nicht jedes Schadstoffdepot, auch wenn es sehr groß ist, trägt aber zur Verschmutzung im Einzugsgebiet bei. Hierfür ist Voraussetzung, dass die Schadstoffe bzw. die schadstoffbelasteten Sedimente mobil oder erodierbar sind, und mit der Strömung im Gewässer transportiert werden.

Um die Schadstoffbelastungen im EEG zu reduzieren, sind es die Schadstofffrachten, die berücksichtigt werden müssen. Jene Regionen, die mengenmäßig viel partikelgebundene Schadstoffe eintragen, tragen unterstromig tendenziell auch in hohem Maße zur Schadstoffkonzentration vor Ort bei. Unter der Annahme, dass sich der Schwebstoffhaushalt der Elbe nicht ändert, ist eine Reduzierung der Schadstofffrachten mit einer Verringerung der Belastung des vor Ort sedimentierten Materials verbunden.

Schadstofffrachten werden errechnet aus den Schwebstofffrachten und der Konzentration der anhaftenden Schadstoffe. Obwohl auch die Analytik von Schadstoffen in schwebstoffbürtigen Sedimenten mit Unsicherheiten verbunden ist, sind die Bestimmungen von Schwebstofffrachten problematischer. Sie bilden jedoch die Grundlage für Aussagen zur Reduzierung der Schadstofffracht im Einzugsgebiet. Daher werden in Kapitel 5.1. Schwebstofffrachten und ihre Bestimmung im Elberaum ausführlich diskutiert mit dem Ziel, die Unsicherheiten der Frachtdaten abschätzen zu können (Kapitel 5.1.1), auf die die späteren Schadstofffrachtbetrachtungen aufbauen. Das Verständnis der Schwebstoffdynamik ist eine weitere Voraussetzung dafür, dass Schadstofffrachten und ihre Ursachen korrekt bewertet und interpretiert werden. Die Schwebstoffdynamik ist geprägt von den hydrologischen Ereignissen im Einzugsgebiet. Eine Typisierung dieser Ereignisse erleichtert die Übersicht über die verschiedenen Abflussverhältnisse (Kapitel 5.1.2). Je nach Ausdehnung der Hochwasserregion sowie der Intensität und Betroffenheit unterschiedlicher Nebenflüsse kann der Transport von Schwebstoffen sehr unterschiedlich erfolgen (Kapitel 5.1.3). Lokal ist die Dynamik insbesondere in Mündungsbereichen von Nebenflüssen sehr komplex, und damit ausgerechnet in den Zonen, in denen die Daten erhoben werden, aus denen die Beiträge der Nebenflüsse zum Gesamthaushalt abgeschätzt werden. Dieses trifft insbesondere für die Saale als einen der wichtigsten Nebenflüsse zu. Die Komplexität der Schwebstoffdynamik dieser Region wird daher in Kapitel 5.1.4 erläutert.

Die Aussagen, die bezüglich der Schwebstoffdynamik für den Elberaum extrahiert werden können, werden genutzt, um die Schadstoffdynamik zu verstehen, die in Kapitel 5.2. dargestellt wird. Schwebstoffdynamik und -qualität, sind allerdings nicht miteinander gleichzusetzen, obwohl beide von hydrologischen Prozessen gesteuert werden. Hochwasserereignisse können durch Resuspension kontaminierter Sedimente zu einer Erhöhung, bei Verdünnung suspendierten Materials zu einer Verringerung der Belastung führen. Niedrigwasserphasen ermöglichen intensives Phytoplanktonwachstum und damit eine Erhöhung des autochthonen Schwebstoffanteils, an den wiederum Schadstoffe gebunden werden können.

Unsicherheiten der Schweb- und Schadstoffbetrachtung müssen bei der Priorisierung der Teileinzugsgebiete berücksichtigt werden, die zu der in Kapitel 4 dargestellten potenziellen Gefährdung der Bewirtschaftungsziele beitragen.

Um die Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet zu erreichen und hierzu Maßnahmen planen zu können, ist es notwendig, die Gebiete einzugrenzen, an denen Maßnahmen sinnvoll sind. Hierbei wird in Kapitel 5.3. nicht auf die technische Machbarkeit eingegangen, sondern der Fokus auf die Identifizierung jener Schadstoffdepots gelegt, von denen der Austrag in die Elbe erfolgt. Da Frachtdaten innerhalb der Nebenflüsse nur selten zur Verfügung stehen, werden hier verstärkt Informationen zu Belastungen aufgeführt, aus denen direkt oder indirekt auf einen Transport von Schadstoffen aus bestimmten Gebieten geschlossen werden kann. Maßnahmen, die zu einer Reduzierung der Schadstoffbelastung im EEG führen sollen, werden an diesen als Risikogebiete ausgewiesenen Bereichen ansetzen müssen.

5.1. Schwebstofftransport und Schwebstoffdynamik im Elbeeinzugsgebiet

Frank Krüger, Martina Baborowski & Susanne Heise

Wegweiser und Zusammenfassung Kapitel 5.1

Die Bestimmung von Schwebstofffrachten in natürlichen Gewässern ist komplex und wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Diese sind einerseits naturgegebener Herkunft, weil die Schwebstoffkonzentrationen räumlich und zeitlich in allen Skaleneinheiten variabel sind. Das heißt, die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe unterscheidet sich sowohl im Längs-, Quer- und Vertikalprofil eines Flusses als auch im Jahres- und Tagesverlauf. Die Lage der Entnahmepunkte im Gewässer ist also von entscheidender Bedeutung. Hinzu kommen Unsicherheiten methodischer Art, die die unterschiedlichen Methoden der gravimetrischen Schwebstoffbestimmung im EEG betreffen: Die Verwendung von Filtern mit unterschiedlichen Porendurchmessern führt bei Versuchen mit standardisierten Schwebstoffproben seitens der BfG zu Minderbefunden, die selbst bei hohen Schwebstoffkonzentrationen ca. 25 % betragen.

Die Jahresfrachtvergleiche zwischen ARGE-Elbe und BfG zeigen, dass die ARGE-Elbe, die ein- bis zweiwöchentliche Beprobungen durchführt, die tägliche erfassten Frachtdaten der BfG bezüglich der absoluten Werte unterschätzt – die Verhältnisse der einzelnen Frachtbeiträge bleiben aber bestehen.

Hochwasserphasen sind nach Entstehungstyp (hydrometeorologische Ursache) und Regionaltyp differenzierbar. Das Hochwassergeschehen dominiert sowohl in der Elbe als auch in den Nebenflüssen den Schwebstofftransport. Dabei haben Hochwässer für den Elbeabschnitt an der Deutsch-Tschechischen Grenze, der Mulde und Saale für die Jahresfrachten vergleichbare Bedeutungen, während sie an der unteren Mittelelbe nicht derartig ausgeprägt ist. In diesem Flussabschnitt tragen Mittelwasser- und Niedrigwassersituationen aufgrund von Algenwachstum stärker zur Jahresfracht bei. Den stärksten Schwebstoffeintrag erfährt die deutsche frei fließende Elbe aus der Tschechischen Republik. Der Beitrag liegt zwischen 42 und 51%. In den Hochwasserphasen beträgt die Schwebstofffracht aus der Tschechischen Republik im Median über 80 % dessen, was in der unteren Mittelelbe transportiert wird. Es kann allerdings aufgrund von Sedimentationsprozessen in Auen und anderen Stillwasserbereichen nicht davon ausgegangen werden, dass die gesamte eingetragene Schwebstofffracht bis in die untere Mittelelbe transportiert wird. Zeitlich hoch aufgelöste Untersuchungen während des Hochwassers 2006 im Bereich der mittleren Mittelelbe führten zu dem Ergebnis, dass zwischen Roßlau und Magdeburg bis zu 50 % einer Tagesfracht in den Auen zurück-

gehalten werden können. Von den deutschen Nebenflüssen hat die Saale den größten Einfluss auf das Schwebstoffregime der Elbe. Die Frachten der Saale im Median der betrachteten Zeiträume und Datensätze zwischen 13 und 23 % dessen, was in der unteren Mittelelbe transportiert wird. In Hochwasserzeiten kann der Beitrag der Saale bis auf über 30 % steigen, in ausgewählten Niedrigwasserzeiten beträgt das Verhältnis des Eintrags der Saale zur Fracht in Wittenberge bis zu 50 %. Die Mulde leistet einen Schwebstoffbeitrag in die Elbe, der ca. um den Faktor 8-10 niedriger als der der Saale ist.

5.1.1. Überblick über die Abfluss- und Sedimentdynamik in der Elbe

5.1.1.1. Das Abflussgeschehen

Das Einzugsgebiet der Elbe liegt im Übergangsbereich vom feucht-ozeanischen Klima des westlichen Europas zum trocken-kontinentalen Klima Osteuropas. Etwa 30 % der Gesamtfläche des Einzugsgebietes weisen Höhenlagen von über 400 m NN auf und sind den Mittelgebirgen zuzurechnen, ca. 50 % der Einzugsgebietsfläche liegen unterhalb von 200 m NN im Tiefland. Der tschechische Teil des Einzugsgebietes liegt zu etwa $\frac{3}{4}$ oberhalb von 400 m NN und ist für die Entstehung von ausgeprägten Hochwasserereignissen von besonderer Bedeutung (Abb. 5-1).

Bei einer mittleren Niederschlagshöhe von 628 mm beträgt die Verdunstungshöhe 445 mm (= 71 % des Niederschlags verdunsten). Mehr als 60 % des mittleren Jahresabflusses kommen im Winterhalbjahr zum Abfluss. Die Elbe wird gemäß ihrem Abflussregime den Flüssen des pluvio-nivalen Typs (des Regen-Schnee-Typs) zugeordnet.

Hochwasser

Schneespeicherung und Schneeschmelze (insbesondere in den Mittelgebirgsregionen) beeinflussen das Abflussverhalten der Elbe im Winterhalbjahr maßgeblich, verursachen aber allein keine Hochwassersituation (FGG Elbe, 2005). Winter- und Frühjahrshochwasserereignisse werden ausgelöst, wenn großflächige Regenfälle und intensive Schneeschmelze (bis in die Kammlagen der Mittelgebirge) zusammentreffen. Ausgeprägte Hochwasserereignisse in den Sommermonaten entstehen durch großflächige lang anhaltende Niederschläge, die typischerweise aus von Ost bis Südost herangeführten feuchtwarmen subtropischen Luftmassen (z. B. bei V b – Wetterlage) fallen.

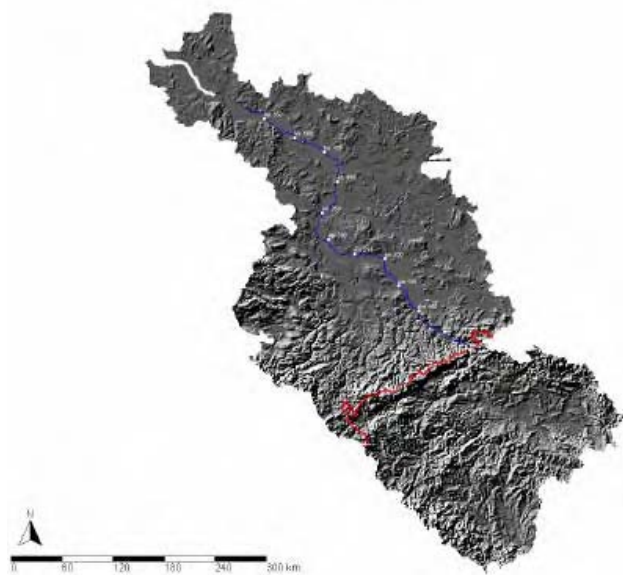


Abb. 5-1: Digitales Höhenmodell des Elbeeinzugsgebietes. Aus: Anlagen-CD zum Schlussbericht BMBF-Verbundprojekt "Morphodynamik der Elbe" (Förderkennzeichen 0339566) ISBN 3-00-008977-2.

Bedeutende Hochwasserwellen entstehen in der Elbe nur bei einem Hochwasserabfluss aus der Oberen Elbe. Hohe Abflüsse der Nebenflüsse allein (Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) reichen hierfür nicht aus (IKSE, 2005). Je nach Wasserführung der Nebenflüsse können die Hochwasserwellen aus der Oberen Elbe jedoch im Bereich der Mittleren Elbe verstärkt oder auch durch weitläufige Auen gedämpft werden. Innerhalb der Nebenflüsse tragen vielfach Talsperren zur Abpufferung der Hochwasserwellen bei. Die überwiegende Anzahl der Hochwasserereignisse tritt im hydrologischen Winterhalbjahr auf. Sommerhochwasser markieren jedoch häufig besondere Extreme (August 2002, Juli 1954, September 1890, Juli 1342). Die Infobox 5-1 im Anhang enthält einen Überblick über Forschungsprojekte bei denen „Hochwässer“ und deren Folgen thematisiert werden.

Ausgehend von den hydrometeorologischen Ursachen von Hochwasserereignissen werden folgende Entstehungstypen unterschieden:

Hochwasser-Entstehungstypen

- a) Winter- bzw. Frühjahrshochwasser, die durch Schmelzwasser und Regen gespeist werden,
- b) Sommerhochwasser, die durch großflächigen Starkregen gespeist werden

Bei Betrachtung des deutschen Einzugsgebietes der Elbe kann eine weitere Unterteilung anhand der regionalen Ausprägung (Regionaltyp) vorgenommen werden (Tab. 5-2).

Hochwasser-Regionaltypen

- I. tschechisches Einzugsgebiet & Mulde
- II. tschechisches Einzugsgebiet & Saale
- III. tschechisches Einzugsgebiet & Mulde & Saale
- IV. nur tschechisches Einzugsgebiet

Es werden nur Mulde und Saale als die bedeutendsten Nebenflüsse bzgl. maximaler Wasserführung betrachtet. Schwarze Elster und Havel leiten der Elbe zwar erhebliche Wassermengen zu, die jedoch bei maximaler Wasserführung um Größenordnungen geringer sind als die von Mulde und Saale. Tabelle 5-1 enthält die Kenndaten der Nebenflusspegel.

Niedrigwasser

Niedrigwasser treten an der Elbe häufig und regelmäßig insbesondere im Spätsommer / Frühherbst auf. Durch den Bau von Talsperren (1930er, 1960er/1970er Jahre in Deutschland sowie 1960er/1970er Jahre in Tschechien) und deren Betrieb zur Niedrigwasseraufhöhung sind extreme Niedrigwasserereignisse nachhaltig reduziert worden.

Niedrigwasser-Entstehungstypen

- a) Spätsommer- bzw. Frühherbstniedrigwasser, die durch Niederschlagsmangel und eine hohe Verdunstung entstehen,
- b) Winterniedrigwasser, die durch die frostbedingte Festlegung des Niederschlags entstehen.

Im Gegensatz zu Hochwasserereignissen, die insbesondere durch räumlich begrenzte Starkniederschläge lokal auftreten können, betreffen die Niedrigwasser auslösenden Witterungsverhältnisse meist größere Regionen. Eine weitere Unterteilung der hydrometeorologischen Ursachen (Entstehungstyp) von Niedrigwasserereignissen durch Regionaltypen ist daher entbehrlich.

Darüber hinaus können auch einzelne Mittelwasserperioden differenziert werden, die als Übergangsphasen angesehen werden und durch die Vorereignisse geprägt sind:

Typisierung von Mittelwasserperioden nach Jahreszeiten und Vorereignis:

- a) nach Frühjahrshochwasser
- b) nach Sommer/Herbstniedrigwasser
- c) nach Sommerhochwasser

Tab. 5-1: Gewässerkundliche Hauptwerte der Pegel

Pegelname	Fluss	Flusskilometer	Zeitreihe (Tagesmittelwerte)	MNQ [in m ³ /s]	MQ [in m ³ /s]	MHQ [in m ³ /s]
Schöna	Elbe	2,1	1.11.1980 – 31.12.2006	107	308	1390
Löben	Schwarze Elster	21,6 (oh. Mdg.)	1.11.1973 – 31.12.2006	6	18	65
Bad Dübener Mulde	Mulde	68,1 (oh. Mdg.)	1.11.1960 – 31.12.2006	17	64	416
Calbe- Grizelne	Saale	17,6 (oh. Mdg.)	1.11.1931 – 31.12.2006	45	114	382
Havelberg- Stadt	Havel	145,3	1.06.1945 – 31.12.2006	17	110	223

MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss; MQ = Mittlerer Abfluss; MHQ = Mittlerer Hochwasserabfluss

Tab. 5-2: Exemplarische Abflusssituationen – Abflussverhältnisse in den Nebenflüssen / Entstehungstyp / Regionaltyp.

	Beginn Zeitfenster	Ende Zeit- fenster	Zeitpunkt Minimum / Ma- ximum [Durchfluss am Pegel Wittenberge]	Abstand Vor-HW (Monate)	Ereignis- dauer (Tage) *	Elbe (Pegel Schöna)	Schw. Elster (Pegel Löben)	Mulde (Pegel Bad Düben)	Saale (Pe- gel Calbe- Grizehne)	Havel (Pegel Havelberg- Stadt)	Entstehungs-typ	Regionaltyp
						Durchfluss im Vorfeld des Minimums / Maximums in Witten- berge [in m³/s, Tagesmittel, gerundete Werte]						
HW	01.12.1993	28.02.1994	01.01.1994 [2170 m³/s]	9	51	1500	50	200	400	200	W/F-HW	CZ & Saale
HW	01.03.1994	31.05.1994	22.04.1994 [2280 m³/s]	3	59	750	90	200	700	250	W/F-HW	CZ & Saale
MW	01.05.1994	30.06.1994	-	-	-	-	-	-	-	-	MnW/F-HW	-
HW	01.07.1996	31.07.1996	18.07.1996 [1270 m³/s]	1	6	900	30	300	200	100	S-HW	CZ & Mulde (& Saale)
HW	01.02.1997	31.03.1997	07.03.1997 [1770 m³/s]	7	23 (+6)	1100	30	150	350	150	W/F-HW	CZ & Saale
HW	01.07.1997	31.08.1997	29.07.1997 [1300 m³/s]	3	6	1100	20	150	150	100	S-HW	CZ
MW	01.12.1997	31.01.1998	-	4	-	-	-	-	-	-	MnSs/Fh-NW	-
HW	01.10.1998	31.12.1998	11.11.1998 [2240 m³/s]	7	25 (+8)	1500	60	300	400	150	W/F-HW	CZ & Saale (& Mulde)
HW	01.02.1999	30.04.1999	11.03.1999 [2600 m³/s]	1	(+9) 44	1500	60	400	450	200	W/F-HW	CZ & Mulde & Saale
NW	01.08.1999	31.10.1999	17.09.1999 [229 m³/s]	4	61	110	5	20	45	10	Ss/Fh-NW	-
HW	01.02.2000	30.04.2000	23.03.2000 [2540 m³/s]	10	20 + 53	1500	70	400	450	150	W/F-HW	CZ & Mulde & Saale
HW	01.03.2001	30.04.2001	02.04.2001 [1630 m³/s]	12	12 (+1)	1100	30	150	300	100	W/F-HW	CZ & Saale
MW	01.09.2002	31.10.2002	-	-	-	-	-	-	-	-	MnS-HW	-
HW	01.10.2002	28.02.2003	12.01.2003 [3160 m³/s]	2	(+52) 49	2000	100	400	750	Stau	W/F-HW	CZ & Mulde & Saale
NW	01.07.2003	31.10.2003	17.08.2003 [194 m³/s]	3	96	85	2	15	40	10	Ss/Fh-NW	-
NW	01.11.2003	31.01.2004	16.11. [239 m³/s] 10.12. [284 m³/s]	7	11	110	5	20	45	50	W-NW	-
HW	01.02.2004	28.02.2004	13.02.2004 [1370 m³/s]	11	11	850	30	250	250	150	W/F-HW	CZ (& Mulde & Saale)
NW	01.08.2004	30.09.2004	23.09.2004 [214 m³/s]	5	(+22) 22	90	3	15	40	15	Ss/Fh-NW	-

NW = Niedrigwasser; MW = mittlere Wasserführung; HW = hohe Wasserführung / Hochwasser

* bezogen auf den Durchfluss (Tagesmittel) von $Q > 1080 \text{ m}^3/\text{s}$ (HW) bzw. $Q < 278 \text{ m}^3/\text{s}$ (NW) am Pegel Wittenberge (zeitlich abgesetzte Vor- bzw. Nachperioden hellgrau in Klammern)

W/F-HW = Winter- bzw. Frühlingshochwasser, durch Schmelzwasser und/oder Regen gespeist; S-HW = Sommerhochwasser, durch großflächigen Starkregen gespeist; Ss/Fh-NW = Spätsommer- bzw. Frühherbstniedrigwasser, durch Niederschlagsmangel und hohe Verdunstung gekennzeichnet; W-NW = Winterniedrigwasser, durch frostbedingte Festlegung des Niederschlags gekennzeichnet; MnW/F-HW = mittlere Wasserführung nach Winter- bzw. Frühlingshochwasser; MnS-HW = mittlere Wasserführung nach Sommerhochwasser; MnSs/Fh-NW = mittlere Wasserführung nach Spätsommer- bzw. Frühherbstniedrigwasser

5.1.1.2. Überblick über den Schwebstofftransport im Elbeeinzugsgebiet

Die Abbildungen 5-2 und 5-3 zeigen monatsnormierte Frachten über den Elbverlauf während ausgewählter Hoch- und Niedrigwasserereignisse. Sie sollen hier die Transport-Trends innerhalb des Elbeeinzugsgebiets aufzeigen. Eine ausführliche Darstellung des jährlichen Sedimenttransports ist im Bericht der BfG zu „Schwebstoffen und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen“ (BfG, 2003b) zu finden und hierauf sei für Details verwiesen. Eine kritische Analyse der Schwebstofffrachtberechnungen, der mit ihnen verbundenen Unsicherheiten und der Schwebstoffdynamik von Hochwasserereignissen erfolgen im Kapitel 5.1.2 bis 5.1.6. Die Hochwasserfrachten entsprechen dem typischen jährlichen „Elbemuster“, das durch die Perioden erhöhter Wasserführung geprägt ist: Während zwischen Meißen und Torgau noch stets eine Frachtzunahme beobachtet werden kann, sind im weiteren Verlauf der Elbe, die jetzt das norddeutsche Tiefland durchströmt, Frachtreduzierungen zu erkennen. Zwischen Torgau und Aken verringert sich die Strömungsenergie, und damit die Menge transportierten Schwebstoffs, so dass es zu Sedimentationsprozessen kommt. Es ist davon auszugehen, dass der Schwebstoffrückhalt zwischen Torgau und Aken, aber auch zwischen Barby und Tangermünde sowie Wittenberge und Neu Darchau während der Hochwasserphasen durch Sedimentationsvorgänge in den Elbauen begründet liegt (Böhme *et al.*, 2005; Krüger *et al.*, 2006; Vollmer & Schriever, 2004).

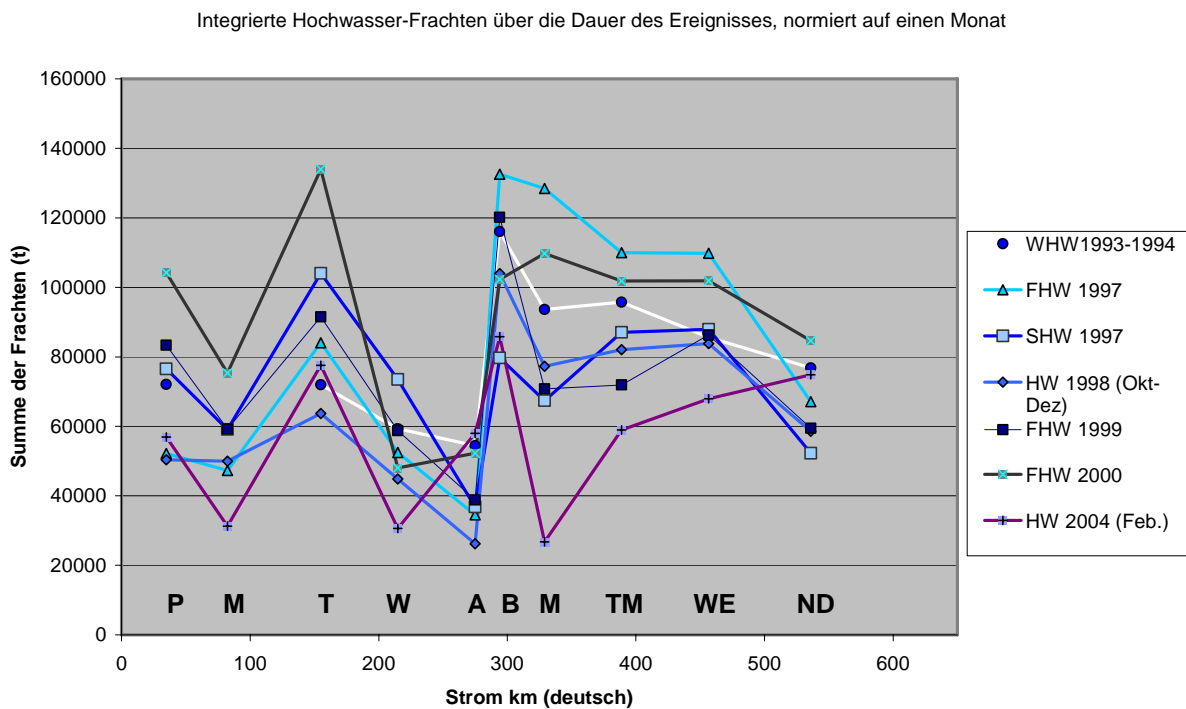


Abb. 5-2: Summierte Schwebstofffrachten über den Abflusszeitraum eines Hochwasserereignisses (HW), normiert auf einen Monat. (FHW: Frühjahrshochwasser, SHW: Sommerhochwasser, WHW: Winterhochwasser; P: Pirna, M: Meißen, T: Torgau, W: Wittenberg, A: Aken, B: Barby, M/Str: Magdeburg-Strombrücke, TM: Tangermünde, WE: Wittenberge, ND: Neu-Darchau). Datengrundlage BfG.

Ganz anders zeigt sich das typische „Niedrigwassermuster“, bei dem mehr oder weniger konstant zunehmende Frachten entlang der deutschen freifließenden Binnenelbe erkennbar sind. Die Frachtzunahme ist vorwiegend auf flussinterne Schwebstoffbildung (Algenwachstum, Aggregatbildung)

während der sommerlichen Ereignisse zurückzuführen. Bei Niedrigwasser erfolgt zwar ebenfalls eine kurzzeitige Remobilisierung von in den Bühnenfeldern abgelagerten Sedimenten durch Sog und Wellenschlag der Schifffahrt (Böhme *et al.*, 2006; Brunke & Guhr, 2006; Guhr & Schwartz, 2006). Allerdings ist zu erwarten, dass die durch die Schifffahrt remobilisierten Sedimente in der Elbe relativ schnell wieder sedimentieren.

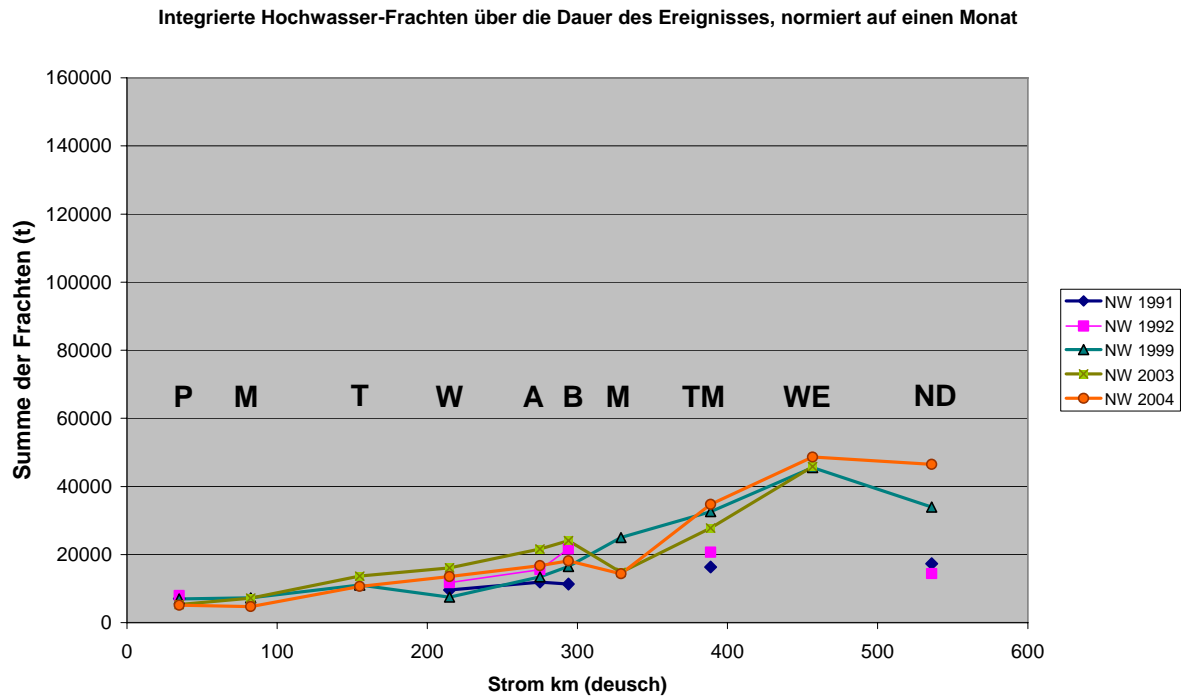


Abb. 5-3: Summierte Schwebstofffrachten über den Abflusszeitraum eines Niedrigwasserereignisses (NW), normiert auf einen Monat. (P: Pirna, M: Meißen, T: Torgau, W: Wittenberg, A: Aken, B: Barby, M/str: Magdeburg-Strombrücke, TM: Tangermünde, WE: Wittenberge, ND: Neu-Darchau). Datengrundlage BfG

5.1.2. Herausforderungen der Schwebstofffrachtberechnung

Betrachtungen der partikulären Frachten sind der wesentliche Aspekt bei der Bewertung des Risikos, das von belasteten Sedimenten für das unterstromige Einzugsgebiet ausgeht. Dafür stehen mehrere Datensätze zur Verfügung, die allerdings nicht ohne Weiteres miteinander verglichen werden können. Dies liegt zum einen daran, dass sich Messungen im Fließquerschnitt als auch im Flusslängsschnitt unterscheiden. Deshalb müssen z. B. die Analysenergebnisse mit unterschiedlichen Pegeln, d. h. unterschiedlichen Wasserstands-Abflussbeziehungen, verrechnet werden. Andererseits unterscheiden sich die Messmethoden, z.B. zur gravimetrischen Bestimmung der Schwebstoffmenge selbst (BfG, 2003b).

5.1.2.1. Die Datenlage

Folgende Datensätze zu Schwebstofffrachtdaten stehen zur Verfügung und lassen sich für einen Frachtvergleich nutzen:

- 1) Die Bundesanstalt für Gewässerkunde bestimmt **werktäglich** die Schwebstoffkonzentrationen an ausgewählten Querprofilen an Bundeswasserstraßen. Für die Elbe sind dies: Pirna, Meißen, Torgau, Wittenberg, Aken, Barby, Magdeburg, Tangermünde, Wittenberge und Hitzacker. Im

Rahmen dieser Studie werden weiterhin Daten aus Calbe an der Saale sowie aus Rathenow an der Havel herangezogen.

- 2) Im Rahmen des Projektes „Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe“ wurde seitens der BfG auf Grundlage verschiedener Berechnungsverfahren Jahresfrachten und deren Variationsbereiche an Schwebstoffen in den Nebenflüssen der Elbe bestimmt (BfG, 2003a). Die Datengrundlage stellen in der Regel Schwebstoffmessungen der Landesbehörden (z.B. Landesumweltamt Brandenburg, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Landesbetrieb für Hochwasserschutz) dar, die im ein bis zweiwöchigen Rhythmus zwischen den Jahren 1990 bis 2000 gewonnen wurden. Die Berechnungen erfolgten nicht in kalendarischen sondern in hydrologischen Jahren. Diesem Projekt liegen die gleichen Messungen zugrunde, die die ARGE-Elbe für ihre Frachtabuschätzungen nutzt. Es liegen Daten für die Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel und eine Vielzahl anderer Nebenflüsse vor.
- 3) Die ARGE-Elbe bestimmt **an ausgewählten Tagen im ein- bis zweiwöchigen Rhythmus** Schwebstoffmengen in der Nähe ihrer Messstationen. Dabei gibt es Standorte, bei denen an beiden Ufern Schwebstoffproben gewonnen werden, wie z.B. in Schmilka oder Magdeburg. Die Schwebstoffkonzentrationen zwischen den Messzeitpunkten werden für qualifizierte Frachtabuschätzungen linear interpoliert. Es liegen Daten für Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Schwarze Elster, Mulde, Saale, Magdeburg, Cumlosen und Schnackenburg sowie in der Tideelbe für die Orte Bunthaus, Seemannshöft, Grauer Ort und Cuxhaven vor.
- 4) Darüber hinaus liefert die ARGE-Elbe für einzelne Messstandorte und einzelne Zeitabschnitte online gemessene Trübungsdaten. Diese eröffnen die Möglichkeit, mittels Korrelationen zwischen gemessener Trübung und der Schwebstoffkonzentration auch tägliche Zeitreihen der Schwebstofffracht zu erstellen (Schmidt, 2001).
- 5) Die GKSS führte zwischen 1993 und 2003 Längsprofiluntersuchungen von der Nordsee bis in die Tschechische Republik durch. Von diesen Messkampagnen stehen Schwebstoff- und anorganische Schadstoffgehalte zur Verfügung. Dabei können nur die Messkampagnen in diese Studie einfließen, die unter hydraulisch konstanten Bedingungen stattgefunden haben. Dies sind die Beprobungskampagnen 1993, 1998 und 2003.
- 6) Das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ hat darüber hinaus einzelne Hochwasserereignisse täglich hinsichtlich der Schwebstoffkonzentrationen und anorganischer Schadstoffgehalte untersucht. Dabei wurden 2003 zeitlich verdichtete Messungen in Magdeburg durchgeführt. Die Schwebstoffdynamik während des Hochwassers 2006 an der Elbe wurde gemeinschaftlich vom Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Gewässerforschung Magdeburg), der Fa. ELANA und des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart (im Rahmen des EU-Projektes MODELKEY) untersucht. Dabei wurden zeitgleich Untersuchungen in Rosslau an der Elbe, in Dessau an der Mulde, in Rosenberg an der Saale und in Magdeburg an der Elbe durchgeführt.

Es liegen nicht für alle Messstellen Daten in gleicher zeitlicher Auflösung vor. Das beste Beispiel ist die Messstelle Dessau an der Mulde. Die BfG, die ansonsten repräsentativ für die Teileinzugsgebiete mit großer Relevanz für den Stoffhaushalt der Elbe werktägliche Frachtabuschätzungen ermöglicht, ist an der Mulde nicht aktiv, weil diese keine Bundeswasserstraße ist. Dennoch gibt es Schwebstoffdaten für die Mulde, beispielsweise von der GKSS, allerdings nur für ausgewählte Zeitpunkte, sowie vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (nur für ein Hochwasser). Darüber hinaus gibt es die im vierzehntägigem Rhythmus gewonnenen Daten der Landesbehörden und der ARGE-Elbe. Dabei ist es möglich, dass insbesondere zu Hochwasserzeiten, wenn die Schwebstoff-

konzentrationen sehr schnell und stark schwanken, die Frachten aufgrund der großen zeitlichen Lücken unzureichend genau abgeschätzt werden.

Auch Naumann et al. (BfG, 2003a) unterstreichen den Einfluss von Einzelereignissen für die Frachtabschätzung, wobei für die Vereinigte Mulde oberstromig des Muldestausees an der Messstelle Bad Düben sogar Tagesfrachten ermittelt wurden, die in einzelnen mittleren Abflussjahren 16-17 % der Jahresfracht ausmachen. Dies wiederum verdeutlicht, dass grundsätzlich nur mit zeitlich verdichteten Messungen eine genaue Frachtberechnung durchgeführt werden kann.

Neben der Notwendigkeit einer ausreichenden Datengrundlage sind die Bestimmungen der Schwebstoffkonzentrationen selbst, sowie die daraus errechneten Schwebstofffrachten, mit Unsicherheiten verschiedener Ursachen verbunden: Die Lage der Messstelle beeinflusst die Qualität der erhobenen Daten. Die repräsentative Entnahme von Schwebstoffen stellt eine Herausforderung dar und solange unterschiedliche Verfahren zur gravimetrischen Bestimmung der Schwebstoffkonzentrationen angewendet werden, sind methodische Abweichungen wahrscheinlich.

5.1.2.2 Die Position der Messstelle

Der DVWK formulierte Anforderungen an die Anzahl und Standortauswahl von Messstellen (DVWK, 1986). Diese sollten u. a.

- Veränderungen des Gewässers durch Zu- und Ableitungen, Stauhaltungen und sonstige Ausbaumaßnahmen berücksichtigen
- in einer geraden Gewässerstrecke mit regelmäßigem Querschnitt und gleichförmig verteilter Fließgeschwindigkeit liegen
- und für den Zeitpunkt der Probenahme gültige Wasserstands-Abflussbeziehungen aufweisen, um Frachtberechnungen zu ermöglichen.

In der Realität sind diese Voraussetzungen nicht immer gegeben. So liegen Probenahmeorte und ihre Bezugspegel zum Beispiel bei Pirna und Meißen ca. 20 Stromkilometer voneinander entfernt (siehe Tabelle 5-3). Probenahmen werden an manchen Orten vom Boot, an anderen von Brücken durchgeführt, und die BfG-Probenahmestelle für Schwebstoffe an der Saale liegt im Bereich der Stauhaltung Calbe.

Nach telefonischer Auskunft des Landesbetriebes für Hochwasserschutz in Sachsen-Anhalt werden die Schwebstoffproben, die auch der ARGE-Elbe als Grundlage für Frachtberechnungen zugrunde liegen, beispielsweise an der Mulde ebenfalls von der Brücke (Strommitte) und an der Saale in Rosenberg vom Schiffsanleger in Rosenberg (rechtes Ufer) entnommen. Die darüber hinausgehende Berechnung von Schwebstofffrachten auf der Basis von Trübungsdaten der ARGE-Elbe kann ebenfalls durch die räumliche Distanz zwischen der Messstation, in der die Trübungsdaten erfasst werden, sowie dem Ort der Probenahme für die Schwebstoffe beeinträchtigt sein. So liegt beispielsweise die Messstation in Dessau an der Mulde bei km 7,5 direkt oberhalb des Wehres am linken Ufer, während die Entnahme für Schwebstoffe bei km 0,5 von der Brücke erfolgt. In Rosenberg liegen Station und Probenahmestelle dagegen beide am rechten Ufer. Ihre Distanz liegt bei geschätzten 150 m.

Die Probenahmen der GKSS-Messkampagnen wurden vom Helikopter aus durchgeführt. An einigen Standorten wurde sowohl das linke als auch das rechte Ufer beprobt. In den Nebenflüssen wurde stets nur eine Probe gewonnen. Im Gegensatz dazu wurde im Jahr 2003 an einer größeren Anzahl an Messstellen nur jeweils eine Probe genommen, wobei unterstromig der großen Nebenflüsse jeweils beide Ufer berücksichtigt wurden.

Tab. 5-3: Stammdaten der BfG-Messstellen an der Elbe sowie in Calbe an der Saale und Rathenow an der Havel.

Schwebstoff-Messstelle				Bezugspegel	
Gewässer	Standort	Fluss-km	Bemerkung	Standort	Fluss-km
Elbe	Pirna	34,7	Strommitte vom Boot aus, oh. Jeezel-Mündung	Dresden	55,6
	Meissen	83,4	unterhalb Hafen Meißen, Strommitte, vom Boot aus	Dresden	55,6
Elbe	Torgau	154	Brücke	Torgau	154,15
Elbe	Wittenberg	216,3	Brücke	Wittenberg	214,1
Elbe	Aken	274,8	Probennahme von der Fähre, Strommitte	Aken	274,7
			von der Fähre aus in Strommitte		
Saale	Calbe	20	Strommitte	Calbe-Grizehne	17,6
Elbe	Barby	294,8	Strommitte, vom Boot aus	Barby	295,5
	Magdeburg Strombrücke	326,6	Brücke	Magdeburg Strombrücke	326,6
Elbe	Tangermünde	389,1	Brücke	Tangermünde	388,2
Havel	Rathenow	103,6	Brücke	Rathenow UP	103,4
Elbe	Wittenberge	454,6	Strommitte, vom Boot aus	Wittenberge	454,6

5.1.2.3. Die repräsentative Entnahme von Schwebstoffen

Weiterhin wirken sich Methodik und der Ort der Probenahme im Querprofil auf das Ergebnis der Schwebstoffkonzentration aus (Wilken *et al.*, 1991). Dabei ist es sehr schwierig, eine für das gesamte Querprofil repräsentative Schwebstoffprobe zu gewinnen (BfG, 2003b): Es kann für das Ergebnis ausschlaggebend sein, von welcher Position im Querschnitt sie stammt (Ufer, Stromstrich) und aus welcher Tiefe und zu welcher Zeit sie gewonnen wird (BfG, 2003b). So ergaben Stichtagmessungen am 4.5.01 der BfG am Elbe-km 196,5 eine Variabilität der Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen zwischen 25 und 41 mg/l (Abbildung 5-4). Dabei können sowohl der Schwebstoffgehalt als auch der Abfluss eines Fließgewässers schon im Tagesverlauf stark schwanken (Symader *et al.*, 1991).

In der Praxis zeigt sich, dass die Anforderungen an eine optimale Probenahmestelle und eine vereinheitlichte Methodik nicht immer erfüllbar sind, und Unsicherheiten in gewissem Ausmaß akzeptiert werden müssen. Der Vergleich zeitgleich genommener Proben an verschiedenen Parallelmessstellen der BfG sowie der Landesbehörden (ARGE-Elbe-Messstellen) zeigte deutliche Unterschiede. In dem Falle ermittelten die Landesbehörden geringere Schwebstoffkonzentrationen, die im Mittel beim Faktor 2,8 und im Median um 1,9 lagen.

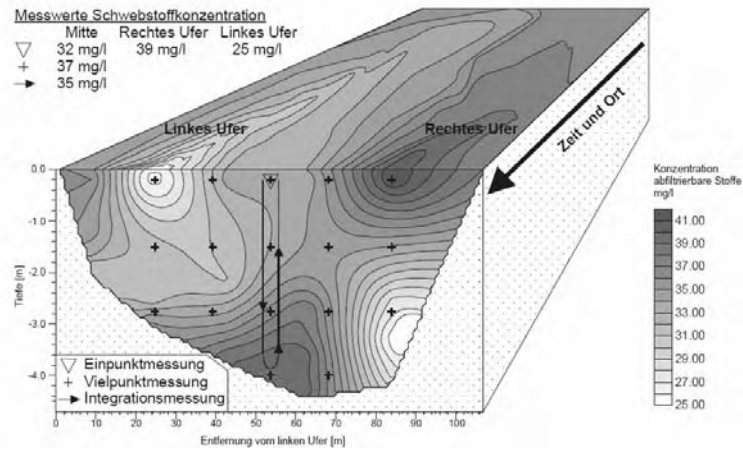


Abb. 5-4: Einfluss der Probenahme auf die ermittelte Schwebstoffkonzentration, dargestellt am Beispiel der Elbe (Elbe-km 196,5 am 4.05.01) (aus BfG, 2003b).

5.1.2.4 Die gravimetrische Bestimmung von Schwebstoffkonzentrationen

Im Elbeinzugsgebiet wird eine Vielzahl voneinander abweichender Methoden zur gravimetrischen Schwebstoffbestimmung durchgeführt. Tabelle 5-4 gibt einen Überblick über verschiedenen Vorgehensweisen.

Tab. 5-4: Angewandte gravimetrische Filtrationsverfahren zur Schwebstoffbestimmung im Elbe-EZG (Zusammengestellt nach (BfG, 2003a; Prange *et al.*, 2001), persönl. Mitteilung M. Bergemann, ARGE-Elbe).

Methodenbezeichnung	„Alte“ Bundesländer	„Neue“ Bundesländer	BfG	ČHMÚ	GKSS	ARGE-Elbe
Norm	In Anlehnung an DIN 38 409 H2-2	In Anlehnung an DIN 38 409 H2-2	DK 556.535.6	ČSN 830530		In Anlehnung an DIN 38 409 H2-2
Untersuchte Gewässer	Fließgewässer Niedersachsen	Fließgewässer Sa, Sa-An, Bra, Meck-Vorp.* Berlin	Bundeswasserstraßen	Fließgewässer CSR	Längsprofilkampagnen	Längsprofil der Elbe
Probenahme	Einpunktmessung	Einpunktmessung	Ein- und Vielpunktmessung	Integrationsmessung	Einpunktmessung (Hubschrauber)	Querprofilmischproben und Einpunktmessungen
Filtrationsverfahren	Unterdruck	Unterdruck	Grav. Filtration	Grav. Filtration	Überdruck	Unterdruck
Probenvolumen [L]	1	1	3-5	1	2	1
Filtertyp	Zellulose-Acetat-Filter (Sartorius)	Glasfaservorfilter Gf 92 (Schleicher & Schüll)	Papierfilter (Pyramiden-Filterpapier 202 „Melitta“)	Papierfilter (Filtak 389 Weißband)	Nucleopore-Filter	Zellulose-Acetat-Filter
Porengröße	0,45 µm	k.A.	Ca. 6,1 µm	Ca. 3,4 µm	0,4 µm	0,45 µm

* Sa = Sachsen, Sa-An = Sachsen-Anhalt, Bra = Brandenburg, Meck-Vorp = Mecklenburg-Vorpommern

Die methodischen Unsicherheiten lassen sich wie folgt zusammenfassen: Die Verwendung von relativ grobporigen Papierfiltern seitens der BfG führt bei Versuchen mit standardisierten Schwebstoffproben zu Minderbefunden, die selbst bei hohen Schwebstoffkonzentrationen ca. 25 % betragen (Tabelle 5-5). Die Spannweite der Minderbefunde reicht von 80 % bei Schwebstoffkonzentrationen von 10 mg/l bis zu 24 % bei Schwebstoffkonzentrationen von 50 mg/l. Mit Hilfe der in Tab. 5-5 gezeigten Ergebnisse lassen sich die methodischen Unsicherheiten abschätzen.

Tab. 5-5: Effizienz [%] der untersuchten gravimetrischen Filtrationsverfahren unter Angabe der Standardabweichung (Stabw.) in Bezug auf jeweils 10 Proben (nach (BfG, 2003a), verändert).

Standard	Alte Bundesländer		Neue Bundesländer		BfG		ČHMÚ	
	Effizienz	Stabw	Effizienz	Stabw	Effizienz	Stabw	Effizienz	Stabw
10 mg/l	89,1	1,1	89,5	1,1	21,2	0,8	90,0	0,9
20 mg/l	90,6	0,9	93,6	0,5	55,7	0,9	89,2	0,8
30 mg/l	92,5	0,6	91,9	0,6	69,0	2,4	87,7	1,5
50 mg/l	94,7	0,7	92,4	1,5	76,4	4,6	87,9	0,7

Es ist möglich unter Verwendung der in Abb. 5-5 aufgeführten Regression die Ausgangskonzentrationen für die vorliegenden Messergebnisse der BfG zu schätzen. Die Minderbefunde liegen zum größten Teil in Ausspülverlusten begründet. Auf Grundlage der errechneten Konzentrationsbereiche lassen sich für Hochwassersituationen im Median Verluste von ca. 28 %, bei Mittelwassersituationen Verluste von 32 % und während bei Niedrigwassersituationen Unsicherheiten von 17 % annehmen. Da das Hochwassergeschehen den stärksten Einfluss auf die Jahresschwebstofffrachten hat, wird ein Faktor von 1,28 genutzt, um den methodisch bedingten Unsicherheitsbereich bei der Schadstofffrachtbilanzierung zu berücksichtigen.

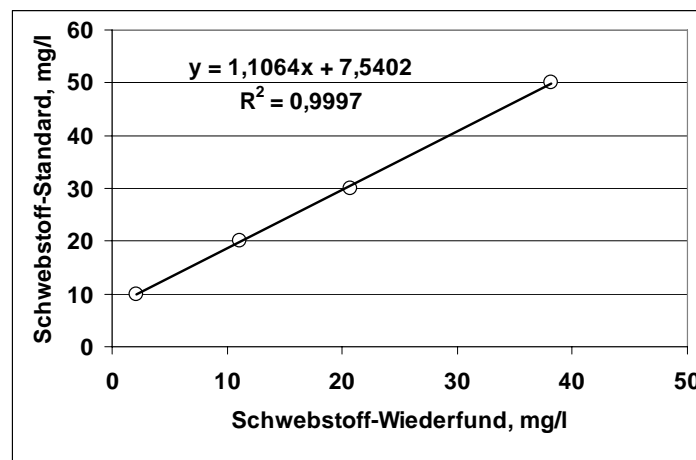


Abb. 5-5: Standard-Schwebstoffkonzentrationen und deren Wiederfund (aus BfG, 2003a)

Vom Hubschrauber aus wurden von der GKSS Proben aus 0,5 bis 1 m Tiefe genommen. Untersuchungen der Variabilität der Schwebstoffkonzentrationsmessungen (Prange *et al.*, 2001) ergaben für verschiedene Messpunkte sehr unterschiedliche Schwankungsbreiten, wobei tageszeitliche Schwankungen noch unberücksichtigt blieben. Es wurden zeitparallele und zeitlich versetzte Probenahmen innerhalb eines Zeitfensters von 15 min an unterschiedlichen Messstellen entlang des Flusses und an beiden Ufern durchgeführt. Die Untersuchungsstandorte waren Schmilka, Rosslau, Muldemündung und Breitenhagen. Es traten insbesondere bei Schmilka in Parallelproben Schwankungen von bis zu 100 % auf, während in der Muldemündung lediglich Variabilitäten zwischen 5-10 % zu messen waren. Bei Kurzzeituntersuchungen traten in Rosslau Abweichungen von 8 %, in Schmilka und Breitenhagen Unterschiede von bis zu 23 % auf, die jedoch auf die nicht vollständige Einmischung der oberstromigen Nebenflüsse zurückgeführt wurden.

5.1.3. Vergleichende Betrachtungen der Schwebstofffrachtberechnungen verschiedener Messprogramme

In dieser Studie beruht die Bewertung, von welchen Gebieten ein Risiko für die Elbe ausgeht, zu einem wesentlichen Teil auf Schwebstofffrachtdateen der GKSS, der ARGE-Elbe und der BfG. Im vorigen Kapitel wurde auf die methodischen Unsicherheiten bei der Schwebstofffrachtbestimmung eingegangen. Um dennoch zu vergleichbaren Aussagen mittels Daten verschiedener Probennahmekampagnen zu gelangen, wird in diesem Kapitel beschrieben, in welchem Verhältnis diese Frachtberechnungen zueinander stehen.

5.1.3.1. Stichtagvergleiche von GKSS- und BfG-Beprobungen

Von der GKSS liegen von mehreren Längsprofiluntersuchungen Schwebstoffgehalte vor, die teilweise mit unabhängig aber zeitgleich genommenen Proben der BfG verglichen werden können. Für beide Datensätze werden die gleichen Wasserstands-Abflussbeziehungen genutzt. Die Abbildung 5-6 zeigt die unterschiedlichen Ergebnisse der Frachtberechnungen an den Stichtagen der Längsprofilkampagnen der GKSS 1993, 1998 und 2003.

Auf Grundlage der BfG-Daten wird dabei tendenziell eine größere Schwebstoffmenge bestimmt, die sich in einer größeren Fracht äußert. Dies ist insbesondere bei der GKSS-Kampagne 1993 zu erkennen. Diese Differenz ist in den darauf folgenden Jahren nicht mehr so ausgeprägt. Die prozentualen Abweichungen liegen in drei betrachteten Kampagnen im Median jeweils zwischen 18 und 68 % (Tab. 5-6).

Tab. 5-6: Prozentuale Abweichungen der Frachtberechnungen bei Stichtagvergleichen zwischen Befunden der GKSS und der BfG.

	Aug. 2003	Sept. 1998	Okt. 1993
	Prozentuale Abweichungen der Frachtberechnungen		
Min	0,1	8	33
Median	20	18	68
Max	64	52	91

Aus diesen Stichtag-Frachtvergleichen lassen sich Faktoren zur Berücksichtigung der Unsicherheiten ableiten, die bei den betrachteten Messkampagnen 1993, 1998 und 2003 zwischen 0,4 bis 1,9 lagen. 1998 und 2003 beträgt der Korrekturfaktor im Median 1 bei einer Spannweite von 0,4 bis 1,5.

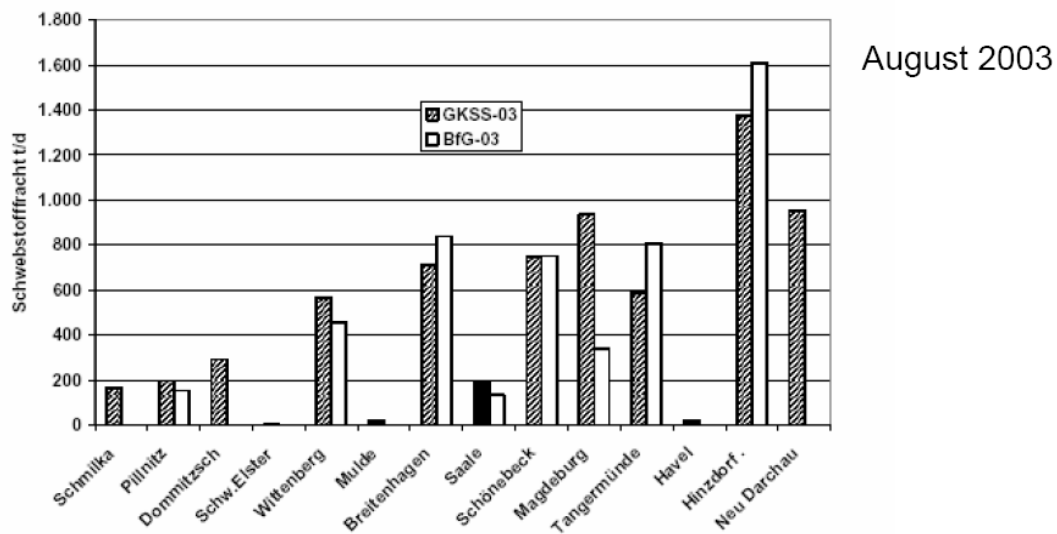
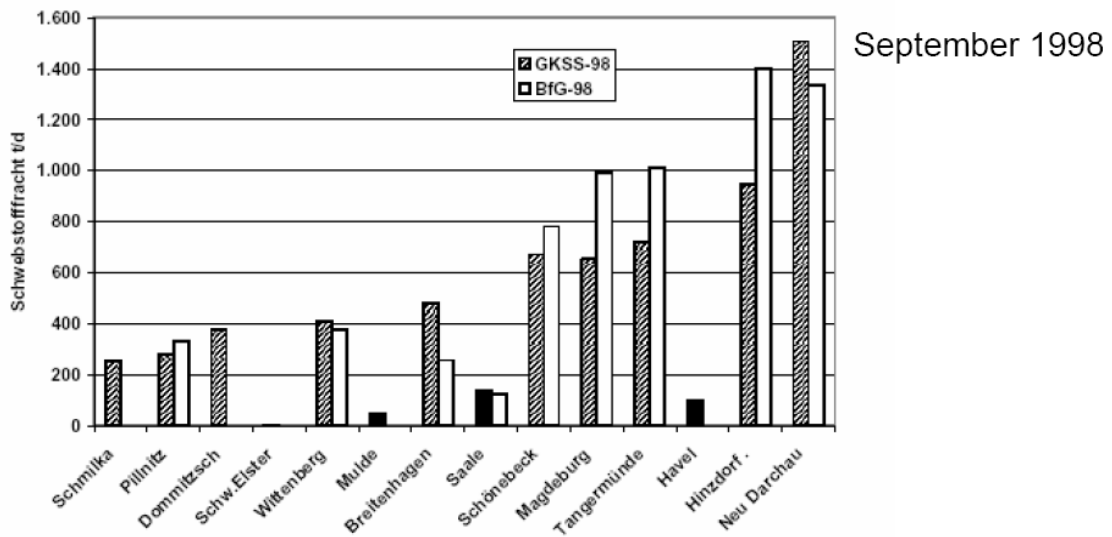
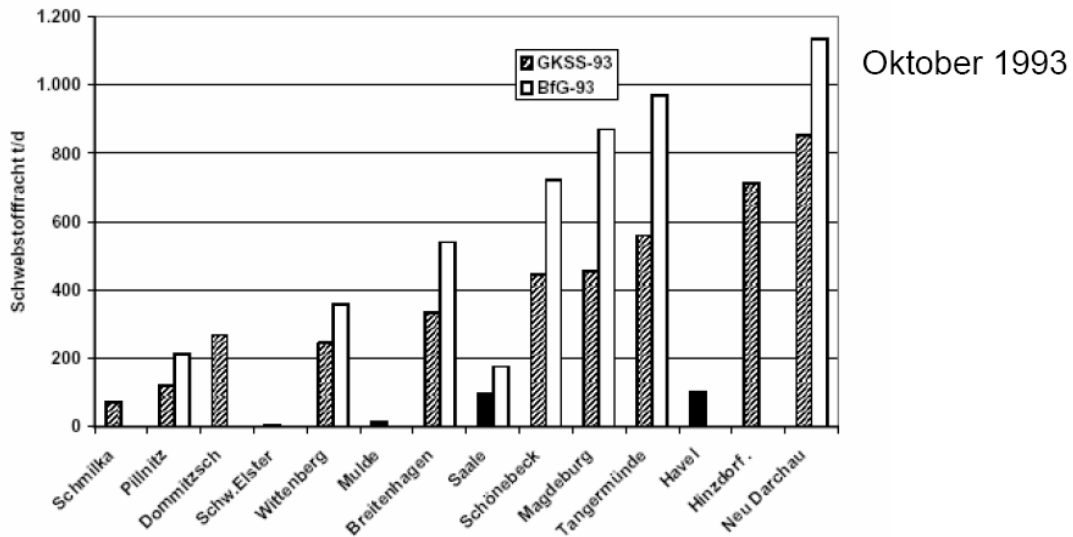


Abb. 5-6: Vergleich der Frachtberechnungen von BfG und GKSS an Stichtagen während dreier Längsprofilbeprobungen der GKSS (Nebenflüsse: Schwarze Balken)

5.1.3.2. Jahres-Frachtvergleiche ARGE-Elbe/BfG

Die Jahresfrachtvergleiche, basierend auf Daten der BfG sowie der ARGE-Elbe zeigen, dass entlang der Elbe die BfG höhere Schwebstofffrachten berechnet als die ARGE-Elbe (Abb. 5-7). Die von der ARGE-Elbe abgeschätzten Jahresfrachten betragen im Zeitraum von 1996 bis 2004 im Median 57 % der von der BfG berechneten Frachten. Um die Unsicherheiten des Eintrags von Schweb- bzw. im Anschluss auch von Schadstoffen aus dem Teileinzugsgebiet der Tschechischen Republik an der Fracht in der unteren Mittel-Elbe zu berücksichtigen, werden die Vergleiche der berechneten Jahresfrachten von ARGE-Elbe und BfG (Tab. 5-7) an den entsprechenden Parallelmessstellen herangezogen.

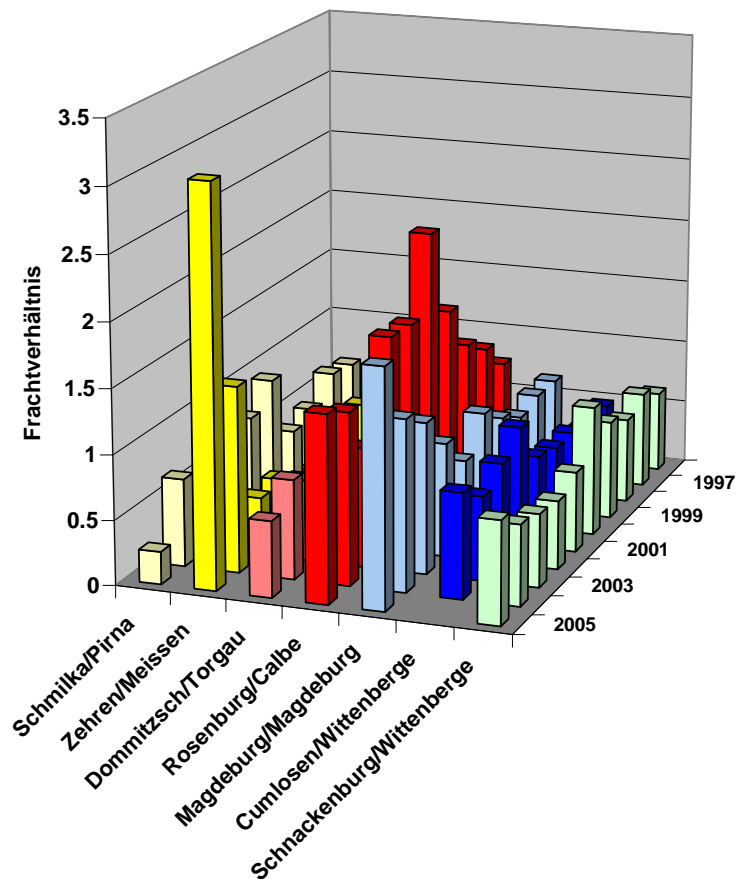


Abb. 5-7: Verhältnis der Frachtberechnungen aus den ARGE-Elbe/BfG-Daten an verschiedenen Standorten entlang der Elbe sowie an der Saale.

An der deutsch-tschechischen Grenze ergeben sich seitens der ARGE-Elbe niedrigere Werte, die mittels Unsicherheits-Korrekturfaktoren zwischen 4 und 1 bzw. im Median von 1,75 ausgeglichen werden könnten. In der unteren Mittel-Elbe ergeben sich aufgrund der niedrigeren Werte seitens der ARGE-Elbe Unsicherheits-Korrekturfaktoren zwischen 1 und 1,89, im Median 1,57.

An zwei Vergleichsstandorten kehren sich diese Verhältnisse anscheinend um: Im Bereich der oberen Elbe werden seit 2004 für den Messstandort in Zehren gegenüber Meissen deutlich höhere Frachten geschätzt und auch in Magdeburg ist eine Umkehr der Verhältnisse seit 2003 erkennbar. Dies kann derzeit nicht erklärt werden.

Die von der ARGE-Elbe ermittelten Schwebstofffrachten der Nebenflüsse Saale, Mulde und Schwarze Elster liegen in der gleichen Größenordnung, wie sie seitens Naumann et al. ermittelt wurde (BfG, 2003a). Naumann et al. nutzen für die Berechnung der Jahresfrachten aus den Nebenflüssen grundsätzlich die gleichen Daten wie die ARGE-Elbe, berechneten aber Variationsbereiche mit Hilfe verschiedener Modelle. Sie geben einen Variationsbereich der ermittelten Vertrauensbereiche von 2-50 % an, so dass sich Korrekturfaktoren zur Berücksichtigung der Unsicherheiten von 1,02 bis 1,5 ableiten lassen. Diese lassen sich aufgrund der gleichen Datenlage auch auf die qualifizierte Schätzung der ARGE-Elbe-Frachten übertragen.

Der Vergleich der Messstandorte an der Saale, Rosenberg (ARGE-Elbe, km 4,5) und Calbe (BfG, km 20) zeigt, dass in Rosenberg mit Ausnahme weniger Jahre durch die ARGE-Elbe höhere Frachten geschätzt werden. Tabelle 5-7 zeigt die medianen Frachtverhältnisse. Sie lassen bereits vermuten, dass die Stauhaltung der Saale einer besonderen Betrachtung bedarf. Ihr ist das Kapitel 5.1.5. gewidmet.

Tab. 5-7: *Mediane Jahresfrachtverhältnisse und Spannbreiten zwischen Messstandorten der ARGE-Elbe und der BfG entlang der Elbe und an der Saale.*

ARGE-Elbe/BfG	Median	Minimum	Maximum
Schmilka/Pirna	0.57	0,25	0,96
Zehren/Meissen	0.52	0,27	3,07
Dommitzsch/Torgau	0.44	0,17	0,77
Rosenburg/Calbe (Saale)	1.38	0,75	2,25
Magdeburg/Magdeburg	0.79	0,59	1,83
Cumlosen/Wittenberge	0.57	0,43	0,93
Schnackenburg/Wittenberge	0.64	0,53	1,00

5.1.3.3. Validierung der Frachtdaten von ARGE-Elbe und BfG mit Online-Trübungsmessungen (Eine detaillierte Darstellung findet sich im Anhang)

Um eventuell auftretende Messungenauigkeiten bzw. Unschärfen, die durch Berechnungsverfahren oder ungünstig gelegene Probenahmestellen hervorgerufen werden, besser einzuschätzen, werden die vorhandenen Frachtabschätzungen der BfG und ARGE-Elbe mittels online erfasster Trübungsdaten validiert.

Im Sommer ist die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe nicht mit der Trübung korreliert, was vermutlich auf die Zunahme des Phytoplanktons und damit auf die Veränderung der Qualität des suspendierten Materials in der Wassersäule zurückzuführen ist. Mit Trübungsdaten und Schwebstoffkonzentrationen aus der Winterperiode lassen sich aber Regressionsgleichungen formulieren, die helfen, den Schwebstofftransport im Winterhalbjahr besser zu beschreiben.

Frachten, berechnet auf Grundlage der Trübungsdaten, übersteigen dabei häufig diejenigen der qualifizierten Schätzung der ARGE-Elbe und nähern sich in vielen Fällen an die Ergebnisse der Frachtberechnung der BfG an (Abb. 5-8).

Unter Verwendung der Trübungsdaten an der Saale während winterlicher Hochwasserperioden erhält man eine Frachtabschätzung, die selbst über der hier tendenziell höheren Frachtberechnung

der ARGE-Elbe liegt. Sie liegt aber mit einer Abweichung von 30 % noch im von Naumann et al. (BfG, 2003a) formulierten Variationsbereich. Aus den BfG-Daten zur Saale lässt sich dagegen im Hochwasserfall tendenziell nur die Hälfte der Schwebstofffracht errechnen, die sich aus den Trübungsdaten ergeben würde. Während der Mittelwassersituation 1997/1998 dagegen scheinen sich Lage- und methodische Unterschiede weniger stark auszuwirken (Abb. 5-8).

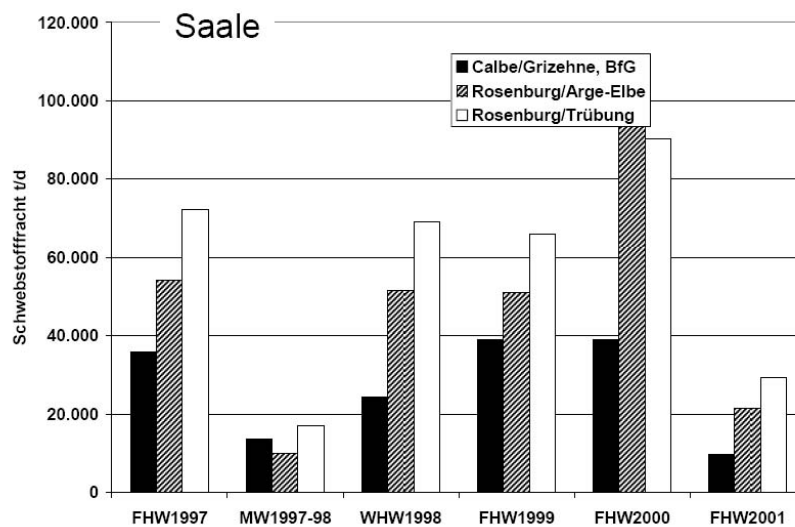
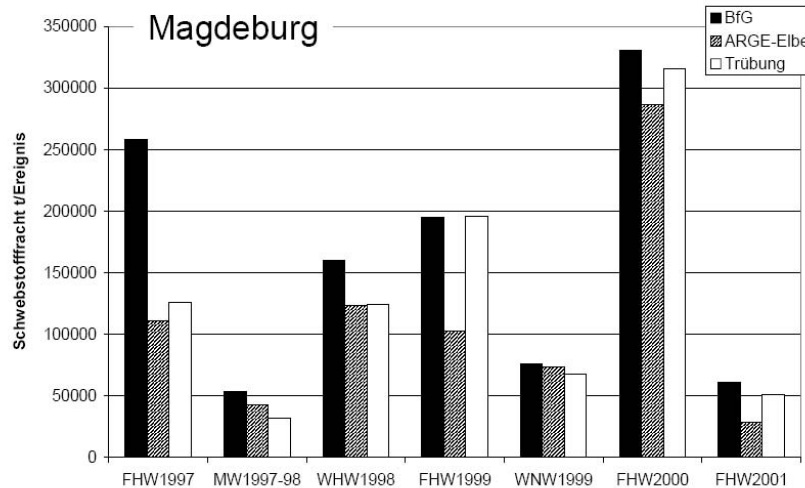


Abb. 5-8: Vergleiche der Schwebstofffrachten für ausgewählte Abflusssituationen, gemessen in Magdeburg (oben) und an der Saale (unten), errechnet auf der Basis unterschiedlicher Verfahren.

5.1.4. Relative Frachtanteile der Teileinzugsgebiete der Elbe

Die Variabilitäten der Schwebstoffmessungen erschweren konkrete und absolute Aussagen. Unter der Annahme, dass die Datensätze trotz der methodischen Unterschiede zwischen den Messkampagnen der Institutionen in sich konsistent sind, sollte die relative Einordnung der Frachtanteile aus den Teileinzugsgebieten in gleicher Weise erfolgen können.

Aus Abbildung 5-8 und Tabelle 5-7 geht aber hervor, dass der Beitrag z.B. der Saale von der ARGE-Elbe und der BfG völlig anders eingeschätzt würde. Die Abbildung 5-9 zeigt das Verhältnis der Frachten verschiedener Teileinzugsgebiete auf Grundlage der ARGE-Elbe Daten an der Gesamtschwebstofffracht in Schnackenburg, bzw. auf der Grundlage der BfG-Daten an der Gesamtschwebstofffracht in Wittenberge. Die Frachten der ARGE-Elbe könnten auch auf Cumlosen bezogen werden. Der Vergleich der ermittelten Jahresfrachten der Messstationen in Cumlosen und Schnackenburg, die räumlich nur 5-6 Flusskilometer voneinander getrennt sind, zeigt aber eine Schwankungsbreite von +/- 32 %. Dies ändert am relativen Ergebnis allerdings wenig (Einfluss der Saale wäre 31 statt 23 %), so dass hier nur Schnackenburg dargestellt wird. Die Berechnungen auf Grundlage der Daten der BfG zeigen für die Saale dagegen nur einen Anteil von 12 %.

Sowohl für die Mulde als auch für die Havel liegt in jedem Fall nur ein Datensatz vor.

Die „Differenz“ beschreibt den in Schnackenburg/Cumlosen transportierten Anteil, der sich rechnerisch im gleichen Zeitraum nicht aus den Einträgen der übrigen Teileinzugsgebiete erklären lässt. Die „Differenz“ enthält demzufolge die Einträge aus den übrigen Nebenflüssen, vor allem im Falle der ARGE-Elbe Daten der Havel und im Falle der BfG-Daten der Mulde, aber auch die diffusen Schwebstoffeinträge von z. B. Straßenabläufen, Resuspendierungen aus Bühnenfeldern und die Schwebstoffzunahme im Längsprofil durch Algenwachstum. Treten negative Differenzen auf, so bedeutet dies, dass im betrachteten Zeitraum in den Teileinzugsgebieten mehr transportiert wurde als im unterstromigen Referenzstandort (Schnackenburg, Cumlosen oder Wittenberge), also mindestens ein temporärer Schwebstoffrückhalt eingetreten ist.

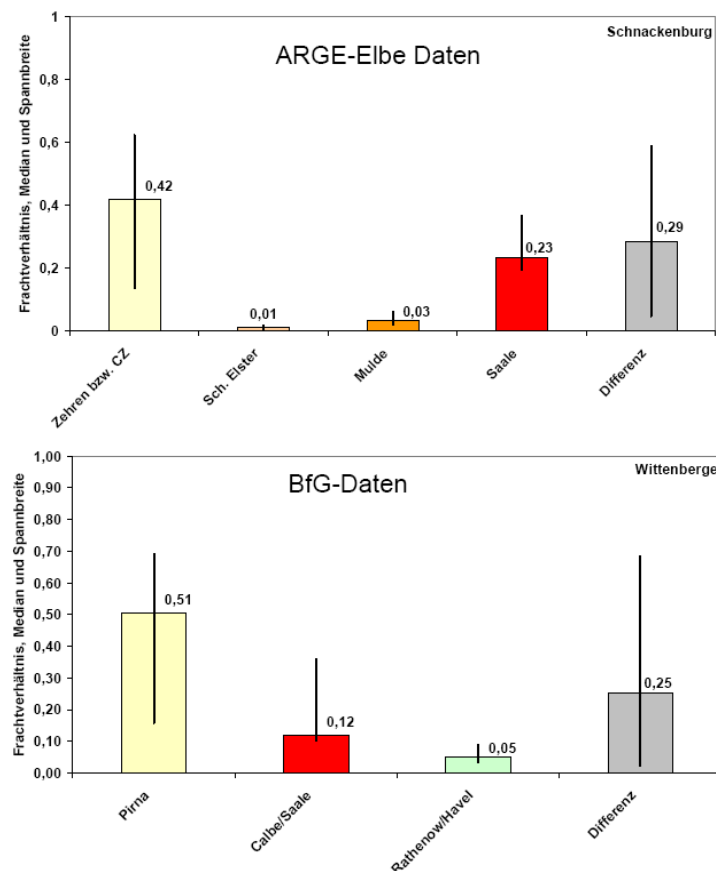


Abb. 5-9: Verhältnis von Schwebstoff-Jahresfrachten verschiedener Teileinzugsgebiete zur Gesamtschwebstofffracht in Schnackenburg (oben) (ARGE-Elbe, Datenlage: 1996-2005) bzw. Wittenberge (unten) (BfG-Daten, Datenlage 1994 bis 2004).

Abbildung 5-9 zeigt die unterschiedlichen Beiträge der Nebenflüsse auf. Die Saale führt der Elbe die größte Schwebstofffracht zu. Die Mulde liefert ca. 1/8 der Saalefracht und die Schwarze Elster ca. 1/23 (ARGE-Elbe). Die Havel führt auf Grundlage der werktäglichen Messungen in Rathenow eine Schwebstofffracht, die etwas weniger als die Hälfte der Saalefracht beträgt. Auf Grundlage der Messergebnisse der Landesbehörden liefert die Havel bei Toppel ca. 1/3 der Saalefracht. Damit stimmt die relative Einordnung der Nebenflüsse bzgl. ihres Schwebstoffbeitrags in dieser Studie (Datenlage: 1996 bis 2005) weitgehend mit den Befunden des Projektes „Bedeutung der Nebenflüsse für den Schwebstoffhaushalt der Elbe“ (BfG, 2003a) (Datenlage: 1990 bis 2005) (Abb. 5-10) überein.

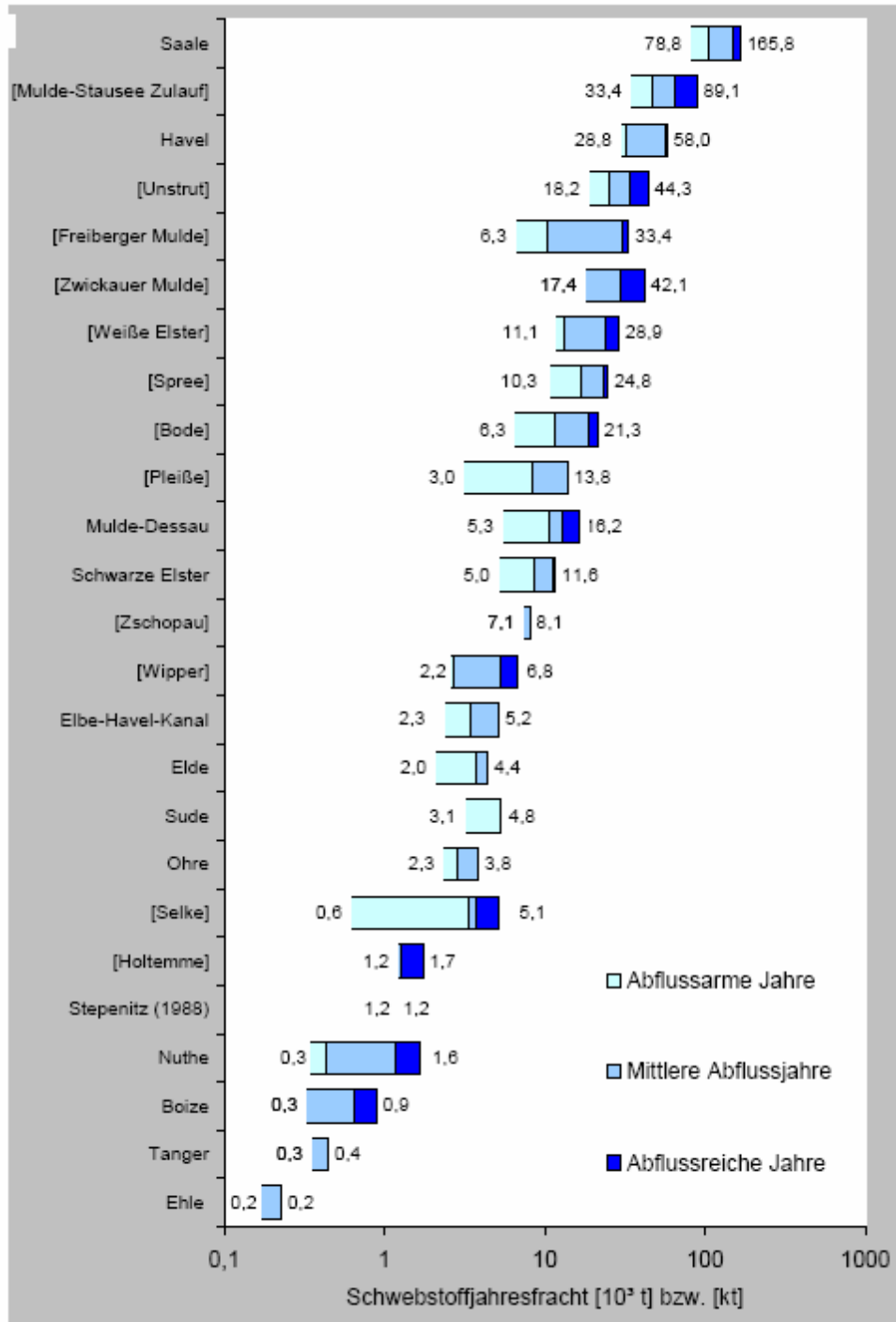


Abb. 5-10: Variationsbereich der Schwebstoffjahresfrachten an den mündungsnächsten Messstellen der Elbenebenflüsse im Beobachtungszeitraum von 1990 bis 2000 (aus BfG, 2003a)

Tabelle 5-8 zeigt eine Übersicht über die von Naumann et al. in hydrologischen Jahren mit Hilfe verschiedener Verfahren berechneten Schwebstofffrachten sowie deren Variationsbereich für die bedeutendsten Nebenflüsse der Elbe (BfG, 2003a). Diesen Daten werden die Frachten der ARGE-Elbe und der BfG aus kalendarischen Jahren gegenübergestellt. Dabei wird ersichtlich, dass eine Unterschätzung der Schwebstofffrachten der Saale durch die BfG in Calbe erst seit Ende der 1990er Jahre eintritt.

Tab. 5-8: Schwebstofffrachten und ihr Variationsbereich, berechnet mit Hilfe verschiedener Methoden für hydrologische Jahre (BfG, 2003a) und die Ergebnisse der Frachtberechnung der ARGE-Elbe und BfG, berechnet in kalendarischen Jahren.

	Berechnete				
	Fracht kt/a hydrologisches Jahr	Variationsbereich kt/a hydrologisches Jahr	Variationsbereich % hydrologisches Jahr	ARGE-Elbe kalendarisches Jahr	BfG kalendarisches Jahr
Schwarze Elster					
1990	12	13,4	12		
1991					
1992	2,9	3,9	34		
1993	5,3	5,5	4		
1994	10,8	11,1	3		
1995	11,2	12,2	9		
1996	8,7	9,8	13	6,9	
1997	4,5	5,4	20	5,1	
1998	5,5	6,4	16	7,1	
Mulde					
1993	5,3	6,3	19		
1994	9,7	13,3	37		
1995	12,1	18,2	50		
1996	13,5	14,3	6	14,3	
1997	10,7	12,5	17	10,5	
1998	11,5	12,6	10	15,3	
1999	15,9	17,1	8	13,8	
Saale					
1993	72,9	81,4	12		209
1994	162,6	180,5	11		337
1995	136,7	151,2	11		281
1996	86,9	90,1	4	128	171
1997	90,9	118,5	30	127	129
1998	84,7	90,5	7	112	98
1999	139,7	148,9	7	119	78
Havel					
1992	36,3	45,4	25		46
1993	43,6	46,4	6		57
1994	56,8	58	2		83
1995	46,6	57,1	23		69
1996	27,9	30,8	10		36
1997	15	19,8	32		36
1998	20,4	22,2	9		35
1999	21,4	23,8	11		36
Schwankungsbreite des Variationsbereiches			2-50		

5.1.5. Besonderheiten des Schwebstofftransports im Bereich der Saalemündung

An der Saale besteht insofern eine Ausnahmesituation, als hier die Schwebstofffrachten, die durch die BfG berechnet wurden, deutlich niedriger als die der ARGE-Elbe sind, während an den anderen Messstellen die Daten der ARGE-Elbe deutlich niedriger liegen. Da die Saale bezüglich der Schweb- und Schadstofffracht von großer Bedeutung für die Fragestellung dieser Studie ist, soll die Schwebstoffdynamik an der Probennahmestelle und im Bereich der Saalemündung in die Elbe näher untersucht werden. Einen Überblick über das betrachtete Gebiet gibt Abbildung 5-11.



Abb. 5-11: Überblick über den Elbabschnitt von Aken bis Barby, in den bei Km 290 die Saale mündet. Gekennzeichnet ist die Stauhaltung Calbe und der Altarm der „Alten Elbe“ (Foto: Google Earth).

5.1.5.1. Unstimmigkeiten der Frachtbilanzen Aken/Barby - Saale

Bei einem Vergleich der Schwebstofffrachten in Aken, oberhalb des Saalezuflusses, in Barby, unterhalb der Saalemündung, und in Calbe, BfG-Messstelle in der Saale, treten Unstimmigkeiten in der Frachtbilanzierung auf. Theoretisch müsste die zwischen Aken und Barby zunehmende Schwebstofffracht größenordnungsmäßig durch den Saaleeintrag erklärt werden können, da es zwischen den beiden Messstellen keine weiteren Zuflüsse gibt. Die Schwebstoffdifferenzen zwischen Aken und Barby sind jedoch seit 1995 um ein Mehrfaches höher als der Schwebstoffbeitrag, der von der BfG für die Saale ermittelt wurde (Abb. 5-12). Die Optimierung der Probenahme an der Messstelle Aken (ab 2000) führte zwar zu einer Verringerung der Differenz, im Ergebnis bleiben allerdings nach wie vor große, durch den Zufluss der Saale zunächst nicht erklärbare Differenzen zwischen den genannten Bilanzmessstellen.

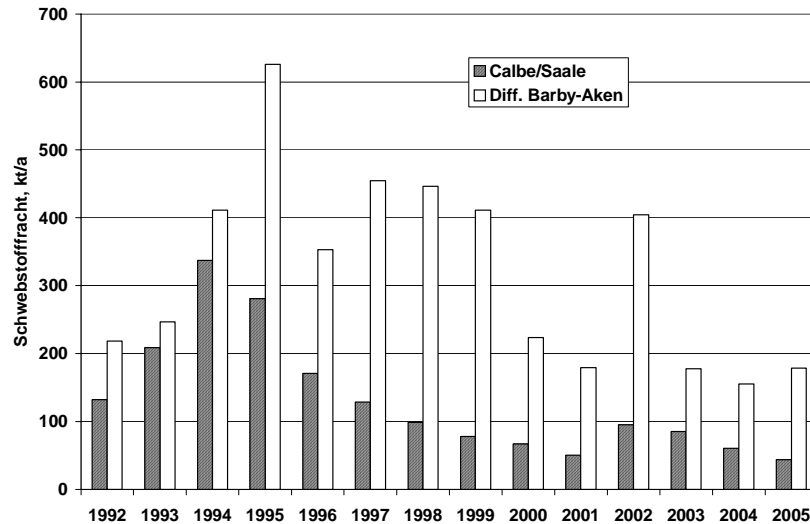


Abb. 5-12: Die Frachten der Saale im Vergleich zur Differenz zwischen Aken und Barby, Datengrundlage BfG.

Drei Ursachen, die sich möglicherweise ergänzen, werden in Betracht bezogen, um die großen Differenzen in der Frachtbilanzierung zu erklären.

- a) Die analytischen Mess- und Berechnungsungenauigkeiten führen letztendlich zu einer Unterschätzung des Saaleeintrags.
- b) Es gibt zwischen Aken und Barby Sedimentquellen, die im Hochwasserfall resuspendiert werden können.
- c) Durch die Lage der Messstelle bei Calbe wird die Menge des in die Elbe transportierten Materials nicht ausreichend erfasst.

a) Mess- und Berechnungsungenauigkeiten

In Kapitel 5.1.3.3 wurde versucht, die Schwebstofffrachtdaten der ARGE-Elbe und der BfG mit Hilfe von Trübungsmessungen zu validieren. Es zeigte sich für die Saale, dass die aus Trübungsdaten errechneten Frachten tendenziell doppelt so hoch waren wie die BfG-Daten.

Abbildung 5-13 zeigt, dass durch Verwendung der Trübungsdaten bei Rosenberg insbesondere im Jahr 2000 eine deutliche Reduzierung der unerklärten Frachtdifferenz erreicht wird. Ab dem Jahr 2000 wurde die Beprobung an der Messstelle Aken verbessert. Dennoch bleiben 50 000 t unerklärten Frachtzuwachses, die während eines Hochwassers Barby erreichen. Diese Masse entspricht Größenordnungsmäßig der von der BfG ermittelten Jahresfracht der Saale.

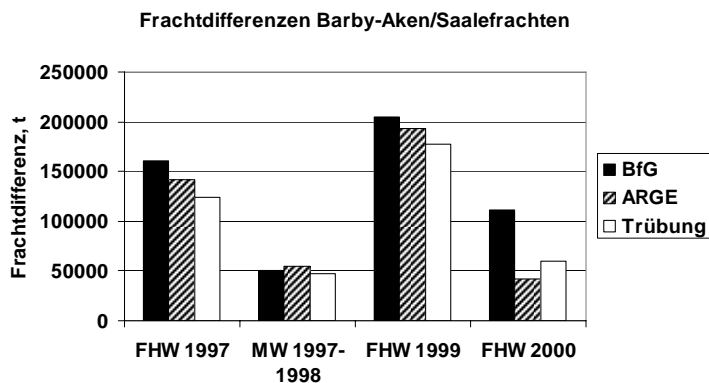


Abb. 5-13: Frachtdifferenzen zwischen den Standorten Barby und Aken unter Berücksichtigung verschiedener Frachtberechnungen für die Saale.

b) Potenzielle Sedimentquellen im Elbeschlauch zwischen Aken und Barby

Die Berechnungen der Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abteilung Höxter, zeigen, dass zwischen Aken und der Saalemündung, insbesondere zwischen den Elbe-Stromkilometern 277 bis 288 die hydraulisch wirksame Wasserspiegelbreite während ansteigender Abflüsse nur relativ geringfügig zunimmt (Nestmann & Büchele, 2002) (Abb. 5-14). Im Längsverlauf des Flusses ist für Hochwasserabflüsse sogar eine Verringerung der wirksamen Wasserspiegelbreite festzustellen. Dies geht zwangsläufig mit stärker steigenden Wasserspiegellagen während der Hochwasserzeiten und ebenfalls mit größeren Fließgeschwindigkeiten einher. Demzufolge kann grundsätzlich in diesem Elbeabschnitt mit einem größeren Erosionspotenzial für abgelagerte Sedimente gerechnet werden.



Buhnenfelder zwischen Aken und Barby
(Foto: Google Earth)

Zieht man Abschätzungen zur Erosion von Buhnenfeldern von Schwartz und Kozerski (Schwartz & Kozerski, 2003) (200 m^3 beim Extremhochwasser 2002), der Universität Stuttgart und der Fa. ELANA für das Buhnenfeld Fahlberg-List (60 m^3 im Extremhochwasser 2006) heran, so ist bei einer Anzahl von ca. 200 Buhnenfeldern auf der Strecke zwischen Aken und Barby ein Beitrag dieser Teilstrecke in der Höhe von 50 000 t theoretisch möglich (siehe Kapitel 5.1.7)

Eine weitere Möglichkeit besteht grundsätzlich in der Erosion von Bodenmaterial aus bewaldeten Auen im Winter, wenn die Böden nicht mehr durch Vegetationsbedeckung stabilisiert werden.

Dazu kommt, dass insbesondere unterstromig von Breitenhagen die Alte Elbe, ein zur Stromelbe parallel verlaufender Altarm liegt (Abb. 5-11). Dieser wird nur unter Hochwasserbedingungen durchströmt und erfährt einen Schwebstoffeintrag ausschließlich durch die Saale. Diese Schwebstofffrachten, die in den Altarm eingetragen werden, sind bei Jahres-Bilanzierungsbetrachtungen an der Saale in Rosenberg oder auch Calbe/Grizehne mit berücksichtigt worden. Ihr Austrag wird allerdings nicht vom Abfluss der Saale, sondern vom Abflussverhalten der Elbe bestimmt, wenn nämlich bei ansteigendem Wasser der Altarm von oberstrom hydraulisch angeschlossen wird. Auf die Jahresbilanzierungen hat dies keinen Einfluss. Für die Bilanzierung einzelner Schwebstoffpeaks bei ausgewählten Hochwasserphasen kann dies jedoch durchaus eine Bedeutung haben.

Hydraulisch wirksame (durchströmte) Wasserspiegelbreiten
Elbe-km 271,7-299,2 (Bereich Biosphärenreservat - Saalemündung)

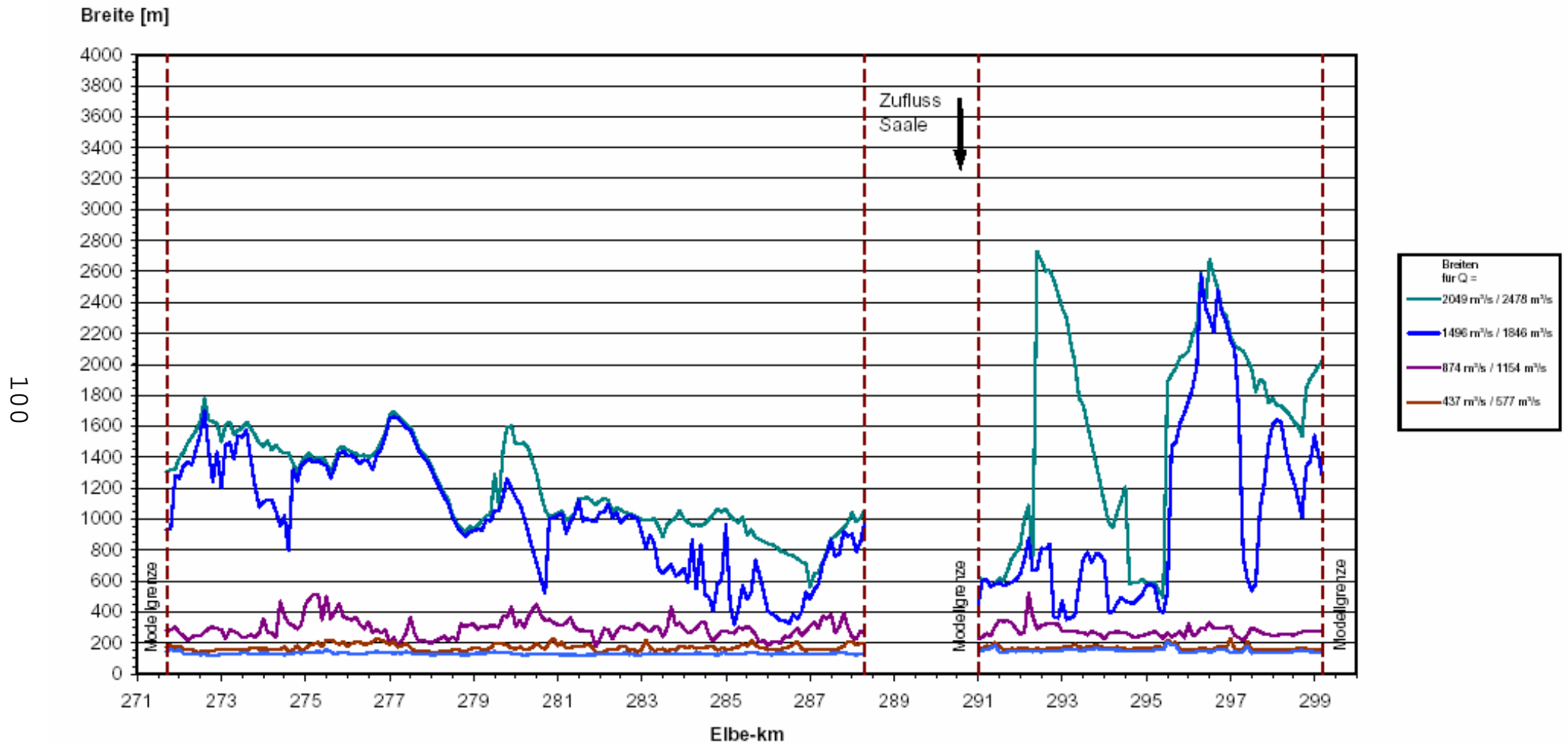


Abb. 5-14: Hydraulisch wirksame Wasserspiegelbreiten zwischen Aken und der Saalemündung, Hydraulische Berechnung: Universität-GH Paderborn, Abt. Höxter (2000); aus: Anlagen-CD zum Schlussbericht MORPHODYNAMIK, BMBF-Verbundprojekt der Elbe" (Förderkennzeichen 0339566) ISBN 3-00-008977-2.

Die Erosion von Sedimenten aus dem Elbeabschnitt zwischen Aken und Barby könnte somit jene, mit zeitlicher Verzögerung in Barby gemessenen Schwebstoffpeaks erklären, die weder in Aken noch in der Saale beobachtet wurden (Abb. 5-15).

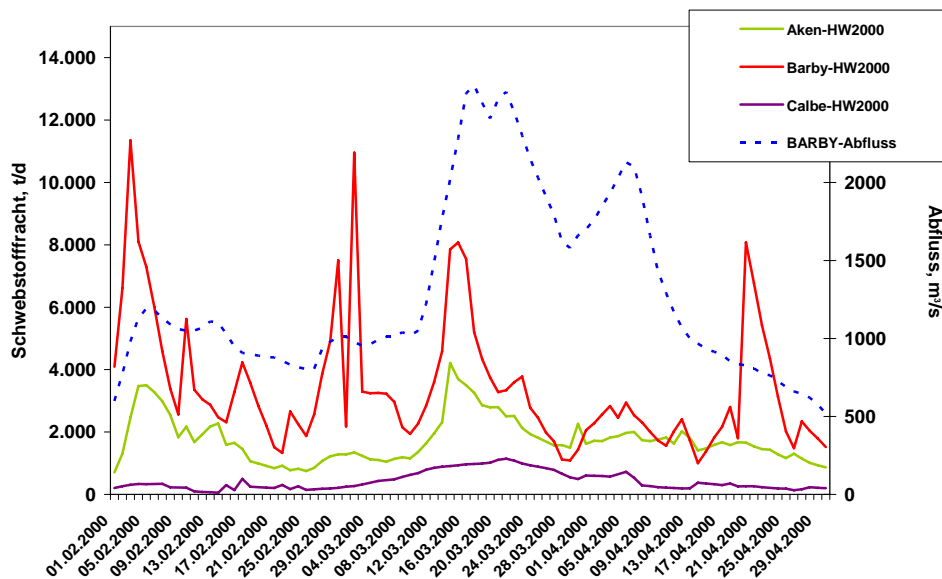


Abb. 5-15: Die Schwebstofffrachten in Aken, in der Saale und in Barby während des Frühjahrshochwassers 2000, Datengrundlage BfG.

c) problematische Lage der Messstelle in der Stauhaltung Calbe

Der Schwebstofftransport im Bereich der Stauhaltung Calbe ist sehr komplex, aber ausschlaggebend für den Schwebstoffeintrag aus der Saale in die Elbe. Im Rahmen des Sondermessprogrammes des Helholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ ist die Schwebstoffdynamik an dieser Stauhaltung 2002 intensiv untersucht worden (Baborowski *et al.*, 2003; Lindenschmidt *et al.*, 2004; Wodrich *et al.*, 2005). Die Untersuchungen wurden im Zeitraum von Januar bis Juni 2002 bei mittleren Abflüssen ($115 \text{ m}^3/\text{s}$) und mittleren Hochwasserabflüssen ($374 \text{ m}^3/\text{s}$) durchgeführt. Abb. 5-16 zeigt die Lage der BfG-Messstelle im Bereich der Stauhaltung Calbe (Calbe-Fähre), sowie die Positionen der Messstellen des Sondermessprogramms.

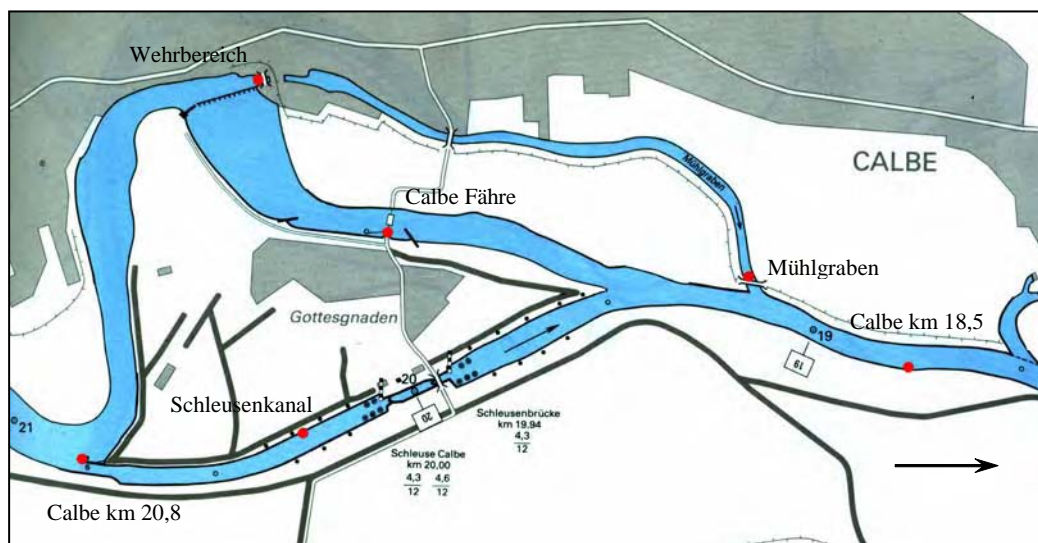


Abb 5-16: Stauhaltung Calbe mit Lage der Probenahmestellen des Sondermessprogramms des UFZ sowie der BfG (Calbe-Fähre) (modifiziert nach Schifffahrtskarten der Binnenwasserstraßen der DDR, Band 1, Hrsg. Wasserstraßenaufsichtsamt, Berlin 1985).

Der ankommende Wasserkörper wird durch die Stauhaltung in drei Teilströme (Schleuse, Wehr, Mühlgraben) geteilt, deren Bedeutung für den stromab gerichteten Schwebstofftransport abflussabhängig variiert (Weiter Darstellungen finden sich im Anhang)

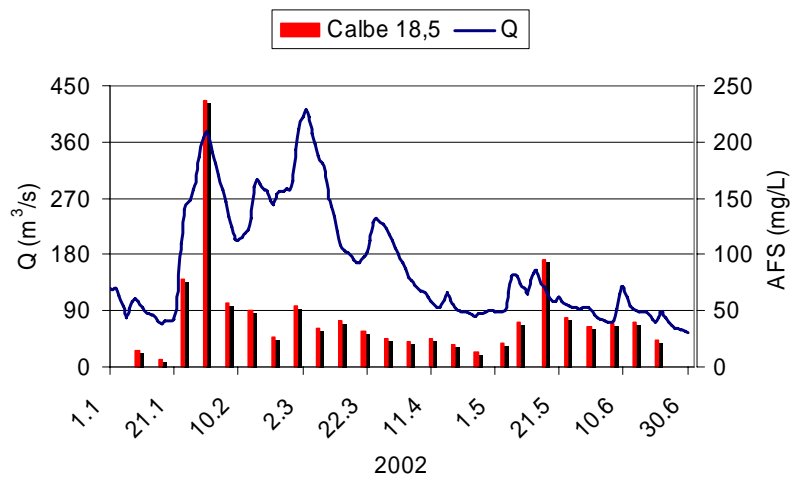


Abb. 5-17: Abflussabhängige Konzentration abfiltrierbarer Stoffe bei Saale-km 18,5 (Q = Abfluss).

Bei ansteigendem Wasserstand kommt es zur Ausspülung der bei Niedrigwasser sedimentierten Schwebstoffe (Abb. 5-17). Die Konzentration der im weiteren Verlauf transportierten Schwebstoffe hängt von der Erosionsstabilität der Sedimente in der Stauhaltung sowie der Nachlieferung von Schwebstoffen aus dem oberhalb der Stauhaltung gelegenen Einzugsgebiet der Saale ab. Während bei Niedrigwasser die größte Teilmenge des ankommenden Wasserkörpers über den Mühlgraben abfließt, geht seine Bedeutung bei ansteigendem Hochwasser zurück. Bei entsprechend hohem Wasserstand kommt es zu Rückstauwirkungen der Saale in den Mühlgraben, die mit einem Schließen der Einlaufklappen einhergehen. Generell beeinflusst diese Regulierung des Zuflusses zum Mühlgraben sowohl die Zufuhr von Saalewasser in den Bereich unterhalb von Calbe als auch die Sedimentationsprozesse im Bereich oberhalb der Stauhaltung. Die Tore der Schleuse bleiben bei Hochwasser ebenfalls geschlossen. Die Auswirkungen auf den Stofftransport sind in Abbildung 5-18 zu erkennen. Zum Zeitpunkt des höchsten Schwebstoffeintrags sind die Schwebstoffkonzentrationen in Schleusenkanal und Mühlgraben signifikant geringer.

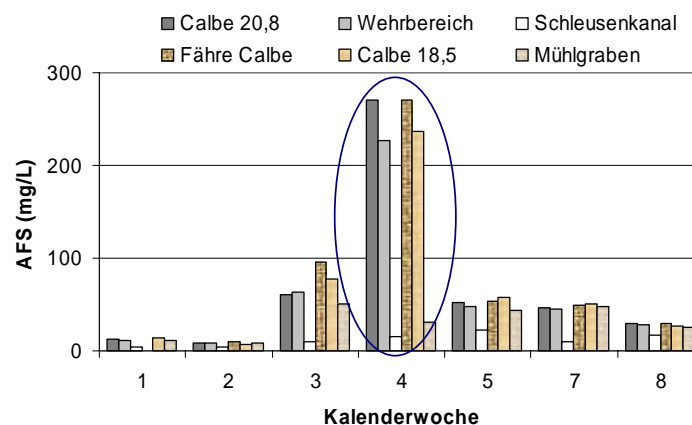


Abb. 5-18: Änderung der Schwebstoffkonzentration (=Abfiltrierbare Stoffe, AFS) während der ersten Hochwasserwelle.

Der Wasseraustausch mit dem Schleusenkanal ist im gesamten Jahr gering, was insbesondere in der Vegetationsperiode die Entwicklung eines eigenen Wasserkörpers in der Schleuse ermöglicht, der zu höheren Chlorophyll-a-Konzentrationen im Schleusenkanal im Vergleich zu Mühlgraben und Wehrstrom führt. Der Schwebstoffaustrag aus dem Schleusenbereich erfolgt somit im Wesentlichen nur bei Schiffsverkehr. Während bei Hochwasser der größte Teil des Wassers über das Wehr abfließt, bilden sich bei Niedrigwasser unterhalb des Wehres Sandbänke aus (Abb. 5-19), an deren Rändern das Wasser in Richtung Fährse strömt. Unterhalb des Zusammenflusses von Wehrstrom, Mühlgraben und Schleusenkanal befinden sich Wiesen und Ackerflächen, die bei Hochwasser überschwemmt werden. Möglicherweise kommt es bereits hier wieder zur Sedimentation eines Teiles der unterhalb des Wehres aufgewirbelten Sedimente. Die Stauhaltung liegt 15,5 km oberhalb der Messstelle in Rosenberg. Auch die dazwischen abgelagerten Sedimente könnten im Falle ansteigender Abflüsse mobilisiert werden.

Die BfG-Schwebstoffmessstelle befindet sich unterhalb des Wehres an der Fährse (km 20). Sie erfasst damit nur einen Teilstrom der aus dem Oberlauf dem Staubereich Calbe zugeführten partikulären Stoffe. Unklar bleiben damit sowohl der Umfang der Sedimentation auf den Überschwemmungsflächen im Bereich der Stauhaltung sowie unterhalb des Zusammenflusses von Wehrstrom, Mühlgraben und Schleusenkanal als auch der Anteil von Mühlgraben und Schleuse an den stromab transportierten suspendierten partikulären Stoffen.

5.1.5.2. Schlussfolgerung

Bezüglich der Unstimmigkeiten der Sedimentbilanzierung im Bereich der Saalemündung lässt sich aus dem Vergleich der BfG-Frachten mit denen der ARGE-Elbe sowie den Trübungsdaten der Schluss ziehen, dass erstere aufgrund der ungünstigen Lage der Probenahmestelle im Bereich der Stauhaltung und der großen Entfernung von der Mündung den Schwebstoffbeitrag während der Hochwasserphasen vermutlich um 50 % unterschätzen. Für die verbleibende Differenz zwischen dem Saalebeitrag und der Frachterhöhung zwischen Aken und Barby sind möglicherweise erodierte Sedimente aus den Bühnenfeldern und der Alten Elbe verantwortlich. Durch die relativ enge Wasserspiegelbreite (Abb. 5-14) und den damit verbundenen hohen Strömungsgeschwindigkeiten könnte es in diesem Bereich verstärkt zu Abtragungen kommen. Diese Hypothese wird gestützt durch die besonders hohe Differenz im Jahr des Auguthochwassers 2002 (Abb. 5-12).

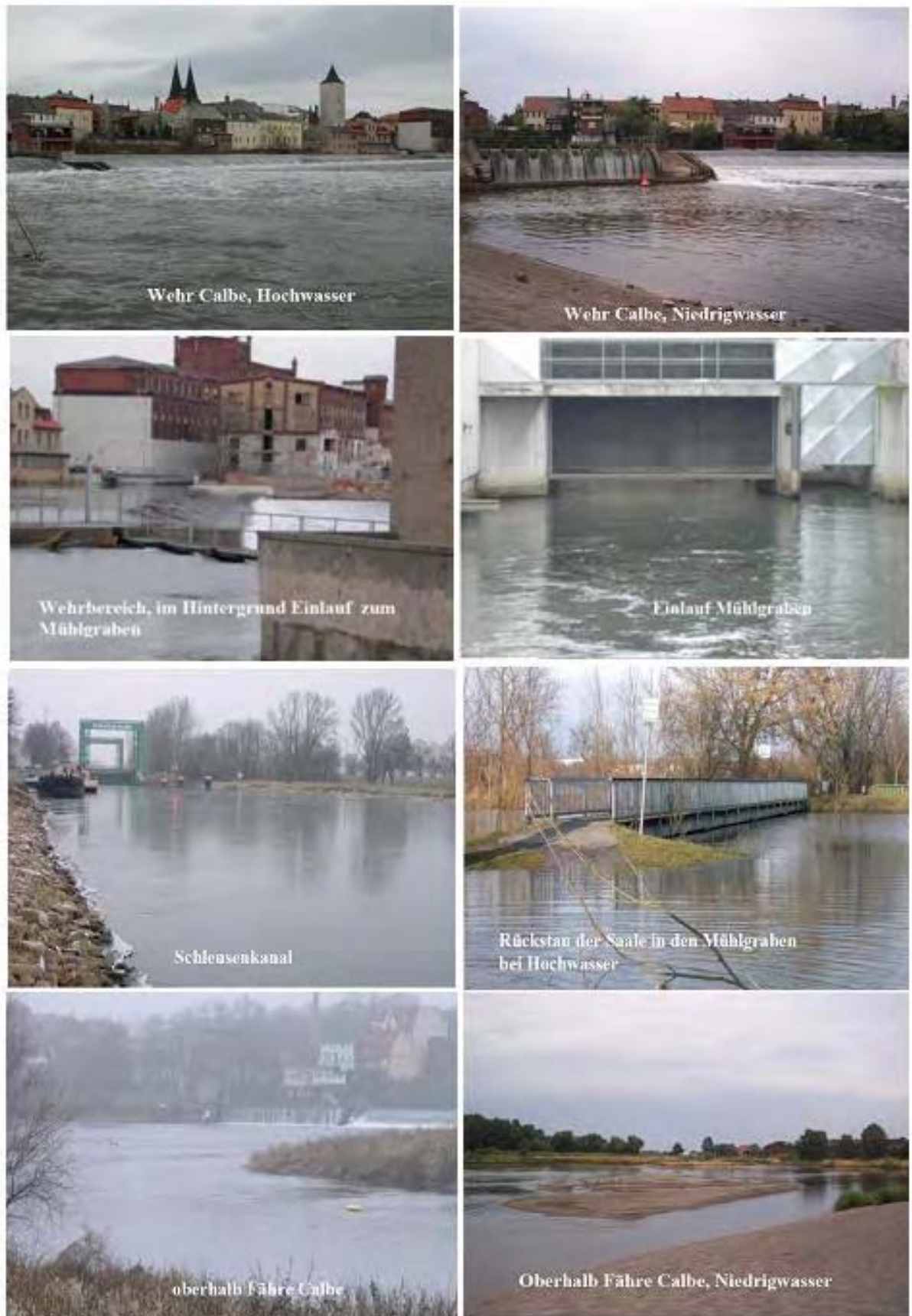


Abb. 5-19: Stauhaltung Calbe bei unterschiedlichen Abflüssen
(Fotos: M. Baborowski)

5.1.6 Schwebstoffdynamik während ausgewählter hydrologischer Situationen

5.1.6.1 Die Schwebstoffdynamik während des Frühjahrshochwassers 2006 an der Elbe

Die Untersuchung der Schwebstoffdynamik während des Hochwassers 2006, an der verschiedene Institutionen beteiligt waren (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ (Gewässerforschung Magdeburg), die Fa. ELANA, das Institut für Wasserbau (Versuchsanstalt) der Universität Stuttgart), hatte zum Ziel, das Hochwasserereignis an verschiedenen Positionen im Einzugsgebiet während des gesamten Verlaufs zu erfassen. Der Schwebstofftransport sollte zwischen den Messstellen Rosslau an der Elbe, Dessau an der Mulde, Rosenberg an der Saale sowie Magdeburg an der Elbe bilanziert werden.

Es wurden über einen insgesamt 19 tägigen Zeitraum tägliche Schwebstoffprobenahmen durchgeführt. Abbildung 5-20 stellt den Verlauf der Mess- und Berechnungsergebnisse für die täglichen Schwebstofffrachten dar.

(Weiterführende Informationen finden sich im Anhang)

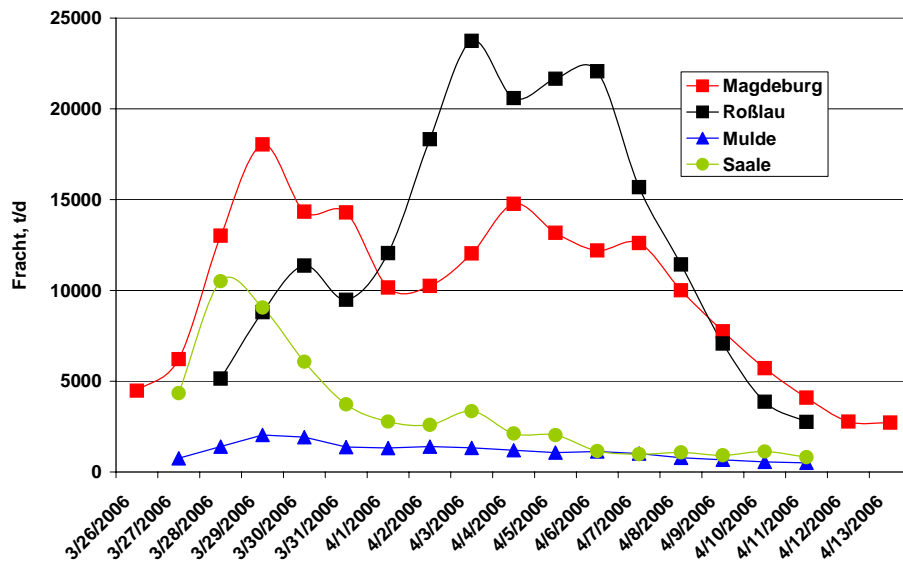


Abb. 5-20: Verlauf der Frachten während des Frühjahrshochwassers 2006 in Rosslau (Elbe km 258), Dessau (Mulde km 7,5), Groß Rosenberg (Saale km 9,5) und Magdeburg (Elbe km 318).

Aus dem Verlauf der Frachten lassen sich Stofftransportzeiten für die partikulären Stoffe ableiten. Aus dem Verlauf der Kurven in Rosslau und Magdeburg zwischen dem 3. und 7. April lässt sich eine Transportzeit von einem Tag ableiten. Für die Mulde müssen 1-2 Tage veranschlagt werden. Die Abflusswerte stammen aus Bad Dübener See km 68,1. Der Zeitraum zwischen dem 27. und 30. März 2006 lässt auch von der Saale bis nach Magdeburg eine Transportzeit von einem Tag plausibel erscheinen (die Abflusswerte stammen aus Calbe Grözehn - Saale km 17,6). Aus dem Kurvenverlauf ist deutlich zu erkennen, dass ein Großteil der Schwebstoffe während der Hochwasserphase Rosslau passiert, aber in Magdeburg nicht ankommt. Abb. 5-21 zeigt den transportzeitnormierten Verlauf der Frachten zwischen Magdeburg und der Summe der Schwebstofffrachten aus Rosslau, Mulde und Saale.

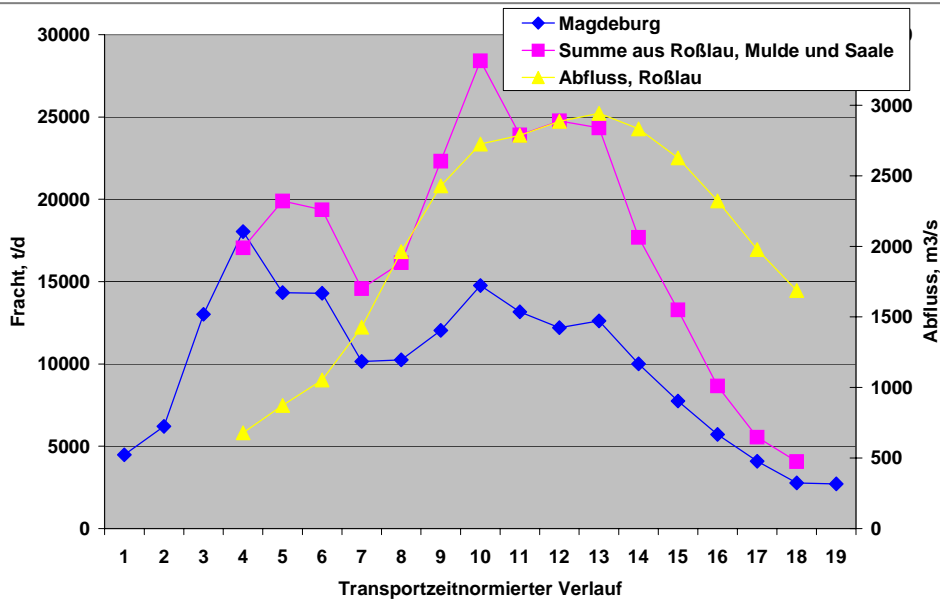


Abb. 5-21: Transportzeitnormierte Frachten während des Frühjahrshochwassers 2006 in Magdeburg (Elbe km 318) und der Summe der Frachten von Rosslau, Mulde und Saale.

Abb. 5-21 verdeutlicht, dass mit zunehmendem Abfluss der Rückhalt von Schwebstoffen während der Hochwasserperiode zunimmt. Dabei ist dem Kurvenverlauf aus Abb. 5-20 zu entnehmen, dass hauptsächlich Schwebstoffe aus der oberen Elbe zurückgehalten werden. In dem Zeitabschnitt, in dem Mulde und Saale ihre maximalen Schwebstofffrachten transportieren, liegt der Rückhalt noch zwischen 0 und 30 %. Im Verlauf der Welle steigt der Rückhalt im April auf knapp 51 %, wobei zu diesem Zeitpunkt die Schwebstoffe im Wesentlichen aus der oberen Elbe angeliefert werden. Tabelle 5-9 enthält die kumulierten Abflüsse und Frachten der einzelnen Messstellen. Dabei liegt die Schwebstofffracht der Mulde in diesem kurzen Abschnitt ungefähr 2000 t über der durchschnittlichen Fracht (ARGE-Elbe: Median 1996-2005: 14800 t; Durchschnitt 16840), was die Bedeutung von Hochwasserereignissen auf die Schwebstofffracht unterstreicht. Im gleichen Zeitraum liefert die Saale drei Mal so viele Schwebstoffe in die Elbe. Die 52642 t der Schwebstofffracht der Saale entsprechen dabei ungefähr der Hälfte der durchschnittlichen Jahresfracht.

Tab. 5-9: Kumulierte Abflüsse und Frachten in Rosslau, Mulde, Saale und Magdeburg während des Hochwassers 2006.

	Abfluss, m ³ *10 ³	Fracht, t
Rosslau	2.696.597	194.049
Mulde	801.058	18.430
Saale	535.583	52.642
Summe	4.033.238	265.120
Magdeburg	3.907.440	188.621

Diese Berechnung zeigt für das Hochwasser 2006, dass zwischen Rosslau und Magdeburg fast 80000 t Schwebstoffe zurückgehalten werden, was in der Größenordnung in diesem Fall der gesamten Fracht aus Mulde und Saale entspricht.

Der Elbabschnitt zwischen Rosslau und Magdeburg ist durch Retentionsflächen/Überschwemmungsflächen in der Größenordnung von ca. 12.500 ha gekennzeichnet. Das entspricht einem großflächigen, gemittelten Eintrag in die Auen von 6400 kg/ha, bzw. 640 g/m². Das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ ermittelte im Rahmen des AQUATerra-Projektes zum selben Hochwasserereignis lokale Stoffeinträge an verschiedenen Standorten der Mittelelbe, die zwischen 160 und 41000 g/m² lagen, wobei sich der Eintrag von 40 kg/m² auf eine ufernahe lokale Übersandung bezieht und nicht flächenrepräsentativ ist.

Insbesondere zwischen der Einmündung der Mulde in die Elbe sowie der Saalemündung liegen die bedeutendsten Auwaldbereiche der Mittelelbe, deren Rauigkeit zu einer bedeutenden Reduktion der Fließgeschwindigkeit und damit zum forcierten Aussinken der Schwebstoffe führen kann. In diesem Elbabschnitt wurden vom UFZ Sedimentationsraten in Höhe von 1400 bis 2200 g/m² ermittelt. Von der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe wird allein zwischen Mulde- und Saalemündung von einer bewaldeten Fläche in der Größenordnung zwischen 4000-5000 ha ausgegangen (mündliche Mitteilung).

5.1.6.2 Überblick über den Schwebstofftransport ausgewählter typischer Abflusssituationen

(Eine zusammenfassende Aus- und Bewertung des Schwebstofftransportes ausgewählter typischer Abflusssituationen findet sich im Anhang)

In Tab. 5.1. wurden verschiedene, typische hydrologische Abflusssituationen für die Elbe und ihr Einzugsgebiet definiert. In der folgenden Auswertung wurden die transportierten Schwebstoffmengen während dieser Phasen an ausgewählten Messpunkten addiert und in Relation zur transportierten Schwebstoffmenge an unterstromigen Messstellen in Wittenberge oder Hitzacker gesetzt. Dabei wird entsprechend der unterschiedlichen Hochwasser-Entstehungstypen und Regionaltypen differenziert, genauso wie bei den Niedrigwasserzeiten zwischen Sommer und Winterniedrigwasser zu unterscheiden ist. Die unterschiedliche Typisierung der Mittelwassersituationen führte zu keiner weiteren Differenzierung des Transportgeschehens.

Hochwasser

Im Allgemeinen übersteigt der Eintrag aus der Tschechischen Republik den der deutschen Nebenflüsse während der Hochwasserphasen erheblich (Winter und Sommer). Das Verhältnis des Eintrags der Tschechischen Republik zur transportierten Fracht in Wittenberge/Hitzacker beträgt durchschnittlich ca. 80 % (Abb. 5-22).

Erkennbar ist auch ein durchschnittlicher Anteil von 31 % der Saale, wenn die Frachtdaten auf Trübungsmessungen basieren.

Während der Hochwasserperioden wird mehr Schwebstoff in die deutsche freifließende Elbe eingetragen, als von ihr in die Tideelbe weiter verfrachtet wird. Dies ist im Wesentlichen auf Sedimentationsvorgänge im Vorland und während der abklingenden Hochwasserphasen auch in den flussinternen Stillwasserbereichen zu erklären.

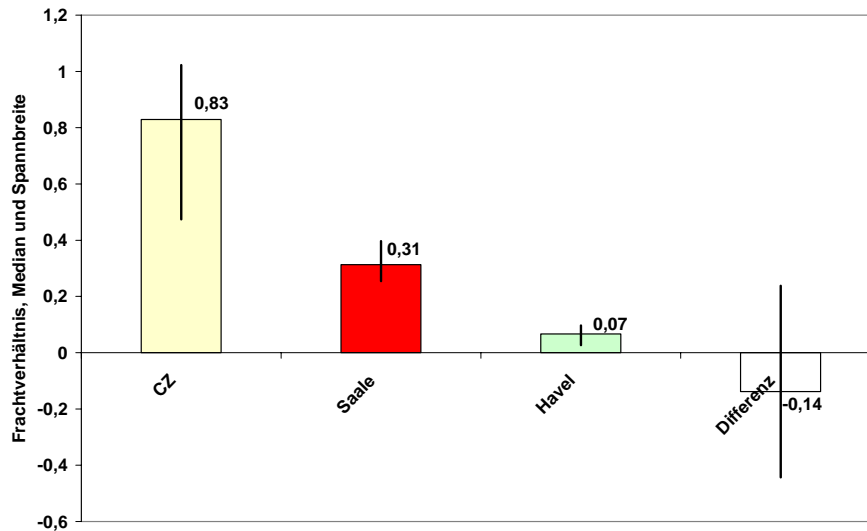


Abb. 5-22: Mediane Verhältnisse und Spannweiten an der Fracht verschiedener Teileinzugsgebiete während ausgewählter Hochwasserperioden auf Grundlage der BfG-Daten und berechneter Frachten der Saale auf der Basis von Trübungsmessungen zur Schwebstofffracht in Wittenberge.

Niedrigwasser

Ganz anders als zu Hochwasserzeiten stellen sich die Frachtverhältnisse während der Niedrigwasserphasen dar. Es wurden vier Niedrigwasserphasen selektiert (Tab. 5-2), wovon eine von November bis Januar eine Winterniedrigwasserperiode charakterisiert. Abb. 5-23 zeigt die Frachtverhältnisse der Teileinzugsgebiete während der Niedrigwassersituationen gegenüber Wittenberge..

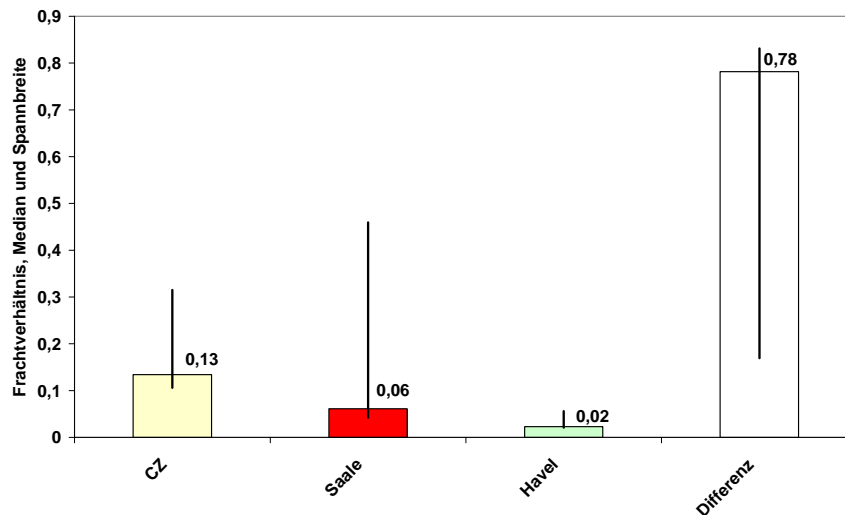


Abb. 5-23: Mediane Frachtverhältnisse verschiedener Teileinzugsgebiete während ausgewählter Niedrigwasserperioden auf Grundlage der BfG-Daten zur Schwebstofffracht in Wittenberge.

Während der Hochwassersituationen wurde aus den Teileinzugsgebieten eine höhere Schwebstofffracht in die Elbe eingetragen als sie in Wittenberge weitertransportiert wurde. In Niedrigwasserperioden wird dagegen aufgrund von flussinterner Schwebstoffbildung (Algenwachstum und Aggre-

gatbildung, aber auch kurzzeitiger Remobilisierung von Sedimenten durch die Schifffahrt) mehr Schwebstoff in Wittenberge transportiert, als aus den Teileinzugsgebieten angeliefert wird.

Mittelwasser

Mittelwassersituationen an der Elbe sind keine typischen, konstanten Abflusssituationen, sie stellen lediglich Übergangssituationen dar. Sie sind stark abhängig von den Folgen der vorausgegangenen Hochwasser bzw. Niedrigwasserperioden, und Schwebstofffrachten müssten entsprechend in diesem Zusammenhang einzeln interpretiert werden, wobei hier auf den Anhang verwiesen wird.

5.1.6.3 Anteile ausgewählter Abflusssituationen an der Jahres-Gesamtfracht (Details finden Sie im Anhang)

Bezüglich des Schwebstofftransportes in der Elbe, aber auch ihrer Nebenflüsse lassen sich die extremen Abflusssituationen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Jahresfrachten differenzieren. Für den Schwebstofftransport nehmen die Hochwasserphasen eine besondere Stellung ein. Bei der Betrachtung der relativen Bedeutung extremer Abflusssituationen für die Jahresschwebstofffrachten werden mittels unterschiedlicher Datensätze vergleichbare Ergebnisse erzielt. Einzelne Hochwasserphasen liefern in Schmilka/Pirna bis zu 80 % der Jahresfracht, an der Schwarzen Elster und der Havel werden bis zu 60 % der Jahresfracht während Hochwasserereignissen transportiert. In der Mulde sind es bis zu 75 % und an der Saale bis zu knapp 70 %. Dabei sei hier nochmals auf das Hochwasser 2006 hingewiesen, bei dem einerseits in 16 Tagen in der Mulde so viel Schwebstoff transportiert wurde, wie es ansonsten einer Jahresfracht entspricht. Andererseits wird insgesamt zwischen den betrachteten Messstellen ca. 1/5 der eingetragenen Fracht in den Auen abgelagert und nicht weitertransportiert.

In Wittenberge bzw. Schnackenburg werden in Hochwasserphasen bis zu knapp 60 % der Jahresfrachten transportiert, wobei der Median von 35 % den Tieflandflusscharakter der Elbe widerspiegelt. Hier zeigt sich auch, dass Niedrig- und Mittelwasserphasen größere Anteile an der Jahresfracht besitzen. Während der Hochwasserphasen ist die Schwebstoffanlieferung aus der Tschechischen Republik und den Nebenflüssen in die deutsche Binnenelbe größer als der Anteil, der an den Bilanzmessstellen transportiert wird. Dies wird, wie oben erwähnt, durch Hochwasserablagerungen in den Auen erklärt. Auch dieses Verhältnis kehrt sich in Niedrigwasserzeiten um. Dies ist einerseits durch lokale, evtl. wellenschlagbedingte Mobilisierungsvorgänge im Hauptstrom, vor allem aber durch Algenwachstum zu erklären.

5.1.7 Die Bedeutung von Bühnenfeldern und Auen für die Bilanzierung des Schwebstofftransportes

5.1.7.1. Einleitung



(Foto R. Schwartz)

Das Fließgewässer bildet mit seinen ufernahen Strukturen, den Bühnen- und Bühnenfeldern sowie den angrenzenden Auen eine ökosystemare Einheit. Diese Einheit wird bereits in Kapitel 4 dieser Studie dadurch deutlich, dass es Schutzgüter entlang der Elbe gibt (z. B. die landwirtschaftliche Nutzung der Auen), die direkt von der Qualität der Schwebstoffe und der Sedimente des Fließgewässers abhängig sind.

Bühnenfelder (siehe Foto) und Auen haben in Abhängigkeit der Höhe der Abflusssituation einen unterschiedlichen Einfluss auf den Schwebstoffaustausch. Während Bühnenfelder zu Niedrig- und Mittelwasserzeiten einen Stoffeintrag erfahren und als Senke wirken, sind Auen nur bei Hochwasserzeiten betroffen. Im Falle hoher Abflüsse wirken die Bühnenfelder mit ihren Sedimenten dagegen nicht mehr als Senke, sondern werden zur Stoffquelle.

Für Auen unter Grünlandnutzung wird angenommen, dass sie selbst zu Hochwasserzeiten für partikuläre Stoffe als Senke wirken, da auch nach den Extremhochwässern 2002 und 2006 von den Autoren dieser Studie keine Erosionsspuren auf Grünländern der Mittel- und Unterelbe entdeckt werden konnten. Auch großflächige Waldnutzungen führen im Hochwasserfall zu starkem Stoffrückhalt, wie die zeitlich hochaufgelösten Untersuchungen des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung - UFZ, Institut für Wasserbau (Universität Stuttgart) und der Fa. ELANA im Bereich zwischen Mulde, Saale und Magdeburg gezeigt haben (Siehe Kap. 5.1.6.1). Eine Erosion erscheint nur bei Böden unter Wald, die im Winterhalbjahr ohne Bodendeckung liegen, möglich.

Die Differenzierung der sedimentierenden bzw. aufgewirbelten Sedimentmengen in der Mittel- und Unterelbe mit ihren Auen und Bühnen wird durch die Überlagerung mehrerer Prozesse erschwert:

- a) Der Schwebstofftransport in der sommerlichen Niedrigwasserperiode: Bei Bilanzierungsversuchen, d. h. der Messung von Schwebstoffkonzentrationen an einem unter- und oberstromigen Abschnitt wirken mindestens zwei Prozesse gegeneinander. Der erste Prozess ist die Sedimentation in den Bühnenfeldern, die zur Verringerung der transportierten Schwebstofffracht führen würde, wenn nicht der zweite Prozess, das autochthone Algenwachstum gleichzeitig zur Erhöhung der Fracht führe. Eine Bilanz stellt lediglich die Differenz zwischen ein- und ausgeprägtem Schwebstoff dar. Die Quantifizierung der einzelnen Prozesse ist auf diese Weise nicht möglich.
- b) Der Schwebstofftransport in der winterlichen Hochwasserperiode: Mit ansteigendem Wasserspiegel werden die Bühnen von einer Senke zur Quelle. Ab dem Zeitpunkt, an dem die kritische Sohlschubspannung überschritten wird, kommt es zur Erosion der Sedimente. Spott und Guhr (Spott & Guhr, 1996) und Baborowski et al. (Baborowski *et al.*, 2004) belegen, dass dieser Wert in Magdeburg bei einem Abfluss von $800 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht wird. Bei weiter ansteigenden Wasserspiegeln wird der Ausuferungszustand erreicht, so dass die Auen die Funktion des Stoffrückhaltes übernehmen. Bei Bilanzierungsbetrachtungen zwischen unter- und oberstromigen Abschnitten wirken wiederum zwei Prozesse gegeneinander. Die Erosion von Bühnenfeldersedimenten trägt bei sukzessiv ansteigenden Wasserspiegeln zur Erhöhung der Schwebstofffracht bei, während die Sedimentation in Auen zunehmend Material aus dem System entfernt.

5.1.7.2. Ablagerung und Mobilisierung von Bühnenfeldsedimenten

In den Stillwasserbereichen der Mittel- und Unterelbe (Bühnenfelder, Altarme und –wasser, ehemaligen Deichbruchstellen, Hafenbecken) lagert ein Reservoir weitgehend unbekanntes Ausmaßes an partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen in Form von feinkörnigen schwebstoffbürtigen Sedimenten, die reich an organischer Substanz sind. Obwohl bereits Spott und Guhr (1996) auf den Einfluss von Bühnenfeldsedimenten auf die Wasserqualität der Elbe hinwiesen, erfuhren diese weit und gleichmäßig verbreiteten Sedimentationsräume in den letzten Jahren nur wenig Beachtung bezüglich des Remobilisierungspotenzials ihrer belasteten Ablagerungen. Die Problematik wird durch die Anzahl von insgesamt 6.900 Bühnen innerhalb der deutschen freifließenden Elbe verdeutlicht. Es ist allerdings nicht von einem gleichartigen Muddevorkommen in allen Bühnenfeldern der Elbe auszugehen. Vielmehr ist zu erwarten, dass unterschiedliche Schwebstofffrachten in einzelnen Gewässerabschnitten, unterschiedliche Wasserstandsamplituden und Fließgeschwindigkeiten sowie der im Längsverlauf zunehmende Fließquerschnitt der Elbe (der die Wirkung von schifffahrtsbedingtem Sunk und Schwall auf die Ufer- und Sedimentationsbereiche verringert) zur Ausbildung verschiedenartiger Sedimentdepots führen. Darüber hinaus werden sich die Lage der Bühnenfelder in den Mäanderschleifen (Gleit- oder Prallhang), sowie die einzelnen relevanten Bühnentypen (inklinante Bühnen – mit einem Winkel von 70° zur Uferlinie in die Strömung gerichtet, Knick- und Absenkungsbühnen sowie durchrissene Bühnen) auf ein differenziertes Erosions- und Sedimentationsgeschehen auswirken (Abb. 5-24).

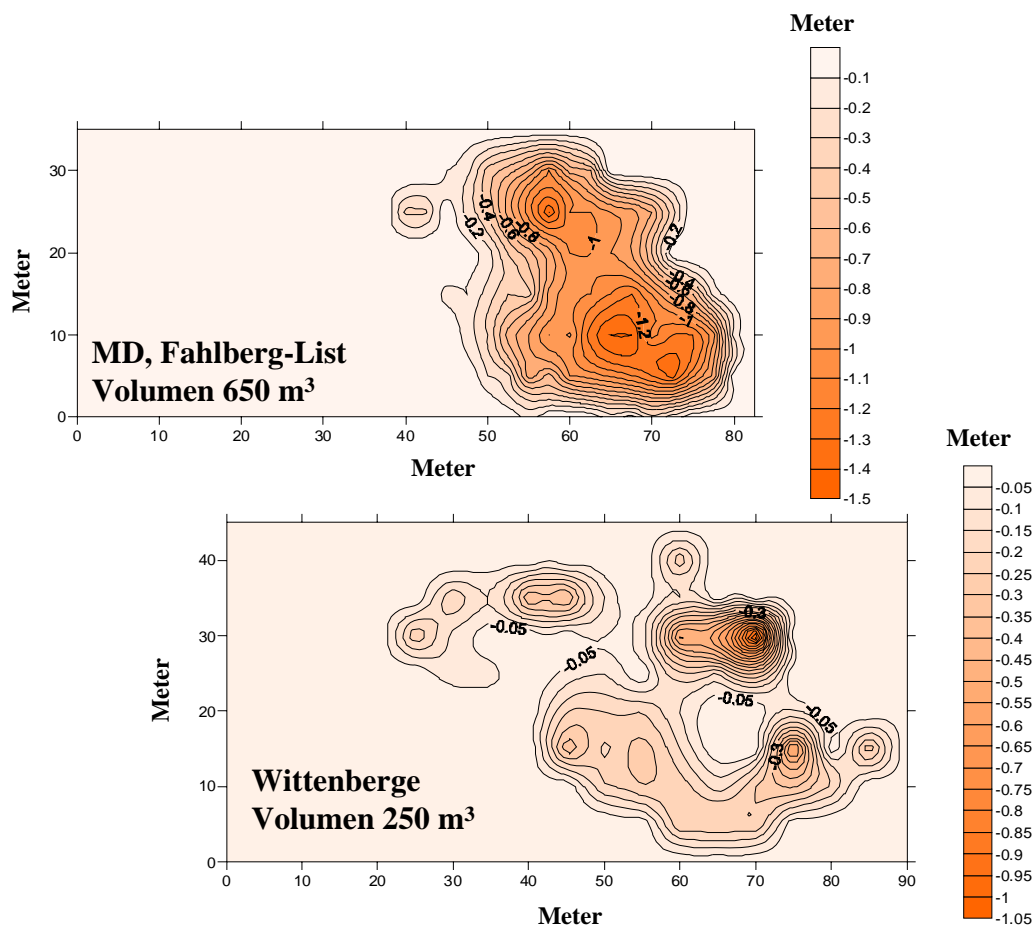


Abb. 5-24: Ausbildung unterschiedlicher Sedimentdepots zweier Bühnenfelder in Magdeburg, Fahlberg-List und Wittenberge im Jahre 2005 (unveröffentlichte Daten des Inst. f. Wasserbau der Universität Stuttgart und der Fa. ELANA aus dem Modelkey-Projekt des Jahres 2005).

Spott und Guhr (1996) belegten eine periodische bis episodische Sedimentmobilisierung bei Magdeburg in Folge ansteigender Wasserspiegel. Während sich hinter nicht überspülten Bühnen (also während Mittel- und Niedrigwasserzeiten) in der Regel eine sogenannte Feldwalze – eine Strömung mit vertikaler Achse – ausbildet, in deren Zentrum langsamste Fließgeschwindigkeiten auftreten, und die die Sedimentation von feinkörnigen Sedimenten ermöglicht, verursachen überspülte Bühnen stromab eine Deckwalze mit horizontaler Achse (Wirtz, 2004). Letztere sind dafür verantwortlich, dass es im Hochwasserfall zu einer Remobilisierung von zuvor sedimentierten Schwebstoffen kommen kann.

Wirtz (2004) dokumentiert ein dynamisches Erosions- und Sedimentationsgeschehen an Bühnenfeldern zwischen den Elbe-Stromkilometern 440-444 zwischen den Jahren 2001 und 2002. Während eine Mittel- und Niedrigwasserphase des Jahres 2001 in sieben Bühnenfeldern noch einheitlich zur Anreicherung von 159 – 531 m³ Sedimenten führte, zeigt das Winterhochwasser 2002 – ein normales zweijähriges Hochwasser – sowohl starke Erosionen (bis 833 m³) als auch Akkumulationen (bis 388 m³). Das folgende und extreme Sommerhochwasser des Jahres 2002 führte dagegen mit Ausnahme eines einzigen Bühnenfeldes ausschließlich zu Erosionen, wobei maximal 1.320 m³ ausgetragen und verfrachtet wurden.

Die Untersuchungen von Schwartz und Kozerski belegen ebenfalls die potenzielle Erodierbarkeit der Bühnenfeldsedimente und zeigen durch die Kartierung des Muddevorkommens an einzelnen Bühnenfeldern der Mittel- und Unterelbe (km 420,9), dass es beim Extremhochwasser 2002 umfangreiche Verfrachtungen feinkörniger, hochbelasteter Sedimente aus Bühnenfeldern gegeben hat. So führte das Extremhochwasser 2002 allein in einem Bühnenfeld bei Elbe-km 420 zu einer Erosion von ca. 200 m³ feinkörnigem, belastetem Sediment (Abb. 5-25). (Weiter Details finden sich im Anhang)

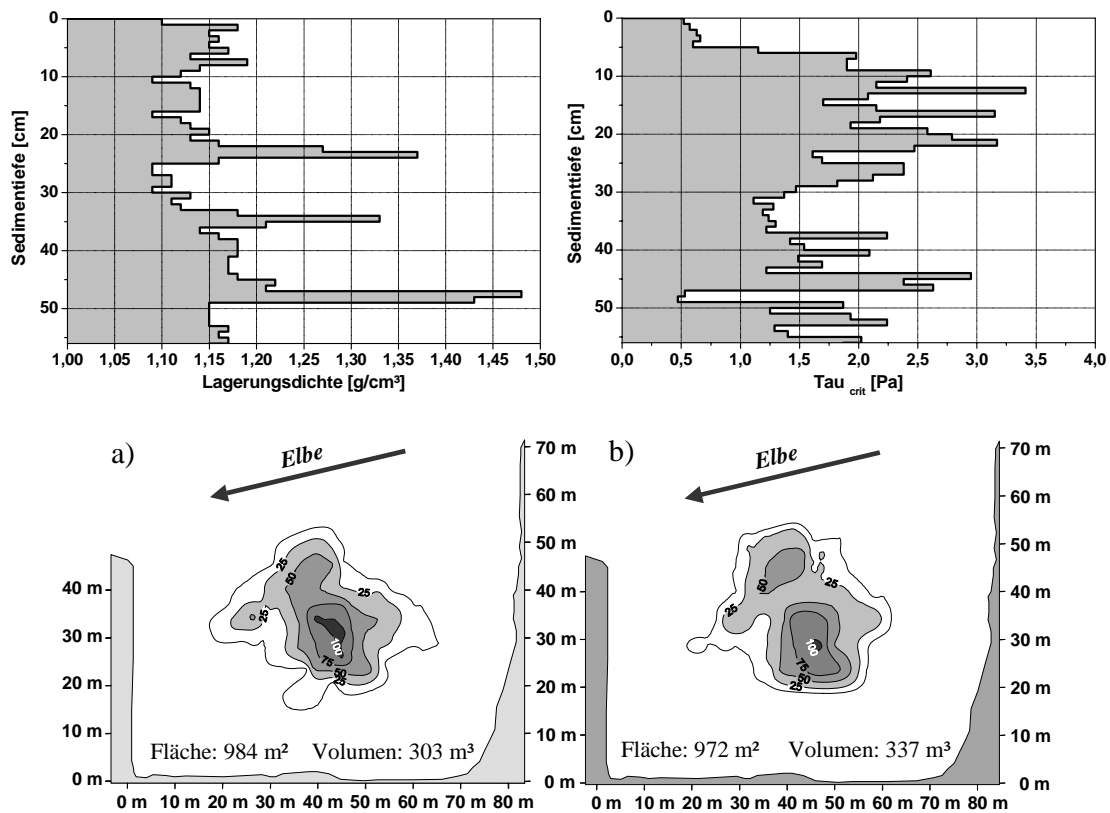


Abb. 5-25: Auswirkung des Augusthochwassers 2002 auf die Ausdehnung und das Volumen des schwebstoffbürtigen Sedimentdepots in einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9 (aus Schwartz und Kozerski 2003).

Die Wiederholungs-Sedimentkartierungen feinkörniger Sedimente der Universität Stuttgart und der Fa. ELANA in Magdeburg, Fahlberg-List, zeigen zwischen 2005 und 2007 differenzierte Sedimentmobilisierungen an (Abb. 5-26). Dabei werden die größten Remobilisierungsverluste im Bühnenfeld Fahlberg-List von ca. 60 m^3 während der extremen Hochwasserphase im Frühjahr 2006 erreicht. Dieses Volumen entspricht bei einer berechneten Oberfläche des feinkörnigen Sedimentkörpers von ca. 1000 m^2 einer mobilisierten Sedimentschicht von durchschnittlich 5 cm.

Die Untersuchung der kritischen Sohlschubspannung von drei Bühnenfeld-Sedimentkernen (Fahlberg List, Steckby und Coswig) aus dem Zentrum des Muddevorkommens innerhalb der Bühnenfelder durch die Universität Stuttgart, Inst. für Wasserbau, ergab ebenfalls die höchste Erosionsanfälligkeit zwischen 1 und 5 cm Tiefe (unveröffentlichte Daten des Modelkey-Projektes). Diese Angaben liegen in der gleichen Größenordnung, wie die der von Schwartz und Kozerski (2005) beschriebenen, am leichtesten mobilisierbaren oberflächennahen Sedimentschichten des Sedimentkernes. Die unveröffentlichten Daten von Westrich und Prohaska bzw. Westrich und Jacoub von Sedimenttransport-Modellierungsergebnissen an der mittleren Mittelbe beschreiben für das Hochwasser 2002 eine durchschnittliche Sedimenterosion von 2 cm.

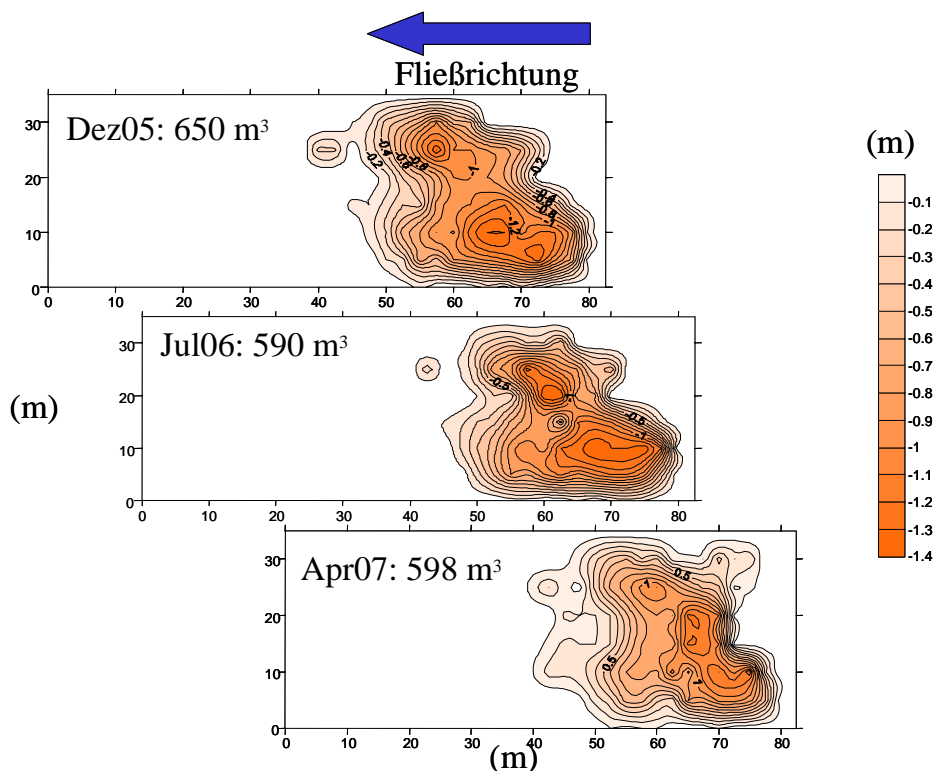


Abb. 5-26: Kartierung feinkörniger Mudde in einem Bühnenfeld bei Fahlberg-List zwischen 2005 und 2007 (unveröffentlichte Daten des Inst. f. Wasserbau der Uni Stuttgart und der Fa. ELANA aus dem Modelkey-Projekt).

Die Ursache für die anscheinende Konstanz der Muddevorkommen zwischen 2005 und 2007 in Fahlberg-List wird darin gesehen, dass die Zeiträume zwischen dem Hochwasserereignis und dem Kartierungstermin (einige Wochen) ausreichen, um möglicherweise erneut den Kurzzeit-Sedimentspeicher aufzufüllen. Andererseits kann angenommen werden, dass die relativ niedrigen Abflüsse im Frühjahr 2007 nicht ausgereicht haben, um zur nennenswerten Sedimentresuspendierung zu führen. Dabei verdeutlichen diese Vergleiche, dass Bühnenfelder weder ein einheitliches Remobilisierungspotenzial aufweisen noch in einheitlicher Weise zum Sediment- bzw. Schwebstofftransport beitragen.

5.1.7.3. Bilanzierungsbetrachtungen

Einen stärker integrierenden Ansatz bezüglich der Untersuchung des Stoffrückhaltes in Bühnenfeldern, verfolgten Schwartz und Kozerski 2003, indem sie die Schwebstofffrachten, ermittelt durch die BfG, an einem Fließgewässerabschnitt der unteren Mittelelbe zwischen Wittenberge (km 465) und Hitzacker (km 523) bei unterschiedlichen Abflusssituationen bilanzierten. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass bei Niedrig- und Mittelwassersituationen der Stoffrückhalt allein durch Aussinken der Schwebstoffe in Bühnenfeldern erfolgt. Bei Erreichen der Ausuferungszustände kann dagegen ausschließlich von einer Sedimentation feinkörniger Partikel in Auen ausgegangen werden, da Deckwalzen in den Bühnenfeldern jegliche Sedimentation verhindern.

Schwartz und Kozerski illustrieren die Schwebstoff-Retentionsleistung von Bühnenfeldern während zweier unterschiedlicher Niedrigwassersituationen (Abb. 2-26), die sich mit den Ergebnissen aus Kapitel 5.1.5.2 decken. Die beiden Graphiken zeigen (jeweils für einen Zeitraum von 112 Tagen) die täglichen Differenzen der Schwebstofffracht zwischen den Messorten Wittenberge (Strom-km 465) und Hitzacker (Strom-km 523). Positive Werte bedeuten eine Zunahme der Schwebstofffracht entlang der ausgewählten Fließstrecke, negative eine Verringerung. Gegenübergestellt sind eine Winter- und eine Sommersituation. Hervorzuheben ist, dass der Durchflussverlauf in den zwei ausgewählten Zeiträumen annähernd gleich ist. In beiden Fällen kommt es im Anschluss an eine lang andauernde Niedrigwasserphase gegen Ende des Beobachtungszeitraumes zu einem sprunghaften Anstieg der Wasserführung, einhergehend mit einem Ausufern der Elbe und der Überflutung der angrenzenden Aue. Bei der Interpretation der einzelnen Daten muss berücksichtigt werden, dass sie das Ergebnis (mindestens) zweier gegenläufiger Prozesse darstellen. Die Differenzen geben grundsätzlich nur Aufschluss über das Verhältnis von Sedimentation und Nettoprimärproduktion, nichts jedoch über die absoluten Beträge (siehe oben).

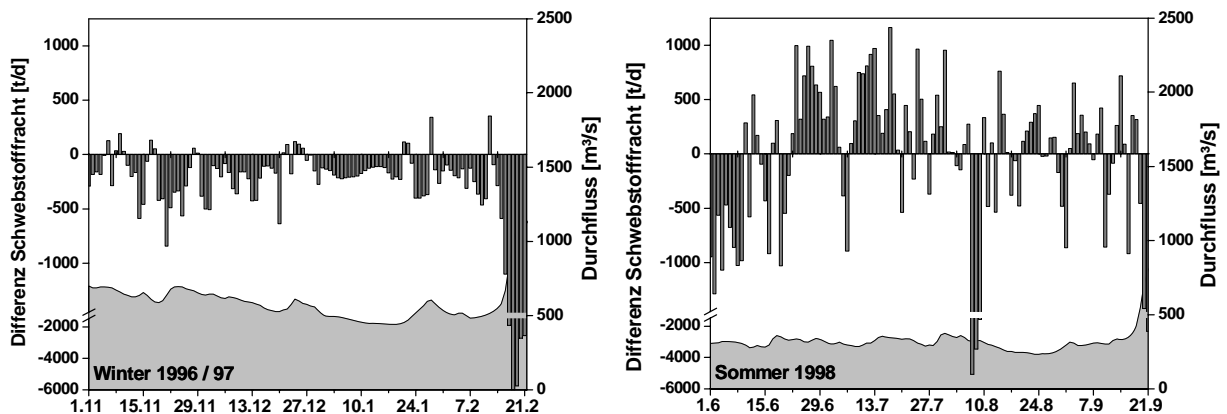


Abb. 5-27: Vergleich der Schwebstofffracht-Differenzen zwischen den Strom-km 455 und 523 im Winter 1996/97 (links) und im Sommer 1998 (rechts). Daten: BfG, Koblenz (aus Schwartz und Kozerski 2003).

Während der eigentlichen Niedrigwasserphase im Winter 1996/97 vom 01.11.96 bis 14.02.97 kommt es in der Bilanz zu einem Stoffrückhalt von 17,7 kt, was ca. 15 % der Fracht, die bei Wittenberge transportiert wird, entspricht. Dies bedeutet für einen Kilometer Fließstrecke einen mittleren Netto-Schwebstoffrückhalt von 2,5 t am Tag. Unter der Annahme, dass sich die 1358 Bühnenfelder gleichmäßig auf der 65 km langen Fließstrecke verteilen, ergibt sich eine Verteilung von gut 20 Bühnenfeldern/Kilometer und 10 Bühnenfeldern/km/Ufer und damit ein durchschnittlicher Eintrag von 250 kg/d/Bühnenfeld, was unter Berücksichtigung der vielen Unsicherheiten gut mit den bei Schwartz und Kozerski veröffentlichten durchschnittlichen Sedimentationsraten im Jahr 2001

von 151 kg/d für ein Musterbuhnenfeld bei Havelberg übereinstimmt (Schwartz & Kozerski, 2003). Mit Beginn des Hochwassers am 15.02.97 steigen die Frachtdifferenzen stark an, was die Funktion der Auen für den Stoffrückhalt unterstreicht.

Der rechte Teil der Abbildung 5-27 zeigt, dass in den Sommermonaten das Verhältnis von Stoffrückhalt und Biomasseproduktion komplizierter ist. Hier überwiegen die Tage, in denen die Schwebstofffracht zwischen den Strom-km 465 und 523 ansteigt. Summiert man die Schwebstofffracht-Differenzen der 69 Tage mit einem positiven Wert, ergibt sich ein Betrag von 28,0 kt, der auf die Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen durch Algenwachstum zurückzuführen ist. Demgegenüber steht jedoch ein negativer Wert von 34,4 kt in den verbleibenden 44 Tagen, an denen die Primärproduktion nicht ausreicht, um den Schwebstoffverlust durch Sedimentation in Buhnenfeldern für die Bilanz auszugleichen.

5.1.7.4. Abschätzung des Anteils von Buhnenfeldsedimenten an der Hochwasser/Jahresfracht

Spott und Guhr (1996) und Baborowski et al. (2004) gehen für die Messpunkte in Magdeburg davon aus, dass ab einem Abfluss von 800 m³/s die Remobilisierung feinkörniger Sedimente einsetzt (Abb. 5-29). Baborowski et al. (2004) dokumentieren, dass im Sommer 2002 der Schwebstoffanteil aus resuspendierten Buhnenfeldsedimenten relativ gering war, da Abflussschwankungen im Frühjahr 2002 mehrmals den kritischen Abfluss von 800 m³/s überschritten. Damit wäre erodierbares Material vor Beginn des Sommerhochwassers aus den Buhnen entfernt worden. In Abb. 5-28 ist der Verlauf des Abflusses und der Schwebstoffkonzentrationen für ein Winterhochwasser 1995 in Magdeburg dargestellt. Die mit Überschreiten des kritischen Abflusses auftretende Remobilisierung von Buhnenfeldsedimenten wird im ersten Peak der AFS-Kurve deutlich. Er dauert nur ein bis drei Tage an und verursacht mit 33000 t ca. 40 % der Fracht der vierzehntägigen Untersuchungsperiode. Dieser Peak muss neben der Grundbeladung, den Einflüssen vor allem der Saale, auch als Remobilisierung aus den ca. 2600 oberstromig von Magdeburg befindlichen Buhnenfeldern aufgefasst werden. Unter Berücksichtigung einer auf der Konzentration von 45 mg/l beruhenden Grund-Schwebstofffracht lässt sich eine Mobilisierung von 22.500 t auf die Buhnenfelder zurückführen. Mit Bezug zur Jahresfracht in Magdeburg 1995 machen diese 22.500 t unter Berücksichtigung methodischer Unsicherheiten ca. 2,1-5 % der Jahresfracht aus. Übertragen auf ca. 2600 Buhnenfelder bedeutet dies eine durchschnittliche Sedimentmobilisierung von 8,6 t/Buhnenfeld. Für eine angenommene Ausdehnung der feinkörnigen Mudde von 1000 m² und einer Lagerungsdichte von 1,1 g/cm³ ergibt sich daraus eine durchschnittliche Erosionsrate von 0,78 cm.

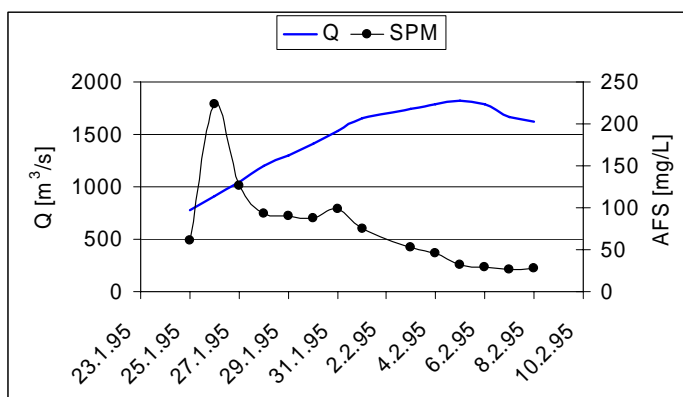


Abb. 5-28: Verlauf von Abfluss und Schwebstoffkonzentration in Magdeburg im Winter 1995 (Daten aus Baborowski et al. 2004).

5.1.7.5. Ablagerungen in Auen

An der Unteren Mittelelbe sind vom Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ (Baborowski *et al.*, 2007; Büttner *et al.*, 2006; Rupp *et al.*, 1999) und von Schwartz (Schwartz, 2001) Sedimenteinträge in Auen mit Hilfe von Sedimentfallen ermittelt worden. Einen Überblick über die beim Umweltforschungszentrum ermittelten Werte gibt Tabelle 5-10. Die Spannweite umschließt die bei Schwartz ermittelten Werte für mittelhoch gelegene Vordeichsbereiche der Mittelelbe von 500 - 1500 kg/m²/a.

Tab. 5-10: Spannweite und statistische Kennzahlen von Sedimentationsraten in Auen der unteren Mittelelbe (Daten Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ), auf Basis der gemittelten Sedimenteinträge. FHW-Frühjahrshochwasser; SHW- Sommer HW, HHW-Herbst HW, WHW-Winter HW (Aufgrund der geringen Datenlage für das Jahr 2002 und den standörtlichen Einzelvergleichen, bei denen im Jahr 2002 doppelt so hohe Werte, wie in den Vorjahren gefunden wurden (siehe auch Median), wurde der Mittelwert verdoppelt).

	FHW97	SHW97	WHW98/ 99	SHW02	FHW03	FHW04	FHW05 -I	FHW05 -II
Anzahl	12	9	10	4	6	6	9	13
Min, g/m ²	5	11	183	220	60	10	9	50
Med, g/m ²	217	27	272	454	82	145	68	214
Mittel, g/m ²	699	75	1258	653	85	167	83	268
Max, g/m ²	3810	410	8321	1485	128	468	178	580
Jahres-Schwebstofffracht Wittenberge t (BfG)	717573			812298	706543	590225	537000*	
Stoffrückhalt in Auen für den Gewässerabschnitt von Wittenberge bis Hitzacker (65 km, ca. 12.500 ha)	96828		157219	163250	10566	20826	43869	
Stoffrückhalt auf 12500 ha in % der Jahresfracht	13			20	1	4	8	

* korrigierter Wert

Büttner *et al.* (2006) ermittelten für das Herbsthochwasser 1998 in einer ca. 200 ha großen Überflutungsfläche zwischen Stromkilometer 436 und 440 mittels 2D-Modellierungen einen Sedimenteintrag von ca. 1000 t. Dies entspricht umgerechnet auf den Flussabschnitt zwischen Wittenberge bis Hitzacker einem Rückhalt von 62500 t und damit ca. 9 % der Jahresfracht, die Wittenberge passiert. In Abhängigkeit von den transportierten Gesamtfrachten sowie der Höhe und Länge der Hochwasserwellen, werden auf dem Abschnitt zwischen Wittenberge und Hitzacker bei Hochwasser zwischen 1 und 13 % (max. 20 %) der Jahresfracht in Auen zurückgehalten.

5.2. Beiträge der Teileinzugsgebiete zur Schadstoffbelastung der Elbe

Susanne Heise, Martina Baborowski & Frank Krüger

Wegweiser und Zusammenfassung Kapitel 5.2

In Kapitel 4 wurde das Risiko für verschiedene Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet auf der Basis geregelter bzw. abgeleiteter Sedimentrichtwerte beschrieben. Bei Überschreitung der risikobasierten Sedimentrichtwerte wird eine potenzielle Gefährdung der Bewirtschaftungsziele angenommen.

Aus der Höhe der Überschreitung wurden Reduktionsziele für Schadstofffrachten abgeleitet, die eine Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele im Elbeeinzugsgebiet (EEG) ermöglichen sollen.

In Kapitel 5.1 wurde der Transport von Schwebstoffen im EEG auf Grundlage verschiedener Datensätze dargestellt, sowie die unterschiedlichen Methoden zur Schwebstoffbestimmung beschrieben. Die Information über den Schwebstofftransport und die damit verbundenen Unsicherheiten werden in diesem Kapitel genutzt,

- a) um zu identifizieren, aus welchen Gebieten die größten Frachten eingetragen werden und*
- b) um abzuschätzen, welche Bewirtschaftungsziele durch eine maximal mögliche Frachtreduzierung aus den Risikoregionen ermöglicht werden könnten.*

Unter b) wird angenommen, dass die Einträge aus dem jeweiligen Gebiet vollständig reduziert werden könnten. Dieses Ziel ist hypothetisch, da über den Erfolg möglicher Maßnahmen zu diesem Zeitpunkt keine Aussagen getroffen werden können. Diese Annahme dient jedoch hier der Ermittlung eines theoretischen „best case“-Szenarios, mit dessen Hilfe weitere Problembereiche (z. B. Einträge aus weiteren Risikogebieten) identifiziert werden sollen.

Die Ergebnisse des Kapitels 4 zeigen, dass bei allen hier betrachteten, relevanten Schadstoffen Frachtreduzierungen vorgenommen werden müssen, wenn die Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden sollen. Um durch entsprechende Maßnahmen (siehe Kapitel 6) eine Frachtreduzierung zu erreichen, müssen nicht nur die weiträumigen Regionen, wie Teileinzugsgebiete, ausgewiesen, sondern die Quelle des Schadstoffaustrags lokalisiert werden. Diese Identifizierung der Risikogebiete innerhalb der Teileinzugsgebiete erfolgt in Kapitel 5.3.

Der Anteil der Schadstofffrachten der einzelnen Risikogebiete an der Gesamtschadstofffracht erlaubt eine Abschätzung der Bedeutung der Gebiete für die Gesamtbelastung. Als Gesamtschadstofffracht, zu der die Frachten aus den Teileinzugsgebiet in Relation gesetzt werden, wird hier die Fracht bei Schnackenburg verwendet. Schnackenburg am weitesten flussabwärts gelegene Messstation, die nicht vom Wehr Geesthacht beeinflusst wird. Die hier verfolgte Herangehensweise ist insofern mit Unsicherheiten behaftet, als sedimentdynamische Prozesse, die z.B. im Elbeschlauch zwischen dem oberstromigen Frachteintrag und der Messstation Schnackenburg auftreten, nicht erfasst werden. Sie können nur indirekt aus dem Verlauf der Verhältnisse mit verschiedenen Abflusssituationen erschlossen werden und werden entsprechend diskutiert. Die Abschätzung der relativen Beiträge der einzelnen Risikogebiete inklusive der Betrachtung des Elbehauptstroms als Einheit ermöglicht jedoch eine erste Priorisierung, die zukünftig durch weitere Messungen validiert werden sollte, die aber für die gezielte Planung von einzugsgebietsbezogenen Maßnahmen nach international anerkannten Konzepten notwendig ist (Babut et al., 2007; Heise et al., 2004a; Heise et al., 2004b):

Sowohl Havel als auch die Schwarze Elster tragen nur zu einem geringen Prozentsatz an der bei Schnackenburg ermittelten Schadstofffracht bei, wobei der Datensatz für die Havel klein ist. Eine schadstoffabhängige, teilweise hohe Belastung der Muldeschwebstoffe, gekoppelt mit einer relativ geringen Schwebstofffracht auf der einen Seite, und eine deutlich höhere Schwebstofffracht der Saale bei tendenziell geringeren Schadstoffkonzentrationen auf der anderen führt dazu, dass bei den Schwermetallen Cadmium, Quecksilber, Kupfer, Blei, Nickel, Zink, sowie bei TBT ein tendenziell höherer Anteil aus der Saale als aus der Mulde eingetragen wird. Hierbei sind die Aussagen zum TBT aufgrund von unsicheren Analysen mit Vorbehalt zu betrachten. Arsen-, β -HCH- und Dioxin-Frachten der Elbe sind dagegen hauptsächlich auf die Mulde zurückzuführen. Überwiegend aus der Tschechischen Republik stammen die Frachten für γ -HCH, HCB, PCB und DDE, wobei auch relevante Einträge für die anorganischen Schadstoffe bei Schmilka verzeichnet wurden.

Bei diesen relativen Frachtbetrachtungen ist zu berücksichtigen, dass der Anteil, den ein Teileinzugsgebiet zum Schadstofftransport entlang der Elbe beiträgt, je nach Regionaltyp eines Hochwassers schwanken kann. Die Priorisierung, die auf der Basis monatlicher Mittelwerte über die Jahre 2000 bis 2005 ermittelt wurde (Tabelle 5-13, Tabelle 5-14), darf somit insbesondere für anorganische Schadstoffe nur als Orientierungswert angesehen werden.

Die Fracht in Schnackenburg wird hier als Indikator einer Schadstofffracht genutzt, die sich aus den Einzelfrachten der Teileinzugsgebiete der Elbe (TEG) sowie aus sedimentdynamischen Prozessen im Hauptstrom der Elbe ergibt, ohne jedoch durch Rückstauprozesse des Wehres bei Geesthacht beeinflusst zu werden. Zu den sedimentdynamischen Prozessen, die die in Schnackenburg ankommende Schwebstofffracht beeinflussen, zählt neben den durch Buhnen und Auen geprägten Resuspension-Sedimentationszyklen die von Frühjahr bis Herbst auftretende Planktonblüte. Sie trägt vermutlich dazu bei, dass vorher gelöst transportierte Substanzen durch Schadstoffanlagerung in die partikuläre Phase überführt werden. Beide Prozesse führen zu einer schwer kalkulierbaren Veränderung der Schadstofffrachten in der Elbe.

In der Studie soll die Frage beantwortet werden, welchen Erfolg eine hypothetische Reduzierung der gesamten Schadstofffrachten aus den TEGs auf die Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele im EEG haben würde. Dabei zeigt sich, dass durch eine Verringerung der aus der Tschechischen Republik eingetragenen Frachten organischer Schadstoffe sowie des β -HCHs aus der Mulde alle Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden könnten. Der tschechische Teil des Einzugsgebietes der Elbe ist in dieser Studie allerdings nicht näher betrachtet worden. Die von der Tschechischen Republik eingetragenen Schadstofffrachten gehen als Randbedingungen in die hier vorgenommenen Analysen ein. Auch diese in Schmilka gemessenen Frachten sind aber sowohl auf Schadstoffdepots in Nebenflüssen, als auch in Talsperren und im Elbe/Labe-Schlauch zurückzuführen. Eine Differenzierung ist an dieser Stelle nicht möglich. Sie wird aber notwendig sein, wenn im Hinblick auf zu ergreifende Maßnahmen über das Potenzial der Frachtreduzierung aus der Tschechischen Republik diskutiert werden wird.

Bei Zink, TBT und Dioxin würde eine vollständige Reduktion der Frachten aus allen betrachteten TEG bzgl. Bewirtschaftungsziele zu einer Verbesserung führen, einige Nutzungen würden aber beeinträchtigt bleiben. Für den Meeresschutz gegenüber TBT, das die höchsten Konzentrationen im Hamburger Hafen aufweist, hat das Einzugsgebiet oberhalb Hamburgs nur eine geringe Bedeutung.

Eine weiterhin bestehende potenzielle Beeinträchtigung der Bewirtschaftungsziele im EEG wird auch bei maximaler Reduktion durch die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber bestehen bleiben. Insbesondere bei Quecksilber zeichnet sich jedoch eine weitere Verringerung der Schadstoffkonzentrationen ab.

Es muss betont werden, dass die hier zur Orientierung genutzten Richtwerte keine Schwellenwerte sind, oberhalb derer ein Risiko besteht. Sie geben vielmehr den Wert an, unterhalb dessen nicht mit einem Risiko zu rechnen ist. Schon eine signifikante Verbesserung der Cadmium- und Quecksilberfrachten würde daher die für die Bewirtschaftungsziele bestehenden Risiken verringern.

5.2.1. Vorgehensweise bei der Bewertung von Beiträgen einzelner Regionen zur Schadstoffbelastung der Elbe

Aufgrund der in Kapitel 5.1. dargestellten, komplexen Schwebstoffdynamik der Elbe sind Konzentrationsangaben von Schadstoffen in schwebstoffbürtigem Sediment nicht ausreichend, um die Beiträge einzelner Teilgebiete zur Schadstoffbelastung beurteilen zu können. Ein Fluss mit hoch kontaminierten Schwebstoffen, von denen aber nur geringe Mengen in die Elbe eingetragen werden, wie es z.B. bei der Mulde der Fall ist (Abb. 5-29), wird möglicherweise in geringerem Maße zur Belastung der unterstromigen Gebiete beitragen, als ein Gebiet mittlerer Belastung und hohen Schwebstoffaustrags.

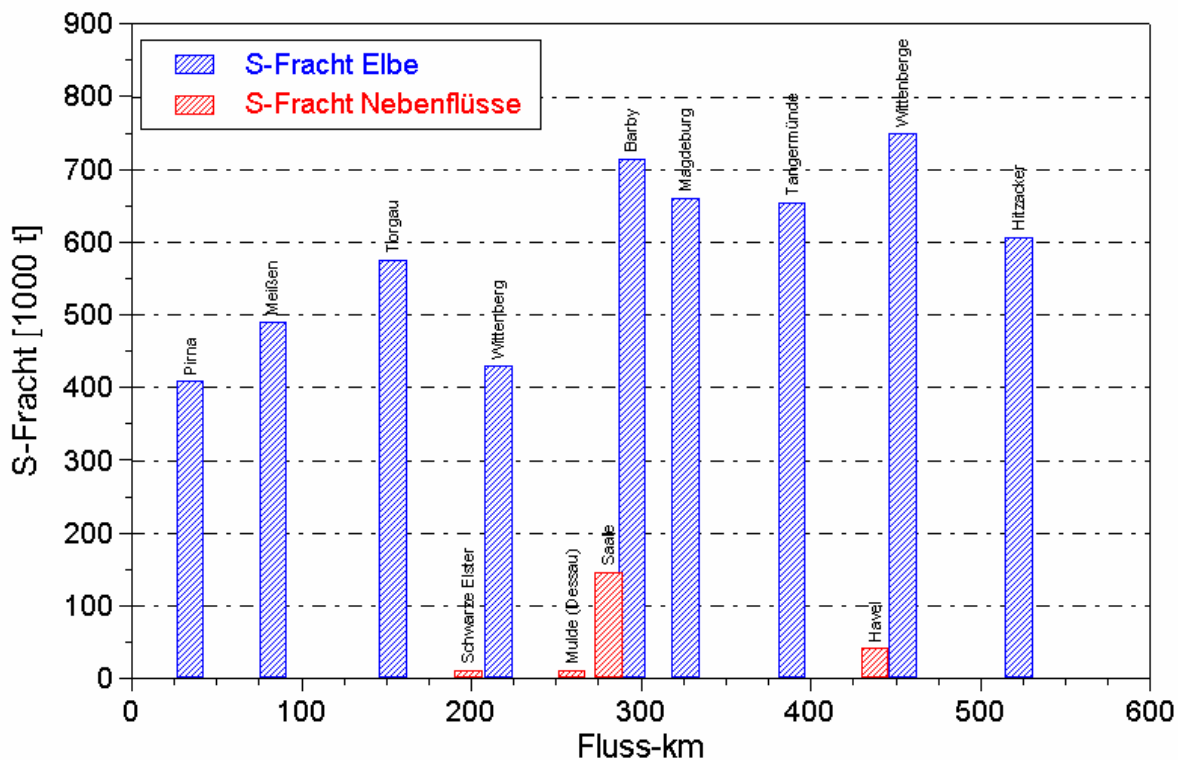


Abb. 5-29: Schwebstofffrachten (S-Frachten) der Elbe, ermittelt aus Vielpunktmessungen bei unterschiedlichen Abflüssen im Elbestrom (1994-2003) und in den Nebenflüssen (1990-2000) (Daten BfG, Abbildung aus Heise et al, 2005)

Auf der anderen Seite bringt die Saale auch dann relativ hohe Schadstofffrachten in die Elbe ein, wenn die Schadstoffbeladung ihrer Partikel relativ niedrig ist – allein auf Grund ihres im Vergleich zu anderen Nebenflüssen relativ hohen Schwebstoffaustrags. Geringe Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen würden jedoch nicht zur Überschreitung der Zielvorgaben im Elberaum führen. Es müssen bei der Priorisierung der Einzugsgebiete entsprechend sowohl die Frachten als auch die Höhe der Schadstoffbeladung zur Bewertung herangezogen werden, wobei dem in Tabelle 5-11

aufgeführten Muster gefolgt wird. Ob Sedimentrichtwerte für die jeweiligen Bewirtschaftungsziele über- oder unterschritten werden, lässt sich aus den Abbildungen 4-6 bis 4-14 ablesen.

Tab. 5-11: Prinzip der Ermittlung der Relevanz von Teileinzugsgebieten (TEG) aus Schwebstofffracht- und -konzentration

Schadstofffracht des TEG im Vergleich zur Elbefracht	Kontamination der schwebstoffbürtigen Sedimente an der Mündung des TEG	Relevanz des TEG bzgl. des Schadstoffs
hoch	> Sedimentrichtwerte	hoch
niedrig	> Sedimentrichtwerte	niedrig
hoch	< Sedimentrichtwerte	niedrig
niedrig	< Sedimentrichtwerte	keine Relevanz

5.2.2. Festlegung des Beobachtungszeitraums

Im Elberaum durchgeführte Maßnahmen und Betriebsstilllegungen haben insbesondere nach 1990 zu Veränderungen von Schadstoffkonzentrationen und -mustern im Elberaum geführt. Daraus resultiert die Notwendigkeit, den Betrachtungszeitraum auf untereinander vergleichbare Jahre einzuschränken. Dabei sollten die Jahre so gewählt werden, dass verschiedene extreme Abflussereignisse mit erfasst werden können.

Um unterschiedliche Schadstoffmuster zu identifizieren, wurde für Schadstoffdaten aus den Jahren 1994 bis 2003, die von der ARGE-Elbe zur Verfügung gestellt wurden, eine Clusteranalyse durchgeführt.

Abbildung 5-30 zeigt die Cluster, die sich bei Berücksichtigung sämtlicher Probennahmejahre, hier exemplarisch für die Mulde-Station, bilden. Als Fusionsart diente das Ward-Linkage-Verfahren¹³.

Um die Ergebnisse sämtlicher Jahre in die Analyse einbeziehen zu können, wurden Schadstoffe nicht berücksichtigt, die nur zeitweise erfasst worden sind. Im Fall der Mulde beruht die Clusterung der 104 Fälle auf 33 Schadstoffen, deren Konzentrationen vor Beginn der Analyse standardisiert wurden, damit unterschiedliche Größenordnungen in den Konzentrationen das Ergebnis nicht verändern konnten. Angegeben ist jeweils das Datum der Probennahme, dem eine ca. 4 wöchige Sammlung des schwebstoffbürtigen Materials vorausging.

In gleicher Weise wie hier für die Mulde gezeigt, fallen auch auf den anderen Stationen die frühen Probennahmejahre fast ausschließlich in ein abgetrenntes, eigenes Cluster. Damit unterscheiden sich die Schadstoffmuster in den Jahren 1994 und teilweise 1995 deutlich von den späteren Probennahmejahren, die tendenziell über verschiedene Cluster verteilt sind. Entsprechend wird bei den folgenden Betrachtungen nur der Zeitraum ab 1996 einbezogen, wenn Extremereignisse mit berücksichtigt werden sollen. Bei den Analysen zur Frachtreduzierung wird der Zeitraum weiter eingegrenzt auf Daten, die seit 2000 erhoben wurden.

¹³ Das „Complete-Linkage“ neigt zur Kettenbildung und würde dadurch eine Visualisierung der Cluster erschweren.

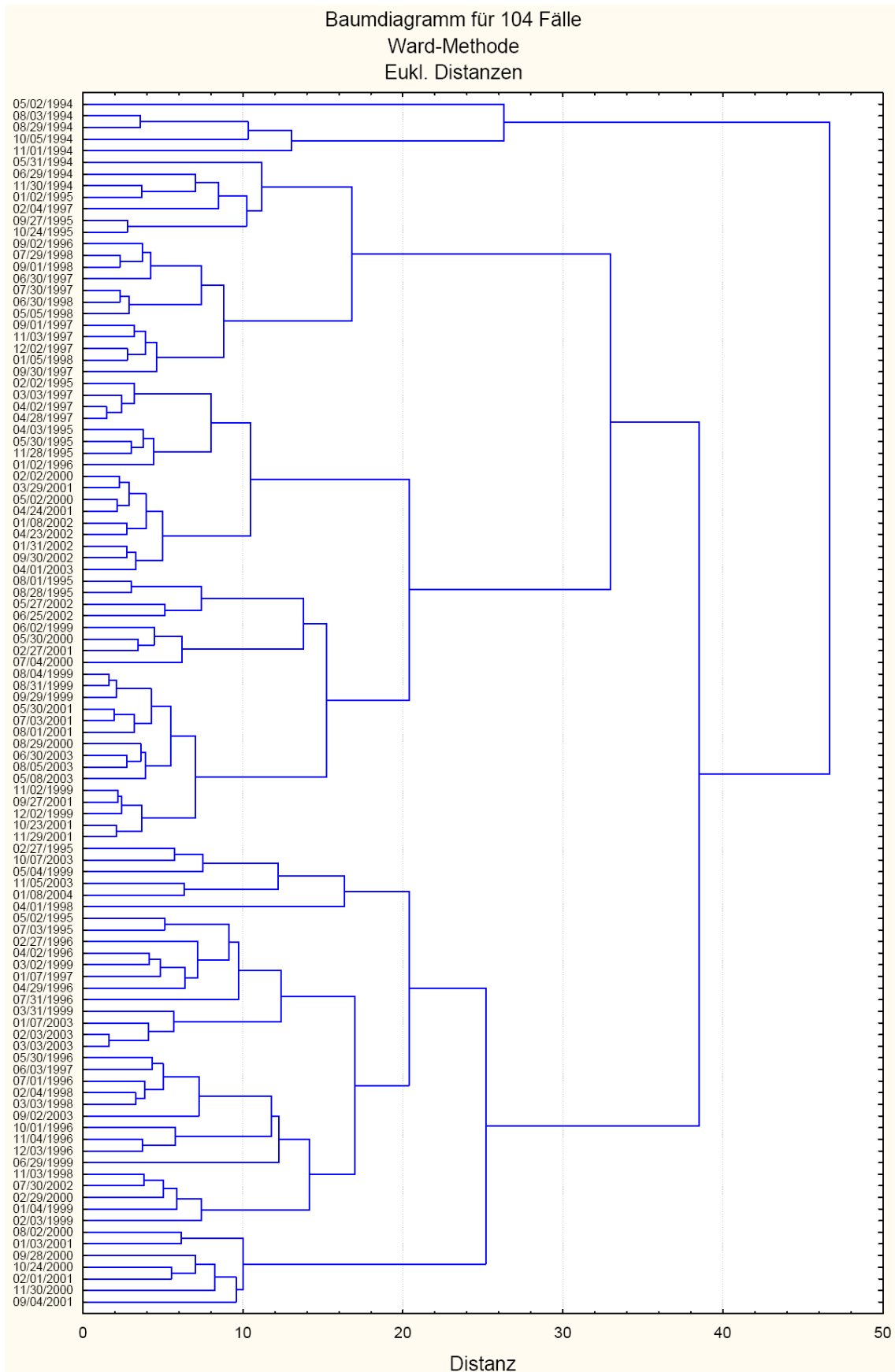


Abb. 5-30: Clusteranalyse der Beprobungszeiträume nach Schadstoffmustern in schwebstoffbürtigen Sedimenten aus der Mulde (Dessau) (Daten: z. Vfg. gestellt von der ARGE-Elbe)

5.2.3. Priorisierung der Risikoregionen

Im Folgenden wird auf der Basis von Frachtdaten von 2000 bis einschließlich 2005, die von der ARGE-Elbe zur Verfügung gestellt wurden, sowie unter Verwendung von Schwermetall-Daten der GKSS, die während Niedrig- und Mittelwasserereignissen erhoben wurden, eine Priorisierung der Teileinzugsgebiete nach ihrer Bedeutung für die Schadstoffbelastung der Elbe durchgeführt.

Dabei wurden die schwebstoffgebundenen Schadstofffrachten der ARGE-Elbe aus den Frachtdaten der Schwebstoffe berechnet, die sich aus 14tägigen Querprofilmischproben ergeben, und aus der Schadstoffkonzentration am schwebstoffbürtigen Sediment, das monatlich aus den Sedimentationsbecken entlang der Elbe entnommen wird. Damit unterliegen diese Schadstofffrachtdaten einer erhöhten Unsicherheit, da das Material in den Sedimentationsbecken nicht zwangsläufig die gleiche Qualität aufweist wie in den Einzelproben, die zur Grundlage der Schwebstofffrachtberechnung genommen werden.

Beide Analysen sind mit Unsicherheiten behaftet. Die Schadstoffbestimmung an den Querprofilmischproben ist für den entsprechenden Beprobungszeitraum genau, wird aber nur 14tägig durchgeführt, so dass zeitliche Schwankungen nicht erfasst werden. Die Schwebstoffbelastung in den Absetzbecken dagegen integriert die Kontamination über die Sedimentationszeit von einem Monat, erfasst also auch Schwankungen. Bei sehr feinen Partikeln, die zu einem nicht unerheblichen Maße mit Schadstoffen beladen sein können, ist es jedoch möglich, dass sie nicht in der Falle sedimentieren sondern hindurchtransportiert werden. Dementsprechend ist tendenziell eine Unterschätzung der realen Frachtdaten wahrscheinlich.

In Tabelle 5-12 werden die Schadstofffrachten für Schwermetalle und Arsen, die sich aus den beiden Beprobungsarten ergeben, für die Jahre 2005 und 2006 dargestellt. Sie liegen in der gleichen Größenordnung, mit leicht verringerten Angaben für die Absetzbecken. Größere Unterschiede bestehen bei Arsen und Blei mit einer 30 bis 60% höheren Fracht, die aus den Querprofilmischproben errechnet wurde.

Tab. 5-12: Jahresfrachten der Schwermetalle und Arsen, errechnet auf der Grundlage der aus Absetzbecken und durch Querprofilmischproben erhobenen Schadstoffkonzentrationen (Daten und Berechnung: Michael Bergemann, ARGE-Elbe).

Seemannshöft		2005		2006	
		Absetzbecken	Querprofilmischproben	Absetzbecken	Querprofilmischproben
Quecksilber	(t/a)	1.3	1.5	1.4	1.9
Cadmium	(t/a)	2.6	3.0	2.9	2.8
Blei	(t/a)	51	81	56	75
Zink	(t/a)	490	550	530	550
Kupfer	(t/a)	61	82	69	77
Chrom	(t/a)	64	76	84	89
Nickel	(t/a)	31	36	38	40
Arsen	(t/a)	25	33	26	39

Die partikelgebundenen Frachten der (in Tabelle 5-12 aufgeführten) Schadstoffe werden tendenziell unterschätzt, wenn sie auf der Basis der Absetzbeckendaten ermittelt wird. Da es jedoch das Ziel dieser Studie ist, solche Schadstoffmengen zu betrachten, die potenziell in Stillwasserzonen

aussedimentieren können, sind die mit den Absetzbecken erzielten Daten wiederum relevant, da durch sie eben solche Sedimentationen simuliert werden.

In den Längsprofiluntersuchungen der GKSS wurden an Schwebstoffproben, die vom Helikopter aus genommen wurden, Schwermetalle und Arsen bestimmt. Die Schwebstoffmesskampagnen dauerten in der Regel drei Tage und umfassten die Elbe von der Mündung bis in die Tschechische Republik (Pepelnik *et al.*, 2004; Prange *et al.*, 2001). Es wurde flussaufwärts geflogen.

Die Beprobungen erfolgten nicht fließzeitgerecht. Daher wurden für weitere Analysen ausschließlich solche Kampagnen berücksichtigt, die unter stabilen hydrologischen Verhältnissen durchgeführt wurden. Diese lagen nur in den Messzeiträumen der Jahre 1998, 2002 und 2003 vor. Während 1998 der Abfluss etwas oberhalb des MNQ lag, fand die Beprobung im Jahr 2002 ungefähr bei MQ statt. Im Jahr 2003 herrschte dagegen Niedrigwasser mit einem Abfluss, der unterhalb von MNQ lag.

Wie in Kapitel 5.2.1 dargelegt, ergibt sich die Relevanz der Teileinzugsgebiete (TEG) primär aus den Frachtdaten, jedoch ist auch die Konzentration der Schadstoffe an den Partikeln zu berücksichtigen. In Tabelle 5-13 wurden die prozentualen Beiträge der TEG zur Schadstofffracht in Schnackenburg verschiedenen Klassen zunehmender Bedeutung von 0 bis 5 zugeordnet (0: Frachtanteile kleiner als 1 %; bis 5: Frachtanteile über 80%). Je nach der Überschreitung der Sedimentrichtwerte (SRW) durch die schwebstoffgebundenen Schadstoffe wurde ein Faktor von 0 (keine SRW werden überschritten), 1 (einige SRW werden überschritten) bzw. 2 (alle betrachteten SRW werden überschritten) eingeführt. Abbildung 5-31 stellt das Ergebnis der Relevanzabschätzung dar, aus der sich eine Priorisierung ableiten lässt. Dabei wird vorgeschlagen, jene TEG, deren Relevanz weniger als 2 beträgt, nicht zu priorisieren. Ein Relevanzwert von weniger als 2 bedeutet, dass entweder ein geringer Beitrag zur Schadstofffracht von weniger als 10 % erfolgt, oder die Schadstoffkonzentration relativ gering ist und unterhalb mehrerer Sedimentrichtwerte liegt. Schnackenburg wurde hier als Bezugsstation gewählt, weil es die letzte Schwebstoffmessstelle der ARGE-Elbe vor dem Wehr in Geesthacht ist, und hier das Material, das über die Nebenflüsse oder die Bühnenfelder eingetragen wird, erfasst wird.

Die Beiträge zur Fracht in Schnackenburg ergeben sich aus den Medianwerten der monatlichen Frachtdaten der ARGE-Elbe aus den Jahren 2000 bis 2005 (organische und anorganische Schadstoffe) und aus den Daten der GKSS für die Havel (anorganische Schadstoffe).

Tab. 5-13: Ermittlung der Relevanzindikatoren aus dem Produkt der Bedeutung des Beitrags zur Schadstofffracht in Schnackenburg (Klassifizierung: 5: > 80 % der Fracht; 4: 50 bis 80%; 3: 20 bis 50 %; 2: 10 bis 20 %; 1: 5 bis 10 %; 0.5: 1 bis 5; 0: <1) und der Schadstoffbelastung des schwebstoffbürtigen Sediments im Vergleich zu den Sedimentrichtwerten (SRW) (2: 75 % der Schadstoffkonzentrationen über allen Richtwerten; 1: über einigen Richtwerten; 0: immer unter den Richtwerten).

Schadstoff	Schmilka			Schwarze Elster			Mulde			Saale			Havel		
	Bedeutung des Frachtbeitrags (0 - 5)	Vergleich mit SRW	Relevanz	Bedeutung des Frachtbeitrags (0 - 5)	Vergleich mit SRW	Relevanz	Bedeutung des Frachtbeitrags (0 - 5)	Vergleich mit SRW	Relevanz	Bedeutung des Frachtbeitrags (0 - 5)	Vergleich mit SRW	Relevanz	Bedeutung des Frachtbeitrags (0 - 5)	Vergleich mit SRW	Relevanz
Cu	3	1	3	0	1	0	0.5	1	0.5	3	1	3	0.5	1	0.5
Hg	2	2	4	0	1	0	0.5	2	1	3	2	6	0.5	1	0.5
Cd	2	1	2	0	1	0	1	2	2	2	1	2	0.5	1	0.5
Zn	3	1	3	0	1	0	1	2	2	3	2	6	0.5	2	1
Pb	3	1	3	0	0	0	1	2	2	3	1	3	0.5	1	0.5
Ni	3	1	3	0.5	1	0.5	1	1	1	2	1	2	0.5	1	0.5
As	2	1	2	0.5	1	0.5	2	2	4	1	1	1	0.5	1	0.5
TBT	2	1	2				1	1	1	2	1	2			
g-HCH	5	1	5	0.5	1	0.5	4	1	4	5	1	5			
a-HCh	3	1	3	0.5	1	0.5	4	1	4	2	1	2			
b-HCH	5	1	5	1	1	1	5	2	10	5	1	5			
Summe HCH	3	1	3	0.5	1	0.5	5	2	10	3	1	3			
PCB	5	2	10	0.5	1	0.5	0.5	1	0.5	3	1	3			
PCB	5	2	10	0	1	0	0.5	2	1	0.5	1	0.5			
DDX	5	1	5	0.5	1	0.5	3	1	3	2	1	2			

124

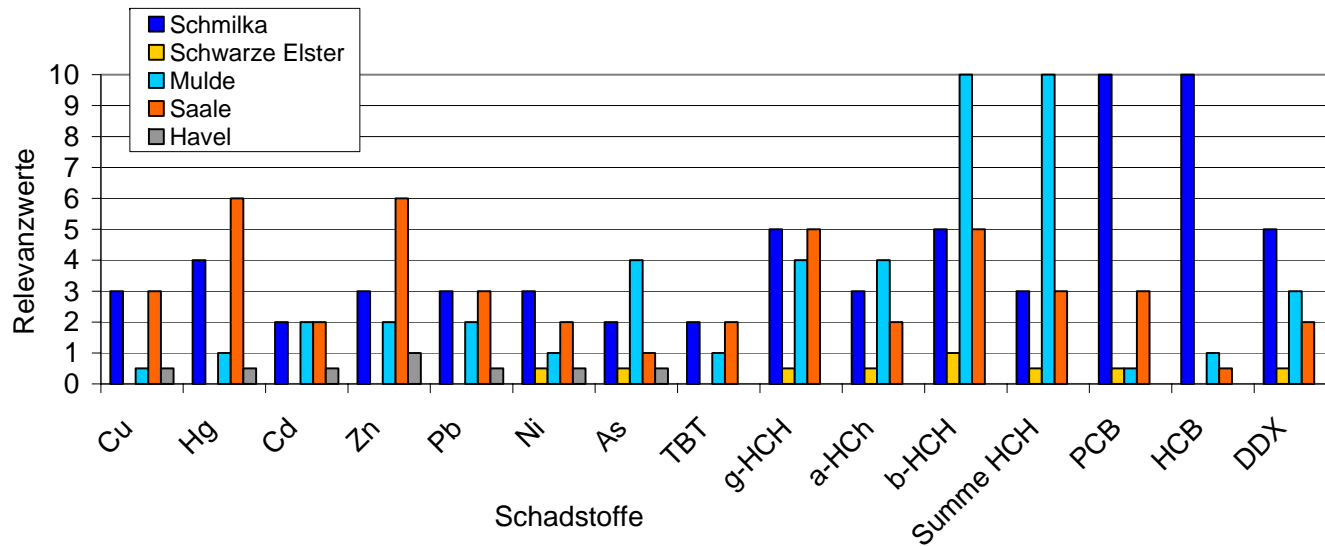


Abb. 5-31: Darstellung der Relevanzindikatoren für die Schadstoffbeiträge der verschiedenen TEG bezogen auf Daten von 2000 bis 2005 der ARGE-Elbe und der GKSS. Für die Frachten wurden die jeweils größten Mediane von entweder ARGE-Elbe oder GKSS verwendet.

Tab 5-14: Bedeutung der Beiträge einzelner Teileinzugsgebiete zur jährlichen Schadstofffracht bei Schnackenburg entsprechend der Indikatoren für die Relevanz, ermittelt in Tab. 5-13.

Schadstoffe	1. Priorität	2. Priorität	3. Priorität
HCX	Schmilka		
PCB, Ni	Schmilka	Saale	
TBT, Cu	Schmilka ≈ Saale		
Pb	Schmilka ≈ Saale	Mulde	
DDX	Schmilka	Mulde	Saale
ΣHCH (β-HCH)	Mulde	Saale ≈ Schmilka	
As	Mulde	Schmilka	
Hg	Saale	Schmilka	
Zn	Saale	Schmilka	Mulde
Cd	Schmilka ≈ Saale ≈ Mulde		

Bei der Einschränkung, dass nur Relevanzwerte von 2 und mehr berücksichtigt werden (Abb. 5-31), entfallen die Schwarze Elster bezüglich sämtlicher betrachteter Schadstoffe und die Havel, für die nur Daten zu anorganischen Schadstoffen vorlagen, bzgl. Arsen und der Schwermetalle aus der Betrachtung, da sowohl die Frachten als auch die Konzentrationen zu gering sind.

5.2.4. Der Einfluss extremer Abflussbedingungen auf die Priorisierung

Während die GKSS-Daten im Bereich niedriger bis mittlerer Abflüsse erhoben wurden, bei denen geringere Schwebstofffrachten vorliegen, sind die Jahresfrachtdaten der von der ARGE-Elbe zur Verfügung gestellten Daten stark von Hochwasserereignissen beeinflusst, die zwar zu einer Verdünnung der Schadstoffkonzentration führen können (siehe Kapitel 5.3), jedoch aufgrund der hohen Schwebstoffmenge (siehe Kapitel 5.1) und der Resuspendierung belasteten Materials häufig einen großen Anteil an der Gesamtfracht eines Jahres ausmachen (Siehe Tabelle 5-15).

Tab. 5-15: Überblick über den unterschiedlichen Anteil der bei Extremsituationen untersuchten partikulären Stoffen an der Jahresfracht 2003, siehe auch Box 5.1 (Messstelle Magdeburg) (Daten: M. Baborowski, UFZ)

Anteil an Jahresfracht (%)	Ni	As	Cr	Cu	Pb	Cd	AFS	Hg	Zn	U
Erhöhte Abflüsse im Frühjahr (Januar-März)	77	70	65	63	57	55	55	48	40	31
Hochwasserwelle (Januar)	49	43	38	36	36	31	30	28	15	17
Niedrige Abflüsse (April-Dezember)	23	30	35	37	43	45	45	52	60	69

Es ist für die Bewertung des Einflusses verschiedener Gebiete jedoch zu hinterfragen, ob sich die Rangfolge der wichtigsten Risikoregionen in Abhängigkeit vom Abfluss ändert oder ob die Jahresfrachten die Bedeutung der Teileinzugsgebiete in ausreichender Weise widerspiegeln.

Exemplarisch zeigen die folgenden Abbildungen die Unterschiede in den Frachtdaten des Frühlingshochwassers von 2000 und des Niedrigwassers von 2003 auf.

Das Hochwasser von 2000 betraf die Tschechische Republik, die Mulde und die Saale (siehe Tabelle 5-1). Der Abstand zum vorhergehenden Hochwasser betrug 10 Monate. Abbildung 5-32 zeigt den Verlauf des Abflusses und der Schwebstofffracht während des betrachteten Zeitfensters des Hochwassers (von Februar bis April 2000) und des Niedrigwassers (Juli bis Oktober 2003). Die zugrunde liegenden BfG-Daten weisen eine Lücke bei den Schwebstofffrachten in 2003 auf. Aufgrund der relativ konstanten, niedrigen Abflüsse ist nicht zu vermuten, dass es hier zu großen Schwankungen gekommen ist. Die Hochwasserabflüsse in 2000 lagen zwischen 560 und 2800 m³/s. Es kam zu zwei Schwebstoffpeaks in Hitzacker: mit Beginn des Hochwassers im Februar und mit dem zweiten Anstieg des Abflusses im März. Die höchsten Schadstofffrachten wurden an den verschiedenen Messstellen in den Monaten Februar und März verzeichnet, so dass in den Abbildungen 5-33 und 5-36 die mittlere Tagesfracht aus diesen beiden Monaten angegeben ist.

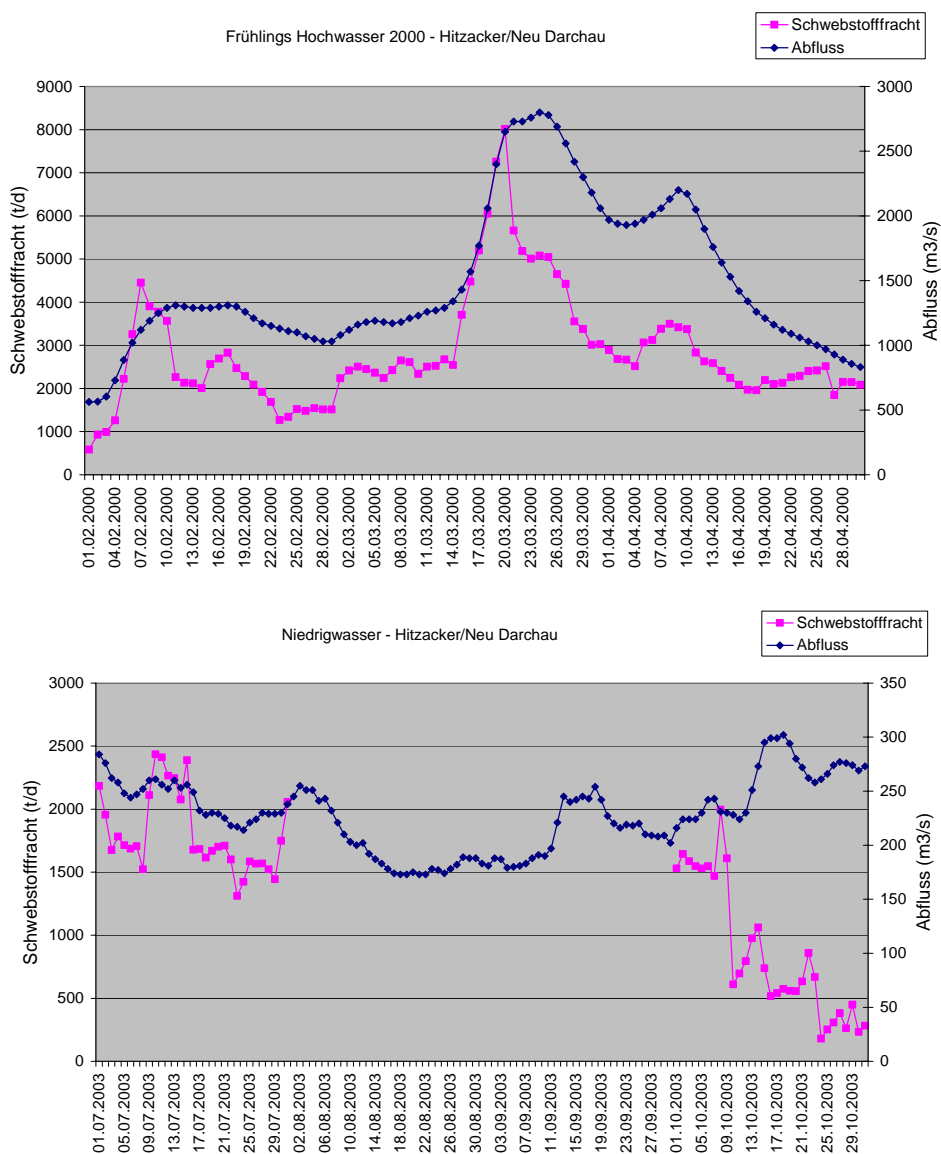


Abb. 5-32: Abflussmenge und Schwebstofffrachten während des Frühlingshochwassers von 2000 (oben) und während des Niedrigwassers 2003 (unten), gemessen am Pegel Neu-Darchau bzw. an der Schwebstoffmessstelle Hitzacker

Bei dem betrachteten Niedrigwasser in 2003 handelt es sich um Spätsommer/Frühherbstniedrigwasser (siehe Typisierung von Extremereignissen, Kapitel 5.1.). Das letzte Hochwasser liegt zu Beginn des hier betrachteten Zeitfensters 3 Monate zurück. Die Abflussmenge schwankt zwischen 170 und 300 m³/s, die Schwebstofffrachten sinken im Oktober von ca. 2500 t/d am Anfang dieser Phase auf weniger als 500 t/d ab. Für die vergleichende Darstellung der Abbildungen 5-33 und 5-36 wurden Schadstofffrachtdaten der ARGE-Elbe genutzt, die im mittleren Bereich dieser Niedrigwasserphase lagen (September).

Abb. 5-33 (folgende Seite) zeigt die Schadstofffrachten für Hg, Cd und As für das Hochwasser 2000 und das Niedrigwasser 2003 im Vergleich auf.

Bei den dargestellten anorganischen Schadstoffen ist die tägliche Schadstofffracht während des Hochwassers um ein Vielfaches höher als während der Niedrigwasserperiode. Die Schwarze Elster ist weder bei Hoch- noch bei Niedrigwasser von Bedeutung. Die höchsten Einträge bei einer Hochwassersituation, die Saale, Mulde und CR betrifft, kommen für Quecksilber aus der Saale, gefolgt von Schmilka und der Mulde. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der jahresdurchschnittlichen Frachtdaten (Tabelle 5-14)

Bei Cadmium und ebenso bei Arsen erlangt bei diesem Hochwasser der Eintrag über die Tschechische Republik größere Bedeutung, als er sie bei Betrachtung der jährlichen Durchschnittswerte hatte. Die Konzentrationen der beiden Schadstoffe an den Schwebstoffen in Schmilka waren dabei im Vergleich zur Niedrigwassersituation leicht reduziert (verdünnt).¹³

Bei allen anorganischen Schadstoffen kommt es zwischen Magdeburg und Schnackenburg zu einer Erhöhung der Fracht bei Hochwasser, wofür vermutlich Sedimentresuspension aus den Bühnenfeldern verantwortlich ist. Während des Niedrigwassers im September 2003 fehlt dieser Anstieg, da die Bühnen während des Niedrigwassers zur Senke werden (siehe Quecksilber).

Im Gegensatz dazu zeigen die während Niedrig- bzw. Mittelwassersituationen erhobenen GKSS-Daten durchaus eine „Differenz“ von 40 bis 60 % zwischen den Einträgen der Risikogebiete (CR, Mulde, Saale, Havel) und den Frachten in Hitzacker/Neu-Darchau. Wie schon für die Schwebstoffdynamik in Kapitel 5.1 ausgeführt, ist die Zunahme der Schwebstoffe in diesem Bereich vermutlich auf autochthones Phytoplanktonwachstum zurückzuführen, einhergehend mit einer Schadstoffanlagerung an die Biomasse. Die Berücksichtigung der absoluten Werte (siehe Abb. 5-33) lässt jedoch nicht annehmen, dass dieser Prozess für die Frachtbilanz von großer Bedeutung ist.

¹³ Die Graphiken sind im Einzelnen im Anhang aufgeführt.

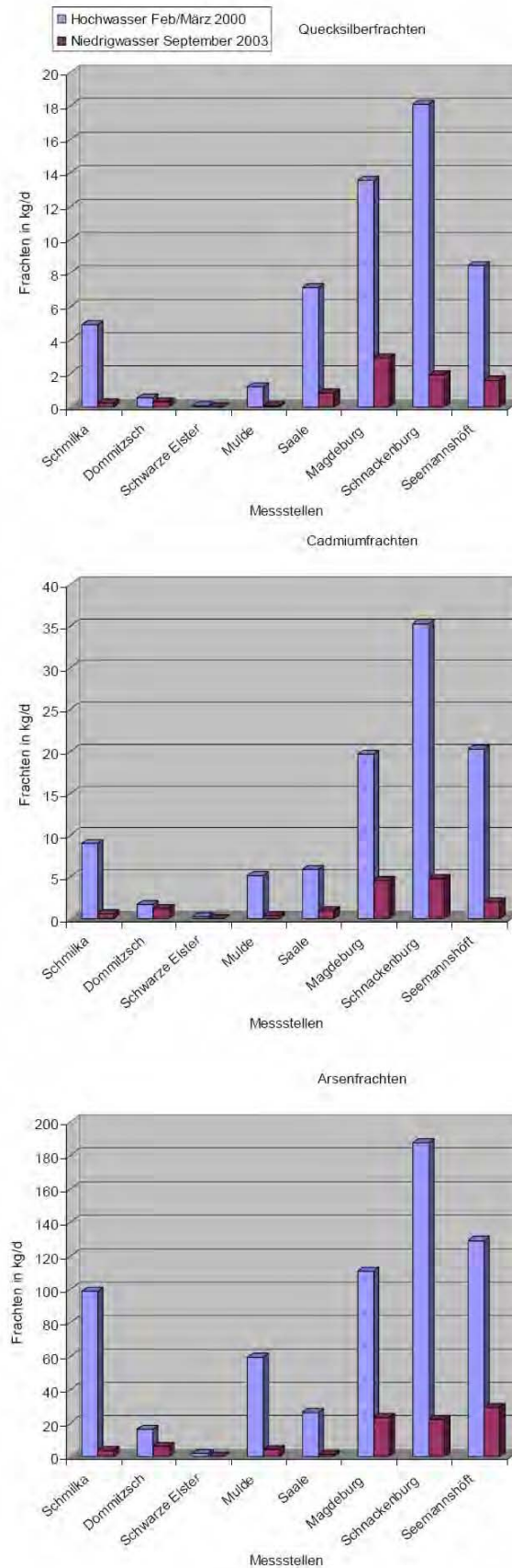


Abb. 5-33: Gegenüberstellung der transportierten Tagesfrachten von Quecksilber, Cadmium und Arsen während des Niedrigwassers 2003 (Septemberdaten) und des Hochwassers von 2000 (Februar/März-Daten).

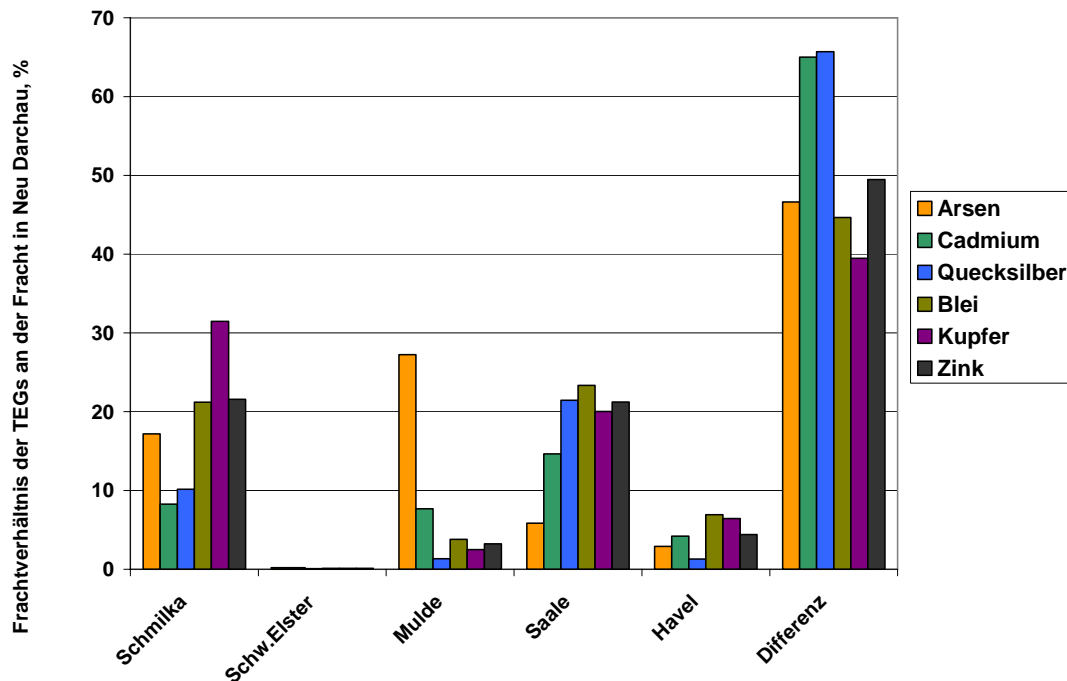


Abb. 5-34: Mediane Verhältnisse der Frachten verschiedener Teileinzugsgebiete (TEGs) an der Fracht in Neu Darchau während verschiedener Niedrig- und Mittelwassersituationen zwischen 1998 und 2003. Die „Differenz“ ist der Schadstoffanteil, der sich unter gegebenen Abflussbedingungen nicht aus den Frachten der TEGs erklären lässt (Daten GKSS).

Der Frage, inwieweit sich die Priorisierung der Risikoregionen mit der Ausprägung des Hochwassers ändert, wird in der Abbildung 5-35 nachgegangen. Sie gibt exemplarisch für Cadmium die unterschiedlichen Beiträge in Abhängigkeit vom Regionaltyp des Hochwassers wieder. So trugen beim Winter/Frühlingshochwasser 2000, von dem die Tschechische Republik, die Mulde und die Saale betroffen waren, alle drei Regionen zur Cadmium-Fracht der Elbe bei. Demgegenüber gab es bei dem größtenteils auf Tschechien begrenzten Sommerhochwasser 1997 kaum einen Beitrag zur Cadmium-Fracht in der Elbe über Mulde und Saale.

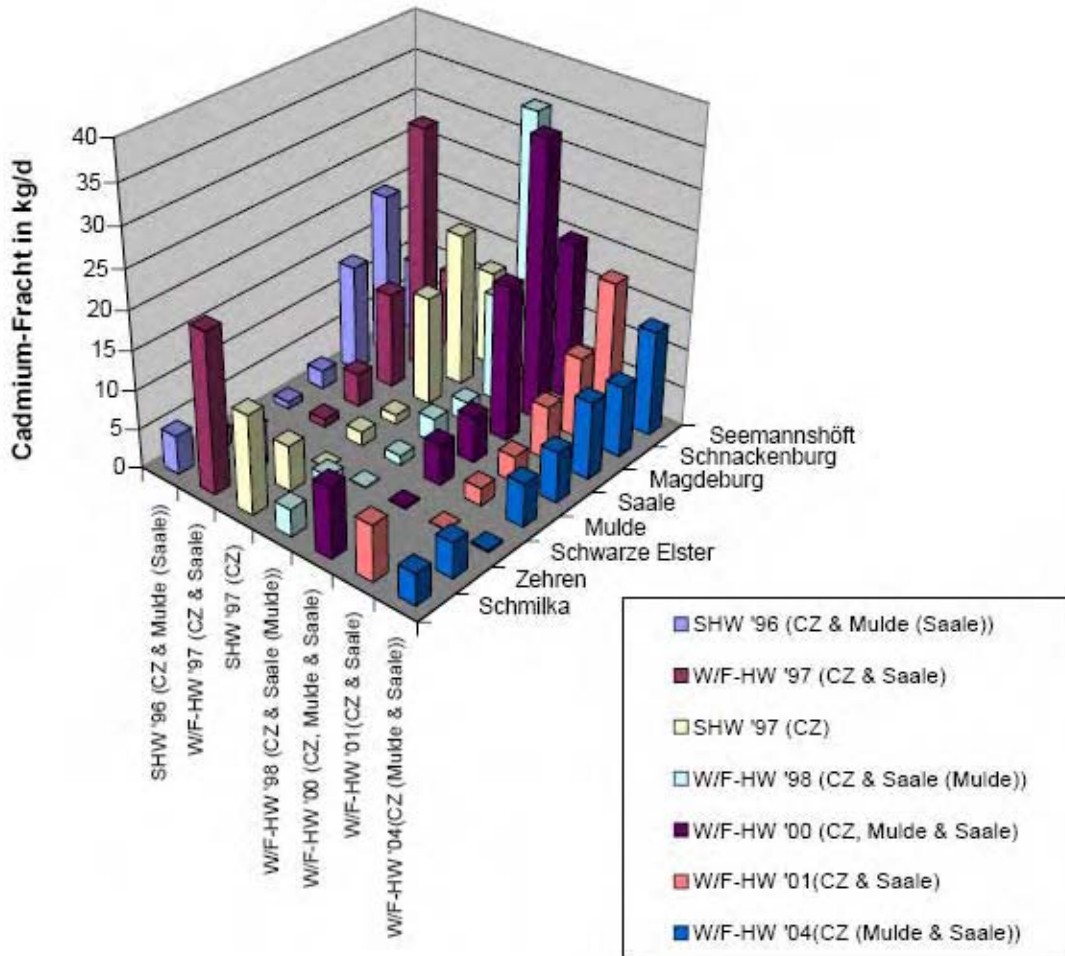


Abb. 5-35: Cadmium-Frachten entlang der Elbe während verschiedener Hochwassersituationen. Angegeben ist der Entstehungs- und Regionaltyp (W/F-HW: Winter- bzw. Frühlingshochwasser; SHW: Sommerhochwasser; CZ – Tschechische Republik)

Dementsprechend sind die Beiträge der Risikoregionen zu den Metallfrachten abhängig vom Regionaltyp des Hochwassers. Dies ist bei den organischen Stoffen, die aufgrund ihres anthropogenen Ursprungs stärker ausgeprägte Schwerpunkte haben, nicht im gleichen Maße der Fall.

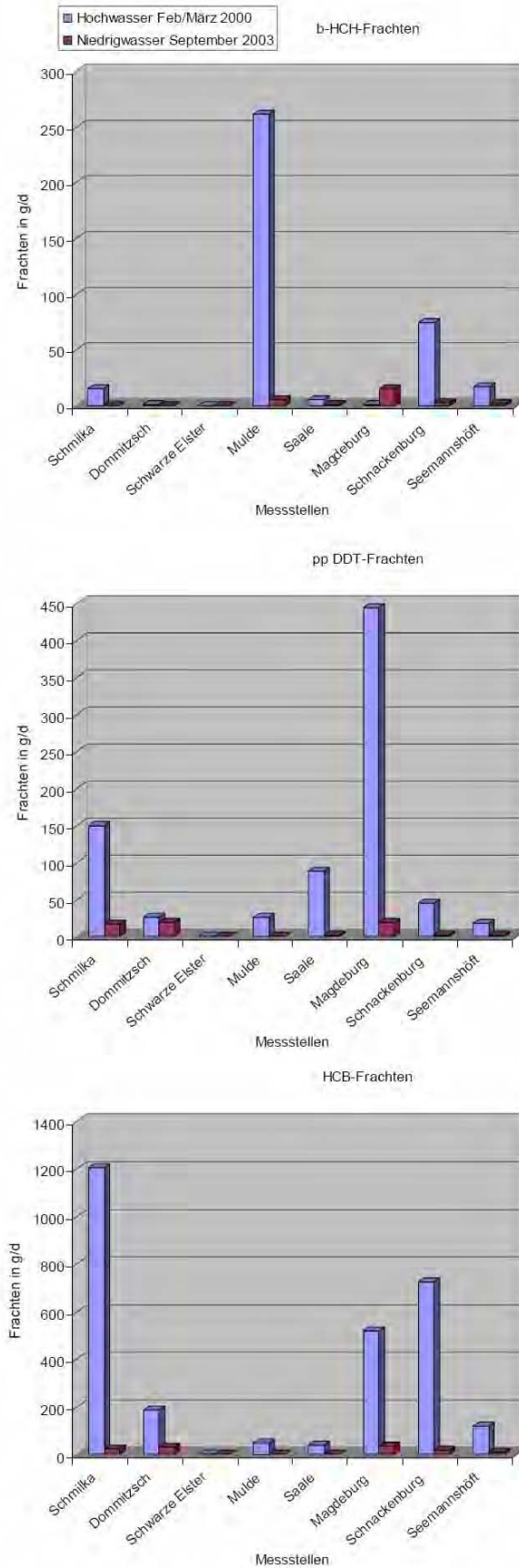


Abb. 5-36 Gegenüberstellung der Tagesfrachten von β -HCH, pp-DDT und HCB während des Niedrigwassers 2003 (Septemberdaten) und des Hochwassers von 2000 (Februar/März-Daten).

Bei den dargestellten organischen Schadstoffen β -HCH, pp-DDT und HCB entspricht die Rangfolge der verschiedenen Risikogebiete zur Schadstofffracht in der Elbe der Abfolge, die aufgrund der Monatsmittelwerte ermittelt wurde (Abb. 5-36; Tabelle 5-14). Die höchsten β -HCH-Frachten kommen aus der Mulde, die DDT-Frachten aus Schmilka (gefolgt von Saale und Mulde), HCB-Frachten aus der Tschechischen Republik. Der Haupteintrag an Schadstoffen erfolgt während des Hochwassers, denn beim Niedrigwasser 2003 sind die relativen Beiträge aus der Elbe bzw. aus Tschechien, insbesondere zur β -HCH und zur HCB-Fracht im Vergleich zu dem, was in Magdeburg transportiert wird, deutlich zurückgegangen.

Die Priorisierung der Teileinzugsgebiete „Tschechische Republik (über Schmilka), Mulde und Saale, die auf der Basis monatlicher Mittelwerte über die Jahre 2000 bis 2005 ermittelt wurde (Abbildung 5-31, Tabelle 5-14), darf somit insbesondere für Schwermetalle und Arsen nur als Orientierungswert angesehen werden. Es muss bei der Erarbeitung von Maßnahmen berücksichtigt werden, dass alle Risikogebiete, durch die ein Schadstoffeintrag erfolgt, in Abhängigkeit vom Regionaltyp des Hochwassers unterschiedlich viel zur Fracht beitragen können.

Als nicht-relevant in Bezug auf die Schadstoffkonzentration und die eingetragenen Schadstofffrachten wurden – auch unter Hochwasserbedingungen - lediglich die Schwarze Elster für alle hier betrachteten Schadstoffe und die Havel für Arsen und Schwermetalle identifiziert. Daten zur Fracht organischer Schadstoffe aus der Havel lagen hierbei nicht vor.

BOX 5-1: Einfluss von hydrologischen Extremen auf die Wasserbeschaffenheitsentwicklung im Jahresverlauf (Baborowski et al. 2004)

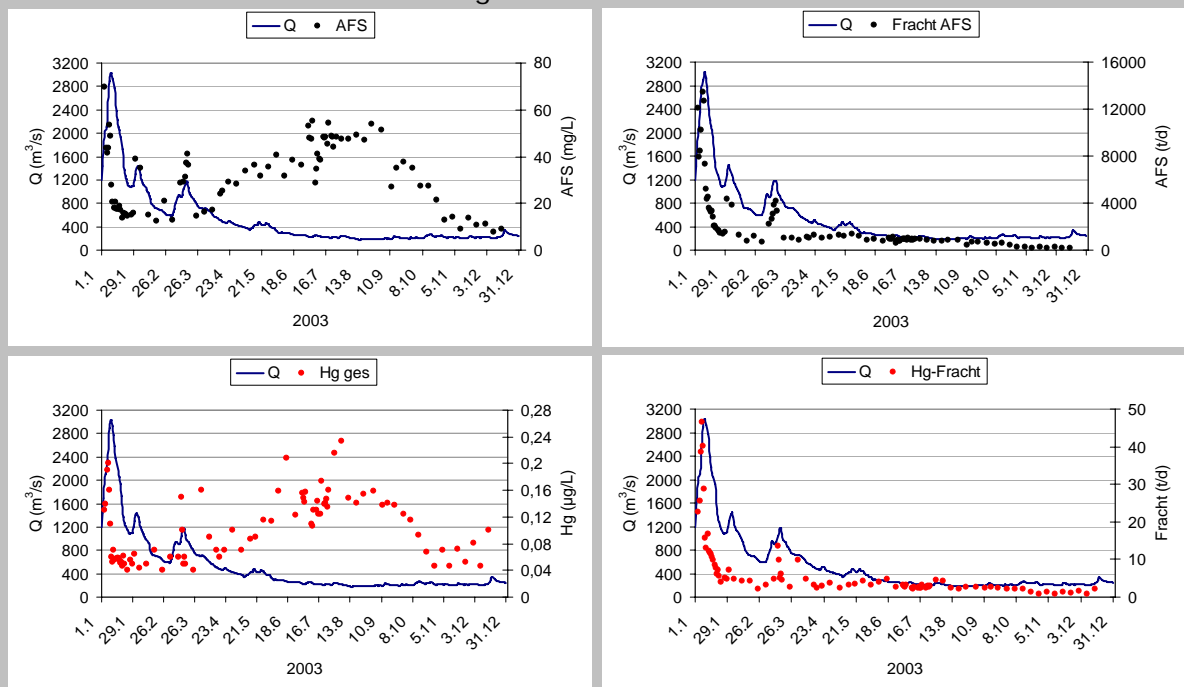
Bei Hochwasser hängt die in die Elbe eingetragene partikuläre Stoffkonzentration wesentlich von der Erosionsstabilität der Bühnenfeldsedimente und der Nachlieferung von suspendierten partikulären Stoffen aus den Nebenflüssen ab. Bei Niedrigwasser wird die Belastung des Wasserkörpers durch nebeneinander ablaufende, sich teilweise überlagernde Prozesse bestimmt:

- Höhere Sedimentation von antransportierten Schwebstoffen in den Bühnenfeldern, durch geringere Abflüsse bzw. Strömungsgeschwindigkeiten
- Saisonale Zunahme der Schwebstoffkonzentration im Wasserkörper mit steigenden Wassertemperaturen und Lichtintensitäten, durch Phytoplanktonentwicklung
- Rücklösung von Spurenelementen aus dem Sediment, durch saisonal bedingte Änderung der Redoxbedingungen, ebenfalls in der Vegetationsperiode
- Stärkerer Einfluss der Nebenflüsse auf die Wasserbeschaffenheit des Hauptstroms, durch Änderung der Einmischungsverhältnisse

Einem Hochwasser im Frühjahr mit einem maximalen Abfluss von 3030 m³/s folgte 2003 eine ungewöhnlich lang anhaltende Niedrigwasserperiode mit einem minimalen Abfluss von 179 m³/s. Vergleichsweise hoch liegen die hydrologischen Kennzahlen für die Messstelle Magdeburg (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 2000, Reihe 1931/2000, Elbe km 326,6) bei 1730 m³/s (MHQ), 559 m³/s (MQ) und 225 m³/s (MNQ).

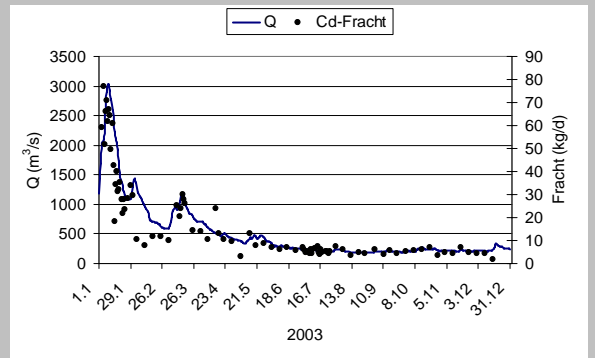
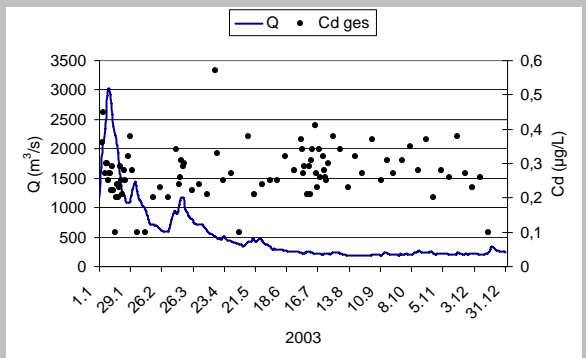
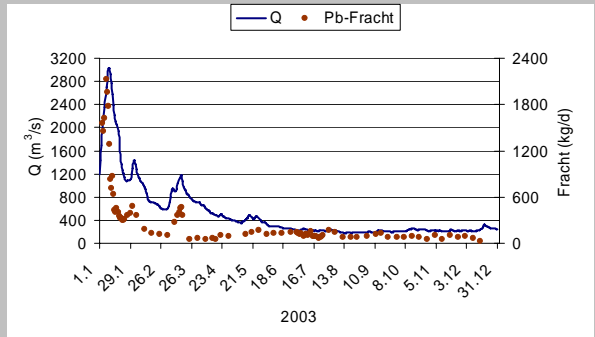
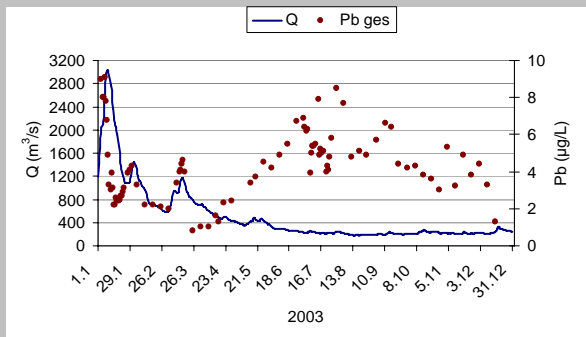
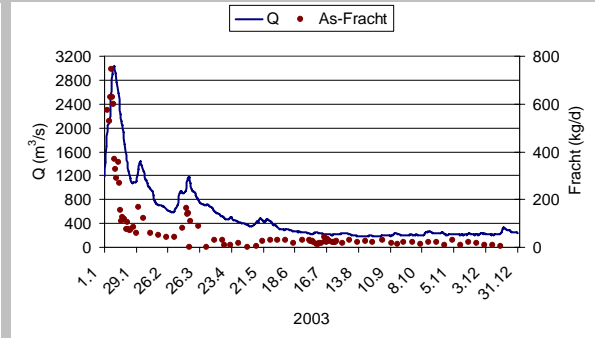
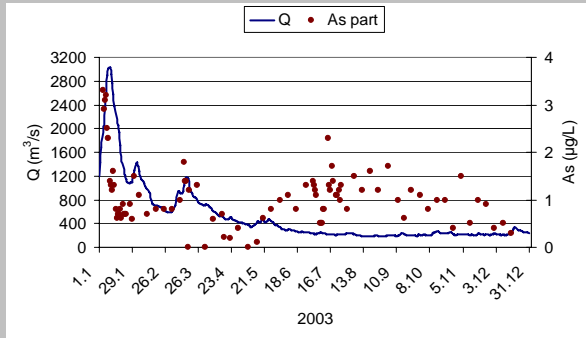
Ausgehend vom Konzentrationsverlauf lassen sich folgende Muster innerhalb der abfiltrierbaren Stoffe und untersuchten Spurenelemente erkennen:

- (I) Erosion bei Hochwasser, saisonal bedingte, temperaturabhängige Zunahme bei Niedrigwasser: Abfiltrierbare Stoffe (AFS = SPM), Hg
Hierbei sind sowohl Phytoplanktonentwicklung als auch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment von Bedeutung.

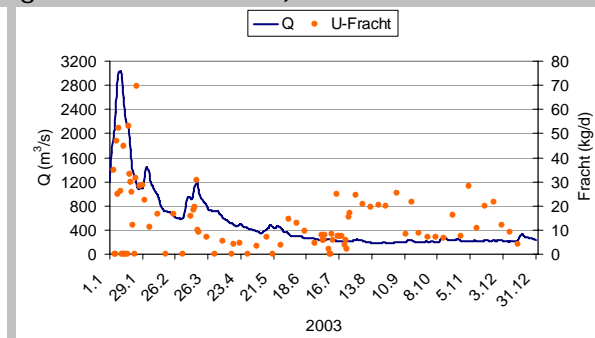
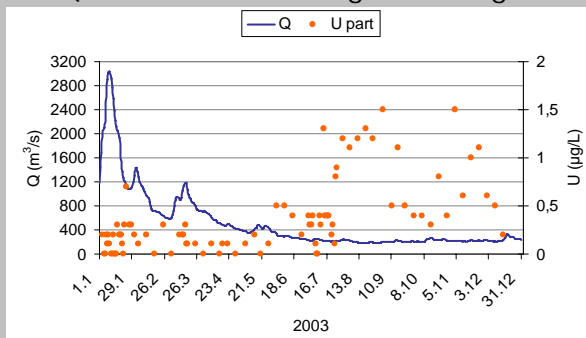


BOX 5-1, fortgesetzt:

(II) Beeinflussung der Konzentration durch die unter (I) genannten Faktoren, jedoch keine Abnahme der Konzentration am Ende der Vegetationsperiode: As, Cr, Cd, Cu, Pb, Ni. (Hinweis auf zunehmende Einflüsse der als Punktquellen fungierenden Nebenflüsse Mulde und Saale bei anhaltendem Niedrigwasser).



(III) Konzentration wird bei Hochwasser verdünnt und nimmt bei Niedrigwasser zu: Uran (Hinweis auf relativ gleichmäßige Einträge im Jahresverlauf).



5.2.5. Potential der Frachtreduzierungen für die Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele

Schadstoffeinträge oder –transporte sind am effektivsten an der Quelle zu reduzieren. Bei historisch kontaminierten Sedimenten ist dies insofern schwieriger, als sie in der Regel bereits über einen weiteren Bereich des Gewässersystems verbreitet wurden. Dennoch sollte es der erste Schritt einer Bewirtschaftung sein, die Nachlieferung der Schadstoffe zu stoppen, d.h. Maßnahmen so nahe wie möglich am Ort der höchsten Belastung zu planen, um weitere Emissionen stromabwärts zu unterbinden. Wie später noch gezeigt werden wird (Kapitel 5.3.3) sind im Rahmen dieser Studie für den Hauptstrom der Elbe mit Ausnahme der Triebisch und der Bühnenfelder keine Sekundärquellen ermittelt worden. Während die Triebisch zu Niedrigwasserzeiten eine relevante Eintragsquelle für Cadmium sein könnte, bei hohen Abflüssen der Elbe jedoch an Bedeutung verliert, sind die Bühnenfelder Zwischenlager kontaminierter Sedimente, die insbesondere bei den für den Schwebstofftransport dominanten Hochwasserzeiten flussabwärts transportiert werden. Der Versuch einer Abschätzung der transportierten Schadstoffmenge erfolgt in dieser Studie (Kapitel 5.3.3.3). Maßnahmen an den 6900 Bühnenfeldern der Mittel- und Unterelbe anzusetzen, erscheint jedoch insbesondere auf Grundlage der derzeitigen Datenbasis als wenig vielversprechend.

In diesem Kapitel wird daher versucht, abzuschätzen, ob die hier adressierten Bewirtschaftungsziele mithilfe einer Reduzierung der Frachten aus den Teileinzugsgebieten allein erreicht werden können, oder ob die diffuse Verbreitung der kontaminierten Sedimente z.B. im Elbstrom eine langfristige Verbesserung nachhaltig beeinträchtigen werden.

Wie in den vorherigen Kapiteln wird die Tschechische Republik als Teileinzugsgebiet genannt und die Schadstofffracht aus Tschechien durch den Eintrag bei Schmilka bestimmt. Es ist zu betonen, dass damit sowohl der Einfluss der tschechischen Nebenflüsse als auch der der Schadstoffdepots in der Labe/Elbe und ihren Staustufen durch die Messung in Schmilka integriert werden und entsprechend keine Aussagen über das Ausmaß einer möglichen Schadstoffreduzierung durch Maßnahmen getroffen werden können. Die Frage einer maximalen Reduktion der Einträge ist hier jedoch insgesamt theoretisch, und auch die Realisierung im deutschen Einzugsgebiet wird anhand der vor Ort ökonomisch und ökologisch sinnvollen Maßnahmen überprüft werden müssen.

Gleichwohl sind in der Tabelle 5-16 den in Kapitel 4 ermittelten Reduktionszielen in der Elbe die relativen Beiträge der Nebenflüsse und der Tschechischen Republik zur Fracht in Schnackenburg gegenübergestellt worden, um eine grobe Abschätzung zu erhalten, was über eine Frachtreduzierung in den TEG für die Bewirtschaftungsziele gewonnen werden kann. Dass dies trotz der Einbeziehung von Unsicherheiten und Schwankungsbreiten eine Abschätzung bleiben muss, belegen die folgenden Punkte:

- 1) die Unsicherheiten in den Frachtermittlungen, wie sie in Kapitel 5.1. beschrieben wurden. Um diese in die Abschätzung mit einzubeziehen, sind die dort ermittelten Korrekturfaktoren in die Berechnung einbezogen worden. Faktoren, die die methodische Unterschätzung der Frachten ausgleichen sollen, sind für Daten der ARGE-Elbe, die den Hauptstrom der Elbe betreffen, 1,75 (Median-Wert) mit einer Schwankungsbreite von 1 bis 4 (bei den Nebenflüssen beträgt die Schwankungsbreite der Faktoren 1,02 bis 1,5). Für die Unsicherheit der Frachtberechnung bzgl. der GKSS-Daten konnten Stichtagvergleiche mit Daten der BfG herangezogen werden. Die Unterschätzung der GKSS-Daten ist gering und schwankt zwischen 0,4 und 1,5. Ebenso wie in der Elbe wird hier der Medianwert verwendet, der in diesem Fall 1 entspricht.
- 2) Die Erstellung eines relativen Bezugs zwischen den Schwebstofffrachten der TEG und der Messstation Schnackenburg. Die Aufsummierung der Frachten der einzelnen TEG zeigt, dass im

Fälle der anorganischen Schadstoffe und des Dioxins gegenüber des Reduzierungsziels ein Defizit besteht, während bei den organischen Schadstoffen, die in hohem Maße von der Tschechischen Republik (HCB, PCB, DDT) bzw. der Mulde (HCH) eingetragen werden, mehr als 100 % der Fracht in Schnackenburg verfrachtet wird. Diese Problematik, für die sowohl die hohen Retentionszeiten von partikelgebundenen Schadstoffen im Elbehauptstrom, als auch – z.B. im Falle von HCH – Lösungsprozesse verantwortlich sind, sind in Kapitel 5.1.6.2 diskutiert worden. Ein weiterer Grund für die Unsicherheit der verwendeten Daten sind die teilweise hohen zeitlichen Schwankungen der Schadstofffrachten. Um den Einfluss von Extremwerten zu minimieren, wurden für die Darstellung in Tabelle 5-16 die Mediane der monatlichen Schwebstoffdaten der Jahre 2000 bis 2005 ermittelt und jeweils der Mittelwert verwendet (die maximalen und minimalen Werte sind in Klammern angegeben). Durch die ausgeprägte Abhängigkeit von den Abflusssituationen sind aber insbesondere in Schmilka große Unterschiede zwischen den Jahren zu verzeichnen.

3) Der Bezug auf Schnackenburg verdeckt Probleme stromaufwärts. Schnackenburg wurde für diese Darstellung als Bezugspunkt gewählt, da hier alle Einflüsse der TEG sowie der Bühnenfelder zum Tragen kommen, während das Wehr bei Geesthacht noch keinen Effekt hat. Dies führt aber auch dazu, dass Belastungen, die nur in bestimmten Bereichen des Elbestroms auftreten, sich in Schnackenburg nicht mehr ausprägen. Ein Beispiel hierfür ist HCH, das in Magdeburg ein potentielles Risiko für mehrerer Bewirtschaftungsziele darstellt (siehe Abb. 4-12, 4-13), dessen Konzentration in Schnackenburg jedoch stark zurückgegangen ist.

Die folgenden Tabelle 5-16 bis 5-18 sind unter diesen Vorbehalten zu betrachten, sollen aber eine Abschätzung dessen vermitteln, was auf der Basis der gegenwärtigen Datenlage über die potentielle Effizienz von Maßnahmen zur Schadstoffverminderung ausgesagt werden kann.

Die Tabellen 5-17 und 5-18 stellen die gegenwärtige Situation bezüglich einer möglichen Gefährdung der Bewirtschaftungsziele derjenigen gegenüber, die durch die maximale Reduzierung der Frachten aus den Nebenflüssen erreicht werden würde. Zur Orientierung sind in den Zellen die jeweiligen Richtwerte angegeben, an denen der Grad der Gewährleistung der einzelnen Nutzungen gemessen wurde. Eine rote Markierung der Zelle bedeutet hierbei, dass eine potenzielle Gefährdung für ein Bewirtschaftungsziel besteht, grün, dass die Richtwerte unterschritten werden. Die gelben Flächen in der unteren Tabelle geben an, dass sich der Richtwert im Schwankungsbereich der durch die Reduzierung erreichbaren Konzentrationen befindet.

Schadstoff	Reduktionsziel Elbe	Relative Frachtanteile der Teileinzugsgebiete		Schwankungsbreite möglicher Reduzierung	Potenziell erreichbare Konzentrationen in der Elbe (Schnackenburg - SCH) und im Küstenbereich (Seemannshöft - SEH)	Gewährleistung folgender BZ								
		TEG	Nach ARGE-Elbe Monatlicher Median in %			WRRL	LG Fluss	Landw. Verwtg.	Speisefischbelt.	Futtermittelbelt	Umlag. Fluss	Umlag. Küste	LG Küste	
HCH	77 %	Schmilka	21 (13 – 32)	> 100 % ≈ 9,38 kg/a										
		Schwarze Elst.	1 (0 – 2)											
		Mulde	> 100 (91 - >100)											
		Saale	25 (5 – 42)		SCH: < 10 µg/kg									
		Summe	>100		SEH: < 10 µg/kg									
HCB	97%	Schmilka	102 (43 - >100)	> 100 % ≈ 59,8 kg/a										
		Mulde	5 (1 – 9)											
		Saale	3 (2 – 5)		SCH: < 2 µg/kg									
		Summe	> 100		SEH: < 2 µg/kg									
PCB	72 %	Schmilka	> 100 (38 - >100)	> 100 % ≈ 21,2 kg/a (ΣPCB₆)										
		Mulde	4 (1 – 12)											
		Saale	22 (8 – 45)		< 10 µg/kg									
		Summe	> 100		< 10 µg/kg									
Dioxine ¹	94 %	Schmilka		70 – 82 %										
		Schwarze Elst.												
		Mulde	70 – 82		SCH: 12,2 – 20,4 µg TEQ/kg									
		Saale												
		Summe	70 - 82		SEH: 5,9 µg TEQ/kg									
pp'-DDE	92 %	Schmilka	> 100 (34 - >100)	> 100 % ≈ 6.6 kg/a DDE (62 kg/a DDX)										
		Schwarze Elst.	1 (0 – 2)											
		Mulde	16 (7 – 32)											
		Saale	20 (16 – 27)		SCH: < 1 µg/kg									
		Summe	> 100		SEH: < 1 µg/kg									

Tab. 5-17: Dargestellt sind die Richtwerte der Schadstoffe für die Bewirtschaftungsziele, sowie deren Überschreitung durch die Medianwerte (2000 – 2006) in Schnackenburg bzw. in Seemannshöft für küstenrelevante SRW zum gegenwärtigen Zeitpunkt (rot).

		Median-Werte Schnackenburg	WRRL (ökol)	UQRW (sed)	LG Fluss	Landwirt. Verwertung	Speisefische	Futtermittel	Umlagerung Fluss	Medianwerte Seemannsh.	Umlagerung Küste	LG Küste
Cd	(mg/kg)	7.08		2.6	1.2	1.5		5	1.2	2.8	2.5	1
Hg	(mg/kg)	3.23		0.67	0.8	0.8	1	0.5	0.8	1.4	1	0.5
Cu	(mg/kg)	89.67	160		80	80			60	71	40	50
As	(mg/kg)	36.03	40		40	30			20	27.2	30	10
Zn	(mg/kg)	1194	800		400	200			200	493	350	500
Pb	(mg/kg)	127		78.4	100	100		150	100	60.6	100	50
Ni	(mg/kg)	57.33		33.2	120	60			50	36.2	50	50
TBT	(µg Sn/kg)	15.7		0.02	25				25	72.8	20	0.05
HCH	(µg/kg)	9.91		10.3	30	10				4.3		
HCB	(µg/kg)	80.58		16.9	40	40	12.5	50	40	13	2	
PCB	(µg/kg)	22.65								21.8	20	10
Dioxine	(µg/kg)	68			20		5.5	3.75		19.5		
ppDDE	(µg/kg)	8.62			40				40	3.9	1	5

Tab. 5-18: Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele (BZ) bei Schnackenburg bzw. Seemannshöft unter Voraussetzung der theoretischen Frachtreduktion der Teileinzugsgebiete Schmilka (CR), Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel. Grün dargestellt sind BZ, die mit hoher Sicherheit gewährleistet werden können, gelb bezeichnet BZ die vermutlich erreicht werden, rot sind die BZ, die auch bei vollständiger Reduzierung der Frachten aus den Teileinzugsgebieten nicht erreicht werden können. (Grau: BZ fast erreicht)

			WRRL (ökol)	UQRW (sed)	LG Fluss	Landwirtsch. Verwertung	Speisefische	Futtermittel	Umlagerung Fluss		Umlagerung Küste	LG Küste	
Cd	(mg/kg)	Bezug auf Schnackenburg →		2.6	1.2	1.5		5.0	1.2	Bezug auf Seemannshöft →	2.5	1.0	
Hg	(mg/kg)			0.7	0.8	0.8	1.0	0.5	0.8		1.0	0.5	
Cu	(mg/kg)		160.0		80.0	80.0			60.0		40.0	50.0	
As	(mg/kg)		40.0		40.0	30.0			20.0		30.0	10.0	
Zn	(mg/kg)		800.0		400.0	200.0			200.0		350.0	500.0	
Pb	(mg/kg)				78.4	100.0	100.0		150.0		100.0	100.0	50.0
Ni	(mg/kg)				33.2	120.0	60.0				50.0	50.0	50.0
TBT	(µg/kg)				0.02	25.0					25.0	20.0	0.1
HCH	(µg/kg)				10.3	30.0	10.0						
HCB	(µg/kg)				16.9	40.0	40.0	12.5	50.0		40.0	2.0	
PCB	(µg/kg)											20.0	10.0
Dioxine	(µg TEQ/kg)					20.0		5.5	3.8				
ppDDE	(µg/kg)					40.0					40.0	1.0	5.0

Unter den oben genannten Vorbehalten lassen sich aus den Tabellen 5-16 bis 5-18 folgende Abschätzungen ableiten:

a) anorganische Schadstoffe

Durch die Reduzierung der anorganischen Schadstofffrachten aus der tschechischen Republik und den Nebenflüssen könnten mit Ausnahme von Cadmium und Quecksilber maximal 40 bis 50 % der Fracht bei Schnackenburg bzw. Seemannshöft reduziert werden. Das würde bei Kupfer, Blei und Nickel dazu führen, dass die Richtwerte für die betrachteten Bewirtschaftungsziele eingehalten würden. Bei Arsen würde der Richtwert zum Schutz der marinen aquatischen Lebensgemeinschaft (EAC2) von 10 mg/kg bei Seemannshöft jedoch immer noch überschritten werden. Dieser Wert ist an dieser Station aber aufgrund der hohen Hintergrundbelastung der Elbe mit Arsen problematisch (siehe Tabelle 4.2).

Die insgesamt unterhalb der Reduktionsziele liegenden Schadstofffrachten sind ein Anhaltspunkt dafür, dass ein Grossteil der Schadstoffe innerhalb des Elbestroms transportiert wird.

Bei Cadmium und Quecksilber sind die aufaddierten Frachtanteile der TEGs deutlich geringer als bei den anderen Stoffen bei gleichzeitig hohen Anforderungen an die Reduzierungsziele. Dementsprechend würden weder durch die Cadmium- noch durch die Quecksilberreduzierung aus den TEGs die Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden. Für den höheren Anteil, der weiteren Quellen außerhalb der TEG für diese Schwermetalle zukommt, kommen auch hier die Bühnenfelder und im Falle des Cadmium die Triebisch in Betracht. Der über Jahrzehnte währende hohe Quecksilbereintrag aus der Tschechischen Republik (siehe Abb. 5-41) hat vermutlich zu einem hohen verbliebenen Schadstoffdepot im Elbe-Hauptstrom geführt.

Auch bei Zink kann eine ausreichende Reduktion, um alle Bewirtschaftungsziele zu gewährleisten, nicht ausschließlich auf der Basis der TEG erfolgen.

b) organische Schadstoffe

Durch die hohen, in Form der Schmilka-Fracht integrierten Einträge aus der Tschechischen Republik wäre bei den organischen Schadstoffen eine Reduktion der TEG-Emissionen für alle Bewirtschaftungsziele und alle Schadstoffe ausreichend – mit Ausnahme von TBT und von Dioxinen.

Damit ist für folgende Schadstoffe eine Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele durch Reduktion der Frachten aus den TEG nicht in ausreichender Weise möglich:

Dioxine und TBT, sowie Cadmium, Quecksilber und Zink.

5.2.5.1. Dioxine und TBT als langfristige Problemstoffe im Elbeeinzugsgebiet?

Bei beiden Substanzgruppen, den Organozinnverbindungen und den Dioxinen, handelt es sich um Stoffe fast ausschließlich anthropogener Herkunft. Die aus der unvollständigen Verbrennung von kohlenstoffhaltigem Material in die Luft eingetragenen Dioxinmengen sind hier zu vernachlässigen.

Sowohl mit TBT als auch mit der Schadstoffgruppe der Dioxine ist im Elbeeinzugsgebiet eine Situation gegeben, bei der ökologisch hoch wirksame Substanzen regional in hohen Konzentrationen eingetragen wurden (TBT: Hamburger Hafen, Dioxine: Mulde/Spittelwasser). Dioxine und TBT-Verbindungen bauen sich in Sedimenten nur in geringem Maße ab und werden, partikulär gebunden, mit den Schwebstoffen flussabwärts transportiert. Beide Substanzklassen haben sehr niedrige Effektkonzentration. TBT gilt als endokrin wirksame Substanz, die schon in geringen Dosen z.B. die

Reproduktionsfähigkeit von Schnecken beeinflusst. Ökotoxikologisch begründete Richtwerte sind entsprechend niedrig (UQRW, EAC2 für die Lebensgemeinschaft Küste), während Richtwerte, die sich an der aktuellen Belastungssituation orientieren, höher angesetzt sind, jedoch keine Information über Umweltrisiken ermöglichen.

Bezüglich TBT müssen Sedimentrichtwerte, die die Küste betreffen, gesondert betrachtet werden, da die höchsten TBT-Konzentrationen im Einzugsgebiet unterstromig von Schnackenburg vorliegen und in die Darstellung der Tabelle 5-16 nicht eingehen: Im Gebiet des Hamburger Hafens. Abbildung 5-37 zeigt die TBT-Frachten im EEG in logarithmischer Darstellung. Selbst ein Erreichen des Richtwertes zum Schutz der marinen Lebensgemeinschaft (LG Küste: 0,05 µg/kg) im Elbeinzugsgebiet würde durch die hohen Partikel-gebundenen Konzentrationen im Hamburger Hafen nicht zu einem verminderten Risiko im Zielgebiet Küste führen.

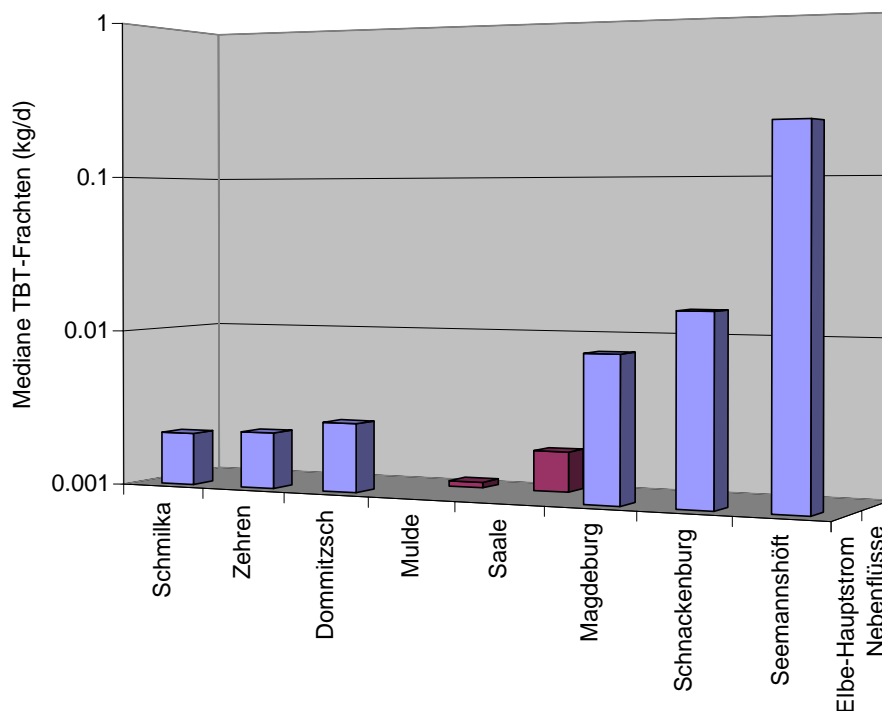


Abb. 5-37: Logarithmische Darstellung der täglichen TBT-Frachten in der Elbe, angegeben als Median, errechnet aus den monatlichen Frachtdaten (1998 – 2005), die von der ARGE-Elbe z. Vfg. gestellt wurden.

Für die TBT-Emissionen sind dementsprechend Reduktionen im Hafenbereich selbst vorrangig, die durch das Verbot TBT-haltiger Antifoulinganstriche eingeleitet wurden.

Die Halbwertszeit von TBT ist im Vergleich zur Substanzgruppe der Dioxine deutlich geringer (0,31 – 2,6 Jahre; (Bergmann *et al.*, 2006)), so dass beim TBT aufgrund von Abbauprozessen und fehlenden weiteren Einträgen eine langfristige Verbesserung erwartet werden kann.

Dioxine sind in der Umwelt sehr persistent. Geyer *et al.* geben als Halbwertszeit von beispielsweise 2,3,7,8-TeCDD mit 9,9 bis 98 Jahren an (Geyer *et al.*, 2000). Zudem reichern sich Dioxine in der Nahrungskette an, was zu sehr niedrigen Richtwerten bei den Bewirtschaftungszielen

Speisefischqualität und Futtermittel führt¹⁶. Die Unsicherheit hier ist hoch, da es sich um abgeleitete Werte handelt. Durch eine angenommene 70 bis 82%ige Fracht-Reduzierung könnten Konzentrationen in der Höhe des „Safe Sediment Value“ (20 µg/kg) erreicht werden, hier als Kriterium zum Schutz (aquatischer) Lebensgemeinschaften eingesetzt. Obwohl der Safe-Sediment Value für Vögel abgeleitet wurde, ist er der einzige Richtwert, der eine Schutzfunktion für solche Organismen anstrebt, die direkt oder indirekt von belasteten Sedimenten beeinträchtigt werden können.

Ein Risiko für die Überschreitung der Speisefisch- und Futtermittelrichtwerte könnte jedoch auch bei einer derartigen Reduzierung nicht ausgeschlossen, wohl aber vermindert werden. Beide Richtwerte liegen nach Aussage von R. Götz (BSU, Hamburg, persönliche Kommunikation) im Bereich der Hintergrundkonzentration in Hamburg. Die Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine gibt Hintergrundwerte für Dioxin-Konzentrationen in deutschen Böden unterschiedlicher Standorte an, die von 1,1 bis 53 ng TEQ/kg reichen. Die in Böden messbaren Rückgänge in den Schadstoffbelastungen aufgrund der Reduzierung der atmosphärischen Dioxinmission sind in den Flüssen nicht messbar (Anonymous). Hier sollte jedoch noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Angabe eines „Hintergrundwertes“ für einen fast ausschließlich anthropogen eingetragenen Schadstoff als Zielwert nur eine Bewirtschaftungsfunktion erfüllen kann, jedoch nicht mit einer natürlichen Hintergrundkonzentration gleichzusetzen ist. Dementsprechend ist nicht auszuschließen, dass für Sedimente angegebene „Hintergrundkonzentrationen“ oberhalb der ökologischen bzw. öko-toxikologischen Wirkschwellen liegen.

Untersuchungen zur Validierung der abgeleiteten Sedimentrichtwerte und damit zum ökologischen Risiko durch Dioxine im Elbeinzugsgebiet sind notwendig, weil sie

- in der Nahrungskette des Menschen angereichert werden,
- hoch toxisch und persistent sind und
- das von ihnen ausgehende Risiko bis jetzt nicht ausreichend beschrieben werden kann

Da sie potenziell die Gewährleistung zweier für die menschliche Gesundheit relevanten Bewirtschaftungsziele langfristig beeinträchtigen können, wird ihre Bedeutung im Rahmen eines Sonderkapitels eingehender beschrieben (Sonderkapitel Dioxine).

5.2.5.2. Zink, Cadmium und Quecksilber als langfristige Problemstoffe im Elbeinzugsgebiet?

Zink wird als bleibender Problemstoff für die landwirtschaftliche Verwertung, die Umlagerung im Fluss und die Umlagerung Küste dargestellt (Tab. 5-16).

Für das Bewirtschaftungsziel Umlagerung Küste gilt jedoch, dass die Zinkkonzentration in Seemannshöft bereits auf 500 mg/kg abgefallen ist und bei einer 52 bis 65 % Reduzierung des Eintrags im Elbeinzugsgebiet (siehe Tabelle 5-14) deutlich unterhalb des R1 Wertes für die „Umlagerung Küste“ liegen (175 bis 240 mg/kg Zn-Konzentration in schwebstoffbürtigem Material im

¹⁶ Da die Datenlage nicht ausreichend war, in diese Bewertung auch die Dioxin-ähnlichen PCB mit aufzunehmen, muss darauf hingewiesen werden, dass ihre Relevanz z.B. bzgl. der Anreicherung in Fischen, höher ist als die der Dioxine. Hierauf wird intensive im Sonderkapitel „Die Kontamination von Elbefischen mit Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB“ eingegangen.

Vergleich zum R1-Wert von 350 mg Zn/kg). Die Überschreitung der anderen beiden Sedimentrichtwerte ist jedoch relevant.

In Bezug auf **Cadmium** und **Quecksilber** wird es nach den hier erfolgten Abschätzungen selbst bei einer vollständigen Reduzierung der Frachten aus den Teileinzugsgebieten nicht möglich sein, die Bewirtschaftungsziele im EEG zu gewährleisten, mit Ausnahme des Risikos für Futtermittel bei Cadmium und vermutlich der Umlagerung Küste und der Speisefischbelastung für Quecksilber.

Der Grund des hier als unzureichend dargestellten Reduktionspotenzials liegt an den hohen Anforderungen, die zur Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele an die Verringerung der Frachten gestellt wird. Die Cadmium-Fracht sollte um 86%, die Zink-Fracht um 83 %, die Quecksilberfracht um 90 % reduziert werden. Die TEG sind jedoch nur für maximal 45 % (Cd) bzw. 62 % (Hg) und 65 % (Zn) der hohen Schadstofffrachten bei Schnackenburg verantwortlich. Die dort erhöhten Schadstoffkonzentrationen von 3,2 mg Hg/kg, 7 mg Cd/kg bzw. 1200 mg Zn/kg (Medianwerte 2000 - 2005) müssen demnach auf Prozesse im Elbstrom zurückzuführen sein, die in der Auswertung nicht erfasst wurden:

a) langfristige Veränderungen

Die Abbildungen 5-38 und 5-39 geben die Zn, Hg und Cd-Konzentrationen im schwebstoffbürtigen Sediment bei Schnackenburg von 1996 bis 2005 wieder. Bei Quecksilber zeigt sich im Gegensatz zu Cadmium und Zink eine deutlich abnehmende Tendenz im beobachteten Zeitraum. Da dieser Trend weder durch die Abflüsse noch die Schwebstoffkonzentrationen reflektiert wird, deutet sich bei Quecksilber eine langfristige Verbesserung der Schadstoffsituation mit der Zeit an.

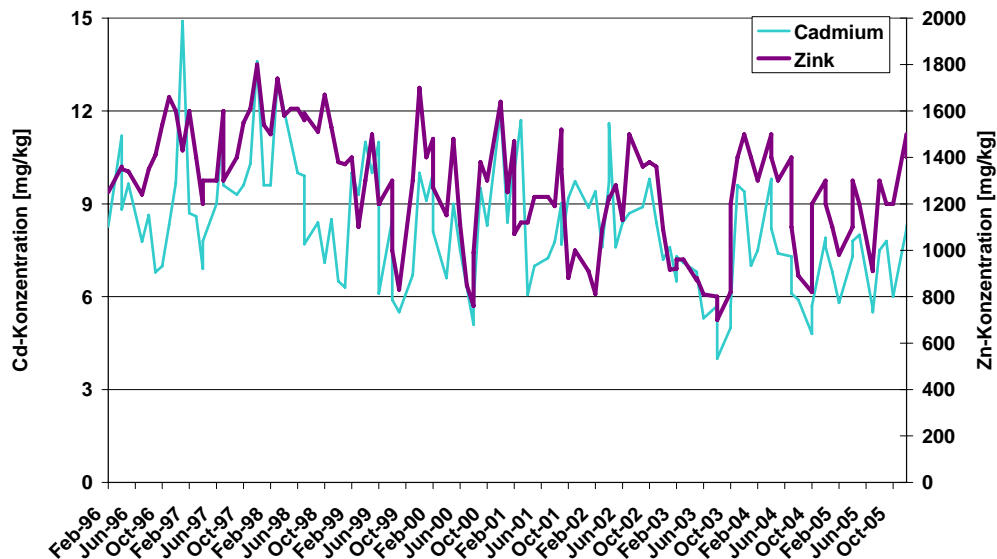


Abb. 5-38: Konzentrationen von Zink und Cadmium in schwebstoffbürtigem Sediment von 1996 bis 2005 in Schnackenburg (Daten: ARGE-Elbe)

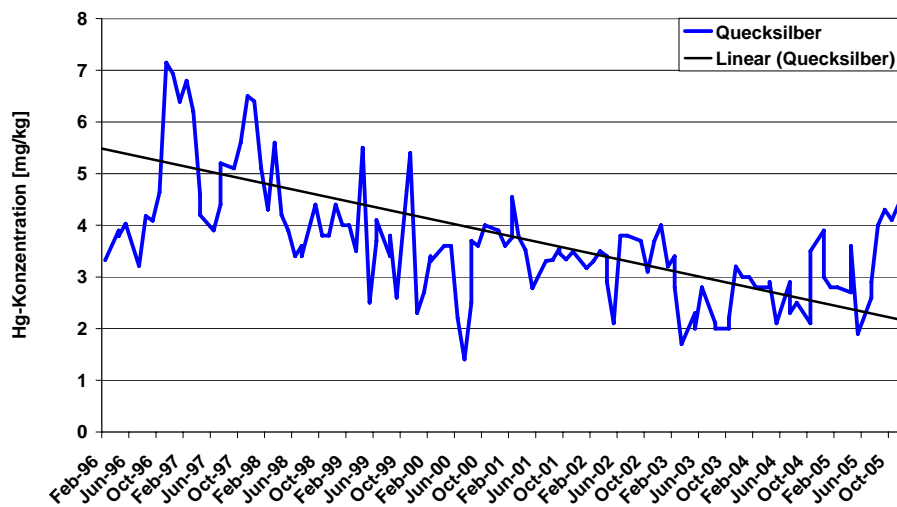


Abb. 5-39: Konzentrationen von Quecksilber in schwebstoffbürtigem Sediment von 1996 bis 2005 in Schnackenburg (Date von der ARGE-Elbe z. Vf. gestellt)

b) Die Bindung von gelösten Schadstoffen an die partikuläre Phase während des Algenwachstums.

Nach Böhme et al. ist Phytoplankton im Mittel- und Unterlauf der Elbe neben dem allochthonen Eintrag aus dem Einzugsgebiet die Hauptquelle organischer Substanz. Sie maßen auf neun Bereisungen von Frühjahr bis in den Herbst ein deutliches Phytoplanktonwachstum. Dabei stieg die Chlorophyllkonzentration auf der deutschen Fließstrecke im Mittel um das 4fach an. Die Autoren geben an, dass in der Vegetationsperiode 66 bis 82 % der Fracht bei Schnackenburg im deutschen Elbabschnitt selbst gebildet wird (Böhme *et al.*, 2006). So wird die Zunahme der SPM-Konzentration während der Niedrigwasserperioden im Sommer auf Phytoplanktonwachstum zurückgeführt (siehe Kapitel 2). Eine Abschätzung, wie stark die Zelloberflächen mit vorher gelösten Schadstoffen beladen werden, liegt den Autoren nicht vor.

Abbildung 5-40 stellt die Schwankungen der Schwermetallfracht im Vergleich zur Fracht des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) anhand von Quecksilbers dar. Die gute Übereinstimmung der Peaks und Trends der Gesamt-TOC-Frachten und der Quecksilberfrachten deutet auf eine hohe Affinität des Quecksilbers zum organischen Gehalt hin. Da es sich hier um TOC-Frachten handelt, sind jedoch nicht nur Niedrigwasserphasen dargestellt.

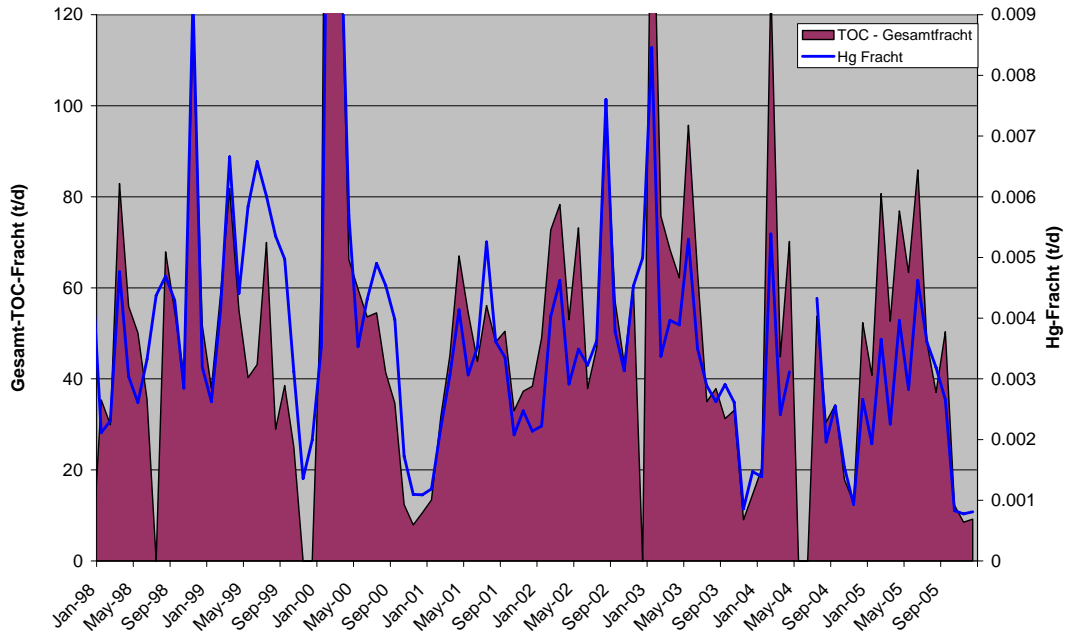


Abb. 5-40 Gesamt-TOC-Fracht und Quecksilberfracht bei Magdeburg von 1998 bis 2005.

c) Resuspensions-Sedimentationszyklen im Verlauf der Elbe

Die Tabelle 5-19 gibt die Jahresfrachten der Schwebstoffe über den Elbverlauf relativ und in absoluten Frachtdaten wieder. Es zeigt sich, dass jährlich ein erheblicher Teil der Frachten im Gebiet zwischen Magdeburg und Hitzacker zurückgehalten wird. Als Sedimentations- bzw. Resuspensionsräume kommen vor allem Bühnenfelder in Betracht (Schwartz & Kozerski, 2003). Hier können kontaminierte Sedimente bei Auftreten einer entsprechenden Abflusssituation resuspendiert und stromabwärts getragen werden. Für Auen mit einer geschlossenen Vegetationsdecke kann davon ausgegangen werden, dass in ihnen Sedimentation überwiegt. Lokale Besonderheiten, wie Einengung des Fließquerschnitts und lückhafte Vegetationsdecken, wie sie z.B. im Bereich der Mittel- und Unterelbe zwischen Aken und Breitenhagen vorzufinden sind, lassen zu Hochflutzeiten jedoch auch in Auen eine Resuspension möglich erscheinen.

Tab. 5-19: Jahresfrachten der Schwebstoffe über den Elbverlauf in relativen Werten (oben) und absoluten Frachtdaten in kt/a (unten). Lücken in der Tabelle gehen auf Datenlücken zurück, die eine Bilanzierung nicht zulassen (Daten: BfG).

relative Werte	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Magdeburg/ Barby	1.1	0.9	0.9	0.7	1.1			0.8	0.6
Tangermünde/Magdeburg	0.9	1	1.1	1.1	1	0.8	1	1.3	1.7
Wittenberge/Tangermünde	1.1	1.1	1.1	1.3	1.1	1.2	1.4	1.5	1.3
Hitzacker/Wittenberge	0.8	0.7	0.9	0.8	0.9	1.1			
Hitzacker/Barby	0.8	0.7	0.9	0.8	1.2	1.1			
Frachtdaten in kt/a	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Magdeburg/ Barby	53977	-77850	-85649	-168902	45981			-90987	-203823
Tangermünde/Magdeburg	-114300	16883	43498	58653	24344	-93189	11389	99289	198449
Wittenberge/Tangermünde	69462	35787	41925	146401	64602	96604	220141	232241	124599
Hitzacker/Wittenberge	-147543	-232275	-85078	-173955	-41981	44261			
Hitzacker/Barby	-138404	-257455	-85304	-137803	92946	58681			

Als Erklärung dafür, dass die für die Gewährleistung der Bewirtschaftungsziele erforderliche Frachtreduzierung für Zn, Cd und Hg nicht in ausreichender Weise durch die Beiträge der TEG ermöglicht werden kann, kommen somit in Frage:

- Bühnen in der Mittelelbe als Zwischenlager, aus dem Material flussabwärts verdriftet wird.
- Zunahme des partikelgebundenen Transports durch Adsorption von Schadstoffen an autochthon gebildetes Phytoplankton (keine Quantifizierung möglich)
- tendenzielle Abnahme der Schadstoffkonzentration, die durch Verwendung der Medianwerte nicht berücksichtigt wurde (nur Hg.).

5.2.6. Zeitliche Aspekte der Frachtreduzierung

Die Abschätzung des Zeitrahmens, in dem Maßnahmen greifen würden, bleibt aus dem Grunde unsicher, weil die Schadstofffrachten im Elbeschlauch nicht durchtransportiert werden, sondern einem Sedimentations-Resuspensionszyklus unterworfen sind. Wie lange diese Zyklen dauern und wie häufig sie durchlaufen werden, hängt u.a. von der Abflusssituation und von der morphologischen Struktur des durchwanderten Flussgebietes ab. Hinweise können jedoch durch Schadstoffmessungen gewonnen werden, die über einen Zeitraum erfolgten, in dem bekannterweise Sanierungsmaßnahmen eingeführt wurden. Ein gutes Beispiel hierfür ist Quecksilberbelastung der Elbe, die zwischen Mitte der 80er Jahre bis 2005 von 75 mg Hg/kg auf ca. 3 mg Hg/kg schwebstoffbürtigem Sediment in Schnackenburg abgenommen hat (Abb. 5-41). Von 1989 bis 1995 führte die Erneuerung der Infrastruktur (z.B. Bau von Kläranlagen) neben der Stilllegung unrentabler Betriebe zu einer Quecksilber-Entlastung der Elbe um ca. 80 % (Mitteilung des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 22.10.1996). Durch den Bau zweier Absetzbecken bei der tschechischen Chemiefirma Spolchemie AG in Usti (Fertigstellung Frühling 1997) wurden die Quecksilbereinleitungen der Firma über den Nebenfluss Bilina in die Elbe von 1,7 Tonnen auf etwa 0,8 Tonnen pro Jahr verringert (Tagesmeldung der Pressestelle der Umweltbehörde Hamburg vom 16. Juli 1998). Abbildung 5-41 verdeutlicht diese Frachtenreduktion innerhalb weniger Jahre.

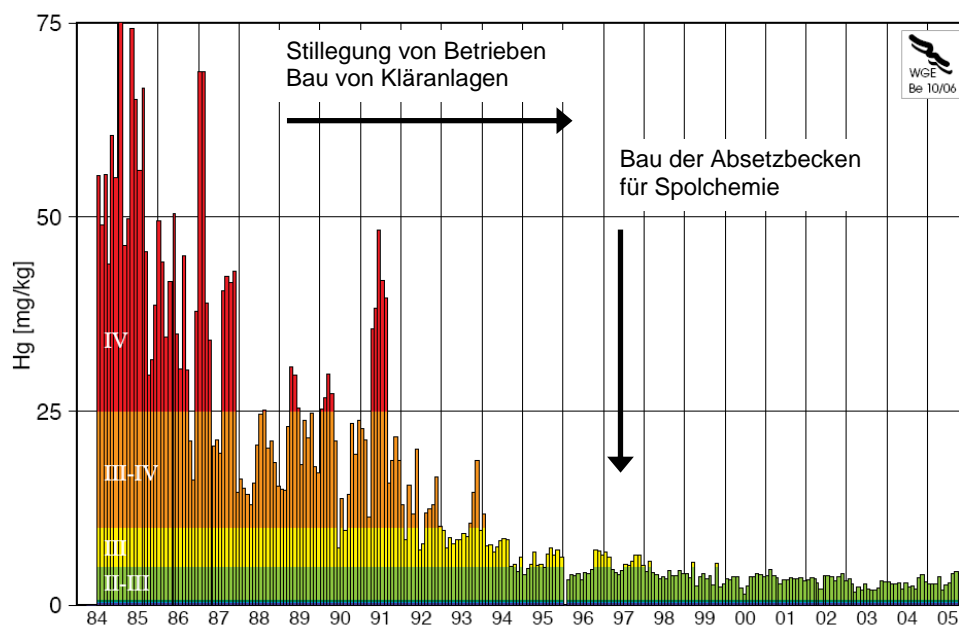


Abb. 5-41: Quecksilbergehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten bei Schnackenburg zwischen 1984 und 2005. (Daten und Basis-Graphik: ARGE-Elbe)

5.3 Areas of Risk

Susanne Heise, Martina Baborowski & Frank Krüger

Wegweiser und Zusammenfassung Kapitel 5.3

Im Kapitel 5.2 wurde für die Teileinzugsgebiete (TEG) Tschechische Republik, Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel gezeigt, welcher Prozentsatz der Fracht, die bei Schnackenburg ankommt, durch sie erklärt werden kann. Im Umkehrschluss wurde dargestellt, welche Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden könnten, wenn eine vollständige Reduzierung der Frachten aus diesen TEGs erfolgen könnte.

Um Maßnahmen planen zu können, die zu einer Reduzierung dieser Frachten und damit der Schadstoffbelastung führen sollen, müssen die Ursachen der Schadstoffbelastung innerhalb der Gebiete möglichst umfassend identifiziert werden, was in diesem Kapitel erfolgen soll. Dabei wurden die Schadstoffe berücksichtigt, für die in Kapitel 5.2 eine Relevanz für das bestimmte Einzugsgebiet abgeleitet wurde. Sie sind entsprechend der dort ermittelten Relevanzfaktoren in Tabelle 5-20 zusammenfassend dargestellt. Aufbauend auf dieser Priorisierung werden in diesem Kapitel die Schadstoffquellen innerhalb der TEG, die „Areas of Risk“, ermittelt.

Tab. 5-20: Relevanz der Regionen für die zu betrachtenden „Substances of Concern“, zusammengestellt nach Kapitel 5.2. Organozinn und organische Substanzen außer HCH sind links gelistet, die verschiedenen HCH-Isomere in der Mitte, die Metalle sind rechts angeordnet.

Region	Hochrelevant (Relevanzindikator >5)	Moderat relevant (Relevanzindikator 3 – 5)	Relevant (Relevanzindikator 2)
Tschechische Republik	PCB HCB	DDX α-HCH β-HCH γ-HCH ΣHCH Cu Hg Zn Pb Ni	Organozinn- Verbindg. Cd As
Mulde	ΣHCH β-HCH Dioxine	DDX γ-HCH α-HCH As	Cd Zn Pb
Saale	Hg Zn	PCB γ-HCH β-HCH ΣHCH Cu Pb	Organozinn- Verbindg. DDX α-HCH Cd Ni

Die geographische Lage der Teileinzugsgebiete gibt Abbildung 5-42 wieder. Die Betrachtung der Tschechischen Republik soll nicht im Rahmen dieser Studie erfolgen. Die Havel (hier lagen nur Daten für anorganische Schadstoffe vor) und die Schwarze Elster sind nur von geringer Relevanz

für die Schadstoffbelastung der Elbe (siehe Kapitel 5.2). Entsprechend wird die Betrachtung bezüglich der Nebenflüsse auf die Mulde (Kapitel 5.3.1) und die Saale (Kapitel 5.3.2) fokussiert.

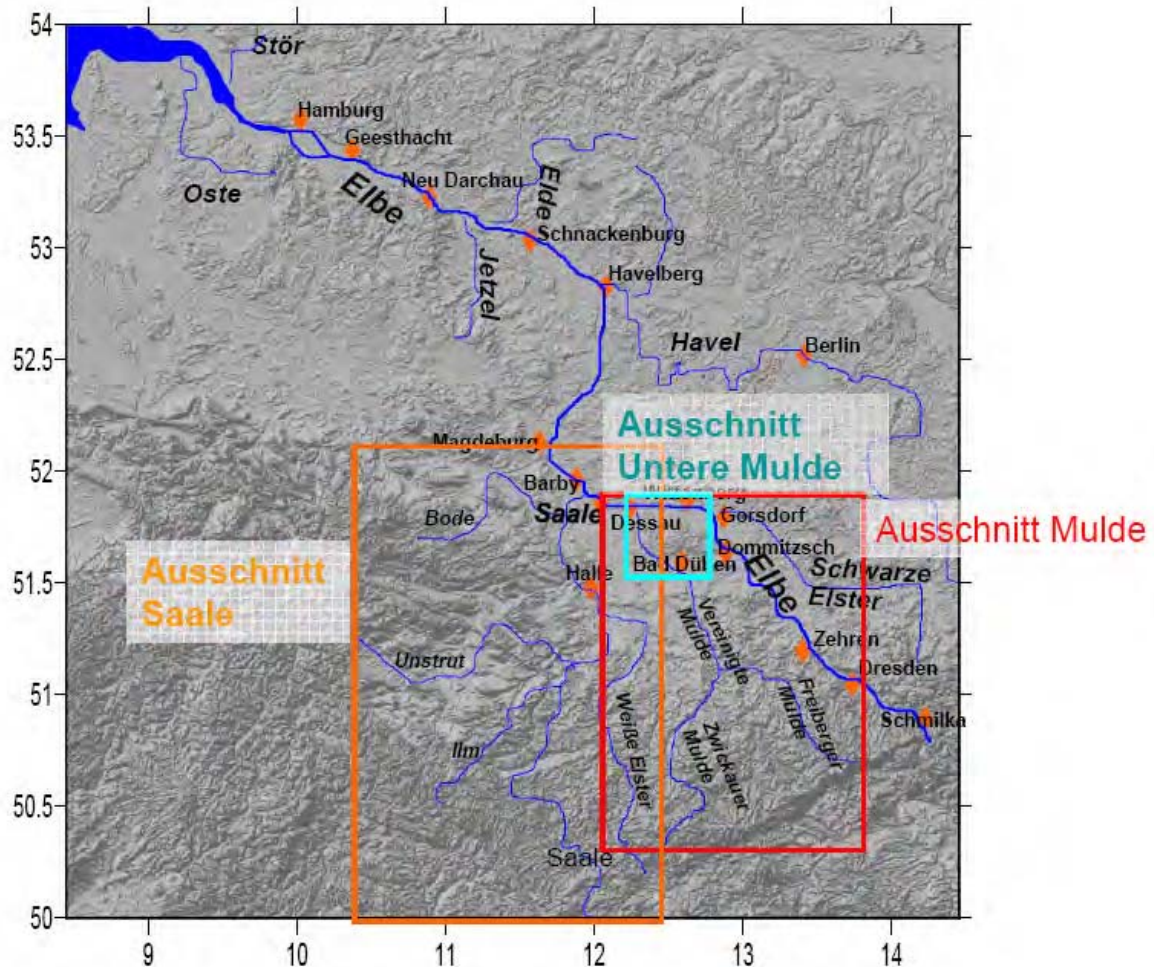


Abb. 5-42: Die deutsche Elbe und ihre Nebenflüsse. Gekennzeichnet sind die Ausschnitte der Teileinzugsgebiete Mulde und Saale, die in den folgenden Abschnitten detaillierter erläutert werden.

Die Differenz zwischen der Summe der Frachten aus den Teileinzugsgebieten und der Schadstofffracht in Schnackenburg (Kapitel 5.2) deutet darauf hin, dass erhebliche Suspendierungen belasteter Sedimente im Elbeschlauch zu erwarten sind. Die als Schadstoffdeposits vermutlich dafür verantwortlichen Bühnenfelder werden in ihrer Wahrscheinlichkeit und Bedeutung als Risikogebiet diskutiert (Kapitel 5.3.3)

Die Gebiete innerhalb der TEG zu identifizieren und Aussagen über ihre Relevanz für potenzielle Maßnahmen zu treffen, ist aufgrund einer tendenziell schwachen Datenbasis entlang der Nebenflüsse schwierig. Daher wird in diesem Kapitel ein Weight-of-Evidence Ansatz verfolgt, in dem verschiedenartige Informationen dahingehend geprüft werden, ob sie auf Gebiete innerhalb der TEG als sekundäre Quellen überregionaler Schadstoffeinträge hinweisen. Aus der Anzahl und der Zuverlässigkeit der Indizien wird dann auf die Wahrscheinlichkeit geschlossen, mit der ein Risikogebiet vorliegt.

Am Ende der Diskussion eines Teileinzugsgebietes werden die Wahrscheinlichkeiten dafür, dass ein Risiko von einem bestimmten Gebiet ausgeht, aus den Detailinformationen des jeweiligen Kapitels abgeleitet. Diese werden in Tabelle 5-21 für die Mulde und 5-25 für die Saale zusammengefasst.

Teilinformationen, die hierzu herangezogen werden, umfassen:

1) Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen. Die Aussagekraft dieser Daten für die verwendete Fragestellung ist hoch, da hierbei bereits resuspendiertes Material gemessen wird, das möglicherweise stromabwärts transportiert werden kann.

2) Partikelgebundene Schadstofffrachten. Die Messung von Frachten innerhalb der Teileinzugsgebiete erlaubt eine Einschätzung, welche relative Bedeutung welchem Gebiet bezüglich der Schadstoffeinträge zukommen kann, und sind daher von großer Bedeutung. Da zur Berechnung sowohl die Durchflüsse als auch Schwebstoffkonzentration und –kontamination vorliegen sollten, liegen diese Daten selten vor.

3) Sedimentkontaminationen. Daten zur Sedimentkontamination liegen häufig vor, jedoch ist es nicht sinnvoll, sie mit der gleichen Frequenz wie Schwebstoffmessungen zu erheben. Sedimentkerne können die historische Kontamination eines Gebietes durch partikelbindende Substanzen abbilden und Mischproben integrieren die Belastungsvergangenheit einer Region. Bei der Interpretation der Daten ist allerdings zu beachten, dass das Alter der jeweiligen Schichten stark von der Sedimentdynamik vor Ort abhängt. Zusätzlich zu den bei der Probenahme auftretenden Artefakten, die zu einer Vermengung verschieden alter Sedimentschichten führen können, ist ohne zusätzlich chemische Datierung und/oder ohne Daten über das lokale Sedimentationsverhalten häufig nicht auszuschließen, dass älteres Material relativ nah an der Oberfläche liegt und mit-beprobt wird, wenn eigentlich nur frisch sedimentiertes Material entnommen werden sollte.

4) Konzentrations-Abflussbeziehungen an der Mündung. Von der Art und Weise, wie sich die Konzentration eines Stoffes mit dem Abfluss verhält, können Hinweise gewonnen werden, in welchem Ausmaß ein Eintrag erfolgt und ob die Quelle des Schadstoffeintrags an Land oder im Fluss zu suchen ist. Eine mit dem Abfluss ansteigende Konzentration deutet auf eine Quelle hin, die bei angestiegenem Wasserstand oder erhöhter Abflussgeschwindigkeit verstärkt angegriffen wird und die der Probenahmestelle nah genug ist, dass keine merkliche Verdünnung durch andere eingetragene Schwebstoffe auftritt. Wird die Schadstoffkonzentration durch höhere Abflüsse verdünnt, so ist die Quelle vermutlich im Fluss selbst oder von der Probenahmestelle entfernt zu suchen, da zusätzliche Partikeleinträge die Konzentration der kontaminierten Schwebstoffe verdünnt haben müssen (BfG, 1997).

5) Kenntnis potenzieller historischer Einleitungen. Informationen dieser Art werden zur Unterstützung der Plausibilität der Annahme, dass es sich bei einem bestimmten Gebiet um ein Risikogebiet handelt, gesucht. Ist eine mögliche Ursache für eine Verschmutzung nicht bekannt, wird dies jedoch nicht genutzt, die auf verschiedenen anderen Informationen basierende Hypothese zu verwerfen. Vielmehr sind unter diesen Umständen intensivere Untersuchungen notwendig.

Dabei wird die Datengrundlage jeweils in „gut“, „ausreichend“ und „schwach“ unterschieden. Als „gute Datengrundlage“ wird hier ausgewiesen, wenn das Ergebnis auf mindestens halbjährlich erhobenen Schwebstoff-, Sediment- oder Frachtdaten basiert. Eine „ausreichende Datenbasis“ gründet sich auf mehrfache Probenahmen pro Jahr (aber weniger als 6), eine „schwache Datengrundlage“ besteht bei Einzeldaten, die z.B. jährlich erhoben werden.

Einem Gebiet wird **mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Risiko** zugeordnet, wenn

- deutlich erhöhte Werte (Schwebstoffbelastung, Schadstofffrachten, Konzentrations-/Abflussbeziehungen), dafür sprechen, dass ein Risiko aus einem Gebiet herrührt, und die Datenbasis gut ist, oder
- wenn mehrere Indizien darauf hindeuten, dass es sich um ein Risikogebiet handelt, und potenzielle (historische) Ursachen bekannt sind, die die Kontamination plausibel machen, selbst wenn die Datenbasis als schwach gilt.

Einem Gebiet wird **ein mögliches Risiko** zugeordnet, wenn es nur einzelne Hinweise auf eine Kontamination, die von diesem Areal ausgeht, gibt. Insbesondere, wenn keine historische Quelle bekannt ist, die zu dieser Verunreinigung geführt haben könnte, sind diese Aussagen durch weitere Untersuchungen zu validieren.

Ein Risiko kann nicht durch nur ein einziges Indiz mit unsicherer Datenlage belegt werden.

Für die Teileinzugsgebiete der Mulde und Saale ergibt sich aus dieser Herangehensweise folgendes Bild:

Für die Mulde wird das Spittelwasser mit hoher Wahrscheinlichkeit als Risikogebiet für β -HCH, α -HCH, TBT und Dioxine ausgewiesen. Die vorliegenden Daten weisen auf ein mögliches Risiko für γ -HCH, DDX hin. Hier reicht die Datenbasis jedoch nicht aus, um eine eindeutige Aussage zu treffen. Ähnliches gilt für die Region direkt stromaufwärts von Jeßnitz in der Mulde, die ein Dioxin-Signal liefert (Anlage 1). Hier gibt es Hinweise auf eine frühere industrielle Einleitungen aus der Region Bitterfeld, deren Auswirkungen auf die Belastung überprüft werden sollte.

Weiterhin kann die Freiburger Mulde mit hoher Wahrscheinlichkeit als Risikogebiet für Arsen und Cadmium, die Zwickauer Mulde vor allen Dingen für Cadmium angesehen werden. Ein mögliches Risiko aus diesem Gebiet, das für die Elbe relevant ist, wird für Pb und Zn angegeben, wobei insbesondere für Pb der Schluss nahe liegt, dass Resuspendierungen, die die Mulde-Mündung erreichen, aus dem Gewässerbett erfolgen und sich das Risiko bezüglich Blei inzwischen im Gewässerlauf konzentriert. Auch hier sind weitere Untersuchungen notwendig.

In der Saale kann durch die Datenauswertung drei Gebieten ein Risiko mit hoher Wahrscheinlichkeit zugeordnet werden: Zum einen den historisch kontaminierten Sedimenten im Gewässerbett flussabwärts von Bad Dürrenberg mit Bezug auf Hg, Zn, Cu, Pb und Cd.

Zum anderen weist die Weiße Elster ein hohes Risiko für die Elbe auf in Bezug auf Zn und Cd. Die Schlenze trägt sehr wahrscheinlich maßgeblich zur Cu-Belastung der Elbe bei, möglicherweise auch zu der von Cd.

Für keine der in Kapitel 5.2 als relevant eingestuften organischen Schadstoffe reicht die Datengrundlage für eine fundierte Zuordnung zu einem Risikogebiet aus. Es scheint jedoch „möglich“, dass erhöhte Konzentrationen von DDX und γ -HCH im Mündungsbereich der Saale von Sedimenten im Gewässerbett flussabwärts von Bad Dürrenberg herrühren. TBT- und PCB-Austräge dagegen kommen möglicherweise aus der Weißen Elster, über die möglicherweise auch Ni ausgetragen wird.

Die Daten, die für die Bode vorliegen, liefern Hinweise darauf, dass dieser Nebenfluss für das Schadstoffrisiko der Elbe bezüglich Ni, Cd, PCB, Pb und Cu relevant sein könnte. Dies widerspricht der landläufigen Annahme, dass die Bode keinen Einfluss auf die Belastung der Elbe habe. Historische Emissionen z.B. für PCB sind bisher ebenfalls nicht bekannt. Die hier erhaltenen Hinweise machen damit weitere Untersuchungen erforderlich. Der Eintrag von Dioxinen aus dem

Raum Staßfurt über die Bode ist wahrscheinlich, Dioxine aus der Saale sind in Kapitel 5.2 jedoch als nicht relevant für die Elbe eingestuft worden.

Neben Mulde und Saale (Abbildung 5-42) wurden in Kapitel 5.1 die Bühnenfelder der Mittel- und Unterelbe in ihrer Funktion als Schwebstoffsensenk- und -quelle beschrieben. In diesem Kapitel wird für den Abschnitt der Mittel- und Unterelbe zwischen Magdeburg und Schnackenburg dargelegt, wie der Einfluss der Bühnenfelder auf die Schadstoffmobilisierung in diesem Abschnitt der Mittel- und Unterelbe seit 1997 zurückgegangen ist und nur für Cd (seit 2004 auch für pp'-DDD) noch auf einem hohen Niveau liegt. Verantwortlich für die Cd-Einträge in die Elbe können neben den Frachten aus den Teileinzugsgebieten und den Bühnenfeldsedimenten Quellen am Hauptstrom sein, zu denen die Triebisch bei Meißen gezählt wird, deren Cadmium-Beiträge insbesondere bei Niedrigwasser relevant sein können.

5.3.1 Die Mulde und ihre Schadstoffe: HCH, DDX, Dioxine und Arsen, sowie Cadmium, Zink und Blei

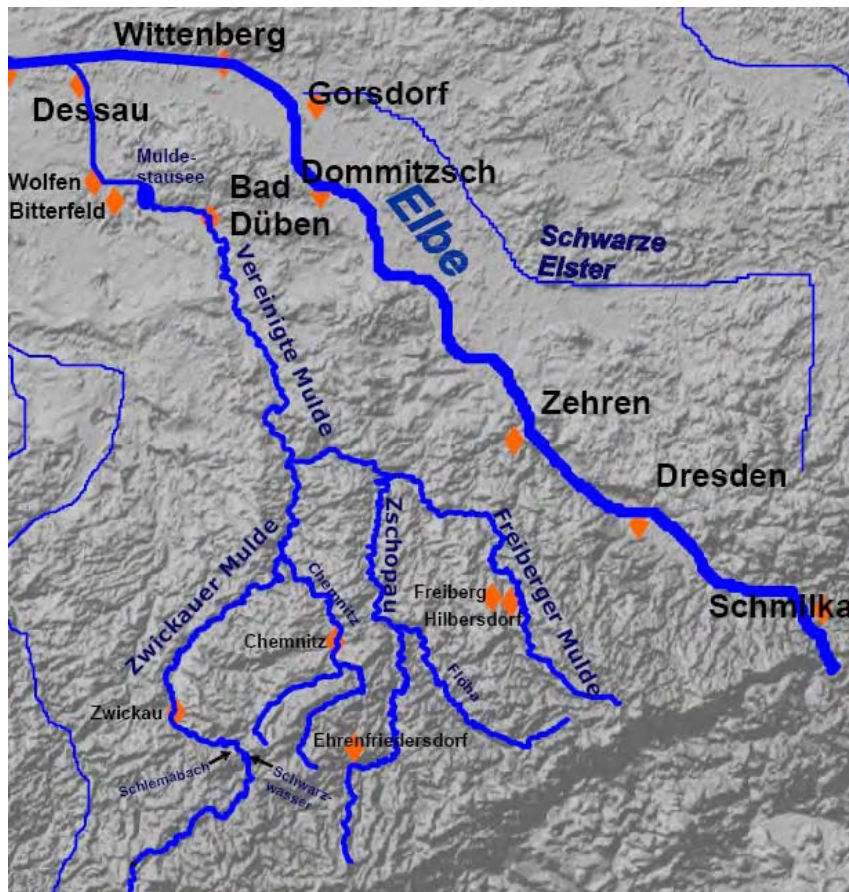


Abb. 5-43: Das Muldesystem. Die dargestellte Liniendicke entspricht nicht den Abflussverhältnissen (Ausschnitt aus Abb. 5-42)

5.3.1.1. Die Schwebstoffdynamik im Einzugsgebiet der Mulde (aus BfG, 2003a)

Die Größe des Einzugsgebiets der Mulde wird an der Mündung mit 7400 km² angegeben. Die Vereinigte Mulde entsteht aus der Vereinigung der Zwickauer Mulde (2361 km²) und der Freiberger

Mulde (2985 km²). Bedeutende Nebenflüsse sind die Zschopau, in die die Flöha fließt, und die Chemnitz (BfG, 2003a). Das Einzugsgebiet weist an den Oberläufen der Nebenflüsse 49 Hochwasserrückhaltebecken und zahlreiche Querverbauungen auf, die sich auf das Abflussgeschehen und den Schwebstofftransport auswirken. Im Bereich der Vereinigten Mulde wirken sich die Wasserbewirtschaftung der aufgelassenen und der sich in Betrieb befindlichen Braunkohlentagebaue auf das Abflussverhalten aus. Generell sind die beiden Quellflüsse bezüglich ihres Abflussverhaltens vergleichbar, wobei die Freiburger Mulde mit einem mittleren Abfluss von 35,1 m³/s etwas abflussreicher ist als die Zwickauer Mulde (28,9 m³/s). Die mittlere, zu erwartende Abflusshöhe an der Elbemündung bei Dessau beträgt 75 m³/s.

Die Freiburger Mulde führt im Jahresdurchschnitt geringe Schwebstoffkonzentrationen von 20 mg/l. Mit Ausnahme von Extremsituationen (z.B. kurzfristiges Sommerhochwasser im Juli 1996) treten keine signifikanten Beziehungen zwischen Abflussgeschehen und Höhe der Schwebstoffkonzentration auf. Der Oberlauf der Zwickauer Mulde weist noch geringere Schwebstoffkonzentrationen auf (Maxima der Monatsmittel: 15 mg/l von März bis Mai). Im Bereich der Mündungen der Chemnitz und des Schwarzwassers kommt es durch den Eintrag kommunaler, industrieller und bergbaulicher Abwässer zu einer signifikanten Schwebstoffhöhung. Damit prägt insbesondere die Chemnitz die „Schwebstoffgrundlast“ der Vereinigten Mulde.

Naumann et al. (BfG, 2003) schätzen, dass die Zwickauer Mulde im Mittel ca. 49% der Schwebstoffjahresfracht der Mulde ausmacht, während Freiburger Mulde und Zschopau zusammen 25% beitragen. 26 % würde somit im Verlauf der Vereinigten Mulde selbst generiert. Im Winterhalbjahr korrelieren die Schwebstoffkonzentrationen in der Vereinigten Mulde oberhalb des Stausees mit dem Durchfluss. Im Sommer sind bei niedrigen Abflussraten hohe Schwebstoffkonzentrationen zu verzeichnen, die vermutlich auf Phytoplanktonwachstum zurückgehen.

Die Vereinigte Mulde ist bei ihrem Eintritt in den Muldestausee ausgesprochen schwebstoffreich, und ein mehrjähriger mittlerer (!) Schwebstoffgehalt von 34,7 mg/l bei Bad Dübener See gehörte zu den höchsten, die von der BfG im Rahmen des Projektes „Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe“ im Elbeeinzugsgebiet erhoben wurden. Naumann et al. schätzen, dass die Vereinigte Mulde in mittleren und abflussreichen Jahren Schwebstofffrachten von über 90 kt transportiert. Bei Bad Dübener See berechneten sie auch die höchste von allen im EEG gemessenen Tagesfrachten von 14500 t (16.3.1994).



Foto: Mündungsdelta am Zufluss der Vereinigten Mulde in den Muldestausee (Image: Google Earth)

Mit dem Eintreten in den Muldestausee reduziert sich der Schwebstoffgehalt der Mulde extrem: In den Jahren von 1992 bis 2000 führte die Mulde im Schnitt bei Verlassen des Muldestausees 87,3% weniger Schwebstoffe als am Zufluss. Ein Mündungsdelta am Zufluss (Foto oben) belegt, dass es bereits bei Eintritt der Vereinigten Mulde in den Stausee zu ausgeprägten Sedimentationsprozessen kommt.

Unterhalb des Muldestausees mündet das Spittelwasser in die Mulde. 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. 5-44 a); diese beiden Bäche entwässern den Salegaster Forst. Das Spittelwasser verläuft in nördlicher Richtung vorbei an Jeßnitz und mündet etwa 2 km nördlich von Raguhn in die Mulde.

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.

Abbildung 5-44 a legt die Lage und Ausmaße der Flächen innerhalb der Spittelwasserniederung dar, die mindestens alle 2 Jahre, teilweise sogar 2 bis 3 Mal im Jahr überflutet werden.

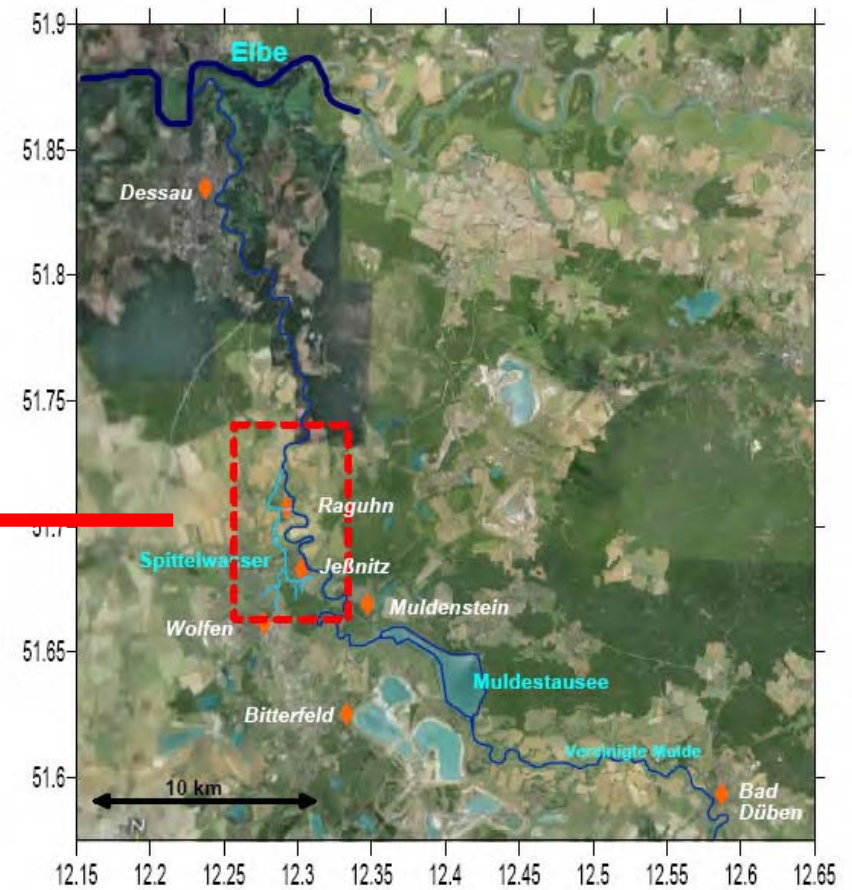
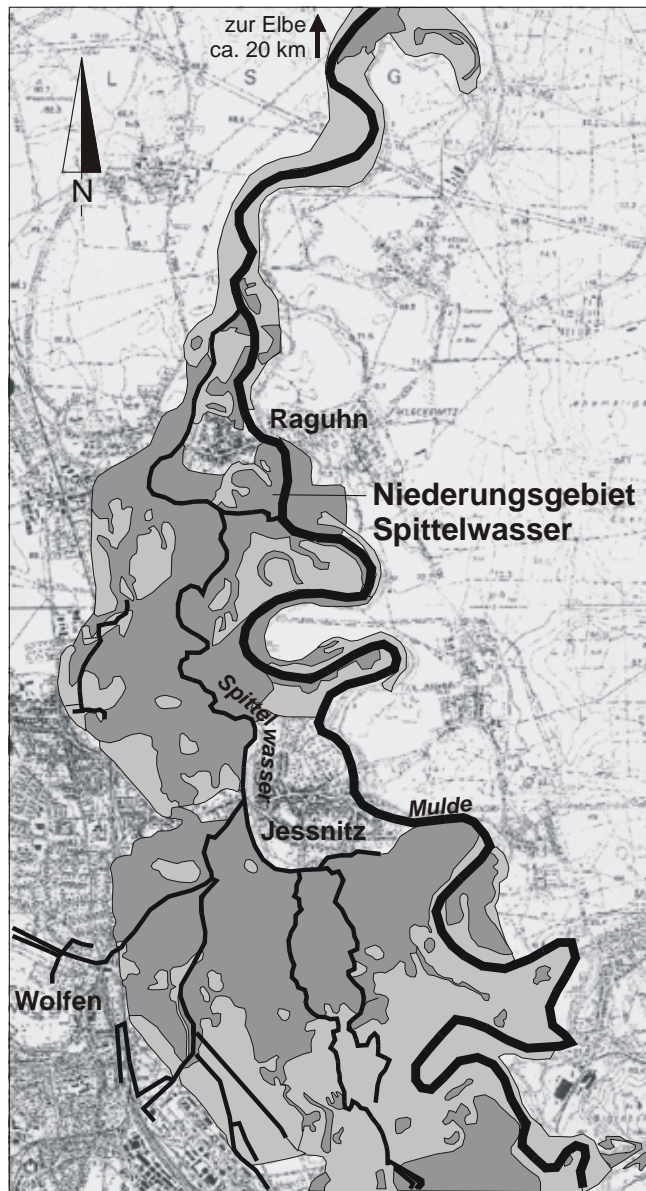


Abb. 5-44 a: Ausschnitt „untere Mulde“ aus Abb. 5-42 (rechts, Image: Google) mit der Lage des Spittelwassers, und Vergrößerung der Spittelwasserniederung (links, aus „Ganzheitliche ökologische Untersuchung und Sanierung der Muldeau von Bitterfeld bis zur Mündung in die Elbe mit dem Ziel der Erhaltung der Natur und der Landschaftsnutzung als Baustein der Elbsanierung, 1993 im Auftrag des Landkreises Bitterfeld“).

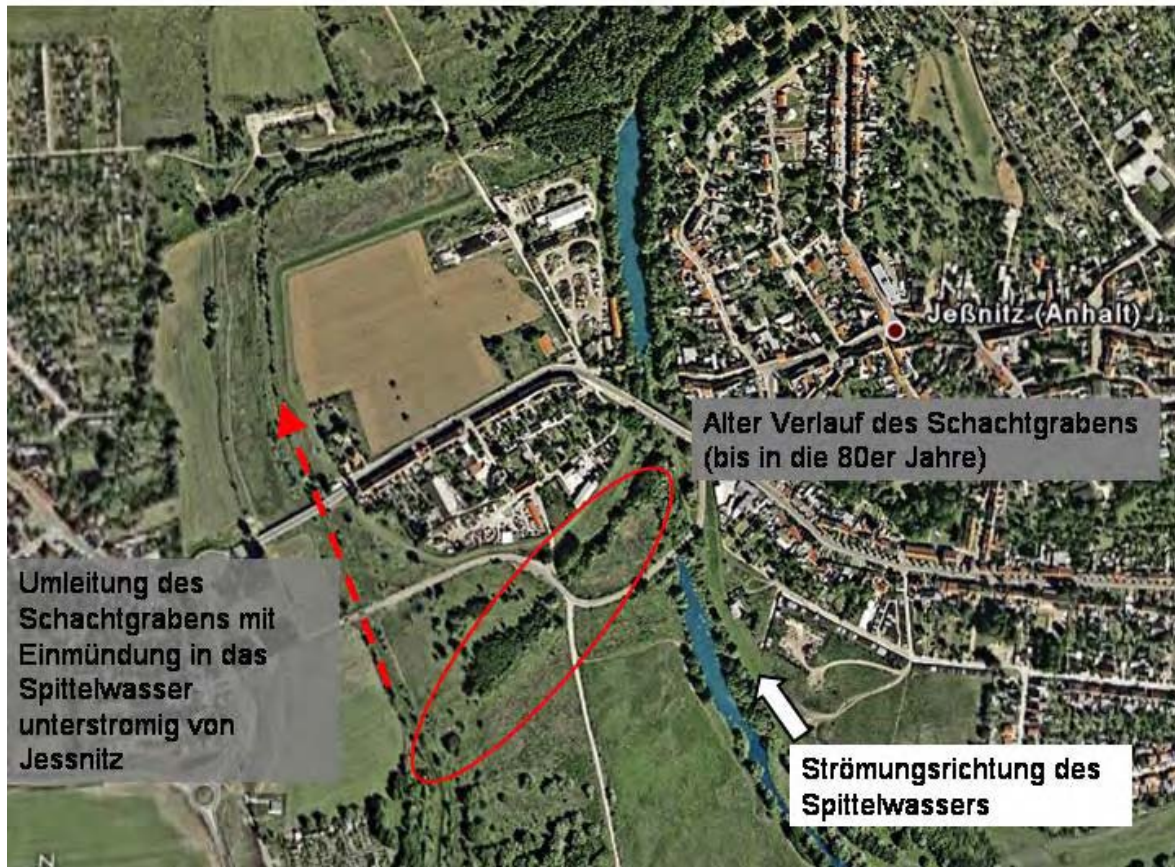


Abb. 5-44 b: Darstellung des alten Verlaufs des Schachtgrabens, der bis in die 80er Jahre über die Fuhne ins Spittelwasser mündete, sowie des neuen Verlaufs, durch den der Schachtgraben erst stromabwärts von Jessnitz in das Spittelwasser fließt. Auf dem Bild ist oberhalb der früheren Einmündung des Schachtgrabens ein Stillwasserbereich zu erkennen, der unmittelbar von den eingeleiteten Abwässern betroffen war.

Das Spittelwasser erhält besondere Bedeutung dadurch, dass es früher in erheblichem Maße durch industrielle Abfälle aus der Region Bitterfeld-Wolfen verunreinigt wurde (siehe unten). Diese wurden über den Schachtgraben eingeleitet, dessen Verlauf in den 80er Jahren verlegt wurde (Persönliche Mitteilung, Dr. Walkow, Landratsamt Bitterfeld). Heute mündet der Schachtgraben unterhalb von Jessnitz in das Spittelwasser ein. Abbildung 5-44 b zeigt den heutigen und den früheren Verlauf des Schachtgrabens auf sowie den Stillwasserbereich, der unmittelbar durch die Abwässer betroffen war.



Das Spittelwasser während des Frühjahrs-hochwassers 2005. (Foto: Claus Orendt)

Bei Abflüssen $>200 \text{ m}^3/\text{s}$ (Mitteilung von RIMAX-Projekt Mitarbeiter des UFZ, Olaf Büttner) breitet sich die Mulde über den Radegaster Forst aus und fließt auch durch die Spittelwasserniederung (siehe Foto unten, Box 5-2). Dabei sind umfangreiche Sedimentmobilisierungen möglich. Wenn die Abflüsse der Mulde nicht zur Überströmung der Spittelwasserniederung ausreichen, bleibt auch die Sedimentmobilisierung aus diesem Bereich aus.

Die schlickigen Sedimente im Spittelwasser sedimentieren leicht, vor allem in Stillwasserbereichen. Dort bilden sie in überwiegendem Maße relativ stabile Schichten, die in der Regel kaum umgelagert werden (Anonym 1997b). 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 sohlenverdichtend¹⁷ 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 1997b).

Schwebstoffanalysen aus Sedimentationsbecken zeigen, dass die Schwebstoffe aus dem Spittelwasser einen deutlich höheren Anteil an Partikeln <20 µm aufweisen als zum Beispiel das Material in Dessau. Kontaminanten lagern sich bevorzugt an diese Fraktion an, die zudem weniger stark sedimentiert. Da die Daten zur Korngrößenverteilung oberhalb des Spittelwasserzuflusses fehlen, lässt sich an dieser Stelle nur anmerken, dass ein solcher qualitativer Unterschied in der Zusammensetzung der Schwebstoffe die Bedeutung des Spittelwasserbeitrags erhöhen wird.

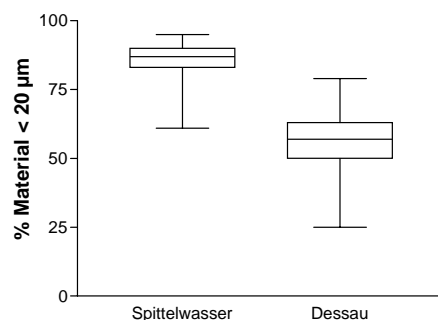


Abb 5-45: Anteile der <20 µm Fraktion an der Gesamtfraktion in schwebstoffbürtigem Sediment im Spittelwasser (n=71, 1998 bis 2006) und in Dessau/Mulde (n=113, 1997 bis 2006) (Länderdaten Sachsen-Anhalt, z. Vfg. Gestellt: Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, LHW).

¹⁷ Nach Auffassung der Autoren der Studie „Aktuelle Bewertung der Gefahrensituation Spittelwasser“ (1997b) 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 2000d).

Box 5-2: Die Modellierung einer Überflutung der Spittelwasserniederung (SARISK Projektes (v. Tümpling et al. 2006, www.ufz.de/BTF))

Am Beispiel des Frühjahrshochwassers 2006 werden hier die Fließwege und Überschwemmungsflächen bezüglich des Saalegaster Forstes dargestellt.

Die Überflutung beginnt im Bereich der Greppiner Wiesen bei einem Durchfluß von ca. 200 m³/s (Abb. 5-2-1a) Später tritt das Wasser oberhalb von Roßdorf über die Ufer und strömt von dort zum Spittelwasser.

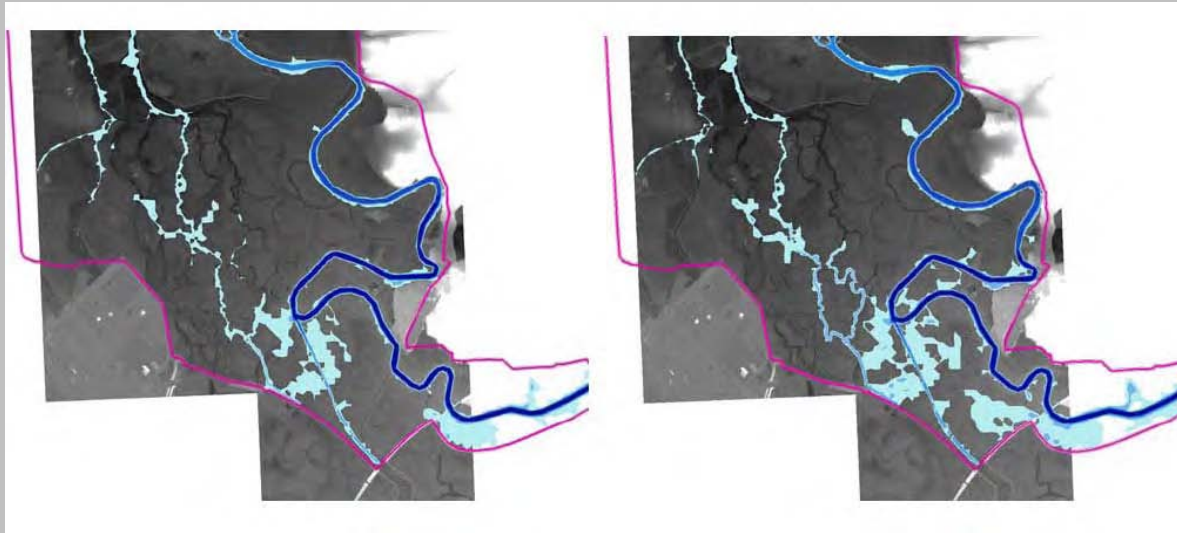


Abb.A: Überflutung 4 Stunden ($Q=180 \text{ m}^3/\text{s}$, links) und 8 Stunden ($Q=207 \text{ m}^3/\text{s}$, rechts) nach Simulationsbeginn.

Nach wenigen Stunden erreicht das Wasser den Zuflussbereich der Lobber in das Spittelwasser und wird dort über das Spittelwasser abgeleitet. Die Fließgeschwindigkeiten können im Spittelwasser bis zu 1 m/s erreichen.

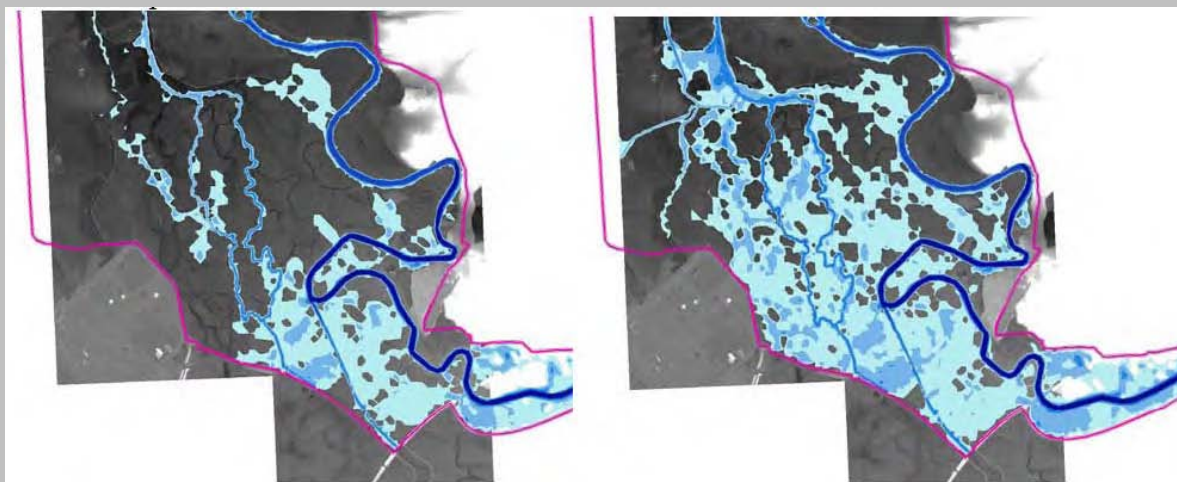


Abb. B: Überflutung 12 Stunden ($Q=234 \text{ m}^3/\text{s}$, links) und 24 Stunden ($Q=276 \text{ m}^3/\text{s}$, rechts) nach Simulationsbeginn.

5.3.1.2 Die historische Belastung des Muldeeeinzugsgebietes

Im Einzugsgebiet der Mulde wurden seit dem 12. Jahrhundert die für die jeweilige Epoche wichtigen Erze mit den Elementen Silber, Blei, Zinn, Zink, Nickel, Chrom, Kobalt, Wolfram,

Molybden, Kupfer, Arsen und Uran abgebaut und größtenteils auch dort verhüttet (Zerling *et al.*, 2001). Der gesamte Bergbau ist heute eingestellt. Eine Umweltbelastung durch Schwermetalle und Arsen erfolgt durch Entwässerung der gefluteten Anlagen, der Abraumhalden und sonstiger durch Bergbau und Hüttenindustrie kontaminierter Flächen, wobei die Belastungsspitze nach Martin *et al.* (Martin *et al.*, 1994) in den meisten, seit den 60er Jahren gefluteten Gruben des Erzgebirges überschritten ist. Dies ist allerdings nicht der Fall bei Schlema-Hartenstein und Ehrenfriedersdorf, wo erst seit ca. 1990 der Uran- und Zinnerzbergbau eingestellt wurde.

Neben der Prägung durch Bergbauaktivitäten befanden sich zahlreiche Fabriken der Zellstoff- und Papierindustrie, Chemiewerke, Raffinerien, metallverarbeitende Industrie etc. im Einzugsgebiet.

Hierzu zählt auch das Areal Bitterfeld-Wolfen, das den nördlichen Teil des mitteldeutschen Industriegebietes im Raum Halle/Leipzig bildet. Aufgrund der natürlichen Ressourcen an Braunkohle sowie einer günstigen Wasserversorgung und Infrastruktur entstand hier ein Zentrum der chemischen Industrie, des Braunkohlebergbaus mit Veredlung sowie der Energieerzeugung (Großmann *et al.*, 2003). Über Jahrzehnte sind aus dort ansässigen Industriebetrieben Abwässer ungereinigt über den Schachtgraben in das Spittelwasser geleitet worden, an dessen Sedimenten 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 vorliegen. Die Ergebnisse der Untersuchungen 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-TEQ ng/kg für PCDD/PCDF belegen die Präsenz der Ablagerung in den Tiefenbereichen des Spittelwasserufers.

5.3.1.3 Schadstofftransporte im Muldeeeinzugsgebiet

Nach Naumann *et al.* (BfG, 2003a) wirkt sich der Zustrom der Mulde auf die Schwebstoffsituation der Elbe verdünnend aus. Dennoch ist die Mulde zu einem erheblichen Anteil an der Schadstofffracht der Elbe beteiligt. Dies liegt zum einen an der hohen Schadstoffbeladung der (wenigen) Schwebstoffe, die durch den Stausee durchgetragen werden, zum anderen an Quellen (z.B. die Region Bitterfeld/Wolfen), die unterhalb des Muldestausees liegen und dort zur partikulären Schadstofffracht beitragen. Abbildung 5-46 gibt beispielhaft die hohe Konzentration an HCH und Arsen in schwebstoffbürtigen Sedimenten bei Dessau wieder.

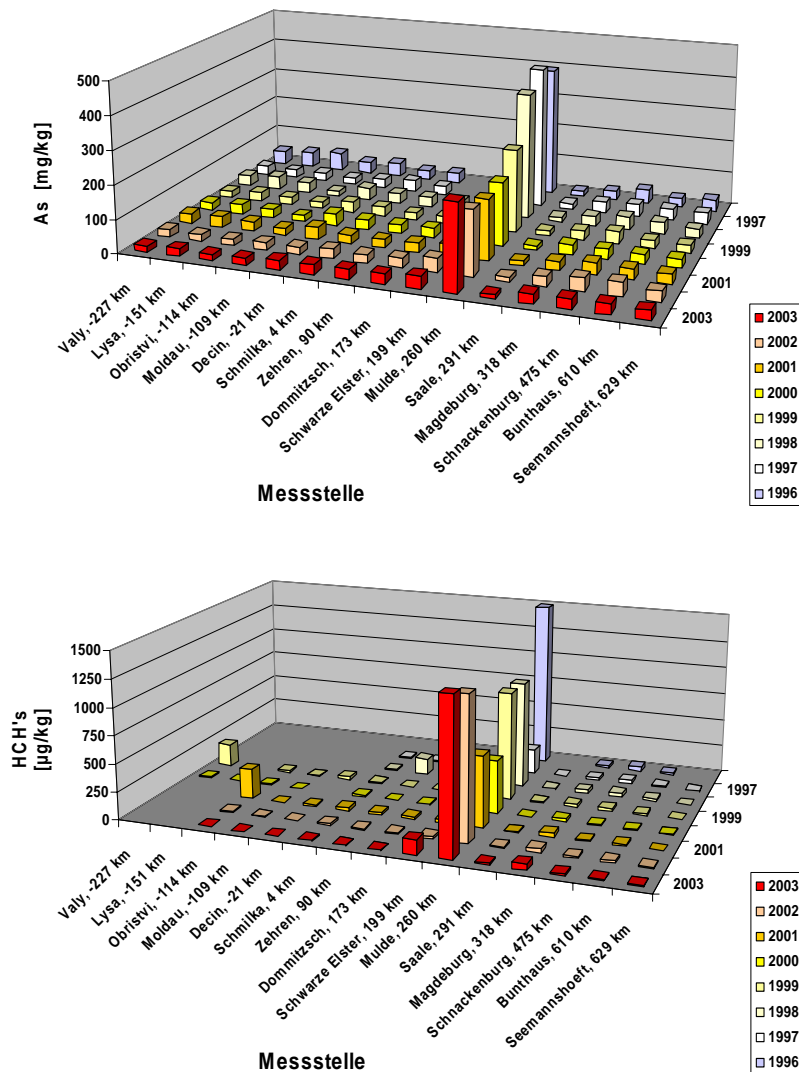


Abb. 5-46: Arsen- (oben) und HCH-Gehalte (unten) in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs (Daten von der IKSE/ARGE-Elbe z. Vfg. gestellt)

Die Mulde wurde als eine der Haupteintragsregionen für HCH-Isomere, DDX, Dioxine, Arsen sowie für Cadmium, Zink und Blei identifiziert (Kapitel 5.2).

HCHs

Die Relevanz der Mulde für die Belastung der Elbe mit HCH-Verbindungen ist als „hoch“ ermittelt worden (Kapitel 5.2), wobei insbesondere der Eintrag von β -HCH über die Mulde erfolgt. Ein Vergleich der verschiedenen Isomere sowie ihrer Konzentrationen in Schwebstoffen oberhalb des Muldestausees (Bad Dübener See) sowie im Spittelwasser und an der Mündung der Mulde in Dessau (Abb. 5-47) zeigt, dass

- 1) die Konzentrationen (Mediane) für alle Isomere in folgender Richtung abnehmen:

Spittelwasser > Dessau > Bad Dübener See.

Damit müssen die signifikanten Emissionen unterhalb von Bad Dübener See erfolgen.

- 2) Die Konzentrationen der HCH-Isomere in folgender Richtung abnehmen

β -HCH > α -HCH > γ -HCH.

Aufgrund des vergleichsweise hohen Gehaltes des nicht-insektizid wirkenden β -HCH ist davon auszugehen, dass der primäre Eintrag aus Deponien oder über Abwasser produzierender Gewerbe erfolgte (Box. 5-3).

Im Folgenden wird aus dem Konzentrationsverlauf der HCH-Isomere an den Schwebstoffen im Vergleich zur Abflusssituation in Bad Döben bzw. in Dessau auf die Distanz zur Quelle bzw. auf die Abhängigkeit des Eintrags von der Wasserführung geschlossen. Dabei sind die Abflussraten von Bad Döben bzw. Dessau nur bedingt auf das Spittelwasser anzuwenden, da dieses erst ab einem erhöhten Abfluss in der Mulde überflutet wird (Kapitel 5.3.1.1).

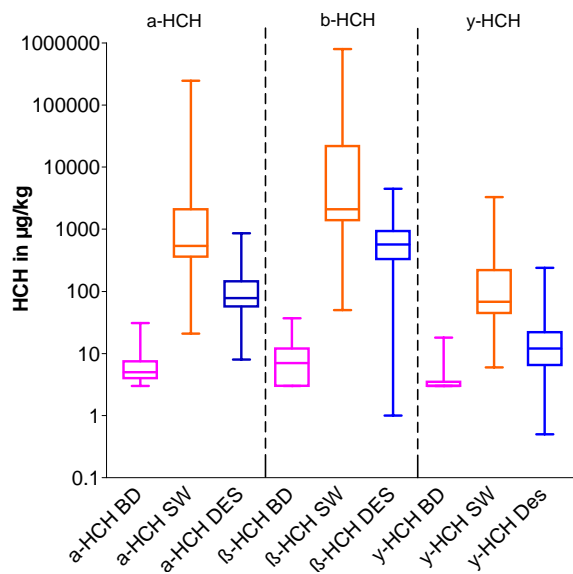


Abb. 5-47: Logarithmische Darstellung der Spannbreiten der HCH-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Döben (BD), im Spittelwasser (SW) und in Dessau (DES) von 2000 bis 2006. Die Anzahl der Messpunkte liegt zwischen 45 und 57 (Ausnahme: γ -HCH in Bad Döben: 18). (Daten der Länder Sachsen (LfUG) und Sachsen-Anhalt (LHW)).

a-HCH

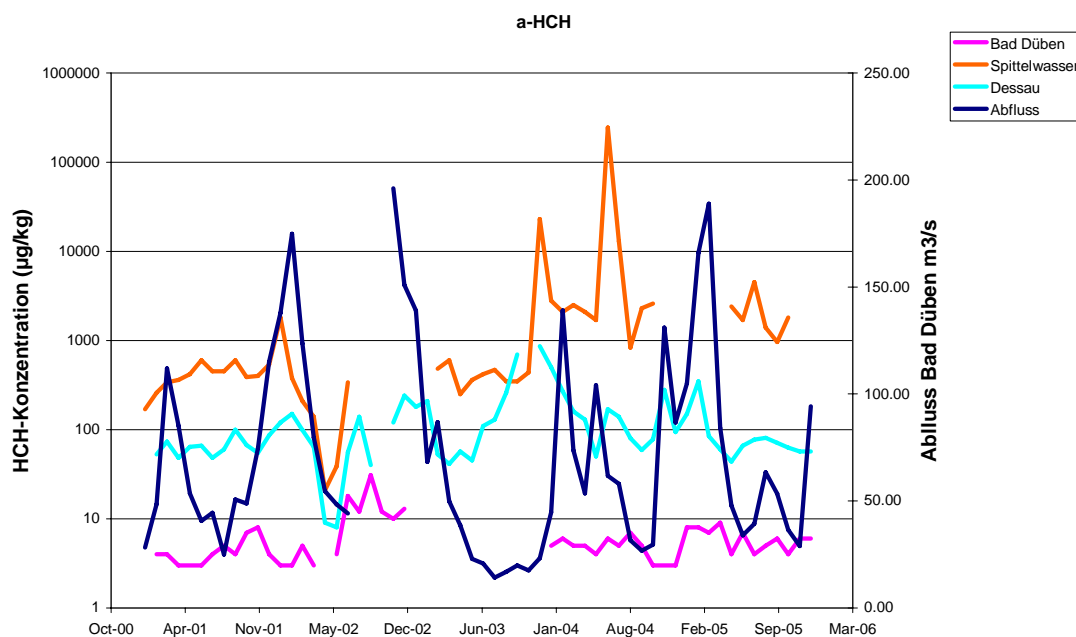


Abb. 5-48: Abflussraten und Konzentrationen des a-HCH-Isomers an drei Stationen in der Mulde (Daten der Länder) (Logarithmische Skalierung der Konzentrationsachse)

Die Konzentration des α -HCH im Spittelwasser (Abb. 5-48) folgt etwas verzögert dem Abflusstrend in Bad Döben. Der Konzentrationsverlauf bei Dessau seinerseits folgt in sehr abgeschwächter Form. Die α -HCH-Gehalte bei Bad Döben sind sehr viel geringer, steigen aber ebenfalls mit dem Wasserstand an. Die Verläufe dieser Konzentrations-Ganglinien deuten darauf hin, dass α -HCH vornehmlich aus dem Spittelwasser eingetragen wird, wobei der Eintrag mit höheren Abflüssen zunimmt, was auf eine Mobilisierung von Altsedimenten oder kontaminierten Böden hindeutet.

β -HCH:

Abb. 5-49 zeigt, dass die β -HCH-Gehalte in Dessau dem Abfluss sehr eng folgen. Der Eintrag dieses Schadstoffes nimmt mit dem Abfluss zu, es muss sich entsprechend um kontaminiertes Material handeln, dessen Eintrag durch erhöhte Wasserstände (oder höhere Strömungsgeschwindigkeit) ansteigt. Die Quelle liegt also in der Nähe der Messstelle, da eine Verdünnung durch weitere Schwebstoffzuführungen nicht in signifikanter Form eintritt, und könnte z.B. in einem Überschwemmungsgebiet liegen. Ein Vergleich der Schwebstoffkonzentrationen in Dessau (bis zu 4,5 mg/kg) und im Spittelwasser (bis zu 1000 mg/kg) sowie die räumliche Nähe des Flusslaufes zur Messstelle in Dessau lässt vermuten, dass die hohen Anstiege aus diesem Gewässer kommen müssen (Abb. 5-47, Abb. 5-50).

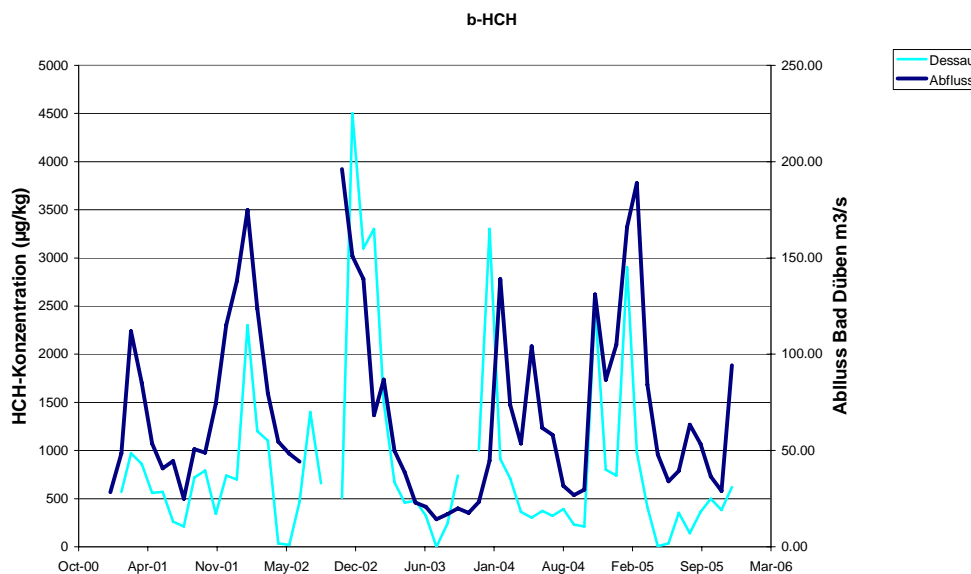


Abb. 5-49: Abflussraten und Konzentration des β -HCH-Isomers in Dessau (Daten Sachsen-Anhalt/LHW, Abfluss: Bad Döben).

Die β -HCH-Konzentration im Spittelwasser zeigt insbesondere im Jahr 2004 einen Peak mit annähernd 1 g β -HCH pro kg Schwebstoff. Im gleichen Jahr stieg der HCH-Gehalt von Brassen aus der Mulde stark an (Abb. 5-51). Es ist zu vermuten, dass hier ein direkter Zusammenhang besteht, zumal HCH mit einem K_{ow} -Wert von unter 4 im Vergleich zu Schadstoffen wie HCB, DDT und PCB wasserlöslicher ist, was auch die kurze Expositionszeit erklären würde. Dies zeigt die sowohl hohe ökologische als auch humantoxikologische Signifikanz dieser Einträge. Eine zusätzliche Bedeutung erhält diese Verschmutzung dadurch, dass β -HCH, das im Spittelwassersediment am häufigsten auftritt, das persistenteste Isomer ist und sich am stärksten in Organismen anreichert (siehe Box 5-3).

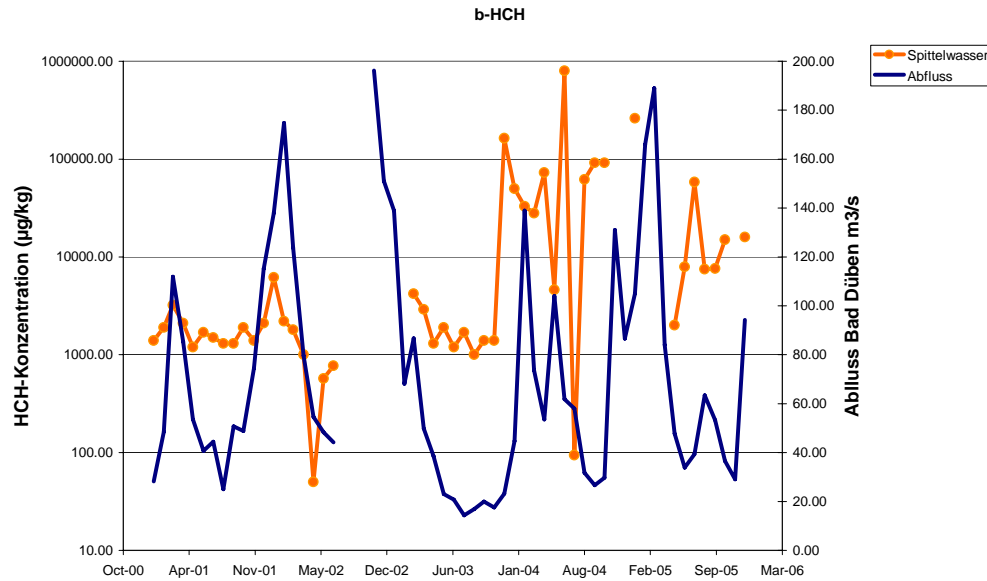


Abb. 5-50: Abflussraten und Konzentration des β -HCH-Isomers im Spittelwasser (Daten Sachsen-Anhalt, LHW, Abfluss: Bad Dübener).

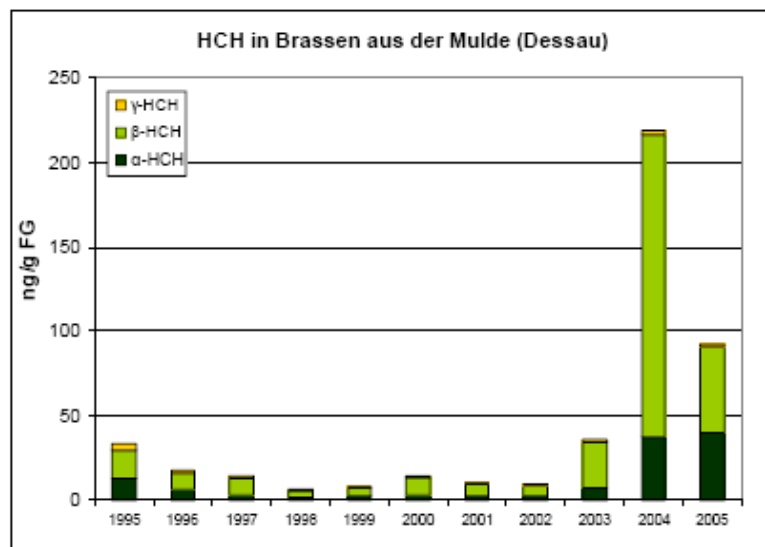


Abb. 5-51: HCH in Brassen aus der Mulde (Dessau) (Quelle UBA)¹⁸.

γ -HCH:

γ -HCH spielt in Schwebstoffen eine geringere Rolle als β -HCH, zeigt jedoch die gleiche Tendenz (Daten nicht dargestellt). Auch hier treten im Spittelwasser die höchsten Konzentrationen auf. Die Konzentrationen von β - und α -HCH sind deutlich höher und schwanken über einen sehr weiten Bereich, während γ -HCH an den meisten Monaten unterhalb von 50 µg/kg bleibt und nur einige wenige Extrema zeigt, die dann aber – ebenso wie die der α - und β -HCHs - tendenziell zu Zeiten hoher Abflüsse gemessen wurden, was ebenfalls auf eine Mobilisierung aus dem Spittelwassergebiet hinweist

¹⁸ Umweltbundesamt: „Mulde-Fische weiter mit Hexachlorcyclohexan (HCH) belastet“ Hintergrundpapier 2006

Mögliche Herkunft der resuspendierbaren HCH-Kontamination im Spittelwasser

Aufgrund des relativ geringen Anteils von γ -HCH ist die Verunreinigung mit HCH vermutlich auf die ehemalige Pestizidproduktion im Raum Bitterfeld zurückzuführen (Siehe BOX 5-3). Dies stellten auch Schwartz et al. bei der Beprobung von Auenböden fest, die sie in der Spittelwasserniederung genommen hatten (Schwartz *et al.*, 2004). Lobe (Ingo Lobe, UFZ, persönliche Mitteilung) maß HCH Kontaminationen in den Hochflutsedimenten des Spittelwassers, die im Bereich der Schwebstoffkonzentrationen liegen. In kohlenstoffreichen Böden wurden in einer Tiefe von 10 bis 15 cm Konzentrationen von bis zu annähernd 1 g β -HCH/kg Boden gefunden. Dies entspricht der 2004 gemessenen Konzentration in den Schwebstoffen (Abb. 5-50).

Im VEB Chemiekombinat Bitterfeld (CKB) wurden ca. 4.500 verschiedene Produkte hergestellt und über 1000 Stoffe synthetisiert. Dominierend hierbei waren chlorchemische Prozesse, die neben der Synthese von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen auch zur Produktion von Chlorbenzolen genutzt wurden. Auch chlororganische Verbindungen wie DDT und HCH wurden synthetisiert. Eine Abwasserbehandlung zur Zeit der DDR beschränkte sich lt. Brodtmann & Karras (1991) hauptsächlich auf Absetzeinrichtungen, Ölabscheider etc, und war unzureichend, um die Anteile des eingemischten Produktionsabwassers zu reinigen. Weiterhin erfolgte die Deponierung von Abfällen ohne ausreichende Vorsorge gegenüber einer möglichen Grundwasserkontamination, wie zum Beispiel im Falle von HCH. Auch die erhöhte Konzentration in Elb-Fischen, die 2004 gemessen wurde, ist nach einer Pressemitteilung des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt, Magdeburg, 8. August 2005, auf die einstige Lindan-Produktion bei Bitterfeld/Wolfen zurückzuführen.

Zwischen 1955 und 1981 wurden ca. 60.000 t der nicht-nutzbaren Bestandteile des technischen HCH fast ausschließlich in der Grube Antonie gelagert (Sommerwerk, 2003)

BOX 5-3: HCH-Isomere

Im technischen Hexachlorcyclohexan (HCH) sind neben der eigentlich insektizid wirksamen Komponente γ -HCH (Lindan) auch die Isomere α , β , δ und ϵ vorhanden. Da die Anwendung technischen HCHs zugunsten der Anwendung von Lindan, das fast ausschließlich aus γ -HCH besteht, in den 1970ern verboten wurde, wurden die „Ballast-Isomere“ während des Produktionsprozesses von Lindan entfernt und als Abfallprodukte entsorgt (Deponien, Abwasser). HCH-Isomere, die im Rahmen der industriellen Produktion von technischem HCH in die Umwelt entlassen wurden, weisen somit nur geringe Anteile an γ -HCH auf. Entsprechend werden in Umweltproben sowohl das γ - als auch das α -Isomer gefunden; das Verhältnis der Isomere zueinander verändert sich mit zunehmendem Abstand von der Quelle zugunsten des α -HCH (Portmann, 1986). Die HCH-Isomere unterscheiden sich in ihrer räumlichen und kristallinen Struktur.

Generell besitzen alle Isomere eine mittlere Wasserlöslichkeit, wobei jedoch γ -HCH mit einem $\log K_{OW}$ von 3.5 besser löslich ist als α - (Log K_{OW} : 3.77) und β -HCH (Log K_{OW} : 3.85). β -HCH ist das persistenteste der drei Isomere und völlig unpolar. Somit reichert es sich im Fett am stärksten an. Da die α - und γ -Isomere außerdem besser biologisch abgebaut werden, nimmt der Anteil des β -HCH mit der Zeit stetig zu.

Industrielle Abwässer wurden durch den Schachtgraben ins Spittelwasser geleitet. Abb. 5-52, a und b, geben die HCH-Gehalte der verschiedenen Isomere in Sedimenten (Abb. 5-52 a) bzw. in Schwebstoffen (Abb. 5-52 b) im Bereich des Spittelwassers wieder. In Abb. 5-52 b liegt die Messstelle (4) bei Jeßnitz, (6) stromabwärts der Mündung des Schachtgrabens und (7) bei Dessau. Deutlich ist innerhalb dieser Sediment- und Schwebstoffdaten der Schwerpunkt der β -HCH-Konzentration mit 10 bis 12 mg/kg in Zusammenhang mit dem Schachtgrabens zu erkennen.

Wenn heute auch die direkten Einleitungen von HCH auf 0,001 t/a im Jahre 1999 (1994: 0,018 t/a) (IKSE, 2003) gesunken sind, so zeigen die vorliegenden Daten doch, dass ein erheblicher Anteil an kontaminiertem und potenziell resuspendierbaren Sedimenten im Bereich des Überflutungsraumes Spittelwasser zu suchen sein muss. Die vorliegende Datenlage zum Transport partikulär gebundenen HCHs gibt keinen Hinweis auf einen Beitrag ähnlicher Signifikanz aus anderen Quellen als dem Überflutungsbereich des Spittelwassers mit dem Schachtgraben als einem Schwerpunkt. Eine kleinräumigere Auflösung der Beprobungen wäre sinnvoll, um Schadstoffdepots, die möglicherweise nur unter Hochwasserbedingungen angegriffen werden, zu lokalisieren.

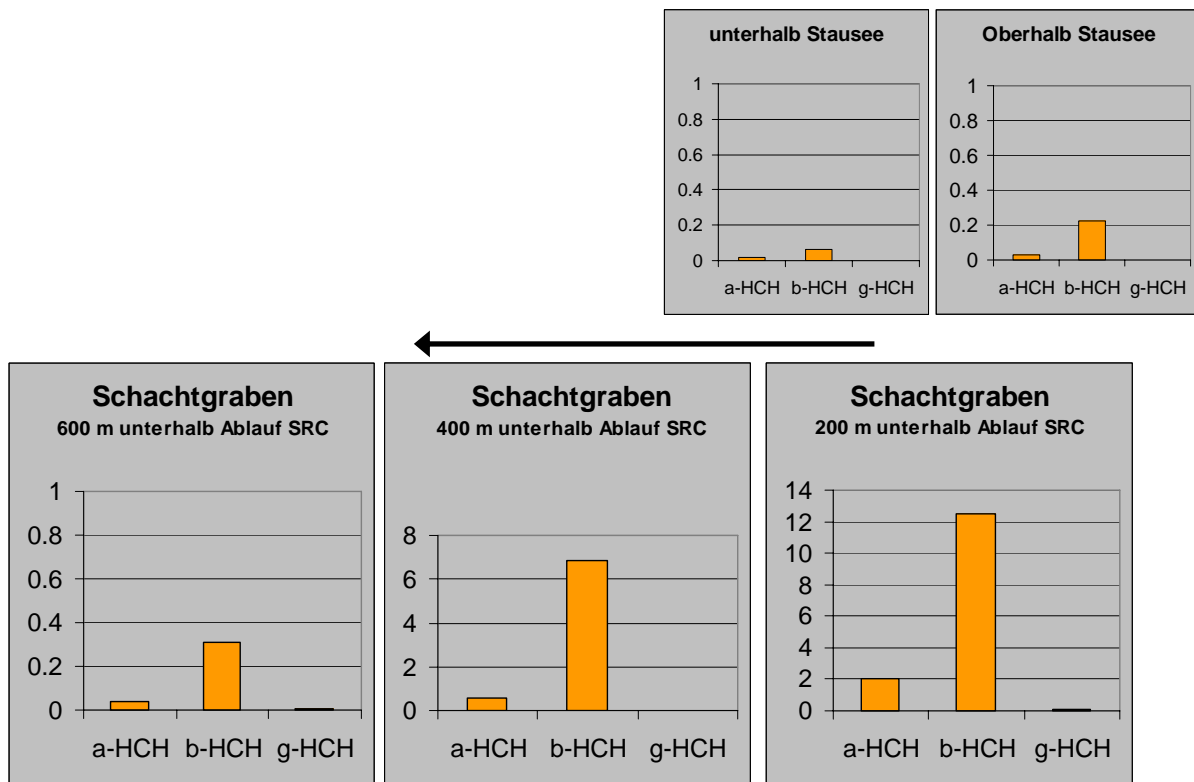


Abb. 5-52 a: HCH-Konzentrationen im Sediment im Schachtgraben und Staaseebereich der Mulde. Angegeben sind Mittelwerte aus 4-12 Proben aus 2006 (Daten z. Vfz. gestellt von LHW)

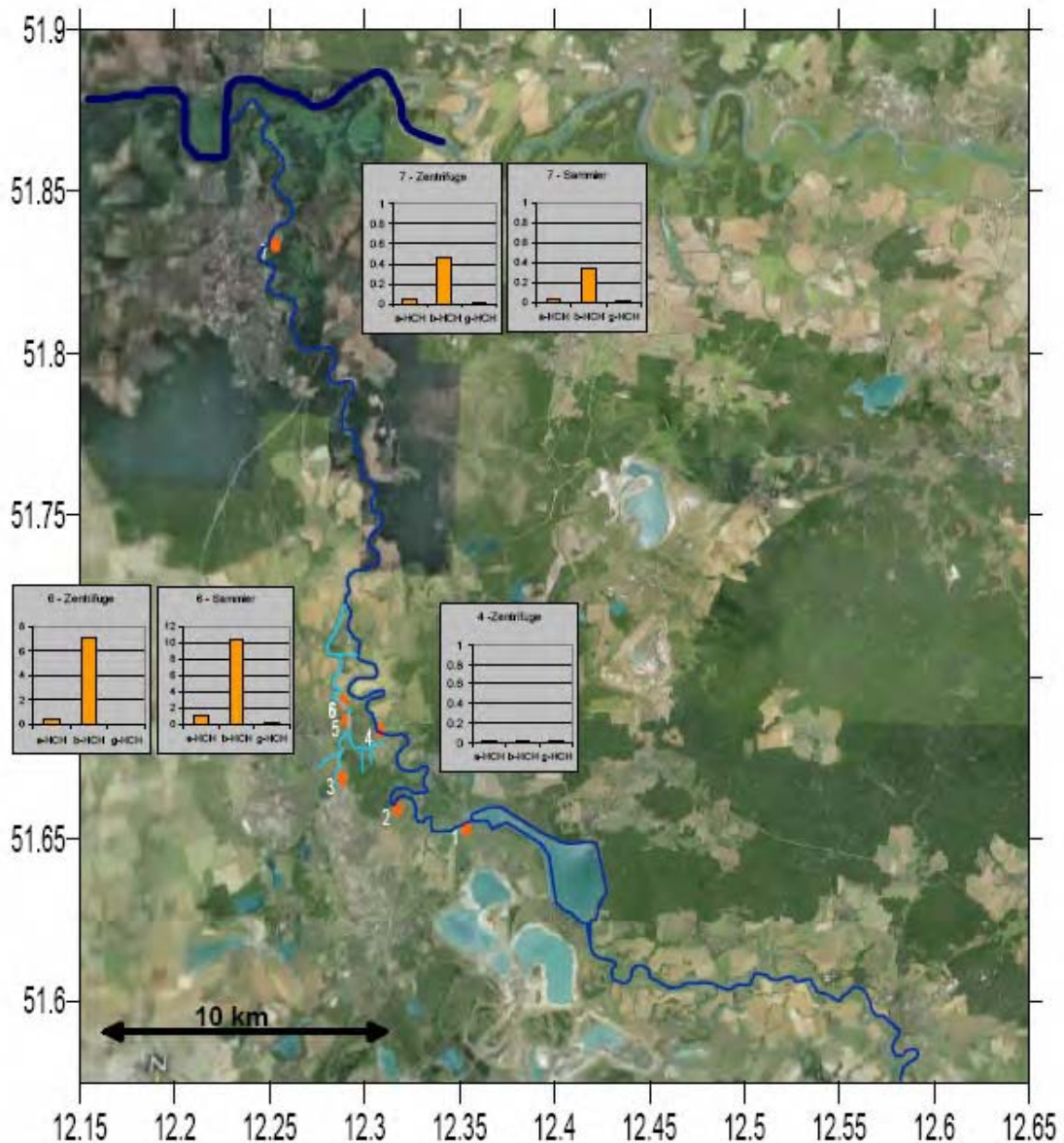


Abb. 5-52 b: HCH-Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{kg}$ in suspendiertem Material (Ultrazentrifugation) (Station 6 und 7, linke Abbildung) und im schwebstoffbürtigen Sediment (Station 6 und 7, rechte Abbildung) unterhalb des Muldestausees. Messstellen: (4) bei Jeßnitz, (6) stromabwärts der Mündung des Schachtgrabens und (7) bei Dessau. Angegeben sind Mittelwerte aus 4-12 Proben aus 2006 (Daten z. Vfg. gestellt LHW).

DDX

Anders als bei HCH handelt es sich bei den DDX nicht um Isomere sondern um DDT und seine Abbauprodukte. Aus dem Verhältnis von pp-DDT und seinen Metaboliten pp-DDE und pp-DDD können Hinweise auf Quellen und Eintragspfade gewonnen werden (Box 5-4).

Im Spittelwasser sind alle DDX deutlich höher konzentriert (Abb. 5-53). In Bad Döben sind zwar DDX vorhanden, jedoch in geringeren Konzentrationen als in Dessau und in sehr viel geringeren als im Spittelwasser. Dementsprechend kann das DDT in Dessau nicht von oberstromig kommen. Theoretisch wären diffuse Einträge aus ehemaligen Anwendungen möglich gewesen, und sind vermutlich auch der Grund für die nachgewiesenen Konzentrationen in Bad Döben. Ein klares

Signal kommt aus dem Spittelwasser. Dort treten pp-DDD und pp-DDT in ähnlich hohen Konzentrationen in den Schwebstoffen auf. Dies ist nach Kettrup & Heinisch ein Hinweis auf eine Emission aus Produktionsprozessen (Kettrup & Heinisch, 2000).

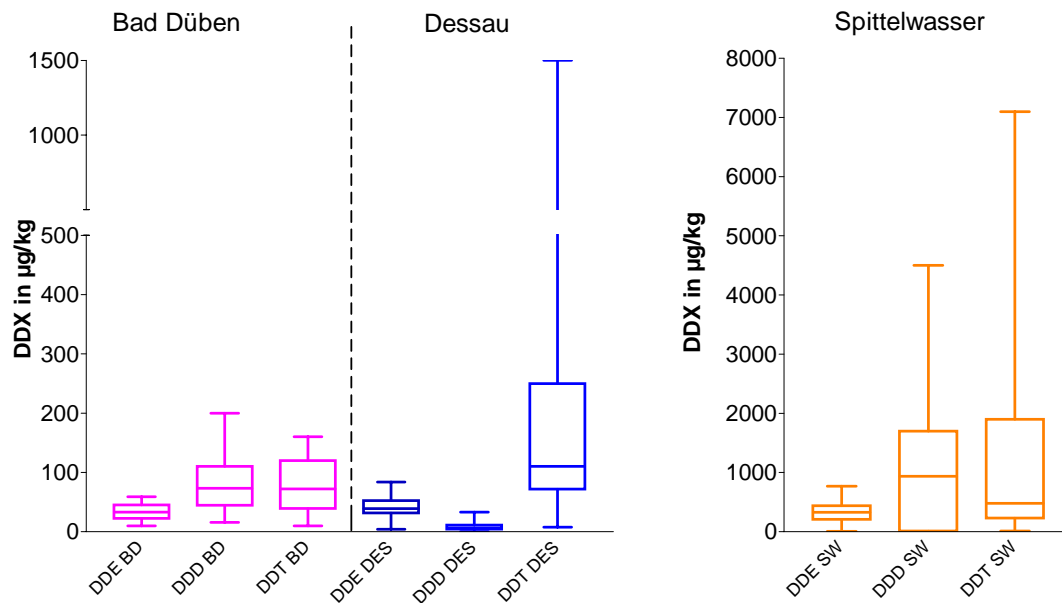


Abb. 5-53: Darstellung der Spannweiten der DDX-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Düben (BD), im Spittelwasser (SW) und in Dessau (DES) von 2000 bis 2006. Die Anzahl der Messpunkte liegt zwischen 35 und 69 (Daten z. Vfg. gestellt von LfUG (Sachsen) und LHW (S-A)).

Um Aufschluss über den Umfang und die Art des Transports zu erhalten, wurden die Konzentrations-Abflussverläufe aufgetragen (Abb. 5-54). In Bad Düben ist kein Trend in der Abhängigkeit der DDT-Konzentrationen mit den Abflüssen zu erkennen. Sollten die DDX aus ehemaligen Anwendungsgebieten eingetragen werden, so sind vermutlich lokale Regenfälle eher für einen Anstieg verantwortlich.

Beim Vergleich der Graphiken für Spittelwasser und Dessau ist zu sehen, dass sich die Extrema, die sich im Spittelwasser abzeichnen, in Dessau wiederfinden. Dabei ist insbesondere die sehr hohe Konzentration im Winter 2001 auffällig, die mit einem Hochwasser einhergeht. Ohne Erklärung bleiben die beiden Konzentrationspeaks im April und September 2001, die an beiden Stationen zu erkennen sind, ohne dass sie von einem Hochwasser begleitet würden. Möglicherweise können hier andere Ursachen z.B. der Abbruch kontaminierter Uferkanten oder Baumaßnahmen für erhöhte Einträge verantwortlich sein.



Das Foto links zeigt die Abbruchkanten des Gewässerrandes in der Spittelwasserniederung, die durch Mahd entstanden sind (Christian Schmidt, Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH, UFZ, persönliche Mitteilung)

*Gewässerabbruchkanten in der Spittelwasserniederung .
(Foto: Vortrag Christian Schmidt et al, Aquaterra, 2007)*

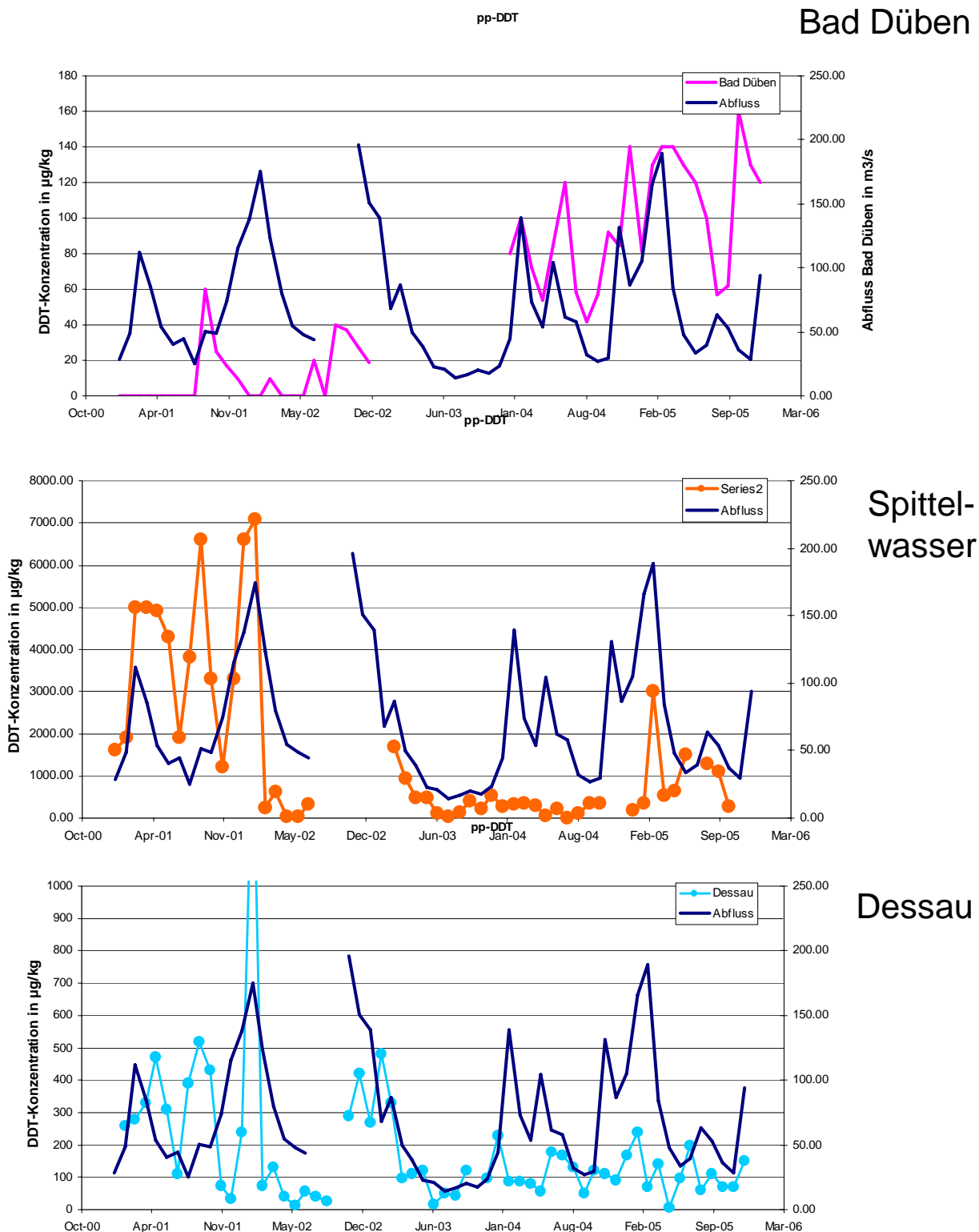


Abb. 5-54: DDT-Konzentrations/Abflussverhältnisse in Bad Dübener See, im Spittelwasser und in Dessau (Daten der Länder).

Herkunft der resuspendierbaren DDX-Kontamination im Spittelwasser

In der DDR war ab Mitte der 70er Jahre DDT unter den am häufigsten verwendeten Insektiziden. Es wurde bis Ende 1979 in Bitterfeld synthetisiert, in Magdeburg zu Finalprodukten formuliert und noch in den 80er Jahren legal (Forsten) oder illegal (Kleingärten, Landwirtschaft) angewandt (Kettrup & Heinisch, 2000).

DDT wurde ebenso wie HCH im VEB Chemiekombinat Bitterfeld (CKB) hergestellt. Die Quelle sollte in ähnlicher Umgebung wie HCH zu suchen sein.

Box 5-4: DDT und seine Metabolite

DDT neigt aufgrund seiner lipophilen Eigenschaften zur Bioakkumulation und Biomagnifikation und hat aufgrund der langsamen Metabolisierung bzw. Degradation eine hohe Persistenz sowohl im aeroben wie im anaeroben Milieu (Thompson *et al.*, 1999). Die Produktion und Verwendung von DDT wurde daher in den 1970er Jahren in den westlichen Industrieländern verboten. Der Abbau von DDT in der Umwelt erfolgt vermutlich hauptsächlich aerob zu DDE und in geringerem Maße anaerob zu DDD (Schulze *et al.*, 2003). Die Wasserlöslichkeit von DDT und seinen Metaboliten ist gering, mit einem logKow Wert um 6. Das technische Gemisch „DDT“ besteht zu 70 % aus 4,4'-DDT, zu ca. 15 % aus 2,4'-DDT und zu ca. 5 % aus 4,4'-DDD sowie weiteren gering konzentrierten Substanzen. Hohe DDE Anteile zeigen entsprechend eine länger zurückliegende Kontamination, ein hohes DDE/DDD Verhältnis weist auf einen anwendungsverursachten Ursprung hin, während erhöhter DDD Anteil auf DDT-Produktionsstätten hindeutet (Kettrup & Heinisch, 2000).

Dioxine: PCDD/PCDF (siehe Box 5-5)

Für Dioxine gilt als Haupteintragspfad in das Elbegebiet die Mulde, mit kleineren Anteilen, die von der Saale kommen. Ihre Herkunft kann mit Hilfe statistisch-mathematischer Methoden zurückverfolgt werden. Aus diesem Grunde wurde für diese Studie zum einen eine aufwendige, nur auf einer Untersuchung der Kongenerenmuster beruhende Analyse von verfügbaren und vergleichbaren Daten von der Firma *quo data GmbH* durchgeführt. Diese diente zum einen zur Rückverfolgung der Dioxine im unterstromigen Bereich der Elbe und der Quantifizierung des Anteils in bestimmten Flussabschnitten (siehe Kapitel 4), zum anderen der Untersuchung, woher die Dioxine innerhalb des Muldesystems eingetragen werden, das als Haupteintragsregion identifiziert worden war.

Nach Berechnungen von Uhlig *et al.* (Anlage 1, dieser Bericht) kann das in Dessau ermittelte Kongenerenmuster als Mischung der Kongenerenmuster von Jeßnitz einerseits und Spittelwasser andererseits interpretiert werden. Das Kongenerenmuster lässt sich am besten erklären, wenn man annimmt, dass es sich bei dem Sediment in Dessau um eine Mischung aus ca. 96% Muldesediment (Jeßnitz) und 4% (3-7%) Spittelwassersediment handelt. Diese Annahme deckt sich mit dem Ergebnis von Schwebstofffrachtberechnungen an allerdings nur wenigen verfügbaren Daten und zu einem Zeitpunkt mit sehr geringen Abflüssen, die auf einen Anteil von 6% des Spittelwasserschwebstoffs an der Schwebstofffracht in Dessau kommen (Kapitel 5.2.2).

Auf der Basis dieses Mischungsverhältnisses wurden anschließend die TEQ-Anteile für Jeßnitz und Spittelwasser ermittelt. Uhlig *et al.* kommen zu dem Schluss, dass das Spittelwasser zu mindestens 61% für die auf Toxizitätsäquivalente bezogene Konzentration der Dioxine und Furane

in Dessau, also für 61 % der resultierenden Toxizität, verantwortlich ist. Der Anteil, so wird betont, kann aber auf Grund der vorhandenen Unsicherheiten auch über 70% liegen.

Box 5-5: PCDD/F und DL-PCB in der Liste der POPs (aus Stachel & Götz, Sonderkapitel, diese Studie)

PCDD/F gehören zu der Liste der zwölf besonders gefährlichen persistenten organischen Schadstoffe bzw. Schadstoffklassen (POPs= Persistent Organic Pollutants), die im United Nations Environment Programme (UNEP) festgelegt wurde. POPs sind mittel- bis schwerflüchtige Substanzen, die durch eine spezifische Kombination von Eigenschaften eine Gefährdung des Menschen und der Umwelt darstellen. Diese Eigenschaften sind:

- eine geringe biotische und abiotische Abbaubarkeit in der Umwelt (Persistenz),
- eine starke Anreicherung in Organismen und dies zunehmend innerhalb von Nahrungsketten (Biomagnifikation),
- ein weiträumiger Transport, bevorzugt über die Atmosphäre sowie
- schädliche Wirkungen auf Mensch oder Umwelt.

Charakteristisch für die POPs ist ihre hohe räumliche und zeitliche Reichweite. Sie reichern sich über Jahre hinweg in Organismen und über die verschiedenen Trophieebenen vernetzter Nahrungsketten bis in Konzentrationsbereiche an, die an toxische Wirkungsschwellen heranreichen oder sie sogar überschreiten (Herrmann 2005). Es wurden zwei völkerrechtliche Verträge abgeschlossen, welche die Reduktion von POP-Emissionen zum Ziel haben. Diese sind: das POP-Protokoll unter der Genfer Luftreinhaltekonvention der UNECE (Staaten Europas und Nordamerikas) sowie die Stockholmer Konvention zu persistenten organischen Schadstoffen (weltweites Abkommen unter dem Dach des UNEP). Die Konvention bezieht sich bei den PCDD/F auf die Toxizitätsäquivalente (TEQ) der WHO, die neben den PCDD/F auch dioxinähnliche PCB umfassen. Die Bundesrepublik Deutschland hat beide Vertragswerke ratifiziert, ebenso die Europäische Union als Vertragspartei beider Abkommen.

Abbildung 5-55 in logarithmischer Darstellung vermittelt einen Überblick über die Tendenz der Dioxinkonzentrationen in der Mulde und Elbe im Jahre 2006. Diese Abbildung visualisiert die Ergebnisse, die von *quo data* ermittelt wurden: Das suspendierte Material im Spittelwasser ist stark Dioxin-belastet, aber auch Jeßnitz zeigt leicht erhöhte Werte, so dass in Dessau im Vergleich zum Oberlauf der Mulde zu einer erhöhten Dioxinkontamination kommt.

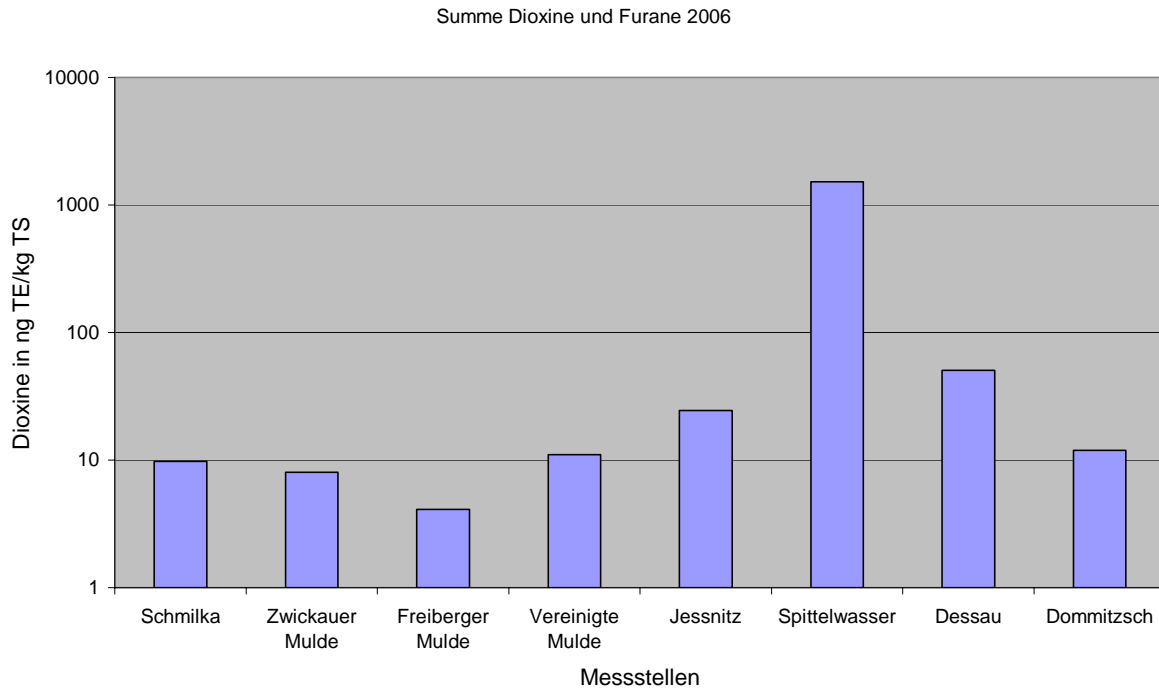


Abb. 5-55: Dioxinkonzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten an verschiedenen Messstellen im Elbeinzugsgebiet und der Mulde 2006 ($n = 2-6$) (Dessau: Sedimentproben) (Daten der Länder)

Die Quellen für die Belastung des Spittelwassers durch Dioxine sind vermutlich in der ehemaligen Metallproduktion (Mg und Cu) im Raum Bitterfeld zu suchen, die zu Zeiten der DDR große Bedeutung hatte. Götz et al. stellten auf der Basis von Ergebnissen einer hierarchischen Clusteranalyse, in der die Muster verschiedener Dioxinbelastungen im Elbraum miteinander und mit bekannten Prozess-Mustern verglichen wurden, fest, dass es vermutlich metallurgische Prozesse und nicht die ebenfalls in Bitterfeld ansässige Organochlorindustrie waren, die zum Eintrag der Dioxine in die aquatische Umwelt führten (Götz *et al.*, 2007).

Die Kontamination bei Jeßnitz geht möglicherweise auf Abwässer zurück, die zu Zeiten des Industriekombinats ungeklärt über eine Rohrleitung oberstromig von Jeßnitz direkt in die Mulde geleitet wurden (persönliche Mitteilung Dr. Walkow, Landratsamt Bitterfeld).

Eine umfangreiche Darstellung der bisherigen Kenntnis der Dioxinsituation an der Elbe befindet sich in der Anlage („Die Kontamination von Elbaueböden, Elbefischen sowie Futter- und Lebensmitteln mit Dioxinen und dioxinähnlichen PCB“). Dioxine sind als Elbe-spezifischer Stoff zu sehen und bedürfen aufgrund ihrer Persistenz, Toxizität und Bioakkumulierbarkeit besonderer Aufmerksamkeit (Box. 5-5). Trotz ihrer hohen ökologischen Relevanz ist die Datengrundlage für vergleichbare und konsistente Datensätze von Dioxin- und Furankonzentrationen im EEG jedoch gering, und es gibt keine offiziell bindenden Sedimentqualitätsrichtwerte.

Arsen und Schwermetalle

Kovalik et al. extrahierten auf der Basis von 185 Probennahmpunkten im Rahmen einer multivariaten Analyse vier Faktoren, die die Schadstoffbelastung des Muldesystems beschreiben. Neben der hier nicht weiter berücksichtigten anthropogenen Salzbelastung und der Auswaschung versauerter Waldgebiete (Fe, Mn, Co-Ausfällung) sind die Belastung durch Buntmetallbergbau, -

verhüttung und –verarbeitung, sowie die Belastung durch Nickelverhüttung und Galvanikabwässer für die hier betrachteten Schadstoffe von Bedeutung (Kowalik *et al.*, 2003). Der Buntmetallbergbau sowie Blei- und Zinkabbau wurde maßgeblich in der Freiburger Mulde betrieben und führt zu einer starken Belastung des Systems durch Blei, Zink, Cadmium, Arsen und Kupfer. Die komplexe Belastung durch Nickelverhüttung und Galvanikabwässer findet sich hauptsächlich in der Zwickauer Mulde mit ihren nickelreichen Vererzungen und Produktionsstätten von Nickel-Cadmium-Akkumulatoren. In den Sedimenten treten entsprechend Chrom, Nickel und Cadmium zusammen auf.

Point and location	Ag	As	Cd	Cu	Ni	Pb
FM 19 BE Berthelsdorf	2.0	150	3.9	75	28	335
FM 17 HI Hilbersdorf	31	8 360	74	963	63	14 400
FM 17A HB Halsbach	12	2 840	49	509	47	6 800
FM 16 CO Conradsdorf	17	2 440	43	711	39	4 720
FM 15 HA Halsbrücke	29	2 960	33	736	46	7 370
FM 14A GR Großschirma	28	2 930	29	662	51	6 550
FM 11 NO Nossen	22	1 440	20	362	36	3 370
FM 10 RÄ Rhäsa	28	1 730	23	427	39	3 510
FM 06 NG Neugreussig	22	1 190	22	320	41	2 470
FM 03 WK Klosterbuch	6.1	431	13	196	64	738
FM 01 ET Erlin	7.1	430	8.4	134	33	886
ZM 05 AU Albermau	0.5	164	1.6	78	26	135
ZM 81 HS Hartenstein	1.5	245	3.7	150	119	197
ZM 13 CR Crossen	1.0	146	4.4	129	107	129
ZM 16 GC Glauchau	1.0	160	4.1	124	82	132
ZM 19 KE Kertzsch	1.3	181	11	151	93	148
VM 02 GR Grimma	3.3	253	3.2	103	36	436
VM 04 CA Canitz	–	140	–	98	43	315

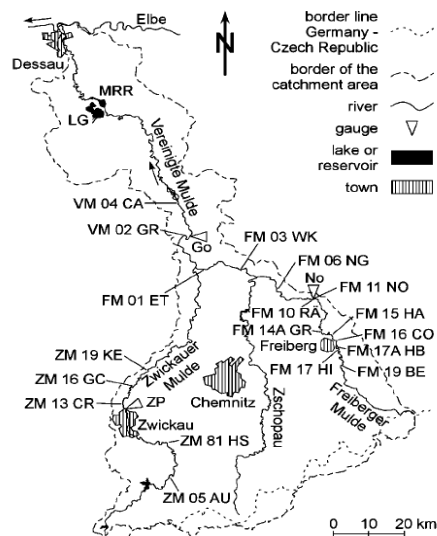


Abb. 5-56: links: Elementkonzentrationen von Silber, Arsen und Cadmium (in mg/kg) in Flutsedimenten von 2002. FM: Freiburger Mulde; ZM: Zwickauer Mulde; VM: Vereinigte Mulde.

rechts: Einzugsgebiet und Probennahmepunkte der Mulde (MRR: Muldestausee, LG: Goitschensee. Pegel: Go: Golzem; ZP: Zwickau-Pölbitz, No: Nossen1) aus (Klemm *et al.*, 2005).

In mehreren Untersuchungen sind maximale Belastungen für Arsen und Blei im Bereich Hilbersdorf festgestellt worden (Abb. 5-56) (Klemm *et al.*, 2005; Kunau, 2004). Verantwortlich für hohe Arsengehalte sind hier vermutlich Materialabträge von der Arsenhalde Muldenhütten und Sedimenteinträge über den Roten Graben. Hohe Bleikonzentrationen werden hauptsächlich durch die Zuflüsse Hüttenbach Freiberg und Stangenbergbach verursacht. Hohe Cadmium-Belastungen werden dem extrem belasteten Hüttenbach Freiberg zugeschrieben, wobei auch der Münzbach zu den hohen Sedimentkonzentrationen beiträgt. Zink wird vermutlich über den Hüttenbach Freiberg, den Roten Graben und den Münzbach eingetragen, wobei auch erodiertes Material von ufernahen Hüttenstandorten und Ablagerungen zur Belastung beitragen kann (Kunau, 2004).

Abb. 5-57 verdeutlicht exemplarisch die größere Bedeutung der Freiburger Mulde im Vergleich zur Zwickauer Mulde bei Blei, Arsen und Cadmium. Inwieweit jedoch inzwischen auch verdriftete kontaminierte Sedimente eine Rolle als sekundäre Schadstoffquellen spielen, bzw. zusätzliche Emissionen im Einzugsgebiet zu den Schadstofffrachten in die Elbe beitragen, soll im Folgenden auf der Basis der Abfluss- Schadstoffkonzentrationsbeziehungen und der Sedimentkonzentrationen im Unterlauf untersucht werden.

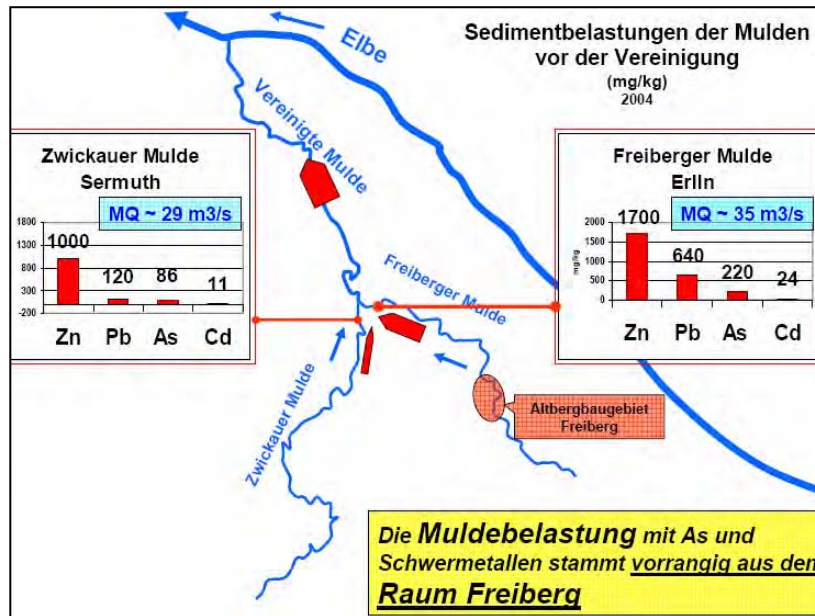


Abb. 5-57: Sedimentbelastungen vor der Vereinigung der Mulden aus dem Jahre 2004 (aus Kauk: Altbergbau - Freiberger Revier. Präsentation UBA)

Arsen

Im Rahmen einer Systemanalyse für die Mulde wurden von Zarfl Arsenquellen im Einzugsgebiet lokalisiert und quantifiziert (Zarfl, 2005). Neben der geogen erhöhten Hintergrundbelastung wurde vor allem der Altbergbau als Ursache für die Arsen-Belastung identifiziert. In Freiberg kommt es über die Halden der Bergbau- und Verhüttungsregion Muldenhütten zu einem direkten Arseneintrag durch Erosion, Abschwemmung und Auslaugung in die Freiberger Mulde. Über den Nebenfluss Zschopau werden Arsenfrachten aus dem Bergbauggebiet Ehrenfriedersdorf (via Wilisch) in die Freiberger Mulde eingetragen. Weiterhin kommen über den Schlernabach und das Schwarzwasser, in dessen Oberlauf sich Halden befinden, Arsenfrachten in die Zwickauer Mulde. Die Reduktion der Arsenfracht durch den Muldestausee wurde auf 63 % beziffert. Zarfl betont, dass das aufgestellte Modell die Arsenfrachten unterschätzt, und vermutet weitere Quellen für Arsen im Muldeinzugsgebiet.

Vergleicht man die Arsenkonzentrationen der Schwebstoffe in Bad Dübén, im Spittelwasser und in Dessau, so liegen sie in den gleichen Größenordnungen, wobei Dessau leicht höhere Werte aufweist (Mediane für Bad Dübén, Spittelwasser und Dessau von 2000 bis 2006: 140 mg/kg, 154 mg/kg, 193 mg/kg) (Abb. 5-58). Alle liegen deutlich über der geogenen Hintergrundkonzentration, die von Prange et al (2000) als 46 mg/kg in der Vereinigten Mulde angegeben wird (Prange et al., 2000).

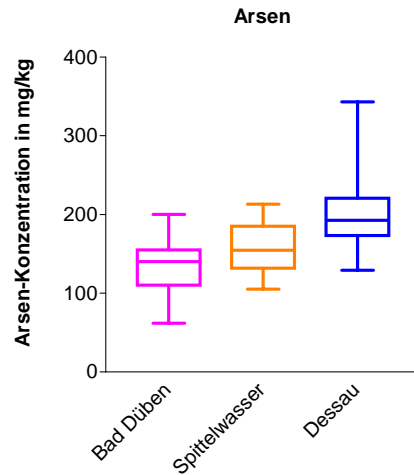


Abb. 5-58: Darstellung der Spannweiten der Arsen-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Dübren, im Spittelwasser und in Dessau von 2000 bis 2006 (Daten der Länder Sachsen, LfUG, und Sachsen-Anhalt, LHW)

Die Arsenkonzentrationen in Schwebstoffen in Dessau verhalten sich der Abflusshöhe tendenziell entgegengesetzt (Abb. 5-59). Damit werden die Arsen-Konzentrationen mit steigendem Abfluss verdünnt. Die Verdünnung mit dem Abfluss stützt die Annahme, dass Emissionen aus dem oberstromigen Bergbau für die Belastung maßgeblich sind.

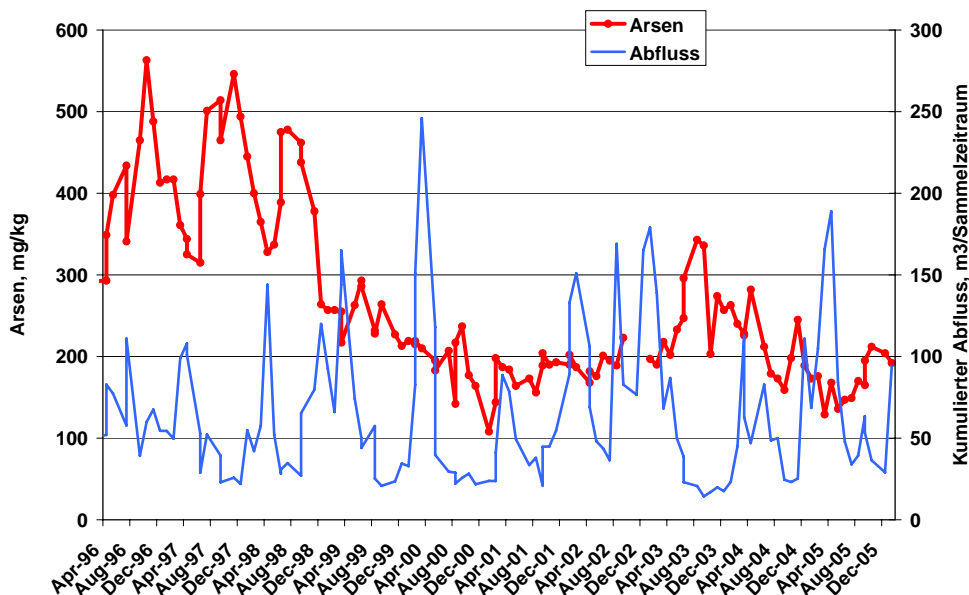


Abb. 5-59: Abflussraten und Konzentrationen von Arsen in schwebstoffbürtigem Sediment in Dessau / Mulde (Daten von der ARGE-Elbe/den Ländern z. VfG. gestellt)

Die Arsen-SPM Konzentration im Spittelwasser verhält sich teilweise entsprechend (Februar 2002, Juni 2004), teilweise gegenläufig (Oktober 2001, Juli 2003) zum Abfluss in Bad Dübren. Dies würde auf sowohl Spittelwasser-interne als auch entfernt liegende Quellen weisen, die bei verschiedenen Abflüssen unterschiedlich stark resuspendiert werden. So zeigte Abbildung 5-60 die relativ hohe

Konzentration von As in Spittelwasserschwebstoffen auf. Laut Brandt weisen die Sedimente des Spittelwassers erhöhte Gehalte an Arsen, Chrom, Cadmium und Zink auf, die vermutlich größtenteils durch Überschwemmungen der Niederung aus der Mulde eingetragen wurden (Brandt, 2003). Schwermetalle wurden allerdings auch durch die Chemieanlagen im Raum Bitterfeld-Wolfen freigesetzt, so dass ein wesentlicher Eintrag aus dieser Region ins Spittelwasser nicht auszuschließen ist (Großmann *et al.*, 2003).

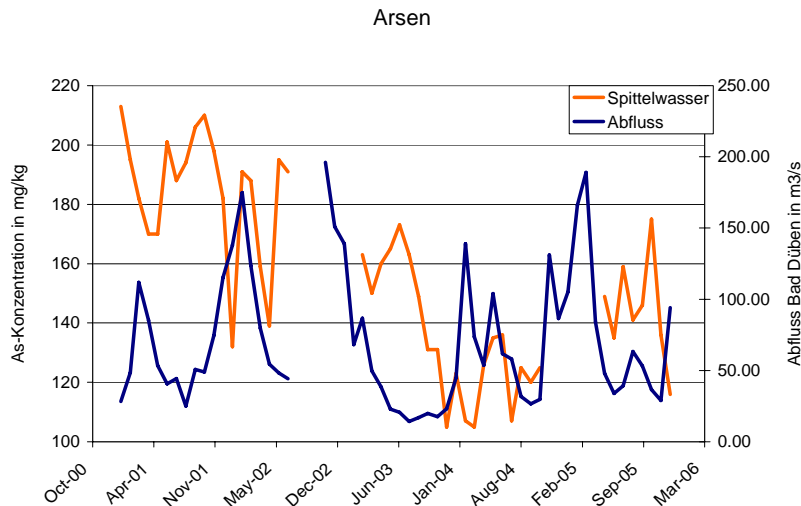


Abb. 5-60: Abflussraten und Konzentrationen von Arsen in schwebstoffbürtigem Sediment im Spittelwasser (Daten der Länder)

Cadmium und Zink

Cadmiumhaltige Erze sind fast immer mit entsprechenden Zinkerzen „verschwistert“. Daher wird Cadmium meist bei der Zinkverhüttung, in geringerem Maße bei der Blei- und Kupferverhüttung, gewonnen bzw. freigesetzt. Sind die Metallkonzentrationen hauptsächlich auf Bergbauaktivitäten zurückzuführen, zeigen Zink und Cadmium die gleichen Konzentrations-Tendenzen (Abb. 5-61)

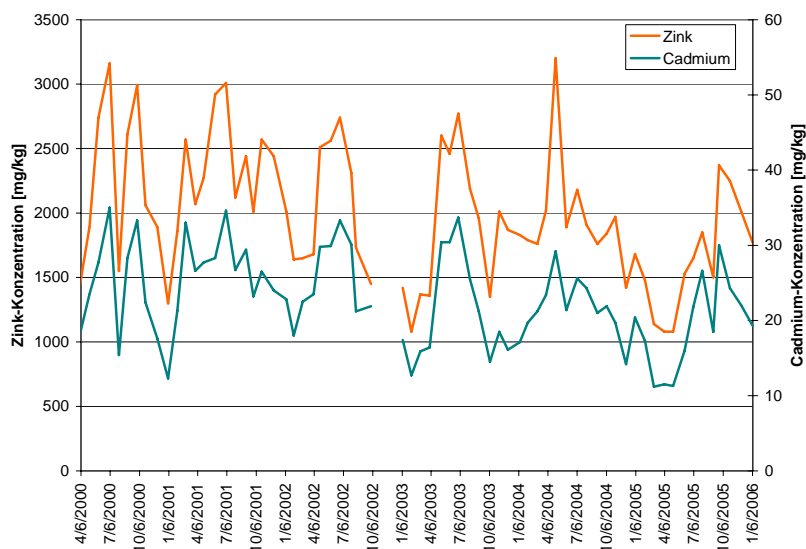


Abb. 5-61: Verlauf der Cadmium- und Zinkkonzentrationen in schwebstoffbürtigem Sediment in Dessau/Mulde von 2000 bis 2006 (Daten von der ARGE-Elbe z. Vfz. gestellt)

Bezüglich der Konzentrationen in Bad Düben, Spittelwasser und Dessau ergeben sich unterschiedliche Bilder für Cadmium und Zink: Cadmium ist im Spittelwasser nur in geringen Konzentrationen vorhanden, zeigt aber in Schwebstoffen sowohl in Bad Düben als auch in Dessau hohe Werte im suspendierten Material (Abb. 5-62). Zink auf der anderen Seite liegt in den Schwebstoffen in hohen Konzentrationen vor. Nach Brand ist in den Spittelwassersedimenten ein Maximalwert von 10 044 mg/kg gemessen worden (Brandt, 2003).

Da sich Cadmium- und Zinkkonzentrationen trotzdem sehr ähnlich und invers zum Abfluss verhalten (Abb. 5-63), kann angenommen werden, dass – ebenso wie beim Arsen – die Schadstofffracht, die über das Spittelwasser der Mulde zugetragen wird, im Vergleich zur bereits von oberstrom her transportierten Fracht wenig beiträgt.

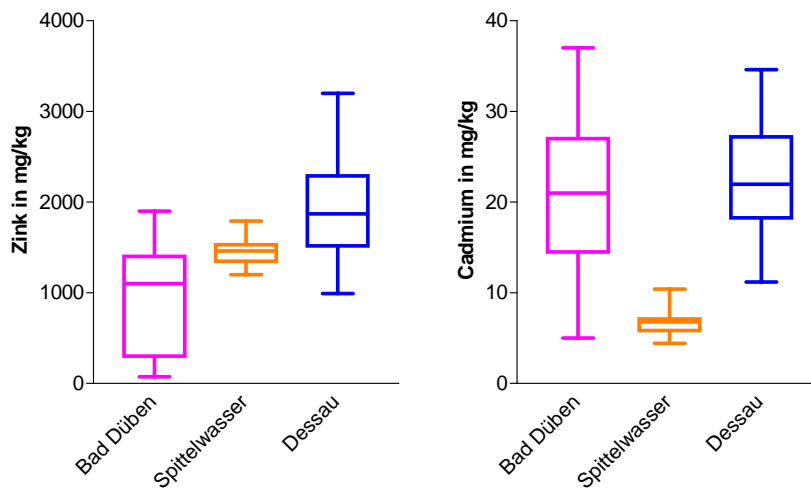


Abb. 5-62: Darstellung der Spannweiten der Zink- und Cadmium-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Düben, im Spittelwasser und in Dessau von 2000 bis 2006. (Daten der Länder Sachsen, LfUG, und Sachsen-Anhalt, LHW)

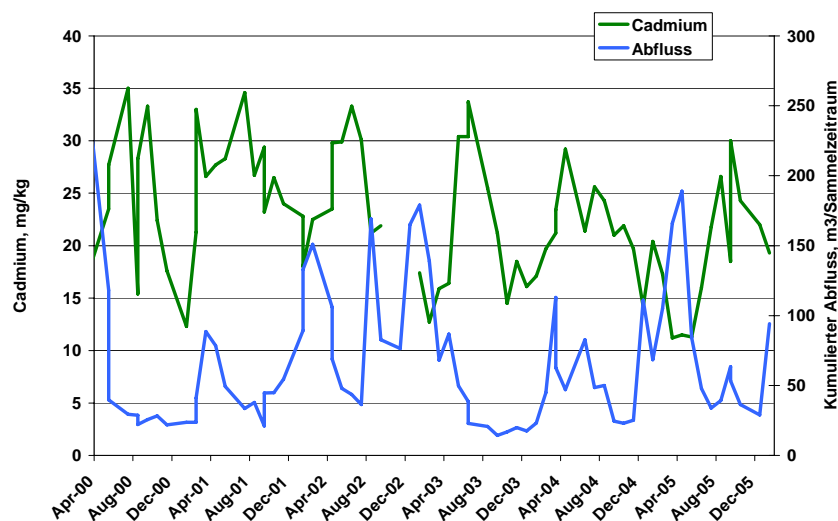


Abb. 5-63: Cadmium-Konzentration und Abflüsse in Dessau/Mulde von 2000 bis 2006

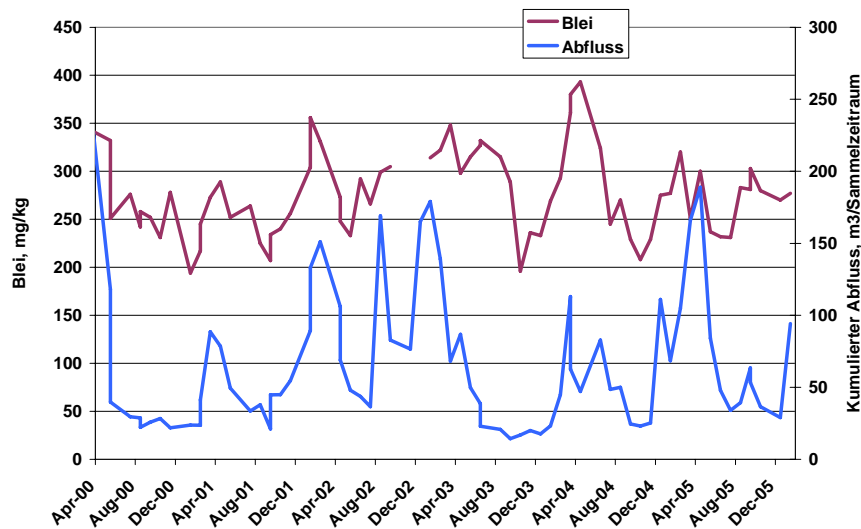
Blei

Abb. 5-64: Blei-Konzentration und Abflüsse in Dessau/Mulde von 2000 bis 2006

Das Abfluss-Konzentrationsverhalten von Blei unterscheidet sich insofern von den anderen Schwermetallen und Arsen, als die Konzentrationen in Dessau tendenziell mit dem Abfluss ansteigen (Abb. 5-64). Dies würde für eine räumlich relative nahe Quelle sprechen, die bei erhöhten Abflüssen verstärkt resuspendiert wird. Es wird sich dabei nicht um eine Resuspendierung aus Spittelwassersedimenten handeln, da deren Kontamination mit Blei relativ gering ist (Abb. 5-65, siehe auch Brandt, 2003).

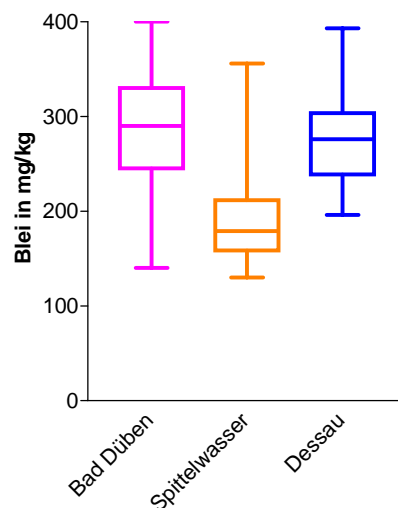


Abb. 5-65 Darstellung der Spannweiten der Blei-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Dübener, im Spittelwasser und in Dessau von 2000 bis 2006. (Daten der Länder Sachsen, LfUG, und Sachsen-Anhalt, LHW)

Möglicherweise kommen für Blei kontaminierte Sedimente in stärkerem Maße als für Cadmium und Zink in Betracht. Dafür spricht, dass Greif et al. bei der Frachtbilanzierung im Bereich Muldenhütten für Cadmium und Zink plausible Ergebnisse aus der Summe von schwebstoffgebundener und gelöster Fracht erzielten, während die Bleieinleitungen die gemessenen Frachten wesentlich überschritten. Möglicherweise ist hier eine Festlegung im Sediment und eine Resuspendierung hauptsächlich bei erhöhten Abflussgeschwindigkeiten die Erklärung für die gezeigte Abfluss-Konzentrationsbeziehung. In dem Falle wären Sedimente als sekundäre Schadstoffquelle für Blei in der Mulde anzusehen.

Tributylzinn (TBT)

Für TBT ist keine Priorität für die Mulde ermittelt worden. Durch eine bisher noch mit großen Unsicherheiten verbundene Analytik der feststoffgebundenen Organozinnkonzentrationen sind die bisher erhobenen Daten aus Saale und Mulde beschränkt aussagekräftig. Da aber ein früherer Standort eines Produktionsbetriebes für TBT im Muldeinzugsgebiet bekannt ist, wird TBT hier ebenfalls betrachtet.

TBT-Daten liegen für Bad Dübener nur in geringer Zahl vor. Obwohl der abgeleitete Grenzwert der WRRL und der EAC2-Wert nicht erreicht werden, sind die Konzentrationen angesichts derer in Dessau und im Spittelwasser vernachlässigbar gering, wenn Maßnahmen für das Einzugsgebiet geplant werden sollen.

Wie die in Abb. 5-66 dargestellten Daten zeigen, liegt die höchste Konzentration in den Schwebstoffen aus dem Spittelwasser vor, die Werte von 5410 µg Organozinn/kg erreichen. Die Werte bei Dessau sind deutlich niedriger. TBT wurde früher im Rahmen von Produktionsprozessen in Bitterfeld eingetragen. Als Ursache für die Belastung der Schwebstoffe kommen damit resuspendierte Altsedimente in Frage.

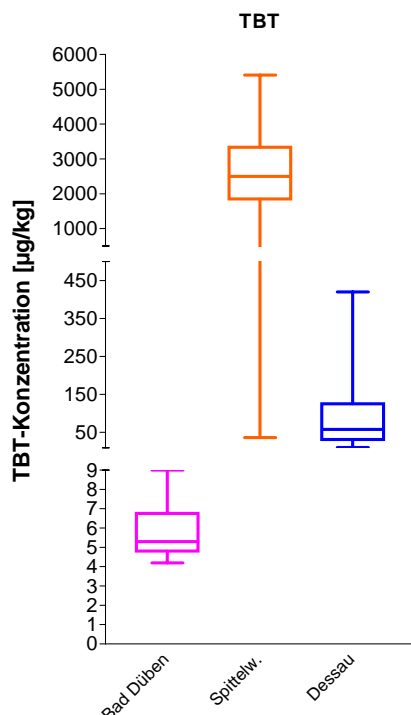


Abb. 5-66: Darstellung der Spannweiten der TBT-Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) in Bad Dübener, im Spittelwasser und in Dessau von 2000 bis 2006 (Daten der Länder Sachsen, LfUG, und Sachsen-Anhalt, LHW)

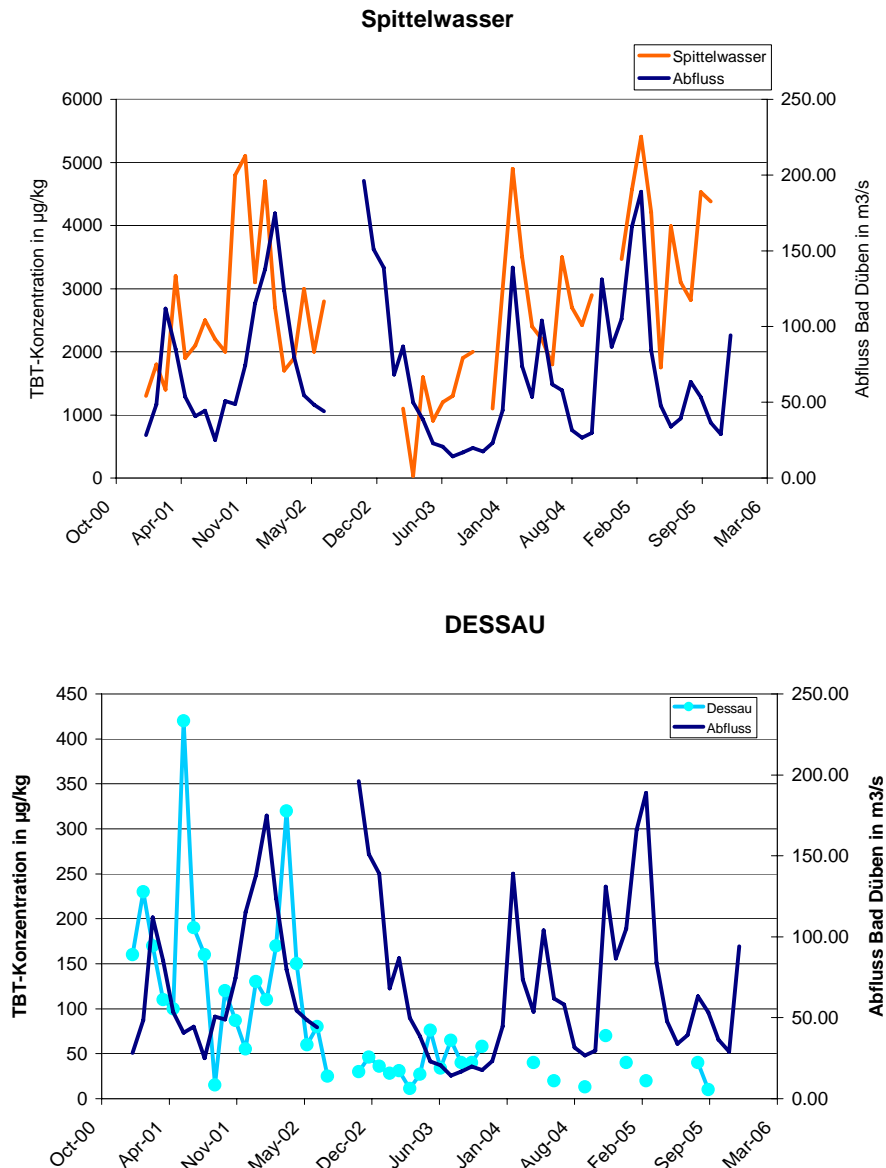


Abb. 5-67: Abflussraten und Konzentrationen von TBT in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) im Spittelwasser (oben) und in der Mulde (unten) (Daten der Länder)

Die TBT-Konzentrationen steigen im Spittelwasser mit den Abflüssen an (Abb. 5-66). Peaks im Spittelwasser sind nur sehr bedingt in den Schwebstoffproben in Dessau wieder zu finden (Abb. 5-67). Auch zeigt sich hier ein deutlicher Rückgang in der Schwebstoffbeladung seit 2002, der bei den Spittelwasserproben nicht sichtbar ist. Der TBT-Transport scheint sich also anders zu verhalten als der anderer Schadstoffe. Zu untersuchen wäre hier, in welcher Form TBT im Spittelwasser vorliegt. Da anzunehmen ist, dass es aus dem Produktionsprozess stammt, ist ein partikuläres Vorkommen in Form von Farbpartikeln nicht zu erwarten. TBT ist jedoch mit einem log Kow von 3,19 bis 3,84 zu einem nicht unerheblichen Anteil wasserlöslich und kann unter aeroben Bedingungen innerhalb von 1 bis 3 Monaten abgebaut werden¹⁹. Entsprechend können sowohl Lösungs- als auch Abbauprozesse zur Verminderung der TBT-Konzentration in Dessau beitragen.

¹⁹ UNEP Chemicals, Regional Reports of the Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances Program (2002). Available from: <http://www.chem.unep.ch/pts>



Der Abbau von TBT unter anaeroben Bedingungen verläuft sehr viel langsamer (im Zeitraum von Jahren). Ein Vorliegen von TBT in anaeroben Sedimenten in der Spittelwasserregion würde die gleichbleibende Konzentration innerhalb des betrachteten Zeitraumes erklären. Abbauprozesse setzen vermutlich ein, sobald TBT-haltiges Material suspendiert und aeroben Bedingungen ausgesetzt wird.

5.3.1.4 Zusammenfassende Darstellung der Areas of Risk im Muldeinzugsgebiet:

Erläuterung zu Tabelle 5-21:

Als Hinweis darauf, dass von einem Gebiet ein Risiko ausgehen kann, werden in der folgenden Tabelle die in diesem Kapitel diskutierten Informationen zu „Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen“, „partikelgebundenen Schadstofffrachten“, „Sedimentkontaminationen“, „Konzentrations-Abflussbeziehungen an der Mündung“, sowie zu potenziellen historischen Einleitungen (bekannt: ja; nicht bekannt: -) zusammengefasst. Je nach der Aussagekraft der Information (z.B. Schadstoffkonzentration im potenziellen Risikogebiet im Vergleich zu anderen Messstellen) wird sie differenziert in

deutlich: +++; erkennbar: ++; möglicherweise: +.

Bei den Konzentrations-/Abflussbeziehungen wird zwischen einer Schadstoffkonzentration, die bei erhöhtem Abfluss abnimmt () und einer Schadstoffkonzentration, die mit dem Abfluss ansteigt () unterschieden, wodurch Rückschlüsse auf die Lage der Sekundärkontamination gewonnen werden kann (siehe Seite 150).

Die zugrunde liegende Datenbasis wird jeweils unterschieden in

Gut: +; ausreichend: +/-; schwach: -

Als „gute Datengrundlage“ wird hier definiert, wenn die Detailinformation auf der Basis mindestens 6 Mal jährlich erhobener Schwebstoff-, Sediment- oder Frachtdaten getroffen wurde. Eine „ausreichende Datenbasis“ gründet sich auf mehrfache Probenahmen pro Jahr (aber weniger als 6), eine „schwache Datengrundlage“ besteht bei Einzeldaten, die z.B. jährlich erhoben werden.





Einem Gebiet wird **mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Risiko** (**Rote Markierung**) zugeordnet, wenn

- a) deutlich erhöhte Werte (Schwebstoffbelastung, Schadstofffrachten) dafür sprechen, dass ein Risiko aus einem Gebiet herrührt, und die Datenbasis gut ist
- b) wenn mehrere Indizien darauf hindeuten, dass es sich um ein Risikogebiet handelt, und potenzielle (historische) Ursachen bekannt sind, die die Kontamination plausibel machen, auch wenn die Datenbasis als schwach gilt.

Einem Gebiet wird **ein mögliches Risiko** zugeordnet (**orange Markierung**), wenn es nur einzelne Hinweise auf eine Kontamination, die von diesem Areal ausgeht, gibt, und insbesondere, wenn keine historische Quelle bekannt ist, die zu dieser Verunreinigung geführt haben könnte. In diesem Fall ist die Frage, ob es sich um ein Risikogebiet handelt, durch weitere Untersuchungen zu klären.

Ein Risiko kann nicht belegt werden (**graue Markierung**), wenn nur es nur ein einziges Indiz für ein Gebiet bei unsicherer Datenlage gibt.

Tab. 5-21: Bewertung der Wahrscheinlichkeit für Risikogebiete im Muldeinzugsgebiet





Schadstoff	Revelanz (nach Kapitel 5.2)	Potenzielle Risikogebiete	Schwebstoff- belastung	Datengrundlage	Schwebstofffracht	Datengrundlage	Sedimentkontam.	Datengrundlage	Konzentrations/Durchflussbeziehung an der Mündung	Ausprägung ²⁰	Primäre Quelle bekannt?	Schlussfolgerung
β-HCH	>5	Spittelwasser/ Schachtgraben	+++	+			+++	+/-		+++	ja	
Dioxine	>5	Spittelwasser-EG	+++	+/-	+++	-					ja	
		stromaufwärts von Jeßnitz	+	-	+	+					ja	
α-HCH	3-5	Spittelwasser/ Schachtgraben	+++	+			+++	+/-		+++	ja	
γ-HCH	3-5	Spittelwasser/ Schachtgraben	+++	+/-						++	ja	²¹
DDX	3-5	Spittelwasser	+++	+						++	ja	²
As	3-5	Freiberger Mulde / Muldehütten bei Freiberg	+++	+			+++ (Muldehütten bei Freiberg!)	+ ²²	Nicht deutlich		ja	²³

²⁰ deutlich (+++), erkennbar (++) , möglicherweise (+)

²¹ Lokalisierung des Schadstoffdepots notwendig

²² Klemm et al, 2005; Kauk, Präsentation UBA

²³ Hier kommt möglicherweise noch eine andere Quelle in Betracht

Schadstoff	Relevanz (nach Kapitel 5.2)	Potenzielle Risikogebiete	Schwebstoff- belastung	Datengrundlage	Schwebstofffracht	Datengrundlage	Sedimentkontam.	Datengrundlage	Konzentrations/Durchflussbeziehung an der Mündung	Ausprägung ²⁴	Primäre Quelle bekannt?	Schlussfolgerung
Cd	2	Freiberger Mulde (und Zwickauer Mulde)	+++	+			+++ (Hilbersdorf)	+ ²⁵		+++	ja	
Pb ²⁶	2	Freiberger Mulde (und Zwickauer Mulde),	++ (Bad Düben)	+			+++	+ ⁶			ja	
		Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Freiberger Mulde	++ (Bad Düben)	+			+++	+ ⁶		++	ja	
Zn ⁷	2	Freiberger Mulde (und Zwickauer Mulde)	++ (Bad Düben)	+			+++	+ ⁶		+++	ja	
TBT	-	Spittelwasser-EG	+++	+/-						+++	ja	

²⁴ deutlich (+++), erkennbar (++) , möglicherweise (+)

²⁵ Klemm et al, 2005; Kauk, Präsentation UBA

²⁶ Lokalisierung des Schadstoffdepots notwendig

Als Risikogebiet mit hoher Wahrscheinlichkeit wurde das Einzugsgebiet des Spittelwassers für α - und β -HCH, für Dioxine und für TBT identifiziert, wobei bei den HCHs die vorliegenden Daten den Schachtgraben als Kontaminationsschwerpunkt ausweisen.

Bei γ -HCH und DDX liegen aus dem „möglichen Risikogebiet“ Spittelwasser keine Sedimentdaten vor. Auch sind die Konzentrations-/Abflussbeziehungen unschärfer als bei den anderen Schadstoffen. Hier sollten weitere Untersuchungen zeigen, ob und wo sich diese Schadstoffe konzentrieren.

Bezüglich der Schwermetalle und insbesondere Arsen erfolgt ein Risiko wahrscheinlich über die Freiburger und insbesondere bei Cadmium ebenfalls über die Zwickauer Mulde. Bei Zink und Arsen weisen Vergleiche der Schwebstoffdaten im unteren Verlauf der Mulde jedoch darauf hin, dass Einträge aus weiteren Quellen im Muldeinzugsgebiet, möglicherweise auch aufgrund einer weiträumigen Verteilung der Kontamination, zur Schwebstoffbelastung beitragen (Abb. 5-58 und 5-62).

Zusätzlich zum Bleieintrag über die Freiburger Mulde deuten u.a. die Konzentrations-/Abflussbeziehungen an, dass die kontaminierten Schwebstoffe von einer Resuspendierung von Gewässersedimenten herrühren. Die Erfassung von Schadstofffrachten würde es ermöglichen, abzuschätzen, inwiefern kontaminierte Sedimente im Gewässerbett durch Resuspension zu einem maßgeblichen Risiko für die Elbe führen.

Für Dioxin ergaben die Analysen von *quo data* (Anlage 1) bereits einen Hinweis auf eine Dioxinquelle oberhalb von Jeßnitz, die ein vom Spittelwasser zu unterscheidendes Kontaminationsmuster lieferte. Dies wurde durch die persönliche Mitteilung von Dr. Walkow bestätigt, nach der ungereinigte Abwässer aus der Industrieregion Bitterfeld über ein Rohrsystem stromaufwärts von Jeßnitz in die Mulde eingeleitet wurden. Um diese Region als mögliches Risikogebiet auszuweisen, sollten weitere Daten erhoben werden.

5.3.2 Die Saale und ihre Schadstoffe: Quecksilber, Zink, Kupfer, Blei, PCB, HCH, sowie TBT, DDX, Cadmium und Nickel

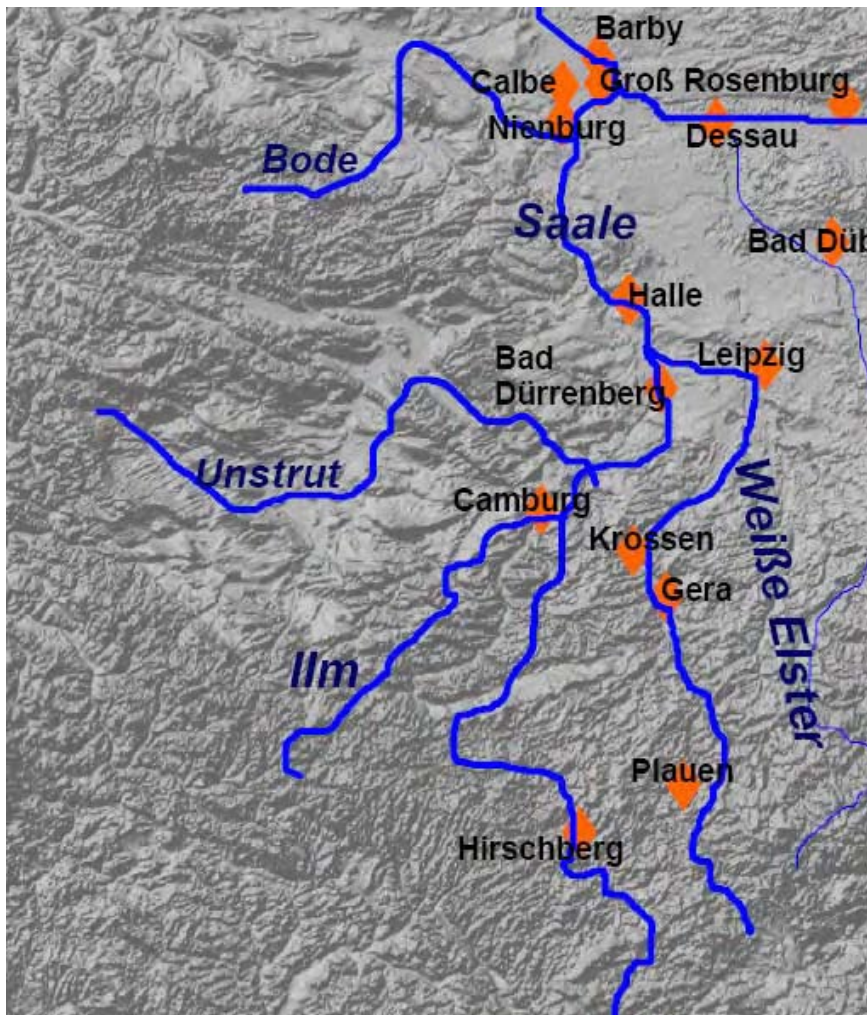


Abb. 5-68: Die Saale und ihre wichtigsten Nebenflüsse (Ausschnitt aus 5-42)

5.3.2.1 Die Schwebstoffdynamik im Einzugsgebiet der Saale (zusammengefasst aus BfG, 2003a)

Das Teileinzugsgebiet der Saale ist mit 24079 km² das zweitgrößte im Elberaum. Der Schwebstofftransport wird durch 81 Stauräume mit einem Volumen von >0,3 Mio. m³ beeinflusst.

Im thüringischen Teil der Saale bildet eine Abfolge von fünf Stauseen die „Saalekaskade“. Unter diesen Stauseen befinden sich die zwei größten Deutschlands (Bleiloch und Hohenwarte). Abbildung 5-69 (oben) zeigt einen Querschnitt durch die Saalekaskade in Längsrichtung, sowie deren Lage im thüringer Teil des Einzugsgebietes.

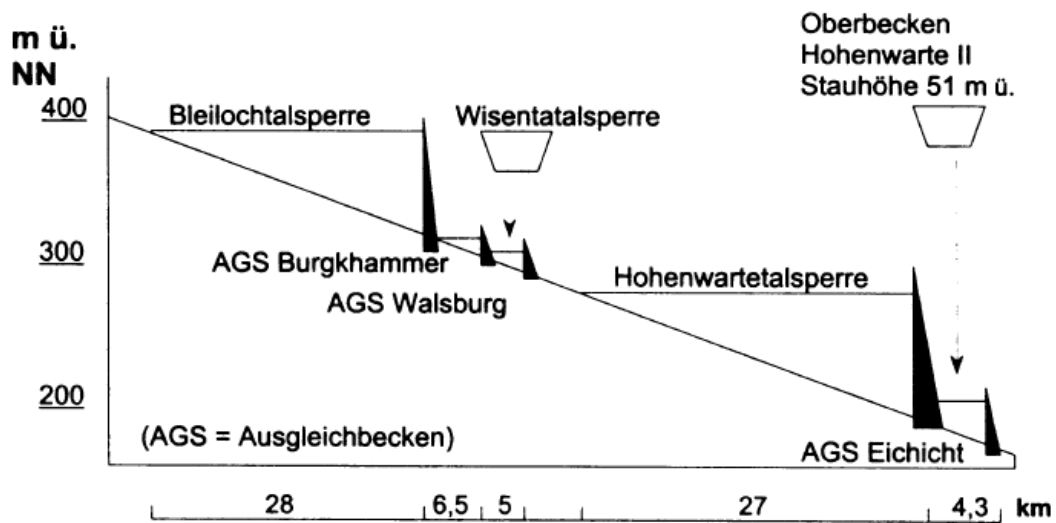


Abb. 5-69: Longitudinaler Querschnitt durch die Saalekaskade (Schubert, 2001) (oben) sowie Lage der Kaskade im Thüringer Teil des Einzugsgebiets (unten) (Kartenmaterial: Kerstin Wyrwa, TLUG)

Abbildung 5-70 stellt die Mittlere Saale da, die im Süden an den thüringer Teil angrenzt, sowie die Untere Saale bis zur Einmündung in die Elbe, mit der Lage der Staustufen und Mündungen der Nebenflüsse.

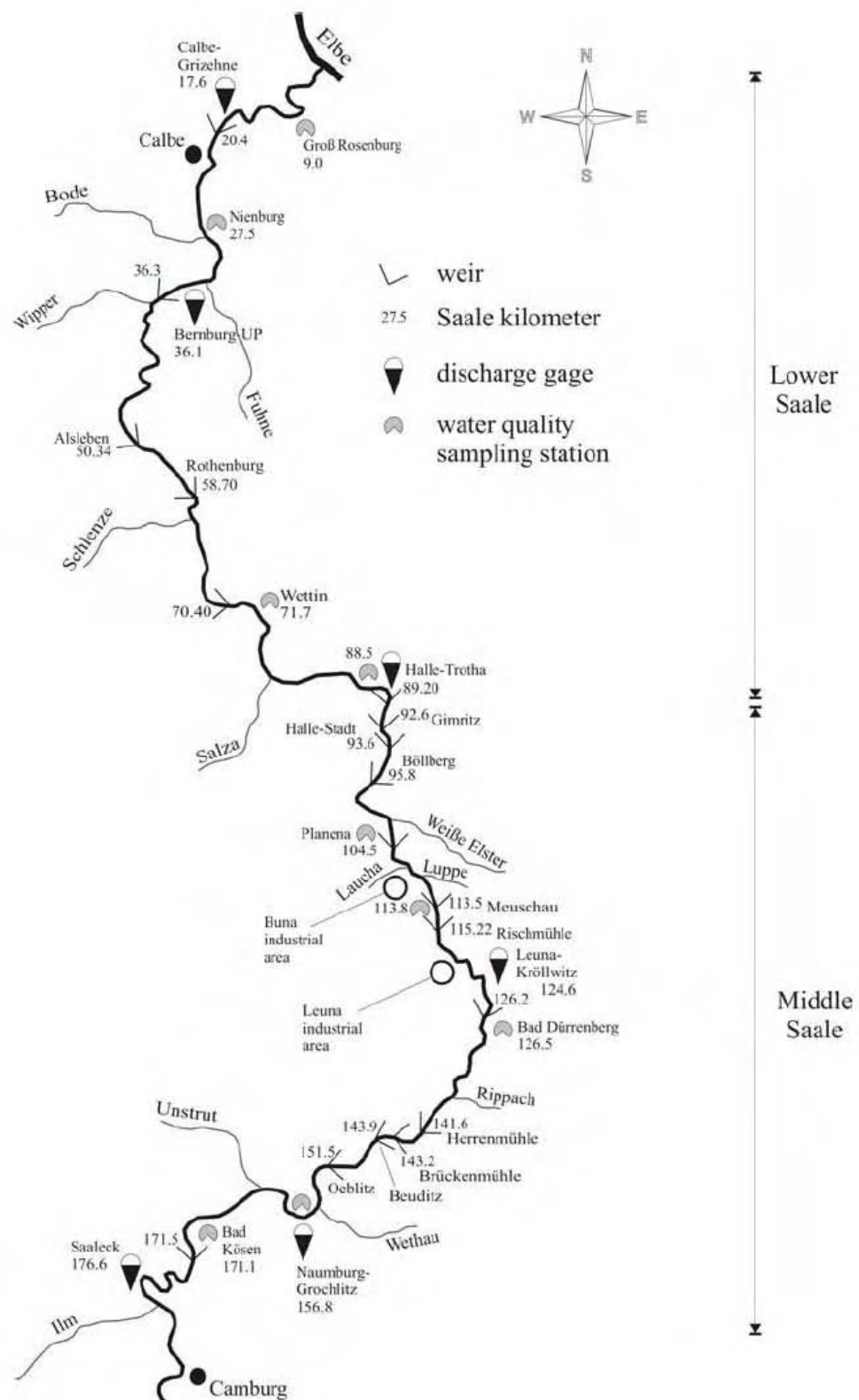


Abb. 5-70: Übersicht über die Mittlere und Untere Saale mit Lage der Wehr, Pegel und Einmündungen der Nebenflüsse (Lindenschmidt, 2006)

Neben dem direkten Einfluss auf den Sedimenttransport ermöglichen die Staustufen durch die hohe Nährstoffbelastung ein ausgeprägtes Algenwachstum, so dass im Sommer in der Regel die höheren Schwebstoffmittelwerte in der Saale auftreten. Dies ist bei den rechtsseitig einmündenden Flüssen Unstrut, Wipper und Bode anders. Sie führen der Saale insbesondere im Winterhalbjahr Schwebstoffe zu. Die Weiße Elster dagegen ist bzgl. der Höhe und dem Verlauf der Schwebstoffführung mit der Saale vergleichbar (BfG, 2003a).

In ihrem Bericht zur „Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt Elbe“ zeigen Naumann et al. die Bedeutung der verschiedenen Nebenflüsse für den Schwebstofftransport der Saale auf (BfG, 2003a). Abbildung 5-71 zeigt die prozentualen Anteile der Schwebstoffjahresfracht in der Saale bezogen auf die Messstelle Groß Rosenberg im Beobachtungszeitraum 1993 bis 1999.

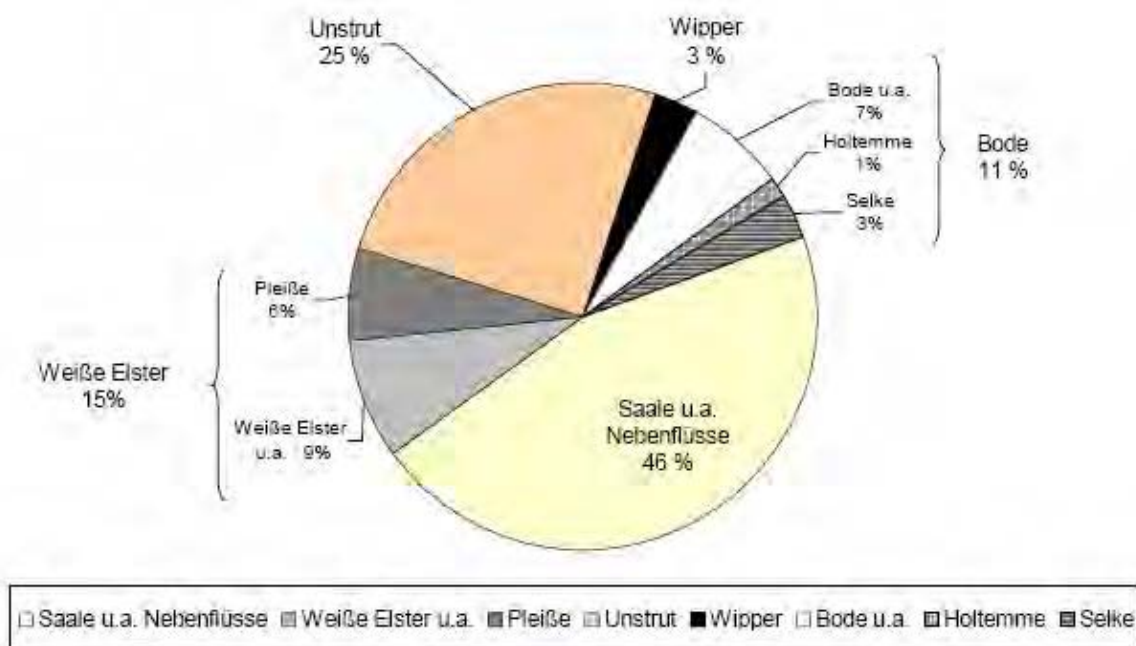


Abb. 5-71: Prozentuale Anteile der angegebenen Saalezuflüsse und der Saale selbst an der Bildung der Schwebstoffjahresfracht bezogen auf die Messstelle Groß Rosenberg in Abhängigkeit vom mittleren jährlichen Abfluss im Beobachtungszeitraum von 1993 bis 1999 (BfG, 2003)

Entlang der Saale kommt es zwischen den Messstellen Naumburg und Halle-Trotha sowie zwischen Nienburg und Groß Rosenberg durch einen Gewässerrückstau an den Wehranlagen zwischen Bad Dürrenberg und Groß Rosenberg zur Sedimentation von Schwebstoffen im Fluss.

Über die Flusslänge betrachtet und für Jahre mit geringen und mittleren Abflüssen gemittelt nimmt die Schwebstofffracht zwischen Naumburg und Groß Rosenberg um 34 bis 39 kt bzw. 62 bis 68 kt zu.

In der Unstrut sind Schwebstoffgehalte von 30 bis 50 mg/l im Zeitraum von November bis März charakteristisch. In abflussreichen Jahren kann sie bis zu 60% der Schwebstofffracht der Saale, bezogen auf die Messstelle Naumburg, ausmachen.

Die Weiße Elster zeigt eine hohe, wenn auch diskontinuierliche, Schwebstofffracht über ihren Verlauf. Sie liegt im Bereich der einmündenden Pleiße, die selbst ca. 23 mg/l mitbringt, bei ca. 20

mg/l nach der Einmündung. Vor der Einmündung in die Saale kommt es zwischen Schkeuditz und Ammendorf zu einem Rückgang der Schwebstoffkonzentration aufgrund von Ablagerungsprozessen. Wie Hanisch et al. (2005) zeigen, werden Sedimente aus dem Flussschlauch zwar remobilisiert, zu einem großen Teil jedoch auf den Retentionsflächen wieder abgelagert.

Die Wipper führt im Winter sehr viel höhere Schwebstoffkonzentrationen (Monatsmittelwerte bei Aderstedt von 40 bis 60 mg/l im Winterhalbjahr) als im Sommer (9-28 mg/l). Im Durchschnitt liegen die Schwebstoffgehalte an der Mündung in die Saale bei 5 bis 15 mg/l bei einem geringen mittleren Durchfluss von weniger als 2,4 m³/s, verglichen mit der Saale (116 m³/s). Sie spielt eine geringe Rolle im Schwebstofftransportgeschehen.

Auch die Bode führt im Winter eine signifikant höhere Schwebstofffracht (Neugattersleben: 36 mg/l im Winter, 14 mg/l im Sommer). In mittleren Abflussjahren macht die Bode 11 bis 14 kt, entsprechend 11 % der Saalemessstelle Nienburg, aus (BfG, 2003).

5.3.2.2. Die historische Belastung der Saale

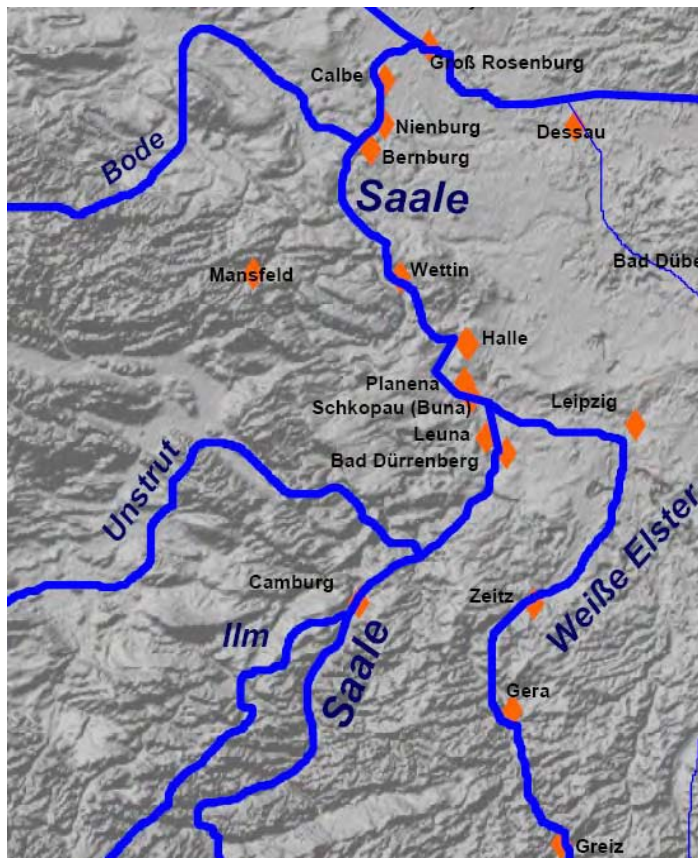


Abb. 5-72: Detailausschnitt unterer Saaleabschnitt aus der Abbildung 5-68.

Im Einzugsgebiet der Saale liegt eine Vielzahl von Industriestandorten, inklusive verschiedener als „ökologische Großprojekte“ ausgewiesener Gebiete, die großräumige Grundwasserschäden mit potenzieller Gefährdung der Oberflächengewässer aufweisen (Großmann *et al.*, 2003): die ehemaligen Buna-Werke (heute von Dow Chemicals übernommen), der Standort Leuna, das Mansfelder Land und das Hydrierwerk Zeitz. Sie werden umfangreichen Sanierungsarbeiten unterzogen, für deren Bearbeitung von behördlicher Seite das Landesamt für Altlastenfreistellung in Sachsen-Anhalt (LAF) zuständig ist (<http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=2492>).

Das Mitteldeutsche Industriegebiet an der Saale umfasst weiterhin die Ballungsräume Halle-Merseburg-Leipzig und Erfurt-Weimar-Jena, sowie eine Papierfabrik. Von den bedeutenden Nebenflüssen im Oberlauf, Ilm und Unstrut, weist die Ilm die höheren Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte (zusätzlich zu Silber, Antimon, Wolfram) auf (Zerling *et al.*, 2003). Als am stärksten kontaminierter Zufluss gilt die Weiße Elster (Zerling *et al.*, 2003). Eine Übersicht über die Einleiter und Einträge in die Weiße Elster und ihre Nebenflüsse findet sich bei Müller *et al.* (1998). Zu den wichtigsten Einleitern zählten früher Großbetriebe der Zellstoffindustrie im Raum Plauen-Greiz mit Zinkeinträgen, der Chemieindustrie südlich von Greiz mit Cadmium- und Quecksilbereinträgen, sowie der Lederindustrie in Naunhof und an der mittleren Pleiße mit Chrom- und Bor-Einträgen. Zusätzlich sind die kommunal-gewerblichen Mischeinträge der Städte von Bedeutung. Seit etwa 1991/1992 haben sich die Schadstoffeinträge stark verringert: Die Schwermetallgehalte im Sediment sind im Verlauf der Jahre 1992 bis 1997 auf 43 bis 76% des Ausgangswertes gesunken - teils durch Stilllegungen insbesondere der metallverarbeitenden, der Textil- und Zellstoffindustrie, teils durch gezielte Maßnahmen zur Verringerung der Einträge (chemische Industrie) (Müller *et al.*, 1998).

5.3.2.3 Schadstofftransporte im Saaleinzugsgebiet

Das Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie beprobt seit 1998 ca. zwei Mal im Jahr Schwebstoffe an 10 Stationen in der Thüringer Saale, mit Probennahmestellen oberhalb und unterhalb der großen Stauseen. Die Lage der Stationen ist in Abbildung 5-73 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Schadstoffe zu einem sehr unterschiedlichen Maße in den Sedimentationszonen der Stauseen zurückgehalten werden.

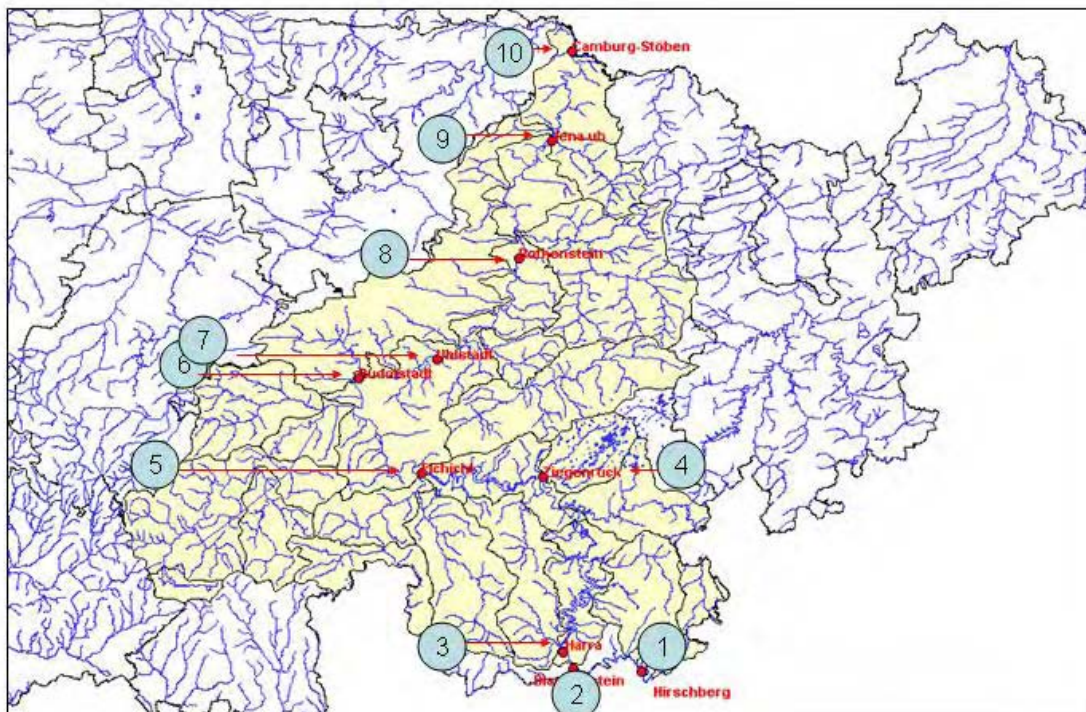


Abb. 5-73: Lage der Schwebstoffmessstellen im thüringischen Einzugsgebiet der Saale (Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie) (1- Hirschberg 2 - Blankenstein, 3 – Harra, 4 – Ziegenrück, 5 – Eichicht, 6 – Rudolfstadt, 7 – Uhlstadt, 8 – Rothenstein, 9 – unterhalb von Jena, 10 – Camburg)

Am deutlichsten ist der Rückhalt bei Chrom, das über Altlasten einer Lederfabrik bei Hirschberg in den Fluss eingetragen wird. Trotz anfänglich starker Belastung, die deutlich über der Qualitätsnorm der Wasserrahmenrichtlinie zur Einstufung des ökologischen Zustandes liegt, ist die Chrom-Konzentration des suspendierten Materials nach dem Passieren der Talsperre Hohenwarte auf unter 320 mg/kg (ARGE-Elbe Zielvorgabe für den Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften) bzw. unter 640 mg/kg (QN WRRL für den ökologischen Zustand) gesunken (Abbildung 5-74).

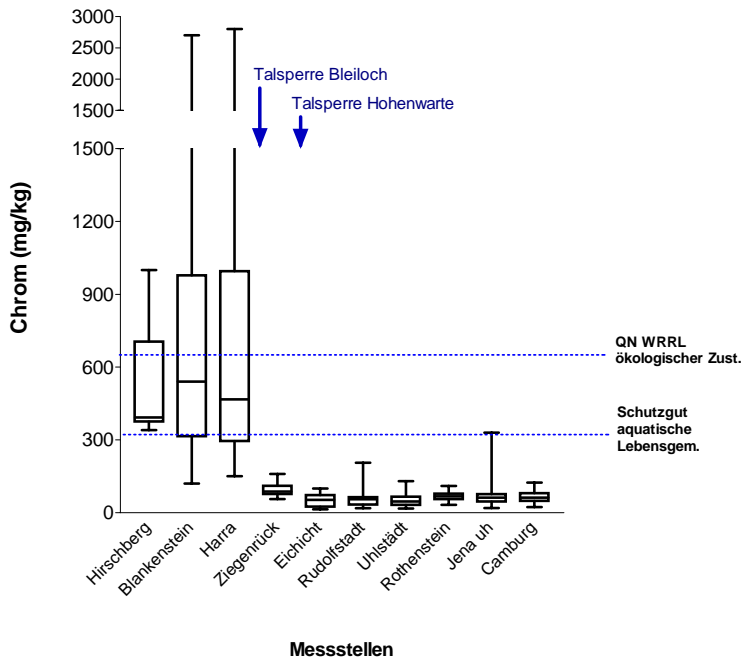


Abb. 5-74: Schwankungsbreite der Chromkonzentrationen in suspendiertem Material. Die Daten stammen aus zwei Probennahmen pro Jahr zwischen 1998 und 2006 (Daten: Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie)

Auch bei den anderen Schwermetallen Nickel, Cadmium, Blei, Zink, Quecksilber und Kupfer ist diese Tendenz zu erkennen, wenn auch nicht so ausgeprägt. Bei Cadmium und Zink liegen noch in der letzten Station in Thüringen, Camburg-Stöben, die partikulär gebundenen Schadstoffkonzentrationen über den Zielvorgaben der ARGE-Elbe (Abb. 5-75). Dies gilt teilweise auch für Kupfer.

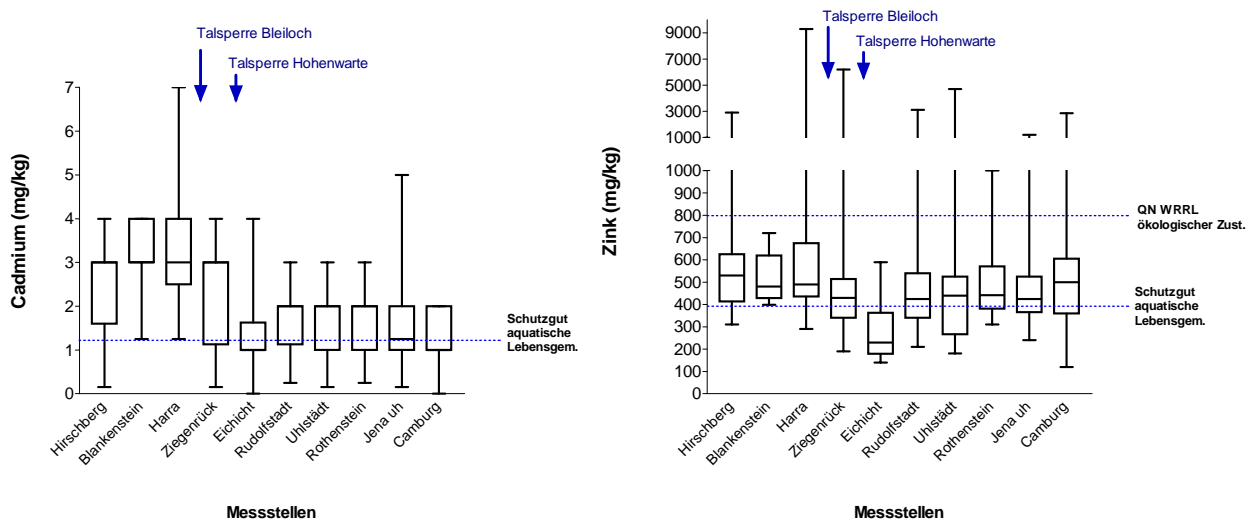


Abb. 5-75: Schwankungsbreite der Cadmium- (links) und der Zink-Konzentrationen in suspendiertem Material. Die Daten stammen aus zwei Probennahmen pro Jahr zwischen 1998 und 2006 (Daten: Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie)

Anhand der von den Ländern erhobenen Schwebstoffkonzentrationen, Schadstoffkonzentrationen an Partikeln und Abflussbestimmungen lassen sich für die Nebenflüsse Weiße Elster, Wipper und Bode (LHW, Sachsen-Anhalt), sowie für die Saalestationen Camburg-Stöben (TLUG, Thüringen), Halle-Trotha (LHW, Sachsen-Anhalt) und Calbe (ARGE-Elbe) Schadstofffrachten für die Schwermetalle berechnen. Dieses sind sehr grobe Abschätzungen, da z.B. für die Saalestationen in Sachsen-Anhalt Schwebstoffe nur in den Jahren 2004 und 2005 gemessen wurden. In Camburg liegen Datenreihen von 1995 – 2006 (Abfluss) und von 1997 bis 2005 (Schadstoffkonzentrationen im Schwebstoff) vor. Allerdings sind abfiltrierbare Stoffe und Schadstoffkonzentrationen nicht zur gleichen Zeit bestimmt worden. Zur Annäherung wurde der langjährige Median der Schwebstoffmessungen mit dem Mittelwert der Schadstoffkonzentrationen verrechnet. Da die Abflüsse und mit ihnen die Schwebstoffkonzentrationen stark schwanken können, werden in Tabelle 5-22 für Schwermetalle und Arsen zur Orientierung auch diejenigen Frachten für Camburg-Stöben angegeben, die auf der Basis der 25 und 75% Perzentile der Schwebstofffrachten berechnet wurden.

Tab. 5-22: Abschätzungen der Schadstofffrachten für Stationen in der Saale und an der Mündung der Zuflüsse (Wipper: Aderstedt; Bode: Neugattersleben, Weiße Elster (WE): Halle-Ammendorf/Burg), sowie an der Mündung der Saale (Rosenburg) in die Elbe (Date z. Vfg. gestellt von TLUG, LHW, ARGE-Elbe). Farbig markiert sind die jeweils größten Beiträge der Nebenflüsse

	Zn kg/d	Pb kg/d	Cd kg/d	Cu kg/d	Ni kg/d	Hg kg/d	As kg/d
Camburg	7.82	1.18	0.02	1.38	0.62	0.01	0.21
25 - 75 Perzentile	2.66-28.67	0.4-4.34	0.01-0.07	0.47-5.05	0.21-2.26	0-0.03	0.07-0.76
Weiße Elster	33.27	3.84	0.19	3.83	3.08	0.03	0.71
Saale in Halle Trotha	57.33	8.50	0.27	7.50	5.08	0.14	1.22
Wipper	3.12	1.01	0.02	1.45	0.20	0.00	0.08
Bode	32.32	9.69	0.14	5.95	2.71	0.03	1.24
Mündung	192.75	21.40	0.68	16.49	6.83	0.69	1.67

	Summe PCB kg/d	Naphthalin kg/d	BaP kg/d	PCDD/F mg/d
Weiße Elster	0.0022	0.0342	0.0196	0.0000
Saale bei Trotha ohne WE	0.0000	0.0007	0.0073	0.0000
Wipper	0.0000	0.0004	0.0005	0.0000
Bode	0.0016	0.0000	0.0000	7.9029
Frachtsumme	0.0038	0.0353	0.0275	7.9029
Vergleich Frachtsumme ARGE-Elbe	Summe PCB 0.0041	Naphthalin 0.0734	BaP 0.0586	PCDD/F 5.4355

Die für die Weiße Elster und die Bode ermittelten Frachten der Summe PCB₆ betragen 2,2 g/d bzw. 1,6 g/d. Die Wipper trägt keine wesentlichen Frachten an organischen Schadstoffen ein. PAKs, u.a. Naphthalin und Benzo(a)pyrene wurden über die Weiße Elster eingebracht, während die Dioxine auf die Bode verwiesen (Tab. 5-22)

Auf der Basis dieser Frachtberechnungen kommen folgende Substanz-spezifische, potenzielle Risikogebiete innerhalb des Saaleinzugsgebiets in Frage:

Potenziell verursachende Teilregion:

Weiße Elster:	Zink
	Cadmium
	Nickel
	Quecksilber
	PAK
	PCB
Bode:	Blei
	Kupfer
	Quecksilber
	Arsen
	Zink
	Cadmium
	Dioxine

Die Abbildung 5-76 zeigt für die einzelnen Schwermetalle die Differenz zwischen der Fracht in der Saalemündung und den aufsummierten Beiträgen der Saale in Camburg (Thüringen) und der Nebenflüsse Weiße Elster, Wipper und Bode (Sachsen-Anhalt). Die Differenz bei Arsen war negativ. D.h. die Frachten der Nebenflüsse und des Oberstroms übersteigen die gemessenen Werte in Saalemündung. Im Umkehrschluss bedeuten positive Werte, dass unterstromig der Zuflüsse weitere Schadstoffquellen zu suchen sind.

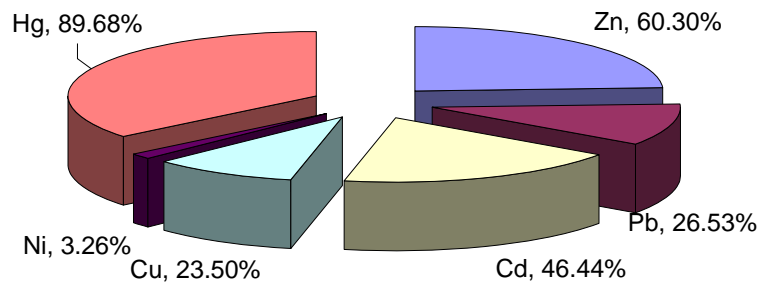


Abb. 5-76: Differenz zwischen der Summe der Frachtanteile aus den Nebenflüssen und der Saale bei Camburg-Stöben, und der Schadstofffracht im Mündungsbereich der Saale

Die Differenz der Schadstofffrachten ist neben der bereits angemerkten Unsicherheit der Datenlage vermutlich auf folgende Aspekte zurückzuführen:

1) Der Zufluss der Unstrut und anderer Nebenflüsse konnte nicht erfasst werden, da keine Schwebstoffmessungen vorliegen. Die Unstrut weist nach Analysen von Hanisch et al (2005) allerdings nur eine geringe Schwermetallbelastung auf. Die Sedimente der Ilm gelten als deutlich kontaminierter (W, Hg, Cd, Pb), vermutlich aufgrund früherer Glasindustrie. Der Einfluss der Ilm ist hier aufgrund der Datenlage nicht zu quantifizieren.

2) In der Saale kommt es vermutlich aufgrund der zahlreichen Staustufen zu einer verstärkten Resuspension von Sedimenten bei erhöhten Abflussraten. Über den Hauptfluss der Saale betrachtet zeigen Hanisch et al. (Hanisch *et al.*, 2005), dass eine Verbesserung der Belastungssituation durch Schwermetalle in der Saale in den 90er Jahren (mit Ausnahme von Chrom und bedingt von Quecksilber) im Sediment nicht zu erkennen ist. Die Sedimentbelastung innerhalb des Hauptflusses nimmt dabei vom Oberlauf bis zum Unterlauf deutlich zu, was auf eine flussabwärts gerichtete Verlagerung des Sedimentes zurückgeführt wird.

Für die Untersuchung der lokalen Quellen innerhalb der Saale müssen entsprechend sowohl der Beitrag aus den Nebenflüssen als auch die Resuspension von Sedimenten in Betracht gezogen werden, die sich im Hauptfluss ereignet. So zum Beispiel im Fall von Hochwasserereignissen aus den Schwebstoffen, die sich auf den Strecken Naumburg - Halle-Trotha (bzw. Bad Dürrenberg-Halle Trotha) sowie Nienburg - Groß Rosenberg aufgrund des Wehr-Rückstaus potenziell ablagern (siehe oben).

Besonders hoch sind in Abbildung 5-76 die Differenzen bei den Schadstofffrachten von Quecksilber, Zink und Cadmium. Besonders niedrig sind die von Nickel (3.3 %) und Arsen (-35 %). Bei diesen beiden Elementen ergibt die Addition dessen, was über Camburg-Stöben eingetragen wird, und der erfassten Nebenflüsse eine höhere Fracht als sie schließlich in der Saalemündung gemessen wird. Sowohl Arsen als auch Nickel werden zu einem erheblichen Anteil gelöst transportiert. Arsen wird bereits bei schwach reduzierten Bedingungen freigesetzt. Partikelgebundenes Arsen ist hauptsächlich an Eisen- oder Aluminiumhydroxide adsorbiert oder/ und an Tonminerale gebunden und wird in dieser Form im Sediment abgelagert. Bei Auftreten anaerober Verhältnisse lösen sich die arsenhaltigen Eisen(hydr)oxidpartikel. Auch mikrobielle Prozesse tragen zur Remobilisierung von Arsen aus Sedimenten bei, möglicherweise durch Reduktion von As(V) zu As(III) (Zobrist *et al.*, 2000). Die relativ hohe Mobilität des Nickels wird dagegen kaum von Redox-Bedingungen beeinflusst.

Diese Prozesse führen vermutlich dazu, dass Ni und As aus den Sedimenten remobilisiert und nicht mehr als partikuläre Fracht erfasst werden. Bei Zink, Cadmium und Quecksilber besteht dagegen eine höhere Partikel-Bindung (Abb. 5-77).

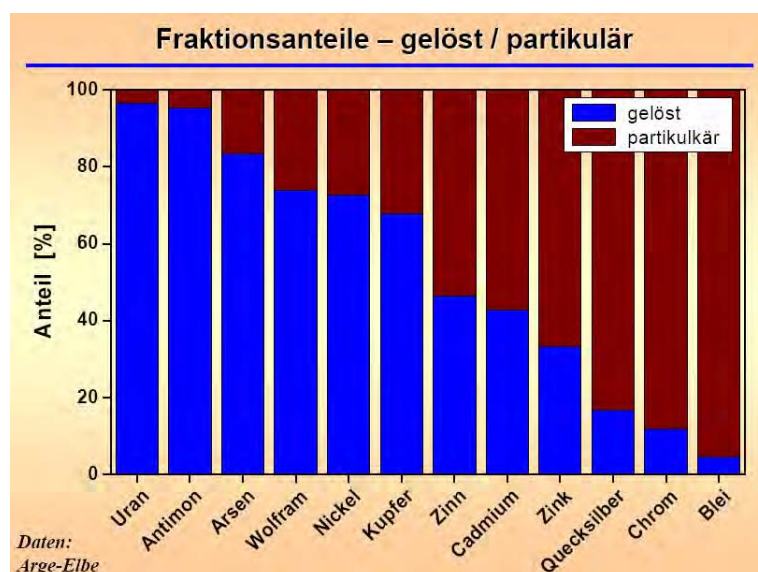


Abb. 5-77: Generische Darstellung der Partitionierung verschiedener Metalle zwischen gelöster und partikulärer Phase (Daten ARGE-Elbe, Graphik: René Schwartz)

Es muss jedoch angemerkt werden, dass Wechselwirkungen mit nicht erfassten Einträgen anderer Quellen, z. B. aus Salza und Schlenze (gelöst eingetragene, versalzete Grubenwässer des ehemaligen Mansfelder Kupferschieferbergbaus) Mobilität und Transport der Schadstoffe beeinflussen könnten.

Aus Tabelle 5-22 geht hervor, dass die Saale schon bei Halle Trotha eine hohe Schadstofffracht trägt.

Abb. 5-78 zeigt die Sedimentkonzentrationen von Schwermetallen und Arsen relativ zu einem Richtwert, hier exemplarisch zur ARGE-Elbe Zielvorgabe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften. Die Konzentrationen bis einschließlich Bad Dürrenberg bleiben unter dem Richtwert. Bei Planena werden die Zielwerte durch Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink erstmals überschritten. Für Cadmium und Quecksilber ist bei Wettin vermutlich aufgrund von Verdünnungs- und Ablagerungsprozessen bei der Passage durch Halle ein Rückgang der Konzentrationen zu verzeichnen, die dann in Bernburg ihren höchsten Wert erreichen. Das Sediment kann als extrem belastet im Hinblick auf sowohl Cadmium als auch Quecksilber angesehen werden.

Daten, die zu den DDX-Schadstoffen und PCBs für diese Sedimente vorlagen, zeigten keine Überschreitungen.

Geht man davon aus, dass Sedimente als „Gedächtnis einer Industrieregion“ auch die historische Belastung widerspiegeln und gleichsam dem Sedimentations-Resuspensionszyklus unterliegen, so lässt sich die näher zu betrachtende Region auf den Saale-Hauptstrom unterhalb von Bad Dürrenberg und die Zuflüsse von Weißer Elster und Bode eingrenzen. Es wurde gezeigt, dass der Beitrag der Thüringer Saale eher als gering anzusehen ist. Die Fragen nach einer Belastung der Schwebstoffe aus der Unstrut mit organischen Substanzen und nach dem Einfluss der Ilm müssen hier aber offen bleiben.

Die Wipper wird in dieser Analyse aufgrund ihrer geringen Schwebstofffracht nicht weiter betrachtet, da sie trotz hoher Konzentrationen an Blei, Cadmium und Kupfer nur in geringem Maße zur Gesamtfracht der Saale beiträgt (Daten Sachsen-Anhalt, LHW).

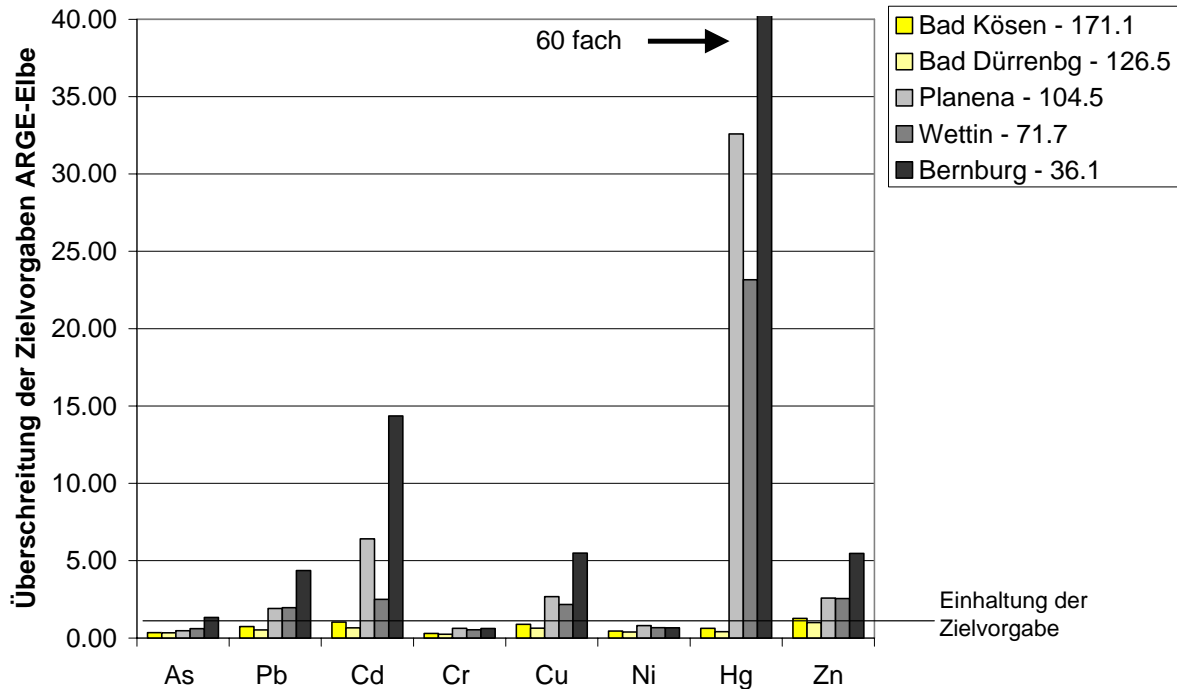


Abb 5-78: Arsen- und Schwermetallgehalte von Sedimenten im Saalehauptstrom. Dargestellt sind Mittelwerte von Daten zwischen 1998 und 2004 in ihrer Überschreitung der ARGE-Elbe Zielvorgabe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften. Zur Lage der Messstellen im Saaleinzugsgebiet, siehe Abbildung 5-70 (Daten z. Vfg. gestellt von LHW, Sachsen-Anhalt)

Daten zur Sedimentbelastung der Saale wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) zur Verfügung gestellt. Die hier dargestellten Daten gehen auf Beprobungen zurück, die einmal jährlich von 1998 bis 2004 an folgenden Messstellen durchgeführt wurden, um folgende Auswirkungen auf die Gewässerbeschaffenheit der Saale zu ermitteln:

- Bad Kösen: Die Messstelle befindet sich an der oberstromigen Grenze von Sachsen-Anhalt;
- Bad Dürrenberg: Bewertung der Auswirkungen der Flutungswasserentnahme Geiseltal, des Industriestandortes Leuna und der Kläranlagen Weißenfels und Wengelsdorf;
- Planena: Bewertung der Auswirkung der Bunawerke, sowie der Nebenflüsse Laucha und Luppe;
- Wettin: Bewertung der Auswirkungen der Kläranlagen Halle-Nord und Pfützthal und der Einmündung der Salza;
- Bernburg: Die Messstelle Bernburg erfasst den Ausstrom der Wipper und Schlenze;
- Calbe: Calbe liegt unterhalb des Zuflusses der Bode;
- Groß Rosenburg: Die Messstelle befindet sich am Gebietsauslass des Koordinierungsraumes Saale.

Quellen am Hauptstrom Saale

Im Europäischen Schadstoffemissionsregister (EPER) sind 2004 im Gebiet des Hauptstroms der Saale vier chemische Industrien verzeichnet, die Schadstoffe von Relevanz für diese Studie in Konzentrationen über den meldepflichtigen Schwellenwerten einleiten.

Um eine Orientierung zu ermöglichen, welchen Anteil diese Direkteinleitungen an der schwebstoffgebundenen Jahresfracht an der Saalemündung ausmachen würden, sind diese rein rechnerisch in Tabelle 5-24 angegeben. Hierbei muss bedacht werden, dass die Einleitungen in gelöster Form erfolgen und insbesondere Nickel auch zu einem großen Teil in dieser Form weitertransportiert wird. Die Einleitungen insbesondere von Cadmium, Zink, Blei und Quecksilber, die alle stark an Partikel binden, könnten im Längsschnitt des Flussverlaufs ein Signal in Form einer Konzentrationserhöhung geben.

Tab. 5-23: Rechnerischer Anteil der industriellen Einleitungen an der Jahresfracht ausgesuchter Schwermetalle im Jahr 2001

Schadstoff	Partikelgebundene Jahresfracht 2001 in kg/a in Rosenberg	Rechnerischer Anteil der dem EPER gemeldeten industriellen Einleitungen 2001 in %
Zn	94000	16,8
Ni	4100	15,6
Cd	450	10,7
Cr	7800	14,3
Cu	9900	4
Pb	11000	2,4
Hg	380	2,4

Partikelgebundene Schadstoffkonzentrationen und –frachten in der Saale

Um Rückschlüsse auf *Areas of Risk* im Saalestrom zu gewinnen, werden sowohl Sedimentkonzentrationen im Hauptstrom der Saale als auch Konzentrations-Abflussbeziehungen in Groß Rosenberg herangezogen. Die Sedimentdaten können Auskunft geben über potentielle Schadstoffdepots und eine mögliche Verlagerung flussabwärts. Die Konzentrations-Abfluss-Vergleiche sollen wie oben beschrieben Anhaltspunkte dazu liefern, ob es sich um eine nahegelegene Quelle handelt, die nur bei höheren Abflussbedingungen angegriffen wird (erhöhte Konzentrationen mit dem Abfluss) oder ob Verdünnungsprozesse auf stromaufwärts gelegenen und möglicherweise konstante, abflussunabhängige Emissionen hindeuten (verringerte Konzentrationen mit dem Abfluss). Im Falle der Saale und unter Berücksichtigung der bei Niedrigwasser auftretenden Schwebstoffkonzentrationen, die teilweise den Sedimentkonzentrationen in Bernburg nahe kommen, ist noch eine andere Möglichkeit zu berücksichtigen, die zur hohen Schadstoffkonzentration in Niedrigwasserzeiten führen kann: Die Resuspension von Sedimenten durch Schifffahrt, die insbesondere in Zeiten geringer Wasserführung auftritt. In diesem Fall ist die inverse Beziehung zwischen Abfluss und Konzentration nicht mehr Indikator für eine entfernt liegende Quelle anzusehen sondern für im seichten Gewässer liegendes Material, das durch auftretende Turbulenzen, z.B. in Folge von Schiffsbewegungen, transportiert wird. Während der Hochwasserereignisse sind die Schadstoffkonzentrationen dann ein Ergebnis verschiedener, teilweise gegenläufiger Prozesse wie der höheren Verdünnung durch größere Abflussmengen, der geringeren Resuspendierung bei Schifffahrt und dem erhöhten Eintrag suspendierten, nicht – oder geringer kontaminierten Materials von oberstrom.

Quecksilber, Zink, Cadmium, Blei und Kupfer

Bei Betrachtung der Längsprofile der Sedimentbelastung dieser Metalle zeigt sich ein Anstieg der Schadstoffkonzentrationen bei Planena, der am deutlichsten bei Quecksilber ausgeprägt ist (Abb. 5-79, 5-80).

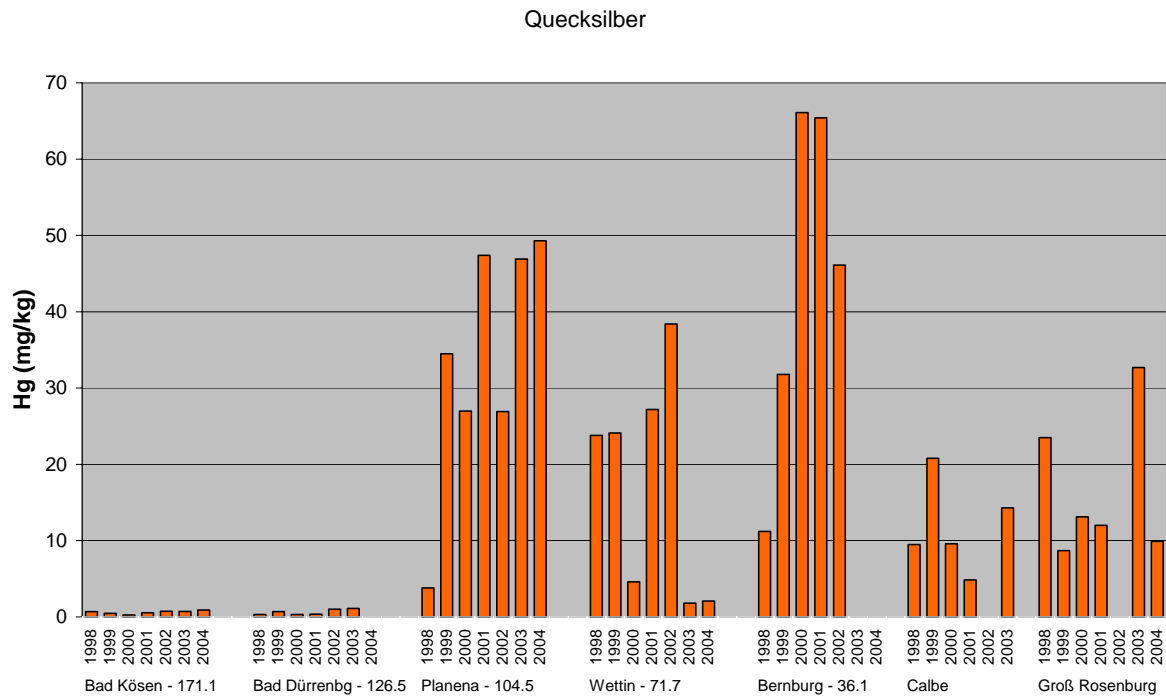
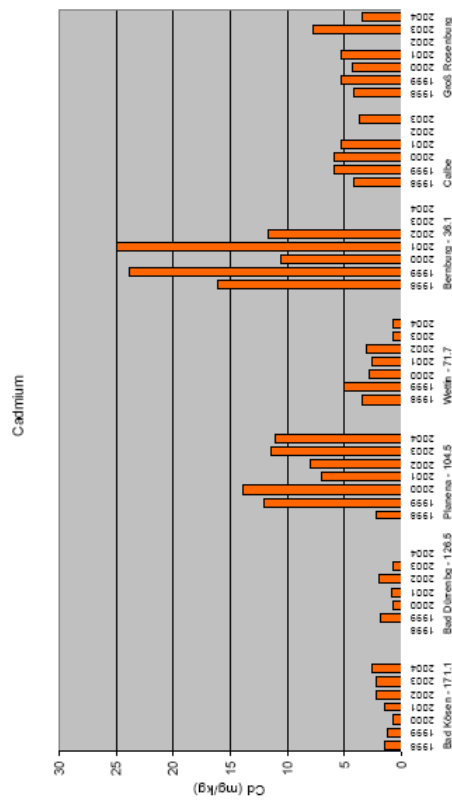
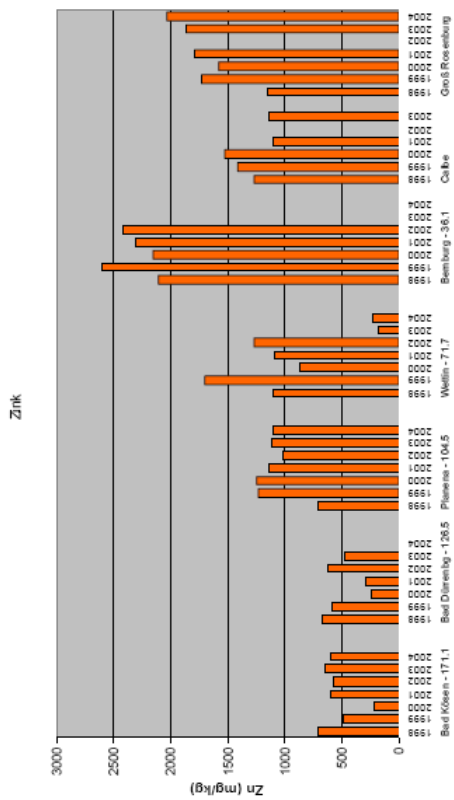
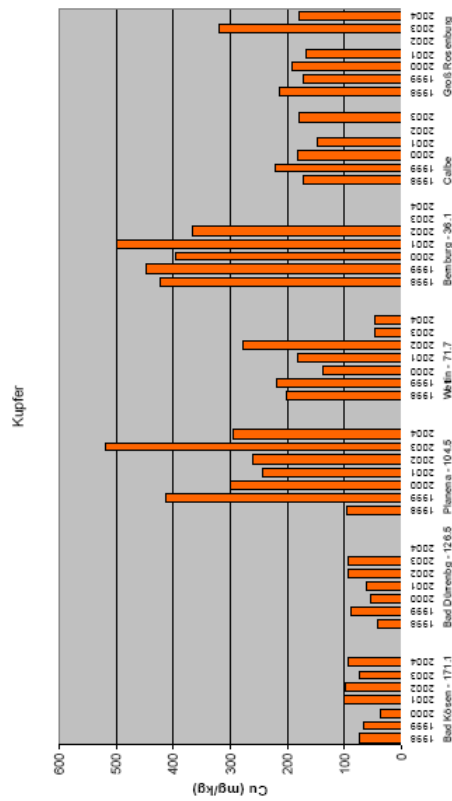
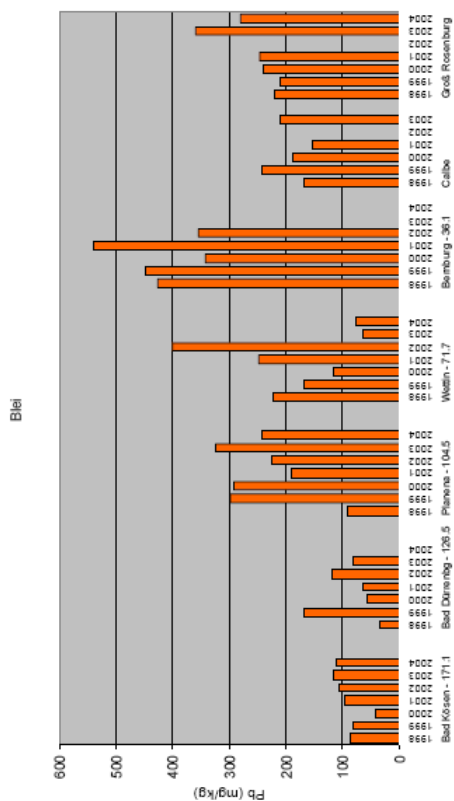


Abb. 5-79: Quecksilberkonzentrationen in Sedimenten der Saale in den Jahren von 1998 bis 2004 (Daten z. Vfg. gestellt von LHW, Sachsen-Anhalt).

Abb. 5-80 (folgende Seite): (unten): Konzentrationen von Zink (oben links), Cadmium (unten links), Blei (oben rechts) und Kupfer (unten rechts) in Sedimenten der Saale von 1998 bis 2004.



Die Erhöhung der Konzentrationen von insbesondere Hg, aber auch von Cd, Cu, Zn und Pb in den Sedimenten bei Planena spiegelt den Einfluss des ehemaligen kunststoffchemischen Industriestandortes stromaufwärts von Planena und der Laucha wieder.

Rezente Einträge durch die chemische Industrie sind stark zurückgegangen. Die Einleitung von Quecksilber durch die Industriebetriebe ist von 0,09 t/a im Jahre 1994 auf 0,0085 t/a im Jahre 1999 zurückgegangen. Trotz insgesamt zurückgehender Emissionen im Saaleinzugsgebiet kann die Hg-Belastung der Schwebstoffe im Unterlauf jedoch nach wie vor als hoch eingestuft werden.

Bei den betrachteten Schadstoffen kommt es bei Bernburg zu einem weiteren Anstieg der Sedimentkonzentration. Dies kann zum einen auf einen Transport hochkontaminierter Materials flussabwärts hinweisen oder auch auf weitere Quellen im Flusslauf zurückzuführen sein. Für Zink beobachteten Zerling et al. für den Zeitraum von 1993 bis 2000 eine Nivellierung der **Zink**gehalte über das obere Stromgebiet bei gleichzeitiger Ausbildung eines Maximums stromabwärts (Zerling et al., 2003). Die Autoren interpretierten diese Umverteilung als Indiz für den Transport kontaminierter Sedimente entlang der Saale flussabwärts. Ein eher kontinuierlicher Anstieg über den Stromverlauf mit einem Maximum in Bernburg wird auch durch die Daten des MLU Sachsen-Anhalt von 1998 bis 2004 bestätigt wird (Abb. 5-80).

Zwischen Wettin und Bernburg erfolgt ein erhöhter Eintrag aus dem gefluteten Bereich der Mansfelder Mulde (Schlenze, Schlüsselstollen), wobei insbesondere Kupfer, aber auch Zink, Blei, Quecksilber und Cadmium betroffen sind (IKSE, 2003).

Die schwebstoffgebundenen Konzentrationen dieser Metalle verhalten sich bei Groß Rosenberg invers zur Höhe des Abflusses (Abb. 5-81 und 5-82). Sie liegen in Niedrigwasserphasen durchgehend im Bereich der Sedimentkonzentrationen bei Bad Rosenberg (Vergleich Abbildung 5-80).

Diese hohen Konzentrationen während der Niedrigwasserphasen, die den Sedimentkonzentrationen nahe kommen, deuten auf einen Transport resuspendierten Sedimentes während niedriger Wasserstände hin. Nach Aussagen des regionalen Wasserschiffahrtsamtes (WSA) finden zu Niedrigwasserzeiten keine Aktivitäten des WSA statt. In den Schleusenkanälen kommt es jedoch zu ausgeprägten Sedimentablagerungen, die bei jeder Schiffsbewegung resuspendiert werden können. In den Sommermonaten, in denen die meisten Niedrigwasserabflüsse auftreten, ist ein zunehmender Sportbootverkehr zu verzeichnen, der auch Boote größeren Tiefgangs betrifft (Ulf Rosenberg, WSA, persönliche Mitteilung). Ein Beitrag zur gemessenen Schwebstoffbelastung kann auch durch Algenwachstum erfolgen, da die Algenzellen Schwermetalle anlagern.

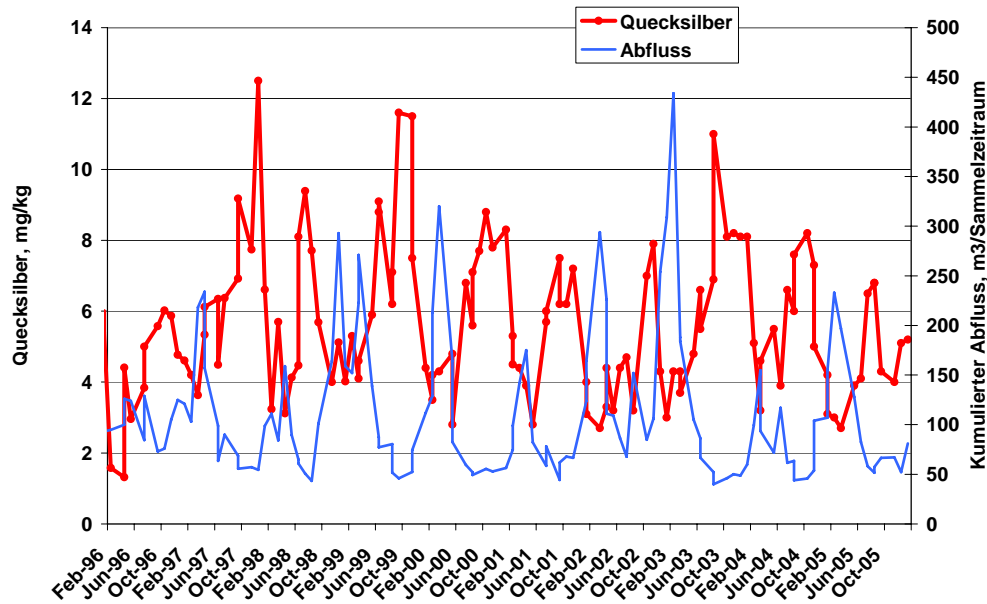
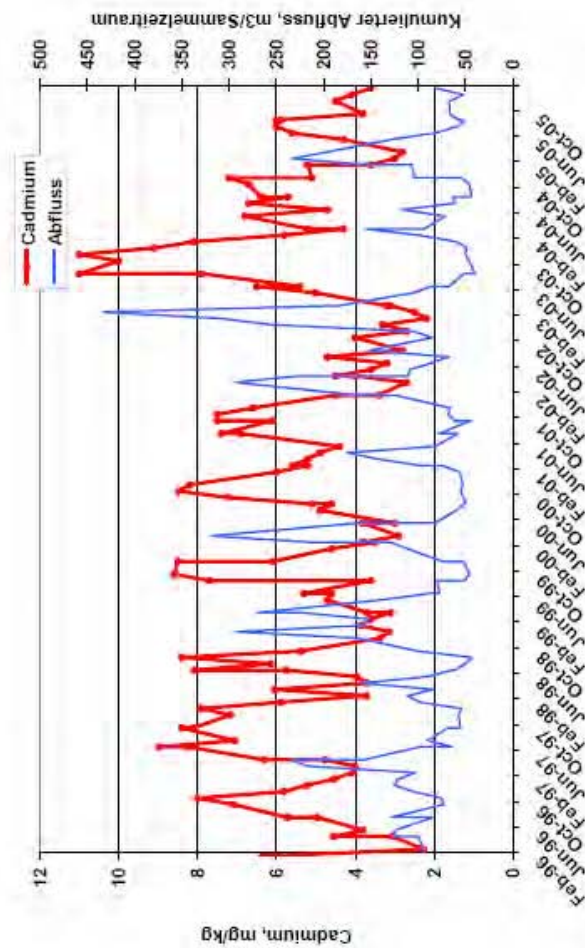
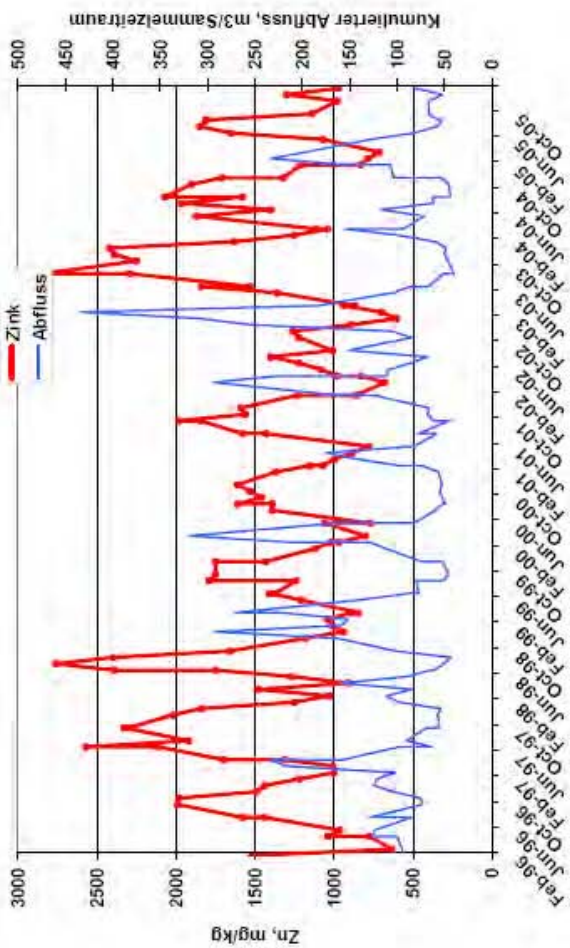
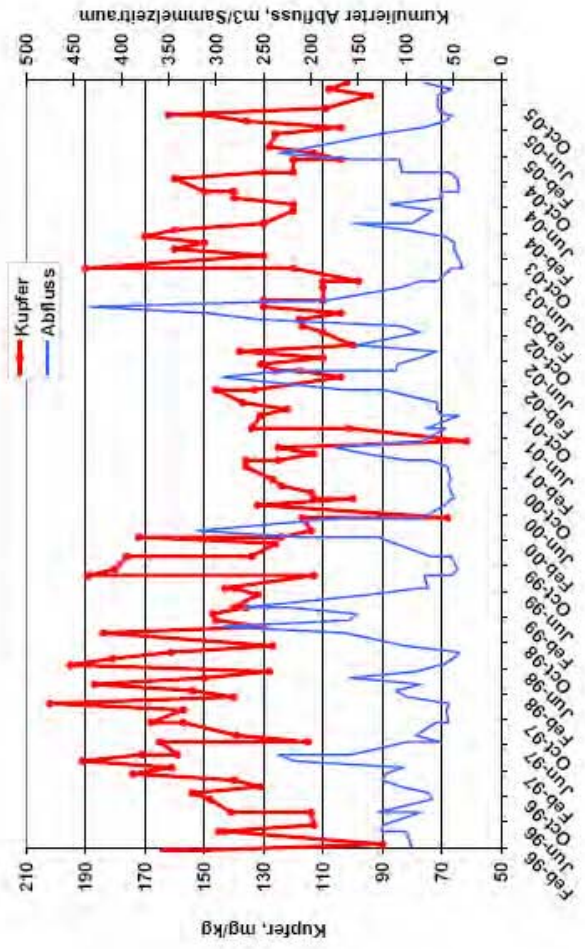
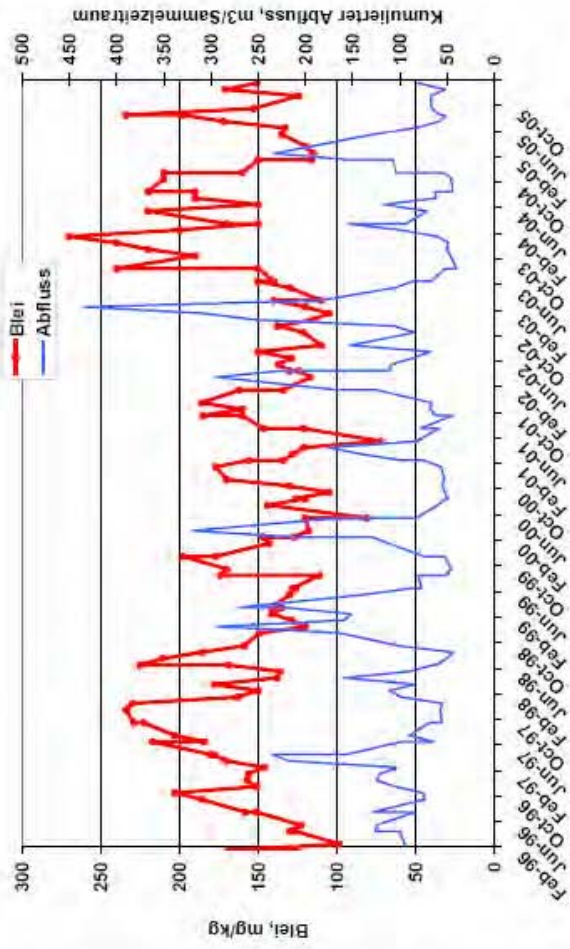


Abb. 5-81: Quecksilberkonzentrationen an schwebstoffbürtigem Sediment in der Saalemündung (Groß Rosenberg) und Abfluss bei Calbe (Monatsmittelwerte) zwischen 1998 und 2005 (Daten z. VfG. gestellt von ARGE-Elbe, LHW Sachsen-Anhalt)

Abb. 5-82 (folgende Seite): Konzentrationen von Zink (oben links), Cadmium (unten links), Blei (oben rechts) und Kupfer (unten rechts) in schwebstoffbürtigem Sediment in der Saalemündung (Groß Rosenberg) und Abfluss bei Calbe (Monatsmittelwerte) zwischen 1998 und 2005 (Daten z. VfG. gestellt von ARGE-Elbe, LHW Sachsen-Anhalt)



Arsen und Nickel

Arsen und Nickel unterscheiden sich im Verlauf der Sedimentkonzentrationen deutlich von den anderen, bisher diskutierten Schadstoffen (Abb. 5-83):

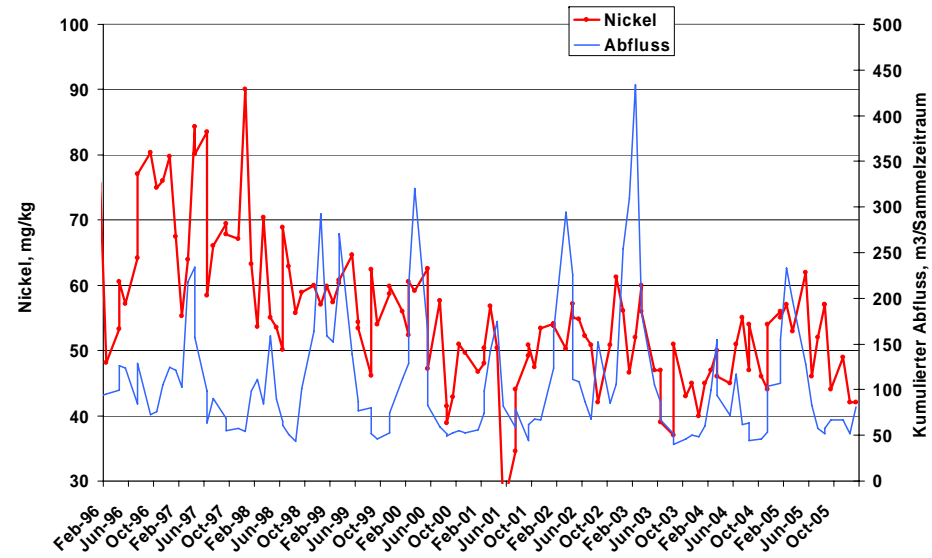
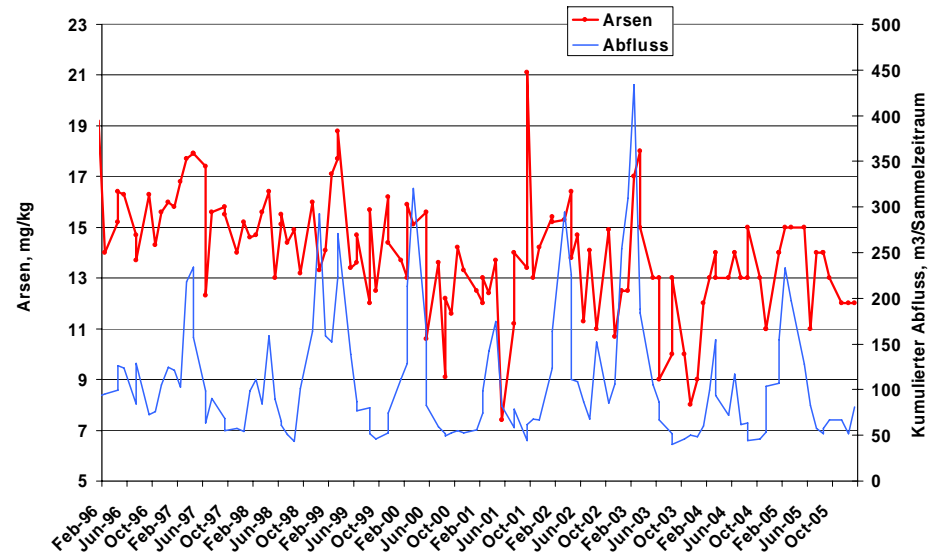
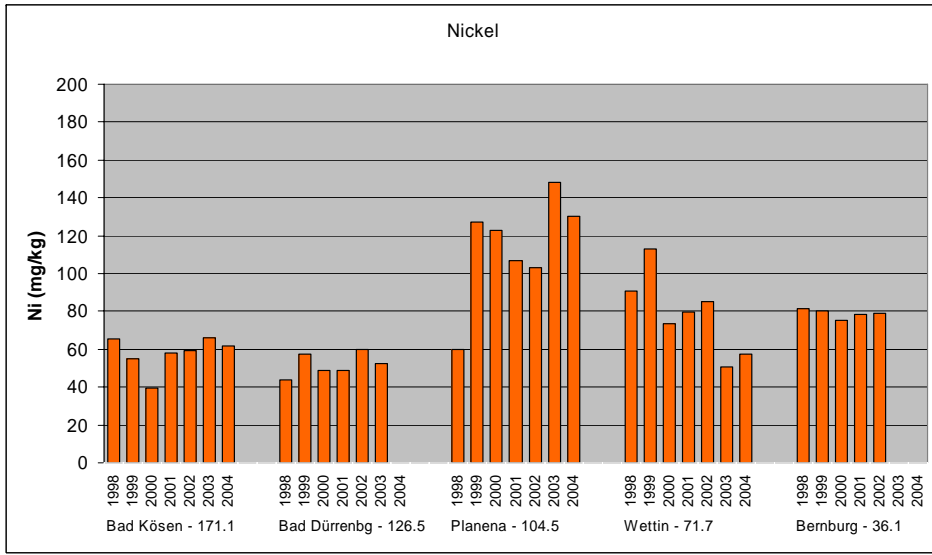
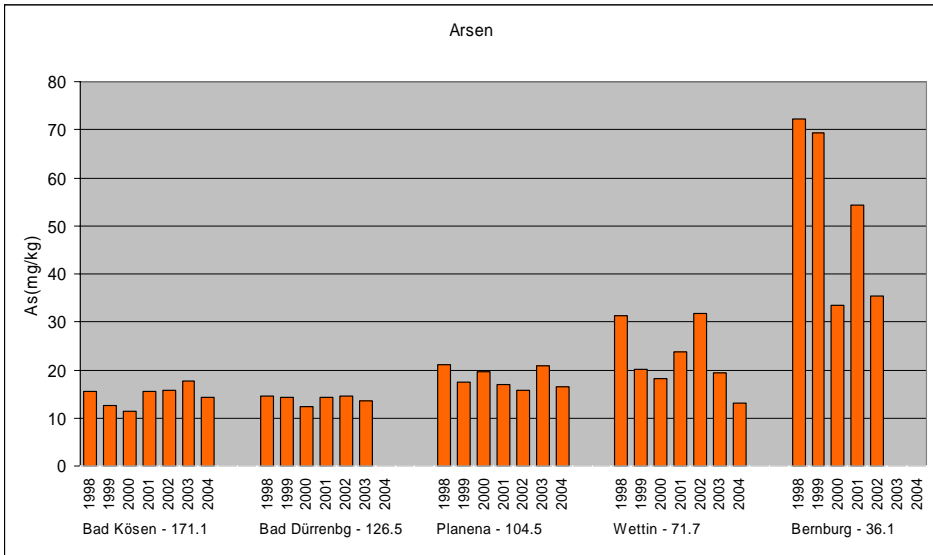
Die Sedimentkonzentrationen zeigen bis einschließlich Bad Dürrenberg Arsengehalte im Bereich des geogenen Hintergrundes (13 mg/kg). Stromabwärts kommt es zu einer langsamen Zunahme, doch erst in Bernburg steigen die Werte sprunghaft auf das ca. 5fache des geogenen Hintergrundes an.

Nickel zeigt einen völlig anderen Verlauf der Sedimentkonzentrationen, da die höchsten Konzentrationen in Planena erreicht werden und dann wieder abfallen. Nickel und seine Verbindungen werden auch heute noch vor Planena industriell eingeleitet. Dass es im Gegensatz zu den anderen Schwermetallen nicht zu einer Anreicherung im Sediment in Richtung Saalemündung kommt, ist vermutlich mit der höheren Mobilität zu erklären.

Sowohl Arsen als auch Nickel zeigen keine klare inverse Beziehung zwischen Konzentrations- und Abflussverlauf an der Saalemündung. Die Schwankungen des Arsens sind relativ gering und liegen im Bereich des geogenen Hintergrundes. Gelegentliche Peaks mögen aus der Resuspendierung von Sedimenten bei Bernburg herrühren.

Nickelkonzentrationen verhalten sich zu Beginn des Betrachtungszeitraumes invers zu den Abflüssen (1996 – 1998), danach lässt sich keine klare Beziehung mehr feststellen. Es zeigt sich jedoch bei allen Schwankungen der Nickelkonzentrationen ein abnehmender Trend zwischen 1998 und 2001, der anschließend auf dem Niveau des Hintergrundwertes stagniert (54 mg/kg).

Abb. 5-83 (folgende Seite): *Oben: Arsen (links) und Nickel (rechts)-Konzentrationen in Sedimenten der Saale in den Jahren zwischen 1998 und 2005 (Daten z. Vfg. gestellt von LHW Sachsen-Anhalt); Unten: Konzentrationen von Arsen (links) und Nickel (rechts) in schwebstoffbürtigem Sediment an der Saalemündung (Groß Rosenberg) und Abfluß bei Calbe (Monatsmittelwerte) zwischen 1998 und 2005 (Daten z.Vfg. gestellt von ARGE-Elbe, LHW Sachsen-Anhalt)*



TBT

Für TBT standen Daten nur lückenhaft zur Verfügung, weshalb in Abb. 5-84 eine Säulendarstellung gewählt wurde. Ein Trend, der sich aus der Abbildung ersehen lässt, ist die Abnahme an TBT in Schwebstoffen. Eine Abhängigkeit von der Durchflussbeziehung ist auf dieser Datengrundlage nicht auszumachen.

Organozinnverbindungen sind in den Sedimenten der Saale nicht gemessen worden.

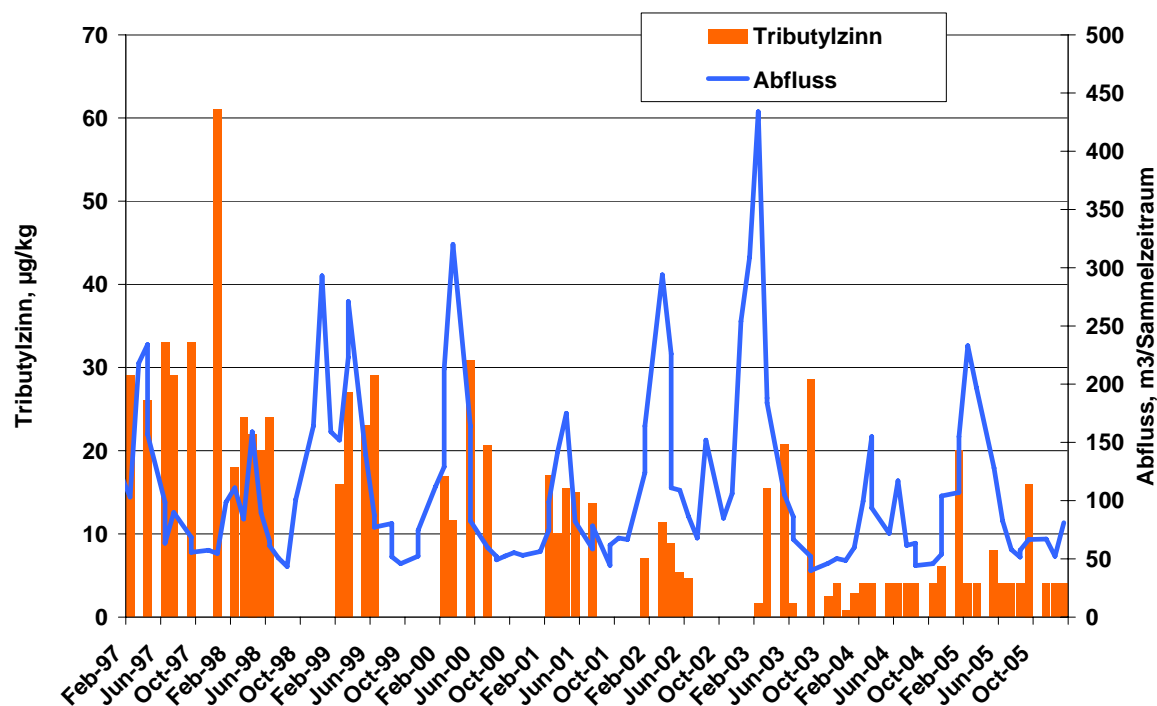


Abb. 5-84: TBT-Konzentrationen in schwebstoffbürtigem Sediment (Monatsmittel) in Groß-Rosendorf gegenüber dem Abfluss in Calbe-Grizehne (Monatsmittelwerte) von 1997 bis 2005, (Daten z. Vfg. gestellt von den Ländern / ARGE-Elbe)

DDX

Die Sedimentkonzentrationen der DDX zeigen erhöhte Konzentrationen bei Planena für pp'-DDT, pp'-DDD und pp'-DDE, wobei die Schwankungen zwischen den Jahren groß sind (Abb. 5-85). In Bernburg treten DDE und DDD in höheren Konzentrationen auf als DDT, was Abbauprozesse des DDT vermuten lässt.

Im schwebstoffbürtigen Sediment zeigt ein Vergleich der Konzentrationen von DDT mit seinen Metaboliten über die Jahre 1997 bis 2006 eine zwar tendenziell höhere maximale Konzentration des DDT, die Mediane der Konzentrationen sind jedoch gleich (Abb. 5-86)

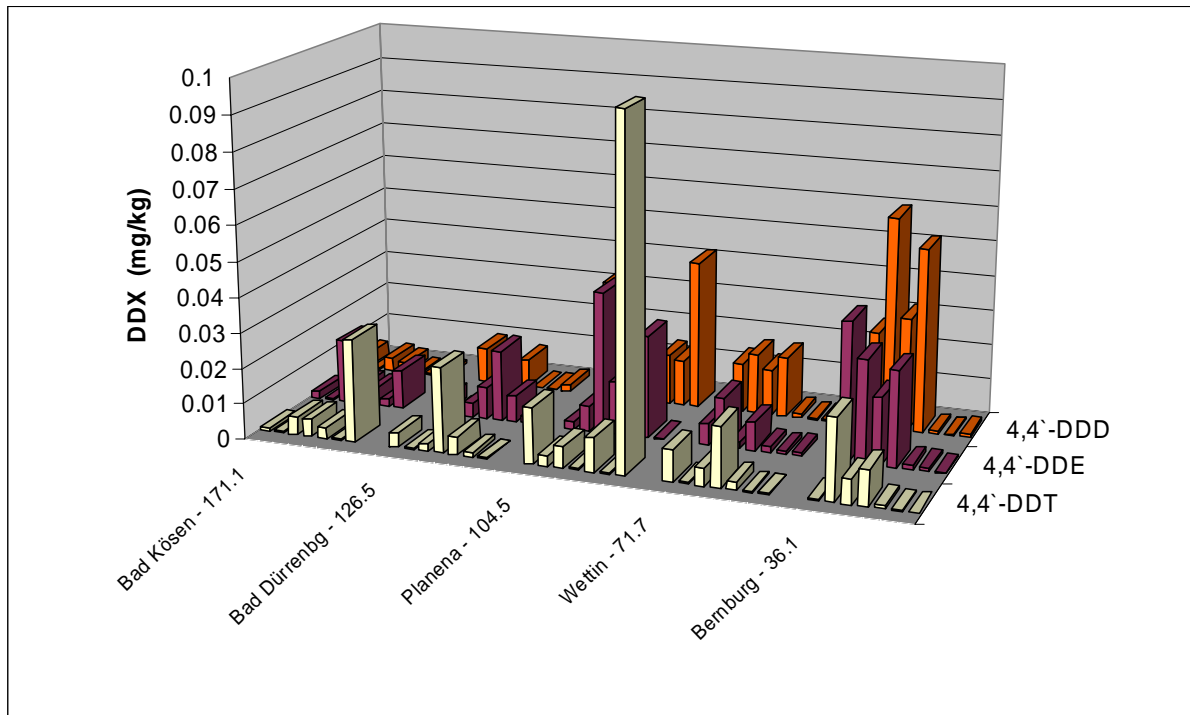


Abb. 5-85: Konzentrationen der DDX-Schadstoffe in Sedimenten der Saale in mg/kg. Die einzelnen Säulen stehen innerhalb eines Blocks für die Jahre von 1998 bis 2004 (von links nach rechts)

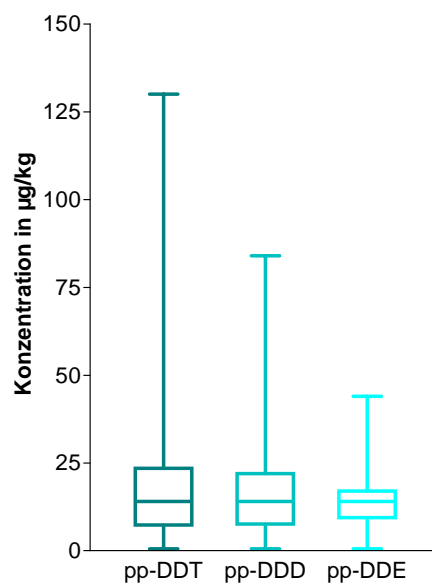


Abb. 5-86: Spannweiten der DDX-Konzentrationen in schwebstoffbürtigem Sediment in Groß Rosenberg aus den Jahren 1997 bis 2006 (Daten z. Vf. gestellt von den Ländern/ ARGE-Elbe)

Abbildung 5-87 zeigt den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen im Vergleich zu den jeweiligen Abflussbedingungen. DDT weist zu Beginn des Untersuchungszeitraums sowohl eine hohe Konzentration als auch eine positive Abhängigkeit vom Abfluss bis ca. zum Jahr 2000 auf. Dann ändert sich diese Abhängigkeit und es treten verstärkt Phasen auf, in denen insbesondere bei nicht so ausgeprägten erhöhten Abflüssen die Konzentrationen sinken, es also zu Verdünnungen kommt.

Ein tendenziell ähnliches Bild zeigen auch die Metabolite. Zu erklären wäre dies mit den unterschiedlichen Verfügbarkeiten von Altsedimenten, die möglicherweise Ende der neunziger Jahre noch durch Hochwässer resuspendierbar waren und somit bei (mittelmäßig) erhöhten Abflüssen nach unterstrom getragen wurden. Wenn dieses so ist, muss das Material stromabwärts der Einmündungen der größeren Nebenflüsse gelegen haben, da sonst Verdünnungserscheinungen aufgetreten wären. Eine ähnliche Hypothese vertritt auch das LA für Umwelt und Geologie Sachsen, das im sächsischen Teil der Weißen Elster Belastungen über der Qualitätsnorm der WRRL festgestellt hatte (Anonymous, 2005). Da in Fischen keine signifikanten DDT-Werte nachzuweisen waren, wurde auch dort davon ausgegangen, dass gefundene Überschreitungen in Fließgewässern aus der illegalen Beseitigung von Altbeständen und aus Emissionen durch Rückstände in Böden aus historischen Anwendungen resultierten.

Bei Untersuchungen auf DDT in Kläranlagenabläufen wurden keine Emissionen registriert, d. h. alle gemessenen Werte liegen unter der Bestimmungsgrenze. Auch ein industrieller Standort, der Pestizide produziert hätte, ist bisher nicht zu finden. Dies stützt die These vom diffusen Eintrag aus ehemaligen Anwendungen, kombiniert mit einer möglichen, illegalen Beseitigung von Altbeständen.

Nach 2000 scheint sich die DDT-Konzentration im Schwebstoff zu verringern (Abb. 5-87). Möglich ist, dass Abbauprozesse und Abtransport des Materials die Menge kontaminierten Materials verringert haben. Dafür spricht, dass die Konzentration des Metaboliten pp-DDE im Abfluss bis ca. 2000 nicht ausgeprägt aber tendenziell zunimmt (Daten nicht gezeigt).

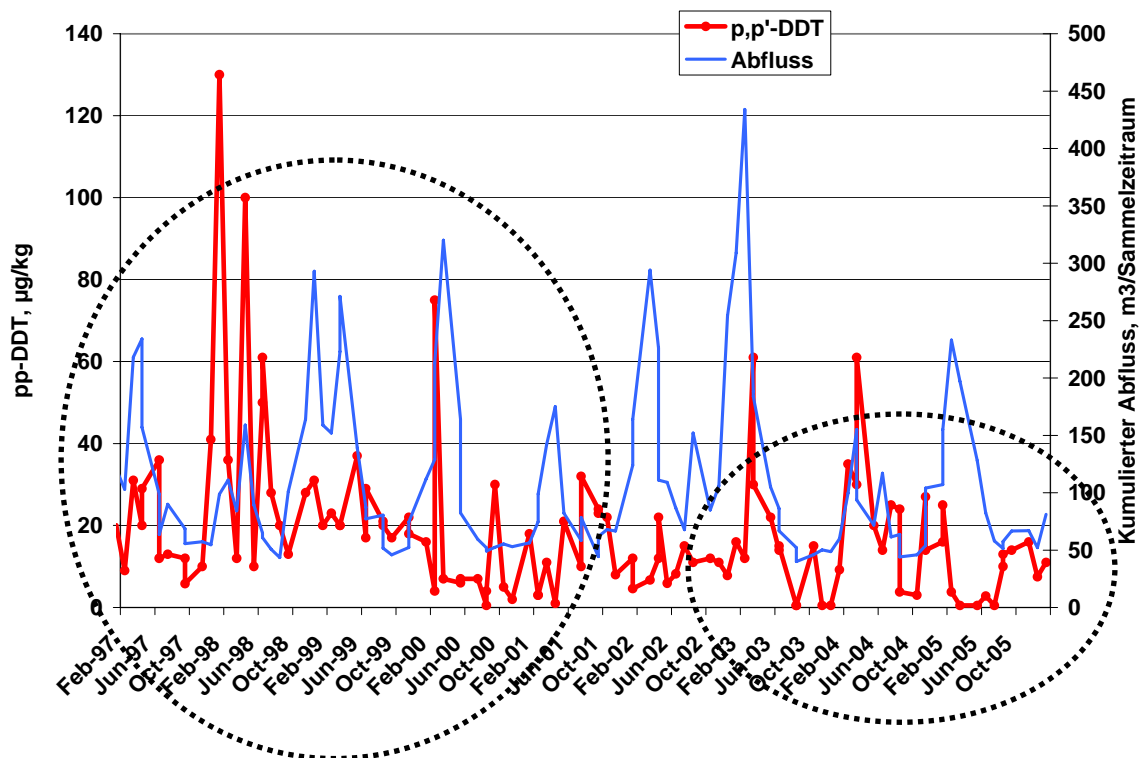


Abb. 5-87: Abfluss (Monatsmittelwerte) und pp'-DDT-Konzentrationen in schwebstoffbürtigem Sediment in Groß-Rosenburg von 1997 bis 2006. Eingekreist sind die positiven Abfluss-Konzentrationsbeziehungen bis ca. 2000 (links) sowie die späteren, sich größtenteils invers zueinander verhaltenden bis 2005 (rechts) (Daten z. VfG. gestellt von den Ländern / ARGE-Elbe).

Abschließend lässt sich hier anmerken, dass die Konzentrationen, die in den Schwebstoffen im beobachteten Zeitraum gemessen wurden, um Größenordnungen kleiner sind als im Spittelwasser.

HCH-Isomere

Auch für HCH sind ebenso wie für DDX keine Produktionsstätten im Saaleinzugsgebiet bekannt. Ein Vergleich der Konzentrationsverläufe von α -, β -, und γ -HCH mit den Abflusslinien (Abb. 5-88) zeigt bei allen HCHs ab etwa 2003 einen Anstieg an der Konzentration im Schwebstoff. Insbesondere beim γ -HCH tritt dieser Anstieg bei erhöhten Abflusslagen auf.

Dies könnte ein Indiz dafür sein, dass die Verfügbarkeit von HCH-kontaminierten Böden oder Sedimenten durch ansteigende Wasserspiegel (bzw. Durchflussgeschwindigkeit) seit 2003 zugenommen hat. Da ein Anstieg der Konzentrationen in Groß-Rosenburg noch mit den Abflüssen einhergeht, muss sich die Quelle dieser Immissionen weit genug flussabwärts befinden, da Verdünnungserscheinungen nicht erkannt werden können.

Für Stationen entlang der Saale liegen keine HCH-Daten vor.

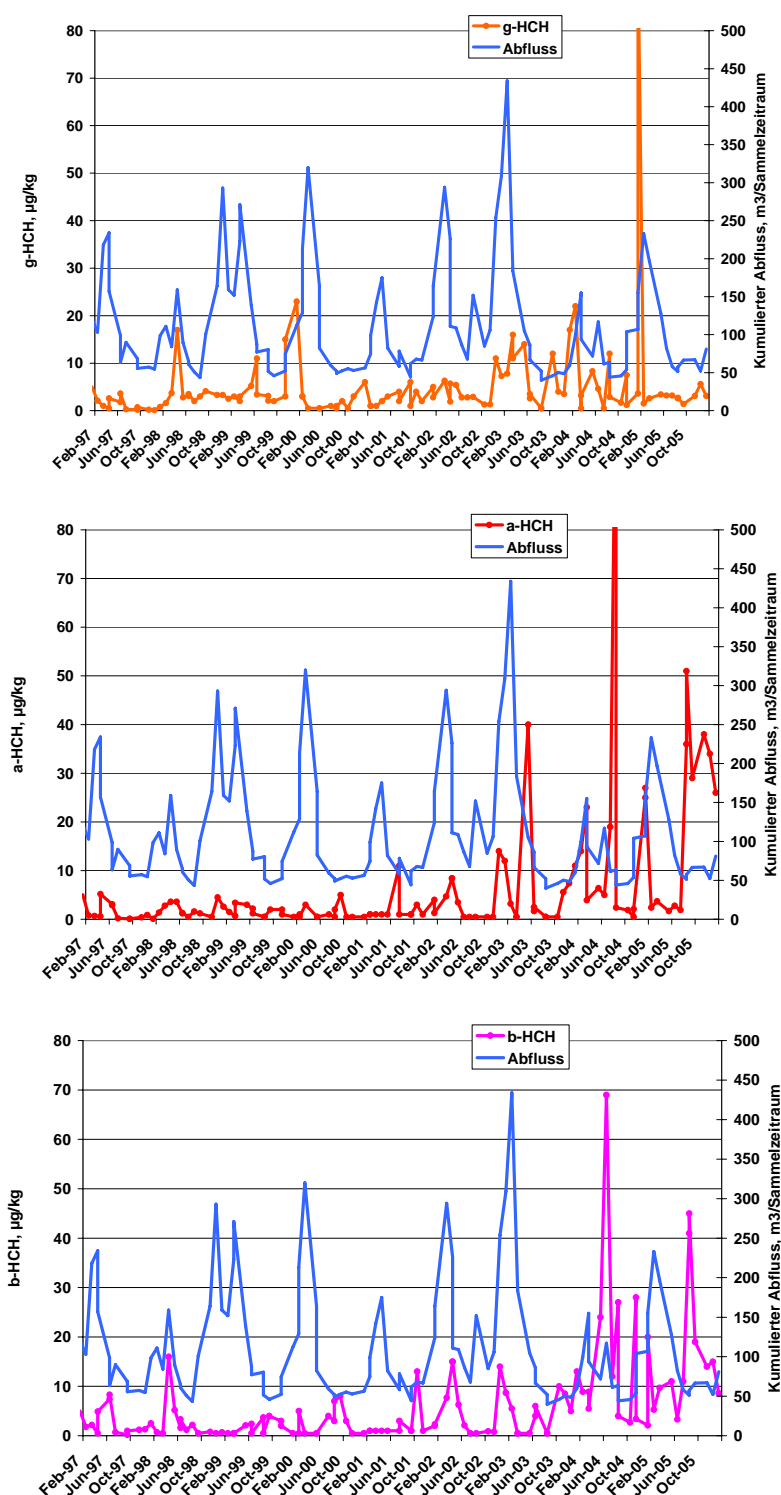


Abb. 5-88: Zeitlicher Verlauf der Abflüsse (Monatsmittelwerte) und der partikelgebundenen Konzentrationen der HCH-Isomere in Groß Rosenberg (Daten z. Vf. gestellt von den: Ländern / ARGE-Elbe)

PCB (siehe Box 5-6)

Box 5-6: Polychlorierte Biphenyle

PCBs wurden etwa seit dem Jahre 1930 weltweit in großen Mengen hergestellt und industriell eingesetzt. Trotz der weltweiten Einstellung der Produktion vor mehr als 20 Jahren wird die Abgabe von PCB in die Umwelt aus diffusen Quellen wie Kleinkondensatoren, Abfällen (Deponien), Klärschlamm, PCB-haltigen Gebäudefassaden und nicht sachgerechter Entsorgung voraussichtlich noch lange andauern und könnte nach Ansicht von K. Ballschmiter (Universität Ulm) für weite Teile der Welt sogar noch an Bedeutung gewinnen (Körner, 2005). Zur Auswertung von PCB-Lasten werden in der Regel nur 6 der 209 Kongenere als „Leitkongenere“ herangezogen. Dabei werden die hochchlorierten Kongenere 138, 153 und 180 (HPCB) und drei niedrig chlorierten 28, 52 und 101 unterschieden. Die HPCB sind schwerer abbaubar und schlechter wasserlöslich, so dass es zu unterschiedlichen Korrelationen beim Transportprozess kommen kann.

Im Saaleverlauf dominiert das PCB 138, gefolgt von PCB 153. Erste signifikante Konzentrationen treten in Planena auf, die höchsten Werte werden jedoch in Bernburg gefunden (Abb. 5-89).

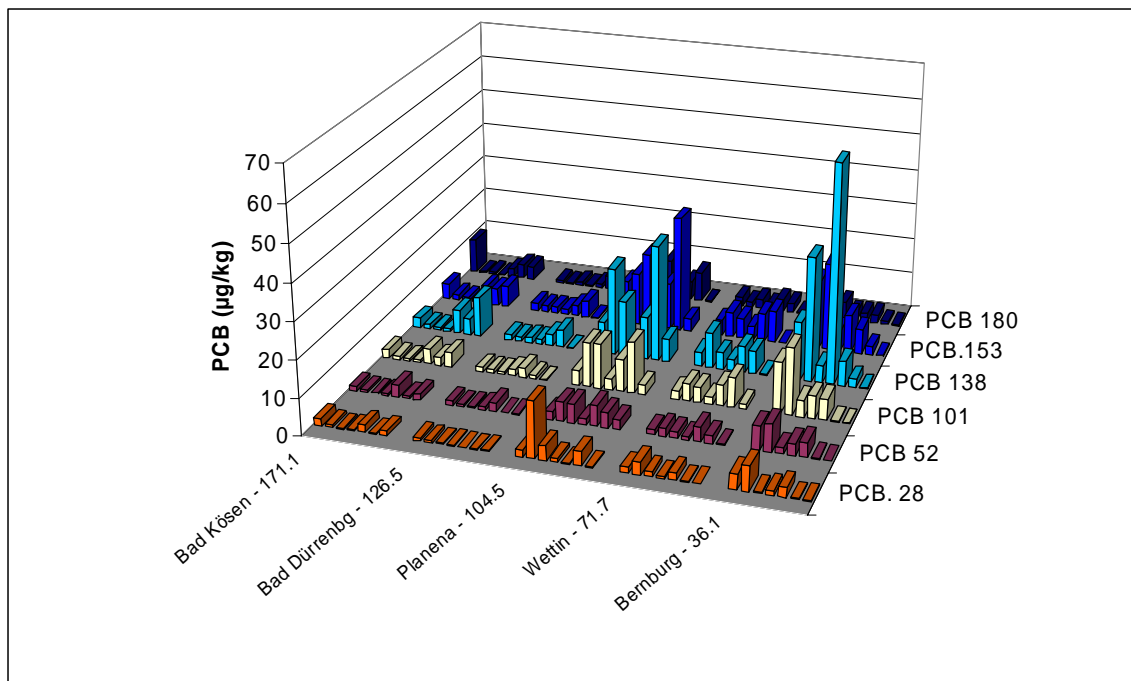


Abb. 5-89: Konzentrationen von PCB in Sedimenten der Saale in µg/kg. Die einzelnen Säulen innerhalb eines Blocks stehen für die Jahre 1998 bis 2004 (links nach rechts)

Aus den Abfluss-Konzentrationsgraphiken (Daten nicht gezeigt) lässt sich keine Beziehung erkennen. Für eine Interpretation der PCB-Frachten bezüglich ihrer Herkunft und Dynamik stehen nicht ausreichend Daten zu Verfügung. Insbesondere die Schadstoffmessungen am Schwebstoff innerhalb der Saale fehlen, um hier Aussagen treffen zu können.

Die Schadstofffrachten und –quellen der Weißen Elster (relevante Schadstoffe: Zink, Cadmium, Nickel, Quecksilber, PAK, PCB sowie möglicherweise HCH, DDX und TBT)

Eine Übersicht über die Schadstoffeinleitungen im Einzugsgebiet der Weißen Elster 1990/1991 geben Müller et al. (1998). In ihrer Studie zu Schwermetallen im Gewässersystem der Weißen Elster identifizieren sie als wichtigste Einleiter für die hier zu betrachtenden Substanzen die Zellstoffindustrie im Raum Plauen-Greiz mit Zinkeinträgen sowie Chemiebetriebe südlich von Greiz mit Cadmium- und Quecksilbereinträgen. Aktuelle industrielle Emissionen sind heute aufgrund von Prozessänderungen oder Stilllegungen der Betriebe kaum noch zu erwarten (Müller *et al.*, 1998). Mit dem Eintrag von Schadstoffen aus Altlasten wie zum Beispiel alter industrieller Absetzanlagen (z.B. Aufbereitungsanlage der WISMUT SDAG im Vogtland, Kapitel 6.9) muss jedoch gerechnet werden.

Zur Orientierung gibt die Abbildung 5-90 eine Übersicht über die Weiße Elster mit den Probenahmestellen wieder, die in der Studie von Hanisch et al (2005) verwendet wurden, aber auch hier als Anhaltspunkte dienen können.



Abb. 5-90: Pegel und Probennahmestellen im Flusslängslauf der Weißen Elster (aus Hanisch et al. 2005)

In der Weißen Elster sind zurzeit nur zwei Betriebe im Europäischen Schadstoffemissionsregister gelistet, die über dem meldepflichtigen Schwellenwert direkt oder indirekt Substanzen einleiten, die für diese Studie relevant sind. Es handelt sich dabei um eine Produktionsstätte chemischer Erzeugnisse, die pro Jahr 147 kg Zink und Zinkverbindungen emittiert (Schwellenwerte: 100 kg/a), und zum anderen um eine Firma, die Chemiefasern herstellt. Hierzu werden indirekt Zink und Zinkverbindungen in einer Menge von 30500 kg/a in eine externe Kläranlage eingeleitet.

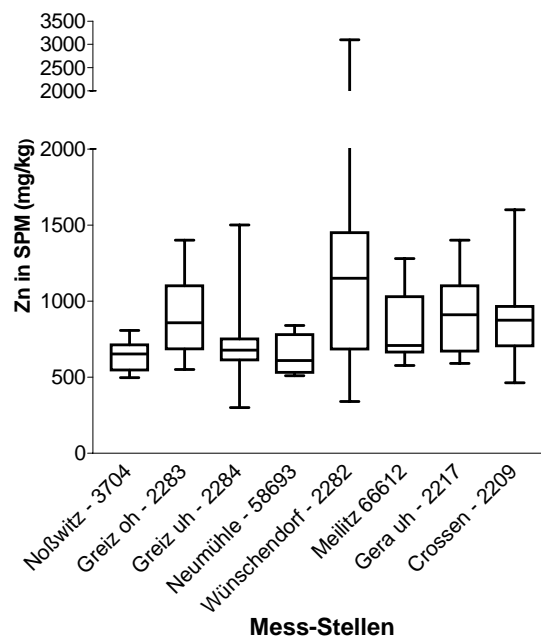


Abb: 5-91: Belastung von Schwebstoffen der Weißen Elster mit Zink zwischen 2000 und 2005 (Daten: Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie)

Diese Einleitungen können zu den im Mittel erhöhten Konzentrationen bei „Greiz, oberhalb“ („Greiz oh“) führen. Dieses Signal setzt sich jedoch nicht fort sondern geht vermutlich in der historisch erhöhten Sedimentbelastung des Systems unter (Abb. 5-91).

Eine Anfang der 90er Jahre noch bedeutende Zink-Quelle, die Zellwollfabrik Plauen, wurde inzwischen geschlossen. Die Zellwollefabrik Elsterberg verursachte noch 1993 und 1994 eine oberhalb von Greiz messbare Belastungsspitze. Obwohl Zinkkonzentrationen in Schwebstoffen und in der gelösten Phase seit den 90er Jahren zurückgegangen sind, gilt das Sediment unterhalb von Plauen als hoch kontaminiert (Zerling *et al.*, 2003).

Vieles deutet bei der Weißen Elster auf ein bestehendes Risiko durch die Altsedimente hin, die in Abhängigkeit von der Durchflusssituation resuspendiert und weiter transportiert werden.

Der Schwebstofftransport in der Weißen Elster ist detailliert und unter Betrachtung von Einzelereignissen des Zeitraums 2000 bis 2003 in Hanisch *et al.* umfassend beschrieben worden (Hanisch *et al.*, 2005). Für detailliertere Hintergrundinformationen sei auf diesen Bericht verwiesen.

Die Schwebstofffrachten, die pro Jahr aus dem Einzugsgebiet der Weißen Elster abtransportiert werden, sind durch die jährlichen Hochwasserereignisse geprägt.

In Abhängigkeit von den Abflussbedingungen beträgt die Jahresfracht zwischen 15 000 und 66 000 t. Bis zu 60 % davon kann bei Hochwasser innerhalb von wenigen Tagen verlagert werden.

Schätzungen zufolge schwankt der Anteil der im Unterlauf ankommenden Schwebstoffe, der tatsächlich in die Saale gelangt, zwischen 100 % (z.B. Niedrigwasserjahr 2001) und 35 % (z.B. Hochwasserjahr 2002). Zwischen 1997 und 2002 entsprach der in die Saale gelangte Anteil einer Masse von 13500 bis 25700 t/a. Was nicht in die Saale transportiert wird, verbleibt auf den bei Hochwasser überströmten Retentionsflächen im Mündungsbereich (siehe Abb. 5-92). Damit werden zwischen 1,1 und 7,9 kg/m² Schwebstoff im Jahresdurchschnitt in den Auen abgelagert.



Abb. 5-92: Satellitenaufnahme des Mündungsgebiets der Weißen Elster in die Saale bei Halle. Ausgewiesen sind die Auen als Überflutungsflächen (Satellitenaufnahme: Google Earth)

Aus dem Ober- und Mittellauf der Weißen Elster findet eine Verlagerung der Altsedimente statt, wie Fritsche und Zerling (2000) am Beispiel von Cadmium zeigten: 1991 wurde die höchste Cadmiumkonzentration im Einzugsgebiet der Weißen Elster mit 125 mg/kg als Folge kommunal-gewerblicher Mischeinträge unterhalb von Altenburg gemessen. Ein weiterer starker punktueller Cadmiumeintrag ist Anfang der 90er Jahre auf ein Chemiewerk bei Greiz zurückzuführen. Durch eine Produktionsumstellung wurden in den darauf folgenden Jahren die Cadmium-Emissionen um 97% (von 4300 kg/a auf 120 kg/a) gesenkt. Der auf diese Einträge zurückzuführende Belastungspeak in den Sedimenten wanderte in den darauf folgenden Jahren flussabwärts und erreichte im Jahre 1999 Gera (Abb. 5-93) (Fritsche & Zerling, 2000).

Für den Zeitraum von 1994 bis 1999 wird die Masse des verlagerten Materials auf 20000 t/Jahr geschätzt, wobei der Verbleib unklar ist. Die Sedimente können in die Saale eingetragen, auf Retentionsflächen abgelagert oder im Unterlauf sedimentiert sein.

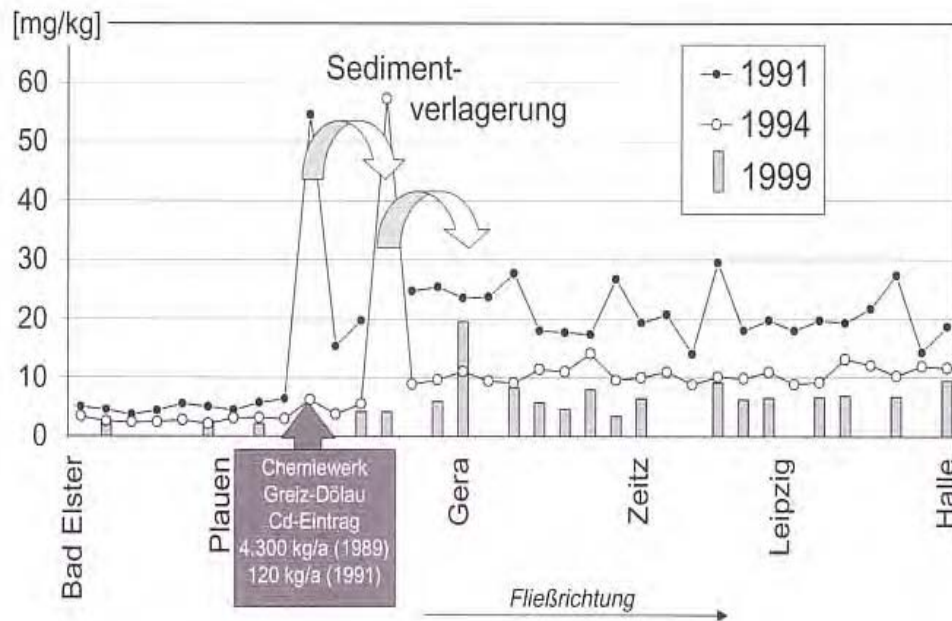


Abb. 5-93: Cadmiumgehalte im Sediment der Weißen Elster zwischen 1991 und 1999. Königswasserauszug (Fritsche & Zerling, 2000).

Die in den großen Stauhaltungen liegenden Altsedimente, ca. 1 Mio t, werden vermutlich nur bei Jahrhunderthochwässern angegriffen.

Dieses gilt jedoch nicht für die Vielzahl an kleinen Stauräumen in der Weißen Elster, von denen vermutlich eine deutlich höhere Gefährdung ausgeht.

Alle Staubereiche zusammen bilden ein erhebliches Schadstoffdepot: Auf der Basis ihrer Sedimentuntersuchungen zwischen 1991 und 1994 schätzen Müller et al., dass die verschiedenen Staubereiche im Flusssystem der Weißen Elster die folgenden Mengen an Schwermetallen zurückhalten (Müller et al., 1998):

Cadmium	15,5 t	Quecksilber	1.4 t
Zink	2200 t	Chrom	580 t
Blei	220 t	Silber	7 t
Kupfer	270 t	Nickel	180t

Müller et al. erwarten, dass neben hohen Akkumulationen in den Talsperren Windischleuba in der Pleiße (530000 t Sedimente) und Pirk in der weißen Elster (240000 t Sedimente) ca. die Hälfte dieser Schadstoffmengen im Elsterbecken bei Leipzig lagert (Foto unten). Das Elsterbecken ist mit einer Länge von 2600 m und einer Breite von 170 bis 190 m in den 1920er Jahren aus stadtgestalterischen Gründen künstlich angelegt worden (Günther & Seidemann, 2007) und enthält nach dem Stausee Windischleuba die größte Sedimentmasse im Flussgebiet: 330000 t Schlamm (Trockenmasse). Aufgrund der vorherrschenden Strömungsverhältnisse kommt es im Becken zu einer Korngrößenklassierung, derzufolge sich feines Material mit einer bis zu dreifach höheren Belastung im nördlichen Bereich des Beckens abgelagert (Hanisch et al., 2005; Müller et al.,

1998). Berechnungen zufolge sedimentieren jährlich 84 500 t Nasssediment (entspricht 50700 t Trockensediment) im Elsterbecken²⁷.



Foto: Satellitenfoto des Elsterbeckens in Leipzig (links) und fotografische Ansicht (Foto Patrick Arnold) Quelle für beide Abbildungen: Google Earth.

Die Untersuchung dreier Wehrstaubereiche im Einzugsgebiet der Weißen Elster (Berga, Profen und Elsterbecken) zeigte, dass diese im Gegensatz zu Stauseen wie Windischleuba und dem Muldestausee stärkeren Erosions- und Umlagerungsprozessen unterworfen sind. Eine höhere Heterogenität aber auch eine stärkere Mobilität ist die Folge. So muss bereits bei leicht erhöhter Wasserführung mit einem Transport von Altsedimenten gerechnet werden (Müller *et al.*, 1998). Auch nach Hanisch *et al.* (2005) ist der Anteil der aus den Stauräumen bei Hochwässern ausgetragenen, partikulär gebundenen Schwermetalle (insbesondere Cadmium, Zink und Chrom) erheblich. Er kann bis zu 70 % der unterhalb der Stauräume transportierten Schwermetallfracht ausmachen. Dies entspricht einem 4-fachen Anstieg gegenüber der Schwermetallfracht vor den Stauräumen.

Neben der Belastung mit Schwermetallen weist die Weiße Elster zumindest regional auch eine Belastung mit Organozinnverbindungen (OZV) auf (Abbildungen 5-94 und 5-95). OZV treten oberhalb von Greiz in erhöhten Konzentrationen auf. Sehr hohe Werte bis zu 10000 µg/kg wurden dabei für TBT gemessen. Es ist hier allerdings zu betonen, dass die TBT-Messungen mit einer Unsicherheit versehen sind und von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) nur als bedingt belastbar eingestuft werden, da das Analyseverfahren am Schwebstoff schwierig ist. In der Arbeitsgruppe Oberflächengewässer der FGG Elbe ist inzwischen eine Abstimmung der Analysenverfahren festgelegt worden (Kerstin Wyrwa, TLUG, persönliche Mitteilung).

²⁷ In Zukunft ist geplant, das Elsterbecken vom derzeitigen Fließ- in ein weitgehendes Standgewässer umzuwandeln. Hierzu soll der in der Vergangenheit verschlossene Arm der Alten Elster wieder freigelegt werden und das abfließende Wasser aufnehmen (Hochwasserschutzkonzept „Weiße Elster“ vom 24.09.2004, zitiert in Günther W, Seidemann H (2007): Fünf Jahre nach der Elbeflut. WWF. Frankfurt am Main, 138).

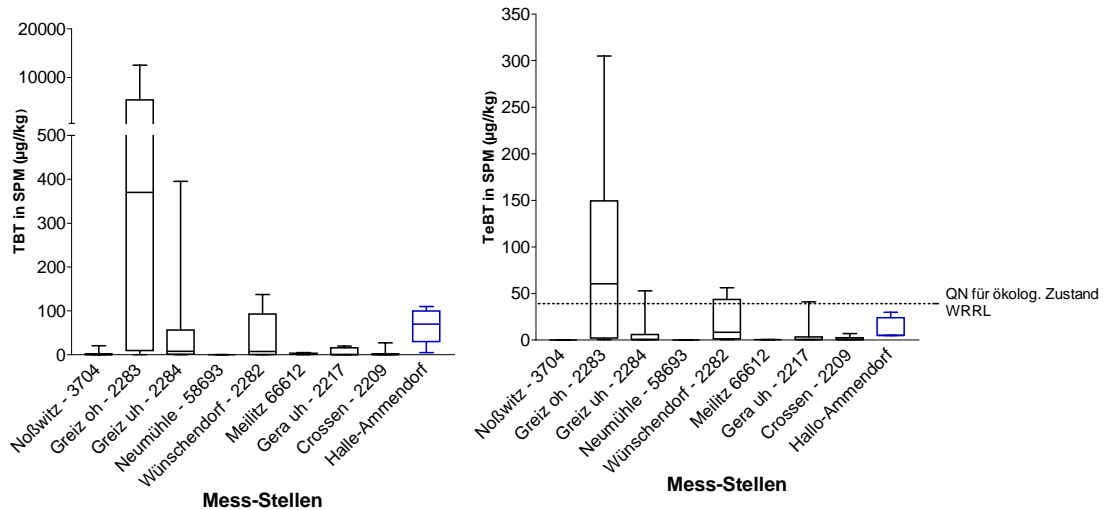


Abb. 5-94: Belastung von Schwebstoffen der Weißen Elster mit Organozinnverbindungen zwischen 2000 und 2005 (Halle-Ammersdorf: 2005/2006). Angegeben sind neben den geographischen Namen die Messstellenbezeichnungen des TLUG zur exakten Identifizierung der Probennahmorte (links: Tributylzinn, rechts: Tetrabutylzinn), (Daten: TLUG, MLU)

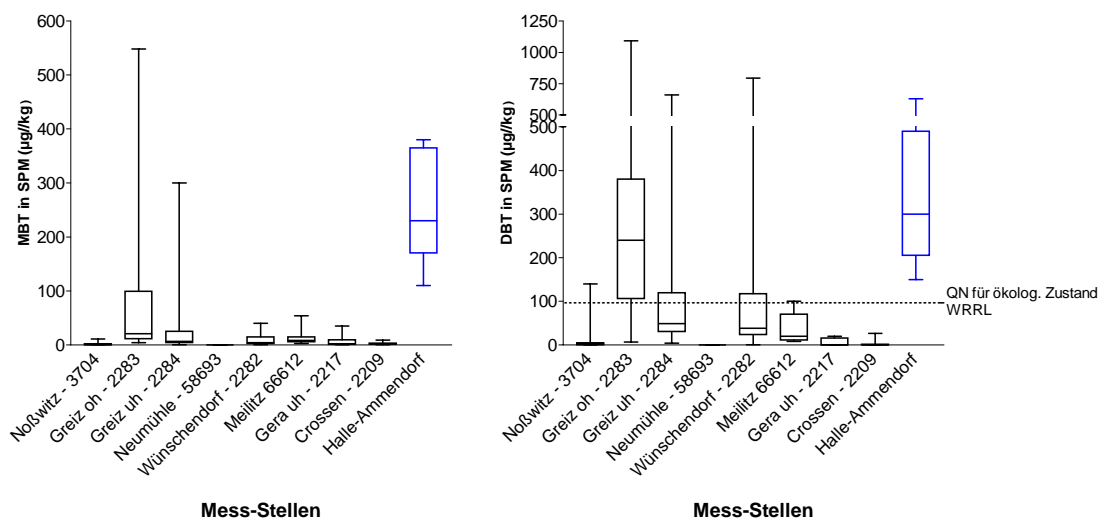


Abb. 5-95: Belastung von Schwebstoffen der Weißen Elster mit Organozinnverbindungen zwischen 2000 und 2005 (Halle-Ammersdorf: 2005/2006) (links: Monobutylzinn, rechts: Dibutylzinn). Angegeben sind neben den geographischen Namen die Messstellenbezeichnungen des TLUG zur exakten Identifizierung der Probennahmorte (Daten: TLUG, MLU)

Entsprechend dieser Daten nehmen die Konzentrationen der Verbindungen an der Station oberhalb von Greiz von Tributylzinn über Dibutylzinn zu Mono- und Tetrabutylzinn ab. Nach Greiz fallen die Organozinngehalte auf ein sehr viel niedrigeres Niveau, wobei sie in Wünschendorf für TeBT und TBT wieder leicht ansteigen. Das Muster der OZV deutet auf die Existenz einer chemischen Fabrik hin, auf die bereits in einem Bericht der ARGE-Elbe hingewiesen wurde (ARGE-Elbe, 1999). Beim Einsatz von TBT kommt es nicht zur Emission von TeBT, für das es, außer als Zwischenprodukt bei

chemischen Synthesen, keine technischen Anwendungen gibt. Auch ist die TBT-Konzentration in den Schwebstoffen so hoch, dass es über die bloße Anwendung in anderen, potenziell TBT-haltigen Produkten wie bioziden Anstrichen und Kunststoffen, Molluskizide, Desinfektionsmittel, Pflanzenschutzmittel oder Schleimbekämpfungsmittel in der Papierindustrie und Insektizide kaum eingetragen werden konnte.

Auch die Konzentrationen in den Schwebstoffen an der Mündung der Weißen Elster (Halle-ammendorf) sind erhöht. Diese Daten basieren auf Probennahmen, die 4 Mal in den Jahren 2005 und 2006 durchgeführt wurden. Die hohen Gehalte an DBT und MBT lassen die Remobilisierung einer Altlast vermuten, da es sich um Abbauprodukte des TBT handelt.

Zu HCH-, PCB-, PAK- und DDX-Verbindungen liegen keine Schwebstoffdaten in ausreichender Anzahl vor.

Die Schadstofffrachten der Bode im Hinblick auf Blei, Kupfer, Quecksilber, Arsen und – mit Einschränkungen – Zink, Cadmium und Dioxine.

Zurzeit liegen nur die oben bereits beschriebenen Schadstoffkonzentrationen für Zentrifugenschwebstoffe vor. Aus den Jahren 1998 bis 2004 gibt es Daten zu Sedimentkonzentrationen, die an der Mündung der Bode genommen wurden (Nienburg).

Abbildung 5-96 gibt die Konzentrationen der Schwermetalle und des Arsens als Vielfaches der Überschreitung der Zielvorgabe der ARGE-Elbe an. Dieser Richtwert wurde hier als Orientierung gewählt, weil er Konzentrationsrichtwerte für alle gemessenen Stoffe beinhaltet.

Der aufgrund der Schwebstoffdaten angenommene Beitrag der Bode zur Belastung durch Blei, Cadmium, Kupfer und Zink wird durch die Sedimentdaten, die eine Kontamination eines Vielfachen der Zielvorgaben aufzeigen. Die Überschreitung bei Quecksilber ist dagegen relativ gering, bei Arsen ist sie nicht vorhanden. Es deutet sich eine abnehmende Tendenz der Schadstoffkonzentrationen seit dem Maximum in 2000 an. Weitere Schadstoffmessungen in Schwebstoffen sind notwendig, um festzustellen, ob und welchen Beitrag die Bode zur Schwermetallfracht leistet.

Die Überschreitungen der Zielvorgaben für PCBs ($< 5\mu\text{g}/\text{kg}$) sind deutlich höher als für Schwermetalle (Abb. 5-97): Die PCBs 28, 52 und 101 überschritten im Jahre 2001 die ARGE-Elbe Zielvorgaben um das 30 bzw. 40-fache, während die größeren PCBs 138 und 153 immer noch 10 Mal so hoch wie die Zielvorgabe waren. Interessant ist hier, dass das Maximum im betrachteten Zeitraum in das Jahr 2001 fiel, während die höchsten Konzentrationen bei den Schwermetallen in 2000 gemessen wurden. Es handelt sich bei den zugrunde liegenden Daten um jährliche Einzelmessungen. Die Repräsentanz dieser Daten für das Mündungsgebiet der Bode ist damit fraglich. Die Höhe der Sedimentkonzentrationen zusammen mit den gemessenen Schwebstofffrachtdaten macht jedoch die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen deutlich.

Ohne weitere Schwebstoff- bzw. Sedimentdaten ist eine Validierung der Bode als Risikogebiet, bzw. eine Lokalisierung der Quellen schwierig. Im Europäischen Schadstoffemissionsregister ist zurzeit nur ein Betrieb der chemischen Industrie gelistet, der direkte Einleitungen von Schadstoffen in Gewässer über dem Schwellenwert der zu meldenden Stoffe angegeben hat: Das Sodawerk in Staßfurt liegt mit Emissionen von Kupfer- (59,9 kg/a) und Arsen (8.98 kg/a) jedoch nur wenig über den Schwellenwerten von 50 bzw. 5 kg/a.

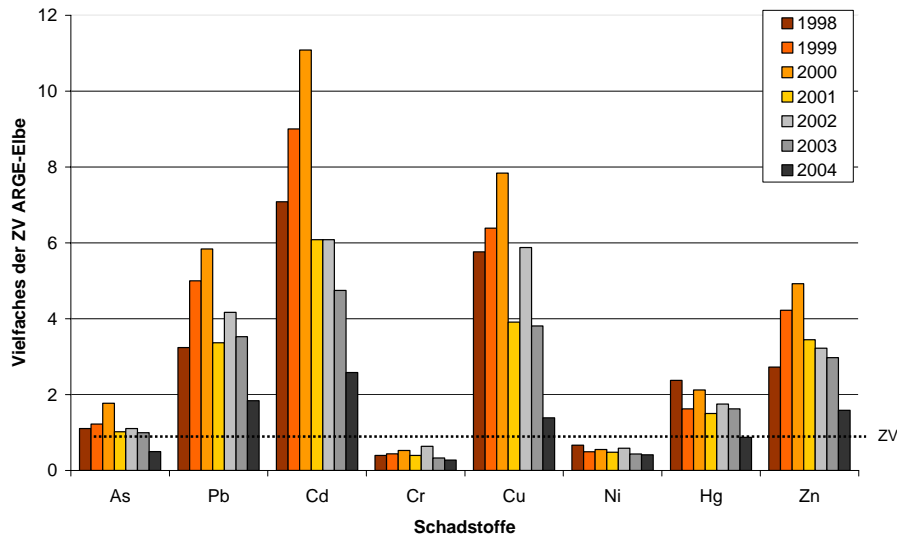


Abb. 5-96: Überschreitungen der Zielvorgabe (ZV) der ARGE-Elbe durch Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen in Sedimenten in der Bode-Mündung von 1998 bis 2004.

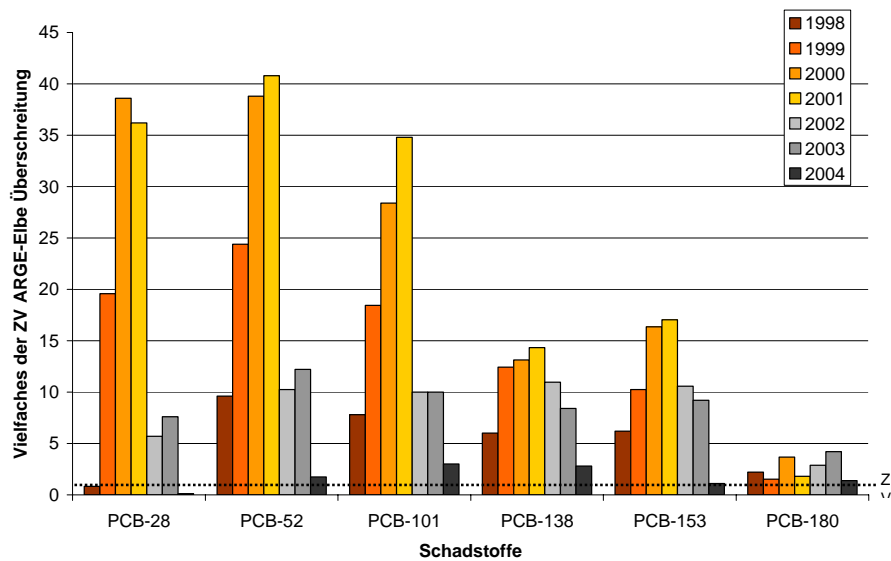


Abb. 5-97: Überschreitungen der Zielvorgabe (ZV) der ARGE-Elbe durch Konzentrationen von PCBs in Sedimenten in der Bode-Mündung von 1998 bis 2004.



In Frage käme auch hier die historische Belastung in Form von Resuspendierung von Altsedimenten, möglicherweise aus der Nähe von Staßfurt. Staßfurt hat eine lange Industriegeschichte, da sich durch den benachbarten Bergbau früh chemische Industrien ansiedelten. Hier befand sich der Magnesiumproduktionsbetrieb, der vermutlich für das Dioxin-Muster der Saale verantwortlich ist. Möglicherweise sind auch hier die historischen Quellen für die PCB-Belastung zu suchen.

5.3.2.4. Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse für die Saale

Erläuterung zu Tabelle 5-25:

Als Hinweis darauf, dass von einem Gebiet ein Risiko ausgehen kann, werden in der folgenden Tabelle die in diesem Kapitel diskutierten Informationen zu „Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen“, „partikelgebundenen Schadstofffrachten“, „Sedimentkontaminationen“, „Konzentrations-Abflussbeziehungen an der Mündung“, sowie zu potenziellen historischen Einleitungen (bekannt: ja; nicht bekannt: -) zusammengefasst. Je nach der Aussagekraft der Information (z.B. Schadstoffkonzentration im potenziellen Risikogebiet im Vergleich zu anderen Messstellen) wird sie differenziert in

deutlich: +++ ; erkennbar: ++ ; möglicherweise: +.

Bei den Konzentrations-/Abflussbeziehungen wird zwischen einer Schadstoffkonzentration, die bei erhöhtem Abfluss abnimmt () und einer Schadstoffkonzentration, die mit dem Abfluss ansteigt () unterschieden, wodurch Rückschlüsse auf die Lage der Sekundärkontamination gewonnen werden kann (siehe Seite 150)

Die zugrunde liegende Datenbasis wird jeweils unterschieden in

Gut: + ; ausreichend: +/- ; schwach: -

Als „gute Datengrundlage“ wird hier definiert, wenn die Detailinformation auf der Basis mindestens 6 Mal jährlich erhobener Schwebstoff-, Sediment- oder Frachtdaten getroffen wurde. Eine „ausreichende Datenbasis“ gründet sich auf mehrfache Probennahmen pro Jahr (aber weniger als 6), eine „schwache Datengrundlage“ besteht bei Einzeldaten, die z.B. jährlich erhoben werden.





Einem Gebiet wird **mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Risiko** (Rote Markierung) zugeordnet, wenn

- a) deutlich erhöhte Werte (Schwebstoffbelastung, Schadstofffrachten) dafür sprechen, dass ein Risiko aus einem Gebiet herrührt, und die Datenbasis gut ist
- b) wenn mehrere Indizien darauf hindeuten, dass es sich um ein Risikogebiet handelt, und potenzielle (historische) Ursachen bekannt sind, die die Kontamination plausibel machen, auch wenn die Datenbasis als schwach gilt.

Einem Gebiet wird **ein mögliches Risiko** (orange Markierung) zugeordnet, wenn es nur einzelne Hinweise auf eine Kontamination, die von diesem Areal ausgeht, gibt, und insbesondere, wenn keine historische Quelle bekannt ist, die zu dieser Verunreinigung geführt haben könnte. In diesem Fall ist die Frage, ob es sich um ein Risikogebiet handelt, durch weitere Untersuchungen zu klären.


Ein Risiko kann nicht belegt werden (graue Markierung), wenn nur es nur ein einziges Indiz für ein Gebiet bei unsicherer Datenlage gibt.

Tab. 5-25: Zusammenfassende Übersicht über Areas of Risk, deren Herleitung und Bewertung im Saaleeinzugsgebiet

Schadstoff	Relevanz (nach Kapitel 5.2)	Potenzielle Risikogebiete	Schwebstoff- belastung	Datengrundlage	Schwebstofffracht	Datengrundlage	Sedimentkontam.	Datengrundlage	Konzentrations/Durch- flussbeziehung an der Mündung	Ausprägung ²⁸	Emissionen nach EPER ²⁹	Primäre Quelle bekannt?	Schlussfolgerung
Hg	> 5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenberg)	+	+++	-	+++	-		+++	+/-	ja	
Zn	> 5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenberg)	+	+++	-	+++	-		+++	+	ja	
		Weißer Elster	+++	+/-	+++	-						ja	
		Bode			+++	-						-	
Cu	3-5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenberg)	+			+++	-		++	+/-	ja	
		Bode			+++	-	+++	-				-	
		Schlenze, Mansfelder Land			+++	-						ja	
Pb	3-5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenberg)	+			+++	-		+++	+/-	ja	
		Bode			+++	-	+++	-				-	

²⁸ deutlich (+++), erkennbar (++), möglicherweise (+)

²⁹ +: > 10 % der partikulär gebundenen Jahresfracht; +/-: Einleitung verzeichnet, Anteil an der partikulär gebundenen Jahresfracht <10%

Schadstoff	Revelanz (nach Kapitel 5.2)	Potenzielle Risikogebiete	Schwebstoff- belastung	Datengrundlage	Schwebstofffracht	Datengrundlage	Sedimentkontam.	Datengrundlage	Konzentrations/Durch- flussbeziehung an der Mündung	Ausprägung ³⁰	Emissionen nach EPER ³¹	Primäre Quelle bekannt?	Schlussfolgerung
PCB	3-5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale insbesondere in Bernburg					+	-	Nicht deutlich			-	
		Weißer Elster			+++	-						-	
		Bode			++	-	+++	-				-	
γ-HCH	2-5	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenburg, seit 2003)	+							-		
DDX	2	Kontaminierte Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	++ (Groß Rosenburg)	+		++ (einzelne Daten)	-	Nicht deutlich			-		
TBT	2	Weißer Elster	+++	- ³²					Nicht deutlich			ja	
Cd	2	Weißer Elster			+++	-	+++	+ ³³			+	ja	
		Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg	+++ (Groß Rosenburg)	+	+++	-	+++	-				ja	

³⁰ deutlich (+++), erkennbar (++) , möglicherweise (+)

³¹ +: > 10 % der partikulär gebundenen Jahresfracht; +/-: Einleitung verzeichnet, Anteil an der partikulär gebundenen Jahresfracht <10%

³² Hohe Unsicherheiten in der chemischen Analyse.

³³ Fritsche und Zerling, 2000

Schadstoff	Relevanz (nach Kapitel 5.2)	Potenzielle Risikogebiete	Schwebstoff- belastung	Datengrundlage	Schwebstofffracht	Datengrundlage	Sedimentkontam.	Datengrundlage	Konzentrations/Durch- flussbeziehung an der Mündung	Ausprägung ³⁴	Emissionen nach EPER ³⁵	Primäre Quelle bekannt?	Schlussfolgerung
Cd fortg.	2	Bode					+++	-				-	
		Schlenze (Mansfelder Land)					+++	-				ja	
Ni	2	Sedimente im Gewässerbett der Saale stromabwärts von Bad Dürrenberg							Nicht deutlich		+	ja	
		Weißer Elster			+++	-						-	
		Bode			++	-						-	

³⁴ deutlich (+++), erkennbar (++) , möglicherweise (+)

³⁵ +: > 10 % der partikulär gebundenen Jahresfracht; +/-: Einleitung verzeichnet, Anteil an der partikulär gebundenen Jahresfracht <10%

In der Saale besteht für die Schwermetalle Quecksilber, Zink, Kupfer, Blei und Cadmium eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass das Gewässerbett der Saale selbst die Risikoregion darstellt. Die Einträge erfolgten historisch zwischen den Messstellen Bad Dürrenberg und Planena. Die kontaminierten Sedimente verlagern sich flussabwärts, worauf die hohe Schwebstoffbelastung hinweist. Die gegenläufige Konzentrations-/Abflussbeziehung bei diesen Metallen, sowie insbesondere bei Quecksilber die sehr hohe Belastung schwebstoffbürtiger Sedimente im Mündungsbereich der Saale, die näherungsweise der Sedimentkonzentration entspricht, lässt eine leichte Remobilisierbarkeit bei Niedrigwasser, z.B. durch Schiffsbewegungen vermuten.

Für Zink und Cadmium ist auch die Weiße Elster mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Risikogebiet, wobei fraglich ist, wie viel tatsächlich in die Saale hineintransportiert wird und wie viel sich im Mündungsbereich der Weißen Elster ablagert. Für Kupfer erfolgen ebenfalls sehr wahrscheinlich Einträge über die Schlenze aus dem Mansfelder Land.

Hinweise aus Schwebstofffrachtberechnungen und Sedimentproben deuten auf eine mögliche Bedeutung der Bode als Risikogebiet für Kupfer, Blei, PCB, Cadmium und Nickel hin. Zur Zeit liegen jedoch nur Einzelmessungen vor, die sich ausschließlich auf die Mündung der Bode beziehen, nicht jedoch den Nebenfluss selbst erfassen. Zudem sind keine Quellen bekannt, die z.B. zu einer PCB-Emission hätten führen können. Dennoch sind die PCB-Kontaminationen im Mündungsbereich hoch. Weitere Untersuchungen zu Schwebstofffrachten aus der Bode sollten durchgeführt werden, um die Bedeutung dieses Flusses zu klären.

Zusätzliche Untersuchungen sind erforderlich bezüglich der Herkunft von γ -HCH und DDX-Verbindungen, die mit einer Relevanz von 2 der Saale zugeordnet wurden. Die Datenbasis für diese Schadstoffe ist unzureichend, zudem gibt es keine Hinweise auf mögliche Produktionsstätten, die für Einträge verantwortlich gewesen sein könnten. Da die HCH-Konzentrationen in Schwebstoffen, die bei Groß Rosenburg gemessen wurden, seit 2003 angestiegen sind, sind auch hier weitere Messungen notwendig.

Weitere Risikopotenziale im Saaleinzugsgebiet konnten auf Grund der Datenlage nicht bewertet werden. Regionen, die als Quellen der Nachlieferung belasteter Schwebstoffe fungieren können, werden von Theile benannt (Theile, 2001). Dazu gehören beispielsweise die in mehrere Nebenarme verzweigte Saale im Stadtgebiet Halle (Wilde Saale), die Wipper (früher beeinflusst durch Hütten des Mansfelder Kupferbergbaureviers) sowie der Schlüsselstollen, in dem in der früheren DDR hoch schwermetallbelastete Theißenschlämme versenkt wurden. Hinsichtlich der Nachlieferung belasteter Schwebstoffe besteht aus der Sicht von Theile Klärungsbedarf bezüglich

- der Konsistenz, Festigkeit und Lagerungsstabilität/hydraulischer Beweglichkeit der lagernden Sedimente
- dem Zusammenhang zwischen hydraulischer Beweglichkeit und Hochwässern
- einem möglicherweise bestehenden Gleichgewichtszustand zwischen dem Abtrag belasteter Sedimente und der Auflandung unbelasteter Sedimente aus dem Oberlauf, der durch „Deckelung“ der belasteten Sedimente die Nachlieferung belasteter Schwebstoffe reduziert.

5.3.3 Zuflüsse, historische Punktquellen, rezente Einleitungen und Risikogebiete entlang des Elbestroms

5.3.3.1 Die Triebisch

Als unter Umständen relevante Punktquelle für Cadmium ist die Triebisch zu nennen: die mit 37 km Länge und einem Einzugsgebiet von 179 km² ein kleiner Nebenfluss der Elbe ist. Sie nimmt bei Rothschönberg durch den tiefgelegenen Entwässerungsstollen Rothschönberger Stolln die Bergbauwässer des Freiburger Bergbaureviers auf und mündet nach Durchfließen des Triebischtals in Meißen in die Elbe (Abb. 5-98). Die Zink- und Cadmiumfrachten des Rothschönberger Stollns sind höher als die der Freiburger Mulde. Aufgrund des geringen Abflusses der Triebisch bei Rothschönberg wird vermutlich nur ein geringer Verdünnungseffekt erzielt (Kunau, 2004).

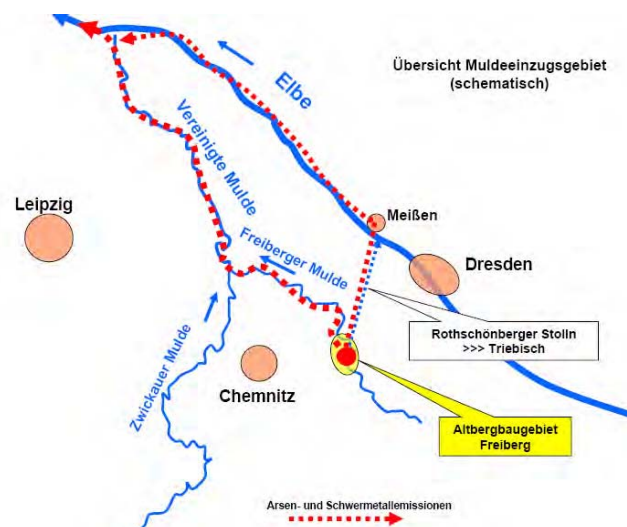


Abb. 5-98: Schematische Übersicht über das Muldeeeinzugsgebiet mit Rothschönberger Stolln (aus Vortrag Kauk, Freiburger Altbergbaurevier, Umweltbundesamt)

In der Triebisch wurden und werden durch das LfUG Dresden Schwebstoffmessungen durchgeführt, allerdings in so geringer Dichte, dass auch Naumann et al. (2003, BfG-1382) von der Berechnung von Jahresfrachten absehen. Die folgenden Aussagen zu Tagesfrachten sind auf der Basis der Daten der GKSS-Hubschrauberbefliegungen errechnet: An den Messstellen Pillnitz und Dommitzsch/Torgau wurden an den Stichtagen, die in den Jahren 1993, 1998 und 2003 in Niedrigwasserzeiten lagen, Tagesschwebstofffrachten errechnet, die in Pillnitz zwischen 120 – 280 t/d und in Dommitzsch zwischen 268 und 375 t/d lagen. Die mittleren Cadmium-Schwebstoffdaten der Elbefrachten übersteigen die der Triebisch um den Faktor 37 bis 116. Im Vergleich dazu sind die Cadmiumgehalte an Schwebstoffen der Triebisch 8 bis 62 mal so hoch wie die der von oberstrom kommenden Elbe (Abb. 5-99). Entsprechend könnte insbesondere während der Niedrigwasserzeiten die Triebisch eine relevante Eintragsquelle für Cadmium sein.

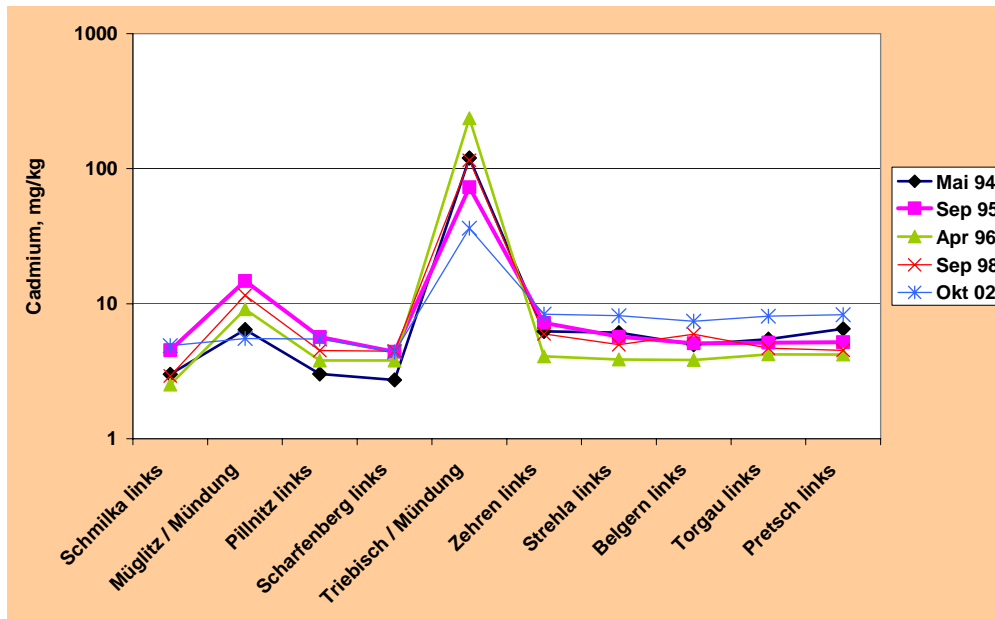


Abb. 5-99: Cadmium in Schwebstoffen zwischen 1994 und 2003 (Daten GKSS)

5.3.3.2 Potenzielle rezente und historische industrielle Quellen

1991 wurden als Hauptabwassereinleiter der Industrie an der mittleren Elbe von der Saalemündung bis zur ehemaligen Staatsgrenze zur Bundesrepublik einschließlich Spree und Havel eine Zahl verschiedener Produktionsstätten der chemischen Industrie, der Nahrungsmittelproduktion, Leder- und Zellwolleproduktion sowie eine Reihe landwirtschaftlicher Betriebe und solcher aus der Nahrungsmittelproduktion genannt (Brodtmann & Karras, 1991). Im Vergleich zu diesen Haupteinleitern der 5 neuen Bundesländer galt die Abwasserlast der in Berlin angesiedelten Berlin-Chemie und Berliner Metallhütten- und Halbzeugwerke aufgrund besserer Abwasserreinigung als relativ unbedeutend (Brodtmann & Karras, 1991).

Heute sind einige der ehemaligen Industriestandorte als ökologische Großprojekte ausgewiesen, so zum Beispiel auch die ehemalige Zinkhütte Magdeburg-Rothensee. Nach Aussagen des Landesamtes für Altlastenfreistellung Sachsen-Anhalt sind aus diesem Areal keine Emissionen von Zink oder Cadmium zu erwarten (E. Schaffranka, LAF, persönliche Mitteilung).

Im Gewässerabschnitt, in dem die Elbe die frühere deutsch-deutsche Grenze bildete (westlich von Wittenberge bis ca. 50 km vor Hamburg), gab es keine Industrieansiedlungen. Ergebnisse des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft und Küstenschutz zur Schwermetallkontamination von Sedimenten (genommen mit Van-Veen-Greifer) zeigen auch an den Zuflüssen zur niedersächsischen Elbe keine Schwermetallbelastung, die auf die Existenz von (historischen) Punktquellen hinweisen würde (Schulze, 2001).

An rezenten Einleitern entlang der Elbe verzeichnet das Europäische Schadstoffemissionsregister EPER eine Zellstofffabrik bei Stendal, die 2001 6210 kg halogenhaltige organische Verbindungen pro Jahr einleitete, eine chemische Produktionsstätte bei Nünchritz mit einer Einleitung von 59 kg/a Kupfer, sowie eine in Rodleben, die mit der Einleitung von 33 kg/a Nickel im EPER verzeichnet ist.

Die Emissionssituation in Hamburg, die auf die Qualität des hier schwerpunktmäßig betrachteten Elbeabschnitts keine Auswirkungen hat, ist in der „Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente

im Elbeeinzugsgebiet“ (Heise *et al.*, 2005) ausführlich dargestellt. Das Kapitel „Das Gebiet Hamburgs mit Bezug auf „Substances of Concern“, u.a. TBT“ ist als Anlage 18 im Anhang vorhanden.

5.3.3.3 Die Bühnenfelder der Mittelelbe

Die Mittelelbe ist ein spezielles „Area of Risk“ innerhalb des Elbeeinzugsgebiets, da es mit 6900 Bühnen und großen Überflutungsgebieten durch umfangreiche Sedimentations-Resuspensionsprozesse geprägt wird. Während die Auen des norddeutschen Tieflandes als eine permanente Schwebstoffsенке anzusehen sind, erfahren im Gegensatz dazu Bühnenfelder ihren Stoffeintrag bei Mittel- und Niedrigwasserzeiten. Stoffaustrag kann hauptsächlich für Hochwasserzeiten angenommen werden. Daher können Bühnenfelder nur als temporäre Stoffsenken betrachtet werden. Die Zeiträume der Stoffspeicherung können allerdings sehr variabel sein.

In Kapitel 5.1 wurde die Schwebstoffdynamik im Elbeeinzugsgebiet umfassend erläutert. Unter Hochwasserbedingungen sind verschiedene Prozesse in Bühnen und Auen hintereinandergeschaltet. Bei Ansteigen des Abflusses wird das lockere Sediment in den Bühnen resuspendiert. Nach Untersuchungen von Schwartz und Kozerski (2004) führte das Extremhochwasser 2002 allein in einem Bühnenfeld bei Elbe-km 420 zu einer Erosion von ca. 200 m³ feinkörnigem, belastetem Sediment. Dieses erodierte Material bildet sich im Hochwasserfall als Schwebstoffpeak vor dem Abflusspeak ab.

Mit Erreichen des Ausuferungszustandes tritt ein weiterer, der Erosion aus den Bühnen gegenläufiger Prozess ein: die Überströmung der Auen und damit die Sedimentation der Schwebstofffracht. Von den Autoren der Studie konnten selbst nach den Extremhochwässern 2002 und 2006 auf Grünländern der Mittelelbe keine Erosionsspuren entdeckt werden. Auch großflächige Waldnutzungen führen im Hochwasserfall zu starkem Stoffrückhalt, wie die zeitlich hochaufgelösten Untersuchungen des UFZ, Inst. für Wasserbau (Stuttgart) und der Fa. ELANA im Bereich zwischen Mulde, Saale und Magdeburg gezeigt haben (Kap. 5.1). Im Hochwasserfall laufen in der Mittelelbe demnach zwei zeitlich versetzte Prozesse, Resuspension und Sedimentation ab.

Im Niedrigwasserfall können Bühnenfeldsedimente durch Bewirtschaftungsarbeiten resuspendiert werden. Um Reparaturarbeiten an den Bühnen selbst durchführen zu können, muss der Wasserstand gering sein, gleichzeitig müssen die Baggerschiffe Zugang zur Bühne erhalten. Zu diesem Zweck kann ein „Transportweg“ in die Bühne gebaggert werden, der den Schiffen das manövrieren ermöglicht. Dieser zentrale Kanal muss durch den Teil der Bühne führen, an dem sich die feinen und kontaminierten Sedimente absetzen, die im Rahmen der Tätigkeiten wieder in die Elbe eingebracht werden (René Schwartz, BSU, persönliche Mitteilung).

Abbildung 5-100 zeigt exemplarisch die Quecksilberfrachten in Magdeburg und Schnackenburg zwischen 1996 und 2005 im Vergleich zum Abfluss (Monatsmittelwerte) bei Schnackenburg. Diese beiden Stationen wurden für den Vergleich ausgewählt, weil in Magdeburg bereits die Frachten von Saale und Mulde mitgeführt werden und sich Schnackenburg am unterstromigen Ende der buhnenreichen Mittelelbe befindet. Zwischen Magdeburg und Schnackenburg liegen ca. 4300 Bühnenfelder und umfangreiche Überschwemmungsflächen. Zwischen Magdeburg und Schnackenburg ist keine weitere Quecksilberquelle bekannt. Eine Frachtzunahme zwischen den beiden Stationen, die, wie aus Abbildung 5-100 ersichtlich wird, bei hohen Abflüssen am größten

ist, ist daher vermutlich in erster Linie auf Resuspendierung von Sedimenten aus Bühnenfeldern zurückzuführen.

In den Abbildungen 5-101 bis 5-103 sind die Differenzen der Jahresfrachten verschiedener Schadstoffe zwischen Schnackenburg und Magdeburg für die Jahre 1997 bis 2005 dargestellt. Eine positive Differenz bedeutet eine Frachtzunahme in Schnackenburg, eine negative Differenz, dass die Frachten in Magdeburg höher waren.

Aus diesen Abbildungen ist zu ersehen, dass alle betrachteten Schadstoffe eine ausgeprägte Frachtzunahme zwischen Magdeburg und Schnackenburg in den Jahren von 1997 bis 1999 bzw. 2000 zeigten. Wenn es keine weiteren Quellen gäbe, so leisteten die Bühnenfelder in dem betrachteten Elbgebiet durch Resuspendierung von Schadstoffen einen erheblichen Beitrag zur Gesamtfracht.

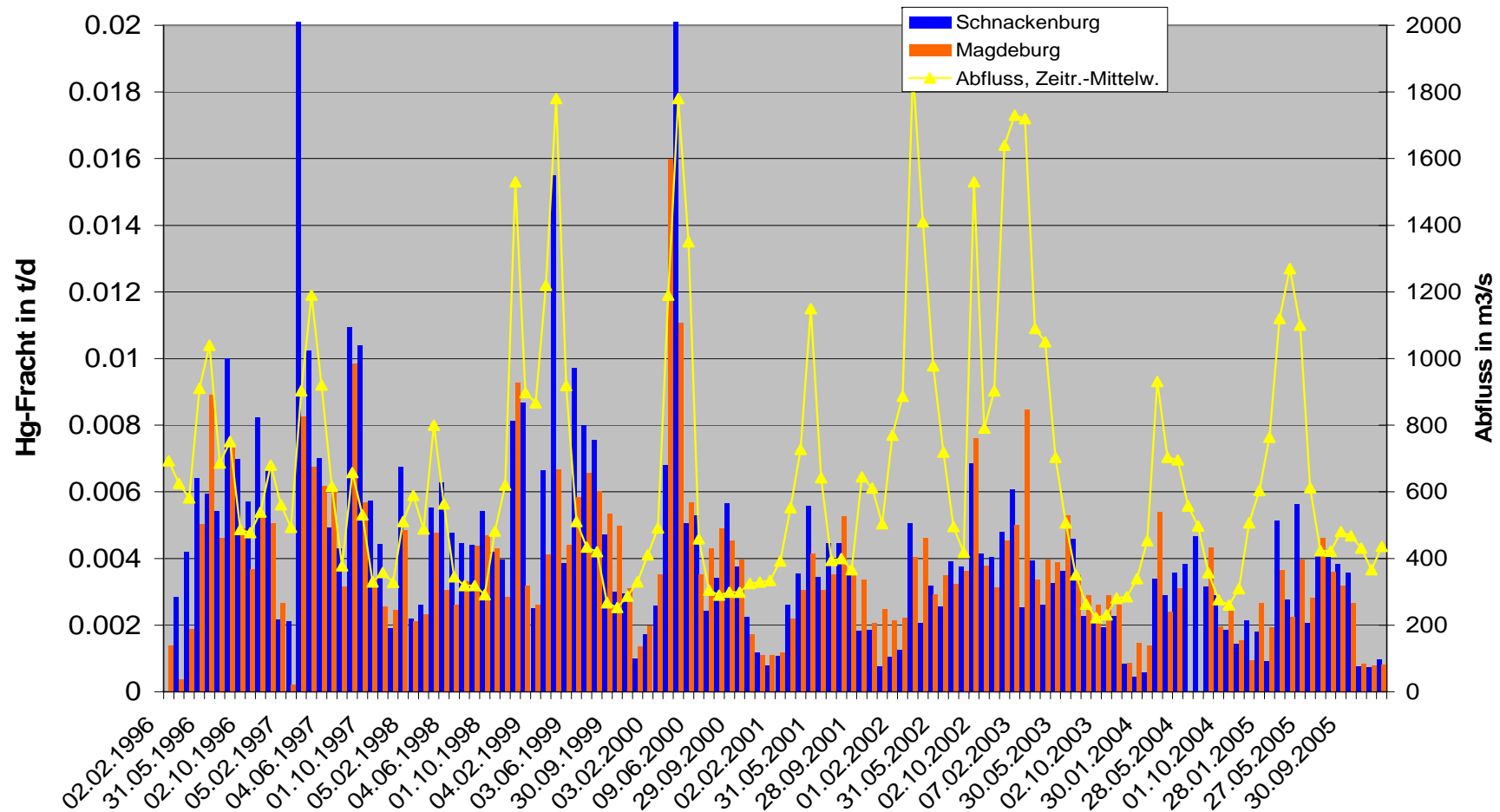


Abb. 5-100: Monatlich ermittelte Quecksilberfrachten, umgerechnet in Tonnen pro Tag in Schnackenburg und Magdeburg zwischen 1996 und 2006 im Vergleich zu den monatlich gemittelten Abflussdaten bei Schnackenburg (Daten: ARGE-Elbe)

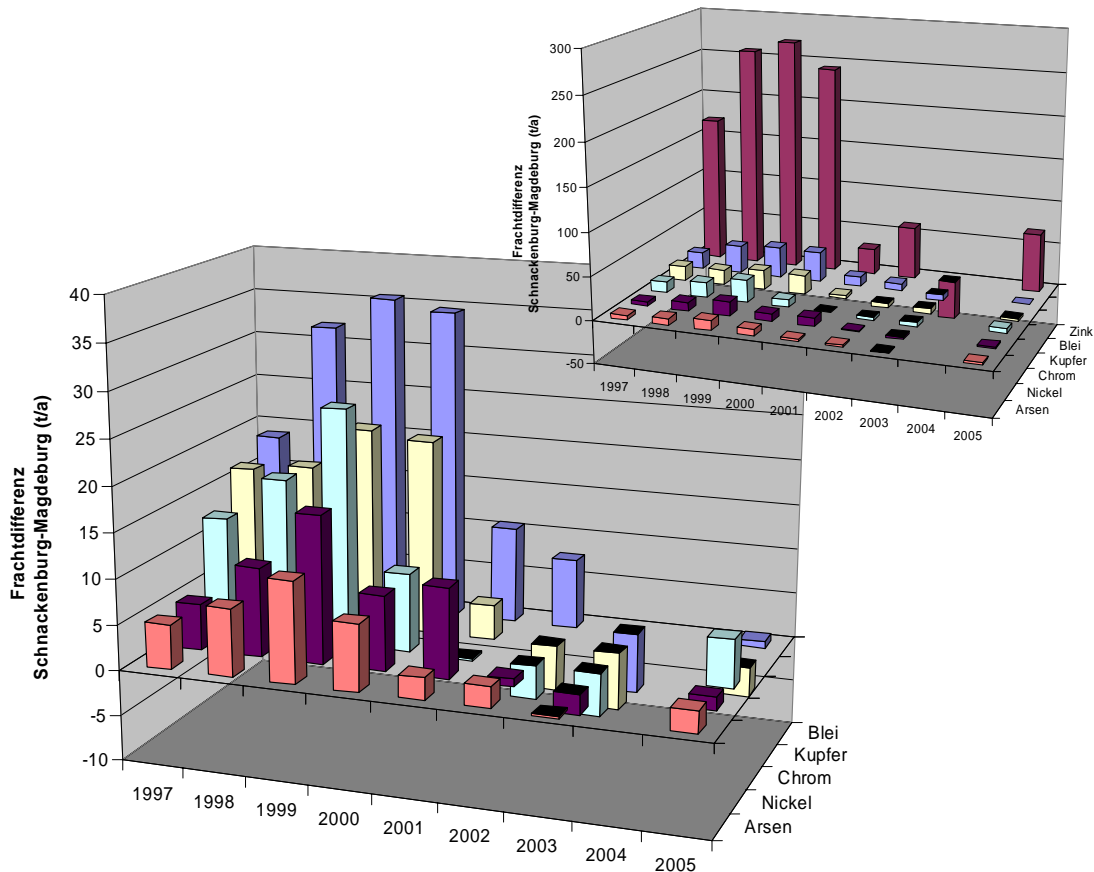


Abb. 5-101: Frachtdifferenzen zwischen Magdeburg und Schnackenburg als Indikator der Resuspension von partikulär gebundenem Arsen, Nickel, Chrom, Kupfer und Blei aus Bühnenfeldern. Die oben rechts eingblendete Graphik zeigt die hohen Zinkfrachten im Vergleich zu den übrigen Schadstoffen im unteren Bild (Daten: ARGE-Elbe).

Die Annahme, dass erhebliche Resuspensionen aus den Bühnenfeldern erfolgen, deckt sich mit Berechnungen von Schwartz und Kozerski, die an einzelnen Bühnenfeldern der Mittel- und Unterelbe (km 420,9) Muddedepots bezüglich ihres Volumens und ihrer stofflichen Qualität untersuchten (Schwartz & Kozerski, 2003). Hochgerechnet auf einen Musterabschnitt von einem Kilometer Länge ergeben sich folgende Mengen an feststoffgebundenen Nähr- und Schadstoffen (bei Schwermetallen nur anthropogene Anteile): 287 t organischer Kohlenstoff, 17,6 t Phosphor, 17,4 t Stickstoff, 16,7 t Schwefel sowie 8,6 t Zink, 1,1 t Kupfer, 0,9 t Blei, 0,4 t Chrom und 0,2 t Nickel. Cadmium und Quecksilber wurden nicht bestimmt.

Spätestens ab 2001 geht die errechnete Differenz auf der Grundlage der Frachtdaten von Magdeburg und Schnackenburg – und damit der Beitrag der Bühnen – bei allen Schwermetallen und Arsen zurück und kehrt sich teilweise sogar um. Daraus ließe sich schlussfolgern, dass es zumindest zwischen 2001 und 2005 zu einem ausgeprägten Rückgang der aus den Bühnenfeldern resuspendierten Schadstofffrachten kam. Eine teilweise sogar negative Differenz würde bedeuten, dass die Frachten in Magdeburg höher waren als in Schnackenburg, obwohl, wie aus Abbildung 5-101 zu ersehen ist, auch in diesem Zeitraum mehrere Hochwasser lagen. Zu vermuten ist deshalb, dass bei den betroffenen Schadstoffen die Ablagerung in Auen eine größere Rolle spielte, als die Resuspension aus Bühnenfeldern.

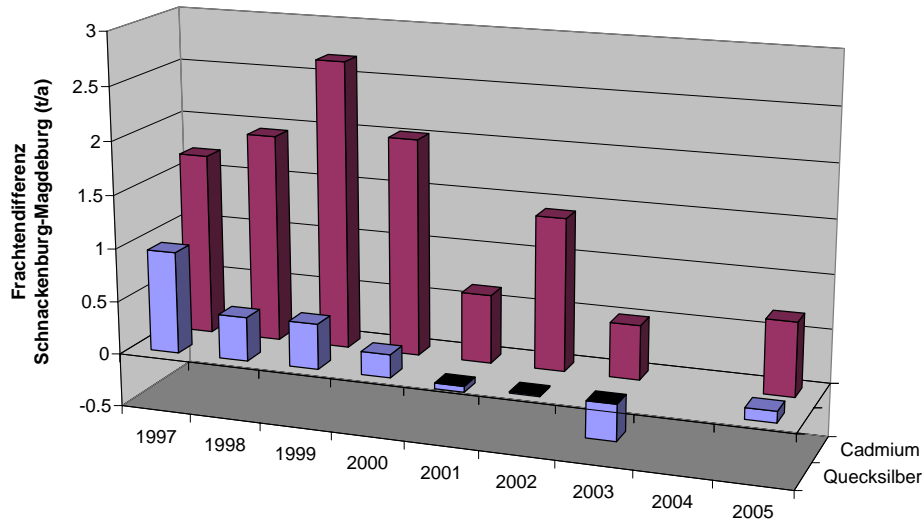


Abb. 5-102: Frachtdifferenzen zwischen Magdeburg und Schnackenburg als Indikator der Resuspension von partikulär gebundenem Cadmium und Quecksilber aus Bühnenfeldern (Daten z. Vf. gestellt von der ARGE-Elbe)

Für Cadmium und Quecksilber zeigte sich in Kapitel 5.2, dass eine Frachtreduzierung in einem Umfang, der die Bewirtschaftungsziele gewährleisten würde, auf der Basis einer Bewirtschaftung der Nebenflüsse und der Tschechischen Republik nicht möglich sein wird. Eine Erklärung hierfür war, dass weitere Schadstoffdepots, die nicht über die Teileinzugsgebiete erfasst würden, zur Schadstofffracht beitragen würden. Aus Abbildung 5-103 wird ersichtlich, dass Cadmium als einziger Schadstoff über das Jahr berechnet keine negativen Differenzen aufweist. Dies deutet darauf hin, dass in allen betrachteten Jahren ein Netto-Austrag aus den Bühnenfeldern zwischen Magdeburg und Schnackenburg erfolgte, bzw. weitere Cadmium-Quellen wie z.B. aus Magdeburg-Rothensee zur Cadmium-Fracht beigetragen haben. Bei Quecksilber dagegen zeichnet sich der gleiche Trend ab wie bei den anderen Schadstoffen: Ab 2000 wird deutlich mehr auf der betrachteten Strecke festgelegt, als vor 2001 und teilweise auch als über Magdeburg eingetragen wird.

Der gleiche Trend wie bei den Schwermetallen ist auch bei organischen Schadstoffen festzustellen. Abbildung 5-103 gibt die Frachtdifferenzen zwischen Schnackenburg und Magdeburg für einige ausgesuchte organische Substanzen an. Auch hier kehrt sich das Verhältnis im Jahre 2000 um, und es wird eine höhere Fracht in Magdeburg gemessen als in Schnackenburg ankommt. Eine Ausnahme im Jahr 2005 bildet pp'-DDD, das in dem Jahr deutlich höhere Frachten in Schnackenburg zeigt. Dies deckt sich mit der Beobachtung der Hafenbehörde Hamburg, die seit Ende 2004 eine erhöhte DDX-Belastung in den Hafensedimenten verzeichnet. Eine Erklärung steht bislang noch aus.

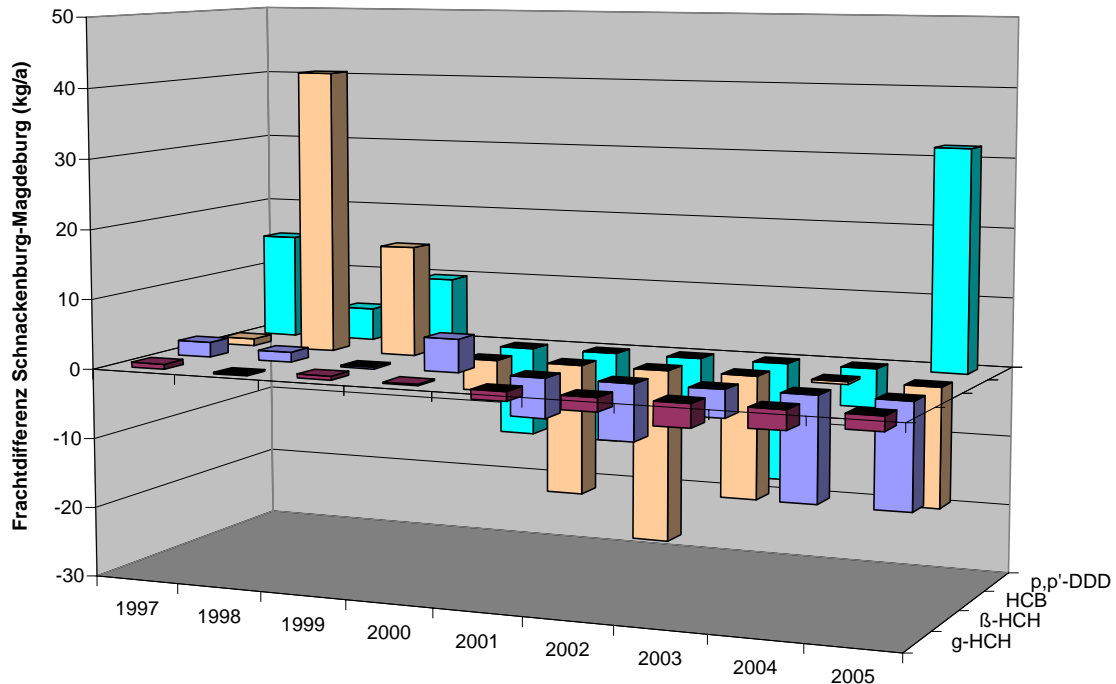


Abb. 5-102: Frachtdifferenzen zwischen Magdeburg und Schnackenburg als Indikator der Resuspension von partikulärgebundenem γ und β -HCH, HCB und exemplarisch von pp'-DDD aus Bühnenfeldern. (Daten z. VfG. gestellt von der ARGE-Elbe).

Schadstoffübergreifend lässt sich somit sagen, dass der Anteil der Bühnen zwischen Magdeburg und Schnackenburg an der Schadstofffracht im Jahre 2005 auf geringe Werte zurückgegangen zu sein scheint. Eine Ausnahme bilden hier Cadmium, wo jedoch auch eine deutliche Verringerung der Austräge aus den Bühnenfeldern zu verzeichnen ist, und pp'-DDD, das im Jahre 2005 eine deutliche Zunahme der Fracht bei Schnackenburg verzeichnet.

Einschränkend muss hier folgende Aspekte hingewiesen werden: Da die Messstelle Magdeburg vor der Stadt liegt, können hier diffuse Einträge der Stadt Magdeburg das Ergebnis verändern. Weiterhin können unterschiedliche pH-Werte und Salzgehalte (die Messstation Magdeburg liegt in der Fahne der Saale mit ihren erhöhten Salzgehalten) zu einer Veränderung der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle (insbesondere Cadmium) entlang der Elbe führen (Michael Bergemann, Wassergütestell Elbe, persönliche Mitteilung). Nach Untersuchungen des UFZ zeigen die Schwebstofffrachten in Magdeburg außerdem starke Schwankungen im Vergleich zu Messungen auf, die im Querprofil genommen wurden (Untersuchungen von M. Baborowski, unveröffentlicht).

Es ist jedoch fraglich, inwieweit diese Faktoren zur Ausbildung der in den Abbildungen 5-101 und 5-103 dargestellten Trends der Jahre 2000 bis 2005 beigetragen haben können.

Beobachtungen zeigen zudem, dass es einen Trend zu weniger Schlick in den Bühnenfeldern gibt, (Michael Bergemann, WGE; persönliche Mitteilung) und stützen damit die Hypothese, dass es seit 2000 zu einer Verringerung der Resuspension aus den Bühnenfeldern zwischen Magdeburg und Schnackenburg gekommen ist. Möglicherweise ist ein Grund in den Hochwasserereignissen von 2002, 2003 und 2006 zu finden und der damit verbundenen Sedimentfestlegung in den Auen.

Tabelle 5-26 gibt den prozentualen Anteil wieder, den die ermittelten Frachtdifferenzen („Bühnenfelder“) zwischen Magdeburg und Schnackenburg an der Jahresfracht der anorganischen

Schadstoffe ausmachen. Hierbei muss betont werden, dass sich 2600 Bühnenfelder stromaufwärts von Magdeburg befinden, die hier nicht mit erfasst werden und bei denen es unklar ist, ob sie sich ebenso verhalten. Aus der Abbildung 5-102 lässt sich jedoch auch ein abnehmender Trend bei Magdeburg erkennen.

Tab. 5-26: Schadstofffrachtzunahme zwischen Magdeburg und Schnackenburg 1997 und 2005 („Bühnenfelder“), die Jahresfrachten sowie der Anteil der resuspendierten Fracht an der Jahresfracht (Daten: z. Vfg. gestellt von der ARGE-Elbe)

		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	As
1997	„Bühnenfelder“	0,96	1,7	18,9	170	16,8	13	5,13	5
	Jahresfracht	2,7	4,7	81	730	76	69	34	18
	%	35,6	36,2	23,3	23,3	22,1	18,8	15,1	27,8
2005	„Bühnenfelder“	0,1	0,68	0,77	68	-3,2	5,4	1,4	2,4
	Jahresfracht	1,1	2,3	37	380	30	34	19	12
	%	9,1	29,6	2,1	17,9		15,9	7,4	20,0

Der Anteil der Bühnenfelder zwischen Magdeburg und Schnackenburg lag noch 1997 bei allen Schadstoffen höher als 15 %, bei Quecksilber und Cadmium sogar bei über 30%. Insbesondere bei Quecksilber, Kupfer und Blei scheint sich dieser Anteil drastisch verringert zu haben. Cadmium dagegen wird 2005 nach dieser Abschätzung zu immer noch fast 30 % aus den genannten Bühnenfeldern ausgetragen, wobei hier die Quellen aus dem Bereich Magdeburg einen Einfluss haben könnten.

5.4 Zusammenfassung

Dieses Kapitel dient der Lokalisierung der Gebiete im deutschen Einzugsgebiet, die am stärksten zur Belastung der Elbe beitragen. Die Ausweisung der „Areas of Risk“, die maßgeblich zu den Schadstofffrachten der Mulde, der Saale und, letztendlich, der Elbe beitragen, soll die Basis für die Planung von Maßnahmen und für eine Möglichkeitsprüfung durch die entsprechenden Autoritäten bilden, ob und mit welchem Aufwand die primären oder sekundären Quellen reduziert werden können. Welche Maßnahmen potenziell machbar sind, wird im nächsten Kapitel 6 („Maßnahmen“) beschrieben.

Für die Identifizierung der primären und sekundären Quellen im Einzugsgebiet der Saale wurden zum einen Daten zu Sediment- und Schwebstoffbelastungen der Länder und der ARGE-Elbe verwendet, sowie Berichte u.a. der Sächsischen Akademie der Wissenschaften und der BfG. Das Europäische Schadstoffemissionsregister gab einen Überblick über gegenwärtig verzeichnete industrielle Direkteinleitungen im Einzugsgebiet.

Ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen im Schwebstoff mit den jeweiligen Abflussbedingungen wurde mehrfach herangezogen, um auf die Entfernung der Quellen von der Messstation zu schließen. Bei verdünnender Wirkung hoher Abflüsse wird angenommen, dass sich

die Quelle soweit flussaufwärts befindet, dass die über sie eingetragenen partikulären Schadstoffkonzentrationen durch Partikel anderer Herkunft bis zur Messstelle verdünnt werden. Bei einem Anstieg der Schadstoffkonzentration mit dem Abfluss liegt vermutlich eine Quelle vor, die durch den erhöhten Wasserstand (Altlast im Überflutungsraum) oder durch die höhere Strömungsgeschwindigkeit (kontaminierte Altsedimente im Flussbett) stärker angegriffen wird. Im Falle der Saale kommt noch ein weiterer Aspekt hinzu: Sehr hohe Schadstoffkonzentrationen nahe der Mündung bei Niedrigwasser (Rosenburg), die fast den hohen Sedimentwerten bei Groß Rosenburg entsprechen, lassen eine Resuspendierung von Sedimenten durch den Schiffsverkehr während Zeiten niedrigen Wasserstands vermuten.

Weitere Rückschlüsse auf die Herkunft der Verunreinigungen wurden aus der Zusammensetzung von Stoffgemischen, z.B. der verschiedenen Isomere des HCHs oder DDT und seiner Metabolite, gezogen. Als Tracer für Frachtbeiträge lassen sich außerdem Dioxine einsetzen, da ihre komplexen Kongenerenmuster stabil sind und charakteristisch für den Produktionsprozess aus dem sie stammen. Damit ist die Zuordnung einer Dioxinfracht zum Ausgangsort möglich (siehe Anlage 1, Bericht von *quo data GmbH*).

Mithilfe dieser verschiedenen Methoden wurden in der Mulde zwei Gebiete identifiziert, von denen aus Schadstofffrachten die Qualität des Einzugsgebiets der Elbe stromabwärts beeinträchtigen können: das Spittelwasser für HCH, DDX, Dioxine und TBT, und der Altbergbau, insbesondere in der Freiburger Mulde, für Arsen und Cadmium. Hier sind als „Hot spots“ die Muldehütten bei Freiberg (As) und Hilbersdorf (Cd) zu nennen. Für die HCH und DDX wird entsprechend der Konzentrations-Abflussbeziehung angenommen, dass die Pestizide vornehmlich aus dem Überschwemmungsbereich des Spittelwassers in die Elbe eingetragen werden, hier ist jedoch weitere Untersuchungen notwendig. Bei den Dioxinen sind extrem hohe Konzentrationen in den mobilisierbaren Sedimenten des Spittelwassers zu verzeichnen. Hinweise gibt es weiterhin auf eine frühere Einleitung oberstromig von Jeßnitz.

Für die Saale spielen kontaminierte Altsedimente im Fluss die größte Rolle. Diese werden mit der Strömung in Richtung Saalemündung transportiert, so dass es zu einer Verlagerung von Belastungsschwerpunkten mit der Zeit kommt.

Von den Nebenflüssen ist insbesondere die Weiße Elster, aber möglicherweise auch die Bode als Risikogebiet zu identifizieren. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden durch die Weiße Elster Zink und Cadmium, in geringerem Maße vermutlich auch Quecksilber, Blei und TBT, die auf Einleitungen ehemaliger Industriebetriebe u.a. bei Greiz-Dölau zurückzuführen sind.

Die Schadstoffe liegen in den Sedimenten zahlreicher Staubereichen vor, so z.B. im Elsterbecken in Leipzig. Sie sind teilweise sehr mobil sind und werden schon bei leicht erhöhten Abflussbedingungen resuspendiert. Die hohen Schadstoffgehalte in den Sedimenten der großen Talsperren werden vermutlich erst bei einem HQ von 100 mobilisiert. Durch Retentionsräume an der Flussmündung, die bei einem Hochwasser der Weißen Elster überflutet werden, wird jedoch ein großer Teil der flussabwärts transportierten Schadstoffe festgelegt, bevor sie die Saale erreichen.

Für die Bode liegen wenige Daten vor. Schwebstoffmessungen an der Mündung sowie teilweise hohe Sedimentkonzentrationen im Mündungsbereich lassen vermuten, dass dieser Nebenfluss eine Bedeutung für die Schadstoffbelastung der Saale und der Elbe haben kann. Weitere Untersuchungen mit Schwebstoffmessungen entlang der Bode werden hiermit angeregt.

Das Gros der Sedimente, die resuspendiert werden, ist vermutlich im Hauptstrom der Saale zu suchen. Zwischen Bad Dürrenberg und Planena befanden Standorte ehemaliger Chemiebetriebe,

die in erheblichem Maße zur Kontamination der Saale beigetragen haben. Auch heute noch sind die industriellen Direkteinleiter in diesem Gebiet ansässig. Weiterhin sind Betriebe bei Schkopau und bei Bernburg mit meldepflichtigen Einleitungen gelistet. Die Sedimentbelastungen der Saale nehmen flussabwärts zu und sind bei der unterstromigen Sediment-Messstelle Bernburg am höchsten. Die Schadstoffkonzentrationen für Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink im schwebstoffbürtigen Sediment bei Rosenberg nahe der Saalemündung zeigen saisonal unabhängig Konzentrationen während der Niedrigwasserphasen, die der in den Sedimenten teilweise gleich kommen, so dass hier eine nur geringe Verdünnung aufzutreten scheint. Zu erklären ist dies möglicherweise durch Schiffsbewegung, die insbesondere in Zeiten geringer Wasserführung die belasteten Sedimente nahe der Mündung resuspendiert.

Um Areas of Risk für organische Schadstoffe mit hoher Wahrscheinlichkeit zu identifizieren, fehlen zurzeit die Daten.

Die Bilanzierung der Frachtdaten in den Kapiteln 5.1 und 5.2 hatte gezeigt, dass in Schnackenburg bei allen Schadstoffen eine höhere Fracht eintrifft, als sie durch die einzelnen Nebenflüsse und den tschechischen Anteil erklärt werden kann. Es wurde angenommen, dass die im Hochwasserfall auftretende Erodierung von Sedimenten aus den Buhnen einen erheblichen Anteil daran hat, wobei gegenläufige Prozesse wie die dauerhafte Festlegung von Material in überfluteten Auen eine Bilanzierung erschwert.

Aus einem Vergleich der monatlichen Frachtdaten zwischen Magdeburg und Schnackenburg, zwischen denen 4300 der 6900 Buhnen der Mittelelbe liegen, konnte gezeigt werden, dass der Einfluss dieser Buhnen, der 1997 noch bis zu 36 % der Fracht bei Schnackenburg ausmachte, sich seit 2001 deutlich reduzierte. Für 2005 wurde auf der Basis der vorliegenden Daten berechnet, dass die Buhnen in diesem Gewässerabschnitt bei den meisten Schadstoffen deutlich weniger als 20% zur Fracht bei Schnackenburg beitragen. Eine Ausnahme bildet hier Cadmium, dessen Austrag immer noch mit fast 30 % errechnet wurde, sowie pp'-DDD, dessen Fracht in Schnackenburg im Jahre 2005 stark zugenommen hat. Zu dieser Schadstofffracht tragen möglicherweise Quellen am Elbestrom bei, wobei rezente Direkteinleiter nicht verzeichnet sind. In vielen Monaten überwogen Sedimentationsprozesse – während der Niedrigwasserphasen in den Buhnen, während der Hochwasserphasen in den Auen. Es wird zu prüfen sein, ob die Änderung des pH-Wertes und der Salinität zwischen den Messstellen Magdeburg und Schnackenburg zu dieser Änderung beiträgt oder ob eine tatsächliche Reduzierung des Schadstoffdepots in den Buhnen stattgefunden hat – möglicherweise aufgrund der Hochwasser von 2002, 2003 und 2006. Beobachtungen, nach denen der feinkörnige Anteil in den Buhnen zurückgegangen ist, weisen darauf hin.

5.5 Referenzen

- Anonymous (2005): Pflanzenschutzmittelwirkstoffe - Vorkommen in sächsischen Fließgewässern. Freistaat Sachsen: Landesamt für Umwelt und Geologie, Landesanstalt für Landwirtschaft. 35
- Anonymous (electronic source): Dioxine - Daten aus Deutschland. Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt. Dioxin-Referenzmessprogramm. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt. <http://www.pop-dioxindb.de/dokumente/4-Bericht-dioxine.pdf>. September 2007
- ARGE-Elbe (1999): Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen. Wassergütestelle Elbe. Hamburg, 134
- Baborowski M, Büttner O, Morgenstern P, Krüger F, Lobe I, Rupp H, Tümpling Wv (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environmental Pollution* 148(3): 770-778.
- Baborowski M, Kammer F, Friese K (2003): Transport von Schwermetallen bei Hochwasserführung der Elbe: gelöst, partikel- oder kolloidgebunden? Statusseminar des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes: Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002, Freiberg, 27.-29.8.2003. UFZ Leipzig-Halle GmbH, Magdeburg. 17-21
- Baborowski M, Tümpling Wv, Friese K (2004): Behavior of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(2): 135-150
- Babut M, Oen A, Hollert H, Apitz SE, Heise S, White S (2007): Prioritization at River Basin Scale, Risk Assessment at Local Scale: suggested approaches. In: Heise S (Ed.), *Sediment Risk Management and Communication*. Elsevier, Amsterdam
- Bergmann H, Grünwald K, Detzner H-D (2006): Fachbericht: Abbau von Tributylzinn / TBT in Sedimenten und Baggergut. Literaturübersicht, Versuche, praktische Erfahrungen. HTG-FA Baggergut. Bassenheim / Koblenz, 30
- BfG (1997): Jahresbericht '97.
- BfG (2003a): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-1382 Koblenz, 234
- BfG (2003b). Schwebstoffe und Schwebstofftransport in Binnenwasserstraßen. In Bundesanstalt für Gewässerkunde B (Ed.), *Gewässermorphologisches Kolloquium*, Vol. 3/2003: 117 p.: Koblenz
- Böhme M, Guhr H, Ockenfeld K (2006): Phytoplanktodynamik. In: Pusch M, Fischer H (Eds.), *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*, Vol. 5: 33-43. Weißensee Verlag, Berlin
- Böhme M, Krüger F, Ockenfeld K, Geller W (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. UFZ-Bericht. 101
- Brandt O (2003): Eintrags- und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flußbaue-Systemen am Beispiel der Mulde zwischen Bitterfeld/Wolfen und Dessau, Sachsen-Anhalt. Dissertation. Bauingenieurwesen und Angewandte Geowissenschaften, TU Berlin Berlin 484 pp.
- Brodthmann L, Karras J (1991): Möglichkeiten zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bei den kommunalen und industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer der neuen Bundesländer - industrielle Direkteinleitungen -. Umweltbundesamt: Berlin.
- Brunke M, Guhr H (2006): Auswirkungen der Schifffahrt. In: Pusch M, Fischer H (Eds.), *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*, Vol. 5: 285-294. Weißensee Verlag, Berlin
- Büttner O, Kai O-W, Krüger F, Meon G, Michael R (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe, Germany. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34: 265-278
- DVWK (1986): Schwebstoffmessungen. DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft 125: 1-29
- Fritsche W, Zerling L (2000): Umwelt und Mensch - Langzeitwirkungen und Schlußfolgerungen für die Zukunft. *Abhandlungen der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* 59(5): 28 pp.
- Geyer HJ, Rimkus GG, Scheunert I, Kaune A, Schramm K-W, Kettrup A, Zeemann M, Muir DCG, al. e (2000): Bioaccumulation and occurrence of endocrine-disrupting chemicals (ECDs), persistent organic pollutants (POPs), and other organic compounds in fish and other organisms including humans. In: Beek B (Ed.), *The handbook of environmental chemistry*, Vol. 2: 1-178. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg
- Götz R, Bauer O-H, Friesel P, Herrmann T, Jantzen E, Kutzke M, Lauer R, Paepke O, Roch K, Rohweder U, Schwartz R, Sievers S, Stachel B (2007): Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. *Chemosphere* 67: 592-603
- Großmann J, Drangmeister J, Nitschke F, Willand A (2003): Inventarisierung von Grundwasser-schäden und deren Beurteilung in Großprojekten "Ökologische Altlasten" der neuen Bundes-

- länder. Umweltbundesamt. Forschungsbericht 200 23 250. Texte 40/03 Berlin, 30.01.2002. 260
- Guhr H, Schwartz R (2006): Die Elbe - natürliche Bedingungen und anthropogene Veränderungen - Stoffliche Belastungen. In: Pusch M, Fischer H (Eds.), Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe, Vol. 5: 19-26. Weißensee Verlag, Berlin
- Günther W, Seidemann H (2007): Fünf Jahre nach der Elbeflut. WWF. Frankfurt am Main, 138
- Hanisch C, Zerling L, Junge FW, Czegka W (2005): Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. Sächsische Akademie der Wissenschaften. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, Band 64, Heft 1 Leipzig, 135
- Heise S, Apitz SE, Babut M, Bergmann H, Besten Pd, Ellen GJ, Joziase J, Katsiri A, Vera Maaß, Oen A, Slob A, White S (2004a): Risk Management of Sediments and Communication - Synthesis of the SedNet working group 5 outcomes. *JSS - J Soils & Sediments* 4(4): 233-235
- Heise S, Claus E, Heininger P, Krämer T, Krüger F, Schwartz R, Förstner U (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Commissioned by the Hamburg Port Authority.: Hamburg. 181 pp
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W (2004b): Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries. on behalf of the Port of Rotterdam. Hamburg, October 2004. 225
- IKSE (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe". Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg, 52
- Kettrup A, Heinisch E (2000): Gewässerbelastungen durch schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe, SCKW. In: Gunderian R, Gunkel G (Eds.), Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Vol. 3B Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika: 520 pp. Springer-Verlag, Berlin
- Klemm W, Greif A, Broekaert JAC, Siemens V, Junge FW, Veen Avd, Schultze M, Duffek A (2005): A study on Arsenic and the heavy metals in the Mulde river system. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33: 475-491
- Körner W (2005): Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB) in der Umwelt. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 17(2): 115 – 121
- Kowalik C, Kraft J, Einax JW (2003): The Situation of the German Elbe Tributaries – Development of the Loads in the Last 10 Years. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31(4-5): 334-345
- Krüger F, Schwartz R, Kunert M, Friese K (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34: 175-187
- Kunau J (2004): Die Schwermetallbelastung der Freiburger Mulde im Abschnitt Muldenhütten - Obergruna unter Bezugnahme auf das Altlastenprojekt SAXONIA. Staatliches Umweltfachamt Chemnitz, http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/Praktikumsarbeit_Kunau_.pdf 104 pp.
- Lindenschmidt K-E (2006): River water quality modelling for river basin and water resources management with a focus on the Saale River, Germany. Habilitationsschrift. Brandenburgische Technische Universität Cottbus 145 pp.
- Lindenschmidt KE, Eckhardt S, Wodrich R, Eckert U, Baborowski M, Guhr H (2004): Gewässergütemodellierung einer Stauhaltung an der unteren Saale. *GWf-Wasser/Abwasser* 145(9): 612-621
- Martin M, Beuge P, Kluge A, Hoppe T (1994): Grubenwässer des Erzgebirges - Quellen von Schwermetallen für die Elbe. <http://www.mineral.tu-freiberg.de/geochemie/artspek/artspek.html> - in leicht veränderter Form in "Spektrum der Wissenschaft". 102-107
- Müller A, Hanisch C, Zerling L, Lohse M, Walther A (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Akademie Verlag: Berlin. 199 pp
- Nestmann F, Büchele B (2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik. Universität Karlsruhe. Karlsruhe, 388 + Anlagen
- Pepelnik R, Niedergesäß R, Erbslöh B, Aulinger A, Prange A (2004): Längsprofiluntersuchungen zur Beurteilung von Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe. In: Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Knöchel A (Eds.), Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes., Vol. BMBF-Förderkennzeichen PTJ 0330492: 82-100. UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig-Halle
- Prange A, Böddeker H, Bössow E, Erbslöh B, Jablonski R, Jantzen E, Krause P, Leonhard P, Niedergesäß R, Pepelnik R, Schäfer A, Schaper R, Schirmacher M, von Tümpling (jr) W, Wirth K (2001): Grafische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH. Abschlussbericht., Band 2/3 Geesthacht, 487

- Prange A, Furrer R, Einax JW (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse - Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall e.V. Hennef, 168
- Rupp H, Büttner O, Krüger F, Kunert M, Meissner R, Muhs K, Witter B, Friese K (1999): Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzte Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe. Unveröffentlichter Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben (FKZ: 02WT9617/0), Falkenberg. 166
- Schmidt A (2001): Effiziente Probenahme zur Schätzung von Schwebstofffrachten - Fallbeispiele an Rhein und Elbe. In: BfG (Ed.), Gewässermorphologisches Kolloquium, Vol. 3/2003: 117, Koblenz
- Schubert S (2001): Die Saale und ihre Biologie - eine Literaturstudie über anthropogene Nutzungsformen der letzten Jahrhunderte und deren Auswirkungen auf das Fließgewässerökosystem. Sonderschriften der Akademie Gemeinnütziger Wissenschaften zu Erfurt. Band 35 199
- Schulze M (2001): Schwermetalle im Sediment der niedersächsischen Elbe und ihrer Nebenflüsse oberhalb Hamburgs. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz. Lüneburg, Juli 2001. 35
- Schwartz R (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 48. 391
- Schwartz R, Gerth J, Neumann-Hensel H, Walkow F, Förstner U (2004): Geochemisch-ökotoxikologischer Charakterisierung und Bewertung der Schadstoffbelastung in der Spittelwasserniederung bei Jeßnitz (Sachsen-Anhalt) als Grundlage zur Beurteilung natürlicher Rückhaltungsprozess in Auenböden. In: UFZ (Ed.), Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden - KORA: 12, Leipzig
- Schwartz R, Kozerski H-P (2003). Bestimmung des Gefahrenpotenzials feinkörniger Bühnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in Auen. In BMBF-Verbundprojekt T (Ed.), *Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbeinzugsgebiet nach dem Auguthochwasser 2002*: 139-143: Freiberg
- Sommerwerk K (2003): Die Recherche der industriehistorischen Entwicklung der Region Bitterfeld-Wolfen als Voraussetzung für ein effektives Umweltmonitoring. In: Zabel H-U (Ed.), *Theoretische Grundlagen und Ansätze einer nachhaltigen Umweltwirtschaft*: 111-130, Halle
- Spott D, Guhr H (1996): The dynamics of suspended solids in the tidally unaffected area of the river Elbe as a function of flow and shipping. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47: 127-133
- Symader W, Bierl R, Strunk N (1991): Die zeitliche Dynamik des Schwebstofftransportes und seine Bedeutung für die Gewässerbeschaffenheit. Vom Wasser 77: 159-169
- Theile K (2001): Gewässergüte der Saale - Vergangenheits- und Zukunftsaspekte. Nova Acta Leopoldina NF 84,319: 117-129
- Vollmer S, Schriever S (2004): Feststofftransport und Flußbettentwicklung der Elbe. BfG-1431
- Wilken RD, Christiansen H, Fanger H-U, Reiser N, Haar S, W.Puls, Reincke H, Spott D, Vollmer M (1991): Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe. Vom Wasser 76: 167-189
- Wodrich R, Baborowski M, Guhr H, Lindenschmidt K-E (2005): Computer simulation of the substance transport in the lock-and-weir system at Calbe on the river Saale, Germany. Wasserwirtschaft und Wassertechnik 95(10): 29-38
- Zarfl C (2005): Modellierung von Arsen in der Mulde. Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung. Beiträge des Instituts für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück. 30 Osnabrück, 84
- Zerling L, Hanisch C, Junge FW, Müller A (2003): Heavy metals in Saale sediments - changes in the contamination since 1991. Acta hydrochim. hydrobiol. 31(4-5): 368-377
- Zerling L, Müller A, Jendryschik K, Hanisch C, Arnold A (2001): Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsенke. 69 pp
- Zobrist J, Dowdle PR, Davies JA, Oremland RS (2000): Mobilization of arsenite by dissimilatory reduction of adsorbed arsenate. Environmental Science & Technology 34: 4747-4753

Vertiefendes Sonderkapitel:

Die Kontamination von Elbefischen mit Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCB

Burkhard Stachel und Rainer Götz

S-1. Zusammenfassung

Aale (*Anguilla anguilla*), Brassen (*Abramis brama*), Alande (*Leuciscus idus*) und Döbel (*Leuciscus cephalus*) aus der Elbe, Mulde und Saale sind teilweise hoch mit polychlorierten Dibenzodioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDD/F) sowie dioxinähnlichen PCB (DL-PCB) kontaminiert. Zur Bewertung wird ein Vergleich der Ergebnisse mit den derzeit geltenden EG-Höchstgehalten und vorgeschlagenen Auslösewerten durchgeführt. Danach treten beim Aal, auch wegen seines hohen Fettanteils, sehr häufig Überschreitungen auf. Untersuchungsergebnisse von Aalen, die direkt nach dem Hochwasser vom August 2002 bei Gorleben gefangen wurden, lagen durchgängig oberhalb des Höchstgehaltes von 12 pg WHO-TEQ/g Frischgewicht für die Summe PCDD/F und DL-PCB. Bei den Weißfischen, die einen geringen Fettanteil besitzen, sind die Kontaminationen niedriger, allerdings werden auch hier deutliche Überschreitungen der Höchstgehalte und Auslösewerte erhalten. Die DL-PCB-Gehalte dominieren gegenüber den PCDD/F-Gehalten. Auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse kann ein potenzielles Gesundheitsrisiko für den Konsumenten durch den Verzehr von Elbefischen, insbesondere von Fischen mit hohen Fettanteilen wie z. B. Aale, nicht mit der wünschenswerten Sicherheit ausgeschlossen werden.

Das Vorkommen von PCDD/F und DL-PCB in der Elbe ist die Ursache für die Belastung von Fischen mit diesen Kontaminanten. Darüber hinaus werden durch die jährlich auftretenden Hochwässer belastete Feststoffe in den Elbauen abgelagert und können zur Kontamination von Böden und damit von Futter- und Lebensmitteln führen (Anlage 13). Die Belastung der Elbe selbst hat zu einem wesentlichen Teil ihre Ursache in der Kontamination der Region Bitterfeld-Wolfen. Solange der Schadstoffeintrag aus diesem Einzugsgebiet durch geeignete Sanierungsmaßnahmen nicht wirkungsvoll und nachhaltig unterbunden wird, ist nicht von einer Verbesserung der Belastungssituation in der Elbe auszugehen.

S-2 Einführung

Bereits Mitte der 80er Jahre haben Analysenergebnisse von Schwebstoffen, schwebstoffbürtigen Sedimenten und Sedimenten eine hohe Belastung der Elbe und Mulde mit PCDD/F aufgezeigt. Als Konsequenz aus den Feststoffuntersuchungen stellte sich die Frage nach der Anreicherung dieser Kontaminanten in Fischen. Es folgten zahlreiche Monitoring-Programme, verbunden mit einer Risikoabwägung für den Konsumenten durch den Vergleich mit zulässigen Höchstgehalten und empfohlenen Auslösewerten der EG. Um eine Übersicht über die Belastung von Fischen mit PCDD/F und DL-PCB zu erhalten, werden die bis zum Jahr 2005 erzeugten Daten zusammengefasst und bewertet. Weitere Untersuchungsergebnisse von Böden, Futter- und Lebensmitteln werden in Anlage 13 dargestellt und diskutiert.

Die wichtigsten Quellen für die teilweise hohen PCDD/F-Belastungen der Elbe sind die Nebenflüsse Mulde und Saale. Wie statistische Auswertungen und Berechnungen mit neuronalen Netzen gezeigt haben, kommen für die PCDD/F-Kontamination in der Elbe und ihren Auen sowie im Hamburger

Hafen hauptsächlich die Region Bitterfeld-Wolfen in Frage. Des Weiteren wurden Hinweise erhalten, dass die Kontamination in dieser Region teilweise auf frühere metallurgische Prozesse wie der Magnesiumproduktion zurückzuführen ist (Götz und Lauer 2003).

S-3 Bedeutung und Bewertungsgrundlagen der PCDD/F und DL-PCB

S-3.1 PCDD/F und DL-PCB in der Liste der POPs

PCDD/F gehören zu der Liste der zwölf besonders gefährlichen persistenten organischen Schadstoffe bzw. Schadstoffklassen (POPs=Persistent Organic Pollutants), die im United Nations Environment Programme (UNEP) festgelegt wurde. POPs sind mittel- bis schwerflüchtige Substanzen, die durch eine spezifische Kombination von Eigenschaften eine Gefährdung des Menschen und der Umwelt darstellen. Diese Eigenschaften sind:

- eine geringe biotische und abiotische Abbaubarkeit in der Umwelt (Persistenz),
- eine starke Anreicherung in Organismen und dies zunehmend innerhalb von Nahrungsketten (Biomagnifikation),
- ein weiträumiger Transport, bevorzugt über die Atmosphäre sowie
- schädliche Wirkungen auf Mensch oder Umwelt.

Charakteristisch für die POPs ist ihre hohe räumliche und zeitliche Reichweite. Sie reichern sich über Jahre hinweg in Organismen und über die verschiedenen Trophieebenen vernetzter Nahrungsketten bis in Konzentrationsbereiche an, die an toxische Wirkungsschwellen heranreichen oder sie sogar überschreiten (Herrmann 2005). Es wurden zwei völkerrechtliche Verträge abgeschlossen, welche die Reduktion von POP-Emissionen zum Ziel haben. Diese sind: das POP-Protokoll unter der Genfer Luftreinhaltkonvention der UNECE (Staaten Europas und Nordamerikas) sowie die Stockholmer Konvention zu persistenten organischen Schadstoffen (weltweites Abkommen unter dem Dach des UNEP). Die Konvention bezieht sich bei den PCDD/F auf die Toxizitätsäquivalente (TEQ) der WHO, die neben den PCDD/F auch die DL-PCB umfassen. Die Bundesrepublik Deutschland hat beide Vertragswerke ratifiziert, ebenso die Europäische Union als Vertragspartei beider Abkommen.

S-3.2 Humantoxikologie

PCDD/F und PCB beinhalten ein potenzielles Risiko für die menschliche Gesundheit. Die toxischste Verbindung unter den PCDD/F ist das 2,3,7,8-Tetrachlor-p-dioxin, das sogenannte „Seveso-Dioxin“. Grundsätzlich erschwert die komplexe Wirkung einer Mischung aus PCDD/F und DL-PCB die Risikoabschätzung für den Menschen, für Fische und wildlebende Tiere. Mit der Einführung von Toxizitätsäquivalent-Faktoren (TEF) wurde ein Konzept entwickelt, mit dem die Risikoabschätzung dieser Mixturen möglich ist und gleichzeitig die Grundlage für ein Regulativ (Höchstgehalte) geschaffen (Van den Berg et al. 1998).

Nach Nau (2006) zeigt die Toxikokinetik von 2,3,7,8-Tetrachlor-p-dioxin und sehr wahrscheinlich auch der anderen weniger gut untersuchten Kongeneren große Speziesunterschiede. So liegt die Halbwertszeit von tetrachlorierten p-Dioxinen beim Menschen im Bereich von Jahren, bei Labortieren im Bereich von Wochen. Eine vergleichbare Exposition erzeugt beim Menschen eine drastisch höhere Akkumulation im Vergleich zu den Labortieren. Man ist daher dazu übergegangen, nicht die Dosen für eine Risikoabschätzung zu nehmen, sondern die innere

Exposition („body burden“). Dies hat den Vorteil, Konzentrationen direkt vergleichen zu können und so toxikokinetische/metabolische Speziesunterschiede nicht berücksichtigen zu müssen. Derartige Vergleiche haben ergeben, dass die empfindlichsten Effekte - wie Immunsuppression in der Maus, Beeinflussung der Spermatogenese in der Ratte oder Endometriose sowie Verhaltensstörungen im Rhesusaffen - mit "body burdens" induziert werden können, die nahe an der derzeitigen Hintergrund-Belastung des Menschen liegen. Diese Ergebnisse zeigen nach Nau (2006) eindringlich, dass die Belastung des Menschen mit PCDD/F- wo immer es möglich ist - reduziert werden sollte. Jede zusätzliche Dioxinbelastung des Menschen wird den "body burden" und somit die Wahrscheinlichkeit des Auftretens toxikologischer Effekte erhöhen.

Auch Webster und Commoner (2003) berichten über Effekte in Tierversuchen bei „body burdens“, die in der Nähe des durchschnittlichen „body burden“ der Bevölkerung in den Industrieländern liegen. Weiterhin kommen sie zu dem Schluss, dass es einige Evidenz für das Auftreten von Entwicklungseffekten (development effects) bei Kindern innerhalb der allgemeinen Bevölkerung gibt.

S-3.3 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL)

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) setzt für oberirdische Gewässer folgende Ziele fest: Guter ökologischer und chemischer Zustand in fünfzehn Jahren; gutes ökologisches Potenzial und guter chemischer Zustand bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern in fünfzehn Jahren; es gilt das Verschlechterungsverbot.

Die EG-WRRL ist zum Schutz des Wassers für Natur und Mensch erlassen worden. Artikel 7 dieser Richtlinie befasst sich mit dem Schutz des Lebensmittels Trinkwasser, das aus Gewässern entnommen wird. Obwohl Fische nicht explizit in der EG-WRRL genannt werden, ist davon auszugehen, dass auch das Lebensmittel Fisch in den Wirkungsbereich der EG-WRRL fällt. Andernfalls käme man in die paradoxe Situation zu argumentieren, ein Gewässer befände sich in einem guten Zustand, obwohl die darin lebenden Fische kontaminiert sind (Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte). In Artikel 2 der EG-WRRL werden Begriffsbestimmungen angegeben. Unter Punkt 35 wird „Umweltqualitätsnorm“ so definiert: „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“. Die Verbindung „Umweltschutz“ und „Gesundheitsschutz“ betrifft hier in erster Linie Fische, die sowohl selbst ein Schutzgut darstellen (Biota) als auch durch die Nutzung als Nahrungsmittel Schadstoffe an den Menschen weitergeben können.

Im Vorschlag der Kommission zur Aufnahme von Umweltqualitätsnormen für Stoffe des Anhang 10 in die EG-WRRL werden im Kapitel „Hintergrund“ des Vorschlags nach unserer Kenntnis zum ersten Mal Fische erwähnt: „Menschen sind den Schadstoffen in Gewässern ausgesetzt, wenn sie Fisch oder Meeresfrüchte essen, Wasser trinken oder Wassersport treiben“. Zum ersten Mal wurden auch Umweltqualitätsnormen für Biota vorgeschlagen, und zwar für die Stoffe Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien und Quecksilber (Vorschlag der EG-Kommission 2007).

Aus dem oben Dargelegten folgt u. E., dass gemäß der EG-WRRL Maßnahmen zu ergreifen sind, die verhindern, dass gesetzlich festgelegte Lebensmittel-Höchstgehalte für die hier diskutierten PCDD/F und DL-PCB in Fischen überschritten werden.

S-3.4 Höchstgehalte und Auslösewerte

Die EG-Dokumente, die VO (EG) Nr. 1881/2006 und die Empfehlung 2006/88/EG der Kommission, sind die Grundlage für die Einschätzung von Analyseergebnissen in Fischen und weiteren Lebensmitteln. Für *Flusssaale* (Muskelfleisch) beträgt für PCDD/F der Höchstgehalt 4 pg WHO-TEQ/g Feuchtwicht, für die Summe der PCDD/F und DL-PCB wird ein entsprechender Wert von 12 pg WHO-TEQ/g FG genannt. In der Kommissionsempfehlung werden Auslösewerte (Muskelfleisch) jeweils für PCDD/F und DL-PCB getrennt angegeben: für PCDD/F in Aalen liegt der Auslösewert bei 3 pg WHO-TEQ/g FG, für die DL-PCB beträgt er 6 pg WHO-TEQ/g FG.

Für andere Fische, darunter auch *Weißfische* (Muskelfleisch), gilt für PCDD/F derselbe Höchstgehalt wie für Aale, er beträgt 4 pg WHO-TEQ/g FG. Der Höchstgehalt für die Summe der PCDD/F und DL-PCB liegt bei 8 pg WHO-TEQ/g FG. Die Auslösewerte in der Kommissionsempfehlung (Muskelfleisch) betragen für die PCDD/F und DL-PCB jeweils 3 pg WHO-TEQ/g FG.

S-4 Ergebnisse und Diskussion

In Fischen wurden die 17 WHO-PCDD/F (7 PCDD und 10 PCDF) sowie überwiegend die 12 WHO-PCB (4 non-ortho und 8 mono-ortho substituierte PCB) analysiert. Die Ergebnisse sind jeweils auf das Feuchtwicht (FG) bezogen. Mit den Untersuchungsergebnissen von Fischen können Aussagen zur Gewässergüte und damit zum Zustand des aquatischen Ökosystems erfolgen, ebenso zur Qualität im Hinblick auf ihre Vermarktungsfähigkeit, der zu erwartenden Expositionssituation des Menschen mit PCDD/F und DL-PCB und einem damit verbundenen gesundheitlichen Risiko für den Konsumenten. Erste Fischuntersuchungen erfolgten bereits im Jahr 1984 (Götz et al. 1990).

In einem Langzeitmonitoring-Programm wurden unterschiedliche Fischarten aus der Elbe, Mulde und Saale untersucht. Ihre Auswahl orientierte sich an den natürlichen Lebensbedingungen im Gewässer (z. B. Wanderfische, standorttreue oder strömungsliebende Fische) und der Fähigkeit, lipophile Kontaminanten wie PCDD/F und DL-PCB unterschiedlich im Muskelfleisch zu akkumulieren. Wegen seines hohen Fettgehalts reichert der Aal (*Anguilla anguilla*) diese Schadstoffe im Muskelfleisch gut an. Darüber hinaus handelt es sich beim Aal um einen beliebten Speisefisch, der aufgrund seines hohen Akkumulationspotenzials gegenüber PCDD/F und DL-PCB eine gesundheitliche Gefährdung für den Menschen beinhalten kann. Der Aal ist ein Wanderfisch, Individuen haben demzufolge eine unterschiedliche Expositionszeit.

Weitere Fischarten, die im Rahmen des Langzeitmonitoring-Programms untersucht wurden, waren die Weißfische Brasse (*Abramis brama*), Aland (*Leuciscus idus*) und Döbel (*Leuciscus cephalus*). Während Aland und Döbel Wanderfische sind, die fließendes Wasser bevorzugen (rheophile Arten), handelt es sich bei der Brasse um einen karpfenähnlichen Fisch mit einem beschränkten Aktionsradius von bis zu 20 km (Lühmann und Mann 1962). Durch diesen relativ kleinen Aktionsradius sollte sich die Brasse gut für ein passives Monitoring eignen, um eine örtlich vorhandene Kontaminationssituation abbilden zu können. Sämtliche drei Arten gehören zu den Allesfressern (Omnivoren).

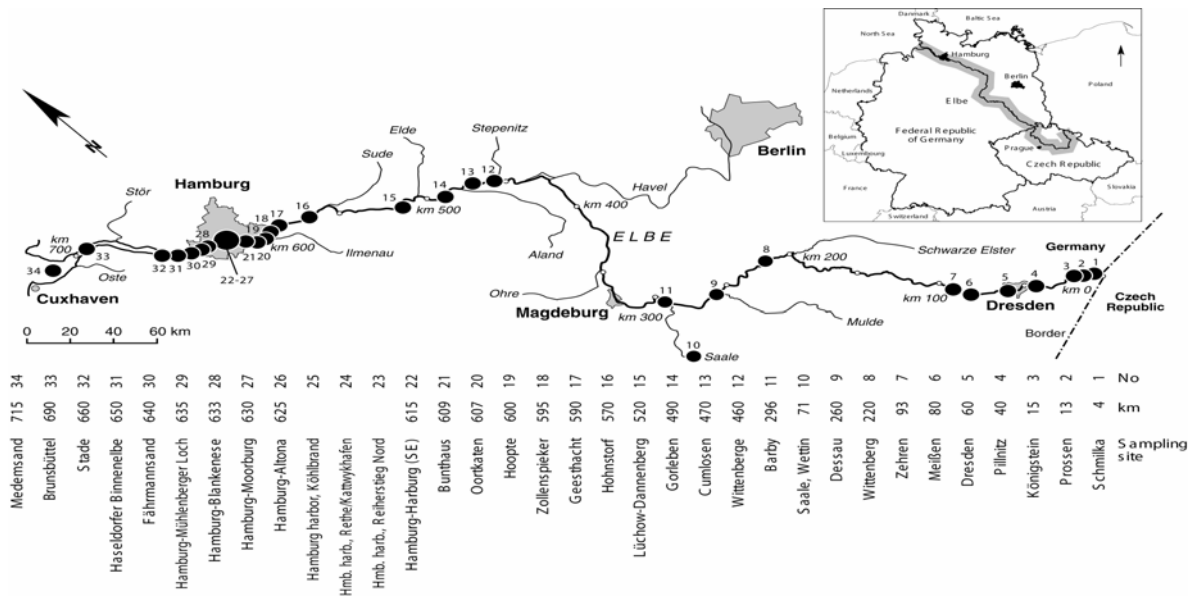


Abbildung 1: Fangorte für Aale, Brassen, Döbel und Aland an Elbe, Mulde and Saale

S-4.1 Aale

Die Aale aus den Jahren 1996, 1998 und 1999 wurden in und oberhalb von Hamburg gefangen, darunter auch im Hamburger Hafen. Weitere Probenkollektive stammen aus dem Jahr 2002 (Gorleben, Elbe km 490) sowie aus den Jahren 2003 und 2005 (niedersächsischer Flussabschnitt). Sämtliche Fangorte sind in Abbildung 1 dargestellt, Abbildung 2 enthält Ergebnisse bis einschließlich 2002. Die Ergebnisse der Untersuchungen aus den Fangjahren 2003 und 2005, bei denen nur die PCDD/F analysiert wurden, sind in Anlage 13 aufgeführt. Analysiert wurde das Muskelfleisch von Einzelexemplaren und Mischproben.

Die WHO-TEQ-Gehalte variieren in den Aalen erheblich, wobei die DL-PCB konzentrationsmäßig gegenüber den PCDD/F dominieren. In Abbildung 2 sind zum Vergleich die Höchstgehalte der VO (EG) Nr. 1881/2006 parallel zur Abszisse eingezeichnet. Hohe Gehalte werden in Aalen vom September 2002 nachgewiesen, sie stammen vom Fangort Gorleben (Elbe km 490).

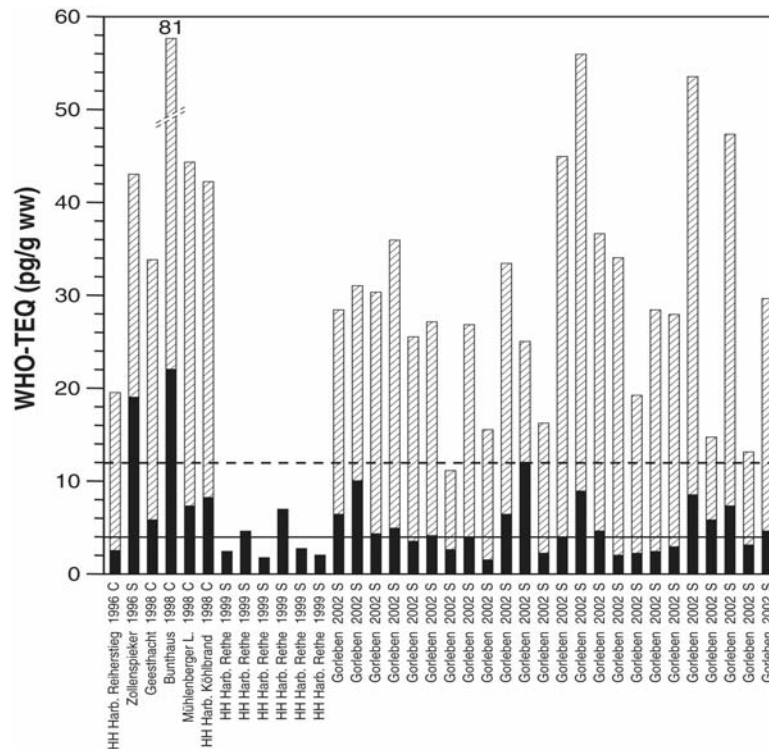


Abbildung 2: Konzentrationen von **■** WHO-PCDD/F-TEQ und **▨** WHO-PCB-TEQ in Aalen (Muskelfleisch) aus der Elbe und dem Hamburger Hafen. **—** Höchstgehalt PCDD/F = 4 pg/g FG, **- - - -** Höchstgehalt PCDD/F+DL-PCB = 12 pg/g FG (Verordnung 1881/2006/EG); S = single fish, C = composite sample

Im Zusammenhang mit der Flutkatastrophe vom August 2002 wurden Industrieflächen aus der Region Bitterfeld-Wolfen überflutet. In der Folge gelangten kontaminierte Sedimente in die Mulde und Elbe. Da mit dem Eintrag erhöhter Frachten an chlorierten Kohlenwasserstoffen zu rechnen war, wurden einen Monat nach der Flut 24 Aale bei Gorleben gefangen und die Schadstoffe im Muskelfleisch analysiert. Bei diesem Probenkollektiv aus 2002 beträgt der Median für WHO-PCDD/F-TEQ 4,2 pg/g FG, für WHO-PCB-TEQ (12 Kongenere) 24 pg/g FG. Die vier non-ortho PCB-TEQ bilden 54% der gesamten WHO-TEQ, 31% bestreiten die acht mono-ortho PCB-TEQ, während der Anteil der PCDD/F-TEQ nur bei 15% liegt (Ergebnisse hier nicht dargestellt). Der Höchstgehalt für PCDD/F wurde in 50% der Proben überschritten, für die Summe PCDD/F und DL-PCB in 96% der Proben.

Betrachtet man sämtliche 36 Proben aus Abbildung 2, so ergibt sich eine Überschreitung des Höchstgehalts für PCDD/F bei 53% der Proben und des Höchstgehalts für die Summe PCDD/F und DL-PCB bei 83%. Der Auslösewert für PCDD/F wird bei 67% der Proben überschritten, bei dem Auslösewert für DL-PCB sind es 83%. Die maximale Überschreitung des Höchstgehalts für die Summe PCDD/F und DL-PCB wurde mit 81 pg WHO-TEQ/g FG in einer Aalprobe vom Fangort Bunthaus (Elbe km 609) aus dem Jahr 1998 erhalten.

Im Juni 2003 wurden im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 25 Aale von 9 Fangorten aus dem niedersächsischen Elbeabschnitt gefangen und auf den Gehalt an PCDD/F analysiert. Bei 2 (8%) der Proben wurde der PCDD/F-Höchstgehalt überschritten. Aaluntersuchungen aus dem Jahr 2005, ebenfalls aus dem

niedersächsischen Flussabschnitt (5 Fangorte), zeigten in 3 von 9 Proben (33%) eine Überschreitung des PCDD/F-Höchstgehalts (Ergebnisse in Anlage 13). DL-PCB wurden in beiden Untersuchungsreihen nicht bestimmt.

S-4.2 Weißfische

Die Weißfische wurden an unterschiedlichen Orten der Elbe gefangen, der beprobte Flussabschnitt erstreckte sich von der deutsch-tschechischen Grenze bei Schmilka (Elbe km 4) bis kurz unterhalb von Hamburg (Haseldorfer Binnenelbe, Elbe km 650). Darüber hinaus wurden Fische aus den Nebenflüssen Mulde (Dessau, Elbe km 260) und Saale (Wettin, Saale km 71) entnommen; die Fangorte sind in Abbildung 1 dargestellt. Abbildung 3 enthält die Ergebnisse von Brassen, weitere Ergebnisse befinden sich in Anlage 13. Für einen Vergleich sind wiederum die Höchstgehalte der VO (EG) Nr. 1881/2006 parallel zur Abszisse eingezeichnet.

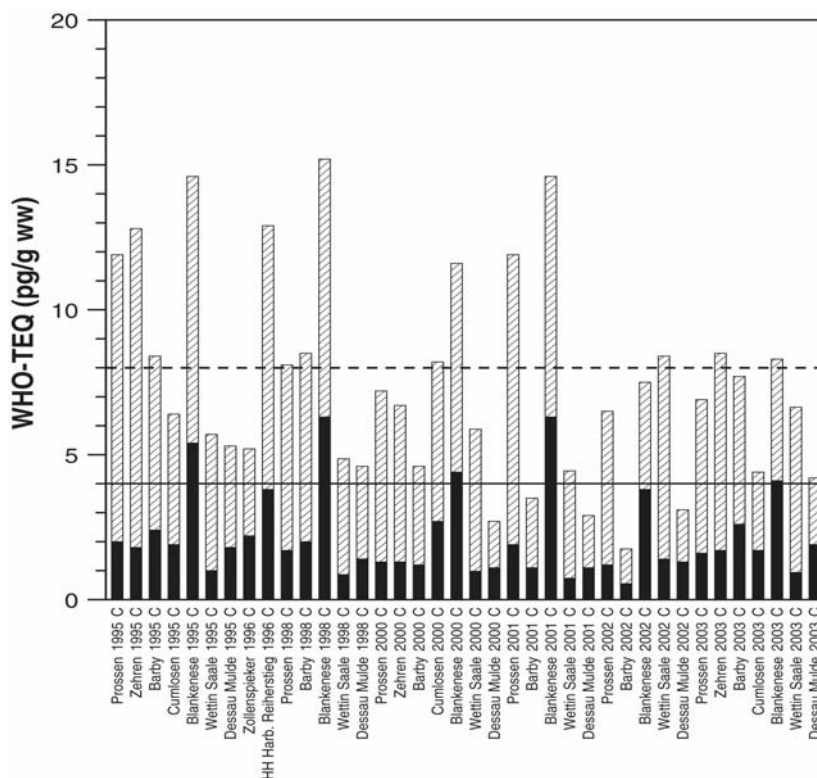


Abbildung 3: Konzentrationen von WHO-PCDD/F-TEQ und WHO-PCB-TEQ in Brassen (Muskelfleisch) aus der Elbe, Mulde, Saale und dem Hamburger Hafen. Höchstgehalt PCDD/F = 4 pg/g FG, Höchstgehalt PCDD/F+DL-PCB = 8 pg/g FG (Verordnung 1881/2006/EG); S = single fish, C = composite sample

Die Brassen weisen ähnlich wie die Aale eine hohe Schwankungsbreite der WHO-TEQ-Gehalte auf. Auch hier dominieren in den meisten Proben die DL-PCB gegenüber den PCDD/F (Abbildung 3). Eine Überschreitung des PCDD/F-Höchstgehalts wurde in 5 (13%) von 38 Proben festgestellt, für die Summe aus PCDD/F und DL-PCB waren es 15 (40%) Proben. In 7 (18%) Proben wurde der Auslösewert für PCDD/F überschritten, bei den DL-PCB waren es 31 (82%) Proben.

Interessanterweise sind die PCDD/F-Gehalte in Brassen aus der Mulde relativ niedrig, obwohl die entsprechenden Sedimentgehalte aus diesem Nebenfluss im Vergleich zur Elbe deutlich herausragen. Hieraus lässt sich die Frage ableiten, ob die Brasse in jedem Fall für ein passives Monitoring geeignet ist, um eine lokal vorhandene Kontaminationssituation abbilden zu können.

Die Ergebnisse der Arten Döbel und Aland, die im Oktober 2002 bei Schmilka (Elbe km 4) und Meißen (Hafen, Elbe km 83) gefangen wurden, enthält Abbildung 3a in Anlage 13. Die WHO-TEQ beider Arten sind in der Größenordnung vergleichbar mit denen der Brassen, wobei die DL-PCB-Gehalte um den Faktor 3 bis 5 höher sind als die der PCDD/F.

Wegen des hohen Fettgehalts werden die PCDD/F und DL-PCB in Aalen besser angereichert als in Weißfischen. Grundsätzlich unterscheiden sich das Akkumulationsvermögen und der Metabolismus für PCDD/F und DL-PCB beider Fischarten. Während in den Aalen die penta- und hexachlorierten PCDF bevorzugt angereichert werden, dominiert in den Weißfischen 2,3,7,8-TCDF (Stachel et al. 2006). Unabhängig von der Fischart akkumulieren die DL-PCB in höherem Maße als die PCDD/F, wobei die absoluten Konzentrationen der non-ortho PCB im Vergleich zu den mono-ortho PCB höher sind.

Untersuchungen von Sedimenten und Schwebstoffen aus der Elbe und von Bodenproben aus dem Vordeichsgelände zeigen ein anderes Anreicherungsverhalten für PCDD/F und DL-PCB als in Fischen (Götz und Lauer 2003, Stachel et al. 2005, Umlauf et al. 2005). So sind in den Feststoffproben die PCDD/F-Gehalte deutlich höher als die der DL-PCB, während es sich bei den Fischen genau umgekehrt verhält. Ein Grund ist der unterschiedliche Transfer von PCDD/F und PCB aus dem Sediment in die aquatischen Organismen. Darüber hinaus ist die Biomagnifikation von PCDD/F und PCB über die verschiedenen Trophiestufen unterschiedlich ausgeprägt. So liegt der Biomagnifikationsfaktor für PCDD/F bei etwa 10, für die PCB oberhalb von 100. Die Erklärung für die unterschiedliche Anreicherung ist die geringere Persistenz der PCDD/F in den meisten Organismen im Vergleich zu den PCB, weshalb auch die PCB-Gehalte in höheren Trophiestufen wie den Fischen höher sind als in den Sedimenten (Niimi 1996).

S-5 Empfehlungen

Als Konsequenz aus den Untersuchungsergebnissen lässt sich die Empfehlung ableiten, dass zum Verzehr geeignete Speisefische aus der Elbe, insbesondere der Aal, einmal jährlich auf den Gehalt an PCDD/F und DL-PCB im Muskelfleisch zu analysieren sind. Aale aus Mulde und Saale wären in das Untersuchungsprogramm zu integrieren. Da eine wesentliche Kontaminationsquelle für die Belastungen der Elbefische in den Kontaminationen in dem Bereich des Einzugsgebiets von Mulde und Saale gesehen wird, sind dort entsprechende Maßnahmen durchzuführen. Bleiben die erforderlichen Sanierungsmaßnahmen aus, ist auch zukünftig keine Verbesserung der Belastungssituation von Elbefischen zu erwarten. Richtwerte für PCDD/F in Sedimenten (Evers und Olie 1996 sowie diese Studie) können eine Orientierung für das Erreichen von Bewirtschaftungszielen sein.

S-6 Referenzen

- Empfehlung der Kommission 2006/88/EG vom 6. Februar 2006 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln
- Götz R, Lauer R (2003): Analysis of sources of dioxin contamination in sediments and soils using multivariate statistical methods and neural networks. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5559-5565
- Götz R, Schumacher E, Kjeller LO, Bergqvist PA, Rappe C (1990): Polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDDs) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDFs) in Sedimenten und Fischen aus dem Hamburger Hafen, *Chemosphere* 20: 51-73
- Herrmann M (2005): Das Stockholmübereinkommen zu persistenten organischen Schadstoffen (POPs). *Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 11: 30-35
- Lühmann M, Mann H (1992): Über die Wanderungen von Fischen in der Elbe nach Markierungsversuchen, *Der Fischwirt* 12: 1-12
- Nau H (2006): Wirkungen und Wirkungsmechanismen von „Dioxinen“ im menschlichen und tierischen Organismus. *Dtsch. Tierärztl. Wschr.* 113, Heft 8: 289-320
- Niimi AJ (1996): Evaluation of PCBs and PCDD/Fs retention by aquatic organisms, *Sci. Total Environ.* 192, 123-150
- Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22.12.2000, L327/1-L327/72
- Stachel B, Kühn T, Reincke H, Schröter-Kermani C, Uhlig S (2006): Statistical Evaluation with Dioxin patterns in different Fish Species from the River Elbe, Germany. *Fresenius Environmental Bulletin*, 15, No. 12b: 1624-1631
- Stachel B, Jantzen E, Knoth W, Krüger K, Lepom P, Oetken M, Reincke H, Sawal G, Schwartz R, Uhlig S (2005): The Elbe Flood in August 2002 – Organic Contaminants in Sediment Samples taken after the Flood Event, *J. Environ. Sci. Health A40* (1), 1-23, 2005
- Umlauf G, Bidoglio G, Christoph EH, Kampheus J, Krüger F, Landmann D, Schulz AJ, Schwartz R, Severin K, Stachel B, Stehr D (2005). The Situation of PCDD/Fs and Dioxin-like PCBs after Flooding of the River Elbe and Mulde in 2002. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 33, Vol. 5: 543-554
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld ATC, Brunström B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FXR, Liem AKD, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T (1998): Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife, *Environ. Health Perspect.* 106: 775-795
- Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln
- Vorschlag der Kommission vom 21. Juni 2007 (ENV 334 CODEC 669)
- Webster F, Commoner B (2003): Overview: The dioxin debate. In: A. Schechter, T.A. Gasiewicz (Hrsg.), *Dioxins and Health*, 2. Auflage, Wiley-Interscience, New Jersey, USA, pp 1-55

6 MAßNAHMEN

Ulrich Förstner

Handlungsbedarf in Bezug auf Sedimente entsteht definitionsgemäß in der Regel erstens, wenn durch Remobilisierung aus sehr stark kontaminierten Sedimentflächen eine Beeinträchtigung des Gewässers zu erwarten ist (Sanierungsmaßnahmen), zweitens, wenn Schifffahrtswege oder Hafenanlagen vergrößert, vertieft oder neu angelegt werden (Ausbaumaßnahmen), oder drittens, wenn im Rahmen der Instandhaltung von Schifffahrtswegen oder Hafenanlagen Sedimente umgelagert werden müssen (Instandhaltungsmaßnahmen).

Im Einzugsgebiet der Elbe gibt es Qualitäts- und Mengenprobleme mit Sedimenten oder mit Baggergut bei *Ausbau- und Instandhaltungsmaßnahmen* u.a. im Bereich des Hamburger Hafens, darüber hinaus aber auch in kleinen Bootshäfen und bei der Instandhaltung von Bühnenfeldern und Stauhaltungen im gesamten Einzugsgebiet. Bei der Frage nach *Sanierungsmaßnahmen* treten zunehmend sedimentbedingte Problembereiche ins Blickfeld, die nicht unmittelbar im Zusammenhang mit der Schifffahrt oder Hafenwirtschaft stehen. Dazu gehören insbesondere die kontaminierten Sedimentauflagen in Überflutungszonen, die weltweit eine der großen neuen Herausforderungen für ein nachhaltiges Flussgebietsmanagement darstellen. Ein dritter sedimentnaher Problembereich im Einzugsgebiet der Elbe ist der *Bergbau*. Hier stehen die großen Sanierungsmaßnahmen, die nach der Wende im Braunkohletagebau und bei den Hinterlassenschaften der sowjetischen Urangewinnung – über 300 Mio. m³ Halddenmaterial und 160 Mio. m³ radioaktive Schlämme – mit einem Kostenaufwand von letztlich jeweils etwa 10 Milliarden € eingeleitet worden sind, vor dem Abschluss. Die Erfahrungen in beiden Bereichen fördern neue konzeptionelle und methodische Ansätze für flussgebietsübergreifende Maßnahmen bei Sedimentkontaminationen.

In einem so breiten Spektrum feststoffbezogener Gewässerprobleme umfasst der *Begriff „Schadstoff“* verschiedene Anwendungsbereiche: als traditionelle Sedimentkontaminanten sind es Anreicherungen von toxischen organischen und anorganischen Chemikalien an sorptionsaktiven Feststoffphasen, z.B. organischen Substanzen oder Eisenoxiden in der Feinkornfraktion. In Vererzungsgebieten wie z.B. im Erzgebirge mit jahrhundertaltem Bergbau sind bereits die natürlichen Gehalte an Metallen in den Schwebstoffen und Sedimenten deutlich erhöht und diese Konzentrationen können im Abstrom von aktiven Bergbaugebieten auch außerhalb von definierbaren Punktquellen zu schädlichen Metallanreicherungen in Überflutungsböden und -sedimenten führen. Eine spezielle, indirekte Schadwirkung geht von *sulfidhaltigen Feststoffen* aus, vor allem in Kohle- und Metallerzen, deren Oxidation zuerst die Bildung von Säure und danach die Mobilisierung toxischer Schwermetalle bewirkt, eines der zentralen Gewässerprobleme im Einzugsgebiet der Elbe. Es ist aber auch ein Problem bei der Landdeponie von Sedimenten und Baggerschlämmen im Zuge von Ausbau- und Instandhaltungsmaßnahmen.

Für die Identifizierung von Maßnahmen nach Artikel 16 WRRL (Anonym 2000a) bezüglich der *Quellen und Ausbreitungspfade von historischen Verschmutzungen aus Sedimenten* (S 11.1, Anonym 2004a) liegen bislang keine europäisch harmonisierten Handlungsanweisungen vor. Aus den Gremien für die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (z.B. Arbeitsgruppe unter Common Implementation Strategy [CIS]) gibt es z.Zt. unseres Wissens noch keine Ansätze für derartige Überlegungen, beispielsweise in der Form einer Bestandsaufnahme von Maßnahmen auf EU-Ebene – zweiter von fünf Schritten zur Umsetzung von Artikel 16 WRRL, die bis 2009 mit der Entwicklung von konkreten Maßnahmen abgeschlossen sein soll. Es war deshalb eine Aufgabe dieser Studie, den Stand von Wissenschaft und Technik bei der künftigen Risikominimierung von feststoffbürtigen Schadstoffen unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Elbeeinzugsgebiets darzustellen. Für den Bereich des Hamburger Hafens liegen dazu langjährige Erfahrungen der Hamburg Port Authority vor; bei den Vorschlägen zum Umgang mit

großflächig kontaminierten Sedimenten im Mittel- und Oberlauf der Elbe und für die naturnahe Behandlung von Restbelastungen des Erzbergbaus handelt es sich überwiegend um neue Konzepte.

6.1 Themenübersicht

Im *Abschnitt 6.2* des vorliegenden Kapitels über *Potenzielle Maßnahmen zur Risikominimierung von kontaminierten Sedimenten unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Elbeeinzugsgebiets* (Langtitel) werden die *rechtlichen Randbedingungen* – national, europäisch, weltweit – für den Umgang mit kontaminierten Sedimenten und Baggergut beschrieben (mit Informationen aus einer Übersicht von Netzband 2002).

Abschnitt 6.3 gibt eine Zuordnung der technischen Optionen bei der Behandlung von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen und bei Sanierungsmaßnahmen für kontaminierte Sedimente. Im Unterabschnitt 6.3.1 werden die *Fallbeispiele des Merkblattes ATV-DVWK-M 362 „Umgang mit Baggergut“* (Anonym 2003a) zusammenfassend beschrieben; von den 37 Beispielen aus Deutschland und den Niederlanden stammen 18 aus dem Einzugsgebiet der Elbe. Der Unterabschnitt 6.3.2 benennt die internationalen Ansätze, die mit dem Vorrang bei der Lösung von Mengenproblemen in erster Linie für die Instandhaltungsmaßnahmen im Bereich der großen Flusshäfen im Unterlauf und der Ausbaumaßnahmen an schiffbaren Flussabschnitten verwendet werden; wichtig für die Elbe ist der europäische Verbund Dutch-German Exchange (DGE; derzeit in Erweiterung um Belgien, England, Frankreich und Tschechien). Im Unterabschnitt 6.3.3 wird eine Übersicht über die Maßnahmen zur Sanierung von kontaminierten Sedimenten im Bereich des „Superfund“-Programms der U.S.-amerikanischen Umweltbehörde (Anonym 2005a) gegeben, mit wichtigen Entwicklungen bei in-situ Methoden (s.u.) und bei Sanierungsbaggerungen (Anonym 2007).

Der *Abschnitt 6.4* befasst sich detailliert mit dem Thema *„Unterwasserdepots und Landdeponien im Küstenbereich“*; im Mittelpunkt steht dabei eine Auswertung der DEPOTEC-Studie *„Die subaquatische Unterbringung von Baggergut in den Niederlanden“* (im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Anonym 2002a). Als Beispiele für Landdeponien werden die beiden Schlicklager der Hamburg Port Authority in Francop und Feldhofs beschrieben (nach Detzner et al. 2002; Hamburg insgesamt nach CD-ROM *„Sichere Wassertiefen für den Hamburger Hafen“*, Anonym 2003b).

Der *Abschnitt 6.5* gibt einen Überblick über physikalisch-mechanische, chemisch-biologische und geochemische *Trenn- und Stabilisierungsverfahren* von ausgebagerten kontaminierten Sedimenten; die maßgeblichen Informationen über eine Nutzung von aufbereiteten Sedimenten, z.B. als Baustoffe, stammen aus dem niederländischen POSW-Verbund (Programm Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems 1989-1999; Rulkens 2001).

Die Entwicklung bei der Behandlung von kontaminierten Feststoffen geht zunehmend in die Richtung *naturnaher, relativ kostengünstiger Methoden*. Im Vordergrund stehen dabei die *passiven In-situ-Methoden* – das sind Behandlungsverfahren direkt im Untergrund oder im abgelagerten Sediment ohne Energieeintrag und mit geringem Gefährdungspotential für das Personal. In den *drei Abschnitten 6.6 bis 6.8* werden naturnahe Techniken für Sedimente und andere Massenabfälle beschrieben; die zitierten Beispiele stammen aus dem Elbeeinzugsgebiet und geben den aktuellen Stand des Wissens wieder, auch wenn diese Erfahrungen auf unterschiedliche Weise eingesetzt werden:

1. *Bergbauabfälle und aufgelassene Gruben* stellen schon aufgrund der enormen Feststoff- und Wassermengen prioritäre Umweltprobleme dar. Besondere Aufmerksamkeit gilt weltweit jenen Bergbau-Altlasten, in denen sich – wie bei der Aufwirbelung von Sedimenten – bei der Oxidation von Sulfidmineralen saure Lösungen bilden, die vor allem durch die Mobilisierung von Schwermetallen sowohl die Oberflächen- als auch Grundwässer intensiv und langfristig belasten (s.o.). Im Elbe-

Einzugsgebiet sind davon vor allem die Gewässer in den beiden großen Braunkohle-Tagebauregionen von Mitteldeutschland und der Lausitz betroffen; maßgebliche Forschungsarbeiten stammen von Prof. Uwe Grünwald von der BTU in Cottbus (Abschnitt 6.6.1). Die Darstellung der In-situ Techniken zur Reduzierung der vielfältigen Probleme aus dem Erzbergbau basiert u.a. auf einem Beitrag „Geochemische In-situ Stabilisierung von Bergbaualtlasten“ von Dr. Michael Paul, Mitglied der Unternehmensleitung der WISMUT GmbH, die für die Sanierung der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen einen wesentlichen Anteil der rd. 6,5 Mrd. € Gesamtkosten für diese Problematik ausgegeben hat bzw. noch ausgegeben wird (Abschnitt 6.6.2).

2. Die *In-situ-Abdeckung kontaminierter Sedimente* als Sanierungsmaßnahme kann eine effiziente und wirtschaftliche Alternative zu Multikomponenten-Maßnahmen wie Ausbaggern und Behandeln bzw. Ausbaggern und Deponieren bieten. In der letzten Dekade wurden subaquatische In-situ-Abdeckungen an verschiedenen Standorten in Japan, Kanada, Norwegen und den USA eingerichtet (auf der Battelle-Conference „Remediation of Contaminated Sediments“ im Januar 2007 befassten sich über 40 von 310 Beiträgen mit der Capping-Technik; Förstner & Aplitz 2007). Die Übersicht im Abschnitt 6.7 basiert auf Arbeiten an der TUHH, u.a. einer Dissertation von Dr.-Ing. Patrick Jacobs, im Rahmen der australisch-deutschen Sedimentallianz ConSed (1997-2002). In der dritten Projektphase sollte an dem Beispiel des Sportboothafens Hitzacker/Elbe in einem Projekt unter der Federführung der Fa. Josef Möbius Bau-Gesellschaft GmbH & Co., Hamburg, die gewässerschonende Überführung des kontaminierten Sediments in ein subaquatisches Depot und die Wirksamkeit einer aktiven Abdeckung („Active Capping“) demonstriert werden (Abschnitt 6.7.3).
3. Sofern die Beseitigung der belasteten Sedimente nicht aus nutzungsbedingten Gründen erforderlich ist, besteht inzwischen die generelle Neigung, diese Ablagerungen im gegenwärtigen Zustand zu belassen – typische Ausgangslage für den Ansatz „kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen“. Bei einer Vorgehensweise, wie sie in dem BMBF-Verbund KORA („kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer“, 2003-2007) entwickelt wird, stellt das vertiefte Prozessverständnis des „Natural Attenuation“-Ansatzes für die Behandlungs- und Überwachungsstrategien auch bei kontaminierten Sedimenten ein beträchtliches wirtschaftliches Potential dar. Im *Niederungsgebiet Spittelwasser* im Abstrom des Bitterfelder Chemiereviers mit seinen teilweise hochbelasteten Auenböden und -sedimenten wurde anlässlich der Konferenz ConSoil 2000 ein internationaler Fallstudienvergleich durchgeführt, beim dem eine Fülle offener Fragen identifiziert wurden. Bei der Erstellung eines Leitfadens „Natural Attenuation in Sedimenten“ (Abschnitt 6.8.2) wurden vor allem die Erfahrungen im Superfund-Programm der U.S. Umweltbehörde (Anonym 2005a) berücksichtigt.

Die drei Maßnahmen lassen sich schwerpunktmäßig *verschiedenen Regionen eines Flusseinzugsgebiets* zuordnen (Abb. 6-1): (1) Die Bergbaugebiete mit den typischen Problemen der sauren Wässer (Abschnitt 6.6) befinden sich häufig in den Berggebieten im Oberlauf der Flüsse. (2) Mittelgroße und kleine Bootshäfen, bei denen für die umweltschonend entnommenen Sedimente ein Unterwasserdepot mit einer aktiven Abdeckung empfohlen wird, liegen vorwiegend am Unter- oder Mittellauf des Hauptflusses (Abschnitt 6.7). (3) ebenfalls im Mittel- und Unterlauf treten verstärkt die Überflutungssedimente auf; durch den starken Einfluss von Bergbauregionen auf die Kontamination mit Schwermetallen sind in solchen Fällen – wie im Elbeeinzugsgebiet – die Überflutungssedimente im Mittellauf besonders hoch belastet. Diese werden dann bei Hochwasser und bei Niedrigwasser durch die Schifffahrt schrittweise in Richtung Unterlauf/Mündungsbereich verlagert. Dabei fungieren Stauhaltungen – im Elberaum insbesondere im Einzugsgebiet der Saale – als zwischenzeitliche Senken. Eine Studie der Sächsischen Akademie der Wissenschaften stellte fest, dass ohne die rückhaltende Wirkung des Bitterfelder Muldestausees die Belastung der Unteren Elbe und des Hamburger Hafen in den Jahren 1993 bis 1997

bei Cadmium um 60 bis 121 % und bei Blei um 39 bis 91 % höher gewesen wäre (Zerling et al. 2001). Die Untersuchungen zum August-2002-Hochwasser zeigen die Wirksamkeit des Muldestausees auch bei Extremhochwässern; sie dokumentieren ihn als Referenzobjekt zur Einschätzung des Potenzials von Tagebaurestlöchern bei ihrer Einbeziehung in Konzepte zum vorbeugenden regionalen Hochwasserschutz (Junge et al. 2004; Abschnitt 9.5 in der 1. Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeinzugsgebiet, Heise et al. 2005)

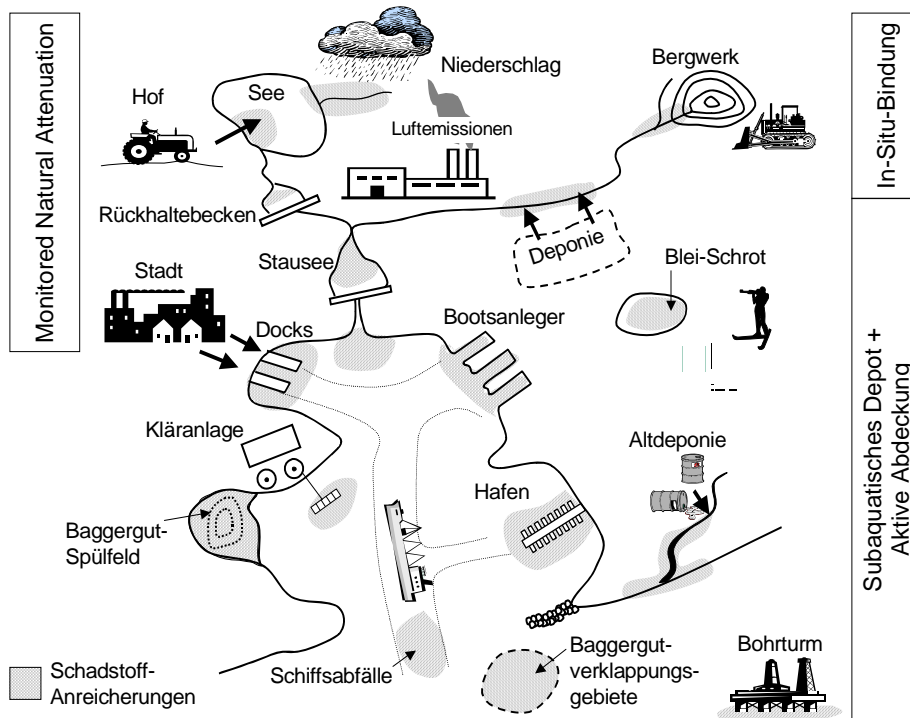


Abb. 6-1: Sedimentprobleme in einem Flusseinzugsgebiet (nach Shea 1988)

Im Abschnitt 6.9 wird eine Analyse der beschriebenen Maßnahmen unter Berücksichtigung der Besonderheiten im Elbeinzugsgebiet durchgeführt, unterschieden nach Maßnahmen im Gewässer (v.a. Sedimentaltlasten) und Maßnahmen am Gewässer (v.a. bergbaubedingte Altlasten). Im Mittelpunkt stehen dabei naturnahe Methoden – In-situ Abdeckung und Monitored Natural Attenuation (MNA):

- Bei *Gewässersedimenten* im engeren Sinne ist die mechanische Stabilität gegen eine Aufwirbelung das wichtigste Kriterium für die Anwendung naturnaher Sanierungsverfahren. Erst dann können auch chemisch-biologische MNA-Prozesse ins Kalkül gezogen werden, d.h. eine zusätzliche Risikominderung durch Abbau und Umwandlung bzw. verstärkte Feststoffbindung der Schadstoffe.
- Umgekehrt sind die Verhältnisse bezüglich des MNA-Ansatzes auf *Auenböden*. Insbesondere bei den nur wenig mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagten, episodisch überfluteten Bodenprofilen ist zuerst ein potenzieller Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone durch entsprechende Profildaten nachzuweisen; dabei können ökotoxikologische Methoden hilfreich sein.
- Diese Prozesse eignen sich nach unserer Einschätzung auch für die weitergehende Behandlung und Sicherung von *bergbaubedingten Altlasten* im Elberaum, nachdem das WISMUT-Sanierungsprojekt die vordringlichsten Sanierungsmaßnahmen an den Halden und Aufbereitungsanlagen der SDAG-Urangewinnung durchgeführt hat. Konzeptionelle Ansätze für diese naturnahen "Technologien" bei der Sanierung von Bergbauschäden wurden in kanadischen und schwedischen Verbundprojekten erarbeitet und teilweise umgesetzt. Erste Untersuchungen zu MNA-Prozessen liegen aus der Umgebung des WISMUT-Projektes vor (Merkel & Hasche-Berger, Hrsg., 2006).

Im Abschnitt 6.10 „Kommunikation und Einsatz der Maßnahmen, Ergebnisübersicht“ werden u.a. die Probleme bei der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen angesprochen. Eine Ursache mangelnder Handlungsbereitschaft könnte sein, dass in Europa für das Thema „Kontaminierte Sedimente“ verschiedene Richtlinien zuständig sind – Wasserrahmen-, Deponie- und Meeresschutz-Richtlinie, Bodenschutzstrategie – und die nationalen Regelungen teilweise sehr unübersichtlich sind (Abschnitt 6.2).

6.2 Rechtliche Randbedingungen

Als **Baggergut** bezeichnet man Boden, Bodenmaterial oder Bodenaushub, das im Zug der Gewässerunterhaltung und bei Gewässerausbaumaßnahmen zur Gewährleistung der Durchgängigkeit im Schiffsverkehr und des Wasserabflusses anfällt. Dabei wird einerseits Naßbaggergut, d. h. Sedimente der Gewässersohle und Erdreich unterhalb der Grundwasseroberfläche im Umfeld des Gewässers ausgehoben. Andererseits muss Trockenbaggergut, d.h. Material aus nicht oder nur teilgesättigten Bodenbereichen der Gewässerrandzone gebaggert werden. Die DIN 19731 definiert **Bodenmaterial** als Bodenaushub oder Baggergut, welches in der Regel bei Bau-, Unterhaltungs- oder Behandlungsmaßnahmen anfällt.

Gesetzliche Regelungen über den Umgang mit Baggergut, das mit Schadstoffen belastet ist, gibt es bislang weder in der Europäischen Union noch in Deutschland (Netzband 2002). Im (weltweiten) Bereich der **London Convention 1972** gilt das ‚Dredged Material Assessment Framework‘ von 1995 (DMAF). Im Bereich des Nord-Ost-Atlantiks gelten die ähnlichen **OSPAR (Oslo-Paris) Guidelines for the Management of Dredged Material‘** von 1998. Diese Regelungen definieren das Vorgehen bei einzelnen Maßnahmen und sind national jeweils zu konkretisieren, z.B. um Richtwerte für die Schadstoffbewertung. Die Richtlinien der OSPAR, die sich speziell auf die im marinen Bereich beziehen, haben für die Unterzeichnerorganisationen (neben der Bundesrepublik Deutschland 14 europäische Staaten sowie die Kommission der Europäischen Union) bindenden Charakter. Im Anhang 3 der Richtlinien wird die geforderte „beste umweltgerechte Praxis“ in vier Punkten dargestellt (Anonym 1998a): (i) Minimierung der Effekte durch die Ablagerung, (ii) Optimierung der abzulagernden Mengen, (iii) Verbesserung der Sedimentqualität und (iv) Minimierung der Auswirkung von Baggermaßnahmen.

Gesetze der Europäischen Union, die sich randständig mit Baggergut befassen, sind u.a. (Köthe 2002, Netzband 2002):

- Die *„Richtlinie des Rates über Abfälle“* (75/442/EWG) wurde national mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/ AbfG vom 27. September 1994 umgesetzt
- Das *„Verzeichnis gefährlicher Abfälle“* (2000/532/EG) enthält die beiden Abfallarten 17 05 05* - „Baggergut, das gefährliche Stoffe enthält“, und 17 05 06 – „Baggergut, mit Ausnahme desjenigen, das unter 170505 fällt“
- Die *„Richtlinie über Abfalldeponien“* (99/31/EG) gilt für die Baggergutbeseitigung an Land und ist bis 2001 in nationales Recht umzusetzen
- Die *„Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“* (sog. *Wasserrahmenrichtlinie* 2000/60/EG) ist ebenfalls national umzusetzen

In **Deutschland** greifen bei kontaminierten Sedimenten und Baggergut je nach Fragestellung das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz oder das Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Brachte man Baggergut an Land, so wurde dieses häufig als Reststoff bzw. Abfall betrachtet. Für Fragen der Landlagerung von belasteten Böden waren daher die entsprechenden Regelwerke bzw. untergesetzlichen Regelungen (Technische Anleitungen - TA), wie z.B. TA-Abfall, TA-Siedlungsabfall, die Papiere der LAGA

(Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, der LABO (Länderarbeitsgemeinschaft Boden) oder der Altlastenkommission, heranzuziehen. Die Klärschlammverordnung, AbfKlärV, fand in der Regel als Bewertungsmaßstab Anwendung, wenn das Baggergut anschließend land-/forstwirtschaftlich genutzt wurde:

- Auf Grundlage des **Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes**, KrW-/AbfG vom Oktober 1994 ist davon auszugehen, daß Baggergut, dessen sich der Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss, als Abfall anzusehen ist, wenn nicht unmittelbar ein neuer Verwendungszweck zum Tragen kommt.
- Für die Landlagerung gelten die einschlägigen Regelungen zur Deponierung. Beim Aufbringen von Baggergut auf Spülfelder und auf ungesicherte Flächen, die aber zur umweltverträglichen Ablagerung hydrogeologisch geeignet sind, wird zur Bewertung eine pragmatische Vorgehensweise empfohlen, wie sie beispielsweise von der **LAGA** in den technischen Regeln über Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen vorgeschlagen wird.

Rechtliche Regelungen gibt es für den Umgang mit **Baggergut aus nationalen Wasserstraßen**. Die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes hat für den Küstenbereich 1992 die Handlungsanweisung HABAK für die Anwendung der Baggergut-Richtlinien der Oslo- und der Helsinki-Konvention eingeführt. Für die Binnengewässer liegt eine Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenbereich der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen (HABAB-WSV) vor.

- Die Handlungsanweisung für den Umgang mit **Baggergut im Küstenbereich** (HABAK), die seit 1999 in Kraft ist, setzt die überarbeiteten Baggergutrichtlinien des (weltweiten) LONDON-Übereinkommens und des (regionalen) OSPAR-Übereinkommens von 1996 bzw. von 1998 um.
- Die seit 1997 eingeführte Handlungsanweisung für den Umgang mit **Baggergut im Binnenland** (HABAB, Anonym 2000b) soll, laut Darstellung der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), die grundsätzliche Vorgehensweise für die Erstellung eines umweltverträglichen und wirtschaftlich vertretbaren Unterbringungskonzept unter Berücksichtigung der rechtlichen und fachlichen Grundlagen für alle möglichen Unterbringungswege im Gewässer und an Land beschreiben. 2000 wurde eine überarbeitete Fassung herausgegeben, die den neuen gesetzlichen Anforderungen, wie durch das Bundesbodenschutzgesetz (Anonym 1998b) und die Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 gegeben, Rechnung trägt. Darüber hinaus steht die HABAB-WSV im Einklang mit den Empfehlungen der Internationalen Vereinigung für Navigation (PIANC) zum Umgang mit belastetem Baggergut in Häfen und Binnenwasserstraßen (Anonym 1996-1998).

Die Planung des Umgangs mit anfallendem Baggergut soll gemäß HABAB-WSV einem festgelegten Ablaufschema folgen. Nach der Überprüfung, ob eine Baggermaßnahme vermieden oder minimiert werden kann, sind grundsätzlich folgende Optionen vorgesehen: (i) Umlagerung, (ii) zweckgerichtete endgültige Unterbringung (iii) Beseitigung (ohne Zweckbestimmung), (iv) Zwischenlagerung und/oder Behandlung sowie (v) Verwertung. Die **Umlagerung** sei als wirtschaftlichste dieser Optionen als Regelfall anzustreben, so dass andere Optionen nur in Betracht kommen, wenn das Material nicht für die Umlagerung geeignet ist. Dies ist der Fall, wenn die schadstoffspezifischen Konzentrations-Grenzwerte überschritten werden, die sich an den mittleren Schwebstoff-Konzentrationen an der Umlagerungsstelle orientieren, oder wenn eine unzulässige Ökotoxizität festgestellt wird. Bei der **zweckgerichteten Unterbringung** unterscheidet die HABAB-WSV die Verwendung (ohne vorhergehende Behandlung) und Verwertung (nach vorhergehender Behandlung) des Baggerguts; die unmittelbare Verwendung soll neben der Umlagerung grundsätzlich geprüft werden. Die „subaquatische, ortsfeste Ablagerung“, namentlich in Form von Kiesgrubenverfüllung, der Verfüllung von Hafenbecken und der Unterbringung in großen Unterwasserdeponien, stellt eine Management-Option dar, wenn sowohl die Umlagerung als auch die Verwendung des Baggerguts nicht in Frage kommen.

6.3 Zuordnung der technischen Optionen

Obwohl es keine Regel ohne Ausnahmen gibt, lassen sich dennoch beim Umgang mit kontaminiertem Sediment und Baggergut zwei Vorgehensweisen unterscheiden, die weitgehend durch den Zweck der Maßnahmen definiert sind (Apitz & Power 2002). Im ersten Fall, bei Ausbau- oder Instandhaltungsmaßnahmen, geht es vorrangig um die Beseitigung großer Sedimentvolumina. Häufig sind diese Sedimente weniger stark belastet oder die Kontaminationen befinden sich in ökologisch weniger kritischen Gebieten als die sog. „Hotspot“-Sedimente; im allgemeinen erfordern diese Ablagerungen keine sofortigen und detaillierten Umweltanalysen, solange keine Baggermaßnahmen anstehen. Dagegen sind in Gebieten mit bestehenden historischen Verschmutzungen oder bei anhaltenden Schadstoffeinträgen zunächst Sanierungsmaßnahmen an den Sedimenten oder den Schadstoffquellen durchzuführen. Da die Entfernung der belasteten Sedimente oder der Kontaminationsherde praktisch vorgegeben ist, beziehen sich die erforderlichen Risikobewertungen vor allem auf die Auswirkungen von Resuspensionseffekten beim Baggern, bei der Ablagerung und bei der Behandlung der kontaminierten Feststoffe.

Die zweite Kategorie bei der Sedimentbewirtschaftung bezieht sich auf Maßnahmen zur Sanierung von „Hot Spots“ und betrifft im allgemeinen kleinere Sedimentvolumina als dies bei den Ausbau- und Instandhaltungsmaßnahmen der Fall ist; Ausnahmen sind die industriellen „Megasites“, wie beispielsweise das Chemiedreieck bei Bitterfeld im Elberaum. Häufig handelt es sich bei den hohen Schadstoffkonzentrationen um besonders gefährliche Substanzen, die z.B. eine starke Neigung zur Anreicherung in Organismen aufweisen. In diesen Fällen sind sofortige und detaillierte Untersuchungen im Hinblick auf die möglichen Schädwirkungen angesagt; die entsprechenden Risikobewertungen sollten bereits Hinweise auf die notwendigen Maßnahmen enthalten, z.B. ob eine in-situ Behandlung möglich oder eine – meist kostspieligere – Entfernung der kontaminierten Sedimente erforderlich ist.

Die Regelwerke für die beiden Maßnahmenkategorien unterscheiden sich meist deutlich, ebenso die planerische und technische Umsetzung der Risikobewertung. Geht von einem Sedimentareal eine potenzielle Umweltgefährdung aus, so stehen für eine **Sanierungsmaßnahme** generell fünf Optionen zur Verfügung (Apitz & Power 2002):

- Ausbaggern des Sediments und Verbringung in ein geeignetes Depot,
- Ausbaggern des Sediments und anschließende Behandlung,
- In-situ Einkapselung des Sediments,
- In-situ Behandlung des Sediments oder
- Überwachung des Sedimentareals ohne weitere Aktion.

Fällt hingegen im Rahmen einer **Instandhaltungsmaßnahme** oder einer **Ausbaumaßnahme** kontaminiertes Baggergut an, so stehen die letzten drei Optionen zur Verfügung. Nachstehend werden drei Beispiele für den praktischen Umgang mit Baggergut und kontaminierten Sedimenten dargestellt, die in gewisser Weise auch die Entwicklung der Baggergut- und Sedimentthematik in der gesellschaftlichen Wahrnehmung widerspiegeln.

6.3.1 Fallbeispiele im Merkblatt ATV-DVWK-M 362 „Umgang mit Baggergut“

Das ATV-DVWK-Merkblatt (hier Entwurf vom Dezember 2003, Anonym 2003a) verzeichnet 37 Fallbeispiele, die sechs Kategorien zugeordnet sind (Kasten rechts mit Inhaltsverzeichnis). 18 Fallbeispiele, von denen einige hier kurz dargestellt werden, befinden sich im weiteren Einzugsgebiet der Elbe:

(1) Vermeiden, Umlagern, unmittelbares Verwenden: (i) *Vermeidung:* Durch eine *Strömungsumlenkwand* mit zusätzlicher Unterwassersohlschwelle wird die unerwünschte Sedimentbildung in den Hafenbecken reduziert. Wenn Wasser an einem Hafenbecken vorbeiströmt, wird es in kreisende Bewegung versetzt; es entstehen Strömungswalzen in den Hafeneinfahrten, in deren Zentren sich Sedimente ablagern. Mehr als die Hälfte des jährlich im Hamburger Hafen anfallenden Baggergutes (2-4 Mio. m³) stammt aus diesen Sedimentationszonen. Nach dem Bau der Strömungsumlenkwand sind z.B. im Köhlfleet die Baggermengen um 30-40% zurückgegangen. Bei Baukosten von ca. 1.5 Mio. € hat sich der Bau innerhalb kurzer Zeit aufgrund reduzierter Bagger-, Behandlungs- und Unterbringungskosten amortisiert. (ii) Bei der *Umlagerung* unterscheidet man das Verklappen in die fließende Welle, das hydrodynamische Baggern (z.B. Wasserinjektion) oder die ortsfeste Ablagerung im gleichen Gewässer. (iii) Ein Beispiel für *unmittelbares Verwenden* von Baggergut ist die Verfüllung der Airbus-Erweiterungsfläche „Mühlenberger Loch“ unterhalb Hamburg. Das durch die Fa. Möbius entwickelte Bauverfahren beruht auf einem Gründungssystem mit geokunststoffummantelten Sandsäulen, das u.a. auch im Autobahnbau eingesetzt wurde.

(2) Unterbringen im Gewässer: (i) Im Rahmen der *Rekultivierungsmaßnahmen der Kiesgrube von Rogätz* sollen bereits ausgekiesete und in den kommenden Jahrzehnten noch auszukiesende Bereiche bis 2046 mit Erdstoffen wiederverfüllt und zu Flachwasserzonen umgestaltet werden, mit dem Ziel, ein Naturschutzgebiet (Feuchtbiotop) mit Elbauencharakter zu schaffen. Dazu werden 6 Mio. m³ unbelasteter (LAGA Z0-Material) Sand und Kies, mit geringen Anteilen von Auelehm/Mergel aus dem Elbe-Havel-Kanal eingesetzt. (ii) 1993 wurden ca. 300.000 m³ Baggergut aus den Unterhaltungsbaggerungen des Hamburger Hafens in den *ehemaligen Binnenschiffshafen „Rodewischhafen“* und in Teile des angrenzenden Ellerholzkanals unter wissenschaftlicher Begleitung (Gröngroft et al. 1997) eingespült. Weitere Beispiele für Ablagerungen in Hafenbecken des Hamburger Hafens sind: (a) *Griesenwerder Hafen*, in dem der aus dem vorderen Hafenbereich ausgebagerte Schlick (rd. 120.000 m³) im hinteren Teil des Hafenbeckens als zwei Meter dicke Füllschicht eingebaut und mit 900.000 m³ Elbesand aus Unterhaltungsbaggerungen verfüllt wurde. (b) In den beiden nicht mehr benötigten Hafenbecken des *Südwest- und Indiahafens* wurden Sedimentablagerungen als Baugrund genutzt; außerdem wurde in einem *Großversuch im Indiahafen* ca. 100.000 m³ aufbereiteter Schlick aus der METHA-Anlage (s.u.) eingebaut. Damit er sich nicht mit Wasser vermischt, wurde er hydraulisch zu Schlickwürfeln (Größe 3 x 3 x 2 Meter) gepresst; diese wurden von einer schwimmenden Plattform mit einem massiven Absetzbehälter in die vorgesehene Position auf dem Hafenbeckengrund abgesetzt.

(3) Unterbringung an Land und auf Spülfeldern: Durch den Spülvorgang wird das Baggergut (ca. 1:8 bis 1:10 mit Wasser vermischt) klassiert und die schadstoffhaltigen Feinfraktionen, die sich in größerer Entfernung vom Spülkopf absetzen (Entmischungsfeld), können getrennt weiterbehandelt werden. Der erste Schritt ist Überpumpen aus dem Absetzbecken in ein Trocknungsfeld. Beispiele sind die Trocknungsfelder in Hamburg-Moorburg, die ca. 400.000 m³/Jahr (225.000 t Trockensubstanz) Sediment aus der Unterhaltungsbaggerung im Hamburger Hafen verarbeiten (siehe Abschnitt 6.5.5).

(4) Entschlammung und Aufbereitung: Hier beschreibt der Entwurf des ATV-DVWK-Merkblattes-M 362 die Aufbereitung in einem *Biopolder-Verfahren*, bei dem die organischen Schadstoffe durch biochemische Prozesse abgebaut und Schwermetalle und Phosphate in schwerlöslicher Form fixiert werden sollen. Beispiele sind 200.000 m³ feinsandiger, schadstoffbelasteter Schluff aus dem *Teltowkanal* in Berlin, ca. 53.000 m³ kontaminiertes Baggergut aus der *Rummelsburger Bucht* (Spree, Berlin-Stralau) und 4.400 m³ stark mit PCB-belasteten Entschlammungssedimente aus dem *Lietzensee* in Berlin (*Kommentar des Bearbeiters: die Angaben zur Reinigungsleistung sollten vor allem in Bezug zum PCB-Abbau kritisch betrachtet werden*).

ATV-DVWK (jetzt DWA) Merkblatt M 362 Umgang mit Baggergut. Teil 2: Fallbeispiele**1 Vermeiden, Umlagern, unmittelbares Verwenden**

- 1.1 Vermeiden/Minimieren von Baggergutmengen
- 1.2 Vermeiden von Baggergut / Sedimentablagerungen im Gewässer – Strömungsumlenkwand
- 1.3 Umlagern im Gewässer
- 1.4 Unmittelbares Verwenden im Gewässer – Baggergut-Unterbringung in Kiesgruben
- 1.5 Airbus-Erweiterungsfläche „Mühlenberger Loch“
- 1.6 Hafententlandung und Sedimentumlagerung im Starnberger See

2 Unterbringen im Gewässer

- 2.1 Verfüllen der Kiesgrube Rogätz
- 2.2 Unterbringung in abgetrennten Gewässerteilen – Hengsteysee
- 2.3 Hafenbeckenverfüllung Lübeck
- 2.4 Hafenbeckenverfüllung Rodewischhafen, Hamburg
- 2.5 Unterwasserdepot – „Slufter“
- 2.6 IJsseloooprojekt (Ketelmeer)

3 Unterbringung an Land und auf Spülfeldern

- 3.1 Planungsstudie zur Ablagerung von Baggergut auf der Ablagerungsfläche Hesseilte am Dortmund-Ems-Kanal (DEK)
- 3.2 Unterbringung von Baggergut auf Spülfeldern. (1) Allgemeines zur Unterbringung von Baggergut auf Spülfeldern. (2) Bewirtschaftung im Bereich der Stadt Rostock. (3) Harkortsee/Ruhr/NRW
- 3.3 „Trockene“ Unterbringung auf dem Spülfeld Drigge
- 3.4 Trocknungsfelder in Hamburg-Moorburg

4 Entschlammung und Aufbereitung

- 4.1 Verfahrensbeschreibung zur Aufbereitung von kontaminiertem Baggergut, Schlamm, Boden- und Hafenaushub nach dem HELALIM-Biopolderverfahren
- 4.2 Fallbeispiele zur Baggergutbehandlung nach dem HELALIM-Biopolderverfahren. (1) Teltowkanal. (2) Rummelsburger Bucht. (3) Lietzensees. (4) Regenrückhaltebecken Nord, Berlin
- 4.3 Weitere Fallbeispiele zur Entschlammung. (1) Entlandung Vorsperre Malter und Verwertung bei der Haldenkultivierung. (2) Sedimenträumung Speicherbecken Radeburg I – Wiederherstellung des Spülfeldes. (3) Entschlammung sächsischer Trinkwassertalsperren mit Sedimentverwertung
- 4.4 Seen-Entschlammung in NRW. (1) Verwertung als Deponieabdeckung – Windmühlenbruch/Nette. (2) Verwertung bei der Kiesgrubenrekultivierung – Breyeller See/Nette. (3) Entschlammung von Fischteichen in NRW. (4) Die Sedimentberäumung der Vorsperre Oehna (Talsperre Bautzen)

5 Aufbereitung und Einbindung

- 5.1 Korngrößenklassierung METHA und Entwässerung
- 5.2 Aufbereitung mit Einbindung des Feinkorns. (1) Einbindung des Feinkorns bei der Herstellung von Ziegeln. (2) Einbindung des Feinkorns bei der Herstellung von Blähton/Pellets
- 5.3 Magdeburger Häfen

6 Beseitigen

- 6.1 Behandlung und Beseitigung auf der Deponie (Bremen-Seehausen)
- 6.2 Ablagerung von klassiertem Baggergut auf den Flächen Francop und Feldhofe
- 6.3 Deponierung auf der Bauschuttdeponie Deetz

7 Beispiele aus verwandeten Gebieten

- 7.1 Ökologisches Bodenmanagement Hannover-Kronsberg
- 7.2 Bodenwäsche

(5) **Aufbereitung und Einbindung:** (i) Hier wird u.a. die Aufbereitung von Hamburger Hafenschlick in der Korngrößenklassierungs- und Entwässerungsanlage METHA und die Herstellung von Ziegeln aus 30.000 t (Plandaten: 250.000 t/a) vorbehandeltem Sedimentmaterial dargestellt (siehe Abschnitte 6.5.1 und 6.5.5). (ii) Unter anderem mit Hamburger Hafenschlick wurden Versuche zum Ersatz von Naturton bei der Herstellung von *Blähton-Pellets* untersucht (Hamer et al. 2003), die als geotechnisches Füllmaterial oder als Zuschlagstoffe bei der Herstellung von Leichtbeton einsetzbar sind.

(6) **Beseitigen:** Unter dieser Kategorie führt das Merkblatt ATV-DVWK-M 362 die *Baggergutdeponien Bremen-Seehausen* (Kapazität ca. 4 Mio. m³, Grundfläche 32 ha, Gesamthöhe nach Rekultivierung maximal 30 m) und *Hamburg-Francop* bzw. *Hamburg-Feldhofs* (Kapazität je 9 Mio. m³; Grundfläche 143 ha/79 ha; Höhe je 38 m; Beschreibung siehe Abschnitt 6.5.4) auf. In allen diesen Beispielen zeigte sich im Laufe des Anlagenbetriebs, dass auch das unkonditionierte Baggergut nur sehr geringe Durchlässigkeiten aufweist. Es kann deshalb ohne Einschränkung des Sicherheitsniveau auf eine Konditionierung der Dichtungselemente an der Deponiebasis verzichtet werden.

6.3.2 Internationale Ansätze „Umgang mit Baggergut“, Dutch-German Exchange

Übersichten zu technischen Optionen beim Umgang mit Baggergut, geben die Berichte und Handlungsanweisungen von internationalen Organisationen wie z.B. PIANC (Anonym 1996-1998) und CEDA (Anonym 1996-2001). Der Band 4 der SedNet-Buchserie Sustainable Management of Sediment Resources: „Sediment Treatment and Disposal“ (Hrsg. G. Bortone, Elsevier 2007) beschreibt die europäische State-of-the-Art, vorzugsweise bei der Baggergutbehandlung. Die Grundlagen für diese Zusammenstellung der Arbeitsgruppe 3 des Europäischen Forschungsnetzwerks für kontaminierte Sedimente bilden u.a. die nationalen Studien der POSW (Anonym 1997a) und AKWA (Anonym 2000c) in den Niederlanden und die Berichtsserie des Dutch-German Exchange of Dredged Material (DGE, Förstner in Heise et al. 2004, 3.1, 3.2); dort befasste sich der Band 2 mit „Treatment and Confined Disposal of Dredged Material“ (Netzband et al. 2002). Die Managemententscheidungen der DGE-Gruppe (derzeit Ausweitung um Institutionen in Belgien, Frankreich, Großbritannien und Tschechien) werden vorrangig auf der Basis ihrer Kostenwirksamkeit gefällt (Hakstege 2005); die bevorzugten Maßnahmen sind die Umlagerung/Verklappung und die Lagerung an Uferstreifen für gering belastetes Baggergut und die Unterwasserdepots und Landdeponien für kontaminierte Materialien (Abschnitt 6.4).

6.3.3 Sanierung von kontaminierten Sedimenten im Superfundprogramm der U.S. EPA

Für die Sanierung von Sedimentkontaminationen in der Form „Hotspots“ und „Megasites“ – Kategorie 2 des Baggergut- und Sedimentmanagements (s.o.) – finden derzeit die maßgeblichen Entwicklungen in den USA statt, vor allem im Rahmen des Superfundprogramms der amerikanischen Umweltbehörde EPA. Die Handlungsanweisung „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ (Anonym 2005a), die auf früheren U.S. EPA-Dokumenten (u.a. Anonym 1991a, 1994a, 1998c, 2001a, 2001b) aufbaut, stellt drei Technologien in den Mittelpunkt von Sanierungsmaßnahmen: (1) Nutzung von natürlichen Abbau- und Stabilisierungsprozessen bei Monitored Natural Recovery (MNR), (2) In-situ Abdeckungen („Capping“) zur Sicherung gegen die Ausbreitung von Schadstoffen aus Sedimentdepots und (3) Baggern („Environmental Dredging“) oder Ausgraben von stark belasteten Sedimenten und nachfolgende Behandlung oder sichere Ablagerung. Für die letztgenannte Option, die in vielen Fällen die größten Kosten verursacht, wurde der National Research Council der U.S. National Academy of Sciences mit der Bewertung der Wirksamkeit derartiger Maßnahmen beauftragt (Abschnitt 6.9.2.4); an der jüngst erschienenen NAS-Studie (Anonym 2007) nahmen die maßgeblichen Experten auf diesem politisch relevanten Forschungs- und Praxisgebiet in den USA teil.

6.4 Unterwasserdepots und Landdeponien für Baggergut

Die Ablagerung unter permanenter Wasserbedeckung in strömungsarmen Bereichen bietet sich vor allem für die Aufnahme von Baggergut aus Häfen und Wasserwege im Unterlauf großer Flüsse und in Küstenzonen an. Für kontaminierte Baggerschlämme wird diese Methode von Experten als besonders kostengünstig, umweltfreundlich und auch technisch sicher realisierbar angesehen (Förstner 2004).

6.4.1 Typische Ablagerungsbedingungen

Anfang der achtziger Jahre wurden von der *Arbeitsgruppe von Salomons* (Kerdijk 1981) im Rheinmündungsgebiet Versuche durchgeführt, bei denen Süß-, Brack- und Meerwassersedimente in Becken (80 x 30 x 6 m) ausgebracht wurden. Es wurde die Verfestigung und die Porenwasserchemie über ein Jahr hin untersucht. Dabei ergab sich eine relativ feste Einbindung der Übergangselemente als Sulfide, während Chrom, Arsen und Phosphat mobilisiert wurden. Weitere Forschungsarbeiten ergaben, dass die Ablagerung unter permanent anoxischen Bedingungen, wie sie bspw. in Fjorden oder in tieferen Lagen des Schwarzen Meers vorliegen, u.a. eine Festlegung von toxischen Spurenelementen in sehr schwer löslichen Sulfiden bewirken; im Extremfall des Kupfers liegen zwölf Größenordnungen zwischen der Sulfid- und Hydroxidlöslichkeit und selbst im ungünstigeren Fall des Zinks sind es noch mindestens sieben Größenordnungen (Ehrenfeld & Bass 1983).

Umfangreiche Daten liegen vom *U.S. Corps of Engineers* vor. Zu nennen ist hier die Untersuchung von Brannon et al. (1984), die nachweisen konnten, dass eine etwa 1m-mächtige Lage von frischem Sediment die Freisetzung von Schadstoffen über das Porenwasser, z.B. durch Bioturbation, ausreichend unterbindet. Zuvor hatte bereits Morton (1980), basierend auf den Erfahrungen aus einem großen Verklappungsgebiet im Long Island Sound, bei einer Anhörung des U.S. Kongresses eine günstige Einschätzung dieser Techniken gegeben. Es wurde vorgeschlagen, küstennahe Auskiesungen zu verfüllen und mit unbelastetem Sediment abzudecken. Die Methode wurde für so vorteilhaft angesehen, dass es sich sogar lohnen würde, spezielle Vertiefungen im Küstenvorfeld anzulegen (Bokuniewicz 1983).

Inzwischen wurde neben den permanent anoxischen Milieubedingungen ein zweiter entscheidender Stabilitätsfaktor bei der Unterwasserdeponierung von Baggerschlämmen nachgewiesen: Die *Selbstabdichtung* gegenüber dem Grundwasser durch kompaktierte feinkörnige Sedimente (Anonym 2002a).

6.4.2 Die subaquatische Unterbringung von Baggergut in den Niederlanden

Inzwischen finden sich weltweit die größten Erfahrungen in den Niederlanden, wo bislang etwa 10 Sedimentdeponien an Land und unter Wasser eingerichtet wurden und weitere subaquatische Lager geplant sind. In einer 2002 veröffentlichten Studie für HPA (Anonym 2002a) wurden folgende *Argumente für eine subaquatische Deponierung* detailliert belegt: (1) Umweltfreundliche und dauerhafte Lösung, (2) umfangreiche Erfahrungen mit dem Planungsprozess, (3) einfache technische Realisierbarkeit, (4) preiswerter als die Verwertung. Die *Emissionen* sind gut kontrollierbar und die Belästigung der Umgebung durch subaquatische Lager ist verhältnismäßig gering. Beim Bau eines Depots bleibt im allgemeinen die *landschaftliche Grundstruktur* erhalten, wie in der Abb. 6-2 (Tafel unten) für die Alternative III der Fotoanimation des Depots De Slufter (s.u.) gezeigt wird.

Die bisher angelegten Depots in den Niederlanden weisen ein breites Spektrum an **Merkmale**n auf:

- *Abmessungen*: Länge/Durchmesser des Depots variieren von 100 m (Harlingen) bis 3000 m (De Slufter, Grube von Cromstrijen). Die Oberfläche variiert von 260 ha (Slufter) bis zu einigen ha.

- *Tiefe/Höhe:* die Tiefe der Depots variierte von NAP-45 m (Depot Hollands Diep) bis 10 m unter der Bodenoberfläche (Koegorspolder). Die Höhe der Depots variiert von 0 m bei Grubendepots bis 25 Meter beim größten eingedeichten Depot De Slufter.
- *Lagerungskapazität:* die größte Lagerungskapazität bieten die eingedeichten Depots im Wasser mit 10-150 Millionen m³ vor Ort.
- *Gruben- oder eingedeichtes Depot:* ca. die Hälfte der Depots sind Grubendepots, Teil einer ehemaligen Sandgrube oder in einem Hafenbecken realisiert. Die andere Hälfte sind eingedeichte Depots, wobei der Kern des Ringdeichs zum größten Teil aus Sand besteht.
- *Füllverfahren:* eingedeichte Depots werden in der Regel hydraulisch mit einer Rohrleitung gefüllt; offene Grubendepots werden mit Klappschutenschiffen und gelegentlich über eine Schütte und/oder Diffusor gefüllt.
- *Standort:* größere Depots liegen in Küstennähe (mehr Platz, größeres Angebot); kleinere Depots liegen mehr landeinwärts.

Das erste große Depot, das in den Niederlanden angelegt wurde, war das *Slufterdepot* auf der Maasvlakte (1986). Erst nach mehreren Jahren (1999) wurde ein zweites großes Depot eingerichtet; das *IJsselooog* im Ketelmeer (23 Millionen m³). Im *Hollandsch Diep* stehen seit 2005 ca. 20 Millionen m³ Fassungsvermögen zur Verfügung. Einige Depots befinden sich in Häfen und bestehen aus abgeschlossenen Hafenbecken (Amerikahaven Amsterdam 1972; *Averijhaven* in Velsen 1979); außerdem werden vorhandene Gruben genutzt, die im Rahmen der Sand- und Kiesgewinnung entstanden sind (z.B. *Grube von Cromstrijen* im Hollandsch Diep, 1963). Abbildung 6-2 zeigt vier typische Beispiele:

A. De Slufter (Rotterdammer Hafen)

Für die künstliche *Schlickinsel* vor der Rheinmündung wurde eine 20 m tiefe Grube ausgehoben und mit dem Aushubmaterial wurde ein etwa 18 m hoher Ringschutzwall aufgespült (Slufter). Die so entstandene Fläche von 300 ha mit einer Nutztiefe von 32 m hat ein Fassungsvermögen von etwa 90 Mio. m³. Durch die Konsolidierung des Schlicks im Laufe der Zeit wird es möglich, insgesamt etwa 150 Mio. m³ Nassschlamm einzubringen. Eingspült wird der Schlick über eine 2 km lange Rohrleitung; das Rücklaufwasser wird nach einem Klärprozess in das Hafengebiet eingeleitet.

Die *Isolation* an den Böschungen besteht aus einer 1 m dicken verdichteten Tonschicht. Über einer ersten Füllphase bis ca. der halben Aufnahmekapazität, mit geringer belastetem Baggergut der Klassen 2-3, die eine schwerdurchlässige Schicht bildet, darf seit 2000 auch stark verunreinigtes Baggergut im Depot untergebracht werden.

Ein *Monitoringsystem* besteht aus einem Kreis von 17 Bohrlöchern (15 im Ringdeich und 2 im Depot). In diese Bohrlöcher sind 3 oder 4 Pegelstäbe mit Filtern in verschiedenen Tiefen eingebracht. Die Medianwerte der meisten Metalle im Grundwasser unter dem Depot sind mit denen des Nordseewassers und/oder der Grundwasserqualität vor dem Bau von De Slufter zu vergleichen. Nur der Zielwert für Kupfer wird leicht überschritten. Ein Anstieg der Konzentrationen an PCBs, OCBs, EOX und VOX wurde nicht festgestellt.

Kosten: Die Baukosten der Anlage betragen ca. 68 Mio. €. Die Betriebskosten – ohne Kosten für das Verspülen des Baggerguts – liegen bei 9 Mio. € p.a. und sind mehr oder weniger unabhängig von der eingelagerten Menge. Insgesamt ergeben sich Einheitskosten von 4,5 €/m³.



Abb. 6-2: Subaquatische Schlickdeponien in den Niederlanden (siehe Text; Anon. 2002a)

B. Depot ‚IJsseloog‘ (Ketelmeer und IJssel)

Das Ketelmeer liegt an der Mündung der IJssel, einem Nebenfluss des Rheins. Hauptsächlich durch die oberstromigen Rheinanlieger verursacht hat sich auf einer Fläche von über 2800 ha des 3800 ha großen Ketelmeers eine durchschnittlich 50 cm mächtige Schicht aus verunreinigten feinkörnigen Sedimenten ($<63\mu\text{m}$, Klassen 3 und 4) angesammelt. Das „Füllszenario“ sieht für ca. 15 Millionen m^3 verunreinigtes Baggergut aus dem Ketelmeer und ca. 6 Millionen m^3 aus den umliegenden Regionen einen Einlagerungszeitraum von 20 Jahren vor (1995-2015), wobei von 1995-2000 80 % des gesamten Angebots (16 Millionen m^3) und von 2000-2015 die restlichen 20 % (4 Mio. m^3) eingelagert werden sollen. Die Gesamtkosten belaufen sich – über die Laufzeit von 20 Jahren – auf ungefähr 113 Millionen € netto (Projektvorbereitung 4,9 Mio. €; Vorbereitungsarbeiten 3,5 Mio. €; Sanierung der Baustelle 9,7 Mio. €; Anlage des Depots 69,6 Mio. €; Betrieb 20,1 Mio. €; Verwaltung 4,5 Mio. €).

C. Depot ‚Averijhaven‘ (Hafen IJmuiden)

Das Depot Averijhaven liegt im Ijmuiden Hafen am Gelände des Hüttenwerks Hoogovens/Corus und hat ein Fassungsvermögen von 2 Mio. m^3 ; im Depot ist und wird verunreinigtes Baggergut der Klassen 3 und 4 aus dem Hafen von IJmuiden untergebracht. Von 1979 bis 1985 wurden 75.000 m^3 der Klasse 4 aus dem Hoogovernhaven im Depot Averijaven eingelagert. In 1998 wurde der Ringdeich in einer Höhe von 15 m über NAP angelegt; durch diese Maßnahme können noch weitere 1,5 Mio. m^3 Baggergut im Depot untergebracht werden. Am Ende der Einlagerungsphase (2013) wird das Baggergut auf einem Niveau von 15 m über dem NAP liegen; man erwartet, dass das Niveau nach der Konsolidierungsphase (250 Jahre) auf 3,5 m über dem NAP abgesunken ist.

Kosten: Die Aufschüttung des vorhandenen Dammes in der Mündung des Averijhaven auf 5 m über dem NAP hat ca. 6,8 Mio. € gekostet; die Errichtung des Depots (u.a. die Trockenlegung des Betriebsgeländes, die Anlegevorrichtungen, Leitungen) belief sich auf ca. 9,1 Mio. Insgesamt werden etwa 13,5 Mio. € Baukosten für 1,5 Mio. m^3 Baggergut anfallen, d.h. umgerechnet 8,2 €/ m^3 .

D. Depot Hollandsch Diep

Das Bauvorhaben umfasste die Anlage eines oder mehrerer (höchstens 3) Depots für die Unterbringung von verunreinigtem Baggergut von verschiedenen Stellen im Deltagebiet in den südwestlichen Niederlanden. In 20 Jahren werden insgesamt 30 Mio. m^3 ausgebaggert und in jedem der drei Depots werden 10 Mio. m^3 Baggergut untergebracht. In der ersten Phase werden zunächst die Grube Cromstrijen und das eingedeichte Depot gefüllt, in Phase 2 erfolgt die Einlagerung in die Grube am Standort Mitte. In der Phase 2 muss verunreinigtes Baggergut, das aufgrund der festgesetzten Kriterien nicht in einer der Gruben untergebracht werden darf, in das eingedeichte Depot eingelagert werden können.

Annahmekriterien: Die Kriterien für die Entscheidung, ob Baggergut im Grubendepot Cromstrijen oder im eingedeichten Depot unterzubringen ist, basieren auf den möglichen Auswirkungen auf die Qualität des Oberflächenwassers. Hier wurden vor allem die hydraulischen Bedingungen als Kriterium eingesetzt und es wurde festgelegt, dass die Strömungsgeschwindigkeit bei dem Material, das in die Grube Cromstrijen eingelagert wird, nicht höher als 0,5 m/s sein darf; darüber hinaus wird eine Unterwasserschwelle angelegt, um die Strömungsgeschwindigkeit über dem Depot zu reduzieren (Abb. 6-2 D1).

Nachsorgephase: 10 Jahre nach Beendigung der Einlagerungsphase sollen die Depots mit einer an organischen Stoffen reichen Bodenschicht abgedeckt werden. Durch diese Maßnahme wird die Ausbreitung von Verunreinigungen durch Erosion (bei den Grubendepots) und Diffusion (bei dem eingedeichten Depot) in der Nachsorgephase minimiert. Der Ausgangspunkt dabei ist, dass im eingedeichten Depot immer eine Wasserschicht steht.

Prüfung nach Migrationsrichtlinie und Isolationsmaßnahmen (Beispiele Hollandsche Diep)

Der aus dem Depot austretende Schadstofffluss kann zu einer Verunreinigung des Grundwassers führen. Mit einem *numerischen Modell* (Abschnitt 3.1.3 auf den Seiten 31-34 der DEPOTEC-Studie), muss diese Beeinträchtigung für diejenigen Parameter quantifiziert werden, die den zulässigen Fluss überschreiten. In der niederländischen Migrationsrichtlinie ist der *„Umfang des durch das Depot beeinträchtigte Gebiet“* das Bodenvolumen, das sich innerhalb des Kontur-Zielwertes für einen bestimmten verunreinigenden Stoff befindet. Für jeden Leitstoff wird das durch das Depot beeinträchtigte Gebiet – m³ innerhalb des *Kontur-Zielwertes nach 10.000 Jahren* – mit dem zulässig beeinträchtigten Gebiet verglichen (Abb. 6-2 D2). Die Größe dieses zulässig beeinträchtigten Gebietes entspricht der Größe des Nutzvolumens des Depots (Volumenkriterium), d.h. das Depotvolumen (m³), das für die Unterbringung von Baggergut verfügbar ist (Anonym 2001c).

Im Falle der **Beispiele vom Hollandsche Diep** wurden die Migrationsberechnungen für den meist kritischen/mobilien Stoff γ -HCH durchgeführt:

- *Eingedeichtes Depot:* Bei dem eingedeichten Depot beträgt das verunreinigte Volumen nach 10.000 Jahren 23 Mio. m³ und übersteigt somit das Deponievolumen (10 Mio. m³). Also sind ergänzende Dichtungsmaßnahmen erforderlich (Abschnitt 3.1.4, S. 34-41 in der DEPOTEC-Studie).
- *Grube Cromstrijen:* Das verunreinigte Volumen ist 5 x so groß wie das Depotvolumen. Die Migration in das Grundwasser und das verunreinigte Grundwasservolumen überschreiten die Richtwerte. Deshalb sind zusätzliche Dichtungsmaßnahmen erforderlich.
- *Grube Mitte:* Das verunreinigte Volumen entspricht dem Deponievolumen; somit erfüllt die Grube Mitte die Vorgaben der Richtlinie. Zusätzliche Dichtungsmaßnahmen sind nicht erforderlich (aber regelmäßige Überwachung des Grundwassers).

Bei Überschreitungen der Richtwerte nach den Modellrechnungen der Migration in das Grundwasser wurden folgende Maßnahmen getroffen (Abb. 6-2 D2 zeigt die *Modellberechnungen nach Durchführung der Dichtungsmaßnahmen* für das ‚Depot Ost‘ im Hollandsche Diep, wieder für den Stoff γ -HCH):

- 1) Das Anbringen einer mindestens 1 Meter mächtigen, dichtenden *Tonschicht auf dem Depotboden*.
- 2) *Wasserstandsregulierung im Depot* in der Einlagerungsphase. Der Wasserstand im Depot wird dem mittleren Außenwasserstand angepasst, so dass die Veersickerung von verunreinigtem Depotwasser in den Boden eingegrenzt wird.
- 3) Das *Abdecken* des Baggerguts im Depot in der Nachsorgephase (s.o.). Die Abdeckschicht ist minimal 1 m mächtig und besteht aus einem an organischen Stoffen reichen Material auf Geotextil.
- 4) *Geohydrologische Dichtung*. Wegen der Strömungsrichtung des Grundwassers im zweiten Wasserleiter (von Süd nach Nord) wird eine Brunnengalerie an der Nordseite des Depots angebracht. Die Effektivität der geohydrologischen Dichtung wird in einem Überwachungsprogramm gemessen.

6.4.3 Deponierung von Elbesedimenten in Hamburg

Die in der Aufbereitungsanlage METHA (s.u.) klassierte und (teilweise auf Trockenfeldern; s.u.) entwässerten Elbesedimente aus dem Hamburger Hafen werden in *zwei ca. 38 m hohe Deponien, Francop und Feldhofs* (siehe Abb. 6-3b), mit einer Schlickkapazität von jeweils 8 -10 Mio. m³ Volumen eingebaut. Die **Hügel** werden unter Einbeziehung des Sanierungsgedankens auf vorhandenen Altpül-feldern errichtet. Beim Aufbau der Deponien wird der Schlick lagenweise in Schichten zu je 1,5 m eingebaut. Um sicherzustellen, dass während des Konsolidierungsvorgangs das freigesetzte Wasser abgeleitet werden kann, sind zwischen die Einlagerungsschichten Sanddrainageschichten zu je 30 cm

eingebaut. Das Drainagewasser wird über Sammelschächte und Leitungssysteme in Francop zu der auf dem Gelände befindlichen technischen Kläranlage und in Feldhofe in die neu errichtete Teichkläranlage geleitet (Detzner et al. 2002).



Abb. 6-3 a, b: (a) METHA-Anlage zur Aufbereitung von Hafenschlick in Hamburg (Abschnitt 6.5.1) (b) Schlickdeponie Feldhofe (Abschnitt 6.4.3)

Für die Unterbringung des Hamburger Hafenschlicks wurde auch eine *untertägige Ablagerung* diskutiert. Günstige Voraussetzungen bieten die **Salzkavernen**, z.B. die Kaverne der DOW Chemical Stade bei Ohrensen, aus der in 1000-2000 m Tiefe die Salzsole ausgelaugt wird. Der Realisierung dieses Konzepts stehen neben Fragen der möglichen Qualitätsminderung des Salzes vor allem auch die Probleme beim 40 km langen Transport der Schlicksuspensionen entgegen (Abschlussbericht des Niedersächsischen Elbschlick-Forums, Anonym 1994b).

6.5 Ex-Situ Behandlung von Baggergut

Bei den **Technologien** der Baggergutaufbereitung lassen sich, neben der in-situ Behandlung (siehe Abschnitte 6.7 und 6.8), prinzipiell drei Vorgehensweisen unterscheiden:

- die *mechanische Abtrennung* des hochkontaminierten Feinschlickanteils vom relativ sauberen Sand mit dem Ziel, die Menge des abzulagernden Materials auf ein Mindestmaß zu reduzieren;
- die *chemische oder biochemische Abtrennung* der Schwermetalle und anderer Schadstoffe, die allerdings bei den enormen Massen an Baggergut höchstens für Teilmengen stark kontaminierter Sedimente (hot spots) praktikabel erscheint;
- die *Einbindung durch Stabilisierungsmaßnahmen* mit dem Ziel, die Schadstoffe so zu immobilisieren, dass eine Gefährdung der Umwelt ausgeschlossen ist. Hier kann sich u.a. eine Verwertung als Baustoff etc. anschließen.

Die drei Konzepte sollten nicht isoliert betrachtet werden. Eine gemeinsame Verknüpfung, z.B. eine mechanische Abtrennung der schadstoffhaltigen Schlickanteile mit anschließender Auslaugung oder Fixierung der Schadstoffe, ist denkbar. In den vergangenen Jahren hat sich jedoch zunehmend die Erkenntnis breit gemacht, dass nur die großvolumige, relativ kostengünstige mechanische Abtrennung der kontaminierten Feinfraktion einen *Routineschritt* beim Umgang mit Baggergut darstellt.

6.5.1 Mechanische Aufbereitung

Es ist seit langem bekannt, daß die Schadstoffe vorwiegend im Feinkornbereich, z.B. in Tonmineralien mit Eisen- und Manganoxidhydrat-Überzügen und organischen Substanzen gebunden auftreten. Der zum Teil in beachtlichen Mengen vorhandene Sand enthält dagegen nur unbedeutende Gehalte an

Schadstoffen. Von dieser Erfahrung ausgehend wurden Techniken zur Abtrennung der Sandfraktion aus dem Hafenschlick mit dem Ziel entwickelt, die Menge des abzulagernden oder weiterzubehandelnden Schlickes auf ein Mindestmaß zu reduzieren (Werther et al. 1984). Eng verknüpft mit der Entwicklung des Trennverfahrens waren Entwicklungen zur Entwässerung der anfallenden Feinschlicksuspensionen auf einen Wassergehalt, der eine Ablagerung oder eine weitergehende Verwertung erlaubt.

In *Hamburg* wurde seit Anfang der achtziger Jahre vor allem die Aufstromklassierung und der Einsatz von Hydrozyklonen zur Auftrennung der Kornfraktionen untersucht. In einem Hydrozyklon lassen sich hohe spezifische Durchsätze erzielen, die allerdings mit einer vergleichsweise geringen Trennschärfe verbunden sind. Dieser Nachteil wird durch einen Aufstromklassierer aufgehoben, in dessen Wirbelbett die Agglomerate der feinen und spezifisch leichteren Bestandteile durch intensive Partikelbewegung zerrieben und damit ihr Austrag im Oberlauf ermöglicht wird.

Der schadstoffbelastete, entwässerte Schlick wird – wie oben (Abschnitt 6.4.3) beschrieben – auf zwei *Hügeln* aufgeschichtet; das beim Baggern, Transportieren und Entwässern anfallende *schadstoffhaltige Wasser* wird gereinigt, bevor es wieder in die Elbe eingeleitet wird.

Nach Abschluß der *Laborversuche* wurde eine *Pilotanlage* und schließlich eine *Anlage im großtechnischen Maßstab* errichtet, die seit März 1993 in Betrieb ist (METHA = mechanische Trennung von Hafenschlick) (Detzner 1995). Sie hat eine Durchsatzrate von etwa 550 000 t p.a. Trockensubstanz, das entspricht ca. 1,2 - 1,4 Mio m³ Elbesediment p.a. Die gesamten Kosten für Aufbereitung und Deponierung belaufen sich auf etwa 36 Millionen € pro Jahr; insgesamt hat Hamburg für diese Maßnahme, mit der dem Elbestrom ca. ein Drittel seiner Schadstofffrachten vor dem Eintritt in den Mündungstrichter zur Nordsee entnommen wird, im Laufe der vergangenen *25 Jahre etwa 1 Milliarde €* aufgewendet.

6.5.2 Chemische und bakterielle Laugung

Die meisten Erfahrungen mit *Auslaugungsverfahren* liegen bei der *Säureextraktion* von Klärschlämmen vor. Bei pH <2 wird ein Großteil der Metalle gelöst, soweit sie nicht an inerten Gitterpositionen der Sedimentpartikel gebunden sind. Von den untersuchten Extraktionsmitteln Salzsäure, Salpetersäure und Schwefelsäure wurden die besten Ergebnisse mit Salzsäure erreicht. Ein komplettes Verfahren zur Auslaugung von Baggergut stellten Müller und Riethmayer (1982) vor. Die Entwicklung einer Pilotanlage durch die *Firma Rudolf Otto Meyer in Hamburg* (1985-1987), umfasste folgende *Schritte*:

- Extraktion der Schwermetalle durch Behandlung mit Salzsäure
- Abtrennung des extrahierten Schlammes von der sauren Lösung
- Hydroxidfällung zur Entfernung der freigesetzten Schwermetalle aus der Lösung
- Nachfällung der noch gelösten Schwermetalle (vor allem Cadmium) als Carbonate durch Einleitung von Kohlendioxid, welches während der Säurebehandlung entsteht.

Das ausgefällte hydroxidische und carbonatische Schwermetallkonzentrat wird durch kontinuierliche *Filtration* abgetrennt. Das Filtrat soll nach Neutralisation in den Fluß bzw. den Hafen eingeleitet werden; es enthält noch ca. 3% leicht lösliches Calciumchlorid. Der dekontaminierte Schlamm kann deponiert oder im *Landschaftsbau* verwendet werden. Auch die *Verarbeitung zu Baustoffen* wurde in Betracht gezogen. Bislang wurde das Verfahren nicht eingesetzt.

Günstiger als die Säurebehandlung sind *mikrobielle Laugungsverfahren*, wie sie bereits für Erze eingesetzt werden, die mit herkömmlichen Methoden nicht mehr abbauwürdig wären (Armerze). Diese

Verfahren beruhen auf der Fähigkeit bestimmter Bakterien der Gattung *Thiobacillus*, schwerlösliche Metallverbindungen über biochemische Reaktionen in wasserlösliche Metallsulfate zu überführen.

An der *Technischen Universität Hamburg-Harburg* wurden erste Versuche zur bakteriellen Laugung des Hafenschlicks unternommen (Calmano und Ahlf 1988). Ziel dieser Forschungen war es, hierfür die günstigsten Bedingungen zu ermitteln und die Eignung dieser Methode für andere Materialien zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten, daß sulfidischer Schlick prinzipiell für eine mikrobielle Laugung geeignet ist. Auf der anderen Seite wurde aber auch deutlich, daß mit diesem Verfahren nur für einen Teil der untersuchten Metalle die Kriterien für eine uneingeschränkte Ausbringung auf Böden erfüllt werden konnten.

Eine Weiterführung dieses Forschungsansatzes erfolgte im *Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle*. Mit der Technik der bakteriellen Laugung sollen Sedimente der Weißen Elster soweit gereinigt werden, daß sie in alten Tagebauen der Braunkohle, die zur Rekultivierung anstehen, abgelagert werden können (Seidel et al. 1995). In der Pilotanlage an der Sektion für Sanierungsforschung des UFZ (Abb. 6-4) wurden zunächst die hydrodynamischen Verhältnisse untersucht; seit 10 Jahren werden die chemischen Betriebsbedingungen der Anlage optimiert. Dazu gehört die Einstellung der Lebensbedingungen für die Thiobazillen durch Veränderung des pH-Wertes und der Zugabe von Schwefel, Thiosulfat und Eisensulfat zu einem geeigneten Nährmedium (Seidel et al. 1998, 2004 und 2006; Löser et al. 2001, 2004 und 2006).

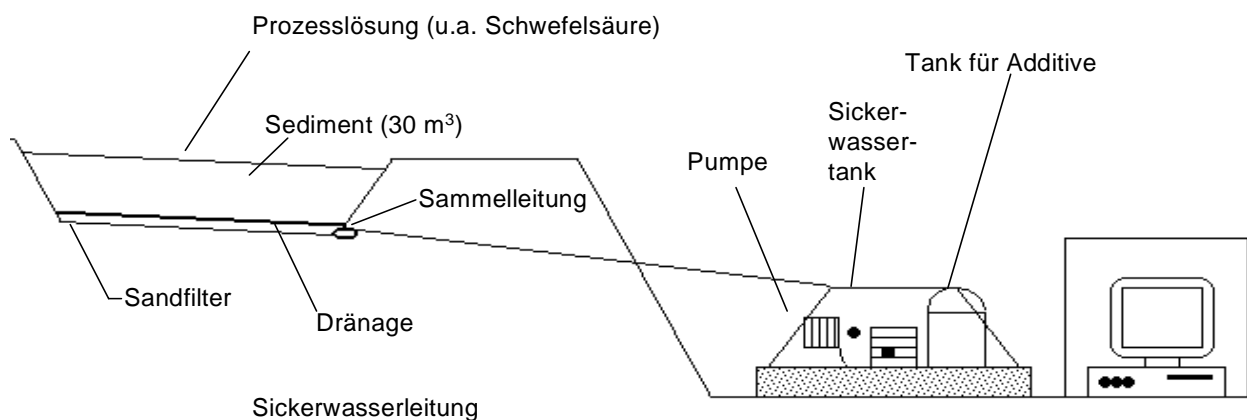


Abb. 6-4: Schema für eine Pilotanlage zum Bioleaching von Sedimenten der Weißen Elster (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle; nach Seidel et al. 1995)

6.5.3 Verfestigung und Stabilisierung

Die Mehrzahl der Verfahren, die für die Verfestigung und Stabilisierung von verunreinigten Böden gebräuchlich sind, bedient sich diverser Binder wie Zement, Wasserglas (Alkalisilicat), Puzzolan, Kalk oder Gips. Unter Puzzolanen versteht man Bindemittel auf der Basis von Silicaten und Aluminaten, die nicht selbständig erhärten, weil sie keinen reaktionsfähigen Kalk enthalten. Puzzolanische Eigenschaften zeigen vulkanische Aschen (Traß), Hochofenschlacken und Flugaschen aus Verbrennungsanlagen. Vorliegende Erfahrungen aus einem Langzeitversuch mit Baggergut aus dem Neckar (Förstner 1987) deuten beispielsweise darauf hin, dass bei konstanten pH-Werten knapp über dem Neutralpunkt, bedingt durch hohe Carbonatgehalte, die Mobilität der Schwermetalle auch unter Deponiebedingungen relativ gering sein wird. Auf der anderen Seite ergaben Versuche mit Sedimenten aus dem *Hamburger Hafen*, dass dort bei geringen Carbonatgehalten, insbesondere durch Oxidation sulfidischer Komponenten und Ammonium und vermittelt durch bakterielle Aktivitäten, der pH-Wert deutlich absinken kann und die Löslichkeit von Schwermetallverbindungen entsprechend stark erhöht wird. Ein wichtiger

Stabilisierungsfaktor ist daher der Gehalt an Puffersubstanzen. Bei schwach gepufferten Schlämmen empfiehlt sich die Zugabe geeigneter Additive, die das Puffervermögen des Schllicks verbessern und somit einen unerwünschten Austrag von Schwermetallen verhindern (Abb. 6-5).

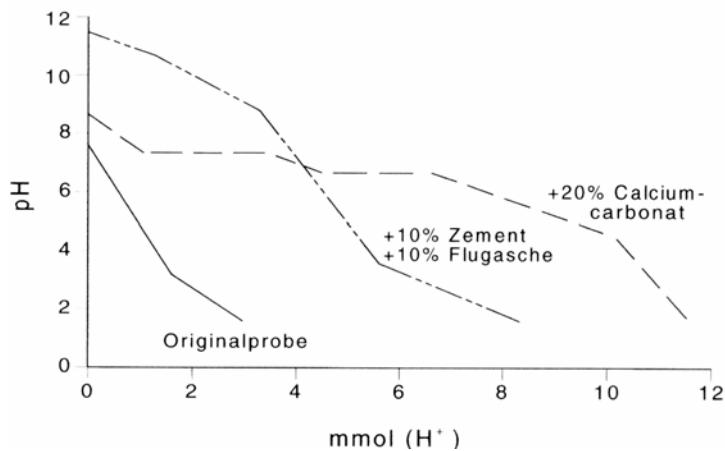


Abb. 6-5: Titrationskurven von unbehandeltem Baggerschlick und nach Behandlung mit Zement/Flugasche bzw. Kalziumkarbonat (Calmano et al. 1990)

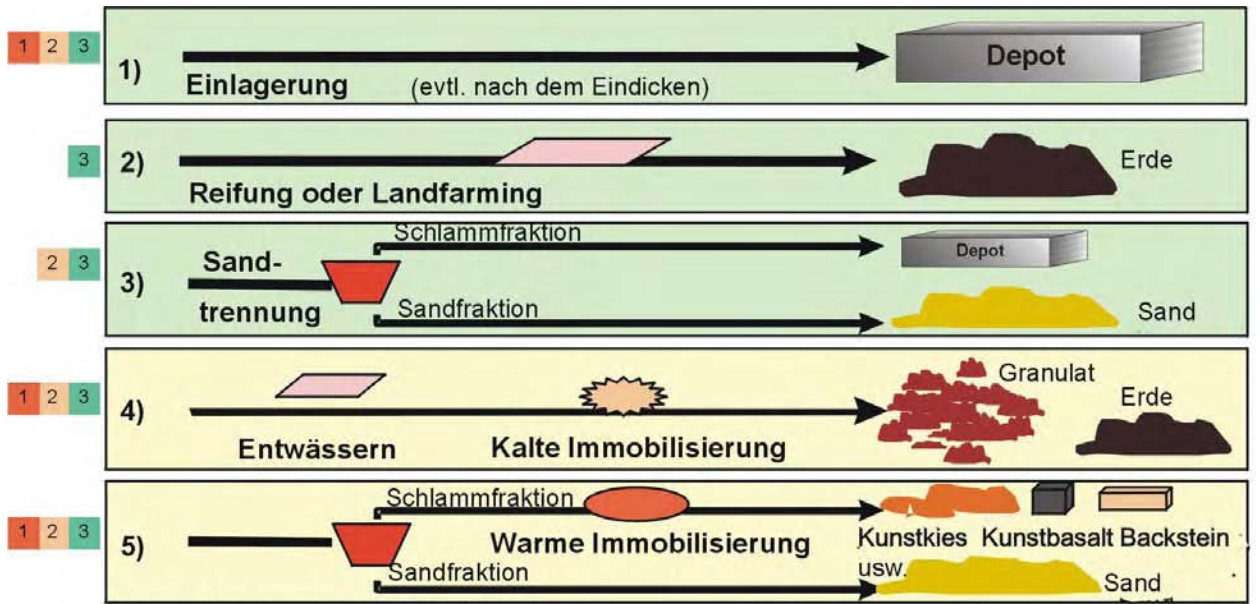
Die *thermische Weiterverarbeitung* von Baggerschlämmen führt, ebenso wie die im letzten Abschnitt vorgestellten Verfahren, zu einer Demobilisierung der Schwermetalle und darüber hinaus zu einer Zerstörung der organischen Schadstoffe. Eine thermische Behandlung wäre dann sinnvoll, wenn dabei ein vermarktungsfähiges Produkt (Pellets zur Verwendung im Straßenbau, Ziegelsteine oder andere Baumaterialien) hergestellt würde. Es müssen jedoch immer auch die gesamtökologischen Zusammenhänge (hoher Energieeinsatz, CO₂-Problematik) miteinbezogen werden.

6.5.4 Innovative Behandlungsverfahren: Vergleichende Studien aus den Niederlanden

Wie bei der Optimierung der subaquatischen Depots (Abschnitt 6.4.2) gingen von den Niederlanden die maßgeblichen Impulse für die Entwicklung und Verbesserung von *Behandlungsverfahren* für kontaminierte Sedimente aus. Der erste POSW-Verbund (Programma Ontwikkeling Sanierungsprocessen Waterbodems; Stimulation Program of Technology Development on Sediment Remediation) von 1989 bis 1996 war auf die *Entwicklung umweltverträglicher Bagger- und Aufbereitungsmethoden* ausgelegt (Anonym 1997a); in der zweiten POSW-Verbundphase wurden vor allem *technische Optimierungen und Fragen der Wirtschaftlichkeit* aufgegriffen (Rulkens 2001).

Im Ergebnis werden in den Niederlanden *drei einfache Verarbeitungstechniken operationell genutzt*: Sandtrennung, Reifung und Landfarming. Beim Einsatz einer vierten einfachen Technik, der kalten oder thermischen Immobilisation, wurden Probleme bei der Qualität und beim Absatz der Produkte festgestellt (eine Übersicht über diese Methoden mit der Eignung für die verschiedenen Sedimentarten gibt die Abb. 6-6, Anonym 2000c):

- *Reifung, Landfarming*: Der Baggerschlick wird auf einem speziellen Gelände verteilt, damit der entwässern kann. Hierdurch wird eine deutliche Volumenreduzierung erreicht, eine natürliche Verringerung der Schadstoffe (Abbau organischer Schadstoffe) kann stattfinden; es entsteht ein verwertbarer Boden.
- *Sandabtrennung*: Wie in der METHA-Anlage, aber mit einfacherem Verfahren (nur Hydrocyclontrennung).



Geeignet für die folgenden Sedimentarten:

1 schlickig, Cocktail

2 (leicht) sandig, Cocktail

3 (leicht) sandig, PAK/Öl



Abb. 6-6 Verwertung von Baggeregut (Beispiele aus den Niederlanden; Anonym 1999b)

- *Kalte Immobilisierung*: Damit sollen Schwermetalle und organische Schadstoffe eingekapselt werden. Verwendet wird dafür ein Bindemittel, das entstehende Produkt kann z.B. als Granulat verwendet werden.
- *Thermische Immobilisierung* bei 950–1400 °C, organische Schadstoffe werden verbrannt, Schwermetalle werden festgelegt. Produkte sind z.B. Kunstbasalt oder Backstein

In der Untersuchung des *Advies en Kenniscentrum Waterbodems: Verwerking van baggerspecie, Utrecht*, Anonym 2000c) wird eine Kombination von Ablagerung in Depots und Verwertung in fünf in der Praxis anwendbaren Verfahrensabläufen zusammengestellt und nach ihrer gesellschaftlichen Akzeptanz, den Kosten, dem Umweltrang und Unsicherheiten bewertet. Sowohl die Ablagerung in Depots als auch die Verwertung wirken sich auf die Umwelt aus, z.B. durch Gefahren für die Umwelt, Flächenverbrauch, den Energie- und Grundstoffverbrauch, Emissionen, Substitution primärer Grundstoffe etc. Depots erfordern eine langfristige Nachsorge.

Insgesamt steigen die *Kosten* von der Ablagerung in Depots über Sandtrennung, Reifung/Landfarming über kalte bis zur warmen Immobilisierung von etwa 15 auf etwa 70 €/m³. Die Möglichkeiten von Landfarming, Reifung und insbesondere kalter Immobilisierung sind durch die (Schadstoff-) Anforderungen des niederländischen Baustoffbeschlusses begrenzt auf geringer belastetes Material. Hinzu kommt, dass infolge eines negativen Images und geringer Nachfrage das Marktpotential gering ist.

6.5.5 Natürliche Schlickentwässerung und Verwertung von Baggergut

Über die natürliche Schlickentwässerung ohne mechanische Hilfsmittel liegen in Hamburg jahrzehntelange Erfahrungen vor (Detzner et al. 2002). *Schlickentwässerung in Trocknungsfeldern* ist sehr zeit- und flächenintensiv, beides Faktoren, die eine Beschleunigung der Entwässerung notwendig machen. Dazu sind umfangreiche Versuche vorgenommen worden, die den Einfluss von Schlickmächtigkeit, Untergrunddrainage, Oberflächenbearbeitung, klimatischen Verhältnissen und Vegetation auf den Feldern näher untersuchten. Die heute vornehmlich in Hamburg-Moorburg betriebenen Trocknungsfelder sind das Ergebnis der Versuche und der inzwischen gesammelten Erfahrungen.

Die einzelnen Trocknungsfelder weisen Größen zwischen 2 und 4 ha je nach örtlichen Gegebenheiten auf. Sie nehmen insgesamt eine Fläche von rd. 100 ha in Anspruch. Sie sind auf alten, früher konventionell gespülten Feldern errichtet, nachdem diese zum Grundwasser hin abgedichtet wurden.

Das Baggergut wird mit Hilfe von Cutterbaggern oder aber direkt von Hopperbaggern mit einem möglichst hohen Feststoffgehalt in die Trocknungsfelder gefördert. Die Einspülhöhe beträgt bis zu 1,60 m. Nach 1-3 Wochen hat sich der Schlick soweit gesetzt, dass das überstehende Spülwasser über Mönche mit Staubrettern abgezogen werden und der eigentliche *Trocknungsvorgang* beginnen kann. Wichtig für eine schnelle Trocknung ist, dass in den Feldern kein freies Wasser steht. Sobald die Schlickoberfläche soweit abgetrocknet ist, dass sich erste Trocknungsrisse zeigen, beginnt das sogenannte Schlickaufsetzen. Dafür wird der noch recht flüssige Schlick mit Baggern aufgenommen und seitlich abgesetzt, so dass im Trocknungsfeld eine dachförmige Oberflächenstruktur entsteht, die den Abfluss insbesondere aus Niederschlägen stammenden Wassers erleichtert. Wenn die Oberfläche erneut abgetrocknet ist, erfolgt der zweite Aufsetzvorgang zu Mieten. Diese Mieten werden dann noch zwei- bis dreimal umgesetzt bis der Schlick soweit getrocknet ist, dass er beispielsweise in die Schlickhügel (s.o.) eingebaut werden kann. Die gesamte Schlickentwässerung dauert in Abhängigkeit von der Witterung 9 bis 12 Monate.



Abb. 6-7 Ansicht der Trocknungsfelder Moorburg-Mitte (Aus: Die Schlickdeponie Feldhofe. Dipl.-Ing. Reiner Knies,

http://www.akgws.de/tagungen/vortraege/pdf/Vortraege-19skz2003/C_Knies.pdf)

Behandelte Sedimente können eine sehr hohe Wasserundurchlässigkeit aufweisen. *Verwertungsmöglichkeiten* für Sedimente bieten sich deshalb z.B. in der Nutzung als Erdbaumaterial zur Abdeckung und Profilierung von Altlasten, der Verfüllung von Gruben aus bergbaulichen Aktivitäten, der Flächenherrichtung und dem Bau von Lärmschutzwällen. Mit den zukünftig zu erwartenden weiter rückläufigen Schadstoffbelastungen des Baggergutes und einer gleichzeitigen Einschränkung der bisher genutzten natürlichen Rohstoffressourcen kann dieser Sektor an Bedeutung gewinnen.

Neben der Verwertung als Erdbaumaterialien dürften als aussichtsreichste Behandlungs- und Verwertungstechnologien *thermische Produktgewinnungsverfahren*, beispielsweise Ziegel- oder Pellet-Produktion, zukünftig verfügbar gemacht werden können. Durch ein mittelständisches Hamburger Unternehmen wurde in einem mehrjährigen Versuchsbetrieb die Realisierungsaussichten der Verziegelung von Gewässersedimenten untersucht. Die in der Demonstrationsanlage mit der Verziegelung von bis zu 70 % Sedimentmaterial gewonnenen Erfahrungen eröffnen die Möglichkeit, dass für Teilmengen eine Verwertungsalternative zur Verfügung steht. Entscheidend ist nach heutigem Stand die Frage nach der Marktakzeptanz der Produkte und die Wirtschaftlichkeit einer solchen Verwertungsmöglichkeit, die stark von den auf dem norddeutschen Markt erzielbaren Ziegelpreisen abhängen wird.

6.6 Sanierung von Bergbaualtlasten – Beispiele: LMBV und WISMUT

Im Einzugsgebiet der Elbe stellen die Altlasten des Bergbaus – Braunkohlebergbau und Uranerzbergbau – sowie der Förderung und Weiterverarbeitung von Erzen eine große Hürde auf dem Weg zu einer guten chemischen und ökologischen Gewässerqualität dar. Auf der anderen Seite sind die neu- und fortentwickelten technischen Maßnahmen bei der Sanierung weltweit beispielhaft, so dass ein Teil der eingesetzten ~20 Milliarden € als spezifisches Know-how in beiden Bereichen von Bergbau-Altlasten wieder nach Deutschland zurückfließen wird (z.B. WISUTEC Wismut Umwelttechnik GmbH; <http://www.wisutec.de/geschaeftsfelder.htm>).

Während die Erfahrungen bei Sanierungsmaßnahmen im mitteldeutschen Braunkohlebergbau umfassend beschrieben wurden (s.u.), finden sich die Informationen zur Sanierung von Altlasten des Uranerzbergbaus im Elbeeinzugsgebiet in erster Linie in den jährlichen Umweltberichten der Wismut GmbH (<http://www.wismut.de/aktuell/umweltberichte.php>). Es werden hier zusätzlich Auszüge aus dem eingangs genannten Beitrag von M. Paul in dem Buch „Ingenieurgeochemie“ von Förstner und Grathwohl (2003) zu den Themen „Technologien und Behandlungsmethoden für Sauerwässer bei der Ablagerung von Bergematerialien und Tailings“, „Verwahrung von Untertagebergwerken und Tagebauen“ sowie „Entwicklung umfassender Sanierungsstrategien – das Fallbeispiel Wismut“ sowie aus dem von B.J. Merkel und A. Hasche-Berger (2006) herausgegebenen Buch „Uranium in the Environment“ zitiert.

Es ist an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass bereits vor der Wiedervereinigung in der früheren DDR besonders intensive Forschungsaktivitäten zur Entwicklung von naturnahen Techniken stattfanden, die dem Schutz und der Restaurierung von Oberflächengewässern dienen. Man fasst die Verfahren, die die Mechanismen der Selbstoptimierung, Pufferung und Stabilisierung in biologischen Systemen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit nutzen, unter dem Begriff „Ingenieurökologie“ zusammen (Busch et al. 1989). In dem Kapitel 4 dieses Buches „Ausgewählte ingenieurökologische Technologien und Maßnahmen“ finden sich u.a. Beiträge über „Restaurierung von Seen“ (H. Klapper), „Sanierung der Einzugsgebiete von Gewässern“ (K. Pütz & W. v. Tümpling) sowie „Wiedernutzbarmachung von Bergbaufolgelandschaften“ (K. Werner). Eine schwerpunktmäßige Anwendung dieser Techniken war und ist noch die Sanierung der Braunkohlerestseen in der Lausitz und in Sachsen-Anhalt.

6.6.1 Sanierung des Braunkohlebergbaus in den Mitteldeutschen und Lausitzer Revieren

Im Einzugsgebiet der Elbe befinden sich zwei große Braunkohlenbergbaureviere (Abb. 6-8): zum *Mitteldeutschen Braunkohlenrevier* zählen alle Braunkohlenlagerstätten westlich der Elbe in den Flussgebieten von Mulde und Saale mit dem Bitterfelder Raum, dem Nordraum im Geiet von Bode und Selke, Geiseltal/Merseburg in den Gebieten der Saale und unteren Weißen Elster sowie der Südraum Leipzig in den Gebieten von Weißer Elster und Pleiße. Die Braunkohlenlagerstätten der Lausitz nehmen große Teile der Flussgebiete von Schwarzer Elster und Spree ein.

Im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier entstanden in den 20er Jahren des 20. Jhds. die ersten großen Tagebaue und der frühere Tiefbau kam zum Erliegen; die größte Braunkohlengewinnung erfolgte in den 60er Jahren (1963: 145,5 Mio. t). Die Einleitung von Tagebauwasser in Pleiße, Weiße Elster und Saale erreichte von 1980 bis 1989 7 bis 8 m³/s; 1989/90 betragen die bergbaubedingten Verluste an statischen Grundwasservorräten 5,6 Mrd. m³. Die Absenkungstrichter erreichten im Bitterfelder Raum 60 bis 80 m, im Südraum Leipzig 65 bis 80 m, teilweise über 120 m und im Geiseltal 100 m, stellenweise fast 200 m; die Fläche mit einer Beeinflussungsgrenze von mehr als 0,5 m Grundwasserabsenkung betrug insgesamt etwa 1.100 km² (IKSE 2005, S. 138-140; Anonym 2005b).

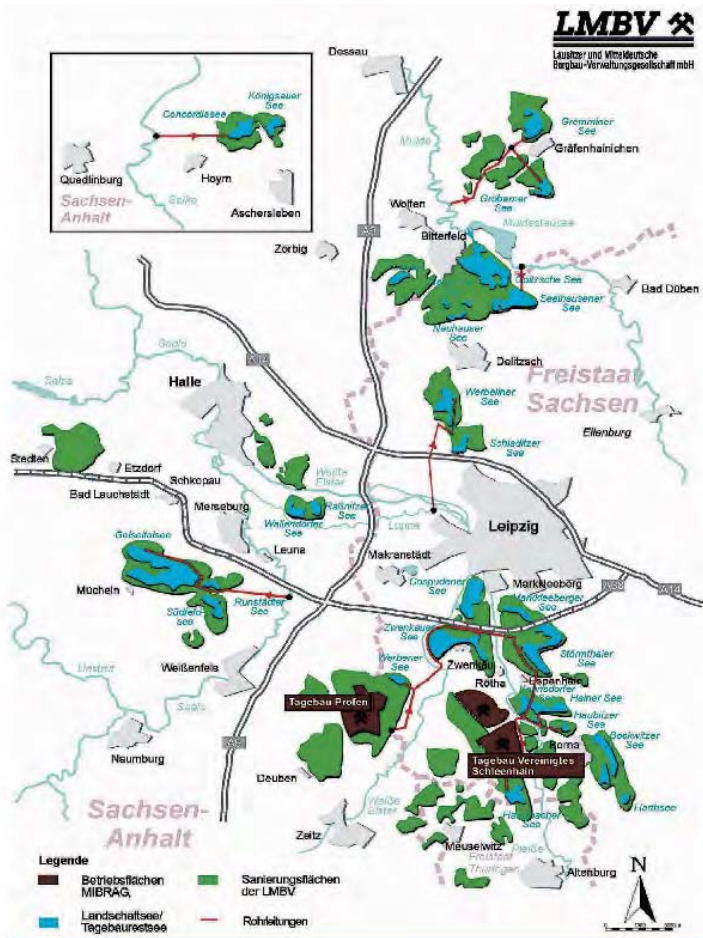


Abb. 6-8a Konzept zur Flutung ehemaliger Braunkohlentagebau im Mitteldeutschen Revier. Stand 2004. Aus: IKSE – Die Elbe und ihr Einzugsgebiet; Anonym 2005b)

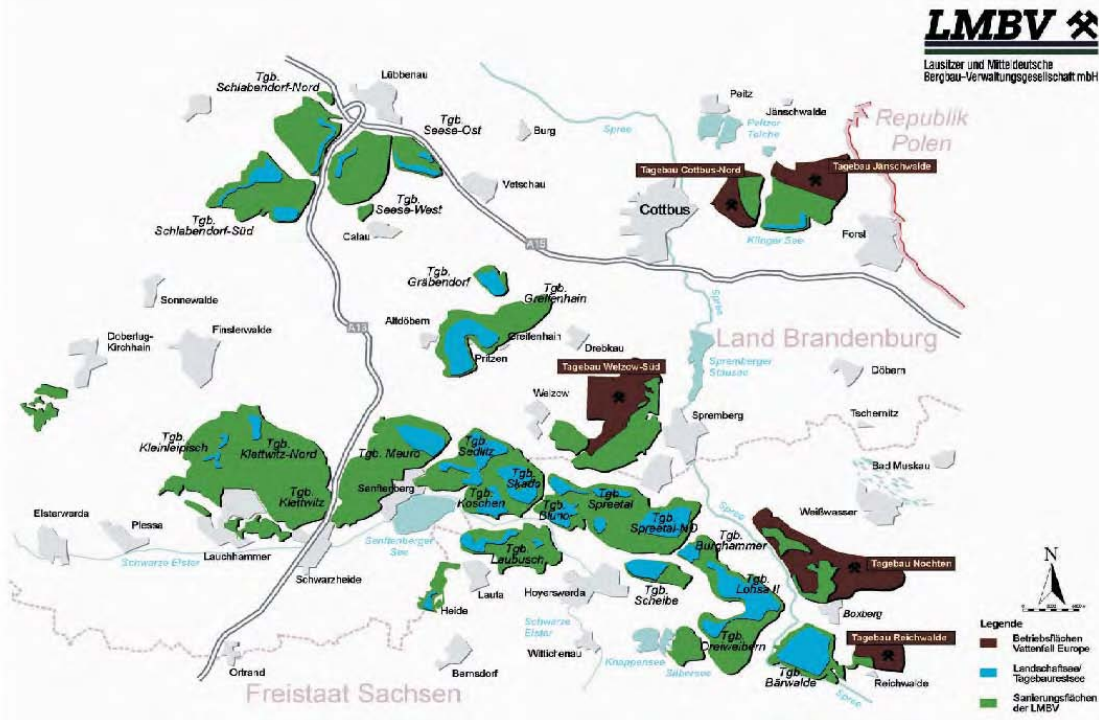


Abb. 6-8b Konzept zur Flutung ehemaliger Braunkohlentagebaue im Lausitzer Revier. Stand 2004. Aus: IKSE – Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Abb. 4.9-26 auf S. 171; Anonym 2005b)

In der Lausitz wurde der Braunkohlenabbau ab etwa 1960 mehr und mehr auf das Spreegebiet ausgedehnt; von 1963 (108,7 Mio t) bis 1988 (200,5 Mio t) hat sich die Gewinnung von Rohbraunkohle im Lausitzer Revier fast verdoppelt. Bis 1989 waren die bergbaubedingten Verluste an statischen Grundwasservorräten in den Gebieten von Schwarzer Elster und Spree bis auf 9 Mrd. m³ angewachsen; die Fläche mit einer Beeinflussungsgrenze von mehr als 2,0 m Grundwasserabsenkung betrug 1989 2.100 km² (IKSE 2005, S. 170-174; Anonym 2005b).

Von 1989 und 2005 ging die Braunkohlenförderung in den beiden großen Bergbaurevieren des Elbeinzugsgebiets von 105 Mio t auf 20 Mio t im Mitteldeutschen Revier und von 195 Mio t auf 60 Mio t in der Lausitz zurück¹. Nach der Wende war eine Fläche von ca. 120.000 ha, die für Tagebaue oder Braunkohleveredlungsanlagen in Anspruch genommen war, ökologisch geschädigt. Es hatten schwerwiegende Eingriffe in den Wasserhaushalt der Braunkohlenregionen stattgefunden. Eine besondere Hinterlassenschaft war die Verbringung von Reststoffen aus der Braunkohleveredlung sowie von Industrie- und Siedlungsabfällen in ausgekohlte Tagebaue.

6.6.1.1 Sanierungsmaßnahmen der LMBV

Mit der Sanierung stillgelegter Tagebaue wird bis 2010 eine weltweit einmalige neue Kulturlandschaft mit einer Ausdehnung von 280 x 80 km entstehen, durch die sich die Wasserfläche von Deutschland um ein Drittel vergrößert. Die sog. Restlöcher – Tagebau-Gruben aus über 100 Jahren Bergbau – werden mit einem Aufwand von etwa 10 Milliarden € nachnutzbar gemacht und gleichzeitig gesichert. Es handelt sich um die Gestaltung von 215 Tagebaurestlöchern in 31 Tagebaubereichen, 163 als Restseen, 28 als verfüllte Restlöcher und 24 als trockene Restlöcher. Träger der Braunkohlensanierung ist das bundeseigene Unternehmen der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV). Die Sanierung umfasst drei Teilgebiete, die einen unterschiedlichen Stand erreicht haben (Anonym 2006):

1. Die Maßnahmen zur Herstellung von standsicheren Böschungen und Böschungssystemen² sind fast abgeschlossen (1063 km, davon ca. 535 km gekippte, setzungsfließgefährdete Böschungen).
2. Die Maßnahmen zur Herstellung eines ausgeglichenen sich weitestgehend selbstregulierenden Wasserhaushaltes einschließlich des Grundwassers (z.B. Grundwasserwiederanstieg) sind noch nicht abgeschlossen.
3. Die Erkundung und Bewertung der erfassten über 1230 Altlastenverdachtsflächen sowie die anschließende Durchführung der erforderlichen Sanierungsmaßnahmen. Dazu gehört auch die Sanierung der mit dem Abriss der flächenintensiven Betriebsstätten entstehenden Industriebrachen (57 Brikettfabriken, 48 Industriekraftwerke, 2 Kokereien, 2 Schwelereien und 1 Gaswerk).

Bei den unter 1. genannten Maßnahmen spielt das Setzungsfließen und die Sanierung setzungsfließgefährdeter Kippenböschungen eine besondere Rolle. Es handelt sich um einen speziellen bodenmechanischen Vorgang, bei dem bestimmte Bereiche einer Kippe unter bestimmten Bedingungen und nach Einwirken eines Initials (Erschütterungen, beispielsweise verursacht durch Betreten oder Befahren setzungsfließgefährdeter Bereich) sich plötzlich und ohne Vorankündigung verflüssigen. Setzungsfließbrüche mit bewegten Volumina von über 1 Mio. m³ sind keine Seltenheit; solche Ereignisse

¹ Nach der Prognos-Studie „Energie- und regionalwirtschaftliche Bedeutung der Braunkohle in Ostdeutschland“ (www.prognos.com/data/d//news/1145526586.pdf) vom Dezember 2005 ist die Braunkohlenverstromung in Ostdeutschland langfristig konkurrenzfähig und wird ihren Platz in der deutschen Energieversorgung behaupten. Ca. 23.600 Arbeitsplätze (direkt 10.200 Personen, 13.400 indirekt und induziert Beschäftigte) oder 0,4% aller Arbeitsplätze in Ostdeutschland werden durch die ostdeutsche Braunkohlenindustrie gesichert.

² Dazu mussten alle Böschungen auf ein Verhältnis von etwa 1:10 bis 1:25 Neigung abgeflacht werden; die dabei sanierten Grubenkanten entsprechen einer Strecke von mehr als 1000 km.

fürten wiederholt zu Toten und Verletzten sowie zu hohen Sachschäden (Anonym 2003c). Sie sind in den Lausitzer Tagebauen wegen der größtenteils sehr gleichförmigen Sande viel ausgeprägter als im Mitteldeutschen Revier (Anonym 2005b).

Zur schnellen Flutung (Punkt 2) der Tagebaurestlöcher unter Berücksichtigung der erforderlichen Wasserqualität wird in beiden Revieren ein Flutungskonzept umgesetzt, das neben dem natürlichen Grundwasserwiederanstieg die Entnahme von Wasser aus Vorflutern und die Überleitung von Sumpfungswasser aus dem aktiven Braunkohlenbergbau umfasst. Seit Beginn der Sanierungsarbeiten hat sich das Grundwasserdefizit im Zuständigkeitsbereich der LMBV von ursprünglich 12,7 Mrd. m³ deutlich verringert. Im mitteldeutschen Revier konnte das Grundwasserdefizit von ursprünglich 5,7 Mrd. m³ durch den natürlichen Grundwasserwiederanstieg und unterstützt durch die Flutung mit Stand 2005 auf ca. 3,1 Mrd. m³ reduziert werden. Die Zahl der in Flutung befindlichen Objekte in Mitteldeutschland stieg auf 19 (aus „Stand der Integration von entstehenden Bergbaufolgeseeen in den Gebietswasserhaushalt des mitteldeutschen Braunkohlereviers“ am 24.01.2006 im Congress Center Leipzig). Auch beim Thema „Flutung“ sind die Bedingungen in der Lausitz schwieriger als im Mitteldeutschen Braunkohlerevier. Flusswasser und geeignetes Grubenwasser aus den aktiven Tagebauen sind dort besonders knapp: Einerseits führen verhältnismäßig geringe Niederschläge in den Flussgebieten von Spree und Schwarzer Elster zu geringem natürlichem Abfluss. Andererseits bestehen auch nach dem Rückgang der Sumpfungswassereinleitungen weiterhin hohe Nutzungsanforderungen. Das betrifft im Spreegebiet vor allem landschafts- und gewässerökologische Ansprüche des Spreewaldes und die Versorgungsansprüche des Großraumes Berlin, insbesondere zur Gewinnung von Uferfiltrat für die Trinkwasserversorgung (Anonym 2005b).

zu 3. Den zahlenmäßigen Schwerpunkt der zu behandelnden Altlasten bilden die Müllablagerungen in den Tagebaurestlöchern und die kleinräumigen Bodenverunreinigungen („Leckagen“) in den Produktionsbereichen mit Maschinen und Fuhrparks. Der Handlungsbedarf zur Deponieberäumung infolge Grundwasserwiederanstiegs stellt eine Besonderheit der Braunkohlesanierung dar. Vom Sanierungskonzept komplexer und vom Zeit- und Kostenaufwand umfangreicher sind die Boden- und Grundwassersanierungen in den Veredlungsanlagen (Kokereien, Schwelereien) aufgrund des typischen Schadstoffspektrums aus der Braunkohlenveredlung wie Mineralölkohlenwasserstoffe, Phenole, Monoaromaten und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Zu den bekanntesten Standorten zählen Espenhain und Deuben in Mitteldeutschland, Schwarze Pumpe und Lauchhammer in der Lausitz (Anonym 2006).

Den größten Beitrag zur Braunkohlesanierung (ca. 75%) hatte der Bund übernommen. Die Braunkohleländer Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Thüringen leisten einen Finanzierungsbeitrag von 25% und zwar vor allem unter dem Aspekt, dass mit der Sanierung der Braunkohle-Altlasten zugleich auch die Voraussetzungen für die wirtschaftliche Entwicklung der ehemaligen Braunkohleregionen deutlich verbessert wird. Zum Sanierungsfortschritt in den Hauptgewerken findet sich eine Aufstellung in der BMU-Informationsschrift von 2006 (Anonym 2006)

Die Vermarktung der neu gestalteten Landschaften kommt gut voran. Käufer sind Kommunen, Naturschutzverbände, Stiftungen und Private. Insgesamt konnten bis Ende 2005 ca. 53.000 ha vom Bergbau beanspruchte Fläche an neue Eigentümer übertragen werden. Auf der größten Landschaftsbau- stelle Europas entstehen neue, ökologisch nachhaltige und ökonomisch chancenreiche Landschaften: Von Wulfersdorf bei Helmstedt über Nachterstedt und das Geiseltal bis zum Herzen des mitteldeutschen Reviers im Dreieck Halle, Leipzig, Bitterfeld. Im Kernbereich des Lausitzer Seenlands entsteht eine mit schiffbaren Kanälen zu einer Seenkette verbundene Wasserfläche, die doppelt so groß ist wie die der Müritz, Deutschlands größtem See. Die neuen Landschaften werden in ihrem Endstadium geprägt sein von 27.000 ha Wasserfläche und fast 18.000 ha Naturschutzflächen (Anonym 2006).

6.6.1.2 Maßnahmen gegen die Versauerung bei Tagebaufaltungen

Während der Grundwasserabsenkung werden in den trocken gefallen Sedimenten und besonders in den Abraumkippen die Eisensulfidminerale Pyrit und Markasit unter Sauerstoffzufuhr oxidiert. Beim Wiederanstieg des Grundwasser „Eigenflutung“ führen die Verwitterungsprodukte häufig zu extremer Versauerung des Wassers mit pH-Werten unter 3, hohen Sulfatgehalten und hohen Metallkonzentrationen. Die für viele Jahrzehnte zu erwartende Säureabgabe aus den Tagebaukippen und die damit verbundenen Qualitätsprobleme in vielen der neugebildeten Gewässer wurden exemplarisch in den Lausitzer Tagebauseen untersucht (Grünwald und Uhlmann 2004; siehe Kasten)³.

Die stoffliche Belastung der Tagebauseen wird sowohl durch die einzelnen Herkunftsbereiche mit ihrem jeweiligen Milieu als auch durch die Lage des Sees und der Kippenkomplexe, z.B. in der Hauptgrundwasserströmungsrichtung (Grünwald 2001) beeinflusst (Tab. 6.1):

Tabelle 6.1 Einfluss der Kippen auf die Wasserbeschaffenheit der Tagebauseen in der Lausitz (Grünwald 2001)

Kennzeichnung der Kippen	Versauerungsgefahr for den Tagebausee	
	Gering	Hoch
Größe	Keine bzw. kurze Kippenböschungen (Innenkippen)	Ausgedehnte und stark gegliederte Kippenböschungen
	z.B. Gräbendorf	Sedlitz, Skado, Bluno
Lage	Kippen im <u>Abstrom</u> des Tagebausees	Kippen im <u>Grundwasserzustrom</u>
	z.B. Greifenhain, RL 12	Spreetal-NO, Lohsa II, Heideseen
Zusammensetzung	<u>Pleistozänes Material</u>	<u>Tertiäres Material</u>
	z.B. Klinger See, RL 4	Meuro

Im See selbst sind es vor allem die Prozesse der Hydrolyse des dreiwertigen Eisens und Aluminiums, die zu extremen Versauerungserscheinungen führen. Die Hydrolyseprozesse bewirken indirekt über die jeweiligen Hydroxidbildungen Ausfällungen, so dass Tagebauseen besonders durch Eisenhydroxidschlamm-Sedimente angereichert sind. Letztlich ist damit eine Phosphatfällung verknüpft, die besonders bedeutsam für die geringe Primärproduktion in solchen Tagebauseen ist (Gröschke et al. 2002).

Um den nachteiligen Folgen des alleinigen Grundwasseraufganges entgegenzuwirken, ist man in der Lausitz bemüht, im Sinne von ökotechnologischen Maßnahmen eine „Fremdflutung“ der Tagebauseen durch die Zufuhr von neutralem bis schwach alkalischem Oberflächenwasser zu erreichen.

Die Vorteile der Fremdflutung bestehen – durch das Vorauslaufen des Seewasserspiegels vor dem Grundwasserspiegel – in einer Verdrängung des versauernd wirkenden Grund- und Kippenwassers, der Verdünnung des versauerten Seewassers und in einer chemischen Kompensation/Neutralisation des Seewassers. Als Grenzen der „Fremdflutung“ wirken vor allem (Grünwald und Uhlmann 2004):

³ Ein Projektverbund mit insgesamt zwölf Teilprojekten bearbeitete mit finanzieller Unterstützung des Freistaates Sachsen und des Landes Brandenburg von 1999-2003 das BMBF-Forschungsvorhaben „Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheit der Spree“ (<http://hikwww1.fzk.de/ptwte/w/Schlussbericht-Spree.pdf>; 168 Seiten, 2004). Ziel war es, ein aus einzelnen Modulen bestehendes *Gewässergütemodell* zu entwickeln und mit dem schon in die Praxis eingeführten *Wassermengenmodell ArcGRM* zu koppeln. Im Mittelpunkt standen vor allem die vom Braunkohlenbergbau herrührenden Wasserprobleme. U.a. wurden in dem Teilprojekt 2.2 „Stoffumsetzung in den Sedimenten der Spree und den durchflossenen Standgewässern unter den gegenwärtigen und zukünftigen Bedingungen“ (FZK 02WB9972/7, Dr. A. Kleeberg) die Auswirkungen von Freisetzungprozessen von Nähr- und Schadstoffen aus Sedimenten in den stromaufwärts gelegenen Braunkohlerestseen auf die Untere Spree untersucht.

Tag der Hydrologie

„Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten“

22. – 23. März 2004 in Potsdam

**Wasser- und Stoffflüsse in bergbaubeeinflussten Einzugsgebieten –
Fallbeispiel Niederlausitz**

Uwe Grünewald, BTU Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft

Die effektive Gestaltung der wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung der vom Braunkohlebergbau nachhaltig gestörten Lausitzer Gewässerlandschaft erfordert wissenschaftlich fundierte Voraussagen zur künftigen Entwicklung unter unterschiedlichsten Rahmen- und Randbedingungen. Diese Erstellung von Prognosen ist Aufgabe des wissenschaftlich-technischen Projektes „Gewässergüte Tagebauseen der Lausitz“, das seit 1995 in enger interdisziplinärer und interinstitutioneller Weise bearbeitet wird:

- Umfassende Analyse des initialen hydrogeologischen, geologischen, geochemischen und limnologischen Zustandes von (potentiellen) Tagebauseen und deren Umfeld
- Ermittlung der zukünftigen hydrogeologischen und geochemischen Umfeldbedingungen
- Berücksichtigung der biologischen Sukzession in den Tagebauseen
- Entwicklung geeigneter Probenahme-, Aufbereitungs- und Analyseverfahren
- Beschreibung der Wirkung unterschiedlicher Flutungsszenarien
- Ermittlung von Nutzungsmöglichkeiten bzw. technologischen Eingriffsmöglichkeiten

Die wichtigsten Schlussfolgerungen aus den Arbeiten der ersten 10 Jahre an der BTU sind:

1. Wasserhaushaltliche („wassermengenwirtschaftliche“) und vor allem stoffhaushaltliche („wassergütemäßige“) Sanierung in der Lausitz ist ein *langfristiger, sich noch über Jahrzehnte erstreckender Prozess*.
2. Vielfältige Änderungen der regionalen, überregionalen und globalen Randbedingungen sind mit Sicherheit zu erwarten („*das einzig Beständige ist der Wandel*“)
3. Optimierung des Ressourceneinsatzes unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit ist nötig („*auch das Undenkbare denken, z.B. Elbeüberleitung*“)
4. Ergebnisse der vielfältigen Forschungsprojekte praxisrelevant umsetzen und vernetzen („*Netzwerk von Akteuren unumgänglich*“)
5. Flussgebietsbezogene, länderübergreifende integrierte Wasserbewirtschaftung (im Sinne der EU-WRRL) unabdingbar („*Flutungszentrale*“ „*Flussgebietszentrale*“ „*Länderübergreifender Wasserbewirtschaftungsverband*“).

Gemeinsam mit dem BMBF-Verbundprojekte „GLOWA-Elbe“ wurde versucht, die möglichen Konsequenzen des globalen Wandels auf den regionalen Wasser- und Stoffhaushalt systematisch einzugrenzen. Deutlich wurde beispielsweise, dass gemäß der untersuchten Szenarien der Klimaentwicklung die ursprünglich durch den Speicherbau und die Überleitung von Oderwasser in den Berliner Raum erreichten Vorteile wieder „aufgefressen“ würden.

- Die geringe Alkalinität der Flutungsgewässer im Vergleich zur extremen Acidität der meisten Lausitzer Tagebauseen.
- die begrenzte Verfügbarkeit der regionalen Wasserressourcen,
- die letztlich endlichen Volumina der Tagebauseen, die nach Erreichen der Endwasserstände ggf. immer „noch nicht neutral“ sind,
- die potentielle Eutrophierungsgefahr durch nährstoffreiches Flutungswasser bzw. Rücklösungsprozesse aus dem Sediment

Für die Prognose der Qualitätsentwicklung für Tagebauseen (siehe Kasten) wurde ein methodisches Konzept erstellt (Abb. 6-9), in dem die Betrachtung des Grund- und oberirdischen Flutungswasser miteinander verknüpft wird. Diese beiden Wasserkörper werden anhand ihrer Herkunftsräume und ihrer verfügbaren Menge im Hinblick auf ihre Frachten an relevanten Inhaltstoffen charakterisiert. Als weitere Randbedingungen werden die zeitlich veränderliche Morphologie (Volumen, Oberfläche, Tiefe) des Restsees und die kippenspezifischen Massen und Stoffbewegungen (eludierbare Stoffe, Pufferkapazität, verwitterbare Sulfide) im Böschungsbereich berücksichtigt. Unter Einbeziehung der natürlichen Grundwasserneubildung kann so eine Bilanzierung der Wassermenge und der konservativen sowie eine hydrogeochemische Modellierung der nichtkonservativen Stoffe im Tagebausee erfolgen.

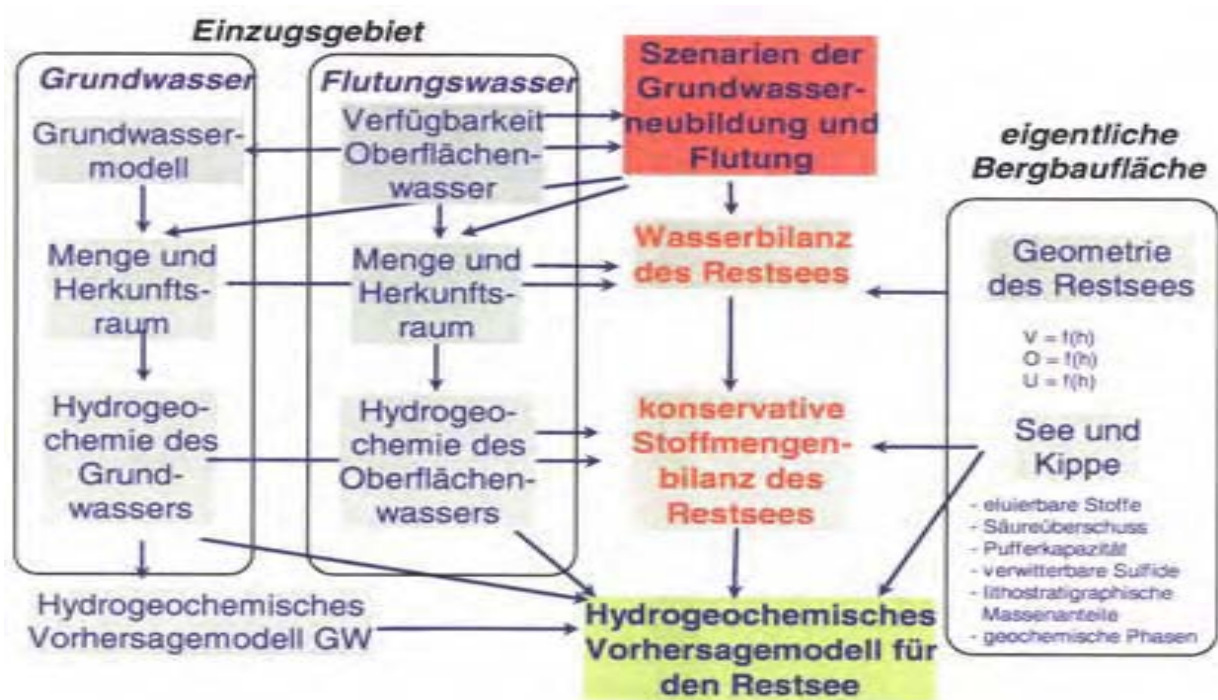


Abb. 6-9 Methodisches Konzept zur Wasserbeschafftheitsvorhersage für Tagebauseen (Grünwald und Uhlmann 2004)

Entsprechend der beobachteten und prognostizierten Entwicklung der Wasserbeschafftheit der Tagebauseen als Folge der geologischen Situation und anthropogenen Einflussfaktoren sind unterschiedliche Nutzungen vorgesehen. Neben der Wasserspeicherung zur Niedrigwasseraufhöhung und Hochwasserverminderung der Fließgewässer (z.B. Spree, Schwarze Elster) werden die Tagebauseen als Landschaftsseen im Sinne des Naturschutzes oder als Seen für Tourismus und Erholung genutzt (s.o.).

Klima- und nutzungsbedingte Schwankungen des Flutungswasserdargebots (siehe Kasten) senkten die verfügbare Wassermenge auf 1,65 Mrd. m³ (= 66%) der ursprünglich im Jahr 1996 geschätzten ca.

2,5 Milliarden m³ für den Flutungszeitraum 1997-2007 (Grünewald & Uhlmann 2004). Die Gründe für den großen Unterschied bei den insbesondere im Zeitraum 1997 bis 2001 geschätzten (913,5 Mio. m³) und für diesen Zeitraum wirklich zur Verfügung gestandenen Flutungswassermengen (417 Mio. m³) reichen von der stark schwankenden räumlichen und zeitlichen Verfügbarkeit des Wasserangebotes über verzögerte Genehmigung und Fertigstellung von Flutungsanlagen z.B. wegen Uneinigkeit der betroffenen Bundesländer bis hin zu fehlenden Prioritätensetzungen.

6.6.1.3 Ergänzende technische Maßnahmen

Zur Minderung der stoffhaushaltlichen Probleme in der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft werden folgende ergänzende technisch-technologische Maßnahmen erwogen (Grünewald und Uhlmann 2004):

- Weiterbetrieb der Grubenwasserreinigungsanlagen bei aktivem Bergbau/Sanierungsbergbau,
- Konditionierung am oder im Tagebausee mit neutralisierenden Einsatzstoffen wie z.B. Asche, Kalk, Soda, Natronlauge,
- chemotechnische Verfahren wie Elektrolyse und Fällung qualitätsrelevanter Inhaltstoffe,
- biologische Verfahren wie biogene Alkalinisierung durch Eutrophierung und Sabrobisierung.

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

6.6.2 Sanierung der WISMUT-Altlasten

Die Sanierung der Uranerzbergbau- und -aufbereitungsstandorte der ehemaligen SDAG Wismut in Thüringen und Sachsen ist eines der weltweit größten Bergbausanierungsvorhaben. Als der Uranerzbergbau in der damaligen DDR – mit einer Gesamtproduktion von ca. 220.000 t Uran nach den USA und Kanada der weltweit drittgrößte Uranproduzent – Ende 1990 abrupt eingestellt wurde, hinterließ er tiefgreifende Schädigungen der Umwelt; Mensch und Natur waren gleichermaßen betroffen (s. Kasten). Zurückgeblieben waren 1400 km offene Grubenbaue, 311 Mio. m³ Haldenmaterial und 160 Mio. m³ radioaktive Schlämme in dichtbesiedelten Gebieten. Die Sanierung dieser Hinterlassenschaften ist vor allem Aufgabe der bundeseigenen Wismut GmbH (<http://www.wismut.de>)⁴. Bis 2010 sollen Maßnahmen für rund 6,2 Mrd. € aus Bundesmitteln umgesetzt werden. Der Gesamtetat beträgt unter Einbeziehung weiterer Fördermittel 13 Mrd. €. Es werden bis 2.200 Mitarbeiter eingesetzt.

Auf der Karte (Abb. 6-10 aus Beleites 1992) finden sich die sieben Einzelstandorte, in denen 1990 noch Uranerz abgebaut wurde (von West nach Ost): Ronneburg, Seelingstädt (Ostthüringen), Crossen, Aue, Pöhl (Westsachsen), Dresden-Gittersee und Königstein. Tabelle 6-2 vermittelt einen Überblick über die zu sanierenden Einzelobjekte an den verschiedenen Standorten. Bis Dezember 2006 wurden 64% der Flächen saniert, die Sanierungsmaßnahmen unter Tage sind zu 97-99% abgeschlossen (Grubenbaue abgeworfen, Schächte/Tagesöffnungen verwahrt, tagesnahe Grubenbaue verfüllt).

⁴ Nach dem 1991 verabschiedeten Wismutgesetz wurden für die vor 1963 nicht mehr genutzten Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus keine Bundesmittel eingesetzt. Um diese Standorte ebenfalls sanieren zu können, unterzeichneten am 5. September 2003 die Bundesrepublik Deutschland und der Freistaat Sachsen ein Verwaltungsabkommen zur Sanierung der Sächsischen *Wismut-Altstandorte*. Für den Zeitraum von 2003 bis 2012 werden insgesamt 78 Mio. € vom Bund und vom Freistaat Sachsen zu gleichen Anteilen zur Verfügung gestellt. (Details siehe: http://www.wismut.de/aktuell/pressemitteilungen_news.php?jahr=2006&nummer=257&ansicht=detail).

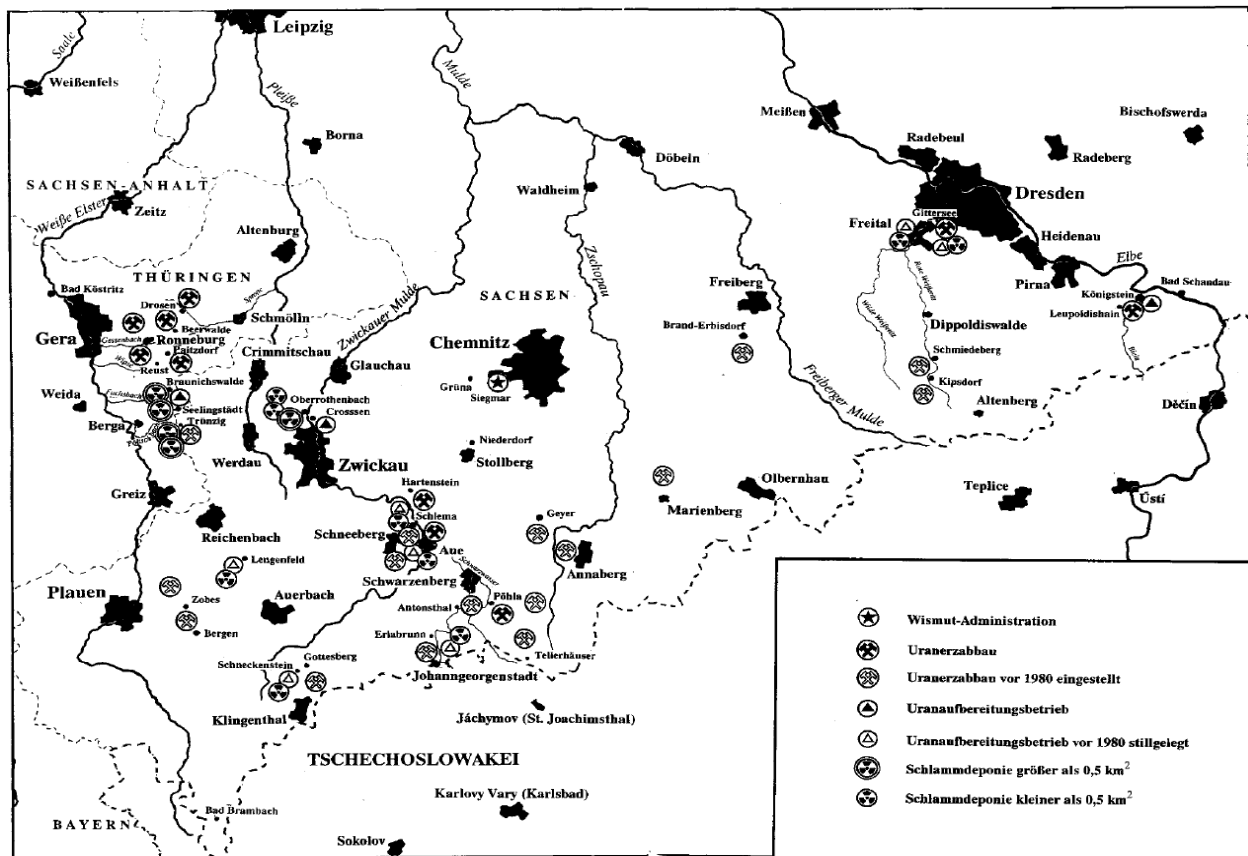


Abb. 6-10 Karte der sächsisch-thüringischen Uranprovinz (Beleites 1992)

Tabelle 6-2 Kenngrößen der Sanierungsbetriebe der WISMUT GmbH (Stand 01.01. 1991)

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

¹⁾ mit Pöhla, ²⁾ mit Dresden-Gittersee, ³⁾ mit Drosen, ⁴⁾ mit Crossen, ⁵⁾ einschl. Innenkippen im Tagebaurestloch. (a) – (d) gibt den Sanierungsfortschritt über Tage in Prozent bis Dezember 2006 wieder. (a) *Halden*: abgetragen und umgelagert 88%, abgedeckt 75%; (b) *Absetzbecken*: zwischenabgedeckt 100%, konturiert 29%, endabgedeckt 11%; (c) *Grubengebäude*: Anlagen/Gebäude, abgebrochen 87%; (d) *Tagebaue*: verfüllt 99% (http://www.wismut.de/aktuell/stand_der_sanierung.php).

Wismut – Geschichte im Überblick, Bedeutung für die Wirtschaft, Gesundheitsschäden

Im Frühjahr 1945 setzten in der Sowjetunion umfangreiche Bemühungen ein, den durch die Atombombenabwürfe der USA hervorgerufenen Rüstungsrückstand schnellstmöglich auszugleichen. Zum Schließen der „Uranlücke“ (Karlsch & Zeman 2002) weitete die Sowjetunion ihre Erkundungen auf die von ihr besetzten Gebiete aus. Die Suche konzentrierte sich insbesondere auf das Erzgebirge, da hier bereits vor 1945 Uranerz gefördert und radioaktive Quellen genutzt wurden.

Bereits 1946 begannen im Raum Oberschlema und Johanngeorgenstadt die Erkundungsarbeiten, auf die der Abbau bald folgte. Ein Jahr später – nach der Gründung der Staatlichen Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie „Wismut“ (SAG, Aue) – waren in Lauter, Schneeberg, Annaberg und Marienberg weitere Schächte geteuft und unter Einsatz eines riesigen Menschenpotentials breitete sich der Uranerzbergbau schnell im Erzgebirge und Ostthüringen aus. Nachdem 1953 alle SAG vornehmlich in Volkseigene Betriebe überführt waren, wurde dieser Betrieb liquidiert und unter 50-prozentiger Beteiligung als Sowjetisch-Deutsche Aktienbesellschaft (SDAG) neu gegründet, welche bis 1991 existierte. Mit der deutschen Einheit wurde der intensive Uranerzbergbau am 31. Dezember 1990 eingestellt und Mitte 1991 stieg die UdSSR per Staatsvertrag aus.

Nach heutigen Kriterien war der Abbau des Erzes mit einem Urangehalt von 0,4% im Erzgebirge und 0,1% in Ostthüringen unwirtschaftlich. Die Kosten für den Abbau musste bis 1954 die DDR vollständig tragen, danach nur noch teilweise. Besonders in Ostthüringen war der Bergbau einer der Hauptarbeitgeber und die gesamte Infrastruktur war praktisch auf diesen Wirtschaftszweig ausgerichtet.

Die Bergarbeiter waren schweren gesundheitlichen Gefährdungen ausgesetzt; ihre Lebenserwartung war deutlich verkürzt. Erst ab den 1970ern wurde nass gebohrt, so dass sich das Risiko, eine Staublungenerkrankung zu entwickeln, zumindest verringerte. Die Strahlenbelastung der Bergleute, die direkt an der Pechblende arbeiteten, sowie durch radioaktive Edelgase wie Radon, blieb bestehen. Sie führte zu einer überdurchschnittlichen Häufigkeit verhornender Plattenepithelkarzinome der Lunge, der *Schneeberger Krankheit* (Lungenkrebs). Bis 1990 wurden 7.163 Todesfälle durch Lungenkrebs bei den Bergarbeitern registriert. Davon wurden 5.237 als Strahlenopfer anerkannt. Inoffiziell sollen über 17.000 Bergarbeiter den Folgen der Strahlenbelastung durch den Uranbergbau erlegen sein. Wie hoch die Anzahl der Opfer unter der nicht im Bergbau tätigen Bevölkerung der Region ist, ist unbekannt.

Karlsch, R & Zeman, Z (2002) Urangeheimnisse. Das Erzgebirge im Brennpunkt der Weltpolitik 1933-1960. Ch Links Verlag, Berlin, 320 S.

Wikipedia: http://de.wikipedia.org/wiki/SDAG_Wismut

Wismut GmbH: http://www.wismut.de/sanierung/aufgaben_anforderungen.php

6.6.2.1 Bestandsaufnahme und Sanierungsfortschritt

Der technische Ablauf des Uranbergbaus ist mit beträchtlichen Gewässerbelastungen verbunden. Der Eintrag radioaktiver und anderer toxischer Stoffe in die Oberflächengewässer erfolgt beim Uranbergbau durch Grubenabwässer, Haldensickerwässer, Abwässer der Aufbereitungsbetriebe und Sickerwässer der Schlammabsetzanlagen. Nach Beleites (1992) verteilten sich im Ronneburger Raum die Abwassereinleitungen auf folgende Gewässer:

- Abwässer der Bergbaubetriebe Schmirchau, Reust und Paitzdorf werden über das Abwasserbecken Rußdorf in die Wispe geleitet, die bei Gera-Liebschwitz in die Weiße Elster fließt.
- Die Abwässer des Aufbereitungsbetriebes Seelingstädt werden in den Pöltschbach, der bei Berga in die Weiße Elster fließt, geleitet.

- Abwässer der Bergbaubetriebe Drosen, Beerwalde und Paitzdorf werden in die Sprotte geleitet, die südlich von Altenburg in die Pleiße fließt.
- Die Abwässer der erzgebirgischen Bergbaubetriebe und die des Aufbereitungsbetriebes Crossen (sowie Sickerwässer der dortigen Schlammabsetzanlage) verunreinigen die Zwickauer Mulde.

Die Menge der eingeleiteten Grubenwässer ist oft größer als die Wassermenge der Bäche am Ort der Einleitung. Im Jahr 1990 hat die Wismut allein in die Weiße Elster eine Abwassermenge von 13,7 Mio. m³ mit einer Radiummenge von 8.777 Megabecquerel und einer Uranmenge 11,28 Tonnen eingeleitet – also 30 kg Uran pro Tag (Beleites 1992). Die gesamten Abwassereinleitungen der Wismut in die Flüsse Elbe, Zwickauer Mulde, Pleiße und Weiße Elster enthielten im Jahr 1990 24,84 Tonnen Uran, d.h. 68 kg Uran pro Tag (Anonym 1991b).

Nach der deutschen Wiedervereinigung führte die Analyse der durch Bergbau und Aufbereitung eingetretenen Umweltschäden zu der Einschätzung, dass auf einer Fläche von ca. 35 km² Sanierungsbedarf mit einer äußerst vielfältigen Kontaminationssituation besteht. Die relevanten Umweltbeeinträchtigungen bestehen in der Freisetzung von mit Radionukliden, Schwermetallen und Salzen kontaminierten Gruben- und Sickerwässern, der Freisetzung von Radon aus Halden, Schlammteichen und Grubengebäuden sowie der Verfrachtung radioaktiv kontaminierter Stäube, v.a. von den Schlammteichen.

Die Sanierungsschwerpunkte umfassen die Verwahrung und Flutung der Gruben, Maßnahmen zur Haldenverwahrung und Tagebauverfüllung, die Verwahrung von Schlammteichen der Erzaufbereitung, Abbruch von Betriebsanlagen, die Dekontamination von Betriebsflächen, die Errichtung und den Betrieb von Wasserbehandlungsanlagen einschließlich der Entsorgung der dabei anfallenden Reststoffe sowie die Entsorgung von z.T. mehrfach kontaminierten Materialien (Gatzweiler et al. 1996).

Abbildung 6-11 zeigt die Entwicklung der Emissionen für Radium und Uran für alle Wismut-Standorte im Zeitraum von 1989 bis 2004. Der Sanierungsfortschritt ist deutlich zu erkennen: 2003 und 2004 liegen die Emissionen von Radium nahe 0 MBq, von Uran bei etwa 2,5 t pro Jahr, d.h. bei einem Zehntel der abwasserbürtigen Uraneinleitungen der Wismut aus dem Jahr 1990 (Giese & Gengnagel 2006).

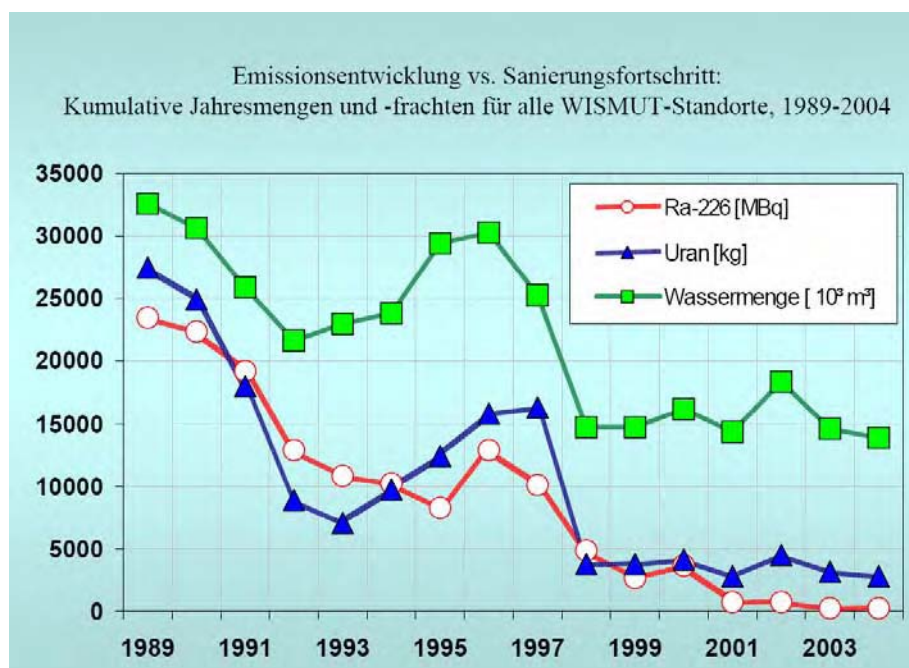


Abb. 6-11 Emissionsentwicklung vs. Sanierungsfortschritt: Kumulative Jahresmengen und –frachten für alle Wismut-Standorte, 1989-2004 (aus: Giese und Gengnagel 2006)

6.6.2.2 Maßnahmen gegen Versauerung im Untertagebau (Paul 2003)

Die Mehrzahl der Rückstände der Gewinnung und Aufbereitung von Erzen und Energierohstoffen zeichnen sich durch eine Gemeinsamkeit aus: Sie enthalten signifikante Mengen reduzierter Schwefelverbindungen. Edel- und Buntmetalle (Au, Ag, Cu, Pb, Zn, Sb) sowie Stahlveredler (Ni, Co, Mo) kommen in der Erdkruste vorwiegend oder ausschließlich in sulfidischen Erzen vor. Andere, wie Uran und Kohle, sind stets mit Sulfiden assoziiert. Aus ihrem ursprünglichen geochemischen Milieu an die Tagesoberfläche befördert neigen die sulfidischen Erze zur Verwitterung, die zu Säurebildung und Elementmobilisierung führt. Sauerwasserbildung, in der englischsprachigen Literatur als ARD (acid rock drainage) bzw. AMD (acid mine drainage) bezeichnet, wird häufig als das größte im Zusammenhang mit Bergbau und Aufbereitung stehende Umweltproblem dargestellt.

Die Methoden, die zur Verhinderung der Sauerwasserbildung bzw. zur *In-situ*-Immobilisierung möglich sind und deren Durchführbarkeit bewiesen oder ausreichend erforscht ist, zielen auf die folgenden wesentlichen Wirkprinzipien:

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

Die Tabelle 6-3 fasst die wichtigsten Methodenansätze zusammen⁵. Dabei können die Maßnahmen auf die Gesamtmenge des Bergematerials angewandt werden oder, nach Separation von potentiell säuregenerierendem oder sulfidreichen Material, nur auf dieses, was Kosteneinsparungen nach sich ziehen kann. Die Anwendung von Maßnahmen zur ARD-Kontrolle wird heute beim Aufschluss neuer Bergbaustandorte proaktiv betrieben. Bei Bergbausanierungsvorhaben im Sinne von Interventionssituationen finden jedoch die gleichen Grundtechnologien Anwendung.

Tabelle 6-3 Maßnahmen zur Verhinderung der Sauerwasserbildung (Paul 2003)

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

⁵ Einen Überblick über Wasserbehandlungstechnologien gibt Kuyucak (2001). Die dem Einsatz der sog. passiven Verfahren, wie aeroben oder anaeroben Feuchtgebieten (constructed wetlands), anoxischen Kalksteindränagen (anoxic limestone drains, ALD) sowie reaktiven Barrierensystemen zugrunde liegenden Wirkprinzipien werden in den Kapiteln 1 und 2 dieser Monographie ausführlich diskutiert.

Subaquatische Lagerung (siehe auch Kapitel 6.4)

Sauerstoffabschluss von potentiell säuregenerierenden Materialien durch Flutung („water cover“) ist eine äußerst wirkungsvolle Methode, Säurebildung und damit einhergehenden Schadstoffaustrag zu verhindern (Filipek et al. 1996). Die Methode der Verwahrung von Bergbauabfällen in künstlichen Absetzbecken unter einer Freiwasserlamelle gilt in Kanada als Vorzugstechnologie für die Verwahrung von nichtoxidierten sulfidhaltigen Tailings (Tremblay 2000).

Die technische Umsetzung des Prinzips der subaquatischen Deposition ist äußerst vielgestaltig. Neben der klassischen Variante der Einlagerung in Absetzbecken unter einer Freiwasserlamelle kombinieren Lösungen wie die Rückverfüllung von Tagebauen und deren anschließende Flutung oder die Ablagerung von Reststoffen in gefluteten Untertage-Bergwerken Elemente der Unterwasserablagerung mit anderen Maßnahmebausteinen (Abdeckung, Einkapselung). Das gleiche Wirkprinzip liegt der Ablagerung reaktiver Materialien mit erhöhtem Wasserspiegel (elevated water table concepts) zugrunde. Hierbei wird versucht, die gesättigte Zone v.a. in Tailings aufzuhöhen, um hierdurch den Sauerstoffzutritt zu limitieren. Die Methode kann mit der Ablagerung in Tagebaurestlöchern kombiniert werden.

Flutung von Gruben

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

- Auswaschung von Porenwässern und Auflösung von Sekundärmineralen aus vormals entwässerten Teilen der Grube. Dieser Prozess ist für den meist ausgeprägten Konzentrationspeak in der ersten Phase nach Flutungsabschluss verantwortlich.
- Verwitterung von Primärmineralen in der langfristig vom Grundwasser nicht überstauten Zone sowie Mobilisierung aus dem Grundwasserkörper. Diese Prozesse bestimmen die langfristige Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen.

Wiederholt wurde untersucht, inwieweit komplexe geochemische Barrieren zur In-situ-Immobilisierung beitragen können (Baacke 2000). Im Labor- und kleintechnischen Maßstab konnte eine ganze Reihe von interessanten Stoffen identifiziert werden⁶, jedoch stehen einer Anwendung im Feldmaßstab eine Vielzahl von Schwierigkeiten entgegen:

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

⁶ In einem BMBF-Projekt der Bergakademie TU Freiberg und der Technischen Universität Hamburg-Harburg wurden aktive Barrieren entwickelt, die direkt in einen Grubenschacht eingebracht werden können (Zoumis et al. 2000).

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

In vielen Fällen kann nach Abschluss der Flutung dennoch nicht auf Wasserbehandlungsmaßnahmen verzichtet werden. Bei Berücksichtigung standortspezifischer Bedingungen kann sich die Grube als Depositionsort für die Rückstände der Wasserbehandlung anbieten.

6.6.2.3 Probleme und Sanierungslösungen am Standort Ronneburg (Paul 2003)

Die ca. 10 km östlich von Gera gelegene Lagerstätte Ronneburg war trotz eines durchschnittlichen Urangehalts von weniger als 0,1 % die bedeutendste ostdeutsche Uranlagerstätte. Zwischen 1952 und 1990 wurden im Ronneburger Bergbaurevier ca. 113.000 t Uran gefördert, was etwa 50 % der Gesamtproduktion der SDAG Wismut entspricht. Bis zur 1990 erfolgten planmäßigen Einstellung der Urangewinnung wurden 40 Tagesschächte mit insgesamt fast 3000 km untertägigen Grubenbauen aufgefahren. Das Grubengebäude umfasste zu diesem Zeitpunkt eine Fläche von 74 km² und wies einen offenen Gesamthohlraum von 26,7 Mio. m³ im Teufenbereich von 30 bis 940 m auf. Zwischen 1959 und 1976 wurde der Tagebau Lichtenberg mit einem Gesamtvolumen von 160 Mio. m³ betrieben. Er erreichte, unmittelbar südwestlich der Ortschaft Ronneburg gelegen, eine maximale Teufe von 260 m. Im übertägigen Bereich wurden 14 Halden mit insgesamt ca. 125 Mio. m³ Bergematerial angelegt, wovon die beiden größten Halden mit ca. 66 Mio. m³ bzw. 27 Mio. m³ der Tagebauauffahrung entstammen (Abb. 6-12).



Abb. 6-12a (links) Tagebau Lichtenberg 1991 im Revier Ronneburg nach kompletter Einstellung des Betriebes. Das Tagebaurestloch war zu diesem Zeitpunkt 160 m tief, 900 m breit und 1200 m lang.

Quelle: <http://forum.bauforum24.biz/forum/index.php?showtopic=10469>

Abb. 6-12b (rechts) Versuchsflächen Endabdeckung Tagebau Ronneburg-Lichtenberg, Dezember 2002. Aus: Umweltbericht der Wismut GmbH 2002 (Anonym 2002b)

Schwerpunkte der im Jahre 1991 begonnenen Sanierungsarbeiten sind die Verwahrung und Flutung des untertägigen Grubengebäudes sowie die Konzentration des übertägig akkumulierten Schadstoffinventars und dessen kontrollierte Verwahrung. Da die Mobilisierung von Uran, Schwermetallen und Neutralsalzen vom Grad der Säuregenerierung im Haldenmaterial abhängt, ist die Sanierungsstrategie grundsätzlich auf die Vermeidung bzw. Limitierung einer fortdauernden Sulfid-Oxidation gerichtet. Die am Standort Ronneburg hierzu angewandten Sanierungsstrategien sind Tabelle 6-4 zu entnehmen.

Tabelle 6-4 Verwahrungsstrategien im Ronneburger Bergbauggebiet (Paul 2003)

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

Flutung der Ronneburger Grube

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

Zur Minimierung der nach Abschluss der etwa 5–7 Jahre dauernden Flutung zu erwartenden Stoffflüsse in abstromige Grundwasserleiter bzw. in die Vorflut wurden folgende Maßnahmen realisiert:

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

Die langfristige Strategie besteht in der möglichst ununterbrochenen Flutung auf ein optimales Flutungs-niveau mit geringen Eingriffen in den Strömungsraum der Grube. Sie zielt auf die Unterstützung von Schichtungseffekten der Flutungswässer sowie von geochemischen Langzeitprozessen in der Grube, die zu einer Immobilisierung von Teilen des Schadstoffpotenziales (Sulfat, Uran, Schwermetalle) führen können.

Die Wasserentnahme und -aufbereitung wird u.a. im Bereich der Grube Pöhle nach neuentwickelten technische Verfahren durchgeführt (Kasten). Die Wasserbehandlung mittels Constructed Wetlands findet auch für einen Teilstrom der Halde 371 von Schlema-Alberoda statt (Gerth et al. 2006). Weitere Berichte über die Aufbereitung von Abwässern bei WISMUT finden sich in dem Tagungsband „Uranium in the Environment – Mining Impact and Consequences“ (Hrsg. B.J. Merkel & A. Hasche 2006), z.B. „Passive biologische Behandlung von Bergbauabwässern an Wismut-Standorten“ (Küchler et al. 2006) und Ansätze für einen integrierten Gewässerschutz im Wismut-Projekt (Paul et al. 2006).

Flutungswasserableitung/-aufbereitung im Bereich der Grube Pöhla (Anon. 2003d, 2004b)

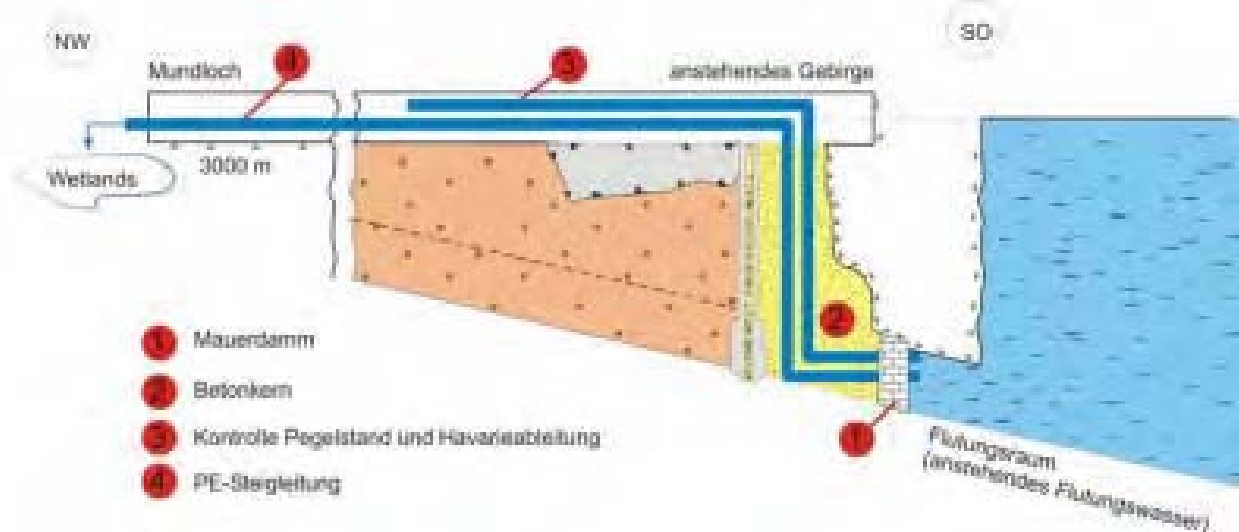


Abb. 6-13a Energieleose Flutungswasserableitung im Stollen Pöhla (Umweltbericht 2004 der Wismut GmbH). In der Grube Pöhla wurden bis 1995 sämtliche Grubenbaue (ca. 1 Mio. m³) unterhalb der Stollensohle geflutet. Seit diesem Zeitpunkt wird eine nach Flutungswasser und Infiltrationswasser getrennte Wasserhaltung betrieben. Um die Ableitung der Flutungswässer der Grube Pöhla zur Wasserbehandlung ohne den Einsatz von Pumpen zu bewerkstelligen, wurde im Grubengebäude im Bereich der Flutungswasserentnahme ein Damm (#1) errichtet, hinter dem sich das Flutungswasser staut. Das Wasser fließt seit dem im freien Gefälle (#4) zur Wasserbehandlungsanlage. Neben dem zu behandelnden Flutungswasser (ca. 15 m³/h) fällt auf der Stollensohle nach wie vor Infiltrationswasser (max. ca. 50 m³/h) an, welches nicht behandelt werden muss. Dieses fließt über die Wasserseige des Stollens nach über Tage und wird dort kontrolliert in den Schildbach eingeleitet



Abb. 6-13b Constructed Wetland in Pöhla mit profilierter Luchsbachhalte im Hintergrund (Umweltbericht 2004 der Wismut GmbH). Nach Erhalt der strahlenschutzrechtlichen Genehmigung wurde diese Anlage von August bis November 2003 gebaut. Die Anlage ist für einen Durchsatz von 2 x 10 m³/h ausgelegt. Mit ihr sollen vorrangig die Konzentrationen an Arsen, Eisen und Radium im ablaufenden Grubenwasser minimiert werden. Das Verfahren wurde weitgehend in einer Pilotanlage in Pöhla getestet und hat sich dort als robust und temperaturunabhängig erwiesen (Umweltbericht 2003 der Wismut GmbH, Anonym 2003d).

Umlagerung von Haldenmaterial in das Tagebaurestloch Lichtenberg

Für alle Halden wurden drei prinzipielle Sanierungslösungen, nämlich i) Belassen des Istzustands mit Wasserfassung und -behandlung, ii) In-situ-Verwahrung mit Profilierung und Aufbringung einer Abdeckung sowie iii) Umlagerung in das Tagebaurestloch Lichtenberg betrachtet und durch Machbarkeitsstudien, Sickerwasserprognosen, Betrachtungen der radiologischen und konventionellen Risiken sowie Kosten-Nutzen-Analysen untersetzt. Aufgrund der Tatsache, dass für das Tagebaurestloch selbst wegen radiologischer und geomechanischer Probleme Sanierungsbedarf bestand, ergab sich für mehr als 90 % des Haldenmaterials, dass die Umlagerung in das Tagebaurestloch die Vorzugslösung darstellt. Somit nimmt das Tagebaurestloch Lichtenberg mit einem zu Beginn der Sanierungstätigkeit offenen Volumen von etwa 80 Mio. m³ eine zentrale Stellung innerhalb des Gesamtkonzeptes ein. Der Abschluss der Umlagerungsarbeiten ist für das Jahr 2007 vorgesehen.

6.6.2.4 Sanierung der industriellen Absetzanlagen

Eine besondere technologische Herausforderung stellt die Sanierung der industriellen Absetzanlagen (IAA) an den ehemaligen Aufbereitungsstandorten Seelingstädt und Crossen dar. In sechs Absetzanlagen sind insgesamt etwa 165 Mio. t feinkörniger Aufbereitungsrückstände (Tailings) mit einer Mächtigkeit von bis zu 70 m auf einer Gesamtfläche von etwa 570 ha zu verwahren. Ein Großteil der Sickerwässer aus den Absetzanlagen wird zzt. gefasst und gereinigt, um eine Ausbreitung der Kontamination in die Grundwasserleiter im Umfeld der IAA's zu verhindern. Die wesentlichen Kontaminanten sind hierbei Radionuklide, Arsen und Neutralsalze (Sulfat, Chlorid), deren Mobilität im wesentlichen auf den Aufbereitungsprozess selbst zurückgeht. In einigen der Becken, in denen Aufbereitungsschlämme der sodaalkalischen Aufbereitung eingespült wurden, sind im Porenwasser beachtliche Sodakonzentrationen verblieben, so dass von einer langfristig hohen Uran-Mobilität auszugehen ist.

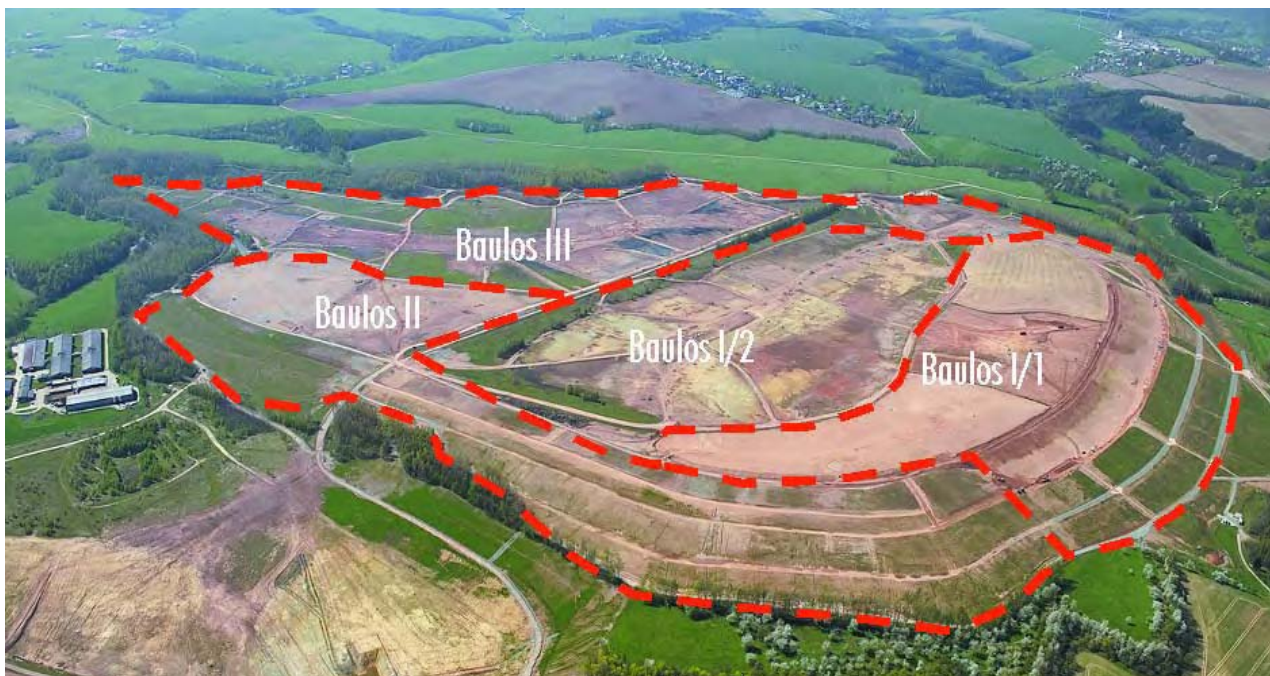


Abb. 6-14 Gesamtansicht der IAA Trünzigt am Standort Seelingstädt (Baulos I/2: Weiterführung von Auflast- und Konturangleichungsschüttung; Baulos III: Aufbringen einer Drainageschicht und Einstechen tiefer Vertikaldrains mit anschließender Auflastschüttung zur Konsolidierung der im Beckeninernen lagernden Feinschlämme. Auf Flächen mit fertiggestellter Endkonur wird die Endabdeckung durchgeführt. Aus: Umweltbericht 2005 der Wismut GmbH (Anonym 2005c)

6.7 In-Situ Capping kontaminierter Sedimente – Beispiel Hitzacker

Konkrete Hinweise zu Sicherungsmaßnahmen im Rahmen der subaquatischen Ablagerung von Materialien, die ansonsten als ungeeignet zur subaquatischen Ablagerung eingestuft werden müssten, finden sich im „*Dredged Material Assessment Framework*“ (DMAF), einem Richtlinienkatalog zur Umsetzung der London Convention (siehe Kap. 6.2). Unter anderem wird im DMAF die subaquatische Abdeckung, im folgenden auch kurz „Capping“, als Sicherungsmaßnahme angesprochen. Eine zentrale Rolle wird dem Capping und anderen Sicherungs- und Behandlungsmaßnahme auch in den Richtlinien der US-amerikanischen Umweltbehörde, USEPA, eingeräumt (Anonym 1994b, 2005a). Insbesondere im Bereich der Großen Seen wurde sowohl von amerikanischer als auch von kanadischer Seite eine umfangreiche Entwicklung von Maßnahmen zur Sicherung von kontaminierten Sedimenten vorangetrieben (Azcue et al. 1998b, Zeman 1994).

Um eine Ausbreitung der in dem umgelagerten Sediment enthaltenen Schadstoffe, d.h. einen Transport in die Wassersäule, zu vermeiden, können verschiedene technische Lösungen herangezogen werden, sofern eine Mobilisierung dieser Schadstoffe zu befürchten ist. Insbesondere ist hierbei die In-situ-Abdeckung (Abb. 6-15B) evtl. in Kombination mit einer Einbettung des Baggerguts (Abb. 6-15D) hervorzuheben. Unter einer Einbettung ist das Auskoffern eines Bereichs unbelasteten Sedimentes zu verstehen, in welchen in der Folge das Baggergut eingebracht wird. Um eine In-situ-Abdeckung auszubringen, kann bei einer Einbettung ggf. das ausgekofferte Sedimentmaterial verwendet werden.

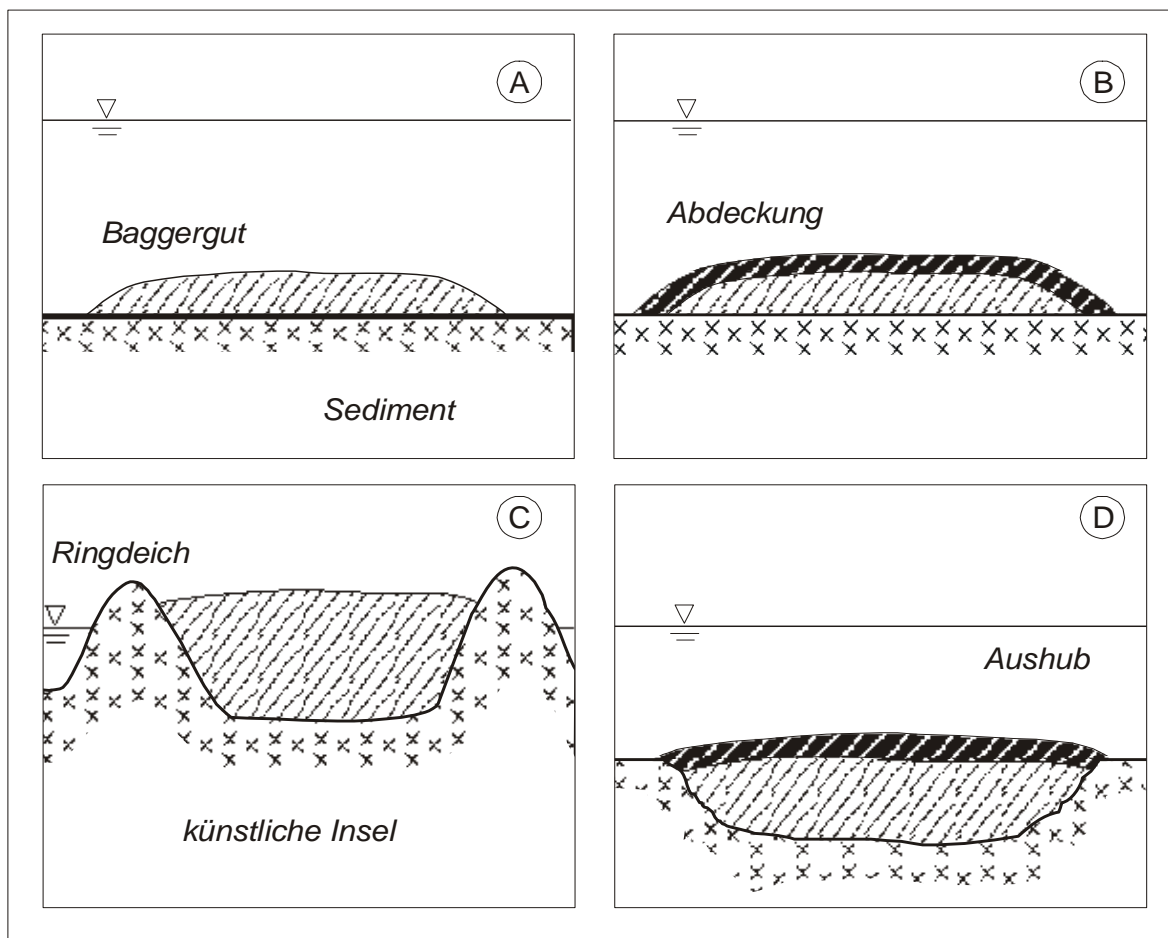


Abb. 6-15 Verschieden Möglichkeiten der subaquatischen Deponierung von Baggergut: A) ungesicherte subaquatische Ablagerung, B) Abgedeckte Ablagerung, C) künstliche Insel und D) Einbettung (Jacobs & Förstner 2003)

Die Abdeckung wirkt im Wesentlichen drei Freisetzungs-Mechanismen entgegen (Abb. 6-16). Zum einen stabilisiert die Kappe – bei Wahl geeigneter Materialien (s. u.) – die Ablagerung bzw. das Sediment. Eine Ausbreitung der sedimentgebundenen Schadstoffe durch Resuspension infolge erosiver Kräfte wird somit unterbunden. Zum zweiten verhindert die physikalische Isolierung den Schadstoffübertritt in das Gewässer infolge Aufnahme durch bodenlebende Organismen und folgender Bioakkumulation. Die chemische Isolierung unterbindet den Schadstoffübertritt durch chemische Prozesse an der Sediment-Wasser-Grenzfläche. Das heißt, dass eine Lösung oder Desorption von Schadstoffen durch Kontakt mit dem Oberflächenwasser oder aufsteigendem Grundwasser vermieden wird. Im Falle durchgehend oder periodisch auftretender influenter Grundwasser-Verhältnisse, d. h. einer Versickerung in die unterliegenden grundwasserführenden Schichten, ist dieser Kontaminationspfad ebenfalls zu berücksichtigen und ggf. durch kombinierte Maßnahmen zu eliminieren.

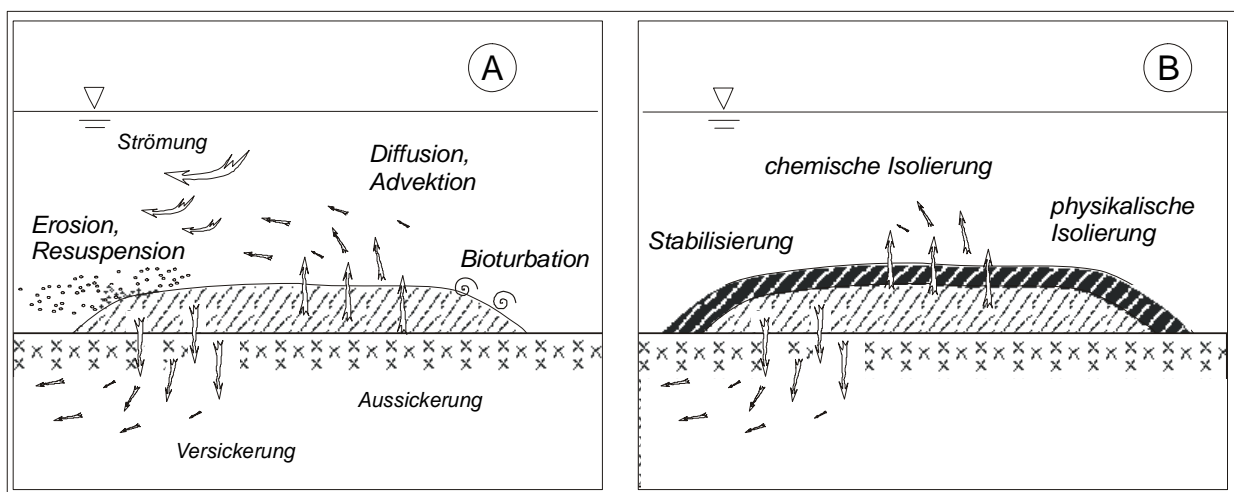


Abb. 6-16 Freisetzung von Schadstoffen aus kontaminiertem Sediment bzw. aus umgelagerten Baggergut (A); Unterbindung der Freisetzung durch die subaquatische Abdeckung (B)

Die Tabelle 6-5 nennt wichtige Punkte bei der Auswahl und beim Einsatz dieser Methode für Sedimentsanierungen.

Für die EPA-Handlungsanweisung von 2005 (Anonym 2005a) ist ein „In-situ Capping“ der Einbau einer subaquatischen Abdeckung von sauberem Sediment über kontaminiertem Sedimentmaterial, das an seinem Platz verbleibt. Abdeckungen bestehen im allgemeinen aus körnigem Material wie z.B. sauberem Sediment, Sand oder Kies. Eine komplexere Abdeckung kann zusätzlich Geotextile, Dichtungsfolien und andere durchlässige oder undurchlässige Komponenten in mehreren Schichten enthalten, mit Additiven, die den Schadstofffluss behindern (z.B. organischen Kohlenstoff).

Modifikationen der In-situ Capping-Technik sind der Einbau der Abdeckung nach teilweiser Entfernung von kontaminierten Sedimenten sowie innovative Abdeckungen, die Behandlungskomponenten einschließen. Capping erfolgt manchmal nach Abtrag von Sedimenten wenn die direkte Abdeckung wegen unzureichender Wassertiefe nicht machbar wäre.

Bis 2004 wurde die Methode des In-situ Capping als Komponente einer Sedimentsanierung an etwa 15 Superfund-Standorten eingesetzt. An einigen Standorten wurde das Verfahren mit einer Sedimententnahme (Baggern und Ausgraben), an anderen Stellen mit Monitored Natural Recovery (Abschnitt 6.6.3) kombiniert. Inzwischen hat die Methode große Fortschritte gemacht; auf der Battelle Conference „Remediation of Contaminated Sediments – 2007“ in Savannah wurden ca. 40 Beiträge zu traditionellen und innovativen Abdeckungsverfahren präsentiert.

Tabelle 6-5 Einige Schlüsselpunkte für die Auswahl von In-Situ Capping als Maßnahme bei Sedimentsanierungen (Anonym 2005a)

- Die **Schadstoffquelle** sollte grundsätzlich unter Kontrolle sein um eine Wiederkontamination zu vermeiden
- In-Situ Abdeckungen verringern grundsätzlich die Risiken durch **drei hauptsächliche Funktionen**: physikalische Isolierung, Stabilisierung und Verringerung des Schadstofftransports
- Abdeckungen sind dort am besten geeignet, wo das **Wasser flach** ist, die Hangneigungen gering, der Grundwasserfluss niedrig oder die Schadstoffe nicht mobil sind bzw. dort, wo die Sedimente die Abdeckung tragen können und eine Quelle für die Abdeckungsmaterialien in der Nähe ist
- Die Bewertung von Abdeckungsalternativen und das Design der Abdeckung muss die darunterliegende **Infrastruktur** wie Rohr- und Zuleitungen für Wasser, Abwasser, elektrische und Telefonleitungen, sowie Leitungen für die Energiezufuhr berücksichtigen
- Veränderungen der **unterliegenden Stoffe** und die Tiefe der Abdeckung sollte im Hinblick auf die Auswirkungen für aquatische Organismen bewertet werden
- Die Bewertung eines Capping-Projekts unter den natürlichen Bedingungen eines Flusses sollte Betrachtungen einschließen hinsichtlich der inhärenten **Systemdynamik eines Fließgewässers**, besonders in Bezug auf die Auswirkungen von zeitlichen Veränderungen des Flusslaufs, vor allem bei Extremereignissen, und von Eisabschürfungen
- Die Bewertung von Capping-Alternativen sollte Überlegungen anstellen hinsichtlich der **Beschädigung der Abdeckungen** durch menschliche und natürliche Ursachen, einschließlich der Folgen, zumindest eines 100-jährigen Hochwassers und anderer Ereignisse wie Erdbeben mit ähnlicher Wiederkehrwahrscheinlichkeit
- Die Auswahl der **Einbauverfahren** für die Abdeckung sollte die Resuspension von kontaminiertem Sediment und die Freisetzung von gelösten Schadstoffen aus dem verdichteten Sediment so gering wie möglich halten
- Die Beschäftigung von erfahrenen **Vertragspartnern**, z.B. aus dem Bereich der Merestechnik, ist für den sachgerechten Einbau einer langzeitwirksamen Abdeckung sehr wichtig
- Die **Überwachung** von in-situ-Abdeckungen während und nach dem Einbau gilt vor allem den Festigkeitsmerkmalen, der Wiederbesiedlung durch Organismen und dem Nachweis einer eventuellen Wiederkontamination
- **Ausbesserungsarbeiten** an In-situ-Abdeckungen sind in festgelegten zeitlichen Abständen vorzunehmen

Ein besonderer Vorteil dieser Methode liegt in der raschen Abschirmung von kontaminierten Sedimenten gegen den überliegenden Wasserkörper. Verglichen mit einer Sedimententnahme durch Baggern und Ausgraben erfordert die Abdeckung weniger Infrastruktur und ist schonender für die Umwelt und das Betriebspersonal; im Vergleich zu MNR ist die Gefahr einer Erosion und Verfälschung von Schadstoffen bei der Methode "Abdeckung" wesentlich geringer (Anonym 2005a).

Das Restrisiko nach Einbau der Abdeckung ist mit folgenden Prozessen verbunden: (1) das kontaminierte Sediment kann bei extremen Hochwasserbedingungen nach Erosion der Abdeckung resuspendiert werden; (2) gelöste oder kolloidgebundene Schadstoffe migrieren durch die Abdeckung; (3) aus nicht abgedeckten Bereichen gelangen nach wie vor partikelgebundene und gelöste Schadstoffe in den überstehenden Wasserkörper (Anonym 2005a).

6.7.1 Aktive Barriere-Systeme (ABS)

In der letzten Dekade wurden subaquatische In-situ-Abdeckungen zur Sicherung kontaminierter Sedimente an verschiedenen Standorten in Japan, Kanada, Norwegen und den USA eingerichtet. In diesen Abdeckungen wird vor allem die Stabilisierung und die physikalische Isolierung realisiert, indem chemisch relativ inerte Materialien verwendet werden.

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

Aktive Barriere Systeme können in ihrer Auslegung den standortspezifischen Erfordernissen in vielfältiger Weise angepasst werden (Abb. 6-17). Beispielsweise mag es sich als sinnvoll erweisen, bei sehr weichen, wasserhaltigen Sedimenten eine stabilisierende, wasserdurchlässige Geotextilschicht als Basis einzubringen. Diese kann das Einsinken der Barriere-Matrix in das Sediment verhindern. Die eigentliche Barriere kann in Form der reinen reaktiven Substanz, als Gemisch der reaktiven Substanz und einer inerten Matrix oder in Schichten verschiedener Materialien eingebracht werden. Eine zusätzliche Bewehrung in Form von Kies, Geröll, Schlackebrocken oder ähnlichen Materialien kann als abschließende Lage zur Stabilisierung der Barriere beitragen, falls widrige Bedingungen wie starker Schiffsverkehr (Aufwirbelungen, Ankerwurf) oder starke Tiefenströmungen dies erforderlich machend.

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

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

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

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

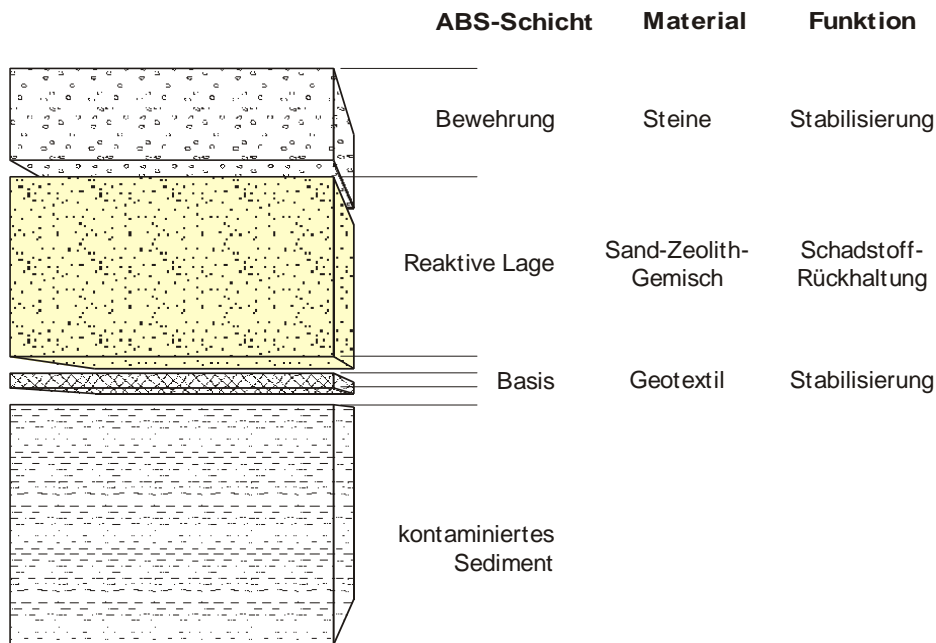


Abb. 6-17 Möglicher Aufbau eines Zeolith-basierten aktiven Barriere Systems: Komponenten und Funktionen (Jacobs & Förstner 2003).

Die Untersuchung zeigt zunächst ein durch die Eigenlast der Barriere bedingtes Auspressen von Porenwasser und den darin enthaltenen Schwermetallen in die Barriere (Abb. 6-18). Die hieraus entstehende Schadstoff-Front zeigt jedoch keine diffusions-bedingte Aufwärtsbewegung. Vielmehr sind nach einem Zeitraum von etwa 3 Monaten weder im Sedimentporenwasser noch im Porenwasser der Barriere noch Schwermetalle außer Zink und Nickel nachweisbar. Die Abnahme der Schwermetallkonzentration ist mutmaßlich auf die Einstellung anaerober Bedingungen und der damit verbundenen Bildung schwerlöslicher Schwermetallsalze zurückzuführen.

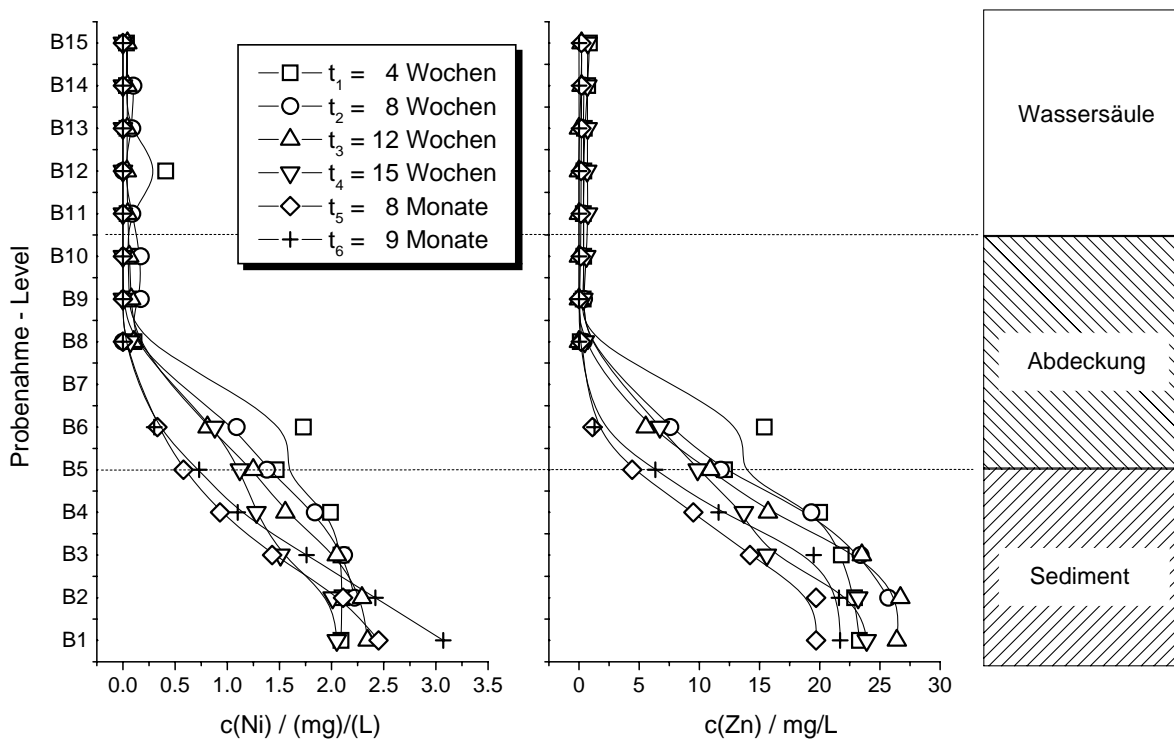


Abb. 6-18 Tiefenprofile von Zn und Ni im Porenwasser einer In-situ-Barriere (Jacobs 2003)

6.7.2 Geländetest zur Effizienz der Aktiven Barriere (Jacobs 2003)

Das Konzept der zeolithbasierten Sedimentabdeckung wurde unter Feldbedingungen erprobt. Ziel war es zum einen, die Schwermetallrückhaltung über einen längeren Zeitraum zu untersuchen und zum anderen die Eignung eines spezialisierten Monitoring-Programms zu belegen. Zu diesem Zweck wurde ein Testmodul bestehend aus zwei Kammern in ein sog. Enclosure in einem See bei Deuben, Sachsen-Anhalt, eingebracht (Abb. 6-19). Eine Kammer enthielt ein schwermetallkontaminiertes Sediment, das mit einer Sand-Zeolith-Barriere abgedeckt war. Die zweite Kammer diente als Referenz und enthielt dasselbe Sediment, jedoch ohne Abdeckung (Abb. 6-20 links). Die Entwicklung der Porenwasserzusammensetzung wurde über einen Zeitraum von einem Jahr mit einem speziell dafür entwickelten Dialyseprobennehmer (Abb. 6-20 rechts) untersucht.

Die in der Felduntersuchung über die ortsfeste und zeitaufgelöste Bestimmung an Tiefenprofilen gewonnenen Daten zur Ausbreitung der Konzentrationsfronten verschiedener Schwermetalle in einem zeolithbasierten ABS wurde über eine zweite, unabhängige Datenbasis mit geochemischen Transportmodellen mit dem Computerprogramm PHREEQC bestätigt. Die Extrapolation über die in Laborversuchen zu realisierenden Zeiträume hinaus, die mit Hilfe dieser Modelle durchgeführt wurde, zeigte, dass auch bei nur geringen Zeolithgehalten in der Barriere unter günstigen Bedingungen Standzeiten von mehreren Jahrzehnten zu erwarten sind. Die Effizienz der Schwermetallrückhaltung kann jedoch unter ungünstigen Bedingungen vor allem durch den Einfluss konkurrierender Metall-Ionen oder komplexierender organischer Moleküle wie Huminstoffen, sehr weitreichend kompensiert werden (Jacobs 2003).

6.7.3 Demonstrationsprojekt Hitzacker/Elbe (Möbius/TUHH, Anonym 2002c)

Nach den ersten beiden Stufen des internationalen Gemeinschaftsprojektes zum Sediment-Capping (neben den beiden deutschen Projekten der TU Hamburg-Harburg und des Forschungszentrums Karlsruhe waren in dem ConSed-Programm noch australische Forschergruppen beteiligt), sollte ein großmaßstäbliches Pilotprojekt durchgeführt werden, in dem die ausgewählten Barriere-Materialien und das spezielle Überwachungssystem unter Praxisbedingungen über einen Zeitraum von 2-3 Jahren getestet werden konnten. Als Teststandort wurde der Sportboothafen von Hitzacker/Elbe ausgewählt, der mit hochbelastetem Elbesediment stark verschlickt war und deswegen über lange Zeiträume nicht benutzt werden konnte. Für die Unterbringung von ca. 10.000 m³ Hafenschlick war vorgesehen, den zur Elbe führenden Zugangskanal auf ein Niveau oberhalb des mittleren Wasserstandes zu verfüllen und anschließend mit Boden zu überdecken (Abb. 6-21 links); der Zugang für die Sportboote sollte künftig über den Elbenebenfluss der Jeetzel erfolgen, der oberhalb des Hafens in die Elbe mündet. Es war beabsichtigt, das Testfeld (200 m², rechts oben in der geplanten Verfüllung) in der für einen Zeitraum von 2 Jahren offen zu erhalten und anschließend wie das restliche Gebiet zu verfüllen.

Aufbau des Testfelds und Überwachung des weiteren Untersuchungsgebiets

Innerhalb des Testfeldes sollten 8 Versuchs-Enclosures installiert werden, in denen verschiedene Abdeckungen auf dem umgelagerten Sediment aufgebracht werden. Die Enclosures bestehen aus zylindrischen Rohrstücken aus Kunststoff mit einem Durchmesser von 2 m. Die einfachste Form der Abdeckung ist eine homogene Mischung einer reaktiven Komponente in einer weitgehend inerten Sandmatrix. Darüber hinaus können geschichtete Abdeckungen (Abb. 6-17) zu einer Optimierung hinsichtlich der Rückhaltung spezifischer Schadstoffe oder Schadstoffgruppen erzielen. Insbesondere zur Optimierung können solche Barrieren verwendet werden, die spezielle Geotextilien als Träger und Stützmaterial einsetzen.

Gelände-Demonstration für das Konzept der Aktiven Sedimentabdeckung (P. Jacobs 2003)

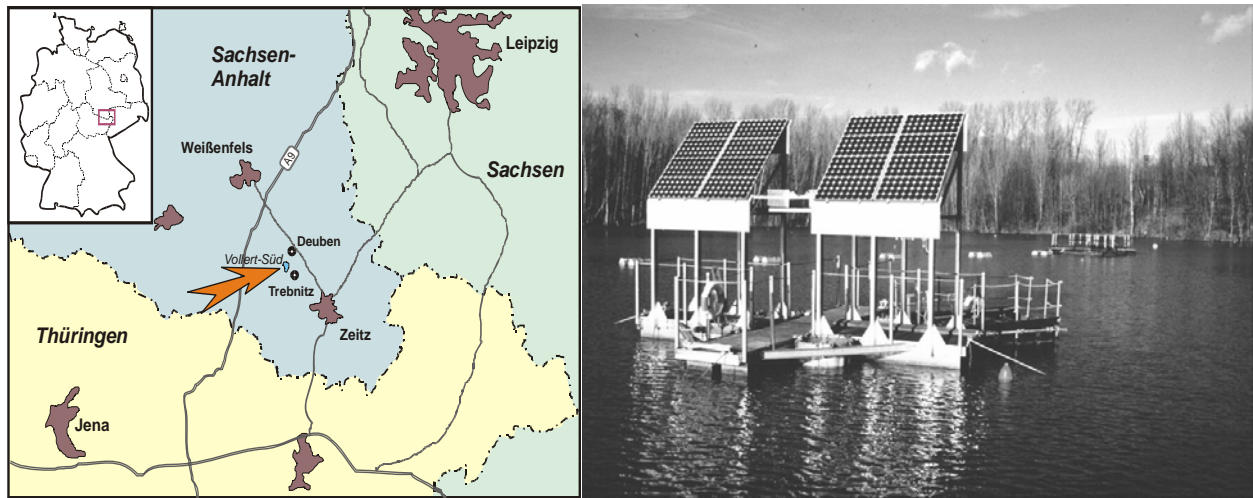


Abb. 6-19 Der See Vollert-Süd ist ein geflutetes Restloch des Braunkohle-Tagebaus. Bei einer Fläche von 90.000 m² und einer Tiefe von bis zu 27 m besitzt das Gewässer ein Volumen von etwa 2 Mio. m³. Für die Sanierung des „Phenol“-Sees (Abwässer aus der Braunkohleverschwelung, Becker et al. 1997) war eine Infrastruktur geschaffen worden (z.B. Boote, Pontons, Versuchsencllosures, Stromversorgung, Betriebsgebäude, die vom UFZ zur Verfügung gestellt wurde (Jacobs 2003).

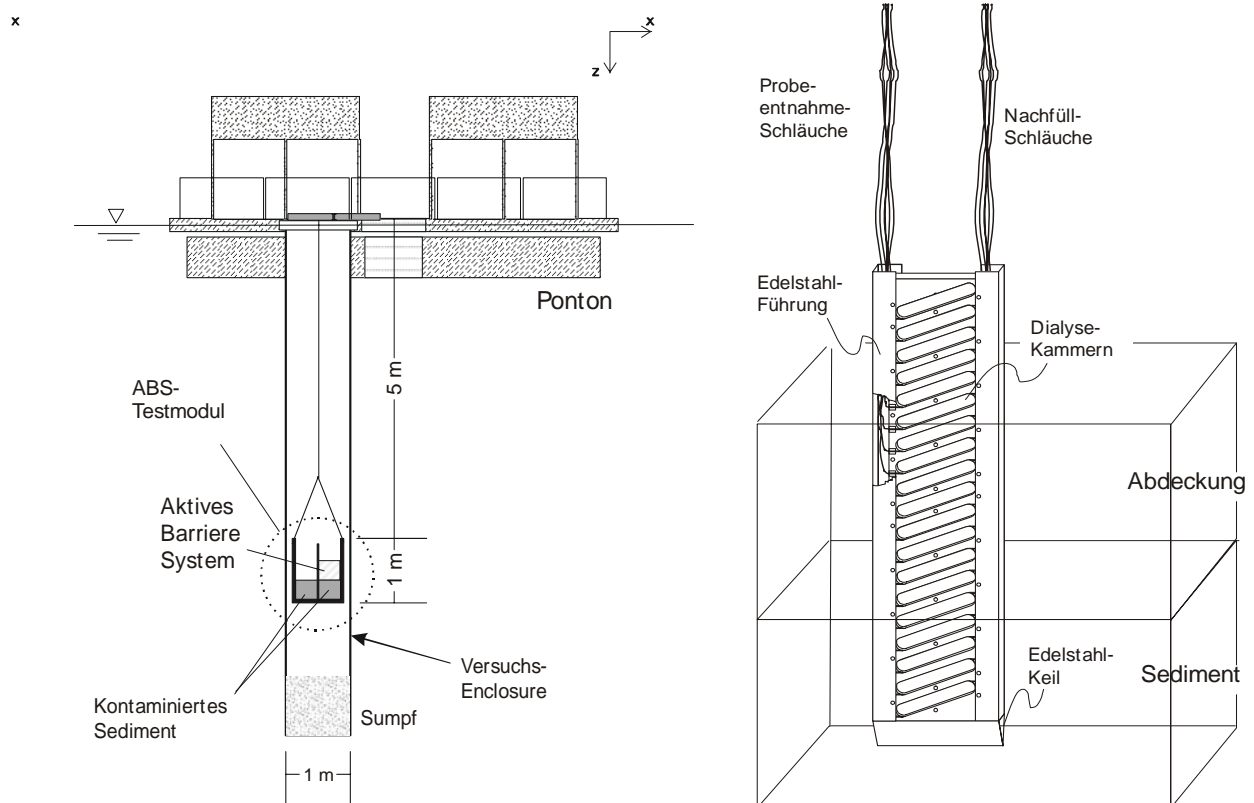


Abb. 6-20 (links) Schnitt durch Ponton und Versuchsencllosure mit ABS-Testmodul, das in 6 m Tiefe innerhalb des Enclosures fixiert wurde. (rechts) Verwendung eines Dialyseprobenehmers zur Beprobung der Porenlösungen im Sediment und Abdeckung (aktives Barriersystem). Nach Einbringung durch Taucher kann die Probenahme und Befüllung von der Gewässeroberfläche durchgeführt werden.

Die Untersuchung des Untergrundes ist insbesondere im Hinblick auf die Grundwasserströme im Untersuchungsgebiet von großer Bedeutung. Im Rahmen der Untersuchungen sollen geologische Profile anhand der Daten erstellt werden, die bei den Bohrungen zur Einrichtung des Messstellennetzes erhal-

ten werden. Zusätzliches Datenmaterial wird gezielt mittels Bohrstock-Sondierungen erhalten. Im Vorderegrund steht eine Charakterisierung des Untergrunds nach seinen hydraulischen Eigenschaften, um so die Grundlage für einfache Grundwasserströmungsmodellierungen zu erhalten. Die hierfür ebenfalls erforderlichen Daten über den Grundwasserspiegel werden mit Hilfe eines zu installierenden Netzes von Piezometern (Abb. 6-22 rechts) erhoben. Weiterhin sollten drei Beobachtungsbrunnen mit installiert werden, die eine Probenahme in verschiedenen Tiefen des Grundwassers ermöglichen.

Im Zusammenhang mit den hydrogeologischen Untersuchungen sollte eine Die Effizienz sollte eine durchgehende Aufnahme meteorologischer Daten erfolgen. Diese umfasst vor allem Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftdruck und Luftfeuchtigkeit, aus denen sich die Evapotranspiration und im nächsten Schritt Grundwasserneubildung bestimmen lassen. Die Kombination dieser Datensätze ermöglicht dann eine Bilanzierung aller Transportmechanismen des Wassers im Untersuchungsgebiet. Darüber hinaus müssen die Wasserstandsschwankungen im Testfeld, im Bootshafen und in der Elbe durchgehend registriert werden. Transportvorgänge in der ungesättigten Zone der Aufschüttung mit Bodenabdeckung sollten untersucht werden, wozu ein Netz von Tensiometern zu installieren ist.

Geotechnische Untersuchungen, Gasmessungen, effektive Schadstoffkonzentrationen, insbesondere Kompaktions- und Setzungs-Vorgänge sind für die kurzfristige Beurteilung der Barrieren wichtig. Gesamtmengen der Ausgasung sollen mittels Gassammler bestimmt werden; eine Analyse der im Feld gewonnenen Proben erfolgt im Labor mittels Gaschromatographie (Jacobs 2002).

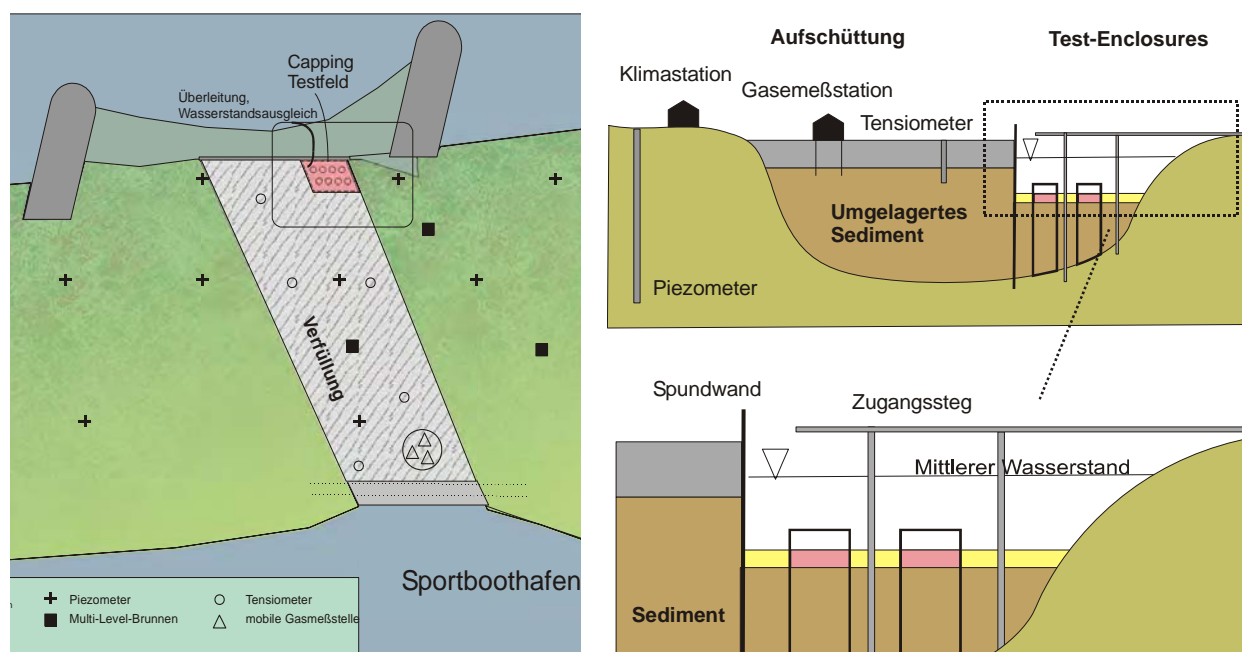


Abb. 6-21 Skizze des verfüllten Zugangskanals zum Bootshafen Hitzacker/Elbe mit Capping-Testfeld und Überwachungs-Einrichtungen. Rechts: Schnitt durch das Testfeld. Aus: Antrag Möbius GmbH/TU Hamburg-Harburg (Anonym 2002c)

Wasserrechtliche Plangenehmigung zur Umgestaltung des Sportboothafens Hitzacker/Elbe

Am 29.01.2002 erteilte der Landrat des Landkreises Lüchow-Dannenberg die wasserrechtliche Plangenehmigung für die Einrichtung eines Testfeldes zur subaquatischen Sedimentablagerung und Abdeckung im Bootshafen Hitzacker. Unter den insgesamt 29 Nebenbestimmungen ist vor allem die Begrenzung der Bauzeit auf die Zeitraum Januar bis März oder August bis Oktober im Hinblick auf die naturschutzfachlichen Anforderungen hervorzuheben. Die Baumaßnahme darf nur ausgeführt werden, wenn der Mittelwasserstand von 10,57 m über NN nicht überschritten wird.

6.8 Monitored Natural Attenuation – Beispiel: Spittelwasser

Beim Umgang mit kontaminierten Sedimenten und Baggergut standen bislang Problemlösungen für Häfen am Unterlauf großer Flüsse im Vordergrund. Mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie 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 ein bislang weitgehend ungelöstes Problem für viele Flusseinzugsgebiete dar. Besonders schwierig gestaltet sich die landwirtschaftliche Nutzung dieser Gebiete und außerdem ist auch eine zusätzliche Belastung des Grundwassers zu erwarten. Die Tabelle 6-6 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.

Tabelle 6-6: Beispiele für Erfahrungen mit flächenhaft kontaminierten Sedimenten und Böden. Nach Förstner et al. (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
Hochwasser-sedimente	Rheinhochwässer; Oderflut 1997; Elbeflut 2002; Kontamination der Flusssedimente und der vom Hochwasser betroffenen Flächen	Analyse der Schadstoffbelastungen, Monitoringmaßnahmen, Nutzungseinschränkungen, Entnahme von Schadstoffherden bei Notwendigkeit
Überflutungssedimente 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 und den Ablagerungen auf den Auenböden, 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.

Geplanter KORA-Leitfaden: Natural Attenuation in Sedimenten und Auenböden

Der BMBF-Forschungsverbund „Kontrollierter Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer (KORA)“ bereitet derzeit für die einzelnen Teilvorhaben die Erstellung von Leitfäden mit praktischen Handlungsempfehlungen vor, die bis Frühjahr 2008 vorliegen sollen. Der gemeinsame Leitfaden „Sedimente und Bergbau“ im Teilvorhaben 6 wird die drei Bereiche „Sedimente und Auenböden“ (Bearbeiter: Förstner/Gerth/Neumann-Hensel), „Braunkohleabraumkippen“ (Häfner/Hoth) und „Erzbergbau-/aufbereitungshalden“ (Rammlmair) umfassen. In den beiden folgenden Abschnitten werden für den Teilaspekt „Sedimente“ die bereits vorliegenden Entwürfe zu den Leitfadenthemen „NA-relevante Prozesse“ (6.8.1) und „Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung“ (6.8.2) wiedergegeben. Sie basieren auf folgenden Untersuchungen und internationalen Studien:

Unter den positiv begutachteten Vorhaben innerhalb des BMBF-Förderschwerpunktes KORA (2002 bis 2006) hat sich Teilprojekt „Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Sedimenten“ als einziges vorrangig mit der Sedimentthematik beschäftigt. Ausgangspunkt war der deutsche Beitrag zum Fallstudienvergleich Bitterfeld anlässlich der 7. Internationalen FZK/TNO-Konferenz über Altlastensanierung, in dem praktische Maßnahmen wie eine punktuelle Entnahme schadstoffreicher Flusssedimente und die *Verfolgung von Prozessen des natürlichen Schadstoffrückhalts und -abbaus im Spittelwasser-Niederungsgebiet* vorgeschlagen wurden (Förstner et al. 2000). Das ursprünglich geplante F+E-Vorhaben in fünf Teilschritten und einem Gesamtumfang von 2.175.000 € kam nicht zum Zuge (6.8.3.2); gefördert wurden im Zeitraum von 2003 bis 2006 Gelände- und Laboruntersuchungen zum Thema „Beurteilung natürlicher Rückhalteprozesse in Auenböden“ (Schwartz et al. 2006). Es gibt aber einige zusätzliche Erkenntnisse speziell zur Frage „Natural Attenuation in hochkontaminierten Sedimenten?“, die in der Spittelwasserniederung gewonnen wurden (u.a. Studien des Landratsamtes Bitterfeld 1993 und des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Dessau-Wittenberg 1997 sowie die Arbeit von Bunge et al., 2007, über das Abbauverhalten von persistenten organischen Schadstoffen in Gegenwart von hohen Organohalogenkonzentrationen in Sedimenten). Aufgrund dieser Erkenntnisse und nach einer Begehung am 27.03.2007 mit Dr. Fred Walkow können zumindest die „Hot Spots“ nicht mit Monitored Natural Attenuation saniert werden (6.8.3.3).

Bei der Erstellung eines Leitfadens „Natural Attenuation in Sedimenten“ muss man in erster Linie auf die Handlungsanweisung der U.S. EPA „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ (Anonym 2005) zurückgreifen, die den Einsatz von Prozessen, die bei einer „Monitored Natural Recovery“ vorrangig aktiv sind, erstmals systematisch und als konkrete Maßnahmen bei der Sanierung kontaminierter Sedimente beschreibt. Das Verhältnis zwischen Böden und Sedimenten in Überflutungsgebieten beschreibt diese Handlungsempfehlung wie folgt: *„Consideration of materials deposited in floodplains, whether called soil or sediment, is an important factor in reducing risk in aquatic environments. Much of the general approach recommended in this guidance can be applied to contaminated floodplains, although the technical considerations are written with aquatic sediment in mind. Control of upland soils and other upland source material is also critical to reducing risk in aquatic environments, but in general, existing guidance should be used for these materials. However, where floodplain soils may be a source of contamination to surface water or sediment, the fate and transport of contaminants in the soil should be evaluated“*. Ein wichtiges Datum war 2004, als die EPA entschied, etwa 140 Standorte mit kontaminierten Sedimenten in einen Sanierungsplan aufzunehmen; mehr als 60 Standorte werden auf nationaler Ebene mit Superfund-Mitteln und viele weitere Standorte über andere bundes- oder einzelstaatliche bzw. private Finanzierungen saniert werden. Aufgrund der Auswertungen von Daten aus etwa 200 Standorten mit kontaminierten Sedimenten sind nur noch drei technische Konzepte für Behandlungs- und Sanierungsmaßnahmen übriggeblieben: (1) die In-situ Abdeckung („Capping“), (2) die natürliche Sedimentstabilisierung, „Monitored Natural Recovery (MNR)“, und (3) ein Ausgraben bzw. Ausbaggern („Excavation & Dredging“, hier in Abschnitt 6.9.2.4 als übliche Alternative für MNR oder Enhanced Monitored Natural Recovery [e-MNR] dargestellt).

6.8.1 Natural Attenuation Prozesse in Sedimenten

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

1. Abbau – vorwiegend biologisch vermittelt – von organischen Schadstoffen
2. Verstärkter Rückhalt von anorganischen und organischen Schadstoffen an Partikeln
3. Typisch für Sedimente: verstärkte Erosionsstabilität der Ablagerungen

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 und Kern (1996) untersucht wurden (Abb. 6-22).

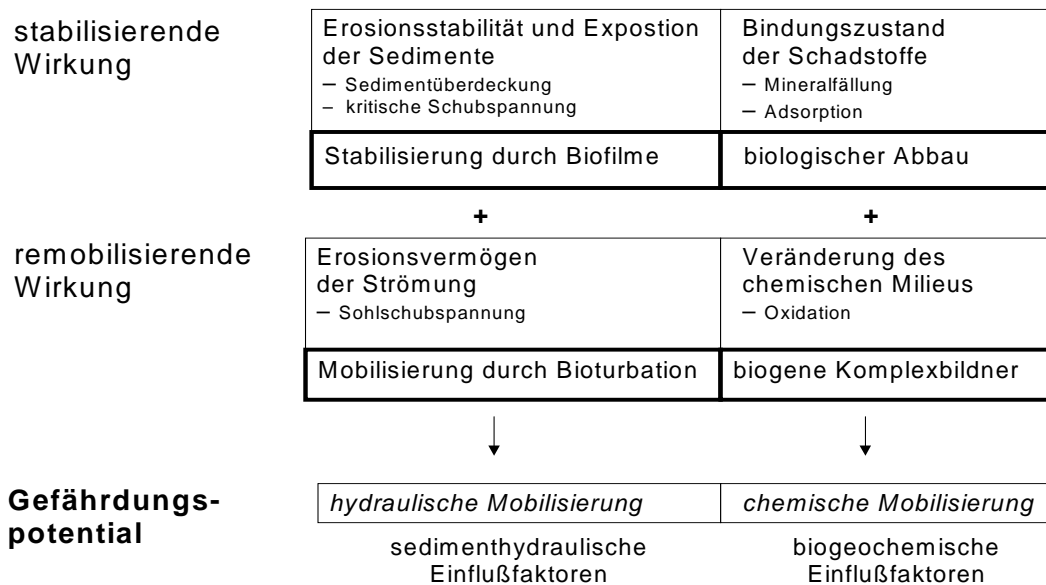


Abb. 6-22 *Hydraulische, biogeochemische und biologische Einflussfaktoren auf die Bindung und Mobilisierung von Schadstoffen in Sedimenten (nach Westrich und Kern 1996, erweitert um den Faktor „Biologie“)*

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 Sedimente und der Freisetzung von Schadstoffen aus den verschiedenen Sedimentkomponenten ausgehen, müssen gleichzeitig die sedimenthydraulischen und biogeochemischen Einflussfaktoren berücksichtigen. Als Leitfaden wird das Kompendium „Methoden zur Erkundung, Untersuchungen und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern“ des früheren DVWK-Arbeitskreises „Schweb- und Schadstoffe in Fließgewässern“ (Bearbeiter: Ulrich Kern und Bernhard Westrich 1999) empfohlen. 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).

6.8.1.1 Grundcharakteristiken von Natural Attenuation in Sedimenten

Das Konzept der „Natural Attenuation“ 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 *intrinsic 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 (Tabelle 6-7), mittelfristig eine sehr wesentliche Verringerung in der Reaktivität der Feststoffmatrices 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 Schadsstoffquelle – 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).

Tabelle 6-7: Demobilisierung von Schadstoffen in festen Matrices durch natürliche Einflussfaktoren (Förstner 2003)

Ursache (Beispiel)	Wirkung
Kompaktion	<i>Abnahme der Matrix- ...</i>
Verfestigung	- Erodierbarkeit
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"

6.8.1.2 Wirkprinzip/Wirkungsweise von Natural Attenuation in Sedimenten

In der Handlungsanweisung der U.S. EPA „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ (Anonym 2005a) wurde die Wirkung von NA-Prozessen erstmals in einer Prioritätenabfolge für Maßnahmen bei der Sanierung kontaminierter Sedimente dargestellt. In der Tabelle 6-8 sind diese Prozesse in der Reihenfolge „biologischer Abbau“, „Sorptions 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.

Tabelle 6-8 Grundsätzliche Hierarchie der Monitored Natural Recovery (MNR)-Prozesse für Sedimentstandorte (nach Anonym 2005a)

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:

- I. Der Schadstoffe 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, verringert
- 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)

6.8.1.3 Nachweislinien für Monitored Natural Recovery in Sedimenten

Die Wirkung von MNR bei der Sanierung von kontaminierten Sedimenten ist nur teilweise vergleichbar mit den länger bekannten Effekten der Monitored Natural Attenuation, die für die Reinigung von Böden und Grundwässern eingesetzt wird (Anonym 1999b). Dort ist meist die Umwandlung von Schadstoffen der wirksamste Prozess, während für eine Sedimentsanierung diese Prozesse im allgemeinen zu langsam sind, um in einem angemessenen Zeitraum zum Erfolg zu kommen. Bei kontaminierten Sedimenten ist es deshalb die Überlagerung und Vermischung durch natürliches, sauberes Sediment, mit dem sich der zukünftige Sanierungserfolg am besten begründen lässt.

In der Tabelle 6-9 potenzielle Nachweislinien für die Wirksamkeit der MNR-Prozesse bei der Reinigung von kontaminierten Sedimenten aufgeführt. 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)

Tabelle 6-9 Potenzielle „Nachweislinien“ für Monitored Natural Recovery (Anonym 2005a)

- Langfristig abnehmender Trend der Schadstoffgehalte in **höheren 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 Obeflächensediment über die Zeit zeigen
- **Langfristige abnehmende Trends** der Schadstoffkonzentrationen, Toxizität oder Schadstoffmengen in Sedimentprofilen

Ein Monitoringplan sollte für jeden Standort von verschmutzten Sedimenten entwickelt werden. Die Überwachungsaufgabe umfasst 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 Sedimentstandorten ist es häufig erforderlich, Hintergrunddaten von Referenzgebieten zu erhalten. Das kann wichtig sein, wenn der Einfluss einer größeren Kläranlage oder anderer kontinuierlichen Störungsquelle die Maßnahme beeinträchtigen kann.

Während der Planung der Sanierungsmethode ist es wichtig ein klares Verständnis über die Nutzung der Monitoringdaten zu erhalten, um sicherzustellen, dass die Begutachtung des Maßnahmenprozesses 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.

Obwohl sich die Sedimentstandorte nach Größe und Komplexität stark unterscheiden erfordert das Monitoring ein hohes Maß an Planung:

- 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, und
- Räumliche und zeitliche Variabilitäten von aquatischen Sedimenten und Organismen können sehr groß sein.

Bei großen Standorten ist es notwendig, dass es mehr als einen Hinweis auf die Wirksamkeit der Maßnahme gibt. Probleme gibt es häufig bei der Verfolgung eines Schadstoffes, der aus verschiedenen Quellen stammen kann.

6.8.1.4 Einordnung in den internationalen Kenntnisstand

Für die Identifizierung von möglichen Maßnahmen nach Artikel 16(6) der EU Wasserrahmenrichtlinie gegen Quellen/Ausbreitungspfade von historischen Verschmutzungen aus Sedimenten (S 11.1, Anonym 2004a) gibt es noch keine Ansätze für die Bestandsaufnahme, die bis 2009 vorliegen 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 Projektleiter 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 bei Sanierungsmaßnahmen in den Oberflächengewässern der Vereinigten Staaten⁷ ist in vollem Gange.

⁷ Die rasche Fortentwicklung des Forschungs- und Praxisgebietes, die durch diese U.S.-Aktivitäten ausgelöst wurde, wird u.a. durch die beiden letzten Kongresse der maßgeblichen Battelle-Serie „Remediation of Contaminated Sediments“ von New Orleans (Januar 2005) und Savannah (Januar 2007) dokumentiert, mit 270 bzw. 310 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“

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 (2005a) 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 (Punktquellen: kommunale Abwasserbehandlung, auch Nährstoffe Stickstoff und Phosphor; industrielle Einleitungen. Nicht-Punktquellen: Landwirtschaftliche Düngereinträge; Wiederherstellung von Feuchtgebieten; Sammlung von Einträgen aus Straßenabläufen; verstärkte Luftreinhaltung). Beispiele für einzelne Schadstoffe (PAHs: Van Metre et al. 2000, Stout et al. 2001; PCBs: Brenner et al. 2004; DDT und Blei: Van Metre et al. 1998).
2. Nachweis über natürliche Sedimentabdeckung (Untersuchungen an Sedimentprofilen: Van Metre & Callender 1997, Brenner et al. 2001, Van der Perk et al. 2002, Brenner et al. 2004; Messung von Sedimentationsraten, z.B. mit Sedimentfallen: Connolly et al. 2005).
3. Wirksame In-situ Prozesse (Natural Attenuation: Reduktion von Cr[VI] zu Cr[III] unter natürlichen geochemischen Bedingungen, Martello et al. 2007; Enhanced Monitored Natural Recovery [eMNR]: Dünnschichtabdeckung und Steuerung der Sedimentbildung, Zugabe von sorptivem Material, z.B. 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 in Sedimentkernen; zeitliche ökotoxikologische Entwicklungen; mechanische Stabilität unter Extrembedingungen, z.B. 100jähriges Hochwasser; Prognose geochemischer Bedingungen (DiToro et al. 1991).

6.8.1.5 Naturnahe Methoden zur Sanierung von Bergbaualtlasten – Beispiel MiMi

Natural Attenuation Prozesse haben im Verlauf des großen schwedischen Verbundprojekts „Mitigation of Environmental Impact from Mining Waste – MiMi“⁸ (Höglund & Herbert 2004) eine zunehmend wichtige Rolle gespielt. Natural Attenuation wurde zuerst als „polishing step“ in einem integrierten System von Sanierungsmaßnahmen gesehen (Anonym 2001d); als es das Gesamtziel von MiMi wurde, zu langfristigen Lösungen von Umweltproblemen im Bergbau beizutragen, erhielt Natural Attenuation die Aufgabe eines passiven Reinigungssystems zugewiesen, das mit einem Minimum an Wartung betrieben werden kann.

Aus konzeptioneller Sicht ist neu, dass MiMi grundsätzlich Natural-Attenuation-Prozesse im Nahbereich und im Fernbereich unterscheidet.

- Die *Nahbereichsprozesse* (Höglund & Herbert 2004, S. 93-151) umfassen den Transport von Sauerstoff und Wasser, die wichtigsten biogeochemischen Vorgänge in der Ablagerung, die Sulfid- und Eisenoxidation sowie die pH-Pufferraktionen. Unterschieden werden jeweils Ablagerungen unter Boden- und Wasserabdeckungen; ein spezieller Punkt betrifft die physikalischen Vorgänge, welche die langfristige Wirksamkeit dieser Abdeckungen beeinflussen.
- Die *Fernbereichsprozesse* (Höglund & Herbert 2004, S. 169-202) werden von geographischen, klimatischen, geologischen und hydrologischen Faktoren beeinflusst. Die Morphologie der Zielgebiete und die Transportbedingungen mit den Auswirkungen der hydromechanischen Faktoren spielen hier eine größere Rolle als bei der Natural Attenuation im Nahbereich.

⁸ Multidisziplinäres Forschungsprogramm der Schwedischen Stiftung für Strategische Umweltforschung (Mistra) im Zeitraum 1997 bis 2004. Zusammen mit den Beiträgen der schwedischen Bergbau-Industrie umfasste das Budget ~78 Mio SEK (~9 Mio €). Beteiligt waren 35-40 Forscher von 7 Universitäten, Ingenieure von Beraterfirmen und aus der Bergbauindustrie sowie Vertreter der Umweltbehörden.

Natural Attenuation im Fernbereich betrifft zunächst die gelösten Metalle, die sich im Sickerwasser von Bergehalden befinden, über Exfiltrationsvorgänge in nahegelegene Oberflächengewässer gelangen und dort teilweise ausgefällt oder an Feststoffe gebunden werden. Aktive NA-Prozesse im Fernbereich von Halden und Absetzbecken sind die Bildung von Sekundärmineralen und die Sorptionsvorgänge unter oxidischen und anoxischen Bedingungen. Wichtige Rückhalte-mechanismen für feststoffgebundene Metalle sind die Filtration (Grundwasser) und Sedimentation (Oberflächenwasser); Aggregatbildung von Kolloiden erleichtert sowohl deren Filtration und Sedimentation:

- Partikelbildung: umfasst die chemische Fällung von Sekundärmineralen und die Primärproduktion von Phytoplankton (Schemel et al. 2000, Dinelli & Tateo 2002, Lee et al. 2002)
- Sorption: alle Prozesse, durch die Metalle aus Lösungen entfernt und an Feststoffe fixiert werden. Umfasst die Adsorption, Mitfällung und die aktive biologische Aufnahme durch Organismen (Schemel et al. 2000, Dinelli et al. 2001, Lee et al. 2002)
- Flockung: Anlagerung von Kolloiden und von kleinen Partikeln zu größeren Aggregaten (Flocken) (Dinelli et al. 2001, Sullivan & Drever 2001, Widerlund et al. 2004)
- Sedimentation: Absetzen von Feststoffen (Flocken und/oder Einzelpartikel) auf dem Grund von Flüssen und Seen (Kimball et al. 1995, Schemel et al. 2000, Kimball et al. 2001, 2002)

Langfristige Umwandlungen der Feststoffphasen können – zusammen mit natürlichen Abdeckungen durch gering belastete Sedimente – zu einer praktisch irreversiblen Immobilisierung von Metallen führen. Einen wesentlichen Anteil an den praktisch nutzbaren Natural Attenuation Prozessen in Bergbauregionen mit Sulfidmineralisationen machen die schwerlöslichen Sulfidneubildungen unter anoxischen Bedingungen aus; diese Prozesse werden durch sulfatreduzierende Bakterien, z.B. in Feuchtgebieten oder organikreichen Sedimenten, unterstützt.

Technisch stimulierte Natural Attenuation Prozesse in Bergbauregionen umfassen (1) Reaktive Barrieren, in denen z.B. wichtige biogeochemische Umsetzungen mit organischen Substanzen und Sulfat induziert werden und (2) „Constructed Wetlands“ mit einem kontrollierten Zustrom von Wasser und Nährstoffen sowie der Steuerung von Mineralbildungen durch pH-Kontrolle. Aerobe „Constructed Wetlands“ werden zur Entfernung von Al, As, Fe, Hg und Mn aus (Netto) alkalischen Wässern eingesetzt, während anaerobe bzw. vertikal durchflossene Anlagen zur Entfernung von Cd, Cu, Fe, Hg, Pb und U aus sauren Lösungen verwendet werden. Die umfangreichen Untersuchungen zum praktischen Einsatz dieser Anlagen für saure Minenabwässer haben jedoch deutliche Begrenzungen gezeigt (ausführlich in Höglund & Herbert 2004).

6.8.2 Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung – Natural Attenuation in Sedimenten

6.8.2.1 Voraussetzungen/Prüfkriterien für Natural Attenuation in Sedimenten

Für alle drei technischen Konzepte, die von der U.S. EPA für die Sanierung von Sedimentkontaminationen vorgesehen sind, steht eine Kontrolle der Schadstoffquelle an (Tabelle 6-10). 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.

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).

Tabelle 6-10 Einige Schlüsselpunkte für Machbarkeitsstudien zu Sedimentsanierungen (nach Anonym 2005a)

- 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 jede der **drei Hauptsanierungsalternativen** – 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 Sanierungsalternativen, 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
- **Institutionelle Überprüfungen** können in allen Stadien des Sanierungsprozesses benutzt werden um die Belastung durch Kontaminanten zu verringern; Projektmanager sollten dabei die Wirksamkeit und die Durchsetzungsfähigkeit der Kontrollen, die am Standort vorgenommen werden, berücksichtigen.

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). Wo solche numerischen Modelle benutzt werden, sollte typischerweise eine Kalibrierung und Validierung vorgenommen werden, um so eine wissenschaftlich vertretbare Studie zu erhalten. Während quantitative Unsicherheitsanalysen zu Bilanzen im Einzugsgebietsmaßstab und für Nahrungskettenmodelle möglich sind, können diese Berechnungen bislang noch nicht für Transportmodelle erstellt werden. Häufig lassen sich jedoch in einer Sensitivitätsanalyse die Modellparameter mit dem stärksten Einfluss auf das Gesamtergebnis herausfinden.

6.8.2.2 Abgrenzung/Definition von Grundfällen/Szenarien

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 Pflanzen-

wachstums zur mechanischen Stabilisierung der Sedimente, die Anwendung von Prozessen des natürlichen Schadstoffrückhalts- und -abbaus sowie auch die Teilentnahme von besonders problematischen Ablagerungen (Förstner et al. 2000).

Für die Planung und die Überwachung dieser und anderer Maßnahmen ist es erforderlich, die Wirksamkeit von einzelnen Teilmethoden abzuschätzen. In der Tabelle 6-11 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):

Tabelle 6-11 Teilansätze für NA/MNR in Sedimenten und ihre Nachweislinien (nach Greenberg & Magar in Evison et al. 2007)

NA/MNR-Teilansätze	Nachweislinien
Risikominderung durch Abbau und Umwandlung bzw. verstärkte Feststoff-Bindung des Schadstoffs	<ul style="list-style-type: none"> • 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	<ul style="list-style-type: none"> • Kontrolle des Schadstoffherdes (Maßnahmen und Überwachung) • Sedimentabdeckung über dem kontaminierten Material (Profile) • Vermischung durch sedimentlebende Organismen
Mechanische Stabilität vs. Aufwirbelung des Sediments	<ul style="list-style-type: none"> • Verfestigung des kontaminierten Materials und gfs. Abdeckung • Hydrodynamische Untersuchungen (kritische Scherfestigkeit) • Modellierung der Sedimentations- und Erosionsbedingungen
Modelluntersuchungen zur Prognose der langfristigen Qualitätsverbesserungen	<ul style="list-style-type: none"> • 1-D Sedimentmodellierung • Komplexe Sedimenttransportmodellierungen • Nahrungsketten- und Risiko-Modellierungen
Ökologische Effekte	<ul style="list-style-type: none"> • Bestimmung der Auswirkungen auf ökologische Rezeptoren • Nachweis der langfristigen Erholung der Gewässerökologie
Langfristige Überwachung	<ul style="list-style-type: none"> • Nachweise über das Erreichen der Sanierungsziele • Nachweise zur langfristigen Verbesserung der Gewässerqualität

6.8.2.3 NA/MNR-Bewertungskonzept für Sedimente

Einige Schlüsselpunkte für die Auswahl von Monitored Natural Recovery als Maßnahme von Sedimentsanierungen werden in Tabelle 6-12 dargestellt. In Absatz 6.8.1.2 Wirkprinzip/Wirkungsweise MNR wurde die 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 für die Rolle von Natural Attenuation Prozessen bei der Sanierung von kontaminierten Sedimenten 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.

Tabelle 6-12 *Einige Schlüsselpunkte für die Auswahl von Monitored Natural Recovery als Maßnahme bei Sedimentsanierungen (nach Anonym 2005a)*

- 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 Störungsfall 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 der MNR-Sanierung vorgehalten werden, wenn es wesentliche Unsicherheiten im Hinblick auf das Erreichen der Ziele in dem geplanten Zeitrahmen gibt

Als Fazit für die Bewertung von NA/MNR für Sedimente 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 NA/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 sauberem 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-Reinigung ist die Kontrolle der Wasserströmung zur gezielten Sedimentation an bestimmten Stellen des betreffenden Standorts.

Angesichts der Unsicherheiten, die mit der Nutzung von NA-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 – wie im Fallbeispiel „Spittelwasser-Sediment“, das im Abschnitt 6.6.3.4 dargestellt wird.

6.8.2.4 Methoden zur Bestimmung der Sediment- und Schadstoffdynamik für NA/MNR

Das DVWK-Kompendium „Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern“ (Bearbeiter: U. Kern & B. Westrich 1999) ist die wichtigste deutschsprachige Grundlage für die Planung von Sanierungsmaßnahmen für kontaminierte Sedimente. 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 (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 Tabelle 6-13 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.

6.8.2.5 Biologische Methoden zur Untersuchung eines Auenbodens für NA/MNR

Im Rahmen des KORA-Projektes „Methoden zur Erfassung, Bewertung und Prognose der intrinsisch/zeitlich verstärkten Schadstoffrückhaltung in kontaminierten Sedimenten“ wurden Profile eines Auenbodens untersucht, der im Überschwemmungsbereich des Spittelwassers bzw. der Mulde liegt (siehe Abschnitt 6.8.3). Neben den geochemischen Analysen (Metalle, HCH und DDX) wurden von den Chemischen und biologischen Handelslaboratorien Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH in Hamburg (Dr. Helga Neumann-Hensel) ökotoxikologische Tests durchgeführt, um das wasserextrahierbare ökotoxikologische Potential von Bodenschichten in unterschiedlichen Profiltiefen zu untersuchen.

Akute Toxizitätstests benutzten einen biolumineszierenden Bakterientest mit *Vibrio fischeri* und für akute 24-h Immobilisierungstests wurde juvenile *Daphnia magna* (<24 h, DIN 38412-L30, Anonym 1989) eingesetzt. Der Algenhemmtest mit *Desmodemus subspicatus* wurde nach der Standardvorschrift DIN 38412-L33 (Anonym 1991c; Ausführung nach Eisentraeger et al. 2003) vorgenommen.

Aus dem unterschiedlichen Verhalten der Testsysteme kann man im Falle des Spittelwasser-Auenbodens schließen, dass eine relevante Schadstoffverfügbarkeit nur in den obersten Hoizonten auftritt, während in den tieferen Schichten Natural Attenuation Prozesse wirksam sind, die eine geringere Mobilisierbarkeit kritischer Schadstoffe bewirken. Gleichzeitig erfolgt jedoch ein Schadstoffübergang in die ursprünglich unkontaminierten tieferen Schichten, durch den ein signifikanter Anstieg der ökotoxikologischen Wirkung ausgelöst wird. Insgesamt zeigen diese Untersuchungen die ambivalente Rolle des Spittelwasserüberflutungsgebiets als primäre Senke für kontaminierte Schwebstoffpartikel und als Sekundärquelle für gelöste Schadstoffe, die teilweise in dem feinsandig-lehmigen tieferen Schichten des Bodenprofils als einer sekundären Senke festgehalten werden (Schwartz et al. 2006).

Tabelle 6-13 Empirische Schlüsselmethoden zur Bestimmung der Sediment- und Schadstoffdynamik (nach Anonym 2005a)

<p>Tiefenmessungen (Bestimmung der Netto-Veränderungen bei der Lage der Sedimentoberfläche)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Einzelpunkt- / Kleinbereichsmessgeräte • Transsekte / 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
<p>Schadstoff-Daten (aus Profilkernen, Oberflächensedimenten und aus der Wassersäule)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Zeitserien-Beobachtungen (ereignisbezogen und langfristig jahreszeitlich, jährlich, Jahrzehnte) • Vergleich von Kernprofilaten oder Oberflächensedimenten, mit Schadstoffbelastungsgeschichte • Vergleich von Konzentrationsdaten während und nach Hochwasserereignissen
<p>Sedimentdaten (z.B. von Kernprofilen oder Oberflächenproben)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenverteilungen • In-situ oder ex-situ Erosionsmessapparaturen • Sediment / Wasser Grenzflächenkamera
<p>Geochronologie (misst die Zeitdauer der Sedimentation und das Sedimentalter in Kernen)</p> <ul style="list-style-type: none"> • ^{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
<p>Sedimentkontaminanten-Massenbilanzen, besonders während Hochenergie-Ereignissen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Belastung der Haupt- und Nebenflüsse (z.B. Korngrößenverteilung) • Probenahme im Gezeitenzyklus (in Ästuarien und Küstengebieten) • Probenahme im Anstieg einer niederschlagsbedingten Abfluss-Situation (häufig stärkste Erosion)
<p>Bewegung gelöster Kontaminanten im Sediment</p> <ul style="list-style-type: none"> • Durchflussmessung an der Sedimentoberfläche • Gradienten im Nahbereich des Wasserkörpers

6.8.3 Fallstudie: Sedimente in der Spittelwasserniederung (Mitarbeit: Dr. Fred Walkow)

Die nach dem gleichnamigen Flüsschen 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 (ausführlich im Kapitel 5.3 „Areas of Risk – die Mulde und ihre Schadstoffe“). Die Verlagerung hochbelasteter Sedimente aus der Bitterfeldregion lässt sich anhand des Dioxinmusters bis in das Gebiet des Hamburger Hafens verfolgen (Götz et al. 1996).

Das Problem des Niederungsgebietes „Spittelwasser“ ist in zweierlei Weise bemerkenswert (Förstner et al. 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, insbesondere in dessen unterstromigen Bereich.

6.8.3.1 Rechtliche Überlegungen (nach R. Müller in Förstner et al. 2000)

Aufgrund der *medienübergreifenden Thematik* – kontaminierte Böden, Wässer und Flusssedimente in einem rechtsverbindlich festgelegten Naturschutzgebiet – sind *rechtliche Regelungen* unterschiedlicher Rechtsgebiete zu berücksichtigen, die zum Teil ineinandergreifen, teilweise jedoch auch gleichberechtigt nebeneinanderstehen. 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 Naturschutzgebietes 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 erhält das NatSchG LSA, wonach alle Veränderungen verboten sind, es sei denn der Schutzzweck erfordert oder erlaubt eine Veränderung.

Desweiteren 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.

6.8.3.2 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 Förstner et al. 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* zu ermitteln, bei deren Realisierung der Sedimentaustrag aus dem Niederungsgebiet Spittelwasser spürbar verringert werden kann.

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.

6.8.3.3 Anwendung des Bewertungskonzepts Natural Attenuation an Sedimenten

Das KORA-Forschungsvorhaben konzentrierte sich auf die chemischen Effekte im Hinblick auf die verstärkte Schadstoffbindung an den Partikeln und eine verringerte Verlagerungstendenz der Schadstoffe innerhalb der Sediment- und Bodensäulen. 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 natürlicher Rückhalt- und Abbauprozesse nachhaltig zu unterstützen?

Die Ergebnisse der Untersuchungen in den Flusssedimenten aus dem Spittelwasser-Niederungsgebiet zeigen (1) keine natürliche Überdeckung der Böden und Altsedimente mit sauberem Sediment. findet nicht statt. Schwermetalle und organische Schadstoffe zeigen typische Anreicherung in den oberen Bodenschichten. (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 Böden *und* 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 (3) erreichen lassen. Wegen der immanenten Unsicherheiten über die Flutbedingungen sind Maßnahmen zur Stabilisierung der hochkontaminierten Sedimente (2) mit beträchtlichen Risiken verbunden.

Jüngste 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 Vermutung 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 beträchtliches Potenzial für die Wirkung von Natural Attenuation 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 (auch die erhöhte Schwermetallbelastung dürfte zur Minderung der Abbauleistung beitragen) die schwierigsten Voraussetzungen für die Anwendung des Ansatzes einer Monitored Natural Recovery vorliegen. Man muss befürchten, dass das Spittelwassersediment mit seinen extrem hohen Dioxinkonzentrationen nicht nur eine Gefahr für Tier und Mensch über die Anreicherung in Nahrungsmitteln darstellt, sondern auch in der Lage ist, bei Umlagerung und Vermischung große Mengen weiterer Sedimente zu „vergiften“, indem sie deren natürliches Abbaupotential für Schadstoffe langfristig reduzieren.

6.8.4 Behandlungsalternativen für die Spittelwassersedimente

Für die kurzfristige und dauerhafte Unterbindung des Austrages schadstoffbelasteter Sedimente aus dem Spittelwassergebiet kommen grundsätzlich die in der Tabelle 6-14 aufgeführten technischen Maßnahmen (UBS Umweltberatung Schwerin & IGB Verfahrenstechnik Hamburg, Anonym 1993) in Frage:

Bei den Verfahren I, II und IV 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 und IV wäre die Langzeitwirkung aufgrund der hohen Morphodynamik schwer abschätzbar; bei III besteht ein hoher Bedarf an unbelastetem Material zur Abdeckung. Bei Variante IV ist der Verbleib des anfallenden Baggergutes abfall- und bodenschutzrechtlich abzusichern; es besteht ein erhebliches Kostenrisiko, da das Volumen der anfallenden kontaminierten Massen nahezu unkalkulierbar ist.

Bei der Variante II, die insgesamt am aussichtsreichsten erscheint, werden neben den kontaminierten Anteilen auch nichtkontaminierte Flusssedimente entfernt, die eine Abdichtwirkung gegenüber dem Grundwasser aufweisen (s.o). Es liegen jedoch Erfahrungen aus der Entnahme abgelagerter Ionenaustauscharze 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 (1997b) werden die lagemäßigen Aussagen zu den Schwerpunktbereichen der Schlickablagerung nach den Unterlagen von UBS Umweltberatung Schwerin & IGB Verfahrenstechnik Hamburg (Anonym 1993) bestätigt; es handelt sich dabei stets um Gleithangbereiche bzw. Profilaufweitungen, wo geringere Fließgeschwindigkeiten die Sedimentation begünstigen.

Tabelle 6-14: 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	Sedimententnahme	Das Flussbett wird vollständig entschlammt (~20.000 m ³ stichfester Schlamm). Der Aushub gilt als besonders überwachungsbedürftiger Abfall	14 Mill. EURO incl. Ausrüstung
III	Sedimentabdeckung	<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	Flussverlegung	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.

6.9 Potenzielle Maßnahmen zur Risikominimierung von kontaminierten Sedimenten unter Berücksichtigung der Besonderheiten des Elbeeinzugsgebietes – Analyse

Die nachfolgende Analyse der in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Problemlösungen für kontaminierte Sedimente und andere gewässerrelevante Feststoffe im Elbeeinzugsgebiet unterscheidet einerseits Maßnahmen, die in einem Gewässer durchzuführen sind, d.h. das Baggergutmanagement bei Instandhaltungs- und Ausbaumaßnahmen (nachstehend unter 6.9.1 analysiert) und die Sanierung von Sedimentaltlasten, sog. ‚Hot Spots‘ (6.9.2), und andererseits Maßnahmen am Gewässer gegen feststoffgebundene Schadstoffeinträge, hier vor allem die Sicherung der mehrere hundert Millionen Kubikmeter umfassenden bergbaubedingter Altlasten (6.9.3). Zu den Maßnahmen, die den Eintrag von prioritären Schadstoffen nach Artikel 16 WRRL reduzieren und im weitesten Sinne einen positiven Einfluss auf die Sedimentqualität im Flusseinzugsgebiet besitzen, zählen u.a. auch die Verringerung von Abwassereinleitungen und atmosphärischen Depositionen, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unter strikter Beachtung des Gewässerschutzes und die Substitution von Chemikalien in kritischen Einsatzgebieten.

In Bezug auf den Handlungsbedarf bei kontaminierten Sedimenten fällt im Elberaum die praktische Unterscheidung zwischen den Ausbau- bzw. Instandhaltungsmaßnahmen und den Sanierungsmaßnahmen weniger mit dem Kriterium „Verschmutzungsgrad“ zusammen (Apitz & Power 2002) als vielmehr mit der Lage dieser Kontaminationen innerhalb des Einzugsgebiets. Während bei Instandhaltungsmaßnahmen im Bereich des Hamburger Hafens und bei den Ausbaumaßnahmen entlang der Elbe vor allem traditionelle Verfahrensansätze für Baggergut (Abschnitte 6.4 und 6.5) verwendet werden, kommen als Problemlösungen bei flächenhaften Kontaminationen im Ober- und Mittellauf der Elbe und den Zuflüssen neuartige Sicherungsverfahren, z.B. ein In-situ Capping (6.7) oder die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozessen (6.8) in Frage. Beide Methodenansätze werden in der Sedimenthandlungsanweisung der amerikanischen Umweltbehörde besonders empfohlen (Anonym 2005a).

In-situ Methoden eignen sich nach unserer Einschätzung auch für die weitergehende Behandlung und Sicherung von bergbaubedingten Altlasten im Elberaum (Abschnitt 6.9.3). Erste Untersuchungen wurden in der Umgebung des WISMUT-Projektes durchgeführt (Beiträge in dem Buch „Uranium in the Environment“, Merkel & Hasche-Berger 2006; Abschnitt 6.9.3.4).

6.9.1 Baggergut-Management bei Instandhaltungs- und Ausbaumaßnahmen

Das Sedimentmanagement in Deutschland orientiert sich bislang nicht an einem flussgebietsübergreifenden Konzept, sondern je nach Fragestellung an dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz oder an dem Wasserhaushaltsgesetz (in dem die Wasserrahmenrichtlinie bereits eingearbeitet ist). In der Praxis ist die Abstimmung zwischen Ober- und Unterliegern problematisch, wie das Beispiel einer geplanten Umlagerungsaktion von jährlich 130.000 m³ HCB-kontaminierten Sedimenten aus der Stauhaltung Iffezheim am Oberrhein gezeigt hat (Heise & Förstner 2006, Polschinski 2007). Von den deutschen Unterliegern erfolgte kein Widerspruch; aus den Niederlanden kamen jedoch massive Proteste und nach einer formalen Klage von holländischen Umweltgruppen wegen der Verletzung mehrerer EU-Grundsätze und Richtlinien (Lycklema 2005) wurde dieses Vorhaben eingestellt.

Die Verklappung von Baggergut-Material in Meeresgebieten ist unter der London Convention (LC 1972) geregelt. Hierbei ist die Ablagerung von Abfall und anderen Stoffen in internationalen Gewässern generell untersagt mit Ausnahme jener Materialien, die unter Annex 1 zusammengefasst sind. Hierunter fällt auch Baggergut. Insgesamt erscheint bei der Sedimentumlagerung – in Flüssen, Übergangs- oder marinen Gewässern – das ökologische Risiko relativ hoch und die Vorbehalte haben sich seit dem Inkrafttreten der EU Wasserrahmenrichtlinie noch verstärkt (Förstner 2002).

Anfang der 80er Jahre entwickelte Hamburg das Konzept, das anfallende Baggergut verfahrenstechnisch aufzubereiten und anschließend zu verwerten oder auf speziellen dafür errichteten Schlickhügeln zu deponieren (6.5.1 und 6.4.3). Da vor allem aus Kostengründen fraglich ist, ob diese Landlagerung langfristig durchgeführt werden kann, hat der Hamburger Senat 1999 beschlossen, als eine mögliche Option die subaquatische Baggergutunterbringung zu untersuchen, die in den Niederlanden (im Jahr 2002) in rund 10 Depots mit einem Volumen von insgesamt 125 Millionen m³ realisiert wurde.

Nach den Erfahrungen in den Niederlanden, die in der DEPOTEC-Studie (2002) im Auftrag der Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenbau beschrieben werden (Beispiele in Abschnitt 6.4.2), bilden subaquatische Depots dort eine praktische und sinnvolle Lösung für die Baggergutproblematik:

- die subaquatische Unterbringung ist eine umweltfreundliche und dauerhafte Lösung
- subaquatische Depots sind technisch gut realisierbar
- es liegen zahlreiche Erfahrungen mit der Planung subaquatischer Depots vor
- die Unterbringung in subaquatischen Depots ist preiswerter als die Verwertung

Auch außerhalb der großen Flusshäfen ist die Technologie der subaquatischen Depots mit zusätzlichen Sicherungsmaßnahmen wie z.B. einer In-situ-Abdeckung in Betracht zu ziehen. Das gilt grundsätzlich für alle ausgegrabenen oder ausgebagerten Sedimente und Auenböden (6.8.4.1) im Einzugsgebiet, besonders aber für die kontaminierten Materialien, die im Zuge der Instandhaltungsmaßnahmen anfallen. So war beispielsweise die Einrichtung eines subaquatischen Depots mit aktiver Abdeckung im Sporthafen von Hitzacker/Elbe (Abschnitt 6.7.3) damit begründet worden, dass die stark belasteten Sedimenteinträge nicht mehr in die Elbe zurückverlagert werden dürfen. Nachdem eine solche höherwertige Sanierungsmaßnahme weder hier noch – unseres Wissens nach – an ähnlichen Standorten entlang der Elbe und deren schiffbaren Nebenflüssen bisher durchgeführt wurde, muss befürchtet werden, dass weiterhin auf der Grundlage von Ausnahmeregelungen schadstoffhaltige Baggerschlämme unterhalb des Stands der Technik entsorgt werden.

6.9.2 Maßnahmen im Gewässer, z.B. Sanierung von Sedimentaltlasten

Bei den Maßnahmen im Gewässer handelt es sich im weitesten Sinne um Problemlösungen für kontaminierte Feststoffe, die Bestandteile eines Gewässers sind – Schwebstoffe oder Sedimente – bzw. die von mehr oder weniger häufigen Überflutungen durch dieses Gewässer betroffen werden. Damit umfassen die sedimenttypischen Maßnahmen auch die Auenböden, die im Einzugsgebiet der Elbe eine wichtige Rolle spielen. Für diese Böden mit sehr variablen Sedimentauflagen sind in erster Linie die Möglichkeiten eines Monitored Natural Recovery (Abschnitt 6.8) zu prüfen. Für In-situ Maßnahmen und für gebaggerte bzw. ausgegrabene kontaminierte Sedimente kommen vor allem Abdeckungsverfahren in Frage (Abschnitt 6.7), letztere auch kombiniert mit einer Ablagerung in einem begrenzten Deponieraum („Confined Disposal Facility, CDF“) im oder direkt am Gewässer. Nachfolgend werden die naturnahen Maßnahmen und deren Kombinationen mit traditionellen Methodenansätzen in Bezug auf die Sanierung von Sedimentaltlasten analysiert (Abschnitte 6.9.2.3 bis 6.9.2.5).

Alle sedimentbezogenen Problemlösungen beinhalten typischerweise Maßnahmen gegen die Erosion und nachfolgende Verfrachtung kontaminierter Feststoffe durch verstärkte Wasserströmungen, insbesondere bei Hochwasserereignissen. Dem Faktor „Erosionsstabilität“ kommt deshalb sowohl bei der Sanierung kontaminierter Sedimente als auch im Zuge der Risikokommunikation sedimentbezogener Maßnahmen (Abschnitt 6.10) eine zentrale Bedeutung zu (6.9.2.1). Eine zweite sedimenttypische Aufgabe ist die Erstellung eines „konzeptionellen Standortmodells“, d.h. eines Sanierungsplans, der die Informationen über aktuelle und künftige Bedingungen im Einzugsgebiet, die Maßnahmen an der Schadstoffquelle und die Entwicklung von Reinigungszielen umfasst (6.9.2.3).

6.9.2.1 Erosionsstabilität von Sedimenten

Ein Großteil der kontaminierten Sedimente sind in Stillgewässern zu finden, die permanent oder temporär mit dem Hauptstrom verbunden sind, wie beispielsweise Bühnenfelder in Wasserstraßen, Flussaltarme und Hafenanlagen in Binnen- und Tidegewässern sowie Überschwemmungsgebiete und nicht zuletzt auch Hochwasserrückhalteanlagen (Westrich 2006). Größere Abflüsse stellen ein entsprechendes Risiko für die Mobilisierung kontaminierter Sedimente in diesen Stillwasserzonen dar. Die jüngeren Hochwasserereignisse an der Oder 1997, am Rhein 1999 und an der Elbe 2002 haben nicht nur die gewaltige Zerstörungskraft des Hochwassers vor Augen geführt, sondern darüber hinaus auch die enorme Transportkapazität aufgezeigt, die zur Ausräumung von Sedimenten im Gewässerbett und zur Mobilisierung von Schadstoffdepots mit nachfolgender Verfrachtung bis in den Tidebereich und die Küstenzone führt.

Eine flussgebietsübergreifende Bewertung von partikelgebundenen Schadstoffen erfordert deshalb eine gleichzeitige Betrachtung der chemischen, biologischen und hydrodynamischen Einflussfaktoren (Abb. 6-22), wie sie beispielsweise im Rahmen des BMBF-Verbundvorhaben „Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern (SEDYMO)“ (2002-2006, 13 Teilprojekte, Förstner 2006) durchgeführt wurden. Zur Bewertung der Erosionsstabilität können z.B. mithilfe der SETEG-Methode Sedimentkerne mit definierter Schubspannung überströmt und erodiert werden (Haag et al. 2001). Diese Labordaten lassen sich mit In-situ Messungen der Erosionsstabilität im Gewässer vergleichen und auch mit chemischen Untersuchungen der mobilisierten Partikel kombinieren.

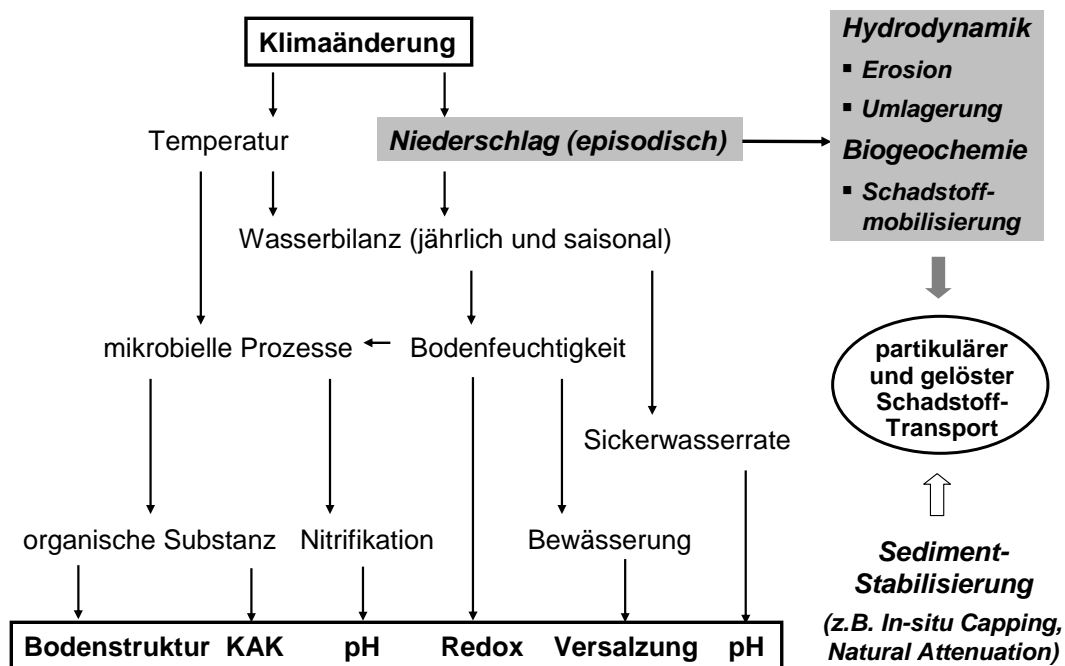
Auch im Bereich der Sanierungsmaßnahmen, d.h. vor allem bei den Sedimentaltlasten im Mittel- und Oberlauf der Elbe, werden quantitative Aspekte immer wichtiger. In Bezug zur „Erosionsstabilität“ sind dabei zwei unterschiedliche Ausgangsbedingungen zu unterscheiden:

1. *Subaquatische Lagerung/Capping.* Für ausgebaggerte Gewässersedimente mit ihrer meist breiten Schadstoffpalette bedeutet Sicherung in erster Linie die Ablagerung in natürlichen oder künstlichen Vertiefungen unter permanent anoxischen und strömungsarmen Verhältnissen. Zur weiteren Absicherung gegen einen Schadstoffübergang in den überliegenden Wasserkörper können entweder die natürliche Sedimentation genutzt oder künstliche *In-situ* Abdeckungen angewendet (Abschnitt 6.7).
2. *Überflutungssedimente.* Vor dem Hintergrund der bestehenden Erfolgsrisiken – jedes größere Hochwasser kann zu völlig neuen Ausgangsbedingungen führen – sowie unter dem Aspekt, dass die Maßnahmen dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprechen sollen, erscheint es sinnvoll, verschiedene Einzelmaßnahmen zu kombinieren und schrittweise umzusetzen. Im Fall des Bitterfeld-Projektes zählten dazu 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 (Förstner et al. 2000, Abschnitte 6.8.2.2, 6.8.3.3 und 6.8.4.2).

In der Regel kann man damit rechnen, dass die Erosionsstabilität der Sedimente oder ihrer Abdeckung mit der Zeit durch Kompaktion und biologisch-chemische Stabilisierungsprozesse zunimmt. Der Nachweis dieser Veränderungen kann an Sedimentkernen vorgenommen werden (Abschnitt 6.8.1).

6.9.2.2 Einflüsse des Klimawandels auf den Sedimenttransport im Elberaum?

Bei den langfristigen Planungen von Maßnahmen zur Verbesserung der Erosionsstabilität von kontaminierten Sedimenten spielen die möglichen Folgen des Klimawandels eine wichtige Rolle¹. In der Abbildung 6-23 wird schematisch gezeigt, wie das System Wasser-Boden-Sediment bei einer Änderung der klimatischen Verhältnisse auf vielfache Weise beeinflusst werden kann: Im Teilsystem Wasser/Boden verändert die Temperatur und der Niederschlag über die mikrobiellen Prozesse die organische Substanz und die Nitrifikation im Boden und daraus die Bodenstruktur, Kationenaustauschkapazität, Versalzung sowie die Regelgrößen pH und Redox. Im Teilsystem Wasser-Sediment sind die Verhältnisse übersichtlicher, weil hier in erster Linie die Niederschläge über die Hydrodynamik einwirken; es sind jedoch auch hier die biogeochemischen Prozesse zu beachten, die zu einer verstärkten Schadstofffreisetzung aus den Sedimenten führen können. Bemerkenswert sind auch die Befunde aus einer Studie der Sächsischen Akademie der Wissenschaften über die Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale (Hanisch et al. 2005), dass dort die während der Extremereignisse transportierte Schwebstofffracht zwischen 40 bis 60 % der Jahresfracht einnimmt und dass der Hauptanteil der fluviatil transportierten Schwebstoffe dem Bodenabtrag entstammt. Damit kommt wiederum den Böden eine entscheidende Rolle bei der Verfrachtung von Schadstoffen durch Extremhochwässer zu.



nach Stigliani 1991, Sedimentteil zusätzlich

Abb. 6-23 Auswirkungen einer Klimaänderung auf die Mobilität von Schwermetallen in Böden und Feuchtgebieten (Stigliani 1991), ergänzt durch die Effekte von episodischen Niederschlägen bei der Schadstoffmobilisierung aus Sedimenten

¹ Die Hochwasserthematik mit ihrem Bezug zum Feststofftransport wird in mehreren EU-Projekten behandelt („Extract of the DG RTD Unit 1.4 Catalogue on Contracts. Topic: Natural Hazards – Flood-Related Research Projects“. http://ec.europa.eu/research/environment/pdf/ec_flood_rtd_project_catalogue_en.pdf), z.B.: FLOODSITE – Integrated Flood Risk Analysis and Management Methodologies; IMPACT – Investigation on Extreme Flood Processes and Uncertainties; FLOODMAN – Near Real Time Flood Forecasting, Warning and Management System based on Satellite Radar Images, Hydrological and Hydraulic Models and in-situ Data

Die Mittelwerte der Jahresniederschlagshöhe zeigen in den letzten 100 Jahren (1896-1995) im Westen Deutschlands eine signifikante Zunahme von 10-20%. Diese Niederschlagserhöhung ist insbesondere auf die Zunahme der winterlichen Niederschläge im Westen Deutschlands um 20-40% bezogen auf den jeweiligen Mittelwert zurückzuführen. Für den selben Zeitraum zeigt sich in den östlichen Bundesländern kein Trend bezüglich der Veränderung der Jahresniederschlagsmengen, in Sachsen ist eine leichte Abnahme zu erkennen (Gohlisch et al. 2005)

Für die Elbe und die Oder wurde für die letzten 150 Jahre eine Abnahme der Winterhochwässer festgestellt. Solche Ereignisse sind häufig mit gefährlichem Eisstau verbunden. Für die Sommerhochwässer konnte kein Trend nachgewiesen werden (Mudelsee et al. 2003).

Inzwischen gibt es erste Abschätzungen über die langfristige Entwicklung der Niederschlags- und Hochwasserhäufigkeit in Europa und Deutschland. Nach den Berichten des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) werden in allen Regionen, wo sowohl der mittlere Niederschlag als auch extreme Niederschlagsereignisse zunehmen, starke Hochwässer häufiger. Dies gilt besonders für Nordeuropa und Teile Mitteleuropas. Für die Flüsse Südeuropas hingegen nimmt die Wahrscheinlichkeit extremer Hochwässer ab. Die deutschen Flüsse, wie z.B. Elbe, Oder, Rhein und Donau, liegen bei diesen Simulationen in einem Bereich, wo nur geringe Änderungen der Extremereignisse auftreten.

In einem Hintergrundpapier des Umweltbundesamtes² vom September 2005 (Anonym 2005c) wird festgestellt, dass bei den extremen Starkniederschlägen im Osten Deutschlands ein Trend zu seltenerem, im Westen ein Trend zu häufigerem Auftreten dieser Ereignisse existiert. Daraus ergibt sich sowohl bei den Monats- als auch bei den Tagesdaten für den Osten Deutschlands ein Trend zu weniger extremen Niederschlägen und im Westen zu höheren Niederschlagssummen. Im Winter zeigt sich ein Trend zu höheren Monats- und saisonalen Summen als auch zu einer zunehmenden Variabilität. Die winterlichen Starkniederschläge und die Sommertrockenheit, beide mit zunehmender Tendenz, stellen beim Niederschlag die größten Risiken dar³.

Keine gesicherten Erkenntnisse gibt es bislang zu den Auswirkungen des Klimawandels auf bestimmte Großwetterlagen, die als Ursache für große Überschwemmungen alleine verantwortlich sein können⁴. So sind besonders die Regionen nordöstlich der Alpen hochwasseranfällig gegenüber der sog. Genua-Zyklogenese (Vb-Wetterlage). Diese Wetterlage hat als häufige Folge Starkniederschlagsereignisse nördlich der Alpen, da hier die sehr feuchtwarme Mittelmeerluft auf die deutlich kältere Luft auf der Alpennordseite trifft. Zudem kommen durch die Orographie der Alpen, des Karpatenbogens und der nördlich angrenzenden Mittelgebirge verstärkende Effekte hinzu. Auf diese Weise sind die letzten großen mitteleuropäischen Hochwässer an Oder (1997), Elbe (2002) und im bayerischen Alpenvorland inkl. der Donau (1999/2005) entstanden. Diese Großwetterlage tritt besonders im Sommer oder Frühsommer auf, wenn mediterrane Warmluft nach Mitteleuropa advehiert wird. Auch in kleinen Einzugsgebieten können die Schäden, die durch Sturzfluten bei hohen Fließgeschwindigkeiten auftreten, sehr groß sein; dieses Phänomen war u.a. während des Hochwassers vom August 2002 an den Erzgebirgsflüssen zu beobachten.

² Auf der Grundlage der Studie „Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland“, angefertigt vom Institut für Atmosphäre und Umwelt der Universität Frankfurt/Main unter Leitung von Prof. Dr. Christian-D. Schönwiese; die Langfassung ist auf der Klimaschutzseite im Internet-Angebot des UBA unter <http://www.umweltbundesamt.de/Klimaschutz/> als pdf-Datei verfügbar.

³ Gleichzeitig wird das sommerliche Wasserdargebot vor allem in Ostdeutschland abnehmen, in Trockenjahren sogar bis um die Hälfte. Dies kann deutliche Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung haben. In Sachsen-Anhalt und Sachsen, wo gegenwärtig 50 und 61 Prozent des Trinkwassers aus Oberflächenwasser gewonnen werden, kann diese sommerliche Abflussverminderung die Gefahr sommerlicher Dürre verstärken.

⁴ Zit. nach „Natural Disasters Networking Platform der Helmholtz-Gemeinschaft (NaDiNe); http://nadine.helmholtz-eos.de/risks/flood/info/fl_prevention_de.html

6.9.2.3 Konzeptionelles Standortmodell für Sedimentsanierungen im Gewässer

Am Beginn einer Maßnahme zur Sanierung von kontaminierten Sedimenten bzw. Überflutungsböden steht ein sog. „konzeptionelles Standortmodell“ (Tabelle 6-15). Das Modell benutzt zunächst die am Standort vorhandene Daten und die Erfahrungen von ähnlichen Problemstellungen. Nach der Identifizierung von wesentlichen Lücken werden zusätzliche Untersuchungen geplant und durchgeführt, um von einem qualitativen zu einem quantitativen Modell zu kommen. Bei komplexen Standortverhältnissen sollten Modellansätze für drei Bereiche entwickelt werden: (1) Quellen, Mobilisierung und Ausbreitung von Schadstoffen, (2) Gefahren für die menschliche Gesundheit, (3) ökologische Rezeptoren. Für Gebiete mit mehr als einem Schadstoff und besonders bei einem unterschiedlichen Umweltverhalten der Schadstoffe (z.B. PCB vs. Metalle) – was bei Sedimenten häufig der Fall ist – kann es vorteilhaft sein, jeweils ein separates konzeptionelles Standortmodell zu entwickeln.

Tabelle 6-15 Elemente eines konzeptionellen Standortmodells für Sedimente (Anon 2005a)

<p>Herkunft von kritischen Schadstoffen</p> <ul style="list-style-type: none"> • höher gelegene Bodenbereiche • Überflutungsböden • Oberflächengewässer • Grundwasser • nichtwässrige Flüssigkeitsphasen (NAPL) • Sediment « Hot Spots » • Abwassereinleitungen • Luftkontaminanten 	<p>Expositionspfade für Menschen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verzehr von Fischen und Schalentieren • Aufnahme über die Haut beim Schwimmen • Aufnahme mit dem Wasser • Einatmen von flüchtigen Schadstoffen <p>Expositionspfade für andere Organismen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aufnahme von Fischen und anderen Tieren • unbeabsichtigte Aufnahme von Sediment • direkte Aufnahme aus dem Wasser
<p>Transportwege für Schadstoffe</p> <ul style="list-style-type: none"> • Resuspension • Transport im Oberflächengewässer • Oberflächenabfluss • Ufererosion • Grundwasseranstieg • Bioturbation • Nahrungskette 	<p>Menschliche Rezeptoren</p> <ul style="list-style-type: none"> • Freizeitangler • Erwerbs-Fischer • Badende / Schwimmer / Vogel-Beobachter <p>Ökologische Rezeptoren</p> <ul style="list-style-type: none"> • benthische Invertebraten, • bodenlebende Fische • Säugetiere und Vögel

6.9.2.4 In-situ Capping und Monitored Natural Recovery von Sedimenten im Gewässer

In den Abschnitten 6.7 und 6.8 sind zwei relativ neue Sanierungsansätze für kontaminierte Sedimente im Binnenland beschrieben worden. Zusammen mit der Methode des Baggerns und Ausgrabens (Abschnitt 6.8.4) handelt es sich um die drei Konzepte, die nach Auffassung der Experten, die hinter der einschlägigen Handlungsanweisung „Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites“ der U.S. EPA (Anonym 2005a) stehen, künftig für Problemlösungen innerhalb eines flussgebietsübergreifenden Sedimentmanagements vorrangig eingesetzt werden sollen. Die Empfehlungen können in einem breiten Spektrum von Gewässertypen umgesetzt werden, in Flüssen, Feuchtgebieten, Seen, Stauseen, Häfen, Ästuar- und Küstengebieten. Ein spezielles Einsatzgebiet sind Überflutungszonen, die, ob sie Böden oder Sedimente genannt werden, einen wichtigen Faktor bei der Risikominderung in Gewässern darstellen. In Tabelle 6-16 sind einige Standorteigenschaften und Bedingungen, die besonders günstige Voraussetzungen für die Anwendung der In-situ Abdeckung oder Monitored Natural Attenuation bilden, nach dieser Handlungsanweisung zusammengestellt.

Tabelle 6-16 Standorteigenschaften und Bedingungen, die besonders günstige Voraussetzungen für die Anwendung von Capping und Monitored Natural Recovery darstellen (nach Anonym 2005a)

In-Situ Capping	Monitored Natural Recovery
Allgemeine Standorteigenschaften	
<ul style="list-style-type: none"> • Geeignete Arten und Mengen von Materialien zur Herstellung der In-situ-Abdeckung sind leicht verfügbar • Wassertiefe ist ausreichend um die Abdeckung mit den vorgesehenen Nutzungszielen einzurichten (z.B., Schifffahrt, Hochwasserschutz) • Wahrscheinlichkeit von Beschädigungen an der Abdeckung, z.B. beim Anlegen von größeren Schiffen, ist gering oder ist kontrollierbar 	<ul style="list-style-type: none"> • Die beabsichtigte Landnutzung oder neue Strukturen sind mit einer MNR-Maßnahme verträglich. • Die MNR-Prozesse werden mit hinreichender Sicherheit mit einer Geschwindigkeit ablaufen, um die Bioverfügbarkeit/Toxizität der Schadstoffe in einem akzeptablen Zeitrahmen durch Festlegung bzw. biologischen und abiotischen Abbau auf das erwartete Maß zu reduzieren.
Menschliche und ökologische Umwelt	
<ul style="list-style-type: none"> • Die erwartete menschliche Exposition ist bedeutend und wird nicht durch intensive institutionelle Kontrollen überwacht • Die langfristige Verringerung der Risiken überwiegt mögliche Nachteile bei den ökologischen Lebensbedingungen, und/oder diese günstigen Bedingungen werden durch die Abdeckung erst hergestellt 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Sedimentablagerung ist ausreichend stabil und wird nach aller Wahrscheinlichkeit auch längerfristig so stabil bleiben • Der Standort enthält empfindliche, einzigartige Bereiche, die durch In-situ Abdeckung oder Ausbaggern irreversibel geschädigt werden könnten
Hydrodynamische Bedingungen	
<ul style="list-style-type: none"> • Die hydrodynamischen Bedingungen (z.B. Hochwässer, Eisschrammen) gefährden die Abdeckung wahrscheinlich nicht oder diese Voraussetzungen können durch entsprechende konstruktive Designs geschaffen werden • Das Ausmaß des Grundwasserzuflusses in die Abdeckung ist gering und führt aller Wahrscheinlichkeit nach nicht zu unzulässigen Schadstofffreisetzungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Sedimentbildung erfolgt in den Kontaminationsgebieten • Die hydrodynamischen Bedingungen (z.B. Hochwässer, Eisschrammen) werden wahrscheinlich den Ablauf der MNR-Prozesse nicht beeinträchtigen
Sediment-Charakteristiken	
<ul style="list-style-type: none"> • Das Sediment besitzt eine ausreichende Stabilität um die Abdeckung zu tragen (z.B. höhere Dichte, niedriger Wassergehalt, spez. Einbau) 	<ul style="list-style-type: none"> • Das Sediment ist hinreichend erosionssicher (z.B. „kohesiv“ oder verfestigt)
Schadstoff-Charakteristiken	
<ul style="list-style-type: none"> • Die Schadstoffe bewegen sich nur sehr langsam durch die Abdeckung • Die Schadstoffe bedecken auch benachbarte Gebiete (z.B. als Vereinfachung des Capping-Vorganges) 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Schadstoffe zeigen bereits einen raschen biologischen Abbau oder eine Umwandlung zu weniger toxischen Formen • Die Schadstoffkonzentrationen sind niedrig und über das Gebiet diffus verbreitet • Die Schadstoffe besitzen eine geringe Bioakkumulationstendenz

Ein Vorteil des *In-situ Capping* ist die rasche Abschirmung von kontaminierten Sedimenten gegen den überliegenden Wasserkörper. Verglichen mit einer Sedimententnahme durch Baggern und Ausgraben erfordert die Abdeckung weniger Infrastruktur und ist schonender für die Umwelt und das Betriebspersonal; im Vergleich zu MNA ist die Gefahr einer Erosion und Verfrachtung von Schadstoffen bei der Methode "Abdeckung" wesentlich geringer. Das Restrisiko nach Einbau der Abdeckung ist mit folgenden Prozessen verbunden: (1) das kontaminierte Sediment kann bei extremen Hochwasserbedingungen nach Erosion der Abdeckung resuspendiert werden; (2) gelöste oder kolloidgebundene Schadstoffe migrieren durch die Abdeckung; (3) aus nicht abgedeckten Bereichen gelangen nach wie vor partikelgebundene und gelöste Schadstoffe in den überstehenden Wasserkörper (Anonym 2005).

Anlässlich der 4. Battelle-Konferenz "Remediation of Contaminated Sediments", 22.-25. Januar 2007 in Savannah, der weltweit maßgeblichen Tagung für diese Thematik (Förstner & Aplitz 2007), befassten sich über 30 Beiträge mit der Technologie der In-situ Abdeckung. Typische Beispiele (mit ausführlichen Darstellungen auf einer CD, ISBN 978-1-57477-159-6, Juni 2007) sind: „Migration von Schadstoffen, z.B. Quecksilber“ (Liu et al.), „Modellierung und Begrenzung der Gasausbreitung in einem abgedeckten Sediment“ (Viana et al.), „Reaktive Abdeckungsmaterialien“ (Organo-Tone: Alther, Reible et al.; Aktivkohle: OIsta; Apatit: Lampert et al.); „Erosionsgesicherte Sedimentabdeckungen“ (Dailer et al.); „Kombination einer Aktiven Abdeckung mit der Sanierungsmaßnahme eines Feuchtheides“ (Zhao et al.).

Für die Anwendung des *Natural Attenuation Ansatzes* bei Gewässersedimenten im engeren Sinne, d.h. den gering bis mäßig kontaminierten Ablagerungen in einem Oberflächengewässer, wird als wichtigstes Kriterium die mechanische Stabilität gegen eine Aufwirbelung heranzuziehen sein. Die Entscheidung wird in erster Linie auf der Grundlage von Untersuchungen zur kritischen Scherfestigkeit und bestimmten Annahmen über die Wahrscheinlichkeit und Auswirkungen von hydrodynamischen Vorgängen, im allgemeinen von Hochwasserereignissen gefällt werden. Gegebenenfalls sind Überlegungen zu zusätzlichen Sicherungsmaßnahmen – Verfestigung des kontaminierten Materials oder Abdeckung – anzustellen; bei einer Abschirmung durch Abdeckung oder Verdünnung durch natürliche Sedimentation muss eine mögliche Vermischung durch sedimentlebende Organismen beachtet werden.

Es ist zu beachten, dass erst nach einer günstigen Prognose hinsichtlich der mechanischen Stabilität des Sediments auch die chemisch-biologischen NA-Prozesse, d.h. eine zusätzliche Risikominderung durch Abbau und Umwandlung bzw. verstärkte Feststoffbindung der Schadstoffe, ins Kalkül gezogen werden können. Diese letztgenannten Effekte sind in hydrodynamisch stärker beeinflussten Gewässersedimenten nur schwer nachzuweisen.

Umgekehrt sind die Verhältnisse bezüglich des NA-Ansatzes auf Auenböden. Insbesondere bei den nur gering mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagten, episodisch überfluteten Bodenprofilen sollte die Diskussion über eine Sanierung mit Natural Attenuation Prozessen zuerst einen potenziellen Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone in Betracht ziehen und durch entsprechende Profildaten abschätzen. Für den Nachweis von Natural Attenuation Effekten können ökotoxikologische Methoden – Biotest für gelöste und feste Phasen – hilfreich sein (Schwartz et al. 2006). Während flächenhafte Sicherungsmaßnahmen in der Form von Abdeckungen aus Kostengründen kaum in Frage kommen, ist die Stabilisierung von kontaminierten Auenböden durch Bepflanzung eine sinnvolle Maßnahme. Insgesamt ist die Anwendung des Natural Attenuation Ansatzes auf Auenböden wegen des meist geringeren Kontaminationsgrads im Vergleich zu den entsprechenden Gewässersedimenten und dem überzeugenderen Nachweisverfahren (Schadstoffabbau) leichter zu begründen.

6.9.2.5 Baggern und Ausgraben

Im Vergleich zu den beiden anderen Sanierungsalternativen „In-situ Abdeckung“ und „Monitored Natural Recovery“ handelt es sich beim Baggern und Ausgraben um eine Technik mit einer langen Tradition. Einschlägige Übersichtsveröffentlichungen sind u.a. „*Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Remediation Guidance*“ (Anonym 1994b) und „*Contaminated Sediments in Ports and Waterways: Cleanup Strategies and Technologies*“ (Anonym 1997c). Palermo et al. (2004) publizierten das Handbuch „*Operational Characteristics and Equipment Selection Factors for Environmental Dredging*“.

Die jüngste Veröffentlichung stammt vom U.S. National Research Council (NRC) Board on Environmental Studies and Toxicology „*Sediment Dredging at Superfund Megasites: Assessing the Effectiveness*“ (Anonym 2007). Im Unterschied zu den vorgenannten Veröffentlichungen liegt der Schwerpunkt hier auf Sanierungsmaßnahmen, vor allem an großen industriellen Sedimentkontaminationen („Megasites“) im Rahmen des U.S.-amerikanischen Superfund-Altlastenprogramms. Hinter dieser Veröffentlichung steht ein hochkarätig besetztes Wissenschaftliches Komitee, das von der U.S. National Academy of Sciences berufen wurde.

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 potenzieller Vorteil liegt in der Flexibilität bei künftigen Nutzungen des Standortes. Vorteilhaft ist auch, vor allem bei niedrigen Residualanteilen, dass die Sanierungszielwerte 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.

Realistische, standortspezifische Voraussagen sollten zur Frage der „Restkontamination“ gemacht werden, nach Möglichkeit auf der Grundlage von Pilotstudien oder basierend auf den Daten vergleichbarer Standorte; wenn diese Frage kritisch zu beurteilen ist, können auch andere Methoden wie Dünn-schicht-Abdeckungen, Wiederverfüllungen, Monitored Natural Recovery oder In-Situ Capping zum Einsatz kommen

Bei der Vorhersage der Reduktionseffekte durch Baggern oder Ausgraben ist zu berücksichtigen, dass sich die Fragen zu Exposition und Risiken auf jenen Schadstoffanteil beziehen, der für Organismen zugänglich ist: Schadstoffe, die sich in größerer Tiefe im Sedimentkörper befinden, werden kaum bis zur Sedimentoberfläche wandern können; deshalb ist unter solchen Bedingungen – falls keine tiefgründigen Erosionsvorgänge zu befürchten sind – eine Entfernung nicht notwendig

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 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.

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:

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

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 dann 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. 6-24). 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. 6-24 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 gefördert 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.

6.9.2.6 Nachweise für die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen

Ein erfolgreicher Sanierungsprozess besteht darin, dass ausgewählte chemische oder biologische Zielwerte über die Zeit eingehalten und alle relevanten Risiken auf ein erträgliches Maß reduziert werden, auf der Grundlage der geplanten zukünftigen Nutzungseigenschaften des betreffenden Wasserkörpers. 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 biologischebezogenen Kriterien erfüllt, mehrere Jahre oder sogar Jahrzehnte dauern. Deshalb ist es wichtig, auch Zwischennachweise für die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahme zu erhalten (Tabelle 6-17):

Tabelle 6-17 Nachweise für die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen an kontaminierten Sedimenten (Anon. 2005a). Für „Capping“ und „Monitored Natural Recovery“ nur 2. und 4.

<p><u>Zwischennachweise</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kurzfristiger Nachweis des Maßnahmenenerfolges (z.B., wurden die Reinigungszielwerte erreicht? Konnte die Abdeckung wie geplant installiert werden?) 2. Längerfristiger Nachweis des Maßnahmenenerfolges (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?) <p><u>Schlüsselmaßnahme</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 4. Langfristige Risikominderung (z.B.; wurden die Sanierungszielvorgaben in Fischen erreicht oder fand eine ökologische Erholung statt?)

Die langfristige Überwachung des Sanierungserfolgs erfordert eine Kombination von physikalischen, chemischen und biologischen Methoden und einen abgestuften Plan, der sich an vorgegebenen Zielwerten orientiert. Grundsätzlich lassen sich die chemischen und physikalischen Befunde leichter mit festen Bezugswerten wiedergeben, während die biologischen Befunde besser die komplexen Entwicklungen bei den ökologischen Risiken widerspiegeln. Dies gilt besonders für die summarische Erfassung der Auswirkungen von Natural Attenuation Prozessen und der Abgrenzung von Einflüssen von gegenläufigen Entwicklungen durch Rekontamination aus nicht ausreichend sanierten Schadstoffquellen.

Bei der Überwachung von Natural Attenuation Prozessen müssen sowohl die Sedimente als auch die Wasserphase und die Organismen untersucht werden. Die Wasseranalysen zeigen – integriert – die Abgabe von Schadstoffen aus dem Sediment; diese Daten sind räumlich weniger variabel als die entsprechenden Sedimentwerte. Wichtig ist dabei, auch die Schadstoffquellen langfristig zu beobachten. Ereignisse, bei denen die langfristigen Entwicklungen gestört werden, z.B. größere Hochwasser, sind in ihren Auswirkungen auf den Fortschritt bei den Natural Attenuation Effekten zu dokumentieren (Anonym 2005).

6.9.3 Maßnahmen am Gewässer, z.B. Sicherung bergbaubedingter Altlasten

Bergbaualtlasten können eine wichtige Quelle für kontaminierte Sedimente in einem Flusseinzugsgebiet darstellen: es sind deshalb unter anderem spezielle Sicherungsmaßnahmen gegen eine Erosion von Haldenmaterialien und von Feststoffen in Absetzbecken und gegen deren Eintrag in die anliegenden Gewässer notwendig. Dies galt und gilt noch in besonderem Maße für das Einzugsgebiet der Elbe

mit den Altlasten aus einem jahrhundertlangen Erzbergbau in Sachsen und Thüringen, einem seit etwa 90 Jahren intensiv betriebenen Braunkohletagebau in den Mitteldeutschen und Lausitzer Revieren (Abschnitt 6.6.1) und den Hinterlassenschaften der 35-45 Jahre dauernden Ausbeutung von Uranvorkommen durch die sowjetische Besatzungsmacht (Abschnitt 6.6.2). Während im letztgenannten Fall durch die Maßnahmen der WISMUT GmbH etwa 300 Mio. m³ Haldenmaterial (2006: 88% abgetragen und umgelagert, 75% abgedeckt) und 160 Mio. m³ radioaktive Schlämme in Absetzbecken (2006: 100% zwischenabgedeckt, 29% konturiert, 11% endabgedeckt) mechanisch und chemisch zu sichern waren, umfassten die Massenbewegungen bei den Sanierungsmaßnahmen im Braunkohletagebau von 1990 bis 2005 insgesamt etwa 1.600 Mio. m³ Feststoffe, von denen etwa 1.000 Mio. m³ mechanisch zu verdichten waren (Anonym 2006). Um sich eine Vorstellung von diesen bergbau- und aufbereitungsbedingten Feststoffmassen zu machen, kann man als Vergleich die Jahreskapazität von ca. 1,2 Mio. m³ der METHA-Baggergutaufbereitungsanlage in Hamburg oder die jährlichen Schwebstofffrachten von ca. 0,5 bis 1 Mio. m³ in der unteren Mittelelbe heranziehen.

6.9.3.1 Sedimentkonditionierung im Bereich der Braunkohletagebau-Restlöcher

In weiten Bereichen des Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohletagebaus ist die bergtechnische Grundsanie rung – die Herstellung der Gewässer – bereits weit vorangeschritten und ihr Ende absehbar; auch die Planung und die Errichtung der Wasserbauwerke einschließlich der Flutung der Bergbaufolgeseen sind bezüglich der noch zu treffenden Entscheidungen und ihrer Umsetzung in die wasserwirtschaftliche Realität transparent (Zschiedrich und Benthau 2005). Klärungsbedarf besteht aber noch für die nachfolgenden Zeitpläne, die bergbaubedingte wasserwirtschaftliche Nachsorge: 1. Stabilisierung der Wasserstände mit einem Zeitrahmen von 5 bis 15 Jahren (Luckner 2006a) und 2. Stabilisierung der Wassergüte, die zwischen etwa 5 bis 25 Jahre (Luckner 2006b) in Anspruch nehmen wird.

Unter den vielfältigen ökotechnologischen Maßnahmen zur Steuerung des Stoffhaushaltes in Gewässern, die vor allem von *Klapper* (1998, 2002) zusammenfassend beschrieben wurden, gibt es auch Methoden zur „Sedimentkonditionierung“, d.h. zur Verbesserung der Sedimentbeschaffenheit bezüglich der Nähr- und Schadstoffbindung sowie der Besiedelbarkeit für Makrozoen und Makrophyten. Die am häufigsten verfolgte Strategie zielt auf eine Erhöhung des Redoxpotenzials in der obersten Sedimentschicht, d.h. in der Schlamm-Wasser-Kontaktzone. Aus den tieferen, stets anaeroben Sedimentschichten aufsteigende Fe²⁺- und Mn²⁺-Ionen werden oxidiert und bilden eine Sperrschicht für Phosphor, hindern ihn am Austritt ins überstehende Wasser; zugleich werden die Lebensbedingungen für Fischnährtiere verbessert.

Zur Restauration versauerter Seen hat sich die Einarbeitung von Natriumkarbonat als langfristig wirkendes Neutralisationsmittel gegenüber der Alkalisierung mittels Branntkalk als überlegen erwiesen.

Insgesamt hat sich die Lagerung von sulfidreichen Abraummaterialien unter Wasser als langfristig beste Methode zur Verhinderung einer Metallfreisetzung erwiesen (Pedersen et al. 1998). Es gibt keine Anzeichen, weder von chemischen Daten noch von mikroskopischen Untersuchungen an derart gelagerten sulfidischen Bergbauresten, dass Sulfidphasen unter diesen Bedingungen auf dem See grund chemisch reagieren. Von besonderer Bedeutung ist der Befund, dass dies auch für sehr flache Seen gilt, in denen diese Ablagerungen häufig aufgewirbelt werden und dabei in Kontakt mit sauerhaltigen Wässern kommen.

6.9.3.2 Belastung der Gewässersedimente nach der Sanierung von Wismutaltlasten

Der erfolgreiche Einsatz von Sanierungstechnologien bei der Aufarbeitung von Hinterlassenschaften der ehemaligen WISMUT SDAG, wie sie im Abschnitt 6.6.1.2 beschrieben wurden, lässt sich auch an den Qualitätsverbesserungen bei den Gewässersedimenten verfolgen (Zerling et al. 2003). Ein Beispiel

sind die Urangelhalte in den Sedimenten der Weiße Elster im Längsverlauf von Bad Elster flussabwärts bis Halle-Ammendorf, die zu vier Zeiten (1991, 1992, 1994 und 2000) von der Sächsischen Akademie der Wissenschaften untersucht wurden (Abb. 6-25, Czegka et al. 2006). Der starke Anstieg der Daten 1991/1992 für Uran in den Sedimentproben unterhalb von Berga war auf die Einleitungen aus dem Gera-Ronneburg-Distrikt zurückzuführen; der nachfolgende Rückgang der Urangelhalte ist eine Folge von Verdünnungsprozessen mit geringer belasteten Sedimenten. Nach der Inbetriebnahme einer Wasseraufbereitungsanlage am Standort Ronneburg-Culmitzsch in 1998 gelangten keine Uran-belasteten Sickerwässer mehr in die Weiße Elster.

Es konnten aber nicht alle Kontaminationsquellen des Altbergbaus im Elbeeinzugsgebiet in gleicher Weise saniert oder gesichert werden. Hierbei spielen insbesondere geogen bedingte Einträge aus anderen Bergbaugebieten, in denen nicht Uran abgebaut wurde, z.B. bedingt durch radioaktive Anomalien in den Schichten des Perms im Einzugsgebiet des Mansfelder Landes (Kupferschiefer-Bergbau) eine Rolle. So variieren die Urangelhalte im Kupferschiefer dieses Gebiets von 6,8 – 673 mg/kg (Hammer 1986). Nach Haack und Plimer (1998) enthalten die Halden 40 – 150 mg/kg U. Daher finden sich im Mündungsbereich der Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet des Mansfelder Landes – Salza, Schlenze – Urankonzentrationen, die jene aus dem Mündungsbereich der Weißen Elster überschreiten (Baborowski & Bozau 2006, Baborowski et al. 2006, Schreck et al. 2004) und teilweise beträchtlich über den Zielvorgaben zum Schutz der Oberflächengewässer liegen. Sanierungsstrategien sollten vor allem für eine der Hauptursachen der Belastung der Schlenze (und damit der Saale), die Entwässerungsgallerie Schlüsselstollen, entwickelt werden.

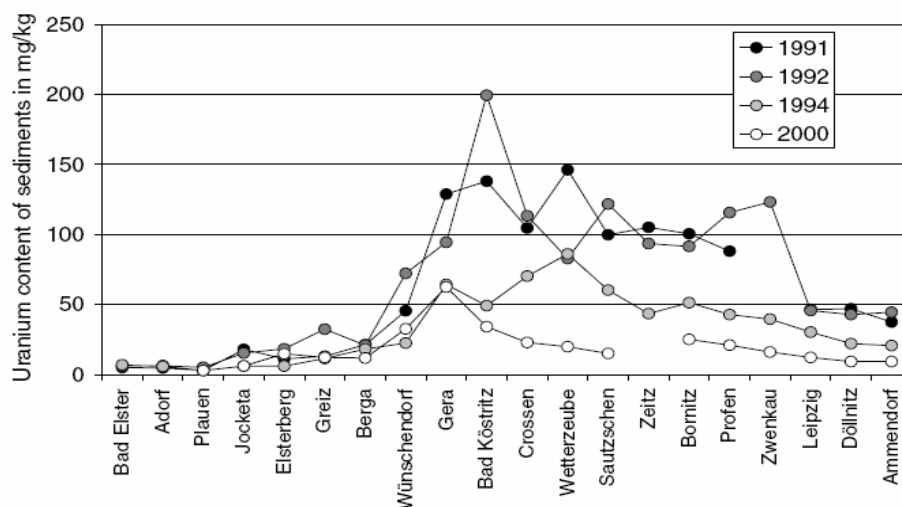


Abb. 6-25 Urangelhalte in mg/kg in rezenten Sedimenten im Längsschnitt der Weißen Elster zwischen Bad Elster und Halle-Ammendorf (Czegka et al. 2006).

Trotz des enormen finanziellen Aufwands und der fortschrittlichen Technologien, die im Sanierungsprojekt WISMUT eingesetzt wurden, stellen vor allem die Halden und Absetzbecken ein beträchtliches Risiko für die Wasserqualität dar; dies gilt nicht nur für die Reste des jüngeren Uranbergbaus, sondern auch für die Ablagerungen aus hunderten Jahren Bergbau und Verhüttung im Erzgebirge. Insbesondere bei extremen Niederschlags- und Hochwasserereignissen findet eine Erosion von abgelagerten Feststoffen statt, die sich weit flussabwärts ausbreiten können. Ein Beispiel gibt Klemm in Krüger et al. (2005) von einer Schlackenhalde im Abschnitt Muldenhütten nahe Freiberg; hier wurden während des Hochwassers 2002 ca. 9.000 Tonnen hochgradig Blei- und Arsen-haltiges Material erodiert. Im nachstehenden Kasten werden Beobachtungen von Merkel (2006) an einer Absetzanlage der ehemaligen Wismut SDAG im Vogtland dargestellt, in der verschiedene Prozesse mechanische und chemische Instabilitäten bewirken können, die dringend Alternativ-Maßnahmen erforderlich machen.

Die Flut im August 2002 hat vor allem große Anteile der *mit Arsen und Schwermetallen hochbelasteten Muldesedimente* flussabwärts auf Überflutungsflächen – die häufig landwirtschaftlich genutzt werden – verlagert. Insgesamt weisen die Hochflutsedimente z.T. höhere Konzentrationen als die Flusssedimente auf. Konkret überschreiten ihre Gehalte in der Freiburger Mulde für Cd, Cu, Pb, Zn und für As in allen Teilsystemen die Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Detailanalysen in den besonders stark belasteten Abschnitten Freiberg, Aue und Crossen zeigen, dass die 'Nachlieferung' von Arsen und verschiedenen Metallen weiterhin stattfindet und sich der Vorflutzustand wieder einstellt (Klemm et al. 2004). Flussabwärts tritt in den Hochflutsedimenten eine allmähliche Konzentrationsabnahme für die Problemelemente ein, so dass im Bereich der Vereinigten Mulde die Belastung geringer als in den entsprechenden Flusssedimenten der Quellflüsse ist. Auch in der Mulde zeigen die sich neu bildenden Sedimente analoge Belastungen wie vor der Flut (Broekaert et al. 2004).

6.9.3.3 Untersuchungen zu Natural Attenuation Prozessen im Umfeld der Wismutaltlasten

Am Beispiel der industriellen Absetzanlage Schneckenstein diskutiert Merkel (2006) auch die Möglichkeiten, Natural Attenuation Prozesse als Sicherungsmaßnahmen einzusetzen. Eine Möglichkeit wären eine natürliche Krustenbildung, bei der die schadstoffhaltigen Feststoffe durch Überzüge relativ sauberer Ausfällungen abgeschirmt werden. Da wegen der geringen Durchlässigkeit des feinkörnigen Materials die Zugabe an gelösten Komponenten schwierig ist, könnte man beispielsweise an eine Injektion von gasförmigem CO₂ denken; grundsätzlich erfolgversprechend wäre eine solche pH-Beeinflussung vor allem bei ausreichenden Calciummengen.

Eine andere Möglichkeit ist das Aufbringen einer reaktiven Abdeckung (Capping, 6.6.2), aus der auch bestimmte Zusatzstoffe bewusst ausgewaschen werden und in den darunter liegenden Abraumbereich gelangen, z.B. sauerstoffzehrende Substanzen, um dort reduzierende Bedingungen einzustellen. In beiden Fällen – Enhanced Natural Attenuation bzw. Capping – ist die Maßnahme im Zusammenhang mit möglichen Erosionsereignissen zu sehen, da unter diesen Bedingungen weder eine Krustenbildung noch eine reaktive Barriere das langfristige Risiko einer solchen Anlage beseitigen kann.

Untersuchungen zur Mobilität von Uran unter naturnahen Bedingungen bei der Ablagerung von Bergbau- und Aufbereitungsresten in Absetzbecken oder in Feuchtgebieten zeigten in beiden Fällen die Schwierigkeiten auf, Laborergebnisse auf die Praxisverhältnisse zu übertragen. So führt die Vermischung von Uran- und Karbonat-haltigen Mineralen zu modellier- und prognostizierbaren Effekten von Sorption, Fällung und der Inkorporation von Uran in neuen Mineralstrukturen (Noubactep et al. 2006); in der Natur sind aber komplexere Verhältnisse zu erwarten, vor allem durch organische Liganden, die beim Abbau von organischer Substanz entstehen, und durch die unmittelbare Tätigkeit von Bodenbakterien und Pflanzenwurzeln (Wilson 2004, Lee et al. 2005). Diese Untersuchung von Noubactep (2003) hat weiter gezeigt, dass unter den natürlichen Bedingungen metastabile Uranphasen über Monate hinweg existieren können, so dass alle Versuche, die Löslichkeitsbegrenzenden Uranphasen aus Felddaten zu bestimmen, mit großen Unsicherheiten behaftet sind (Fanghänel und Neck (2002).

In der zweiten Studie wurde die Effizienz untersucht, mit der uranhaltige Bergbauabwässer in „Constructed Wetlands“ (s. Abb. 6-13b) passiv gereinigt werden können (Schöner et al. 2006). Es wurde nachgewiesen, dass mit dieser Behandlungsmethode nur in wenigen der 20 untersuchten Beispiele ein signifikanter Einfluss auf den Weitertransport von Uran in flussabwärts gelegene Gebiete erzielt werden konnte. Die Analyse von drei „erfolgreichen“ Feuchtgebieten zeigte einen Rückhalt von Uran unter den Bedingungen einer sehr geringen Sulfatreduktion (Schöner 2005). Es ist zu erwarten, dass äußere Einflüsse auf diese Systeme, insbesondere Schwankungen bei den Redox- und pH-Bedingungen, zu einer Remobilisierung von labil gebundenem Uran führen können.

Instabilitäten bei einer Absetzanlage an einem bergigen WISMUT-Standort (Merkel 2006)

In der Nähe des bereits 600 Jahre alten Bergbaugebiets von Schneckenstein/Vogtland (Zinn, Arsen, Pyrit) wurde 1948 im Boda-Tal auf 740 bis 815 m Höhe ein erster Damm und 1951 ein zweiter Damm für zwei industrielle Absetzanlagen (IAA) gebaut, die zusammen eine Oberfläche von 105.000 m² bzw. ein Volumen von 700.000 m³ besitzen. Aus betrieblichen Gründen wurde 1957 die Aufbereitungsanlage von der WISMUT SDAG geschlossen und dem VEB Wolfram-Zinnerz Pechtelsgrün übereignet, ohne dass wesentliche Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen vorgenommen wurden.

Es gab von Beginn an ernsthafte Erosionsprobleme, die vor allem mit einer allgemeinen Destabilisierung des nördlichen Dammbereichs einhergingen. Dabei wurden auch Aufbereitungsrückstände in den Bodabach gespült. In den frühen 1960er Jahren wurden grobe Abraumgesteine zur Abdeckung aufgebracht; außerdem wurden Gräben und Rohre zur Ableitung des Oberflächenwassers eingesetzt. Die gemischten Sickerwässer wurden in den Bodabach eingeleitet. Am Fuß des Damms treten etwa 10 L/s Wasser aus mit unterschiedlich erhöhten Gehalten an Uran (11 bis 1600 µg/l) und Arsen (2 bis 73 µg/l). Ungefähr 50% dieses Wassers stammt aus einem Rohr, das eine Quelle unterhalb der Anlage entwässert (Abb. 6-26); selbst dieses Wasser ist an Uran und Arsen angereichert.

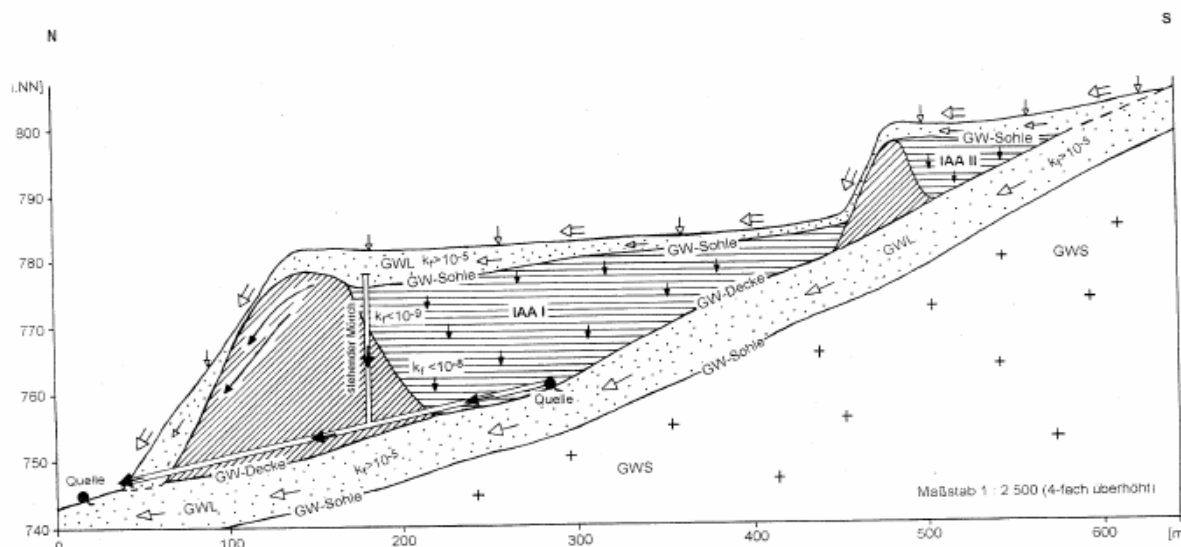


Abb. 6-26 Querschnitt durch die Deponie von Aufbereitungsrückständen bei Schneckenstein (Vogtland). Die vertikale Überhöhung ist 1:4. Länge der Ablagerung: max. 800 m, Breite 250 m, durchschnittliche Tiefe 7 m, Dammhöhe: ~40 m. Der Grundwasserkörper unterhalb der Ablagerung ist nicht maßstäblich dargestellt (aus Merkel 2006).

Die internen Erosionsvorgänge in den Ablagerungen und im Dammkörper sind langfristig schwer zu beherrschen. Besonders problematisch sind die Bereiche um die Rohrleitungen, an denen die Erosion zuerst ansetzen wird. Schon jetzt scheinen nur noch zwei von den ursprünglich acht Entwässerungsleitungen funktionstüchtig zu sein. Außerdem ist die Lage der Dämme und der Deponie-Inhalte – nicht nur Uran sondern auch andere toxische Elemente – in einem seismisch sensiblen Gebiet ein Grund zur Besorgnis. Schließlich sind solche mechanisch instabilen Deponiekörper auch wegen der höheren Wegsamkeit der Sickerlösungen verstärkten Auslaugungsprozessen unterworfen, wobei auch hier säurebildende Vorgänge besonders kritisch zu bewerten sind. Die einzig sicheren Optionen wären nach Merkel (2006) die Aufarbeitung der vorhandenen Deponieinhalte, eine noch zu entwickelnde In-situ Behandlung oder die Umlagerung der gesamten Abfälle in eine entsprechend gesicherte Untertagedeponie.

Diese Ergebnisse lassen erkennen, dass mit geochemischen Methodenansätzen wichtige Informationen über die mittel- und langfristige Effizienz von traditionellen Aufbereitungs- und Sanierungsverfahren gewonnen werden können. Die Befassung mit Natural Attenuation Prozessen, auch wenn diese in der Sanierungspraxis noch nicht im Vordergrund stehen, ist insofern eine unverzichtbare Grundlage für die Beurteilung der Nachhaltigkeit von ingenieurtechnischen Maßnahmen bei Bergbaualtlasten.

6.10 Kommunikation und Einsatz von Maßnahmen, Ergebnisübersicht

Die Vermittlung von Risiken, die mit Sedimentmanagement-Maßnahmen verbunden sind, ist ein schwieriges weil komplexes und nicht notwendigerweise an wissenschaftliche Fakten gebundenes Feld. Die unterschiedlichen Arten der Risikowahrnehmung werden dargestellt in Gerrits und Edelenbos (2004) und Ellen et al. (2007). Als Kriterien, die die Risikowahrnehmung beeinflussen und in der Kommunikation berücksichtigt werden sollten, sind z.B. die Größe des beeinflussten Gebietes (Kane-Driskoll et al. 2002), die Sichtbarkeit der Maßnahme (Anonym 2002d) genannt worden. Sicherlich spielt auch die Entfernung von der Maßnahme eine Rolle in der Akzeptanz. Nach Fredette (2006) ist vielen Menschen die Idee einer abgeschlossenen Box oder eines klar begrenzten Raumes sympathisch, wenn es um Risikoverminderung geht. Dadurch erklärt er die Akzeptanz von begrenzten Depots (CDFs Confined Disposal Facilities) im Vergleich zu einem Capping im offenen Wasser. Beispiele für die allgemeinen Vorbehalte in der Öffentlichkeit gegen Reinigungsmaßnahmen bei Sedimentkontaminationen sind in der Tabelle 6-18 aufgelistet.

Tabelle 6-18 Allgemeine Vorbehalte in der Öffentlichkeit gegen Reinigungsmaßnahmen bei Sedimentkontaminationen (nach Anonym 2005)

Vorbehalte gegen Monitored Natural Recovery	Vorbehalte gegen In-Situ Capping	Vorbehalte gegen Baggern und Ausgraben
<ul style="list-style-type: none"> • Großer Zeitrahmen für Selbstreinigung • anhaltende menschliche und ökologische Belastung während der Zeit der Selbstreinigung • Zweifel hinsichtlich der Wirksamkeit der Maßnahme bzw. wegen einer möglichen Ausbreitung der Kontamination durch Hochwässer oder andere Störfaktoren • Langdauernder Verzicht auf eine Nutzung dieser Ressource • Vorstellung des Nichtstuns als „Maßnahme“ • Eigentumswert/Übertragbarkeit durch verbleibende Kontamination geschmälert 	<ul style="list-style-type: none"> • Zunahme des Lkw- oder Bahnverkehrs • Ressourcenverlust, Nutzungsverluste • verstärkte Überflutung • Störung und Schädigung von aquatischen Lebensräumen • Fragen nach der Herkunft des Capping-Materials • Zweifel an der Wirksamkeit der Maßnahme wegen möglicher Erosionsvorgänge an der in-situ Abdeckung bzw. wegen Rissbildungen und nachfolgendem Durchgang von Kontaminanten durch die Abdeckung • Eigentumswert / Übertragbarkeit durch verbleibende z.T. deutliche Kontamination geschmälert 	<ul style="list-style-type: none"> • Zunahme des Lkw- und Bahnverkehrs • Lärm, Emissionen und Licht an den Behandlungs- und Ablagerungseinrichtungen • Einrichtung neuer Deponiestandorte und Kapazitätsverluste bei bestehenden Standorten • Bedarf von Infrastrukturmöglichkeiten auf benachbarten Gebieten • Verlust an Eigentumswert in der Umgebung von Bagger-, Behandlungs- und Deponieeinrichtungen • Störung aquatischer Lebensräume • Aufwirbelung und Verteilung von Kontaminanten während des Baggerns

6.10.1 Kommunikation des Kriteriums „Sedimentstabilität“

Wie komplex das Thema ist, zeigen die jüngsten Erhebungen von Bohlen & Erickson (2006), nach denen die vorhandenen empirischen und Vorsorgeansätze für die Sedimentstabilitätsbewertung in der Praxis nicht eingesetzt werden, weil es bisher nicht gelungen ist, der Öffentlichkeit die Unsicherheiten zu kommunizieren, die zwangsläufig mit Hochwassersituationen und Erosionsprozessen, also sehr seltenen, aber Ereignissen mit sehr starken Auswirkungen, einhergehen. Nach wie vor neigen die Entscheidungsträger dazu, teure Maßnahmen wie z.B. die Entnahme von kontaminierten Sedimenten vorzuschlagen, weil die kostengünstigeren Problemlösungen, z.B. das „Monitored Natural Recovery“ oder eine In-situ-Abdeckung von Außenstehenden als grundsätzlich unsicher eingestuft werden. Zu diesen Vorurteilen tragen auch nicht-schlüssige Verknüpfungen von unterschiedlichen Einzelfaktoren bei, wie sie bei vielen Risikobewertungen üblich waren. Das Ergebnis ist, dass inzwischen durchgängig die Einhaltung des Vorsorgeprinzips gefordert wird.

Es wird vorgeschlagen, Prognosen stärker in der Form von Wahrscheinlichkeiten bzw. als Kombination von Wahrscheinlichkeiten zu präsentieren, ausgehend von der Wahrscheinlichkeit des Hochwasserereignisses (z.B. Bezug auf 100jährige Wiederkehr) und daraus auf die Wahrscheinlichkeit der Auswirkung zu schließen (z.B. Erosion bis auf eine bestimmte Sedimenttiefe). Als weitere „Lines of Evidence“ kommen Informationen über die historische Entwicklung des Sedimentkörpers, über die regionale Morphologie und hochauflösende Akustikmessungen der Wassertiefen und der Oberflächentextur des Gewässerbodens sowie detaillierte geochemische Untersuchung an Sedimentkernen, die an sorgfältig ausgewählten Punkten gewonnen wurden (Westrich & Förstner 2005), in Frage.

Auf diese Weise lassen sich die Unsicherheiten zwar nicht beseitigen, aber in vielen Fällen deutlich reduzieren. Dennoch kann das Ausmaß der Unsicherheit zu hoch sein, um zu einer Entscheidung, z.B. für ein theoretisch mögliches in-situ-Verfahren zu kommen. Das gilt vor allem für die feinkörnigen, kohäsiven Sedimente, bei denen die Überführung von in-situ-Daten in Modelle schwierig sein. Für diese Beispiele wäre eine Standardisierung nützlich, bei der die Variabilität der Daten in Abhängigkeit vom Sedimenttypus oder unterschiedlichen geomorphologischen Verhältnisse klassifiziert wird.

Der Vorschlag von Bohlen & Erickson (2006) entspricht grundsätzlich der Vorgehensweise bei der Zusammenstellung von Informationen zur Auswahl einer geeigneten Sanierungs- oder Behandlungsstrategie für kontaminierte Sedimentkörper. Der Vorteil besteht in der Integration von in-situ-Beobachtungen und Modellen, mit der ein ausgewogener und gutbegründeter Satz von Schlussfolgerungen und eine genaue Definition von Unsicherheiten gegeben wird, die mit jeder Beweislinie, insbesondere bei den Modellvoraussagen, verbunden ist. Der größte Vorteil dieses Ansatzes wird dann erreicht, wenn anstelle von ultimativen Forderungen („ist das Sediment stabil – ja oder nein?“) und der Vorstellung von einer oder zwei Alternativen der Nachdruck gleichermaßen auf die Nutzung, Präsentation und Kommunikation der Ergebnisse und der dabei auftretenden Unsicherheiten für eine größere Zahl von Beweislinien gelegt wird.

6.10.2 Maßnahmen für Sediment- und Bergbaualllasten: Ergebnisübersicht

Die Baggergutverbringung aus Instandhaltungsmaßnahmen im Bereich des Hamburger Hafens wird sich mittelfristig auf den traditionellen Methodenmix von Umlagerung und METHA-Trennung/Landlagerung stützen; längerfristig wird die in den Niederlanden erprobte Technologie von subaquatischen Depots in Betracht gezogen (Abschnitt 6.4.2). Diese Option könnte früher zum Tragen kommen, falls durch die geplante EU Meeresschutzstrategie-Richtlinie eine Umlagerung von Baggergut ins Meer nur noch unter strengen Zulassungskriterien und Auflagen möglich ist (Abschnitt 6.9.1). Der Stand dieser Methoden lässt sich folgt kurz charakterisieren:

Umlagerung im Gewässer („Verklappen“) wird bei der Wasserwirtschaft aus ökonomischen Gründen zugelassen und weil eine permanente Entnahme den Sedimenthaushalt stören würde. Weiterhin gilt es, Sedimente als Lebensräume im System zu erhalten. Dies setzt jedoch voraus, dass die Sedimentqualität die Ausbildung eines funktionierenden Ökosystems erlaubt. Bei erhöhter Schadstoffbelastung wird sowohl die Qualität der benthischen Mikroflora und Fauna beeinträchtigt, als auch die Umlagerung von Baggergut erschwert, da durch eine Verbringung das ökologische Risiko von einem Ort zum anderen weitergetragen würde. Die Methode der Umlagerung findet damit vor dem Hintergrund ökonomischer Zwänge ihre Grenzen durch eine wissenschaftlich fundierte Risikoanalyse der ökologischen Auswirkungen. Hierbei muss nach bestem Wissen vorgegangen werden, da teilweise bindende Zielwerte für kritische Substanzen wie Dioxine in der Elbe fehlen.

Subaquatische Deponierung. Die traditionellen Maßnahmen für die Beseitigung von Baggergut sind die Ablagerung an Land oder in abgegrenzten Gewässerbereichen („Confined Disposal Facilities“). Nach der DEPOTEC-Studie im Auftrag der Wirtschaftsbehörde, Hamburg Port Authority, sind subaquatische Depots, die in den Niederlanden in bislang rund 10 Depots mit einem Volumen von insgesamt 125 Mio. m³ installiert wurden, eine umweltfreundliche und dauerhafte Lösung, die technisch gut realisierbar und preiswerter als die Verwertung ist. Die Technologie der subaquatischen Depots ist auch für die Beseitigung von anderen gebaggerten oder ausgegrabenen Sedimenten und Auenböden im Einzugsgebiet die sicherste und kostengünstigste Lösung.

Aufbereitung und Verwertung. Nach wie vor besitzen die mechanischen Trennverfahren und die Verwertung der gering belasteten Sandfraktionen Anwendungsmöglichkeiten bei größeren und kleineren Volumina sowohl von mäßig als auch stärker kontaminierten Sedimenten. Dagegen konnten sich die chemisch-biologischen und thermischen Behandlungsmethoden und die meisten technischen Verfahren zur Nutzung von aufbereiteten Sedimenten als Baustoffe, die in den 90er Jahren als Problemlösungen für kleinere Baggergutmengen intensiv untersucht worden sind, nicht durchsetzen.

Die nachfolgende Ergebnisübersicht „Maßnahmen“ konzentriert sich auf die Beseitigung von kontaminierten Sedimenten aus kleinen Bootshäfen, Bühnelfeldern und Stauhaltungen im Einzugsgebiet der Elbe und vor allem auf Problemlösungen bei flächenhaften Kontaminationen im Ober- und Mittellauf der Elbe und in deren Zuflüssen. Hier kommen neben gewässerschonenden Bagger- und Ausgrabungsmethoden neuartige Technologien, z.B. Abdeckung (Kapitel 6.7) oder die Nutzung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozessen (Kapitel 6.8) in Frage. Die In-situ Methoden eignen sich auch für die weitere Behandlung und Sicherung von Restkontaminationen aus bergbaubedingten Altlasten. Bei der Ergebnisübersicht zu diesen Maßnahmen/Technologien werden die wichtigsten Informationen aus den früheren Kapiteln und Abschnitten zu den beiden Aspekten (a) internationale und elbebezogene Praxisbeispiele und (b) Prüfkriterien, Bewertung und Untersuchungsmethoden berücksichtigt:

6.10.2.1 Monitored Natural Attenuation bei flächenhaften Sedimentkontaminationen

Im Mittelpunkt des Maßnahmenkapitels stand der Einsatz naturnaher Methoden bei flächenhaften Kontaminationen von Sedimenten und Auenböden:

- Bei *Gewässersedimenten* im engeren Sinne ist die mechanische Stabilität gegen eine Aufwirbelung das wichtigste Kriterium für die Anwendung naturnaher Sanierungsverfahren. Erst dann können auch chemisch-biologische MNA-Prozesse ins Kalkül gezogen werden, d.h. eine zusätzliche Risikominderung durch Abbau und Umwandlung bzw. verstärkte Feststoffbindung der Schadstoffe.
- Umgekehrt sind die Verhältnisse bezüglich des MNA-Ansatzes auf *Auenböden*. Insbesondere bei den nur wenig mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagten, episodisch überfluteten Bodenprofi-

len ist zuerst ein potenzieller Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone durch entsprechende Profildaten nachzuweisen; dabei können ökotoxikologische Methoden hilfreich sein.

(a) Praxisbeispiele

Übersichten über internationale Beispiele geben Magar & Wenning (2006) und Evison et al. (2007) u.a. zu folgenden Aspekten (Abschnitt 6.8.1.4): (1) Kontrolle der Schadstoffquelle, (2) Nachweis von natürlichen Sedimentabdeckungen, (3) wirksame In-situ Prozesse, (4) Enhanced Monitored Natural Recovery [eMNR] und (5) Monitoring von In-situ-Prozessen.

Im Niederungsgebiet Spittelwasser, im Abstrom des Bitterfelder Chemiereviers mit seinen teilweise hochbelasteten Auenböden und -sedimenten, wurde anlässlich der Konferenz ConSoil 2000 ein internationaler Fallstudienvergleich durchgeführt, bei dem sich die deutsche Expertengruppe (Förstner et al. 2000) vorrangig auf die Einsatzmöglichkeiten von naturnahen Sanierungsverfahren, u.a. basierend auf MNA-Prozessen, konzentrierte. Als weitere praktische Maßnahmen wurden der Einbau von effektiven Sedimentfallen, die punktuelle Entnahme schadstoffreicher Flusssedimente und die Förderung des Pflanzenwachstums vorgeschlagen. Für die Sedimententnahme und -behandlung sollte ein schlüssiges Konzept nach den Vorgaben des Bodenschutz- und Abfallrechts erarbeitet werden (Abschnitt 6.8.3).

(b) Prüfkriterien, Bewertungskonzepte und Methoden

Im Rahmen BMBF-Verbund KORA („kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer“, 2003-2007) werden derzeit speziell für die Zielmedien „Gewässersedimente“ und „Auenböden“ Handlungsempfehlungen erarbeitet. Eine vorläufige Version für den Aspekt „MNA in Sedimenten“ ist im Abschnitt 6.8.2 wiedergegeben; Prüfkriterien für MNA (6.8.2.1), die Abgrenzung/Definition von Grundfällen/Szenarien (6.8.2.2) und Bewertungskonzepte für MNA in Sedimenten (6.8.2.3) werden dort nach der EPA-Handlungsanweisung (Anonym 2005) dargestellt. Das DVWK-Kompodium „Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern“ (Bearbeiter: U. Kern & B. Westrich 1999) ist die wichtigste deutschsprachige Grundlage für die Planung von Sanierungsmaßnahmen für kontaminierte Sedimente. Es verknüpft die Simulations-/Messtechniken mit dem naturwissenschaftlichen Prozessverständnis, das typisch für die naturnahen Verfahrensansätze bei Problemlösungen im Rahmen des Flusseinzugsgebietsmanagements ist (Abschnitt 6.8.2.4).

6.10.2.2 Monitored Natural Attenuation bei Restkontaminationen aus Bergbaualllasten

Grundsätzlich bieten die natürlichen Stabilisierungsprozesse auch die Möglichkeit, Restkontaminationen von Altlasten des Bergbaus, die aus Kostengründen bisher nicht behandelt werden konnten, in die flussgebietsübergreifenden Sanierungs- und Überwachungsprogramme aufzunehmen und mit wachsendem Erkenntnisfortschritt beispielsweise kostengünstige Sicherungsmaßnahmen durchzuführen, die den feststoffgebunden Schadstofftransfer stromabwärts reduzieren.

(a) Praxisbeispiele

Pionierarbeit für Natural Attenuation im Bergbau hat das schwedische Verbundprojekt „Mitigation of Environmental Impact from Mining Waste – MiMi“ (Höglund & Herbert 2004; Abschnitt 6.8.1.5) geleistet. Das multidisziplinäre Forschungsprogramm der Schwedischen Stiftung für Strategische Umweltforschung (Mistra) wurde im Zeitraum 1997 bis 2004 durchgeführt. Zusammen mit den Beiträgen der schwedischen Bergbau-Industrie umfasste das Budget ~78 Mio SEK (~9 Mio €). Beteiligt waren 35-40 Forscher von 7 Universitäten, Ingenieure von Beraterfirmen und aus der Bergbauindustrie sowie Vertreter der Umweltbehörden. Natural Attenuation wurde zuerst als „polishing step“ in einem integrier-

ten System von Sanierungsmaßnahmen gesehen (Anonym 2001); als es das Gesamtziel von MiMi wurde, zu langfristigen Lösungen von Umweltproblemen im Bergbau beizutragen, erhielt Natural Attenuation die Aufgabe eines passiven Reinigungssystems zugewiesen, das mit einem Minimum an Wartung betrieben werden kann.

Bei den Praxisbeispielen aus dem Elberaum sind für den Bereich „Restlöcher des Braunkohlebergbaus“ vor allem die Arbeiten von Klapper (1998, 2002) zur Sedimentkonditionierung und Selbststabilisierung der pH-Bedingungen zu nennen (Abschnitt 6.9.3.1). Erste Ansätze für die Nutzung von Natural Attenuation Prozessen in der Umgebung des WISMUT-Projektes finden sich in dem „Uranium in the Environment“, Merkel & Hasche-Berger 2006; Abschnitt 6.9.3.3).

(b) Prüfkriterien, Bewertungskonzepte und Methoden

Während für den Einsatz von MNA-Prozessen bei der Sanierung von sedimentbürtigen Kontaminationen der biologische Abbau toxischer organischer Substanzen vielfach das Hauptkriterium darstellt, liegt die Priorität bei diesen anorganischen Kontaminationen eher auf Rückhalteprozessen, die mit auch mit Mineralneubildungen einhergehen. In dem BMBF-Forschungsverbund „Kontrollierter Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Böden und Grundwässer (KORA)“ werden derzeit für einen gemeinsamen Leitfaden „Sedimente und Bergbau“ im Teilvorhaben 6 neben den Handlungsempfehlungen für den oben genannten Bereich „Sedimente und Auenböden“ (Bearbeiter: Förstner/Gerth/Neumann-Hensel) auch Vorschläge für die Bereiche „Braunkohleabraumkippen“ (Häfner/Hoth) und „Erzbergbau-/-aufbereitungshalden“ (Rammlmair) erarbeitet. Diese Empfehlungen sollen im Frühjahr 2008 vorliegen. Übersichten geben u.a. Salomons & Förstner „Environmental Management of Solid Waste – Dredged Material and Mine Tailings“ (1988), Geller et al. „Acidic Mining Lakes“ (1998), Azcue „Environmental Impacts of Mining Activities – Emphasis on Mitigation and Remedial Measures“ (1999) und Mudroch et al. „Remediation of Abandoned Surface Coal Mining Sites“ (2002).

6.10.2.3 In-situ Abdeckung von kontaminierten Sedimenten und Baggergut

Abdeckungen bestehen im allgemeinen aus körnigem Material wie z.B. Sand oder Kies. Eine komplexere Abdeckung kann zusätzlich Geotextile, Dichtungsfolien und andere durchlässige oder undurchlässige Komponenten in mehreren Schichten enthalten, mit Additiven, die den Schadstofffluss behindern (z.B. organischen Kohlenstoff). Ein besonderer Vorteil der Methode „In-situ Abdeckung“ liegt in der raschen Abschirmung von kontaminierten Sedimenten gegen den überliegenden Wasserkörper. Verglichen mit einer Sedimententnahme durch Baggern und Ausgraben erfordert die Abdeckung weniger Infrastruktur und ist schonender für die Umwelt und das Betriebspersonal (Anonym 2005a).

(a) Praxisbeispiele

Bis 2004 wurde die Methode des In-situ Capping als Komponente einer Sedimentsanierung bereits an etwa 15 Superfund-Standorten eingesetzt (Anonym 2005a). An einigen Standorten wurde das Verfahren mit einer Sedimententnahme (Baggern und Ausgraben, Abschnitt 6.9.2.6), an anderen Stellen mit Monitored Natural Recovery (Abschnitt 6.8) kombiniert (Anonym 2005a). Inzwischen hat die Methode weitere Fortschritte gemacht; anlässlich der 4th Battelle Conference „Remediation of Contaminated Sediments“ in Savannah, Januar 2007, wurden ca. 40 Beiträge zu traditionellen und innovativen Abdeckungsverfahren präsentiert (Förstner & Aplitz 2007).

Im Kapitel 6.7 wird die Entwicklung eines Konzepts für ein Aktives Barriere System (ABS) in einem internationalen Gemeinschaftsprojekts zum Sediment-Capping beschrieben (Abschnitt 6.7.1: Auswahl von Materialien in Labortests; Abschnitt 6.7.2: Geländetest zur Effizienz der Aktiven Barriere in einem

See bei Deuben, Sachsen-Anhalt; Abschnitt 6.7.3: Planung eines Demonstrationsprojektes Hitzacker-Elbe, Antrag Fa. Möbius/TUHH [Anonym 2002c]).

(b) Prüfkriterien, Bewertungskonzepte und Untersuchungsmethoden

Zentrales Prüfkriterium für eine innovative In-situ Abdeckung ist die Minderung des Schadstofftransports durch die Aktive Barriere. Dazu wurde von Jacobs (2002) Dialyseprobennehmer entwickelt, der auf den Gewässerboden versenkt werden kann und der vertikale Porenwasserprofile durch die Barriere und das unterliegende (kontaminierte) Sediment liefert. Geotechnische Untersuchungen, Gasmessungen, effektive Schadstoffkonzentrationen, insbesondere Kompaktions- und Setzungsvorgänge sind für die kurzfristige Beurteilung der Barrieren wichtig. Für längerfristige Prognosen spielt der Faktor „Erosionsstabilität“ eine entscheidende Rolle (Abschnitt 6.9.2.1). Die Handlungsanweisung der U.S. EPA (Anonym 2005a) verzeichnet unter Punkt 5.3 „Bewertung der Standortbedingungen“ beim In-situ Capping die Untersuchungen zu den physikalischen Bedingungen (Tiefenverteilung des Sedimentkörpers, Hydrodynamik usw.), Sedimentcharakteristiken (Korngrößenverteilung, organische Substanz, Schadstoffe u.a.), die Nutzung des Gewässers (Wasserstraße, Infrastruktur) und Charakterisierung der Lebensgemeinschaften.

6.10.2.4 Baggern und Ausgraben von hochkontaminierten Sedimenten

Baggern und Ausgraben ist die dritte prioritäre Technologie für Sedimentsanierungen im Rahmen des U.S.-amerikanischen Superfund-Altlastenprogramms (Anonym 2005a), das hier bereits mehrfach als maßgeblich für die Entwicklung moderner Problemlösungen für kontaminierte Sedimente zitiert wurde. Der Schwerpunkt der jüngsten Veröffentlichung des U.S. National Research Council (NRC) Board on Environmental Studies and Toxicology „*Sediment Dredging at Superfund Megasites: Assessing the Effectiveness*“ (Anonym 2007) liegt auf Maßnahmen für große industriellen Sedimentkontaminationen („Megsites“). Hinter dieser Veröffentlichung steht ein hochkarätig besetztes Wissenschaftliches Komitee, das von der U.S. National Academy of Sciences berufen wurde.

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 potenzieller Vorteil liegt in der Flexibilität bei künftigen Nutzungen des Standortes. Vorteilhaft ist auch, vor allem bei niedrigen Residualanteilen, dass die Sanierungszielwerte 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. Ähnlich wie bei der Methode der In-situ Abdeckung kann das Baggern und Ausgraben zumindest zeitweise eine Störung der aquatischen Lebensgemeinschaften und Lebensräume innerhalb des Sanierungsgebiets mit sich bringen.

(a) Praxisbeispiele

Im Abschnitt 6.9.2.5 wird eine innovative Umlagerungstechnik beschrieben, die die mögliche Freisetzung von Sedimentschadstoffen durch Kontakt mit dem Oberflächenwasser minimiert. Für das Fallbeispiel Spittelwasser gibt es eine modellhafte Machbarkeitsstudie zur Sedimentsanierung des Spittelwassers im Landkreis Bitterfeld der Ingenieurgemeinschaft UBS Umweltberatung GmbH Schwerin und IGB Verfahrenstechnik GmbH Hamburg im Auftrag des Landratsamts Bitterfeld, Dezernat Umweltschutz, Naturschutz und Abfallwirtschaft, Wolfen, Juli 1993 (Abschnitt 6.8.4). In dieser Studie wird u.a. eine Sedimententnahme („Entschlammung“) aus dem Flussbett des Spittelwassers vorgeschlagen; die Kosten für die Entnahme von ~20.000 m³ stichfesten Schlamm werden auf 14 Mio € veranschlagt.

(b) Prüfkriterien, Bewertungskonzepte und Untersuchungsmethoden

Da Baggern und Ausgraben vor allem bei der Sanierung von Schadstoffquellen, d.h. bei relativ hohen Schadstoffbelastungen, eingesetzt wird, stehen die chemischen Untersuchungen und Kriterien im Mittel dieser Sanierungstechnik. Das gilt auch für die Begleitung der Maßnahme, da die Aufwirbelung während der Baggerarbeiten üblicherweise zur Mobilisierung sowohl von gelösten als auch partikelgebundenen Schadstoffen in die Wassersäule führt. Schlüsselpunkte für die Auswahl von Baggern und Ausgraben als Maßnahmen bei Sedimentsanierungen sind realistische standortspezifische Voraussagen zur Frage der „Restkontamination“ sowie bezüglich der möglichen ökologischen Auswirkungen.

6.10.2.5 Maßnahmen für kontaminierte Sedimente im Einzugsgebiet der Elbe – Ausblick

Eine wirksame und umfassende Strategie für das Management kontaminierter Sedimente im Maßstab der Flusseinzugsgebiete fehlt bisher in Deutschland. Dies wird insbesondere vor dem Hintergrund der großen Flutereignisse von 1992 am Rhein, 1997 an der Oder und 2002 an der Elbe deutlich. In diesem Kapitel wurden deshalb vor allem Maßnahmen zur Sedimentsanierung im Sinne eines auf das Flusseinzugsgebiet – hier: Elbe–bezogenen Sedimentmanagement beschrieben.

Die diesem Ansatz zugrunde liegenden Technologien stammen zum Teil aus dem langjährigen Erfahrungsschatz vor allem der Großhäfen von Rotterdam, Hamburg und Bremen bei Ausbau- und Instandhaltungsmaßnahmen (Dutch-German Exchange on Dredged Material: Netzband et al. 2002, Hakstege 2005, Heise et al. 2004); für die Sanierungsmaßnahmen im weiteren Einzugsgebiet muss jedoch der Blick auf neuere Entwicklungen gerichtet werden, die z.Zt. in dem U.S.-amerikanischen Superfundprogramm mit großem Aufwand vorangetrieben werden (Anonym 2007; Foote & Durell 2007). Die prioritären Sanierungstechnologien für kontaminierte Sedimente der amerikanischen Umweltbehörde EPA (Anonym 2005a) – Baggern und Ausgraben, In-situ Abdeckung, Monitored Natural Recovery – wurden bereits für Einzelbeispiele im Elbeeinzugsgebiet entwickelt und teilweise umgesetzt, doch gibt es bislang keine abgestimmte Vorgehensweise, wie sie beispielsweise im deutschen Beitrag der Fallstudie Spittelwasser anlässlich der Internationalen Tagung ConSoil 2000 für die „Megasite Bitterfeld“ geplant war (Förstner et al. 2000).

Diese Defizite bei der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen sind nur zum Teil auf einen unzureichenden technischen Entwicklungsstand zurückzuführen. In den meisten EU-Staaten ist in diesem Bereich noch weniger Bewegung zu beobachten (Bortone 2007). Neben dem insgesamt geringeren Problembewusstsein für diese Form von Altlasten könnte die Ursache mangelnder Handlungsbereitschaft darin liegen, dass in Europa für das Thema „Kontaminierte Sedimente“ verschiedene Rahmenrichtlinien zuständig sind oder sein werden – Wasserrahmenrichtlinie, Deponierichtlinie, Abfallkatalog, Bodenstrategie, Meeresschutzstrategie-Richtlinie – und die nationalen Regelungen teilweise sehr unübersichtlich sind (Abschnitt 6.2). Hinzu kommt die geringe Akzeptanz von Risiko-basierten Entscheidungen, die z.B. in den USA eine notwendige Voraussetzung für die Umsetzung des Superfundprogramms sind. Entscheidungen auf der Grundlage von Schadstoffmengen oder chemischen Grenzwerten werden bei dem komplexen Medium „Sediment“ immer umstritten sein, wie sich bereits bei der Diskussion um einheitliche Qualitätskriterien für Sedimente bei der Umsetzung des Monitoringprogramms der Wasserrahmenrichtlinie gezeigt hat (Anonym 2004c). Um derartige Handicaps bei der Bewältigung eines der vordringlichsten Probleme im Elberaum, der Sanierung historisch kontaminierter Sedimente, zu überwinden, bedarf es einer pragmatischen Vorgehensweise, die ohne weiteren zeitlichen Verzug im Rahmen der Flussgebietsgemeinschaft Elbe abgestimmt werden sollte.

6.11 Maßnahmen

- Alther GR (2007): Organoclays as components of sediment caps. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-034, 5 p
- 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 (1989) DIN 38412-L30. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) – Teil 30: Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (L30). Beuth, Weinheim
- Anonym (1991a): Handbook: Remediation of Contaminated Sediments. EPA 625/91/028. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH. April 1991
- Anonym (1991b) Informationsmaterial zum Uranbergbau in Sachsen und Thürigen. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter/Berlin. Cit. M. Beileites 1992
- Anonym (1991c) DIN 38412-L3. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) – Teil 33: Bestimmung der nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (Scenedesmus-Chlorophyll-Fluoreszenstest) über Verdünnungsstufen (L33). Beuth, Weinheim
- Anonym (1993) Modellhafte Machbarkeitsstudie zur Sedimentsanierung des Spittelwassers im Landkreis Bitterfeld. Ingenieurgemeinschaft UBS Umweltberatung GmbH Schwerin und IGB Verfahrenstechnik GmbH Hamburg im Auftrag des Landratsamts Bitterfeld, Dezernat Umweltschutz, Naturschutz und Abfallwirtschaft. Wolfen, Juli 1993
- Anonym (1994a) Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program – Remediation Guidance Document. EPA 905-R94-003. United States Environmental Protection Agency. Great Lakes National Program Office, Chicago, 332 p.
- Anonym (1994b) Niedersächsisches Elbschlick-Forum. Abschlußbericht. 185 S. Lüneburg
- Anonym (1995) DMAF – Dredged Material Assessment Framework adopted in December 1995 by the London Convention (LC, Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972). Resolution LC 52 (18) on a Dredged Material Assessment Framework. Cit. Köthe (2002)
- Anonym (1996-1998) Handling and Treatment of Contaminated Dredged Material from Ports and Inland Waterways "CDM". Volume 1+2, 1996; Special Report for the Permanent Environmental Commission "Dredged Material Management", 1997; Working Group PEC 1 "Management of Aquatic Disposal of Dredged Material, 1998. Internationale Vereinigung für Navigation (PIANC)
- Anonym (1996-2001) CEDA/IADC Environmental Aspects of Dredging (Guide 1: Players, Processes and Perspectives, 1996; Guide 2: Conventions, Codes and Conditions: Land Disposal, 1997; Guide 3: Investigation, Interpretation and Impact, 1997; Guide 4: Machines, Methods and Mitigation, 1998; Guide 5: Reuse, Recycle or Relocate, 1998; Guide 6: Effects, Ecology and Economy, 2000; Guide 7: Framework, Philosophies and the Future, 2001), Central Dredging Association.
- Anonym (1997a) POSW II: Development Program for Treatment Processes for Contaminated Sediments. Final Report. RIZA Report No. 97.051. ISBN 90-369-50-97-X. Lelystad, Niederlande
- Anonym (1997b) Aktuelle Bewertung der Gefahrensituation Spittelwasser. Staatliches Amt für Umweltschutz Dessau-Wittenberg. Wittenberg 12.08.1997. 22 S.
- Anonym (1997c) Contaminated Sediments in Ports and Waterways. National Research Council. National Academy of Press, Washington DC.
- Anonym (1998a) Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material. Cit. Netzband A (2002)
- Anonym (1998b) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG). BGBl. I, G 5702, Nr. 16 vom 24.03.1998, S. 502-510
- Anonym (1998c) Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediment. EPA 905/B-96/004. Prepared for the U.S. EPA, Great Lakes National Program Office, Chicago, Illinois.
- Anonym (1999a) Handlungsanweisung zur Anwendung der Baggergut-Richtlinien der Oslo- und Helsinki-Kommission in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (HABAK). 2. überarbeitete Fassung. BfG-Bericht 1100. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Anonym (1999b) 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 (2000a) Directive of the European Parliament and of the Council (2000/60/EC) establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. 23 October 2000

- Anonym (2000b) Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland. 2. überarbeitete Fassung. BfG-Bericht 1100. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz
- Anonym (2000c) Verwerking van Baggerspecie, basisdocument voor besluitvorming, Rijkswaterstaat. Advies en Kenniescentrum Waterbodems AKWA, September 2000. Anlage 5 "Verwertung von Baggergut in den Niederlanden", S. 177-184 in Anonym 2002a (Depotec-Studie)
- Anonym (2001a) Natural Recovery of Persistent Organics in Contaminated Sediments at the Sangamo-Weston/Twelvemile Creek/Lake Hartwell Superfund Site. Prepared by Battelle under contract to U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio.
- Anonym (2001b) Natural Recovery of Persistent Organics in Contaminated Sediments at the Wykoff/Eagle Harbor Superfund Site. Prepared by Battelle under contract to U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio.
- Anonym (2001c) Implementierung der EU-Richtlinie für Baggergutdepots an Land. Ministerie van VROM, Niederlande. Anlage 6 in Anonym 2002a (Depotec-Studie)
- Anonym (2001d) Programme Plan. Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste (MiMi) for the period 2001-2003. Stockholm, Februar 2001. ISBH 91-89350-12-X
- Anonym (2002a) Die subaquatische Unterbringung von Baggergut in den Niederlanden. Sachstandsbericht, Januar 2002. Depotec Amersfoort, Niederlande, für Strom- und Hafenausbau Hamburg
- Anonym (2002b) Umweltbericht 2002. WISMUT GmbH Chemnitz
- Anonym (2002c) Einrichtung und Überwachung eines Testfelds zur Abdeckung kontaminierten Baggerguts mit aktiven Barriere-Systemen, Sportboothafen Hitzacker/Elbe. Fa. Josef Möbius Baugesellschaft GmbH & Co in Zusammenarbeit mit dem Arbeitsbereich Umweltschutztechnik der Technischen Universität Hamburg-Harburg (Leiter: Prof. Dr. Ulrich Förstner). Antrag beim Projektträger Wassertechnologie und Entsorgung, Forschungszentrum Karlsruhe. März 2002
- Anonym (2002d): Environmental guidelines for aquatic, near shore and upland confined disposal facilities for contaminated dredged material. PIANC.Report of Working Group 5 - ENVICOM. 48 pp.
- Anonym (2003a) Merkblatt ATV-DVWK-M 362. Umgang mit Baggergut. Teil 2: Fallbeispiele. Entwurf Dezember. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (jetzt: DWA).
- Anonym (2003b) Sichere Wassertiefen für den Hamburger Hafen. CD-ROM von Strom- und Hafenausbau, Wirtschaftsbehörde, Freie und Hansestadt Hamburg
- Anonym (2003c) Besonderheiten bei der Sanierung im Braunkohlenbergbau. Bericht des Sächsischen Oberbergamtes für das Jahr 2003. S. 2-11. Freiberg
- Anonym (2003d) Umweltbericht 2003. Wismut GmbH Chemnitz
- Anonym (2004a) Concept Paper on Emission Control from 8 June 2004 of the Expert Advisory Forum (EAF) on Priority Substances and Pollution Control. 7th EAF-Meeting at Brussels. 14-15 June 2004
- Anonym (2004b) Umweltbericht 2004. WISMUT GmbH Chemnitz
- Anonym (2004c): Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS). Discussion Document, 13 January 2004, 30 p. Ispra. Siehe auch: WFD AMPS Sediment Monitoring Guidance Discussion Document, AMPS and SedNet, Entwurf 1 vom 16. April 2004
- Anonym (2005a) 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
- Anonym (2005b) Die Elbe und ihr Einzugsgebiet – ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg 258 S.
- Anonym (2005c) Umweltbericht 2005. WISMUT GmbH Chemnitz
- Anonym (2005d) Hintergrundpapier: „Klimafolgen und Anpassung an den Klimawandel in Deutschland – Kenntnisstand und Handlungsnotwendigkeiten. September 2005. Umweltbundesamt, Dessau, 12 Seiten
- Anonym (2006) Information zur Sanierung der Altlasten des Braunkohlebergbaus in den neuen Ländern. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bericht, 8 Seiten
- Anonym (2007) Sediment Dredging at Superfund Megsites: Assessing the Effectiveness. Committee on Sediment Dredging at Superfund Megsites, National Research Council. 236 p. The National Academic Press, Washington DC
- Apitz SE, Power EA (2002) From risk assessment to sediment management – an international perspective. J Soils & Sediments 2(2): 61-66
- Azcue JM, Zeman AJ, Förstner U (1998a) International review of application of subaqueous capping techniques for remediation of contaminated sediments. Proc. 3rd Int Congr Environ Geotechnics, 7.-11. Sept., Lissabon
- Azcue JM, Zeman AJ, Mudroch A, Rosa F, Patterson T (1998b) Assessment of sediments and pore-water after one year of subaqueous capping of contaminated sediments in Hamilton Harbour, Canada. Wat Sci Tech 37 (6-7): 323-330.

- Baacke D (2000) Geochemisches Verhalten umweltrelevanter Elemente in stillgelegten Polysulfidgruben am Beispiel der Grube "Himmelfahrt" in Freiberg/Sachsen. Diss. TU Bergakademie Freiberg, 139 S.
- Baborowski M, Bozau E (2006) Impact of former mining activities on the uranium distribution in the River Saale (Germany). *Appl Geochem* 21: 1073-1082
- Baborowski M, Mages M, Hiltcher C, Matschullat J, Guhr H (2006) Former mining activities influence uranium concentrations on the Elbe river near Magdeburg. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) *Uranium in the Environment*. S. 585-592. Springer Berlin
- Becker PM, Wand H, Weißbrodt E, Kusch P, Stottmeister U (1997) Distribution of contaminants and the self-purifying potential for aromatic compounds in a carbonization wastewater deposit. *Chemosphere* 34: 731-748
- Beleites M (1992) Altlast Wismut. Ausnahmezustand, Umweltkatastrophe und das Sanierungsproblem im deutschen Uranbergbau. Frankfurt a.M. Download <http://www.wise-uranium.org/uwispb.html>
- Bohlen WF, Erickson MJ (2006): Incorporating sediment stability with the management of contaminated sediment sites: A synthesis approach. *Integr Environ Assess Manag* 2: 24-28
- Bokuniewicz HJ (1983) Submarine borrow pits as containment sites for dredged sediments: In: Kester DR, Ketchum BH, Duedall IW, Park PK (Eds.) *Wastes in the ocean*. Vol 2: Dredged-material disposal in the ocean, pp 215-227. Wiley, New York
- Bortone P (2007) Sediment and Dredged Material Treatment. *Sustainable Management of Sediment Resources (SedNet) Vol 2*, 222 p. Elsevier Amsterdam London
- Brannon JM, Hoepfel RE, Gunnison D (1984) Efficiency of capping contaminated dredged material. In: Montgomery RL, Leach JW (Eds.) *Dredging and Dredged Material Disposal*. S. 664-673. American Society of Civil Engineers (ASCE), New York
- 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
- Broekaert JAC, Siemens V, Krugmann T, Schlenker A (2004) AP 3.8: Schwermetall- und Arsenverlagerung in der Vereinigten Mulde. In: Geller W et al. (Hrsg.) *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Endbericht des Ad-hoc Verbundprojekts, S. 173-182
- Bunge M, Kähkönen MA, Rämisch W, Opel M, Vogler 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
- Busch KF, Uhlmann D, Weise G (1989) *Ingenieurökologie* 2. Auflage, 488 S. Gustav Fischer Verlag Jena
- Calmano W (1988) Stabilization of dredged mud. In: Salomons W, Förstner U (Eds.) *Environmental management of solid waste - dredged material and mine tailings*. pp 80-98. Springer Berlin
- Calmano W, Ahlf W (1988) Bakterielle Laugung von Schwermetallen aus Baggerschlamm – Optimierung des Verfahrens im Labormaßstab. *Wasser Boden* 1: 30-32
- Calmano W, Ahlf W, Förstner U (1990) Exchange of heavy metals between sediment components and water. In: Broekaert JAC, Gücer S, Adams F (Eds.) *Metal speciation in the environment*. NATO ASI Ser, Vol G. 23, pp 503-522. Springer Berlin
- Connolly JP, Glaser D, Quadri JD (2005) Challenges to monitoring and assessing natural recovery. Presentation 3rd Int Conf Remediation of Contaminated Sediments. Jan 24-27, 2005. New Orleans
- Czegka W, Hanisch C, Junge F, Zerling L, Baborowski M (2006) Changes in uranium concentration in the Weisse Elster River as a mirror of the remediation in the former WISMUT mining area. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) *Uranium in the Environment*. S. 875-884. Springer Berlin
- Dailer DM, Childs JL, Shelton DW, Bersanti D (2007): Remediation of DDT-contaminated sediment using a scour-resistant sediment cap. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) *Battelle Conference Savannah*, Paper D-023, 8 p
- 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>
- Detzner H-D (1995) The Hamburg project METHA: large-scale separation, dewatering and reuse of polluted sediments. *European Water Poll Control* 5 (5): 38-42

- Detzner H-D, Glindemann H, Netzband A, Kaschel G (2002) Baggergut aus der Wassertiefeninstandhaltung – Fallbeispiel „Baggergut aus dem Hamburger Hafen“. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 49 (2): 215-222
- Dinelli E, Tateo F (2002) Different types of fine-grained sediments associated with acid mine drainage in the Libiola Fe-Cu mine area (Ligurian Apennines, Italy). Appl Geochem 17: 1081-1092
- Dinelli E, Lucchine F, Fabbri M, Cortecci G (2001) Metal distribution and environmental problems related to sulphide oxidation in the Libiola copper mine area (Ligurian Apennines, Italy). J Geochem Explor 74: 141-152
- 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
- Ditschke D, Markofsky M (2007) A non-equilibrium, multi-class flocculation model. In: Westrich B, Förstner U (Eds.) Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An Interdisciplinary Approach. pp. 142-156. Springer Heidelberg
- Ehrenfeld J, Bass J (1983) Handbook for evaluating remedial action technology plans. Municipal Environmental Research Laboratory Cincinnati. EPA 600/2-83-076. Cincinnati/Ohio
- Eisentraeger A, Dott W, Klein J, Hahn S (2003) Comparative studies on algal toxicity testing using fluorometric microplate and Erlenmeyer flask growth-inhibition assays. Ecotoxicol Environ Safety 54: 346-354
- Ellen GJ, Gerrits L, Slob AFL (2007) Risk perception and risk communication. In: Heise S (Eds.) Sustainable Management of Sediment Resources. Sediment Risk Management and Communication. pp 233-247. Elsevier Amsterdam
- 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). In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Remediation of Contaminated Sediments 2007. Proc 4th Int Conf on Remediation of Contaminated Sediments (Savannah, Georgia, January 2007). Battelle Press, Columbus, OH
- Fanghänel T, Neck V (2002) Aquatic chemistry and solubility phenomena of actinide oxides/hydroxides. Pure Appl Chem 74: 1895-1907
- Filipek L, Kirk A, Schafer W (1996) Control technologies for ARD. Mining Environ Manage, Dec 1996, pp 4-8
- Fischer R, Reißig H, Gockel G, Seidel K-H, Guderitz T (1998a) Untersuchungen zu verschiedenen Varianten der Renaturierung des stark sauren und eisenhaltigen Tagebaurestsees Heide VI. Braunkohle Surface Mining 50 (3): 273-278, 50 (6): 585-589
- Foote EA, Durell GS (Eds., 2007) Proceedings of the Fourth International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, Savannah, GA, 22.-25. Januar 2007. Compact Disc Format. ISBN 978-1-57477-159-6. Battelle, Columbus/OH
- Förstner U (1987) Demobilisierung von Schwermetallen in Schlämmen und festen Abfallstoffen. In: Straub H, Hösel G, Schenkel W (Hrsg) Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung. Nr. 4515, 20 S. Erich Schmidt, Berlin
- Förstner U (2002) Sediments and the European Water Framework Directive. J Soils & Sediments 2: 54
- Förstner U (2003) Geochemical techniques on contaminated sediments – river basin view. Environ Sci Pollut Res 10 (1): 58-68
- Förstner U (2004) Sediments – resource or waste? J Soils & Sediments 4(1): 3
- Förstner U (2006) Schlussbericht BMBF.Verbundprojekt SEDYMO "Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern" 01.05.2002-31.07.2006. Mit Beiträgen von B. Westrich, S. Heise, G. Gust, H.-C. Flemming, L.-A. Meyer-Reil, W. Ahlf, Th. Jancke, G. Kühn, V. Müller. Hamburg, 20. Oktober 2006.
- Förstner U, Apitz S (2007) Sediment remediation: U.S. focus on capping and monitored natural attenuation – Fourth International Battelle Conference on Remediation of Contaminated Sediments. J Soils & Sediments 7 (5): x-xx
- Förstner U, Gerth J (2001) Natural attenuation – non-destructive processes. In: Stegmann R et al. (Hrsg) Treatment of Contaminated Soil – Fundamental, Analysis, Application. pp. 567-586. Springer Berlin
- Förstner U, Grathwohl P (2003) Ingenieurgeochemie: Natürlicher Abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen. 2. Auflage 2007, 471 S. Springer Berlin
- Förstner U, Wittmann U, Gier S, Delschen Th, Franzius V, Frauenstein J, Fuchs E, Gläßer W, Lindemann M, Müller R, Meiners G, Wetzel V, Wilke B-M (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. Umweltbundesamt Berlin
- Fredette TJ (2006) Why confined aquatic disposal cells often make sense. Integ Environ Assess Manag 2 (1): 35-38
- Gatzweiler R, Jakubick AT, Pelz F (1996) WISMUT-Sanierung – Konzepte und Technologien. Geowiss 14 (11): 448-451

- Gerrits L, Edelenbos J (2004) Management of sediments through stakeholder involvement. *J Soils & Sediments* 4 (4): 239-246
- Gerth A, Hebner A, Kiessig G, Zellmer A (2006) Passive treatment of minewater at the Schlema-Alberoda Site. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Eds.) *Uranium in the Environment*. S. 409-414. 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
- Giese S, Gengnagel M (2006) Einflüsse des Altbergbaus der ehemaligen SDAG Wismut auf die Oberflächengewässer in Ostthüringen. Fachgespräch „Schwermetalleinträge in Oberflächengewässer aus historischen Bergbaualtlasten in Deutschland“ am 09.02.2006, Umweltbundesamt Berlin
- Gohlisch G, Naumann St, Röthke-Habeck P (2005) Bedeutung der Elbe als europäische Wasserstraße. Umweltbundesamt Berlin, 53 Seiten
- 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
- Gröschke A, Uhlmann W, Rolland W, Grünewald U (2002) Hydrochemische Entwicklung Lausitzer Tagebauseen während der Flutung am Beispiel des Restloches Gräbendorf. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 46(6): 256-267
- Grünewald U (2001) Sanierung des regionalen Wasser- und Stoffhaushaltes. Erarbeitung von Prognosen zur Entwicklung der Wassermenge und –beschaffenheit, Ableitung von Risiken und Handlungsbedarf. In: GEOAgentur Berlin Brandenburg (Hrsg.) in Kooperation mit Forschungszentrum Bergbaufolgelandschaften der BTU Cottbus. *InfoForum Rekultivierung. Dokumentation* 6, Nov. 2001, S. 57-66
- Grünewald U, Nixdorf B (1995) Erfassung und Prognose der Gewässergüte der Lausitzer Restseen. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25.10.1995, pp 159-179
- Grünewald U, Uhlmann W (2004) Zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Tagebauseen – Ausgangspunkt, Stand und Perspektiven. *World of Mining – Surface & Underground* 56(2): 115-125
- Haack U, Plimer I (1998) Zum Stoffbestand der Kupferschiefer Erzlagerstätten Mansfeld-Hettstedt-Eisleben. *Mitt Geol Sachsen-Anhalt* 4: 153-162
- Haag I, Kern T, Westrich B (2001) Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. *Sci Total Environ* 266: 249-257
- Hakstege AL (2005): Latest developments in sediment management in the Netherlands. In: Die Bedeutung von Baggertgutrichtlinien für das Sedimentmanagement in Flussgebieten und für den Meeresschutz. 14th Chemical Colloquium, June 15, 2005, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, pp. 26-32
- Hamer K, Hadelar A, Muschalla Th, Schröter J, Timmer G (2003) Light weight aggregates made from dredged harbour sediments – leaching behaviour of inorganic pollutants and constructional characteristics. *J Soils & Sediments* 3(4): 284-291
- Hammer J (1986) Zur Geochemie ausgewählter Elemente und zu deren Bindungsverhältnissen im Kupferschiefer der Sangerhäuser Mulde. Dissertation, TU-Bergakademie Freiberg
- Hanisch Ch, Zerling L, Junge FW, Czegka W (2005) Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. *Abh der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Math-Naturw Klasse Band 64, H 1, Leipzig* 135 S.
- Heise S, Förstner U (2006) Risks from historical contaminated sediments in the Rhine basin. *Water Air Soil Pollut: Focus* 6: 625-636
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W, Schönberger H (2004): Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries. Report on Behalf of the Port of Rotterdam. Hamburg/Rotterdam, 223 pp, hier: Abschnitte 3.1 Legal Aspects (S. 61-73, Übersicht Dutch-German Exchange on Dredged Material, Part 1), 3.2 Management Practice in the Netherlands and Germany (S. 73-77, Übersicht DGE, Part 2)
- Heise S, Claus E, Heininger P, Krämer Th, Krüger F, Schwarz R, Förstner U (2005) Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet – Ursachen und Trends. Abschlussbericht Dezember 2005, 169 S., Hamburg
- Höglund LO, Herbert HR (Hrsg., 2004): Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste – Performance Assessment Main Report. Stockholm Dezember 2004. ISBN 91-89350-27-8. 354 S.
- Iversen ER, Arnesen RT (2001) Monitoring water pollution from Loekken mines after mitigative measures. In: Proc Int Conf on Mining and the Environment. Skelleftea. June 25 – July 1, 2001, pp. 292-301
- Jacobs PH (2000) The use of natural zeolites in active barrier systems for subaqueous in-situ capping of contaminated sediments: impact of cation exchange equilibria and kinetics. In: *Contaminated Soil 2000: 7th Int FZK/TNO-Conf. on Contaminated Soils*. Thomas Telford, London.

- Jacobs PH (2002) A new rechargeable dialysis sampler for monitoring subaqueous in-situ sediment caps. *Wat Res* 36 (13): 3121-3129
- Jacobs PH (2003) Kontaminierte Sedimente und Baggergut: Aktive Barriere-Systeme für die Subaquatische Lagerung und Abdeckung. Dissertation an der Technischen Universität Hamburg-Harburg. 3. Dezember 2003. 198 S.
- Jacobs PH, Förstner U (1999) Concept of subaqueous in-situ capping of contaminated sediments with active barrier systems (ABS) using natural and modified zeolites. *Wat Res* 33(9): 2083-2087.
- Jacobs P, Förstner U (2001) Managing contaminated sediments. IV: Subaqueous storage and capping of dredged material. *J Soils & Sediments* 1(4): 205-212
- Jacobs PH, Förstner U (2003) Gewässersedimente und Baggergut. In: Förstner U, Grathwohl P Ingeieurgeochemie – Natürlicher Abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen. S. 330-360. Springer Verlag Berlin
- Jacobs PH, Förstner U, Prestel H, Nießner R (2001) On-site Porenwasser-Probenahme und Schwermetall-Analytik mittels Kopplung von Dialyseprobenahme und laserinduzierter Fluoreszenzspektroskopie: Feldstudie Vollert-Süd. Wasserchemische Gesellschaft, Jahrestagung 2001 Bad Wildungen, 21.-23.5.2001. S. 455-461. Karlsruhe
- Jakubick AT, Gatzweiler R, Mager D, Robertson A MacG (1997) The Wismut waste rock pile remediation program of the Ronneburg Mining district, Germany. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, June 1997, pp 1285-1301
- Junge FW, Hanisch C, Zerling L, Czegka W, Arnold A, Jendryschik K, Morgenstern P, Treutler HC, Scharf B (2004) Untersuchungen im Bitterfelder Muldestausee zu den Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Schwermetallgehalte von Schwebstoffen und Sedimenten. In: Geller W et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002, ISBN 3-00-013615-0, Magdeburg, S. 136-158
- Kane-Driscoll SB, Wickwire WT, Cura JJ, Vorhees DJ, Butler CL, Moore DW, Bridges TS (2002): A comparative screening-level ecological and human health risk assessment for dredged material management alternatives in New York/New Jersey Harbor. *Human Ecol Risk Assess* 8: 603–626
- Kerdijk HN (1981) Groundwater pollution by heavy metals and pesticides from a dredge spoil Ddmp. In: Fuyenboden W van, Glasbergen P, Lelyveld H van (Eds.) *Quality of groundwater*, pp 279-286. Elsevier, Amsterdam
- Kern U, Westrich B (Bearbeiter, 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.
- Kim NB, Li H, Fitzpatrick J (2007): Hydrodynamic modeling of the lower Passaic River, New Jersey. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) *Battelle Conference Savannah*, Paper B-006, 6 p
- Kimball BA, Callender E, Axtmann EV (1995) Effects of colloids on metal transport in a river receiving acid mine drainage, upper Arkansas River, Colorado, U.S.A. *Appl Geochem* 10: 285-306
- Kimball BA, Runkel RI, Gerner LJ (2001) Quantification of mine-drainage inflows to Little Cottonwood Creek, Utah, using a tracer-injection and synoptic-sampling study. *Environ Geol* 40: 1390-1404
- Kimball BA, Runkel RL, Walton-Day K, Bencala KE (2002) Assessment of metal loads in watersheds affected by acid mine drainage by using tracer injection and synoptic sampling: Cement Creek, Colorado. *Appl Geochem* 17: 1183-1207
- Klapper H (2002) Mining lakes: Generation, loading and water quality control. In: Mudroch A, Stottmeister U, Kennedy C, Klapper H. (Eds.) *Remediation of Abandoned Surface Coal Mining Sites*. pp. 57-110. Springer Verlag Heidelberg
- Klapper H, Schultze M (1997) Sulfur acidic mining lakes in Germany – ways of controlling geogenic acidification. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31-June 6, 1997, pp 1727-1744
- Klapper H, Friese K, Scharf B, Schimmele M, Schultze M (1998) Ways of controlling acid by ecotechnology. In: Geller W, Klapper H, Salomons W (Eds.) *Acid Mine Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*. Chapter 22, pp. 401-416. Springer Verlag Heidelberg
- Klemm W, Greif A, Knittel U (2004) AP 3.7: Schwermetall- und Arsenverlagerung in der Freiburger und Zwickauer Mulde. In: Geller W et al. (Hrsg.) *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Endbericht des Ad-hoc Verbundprojekts, S. 159-172
- Knies A (2003) Die Schlickdeponie Feldhofe. 19. Fachtagung „Die sichere Deponie“, 13./14. Februar 2003 in Würzburg, 13 S.
- Köthe H (2002) Baggergut im Kontext nationaler und europäischer Regelungen. 2. Rostocker Baggergutseminar, 12 Seiten. CD-ROM Anonym 2003b
- 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
- Krüger F, Klemm W, Thieken A, Weiss H, Wycisk P (2005) Schadstoff – Definition, Herkunft? In: Böhme M, Krüger F, Ockenfeld K, Geller W (Hrsg.) *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. Kap. 2, S. 10-27. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

- Küchler A, Kiessig G, Kunze C (2006) Passive biological treatment systems of mine waters at WISMUT sites. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) Uranium in the Environment. S. 329-340. Springer Berlin
- Kuyucak N (2001) Treatment options for mining effluents. Mining Environ Manage, March 2001, pp 12-15
- Lampert DJ, Reible D, Constant D, Zhu YW (2007): Evaluation of active capping of contaminated sediments in the Anacostia River. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-020, 6 p
- Lee G, Bighan JM, Faure G (2002) Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al and Mn from natural waters contaminated with acid mine drainage in the Ducktown Mining District, Tennessee. Appl Geochem 17: 569-581
- Lee J-U, Kim S-M, Kim K-W, Kim JS (2005) Microbial removal of uranium in uranium-bearing black shale. Chemosphere 59: 147-154
- Liu J, Reible DD, Johnson NW (2007): Observations of mercury fate and transport beneath a sediment cap. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-017, 9 p
- Löser C, Seidel H, Hoffmann P, Zehnsdorf A (2001) Remediation of heavy metal-contaminated sediments by solid-bed bioleaching. Environ Geol 40: 643-650
- Löser C, Zehnsdorf A, Görsch K, Seidel H (2006) Bioleaching of heavy metal polluted sediment: influence of temperature and oxygen (part 1). Eng Life Sci 6 (4): 355-363.
- Löser C, Zehnsdorf A, Voigt K, Seidel H (2004) Physicochemical conditioning of dredged heavy metal-polluted sediment in suspension. Eng Life Sci 4 (3): 258-263
- Luckner L (1995) Konzeptionelle Grundlagen der Rehabilitation des Wasserhaushalts im Lausitzer und mitteldeutschen Revier. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band I, S. 121-137
- Luckner L (2006a) Lausitz: Sanierung einer Bergbaufolgelandschaft. Teil 1. Die Lösung des Wassermengenproblems. WWT 3/2006, S. 33-37
- Luckner L (2006b) Lausitz: Sanierung einer Bergbaufolgelandschaft. Teil 2. Das Problem mit der Wasserqualität. Die Neutralisation der sauren Restseen. WWT 4/2006, S. 10-16
- Lyklema T, Vertreter der NGOs Stichting Reinwater, Stichting De Noordzee, Waddenvereniging, Gelderse Milieufederatie, Natuur en Milieufederatie Utrecht, Rhein Kolleg (2005) Complaint about Iffezheim. <http://www.reinwater.nl/docs/Iffezheim.pdf>
- Magar VS, Wenning RJ (2006) The role of natural recovery in sediment remediation. Integrated Envir Assessment and Management 2: 66-74.
- Mager D (1996) Das Sanierungsprojekt WISMUT: Internationale Einbindung, Ergebnisse und Perspektiven. Geowiss 14(11): 443-447
- Malcherek A (1995) Mathematical Modeling of Hydraulic Flow and Transport Processes in Estuaries [in German]. Doctoral Thesis at the Institute of Fluid Mechanics and Electronic Computation in Civil Engineering. University of Hannover, Report No. 44
- Malcherek A (2001) Hydromechanik der Fließgewässer [in German]. Habilitation at the Institute of Fluid Mechanics and Electronic Computation in Civil Engineering. University of Hannover, Report No. 61
- 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)
- Martin SK, Letter JV (2007): Shoaling-reduction techniques in upper Arthur Kill. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper B-010, 8 p
- Merkel BJ (2006) Long-term fate of uranium tailings in mountain areas. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) Uranium in the Environment. S. 47-56. Springer Berlin
- Merkel BJ, Hasche-Berger A (2006) Uranium in the Environment. 897 p. Springer Berlin
- 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
- Morton RW (1980) Capping procedures as an alternative technique to isolate contaminated dredged material in the marine environment. Hearing House of Representatives, Dumping Dredged Spoil, 96th Congress USGPO, Series 96-43, pp. 623-652. Washington DC
- Mudelsee M, Börngen M, Tetzlaff G, Grünewald U (2003) No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. Nature 425: 166-169
- Müller G, Riethmayer S (1982) Chemische Entgiftung: das alternative Konzept zur problemlosen Entsorgung schwermetallbelasteter Baggerschlämme. Chem-Ztg 106: 289-292
- Netzband A (2002) Internationale Entwicklungstrends und Schwerpunkte beim Umgang mit Baggergut. 2. Rostocker Baggergutseminar, 10 Seiten. CD-ROM Anonym 2003b
- Netzband A, Hakstege AL, Hamer K (2002) Treatment and Confined Disposal of Dredged Material. Report, Part 2, Dutch-German Exchange on Dredged Material (DGE-2). 36 pp, Bonn, Den Haag

- Nixdorf B, Lessmann D, Gruenewald U, Uhlmann W (1997) Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication. In: Proc 4th Int Conf on Acid Rock Drainage, Vancouver, pp 1745-1760
- Noubactep C (2003) Dissertation TU Bergakademie Freiberg. Wiss Mitt Institut für Geologie der Bergakademie Freiberg, Band 21, 140 p. ISSN 1433-1284
- Noubactep C, Merten D, Heinrichs T, Sonnefeld J, Sauter M (2006) Characterizing uranium solubilization under natural near oxic conditions. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) Uranium in the Environment. S. 426-435. Springer Berlin
- Olista JT, Hornaday C (2007): Installation of an in-situ cap at a superfund site. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-025, 7 p
- Paul M (2003) Geochemische In-situ-Stabilisierung von Bergbauatlasten. In: Förstner U, Grathwohl P Ingenieurgeochemie – Natürlicher Abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen. S. 298-329. Springer Berlin
- Paul M, Gengnagel M, Baacke D (2006) Integrated water protection approaches under the WISMUT project: The Ronneburg case. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) Uranium in the Environment. S. 369-379. Springer Berlin
- Paul M, Neudert A, Priester J, Stracke H-D U (1996) Sanierung der industriellen Absetzanlagen der WISMUT GmbH – Arbeitsstand und Schwerpunkte in Sachsen und Thüringen. Geowiss 14(11): 476-480
- Pedersen TF, McNee JJ, Flather DH, Mueller B, Pelletier CA (1998) Geochemical behaviour of submerged pyrite-rich tailings in Canadian lakes. In: Geller W, Klapper H, Salomons W (Eds.) Acid Mine Lakes – Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation. Chapter 6, pp. 87-125. Springer Heidelberg
- Polschinski M (2007) Informationen über die deutsch-französische Arbeitsgruppe „Sediment- und Baggergutmanagement entlang des Oberrheins“. Wasserwirtschaft 4/2007: 18-21
- Reible D, Lu XX, Khanam A, Blischke H (2007): Organoclays for control of NAPLs in sediments. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-036, 7 p
- Reichel F, Uhlmann W (1995) Möglichkeiten und Grenzen der Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestlöchern bei aufsteigendem Grundwasser am Beispiel der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft.- In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band II, S. 39-51
- Rulkens WH (2001) An overview of soil and sediment treatment research in the Netherlands. In: Stegmann R, Brunner G, Calmano W, Matz G (Eds.) Treatment of Contaminated Soil – Fundamentals, Analysis, Application. S. 21-34. Springer-Verlag Berlin
- Schemel LE, Kimball BA, Bencala KE (2000) Colloid formation and metal transport through two mixing zones affected by acid mine drainage near Silverton, Colorado. Appl Geochem 15: 1003-1018
- Schöner A (2005) Hydrochemische Prozesse der Uranfixierung in natürlichen Wetlands und deren Anwendbarkeit in der „passiven“ Wasserbehandlung. Dissertation Friedrich-Schiller-Universität Jena
- Schöner A, Sauter M, Büchel G (2006) Uranium in natural wetlands: a hydrogeochemical approach to reveal immobilization processes. In: Merkel BJ, Hasche-Berger A (Hrsg) Uranium in the Environment. S. 389-397. Springer Berlin
- Schreck P, Wennrich R, Stärk MJ, Schubert M, Weiß H (2004) Mansfeld – the contribution of a mining-affected catchment area to regional riverine pollution. UFZ-Bericht 18/2004, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, pp. 169-170
- Schultze M, Klapper H (1995) Prognose und Steuerung der Gewässergüte der mitteldeutschen Restseen. In: Proc 4. Dresdener Grundwasserforschungstage, Coswig, 24./25. Oktober 1995, Band I, S. 181-201
- 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
- Seidel H, Görsch K, Schümichen A (2006) Effect of oxygen limitation on solid-bed bioleaching of heavy metal from contaminated sediments. Chemosphere 65: 102-109
- Seidel H, Löser C, Zehndorf A, Hoffmann, Schmerold R (2004) Bioremediation process for sediment contaminated by heavy metals: feasibility study on a pilot scale. Environ Sci Technol 38 (5): 1582-1588
- Seidel H, Ondruschka J, Stottmeister U (1995) Heavy metal removal from contaminated sediments by bacterial leaching: a case study on the field scale. In: Van den Brink WJ, Bosman R, Arendt F (Eds.) Contaminated soil '95, pp 1039-1048. Kluwer, Dordrecht
- Seidel H, Ondruschka J, Morgenstern P, Stottmeister U (1998) Bioleaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous sulfur-oxidizing bacteria: feasibility study. Water Sci Technol 37(6-7): 387-394
- Shea D (1988) Developing national sediment quality criteria. Environ Sci Technol 22: 11256-1261

- 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
- Sullivan AB, Drever JI (2001) Geochemistry of suspended particles in a mine-affected mountain stream. *Appl Geochem* 16: 1663-1676
- Tremblay GA (2000) The Canadian Mine Environment Neutral Drainage 2000 (MEND 2000) Program. In: Proc 5th Int Conf on Acid Rock Drainage, Denver, pp 33-40
- 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
- Viana P, Yin K, Zhao X, Rockne K (2007): Modeling and control of gas ebullition in capped sediments. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-027, 7 p
- Werther J, Dreuscher H, Hilligardt R (1984) Aufstromklassierung und maschinelle Entwässerung des Hamburger Hafenschlicks. Veröff. Fachseminar Baggergut, Strom- und Hafenaufbau, Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, 27.02.-01.03.1984. S. 183-202
- Westrich B, Förstner U (2005) Assessing catchment-wide emission-immision relationships from sediment studies. *J Soils Sediments* 5(4): 197-200
- Westrich B, Förstner U (Eds., 2007) *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers – An Integrated Approach*. 430 p. 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)
- Widerlund A, Shcherbakova E, Forsberg J, Holmström H, Öhlander B (2004) Laboratory simulation of flocculation processes in a flooded tailings impoundment at the Kristineberg Zn-Cu mine, Northern Sweden. *Appl Geochem* 19: 1537-1551
- Wilson MJ (2004) Weathering of the primary rock-forming minerals: processes, products and rates. *Clay Miner* 39: 233-266
- Zeller C, Cushing B (2006): Panel discussion: Remedy effectiveness: What works, what doesn't? *Integr Environ Assess Manag* 2: 75-79
- Zerling L, Hanisch C, Junge FW, Müller A (2003) Heavy metals in the Saale sediment – changes in the contamination since 1991. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 31: 368-377
- Zeman AJ (1994) Subaqueous capping of very soft contaminated sediments. *Canadian Geotech J* 31(4): 570-576.
- Zerling L, Müller A, Jendryschik K, Hanisch C, Arnold A (2001) Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstoffsenke – Entwicklung der Schwermetallbelastung 1992 bis 1997. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* 59(4): 69 S.
- Zhao X, Viana P, Rockne K, Hey D, Schuh J, Lanyon R (2007): Combined active capping/wetland demonstration in the Chicago River. In: Foote EA, Durell GS (Eds.) Battelle Conference Savannah, Paper D-019, 8 p
- 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
- Zoumis T, Calmano W, Förstner U (2000) Demobilization of heavy metals from mine waters. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 28(4): 212-218
- Zschiedrich K, Benthaus F-C (2005): Bergbausanierung – bergbauliche und wasserwirtschaftliche Aufgaben. Fachtagung zur Nachsorge betriebsbedingter Boden- und Grundwasserschäden des Bergbaus nach der endgültigen Betriebsstilllegung. Proc. DGFZ, ISSN 1430-0176; Heft 27, S. 94-113. Dresden

7. Empfehlungen

In dieser Studie wurden zahlreiche Daten verschiedener Institutionen genutzt, um zu einer Gesamtaussage für das Einzugsgebiet zu kommen. Diese gemeinsame Nutzung warf eine Reihe von Problemen und Fragen auf, die u.a. zu den Schlussfolgerungen und Empfehlungen führen, die unten aufgeführt sind. Durch die Datensammlung wurde deutlich, welche Informationslücken bestehen, aber es konnte auch gezeigt werden, dass unter Berücksichtigung der sich ergebenden Unsicherheiten Aussagen für das Einzugsgebiet getroffen werden konnten, die die Grundlage für konkrete Bewirtschaftungspläne in Deutschland bilden können.

Dadurch, dass das Teileinzugsgebiet der Tschechischen Republik ausgeklammert wurde, ist ein wesentlicher Aspekt des Einzugsgebietsmanagement nicht berücksichtigt. Entsprechend war es eine Herausforderung, die diese Studie erfüllen sollte, darzulegen, wie groß das Verbesserungspotenzial im deutschen Elberaum ist und inwiefern Schutzgüter geschützt und Nutzungen gewährleistet werden können, die von gesamtgesellschaftlichem Interesse sind.

Diese Nutzungen stellen unterschiedliche Anforderungen an die Sedimentrichtwerte, die ihre Gewährleistung garantieren sollen. Die 1996 als vorläufig festgelegten Kriterien für die Umlagerung von Baggergut in Flussgebieten, das am wenigsten strenge Kriterium in diese Studie, war ein Kompromiss, der anlässlich der hohen Schwebstoff- und Sedimentbelastung der Elbe als nötig erachtet wurde. Als Zielwert für die Qualität von Baggergut und Sedimente ist damals die Zielvorgabe II der ARGE-Elbe festgelegt worden, die den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft gewährleisten soll. Diese Studie soll und wird hoffentlich eine Bewirtschaftung des Elberaums unterstützen, die es möglich machen wird, auch unter ökonomischen Gesichtspunkten ökologische Zielwerte durchsetzen zu können.

Als Voraussetzung hierzu werden in dieser Studie Aussagen zur Priorisierung von Schadstoffen, Regionen und Gebieten gemacht, von denen Risiken für andere Bereiche des Einzugsgebiets ausgehen. Diese sind mit teilweise erheblichen Unsicherheiten behaftet, die verschiedene Ursachen haben:

- Für viele Ziele und Nutzungen existieren keine oder unzureichend definierte Sedimentrichtwerte.
- Ein Monitoring von Sediment- und Schwebstoffqualitäten hat häufig nicht das Flusssystem als Zielgebiet, sondern soll primär regional informieren.
- Methodische Probleme bei der Probennahme und Analytik von Schwebstoffen sowie den darauf resultierenden Frachtabeschätzungen

Sedimentrichtwerte

Die Mehrzahl der als prioritär definierten Substanzen der WRRL hat eine große Affinität zu partikulärem Material. Während ihre Bestimmung aufgrund der geringen gelösten Konzentration in der Wasserphase schwierig sein kann, sind sie durch Anlagerungsprozesse in Sedimenten und Schwebstoffen in größeren Konzentrationen vertreten. Hier kann die analytische Bestimmung aufgrund des organischen Gehalts und der Heterogenität der Matrices allerdings eine analytische Herausforderung darstellen. Nichtsdestotrotz erscheint die Bestimmung der Schadstoffe in der Matrix, in der sie hauptsächlich im Einzugsgebiet vorliegen, von höherer Relevanz. Dies wird im „Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG“

vom 13. Juni 2007 anerkannt, indem es den Mitgliedstaaten freigestellt wird, anstelle der UQN für Wasser solche für Sedimente und/oder Biota zu verwenden¹.

Zurzeit jedoch bestehen für wenige Nutzungen Vorsorgewerte in Form von Sedimentkonzentrationen, insbesondere organischer Schadstoffe. So ist eine vorsorgende, maximale Sedimentkonzentration, oberhalb derer es zur Anreicherung von Schadstoffen in Speisefischen kommen kann, nicht vorgesehen. Insbesondere bei organischen Substanzen, die sich in der Nahrungskette anreichern, wie Dioxinen und DDT, wäre eine Berücksichtigung dieses Prozesses bei der Beurteilung der Qualität wichtig. Eine Überarbeitung der Sedimentrichtwerte unter Bezug auf aktuelle Informationen zur Toxizität und Biomagnifikation von Stoffen wäre daher wünschenswert. Auch und vor allem unter Berücksichtigung der geplanten Meeresschutzstrategie, in der aufgrund der tendenziell höheren Zahl an trophischen Ebenen (Zanden & Fetzer, 2007)² Biomagnifikationsprozesse eine noch größere Rolle spielen werden.

Monitoring von Sediment- und Schwebstoffqualitäten

Maßnahmen, die getroffen werden, um die Qualität eines Einzugsgebietes inklusive ihrer Nutzungen zu verbessern, müssen dort ansetzen, wo sie die Quellen der Beeinträchtigung am effizientesten beseitigen können. In den meisten, von der industriellen Geschichte älterer und jüngerer Zeit geprägten Flüssen liegen komplexe Kontaminationsmuster verschiedenster Stoffe vor, die über unterschiedliche Expositionspfade in die Gewässer gelangen. Dies bedeutet, dass für viele Stoffe nicht eine sondern mehrere Eintragswege existieren z.B. in Form verschiedene Nebenflüsse oder durch die unterschiedliche Art, in der die Kontaminanten im Einzugsgebiet vorliegen (Altlast im Fluss oder diffuse Einträge über Oberflächenabschwemmung). Vielfach haben sich bisherige Untersuchungen auf die Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen in Gewässerabschnitten beschränkt. Diese sind notwenig, um das Ausmaß von Schadstoffdepots einzuschätzen und um eine Belastung, die zu einem Nutzungsrisiko führen könnte, zu bestimmen. Für den Schutz von Einzugsgebieten ist jedoch notwendig, zu ermitteln, wieviel aus den einzelnen Regionen wohin transportiert wird. Frachtbestimmungen sind eine unbedingt notwendige Information, um ermitteln zu können, welche Kontaminationsquellen die Nutzungen im Einzugsgebiet am meisten gefährden und als erstes durch Maßnahmen angegangen werden sollten (Priorisierung der Areas of Risk). Um von der Information eines „Schadstoffdepots“ auf den Transport zu schließen, sind Aussagen über die betroffenen Sedimente bzgl. ihrer Stabilität (Messung von kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten) und Mobilität (Resuspension und Eintrag von partikelgebunden Schadstoffen in die Wassersäule) notwendig. Zur Zeit werden Stabilitätsmessungen nur in geringem Ausmaß durchgeführt. Insbesondere in Staubereichen, die strömungsabhängig zur Sedimentquelle oder –falle werden können, ist für eine Frachtbilanzierung notwendig, zu ermitteln, bei welchen Strömungsverhältnissen die einzelnen Prozesse einsetzen.

Der Transport von schwebstoffgebundenen Schadstoffen wird im Elbeeinzugsgebiet entlang des Hauptstroms über Sedimentationsbecken ermittelt. Vergleichbare Daten für die Nebenflüsse würden es ermöglichen, in Zusammenhang mit Stabilitäts- und Schwebstoffkonzentrations-

¹Kommissionsvorschlag: 11816/06 ENV 415 CODEC 782 - KOM(2006) 397 endg

² Zanden MJV, Fetzer WW (2007): Global patterns of aquatic food chain length
doi:10.1111/j.2007.0030-1299.16036.x. Oikos online early articles, published online 18 May 2007

bestimmungen die Orte hoher Schadstoffresuspension bei bestimmten Durchflussbedingungen abzuschätzen.

Methodische Probleme bei der Probennahme und Analytik von Schwebstoffen

Mit der Schwebstofffrachtbestimmung im Elbeeinzugsgebiet sind vielfältige Unsicherheiten und Schwierigkeiten verbunden, die in ihrer Folge derzeit eine genaue Frachtenbilanzierung erschweren. Die vorliegenden Datensätze der BfG und ARGE-Elbe erlauben lediglich einen relativen Vergleich, der seinerseits aufgrund der Schwankungsbreite der Befunde zu dem Ergebnis führt, dass bei Bilanzierungsversuchen stets Variationsbereiche angegeben werden müssen.

Viele der Unsicherheiten sind vor allem methodischer Herkunft. Um die methodisch bedingten Unsicherheiten zu minimieren und die Erstellung von Frachtbilanzen zwischen dem Hauptstrom und seinen Nebenflüssen zu ermöglichen, sind Verbesserungen notwendig:

- a) Die angewendeten gravimetrischen Schwebstoff-Bestimmungsmethoden sollten angepasst / vereinheitlicht werden.
- b) Des Weiteren wäre es wünschenswert, dass einzelne Probenahmeorte sowohl für Schwebstoffe als auch für schwebstoffbürtige Sedimente optimiert werden. Im Einflussbereich von Stauhaltungen/Schleusen/Wehren verändert sich das Strömungsregime, so dass es grundsätzlich Schwierigkeiten bereitet, repräsentative Proben zu gewinnen.
- c) Eine Vereinheitlichung der Probenahme für Schwebstoffe an allen Standorten (Elbe und Nebenflüsse) in der Strommitte sollte angestrebt werden.
- d) Um darüber hinaus die online-Trübungsmessungen der Messstationen in erweitertem Maße auch für Frachtberechnungen nutzen zu können, müsste die räumliche Distanz zwischen der Trübungsmessung und der Schwebstoffgewinnung so klein wie möglich gehalten werden (vor allem Mulde).
- e) Schließlich und endlich haben nicht zuletzt die Untersuchungen dieser Studie gezeigt, dass Hochwasserphasen den wesentlichen Anteil an der Jahres-Schwebstofffracht transportieren. Unter diesem Gesichtspunkt scheint es unumgänglich, wenn korrekte Frachtbilanzen aufgestellt werden sollen, in diesen Zeiträumen verdichtete Messungen durchzuführen. Und dies nicht nur in der Elbe und den großen Nebenflüssen (Saale, Havel, Mulde, Schwarze Elster), sondern in gleicher Weise auch in den kleineren schweb- und schadstoffrelevanten Gewässern (Spittelwasser). Ohne eine belastbare Frachtbilanzierung können die „Areas of Concern“ und „Areas of Risk“ nur unter Zuhilfenahme vieler weiterer Daten differenziert werden.

Diese methodischen Veränderungen dürfen allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch die natürliche räumliche und zeitliche Variabilität der Schwebstoffgehalte im Fließgewässersystem zu Unsicherheiten führt. Dies sollte zum Anlass genommen werden, um an ausgewählten Referenzprofilen Mehrpunktmessungen durchzuführen (z.B. Schmilka, Barby (Magdeburg), Wittenberge). Einheitliche Messungen im Längsverlauf der Elbe bei Hoch- und Niedrigwasser wäre wünschenswert.

Die Rolle der Buhnenfelder bzw. die Quantifizierung ihres Beitrages zum Stoffaustausch entlang der Fließstrecke ist nach wie vor nicht in ausreichendem Maße beschrieben worden. Für eine umfassende Beurteilung der Bedeutung der Buhnenfelder für den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe ist es zum einen notwendig, zusätzlich Daten bezüglich der frühdiagenetischen Prozesse Setzung, Entwässerung, Bildung von Biofilmen, Entgasung sowie der räumlichen in-situ Erosionsstabilität zu erheben. Darüber hinaus bestehen nach wie vor große Kenntnislücken zur

Abschätzung des gesamten Muddevorkommens bzw. deren Remobilisierung bei Hochwasser über eine größere Fließstrecke. So bleibt die Gefährdungsabschätzung, die von den feinkörnigen, belasteten Bühnenfeldsedimenten ausgeht, mit großen Unsicherheiten verbunden.

Darüber hinaus bestehen nach wie vor ungenügende Kenntnisse über den Stoffrückhalt in Auen. Es gibt zwar vereinzelte Abschätzungen über den Rückhalt in Auen, wobei mit Hilfe von Sedimentfallen (UFZ: Oka-Elbe-Projekt, Ad-hoc-Hochwasserprojekt, AQUATERRA; Uni-Hamburg: Rückdeichung Lenzen) der Sedimenteintrag an einzelnen Standorten im Bereich der Mulde, unteren Saale und Mittelelbe gemessen wurde. Darüber hinaus gibt es nur vereinzelte Schwebstoffmesskampagnen des UFZ, während derer zeitlich hochaufgelöste Messungen an der unteren Randbedingung von Teileinzugsgebieten durchgeführt wurden. Aber viel zu selten gibt es Überschneidungen derartiger Untersuchungen im Elbevorland mit denen des Fließgewässers. Keine Messungen liegen vor über den Übergangsbereich der oberen in die mittlere Elbe, wo der Fluss aus dem Festgesteinsbereich in das norddeutsche Tiefland übergeht. Während der extremen Hochwässer 2002 und 2006 konnte zwar festgestellt werden, dass die hohen Schwebstoffgehalte aus der oberen Elbe im Bereich der Mittelelbe bei Magdeburg nicht mehr angekommen sind. Bilanzierungen konnten allerdings aufgrund einer ungenügenden Datenlage nicht vorgenommen werden. Dabei ist bei derartigen Untersuchungen nicht allein die Schwebstoff- und Schadstofffracht in unterstromige Gewässerabschnitte im Fokus, sondern vielmehr die ganzheitliche Betrachtung des Flusses samt seiner Auen.

Da des Weiteren alleine aufgrund der Schwebstoffkonzentration noch keine Aussagen über den Schadstofftransport getroffen werden können, sollten an einzelnen Messstellen neben der Gesamtmasse der abfiltrierbaren Stoffe auch Stofftransport-relevante Parameter, wie Korngrößenzusammensetzung und Gehalte an organischer Substanz ermittelt werden.

Risikoregionen und -gebiete

Im Kapitel 4 wurden unter Berücksichtigung der Unsicherheiten der Frachtbestimmungen und unter Hinzuziehung abgeleiteter Vorsorgewerte für Nutzungen im Elbeeinzugsgebiet die Regionen, von denen ein Risiko ausgeht, sowie der Umfang, mit dem sie an dem Risiko beteiligt sind, benannt („Regions of risk“, Kapitel 4).

Zur Bestimmung der Risiko-Regionen wurden erhobene Frachtdaten der wichtigsten Teileinzugsgebiete sowie der über Schmilka aus der Tschechischen Republik eingetragene Anteil addiert und mit den Frachten in Schnackenburg verglichen. Bei den meisten Bilanzierungen bildeten zeichnete sich eine Differenz ab, die sich mit Resuspensions-Sedimentationsprozessen im Hauptstrom der Elbe erklären lässt. Insbesondere das Transportgeschehen in Bühnenfeldern und Auen wird hier mit erfasst sein. Dieses Transportverhalten entzieht sich bisher einer detaillierten Bilanzierung und so sind nur sehr grobe Abschätzungen möglich, welches Material im Hochwasserfall aus den Bühnen resuspendiert und flussabwärts getragen wird bzw. sich in überfluteten Auen abgelagert. Da dieser nicht differenzierbare Anteil bis zu 50 % des zu reduzierenden Frachtanteils ausmachen kann (z.B. Cadmium) ist eine Bilanzierung hier unbedingt notwendig.

Aufgrund des relativ hohen Anteils an der Schadstofffracht, der in Schnackenburg ankommt und nicht mit den errechneten Frachten aus den Teileinzugsgebieten erklärt werden kann, ist es fraglich, ob eine ausreichende Reduktion an Cadmium- und Quecksilberfrachten erreicht werden kann. Auf der anderen Seite kann insbesondere in diesen Fällen die Herkunft der kontaminierten

Schwebstoffe – insbesondere auf Bereich der Saale -eingegrenzt werden, so dass Maßnahmen diskutiert werden können und eine wesentliche Verbesserung erreichbar sein sollte.

Bei allen anderen Schadstoffen ließe sich durch eine maximale Reduktion der Frachten aus den Teileinzugsgebieten (incl. Der Elbe bei Schmilka) eine Gewährleistung aller Nutzungen erreichen. Einzige Problemstoffe hier bleiben Dioxine, TBT im Unterstrom, und Zink.

Einträge der organischen Substanzen HCH, HCB, PCB und DDX erfolgen allerdings zum überwiegenden Teil aus der Tschechischen Republik. Maßnahmen, die zur Reduktion dieser Stoffe führen sollen, müssen auf tschechischem Gebiet durchgeführt werden.

Mit höherer Unsicherheit als bei den Regionen und unter Bezugnahme auf Daten verschiedener Herkunft (Länderdaten, ARGE-Elbe) zu Sedimentkonzentrationen, Frachten und bekannten Quellen wurden innerhalb der Regionen, die die Hauptschadstofffrachten in Deutschland liefern, Saale und Mulde, die Gebiete eingegrenzt, von denen vermutlich eine entsprechende Gefährdung ausgeht und an denen Maßnahmen anzusetzen sind („Areas of Risk“, Kapitel 5).

In der Mulde ist dies zum einen das Spittelwasser aufgrund seiner Geschichte als Abwasserkanal chemischer Betriebe, zum anderen alte Bergbaugebiete, aus denen Schwermetalle und Arsen eingetragen werden. Bei Spittelwasser deuten Durchfluss-Konzentrationsbeziehungen der Schadstoffe darauf hin, dass es hochwasserbedingt zum vermehrten Eintrag von Schadstoffen kommt, die bei normalen Durchflüssen keinen Kontakt zum Spittelwasser haben. Demnach handelt es sich vermutlich teilweise um Altlasten, die an Land deponiert sind.

In der Saale liegen andere Verhältnisse vor: Hier handelt es sich um ein großes Schadstoffdepot, das in Form kontaminierter Sedimente im Hauptstrom der Saale selbst und in den Staubereichen der Weißen Elster liegt. Messstationen mit höchsten Konzentrationen im Hauptstrom der Saale waren Planena und Bernburg. Die verfügbaren Frachtdaten weisen auch auf einen Einfluss der Bode zur Schadstofffracht der Elbe hin, der aus der Region Staßfurt kommen könnte. Um diese These zu untersuchen, muss die Datenbasis bzgl. der Schwebstoffmessungen verbessert werden. Eine besondere Bedeutung für die Elbe kommt auch der Stauhaltung Calbe zu, da bei Hochwasser im Oberlauf und Flusssystem der Saale selbst deponierte Sedimente von Welle zu Welle schrittweise in den Unterlauf abtransportiert und in der letzten Stauhaltung zwischengelagert werden.

Der Umgang mit kontaminierten Sedimenten

Langfristiges Ziel im Einzugsgebiet ist es, den Eintrag von feststoffgebundenen prioritären Schadstoffen nach Artikel 16 WRRL zu reduzieren und im weitesten Sinne einen positiven Einfluss auf die Sedimentqualität im Flusseinzugsgebiet der Elbe zu erreichen. Hierzu muss über Maßnahmen an den „Areas of Risk“ entschieden werden. Als Entscheidungshilfe wurde mit Kapitel 6 ein Überblick erstellt über Maßnahmen, die potenziell im Elbeeinzugsgebiet anwendbar sind, und über Erfahrungen, die mit diesen Maßnahmen gewonnen wurden. Auf der Grundlage unserer Analyse im Abschnitt 6.9 und der Ergebnisübersicht im Abschnitt 6.10.2 werden folgende Schlussfolgerungen gezogen:

1. Umlagerung im Gewässer

Die Sedimentdynamik eines Systems wird durch eine fortwährende Sedimententnahme nachhaltig beeinflusst. Aus diesem Grunde und weil es die ökonomisch günstigste Lösung ist, wird eine Umlagerung von Baggergut innerhalb eines Systems bei der Wasserbewirtschaftung vorgezogen.

Sedimente bilden außerdem den Lebensraum einer Vielzahl von Organismen und haben durch die dort ablaufenden Prozesse und Stoffumsätze eine wichtige Funktion für das Gewässer. Voraussetzung für ein funktionierendes Sedimentökosystem ist aber eine gute Qualität. Bei erhöhter Schadstoffbelastung wird sowohl die Qualität der benthischen Mikroflora und Fauna beeinträchtigt, als auch die Umlagerung von Baggergut erschwert, da durch eine Verbringung das ökologische Risiko von einem Ort zum anderen weitergetragen würde.

Die Methode der Umlagerung findet damit vor dem Hintergrund ökonomischer Zwänge ihre Grenzen durch eine wissenschaftlich fundierte Risikoanalyse der ökologischen Auswirkungen. Hierbei muss nach bestem Wissen vorgegangen werden, da teilweise Zielwerte für kritische Substanzen wie Dioxine in der Elbe fehlen.

2. Baggern und Ausgraben

Bei Instandhaltungs- und Ausbaumaßnahmen an Schifffahrtswegen und Hafenanlagen ist das Baggern unverzichtbar; bei Sanierungsmaßnahmen an stark kontaminierten Sedimentflächen im Gewässer sind dagegen Vor- und Nachteile der Methode „Baggern und Ausgraben“ abzuwägen: Die Hauptvorteile liegen darin, dass die Sanierungsziele schnell und dauerhaft sicher erreicht werden können. Nachteilig sind die relativ hohen Kosten, vor allem hinsichtlich der Beseitigung der gebaggerten oder ausgegrabenen Materialien. Als spezifisches Problem galten die Schadstoffverluste bei der Resuspension der Sedimente. Hier stehen jedoch Techniken zur Verfügung, die das Freisetzungsrisko minimieren, indem das Sediment ohne Zusatz von Wasser ausgehoben, gefördert und am Bestimmungsort eingebaut wird.

3. Subaquatische Deponierung

Die traditionellen Maßnahmen für die Beseitigung von Baggergut sind die Ablagerung an Land oder in abgegrenzten Gewässerbereichen („Confined Disposal Facilities“). Nach der DEPOTEC-Studie im Auftrag der Wirtschaftsbehörde, Hamburg Port Authority, sind subaquatische Depots, die in den Niederlanden in bislang rund 10 Depots mit einem Volumen von insgesamt 125 Mio. m³ installiert wurden, eine umweltfreundliche und dauerhafte Lösung, die technisch gut realisierbar und preiswerter als die Verwertung ist. Die Technologie der subaquatischen Depots ist auch für die Beseitigung von anderen gebaggerten oder ausgegrabenen Sedimenten und Auenböden im Einzugsgebiet die sicherste und kostengünstigste Lösung.

4. Abdeckung

Ein Vorteil des In-situ Capping ist die rasche Abschirmung von kontaminierten Sedimenten gegen den überliegenden Wasserkörper. Verglichen mit einer Sedimententnahme durch Baggern und Ausgraben erfordert die Abdeckung weniger Infrastruktur und ist schonender für die Umwelt und das Betriebspersonal. Restrisiken nach Einbau der Abdeckung bestehen darin, dass das kontaminierte Sediment bei extremen Hochwasserbedingungen oder Eisgang nach Beschädigung der Abdeckung resuspendiert werden kann und dass gelöste oder kolloidgebundene Schadstoffe durch die Abdeckung migrieren können. Diese Effekte werden durch neuere Entwicklungen von erosionsresistenten bzw. reaktiven Barriersystemen weitgehend vermieden.

5. Aufbereitung und Verwertung

Nach wie vor besitzen die mechanischen Trennverfahren und die Verwertung der gering belasteten Sandfraktionen Anwendungsmöglichkeiten bei größeren und kleineren Volumina sowohl von mäßig als auch stärker kontaminierten Sedimenten. Dagegen konnten sich die chemisch-biologischen und thermischen Behandlungsmethoden und die meisten technischen Verfahren zur Nutzung von

aufbereiteten Sedimenten als Baustoffe, die in den 90er Jahren als Problemlösungen für kleinere Baggergutmengen intensiv untersucht worden sind, nicht durchsetzen.

6. Natürlicher Abbau und Rückhalt bei Sedimenten und Auenböden

Für die Anwendung des Natural Attenuation Ansatzes bei Gewässersedimenten im engeren Sinne, d.h. den gering bis mäßig kontaminierten Ablagerungen in einem Oberflächengewässer, ist das wichtigste Kriterium die mechanische Stabilität gegen eine Erosion und Resuspension. Bei den nur wenig mit kontaminierten Sedimenten beaufschlagten, episodisch überfluteten Auenböden ist zuerst ein potenzieller Abbau von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone durch entsprechende Daten von Vertikalprofilen nachzuweisen; dabei können ökotoxikologische Methoden hilfreich sein. Im Rahmen des BMBF-Verbundes KORA wurde eine praxisnahe Handlungsempfehlung zur „Anwendung von Natural Attenuation Prozessen bei kontaminierten Sedimenten“ erarbeitet und dieser Studie beigelegt.

7. Natürlicher Rückhalt bei Bergbaualtlasten

Trotz des enormen finanziellen Aufwands und der fortschrittlichen Technologien, die in den großen Sanierungsprojekten des Braunkohle- und Uranbergbaus im Einzugsgebiet der Elbe eingesetzt wurden, stellen die Restkontaminationen in den Halden, Absetzbecken, Tagebaurestlöchern und Überflutungsgebieten ein beträchtliches Risiko für die Wasserqualität dar. Erste Ergebnisse über natürliche Rückhalteprozesse aus dem Umfeld der WISMUT-Sanierung zeigen, dass die Befassung mit Natural Attenuation Prozessen, auch wenn diese in der Sanierungspraxis noch nicht im Vordergrund stehen, eine wichtige Maßnahme bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit von ingenieurtechnischen Problemlösungen darstellt.

8. Ausblick

Bei der Bewirtschaftung von Baggergut aus Großhäfen nimmt die Hamburg Port Authority mit ihren relativ aufwendigen Technologien der Abtrennung und Landdeponierung kontaminierter Sedimentfraktionen eine international führende Position ein. Für die schonende Entnahme stark belasteter Ablagerungen aus Bootshäfen, Hafengebieten, Bühnenfeldern und anderen „Hot Spots“ gibt es einschlägige Erfahrungen im Elberaum; dieses Know-How lässt sich mit den anderen fortschrittlichen Techniken ‚Subaquatisches Depot‘ und ‚Aktive Abdeckung‘ kombinieren (Demonstrationsprojekt Hitzacker/Elbe). Schwieriger ist die Vermittlung von naturnahen in-situ Methoden, die bei Sedimenten – im Unterschied zu pedogenen Altlasten – wesentlich von Erosionsvorgängen und der Verfrachtung großer Mengen kontaminierter Feststoffe innerhalb eines Flusseinzugsgebietes beeinflusst sind. Maßnahmen dieser Art, die noch mit vielen Unsicherheiten behaftet sind, erfordern eine intensive Kommunikation zwischen Forschung und Praxis sowie eine breite Information der Öffentlichkeit.