

Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet

Ursachen und Trends



**Überreicht vom
Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement
an der TUHH
Dezember 2005**

Foto: Elbe bei Boizenburg 2002 (René Schwartz)

Diese Studie wurde erstellt im Auftrag der
Hamburg Port Authority



Bearbeitung: Susanne Heise¹, Evelyn Claus², Peter Heininger², Thomas Krämer², Frank Krüger³, René Schwartz⁴ & Ulrich Förstner⁴

¹: Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement, Eißendorfer Str. 40, D-21071 Hamburg

²: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz

³: Fa. ELANA - Boden, Wasser, Monitoring, Dorfstr. 55, D-39615 Falkenberg

⁴: Technische Universität Hamburg-Harburg, Eißendorfer Str. 40, D-21071 Hamburg

Inhaltsangabe

I	SHRNUTÍ (Zusammenfassung auf tschechisch)	I-1
II	SUMMARY (Zusammenfassung auf englisch)	II-1
1	ZUSAMMENFASSUNG	1
1.1.	SEDIMENTE ALS BESTANDTEIL DES FLUSSGEBIETSMANAGEMENTS	1
1.2.	ANSATZ DIESER STUDIE	2
1.3.	ERGEBNISSE DER STUDIE	4
1.3.1.	<i>Substances of Concern</i>	4
1.3.2.	<i>Areas of Concern</i>	6
1.3.3.	<i>Areas of Risk – Eine Herausforderung für die Elbe</i>	8
1.4.	AUSBLICK	10
2	EINLEITUNG	11
3	ZIELSETZUNG UND KONZEPT DER STUDIE	15
3.1.	ZIELSETZUNG	15
3.2.	KONZEPT DER STUDIE	15
4	ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET	18
4.1.	DAS EINZUGSGEBIET DER ELBE UND IHRER NEBENFLÜSSE	18
4.2.	ÜBERSICHT ÜBER ANTHROPOGENE NUTZUNGEN UND SCHADSTOFFEINTRÄGE IM ELBEEINZUGSGEBIET	20
4.3.	PUNKTUELLE EINLEITUNGEN IM ELBEEINZUGSGEBIET	23
4.4.	DIFFUSE QUELLEN IM ELBEEINZUGSGEBIET	26
4.5.	SEDIMENTQUALITÄTSKRITERIEN IM ELBEEINZUGSGEBIET	26
4.5.1.	<i>Allgemeines</i>	26
4.5.2.	<i>Im Elbeeinzugsgebiet angewandte Sedimentqualitätsrichtlinien</i>	27
5	DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET	34
5.1.	ERFASSUNG VON URSACHEN UND TRENDS PARTIKELGEBUNDENER SCHADSTOFFBELASTUNGEN	34
5.1.1.	<i>Vorteile von Feststoffanalysen</i>	34
5.1.2.	<i>Zielsetzungen für Feststoffuntersuchungen in der Wasserwirtschaft</i>	34
5.1.3.	<i>Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen im Gewässergüte-Monitoring</i>	35
5.1.4.	<i>Faktorenanalyse für partikelgebundene Schadstoffe</i>	36
5.1.5.	<i>Untersuchungsstrategien in der vorliegenden Studie</i>	36
5.2.	QUALITÄTSSICHERUNG BEI DER UNTERSUCHUNG VON SCHWEBSTOFF- UND SEDIMENTPROBEN	37
5.2.1.	<i>Mängel bei den Daten für flussgebietsübergreifende Bewertungen der Gewässergüte</i>	37
5.2.2.	<i>Das Konzept der Rückverfolgbarkeit für verschiedene Sedimenteigenschaften</i>	37
5.2.3.	<i>Rückverfolgbarkeit bei der Erfassung von schadstoffbelasteten Sedimenten</i>	38
5.2.4.	<i>Rückverfolgbarkeit bei der Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Feststoffen</i>	39
5.2.5.	<i>Rückverfolgbarkeit bei der Prognose von Auswirkungen resuspendierter Sedimente</i>	40
5.2.6.	<i>Qualitätssicherung von Sedimentdaten in zwei Elbe-Verbundprojekten des BMBF</i>	41
5.3.	SEDIMENTE UND SCHWEBSTOFFE IN DER EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE	42
5.3.1.	<i>Analyse und Monitoring von prioritären Substanzen in Schwebstoffen und Sedimenten</i>	42

5.3.2.	<i>Metall-Background Referenzkonzentrationen (BRCs)</i>	42
5.3.3.	<i>Freisetzung prioritärer Schadstoffe aus historisch kontaminierten Sedimenten</i>	43
5.4.	DATENSÄTZE DIESER STUDIE	44
5.5.	DATENGRUNDLAGEN ZUR HYDRODYNAMIK VON FESTSTOFFEN IM ELBEEINZUGSGEBIET	49
5.5.1.	<i>Morpho- und Hydrodynamik im Längsschnitt der Elbe</i>	49
5.5.2.	<i>Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe</i>	50
5.5.3.	<i>Einfluss der Wasserführung auf die Metallgehalte in Elbe und Saale</i>	51
5.5.4.	<i>Hydrodynamische Analyse von Buhnenfeldern der Mittelelbe</i>	52
5.5.5.	<i>Laborexperimente zur Erosionsstabilität von Elbsedimenten</i>	52
5.6.	KONTAMINIERT FESTE STOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET – WEITERE DATEN, DEFIZITE	54
5.6.1.	<i>Weitere Datensätze zu kontaminierten Feststoffen im Elbeeinzugsgebiet</i>	54
5.6.2.	<i>Regionale Datenlücken – Schadstoffbilanzen im Bereich des früheren Uranerzbergbau</i>	55
5.7.	KONTAMINIERT FESTE STOFFE IM FLUSSGEBIETSMABSTAB – DATENSCHWERPUNKTE	56
5.7.1.	<i>Zielvorgaben für Immissionswerte</i>	56
5.7.2.	<i>Transmission – abflussabhängige Konzentrations- und Frachtdaten</i>	57
5.7.3.	<i>Emissionsdaten – Bestandsaufnahmen in den ‚Areas of Concern‘</i>	57
6	IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)	58
6.1.	HERANGEHENSWEISE	58
6.2.	QUALITATIVE BEURTEILUNG DER IM ELBEEINZUGSGEBIET RELEVANTEN SCHADSTOFFE	58
6.3.	QUANTITATIVE BEURTEILUNG DER SCHADSTOFFE IN BEZUG AUF GEMESSENE SEDIMENT- UND SCHWEBSTOFFKONZENTRATIONEN IM HAMBURGER HAFEN IM VERGLEICH ZU DEN ZIELVORGABEN DER IKSE UND ARGE-ELBE (SCHUTZGUT AQUATISCHE LEBENSGEMEINSCHAFTEN)	61
7	IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN	67
7.1.	HERANGEHENSWEISE	67
7.2.	ANORGANISCHE KONTAMINANTEN	68
7.2.1.	<i>Geogene Hintergrundbelastung</i>	68
7.2.2.	<i>Arsen (Zielvorgabe IKSE: 40 mg/kg):</i>	69
7.2.3.	<i>Kupfer (Zielvorgabe IKSE: 80 mg/kg):</i>	72
7.2.4.	<i>Cadmium (Zielvorgabe IKSE: 1,2 mg/kg):</i>	75
7.2.5.	<i>Quecksilber (Zielvorgabe IKSE: 0,8 mg/kg):</i>	78
7.2.6.	<i>Blei (Zielvorgabe IKSE: 100 mg/kg):</i>	81
7.2.7.	<i>Zink (Zielvorgabe IKSE: 400 mg/kg):</i>	83
7.3.	ORGANISCHE KONTAMINANTEN	86
7.3.1.	<i>Hexachlorcyclohexane (HCHs) (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 10 µg/kg):</i>	86
7.3.2.	<i>DDT (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 40 µg/kg):</i>	89
7.3.3.	<i>Polychlorierte Biphenyle (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 5 µg/kg):</i>	91
7.3.4.	<i>Hexachlorbenzol (Zielvorgabe ARGE-Elbe: 40 µg/kg):</i>	94
7.3.5.	<i>Organozinnverbindungen</i>	97
7.3.6.	<i>Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe aus 16 EPA PAK)</i>	101
7.3.7.	<i>Dioxine und Furane</i>	103
7.4.	AUSWEISUNG BELASTETER GEBIETE	105
7.5.	DIE RELEVANZ VON ZIELVORGABEN FÜR DIE IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN	106
8	IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN	109

8.1. DIE REGION DES TSCHECHISCHEN ELBEINZUGSGEBIETS VON VALY BIS ZUM MOLDAUZUFLUSS MIT BEZUG AUF CADMIUM, PCB UND PAKS (IN GERINGEREM MAßE AUCH QUECKSILBER).....	109
8.1.1. Regionaler Überblick.....	109
8.1.2. Cd.....	110
8.1.3. Hg.....	110
8.1.4. PCB.....	112
8.1.5. PAKs.....	112
DAS EINZUGSGEBIET DER MOLDAU IN BEZUG AUF PCB, PAKS (IN GERINGEREM MAßE AUCH CADMIUM).....	112
8.2.....	112
8.2.1. Regionaler Überblick.....	112
8.2.2. Cd.....	113
8.2.3. PCB.....	113
8.2.4. PAK.....	114
8.3. DAS GEBIET UM DECIN (BILINA) MIT BEZUG AUF QUECKSILBER, DDT UND HCB, MÖGLICHERWEISE AUCH AUF PCB UND PAKS. 114	
8.3.1. Regionaler Überblick.....	114
8.3.2. Hg.....	115
8.3.3. DDT.....	115
8.3.4. HCB.....	117
8.3.5. PCB.....	117
8.3.6. PAK.....	118
8.4. DAS GEBIET VON DECIN BIS ZUR EINMÜNDUNG DER SCHWARZEN ELSTER: SCHMILKA HRENSKO, ZEHREN/DOMMITZSCH MIT BEZUG AUF QUECKSILBER, HCB, PCB, DDT, PAKS UND, (IN GERINGEREM MAßE CADMIUM), WOBEI DIE EINTRÄGE HIER VON STROMAUFWÄRTS KOMMEN KÖNNEN.....	119
8.5. DAS EINZUGSGEBIET DER SCHWARZEN ELSTER MIT RELATIV GERINGEN BELASTUNGEN AN CADMIUM UND ZINK.	120
8.5.1. Regionaler Überblick.....	120
8.5.2. Cd.....	120
8.5.3. Zn.....	120
8.5.4. Sonstiges: PAK.....	120
8.6. DAS EINZUGSGEBIET DER MULDE MIT BEZUG AUF ARSEN, CADMIUM, QUECKSILBER, ZINK, BLEI, HCH, DDT, HCB, PAKS, TeBT UND DIOXINE	121
8.6.1. Regionaler Überblick.....	121
8.6.2. As.....	122
8.6.3. Cd und Zn.....	122
8.6.4. Pb.....	123
8.6.5. Hg.....	124
8.6.6. HCH, DDT und HCB (und andere Chlorbenzole)	124
8.6.7. TeBT und TBT.....	125
8.6.8. PAK.....	126
8.6.9. Dioxine	126
8.7. DAS EINZUGSGEBIET DER SAALE MIT BEZUG AUF CADMIUM, QUECKSILBER SOWIE IN GERINGEREM MAßE VON ZINK UND PAKS 127	
8.7.1. Regionaler Überblick.....	127
8.7.2. Cd.....	127
8.7.3. Hg.....	129
8.7.4. Zn.....	131

8.7.5.	PAKs.....	132
8.8.	DIE REGION VON MAGDEBURG BIS HAMBURG (BUNTHAUS) MIT BEZUG AUF CADMIUM, QUECKSILBER, ZINK UND PAKS SOWIE GERINGEREM MAßE VON HCB.....	134
8.8.1.	Regionaler Überblick.....	134
8.8.2.	Zn und Cd.....	135
8.8.3.	Hg und HCB.....	135
8.8.4.	PAKs.....	135
8.9.	DAS GEBIET HAMBURGS MIT BEZUG AUF DIE SUBSTANCES OF CONCERN, INSBES. TBT.....	136
8.9.1.	Regionaler Überblick.....	136
8.9.2.	TBT.....	137
8.9.3.	Überblick über Punktquellen in Hamburg mit Bezug auf weitere Substances of Concern	139
9	ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN 144	
9.1.	EINLEITUNG.....	144
9.2.	SCHADSTOFFFRACHTEN DER ELBE	146
9.2.1.	Schadstofffrachten in Übereinstimmung mit den Areas of Concern	146
9.2.2.	Schadstofffrachten nicht in Übereinstimmung mit den Areas of Concern.....	147
9.3.	DIOXINE UND FURANE ALS TRACER FÜR DIE STOFFVERFRACHTUNG	150
9.4.	EROSION VON BUHNENFELDSEDIMENTEN	153
9.5.	SCHADSTOFFRÜCKHALTUNG IM MULDENSTAUSEE – EINFLÜSSE VON EXTREMHOC HWASSER.....	156
10	AUSBLICK.....	158
11	LITERATUR.....	161
12	ANHANG.....	170

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Schwebstofffrachten der Elbe an ausgewählten Bilanzprofilen und von Hauptnebenflüssen (Daten BfG)	8
Abb. 1.2: Auswirkung des Auguthochwassers 2002 auf die Ausdehnung und das Volumen des schwebstoffbürtigen Sedimentdepots in einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9.....	9
Abb. 2.1: Emissionswege und Prozesse des flussabwärts gerichteten Transports historischer Sedimentkontaminationen	11
Abb. 4.1: Übersicht über das Elbeeinzugsgebiet (Kartenvorlage: BfG). Orangefarbige Balken bezeichnen die Grenze der Streckenabschnitte (s. Text).	18
Abb. 4.2: Quellen und Eintragswege von Substanzen in Flusseinzugsgebiete	21
(Fuchs et al. 2002).....	21
Abb. 4.3: Emissionen von Punkt- und diffusen Quellen in deutsche Flusssysteme in t/a nach (Fuchs et al., 2002)	22
Abb. 5.2: Cd im Sedimentkern des Bucher Bracks (Daten der Fraktion <20 µm; Prange et al. 1997).....	48
Abb. 5.3: Schwebstofffrachten der Elbe an ausgewählten Bilanzprofilen und von Hauptnebenflüssen .	48
Abb. 5.4: Experiment-Triade zur Prüfung der Erosionsstabilität von Sedimenten (Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Arbeitsgruppe Prof. Dr.-Ing. B. Westrich)	53
Abb. 6.1: Übersicht über die Gewässer des Hamburger Hafens. Die zur Bestimmung der Substances of Concern herangezogenen Stationen, an denen Oberflächensedimente beprobt wurden, sind blau, Messstationen der ARGE-Elbe rot gekennzeichnet.	62
Abb. 7.1 : Arsen-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	69
Abb. 7.2: Arsengehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003	70
(Datenerhebung GKSS).....	70
Abb. 7.3 : Arsen-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	71
Abb. 7.5: Kupfergehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Daten GKSS).	73
Abb. 7.6: Kupfer-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	74
Abb. 7.7: Cadmium-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers-Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).	75
Abb. 7.8: Cadmiumgehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS)..	76
Abb. 7.9: Cadmium-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	77
Abb. 7.10: Quecksilber-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).	78
Abb. 7.11: Verlauf der Quecksilber-Belastung in schwebstoffbürtigen Sedimenten in der Schwarzen Elster und der Mulde zwischen 1996 und 2003.	79
Abb.7.12: Quecksilbergehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).	79
Abb. 7.13: Quecksilber-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	80

Abb. 7.14: Blei-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers-Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	81
Abb. 7.15 : Bleigehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).	82
Abb. 7.16: Zink-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	84
Abb.7.17 : Zinkgehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).	85
Abb. 7.18: HCH-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	86
Abb. 7.19: HCH (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	87
Abb. 7.20 : g-HCH-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	88
Abb. 7.21: DDT-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	89
Abb. 7.22: DDT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	90
Abb. 7.23: PCB-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	91
Abb.7.24: PCB (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	92
Abb. 7.25: PCB153-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).	93
Abb. 7.26: HCB-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).	94
Abb.7.27: HCB-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	95
Abb. 7.28: HCB-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG)	96
Abb. 7.29: TBT-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	97
Sedimente:	97
Abb. 7.30: TBT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (in $\mu\text{g Sn/kg}$) (Datenerhebung ARGE-Elbe).	98
Abb. 7.31: TeBT-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).....	99
Abb. 7.32: TeBT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	100
Abb. 7.33: PAK-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).	101
Abb. 7.34: PAK (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).	102
Abb. 7.35: Dioxin-Konzentrationen in Zentrifugenschwebstoffen zwischen 1994 und 1998 (Datenerhebung ARGE-Elbe, Umweltbehörde Hamburg).....	103

Abb. 7.36: Dioxin-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe)	104
Abb. 8.1: Quecksilbergehalte in der tschechischen Elbe bis zur Moldaumündung (Rudis, 2005). (R – rechte Flussseite, L – linke Flussseite)	111
Abb. 8.2: PCB-(7)-Befunde zwischen Elbequelle und Moldaumündung (Daten Rudis, 2005).	111
(R – rechte Flussseite, L – linke Flussseite)	111
Abb. 8.3: Cadmiumgehalte in Sedimenten entlang der Moldau (Schindler und Lochovsky, 1997)....	113
Abb. 8.4: Quecksilberbefunde in Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky, 1997).	116
Kilometrierung der Elbe steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.	116
Abb. 8.5: DDTs in Sedimenten im Jahr 2002 im Längsschnitt der tschechischen Elbe (Daten Rudis, 2005). (R – rechte Flussseite; L – linke Flussseite)	116
Abb. 8.6: Die HCB-Gehalte in Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky 1997).	117
Kilometrierung der Elbe steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.	117
Abb. 8.7: PCBs in den Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky, 1997).	118
Kilometrierung der Elbe steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.	118
Abb. 8.8: Cadmium (links) und Zink (rechts) in den Sedimenten des Muldeinzugsgebietes. Beprobungszeitraum 1991-1995, Korngröße <20µm. Aus: (Kowalik et al., 2002)	123
Abb. 8.11: Cadmiumgehalte im Sediment der Weißen Elster zwischen 1991 und 1999. Kornfraktion <20 µm; Königswasserauszug (Fritsche & Zerling, 2000)	129
Abb. 8.13: Quecksilberkonzentrationen in Sedimenten der Saale in den Jahren 1993, 1997 und 2000 (Daten BfG).	131
Abb. 8.15: Zink-Gehalte der Jahre 1993, 1994, 1995 und 2000 als Mehrfaches des geogenen Hintergrundwertes (Daten von 1993 – 1995 von Einax und Kowalik, Jena). Säulen von links nach rechts: stromauf- nach stromabwärts (Zerling et al., 2003)	132
Abb. 8.16: Sedimentkonzentrationen an PAK (Summe) im Unterlauf der Saale (Daten: BfG)	133
Abb. 8.17: Gehalte an TBT in Schwebstoffen, erhalten durch Zentrifugation von Wasserproben an den Stationen Bunthaus und Seemannshöft. Angegeben ist die Konzentration des Organozin-Kations in µg/kg TS. Keine Werte liegen vor für Seemannshöft 1997 und 1998. (Datenerhebung: Umweltbehörde Hamburg)	137
Abb. 8.18: Tributylzinnskonzentrationen im Verlauf von Norder und Süder-Elbe, gemessen in Oberflächenproben (Datenerhebung: HPA, ehemals Amt Strom- und Hafenbau Hamburg).	138
Abb. 8.19: Gesamtfracht der direkt in Hamburgische Gewässer eingeleiteten Schadstoffe in den Jahren 1989, sowie 2001 bzw. 2002. Zusammengestellt aus den Tabellen 8.1 und 8.2 ohne Berücksichtigung des Klärwerkes Geesthacht.	141
Abb. 9.2: HCB (oben, vorige Seite) und HCH (diese Seite)-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).	147
Abb. 9.3: As-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).	148
Abb. 9.4: Hg-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).	149
Abb. 12.5: Dioxin- und Furan-Kongenerenmuster eines Oberbodens der Spittelwasserniederung des Jahres 2004 (Daten: Schwartz, unveröffentl.)	152
Abb. 12.6: Dioxin- und Furan-Kongenerenmuster eines Bühnenfeld-Sedimentkernes (Elbe-km 420) des Jahres 2003 (Daten: Schwartz, unveröffentl.)	152

Abb. 9.7: Auswirkung des Augusthochwassers 2002 auf die Ausdehnung und das Volumen des schwebstoffbürtigen Sedimentdepots in einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9.....	155
Abb. 9.8: Beziehung zwischen kritischer Sohlschubspannung und Fließgeschwindigkeit (links) sowie Tiefenprofil der Erosionsfließgeschwindigkeit eines Sedimentkernes aus einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9.....	156

Tabellen-Verzeichnis

Tab. 1.1: Klassifizierung der Schadstoffe auf der Basis der Stoffeigenschaften „Persistenz“, „Adsorption/Bioakkumulation“ und die regulatorische Einstufung des Stoffes als Prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL (PGS), als zu überprüfender, prioritärer Stoff (PPS) nach WRRL, als Prioritärer Stoff (PS) oder als „persistent organic pollutant“ (POP) nach UNEP.	4
Tabelle 4.1: Hydrologische Daten zu den Elbe-Nebenflüssen (zusammengestellt aus (Finke et al., 1998) und mündlicher Mitteilung der VUV in Prag)	20
Tab. 4.2: Durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen in kommunalen Kläranlagen im Elbeinzugsgebiet (1995 und 2000) und in Deutschland (2000) in µg/L, berechnet durch (Fuchs et al., 2002).	23
Tab. 4.3: Überblick über wesentliche Industrien bzw. Industriestandorte, sowie Einleitungen kommunaler Abwässer im Einzugsgebiet der Elbe (Kowalik et al., 2002) (EPER, Daten von 2001) (IKSE, 2003)	24
Tab. 4.4: Schwermetall- und Arseneinträge in Oberflächengewässer des deutschen Elbeinzugsgebietes(Fuchs et al., 2002).	26
Tabelle 4.5: Igeo-Klassen des Geoakkumulationsindex	28
Tabelle 4.6: Klassengrenzen des LAWA-Klassifikationssystems für Metalle vor (oben) (ARGE_ELBE, 1996a) und nach dem Jahr 2000 (mitte) in mg/kg TS (Fraktion <20 µm) bzw. für organische Verbindungen in µg/kg TS (Fraktion <2 mm) (unten) (Prange et al., 2000)	30
Tabelle 4.7: Überblick über Zielvorgaben der verschiedenen Sedimentqualitätsrichtlinien des Elbeinzugsgebietes.	32
Tabelle 5.1 Vergleich des Gewässer-Monitoring mit Schwebstoff- und Sedimentproben in drei unterschiedlichen Aufwandniveaus (nach Thomas und Meybeck 1992)	35
Tabelle 5.2: Chemische Analysen für drei wichtige Sedimentfunktionen unter besonderer Berücksichtigung der Rückverfolgbarkeit einzelner Bearbeitungsschritte (Förstner 2004).	38
Tabelle 6.1: Klassifizierung der Schadstoffe auf der Basis der Stoffeigenschaften „Persistenz“, „Adsorption/Bioakkumulation“ und die regulatorische Einstufung des Stoffes als Prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL (PGS), als zu überprüfender, prioritärer Stoff (PPS) nach WRRL, als Prioritärer Stoff (PS) oder als „persistent organic pollutant“ (POP) nach UNEP.	59
Tab. 6.2: Schadstoffgehalte an ausgewählten Stationen in Schwebstoffen (Bunthaus und Seemannshöft; 1996-2003) und Oberflächensedimenten (Bullenhausen, Dove-Elbe, Vorhafen; 1994-2004) im Vergleich mit den Zielvorgaben der ARGE-Elbe (2000). (ZV: Zielvorgabe; TD: zeitlicher Trend, +: Trend erkennbar; MG – Messgenauigkeit, A: gut; B: geringe Präzision). Überschreitungen in % der Einzeldaten	65
Tab. 6.3: Überschreitung der Bestimmungsgrenzen von Substanzen im Sediment zur Einstufung des chemischen Zustandes der WRRL	66
Tabelle 7.1: 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 Korngrößenfraktion <20 µm (nach Prange et al., 2000, modifiziert).....	68
Tab. 7.2: Überschreitungen der Zielvorgaben für die einzelnen Substances of Concern in verschiedenen Regionen entlang der Elbe.	105
Tabelle 7.3 zeigt die Überschreitungen des Richtwertes RW ₁ beispielhaft für die Schwermetalle analog der Darstellung in Tabelle 7.2.....	107
Tabelle 8.1: Gegenüberstellung des Gesamteintrages (1984 – 1989), des kommunalen und industriellen Eintrags (1987-1989) in Hamburger Gewässer. Quellen: Emissionskataster 1984, 1986, 1987-1989.	140
Tabelle 8.2: Ausgewählte signifikante Einleitungen der Substances of Concern in Hamburgische Gewässer, zusammengestellt aus dem Emissionskataster, BUG/W, sowie aus der EPER-Meldung 2003 (aus(Freie und Hansestadt Hamburg, 2005)).	140
Tab. 9.1: Ergebnisse der Hierarchischen Clusteranalyse von 426 Dioxinproben (Götz et al., in.prep.)	151

I SHRUTÍ

I.1. Management sedimentů jako součást managementu povodí

Tato studie předkládá zmapování situace znečišťujících látek v sedimentech a plaveninách v Labi a v důležitých přítocích Labe. Pomocí této studie by měly být vytvořeny první základy pro management sedimentů v povodí Labe do budoucnosti. Zkoumání kvalitativní a kvantitativní situace tuhých látek v povodí má vysokou ekologickou a regulační relevanci jednak vzhledem k cílům Rámcové směrnice pro vodní politiku (EG 2000) jednak vzhledem k evropským cílům ochrany moří (EG 2002). Sedimenty představují biotop pro četné zástupce fauny i flóry. Bilance pevných látek má pro hydromorfologickou situaci řeky rozhodující roli. Kontaminované sedimenty se mohou stát příčinou chronické otravy akvatického společenství a ohrozit tak žádoucí dobrý chemický a ekologický stav. Sedimenty jsou dynamickou součástí kontinua povodí - pobřeží (Salomons 2005). Velké říční přístavy jako Rotterdam a Hamburg mají v tomto kontinuu pro kvalitu sedimentů funkci důležitého uzlu. Na značnou ekonomickou potřebu managementu sedimentů, zahrnujícího i rizika, ukazuje navíc i množství materiálu, vybagrovaného při udržovacích pracích v hamburském přístavu, které od roku 1999 narůstá (HPA 2005) a které musí být na základě daných koncentrací částečně s velkými náklady zhodnocováno pro zemědělství resp. deponováno na skládkách.

Management sedimentů v měřítku povodí je založen na komplexních znalostech imisní, emisní a transmisní situace a dalších souvislostí. *Imisní data* např. v podobě koncentrací znečišťujících látek v sedimentech, umožňují metodický postup zohledňující rizika. Různé metody hodnocení kvality sedimentů v „kontinuu povodí – pobřeží“ včetně směrnic pro plán povodí, které jsou např. používány při rozhodování o vybagrovaném materiálu „odvézt na skládku versus převrstvit usazeniny na jiné místo“ ztěžují výrazně jednotný management. Pokud má dojít k realizaci opatření managementu, jsou pro identifikaci zdrojů znečišťujících látek naprosto nezbytná *emisní data*. Jedná se přitom částečně o historická data, která musí být zjištěna, aby bylo možné učinit vymezení vůči recentním trendům. Emisní a imisní data mají vzájemnou spojitost prostřednictvím transportu sedimentů podél toku v povodí. Tuto *transmisí* lze v prvním přiblížení zjistit pomocí veličin průtok a koncentrace plavenin resp. znečišťujících látek. Pro odhady rizik musí být ale brány v úvahu četné další faktory, jako např. hydrologické podmínky signifikantní pro povodí, zóny sedimentace a eroze, zředovací efekty apod.

V tematickém evropském rámcovém programu ‚Metropolis‘ (Metrology in Support of Precautionary Sciences and Sustainable Development Policies; Anon. 2004a) byly již identifikovány některé zásadní nedostatky, které jsou zatím na překážku celoevropskému porovnávání dat jakosti vody a potřebným integrovaným procesům rozhodování pro zlepšení v rámci celých říčních povodí. Jsou to tyto nedostatky:

- neexistující sladění metod sledování a vyhodnocování
- neexistující reprezentativnost dat; nepopisují onu reálnou část, kterou mají reprezentovat
- nedostatečné údaje o kvalitě resp. o nespolehlivosti dat, která mají být využita pro proces rozhodování
- chybějící tzv. „meta-data“. Kdy a jak bylo které měření prováděno? Komu data patří? Jakým způsobem byla data přenášena resp. užívána? Takové údaje mají zásadní význam, pokud mají být data využívána pro jiný než původní (úzce vymezený) účel.
- Nedostatečná ‚zpětná vysledovatelnost‘ dat. Ústřední koncepce ‚Traceability‘ požaduje, aby naměřená environmentální data byla zpětně vysledovatelná resp. zjiřitelná (i) v rámci definovaných referencí

(materiály a metody), (ii) v nepřerušném řetězci srovnávacích možností, (iii) se stanovenou nespolehlivostí.

Během implementace Rámcové směrnice pro vodní politiku, ve které je výslovně požadován management orientovaný na říční povodí (EG 2000), jsou v povodí Labe k dispozici pro znečišťující látky vázané na tuhé látky pouze kvalitativní kritéria pro arzen, měď, chrom, zinek resp. pro polychlorované bifenylly a organické sloučeniny zinku. Principiálně plánované stanovení standardů jakosti sedimentů v Rámcové směrnici pro znečišťující látky přílohy X za účelem zjišťování dobrého chemického stavu bylo zatím komisí odmítnuto s odkazem na metodické limity, očekávané vysoké náklady a potíže při vypracovávání evropského konsensu. Vědecký výbor pro toxicitu, ekotoxicitu a životní prostředí (CSTEE) konstatoval v tomto smyslu na svém plenárním zasedání dne 28. května 2004 (Anon. 2004c), že z vědeckého hlediska není obhajitelné vzdávat se environmentálních standardů pro fázi tuhých látek při implementaci Rámcové směrnice pro vodní politiku. Především sledování lipofilních znečišťujících látek v tocích by se mělo zaměřit na organizmy a také matice sedimentů hraje při přijímání a působení těchto znečišťujících látek podstatně větší roli než vodní fáze.

Používání sedimentů a plavenin pro prostorový a časový monitoring trendů se na doporučení skupiny AMPS stane určitě součástí monitorovacích plánů v povodích, které mají být předloženy do roku 2006.

Jako důsledek neexistujících standardů jakosti sedimentů vyplynulo pro tuto studii, že posuzování imisní situace na základě kritérií Rámcové směrnice není možné, protože pak by důležité znečišťující látky typické pro Labe, které jsou transportovány prostřednictvím plavenin a sedimentů, nebyly podchyceny. Jako alternativa byly proto zvoleny stávající cílové záměry ARGE-Elbe na ochranu akvatických společenství (viz dále).

1.2. Metodický model studie

Na základě výše uvedených nedostatků v datových podkladech se musí toto zmapování uskutečnit s přihlédnutím k nespolehlivosti, typické pro povodí. Zatímco při výběru znečišťujících látek relevantních pro povodí jsou tyto pochybnosti relativně malé a spočívají především v nedostatečném spektru dat, je vykazání rizika pro ovlivněné oblasti ztíženo umocněním nedostatečných a značně nespolehlivých dat. Výsledky ohledně rizika musí proto obsahovat odhad rozsahu imanentních nespolehlivostí, aby zůstaly pro rozhodování relevantní (Heise et al., 2004). Používání různých linií prověřování, které se navzájem ve svých výsledcích podporují a zvyšují tedy jejich důvěryhodnost, to je možnost používaná i v této zprávě ve snaze minimalizovat nespolehlivost výsledků. Postupná metoda odhadování rizika kontaminovaných oblastí, přičemž krok za krokem vzrůstá stupeň komplexnosti a nespolehlivosti, slouží rovněž ke zdůvodnění nalezených výsledků (viz také Heise et al. 2004).

Na základě rozsáhlých databází ARGE-Elbe, Mezinárodní komise na ochranu Labe (MKOL) a Spolkového úřadu pro hydrologii BfG i dalších vybraných databází, pocházejících z jednotlivých projektů, byl zkoumán stejný trojstupňový model, který byl již úspěšně použit při jedné studii na Rýně (Heise et al. 2004). Jsou to tyto stupně:

1) Identifikace a klasifikace znečišťujících látek – *Substances of Concern* - relevantních pro povodí

Nejdříve byly v hamburských sedimentech a plaveninách identifikovány znečišťující látky, které by mohly být relevantní na základě výše překročení cílů kvality nebo v důsledku své třídy nebezpečnosti („Hazard Class“). Jako orientační údaj pro překročení byly použity cílové záměry MKOLu na ochranu akvatických společenství, protože ty byly vyvinuty pro oblast Labe a podchycují většinu dobře sledovaných parametrů na Labi. Hamburský přístav působí jako největší sedimentační nádrž na dolním toku Labe, jako

usazovací místo pro znečišťující látky. Vzorky ze stanic Bunthaus (plaveniny) a Bullenhausen resp. Dove-Elbe (sedimenty), které se nalézají proti toku od přístavu, byly použity k identifikaci takových znečišťujících látek, které pocházejí ze zdrojů na horním toku. Takže tyto znečišťující látky jsou významné pro celé povodí a jsou „Substances of Concern“.

2) Identifikace a klasifikace oblastí se zvýšeným výskytem znečišťujících látek – „Areas of Concern“

V druhém kroku se jedná o sledování průběhů koncentrací „Substances of Concern“ v plaveninách a sedimentech a přiřazování signifikantních změn při překročení cílových záměrů hydrograficko-hydrologických parciálních oblastí povodí. Vytvoří se tak stacionární obraz oblastí, ve kterých mohly být prokázány „Substances of Concern“ ve zvýšených koncentracích. Tyto části byly nazvány „Areas of Concern“. Byly klasifikovány podle stupně překročení cílových záměrů a „třídy nebezpečnosti“ polutantů a dále podle stupně nespolehlivosti, který je s klasifikací spojen. Stupeň nespolehlivosti určuje a) množství disponibilních dat (např. počet sledování), b) spektrum znečišťujících látek, které jsou v příslušném úseku skutečně pravidelně sledovány a pro které bylo zaznamenáno překročení a c) analytická přesnost měření, se kterou bylo možné tato data získat. „Areas of Concern“ mohou poukázat buď na přímý vliv zdroje polutantů nebo také na historicky kontaminované sedimenty, které byly po toku Labe transportovány a které se – možná přechodně – v těchto místech – v závislosti na cyklu resuspenze – usadily. Zde nastíněná identifikace případných recentních nebo historických zdrojů je důležitá, pokud mají být učiněna opatření na snížení znečišťování Labe na trvale udržitelnou úroveň.

3) Identifikace rizikových oblastí – „Areas of Risk“

Příspěvkem „Areas of Concern“ pro riziko níže po toku položených oblastí se tato studie nezabývala podrobně, pouze propočítáním odnosů na šesti stanicích na Labi. Protože takováto sledování odnosů jsou zatížena velkou chybou, vyžaduje kvantifikace ovlivňování celkového rizika v povodí Labe prostřednictvím „Areas of Concern“ analýzu hydrologických podmínek, stability sedimentů, kontaminovaných objemů a dopadů extrémních situací jako např. přívalového deště, povodní a období sucha. Taková detailní analýza nebyla předmětem této studie. Bude ale nutná, aby bylo možné vymezit oblasti, ve kterých bude možné prostředky, které jsou k dispozici pro management sedimentů, využít cíleně a co nejefektivněji (určení priorit).

I.3. Výsledky studie

I.3.1 Substances of Concern

Jako „Substances of Concern“ byly identifikovány na základě nepřipustně vysokých koncentrací (překročení cílových záměrů), své jedovatosti a perzistence tyto anorganické a organické látky v tabulce 1.1.

Tab. 1.1 Klasifikace znečišťujících látek na základě vlastností látek „perzistence“, „adsorpce/bioakumulace“ a regulérního zařazení látky jako prioritně nebezpečné látky podle Rámcové směrnice pro vodní politiku (PGS), jako potenciální prioritní látku (PPS) podle Rámcové směrnice pro vodní politiku, jako prioritní látku (PS) nebo jako „persistent organic pollutant“ (POP) podle UNEP.

Schwermetalle Arsen	Persistenz	Adsorption	Bioakku- mulation	Einstufung	„Hazard class“
Hg	+++	+++	+++	PGS	2
Cd	+++	+++	+++	PGS	2
Pb	+++	+++	++	PPS	1
Cu	+++	+++	++		1
Zn	+++	+++	++		1
Cr	+++	+++	+		1
Ni	+++	+++	+	PS	1
As	+++	+++	++		1

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{ow}	Einstufung	„Hazard class“
TBT	2	3,59	PGS	1
TeBT	?			1
DBT	?	1,49		1
TPT ⁺	?	3,53		1
HCHs (α , β , γ)	1-2	3,6 – 3,8	PGS	1
PCB 28	3	5,8	POP	2
PCB 52			POP	2
PCB 101			POP	2
PCB 118			POP	2
PCB 138			POP	2
PCB 153	3	6,87	POP	2
PCB 180	3	7,36	POP	2

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{ow}	Einstufung	„Hazard class“
HCB	3	5,91	POP/PGS	2
Pentachlorbenzol	?	?	PGS	2
DDTs	3	6,19	POP	2
Dioxin	3	z.B. 6,9	POP	2
Furan	3	z.B. 6,1	POP	2
PAK			PGS	
Phenanthren	1	4,43-4,45		1
Anthracen	1	4,56		1
Fluoranthren	1	5,13		2
Pyren	1	5,1		2
Benz(a)anthracen	2	5,8		2
Chrysen	k.A.	5,6		2
Benzo(b)fluoranthren	k.A.	6,04-6,57		2
Benzo(k)fluoranthren	k.A.	6,57		2
Benzo(a)pyren	2-3	6,04-6,15		2
Dibenz(ah)anthracen	2 (?)	6,39		2
Benzo(ghi)perylene	k.A.	7,23		2
Indo(1,2,3-cd)pyren	k.A.	4,19		1

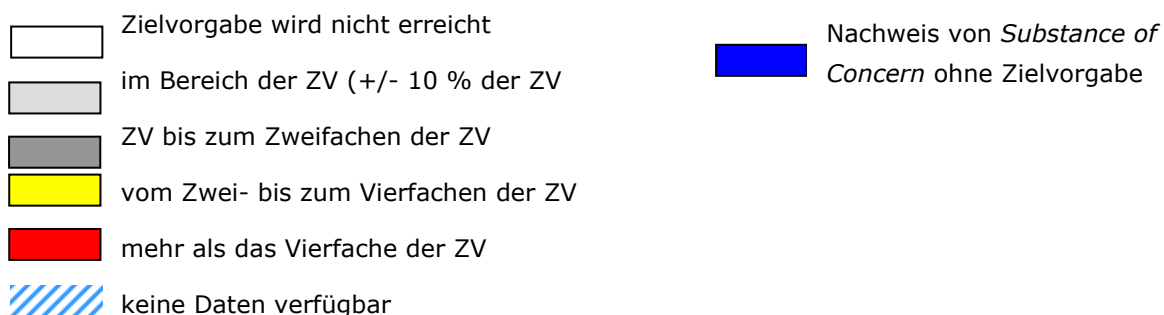
Klasifikace ve dvou možných třídách nebezpečnosti („hazard class“) byla uskutečněna na základě perzistence znečišťujících látek, jejich adsorpční schopnosti na sedimenty a schopnosti akumulace v organismech a také jejich zařazení jako ekologicky nevhodných. K poslední vlastnosti se přihlíželo, pokud byla látka podle přílohy X Rámcové směrnice pro vodní politiku zařazena jako prioritně nebezpečná látka (PGS) , jako potenciální prioritní látka (PPS) nebo jako prioritní látka (PS) resp. pokud patří k látkám stockholmské konvence („persistent organic pollutant“ – POP podle UNEP).

U kovů vedla ke klasifikaci do vyšší třídy nebezpečnosti 2 vysoká schopnost bioakumulace resp. biomagnifikace v potravinovém řetězci u kadmia a rtuti a jejich odpovídající zařazení podle Rámcové směrnice pro vodní politiku jako prioritních nebezpečných látek. U organických látek znamenal především adsorpční koeficient log KOW >5 zařazení do třídy nebezpečnosti 2.

Pro celou řadu dalších organických sloučenin, které jsou uvedeny v příloze X Rámcové směrnice pro vodní politiku a které možná díky svým chemickým vlastnostem hrají určitou roli jako znečišťující látky vázané na pevných částicích, nejsou pro jejich zařazení k dispozici dostatečné soubory dat. Tyto látky jsou pouze uváděny a nejsou součástí detailních zkoumání.

I.3.2 Areas of Concern

Na základě průměrných ročních hodnot koncentrací znečišťujících látek v sedimentovatelných plaveninách z reprezentativních měřicích stanic z let 1996 až 2003 (datové řady MKOLu a ARGE-Elbe) byly posouzeny oblasti, reprezentované měřicími profily, co do překračování příslušných cílových záměrů. Výsledky byly prověřeny na věrohodnost použitím koncentrací v recentních sedimentech z let 1997 až 2002 (datové řady BfG). Pozorovaná oblast se pro určitou látku stává „Area of Concern“, pokud se nalezne signifikantní překročení cílových záměrů příslušnou „Substance of Concern“. Za signifikantní je v této studii považováno překročení, pokud minimálně 50 % získaných ročních průměrných hodnot překračuje cílové záměry. Jako reference sloužily, jak už bylo uvedeno, cílové záměry ARGE-Elbe z roku 2000, které pro anorganické látky odpovídají cílovým záměrům MKOLu. „Areas of Concern“ jsou uvedeny v tabulce 1.2.



Tab. 1.2: Překračování cílových záměrů pro jednotlivé „Substances of Concern“ v různých regionech podél Labe

	Diox	PAH	As	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn	HCH	DDT	PCB	HCB	TBT	TeBT ¹
Valy														
Lysa														
Obristvi														
Zelcin/Moldau														
Decin														
Schmilka														
Zehren														
Dommitzsch														
Schwarze E.														
Mulde														
Saale														
Magdeburg														
Schnackenbg.														
Bunthaus														
Seemannsht.														

Z tabulky lze vyčíst taková místa, kde dochází k překračování cílových záměrů o více než dvojnásobek. Průběh překračování cílových záměrů v povodí předpokladatelný podle reprezentativních měřicích profilů poskytuje informaci, zda k emisi dochází skutečně v příslušné „Area of Concern“ nebo zda ke znečišťování dochází přinejmenším parciálně již někde proti toku a relevantní polutanty jsou transportovány se sedimenty po proudu řeky. Paralelně s tím lze hodnověrnost předpokladů podpořit existencí možných emitentů, kteří by odpovídající znečištění mohli způsobit, resp. jejich neexistencí v dané oblasti.

Oblasti se zvýšeným znečištěním jsou:

- 1) V českém povodí Labe úsek Valy – ústí Vltavy: kadmium, PCB a PAU (v menší míře také rtuť).
- 2) V povodí Vltavy PCB, PAU (v menší míře také kadmium).
- 3) Oblast u Děčína a Bíliny v české části Labe: rtuť, DDT a HCB. Nelze vyloučit další vnosy PCB a PAU, jejichž zvýšená koncentrace by mohla být důsledkem vypouštění na místech proti toku.

¹ TeBT nach relativen Mengen, die gemessen wurden, abgeschätzt, da eine IKSE oder ARGE-Zielvorgabe nicht existiert.

4) Oblast kolem Schmilky: PCB a HCB, v menší míře také kadmium, rtuť, DDT a PAU, oblast kolem Zehren a Dommitzsch HCB. Protože obě oblasti se podobají vzorku kontaminace proti toku, je tady nutné prověřit, zda se zde skutečně vyskytují regionální emitenti navíc k transportovanému vnosu z míst výše proti toku.

5) Povodí Černého Halštrova s relativně malým znečištěním kadmium a zinkem.

6) Povodí Muldy: arzen, kadmium, rtuť, zinek, HCH, DDT, PAU a TeBT (v nepatrné míře také olovo, HCB a TBT) a dioxiny/furany.

7) Sála: kadmium a rtuť (v menší míře i zinek), PAU a dioxiny/furany.

8) Labe pod Magdeburkem až po Bunthaus: kadmium, rtuť, zinek, PAU, dioxiny/furany a HCB.

9) Hamburský úsek Labe mezi Bunthausem a Seemannshöfem: TBT, dioxiny/furany a v menší míře také kadmium a rtuť.

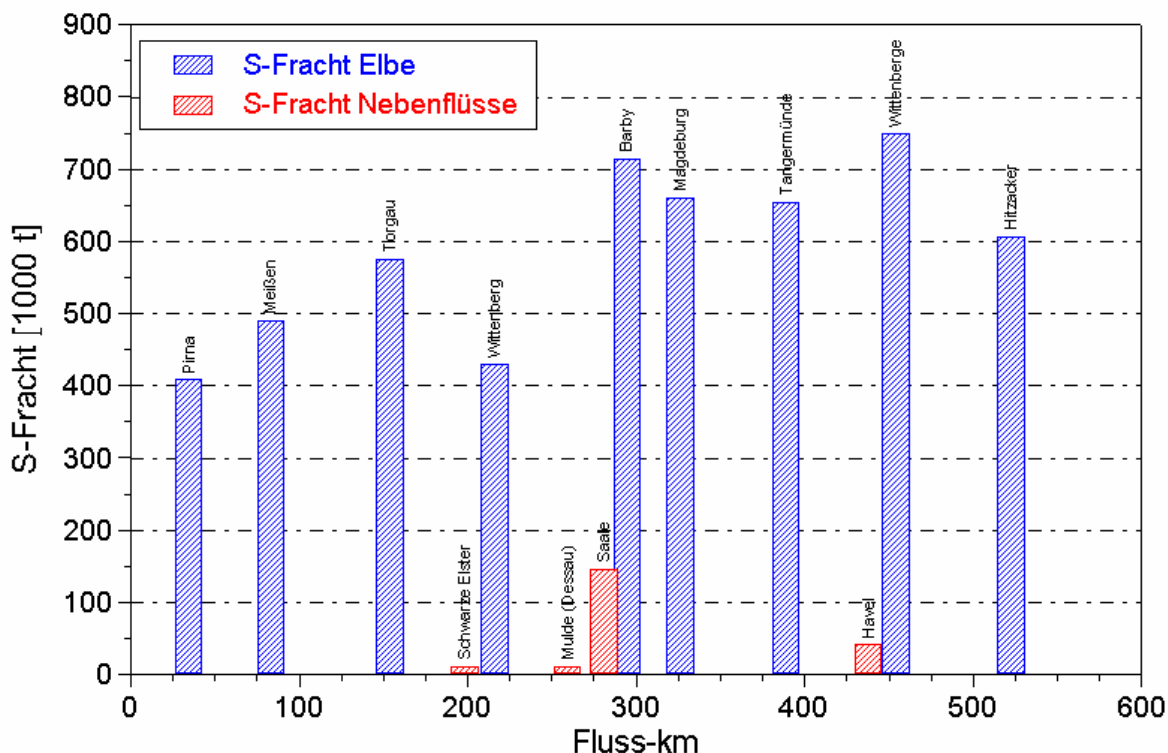
Pro některé látky, relevantní pro Labe neexistují zatím žádná kritéria kvality pro sedimenty, jako třeba pro dioxiny a furany. Jediné kritérium hodnocení je v současné době Safe-Sediment-Value 20 I-TEQ ng/kg, [Evers et al. (1996)] pro posuzování sedimentů. Aby se zabránilo akumulaci dioxinů v potravinovém řetězci v rybách a ptácích, nemá být tato hodnota překročena. Koncentrace se v sedimentech přinejmenším v přístavu Hamburk pohybují podstatně výše.

Rozsáhlou rešerší byl identifikován možný zdroj znečištění. Až na malé výjimky mohly být „Areas of Concern“, většinou historického původu, přiřazeny a mohly tak být vysoké koncentrace u „Substances of Concern“ vysvětleny. V dalších úsecích mezi Děčínem a ústím Černého Halštrova a také mezi Schnackenburgem a Geesthachtem nebyly ale zaznamenány žádné případné zdroje znečištění. Vysoké koncentrace polutantů musí být zatím vysvětlovány vnosem kontaminovaného materiálu z horní části toku.

Hodnověrnost vyhodnocení na základě cílových záměrů ARGE-Elbe pro těžké kovy byla prověřena porovnávacím přiřazením směrných hodnot RW1 návodu pro zacházení s vybagrovaným materiálem v oblasti pobřeží (HABAK, BfG 1999) jako referenčních hodnot. Obě metody vedly ke konzistentním výsledkům.

1.3.3 Areas of risk – výzva pro Labe

Existují různé možnosti, jak by bylo možné přiřadit nějaké „Area of concern“ potenciální riziko; v předložené studii byly všechny diskutovány pouze náznakově. Odnosy, počítané z průtoku ve stanovených příčných profilech, koncentrace plavenin ve vodě a koncentrace znečišťujících látek v čerstvě sedimentovaném materiálu poskytují informaci o potenciálních transportech a odnosech materiálu po toku. Výpočty odnosů (kvalifikované odhady) vykazaly v případě PCB a HCB identifikované „Areas of Concern“ jako hlavní zdroje. Oproti tomu se u jiných látek ukázalo, především u těžkých kovů, že v případě Muldy hraje výrazně menší roli než by se dalo kvůli stupni kontaminace předpokládat. Výpočty odnosů jsou ostatně zatíženy měřicími nepřesnostmi, specifickými pro jednotlivé metody, takže vyhodnocování rizik nesmí vycházet pouze z výpočtu odnosů. Rozsah zředění plaveninami z přítoků a jeho dopad na koncentraci znečišťujících látek během fluvialního transportu musí být zevrubně prozkoumán. Takže např. relativně malé průtoky v Muldě přispívají ke znečištění nepatrně, měřeno za normálních průtokových podmínek, i když je stupeň kontaminace vysoký (obr. 1.1).

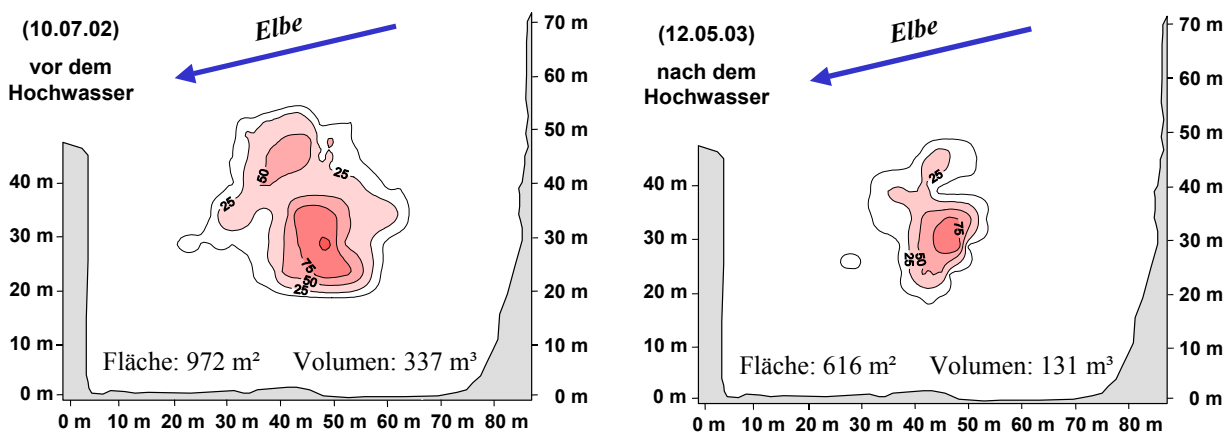


Obr. 1.1: Odnosy plavenin v Labi ve vybraných bilančních profilech a z hlavních přítoků (data BfG)

Dalším důvodem je pravděpodobně retenční funkce přehrady na Muldě. Při vypracovávání rizik musí být brány v úvahu charakteristiky, specifické pro dané povodí, jako velké sedimentační plochy resp. známé zóny eroze. Zerling et al. (2001) odhadují např., že bez retenčního působení přehrady na Muldě by znečištění na dolním Labi bylo v letech 1993 až 1997 u kadmia o cca 90% a u olova cca o 50% vyšší. Navzdory těmto parametrům, které zdánlivě rizika z Muldy minimalizují, ukazují sledování se stopovači (tracer), že zcela jistě dochází ke kvalitativně specifické emisi z Muldy. Za „tracery“ emisí specifických pro určitou oblast se v povodí Labe hodí v mimořádné míře dioxiny a furany. Jejich vzorky kongenerů mohou posloužit jako „otisky prstů“ a porovnáním se vzorky z předpokládaných výchozích lokalit lze využít pro identifikaci příslušných zdrojů. Zkoumáním kontaminace dioxiny v městských vodách centra Hamburku byly lokalizovány místní termické zdroje, zatímco původ dioxinů ve vzorcích z Labe a zaplavených půd nív byl ze sedimentů kontaminovaných dioxiny z oblasti Bitterfeldu v povodí Muldy, cca. 400 km výše po toku (Götz et al. 1996, Götz & Lauer 2003). Tyto výsledky dokazují transport znečišťujících látek z povodí horního toku Labe až do Hamburského přístavu.

Dioxinové zobrazení ukazuje na příkladu Muldy zřetelně komplexnost zkoumání rizik, které musí brát v úvahu stejným způsobem obě složky definice rizik – expozici a dopad. Expozice na úrovni povodí řek zahrnuje resuspenzi a transport kontaminovaného materiálu, včetně procesů zředování nebo sedimentace podél transportní cesty. Dopad znamená toxicitu, perzistenci, koncentraci a adsorpční schopnosti pohybujících se znečišťujících látek.

Zatímco složka dopadu se mění v závislosti na biogeochemických environmentálních parametrech, musí být u expozice brán v úvahu vliv hydraulických poměrů. Schwartz a Kozerski (2004) ukázali např., že výhony podél Labe, zařazované zpravidla jako sedimentační prostory, vykazují značný potenciál remobilizace znečišťujících látek. Podle jejich odhadů způsobila extrémní povodeň v roce 2002 v jednom jediném Labském výhonu u ř.k. 420 erozi jemnozrnného znečištěného sedimentu v množství asi 200 m³ (obr. 1.2).



Obr. 1.2 Dopad srpnové povodně v roce 2002 na expanzi a objem usazených sedimentovatelných plavenin v labském výhonu ř.km 420,9

I.4. Výhled

Při odhadování rizik za normálních průtokových poměrů se musí používat celá řada kvalitativních a kvantitativních informací o koncentracích znečišťujících látek, transportu plavenin, procesech usazování a eroze, remobilizaci znečišťujících látek a toxicitě. Nespolehlivosti, které nutně vznikají v důsledku omezení se na dané datové podklady, musí do zkoumání rizik vplýnout v pokud možno nejkvantifikovanější podobě. Osvědčily se přitom koncepce zkoumání s fuzzy-logickým systémem (Heise et al. 2004).

Neodmyslitelnou součástí zkoumání rizik musí být nejrůznější hydrologické situace, protože potenciál nebezpečnosti pro určitou oblast může exponenciálně narůstat s vyskytujícími se průtoky a odpovídajícím způsobem změněným smykovým napětím dna koryta. Stejně neodmyslitelné je ale uskutečnění analýzy rizik příslušného povodí, protože pouze ta dokáže identifikovat lokality, ve kterých by měla být prováděna opatření, která povedou ke zlepšení situace v povodí s efektivními náklady. Výrazné propojení aktivit a rizik v rámci povodí a také skutečnost, že se ve velké míře jedná o staré zátěže, které ovlivňují kvalitu sedimentů, musí vést k vytvoření solidárního společenství podél řeky („hydrosolidarity“, Lunquist a Falkenmark 2000), v jehož rámci budou diskutovány společné závazky a zodpovědnosti.

Tento další krok vědecké analýzy rizik jako předpoklad managementu sedimentů v příslušném povodí by měl být učiněn v pokračování studie.

II SUMMARY

II.1 Sediments as part of river basin management

This study describes the situation along the river Elbe and its tributaries with regard to contaminants in sediments and suspended matter and aims to take a first step towards river basin-wide sediment management.

The analysis of the qualitative and quantitative state of particulate matter in a river basin with reference to the Water Framework Directive (EC 2000) and the European Marine Strategy (EC 2002) has a high level of ecological and regulatory relevance. The dynamic and budget of sediment and suspended matter has a pivotal role for the hydromorphological properties of a river. The economic importance of risk-based sediment management of sediment is demonstrated by the volumes of material that need to be dredged in order to maintain the navigational depth along waterways. The volume of dredged material in Hamburg Harbour has increased since 1999 (HPA 2005). and must partly be disposed of on land at high costs, or treated because of its contamination, which at least partly derives from upstream sites. Accordingly, risk-based management approaches need to be developed on the basin scale, as the large freshwater harbours such as Rotterdam or Hamburg are of high importance with regard to sediments in the catchment-coast continuum (Salomons 2005).

The interaction between immission, emission and transmission shows just how complex this management approach is:

Immission data – e.g. contaminant concentrations in sediments – are necessary when a risk-based approach shall be carried out. Different assessment systems for sediment quality and management guidance (e.g. for deciding between land disposal and relocation) along a catchment-coast continuum, however, impede shared management strategies.

Emission data are necessary to identify emission sources so that management measures can be planned. These are in part historical data, which need to be assessed and updated.

Emission and immission data are interconnected by the transport of sediments along a river system (transmission). In a preliminary approximation, this can be estimated on the basis of water discharge as well as on the concentration of suspended matter and contaminants. A complete risk assessment, requires that a number of other factors such as the catchment-specific hydrological situation, sedimentation and erosion zones, and dilution effects be taken into account.

In the European thematic framework programme “Metropolis” (Metrology in Support of Precautionary Sciences and Sustainable Development Policies; Anon. 2004a), several essential deficiencies have been identified that continue to impede a Europe-wide comparison of water quality data and the integrated decision processes required to achieve improvements along whole water sheds.

- These deficiencies are:
- The lack of standardised investigation and evaluation methods.
- The lack of representative data: those available today are not representative of the reality of the situations found in the field.
- The lack of specifications on quality and uncertainty of the data used for decision-making.

- The lack of so-called “Meta-Data”: How and when have measurements been carried out? Who do these data belong to? In what way have the data been used? Such information is essential, if data are supposed to be used also for other than the original purpose. use
- The lack of traceability. The fundamental concept of traceability requires that environmental measurement data allow backtracking (i) to defined references (material and methods), (ii) via a continual chain of comparabilities and (iii) with assessed uncertainties (Quevauviller 2004).

In the course of implementing the Water Framework Directive (WFD), which explicitly demands watershed-related management (EG 2000), quality criteria for solid-bound pollutants within the Elbe area are available only for arsenic, copper, chrome, zinc, PCBs and organotin compounds. The sediment quality standards for toxicants that have originally been outlined in WFD Annex X to identify the “good chemical condition” has for the time being been refused by the Commission because of methodological limitations, expected extensive costs and difficulties reaching a European consensus. During a plenary meeting on 28th May, 2004, the Scientific Committee for Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) stated that from a scientific point of view, the renunciation of environmental standards for solid phases in the course of the Water Framework Directive was not justified. In particular, the surveillance of lipophilic pollutants should focus on living organisms and the sediment matrix would play a more important role in the uptake and impact of those pollutants than the water column.

Use of data on sediments and suspended solids for spatiotemporal trend monitoring – as recommended by the AMPS group – will surely become part of the monitoring programme in the watershed areas, which has to be presented until 2006.

As a consequence of the lack of sediment quality standards, this study could not use Water Framework Directive (WFD) criteria for an evaluation of the immission situation because essential Elbe-specific pollutants transported by suspended matter and sediments would not be considered. Instead, existing target values from ARGE Elbe for the protection of aquatic communities were used (see below).

II.2. Methodic approach of the study

Due to the above-mentioned deficiencies in the fundamental data principles, the existing survey must be carried out in consideration of watershed-specific uncertainties. Whereas these uncertainties for the selection of watershed-relevant pollutants are still relatively minor and stem for the most part from insufficient data, the risk eviction of polluted areas is aggravated by the potentiation of insufficient and increasingly uncertain data. Conclusions on risks must therefore include an estimated dimension of the inherent uncertainties so that they remain relevant for decision-making (Heise et al., 2004). Various lines of evidence were used in this report to minimise the uncertainties of the conclusions. A successive approach was used for risk assessment of contaminated areas, with step-by-step increases in complexity and uncertainty to reach the conclusions to be made (see also Heise et al., 2004).

On the basis of extensive data sets from ARGE Elbe, the International Commission for the Protection of the Elbe (IKSE), and the Federal Institute of Hydrology (BfG) as well as further selected data sets, originating from single projects, the same three-stage approach, which had already been successfully applied in a study on the Rhine River, was applied. The stages are:

1) Identification and classification of pollutants that are relevant within the watershed: *Substances of Concern*

First of all, the relevant pollutants, based on how far the quality target was exceeded or on their hazard class, were identified in Hamburg sediments and suspended solids. The IKSE target values for protection of aquatic ecosystems, as designed for the Elbe area, covering most of the well-investigated parameters along the Elbe, make up the measure of exceedance. The port of Hamburg acts as a pollutant collector since it is the largest sedimentation basin in the downstream Elbe river system. Samples were taken from the Bunthaus (suspended solids) and Bullenhausen, and Dove-Elbe (sediments) stations, which are located upstream from the port. These pollutants have a watershed-wide significance and are considered "substances of concern".

2) Identification and classification of areas with an increased pollution load: *Areas of Concern*

The second stage deals with tracing concentration gradients of the "substances of concern" in suspended solids and sediments. Significant differences in the exceedance of target values are allocated to hydrographic-hydrologic subareas of the watershed. Thus, a stationary picture of the areas is given, where the substances of concern could be detected in elevated concentrations. These areas were called areas of concern. They were classified according to the degree of target value exceedance and the hazard class of the contaminants as well as the degree of uncertainty that is associated with the classification. The degree of uncertainty is determined by a) the amount of available data (e.g. the number of investigations), b) the spectrum of the effectively and regularly measured pollutants in the respective region for which exceedance has been claimed and c) the analytical measurement accuracy of the data collection. Areas of concern may either refer to the direct impact of a pollution source or to historically contaminated sediments transported downstream with the Elbe and – within the resuspension cycle – possibly temporarily deposited in these areas. Identification of possible recent or historic sources as attempted here is of high importance, when action should be taken to reduce pollution of the Elbe sustainably.

3) Identification of *areas of risk*

The contributions of the *areas of concern* to risks to downstream regions were addressed in a rather rudimentary fashion by mass transport calculation at six Elbe River stations. These mass transport calculations have high error rates and therefore the quantification of the contributions from areas of concern to the entire risk of the Elbe watershed should be additionally based on the analysis of hydrologic conditions, sediment stability, contaminated volumes and the impact of extreme situations such as torrential rain, floods and dry seasons. Such an extensive analysis was not part of this study. It will be necessary, however, to identify those areas where the available resources for sediment management can be applied collaboratively and with an optimal effect (prioritisation).

II.3. Results of the Study

II.3.1 Substances of Concern

Anorganic and organic pollutants are listed as substances of concern in Table 1.1 according to their unduly high concentrations (exceedance of target values), their toxicity and persistence:

Tab. 1.1: Classification of pollutants based on the properties of "persistence", "adsorption/bioaccumulation", and the regulatory categorisation of the substance as a "priority harmful substance" according to the WFD, as a "priority pollutant to be surveyed" according to the WFD, or as a "priority pollutant" or a "persistent organic pollutant" according to the UNEP.

Schwermetalle Arsen	Persistenz	Adsorption	Bioakkumulation	Einstufung	„Hazard class“
Hg	+++	+++	+++	PGS	2
Cd	+++	+++	+++	PGS	2
Pb	+++	+++	++	PPS	1
Cu	+++	+++	++		1
Zn	+++	+++	++		1
Cr	+++	+++	+		1
Ni	+++	+++	+	PS	1
As	+++	+++	++		1

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{ow}	Einstufung	„Hazard class“
TBT	2	3,59	PGS	1
TeBT	?			1
DBT	?	1,49		1
TPT ⁺	?	3,53		1
HCHs (α , β , γ)	1-2	3,6 – 3,8	PGS	1
PCB 28	3	5,8	POP	2
PCB 52			POP	2
PCB 101			POP	2
PCB 118			POP	2
PCB 138			POP	2
PCB 153	3	6,87	POP	2
PCB 180	3	7,36	POP	2

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{ow}	Einstufung	„Hazard class“
HCB	3	5,91	POP/PGS	2
Pentachlorbenzol	?	?	PGS	2
DDTs	3	6,19	POP	2
Dioxin	3	z.B. 6,9	POP	2
Furan	3	z.B. 6,1	POP	2
PAK			PGS	
Phenanthren	1	4,43-4,45		1
Anthracen	1	4,56		1
Fluoranthen	1	5,13		2
Pyren	1	5,1		2
Benz(a)anthracen	2	5,8		2
Chrysen	k.A.	5,6		2
Benzo(b)fluoranthen	k.A.	6,04-6,57		2
Benzo(k)fluoranthen	k.A.	6,57		2
Benzo(a)pyren	2-3	6,04-6,15		2
Dibenz(ah)anthracen	2 (?)	6,39		2
Benzo(ghi)perylene	k.A.	7,23		2
Indo(1,2,3-cd)pyren	k.A.	4,19		1








The classification into two possible hazard classes was based on the pollutants' persistence, their capacity of adsorption to the sediment, the capacity of accumulating in living organisms as well as their categorisation as ecologically critical. The latter criterion applies when the substance was classified as a "priority harmful substance", a "priority substance to be surveyed" or a "priority substance" (PS) according to Annex X of the WFD. It also applies when the substance is part of the Stockholm Convention ("persistent organic pollutant", POP, according to the United Nations Environment Program, UNEP).

With metals, the high bioaccumulation and the biomagnification of cadmium and mercury in the food chain and their WFD classification as a "priority harmful substance" resulted in a classification into the higher hazard class 2. For organic substances, the adsorption coefficient of log K_{ow}>5 in particular led to a classification in hazard class 2.

For a number of organic substances listed in Annex X of the WFD, which may also be significant as particle-linked pollutants due to their chemical properties, no sufficient data sets are available to allow proper classification. These substances are mentioned but excluded from the detailed reflection.

II.3.2 Areas of Concern

Based on annual mean values (from 1996 to 2003) of pollutant concentrations in freshly sedimented material at representative measuring points (the IKSE and ARGE Elbe series), the areas represented by the measurement points were evaluated with regard to exceedance of the respective target values. The conclusions were ensured by plausibility considerations using concentrations of recent sediments from 1997 to 2002 (BfG series). An accounted area becomes an area of concern for a specific substance when the target value of the substance was significantly exceeded. In this study, a significant exceedance occurred when at least 50% of the annual mean values were above the target value. The target values of ARGE Elbe from 2000 served as a reference. For inorganic substances, these values correspond to the target values of the IKSE. The areas of concern are listed in Table 1.2.

	Zielvorgabe wird nicht erreicht		Nachweis von <i>Substance of Concern</i> ohne Zielvorgabe
	im Bereich der ZV (+/- 10 % der ZV)		
	ZV bis zum Zweifachen der ZV		
	vom Zwei- bis zum Vierfachen der ZV		
	mehr als das Vierfache der ZV		
	keine Daten verfügbar		

Tab. 1.2: Exceedance of target values for the several substances of concern in different regions along the Elbe.

	Diox	PAH	As	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn	HCH	DDT	PCB	HCB	TBT	TeBT
Valy														
Lysa														
Obristvi														
Zelcin/Moldau														
Decin														
Schmilka														
Zehren														
Dommitzsch														
Schwarze E.														
Mulde														
Saale														
Magdeburg														
Schnackenbg.														
Bunthaus														
Seemannsht.														

Sites with more than double the target values are listed in Table 1.2. The progress of exceedance in the watershed, which can be retraced by means of representative measurement points, indicates whether the emission actually occurred in the area of concern or if the discharge was – at least partially – further upstream and the relevant pollutants were transported downstream with the sediment. Information on the existence of recent or historic emissions, - or their absence, may add to the plausibility of the assumption.

The following areas were identified as having a high pollution impact:

- 1) The Czech Elbe watershed from Valy to the Vltava tributary: cadmium, PCBs and PAHs (and mercury to a lesser extent)
- 2) The Vltava watershed: PCBs, PAHs (and cadmium to a minor degree)
- 3) The area around Decin and the Bilina in the Czech part of the Elbe: mercury, DDTs and HCB. Additional PCB and PAH entries cannot be excluded. However, their elevated concentrations may be a consequence of an upstream discharge
- 4) The area around Schmilka: PCBs and HCB, and to a minor degree cadmium, mercury, DDTs, and PAHs; the area around Zehren and Dommitzsch: HCB. As both areas fit the upstream contamination pattern, the existence of actual regional sources in addition to the upstream emissions must be examined.
- 5) The Schwarze Elster watershed: relatively minor concentrations of cadmium and zinc.
- 6) The Mulde watershed: arsenic, cadmium, mercury, zinc, HCHs, DDTs, PAHs, and TeBT (also lead, HCB and TBT to a minor extent) and dioxin/furan
- 7) The Saale: cadmium, mercury (and zinc to a minor extent), dioxin/furan, and PAHs.
- 8) The downstream Elbe from Magdeburg to Bunthaus: cadmium, mercury, zinc, PAHs, dioxin/furans, and HCB
- 9) The Hamburg Elbe area between Bunthaus and Seemannshoef: TBT, dioxin / furan (and to a lesser extent cadmium and mercury)

For some substances relevant to the Elbe such as dioxin and furans, quality criteria for sediments are currently not available. The only evaluation criteria at present for dioxins and furans is the Safe-Sediment-Value of 20 I-TEQ ng/kg, derived from the sediment evaluation of Evers et al. (1996). This value should not be exceeded in order to avoid an accumulation of dioxin in fish and birds via the food chain. The concentrations in sediments below the Mulde and Saale confluences are greatly exceeded, at least up to the Hamburg port area.

Potential pollutant sources were identified in an extensive investigation. With a few exceptions, the – mostly historical - areas of concern – could be assigned to sources, thus explaining the high concentrations of the substances of concern. Within the large sections between the Decin and the Schwarze Elster confluence as well as between Schnackenburg and Geesthacht, no potential sources were recorded, however. Here, the high pollutant levels must be traced to the upstream input of contaminated material.

To estimate the sensitivity of the evaluation based on the applied target values, a second categorization was carried out, exemplarily for heavy metals, on the basis of the reference value RW 1 of the "Operation Guidelines for the Handling of Dredged Material in Coastal Areas" (HABAK; BfG 1999). Both approaches, with the IKSE target values and the RW₁ of the HABAK, led to consistent conclusions.

II.3.3 Areas of Risk – A challenge for the Elbe

A risk potential can be assigned to an area of concern in several ways. In this study these were only briefly discussed. Sediment mass, calculated by the flow rate of defined cross-sections, the concentration of suspended matter in the water and the pollutant levels in freshly sedimented material, gives information on potential downstream transport of sediment material. Mass transport calculations (qualified estimates) showed that for PCBs and HCB the previously identified areas of concern were also major contributing elements to the risk. Other substances, in particular heavy metals, showed a lesser impact e.g. of the Mulde than anticipated with regard to the contamination level. Mass transport calculations, however, are sensitive to method-specific measurement inaccuracies and risk assessment must not rely exclusively on these calculations. The degree of dilution by suspended matter from tributaries and its impact on the pollutant concentration during fluvial transport must be considered carefully. The relatively marginal Mulde discharge, for example, explains its minor contribution to suspended matter transport of the Elbe in normal run-off conditions, despite the high degree of contamination of the Mulde.

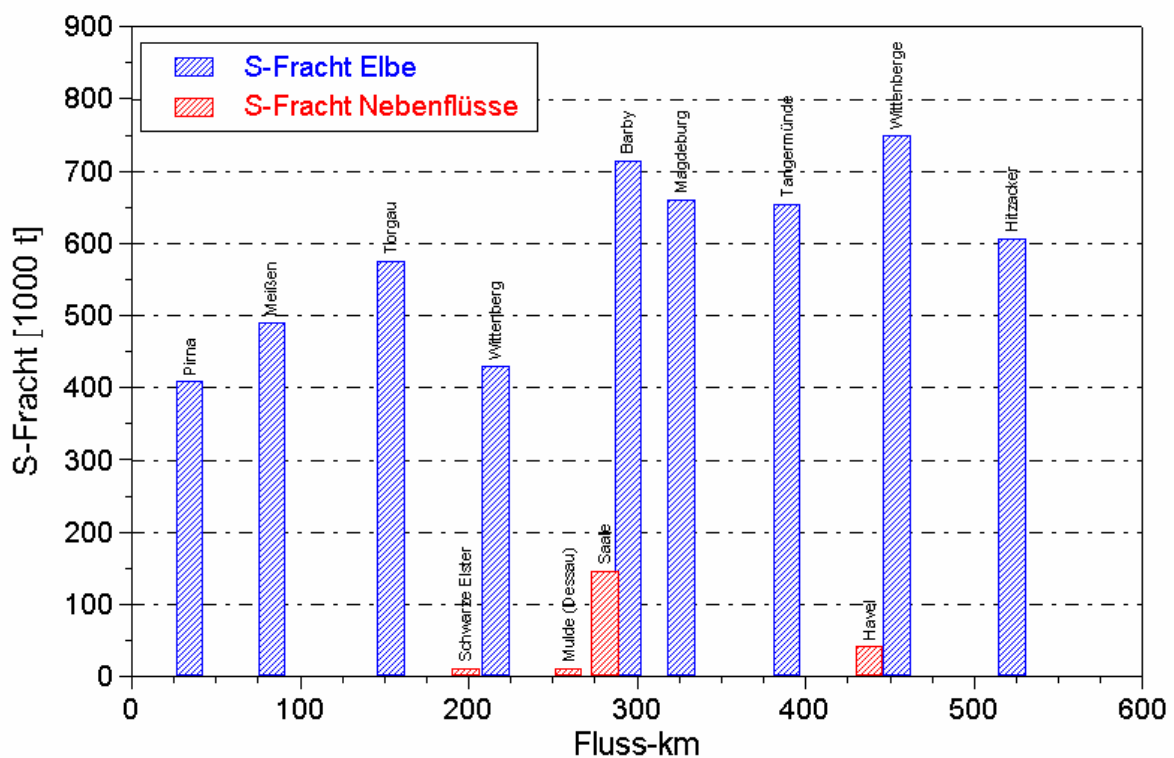


Fig. 1.1: Suspended matter loads of the Elbe at selected balance profiles and from major tributaries (data: BfG)

Also watershed-specific characteristics such as large sedimentation areas or known erosion zones must be included when considering the contribution of areas to risk. Zerling et al. (2001) estimated that the load of the lower Elbe between 1993 and 1997 would have been higher by 90% for cadmium and 50% for lead without the retaining function of the Mulde reservoirs. Even when considering these parameters, which

seem to minimise the risks from the Mulde, tracer investigations showed that a significant qualitative emission from the Mulde does occur. Dioxins and furans in particular are appropriate tracer elements of area-specific emissions in the Elbe watershed. Their congeneric pattern can be used as 'fingerprints', and, compared to patterns at the assumed sites of origin. Thus they can serve to identify pollutant sources and pathways. By investigating the dioxin contamination in Hamburg inner-city waters, for example, local thermic sources were identified as responsible emitters, whereas dioxins in samples from the Elbe and its floodplains could be traced back to dioxin contaminated sediments from the Mulde watershed, approximately 400 km upstream (Götz et al. 1996; Götz & Lauer 2003). The results prove that pollutants are transported from the upstream Elbe down to the port of Hamburg.

The dioxin case of the Mulde clearly indicates the complexity of risk assessment, which should consider both components of risk: exposure and effect. Exposure in watershed areas comprises the resuspension and transport of contaminated material, including resulting dilution or sedimentation processes occurring along the route of transport. The effect refers to the toxicity, persistence, concentration and absorption capacity of the mobilised pollutants.

Whereas the component effect varies according to biogeochemical environmental parameters, the influence of hydraulic conditions must be considered for exposure. Schwarz and Kozerski (2004) showed that the groyne fields along the Elbe – generally categorised as sedimentation areas – show a substantial remobilisation potential for pollutants. According to their estimates, the extreme flood in 2002 resulted in an erosion of about 200 m³ of fine-grained, charged material in a single groyne field at Elbe km 420 (Fig. 1.2).

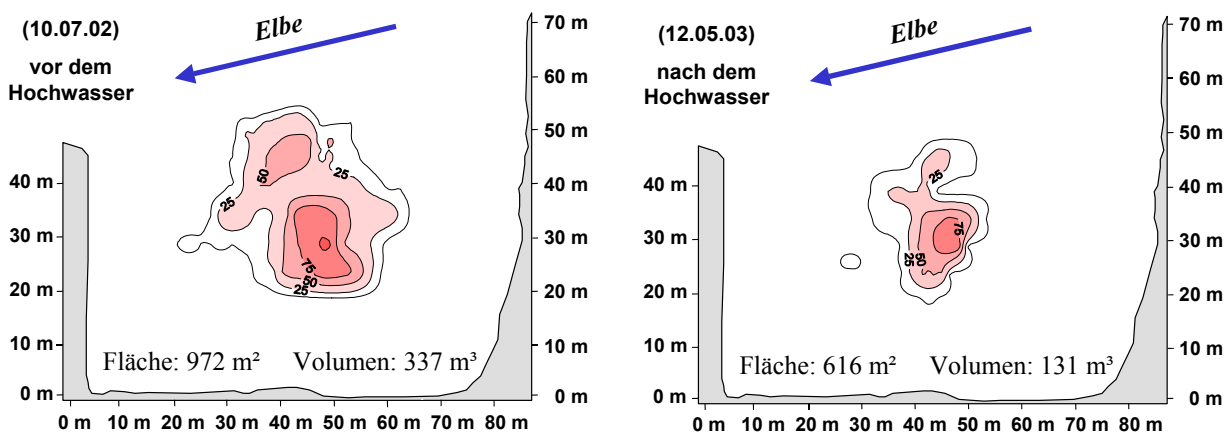


Fig: 1.2: Impact of the August 2002 flood on the expansion and volume of freshly deposited sediments in a groyne field at Elbe km 420.9

II.4. Perspectives

A risk assessment taking into account normal run-off conditions must already consider both qualitative and quantitative information on pollutant concentrations, suspended matter transport, sedimentation and erosion processes, remobilisation of pollutants and toxicities. Uncertainties that inevitably arise due to the limited availability of data should be part of the risk assessment and should be quantified. The concepts of fuzzy-logic have proved to be of value here (Heise et al. 2004).

The inclusion of several hydrologic situations is indispensable for risk assessment because the regional hazard potential may rise exponentially with occurring discharge and their corresponding critical shear velocities. A watershed-level risk analysis also cannot be avoided, as it identifies those sites where cost-effective measures for improving the watershed situation are to be taken. The legacies of past activities that have impacted sediment quality are clearly related to today's risks within a watershed. Remediation of the situation depends on forming a community along the river that shows solidarity (called hydrosolidarity by Lundqvist and Falkenmark 2000) and takes up joined obligations and responsibilities.

These next steps of a scientific risk analysis, as a prerequisite for watershed-related sediment management, should be undertaken in a subsequent investigation.

1 ZUSAMMENFASSUNG

1.1. Sedimente als Bestandteil des Flussgebietsmanagements

Die vorliegende Studie liefert eine Bestandsaufnahme der Schadstoffsituation der Sedimente und Schwebstoffe der Elbe und wichtiger Nebenflüsse. Mit der Studie sollen erste Grundlagen für das zukünftig erforderliche Sedimentmanagement im Flussgebiet der Elbe gelegt werden. Eine Betrachtung der qualitativen und quantitativen Situation von Feststoffen im Flussgebiet hat sowohl im Hinblick auf die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) als auch der Europäischen Meeresschutzziele (EG 2002) hohe ökologische und regulatorische Relevanz. Sedimente sind Lebensräume einer vielfältigen Tier- und Pflanzenwelt. Der Feststoffhaushalt hat eine Schlüsselfunktion für die hydromorphologische Situation eines Flusses. Kontaminierte Sedimente können die aquatische Umwelt chronisch vergiften und damit den angestrebten guten chemischen und ökologischen Zustand gefährden. Sedimente sind dynamischer Bestandteil des Einzugsgebiet-Küsten-Kontinuums (Salomons 2005). Große Flusshäfen wie die von Rotterdam und Hamburg besitzen vor allem im Hinblick auf die Sedimentqualität eine Scharnierfunktion in diesem Kontinuum. Nicht zuletzt die seit 1999 ansteigenden Mengen des bei Unterhaltungsbaggerungen im Gebiet des Hamburger Hafens anfallenden Materials (HPA 2005), das aufgrund der vorhandenen Konzentrationen teilweise kostenintensiv an Land verwertet bzw. deponiert werden muss, zeigen die hohe wirtschaftliche Notwendigkeit eines risikoorientierten Sedimentmanagements auf.

Sedimentmanagement im Flussgebietsmaßstab basiert auf der komplexen Kenntnis der Immissions-, Emissions-, und Transmissions- Situation sowie weiterer Zusammenhänge. *Immissionsdaten*, z.B. in Form von Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten, ermöglichen erst einen risikobasierten Ansatz. Unterschiedliche Ansätze zur Bewertung der Sedimentqualität im „Einzugsgebiet-Küsten-Kontinuum“, einschließlich der Bewirtschaftungsrichtlinien, die z.B. für die Entscheidung ‚Landdeponie vs. Verklappung‘ von Baggergut herangezogen werden, erschweren jedoch ein einheitliches Management. *Emissionsdaten* sind für die Identifizierung von Schadstoffquellen notwendig, wenn Management-Maßnahmen durchgeführt werden sollen. Hierbei handelt es sich teilweise um historische Daten, die ermittelt werden müssen, und die gegenüber rezenten Trends abzugrenzen sind. Emissions- und Immissionsdaten sind über den Transport von Sedimenten entlang des Flussgebiets verknüpft. Diese *Transmission* kann in erster Näherung über die Kenngrößen Abfluss, Schwebstoff- und Schadstoffkonzentration ermittelt werden. Zur Durchführung von Risikoabschätzungen ist eine Vielzahl von weiteren Faktoren zu berücksichtigen, wie einzugsgebietscharakteristische hydrologische Bedingungen, Sedimentations- und Erosionszonen, Verdünnungseffekte etc.

In dem thematischen europäischen Rahmenprogramm 'Metropolis' (Metrology in Support of Precautionary Sciences and Sustainable Development Policies; Anon. 2004a) wurden bereits einige grundsätzliche Mängel identifiziert, die einem europaweiten Vergleich von Gewässergütedaten und den notwendigen integrierten Entscheidungsprozessen für Verbesserungen innerhalb ganzer Flusseinzugsgebiete bislang entgegen stehen. Diese Mängel sind:

- Die fehlende Harmonisierung von Untersuchungs- und Bewertungsmethoden.
- Die fehlende Repräsentanz der Daten; sie beschreiben nicht den Teil der Realität, der durch sie repräsentiert werden soll.
- Die fehlenden Angaben über die Qualität bzw. die Unsicherheit von Daten, die für einen Entscheidungsprozess verwendet werden.

- Das Fehlen von sog. 'Meta-Daten': Wie und wann wurden welche Messungen durchgeführt? Wem gehören die Daten? Auf welche Weise wurden die Daten übertragen bzw. genutzt? Solche Informationen sind essentiell, wenn Daten für einen anderen als den (eng begrenzten) ursprünglichen Zweck eingesetzt werden sollen.
- Die Fehlende 'Rückverfolgbarkeit'. Das zentrale Konzept der 'Traceability' verlangt, dass Umweltmessdaten sich (i) auf definierte Referenzen (Materialien und Methoden), (ii) über eine ununterbrochene Kette von Vergleichsmöglichkeiten, (iii) mit festgestellten Unsicherheiten, rückverfolgen bzw. rückführen lassen (Quevauviller 2004).

Im Zuge der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie, die ausdrücklich ein flusseinzugsgebietsbezogenes Management fordert (EG 2000), liegen im Elbegebiet Qualitätskriterien für feststoffgebundene Schadstoffe nur für Arsen, Kupfer, Chrom, Zink sowie PCBs und Organozinnverbindungen vor. Die in der Wasserrahmenrichtlinie grundsätzlich vorgesehene Festlegung von Sedimentqualitätsstandards für die Schadstoffe des Anhangs X zur Ermittlung des guten chemischen Zustandes wird seitens der Kommission mit dem Hinweis auf methodische Limitierungen, zu erwartende hohe Kosten und Schwierigkeiten bei der Erarbeitung eines europäischen Konsenses z.Zt. abgelehnt. Das Wissenschaftliche Komitee für Toxizität, Ökotoxizität und Umwelt (CSTEE) stellte bei seiner Plenarsitzung am 28. Mai 2004 (Anon. 2004c) hierzu fest, dass aus wissenschaftlicher Sicht der Verzicht auf Umweltstandards für die Feststoffphasen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht gerechtfertigt sei. Vor allem die Überwachung von lipophilen Schadstoffen im Gewässer müsste sich auf Organismen konzentrieren und auch die Sedimentmatrix spiele bei der Aufnahme und für die Wirkung dieser Schadstoffe eine wesentlich größere Rolle als die Wasserphase.

Die Verwendung von Sedimenten und Schwebstoffen für ein räumliches und zeitliches Trendmonitoring wird, wie von der AMPS-Gruppe empfohlen, sicher Bestandteil der bis 2006 vorzulegenden Monitoringprogramme in den Flussgebieten werden.

Für diese Studie ergab sich als Konsequenz aus dem Fehlen von Sedimentqualitätsstandards, dass die Beurteilung der Immissionssituation auf der Basis von Kriterien der WRRL nicht möglich ist, weil dann wesentliche elbetypische Schadstoffe, die mit Schwebstoffen und Sedimenten transportiert werden, unberücksichtigt blieben. Als Alternative wurden deshalb bestehende Zielvorgaben der ARGE-Elbe zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften herangezogen (vgl. unten).

1.2. *Ansatz dieser Studie*

Aufgrund der oben genannten Mängel in den Datengrundlagen muss die vorliegende Bestandsaufnahme unter Berücksichtigung einzugsgebietstypischer Unsicherheiten erfolgen. Während diese Unsicherheiten bei der Auswahl der einzugsgebietsrelevanten Schadstoffe noch relativ klein sind und hauptsächlich auf einem unzureichenden Datenspektrum basieren, ist die Ausweisung des Risikos belasteter Gebiete durch die Potenzierung von unzureichenden und zunehmend unsicheren Daten erschwert. Aussagen zum Risiko müssen daher eine Abschätzung des Ausmaßes der immanenten Unsicherheiten einschließen, um sie für Entscheidungsfindungen relevant zu halten (Heise et al., 2004). Die Verwendung verschiedener Prüflinien, die sich gegenseitig in ihrer Aussage stützen und so diese in ihrer Belastbarkeit erhöhen können, ist eine auch in diesem Bericht angewendete Möglichkeit, die Unsicherheiten von Aussagen zu minimieren. Ebenso dient ein stufenweiser Ansatz zur Risikoabschätzung kontaminierter Gebiete mit einem von Stufe zu Stufe zunehmenden Grad an

Komplexität und Unsicherheit der Fundierung der zu treffenden Aussagen (siehe auch Heise et al. 2004).

Auf der Basis von umfangreichen Datensätzen der ARGE-Elbe, der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), sowie weiteren ausgewählten Datensätzen, die aus Einzelvorhaben stammen, wurde derselbe dreistufige Ansatz verfolgt, der bereits in einer Studie zum Rhein (Heise et al. 2004) erfolgreich Anwendung fand. Die Stufen sind:

1) Identifizierung und Klassifizierung der für das Einzugsgebiet relevanten Schadstoffe – *Substances of Concern*.

Als erstes wurden jene Schadstoffe in Hamburger Sedimenten und Schwebstoffen identifiziert, die aufgrund der Höhe ihrer Überschreitung von Qualitätszielen oder durch ihre Gefahrenklasse („Hazard Class“) relevant sein können. Als Maßgabe der Überschreitung wurden die Zielvorgaben der IKSE zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften verwendet, da diese für das Elbegebiet entwickelt wurden und die meisten der gut untersuchten Parameter entlang der Elbe abdecken. Der Hafen von Hamburg wirkt als größtes Sedimentationsbecken im Unterstrom der Elbe wie ein Schadstoffsammler. Proben der Stationen Bunthaus (Schwebstoffe) und Bullenhausen bzw. Dove-Elbe (Sedimente), die sich stromaufwärts vom Hafen befinden, wurden zur Identifizierung solcher Schadstoffe genutzt, die von Quellen im Oberlauf stammen. Damit haben diese Schadstoffe einzugsgebietsweite Bedeutung und sind „*Substances of Concern*“.

2) Identifizierung und Klassifizierung von Gebieten mit erhöhter Schadstoffbelastung – *Areas of Concern*.

Im zweiten Schritt geht es darum, Konzentrationsverläufe der *Substances of Concern* in Schwebstoffen und Sedimenten zu verfolgen und signifikante Änderungen in der Überschreitung der Zielvorgaben hydrographisch-hydrologischen Teilbereichen des Einzugsgebietes zuzuordnen. So wird ein stationäres Bild von den Gebieten erstellt, in denen die *Substances of Concern* in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen werden konnten. Diese Bereiche wurden „*Areas of Concern*“ genannt. Sie wurden entsprechend dem Grad der Überschreitung der Zielvorgabe und der „Gefahrenklasse“ der Kontaminanten sowie dem Grad der Unsicherheit, der mit dieser Klassifizierung verbunden ist klassifiziert. Der Grad der Unsicherheit wird bestimmt durch a) die Anzahl der zur Verfügung stehenden Daten (z.B. Anzahl der Untersuchungen), b) das Spektrum der im jeweiligen Abschnitt tatsächlich regelmäßig gemessenen Schadstoffe, für die eine Überschreitung festgestellt wurde und c) die analytische Messgenauigkeit, mit der diese Daten erhoben werden können. *Areas of Concern* können entweder auf den direkten Einfluss einer Schadstoffquelle hinweisen, oder aber auf historisch kontaminierte Sedimente, die mit der Elbe stromabwärts transportiert werden, und sich – dem Resuspensionszyklus unterworfen – an diesen Orten – möglicherweise temporär – abgelagert haben. Die Identifizierung möglicher rezenter oder historischer Quellen, die hier versucht wurde, ist von Wichtigkeit, wenn Maßnahmen getroffen werden sollen, die Belastung der Elbe nachhaltig zu reduzieren.

3) Identifizierung der Risikogebiete – *Areas of Risk*.

Die Beiträge der *Areas of Concern* zum Risiko für flussabwärts liegende Gebiete wurden in dieser Studie nur ansatzweise durch Frachtberechnungen an 6 Stationen der Elbe behandelt. Da solche Frachtbetrachtungen mit einem großen Fehler behaftet sind, bedarf die Quantifizierung des Beitrages der „*Areas of Concern*“ zum Gesamtrisiko im Elbeeinzugsgebiet einer Analyse der hydrologischen Bedingungen, Sedimentstabilitäten, kontaminierten Volumina und der Auswirkungen von

Extremsituationen wie Starkregen, Hochwässer und Trockenperioden. Eine derartig belastbare Analyse war nicht Gegenstand der Studie. Sie wird aber notwendig sein um die Gebiete auszuweisen, in denen die verfügbaren Ressourcen für ein Sedimentmanagement gezielt und mit dem optimalen Effekt eingesetzt werden können (Priorisierung).

1.3. Ergebnisse der Studie

1.3.1. Substances of Concern

Als *Substances of Concern* wurden aufgrund ihrer unzulässig hohen Konzentrationen (Überschreitung der Zielvorgaben), ihrer Giftigkeit und Persistenz die anorganischen und organischen Schadstoffe in Tabelle 1.1 identifiziert:

Tab. 1.1: Klassifizierung der Schadstoffe auf der Basis der Stoffeigenschaften „Persistenz“, „Adsorption/Bioakkumulation“ und die regulatorische Einstufung des Stoffes als Prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL (PGS), als zu überprüfender, prioritärer Stoff (PPS) nach WRRL, als Prioritärer Stoff (PS) oder als „persistent organic pollutant“ (POP) nach UNEP.

Schwermetalle	Persistenz	Adsorption	Bioakku- mulation	Einstufung	„Hazard class“
Arsen					
Hg	+++	+++	+++	PGS	2
Cd	+++	+++	+++	PGS	2
Pb	+++	+++	++	PPS	1
Cu	+++	+++	++		1
Zn	+++	+++	++		1
Cr	+++	+++	+		1
Ni	+++	+++	+	PS	1
As	+++	+++	++		1

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{ow}	Einstufung	„Hazard class“
TBT	2	3,59	PGS	1
TeBT	?			1
DBT	?	1,49		1
TPT ⁺	?	3,53		1
HCHs (α, β, γ)	1-2	3,6 – 3,8	PGS	1
PCB 28	3	5,8	POP	2
PCB 52			POP	2
PCB 101			POP	2
PCB 118			POP	2
PCB 138			POP	2
PCB 153	3	6,87	POP	2
PCB 180	3	7,36	POP	2

1 ZUSAMMENFASSUNG

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{OW}	Einstufung	„Hazard class“
HCB	3	5,91	POP/PGS	2
Pentachlorbenzol ¹	?	?	PGS	2
DDTs	3	6,19	POP	2
Dioxin	3	z.B. 6,9	POP	2
Furan	3	z.B. 6,1	POP	2
PAK			PGS	
Phenanthren	1	4,43-4,45		1
Anthracen	1	4,56		1
Fluoranthen	1	5,13		2
Pyren	1	5,1		2
Benz(a)anthracen	2	5,8		2
Chrysen	k.A.	5,6		2
Benzo(b)fluoranthen	k.A.	6,04-6,57		2
Benzo(k)fluoranthen	k.A.	6,57		2
Benzo(a)pyren	2-3	6,04-6,15		2
Dibenz(ah)anthracen	2 (?)	6,39		2
Benzo(ghi)perylene	k.A.	7,23		2
Indo(1,2,3-cd)pyren	k.A.	4,19		1

Die Klassifizierung in zwei mögliche Gefahrenklassen („hazard class“) erfolgte auf der Basis der Persistenz der Schadstoffe, ihrer Adsorptionsfähigkeit am Sediment und der Akkumulierbarkeit in Organismen, sowie ihrer Einstufung als ökologisch bedenklich. Letztgenanntes Merkmal trifft dann zu, wenn der Stoff gemäß Anhang X der WRRL als prioritär gefährlicher Stoff (PGS), als zu überprüfender, prioritärer Stoff (PPS) oder als prioritärer Stoff (PS) eingestuft wurde bzw. wenn er zu den Stoffen der Stockholm-Konvention („persistent organic pollutant“ - POP nach UNEP) zählt.








Bei den Metallen führte die hohe Bioakkumulierbarkeit bzw. Biomagnifikation in der Nahrungskette von Cadmium und Quecksilber und ihre entsprechende Einstufung nach WRRL als prioritär gefährliche Stoffe zu einer Klassifizierung in die höhere Gefahrenklasse 2. Bei den Organika führte insbesondere ein Adsorptionskoeffizient von log K_{OW} >5 zu einer Eingruppierung in Gefahrenklasse 2.

Für eine Reihe von weiteren organischen Substanzen, die in Anhang X der WRRL stehen, und die durch ihre chemischen Eigenschaften möglicherweise auch als partikelgebundene Schadstoffe eine Rolle spielen, liegen keine für eine Einstufung ausreichenden Datensätze vor. Diese Stoffe werden nur erwähnt und aus der detaillierteren Betrachtung ausgenommen.

¹ Aufgrund fehlender Daten wird dieser Stoff zunächst als Kategorie 2 eingestuft.

1.3.2. Areas of Concern

Basierend auf den Jahresmittelwerten der Jahre 1996 bis 2003 von Schadstoffkonzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten von repräsentativen Messstellen (Datenreihen der IKSE und der ARGE-Elbe) wurde eine Beurteilung der durch die Messstelle repräsentierten Gebiete bezüglich der Überschreitung der jeweiligen Zielvorgaben vorgenommen. Die Aussagen wurden durch Plausibilitätsbetrachtungen unter Verwendung von Konzentrationen in rezenten Sedimenten aus den Jahren 1997 bis 2002 abgesichert (Datenreihen der BfG). Ein betrachtetes Gebiet wird für einen bestimmten Stoff dann zur "Area of concern", wenn eine signifikante Überschreitung der Zielvorgaben durch die betreffende "Substance of Concern" auftritt. Als signifikant gilt in dieser Studie eine Überschreitung, wenn mindestens 50 % der erhobenen Jahresmittelwerte über der Zielvorgabe liegen. Als Referenz dienten, wie bereits erläutert, die Zielvorgaben der ARGE-Elbe aus dem Jahr 2000. Sie entsprechen für die anorganischen Stoffe den Zielvorgaben der IKSE. Die *Areas of Concern* sind Tabelle 1.2 zu entnehmen.

	Zielvorgabe wird nicht erreicht		Nachweis von <i>Substance of Concern</i> ohne Zielvorgabe
	im Bereich der ZV (+/- 10 % der ZV)		
	ZV bis zum Zweifachen der ZV		
	vom Zwei- bis zum Vierfachen der ZV		
	mehr als das Vierfache der ZV		
	keine Daten verfügbar		

Tab. 1.2: Überschreitungen der Zielvorgaben für die einzelnen Substances of Concern in verschiedenen Regionen entlang der Elbe.

	Diox	PAH	As	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn	HCH	DDT	PCB	HCB	TBT	TeBT ²
Valy														
Lysa														
Obristvi														
Zelcin/Moldau														
Decin														
Schmilka														
Zehren														
Dommitzsch														
Schwarze E.														
Mulde														
Saale														
Magdeburg														
Schnackenbg.														
Bunthaus														
Seemannsh.														

² TeBT nach relativen Mengen, die gemessen wurden, abgeschätzt, da eine IKSE oder ARGE-Zielvorgabe nicht existiert.

Aus der Tabelle 1.2 können solche Orte, an denen die Zielvorgaben um mehr als das Zweifache überschritten werden, abgelesen werden. Der anhand repräsentativer Messstellen nachvollziehbare Verlauf der Überschreitungen der Zielvorgaben im Einzugsgebiet gibt einen Anhaltspunkt, ob die Emission tatsächlich in der jeweiligen "Area of Concern" erfolgt oder aber, ob die Einleitung zumindest anteilig bereits stromaufwärts erfolgt und die relevanten Schadstoffe mit dem Sediment flussabwärts transportiert werden. Die Existenz möglicher Emittenten, durch die eine entsprechende Belastung hervorgerufen werden könnte, oder aber deren Abwesenheit, können parallel dazu die Plausibilität der Annahmen beeinflussen.

Gebiete mit erhöhter Schadstoffbelastung sind:

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

Für einige Elbe-relevante Stoffe existieren derzeit keine Qualitätskriterien für Sedimente, so für Dioxine und Furane. Alleiniges Bewertungskriterium stellt derzeit der von Evers et al. (1996) zur Bewertung von Sedimenten abgeleitete Safe-Sediment-Value von 20 I-TEQ ng/kg dar. Dieser Wert soll zur Vermeidung einer Anreicherung von Dioxinen über die Nahrungskette in Fischen und Vögeln nicht überschritten werden. Die Konzentrationen liegen in Sedimenten von Mulde und Saale, sowie stromabwärts bis in das Gebiet des Hafen Hamburgs hinein weit darüber.

In einer umfangreichen Recherche wurden mögliche Schadstoffquellen identifiziert. Mit wenigen Ausnahmen konnten die "Areas of Concern" Quellen, meist historischer Art, zugeordnet und so die hohen Konzentrationen der *Substances of Concern* erklärt werden. In den weiten Abschnitten zwischen Decin und Einmündung der Schwarzen Elster sowie zwischen Schnackenburg und Geesthacht waren jedoch keine in Frage kommenden Quellen zu verzeichnen. Hohe Schadstoffkonzentrationen hier müssen z.Zt. auf den Eintrag kontaminierten Materials mit dem Oberstrom zurückgeführt werden.

Um die Sensitivität der Auswertung bezüglich der ausgewählten Zielvorgaben der ARGE-Elbe zu überprüfen, wurde für die Schwermetalle eine vergleichende Einstufung unter Verwendung der

Richtwerte RW1 der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK; BfG 1999) als Referenzwerte erstellt. Beide Ansätze führten zu konsistenten Aussagen.

1.3.3. Areas of Risk – Eine Herausforderung für die Elbe.

Um einer „Area of Concern“ ein Risikopotenzial zuzuweisen, gibt es verschiedene Möglichkeiten, die in der vorliegenden Studie alle ausschließlich im Ansatz diskutiert wurden. Frachten, berechnet aus dem Durchfluß an festgelegten Querprofilen, der Schwebstoffkonzentration im Wasser und der Schadstoffkonzentration in frisch sedimentiertem Material, geben Aufschluß über potenzielle Transporte und Verfrachtungen von Material stromabwärts. Die Frachtenberechnungen (qualifizierte Schätzungen) wiesen im Falle von PCBs und HCB die identifizierten *Areas of Concern* als Hauptbeitragende aus. Demgegenüber zeigte sich bei anderen Stoffen, insbesondere Schwermetallen, im Falle der Mulde eine deutlich geringere Rolle als ihr Kontaminationsgrad vermuten ließe. Frachtberechnungen sind allerdings mit methodenspezifischen Messungenauigkeiten behaftet, so dass eine Risikoauswertung nicht allein auf Frachtberechnungen basieren darf. Das Ausmaß der Verdünnung durch Schwebstoffe aus Nebenflüssen und ihre Auswirkung auf die Schadstoffkonzentration während des fluviatilen Transportes ist eingehend zu berücksichtigen. So ist zum Beispiel der relative geringe Abfluss der Mulde ein Grund für den unter normalen Abflussbedingungen reduzierten Beitrag dieses Flusses zum ökologischen Risiko der Elbe trotz des hohen Kontaminationsgrades der Mulde-Sedimente (Abb. 1.1).

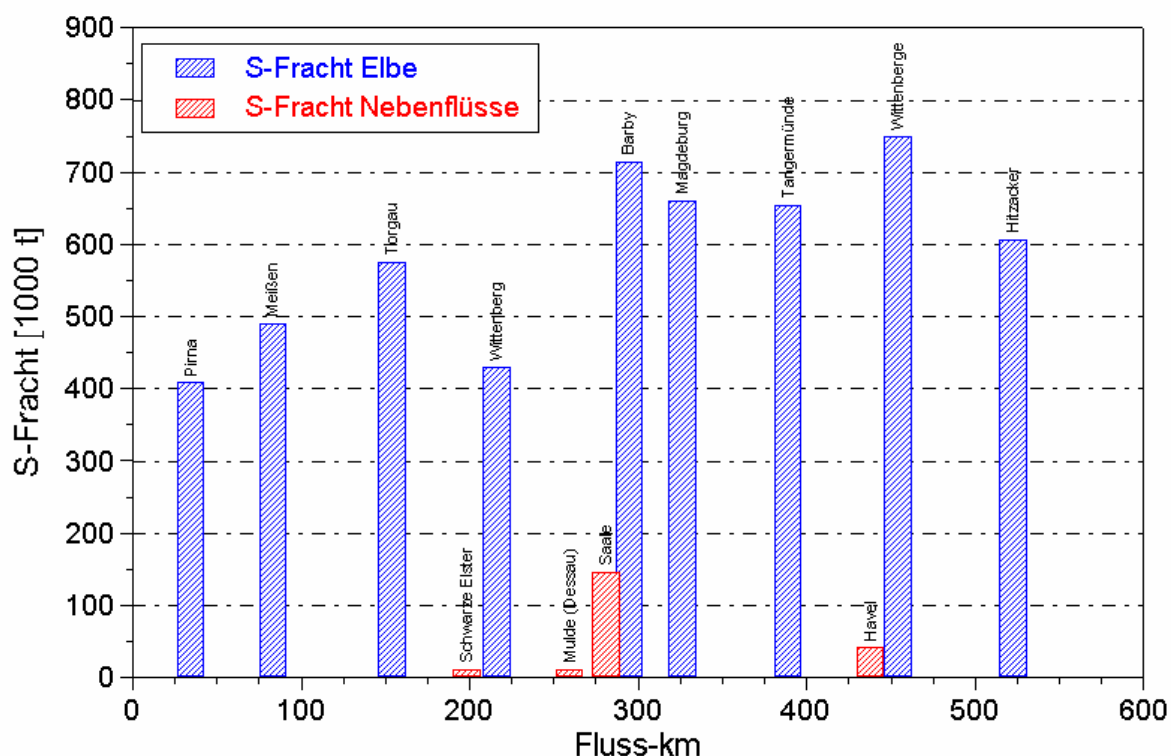


Abb. 1.1: Schwebstofffrachten der Elbe an ausgewählten Bilanzprofilen und von Hauptnebenflüssen (Daten BfG)

Ein weiterer Grund liegt vermutlich in der Rückhaltefunktion des Muldestausees begründet. Einzugsgebietsspezifische Charakteristika wie große Sedimentationsflächen bzw. bekannte Erosionszonen müssen bei einer Risikobetrachtung einbezogen werden. So schätzen Zerling et al. (2001), dass ohne die rückhaltende Wirkung des Muldestausees die Belastung der unteren Elbe in den Jahren 1993 bis 1997 bei Cadmium um ca. 90 % und bei Blei um ca. 50 % höher gewesen wäre. Trotz dieser Parameter, die das Risiko aus der Mulde zu minimieren scheinen, zeigen Untersuchungen mit Tracern, dass sehr wohl ein qualitativ signifikanter Austrag aus der Mulde stattfindet. In besonderem Maße sind Dioxine und Furane als Tracer gebietsspezifischer Emissionen im Elbeeinzugsgebiet geeignet. Ihre Kongenerenmuster können wie 'Fingerabdrücke' genutzt werden und durch einen Vergleich mit den Mustern vermuteter Ausgangsorte dazu dienen, die jeweiligen Quellen zu identifizieren. Beispielsweise konnten durch Untersuchungen der Dioxinkontaminationen in innerstädtischen Gewässern in Hamburg lokale, thermische Quellen lokalisiert werden, während sich Dioxine in den Elbeproben und überschwemmten Auenböden weitgehend auf Dioxin-kontaminierte Sedimente aus dem Bitterfelder Gebiet im Einzugsbereich der Mulde, ca. 400 km stromaufwärts, zurückführen ließen (Götz et al. 1996, Götz & Lauer 2003). Diese Ergebnisse dienen als Beweis für den Schadstofftransport aus dem Einzugsgebiet der oberstromigen Elbe bis in den Hamburger Hafen.

Die Dioxin-Darstellung anhand der Mulde zeigt deutlich die Komplexität der Risikobetrachtungen auf, die beide Komponenten der Risikodefinition – Exposition und Effekt – in gleicher Weise berücksichtigen muss. Exposition auf der Ebene der Flusseinzugsgebiete beinhaltet die Resuspendierung und den Transport von kontaminiertem Material, einschließlich auftretender Verdünnungs- oder Sedimentationsprozesse entlang des Transportweges. Effekt bezeichnet die Toxizität, Persistenz, Konzentration und Adsorptionsfähigkeit der mobilisierten Schadstoffe.

Während sich die Komponente Effekt in Abhängigkeit von den biogeochemischen Umweltparametern ändert, muss bei der Exposition der Einfluß der hydraulischen Verhältnisse berücksichtigt werden. So zeigten Schwartz und Kozerski (2004), dass die gemeinhin als Sedimentationsräume eingestuft Buhnenfelder entlang der Elbe ein erhebliches Remobilisierungspotenzial für Schadstoffe aufweisen. Nach ihren Abschätzungen führte das Extremhochwasser 2002 allein in einem Buhnenfeld bei Elbe-km 420 zu einer Erosion von ca. 200 m³ feinkörnigem, belastetem Sediment (Abb. 1.2).

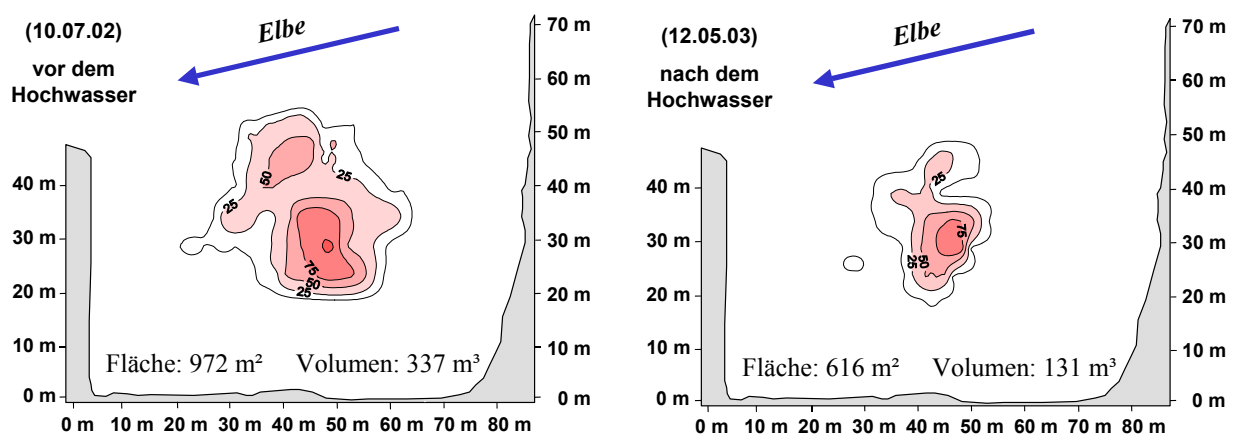


Abb. 1.2: Auswirkung des Augusthochwassers 2002 auf die Ausdehnung und das Volumen des schwebstoffbürtigen Sedimentdepots in einem Buhnenfeld am Elbe-km 420,9

1.4. *Ausblick*

Eine Risikoabschätzung unter normalen Abflussverhältnissen muss bereits eine Vielzahl qualitativer und quantitativer Informationen zu Schadstoffkonzentrationen, Schwebstofftransport, Ablagerungs- und Erosionsprozessen, Remobilisierungen von Schadstoffen und Toxizitäten nutzen. Unsicherheiten, die bei der Limitierung auf bestehende Datengrundlagen zwangsläufig auftreten, müssen in möglichst quantifizierter Form in die Risikobetrachtung eingehen. Hierfür haben sich Konzepte mit fuzzy-logischen Betrachtungen bewährt (Heise et al. 2004).

Unabdingbar ist die Einbeziehung verschiedener hydrologischer Situationen in die Risikobetrachtungen, da das Gefahrenpotenzial einer Region exponentiell mit den auftretenden Abflüssen und den entsprechend geänderten Sohlschubspannungen ansteigen kann. Ebenso unabdingbar jedoch ist die Durchführung einer auf das Einzugsgebiet bezogenen Risikoanalyse, da nur sie dazu führt, die Orte zu identifizieren, an denen Maßnahmen ansetzen sollten, die kosteneffektiv zu einer Verbesserung der Situation im Flussgebiet führen. Die ausgeprägte Verflechtung von Aktivitäten und Risiken innerhalb eines Flussgebietes, gemeinsam mit der Tatsache, dass es in einem hohen Maße Altlasten sind, die zur Beeinträchtigung der Sedimentqualität beitragen, müssen zur Bildung einer Solidaritätsgemeinschaft entlang eines Flusses führen („hydrosolidarity“, Lundqvist und Falkenmark 2000), in deren Rahmen gemeinsame Verpflichtungen und Verantwortlichkeiten diskutiert werden.

Dieser nächste Schritt einer wissenschaftlichen Risikoanalyse als Voraussetzung für ein Flusseinzugsgebiets-bezogenes Sedimentmanagement sollte in einer fortführenden Studie erarbeitet werden.

2 EINLEITUNG

Trotz Rückgang der Schadstoffeinleitungen sind in vielen Gewässern die Sedimente noch sehr stark kontaminiert. Am stärksten betroffen sind dabei die Mündungsbereiche dichtbesiedelter und hochindustrialisierter Flusseinzugsgebiete. In besonderem Maße gilt dies für den **Welthafen Hamburg aufgrund der Einträge aus dem stark belasteten Elberaum** und der hydrographisch unvermeidlichen Baggertätigkeiten zur Sicherstellung der für die Schifffahrt erforderlichen Wassertiefen.

Die Belastung von Schwebstoffen und Sedimenten stammt einerseits aus **punktförmigen Quellen**, insbesondere Einleitungen aus Industriebetrieben und Kommunen, Deponiesickerwässer und – eine für den Elberaum sehr wichtige Art des Eintrags von Schwermetallen – Zuflüssen aus Bergwerken und Bergbauhalden. Auf der anderen Seite stehen **diffuse Quellen** wie z.B. die Depositionen von Luftverschmutzungen und die Oberflächenabschwemmungen von städtischen Flächen und landwirtschaftlich genutzten Böden. Die relative Bedeutung von diffusen Quellen hat zugenommen. Der vorliegende Bericht richtet sein besonderes Augenmerk auf die **Erfassung historischer Schadstoffquellen**, die aufgrund ihres Ausmaßes bis in die 1990er Jahre zu einer starken und anhaltenden Kontamination von Sedimenten und Böden im Einzugsgebiet der Elbe geführt haben.

Kontaminierte Sedimente findet man insbesondere in Flussbereichen, in denen geringe Strömungen eine Sedimentation feinkörnigen Materials ermöglichen. Im Elberaum sind die **Flussauen** im Mittellauf teilweise sehr stark mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen belastet, mit der Folge von **eingeschränkten Nutzungen der Böden und des Grundwassers**. Bei Hochwasserereignissen und durch menschliche Eingriffe können die kontaminierten Feststoffe verstärkt abgetragen werden und diese Schwebstoffe stellen dann ein erhöhtes Risiko für die flussabwärts gelegenen Gebiete dar (Abb. 2.1). Insgesamt wird das **Erosions- und Transportgeschehen** für kontaminierte Feststoffe durch die **Intensität von Hochwasserereignissen** sowie deren Wiederkehrrate und zeitlichen Verlauf geprägt. Da die meisten persistenten Schadstoffe vorzugsweise an Feststoffphasen gebunden sind, bedeutet dies, dass über die **Emissions-/Immissionsbeziehungen** der besonders problematischen Stoffe in einem Flusseinzugsgebiet in erster Linie hydrodynamische Einflussfaktoren entscheiden.

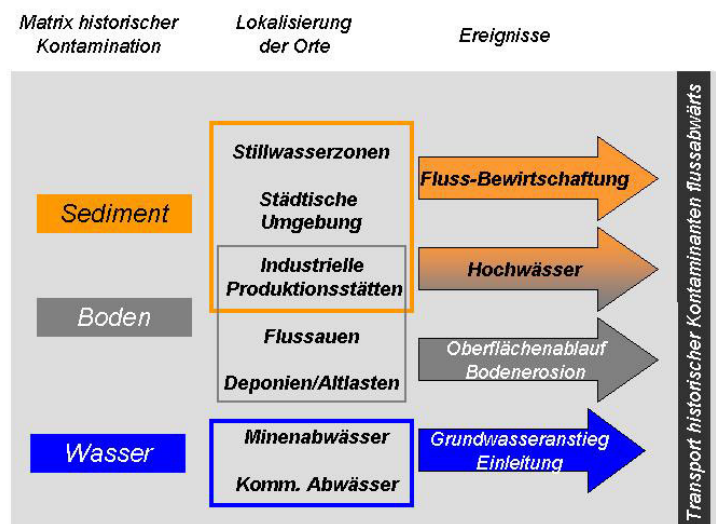


Abb. 2.1: Emissionswege und Prozesse des flussabwärts gerichteten Transports historischer Sedimentkontaminationen

Seit 2000 wird die Risikobewertung der europäischen Gewässer nach dem ganzheitlichen flussgebietsübergreifenden Ansatz der **Europäischen Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL) vorgenommen. Allerdings wird in der Wasserrahmenrichtlinie die **Qualität von Sedimenten und Schwebstoffen nicht explizit berücksichtigt**. Bei den Diskussionen über ein harmonisiertes Schema für die Analyse und das Monitoring von **prioritären Stoffen**, das nach Artikel 8 WRRL ab 2006 realisiert werden soll, konnte sich die zuständige AMPS-Arbeitsgruppe (Anon. 2004c) nicht auf direkte Qualitätsstandards für Sedimente verständigen; dagegen gibt es grundsätzlich Zustimmung zur Verwendung von Sedimenten und Schwebstoffen für ein **räumliches und zeitliches Trendmonitoring**. Bis 2009 steht ein weiterer Schritt der WRRL-Umsetzung an – ein flussgebietsübergreifendes Maßnahmenprogramm gegen die Einträge von prioritären Schadstoffen aus den verschiedensten Quellen (Artikel 16 WRRL); hier hat ein Expertenrat (Anon. 2004d) bereits die **„Historische Verschmutzung von Sedimenten“** (S11.1) als eine neue Belastungsursache für die Oberflächengewässer identifiziert.

Auch ohne den offiziellen Status von Qualitätsstandards hat die Rolle von **Sedimenten im Rahmen von flussgebietsübergreifenden Programmen** in den vergangenen Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Im Mittelpunkt dieser Entwicklung stand das **Europäische Sedimentforschungsnetzwerk SedNet** (2002-2004; Anon. 2002, Salomons & Brils 2004), das vor allem mit der Arbeitsgruppe 2 „Sediment Management at the River Basin Scale (Owens et al. 2005) und mit der Arbeitsgruppe 4 „Sediment Risk Management and Communication“ (Heise et al. 2005) die Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie mit praxisnahen Vorschlägen für ein künftiges **flussgebietsübergreifendes Sedimentmanagement** weiterverfolgte. Im Rahmen von SedNet erschienen u.a. zwei konzeptionelle Beiträge über Elbesedimente: „The River Elbe: The Ecological and Economical Chain of Sediments“ (Netzbund et al. 2002) und „Historical Contaminated Sediments and Soils at the River Basin Scale – Examples from the Elbe River Catchment Area“ (Förstner et al. 2004).

In der vorliegenden Studie werden Schwebstoff- und Sedimentdaten für das Elbeeinzugsgebiet verwendet, die aus regulären **Monitoringprogrammen der ARGE Elbe und IKSE** (www.arge-elbe.de; www.ikse.de; <http://elise.bafg.de>), aus **Messprogrammen der BfG** zum Sedimentkataster (Heininger und Pelzer 1998) und zum Schwebstoffhaushalt (Schmidt et al. 1999) der Bundeswasserstraßen, aus dem Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität grenzüberschreitender Flüsse sowie Küstengewässer der BfG (Anon. 2005; Ackermann 1998) sowie aus verschiedenen Forschungsprojekten des **BMBF-Verbundvorhabens ‚Elbe Schadstoffforschung‘** (Anon. 2000) stammen.

Die in dieser Studie angewendete Vorgehensweise zur Identifizierung der potenziell relevanten Gewässerabschnitte (‘Areas of Concern’) sowie der Gewässerabschnitte, von denen ein signifikantes Risiko ausgeht (‘Areas of Risk’), ist im **Kapitel 3 ‚Konzept der Studie‘** beschrieben. Danach werden Sediment- und Schwebstoffdaten entlang von **Beweislinien** (‘Lines of Evidence’) verwendet, die in ihrer wechselseitigen Betrachtung plausible Aussagen über das von Belastungsschwerpunkten für das Flussgebiet ausgehende Risiko ermöglichen. Diese Beweislinien sind:

- Betrachtung der Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente aus dem Zeitraum 1996 – 2003 im Elbe-Längsverlauf. Sedimentationsbecken zur Schwebstoffprobenahme gehören zur Standardausrüstung der Messstationen der ARGE Elbe und der IKSE (Anon. 1995). Die aus dem Material der Sedimentationsbecken gewonnenen Schadstoffdaten ermöglichen einen qualitativen Eindruck von der Belastungssituation und ihrer Entwicklung. Sie sind frei von kurzzeitigen Schwankungen in der Schwebstoffzusammensetzung. Ihre Aussagekraft erhöht sich durch Normierung, z.B. durch Verwendung von Schwermetalldaten der Feinfraktion <20 µm. Für Frachtabschätzungen sind die Daten aus den Sedimentationsbecken allein nicht geeignet.

- Betrachtung der Sedimentkontamination im Elbe-Längsverlauf. Hier werden Daten von Messkampagnen der ARGE-Elbe und GKSS (2002/2003) und Daten der BfG der Jahre 1997 – 2002 wechselseitig betrachtet. Mehrjährige Daten von Oberflächensedimenten (0-5 cm) aus strömungsberuhigten Zonen, die inmitten längerer stabiler Abflussperioden entnommen wurden, vermitteln ein Bild der zeitlichen Belastungsentwicklung. In Rechnung zu stellen ist, dass Sedimente dem hydromorphologischen Geschehen eines Flusses wie der Elbe unterworfen sind.
- Betrachtung des zeitlichen Trends der Sedimentkontamination. Der zeitliche Trend wird ausschließlich anhand von Schwermetalldaten diskutiert. Es wird einmal ein Datensatz von Ackermann (2005) verwendet, der Ergebnisse der Untersuchung schwebstoffbürtiger Sedimente am Wehr von Geesthacht zwischen 1980 und 2004 umfasst. Außerdem wird ein datierter Sedimentkern aus dem Altarm „Bucher Brack“ des Elbe-Abschnittes bei Tangermünde (Prange et al. 1997) herangezogen, der die Entwicklung der Belastungssituation zwischen der vorindustriellen Zeit und dem Beginn der 90er Jahre zeigt.

Die vorliegende Studie konzentriert sich auf die Identifizierung und Klassifizierung der für die Sedimente im Einzugsgebiet relevanten **Kontaminanten** (Kapitel 6) und auf die Identifizierung der belasteten **Gebiete** und Klassifizierung des **Ausmaßes ihrer Belastung** (Kapitel 7). Für die Bewertung dieser Gebiete bezüglich des **Risikos**, das von ihnen für das Flusseinzugsgebiet ausgeht, werden im Kapitel 9 erste Überlegungen auf der Grundlage von Frachtdaten und von Emissions-/Immissionsbetrachtungen für das Beispiel ‚Dioxine‘ angestellt.

Im **Kapitel 4 ‚Überblick über die Situation im Elbeeinzugsgebiet‘** werden die Schadstoffeinträge aus Punktquellen – aus kommunalen und industriellen Abwasserleitungen – und aus diffusen Quellen beschrieben. Der Abschnitt 4.5 gibt eine Übersicht über die im Elbeeinzugsgebiet bislang eingesetzten Sedimentqualitätskriterien – Geo-Akkumulationsindex nach Müller, Klassifikationssystem der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, ARGE-Elbe Bewertungssystem und OSPAR/HABAK-Richtwerte.

Das **Kapitel 5 ‚Datengrundlage für partikelgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet‘** fasst die Argumente für die Nutzung von Feststoffanalysen bei einem flussgebietsübergreifenden Trendmonitoring zusammen und zeigt die Entwicklungen für die Qualitätssicherung bei der Untersuchung von Schwebstoff- und Sedimentproben auf, die vor allem durch die neuen Aufgabestellungen im Rahmen des ‚Monitoring von prioritären Substanzen‘ ab 2006 (WRRL Artikel 8) ausgelöst wurden. Im Abschnitt 5.4 wird gezeigt, dass erst aus der Zusammenschau der verschiedenen Datensätze – wie in dieser Studie – die Ziele einer flussgebietsübergreifenden Bewertung erreicht werden können.

Im **Kapitel 6 ‚Identifizierung der relevanten Schadstoffe (*Substances of Concern*)‘** wird die Umweltrelevanz der Schadstoffe (a) für das Elbeeinzugsgebiet und (b) in Bezug auf das Sedimentationsgebiet Hamburg abgeschätzt. Die (qualitative) Auswahl der Schadstoffe erfolgte entsprechend der Einstufung in eine prioritäre Stoffklasse durch die Wasserrahmenrichtlinie bzw. die UNEP. Im Abschnitt 6.3 wird eine quantitative Beurteilung der Schadstoffe in Bezug auf gemessene Schwebstoff- und Sedimentkonzentrationen im Hamburger Hafen im Vergleich zu den Zielvorgaben der IKSE und ARGE Elbe (Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften) vorgenommen.

Das **Kapitel 7 ‚Identifizierung der Areas of Concern‘** beschreibt, wie ausgehend von den identifizierten ‚*Substances of Concern*‘ in einem nächsten Schritt nach solchen Flussabschnitten gesucht wird, die im Elbeeinzugsgebiet eine hohe Kontamination an den betreffenden Substanzen aufweisen und als potenzielle Quellen in Frage kommen. Basierend auf den Jahresmittelwerten wird eine Abschätzung

der belasteten Gebiete bezüglich ihrer Überschreitung der jeweiligen Zielvorgaben vorgenommen. Dieser zweite Schritt der Bewertung geht der eigentlichen Risikobewertung voraus, bei der die tatsächliche Bedeutung der Kontaminanten für das Einzugsgebiet (a) auf der Grundlage zusätzlicher Informationen zur Lage der ‚*Area of Concern*‘ im Einzugsgebiet, über (b) hydrologische Bedingungen (Verdünnungen im Elbverlauf) und (c) Frachtbetrachtungen (ansatzweise in Kapitel 9) abgeschätzt wird.

Für die im Kapitel 7 ermittelten ‚Areas of Concern‘ (es wurden insgesamt neun Regionen genannt) wird im **Kapitel 8 ‚Identifizierung möglicher Quellen‘** die Existenz potenzieller Emittenten verfolgt, durch die eine entsprechende Belastung mit erhöhten Risiken für die flussabwärts gelegenen Gebiete hervorgerufen werden könnte. In diesem Kapitel wird auf tschechische und deutsche Literaturdaten zurückgegriffen, die zusätzlich zu den für die ‚Beweislinien‘ eingesetzten Monitoring- und Messprogrammen der ARGE-Elbe, IKSE und BfG ausgewertet wurden.

Das **Kapitel 9 ‚Abschätzung des Risikobeitrags der Areas of Concern an ausgewählten Beispielen‘** ist eine erste Annäherung an die Frage, welche quantitativen Zusatzrisiken auf Hamburg durch die Belastungen im Elbeeinzugsgebiet entstehen. Die drei Beispiele sind ‚Frachtberechnungen‘ (9.1), ‚die Tracerfunktion von Dioxinen und Furanen‘ (9.2) und ‚typische Erosionsprozesse an Bühnenfeldern der Mittellelbe‘ (9.3). Eine Überleitung zum Aspekt des künftigen flussgebietsübergreifenden Sedimentmanagement bildet der Abschnitt 9.4, in dem die Rückhaltewirkung des Muldestausees auf die Belastung der unteren Elbe dargestellt wird.

Der **Ausblick in Kapitel 10** nennt die zusätzlichen Aufgaben, die für eine quantitative Bewertung der überregionalen Risiken bewältigt werden müssen. Die notwendige Analyse muss insbesondere die komplexe Abflusssituation berücksichtigen, bei der durch begrenzt auftretende Hochwässer sowohl eine Erhöhung als auch Verminderung des Risikos erfolgen kann, wie in der Rheinstudie für den Hafen von Rotterdam (Heise et al. 2004) gezeigt wurde.

3 ZIELSETZUNG UND KONZEPT DER STUDIE

3.1. Zielsetzung

Zur Sicherung der für die Schifffahrt erforderlichen Wassertiefen im Hamburger Hafen und in den Zufahrtswegen sind regelmäßige Unterhaltungsbaggerungen erforderlich. In den letzten 5 Jahren sind die anfallenden Baggermengen von jährlich rund 2 - 3 Mio. m³ auf fast 9 Mio. m³ in 2004 erheblich gestiegen (HPA 2005). Ein Anteil von jährlich 1 Mio. m³ Baggergut wird auf Grund der Schadstoffbelastung seit über 20 Jahren mit hohem Kostenaufwand an Land verwertet bzw. deponiert. Ein flussgebietsbezogener, an den Zielen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) und der Europäischen Meeresschutzziele (EU 2002) orientierter Managementansatz für Sedimente hat damit auch auf Grund der herausragenden wirtschaftlichen Bedeutung des Hamburger Hafens besonderen Stellenwert.

Das Ziel dieser Studie ist die Beschreibung der Herkunft und der Verbreitung von Kontaminanten im Elbeeinzugsgebiet, die sich letztendlich im größten zusammenhängenden Sedimentationsraum der Elbe, dem Hamburger Hafen, wiederfinden. Hafensedimente werden als Anzeiger für solche Schadstoffe verwendet, die in qualitativ und/oder quantitativ signifikantem Maße emittiert werden und sich in Stillwasserzonen flussabwärts der Emissionsquellen anreichern. Mit der Identifizierung von Ursachen für die Beeinträchtigung von Umweltqualitäten sowie der Abschätzung ihres überregionalen Beitrages wird ein erster Schritt in Richtung eines flusseinzugsgebietsbezogenen Sedimentmanagements vollzogen, wie es von (Apitz & White, 2003; Babut *et al.*, 2005 (in prep)) vorgeschlagen wurde.

3.2. Konzept der Studie

Diese Studie wurde entsprechend dem folgendem Konzept in aufeinander aufbauenden Stufen erstellt:

O Identifizierung und Klassifizierung der für die Sedimente im Einzugsgebiet relevanten Kontaminanten (Kapitel 8: Identifizierung der relevanten Schadstoffe)

Hierbei werden primär jene Schadstoffe als „*Substances of Concern*“ identifiziert, die über die Elbe transportiert werden und das Potenzial haben, sich in Stillwasserzonen in einem Maße anzureichern, dass entsprechende Sedimentqualitätskriterien überschritten werden.

Da das Sediment des Hafens Hamburg eine Vielzahl dieser Stoffe akkumuliert, werden „*Substances of Concern*“ in der vorliegenden Studie definiert als diejenigen Schadstoffe, die in Hamburg gegebene Zielvorgaben überschreiten. Um abschätzen zu können, ob diese Schadstoffe über den Oberstrom eingetragen werden, und somit möglicherweise für das gesamte Einzugsgebiet quantitativ und qualitativ von Relevanz sind, oder die Haupteintragsquelle in Hamburg selbst liegen oder lagen, mit entsprechenden Auswirkungen auf die Tideelbe und den Nordseebereich, werden die Belastungen verschiedener Sedimente ober- und unterhalb von Hamburg miteinander verglichen (Kapitel 8.1.3)

O Identifizierung der belasteten Gebiete und Klassifizierung entsprechend des Ausmaßes ihrer Belastung („Areas of concern“)

Eine Diskussion auftretender Belastungsspeaks für die in Kapitel 8 beschriebenen „*Substances of Concern*“ im Elbverlauf wird anhand detaillierter Informationen über mögliche Quellen zu einer Identifizierung der „*Areas of Concern*“ führen (Kapitel 9). Dabei wird wie folgt vorgegangen:

3 ZIELSETZUNG UND KONZEPT DER STUDIE

1. Betrachtung der Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente seit 1996. Im Zentrum dieser Studie stehen kontaminierte Schwebstoffe und oberflächennahe Sedimente, die resuspendiert werden können und bei Transport ein mögliches Risiko für flussabwärtsgelegene Gebiete des Elbeeinzugsgebietes darstellen. In der vorliegenden Studie werden von der ARGE-Elbe im deutschen und der IKSE im tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebietes erhobene Daten zu schwebstoffbürtigen Sedimenten, gemessen als Monatsmischproben und gemittelt über ein Jahr, an 13 Stationen entlang des tschechischen und deutschen Elbeverlaufs einschließlich der Mündungen von vier der größten Nebenflüsse (Moldau, Schwarze Elster, Mulde und Saale, sowie der Station Schnackenburg unterhalb des Havelzuflusses) betrachtet und unter folgenden Aspekten diskutiert:

Überschreitung der regionalen Hintergrundkontaminationen bzw. der Zielvorgaben der IKSE oder der ARGE-Elbe.

Zeitliche Tendenzen innerhalb des betrachteten Zeitraumes von 8 Jahren.

Es sollen hierbei langfristige Effekte berücksichtigt werden. Um dieses zu erreichen, wurden Jahresmittelwerte gebildet und untereinander verglichen.

2. Betrachtung der Sedimentkontamination entlang des Längsprofils der Elbe, beispielhaft dargestellt für ein Jahr (Daten der IKSE/ARGE-Elbe). Obwohl die Probennahme von Oberflächensedimenten nicht unproblematisch ist, da bei geringeren Sedimentationsraten oder zu tiefer Probennahme älteres, stärker kontaminiertes Sediment mit erfasst werden kann, können Oberflächensedimente Informationen über die Belastung einer Region über einen längeren Zeitraum (in Abhängigkeit von der Sedimentationsrate) geben. Auf die unterschiedliche Aussagefähigkeit der Informationen von Sedimenten und schwebstoffbürtigen Sedimenten wird im Kapitel 7.1 eingegangen. Da Messergebnisse zeigen, dass Sediment und schwebstoffbürtige Sedimente andere Aussagen liefern können, werden die Sedimentbetrachtungen als zweite Prüflinie („line of evidence“) angesehen.

3. Betrachtung der Variabilität gemessener Daten: In einer dritten Prüflinie werden ausgewählte Daten der Bundesanstalt für Gewässerkunde zur mehrjährigen Variabilität gemessener Schadstoff-Konzentrationen in Sedimenten herangezogen, um zu überprüfen, inwiefern trotz möglicherweise hochvariabler Schadstoffmessungen Trends zu identifizieren sind.

Aus diesen drei Prüflinien soll die Ermittlung möglicher Quellen der Kontaminationen erfolgen. Matrices, die über bestimmte Ereignisse mobilisiert werden und zur Schadstoffanreicherung und Transport kontaminierter Schwebstoffe flussabwärts führen können, sind

- a. Rezente stationäre Quellen: Diese beinhalten heute noch auftretende Emissionen aus Industriebetrieben, kommunalen Abwässern etc. Hierbei wird auf Kenntnisse über die Applikation der relevanten Substanzen sowie auf Informationen über noch bestehende industrielle Anlagen und bekannte Emissionsdaten zurückgegriffen.
- b. Historische stationäre Quellen: Hierunter fallen Emissionen, die in der Vergangenheit zur lokalen Kontamination von Böden und Sedimenten führten und infolge von Erosionsprozessen im Einzugsgebiet flussabwärts transportiert werden. Hinweise auf frühere industrielle Aktivitäten oder Applikationen der relevanten Substanzen werden hierzu herangezogen. Auch rezente Sedimentdaten, die ein integrierendes Abbild historischer Belastung aufweisen und bei Resuspension diese Belastung, in Abhängigkeit der Verfügbarkeit der Kontaminanten, der Stärke der Bindung an Sedimentpartikel und der Strömungsverhältnisse, stromabwärts transportieren, können zur Quellenidentifizierung herangezogen werden. Auf diese Weise können selbst jahrzehntealte Verschmutzungen noch negative Auswirkungen auf die Qualität des Flusses haben und nicht mehr emittierte Substanzen über Sedimente als sekundäre Quellen verbreitet werden.

3 ZIELSETZUNG UND KONZEPT DER STUDIE

- c. Diffuse Quellen: Hierbei handelt es sich z.B. um atmosphärische Einträge, Straßenabläufe und großflächige Erosionsvorgänge. In Abhängigkeit von der Applikationsart der Substanz und ihrer chemischen Eigenschaften lassen sich möglicherweise Rückschlüsse auf potenzielle emissionsrelevante Gebiete treffen (z.B. landwirtschaftlich genutzte Gebiete bei Pestiziden).

- **Bewertung dieser Gebiete bezüglich des Risikos, das von Sedimenten für das Flusseinzugsgebiet ausgeht (Areas of Risk)**

Für die Risikobewertung sind theoretisch folgende Parameter zu berücksichtigen (Babut *et al.*, 2005 (in prep)):

Lage der kontaminierten Fläche/der Emission in Bezug auf das Einzugsgebiet. Dieser Parameter zielt darauf ab, dass theoretisch ein stromaufwärts gelegenes Gebiet bei starker Verschmutzung das Potenzial hat, umfangreiche Teile des Flussgebietes stromabwärts zu beeinträchtigen. Neben der Lage im Flussgebiet muss hierbei jedoch berücksichtigt werden, inwieweit Verdünnungsprozesse durch Abflüsse von Haupt- und Nebenflüssen auftreten, die dieses Risiko verringern.

Ausmaß der Kontamination. Die Höhe der Kontamination, verglichen mit den Zielvorgaben des im Flussgebiet geltenden Klassifizierungssystems, sowie die Anzahl der Kontaminanten, die über der Zielvorgabe liegen, bestimmen zum einen das Gefahrenpotenzial eines Gebietes, zum anderen werden diese Informationen verwendet, um die Sicherheit einer gemachten Aussage abzuschätzen.

Stabilität des Sedimentes. Abschätzungen der Sedimentstabilität sind aufwendig, mit relativ hoher Unsicherheit behaftet und wenig verfügbar. Wo keine Daten über kritische Sohlschubspannungen im Vergleich zu natürlicherweise auftretenden Scherkräften verfügbar sind, muss daher indirekt durch Frachtbetrachtungen bei unterschiedlichen Abflüssen (z.B. Hochwassersituationen) und durch die Diskussion von Kontaminationsmustern auf Resuspensionsereignisse geschlossen werden.

Volumen des kontaminierten Materials. Je größer das Volumen, desto höher die mögliche Einflussnahme auf Gebiete, in die es verdriftet wird.

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

Frachtbetrachtungen können diese unterschiedlichen Parameter bis zu einem gewissen Grad integrieren und werden in dieser Studie zur Risikoabschätzung herangezogen. Dieses Vorgehen bedingt, dass nur indirekt Aussagen über die zugrundeliegenden Prozesse und Parameter gemacht werden können. Im Fall der vorliegenden Studie ermöglicht uns dies jedoch, eine erste Aussage zu treffen, welche von den vorher identifizierten *Areas of Concern* tatsächlich für die Elbe zu einem *Area of Risk* werden.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

4.1. Das Einzugsgebiet der Elbe und Ihrer Nebenflüsse

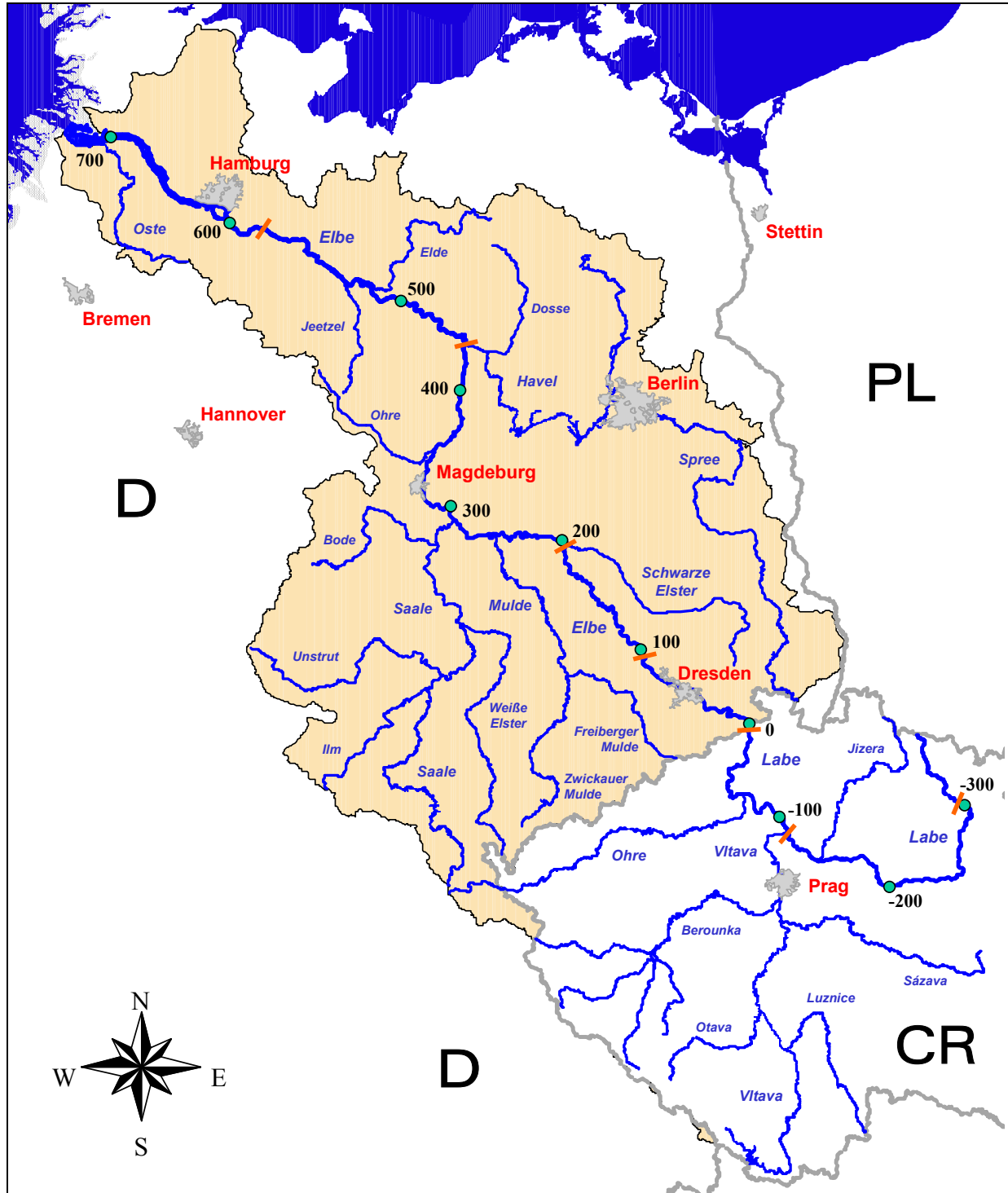


Abb. 4.1: Übersicht über das Elbeeinzugsgebiet (Kartenvorlage: BfG). Orangefarbige Balken bezeichnen die Grenze der Streckenabschnitte (s. Text).

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Von der Quelle im Riesengebirge (Krkonose, CR) zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven-Kugelbake (D) hat die Elbe eine Länge von 1091,47 km. Ihr Einzugsgebiet von 148 268 km² teilt sich auf die Bundesrepublik Deutschland (65,4%), die Tschechische Republik (33,8%) und mit kleineren Anteilen auf die Republiken Österreich und Polen auf.

Die Elbe wurde auf tschechischem und deutschem Gebiet von der IKSE entsprechend der Einmündung größerer Nebenflüsse in sieben Streckenabschnitte unterteilt (Finke *et al.*, 1998) (s. Abb. 4.1):

A – von der Quelle im Riesengebirge (km -369,92) bis zur Talsperre Les Kralovstvi bei Flusskilometer -313,9³. Dieser Streckenabschnitt ist durch starkes Gefälle zwischen 2,8 und 67‰ gekennzeichnet.

B – Talsperre Les Kralovstvi (km -313,9) bis zur Moldau-Mündung (km -109,3). Hier fließt die Elbe mit einem Gefälle von nur noch 0,44 ‰. In diesem Bereich liegen mehrere Staustufen (z.B. Pardubice, Prelouc, Srnojedy).

C – Moldaumündung bis zur Staatsgrenze (km -109,3 – 0). Die Moldau, Einzugsgebiet 28 090 km², entwässert Teile des Böhmerwaldes und des Oberpfälzer Waldes. Die Eger, die bei Litomerice, km -64,79, in die Elbe mündet, entwässert ebenso wie die Bilina (Mündung bei Usti n. L., km -38,3) Teile des Erzgebirges. Im Einzugsgebiet dieses Streckenabschnittes befinden sich 99 Talsperren und Speicher sowie zahlreiche Staustufen.

D – Staatsgrenze bis Neuhirschstein (Elbe-km 96). Die Elbe hat hier ein mittleres Gefälle von 0,26‰ und durchfließt das Elbsandsteingebirge, die Dresdner Elbtalerweiterung und das Mittelsächsische Lößhügelland. Bei Neuhirschstein endet der Festgesteinsabschnitt der Elbe. Auch hier sind im Einzugsgebiet zahlreiche kleine Talsperren und Speicher vorhanden.

E – Neuhirschstein bis Havelmündung (Elbe-km 96 bis 438). Die Elbe durchquert das eiszeitlich geprägte, norddeutsche Tiefland, vor allem dem Breslau-Magdeburger und Glogau-Baruter Urstromtal folgend. Die Elbe durchfließt die durch natürliche Höhenrücken oder Eindeichungen begrenzte, sogenannte Erosionsstrecke (km 120-230). Oberhalb von Wittenberg (Elbe-km 198,5) nimmt die Elbe die Schwarze Elster auf, die Teile der Oberlausitz entwässert. Die Mulde (Elbe-km 259,6) und die Saale (Elbe-km 290,7) entwässern Teile des Erzgebirges, des Frankenwaldes und des Thüringer Waldes sowie des Thüringer Beckens, des Harzes und des Bördelandes.

F – Havelmündung bis zur Staustufe Geesthacht (Elbe-km 438 bis 585,9). Die Elbe wechselt ihre Fließrichtung nach Nordwesten und folgt dem weichselzeitlichen Elbe-Urstromtal. Oberhalb von Wittenberge mündet rechtsseitig die Havel in die Elbe, die große Teile des Bundeslandes Brandenburg und Berlins, sowie über die Spree das Lausitzer Bergland entwässert.

G – Staustufe Geesthacht (km 585,9) bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven-Kugelbake (km 727,7). Bis zur Staustufe wirken sich die Tiden auf das Abflussregime der Elbe aus.

Die Streckenabschnitte A bis D werden als Obere Elbe bezeichnet. Die Mittlere Elbe umfasst die Abschnitte E und F, während als Untere Elbe das Tiden-beeinflusste Gebiet unterhalb der Staustufe Geesthacht angesehen wird.

³ hier ist die wasserwirtschaftliche Elbe-Kilometrierung verwendet, die in der CR von der Grenze stromaufwärts erfolgt und an der Quelle bei km 369,92 endet.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Eine Übersicht über die hydrologischen Daten zu den Nebenflüssen im Elbeeinzugsgebiet gibt Tabelle 4.1 wieder.

Tabelle 4.1: Hydrologische Daten zu den Elbe-Nebenflüssen (zusammengestellt aus (Finke et al., 1998) und mündlicher Mitteilung der VUV in Prag)

Nebenfluss	Profil	Mündung in die Elbe bei km	Jahresreihe für MQ	Mittlerer Abfluss (MQ) m ³ /s
Orlice	Týniště n.O.	-267,2	1931-1990	19,4
Jizera	Turice	-141,0	1931-1990	25,5
Vlatava	Vranany	-109,3	1931-1990	150,0
Ohre	Louny	-64,8	1931-1990	37,1
Ploucnice	Benešov n. P.	-14,1	1931-1990	8,89
Bilina	Usti	-38,3	1931-1990	5,0
Schwarze Elster	Löben	198,5 (D-Km)	1931-1990	21,6
Mulde	Bad Dübén	259,6	1931-1990	66,0
Saale	Calbe-Grizéhne	290,7	1931-1990	116
Havel	Havelberg	438	1981-1990	114
Elde	Maliß	504,1	1970-1990	11,0
Jetzel	Lüchow	522,9	1967-1990	6,54
Sude	Garlitz	559,5	1964-1990	4,44
Ilmenau	Bienenbüttel	599	1956-1990	9,39

4.2. Übersicht über anthropogene Nutzungen und Schadstoffeinträge im Elbeeinzugsgebiet

Schadstoffeinträge in Flussgebiete erfolgen über diffuse und stationäre Quellen (Punktquellen) (Abb. 4.2). Europaweit spielen Punktquellen wie urbane Abwassereinleitungen, Bergbaualtlasten und industrielle Abwässer eine abnehmende Rolle. Dementsprechend nimmt die Bedeutung der diffusen Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Städten zu.

Während 1985 noch 10 bis 70 % der emittierten Schwermetalle und Arsen aus industriellen Einleitungen stammten, ist dieser Anteil im Jahre 2000 auf weniger als 10 % zurückgefallen. Für die höchsten Emissionen in deutsche Flüsse sind heute diffuse Quellen und Eintragspfade wie Grundwassereinstrom (Arsen und Nickel), Erosion (Chrom und Blei) und städtische Kanalisation (Zink, Blei und Kupfer) verantwortlich (Abb. 4.3). Mischwassersysteme und Regenwasserabfluss aus getrennter Kanalisation werden für 10 bis 40 % der Gesamtemission verantwortlich gemacht (Fuchs et al., 2002). Mischwassersysteme sammeln sowohl häusliche Abwässer, als auch industrielle Einleitungen (die damit als „indirekte industrielle Einleitungen“ beschrieben werden) und Oberflächenabflüsse in einer Kanalisation. Bei Starkregenereignissen werden die Kapazitäten der Mischwassersysteme in der Regel überschritten und ein Teil des anfallenden Abwassers gelangt ungeklärt über sogenannte Mischwasserüberläufe in die Oberflächengewässer. In Tensystemen wird der Regenwasserabfluss getrennt von den häuslichen und industriellen Abwässern gesammelt und direkt in die Oberflächengewässer eingeleitet.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

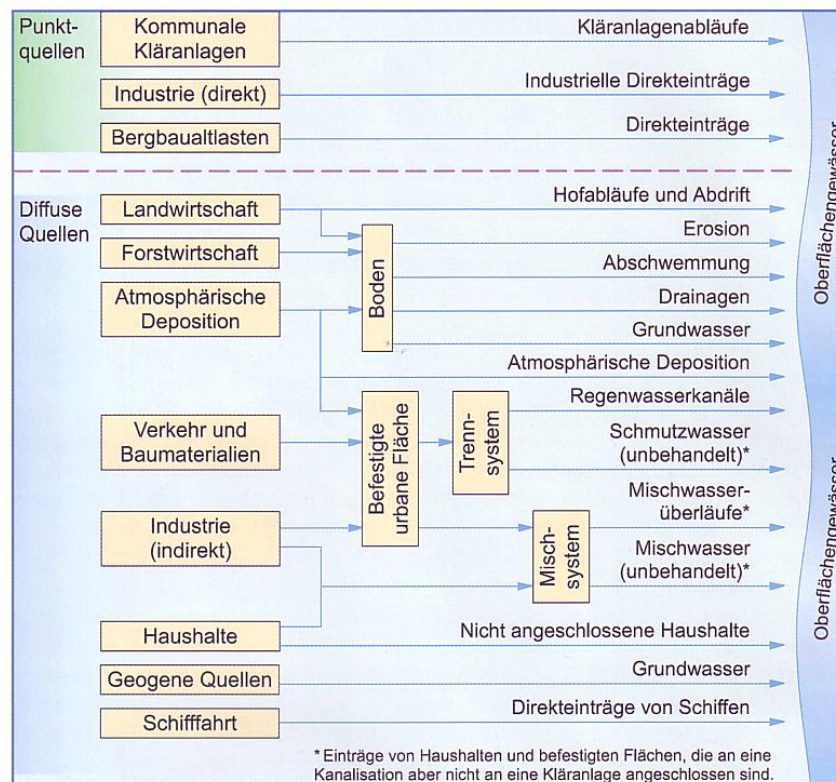


Abb. 4.2: Quellen und Eintragswege von Substanzen in Flusseinzugsgebiete (Fuchs et al. 2002)⁴

⁴ Altlasten bzw. historisch kontaminierte Sedimente können hier neben den Bergbaualtlasten stehen. Für beide Emissionsquellen wird jedoch kontrovers diskutiert, ob sie den Punkt- oder den diffusen Quellen zuzuordnen sind (siehe auch Tabelle 4.4).

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

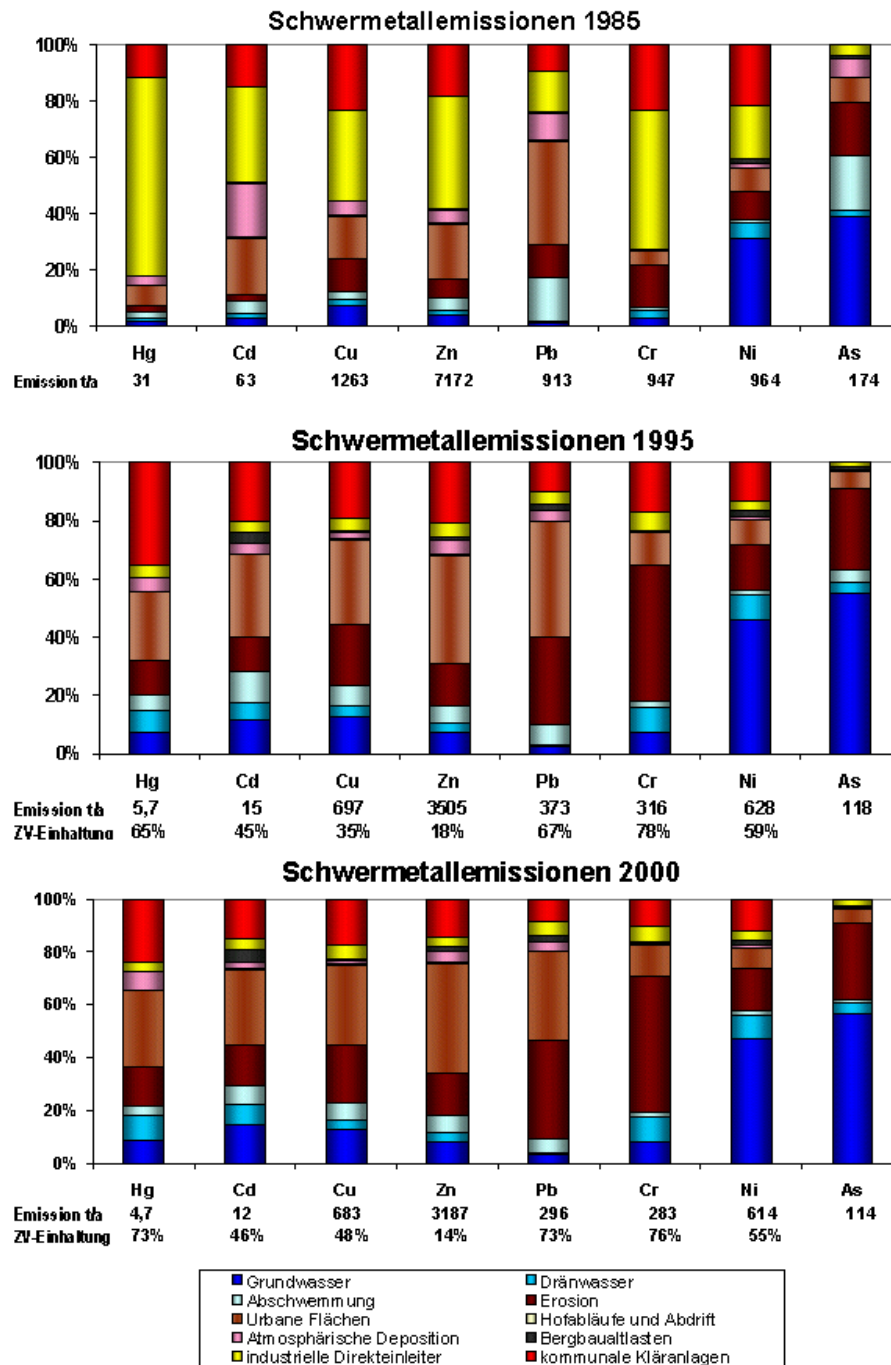


Abb. 4.3: Emissionen von Punkt- und diffusen Quellen in deutsche Flusssysteme in t/a nach (Fuchs et al., 2002)

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

4.3. Punktuelle Einleitungen im Elbeeinzugsgebiet

Die oben dargestellten Verhältnisse wurden für die deutschen Flüsse generalisiert, wobei die spezifische Situation von den Besonderheiten des Einzugsgebietes abhängen. Das Elbeeinzugsgebiet ist geprägt von der industriellen Geschichte zweier deutscher Staaten sowie der Tschechischen Republik. Kohleförderung und Erzbergbau sowie eine umfangreiche chemische Industrie und entsprechende Altlasten prägten das Schadstoffinventar in den Flüssen und tun es auch heute noch aufgrund der Akkumulation und Persistenz einiger Kontaminanten in Sedimenten, Böden und Überschwemmungsgebieten. In diesen Matrices findet man die heutige und die historische Schadstoffbelastung integriert abgebildet.

Im Bericht der Internationalen Flussgebietseinheit Elbe an die Europäische Kommission vom 3. März 2005 wurden folgende punktuelle Schadstoffquellen als signifikant betrachtet:

Kommunale Einleitungen mit einer Abwasserfracht von mehr als 2000 Einwohnerwerten

Industrieabwassereinleitungen der Nahrungsmittelbranche mit einer Abwasserfracht von mehr als 4000 Einwohnerwerten

Industrielle Direkteinleitungen, die mindestens bei einem Parameter den entsprechenden Schwellenwert der IVU-Richtlinie überschreiten und daher berichtspflichtig sind, sowie Einleitungen prioritärer Stoffe, denen in den Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG Grenzwerte zugewiesen wurden.

A) Kommunale Einleitungen:

Tabelle 4.2 zeigt einen Vergleich zwischen den durchschnittlichen Schwermetallkonzentrationen aus kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet der Elbe in den Jahren 1995 und 2000, sowie im Vergleich der deutsche Durchschnitt im Jahre 2000.

Es zeigt sich im Vergleich der beiden Jahre 1995 und 2000 eine deutliche Verbesserung in fast allen Elementen mit Ausnahme von Kupfer. Hier ist in den 5 Jahren eine Reduzierung von nur 14 % erfolgt, während z.B. Cadmium, Chrom, Blei und Quecksilber um mehr als 50 % verringert wurden.

Im Vergleich mit Durchschnittswerten für Deutschland ist das Abwasser im Elbegebiet bzgl. der Elemente Cadmium, Quecksilber und Nickel stärker belastet.

Tab. 4.2: Durchschnittliche Schwermetallkonzentrationen in kommunalen Kläranlagen im Elbeeinzugsgebiet (1995 und 2000) und in Deutschland (2000) in $\mu\text{g/L}$, berechnet durch (Fuchs et al., 2002).

	Jahr	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Elbe	1995	0,55	8,13	14,4	0,29	14,68	5,33	76,7
Elbe	2000	0,22	2,66	12,3	0,13	8,62	2,48	41,3
Verringerung um		60 %	67 %	14 %	55 %	41 %	53 %	46 %
Deutschland	2000	0,18	2,99	12,4	0,12	7,82	2,64	46,7

Trotz dieser Verringerungen haben die Emissionen kommunaler Kläranlagen in deutschen Einzugsgebieten durch die umfassende Verringerung industrieller Direkteinleiter an relativer

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Bedeutung gewonnen. So machen nach (Fuchs *et al.*, 2002) kommunale Einleitungen den Großteil jener Blei- und Quecksilberbelastung, der durch Punktquellen erfolgt, aus.

B) Industrieabwassereinleitungen der Nahrungsmittelbranche

Im Elbe-Einzugsgebiet sind im Jahr 2001 keine industriellen Direkteinleiter aus der Nahrungsmittelbranche, der einen als *Substance of Concern* identifizierten Schadstoff emittiert, bekannt (EPER 2001).

C) Industrielle Direkteinleitungen

Die industriellen Direkteinleiter auf deutschem und tschechischem Gebiet kommen lt. EPER aus folgenden Bereichen: Chemische Industrie (Herstellung von organischen und anorganischen Grundstoffen, z.B. Zementklinker), Erzeugung von Roheisen und Stahl, Erzeugung und Bearbeitung von Aluminium, Blei, Kupfer und Zink, Fernwärmeerzeugung, Herstellung von Düngemitteln, elektronischen Bauelemente, von Holz- und Zellstoff, von Industriegasen, von Kunststoffen, von Zement, Automobilindustrie, Mineralölverarbeitung und Metallerzbergbau.

Tabelle 4.3 gibt einen Überblick über die Standorte wesentlicher industrielle Aktivitäten, die das Elbeeinzugsgebiet in heutiger Zeit prägen.

Tab. 4.3: Überblick über wesentliche Industrien bzw. Industriestandorte, sowie Einleitungen kommunaler Abwässer im Einzugsgebiet der Elbe (Kowalik *et al.*, 2002) (EPER, Daten von 2001) (IKSE, 2003)

Fluss-System	Industrie/ kommunale Abwässer	Standorte
Obere Elbe	Glas- und Keramikindustrie, Chemische und Pharmazeutische Industrie, Zellstoff- und Papierindustrie, Metall-Industrie, Lederherstellung, Bergbau, Braunkohle	Pardubice (CR), Neratovice (CR), Litomerice (CR), Usti nad Labem (CR)
	Altlastenstandorte, kommunale Abwässer	
Ohre	Bergbau, Chemische Industrie	
Bilina	Chemische Industrie, Deponien	Oberlauf
Mittlere Elbe	Chemische Industrie, Papier- und Zellstoffindustrie, Automobilindustrie	Raum Stendal / Arneburg seit 2004
Schwarze Elster	Braunkohlenbergbau, chemische Industrie, Landwirtschaft, Metall-verarbeitende Industrie, Lederwarenindustrie, kommunale Abwässer, Kunststoffproduktion	Senftenberg (Tagebau Meuro), Lausitzer Bergbaurevier, Schwarzheide, Doberlug-Kirchhain

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Fluss-System	Industrie	Industriestandorte
Muldesystem	Bergbau (z.B. Uran, Zinn, Zink, Blei, Nickel), Verarbeitende Industrie, Chemische und petrochemische Industrie, Textilindustrie, Papierindustrie, Herstellung elektronischer Bauteile	Raum Zschopau (Uran), Raum Freiberg (Blei, Zinn, Zink), Raum Aue, Hohenstein-Ernstthal (Nickel), PD ChemiePark Bitterfeld-Wolfen, Ballungszentrum Zwickau, Chemnitz, Dessau
Vereinigte Mulde		
Freiberger Mulde		
Zwickauer Mulde		
Saale	Metallverarbeitende Industrie, Chemische und petrochemische Industrie, Kunststoffindustrie, Papier- und Zellstoffindustrie, Holzverarbeitende Industrie, Lederindustrie, kommunale Abwässer, Erzeugung von Roheisen, Stahl	Mitteldeutsches Industriegebiet mit Ballungsräumen Halle-Merseburg-Leipzig einschließlich Chemiestandort Leuna, Ballungsraum Erfurt-Weimar-Jena, Papierfabrik Blankenburg, Sodaindustrie Raum Bernburg
Ilm	kommunale Abwässer, Glasindustrie/Glasbläserhandwerk, Bergbau (Erz)	Oberlauf
Unstrut	kommunale Abwässer, Bergbau (Kalisalz)	Kaliindustrie des Südharz
Weißer Elster	Metallverarbeitende Industrie, Zellstoffindustrie, Bergbau (Uran, Zinn, Kupfer, Eisen), Landwirtschaft, Chemische Industrie, Elektrizitätsversorgung	Gera-Ronneburg, Industriestandorte Plauen und Greiz, Ballungsräume Merane, Altenburg, Tagbau Profen
Parthe		
Pleiße		
Havel	kommunale Abwässer	Ballungsraum Oranienburg-Berlin-Potsdam, Brandenburg (ehem. Stahlwerk), Premnitz, Rathenow
Spree	kommunale Abwässer, Textil- und Lebensmittelindustrie, Braunkohlebergbau und verarbeitende Industrie, Metallverarbeitende Industrie, Landwirtschaft, Herstellung von Industriegasen,	Braunkohlerevier Niederlausitz, Energiesynthesewerk Schwarze Pumpe AG (Brikettfabrik, Kraftwerk, Druckgaswerk, Kokerei), Braunkohle-Großkraftw. in Lübbenau und Vetschau, Berlin, Cottbus, Spremberg
Untere Elbe	Metallverarbeitende Industrie (Al, Cu), Papier und Zellstoffindustrie, Chemische Industrie, z.B. Kunststoffherstellung, Verarbeitung tierischer und pflanzl. Rohstoffe, Mineralölverarbeitung, Zementherstellung, Düngemittelproduktion	Großraum Hamburg, Brunsbüttel, Stade

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

4.4. Diffuse Quellen im Elbeeinzugsgebiet

Zu den Eintragswegen durch diffuse Quellen rechnet man atmosphärische Deposition, Abschwemmung von Bodenmaterial durch Erosion und Regenwasserablauf von Land, Grundwasserzufluss, indirekte Einträge von Abwässern aus der Industrie über Regenwasserüberläufe und direkte Einträge von nicht angeschlossenen häuslichen Abwässern, sowie Einträge von Schiffen (s. auch Abb. 5.2). Der Anteil der diffusen im Vergleich zu punktuellen Quellen im Elbeeinzugsgebiet liegt im Jahre 2000 elementabhängig zwischen 72 (Cadmium) und 96 % (Arsen) (Fuchs et al, 2002).

Tabelle 4.4 quantifiziert die Einträge von Schwermetallen und Arsen in die Gewässer des deutschen Elbeeinzugsgebietes. Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Blei und Zink werden zu einem hohen Anteil über städtische Gebiete eingetragen. Chrom und auch Blei gelangen durch Erosion verstärkt in die Gewässer. Grundwassereinträge sind dagegen die Hauptquellen für Arsen und Nickel.

Tab. 4.4: Schwermetall- und Arseneinträge in Oberflächengewässer des deutschen Elbeeinzugsgebietes(Fuchs et al., 2002).

Schadstoff	Eintrag in die Gewässer	davon: Summe aller diffusen Quellen	Erosion	Urbane Flächen	Weitere diffuse Quellen
	t/a	%	%	%	
Arsen	25	96	33	7	Grundwasser (49 %)
Blei	75	86	40	37	
Cadmium	3	72	17	31	Historischer Bergbau (16 %)
Chrom	60	92	53	17	Dränage (15 %)
Kupfer	180	85	37	33	
Quecksilber	1	84	17	33	Atmosphärische Deposition (15 %)
Nickel	120	88	18	11	Grundwasser (43 %)
Zink	700	90	19	52	

4.5. Sedimentqualitätskriterien im Elbeeinzugsgebiet

4.5.1. Allgemeines

Um abschätzen zu können, ob ein Schadstoff in einer gefährlichen Konzentration auftritt (Abschätzung des Risikos) oder/und ob sich die Konzentration dieses Stoffes zeitlich oder räumlich ändert (Monitoring der Konzentrationen), werden häufig Sedimentqualitätskriterien als Managementinstrument herangezogen. Ein Vergleich der vorliegenden Daten mit den Sedimentqualitätskriterien der in Frage kommenden Schadstoffe - in der Regel ein bestimmter Konzentrationswert für einen Stoff - initiiert je nach Höhe der Überschreitung eine definierte Managementmaßnahme oder/und die Einstufung in eine bestimmte Gefährdungsklasse.

Die Vielzahl unterschiedlicher Sedimentqualitätsrichtlinien (Sediment Quality Guidelines – SQG) unterstreicht, dass es sich hierbei um einen begründet festgelegten Wert handelt, der sich sowohl nach der Zielsetzung des Managements (z.B. Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften oder Schutz des Trinkwassers), dem möglichen Gefährdungsgrad (Risiko) und den ökonomischen Kosten richtet.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Problematisch ist die Verwendung unterschiedlicher Sedimentqualitätskriterien (SQC) innerhalb eines Flußeinzugsgebietes, da hierdurch eine einheitliche Vorgehensweise, so z.B. durch die Überschreitung der SQC initiierte Maßnahmen oder Klassifizierungen, erschwert wird. Lockere SQC im Oberstrom und strenge Kriterien im Küstengebiet für den gleichen Schadstoff führen zwangsläufig zu Interessenskonflikten, wenn es sich um Substanzen handelt, die weiträumig transportiert werden und bioverfügbar bleiben. Für eine Bewertung des bestehenden Risikos sollten daher verschiedene in einem Flußeinzugsgebiet angewendete SQC berücksichtigt werden, sowie die ihnen zugrundeliegenden Maßgaben.

Verschiedene Sedimentqualitätsrichtlinien (oder –kriterien) können unterschieden werden:

der Hintergrundansatz: Hierbei werden die Konzentrationen von Substanzen im Gesamtsediment bestimmt und mit Hintergrundwerten verglichen. Dieser Ansatz ist einer der frühesten Methoden zur Bestimmung von Sedimentqualitäten und insbesondere in Regionen mit natürlicherweise erhöhten Schwermetallkonzentrationen von Interesse. Der Hintergrundansatz hat den Nachteil, keine Hinweise auf mögliche ökologische Auswirkungen zu geben.

empirischer risikobasierter Ansatz: Dieser Ansatz, der zur Zeit in den USA am häufigsten verwendet wird, beruht auf einer umfangreichen Datenbasis zu Umweltproben von Sedimenten und leitet sich her von der Bestimmung chemischer Konzentrationen in Sedimenten und den dazugehörigen biologischen Testdaten. Hieraus werden Schwellenwerte wie z.B. ERL – Untere Effekt-Grenze (Effects Range Low), PEL – wahrscheinliche Effekt-Grenze (Probable Effects Level) etc. bestimmt. Kriterien, die auf diese Art abgeleitet wurden, haben in vielen (aber nicht allen) marinen und Süßwassersedimenten biologische Effekte korrekt bestimmen können (Burton, 2002).

Theoretisch risikobasierter Ansatz: Der EqP (Equilibrium-Partitioning) Ansatz von DiToro et al.. (1991) zielt auf eine Ermittlung der bioverfügbaren Fraktion der Schadstoffe und sagt darauf basierend die biologische Effektivität voraus. Dabei wird davon ausgegangen, dass das Porenwasser der Hauptexpositionspfad im Sediment ist und die Fraktion der hier gelösten Schadstoffe über einen Verteilungsquotienten berechnet werden kann. Im Prinzip wird das Sedimentkriterium bestimmt durch Multiplikation der Qualitätskriterien für Wasser, multipliziert mit dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten, multipliziert mit dem Anteil an organischem Kohlenstoff im Sediment. Insbesondere die Normierung auf den organischen Kohlenstoffanteil ergab eine gute Vorhersage der Toxizität in Sedimenten mit verschiedenem organischen Material.

4.5.2. Im Elbeeinzugsgebiet angewandte Sedimentqualitätsrichtlinien

Der Geo-Akkumulationsindex (Müller, 1979)

Der Geoakkumulationsindex nach G. Müller (1979) folgt dem Hintergrundansatz. Es handelt sich um eine rein geochemische Klassifizierung entsprechend der Anreicherung eines Elementes gegenüber dem geogenen Hintergrundwert ohne eine Wichtung der verschiedenen Metalle vorzunehmen. Der Index errechnet sich aus dem Quotienten der gemessenen Konzentration des Elements in der Korngrößenfraktion kleiner 2 µm und dem Hintergrundwert, multipliziert mit dem Faktor 1,5 zur Berücksichtigung lithogener Abweichungen. Durch wiederholtes Verdoppeln des Hintergrundwertes ergibt sich ein siebenstufiges Klassifikationssystem (Tabelle 4.5).

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Tab. 4.5: Igeo-Klassen des Geoakkumulationsindex

I _{geo} -Klasse		0	1	2	3	4	5	6
Anreicherungs- faktor		<1	1-2	2-4	4-8	8-16	16-32	>32
Belastungsgrad	Ton- gesteins- standard	unbelastet	unbelastet bis mäßig belastet	mäßig belastet	mäßig bis stark belastet	stark belastet	stark bis übermäßig belastet	übermäßig belastet

Das Klassifikationssystem der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

(Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1998a):

1986 vereinbarten die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und das Bundesumweltministerium (BMU) die Gründung eines Bund/Länder-Arbeitskreises⁵, der eine „Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer“ entwickeln sollte. Die Zielvorgaben wurden schutzgutbezogen abgeleitet. So basieren die Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft auf ökotoxikologischen Untersuchungen an Vertretern von vier zentralen Trophiestufen der Gewässerbiozönose (Bakterien, Grünalgen, Kleinkrebse, Fische). Hierzu wird der „NOEC“ (no observed effect concentration) Wert bestimmt, d.h. die höchste im Test eingesetzte Konzentration, die bei längerfristiger Einwirkung ohne Effekt bleibt. Der NOEC-Wert der sensitivsten Art wird mit einem Sicherheitsfaktor von 0,1 multipliziert, um die Zielvorgabe zu ermitteln. Der Sicherheitsfaktor dient der Absicherung der Übertragung von Laborergebnissen einzelner Arten auf Freilandverhältnisse.

Weitere Schutzgüter sind z.B. „Berufs- und Sportfischerei“, deren Zielvorgaben aus geltenden maximal erlaubten Belastungsmengen für aquatische Nahrungsorganismen unter Berücksichtigung von Biokonzentrationsfaktoren abgeleitet werden, und „Trinkwasserversorgung“, für die rechtlich verbindliche Qualitätsziele der EU als Zielvorgaben übernommen wurden.

Das Schutzgut „Schwebstoffe und Sedimente“ wird hauptsächlich unter dem Aspekt der Ablagerung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen betrachtet. Als Zielvorgaben wurden hier die geltenden Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung übernommen. Gewässerökologische Zielvorgaben zum Schutz der im und auf dem Sediment lebenden Organismen wurden aufgrund mangelnder allgemein anerkannter Verfahren nicht erarbeitet.

Für Schwebstoffe und Sedimente existieren derzeit Zielvorgaben für 7 Schwermetalle sowie für 1,2,4-Trichlorbenzol (40 µg/l, (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1997)). Ein 7-stufiges Klassifizierungssystem für die Schwermetalle basiert auf den Zielvorgaben, die die Klasse II bilden. Die Klassen II-III, III, III-IV und IV ergeben sich jeweils durch Verdoppelung der Zielvorgabe. Die Klasse I entspricht dem geogenen Hintergrundwert, die mittlere Klasse I-II einem Wert zwischen Klasse I und II. (Tabelle 4.6)

⁵ BLAQ QZ - Bund/Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

ARGE-Elbe Bewertungssystem

Das Bewertungssystem der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe) bezieht sich auf das Einzugsgebiet der Elbe und beinhaltet dementsprechend einige Besonderheiten im Vergleich zum LAWA-System. Es wurde in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt erarbeitet und hat ebenso wie das LAWA-System 7 Klassen, wobei auch hier die Klasse I den 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 1996a). Die Zielvorgaben dieses Bewertungssystems von 1996 entsprechen bei fast allen Metallen dem des BLAK QZ-LAWA-Systems „Schutzgut Landwirtschaftliche Verwertung von Sedimenten“ mit Ausnahme von Cadmium, dessen Zielvorgabe dem Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaft“ entspricht. 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 aufgenommen worden.

Im Jahre 2000 wurde das Bewertungssystem für Schwermetalle und Arsen verändert, ohne allerdings in einer Elbministerkonferenz offiziell bestätigt worden zu sein: Um ein einheitliches System entlang der Elbe zu erhalten, wurden die Zielvorgaben denen der IKSE, Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaft“, angeglichen (Bergemann, ARGE-Elbe, persönliche Mitteilung). Dies bedeutete eine Erhöhung der Zielvorgaben für 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).

Insbesondere wurde die Einteilung in Klassen verändert: Es wurde eine sich konsistent durch Verdopplung bildende Klassenabfolge eingeführt, ähnlich dem LAWA-System (s. Tabelle 4.6) Diese Veränderung kann bei einigen Metallkonzentrationen zu einer um zwei Klassen veränderten Klassenzuordnung führen (z.B. Hg, Cd, As), was bei einem Vergleich von Klassifikationsergebnissen vor und nach dem Jahr 2000 berücksichtigt werden muss.

Zur Zeit befindet sich das Klassifikationssystem erneut in der Überarbeitung, um den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie zu entsprechen.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Tab. 4.6: Klassengrenzen des LAWA-Klassifikationssystems für Metalle vor (oben) (ARGE-Elbe, 1996a) und nach dem Jahr 2000 (mitte) in mg/kg TS (Fraktion <20 µm) bzw. für organische Verbindungen in µg/kg TS (Fraktion <2 mm) (unten) (Prange et al., 2000)

Metall	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
Hg	0,2-0,4	<0,5	<0,8	<5	<10	≤25	>25
Cd	0,2-0,4	<0,5	<1,2	<5	<10	≤25	>25
Pb	25-30	<50	<100	<150	<250	≤500	>500
Cu	20-30	<40	<60	<150	<250	≤500	>500
Zn	90-110	<150	<200	<500	<1000	≤2000	>2000
Cr	60-80	<90	<100	<150	<250	≤500	>500
Ni	10-30	<40	<50	<150	<250	≤500	>500
As	3-5	<10	<20	<40	<70	≤100	>100

Metall	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
Hg	≤0,2	≤0,4	≤0,8	≤1,6	≤3,2	≤6,4	>6,4
Cd	≤0,3	≤0,6	≤1,2	≤2,4	≤4,8	≤9,6	>9,6
Pb	≤25	≤50	≤100	≤200	≤400	≤800	>800
Cu	≤20	≤40	≤80	≤160	≤320	≤640	>640
Zn	≤100	≤200	≤400	≤800	≤1600	≤3200	>3200
Cr	≤80	≤160	≤320	≤640	≤1280	≤2560	>2560
Ni	≤30	≤60	≤120	≤240	≤480	≤960	>960
As	≤10	≤20	≤40	≤80	≤160	≤320	>320

Organ. Verbindungen (Korngröße <2mm)	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
HCH/Isomere	-	≤5	≤10	≤20	≤50	≤100	>100
DDT/Metabolite	-	≤20	≤40	≤100	≤200	≤400	>400
HCB	-	≤20	≤40	≤100	≤200	≤400	>400
PCB/Kongenere	-	≤2	≤5	≤10	≤25	≤50	>50

Qualitätsnormen der Wasserrahmenrichtlinie (siehe Tabelle 4.7)

Für die Bewertung des chemischen und ökologischen Zustands eines Gewässers hat die EU Qualitätsnormen u.a. in Form von Schadstoffkonzentrationen („chemische Qualitätskomponenten“) festgeschrieben, die nicht überschritten werden dürfen, wenn ein guter chemischer und/oder ökologischer Zustand attestiert werden soll. Sie beziehen sich auf die Wasserphase bzw. auf Schwebstoffe. Die chemische Bewertung von Sedimenten, obwohl u.a. von der „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances“ empfohlen, ist nicht vorgesehen.

Weiterhin definierte die Kommission auf der Grundlage von Arbeitspapieren, die Experten nach Zusammenkünften und Diskussionen zum Thema erstellt hatten und die die „besten verfügbaren

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Kenntnisse“ vermitteln sollten, eine Gruppe von 32 prioritären Stoffen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen sollten. Sie untergliedern sich weiter in „prioritär gefährlich“, „zu überprüfende prioritäre Stoffe“ und „nicht prioritär gefährliche Stoffe“.

Die prioritären und die prioritär gefährlichen Stoffe bilden unterschiedliche Schutzniveaus und Ziele ab, was durch unterschiedliche Emissionskontrollen erreicht wird:

Die prioritär gefährlichen Stoffe sollen schrittweise in Einleitung, Emission und Verlust verringert werden. Diese Prozesse sollen – entsprechend eines Zeitplans von 20 Jahren – vollständig beendet werden.

Als „prioritär gefährlich“ werden solche Stoffe bezeichnet, die „toxisch, persistent und bioakkumulierbar“ sind und/oder in ähnlichem Maße Anlaß zu Besorgnis geben. Wo die Datenlage noch unsicher ist, wurden „zu überprüfende prioritäre Stoffe“ identifiziert.

OSPAR/HABAK - Richtwerte

Sedimentqualitätskriterien in Form von Aktionswerten sind auch für Küsten- und marine Sedimente und Baggergut von zahlreichen Staaten weitgehend unabhängig voneinander entwickelt worden. Entsprechend hat es sich als schwierig erwiesen, internationale OSPAR-Kriterien in den Vertragsstaaten durchzusetzen (OSPAR Commission, 2004). Obwohl die OSPAR prioritäre Substanzen listet und einen minimalen Untersuchungsumfang im Technischen Anhang 1 der Baggergutrichtlinien der OSPARCOM vorsieht, unterscheiden sich Festlegung und Bewertung von Grenzwerten. Bei den deutschen Richtwerten RW_1 und RW_2 für Metalle und organische Kontaminanten der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut in Küstenbereichen (HABAK-WSV, BfG 1999) handelt es sich um Entscheidungskriterien, deren Über- oder Unterschreitung Maßnahmen zur Folge hat. Sie gründen sich bei den Metallen auf Hintergrundkonzentrationen im Wattenmeer der Nordsee und haben keinen ökotoxikologischen Hintergrund.

Die Bestimmung des Referenzwertes für Metalle erfolgte, indem von erhobenen Daten für Metalle aus den Jahren 1982 bis 1987 der Mittelwert ermittelt und mit dem Faktor 1,5 multipliziert wurde, um methodische Unsicherheiten einzubeziehen. Alle Metallkonzentrationen werden in der Fraktion $<20\ \mu\text{m}$ bestimmt.

Die Referenzwerte für organische Kontaminanten, gemessen in der Fraktion $<2\ \text{mm}$ und auf $<20\ \mu\text{m}$ normiert, korrespondieren mit dem 90-Perzentilwert der Referenzdaten aus dem Zeitraum 1989 bis 1992.

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

RW_1 : Referenzwert (Unterhalb RW_1 ist Umlagern ohne weitere Prüfschritte möglich)

RW_2 : Referenzwert * 5 (Metalle); Referenzwert * 3 (organische Kontaminanten)

Zwischen RW_1 und RW_2 existiert erhöhter Untersuchungs- und Abwägungsbedarf; oberhalb von RW_2 : weiter verstärkter Abwägungsbedarf.

Die Entscheidungskriterien und Referenzwerte sind in der „Handlungsanweisung Baggergut Küste“ (HABAK) festgehalten, die bei Vorlage neuer Daten überarbeitet werden soll. Langfristiges Ziel ist die Annäherung der regionalen Belastung an die natürlichen Hintergrundwerte (BfG, 1999).

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Überblick über die verschiedenen Zielvorgaben

Die Tabelle 4.7 gibt einen Überblick über die verschiedenen Zielvorgaben der genannten Sedimentqualitätsrichtlinien. Während sich die meisten Zielvorgaben für Schwermetalle ähneln, weichen insbesondere der RW₁-Wert und die Qualitätsnormen der EU stark von den im Einzugsgebiet verwendeten Kriterien von LAWA, IKSE etc ab. Blau umrandet sind hier die neuen ARGE-Elbe Zielvorgaben, auf die sich in dieser Studie weiterhin bezogen werden wird.

Tab. 4.7: Überblick über Zielvorgaben der verschiedenen Sedimentqualitätsrichtlinien des Elbeeinzugsgebietes (HM – Schwermetalle, O – Organika)

Kontaminante in TS	ARGE- Elbe ⁶	IKSE (A) ⁷	IKSE (L) ⁸	BLAK QZ ⁹ (A) ⁴	BLAK QZ (L) ⁴	HABAK RW ₁	WRRL ¹⁰
in Fraktion	HM<20µm, O<2mm					HM,O<20µm	HM,O<2mm
Hg (mg/kg)	0,8	0,8	0,8	0,8	1	1,0	
Cd (mg/kg)	1,2	1,2	1,5	1,2	1,5	2,5	
Pb (mg/kg)	100	100	100	100	100	100	
Cu (mg/kg)	60	80	80	80	60	40	160
Zn (mg/kg)	200	400	200	400	200	350	800
Cr (mg/kg)	100	320	150	320	100	150	640
Ni (mg/kg)	50	120	60	120	50	50	
As (mg/kg)	20	40	30			30	40
TBT (µg Sn/kg)	25	25	25			20	
TeBT (µg/kg) ¹¹							40

⁶ nach Netzband A, Christiansen H, Maaß B, Meyer-Nehls R, Werner G (Eds.). 1996. Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe. (Heft 7): Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm.; Heininger P (1999): Contaminants in Sediments in the River Elbe. BfG (Ed.), Sediment Assessment in European River Basins: 53-64. BfG, Berlin. 12.-14.4.1999 S. 57,ARGE-ELBE (1996b): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe. Zustand und Empfehlungen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Wassergütestelle Elbe. Hamburg, pp. Anlage 1.

⁷ Zielvorgabe für das Schutzgut aquatischer Lebensgemeinschaften IKSE (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe". Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg, 52 pp.

⁸ Zielvorgabe für die Nutzungsart landwirtschaftliche Verwertung von Sedimenten IKSE (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe". Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg, 52 pp.

⁹ Bund/Länder-Arbeitskreis „Qualitätsziele“, Vorgänger des LAWA-Arbeitskreises „Zielvorgaben“ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland. LAWA. Schwerin, 88 pp. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II. LAWA. Berlin, 23 pp.

¹⁰ Chemische Qualitätskomponenten für Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes. Aus dem Hamburgischen Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 32, 2004, Seite 277-309.

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE SITUATION IM ELBEEINZUGSGEBIET

Kontaminante in TS	ARGE- Elbe ⁶	IKSE (A) ⁷	IKSE (L) ⁸	BLAK QZ ⁹ (A) ⁴	BLAK QZ (L) ⁴	HABAK RW ₁	WRRL ¹⁰
DBT ⁺ (µg/kg) ⁸							100
TPT ⁺ (µg /kg) ⁸							20
Sum HCHs (µg/kg)	je <10		10				
α- HCH (µg/kg)	10					0,4	
γ-HCH (µg/kg)	10					0,2	
Sum PCBs (µg/kg)	je <5					20	
PCB 28 (µg/kg)						2	20
PCB 52 (µg/kg)						1	20
PCB 101 (µg/kg)						2	20
PCB 118 (µg/kg)						3	20
PCB 138 (µg/kg)						4	20
PCB 153 (µg/kg)						5	20
PCB 180 (µg/kg)						2	20
HCB (µg/kg)	40		40			2	
Pentachlorbenzol (µg/kg)						1	
DDTs (µg/kg)	je <40						
p,p'DDT (µg/kg)						1	
p,p'DDE (µg/kg)						1	
p,p'DDD (µg/kg)						3	
AOX (mg/kg)	50		50				
PAK (mg/kg) ¹²						1 ¹³	
KWS insgesamt (mg/kg)						300	

¹¹ Lt Qualitätsnorm WRRL angegeben als Konzentration des Organozinnkations, nicht als Konzentration Sn µg/kg.

¹² Summe PAK nach EPA

¹³ Summe aus Fluroanthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Die vorliegende Studie zur Belastung der Elbsedimente mit Schadstoffen benutzt ein breites Spektrum an bereits vorhandenen Daten unterschiedlicher Herkunft und Zielsetzungen. Solche Daten stellen einerseits eine wertvolle Informationsquelle dar, sind aber andererseits wegen ihrer unterschiedlichen Qualität teilweise schwer in eine übergreifende Situationsbeurteilung, letztlich mit dem Ziel einer Risikobewertung, zu integrieren. Der erste Abschnitt 5.1 befasst sich mit den unterschiedlichen Strategien bei der Erfassung von Ursachen und Trends für die partikelgebundene Schadstoffbelastung in einem großen Flusseinzugsgebiet. Im zweiten Abschnitt 5.2 wird ein Überblick über den aktuellen Stand der Qualitätssicherung von Methoden zur Erfassung und Bewertung derartiger Belastungen gegeben. Im Abschnitt 5.3 werden die neuen Entwicklungen für die Sediment- und Schwebstoffuntersuchungen bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie gegeben. Der Abschnitt 5.4 gibt eine Zusammenschau der Datensätze der vorliegenden Studie. Der Abschnitt 5.5 behandelt die Datengrundlagen für die Hydrodynamik von kontaminierten Feststoffen. Den Abschluss dieses Kapitels bildet ein Überblick über weitere Feststoffuntersuchungen an der Elbe und ihren Nebenflüssen und ein Ausblick zur Frage, welche Feststoffdaten für das künftige Flussgebietsmanagement der Elbe benötigt werden.

5.1. Erfassung von Ursachen und Trends partikelgebundener Schadstoffbelastungen

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

5.1.1. Vorteile von Feststoffanalysen

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

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

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

5.1.2. Zielsetzungen für Feststoffuntersuchungen in der Wasserwirtschaft

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

1. Beurteilung der aktuellen Konzentrationen von Stoffen, einschließlich Schadstoffen, und deren zeitliche und räumliche Veränderungen (Bestandsaufnahme).

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

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

Grundsätzlich kann der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung (a) der räumlichen Verteilung der Schadstoffbelastung (große Zahl von Messstationen), (b) der zeitlichen Entwicklung der Belastungsintensität (hohe Probenahmefrequenz) oder (c) eines breiten Schadstoffspektrums (spezielle Probenaufbereitung und fortgeschrittene Analytik) liegen. Aus Kostengründen sind klare Prioritätensetzungen in einem frühen Planungsstadium erforderlich (Meybeck et al. 1992).

5.1.3. Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen im Gewässergüte-Monitoring

Bei der Entwicklung von Programmen zur praktischen Gewässerüberwachung haben sich in den vergangenen Jahren drei Standardansätze herausgebildet, die in der englischsprachigen Literatur mit den Begriffen 'Surveillance' (kontinuierliche spezifische Messungen, Beobachtungen und Berichte für die Bewirtschaftung eines Gewässers), 'Survey' (zeitlich begrenztes, intensives Programm zur Messung und Bewertung der Gewässerqualität für einen definierten Zweck) und 'Monitoring' (langfristiges Programm mit standardisierten Messungen, Beobachtungen, Bewertungen und Berichten, mit dem Ziel, den aktuellen Status und die Trends in der aquatischen Umwelt zu definieren). Für das 'Monitoring' mit Schwebstoffen und Sedimenten unterscheiden Thomas und Meybeck (1992) drei Stufen des Aufwands (Tabelle 5.1).

Tab. 5.1 Vergleich des Gewässer-Monitoring mit Schwebstoff- und Sedimentproben in drei unterschiedlichen Aufwandniveaus (nach Thomas und Meybeck 1992)

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

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

Niveau B: fortschrittliches Monitoring mit spezieller Ausrüstung und qualifiziertem Personal

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

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Für die Überwachung eines größeren Einzugsgebiets kommt nur das Monitoring-Niveau C mit Schwebstoffen in Frage. Eine sinnvolle Ergänzung dazu sind Längsprofile von Sedimentproben, die mit relativ geringem Aufwand gewonnen werden können. Die Untersuchung von Sedimentkernen von ausgewählten Stellen in größeren Einzugsgebieten (Kategorie C) ist für die Erfassung längerfristiger Entwicklungen (>10 Jahre) und für den Nachweis extremer Einzelereignisse geeignet; wegen der größeren Heterogenität der fluviatilen Sedimentproben im Vergleich zu Schwebstoffproben sind die Informationen über kurz- bis mittelfristige Trends aus Ablagerungen mit großen Unsicherheiten behaftet¹⁴.

5.1.4. Faktorenanalyse für partikelgebundene Schadstoffe

Größere Datenmengen werden durch statistische Verfahren ausgewertet. Für die Auswertung von geochemischen Analysendaten hat sich die Faktorenanalyse bewährt. Beispiele gibt der ATV-DVWK-Forschungsbericht 'Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven' (Anon. 2000): (a) Aus dem gesamten Längsprofil Datensatz des Elbehauptflusses lassen sich nach dem multiplen R2-Verfahren bei den Sedimenten die geogenen Elemente, die anthropogenen Elemente ('Klärschlammelemente') und die seltenen Erden trennen. (b) Die Clusteranalyse der Daten von ausgewählten Probeentnahmestellen für Schwebstoffe zeigt bei den anthropogen beeinflussten Elementen für alle vier Kampagnen (Oktober 93, Mai 94, September 95, April 96) drei mehr oder weniger deutlich unterscheidbare Elbeabschnitte: (1) Vanov bis Zuflüsse Mulde/Saale, (2) nach der Saalemündung bis Hamburg, (3) Elbeabschnitt unterhalb Hamburgs bis zur Mündung in die Nordsee. (c) Die Clusteranalyse über sämtliche deutsche Elbe-Nebenflüsse mit der sog. Dendrogrammdarstellung zeigt, dass diese in zwei Gruppen, nämlich anthropogene, wie z.B. Arsen, Blei, Cadmium oder Zink und geogene, wie z.B. Kobalt und Nickel zerlegt werden können.

5.1.5. Untersuchungsstrategien in der vorliegenden Studie

Der Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung zur Belastung der Elbsedimente ist die Erfassung von räumlichen und zeitlichen Trends. Dazu sind in erster Linie die aufwändig und mit langjähriger Erfahrung gewonnenen Schwebstoffproben aus dem Längsprofil des Hauptflusses geeignet. Für die Identifizierung der Belastungsursachen können die umfangreichen Daten von Sedimentuntersuchungen aus dem Hauptfluss und wichtigen Nebenflüssen herangezogen werden; eine quantitative Abschätzung von typischen Schadstoffquellen scheint jedoch – wenn überhaupt – nur über Schwebstoffdaten möglich. Letzteres gilt auch für die dritte Zielsetzung dieser Studie – die Abschätzung der Risiken von feststoffgebundenen Schadstoffeinträgen in den Hamburger Hafen; für eine solche Bewertung sind neben den Schadstoffkonzentrationen auch die hydraulischen Bedingungen zu berücksichtigen, mit denen die entsprechenden Schadstofffrachten bilanziert werden können, die aus den verschiedenen Quellgebieten mobilisiert, durch die Nebenflüsse und den Elbe-Hauptfluss transportiert (und temporär abgelagert) werden und die schließlich im Hamburger Hafen sedimentieren. Für eine derartige Risikobetrachtung wäre vorab zu klären, ob – wie für die POR III-Studie (Heise et al. 2004) – nur die ökonomischen Folgen einer kostspieligeren Behandlung des Baggergutes, oder auch ökologische Schäden berücksichtigt werden sollen.

¹⁴ Eine andere Auffassung vertritt der ATV-DVWK-Forschungsbericht 'Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung und Trends, Bewertung, Perspektiven' (Anon. 2000): Als besonders zuverlässig bei der Beurteilung der zeitlichen Entwicklung werden dort die Untersuchungen zu den Belastungen von Sedimenten angesehen, da diese im Vergleich zum Schwebstoffe weniger abhängig von jahreszeitlichen Schwankungen, wie z.B. vom Abfluss oder der biologischen Aktivität sind'

5.2. Qualitätssicherung bei der Untersuchung von Schwebstoff- und Sedimentproben

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

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

5.2.1. Mängel bei den Daten für flussgebietsübergreifende Bewertungen der Gewässergüte

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

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

5.2.2. Das Konzept der Rückverfolgbarkeit für verschiedene Sedimenteigenschaften

Durch die Mechanismen der bevorzugten Anreicherung von persistenten Schadstoffen resultieren für die Schwebstoffe und Sedimente mehrere Funktionen im Hinblick auf die Gewässerchemie und -ökologie (Tabelle 5.2): Bei ausreichender Fixierung der Kontaminanten an den Partikeln und anhaltender

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

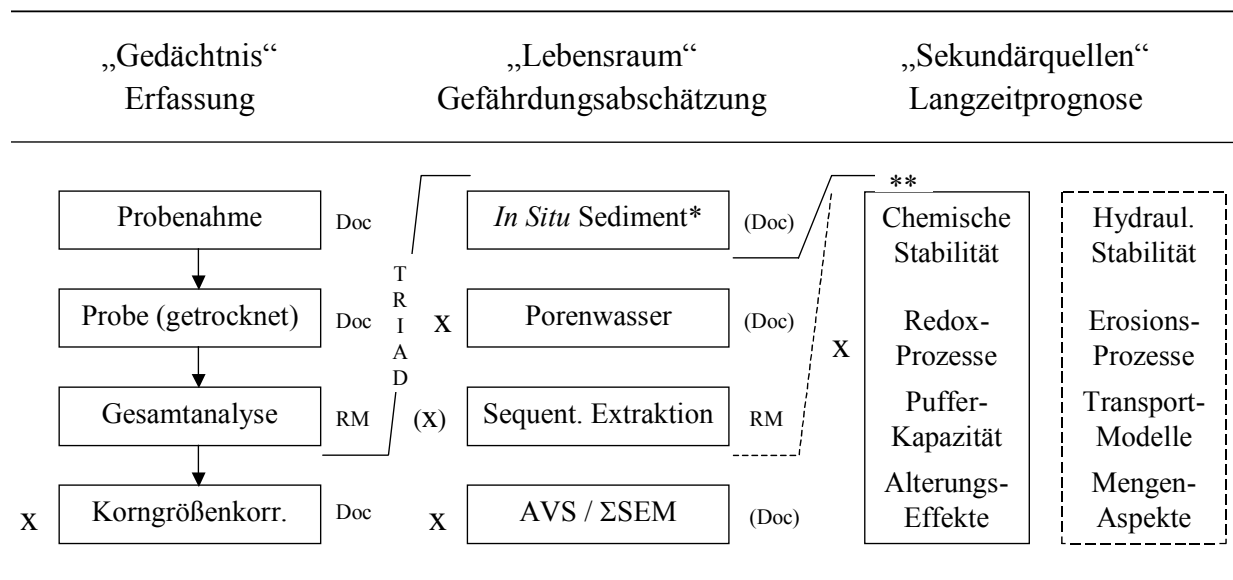
Ablagerungstendenz der Feststoffe können Sedimente als Schadstoffsinken wirken: eine zeitliche Abfolge von konservierten Ablagerungsperioden kann die Entwicklung der regionalen Schadstoffbelastung dokumentieren – Sedimente als 'Gedächtnis' des Gewässers. Für die Gewässerökologie bedeutet die Bindung von Schadstoffen an die Feststoffphasen grundsätzlich eine Entgiftung der Lösungsphase; allerdings können auch feststoffgebundene Schadstoffe toxische oder kanzerogene Wirkungen hervorrufen, die bei immissionsbezogenen Zielvorgaben für das Schutzgut Sedimente berücksichtigt werden müssen – Sedimente als 'Lebensraum' (2. Spalte in Tabelle 5.2). Die Neigung zur Feststoffbindung beinhaltet auch den Aufbau eines Schadstoffpotenzials, aus dem bei veränderten Gewässerbedingungen giftige Substanzen freigesetzt werden können: bei Überlastung oder Abbau wichtiger pH- oder Redoxpuffer kann eine solche Remobilisierung plötzlich und intensiv erfolgen und damit den Charakter einer 'chemischen Zeitbombe' annehmen – Sedimente als 'Sekundärquellen' für Schadstoffe (3. Spalte in Tabelle 5.2). Die gemeinsame Untersuchung der (bio-)chemischen und hydraulischen Stabilität von Sedimenten wird künftig im Rahmen der flussgebietsübergreifenden Gewässerbewirtschaftung eine immer größere Rolle spielen.

Tab. 5.2: Chemische Analysen für drei wichtige Sedimentfunktionen unter besonderer Berücksichtigung der Rückverfolgbarkeit einzelner Bearbeitungsschritte (Förstner 2004).

X = Sedimentspezifische Eigenschaft; RM = Referenzmaterial; Doc = Dokumentierte Methode, TRIAD = Chemischer Teil des Ansatzes der Sediment-Triade für die ökologische Gefährdungsabschätzung (Chapman, 1997). AVS/ Σ SEM = Acid Volatile Sulfide / Sum Simultaneously Extractible Metal (DiToro et al., 1991).

*Originalprobe (Aufbereitung nach Mudroch und Bourbonniere, 1994; Poren-wasseruntersuchungen: Carr und Nipper, 2001; sequentielle Extraktion: Quevauviller 2002).

** Kombination von Untersuchungen an Original-Sedimentkernen zur chemischen und hydraulischen Stabilität (Haag et al. 2001).



5.2.3. Rückverfolgbarkeit bei der *Erfassung* von schadstoffbelasteten Sedimenten

Aus der Sicht des Konzepts der Rückverfolgbarkeit besteht die grundlegende Abfolge von Messungen zur Erfassung der Schadstoffbelastung von Sedimenten und Schwebstoffen (1. Säule in Tabelle 5.2) aus drei bzw. vier Schritten, die einer ununterbrochenen Kette von Vergleichsmöglichkeiten entsprechen:

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

- Probenahme und Probenaufbereitung. Projektplanung, Einrichtung von Entnahmestationen, Probenehmer, Behandlung und Lagerung, Qualitätskontrolle sind nicht standardisiert, aber in jeder Hinsicht gut dokumentiert (Mudroch und Azcue 1995).
- Analytik. Standard-Referenzmaterialien für die Sedimentanalysen sind kommerziell erhältlich. Während die direkte Speziesanalyse nach wie vor nur sehr eingeschränkt zur Verfügung steht, gibt es standardisierte Extraktionsschemata für Metalle und Phosphor in Sedimenten sowie zertifizierte Referenzmaterialien, die unter EU-Aufsicht entwickelt wurden (BCR/IRMM; Quevauviller 2002).
- Korngröße als charakteristischer Sedimentparameter. Die Beprobung von feinkörnigen Sedimenten (Horowitz 1991) und die Normalisierung mit 'konservativen Bezugselementen' wie z.B. Cs, Sc, Li und Al – die alle für den tonigen Probenanteil stehen – wird als Standardansatz empfohlen (Förstner 1989)¹⁵.

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

5.2.4. Rückverfolgbarkeit bei der Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Feststoffen

Einige nationale Bewertungsschemata für die Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Sedimenten (2. Spalte in Tabelle 5.2) beruhen auf dem sog. 'Triade'-Ansatz, einer Kombination von physikochemischen, biologischen und ökotoxikologische Methoden (Den Besten et al. 2003). Untersuchungen an Porenwässern können wichtige Zusatzinformationen über die Transfermechanismen von Schadstoffen aus dem Sediment in biologische Matrices geben, stellen aber kurzfristig kein Routineinstrument für die Gefährdungsabschätzung dar (Carr & Nipper 2001). Die Abfolge der Eluierbarkeit aus sequentiellen Extraktionstests entspricht häufig nicht der beobachteten Schadstoffaufnahme durch im Sediment lebende Organismen. Auch wenn diese Korrelation durch eine Normalisierung auf die Gehalte an sorptionsaktiven Matrixkomponenten wie Eisenoxiden und festen organischen Substanzen verbessert wird (Tessier & Campbell 1987), lässt sich auch diese Methodik kaum zu einem eigenständigen Standardansatz bei der Gefährdungsabschätzung entwickeln. Diesen Anspruch hatte der konzeptionelle Ansatz von DiToro et al. (1990), bei dem die Konzentration von säureflüchtigen Sulfiden (AVS) im Sediment mit der Summe der gleichzeitig extrahierbaren Schwermetalle verglichen wird; überwiegt der Gehalt an AVS, sollte durch die sehr stabile sulfidische Bindung eine biologische Aufnahme von Schwermetallen praktisch nicht mehr stattfinden können. Inzwischen wurde aber nachgewiesen, dass die im Sediment lebenden Tiere und Pflanzen sich eine Mikro-Umwelt schaffen können, bei der auch eine Mobilisierung von Schwermetallen aus der sulfidischen Bindung möglich ist (Griscom et al. 2000).

¹⁵ Bei den detaillierten Untersuchungen von Prange et al. (1997) an Sedimentproben von 82 Probenahmestellen entlang der Elbe (Beprobungen im Oktober 1992, Oktober 1995 und Oktober 1998; 51 Elemente) im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhaben 'Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen' wurden neben den auf die Trockenmasse der < 20 µm-Kornfraktion bezogenen Elementkonzentrationen auch die auf Aluminium standardisierten Werte getestet (siehe auch ATV-DVWK-Forschungsbericht 2000, Anon. 2000).

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Unsicherheiten: Von den aufgeführten Methoden für eine Gefährdungsabschätzung von schadstoffhaltigen Sedimenten kommt nur der 'Triade'-Ansatz für eine Standardisierung in Frage. Allerdings befinden sich die drei Komponenten dieser Methodenkombination in sehr unterschiedlichen Entwicklungsstadien bezüglich der Anforderungen einer Rückverfolgbarkeit. Derzeit erfüllt nur die Komponente 'Physiko-chemische Bewertung', die praktisch der oben (Abschnitt 5.2.3) beschriebenen Abfolge für die Erfassung von schadstoffbelasteten Sedimenten entspricht, ohne größere Einschränkungen alle drei Konzeptbedingungen (Abschnitt 5.2.1 Punkt 5).

5.2.5. Rückverfolgbarkeit bei der Prognose von Auswirkungen resuspendierter Sedimente

Die flussgebietsübergreifende Bewertung von partikelgebundenen Schadstoffen erfordert eine gleichzeitige Betrachtung der chemischen, biologischen und hydrodynamischen Einflussfaktoren (Spalte 3 in Tabelle 5.2), wie sie beispielsweise im Rahmen des Verbundvorhabens 'Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern (SEDYMO)' untersucht wird (Förstner und Westrich 2005). Im Mittelpunkt stehen die Transferprozesse durch Sedimentresuspension, wobei für den Übergang von Schadstoffen wie beispielsweise Schwermetallen aus der Feststoff- in die Lösungsphase und ggf. Wiederadsorption an natürliche Gewässerfeststoffe grundsätzlich das Wechselspiel von mechanischer Erosion (hier als Oxidationsereignis) und Sedimentation mit nachfolgenden chemischen Reduktionsprozessen verantwortlich gemacht wird. Die Fließgeschwindigkeit und Turbulenz eines Fließgewässers und damit dessen erosiv/akkumulatives Potenzial sind in erster Linie vom Abfluss abhängig. Zur Bewertung der Erosionsstabilität können beispielsweise mit Hilfe der SETEG-Methode des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart (Prof. Westrich) Sedimentkerne mit definierter Schubspannung überströmt und erodiert werden (Haag et al. 2001). Diese Labormessungen können mit in-situ Bestimmungen der Erosionsstabilität im Gewässer verglichen und auch mit chemischen Untersuchungen der mobilisierten Partikel kombiniert werden (siehe Abschnitt 5.5.5).

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

Bei der Bewertung der Unsicherheiten der beiden Einzelsysteme ist festzustellen, dass die Aussagekraft der chemischen Datensätze eingeschränkt wird durch eine im Vergleich zur Kategorie 'Erfassung' (5.2.3) hohen granulometrischen und Matrixheterogenität und die für die Kategorie 'Gefährdungsabschätzung' (5.2.4) bereits genannte Komplexität der Untersuchungen an Porenwässern und der Interpretation von chemischen Extraktionsdaten im Hinblick auf die Bioverfügbarkeit von Metallen; letzteres gilt insbesondere für die Veränderung der Redoxverhältnisse, deren Einfluss auf das Gesamtsystem nur sehr schwer zu prognostizieren ist.

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Bezüglich der Unsicherheiten bei den hydraulischen Daten, vor allem für die erodierten Sedimentmengen, hat Westrich (2004) in einem detaillierten Beitrag für die Studie 'Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries' (Heise et al. 2004) die Möglichkeiten ihrer statistischen Quantifizierung beschrieben. Ein neuer und wichtiger Befund aus den Untersuchungen des Stuttgarter Instituts für Wasserbau für die Berechnung der freigesetzten Sediment- und Schadstoffmengen bei einem Flutereignis ist, dass die chemischen und physikalischen Sedimentparameter in der Vertikalen (in den Profilkernen) viel stärker als in der Horizontalen schwanken. Infolgedessen sind die Unsicherheiten für den partikulären Schadstofftransport größer als bisher angenommen. Je mehr Einzelprozesse beim Schwebstofftransport entlang einer Fließstrecke beteiligt sind, umso größer ist die Varianz der berechneten Transportmengen und die Lücke zwischen der günstigsten und schlechtesten Annahme für die Gewässergütewirtschaft im Einzugsgebiet und insbesondere für die Hafenregionen im Unterlauf der großen Flüsse.

5.2.6. Qualitätssicherung von Sedimentdaten in zwei Elbe-Verbundprojekten des BMBF

Im Abschnitt 5.4 werden die Grundlagen der in dieser Studie verwendeten Schwebstoff- und Sedimentdaten dargestellt, die aus regulären Monitoringprogrammen der ARGE Elbe und der IKSE, aus Messprogrammen der BfG zum Sedimentkataster (Heininger und Pelzer 1998) und zum Schwebstoffhaushalt (Schmidt et al. 1999) der Bundeswasserstraßen, aus dem Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität grenzüberschreitender Flüsse sowie Küstengewässer der BfG (Anon. 2005; Ackermann 1998) stammen.

Weitere Elbe übergreifende Daten zur Belastung von Sedimenten und Schwebstoffe mit Hinweisen auf die Frage der Qualitätssicherung sind die Untersuchungen von Prange et al. (1997) als die Grundlage des ATV-DVWK-Forschungsberichts 'Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven' (Anon. 2000) und speziell der Beitrag von Kowalik und Einax (2004) 'Analytische Qualitätssicherung im Rahmen des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojekts 'Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002'' (Geller et al. 2004).

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

Das Teilprojekt AP 1.2 von Kowalik und Einax wurde speziell für die Fragen der Qualitätssicherung in dem BMBF-Ad-hoc-Verbundprojekt (2004) eingesetzt und schloss auch die Herstellung eines matrixangepassten Referenzmaterials für den Ringversuch ein. Der Ringversuch zeigte, dass die Ergebnisse der einzelnen Projektpartner vergleichbar und damit belastbar waren. Die Messunsicherheit lag in dem Bereich zwischen 5 % und 15 %. Mittels Methoden der multivariaten Statistik konnten Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Laboratorien genauer charakterisiert werden. Insgesamt zeigte dieses Projekt und seine Kooperation mit den am Verbund beteiligten Laboratorien den großen Stellenwert, den die laborinterne Qualitätskontrolle inzwischen erhalten hat.

5.3. Sedimente und Schwebstoffe in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Seit 2000 wird die Risikobewertung der europäischen Gewässer nach dem ganzheitlichen flussgebietsübergreifenden Ansatz der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vorgenommen.

Die WRRL fordert in Artikel 8 (und Annex V), dass Qualitätsstandards und die damit verbundene Analytische Qualitätskontrolle (AQC) nach einem 'harmonisierten' Schema für die Analyse und das Monitoring von prioritären Substanzen (AMPS) durchgeführt werden (Anon. 2001, 2003; Abschnitt 7.3.1). Während diese Forderung bereits 2006 realisiert sein soll, steht bis 2009 ein weiterer Schritt der WRRL-Umsetzung an – ein flussgebietsübergreifendes Maßnahmenprogramm gegen die Einträge von prioritären Schadstoffen aus den verschiedensten Quellen, u.a. auch aus 'historisch kontaminierten Sedimenten' (Abschnitt 5.3.3).

5.3.1. Analyse und Monitoring von prioritären Substanzen in Schwebstoffen und Sedimenten

Die Diskussionen und Vorschläge der AMPS-Gruppe vom April 2004 (Anon. 2004b) befassten sich erstmals konkret mit einem feststoffbezogenen Schadstoffmonitoring bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Direkte Qualitätsstandards für Sedimente ('Compliance Monitoring') wurden jedoch von den AMPS-Vertretern nicht vorgeschlagen, vor allem wegen der Schwierigkeiten, einen europäischen Konsens zu erreichen, wegen vermeintlicher methodischer Limitierungen und wegen der erwarteten hohen Kosten. Dagegen gab es grundsätzlich Zustimmung zur Verwendung von Sedimenten und Schwebstoffen für ein räumliches und zeitliches Trendmonitoring; es wurde auch bekräftigt, dass Sedimente einen wichtigen Part bei der Risikobewertung spielen können.

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

5.3.2. Metall-Background Referenzkonzentrationen (BRCs)

Bei den Beratungen der AMPS-Gruppe über das Monitoring von prioritären Substanzen (2006) und die Einführung von Maßnahmen gegen diese Stoffe (2009; siehe Abschnitt 5.3.3) kam der Ansatz des 'zusätzlichen Risikos' für Metalle in die Debatte, und ein erster Schritt ist dabei die Verwendung der natürlichen Hintergrundkonzentrationen als Referenzen (Anon. 2004b).

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

Zum Thema 'natürliche Hintergrundwerte und ihre regionalen Schwankungen' sind die klassischen Untersuchungen im Elbeeinzugsgebiet durchgeführt worden, vor allem in den BMBF-Verbundprojekten „Elbe 2000“ – Erfassung und Bewertung der Belastung der Elbe mit Schwermetallen und Schwermetallverbindungen (Prange et al. 1997), sowie 'Die Belastung der Elbe – Teil 2

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse (Furrer et al. 2000; mit Beiträgen von Kunz et al., Lochovský, Pächen et al., Parsieglä et al., Varlemann & Pachur, Walther et al., Yahya et al.) und im Rahmen von Arbeiten der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig (Eissmann et al. 1998, 1999, 2001; A. Müller et al. 1996, 1997, 1998a,b, 1999, 2000a,b, 2003; Zerling et al. 1996, 1998). Bereits in den 70er und 80er Jahren wurden im Nordseeküstenbereich und an der Unterelbe die natürlichen Hintergrundwerte und die zeitliche Entwicklung von Metallanreicherungen in Sedimentvertikal- und -längsprofilen untersucht (Förstner und Reineck 1974; Lichtfuß und Brümmer 1979, 1981; Hintze 1985). Eng verknüpft mit der Background-Frage ist im Elbeinzugsgebiet, vor allem am Oberlauf, das Thema 'Bergbau und Umwelt – langfristige geochemische Einflüsse' (Wippermann 2000, mit Beiträgen von Becker et al., Dobler und Matschullat et al.).

Charakteristisch für die mittlere Elbe sind die Auensedimente. In der Flussaue selbst können natürliche An- und Abreicherungs Vorgänge durch Bioturbation, fest/flüssig-Reaktionen und pedogenetische Prozesse ablaufen. Als Folge hiervon weisen die natürlichen Konzentrationen auch in geologisch einheitlichen Provinzen häufig sowohl vertikal (Bohrprofil) als auch längs der Auen Konzentrationsgradienten auf. Zur Ableitung von natürlichen Hintergrundkonzentrationen eignen sich am ehesten präzivilisatorische holozäne Auenlehme, da diese als die natürlichen Äquivalente der rezenten Gewässersedimente anzusehen sind (Furrer et al. 1998).

Da die oberen Auenlehmschichten (Ablagerungen seit ca. 1850) durch Überflutungen mit belastetem Flusswasser und Schwebstoffe fast immer anthropogen überprägt sind, mussten für die Probenahme zunächst Kernprofile (Rammkernsondierungen, Stechrohrverfahren, Gefrierkernverfahren [u.a. Havelseen]) bzw. Aufgrabungen durchgeführt werden. Die Tiefe der untersuchten Profile lag entsprechend der Mächtigkeit der feinkörnigen holozänen Sedimente zwischen 1-4 m, in den Mittelgebirgen (z.B. Freiburger Mulde) häufig niedriger und in einigen Senken (z.B. untere Saale) bei zu 7 m (Anon. 2000).

Ein Vergleich mit den häufig in der Literatur zitierten globalen Vergleichswerten, z.B. dem sog. 'Tongesteinsstandard' nach Turekian und Wedepohl (1961), zeigt für große Teile des Elbeinzugsgebiets höhere Hintergrundbelastungen für die Elemente Cadmium, Blei, Zink, Arsen und Silber; im Gegensatz hierzu müssen aufgrund der elbespezifischen Hintergrundwerte die anthropogenen Anteile der Belastungen durch Nickel, Kupfer und Quecksilber in den meisten Regionen des Elbeinzugsgebiets höher bewertet werden. Völlig abweichende Resultate ergaben sich jedoch nur für Quecksilber und Silber; dies ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die unzureichende Analysengenauigkeit bei der Festlegung des 'Tongesteinsstandards' zu Beginn der 60er Jahre zurückzuführen (Anon. 2000).

5.3.3. Freisetzung prioritärer Schadstoffe aus historisch kontaminierten Sedimenten

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

Bereits im ersten Schritt – dem 'Screening' von Belastungsursachen und -pfaden für prioritär gefährliche Stoffe (PGS) und zu überprüfende, prioritäre Stoffe (PPS) nach WRRL (s. Kap. 6.2) – wurde eine neue Verschmutzungsursache für die Oberflächengewässer identifiziert: 'Historische Verschmutzung aus Sedimenten' (S 11.1; Anon. 2004d). Bislang steht die Kategorisierung nach der Bedeutung der S

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

11.1-Quellen bzw. der Auswirkungen der sedimentgebundenen Schadstoffe noch in den Anfängen. Neben einer Reihe von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (Analogie zur 'Historischen Verschmutzung durch kontaminierte Böden' S 11.2) sind vorrangige Kandidaten für eine Einstufung in die Kategorie der höchsten Gefahrenklasse (Kategorie 1, nicht zu verwechseln mit den Kategorien der 'Substances of Concern' in Kap. 6.2!) die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber, Tributylzinn (TBT) und Hexachlorbenzol (HCB).

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

Ein Hinweis auf das Potenzial einer 'Area of Concern', eine Überschreitung des CTT-Werts im Hafen von Rotterdam zu bewirken, ergibt sich aus dem Grad der Verdünnung durch die Schwebstoffe, die vorwiegend durch die Zuflüsse in den Hauptstrom eingetragen werden:

$$X_A = X * Q_{KB}/Q_A$$

(wobei 'X_A' die Konzentration an der Station A ist, die erforderlich ist, um den entsprechenden CTT-Wert für die Substanz 'X' in Rotterdam zu übertreffen; 'Q_{KB}' ist die Schwebstofffracht bei Kleve-Bimmen (nahe der niederländisch/deutschen Grenze); 'Q_A' ist die Schwebstofffracht an der Station 'A').

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

5.4. Datensätze dieser Studie

In dieser Studie werden Schwebstoff- und Sedimentdaten verwendet, die aus regulären Monitoringprogrammen der ARGE Elbe und der IKSE (www.arge-elbe.de; www.ikse.de bzw. <http://elise.bafg.de>), aus Messprogrammen der BfG zum Sedimentkataster (Heininger & Pelzer 1998) und Schwebstoffhaushalt (Schmidt et al. 1999) der Bundeswasserstraßen, aus dem Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität grenzüberschreitender Flüsse sowie Küstengewässer der BfG (Anon. 2005; Ackermann 1998) sowie aus verschiedenen Forschungsprojekten des BMBF-Verbundvorhabens 'Elbe Schadstoffforschung' (Anon. 2000) stammen. Aus Gründen, die in den Abschnitten 5.1, 5.2 und 5.3 dargelegt sind, ergibt sich erst aus der Zusammenschau dieser Datensätze die komplexe Information, die zur Erfüllung der Ziele der Studie benötigt wird. Die in dieser Studie angewendete Vorgehensweise zur Identifizierung der potenziell relevanten Gewässerabschnitte ('Areas of Concern') sowie der Gewässerabschnitte, von denen ein signifikantes Risiko ausgeht ('Areas of Risk'), ist in Kapitel 3 beschrieben. Danach werden Sediment- und Schwebstoffdaten entlang von Beweislinien ('lines of evidence') verwendet, die in ihrer wechselseitigen Betrachtung plausible Aussagen über das von Belastungsschwerpunkten für das Flussgebiet ausgehende Risiko ermöglichen. Die Beweislinien mit den entsprechenden Datensätzen sind:

- Betrachtung der Kontamination schwebstoffbürtiger Sedimente aus dem Zeitraum 1996 – 2003 im Elbe-Längsverlauf. Sedimentationsbecken zur Schwebstoffprobenahme gehören zur Standardausrüstung der Messstationen der ARGE Elbe und der IKSE (Anon. 1995). Der Sammelzeitraum beträgt jeweils ca. 30 Tage. Der Abscheidungsgrad ist nicht genau definiert, er variiert je nach

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Gewässersituation zwischen 18 und 43%, eine selektive Separierung gröberer und spezifisch schwererer Schwebstofffraktionen findet statt, die je nach Gewässersituation modifiziert werden kann (Heininger et al. 2005 und darin zitierte Literatur). Die aus dem Material der Sedimentationsbecken gewonnenen Schadstoffdaten ermöglichen einen qualitativen Eindruck von der Belastungssituation und ihrer Entwicklung. Sie sind frei von kurzzeitigen Schwankungen in der Schwebstoffzusammensetzung. Ihre Aussagekraft erhöht sich durch Normierung, z.B. durch Verwendung von Schwermetalldaten der Feinfraktion $<20\ \mu\text{m}$. In dieser Studie werden für Schwermetalle diese normierten Daten, für organische Schadstoffe die Gesamtgehalte der schwebstoffbürtigen Sedimente verwendet. Für Frachtabschätzungen sind die Daten aus den Sedimentationsbecken allein nicht geeignet (s.u.).

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

Auf den Zusammenhang zwischen den verwendeten Daten im Sinne dieser Beweislinien, auf Konsistenz und Plausibilität der verfügbaren Daten und damit auf die Sicherheit der Aussage wird in den folgenden Kapiteln für einzelne Parameter und Gewässerabschnitte jeweils ausführlich eingegangen.

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

In Abbildung 5.1 ist der zeitliche Verlauf der normierten Schwermetallbelastung (Gehalte der Fraktion $<20\ \mu\text{m}$) von schwebstoffbürtigem Sediment an der Messstelle Geesthacht zwischen 1980 und 2004 am Beispiel von Cd, Cu und Hg dargestellt (Ackermann 2005). Die drei ausgewählten Elemente stehen stellvertretend für drei Fälle. Die Belastung durch Quecksilber hatte ihr Maximum in der ersten Hälfte der 80er Jahre, Mitte der 90er Jahre war das heutige Belastungsniveau erreicht. Das Jahr 2002 mit seinem Extremhochwasser stellt möglicherweise eine weitere Zäsur dar. Einen vergleichbaren Verlauf zeigen auch Pb, Ni, Cr, und Cu, wobei diese vier Elemente ihre maximale Anreicherung Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre erreichten. Beim Cd verharnte die anthropogene Anreicherung bis weit in die 90er Jahre hinein auf dem Niveau vom Beginn der Messungen und sank dann um ca. 10% ab. Auf diesem Niveau befindet sie sich auch heute. Vergleichbare Verläufe zeigen Zn und As. Allen genannten Elementen mit Ausnahme von Cr und Ni ist gemeinsam, dass die geogenen Hintergrundwerte um ein Vielfaches überschritten werden. In Abbildung 5.2 wird am Beispiel von Cd die Schichtung des

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

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

Frachtbetrachtungen. Zur Abschätzung von Schadstofffrachten werden die Konzentrationen in den schwebstoffbürtigen Sedimenten mit stichprobenartigen Bestimmungen der abfiltrierbaren Stoffe (20-52/a) und Tageswerten des Abflusses kombiniert (Bergemann 2005). Auf die Problematik einer durch die Probenahmetechnik bedingten Beeinflussung der Schwebstoffzusammensetzung wurde bereits verwiesen (s.o.). Durch Filtration wird ein qualitativ anderer Schwebstoff gewonnen. Zur Plausibilisierung der ermittelten Werte für die Schadstofffrachten werden Feststofffrachten herangezogen, die im Rahmen des Messprogramms der BfG zum Schwebstoffhaushalt der Elbe und ihrer Hauptnebenflüsse (Schmidt et al. 1999) sowie in einem Teilvorhaben des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie (Naumann et al. 2003) bestimmt wurden. Hier wurden werktägliche Stichproben der Schwebstoffkonzentration mit täglichen Abflusswerten kombiniert. Bei größeren Abflussschwankungen und in Situationen, in denen mit größerer Transportdynamik zu rechnen ist, wurde mehrmals täglich beprobt. Zur Beurteilung der Aussagefähigkeit der jeweiligen Entnahmestelle im Hinblick auf das Gesamtprofil werden bei unterschiedlichen Abflüssen Vielpunktmessungen vorgenommen. Das in der Regel auf Daten der Zeitreihe 1994 - 2003 (Elbestrom) bzw. 1990 - 2000 (Nebenflüsse) beruhende Ergebnis ist in Abbildung 5.3 dargestellt.

Die auf Konzentrationen in den schwebstoffbürtigen Sedimenten beruhenden Schadstofffrachten werden in Kapitel 8 *'Areas of Concern'* zur Argumentation herangezogen. Der Vergleich mit den Feststofffrachten an ausgewählten Bilanzprofilen und mit den Beiträgen der Nebenflüsse dazu zeigt, dass die qualitativen Aussagen plausibel sind.

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

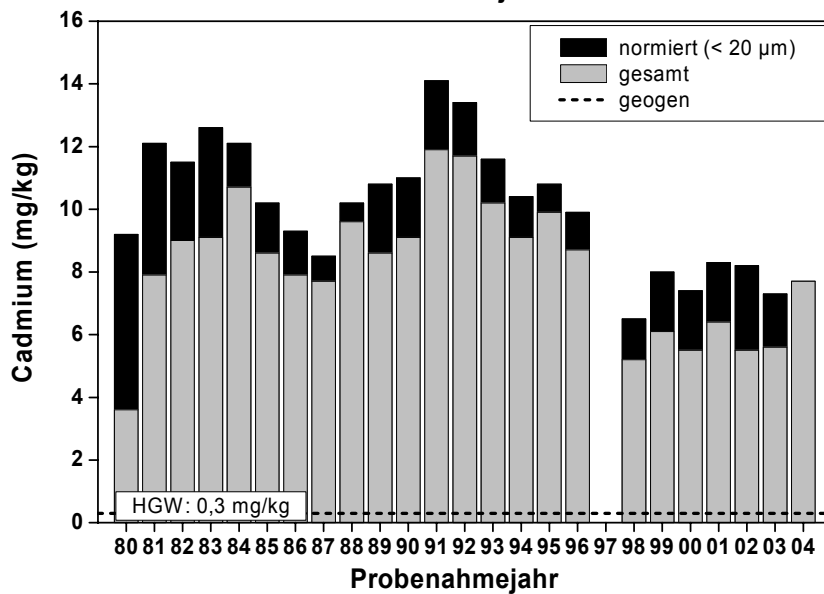
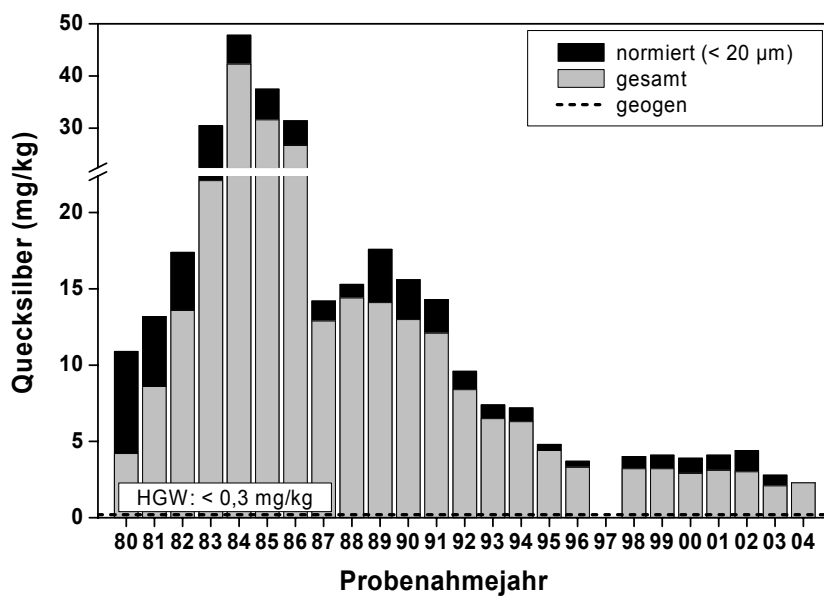
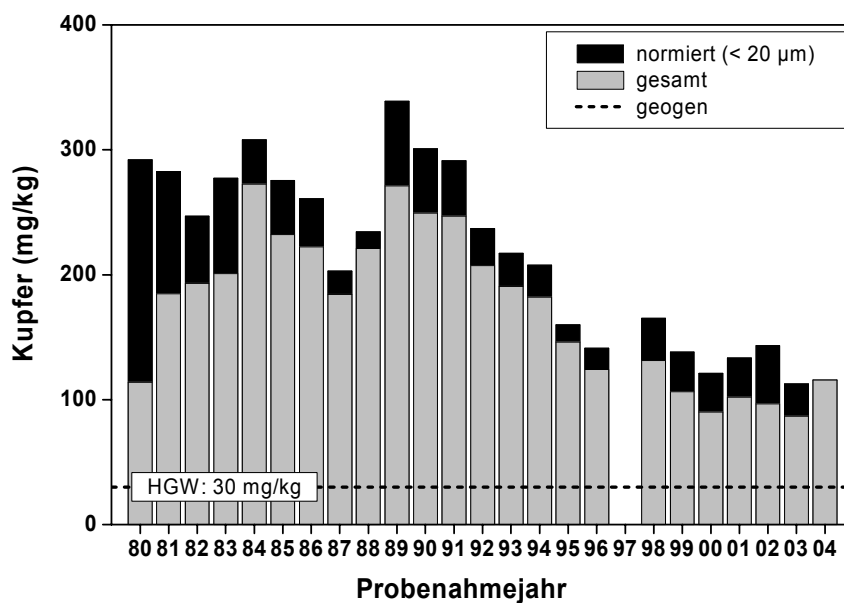


Abb. 5.1: Trend 1980 – 2004 der Belastung von schwebstoffbürtigem Sediment bei Geesthacht durch ausgewählte Schwermetalle (Daten Gesamtgehalt sowie Fraktion < 20 µm; Ackermann 2005)

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

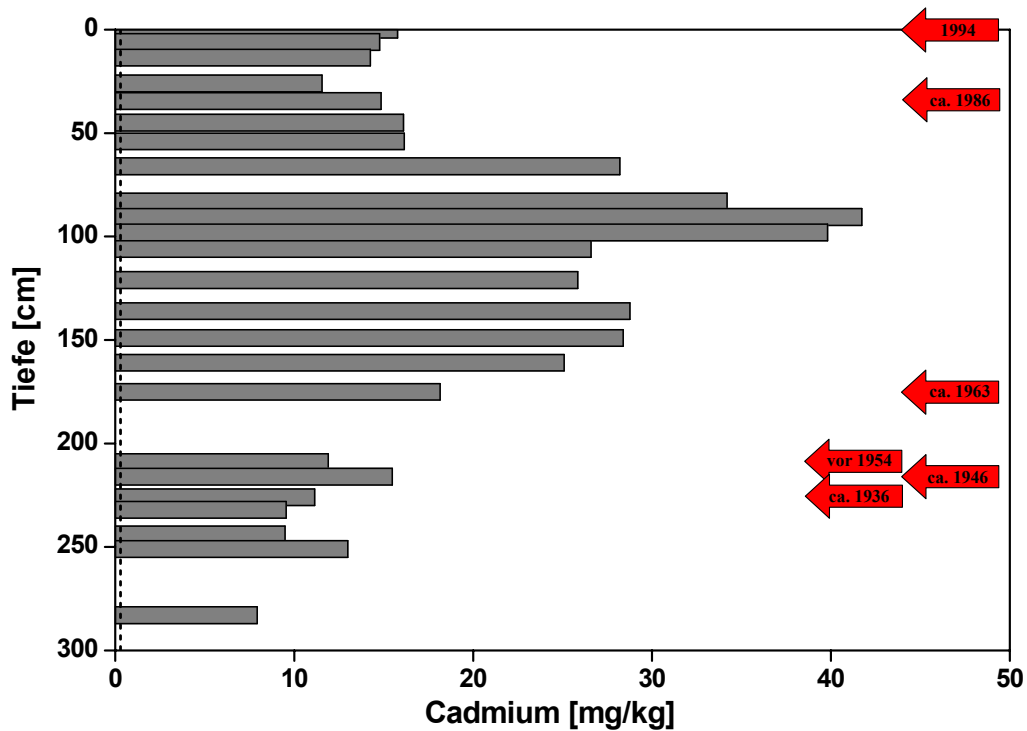


Abb. 5.2: Cd im Sedimentkern des Bucher Bracks (Daten der Fraktion <20 µm; Prange et al. 1997)

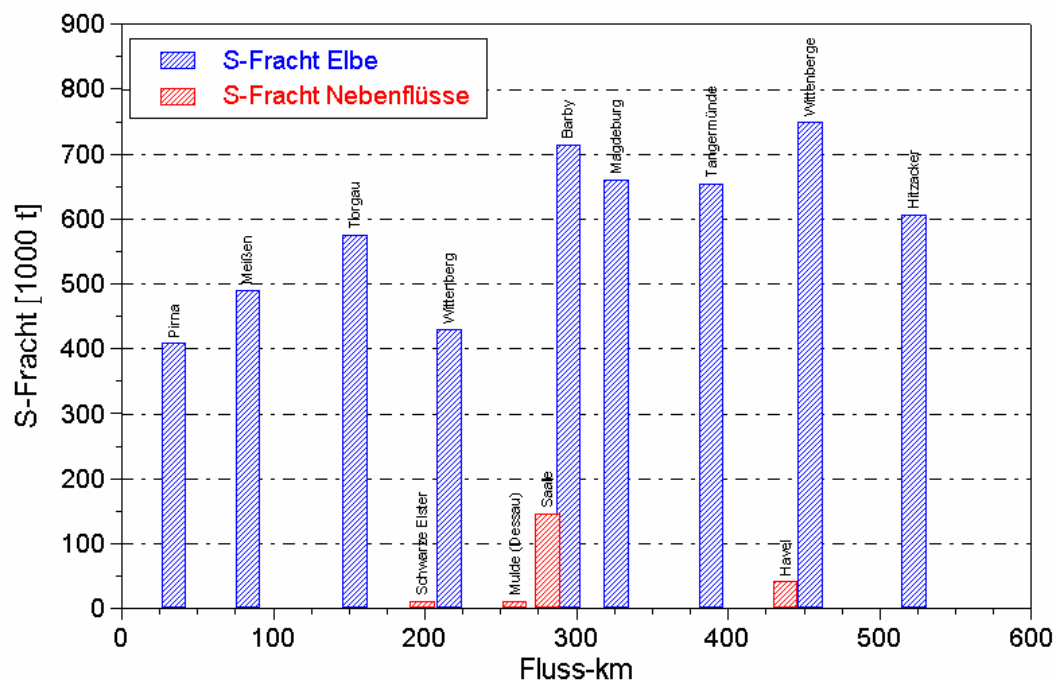


Abb. 5.3: Schwebstofffrachten der Elbe an ausgewählten Bilanzprofilen und von Hauptnebenflüssen

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

5.5. Datengrundlagen zur Hydrodynamik von Feststoffen im Elbeeinzugsgebiet

Für die Abschätzung der zusätzlichen Risiken bzw. Kosten, die aus den Einträgen kontaminierter Feststoffe aus einem Flusseinzugsgebiet für Mündungs- und Küstenregion resultieren, sind Frachtdaten eine unerlässliche Voraussetzung, selbst wenn die Entscheidung über Maßnahmen in der betroffenen Zielregion im allgemeinen auf der Grundlage von (Schadstoff-)Konzentrationsdaten gefällt wird. Die Unsicherheiten bei der Prognose von Schadstofffrachten sind jedoch groß, wie im Abschnitt 5.2.5 gezeigt wurde; dies gilt besonders für die naturnahen Auenlandschaften und für die mit Buhnen regulierten Fließstrecken der Elbe, bei denen die Übergänge von einer Senken- in eine Quellenfunktion für Schwebstoffe nur schwer vorherzusagen ist. In den vergangenen Jahren sind vor allem im Rahmen der „Elbe-Ökologie“-Verbünde wichtige Fortschritte bei der Erforschung der Abfluss- und Transportprozesse von Feststoffen erzielt worden, die aufgrund ihrer natürlichen Dynamik *den* Ausgangsimpuls ökologischer Entwicklung und Vielfalt in der Stromlandschaft darstellen.

5.5.1. Morpho- und Hydrodynamik im Längsschnitt der Elbe

(Nestmann & Büchele 2002)

Für künftige Prognosen eines Schadstofftransfers können vor allem zwei Schwerpunkte des BMBF-Verbundprojektes ‚Morphodynamik der Elbe‘ (01.08.1996 bis 31.03.2001) genutzt werden:

- Beschreibung des Abflussgeschehens der Elbe in dessen zeitlicher und räumlicher Entwicklung und dessen Variabilität anhand hydrologischer Analysen einschließlich Regionalisierung statistischer Kenngrößen entlang des Gewässerlaufs von der tschechisch-deutschen Grenze bis Geesthacht; Identifizierung des hydrologischen Ist-Zustands, insbesondere für Hochwasser, vor dem Hintergrund langfristiger klimatischer und anthropogener Einflüsse;
- Beschreibung der Strömungs- und Feststofftransportverhältnisse im Ist-Zustand mit Hilfe hydraulisch-numerischer Modelle im Sinne einer durchgängigen Erfassung im Längsschnitt.

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

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

Nach einer sog. Stationaritätsanalyse konnte ein jüngerer Zeitraum 1964-1995 abgegrenzt werden, der bei ausreichender Länge für statistisch bereits verlässliche Aussagen die gegenwärtigen hydrologischen Bedingungen (Ist-Zustand) am besten und weitgehend homogen repräsentiert. An Einzelpegeln wurden statistische Analysen des Abflussgeschehens durchgeführt, zu deren Ergebnissen u.a. die Ermittlung der grundlegenden statistischen Kennwerte (Gewässerkundliche Hauptwerte), Dauerlinien und des mittleren Abflussregimes (Jahresgang), sowie extremwertstatistische Analyse der

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Jahresreihen verschiedener Abflusskennwerte, insbesondere im Hochwasserbereich (HQ-T der Jährlichkeit $T = 2$ bis 100 Jahre sowie von 1 bis 50 Tagen Dauer der Überschreitung) gehörten.

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

5.5.2. Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe

(Naumann et al. 2003)

Im Mittelpunkt der vom BMBF im Rahmen der Forschungskonzeption ‚Elbe-Ökologie‘ finanzierten Arbeit an der Bundesanstalt für Gewässerkunde, die sich im wesentlichen auf die Nebengewässer der freifließenden Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und dem Wehr Geesthacht bezog, stand die Quantifizierung als auch die Beurteilung der jahreszeitlich und abflusss dynamisch bedingten Variationen des Feststoffeintrags der Nebenflüsse in die Elbe. Bezugnehmend auf die Ziele der EG-WRRL wurden außerdem Bundesländer übergreifende Untersuchungen zu den Schwebstofftransportprozessen in den Einzugsgebieten und zu den Feststofflieferpotenzialen der Nebenflüsse der Elbe vorgenommen.

Aufgrund der Auswertung der 183 recherchierten Schwebstoffmessstellen im Elbeeinzugsgebiet lassen sich für die Schwebstoffverhältnisse der Nebenflüsse im Beobachtungszeitraum von 1990 bis 1999 folgende allgemeine Aussagen treffen: Demnach sind in den Fließgewässern mittlere Schwebstoffgehalte von 5 – 20 mg/l charakteristisch, wobei an über 75% der Messstellen in der Regel Werte unter 15 mg/l (Median) gemessen wurden. Als besonders schwebstoffreich können die Gewässerabschnitte gelten, an denen Jahresmittelwerte von 25 mg/l oder ein Median von 20 mg/l an der zugeordneten Messstelle überschritten wird. Dies trifft für den Unterlauf der Zwickauer Mulde, die gesamte Vereinigte Mulde bis zum Stausee Muldenstein und für die Unterläufe der Saale und ihrer bedeutenden Nebenflüsse Unstrut, Bode, Weiße Elster und Pleiße zu. Erhebliche Schwebstoffgehalte wiesen zudem die Döllnitz und die Jahna, die das landwirtschaftlich intensiv genutzte mittelsächsische Lößhügelland mit-entwässern, auf. Geringe Schwebstoffbelastungen von weniger als 5 mg/l im Jahresmittel sind in der Regel in den nährstoffarmen Oberläufen der Mittelgebirgsflüsse mit geringer anthropogener Nutzung im Einzugsgebiet und unterhalb von künstlich geschaffenen Feststoffsenken (Beispiel: Muldestausee) anzutreffen.

Jahresgang. Grundsätzlich können zwei Typen unterschieden werden: (1) Jahresgang mit einem deutlichen Maximum der Schwebstoffführung im abflussreichsten Monat und einem Minimum in den Sommermonaten, wie er zum Beispiel in der Nuthe, die den südwestlichen Fläming entwässert, auftritt. (2) Jahresgang, der in erster Linie durch die Bioproduktivität des Wasserkörpers bestimmt wird – Beispiel Havel.

Sommer-/Winterhalbjahr. An den meisten der untersuchten Messstellen (65%) überschreiten die Winterfrachten die Sommerfrachten. Dem ‚Wintertyp‘ gehören insbesondere die Saale, die Vereinigte Mulde und die Schwarze Elster an. Die Beispiele für den ‚Sommertyp‘ liegen fast ausschließlich an der Havel und Spree. Die hohen Jahresfrachten der Saale resultieren vor allem aus den hohen Abflüssen im Winterhalbjahr bzw. Frühjahr.

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Von den untersuchten Nebenflüssen der Mittleren Elbe haben nur die Schwebstoffeinträge der Saale und der Havel eine Bedeutung für die Elbe. Die Saale trägt mit durchschnittlich 117,5 kt die mit Abstand größte Menge an Schwebstoff in die Elbe ein. Die Havel, die eine vergleichbare Einzugsgebietsgröße aufweist, bringt im Mittel 41 kt, die Mulde 10,5 kt und die Schwarze Elster als viertgrößter Nebenfluss bereits nur noch weniger als 10 kt Schwebstoff in die Elbe ein. Die Summe der durch die untersuchten Nebenflüsse eingetragenen Schwebstoffmengen beläuft sich in abflussarmen auf 144 kt, in mittleren auf 198 kt und in abflussreichen Jahren auf 281 kt, wobei allein die Saale (ca. 60 %) und die Havel (ca. 21 %) unabhängig von der Abflusshöhe mit über 80 % an dem Schwebstoffeintrag beteiligt sind. Alle anderen Nebenflüsse der Elbe (Mulde ca. 5 %, Schwarze Elster ca. 4 %) haben demnach keinen signifikanten Einfluss auf die Schwebstofftransportverhältnisse der Elbe.

Wäre der Stausee Muldenstein nicht der Muldemündung vorgeschaltet, würde der Schwebstoffeintrag der Mulde im Durchschnitt 53 kt/a betragen und die Gesamtschwebstoffzufuhr der Elbenebenflüsse in abflussarmen Jahren um 22 % und in abflussreichen um 32 % steigern. Dies unterstreicht die überregionale Bedeutung des Muldestausees als Nähr-, Schwermetall- und Feststoffsensenke im Einzugsgebiet der Elbe (Zerling et al. 1998) (siehe auch Kapitel 9.5).

5.5.3. Einfluss der Wasserführung auf die Metallgehalte in Elbe und Saale

(Baborowski et al. 2004)

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

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

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

Die wichtigsten Resultate dieser Untersuchungen an der Elbe und Saale in Bezug auf die Abhängigkeit der Schwermetallgehalte von den hydrologischen Bedingungen sind:

während des Augusthochwassers 2002 wurden ungewöhnlich hohe Konzentrationen an Kolloiden transportiert;

innerhalb der gemessenen Spurenmetalle stellen As und Pb die Problemelemente des Augusthochwassers 2002 für den unterhalb der Messstelle Magdeburg gelegenen Gewässerabschnitt dar;

für den Unterlauf der Elbe sind Schwermetalleinträge aus der Saale bezogen auf die Elemente Cu, Hg,

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Ni, U und Zn von Bedeutung;

der Schwermetalltransport bei Hochwasser erfolgt elementspezifisch zeitlich und räumlich verschieden.

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

5.5.4. Hydrodynamische Analyse von Buhnenfeldern der Mittel-elbe

(Wirtz 2004)

Die Mittel-elbe ist ein Tieflandstrom mit vergleichsweise weitläufigen Auen sowie temporär und permanent angebundenen Nebengewässern und aufgrund fehlender Querverbauungen einem weitgehend ungestörten Abfluss im Längsverlauf. Gleichzeitig lässt sich die Elbe als erheblich verändertes Oberflächengewässer bezeichnen, da die fast durchgängigen Eindeichungen sowie Uferverbauungen mit Buhnen, Parallel- und Deckwerken den ursprünglichen Zustand stark modifiziert haben.

Buhnen sind Regulierungsbauwerke, die vom Ufer quer zur Strömung errichtet werden. Sie dienen der Fixierung des Flusslaufs sowie der Regelung der Niedrig- und Mittelwasserstände. Die Fließgeschwindigkeiten im Hauptstrom übertreffen die Fließgeschwindigkeiten in den Buhnenfeldern bei Niedrigwasser und niedrigem Mittelwasser um das 3 bis 7-fache, bei überströmten Buhnen verringert sich die Differenz auf das 2 bis 3-fache. Dieser Unterschied im Querschnitt führt zu einer erhöhten Verlandungsneigung der Uferbereiche und aus ökologischer Sicht zu modifizierten und deutlich abgegrenzten Lebensraumbedingungen.

Die Bilanz nach der jährlich auftretenden Mittel- und Niedrigwasserphase und dem zwei- bis dreijährlichen Winterhochwasser ergab in den Buhnenfeldern überwiegend Nettoeinträge und einen durchschnittlichen Eintrag von 200 m³ pro Buhnenfeld. Die Verlandungstendenz setzt sich demnach auch in den bereits stark zusedimentierten Buhnenfeldern fort. Eine Hochrechnung dieses durchschnittlichen Eintrags für einen größeren Flussabschnitt und Vergleich mit Jahresfrachten des Sedimenttransports ergab, dass die Buhnenfelder bis zu 50% der jährlichen Sedimentfracht aufnehmen.

Damit sind die Buhnenfelder bei starken Hochwässern eine signifikante Quelle von partikelgebundenen Schadstoffen für den Unterlauf der Elbe (Schwartz & Kozerski 2003, 2004). Diese Funktion wird im Kapitel 9.3 „Erosion von Buhnenfeldsedimenten“ beschrieben.

5.5.5. Laborexperimente zur Erosionsstabilität von Elbsedimenten

(Instiut für Wasserbau, Stuttgart)

Das Erosionsverhalten der feinkörnigen, kohäsiven Sedimente, die aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften als Hauptträger von Schadstoffen fungieren, ist ein entscheidender Faktor bei der Prognose des Emissions-/Immissionsverhaltens von prioritären Substanzen in einem Flusseinzugsgebiet. Ein Methodenkompendium zur experimentellen Untersuchung des Erosionsverhaltens von Gewässersedimenten findet sich in der DVWK-Schrift 128 „Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern“ (Kern & Westrich 1999) des

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Arbeitskreises „Schweb- und Schadstoffe in Fließgewässern“. U.a. wird ein Strömungskanal zur Ermittlung des tiefenabhängigen Erosionsverhalten von Sedimenten – SETEG[®] beschrieben, der am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart entwickelt wurde (Kern et al. 1999). Hierbei werden ungestörte Sedimentkerne in einem Fließkanal lagenweise steigenden Sohlschubspannungen bis zur jeweiligen Stabilitätsgrenze ausgesetzt und auf diese Weise die kritische Erosionsschubspannung für die einzelnen Tiefenbereiche im Labor entwickelt.

Ein Anwendungsbeispiel für den Elberaum sind die Untersuchungen zur Schwermetall-Freisetzung aus belasteten Überflutungsflächen in Folge (bio-) chemischer und physikalischer Einflüsse im Rahmen des ad-hoc Verbundprogramms 'Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002' (Förstner & Jacobs 2004). Die hier durchgeführten SETEG-Experimente zeigen eine relativ geringe Erosionsstabilität der obersten Sedimentschichten der Überflutungsfläche im Bereich der Mittel-elbe (Kernprofil PNP-3 in der Nähe der Ortschaft Räbel). Dagegen lassen sich aus den biochemischen Experimenten mit Ausnahme eines schwach ausgeprägten Effekts bei Blei keine signifikanten Einflüsse auf die Schwermetallfreisetzung bei realitätsnah erhöhten Kohlenstoffgehalten im Überflutungswasser ableiten. (In Kapitel 9.3 werden die Untersuchungen mit der SETEG-Methode an Bühnenfeldern der Mittel-elbe dargestellt).

Neben den Labormethoden (Abb. 5.4; die Kasten-Anordnung besitzt eine etwa 10-fach größere Oberfläche als der angeschnittene Sedimentkern) wurde am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart noch eine mobile In-Situ-Testapparatur entwickelt, mit der Mess-Daten untereinander verglichen werden können (Witt & Westrich 2003). Dieser Teil des Testsystems wurde an der Elbe bislang noch nicht eingesetzt.

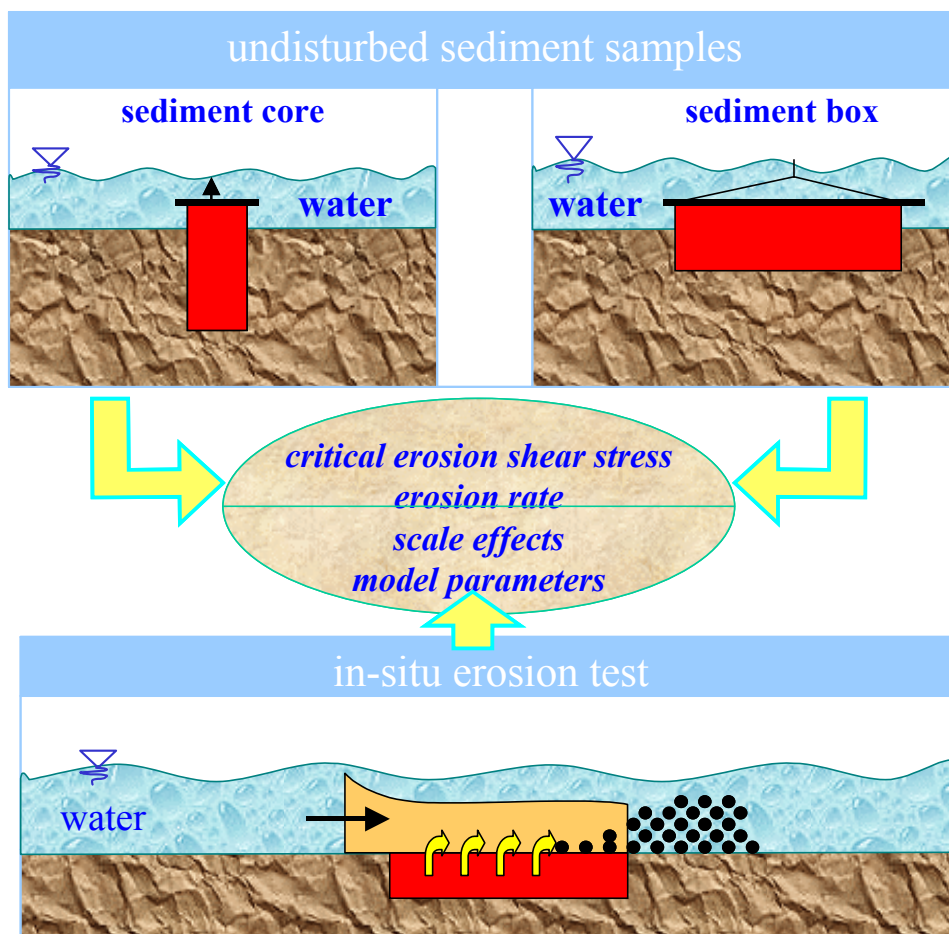


Abb. 5.4: Experiment-Triade zur Prüfung der Erosionsstabilität von Sedimenten (Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, Arbeitsgruppe Prof. Dr.-Ing. B. Westrich)

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

5.6. Kontaminierte Feststoffe im Elbeeinzugsgebiet – weitere Daten, Defizite

Die Schlussfolgerungen der vorliegenden Studie im Hinblick auf die Belastung des Hamburger Hafens durch kontaminierte Feststoffe aus dem Elbeeinzugsgebiet beruhen auf den Schwebstoff- und Sedi-mentdaten, die aus regulären Monitoringprogrammen der ARGE Elbe und der IKSE, aus Messpro-grammen der BfG zum Sedimentkataster und zum Schwebstoffhaushalt der Bundeswasserstraßen, und aus dem Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität grenzüberschreitender Flüsse sowie Küstengewässer der BfG stammen (siehe Abschnitt 5.4). Daten über Hintergrundwerte für Schwermetalle wurden dem ATV-DVWK-Forschungsbericht 'Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven' entnommen; sie dienen zum Vergleich mit den kontaminierten Sedi-menten und Schwebstoffen („Anreicherungsfaktoren“). Die Informationen zur Hydrodynamik von Fest-stoffen aus den Verbundprojekten ‚Morphodynamik der Elbe‘ (5.5.1) und ‚Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe‘ (5.5.2) werden in dieser Studie noch nicht verwertet; es fließen je-doch Resultate der ebenfalls im Rahmen des Programms ‚Elbe-Ökologie‘ erstellten Dissertation von Carsten Wirtz ‚Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittel-elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung‘ (5.5.3) und aus den im Ad-hoc-Ver-bundprojekt ‚Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002‘ publizierten Berichten ‚Kolloide und Schadstoffe (Schwermetalle) in der Elbe bei Hochwasserereignissen‘ (5.5.4) und ‚Bestimmung des Gefahrenpotenzials feinkörniger Buhnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in Auen‘ (5.5.5) in das Kapitel 9 ‚Abschätzung des Risikobeitrags der „Areas of Concern“ an ausgewählten Beispielen‘ ein.

Auf der anderen Seite stellen sich in Bezug auf die Datengrundlagen für zukünftige Untersuchungen über die Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet drei Fragen: Gibt es weitere Daten zu diesem Thema? Sind wichtige regionale oder fachliche Datenlücken erkennbar? Welche Informatio-nen über Sedimente und Schwebstoffe sind in der Praxis des Flussgebietsmanagement unverzichtbar?

5.6.1. Weitere Datensätze zu kontaminierten Feststoffen im Elbeeinzugsgebiet

Für eine umfassende Analyse der aktuellen und historischen Belastungssituation im Einzugsgebiet der Elbe war es notwendig, eine länderübergreifende Literatur- und Datenrecherche durchzuführen. Hier werden weitere Datensätze vorgestellt, die für die Studie eine besondere Bedeutung haben, als auch diejenigen, die keine Berücksichtigung finden konnten.

Tschechisch-deutsche Datensätze: Einen großen Fundus stellen die zahlreichen Längsprofilstudien an der tschechischen und deutschen Elbe über die Belastungen von Schwebstoffen und Sedimenten der GKSS (Prange et al. 2001) dar. Im Rahmen des BMBF Forschungsvorhabens „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ Teilprojekt 2 „Schwermetalle-Schwermetallspezies“ wurden in den Jahren 1993, 1994, 1995, 1996 und 1998 Schwebstoffe hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte untersucht. Die Probennahmen für diese Kampagnen wurden mit dem Helikopter durchgeführt. Die Ergebnisse spiegeln die Belastungssituation zum Zeitpunkt der Probennahme wider, regionale Durchflussschwankungen oder Algenblüten können die Interpretation der Daten erschweren. Trotz allem werden auch in diesen Datensätzen die regionalen Belastungs-hot-spots identifiziert. Darüber hinaus dienten die Daten der GKSS über die Belastungen der Sedimente entlang des gesamten Längsprofils der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse aus den Jahren 1992, 1995, 1998 (Prange et al. 2001) sowie aus den Jahren 2002 und 2003 (Pepelnik et al. 2004) dazu, Belastungstrends für über 61 Elemente abzuleiten. Dabei wird deutlich, dass im Einzugsgebiet der Elbe anthropogene Schwermetallbelastungen nicht nur für Quecksilber und Cadmium relevant sind. Auch Metalle, wie Silber, Zinn und Antimon liegen in den Sedimenten und Schwebstoffen in ihren Konzentrationen deutlich über den geogenen Hintergrundwerten.

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Weitere länderübergreifende Datensätze über Belastungen an der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse wurden von der GKSS (Gandraß et al. 1998) und der BfG (Heininger et al. 2005) erstellt. Die von der GKSS erhobenen Daten beinhalten die Belastungssituation für PCB, HCB, DDT und anderen Stoffklassen von Sedimenten und der Wasserphase aus den Jahren 1992, 1994 und 1995. Die von der BfG zusammengestellten Daten über die PCB- und HCB-Belastung an der Elbe stammen aus dem Jahr 1996 und identifizieren die bedeutungsvollsten Quellen im Einzugsgebiet.

Sowohl die Daten der GKSS als auch die Daten der BfG werden im Kapitel 8 „Identifizierung möglicher Quellen“ vor allem für den Bereich der tschechischen Elbe zur weiteren Interpretation herangezogen, nicht aber grafisch dargestellt.

Regionale Datensätze im tschechischen Einzugsgebiet: Ein umfassender Überblick über die Belastungssituation der tschechischen Nebenflüsse wurde ebenfalls im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ im Teilprojekt „Tschechische Nebenflüsse“ an der VUV in Prag erarbeitet (Schindler & Lochovsky 1997). Der Abschlussbericht der Arbeiten enthält Daten über die Belastung der Moldau, Ohre, Jicera und Bilina im Hinblick auf PCB, DDT, HCB und PAK sowie Schwermetallen aus den Jahren 1995 und 1996. Die Daten werden ergänzt durch Untersuchungen aus dem Jahr 1998.

Darüber hinaus wurden von der VUV Sedimentuntersuchungen an der tschechischen Elbe in den Jahren 2001 und 2002 hinsichtlich der Kontamination mit Schwermetallen, DDT und PCB (Rudis, 2005) vorgenommen. Auch diese Datensätze der VUV sind zur Identifizierung möglicher Quellen im Kapitel 8 verwendet worden.

Von der VUV und der Povodi Labe (Rudis & Trejtnar et al. 1998) wurden weitere Daten der Jahre 1994 bis 1996 aus dem Bericht „Transport und Belastung von Schwebstoffen und Sedimenten in der Tschechischen Elbe“ nicht weiter verwertet, da die darin enthaltenen Schwermetallkonzentrationen u.a. im Schwankungsbereich der Belastungen liegen, wie sie auch von der GKSS in Schwebstoffen und Sedimenten gefunden wurden.

Weitere Datensätze im deutschen Einzugsgebiet: Über die bereits genannten Datensätze hinaus gibt es noch weitere, die sich auf den deutschen Elbeschlauch bzw. auf die Nebenflüsse beschränken. Dabei handelt es sich unter anderem um Längsprofilstudien des UBA: „Ökologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands“ (Duft et al. 2003) sowie der ARGE-Elbe: Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe (Schulte-Oehlmann et al. 2001). Analysiert wurden PAK, Organozinnverbindungen und Schwermetalle in der < 2 mm Fraktion. Die Analyseergebnisse der organischen Kontaminanten liegen im Schwankungsbereich der ARGE-Elbe/IKSE-Datenreihen dieser Schadstoffklassen und führten nicht zu einer weiteren Identifizierung von Quellen. Die Analysen der Schwermetallgehalte in der < 2 mm Kornfraktion erlauben keinen Vergleich mit den Analyseergebnissen der bereits erwähnten Monitoringprogramme.

Daten über Dioxine: Von besonderer Bedeutung sind Daten über Dioxine im Einzugsgebiet der Elbe. Insbesondere im Hamburger Umweltbericht 57/99 (Götz & Lauer 1999) wurden Längsprofile der Dioxinbelastung von Schwebstoffen der Jahre 1994, 1995 und zweimal des Jahres 1998 dargestellt. Und auch in Stachel et al. (2005) ist ein Längsprofil der Dioxinbelastung von Sedimenten entlang der Elbe nach dem Extremhochwasser enthalten. Der Dioxinbericht des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalts (1996) gibt einen Überblick über Dioxine in Saalesedimenten.

5.6.2. Regionale Datenlücken – Schadstoffbilanzen im Bereich des früheren Uranerzbergbau

Die eher beiläufig den „diffusen Quellen“ zugeordneten Schadstoffe machen bei den Schwermetallen über 80%, bei Arsen etwa 95% der Einträge in die Oberflächengewässer des Elbeeinzugsgebiets aus (Anon. 2002). Die wichtigste Quelle von Schwermetallen und von Arsen ist dabei der teilweise schon über Jahrhunderte im Erzgebirge praktizierte Bergbau mit seinen Spülwässern, dem anfallenden Ab-

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

raum und den Abfallprodukten der Verhüttung. Allein der Ende 1990 abrupt eingestellte Uranerzbergbau hinterließ 1400 km offene Grubenbaue, über 300 Mio. m³ Haldenmaterial und 160 Mio. m³ radioaktive Schlämme (http://www.wismut.de/sanierung/aufgaben_anforderungen.php). Diesem enormen Umweltproblem stehen aber nur spärliche Informationen über die zeitliche und räumliche Entwicklung der Qualität von Grund- und Oberflächengewässern in der unmittelbar betroffenen Region gegenüber; über die Auswirkungen auf das unterliegende Elbeeinzugsgebiet gibt es bislang nur Mutmaßungen.

Indirekte Hinweise auf die Größenordnung und Dauer der Belastung der Elbe geben die Befunde über nach wie vor hohe Konzentrationen von Schwermetallen und von Arsen, die während starker Hochwasserereignisse über die Mulde in die Elbe eingetragen werden. Der extreme Austrag an belasteten Sedimenten durch das Hochwasser 2002 aus den beiden Muldezuflüssen der Freiburger und Zwickauer Mulde weckte zunächst die Erwartung auf einen „Reinigungseffekt“; in den primären Hauptbelastungsabschnitten dieser beiden Zuflüsse erfolgte jedoch weiterhin ein deutlicher Eintrag, für Arsen wird in der Freiburger Mulde sogar eine Erhöhung der Belastung registriert (Böhme et al. 2005).

Zwei Gründe lassen einen langfristigen Fortbestand dieser Bergbauemissionen erwarten (Anon. 2001): (1) Durch die Abdeckung von Bergehalden und Absetzanlagen allein ergibt sich nur kurzfristig eine Minimierung der Stoffausträge, da die Abdecksysteme altern und damit die Durchlässigkeitsbeiwerte einige Jahre nach der Abdeckung wieder ansteigen. (2) Flutungswasserableitungen aus den untertägigen Bauwerken bewirken eine signifikante Frachterhöhung vor allem an Uran und Arsen. Die Erstellung von Wasserbilanzen und Qualitätsprognosen unter Berücksichtigung von Bergehalden, Absetzanlagen und alten Grubenhohlräumen besitzt deshalb hohe Priorität in einem Forschungs- und Maßnahmenprogramm, das von der Wassergütestelle Elbe in Zusammenarbeit mit dem Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft und dem Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie der Elbeministerkonferenz vorgeschlagen wurde (Anon. 2001).

5.7. Kontaminierte Feststoffe im Flussgebietsmaßstab – Datenschwerpunkte

Aus der Zusammenschau dieses Kapitels kann man eine Reihe von Schlüsseldatensätze erkennen, die bei künftigen Untersuchungen von kontaminierten Feststoffen im Flussgebietsmaßstab vorrangig berücksichtigt werden sollten. Die Erhebung dieser Daten und deren Qualitätsprüfung sollte im Kontext zu einem übergreifenden Konzept stehen, wie es beispielhaft in der Rheinstudie für den Hafen von Rotterdam (Heise et al. 2004) entwickelt und für die vorliegende Elbestudie mit Modifikationen angewendet wurde (Kapitel 3).

5.7.1. Zielvorgaben für Immissionswerte

Die großen Flusshäfen wie Rotterdam und Hamburg besitzen vor allem im Hinblick auf die Sedimentqualität eine Scharnierfunktion im Einzugsgebiet-Küsten-Kontinuum (Salomons 2005). Es besteht deshalb ein umweltpolitischer Zusammenhang zwischen den Richtwerten, die z.B. für die Entscheidung ‚Landdeponie vs. Verklappung‘ von Baggergut herangezogen werden, und den Zielvorgaben für Immissionswerte, mit denen längerfristig die Schadstoffeinträge aus dem Oberlauf reduziert werden sollen. Im Falle des Hafens von Rotterdam zeichnet es sich bereits ab, dass die dort verwendeten „Chemie-Toxizitätstest-Richtwerte“ (CTT) für eine Verklappung von Baggergut in der Nordsee auch die Messlatte für die Maßnahmen im Einzugsgebiet gemäß Artikel 16 WRRL (Strategien gegen die chemische Verschmutzung von Oberflächengewässern bis 2009) sein sollen. Für die Sedimente des Hamburger Hafens sind neben einem CTT-vergleichbaren Substanzspektrum noch spezielle Zielvorgaben für Dioxine erforderlich (Kapitel 9).

5 DATENGRUNDLAGE FÜR PARTIKELGEBUNDENE SCHADSTOFFE IM ELBEEINZUGSGEBIET

Sedimentprofile aus der Zielregion können unmittelbar ein Überschreiten von Zielvorgaben anzeigen. Voraussetzung für die Gewinnung auswertbarer Kernprofile ist eine relativ gleichmäßige Sedimentation. z.B. in Stillwasserbereichen (Kap. 5.1.3). Besonders geeignet sind datierbare Hochwasserlagen, in denen bevorzugt die Einträge von älteren und stärker kontaminierten Sedimenten bzw. Schwebstoffen aus dem Einzugsgebiet sichtbar werden. Mit typischen Substanzgemischen, Kongenerenmuster (z.B. Dioxine, siehe Kap. 9.2) und Isotopen (z.B. Bleiisotope) können sogar Rückschlüsse auf charakteristische Quellen und Teileinzugsgebiete gezogen werden. Außer Sedimentprofilen können auch Sinkstofffallen als zeitlich integrierende Nachweisinstrumente eingesetzt werden. Bei Sedimentuntersuchungen für Indikatorzwecke sind Korngrößenkorrekturen erforderlich (Kap. 5.2.3).

5.7.2. Transmission – abflussabhängige Konzentrations- und Frachtdaten

Für die Erstbeurteilung des feststoffgetragenen Schadstofftransports können als qualitatives Kriterium die Kurvenverläufe von Wasserabfluss, Schwebstoff- und Schadstoffkonzentrationen aus einem flussgebietsübergreifenden Netz von Messstationen verglichen werden; besonders gut geeignet sind dafür die Datensätze von Hochwasserereignissen. Eine quantitative Bewertung ermöglicht die statistische Auswertung von Schadstofffrachtdaten in Abhängigkeit von den entsprechenden Wasserabflussdaten, letztere unterteilt in Jährlichkeitsstufen für Hochwasserereignisse (HQ₁, HQ₅, HQ₁₀, HQ₅₀, HQ₁₀₀; siehe Kap. 5.5.1). In der Rhein-Studie (Heise et al. 2004) wurde die Abschätzung der Risiken für den Hafen von Rotterdam auf der Grundlage solcher Datensätze, unter Berücksichtigung weiterer Kriterien wie der kritischen Sohlschubspannungen (Kap. 5.5.5) und den Verdünnungsfaktoren auf der Transportstrecke, vorgenommen.

In der Elbe sind die Verhältnisse dahingehend komplizierter als im Rhein-„Schlauch“, dass es in der Elbe zum einen zu grossflächigen Überflutungen der rezenten Aue kommen kann. Zum anderen spielen die Bühnenfelder der Elbe eine wesentliche Rolle als langfristige Stoffsenke und kurzfristige Stoffquelle (Kap. 5.5.4). Wichtig für die Gesamtbewertung sind auch quantitative Daten über Retentionsräume für kontaminierte Sedimente wie z.B. der Muldenstausee (Kap. 5.5.2). Die zeitlich und räumlich variablen Einträge aus dem Altbergbau in den Flussbereich der mittleren Elbe lassen sich durch die gleichzeitige Messung von Konzentration und Partikelgrößenverteilung der Schwebstoffe, gekoppelt mit der Bestimmung von gelösten und partikulären Schwermetallen, vorzugsweise bei extremen Abflussbedingungen, aufschlüsseln (Kap. 5.5.3).

5.7.3. Emissionsdaten – Bestandsaufnahmen in den „Areas of Concern“

Die Vorgehensweise für die Identifizierung von insgesamt neun „Areas of Concern“ im Elbeeinzugsgebiet, durchgeführt über Orte, an denen die Zielvorgaben um mehr als das Zweifache überschritten wird, ist beispielhaft für künftige Untersuchungen an Flusseinzugsgebieten. Diese Bestandsaufnahme prioritärer Emissionsgebiete (Kap. 7), die in Kapitel 8 noch durch die Identifizierung möglicher Schadstoffquellen erweitert wurde, war durch ein umfangreiches Datenmaterial aus den amtlichen Erhebungen möglich. Gerade die Identifizierung potenzieller Quellen ist von entscheidender Bedeutung, wenn Maßnahmen getroffen werden sollen, die Belastung der Elbe nachhaltig zu reduzieren. Auch hier – wie bei der Quantifizierung des Schadstofftransports im Elbe-„Schlauch“ – wird es künftig erforderlich sein, die Emissionen aus den einzelnen Quellen und Regionen zu quantifizieren. Eine besondere Herausforderung dürfte dabei die Bilanzierung der Schadstoffemissionen aus dem früheren Uranerzbergbau darstellen (Kap. 5.6.2).

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

6.1. Herangehensweise

Die Identifizierung der *Substances of Concern* umfasst folgende Schritte:

- 1) Abschätzung der Umweltrelevanz der Schadstoffe für das Elbeeinzugsgebiet aufgrund der Persistenz, Adsorption, Bioakkumulation und Einstufung in eine prioritäre Stoffklasse durch Wasserrahmenrichtlinie bzw. UNEP¹⁸. Diskutiert werden die Schadstoffe, die in der ARGE-Elbe-Klassifikation erfasst sind, sowie für Sedimente relevante Stoffe aus der Wasserrahmenrichtlinie und weitere, bereits als Schadstoffe identifizierte Substanzen mit Relevanz für das Einzugsgebiet.
- 2) Abschätzung der quantitativen Relevanz als Schadstoff im Elbeeinzugsgebiet mit Bezug auf das Sedimentationsgebiet Hamburg.

Die Klassifizierung erfolgt in eine von zwei Gefährdungsklassen („hazard classes“), wobei der *Hazard Class 2* jene Substanzen zugeteilt werden, die sich von den anderen Schadstoffen durch ihre Bioakkumulierbarkeit und eine hohe Adsorbierbarkeit an organische Substanz ($\log K_{ow} > 5$), resultierend in einem hohen ökologischen Gefährdungspotenzial, unterscheiden.

Die Auswahl der *Substances of Concern* wird getroffen auf der Basis der Toxizität und der Überschreitung der Zielvorgaben in Sedimenten und Schwebstoffen.

Entsprechend der Zielsetzung der Studie wird die Schadstoffsituation im Hamburger Hafen als Basis für die Identifizierung der für die Elbe relevanten Stoffe genommen. Da auch im Hafen selbst Emissionen zu erwarten sind, wird aufgrund bestehender Datensätze abgeschätzt werden, welche Stoffe mit dem Oberstrom eingetragen werden, und welche Substanzen ausschließlich in Hamburg einen Belastungsschwerpunkt aufweisen. Im Rahmen der sich anschließenden Untersuchung der Schadstoffquellen (Kapitel 10) wird versucht werden, jene Emissionen zu identifizieren, die im Hafen zur Gesamtbelastung beitragen und die ihrerseits die Qualität der Tideelbe beeinflussen können.

6.2. Qualitative Beurteilung der im Elbeeinzugsgebiet relevanten Schadstoffe

Die qualitative Beurteilung erfolgt aufgrund folgender Kriterien (Tabelle 8.1):

Persistenz der organischen Schadstoffe: Im Zentrum dieser Studie stehen Schadstoffe, die über lange Zeit in Sedimenten wiederzufinden sind. Entsprechend werden sie hier unterschieden aufgrund ihrer Halbwertszeit:

Kategorie 1: Halbwertszeit < 1 Jahr

Kategorie 2: Halbwertszeit 1 – 10 Jahre

Kategorie 3: Halbwertszeit > 10 Jahre

Adsorption an Sedimenten: In dieser Studie sollen Stoffe betrachtet werden, die stark an Sedimente binden und mit ihnen transportiert werden. Partitionierung unpolarer organischer Stoffe zwischen Wasser und partikulärem Material kann mit dem Octanol-Wasser-Partitionskoeffizienten beschrieben werden. Es werden hier nur solche Substanzen betrachtet, deren $\log K_{ow}$ größer als 3 ist.

Der Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften sowie der menschlichen Gesundheit ist eines der Bewirtschaftungs-Ziele im Elbe-Gebiet. Um diesem Rechnung zu tragen, werden die bioakkumulativen und ökotoxikologischen Eigenschaften der Stoffe bei der Klassifizierung mit berücksichtigt.

¹⁸ UNEP – United Nations Environment Program

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

Tab. 6.1: Klassifizierung der Schadstoffe auf der Basis der Stoffeigenschaften „Persistenz“, „Adsorption/Bioakkumulation“ und die regulatorische Einstufung des Stoffes als Prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL (PGS), als zu überprüfender, prioritärer Stoff (PPS) nach WRRL, als Prioritärer Stoff (PS) oder als „persistent organic pollutant“ (POP) nach UNEP.

Schwermetalle	Persistenz	Adsorption	Bioakku- mulation	Einstufung	„Hazard class“
Arsen					
Hg	+++	+++	+++	PGS	2
Cd	+++	+++	+++	PGS	2
Pb	+++	+++	++	PPS	1
Cu	+++	+++	++		1
Zn	+++	+++	++		1
Cr	+++	+++	+		1
Ni	+++	+++	+	PS	1
As	+++	+++	++		1

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{OW}	Einstufung	„Hazard class“
TBT	2	3,59	PGS	1
TeBT	?			1
DBT	?	1,49		1
TPT ⁺	?	3,53		1
HCHs (α , β , γ)	1-2	3,6 – 3,8	PGS	1
PCB 28	3	5,8	POP	2
PCB 52			POP	2
PCB 101			POP	2
PCB 118			POP	2
PCB 138			POP	2
PCB 153	3	6,87	POP	2
PCB 180	3	7,36	POP	2
HCB	3	5,91	POP/PGS	2
Pentachlorbenzol ¹⁹	?	?	PGS	2
DDTs	3	6,19	POP	2
Dioxin	3	z.B. 6,9	POP	2
Furan	3	z.B. 6,1	POP	2
PAK			PGS	

¹⁹ Aufgrund fehlender Daten wird dieser Stoff zunächst als Kategorie 2 eingestuft.

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

Organische Schadstoffe	Persistenz 1-half life<1 yr 2-half life>1 yr 3-half life> 10 yr	Adsorption/ Akkumulation log K _{OW}	Einstufung	„Hazard class“
Naphthalin	1	3,36	PPS	1
Acenaphthylen	k.A.	4,07		1
Acenapthen	1	4,2		1
Fluoren	3	4,32		1
Phenanthren	1	4,43-4,45		1
Anthracen	1	4,56		1
Fluoranthren	1	5,13		2
Pyren	1	5,1		2
Benz(a)anthracen	2	5,8		2
Chrysen	k.A.	5,6		2
Benzo(b)fluoranthren	k.A.	6,04-6,57		2
Benzo(k)fluoranthren	k.A.	6,57		2
Benzo(a)pyren	2-3	6,04-6,15		2
Dibenz(ah)anthracen	2 (?)	6,39		2
Benzo(ghi)perylene	k.A.	7,23		2
Indo(1,2,3-cd)pyren	k.A.	4,19		1
4-t-Octylphenol	k.A.	3,96	PPS	
Nonylphenol	1	4,48-6,2	PGS	
Endosulfan I	?	?	PPS	
Endosulfan II	?	?	PPS	
2,3',4,4',6-Pentabromdiphenylether	?	?	PGS	
2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether	?	?	PGS	
Phthalsäure-di-ethylhexylester (DEHP)	1	7,46	PPS	
Tetrabromobisphenol A	?	?		
1,2,3-Trichlorbenzol	?	?	PPS	
1,3,5-Trichlorbenzol	?	?	PPS	
1,2,4-Trichlorbenzol	3	4,12	PPS	
Hexachlorbutadien	?	?	PGS	
Pentachlorphenol	2	5,23	PPS	
C10-C13 Chloralkane	?	?	PGS	

Für die Stoffe aus der WRRL (graue Kennzeichnung in der Spalte „hazard class“) liegen keine ausreichenden Datensätze für Konzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten vor. Aufgrund der benthopelagischen Kopplung ist jedoch bei hohen Anreicherungen dieser Substanzen im Sediment eine – sekundäre – Beeinträchtigung der Wasserqualität möglich, weshalb die hier von der WRRL als PGS oder PPS vorgesehenen Stoffe für ein zukünftiges Monitoring berücksichtigt werden sollten.

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

Die Zuordnung von Quecksilber und Cadmium zur Hazard Class 2 innerhalb der Schermetalle erfolgt aufgrund ihres bioakkumulativen Potenzials und ihrer hohen Toxizität, weswegen sie in der WRRL als prioritär gefährliche Substanz (PGS) eingestuft wurden. Die anderen Schwermetalle sind aufgrund ihrer Persistenz und potenziellen Toxizität in der Hazard-Klasse 1.

6.3. *Quantitative Beurteilung der Schadstoffe in Bezug auf gemessene Sediment- und Schwebstoffkonzentrationen im Hamburger Hafen im Vergleich zu den Zielvorgaben der IKSE und ARGE-Elbe (Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften)*

Die Quantität der Sedimente im Hamburger Hafen wird maßgeblich durch die spezifische Sedimentdynamik der Region beeinflusst.

Der Hafen ist der größte zusammenhängende Sedimentationsraum im Elbeinzugsgebiet. Neben den innerstädtischen Einleitungen in die Elbe werden Schadstoffe und Schwebstoffe bzw. Sedimente aus den stromaufwärts liegenden Gebieten nach Hamburg eingetragen. Aus Richtung See werden mit der Tide gering belastete Sedimente von unterstrom herangezogen. In der Elbe kommt es zu einer Vermischung. Im Ergebnis zeigt sich bei vielen Schadstoffen eine deutliche Abnahme der Konzentration in Sedimenten und Schwebstoffen zwischen den Stationen Bunthaus (stromaufwärts von HH) und Seemannshöft (stromabwärts), den beiden Beprobungsstationen der ARGE-Elbe (Abb. 6.2).

In Abhängigkeit von den Abflussbedingungen der Elbe verlagert sich der Bereich und das Ausmaß der Sedimentationsprozesse: Ist die Wasserführung der Elbe hoch, wird der Flutstrom von der Küste her unterdrückt. Die Strömungsgeschwindigkeiten sind geringer, und es lagert sich im Hafen insgesamt weniger, aber höher belastetes Material ab. Bei niedriger Wasserführung der Elbe gewinnt das mit der Flut eingetragene Sediment an Bedeutung: Die Sedimentationsrate ist höher, durch die Verdünnungseffekte ist jedoch die Schadstoffbelastung geringer. Dabei unterscheidet sich die Qualität des mit dem Unterstrom transportierten Materials von dem stromaufwärts eingebrachten: Es hat eine im Schnitt größere Korngröße und einen geringeren organischen Anteil. Christiansen und Haar berechneten, dass sich in einem Jahr mit niedrigem Oberwasser wie in 1993 (Elbe-Abfluss: 509 m³/s) eine Gesamtmenge von 3,1 Mio. m³ Sediment abgelagert hat, während in einem Jahr mit hohem Oberwasser die Hälfte dieser Menge sedimentieren kann (z.B. 1987 mit einem mittleren Abfluss von 1132 m³/s: 1,5 Mio. m³) (Christiansen & Haar, 1995).

Trotz dieser Verdünnungseffekte gilt das Material im Hamburger Hafen als teilweise so stark kontaminiert, dass eine Umlagerung des Sedimentes, das zur Erhaltung der nautischen Tiefe gebaggert werden muss, nicht durchgeführt werden darf. Diese Sedimente werden aufwändig an Land behandelt und deponiert bzw. nach Möglichkeit verwertet.

Für die quantitative Beurteilung werden Daten von Oberflächensedimenten, die von der Hamburg Port Authority jährlich an Referenzstationen zur Trendanalyse erhoben wurden, sowie Daten zu schwebstoffbürtigen Sedimenten der ARGE-Elbe genutzt.

Die Stationen Bullenhausen und Dove-Elbe wurden ausgewählt, da sie hauptsächlich von fluviatilen Schwebstoffen und praktisch nicht vom stromabwärts liegenden Hafen beeinflusst werden. Die Station Vorhafen liegt dagegen im Zentrum des Hafens in einem Bereich hoher Sedimentation (Maaß *et al.*, 1997). Hier werden bereits Verdünnungseffekte durch mit dem Flutstrom eingetragenen marinen Material zu erwarten sein, aber auch Kontamination durch hafeneigene Emissionen. Von diesen Stationen werden Oberflächensedimente der Jahre 1994 bis 2004 betrachtet.

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

In Kapitel 5 wurde die Problematik von schwebstoffbürtigen Sedimenten und Oberflächensedimenten erläutert. Hier werden den drei Sedimentstationen zwei Messstellen mit Daten schwebstoffbürtiger Sedimente aus den Jahren 1996 bis 2003 gegenübergestellt, die als zusätzliche „Prüflinien“ zur Identifizierung der relevanten Schadstoffe herangezogen werden sollen. Die Bunthaus-Station befindet sich im Stromspaltungsgebiet am linken Ufer der Norderelbe. Die Station Seemannshöft liegt am linken Ufer unterhalb des Hamburger Hafens (Abb. 6.1) Während in Bunthaus ebenso wie in Bullenhausen hauptsächlich oberstromig eingetragenes Material dominiert, wird Seemannshöft stark durch die Tidedynamik beeinflusst.

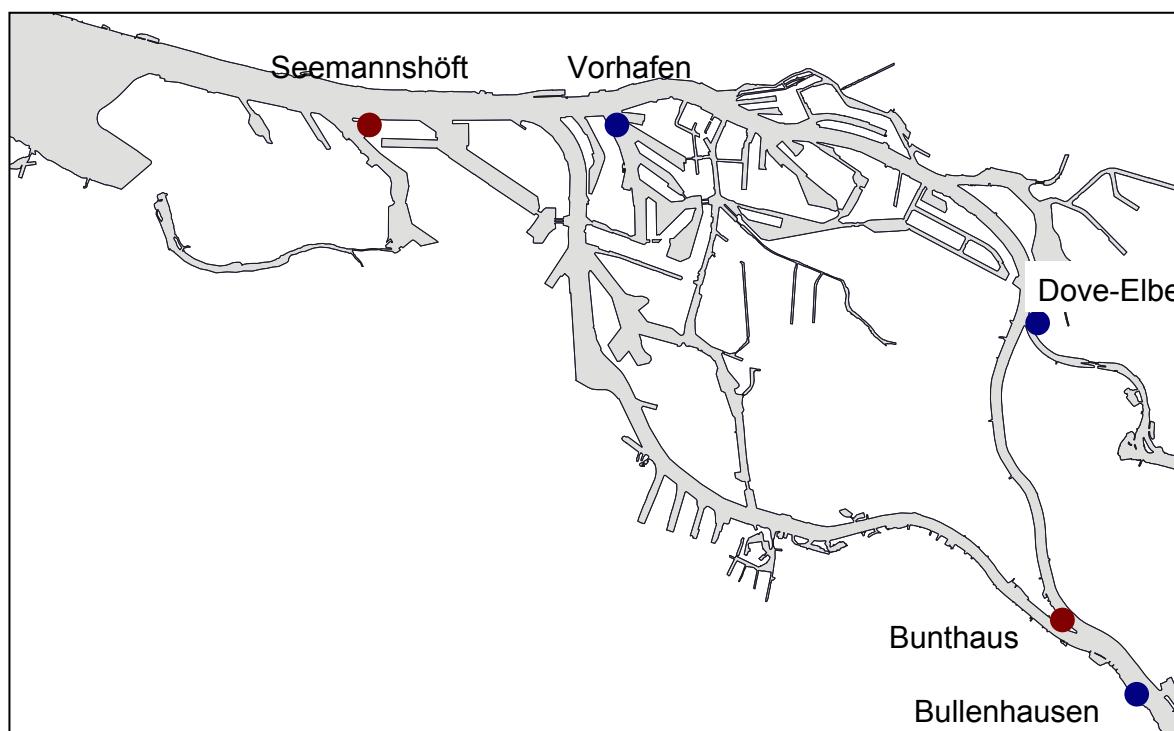


Abb. 6.1: Übersicht über die Gewässer des Hamburger Hafens. Die zur Bestimmung der Substances of Concern herangezogenen Stationen, an denen Oberflächensedimente beprobt wurden, sind blau, Messstationen der ARGE-Elbe rot gekennzeichnet.

Tabelle 6.2 zeigt im Vergleich die im ARGE-Elbe System erfassten Schadstoffe in der **Häufigkeit** der Überschreitung der Zielvorgaben an den einzelnen Stationen. Weiterhin ergeben sich bei teilweiser bzw. häufiger Überschreitung Hinweise, ob die Daten eine Verbesserung über die Zeit anzeigen, z.B. eine Überschreitung ausschließlich in den frühen Messjahren, oder ob die Variabilität eine eindeutige Tendenz nicht erkennen lässt (+: Tendenz; -: keine Tendenz).

Ein weiterhin zu berücksichtigender Parameter bei der Bewertung der Daten ist die Präzision der Analytik. Bei den organischen Schadstoffen entspricht die tatsächliche Präzision der Analytik, insbesondere, wenn unterschiedliche Laboratorien die Messungen durchführen, nur bedingt den angegebenen Qualitätszielen. Die Schwermetallanalytik besitzt inzwischen eine hohe analytische Genauigkeit. Der analytische Messfehler liegt größtenteils im Bereich <10%.

Für eine Einschätzung der Präzision organischer Analytik wurden die Ergebnisse eines kleinen Ringtests der Hamburg Port Authority herangezogen, in dem Unterproben der gleichen homogenisierten Sedimentprobe an 5 Laboratorien verschickt wurde, mit der Auflage, HCB, PCBs, alpha- und gamma-HCH, sowie DDT, DDE und DDD zu messen. Der Standardfehler des Mittelwertes

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

betrug hierbei je nach Schadstoff ca. 5 bis 90% der Zielvorgabe. Analysedaten zu organischen Schadstoffen sind generell mit einem wesentlichen höheren Fehler als Schwermetalldaten behaftet. Die ermittelten Fehler liegen, so erschreckend sie auch erscheinen und eine Klassifizierung wesentlich erschweren, im „normalen“ Fehlerbereich zur Ermittlung organischer Schadstoffgehalte. Hier haben vor allen Dingen die Probenmatrix sowie die Probenvorbereitung zur Analytik den größten Einfluss auf das Messergebnis. Die Messung der Parameter selbst spielt aufgrund modernster Technik eine eher untergeordnete Rolle. Die hohen Fehler in der organischen Analytik bekommen eine noch größere Bedeutung, wenn mit wechselnden Untersuchungslaboratorien gearbeitet wird. Hauseigene Untersuchungen halten die Fehler in vergleichbarem Maß konstant, garantieren aber auch nicht eine „fehlerfreie“ Messung.

Keine vergleichenden Analysedaten wurden für TBT erhoben. Hier hängt in der Regel die Messgenauigkeit zu einem großen Teil von der Homogenität der Probe bzw. dem Vorhandensein von Abriebpartikeln (sog. *paint flakes*) ab. Gleiches kann für PAKs gelten, wenn in der Nähe einer hohen Kontamination Teerpartikel als Inhomogenität in der Probe auftreten (Claus, BfG, persönliche Mitteilung).

Tabelle 6.2 stellt die Überschreitungen der Zielvorgaben an den einzelnen Positionen, zeitliche Trends, eine qualitative Abschätzung der Messgenauigkeiten, sowie die Einstufung des Schadstoffes in die Hazard-Klassen gegenüber und verdeutlicht in der letzten Spalte als Ergebnis die Relevanz des jeweiligen Stoffes als „*Substance of Concern*“. Die „Relevanz“ wird in der abschließenden Diskussion und der Analyse der Bedeutung der Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet wieder aufgegriffen.

Chrom und Nickel haben für diese Studie keine Relevanz und werden somit nicht weiter diskutiert werden. Alle anderen Schwermetalle, **Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink**, werden als *Substance of Concern* definiert. Die Daten zu den Konzentrationen bei Bullenhausen, Dove-Elbe und Bunthaus weisen auf einen erheblichen Eintrag mit dem Oberstrom hin. Auch im Vorhafen und in Seemannshöft kommt es zu Überschreitungen der Zielvorgaben, trotz der dort auftretenden Vermischungserscheinungen.

Arsen überschreitet nur in Bullenhausen alljährlich die Zielvorgaben. Die Sedimentationsrate in Bullenhausen ist niedrig, so dass bei der Probennahme auch älteres, stärker kontaminiertes Material die Oberflächenprobe kontaminieren kann. Da es aber auch in der Dove-Elbe, im Vorhafen und in den Schwebstoffen bei Bunthaus teilweise zu einer Überschreitung der Zielvorgabe kommt, wird auch Arsen weiterhin als *Substance of Concern* betrachtet.

TBT ist der einzige Schadstoff, dessen Hauptquelle im Hamburger Hafen zu sein scheint, da seine Konzentration mit abnehmender Distanz vom Hafen zunimmt. In Bunthaus wurden keine TBT-Daten erhoben, in Seemannshöft jedoch zeigt sich trotz Verdünnungsprozessen eine ständige Überschreitung der Zielvorgabe. TBT bleibt *Substance of Concern* mit hoher Relevanz.

Daten von **TeBT und DBT** sind wichtig, um die Herkunft durch Mustererkennung der Verunreinigungen erklären zu können. Das gleiche gilt auch für die **HCH-Isomere**, von denen eigentlich nur das β -HCH eine Relevanz im Rahmen dieser Studie hat, da es in Bunthaus häufig die Zielvorgaben überschreitet.

PCBs spielen in Sedimenten und Schwebstoffen aufgrund ihrer hoher Persistenz eine wesentliche Rolle. Dabei ist ihr Umweltverhalten stark abhängig von ihrem Chlorierungsgrad, die niedrig chlorierten PCBs liegen oft nur selten über den Zielvorgaben. Aus diesem Grund wird PCB 28 eine geringe, den PCBs 52 bis 118 eine mittlere, und erst den höhermolekularen Stoffen eine hohe Relevanz zugeordnet. Letztere überschreiten in Bunthaus und Bullenhausen häufig bis immer die Zielvorgaben. Da sie in die Hazard-Klasse 2 eingeordnet sind, stellen sie ein potenzielles Risiko dar.

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

Das gleiche gilt für **HCB**. Pentachlorbenzol wird vorsichtshalber als *Substance of concern* angesehen, da die Datengrundlage bei fehlenden Zielvorgaben gering ist.

Die quantitative Relevanz der **DDT, DDE, DDD-Verbindungen** ist relativ gering. Nur DDT-Konzentrationen in Bunthaus liegen immer über der Zielvorgabe. Sowohl DDT und seine Metabolite als auch die **HCH**-Isomere gehören jedoch zu den POPs, weshalb sie aus ökologischen Gründen eine hohe Relevanz als *Substance of Concern* bekommen. Für **Dioxine** und **PAKs** gibt es in der ARGE-Elbe keine Zielvorgabe. Aufgrund ihrer Umweltrelevanz und ihres Vorkommens im Hafen werden sie im Rahmen dieser Studie als *Substance of Concern* geführt, bei den PAKs mit mittlerer, im Falle des Dioxins mit hoher Relevanz.

Eine Auswahl der organischen Schadstoffe, deren Konzentration in der Wasserphase für die Erlangung eines guten chemischen Zustandes wichtig sind, wurde in den Jahren 2001, 2002 und 2004 an Sedimenten von 7 Standorten 2001, sowie von 5 Standorten im Jahre 2002 und 2004 untersucht.

Tabelle 8.3 gibt die Überschreitung der Bestimmungsgrenzen von Schadstoffen aus der Wasserrahmenrichtlinie wieder (unterhalb der Nachweisgrenze, < 10 X die Nachweisgrenze, <50 X die Nachweisgrenze, >50 X Nachweisgrenze).

Deutliche Anreicherungen der organischen Schadstoffe ließen sich nachweisen für Diuron, 4-tert-Octylphenol (nur 2001), technisches Nonylphenol, Phthalsäurediethylhexylester, die Trichlorbenzole, Hexachlorbutadien und Pentachlorphenol. Diese Schadstoffe sollten in die Liste der für die Elbsedimente relevanten Stoffe aufgenommen werden, da die Gradienten über die Hamburger Region darauf hinweisen, dass auch diese Organika hauptsächlich über die Elbe nach Hamburg gelangen. Sie werden jedoch aufgrund mangelnder Datenlage nicht als *Substances of Concern* geführt werden.

Eine Risikobewertung der in der Tabelle aufgeführten Überschreitungen der Nachweisgrenzen ist schwierig, da es für Sedimente keine Risiko-basierenden Zielvorgaben gibt. Daher ist es möglich, dass auch eine Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze schon eine Gefahr für die aquatische Lebensgemeinschaft darstellt.

6 IDENTIFIZIERUNG DER RELEVANTEN SCHADSTOFFE (SUBSTANCES OF CONCERN)

Tab. 6.2: Schadstoffgehalte an ausgewählten Stationen in Schwebstoffen (Bunthaus und Seemannshöft; 1996-2003) und Oberflächensedimenten (Bullenhausen, Dove-Elbe, Vorhafen; 1994-2004) im Vergleich mit den Zielvorgaben der ARGE-Elbe (2000).

(ZV: Zielvorgabe; TD: zeitlicher Trend, +: Trend erkennbar; MG – Messgenauigkeit, A: gut; B: geringe Präzision). Überschreitungen in % der Einzeldaten

nie<5%		5% < teilweise < 50%				50% ≤ häufig < 90%				90% ≤ immer			
Schadstoff in TS	Bullen- hausen		Dove-Elbe		Vorhafen		Bunthaus		Seemanns- höft		MG	hazard class	Relevanz diese Studie
	>ZV	TD	>ZV	TD	>ZV	TD	>ZV	TD	>ZV	TD			
Hg (mg/kg)											A	2	hoch
Cd (mg/kg)											A	2	hoch
Pb (mg/kg)						-		-		+	A	1	hoch
Cu (mg/kg)										-	A	1	hoch
Zn (mg/kg)											A	1	hoch
Cr (mg/kg)											A	1	nein
Ni (mg/kg)											A	1	nein
As (mg/kg)				+		-		-			A	1	mittel
TBT (µg Sn/kg)		-		-			n.g.				B	1	hoch
TeBT (µg Sn/kg) ²	17,3		30,9		18,8				8,76			1	mittel
DBT ⁺ (µg Sn/kg) ²	22,1		25,4		32,4				22,5			1	mittel
α-HCH											B	1	nein
β-HCH		+		+				-			B	1	mittel
γ-HCH		+		+		+					B	1	mittel
PCB 28 (µg/kg)								+			B	2	gering
PCB 52 (µg/kg)		+		+		+		+			B	2	mittel
PCB 101 (µg/kg)		+		+		+		+			B	2	mittel
PCB 118 (µg/kg)		+		(+)		+	n.g.		n.g.		B	2	mittel
PCB 138 (µg/kg)				+		+				-	B	2	hoch
PCB 153 (µg/kg)				+		+				-	B	2	hoch
PCB 180 (µg/kg)		+		+		+				-	B	2	hoch
HCB (µg/kg)		-		+		+				+	B	2	hoch
Pentachlorbenzol (µg/kg)	2,6 ³		2,48 ³				5,9 ⁴		3,84 ⁴		B	?	mittel
p,p'DDT (µg/kg)		+		+		+					B	2	hoch
p,p'DDE (µg/kg)		+		+							B	2	mittel
p,p'DDD (µg/kg)		+		+		+					B	2	mittel
Dioxine (I-TEQ)							60,24 ⁵		31,22 ⁵		B	2	hoch
PAK (mg/kg) ⁶	5,06		3,45		1,88		-		2,87		B	1-2	mittel

2) Lt Qualitätsnorm WRRL angegeben als Konzentration des Organozinnkations, nicht als Konzentration Sn µg/kg

3) Daten wurden nur zwischen 2000 und 2004 erhoben

4) Daten wurden nur zwischen 1997 bis 2003 erhoben

5) Daten der Umweltbehörde, Hamburg, verschiedene Programme

6) Summe PAK nach EPA

Tab. 6.3: Überschreitung der Bestimmungsgrenzen von Substanzen im Sediment zur Einstufung des chemischen Zustandes der WRRL

Parameter	Bestimmungs- grenze	Einheit	2001	2002	2004
Alachlor	10	µg/kg TS			
Isoproturon	1	µg/kg TS			
Diuron	10	µg/kg TS			
Chlorpyrifos	4	µg/kg TS			
Chlorfenvinphos	4	µg/kg TS			
Atrazin	2	µg/kg TS			
Simazin	30	µg/kg TS			
Trifluralin	1000	µg/kg TS			
4-t-Octylphenol	3	µg/kg TS			
techn.-Nonylphenol	25	µg/kg TS			
4-n-Nonylphenol	3	µg/kg TS			
Endosulfan I	3	µg/kg TS			
Endosulfan II	3	µg/kg TS			
2,3',4,4',6-Pentabromdiphenylether	4	µg/kg TS			
2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether	3	µg/kg TS			
Phthalsäure-di-ethylhexylester (DEHP)	10	µg/kg TS			
Tetrabromobisphenol A	2	µg/kg TS			
1,2,3-Trichlorbenzol	1	µg/kg TS			
1,3,5-Trichlorbenzol	1	µg/kg TS			
1,2,4-Trichlorbenzol	1	µg/kg TS			
Hexachlorbutadien	1	µg/kg TS			
Pentachlorphenol	1	µg/kg TS			
C10-C13 Chloralkane	5000	µg/kg TS			

< 1 * Nachweisgrenze
< 10 * Nachweisgrenze
< 50 * Nachweisgrenze
> 50 * Nachweisgrenze

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

7.1. Herangehensweise

Ausgehend von den identifizierten *Substances of Concern* werden als nächster Schritt die „*Areas of Concern*“ beschrieben, d.h. es wird nach solchen Gebieten gesucht, die im Elbeeinzugsgebiet eine hohe Kontamination an den betreffenden Substanzen aufweisen und als potenzielle Quelle in Frage kommen. Um diese Gebiete einzugrenzen, werden drei Prüflinien untersucht:

- a) Konzentrationen der *Substances of Concern* in schwebstoffbürtigen Sedimenten entlang des Elbe-Verlaufs. Die hier verwendeten Daten sind von der IKSE und der ARGE-Elbe im Zeitraum von 1996 bis 2003 erhoben worden. Zur Darstellung wurden aus Monatsmischproben Jahresdurchschnitte gebildet, die als dreidimensionale Abbildung für den Längsverlauf mit einer Zeitsachse dargestellt werden. Dort wo keine stark ab- oder zunehmenden zeitlichen Tendenzen auftreten, werden die Ergebnisse zwischen 1996 und 2003 in Box-Whiskers-Plots zusammengefasst, um Veränderungen entlang des Elbverlaufs und im Vergleich zu den Zielvorgaben zu erleichtern. In den Box-Whiskers Plots wurden die Zuflüsse zur Veranschaulichung farblich differenziert.
- b) In einer weiteren Graphik werden Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten exemplarisch anhand eines ausgewählten Jahres im Längsverlauf (2002 für organische Schadstoffe bzw. 2003 für Schwermetalle und Arsen) dargestellt. Es handelt sich dabei um Sedimentbeprobungen, die von der ARGE-Elbe (Stachel *et al.*, 2005) und der GKSS (Pepelnik *et al.*, 2004) durchgeführt wurden. Dabei wurde versucht, mit Hilfe von u.a. Van Veen-Greifern jeweils sehr junges Sediment zu beproben, was allerdings aufgrund möglicher Durchmischungen mit älteren Sedimenten kritisch zu hinterfragen ist.

In den Graphiken sind die Zuflüsse farblich abgehoben, die Zielvorgaben sind in die jeweilige Graphik eingetragen. Die Gehalte in Schwebstoffen und Sedimenten können einander nicht gleichgesetzt werden. Daher werden die Informationen, die die Sedimente liefern, als weitere Prüflinie angesehen.

- c) Als dritte Prüflinie werden zur Darstellung der Variabilitäten einzelner Schadstoffe an verschiedenen Probenahmestellen im Elbelängsverlauf Oberflächensedimente (0-20 cm) der Bundesanstalt für Gewässerkunde aus den Jahren 1997 bis 2002 in die Betrachtungen einbezogen. Diese Untersuchung gilt der Überprüfung der Aussagefähigkeit von Trends.

Die Beprobungen fanden 1 bzw. 2x jährlich statt. Das Längsprofil erstreckt sich über den Elbebereich Prossen (km 10) bis Geesthacht (km 585). In den Graphiken zu den einzelnen Standorten und ausgewählten Schadstoffen wurden sowohl die arithmetischen Mittelwerte (Balken) als auch die Standardabweichungen eingetragen. Voraussetzung für die Einbeziehung war das Vorliegen von mindestens 5 Meßwerten pro Standort und Parameter.

Zur Veranschaulichung der Nebenflüsse wurden deren Balken farblich abweichend von den Elbestandorten eingetragen bzw. für Mulde und Havel lediglich die Mündungen schematisch dargestellt, da aus diesem Zeitraum keine eigenen Untersuchungsergebnisse dieser beiden Nebenflüsse vorliegen. Bei den ausgewählten Schadstoffen handelt es sich um Arsen, Quecksilber, Cadmium, Kupfer sowie HCB, g-HCH und PCB 153. Arsen und die Schwermetalle wurden in der Fraktion < 20µm und die organischen Schadstoffe in der Gesamtprobe < 2 mm untersucht. Die Schadstoffparameter wurden so ausgewählt, dass sowohl Beispiele für den Eintrag aus Tschechien als auch aus den Nebenflüssen erkennbar und zuzuordnen sind.

7.2. Anorganische Kontaminanten

7.2.1. Geogene Hintergrundbelastung

Die geogene Hintergrundbelastung mit Schwermetallen und Arsen muss im Elbeeinzugsgebiet differenziert betrachtet werden. Stärkere Abweichungen waren vor allem innerhalb von Mulde und Saale zu verzeichnen. Die Tabelle 7.1 zeigt die in den verschiedenen Flussabschnitten ermittelten Konzentrationen.

Tab. 7.1: Geogene Hintergrundbelastungen der für diese Studie relevanten Schwermetalle und Arsen im Elbeeinzugsgebiet. Ermittelt aus Vollaufschlüssen (Elbe, Moldau und Eger) bzw. Königswasserausläufen (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel/Spree) der Körngrößenfraktion <20 µm (nach Prange et al., 2000, modifiziert).

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As
	mg/kg							
Elbe (Mittelwert)		0,4	29	150	120	33	53	24
Hradec Králové (Riesengebirge)		0,6	36	160	110	31	52	28
Roudnice (Moldau/Böhmerwald)	<0,3	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
Zielvorgaben IKSE ²⁰	0,8	1,2	100	400	320	80	120	40

Nach diesen Ergebnissen liegen die meisten Hintergrundkonzentrationen deutlich unterhalb der Zielvorgaben. Eine Ausnahme hier ist die Zwickauer Mulde, deren natürlicherweise erhöhte Cadmium-, Blei- und Arsen-Werte bereits den Zielvorgaben entsprechen. Im Falle des Arsens weisen auch die Vereinigte Mulde sowie der Unterlauf der Eger hohe geogene Konzentrationen auf, die die Zielvorgaben teilweise überschreiten. *Cadmium* ist häufiger Bestandteil von Zink-Erzen, tritt aber auch

²⁰ Zielvorgabe für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften

in Kupfer- und Bleierzen auf. Arsen liegt in erhöhten Konzentrationen als Arsenidverbindung von Kupfer, Blei, Silber und Gold in entsprechenden Bodenvorkommen vor, jedoch weist auch Kohle manchmal erhöhte Arsengehalte auf.

7.2.2. Arsen (Zielvorgabe IKSE: 40 mg/kg²¹):

Suspendiertes Material

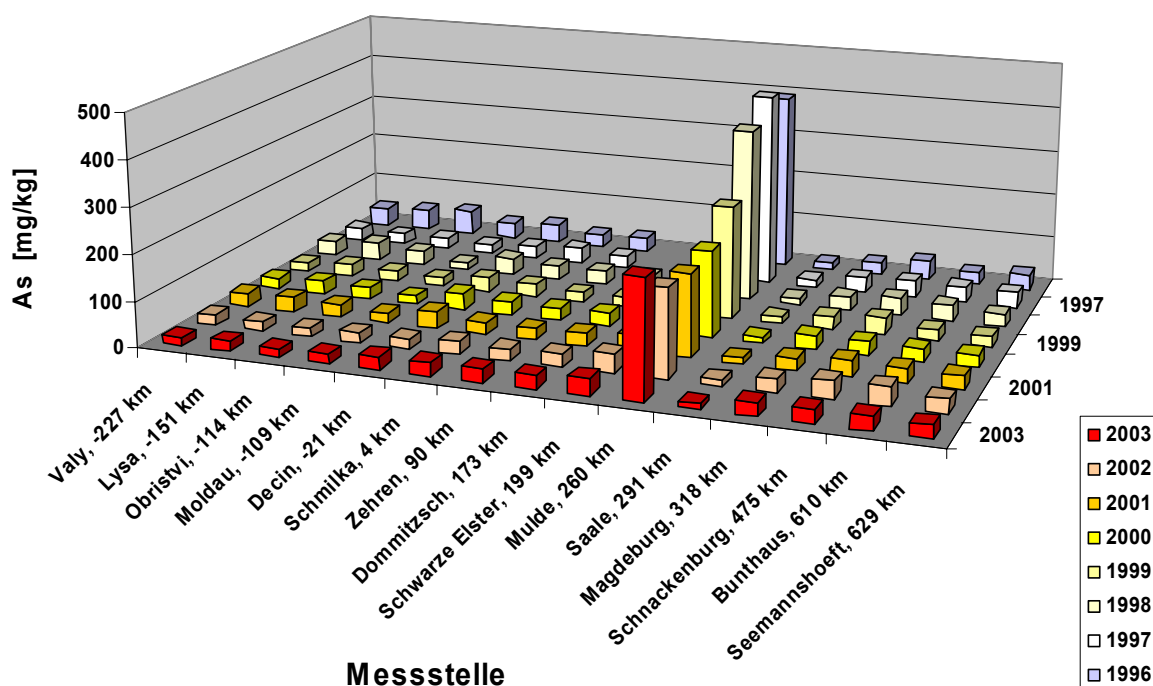


Abb. 7.1 : Arsen-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Mit Ausnahme der Mulde werden im gesamten Elbverlauf die Zielvorgaben der IKSE für Arsen von 40 mg/kg seit 1996 erreicht oder annähernd erreicht. Leicht erhöhte Konzentrationen spiegeln die Hintergrundbelastung wider. Die Konzentration im frischen, schwebstoffbütigen Sediment der Mulde jedoch ist in allen Beprobungen seit 1996 um ein Vielfaches erhöht. 1997 ergab sich ein über das Jahr gemittelter Extremwert von über 400 mg As/kg Sediment und auch 2003 sind mit 255 mg/kg noch hohe Gehalte gemessen worden.

²¹ Zielvorgabe für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften

Sedimente

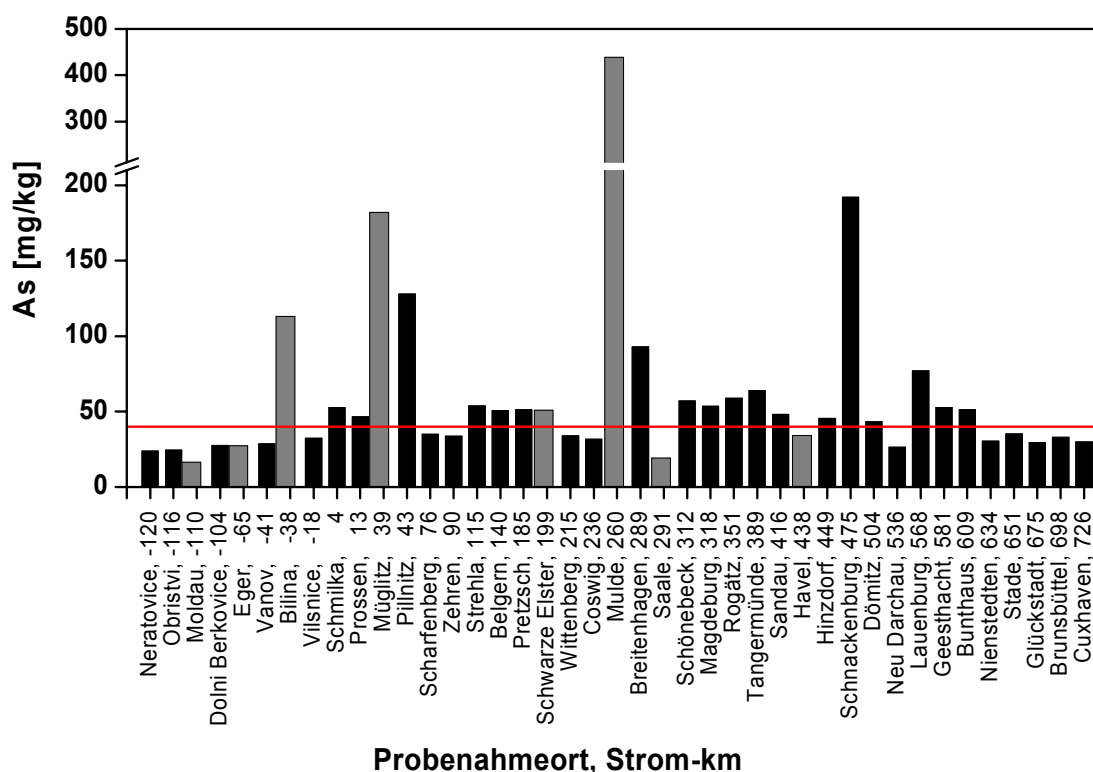


Abb. 7.2: Arsengehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).

Arsengehalte in diesen Sedimentproben von 2003 zeigen eine Unterschreitung der Zielvorgabe bis zur Deutsch-Tschechischen Grenze. Eine Überschreitung der 2-fachen Zielvorgabe (80 mg/kg) erfolgt bei Pillnitz (linksseitig, 43,4 km), bei Breitenhagen (linksseitig, 289 km) und bei Schnackenburg (475 km).

Bei den Nebenflüssen überschreiten die Arsenkonzentrationen in der Bilina, der Müglitz und der Mulde die Zielvorgaben deutlich.

Betrachtet man die Variabilität der Daten (Abb. 7.3), so lässt sich die Mulde aufgrund der Daten unterhalb ihrer Mündung bei Dessau eindeutig als im Gebiet von Prossen nach Geesthacht am stärksten Arsen-belastet identifizieren: Das Minimum beträgt hier 50 mg/kg.

Die Berücksichtigung der Schwankungsbreite der Sedimentdaten über die Jahre relativiert auch die hohe Konzentration, die die GKSS-Daten bei Schnackenburg ausweisen. Die Variabilität im benachbarten Cumlosen reicht von weniger als 10 bis ca. 180 mg/kg, so dass der Momentaufnahme aus 2003 bezüglich der Belastung des Gebietes keine weitere Gewichtung beigemessen wird.

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

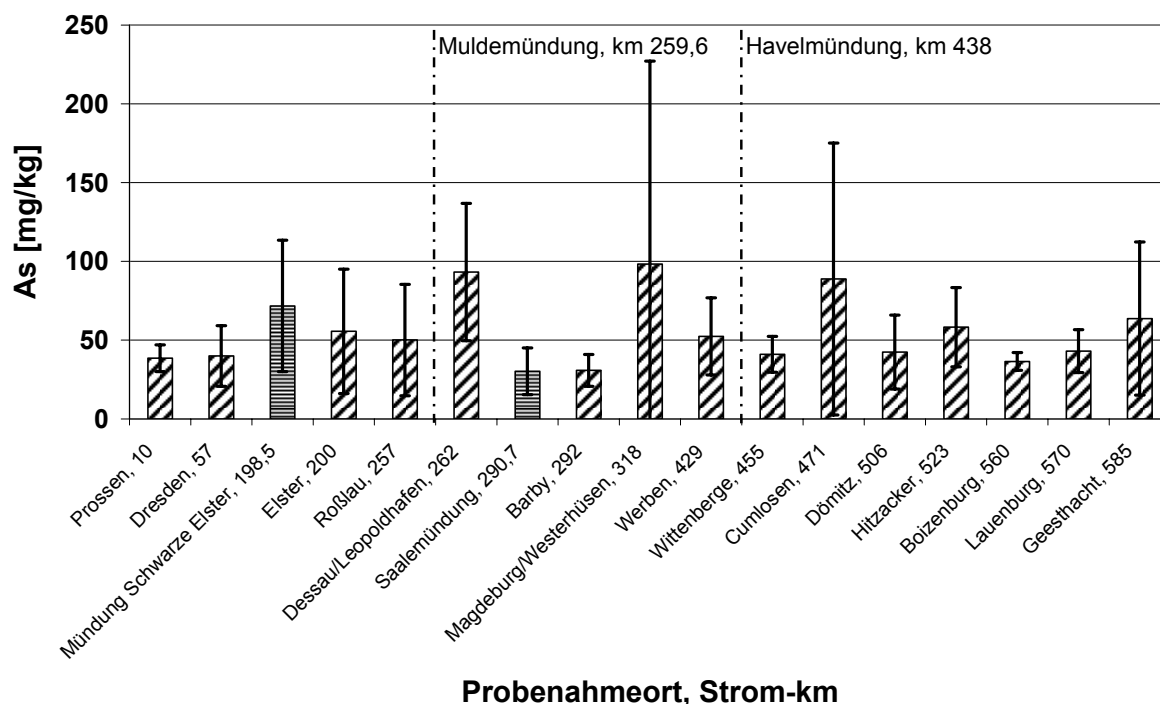


Abb. 7.3 : Arsen-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Zusammenfassung:

Die Kontamination der Sedimente der Elbe führt nicht zu einem offensichtlichen Effekt in den Elbesedimenten unterhalb ihrer Mündung bei km –38,3. Auch die schwebstoffbürtigen Sedimente in der CR zeigen keine Erhöhung des Arsengehaltes im Jahresmittel. Hohe Arsenkontaminationen in der Müglitz und in der Mulde dagegen setzen sich unterhalb der Mündung der Flüsse fort, wo sich bei km 43,4 (Pillnitz) bzw. km 289 (Breitenhagen) jeweils Maxima im Elbverlauf zeigen. Die Langzeitdaten der BfG belegen eine langwährige Arsenkontamination der Mulde, die auch an den schwebstoffbürtigen Sedimenten zu erkennen ist. Bemerkenswert hier ist, dass im Jahre 2003 die Arsenkonzentration an den Schwebstoffen ca. 50 % der Konzentration in den Sedimenten im Mündungsgebiet erreichte. Dieses kann ein Anhaltspunkt für ein hohes Remobilisierungspotenzial bzw. für eine immer noch sehr intensive Emission aus der Mulde sein.

Die hohe Konzentration in Schnackenburg von fast 200 mg/kg wird durch die Betrachtung der Variabilitäten relativiert. Ein Vergleich mit GKSS-Daten zeigt ebenfalls eine deutlich geringere Arsenkonzentration von 46,6 mg/kg 1998 und von 79,9 mg/kg in Cumlosen 2003. Daher wird dieser erhöhte Wert als Ausreißer gewertet. Die BfG-Daten zeigen auch einen möglichen Eintrag aus der Saale, gemessen ca. 30 km stromabwärts in Magdeburg, mit einer hohen Schwankungsbreite.

7.2.3. Kupfer (Zielvorgabe IKSE: 80 mg/kg):

Suspendiertes Material

Schwebstoffbürtiges Sediment - Cu

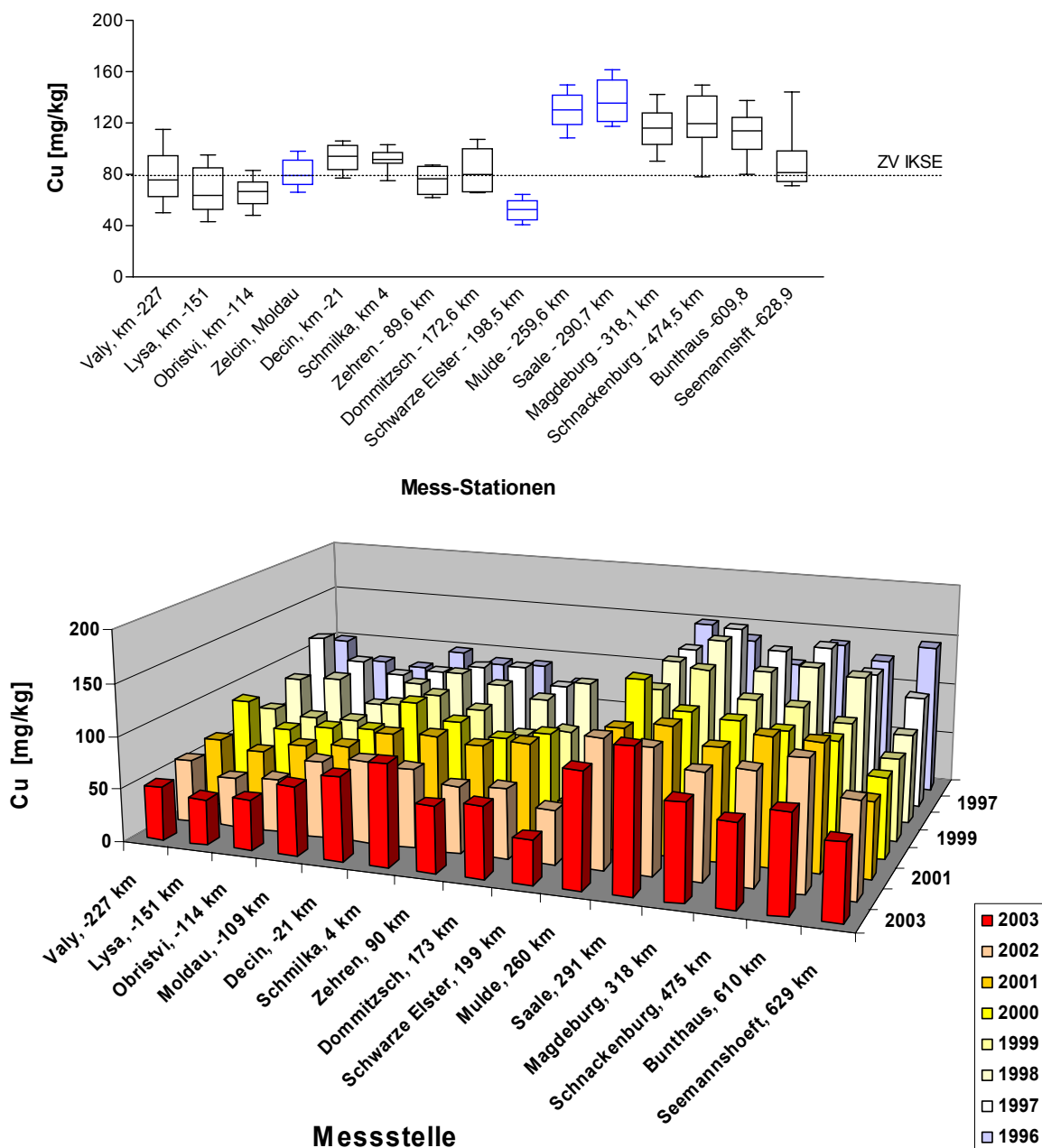


Abb. 7.4 : Kupfer-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers-Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten)(Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Kupferkonzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten liegen in der tschechischen Republik ab 1998 im Bereich der IKSE Zielvorgaben. In Decin und Schmilka sind gegenüber den oberstromig

gelegenen Messstationen leicht ansteigende Konzentrationen sichtbar, wobei der Schwankungsbereich aber immer noch innerhalb einer 30%igen Überhöhung der Zielvorgaben liegt. Weder Moldau noch Schwarze Elster zeigen erhöhte Kupferkonzentrationen, wobei hier, wie bei allen anderen Stationen, die Kupfergehalte vor 1998 im Vergleich zu 2003 erhöht waren und seitdem deutlich abgenommen haben. Im schwebstoffbürtigen Sediment von Mulde und Saale finden sich über den betrachteten Zeitraum erhöhte Kupferkonzentrationen. Diese bleiben auch im Jahre 2003 auf einem Niveau von im Jahresdurchschnitt über 100 mg/kg. Entlang des Elbeflusses Richtung Mündung bleiben die Kupfergehalte erhöht und nehmen erst in Seemannshöft, vermutlich durch die Verdünnung mit einströmendem marinen Sediment, deutlich ab.

Sedimente

Kupferkonzentrationen in Sedimenten überschreiten in den Proben der GKSS von 2003 an vielen Probenahmeorten die Zielvorgaben. Räumliche Trends lassen sich kaum erkennen. Liegen die Kupferwerte oberstromig der Bilina in der CR noch im Bereich der Zielvorgaben, so erreichen sie bei Schmilka und Prossen (km 13) einen ersten Peak. Weitere folgen bei km 140 (Belgern links), von km 312 bis Magdeburg, bei km 389 (Tangermünde), bei Schnackenburg und bei Lauenburg (568). Ab hier nimmt die Konzentration über Geesthacht und Bunthaus wieder ab.

Von den Nebenflüssen zeigen Bilina, Müglitz, Mulde und Saale Überschreitungen der Zielvorgaben.

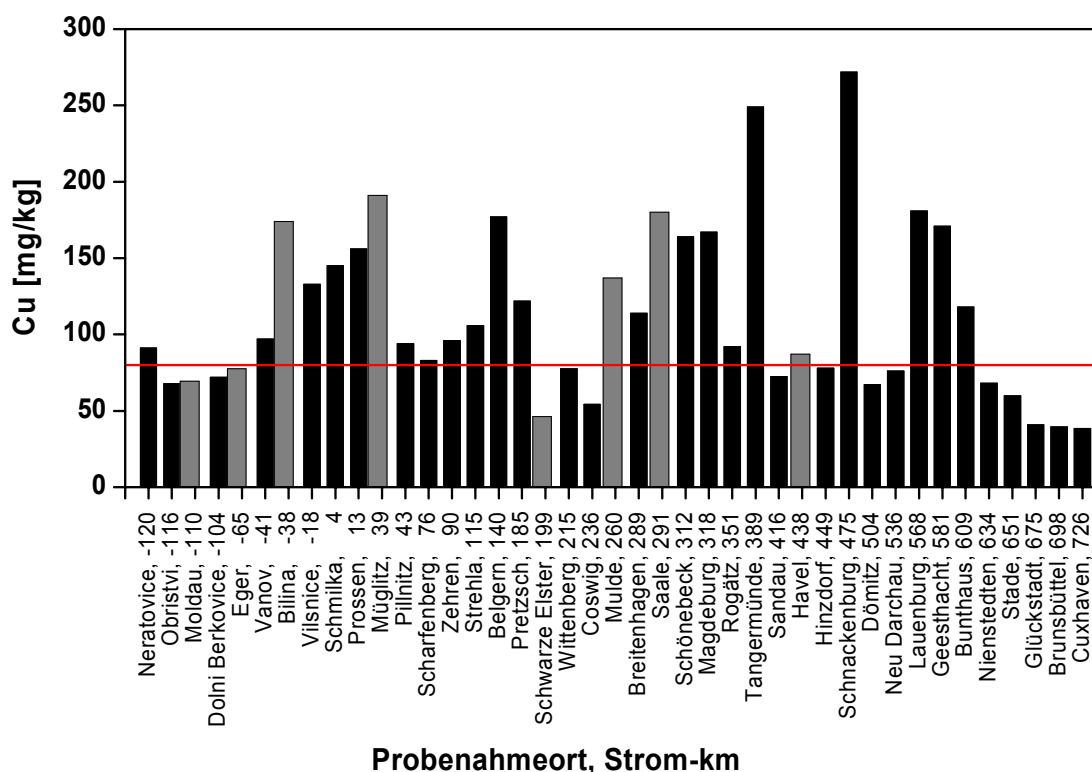


Abb. 7.5: Kupfergehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Daten GKSS).

Die Daten der BfG (Abb. 7.6) belegen die hohe Variabilität der Kupferkonzentrationen in den Sedimenten. Dennoch liegen die minimalen Konzentrationen, die in dem Zeitraum in diesem Gebiet gemessen wurden, mit Ausnahme der geringer belasteten Schwarzen Elster fast auf einem Niveau, das allerdings mit fast 100 mg/kg im Bereich oder über der Zielvorgabe liegt. Ein deutliches Signal liegt nur bei Barby nach dem Saale-Zufluss vor, wo die geringsten Konzentrationen immer noch bei 200 mg/kg liegen. Eine starke Kupferbelastung der Mulde, die in Dessau zu einem Anstieg hätte führen können, lässt sich aus diesen Daten nicht erkennen.

Auch hier zeigt die Station Cumlosen (und hier auch Hitzacker) eine hohe Variabilität der Sedimentdaten, so dass der Belastungsschwerpunkt im benachbarten Schnackenburg, den die GKSS-Daten aufzeigen, als Datenpunkt im Rahmen dieser Schwankungsbreite gewertet wird.

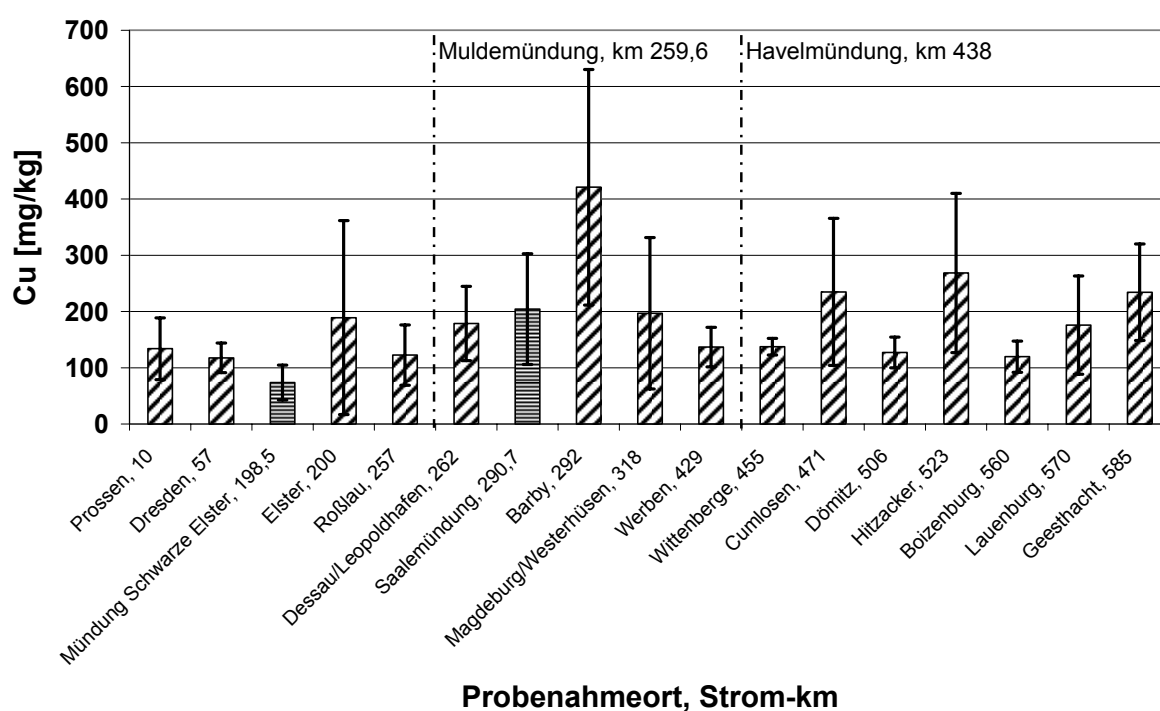


Abb. 7.6: Kupfer-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Zusammenfassung:

Die Tschechische Republik spielt als *Area of Concern* im Einzugsgebiet bis zum Zufluss der Bilina keine Rolle. Nach ihrem Zufluss zeigen Sediment- und Schwebstoffkonzentrationen einen Anstieg, der auch im Jahresmittel im weiteren Längsverlauf kaum noch unter 100 mg/kg absinkt. Ein weiteres deutliches Kupfersignal liefert die Saale: Unterhalb ihrer Mündung bei Barby wurden von der BfG die höchsten Konzentrationen, sowohl was die maximalen als auch die jahresdurchschnittlichen Werte angeht, gemessen. Dies stimmt überein mit dem Bild, dass die Schwebstoffkonzentrationen im Längsverlauf vermitteln. Der Effekt der Mulde lässt sich aus den Langzeitdaten der BfG nicht erkennen. Entsprechend sind hier als *Areas of Concern* mit abnehmender Bedeutung Saale und anschließend Mulde und Bilina zu nennen. Ein zeitlicher Trend ist an den Schwebstoff-Daten nicht zu erkennen.

7.2.4. Cadmium (Zielvorgabe IKSE: 1,2 mg/kg):

Suspendiertes Material

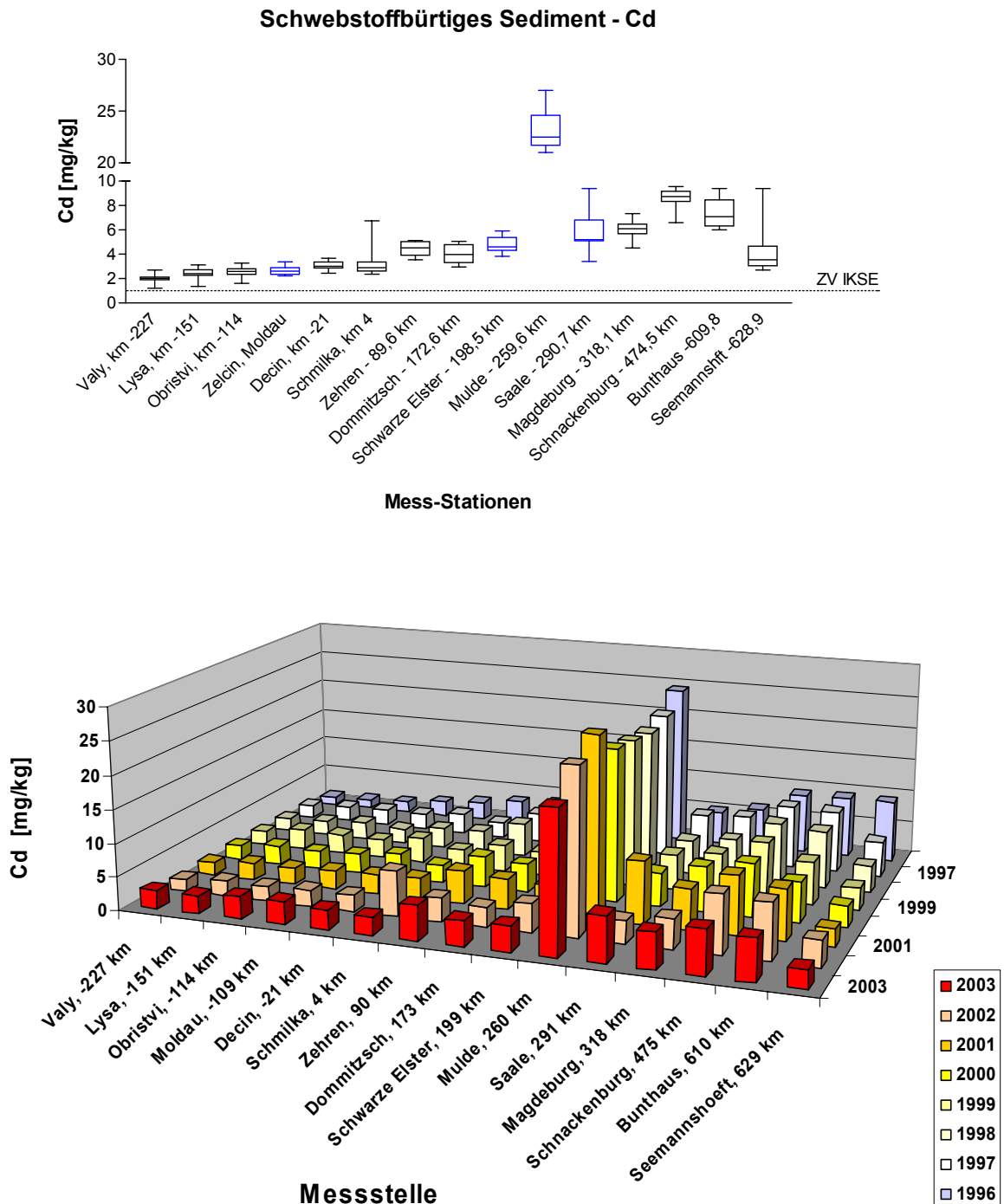


Abb. 7.7: Cadmium-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers-Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Sedimente

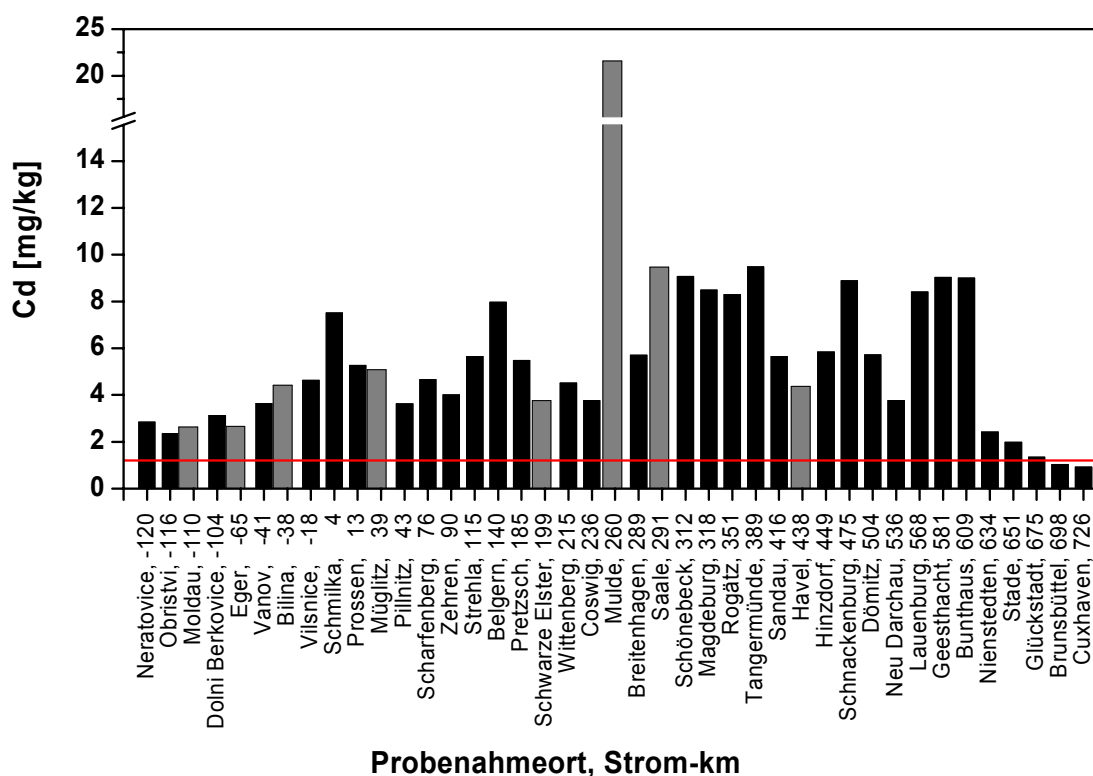


Abb. 7.8: Cadmiumgehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).

Cadmium weist im Elberaum zumeist Hintergrundkonzentrationen unter 0,5 mg/kg auf (Prange et al. 2000). Nur im Einflussbereich des Riesengebirges (0,6 mg/kg), in der Vereinigten Mulde (0,8 mg/kg) und in der Zwickauer Mulde (1,1 mg/kg) sind sie geogen erhöht. In den schwebstoffbürtigen Sedimenten überschreiten die Cadmiumkonzentrationen aber schon im Bereich der Tschechischen Republik entlang der Labe und in der Vltava/Moldau die IKSE Zielvorgaben bis zum Faktor drei, wobei sich hier keine deutliche Verbesserung über die Zeit seit 1996 abzeichnet. Eine starke Konzentrationserhöhung auf bis zu 27 mg Cd/kg (2001), ebenfalls ohne zeitlich deutlich abnehmende Tendenz, ist für den Muldezufluss verzeichnet. Für den Saalezufluss sowie für Magdeburg sind mediane Cadmiumkonzentrationen im schwebstoffbürtigen Sediment, berechnet aus den Jahresmittelwerten, von 5,2 (Saale) und 6,1 (Magdeburg) ermittelt worden. Die Station Schnackenburg verzeichnet eine Erhöhung der Cadmiumkonzentration (Median: 8,7 mg/kg), die in ähnlicher Form in Bunthaus (Median 8,0 mg/kg) gemessen wird und in Seemannshöft wieder abfällt (Median: 3,6 mg/kg).

Die IKSE-Zielvorgaben für Cadmium in Sedimenten werden entlang des gesamten Elbeeinzugsgebietes mit Ausnahme der westlichen Tideelbe in 2003 überschritten. Während die Cadmiumkonzentrationen jedoch bis zum Muldeinfluss meistens unterhalb von 5 mg/kg liegen, wird dieser Wert nach Zufluss der Mulde an den meisten Stationen überschritten. Die Mulde selbst zeigt eine erhebliche Cadmiumbelastung von mehr als 20 mg/kg.

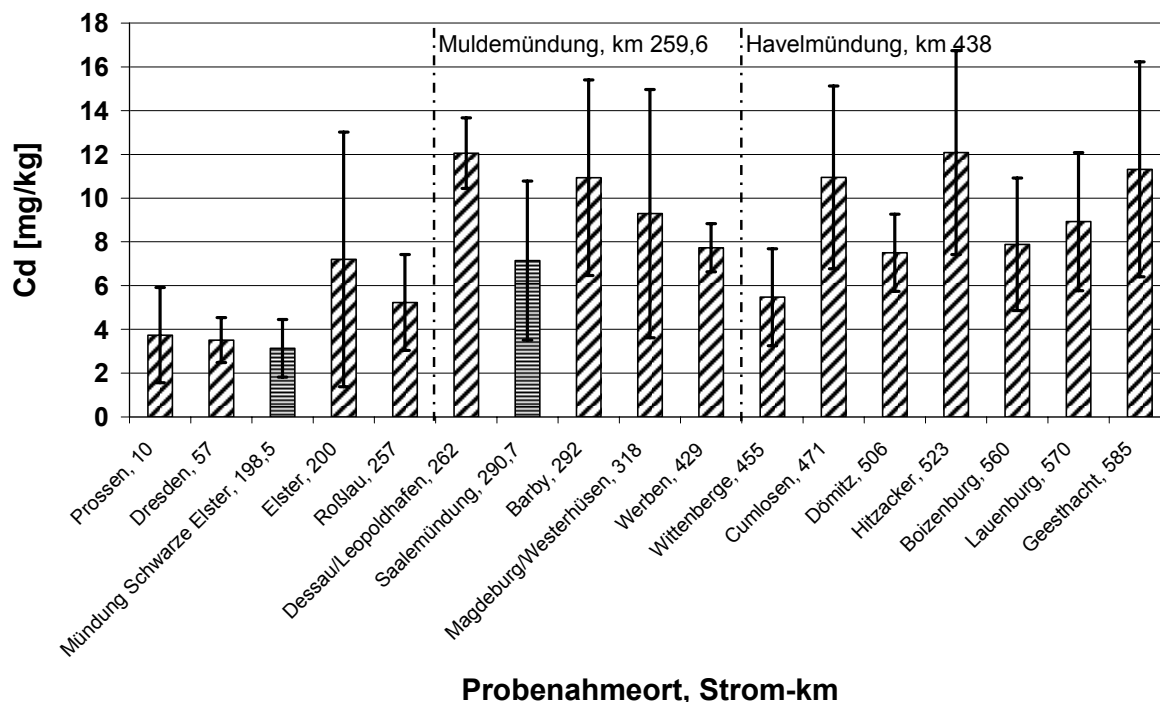


Abb. 7.9: Cadmium-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Diese Annahme, dass die Mulde das Hauptbelastungsgebiet für Cadmium ist, wird selbst nach Berücksichtigung der Schwankungsbreiten von den BfG-Daten unterstützt. Unterhalb der Muldemündung zeigt sich bei Dessau eine durchschnittliche Cadmium-Konzentration von ca. 12 mg/kg, die um weniger als 2 mg/kg nach oben oder unten schwankt und damit auch in ihrem Minimalwert über den Durchschnittswerten der meisten anderen Stationen liegt.

Im Vergleich dazu sind die Variabilitäten in der Saale und unterhalb des Saalezuflusses, in Barby, deutlich größer. Auch in diesen gemittelten Daten zeigt sich eine fast gleichbleibende Cadmium-Belastung im restlichen Verlauf der Elbe bis Geesthacht.

Zusammenfassung

Schwebstoffdaten sowie Sedimentdaten weisen auf eine erhebliche Belastung der Mulde mit Cadmium hin; diese Belastungen werden bei Hochwasser immer noch flussabwärts verfrachtet (s. 7.4). Weiterhin ist das gesamte Elbeeinzugsgebiet, das hier betrachtet wird, mit Cadmium belastet, wobei die Konzentrationen unterhalb der Mulde auf einem ähnlichen Niveau bleiben.

7.2.5. Quecksilber (Zielvorgabe IKSE: 0,8 mg/kg):

Suspendiertes Material

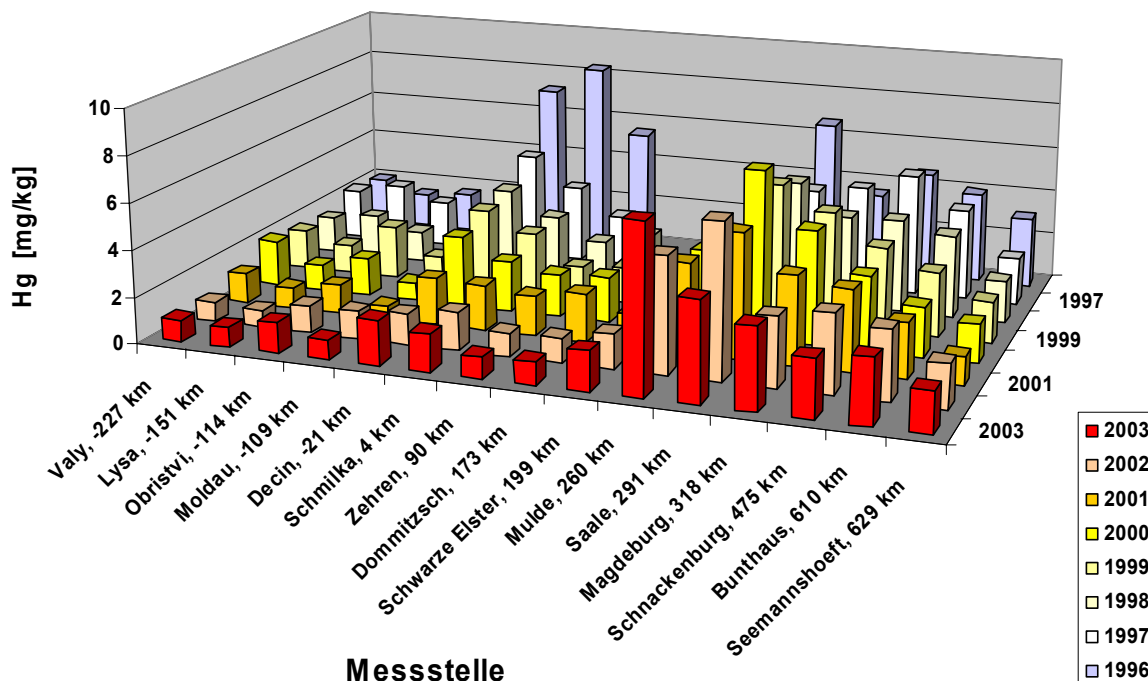


Abb. 7.10: Quecksilber-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

In den schwebstoffbürtigen Sedimenten der tschechischen Probenahmestellen zeigen sich kontinuierliche Abnahmen der Quecksilberbelastung seit 1996. Sie liegen noch über der Zielvorgabe von 0,8 mg Hg/kg, sind jedoch beständig gesunken und liegen 2003 unter 2 mg/kg. Dies gilt auch für die Probenahmeorte Decin, Schmilka und Zehren, die 1996 noch erhebliche Quecksilberkonzentrationen von entsprechend 7,2; 8,4 und 5,4 mg/kg aufwiesen. Unterhalb von Dommitzsch dagegen zeigen sich bis zur Station Schnackenburg keine seit 1996 abnehmenden Tendenzen. Gegenteilig nehmen die Quecksilberkonzentrationen in der Mulde und in der Schwarzen Elster während des betrachteten Beprobungszeitraumes bis 2003 zu (Abb. 7.10), während die Gehalte in der Saale und in Magdeburg stark schwanken.

Im Längsverlauf des Flusses zeigen sich bei Decin, bei der Mulde und der Saale im Vergleich zu Konzentrationen an den flussaufwärtsgelegenen Messstellen, die hier betrachtet werden, Zunahmen im Quecksilbergehalt. Am höchsten sind diese in der Mulde mit einer maximalen Konzentration von 7,2 mg/kg und in der Saale mit stark schwankenden Werten und einem Median von 5,7 mg Hg/kg. Im Verlauf des Flusses nehmen die Jahresmittelwerte von Magdeburg flussabwärts ab, liegen aber in Seemannshoef noch über dem Zweifachen der Zielvorgabe.

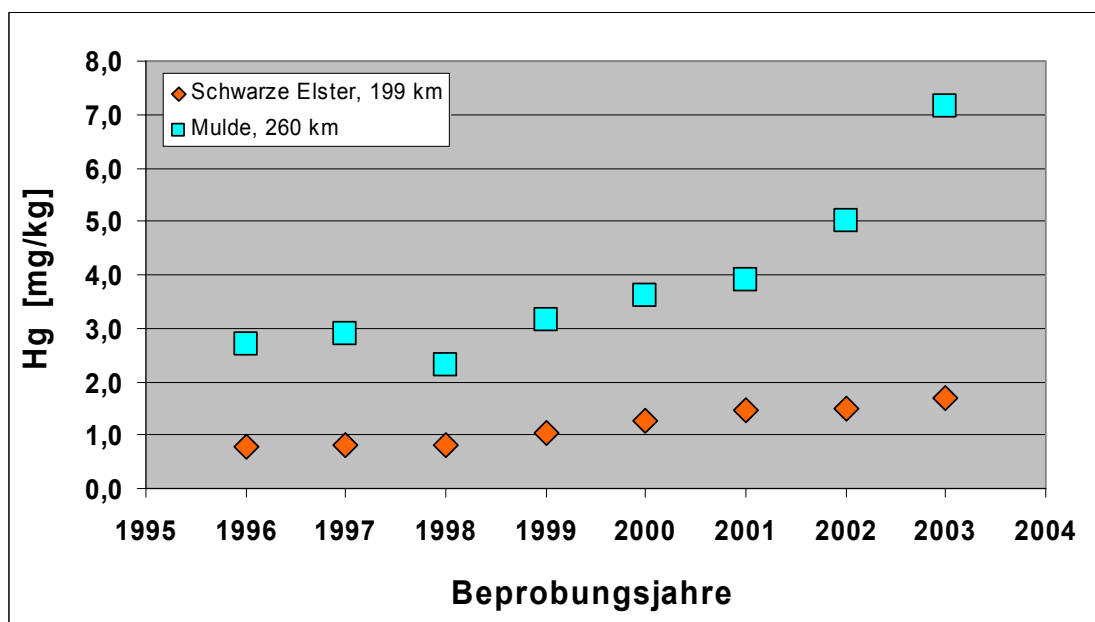


Abb. 7.11: Verlauf der Quecksilber-Belastung in schwebstoffbürtigen Sedimenten in der Schwarzen Elster und der Mulde zwischen 1996 und 2003.

Sedimente

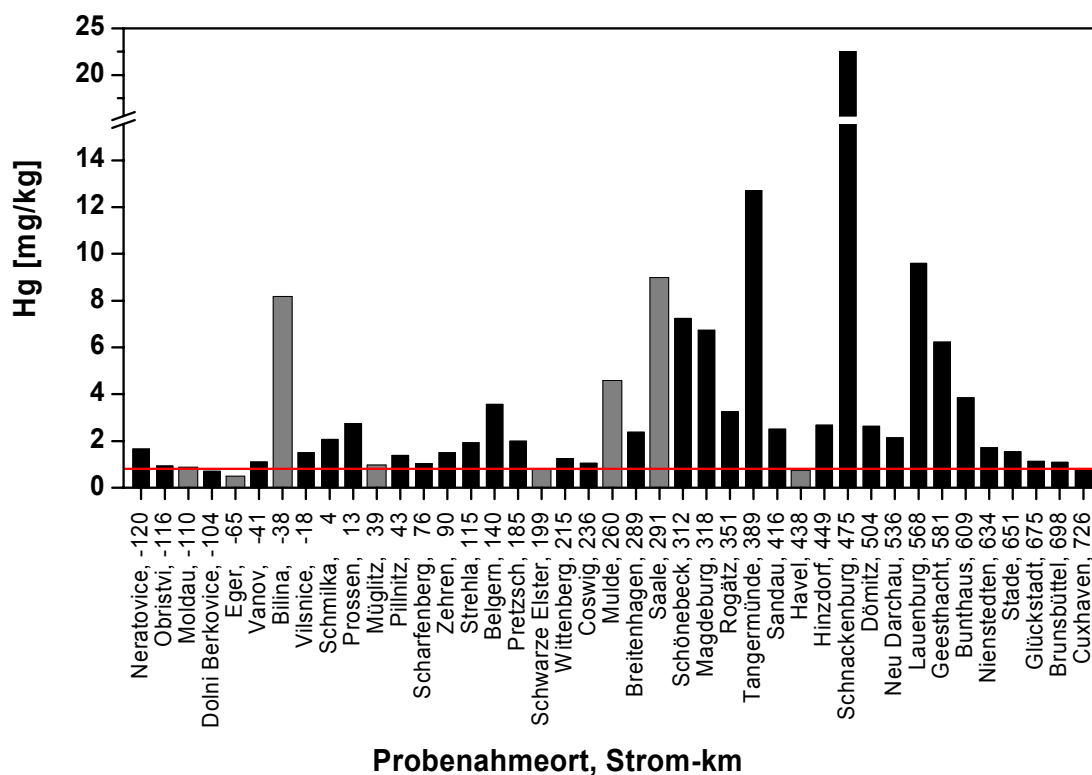


Abb.7.12: Quecksilbergehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).

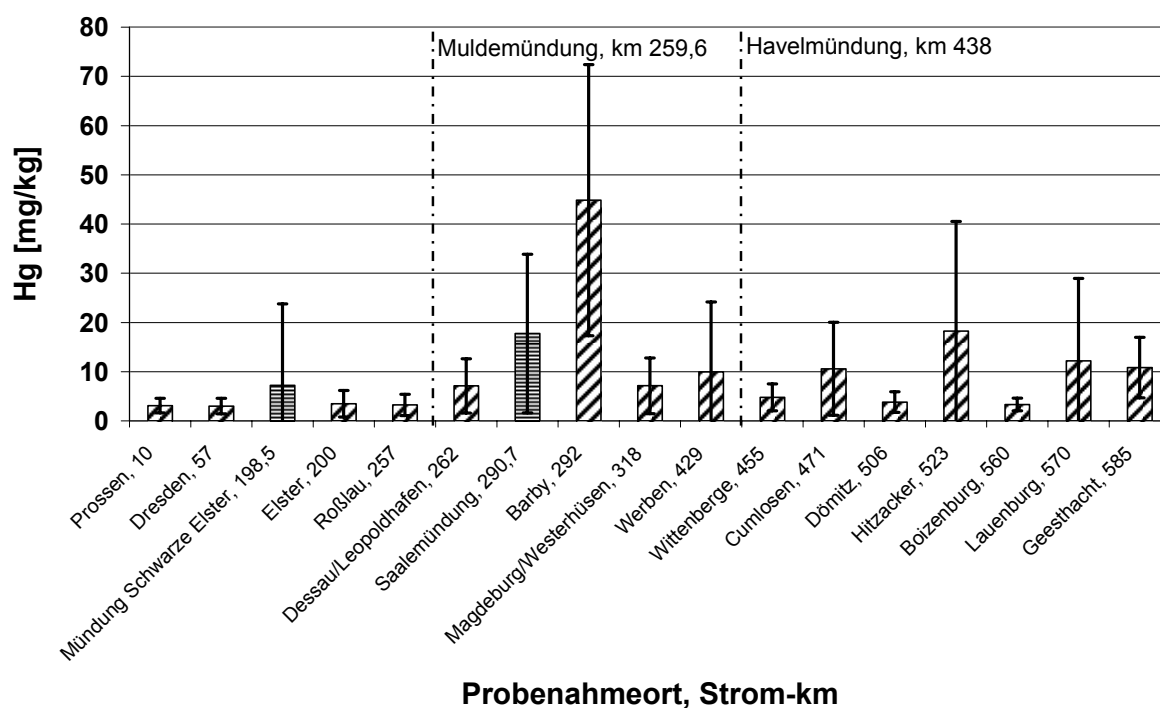


Abb. 7.13: Quecksilber-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Die Sedimentdaten der GKSS von 2003 zeigen in der Bilina die höchste Quecksilberkontamination innerhalb der CR. Bei Schmilka und Belgern (km 140) wird die Zielvorgabe um das mehr als Zweifache überschritten. Die Sedimentkontamination mit Quecksilber nimmt unterhalb des Mulde- und insbesondere unterhalb des Saale-Zuflusses zu. Höchste Werte in 2003 wurden bei Tangermünde (km 389) und Schnackenburg mit Konzentrationen von fast 22,5 mg/kg gemessen.

Auch die Variabilitätsdaten der BfG weisen auf einen höheren Einfluß der Saale gegenüber der Mulde hin. Die Schwankungen an der Saalemündung und in Barby sind hoch und erreichen Maximalwerte von mehr als 70 mg/kg. Im Vergleich dazu liegen die Konzentrationen flussabwärts deutlich niedriger, sind aber mit großen Schwankungen von fast 100 % behaftet. So fällt auch der wieder in Schnackenburg auffällig hohe Quecksilber-Wert der GKSS-Daten in den Bereich der Schwankungsbreite, wie er von den BfG-Daten aufgezeigt wird.

Zusammenfassung

Die am stärksten mit Quecksilber kontaminierten Gebiete sind in den Nebenflüssen Mulde und Saale und mit Einschränkungen in der Bilina zu suchen. Die Station Schnackenburg zeigt im Jahre 2003 außer bei Quecksilber auch bei Arsen, Kupfer und Blei, in geringerem Maße auch bei Chrom und Nickel, im Vergleich zu den umliegenden Stationen sehr hohe Werte, die mit Vorsicht zu interpretieren sind, zumal sie in die Schwankungsbreite der Daten fallen, wie sie von der BfG aufgezeigt wurde. Der Probennahme im Jahre 2003 ging das Hochwasser von 2002 voraus. Durch die unbeabsichtigte Erfassung tieferer Sedimentschichten mit dem VanVeen-Greifer sind möglicherweise höher kontaminierte Sedimente erfasst worden, die durch die Flut in diesen Bereichen abgelagert oder freigelegt worden sind.

7.2.6. Blei (Zielvorgabe IKSE: 100 mg/kg):

Suspendiertes Sediment

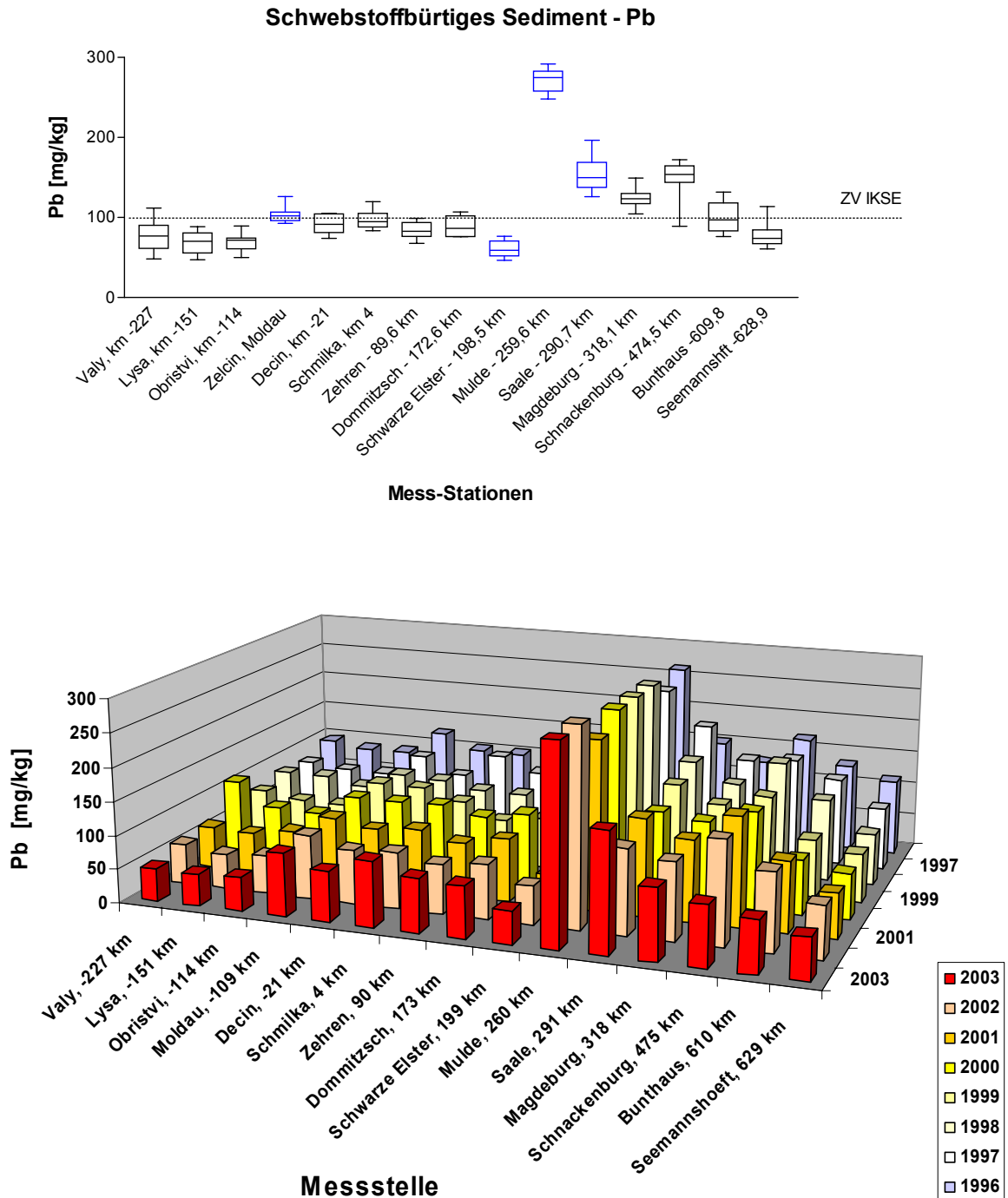


Abb. 7.14: Blei-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers-Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Blei liegt im gesamten hier erfassten Bereich der Tschechischen Republik seit 1998 fast ausschließlich unter den Zielvorgaben. Leicht erhöhte Konzentrationen führen die Schwebstoffe der Moldau mit sich und auch in Decin und Schmilka liegen die Bleigehalte, betrachtet man den Zeitraum 1996 bis 2003, über den Werten des Oberlaufes, seit 2001 aber auch hier unter den Zielvorgaben.

Die schwebstoff-gebundenen Bleigehalte auch aller weiteren betrachteten Stationen bis zur Mulde (Zehren, Dommitzsch, Zufluss der Schwarzen Elster) liegen seit 1996 unterhalb der Zielvorgabe. Die Mulde zeigt jedoch hohe Konzentrationen von 200 bis 300 mg Pb/kg schwebstoffbürtigem Sediment, wobei an den Jahresmittelwerten keine abnehmenden Tendenzen über den betrachteten Zeitraum abzulesen sind. Auch die Bleikonzentrationen in der Saale liegen deutlich und beständig über den Zielvorgaben (Jahresmittelwerte 130 bis 196 mg/kg). Erhöhte Konzentrationen, wenn auch unterhalb der Werte von Saale und Mulde, sind auch in Magdeburg bis Bunthaus erfasst. In Schnackenburg und Bunthaus liegen die Jahresmittelwerte erst 2003 unterhalb der Zielvorgaben. In Seemannshöft wird der ZV-Wert (trotz allgemein fallender Tendenz) von 100 mg/kg bereits seit 1997 im Mittel überschritten.

Sedimente

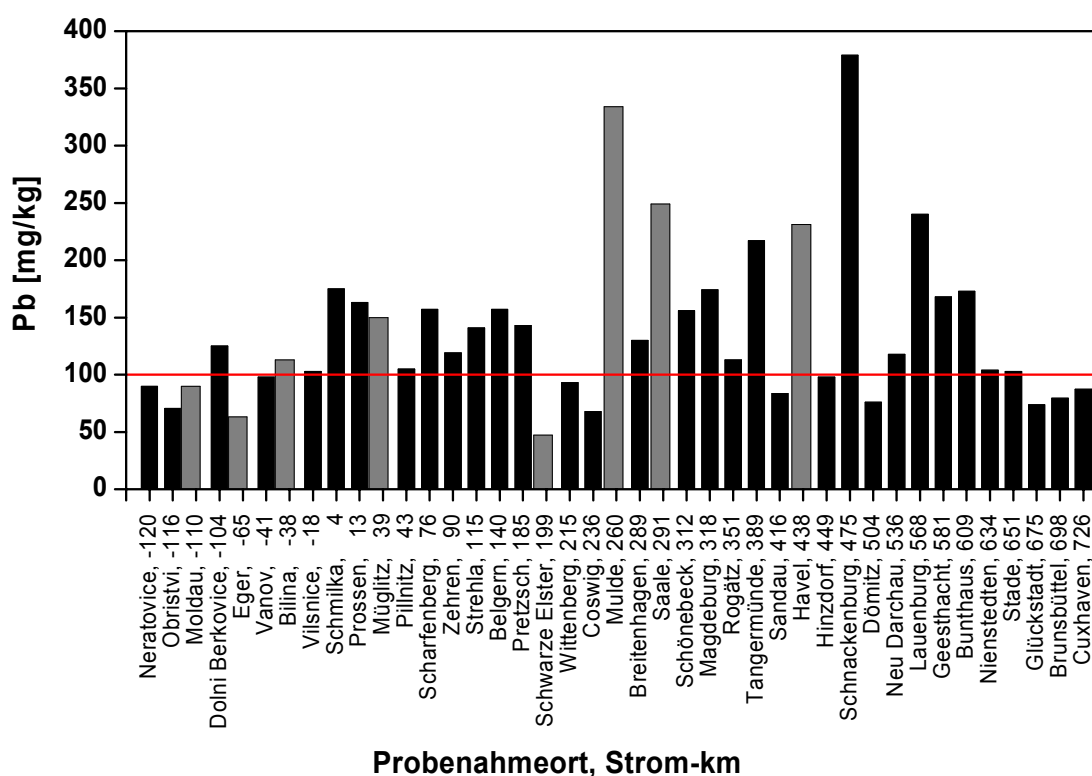


Abb. 7.15 : Bleigehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).

Blei liegt 2003 in fast allen Sedimenten unterhalb des Moldauzuflusses in Konzentrationen über der

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

Zielvorgabe vor. Höchste Werte weisen die Nebenflüsse Mulde, Saale und Havel auf, wobei auch die Elbestationen Tangermünde, Schnackenburg und Lauenburg die Zielvorgabe um mehr als das Zweifache überschreiten.

Angaben zur Variabilität dieser Daten liegen nicht vor. Es ist jedoch zu vermuten, dass wie bei den anderen bereits beschriebenen Elementen an der Messstelle Schnackenburg eine räumliche und zeitliche Anomalie vorgefunden wurde.

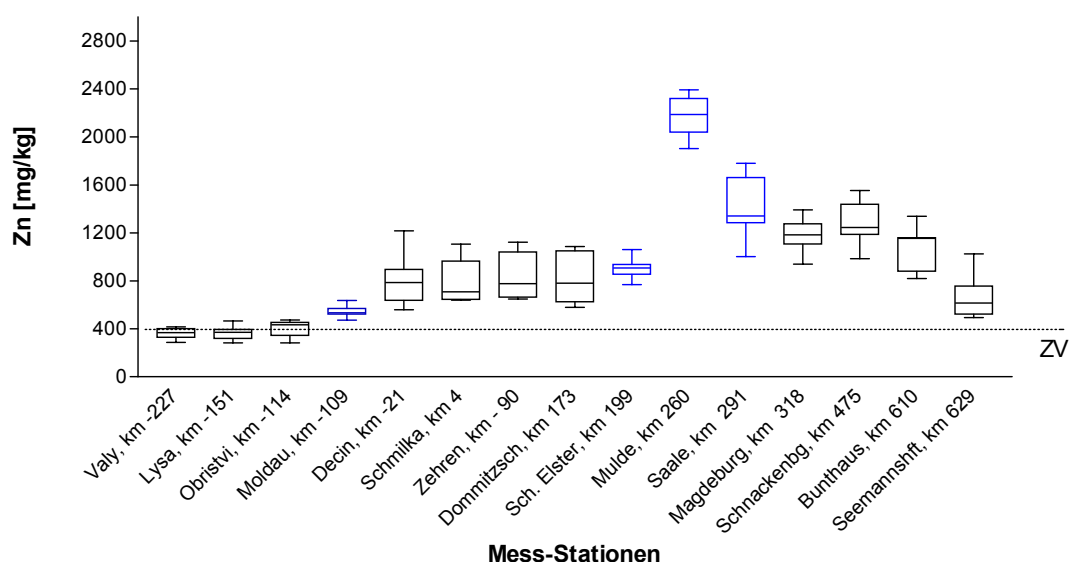
Zusammenfassung

Die Zielvorgabe für Blei wird bei den Sedimenten in der CR nicht eingehalten, wohl aber von den schwebstoffbürtigen Sedimenten. Die höchsten Bleikonzentrationen an den betrachteten Probennahmestationen im Elbeinzugsgebiet liegen in der Mulde vor, gefolgt von der Saale und der Havel. Extrem hohe Konzentrationen im Sediment von Schnackenburg im Jahre 2003 sind höchstwahrscheinlich als nicht repräsentativer Ausreißer zu betrachten. Die schwebstoffbürtigen Sedimente weisen für Schnackenburg erhöhte Konzentrationen auf, die aber der Lage im Einzugsgebiet entsprechen und sich in den abnehmenden Trend von der Mulde nach Seemannshöft einpassen.

7.2.7. Zink (Zielvorgabe IKSE: 400 mg/kg):

Suspendiertes Material

Schwebstoffbürtiges Sediment - Zn



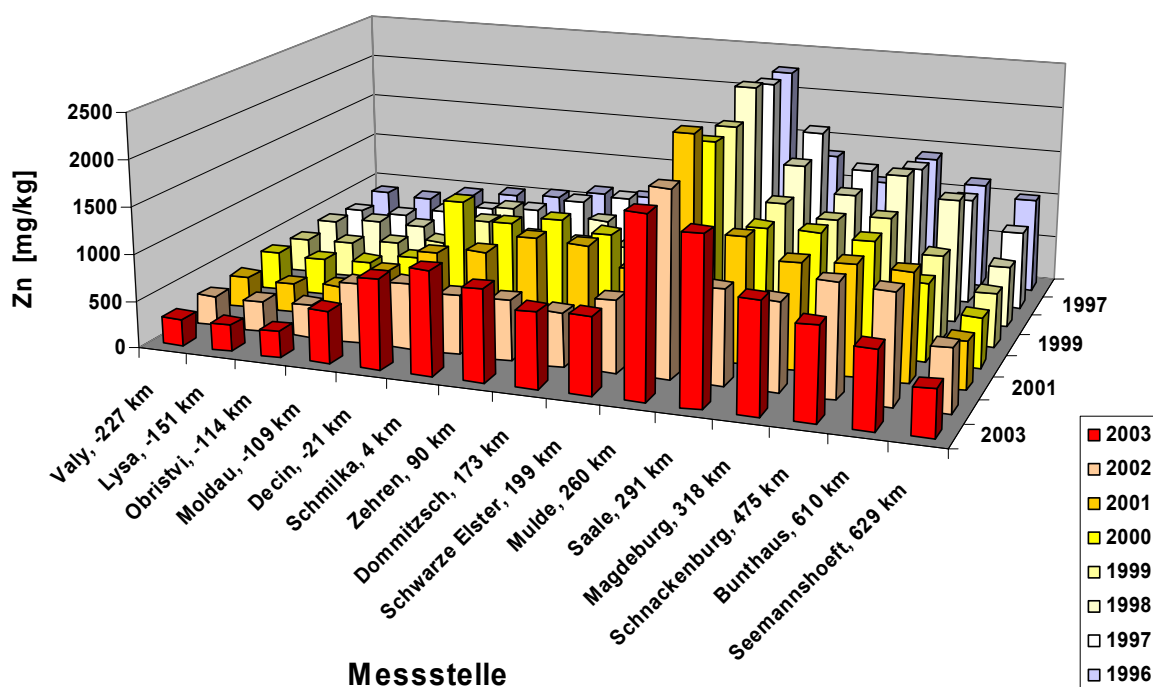


Abb. 7.16: Zink-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Entlang des Flussverlaufes finden sich die geringsten Zinkkonzentrationen in den ersten drei hier betrachteten Stationen in der Tschechischen Republik: in Valy, Lysa und Obristvi zeigt sich eine abnehmende Tendenz der Zinkbelastung im betrachteten Zeitraum. Seit 2001 werden hier die Zielvorgaben für Zink im Jahresmittel unterschritten.

Diese zeitliche Tendenz ist bei den Jahresmittelwerten der anderen Stationen nicht zu erkennen, teilweise wurden in 2003 sogar die Vorjahreswerte wieder deutlich überschritten (Decin, Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Saale, Magdeburg).

Im Moldau-Zufluss (Abb. 7.16, oben) werden die Zink-Zielvorgaben seit 1996 beständig überschritten. Flussabwärts der Moldau liegt Zink in den Schwebstoffen in noch höherer Konzentration vor, die jedoch bis Dommitzsch (und in der Schwarzen Elster) im Bereich unterhalb von 1100 mg Zn/kg Sediment bleibt. Einen deutlichen Anstieg der Zinkgehalte weisen die Schwebstoffe mit einem Median von 2188 mg Zn/kg (1996 – 2003) im Muldezulufluss und in etwas geringerem Maße in der Saale (Median: 1341 mg Zn/kg) auf. Die Zinkbelastung bleibt in Magdeburg und Schnackenburg auf einem ähnlichen Niveau (Medianwerte: 1184 und 1245 mg Zn/kg), zeigt flussabwärts in Bunthaus und Seemannshöft abnehmende Tendenz. Auch in dieser, durch Verdünnung mit marinen Sedimenten gekennzeichneten Station werden die Zielvorgaben für Zink jedoch im Jahresmittel noch überschritten.

Sedimente

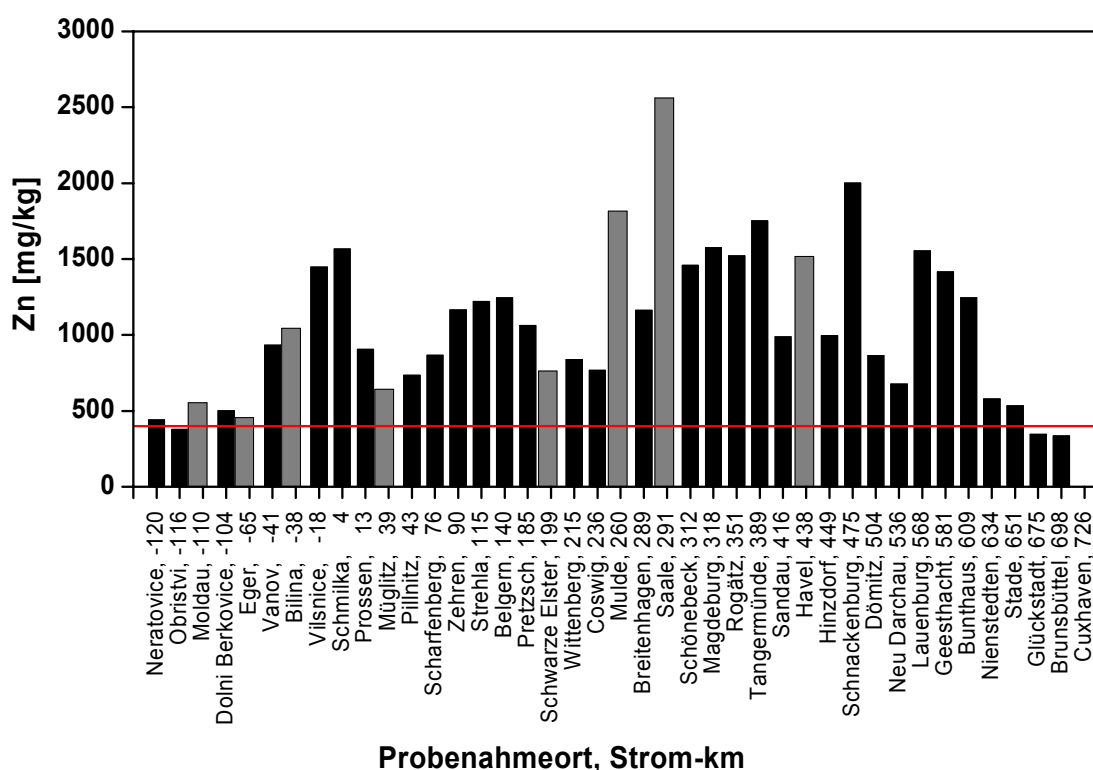


Abb.7.17 : Zinkgehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2003 (Datenerhebung GKSS).

Die Zink-Sedimentkonzentrationen spiegeln ein ähnliches Bild wieder wie die schwebstoffbürtigen Sedimente. Die Zinkbelastung ist im Bereich der Tschechischen Republik bis zum Moldauzufluss mit Werten unterhalb von 500 mg/kg zunächst relativ gering. Noch vor Erreichen der Tschechisch-deutschen Grenze nimmt die Zinkkonzentration auf bis zu 1500 mg/kg zu. Ähnliche und höhere Werte finden sich auch um Magdeburg, sowie in Schnackenburg. Hohe Sedimentbelastungen sind in den Nebenflüssen Saale und Mulde, und in geringerem Maße in der Havel zu verzeichnen.

Zusammenfassung

Ab der Moldau weisen alle Sedimente und Schwebstoffe Zinkkonzentrationen über der Zielvorgabe auf und fallen erst unterhalb von Hamburg auf Werte unterhalb 400 mg/kg zurück. Belastungsschwerpunkte befinden sich in der Mulde und Saale, sind aber auch in der Bilina und der Havel zu verzeichnen.

7.3. Organische Kontaminanten

7.3.1. Hexachlorcyclohexane (HCHs) (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 10 µg/kg):

Suspendiertes Material

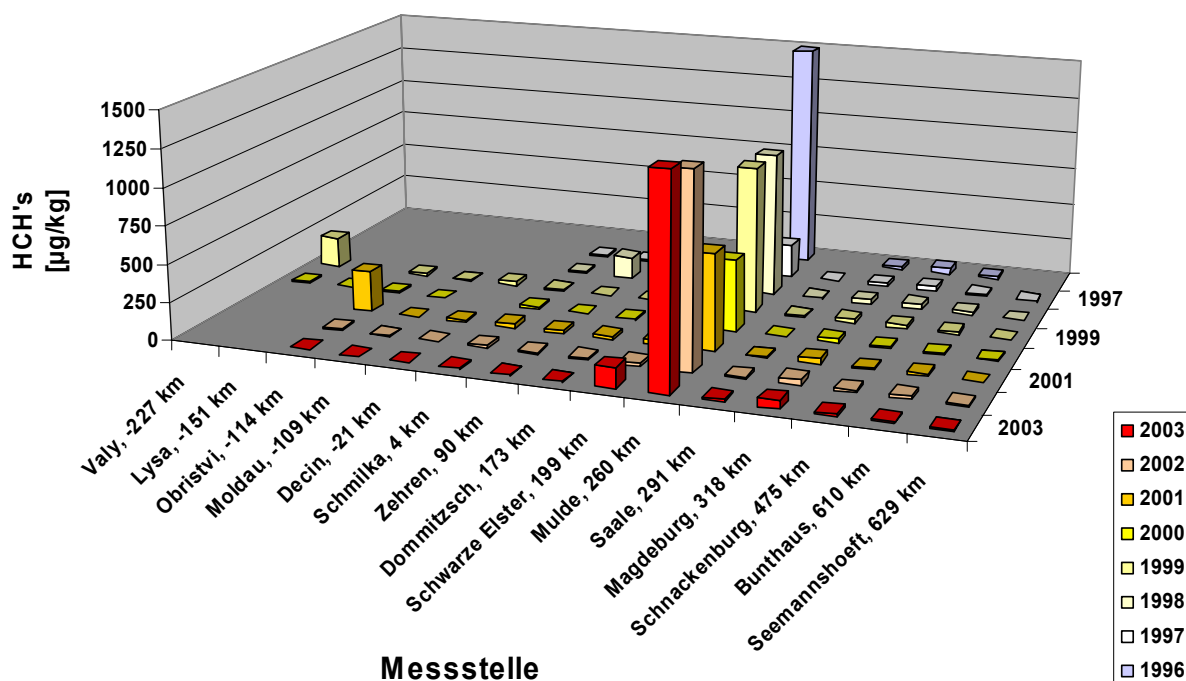


Abb. 7.18: HCH-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Die deutlich höchsten Gehalte an HCHs in Schwebstoffen führt die Mulde mit sich. Hier erreichen die Summen von α -, β - und γ -HCH in 2003 mehr als 1300 µg HCH/kg schwebstoffbütiges Sediment, wobei sich über den betrachteten Zeitraum keine deutlich abnehmenden Tendenzen zeigen.

Alle anderen Stationen weisen gegenüber den Gehalten der Mulde nur sehr stark untergeordnete Konzentrationen auf.

Pulsartig stark erhöhte Gehalte zeigen auch Valy (203 µg/kg; 1999), Obristvi (270 µg/kg; 2001), Zehren (148 µg/kg; 1988), und die Schwarze Elster (137 µg/kg; 2003).

Sedimente

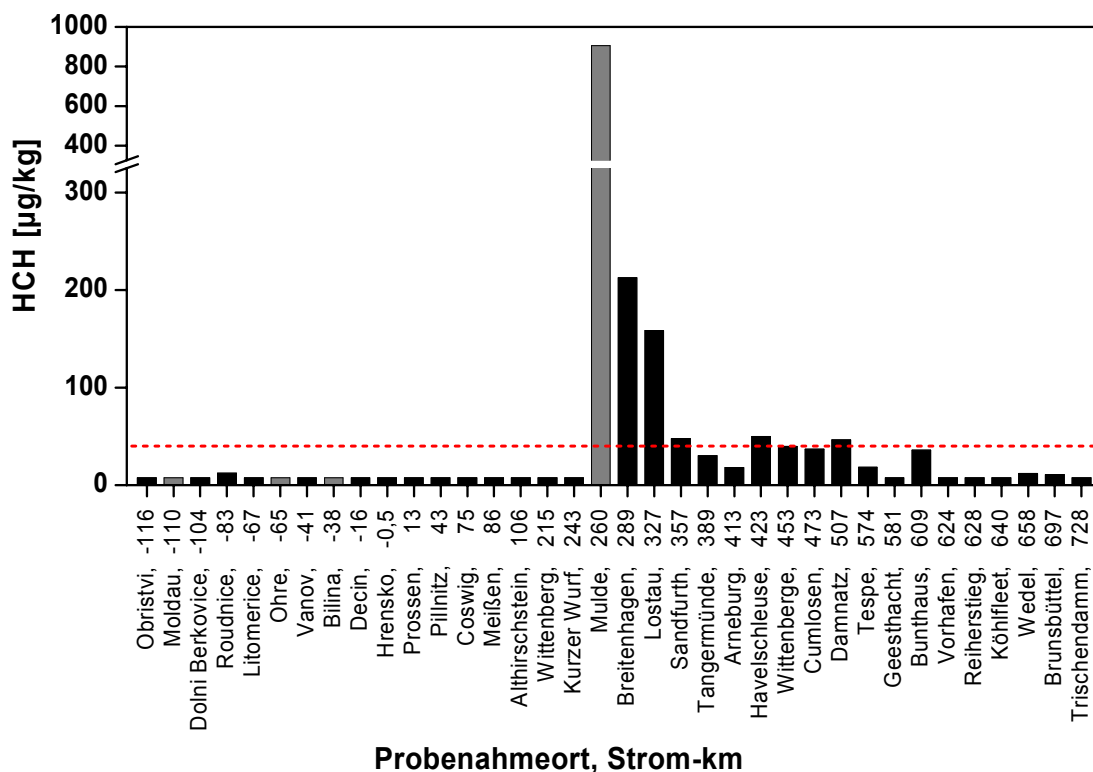


Abb. 7.19: HCH (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Die Sedimentdaten bestätigen die auf der Basis der Schwebstoffuntersuchungen getroffenen Aussage: Die Belastung der Mulde mit HCH liegt auch bei den Sedimenten im Jahre 2002 ca. 4 mal höher als die der nächsten, flussabwärts gelegenen Station Breitenhagen. Unterhalb von Mulde und Saale weisen die Sedimente abnehmende Konzentrationen an HCH auf, die sich 100 km flussabwärts wieder der Zielvorgabe annähern.

Dass es sich bei dieser Sedimentkonzentration nicht um einen Ausreißer handelt, bestätigen die Daten der BfG zur Variabilität von HCH-Werten. Auch hier zeigt die Station Dessau/Leopoldhafen, die von der Mulde beeinflusst wird, trotz hoher Schwankungsbreite die höchsten Konzentrationen an g-HCH. Auch für die Saale sind γ -HCH-Konzentrationen nachgewiesen worden, die sich allerdings auf dem gleichen Niveau mit einer ähnlichen Schwankungsbreite befinden wie die anderen flussabwärts liegenden Stationen.

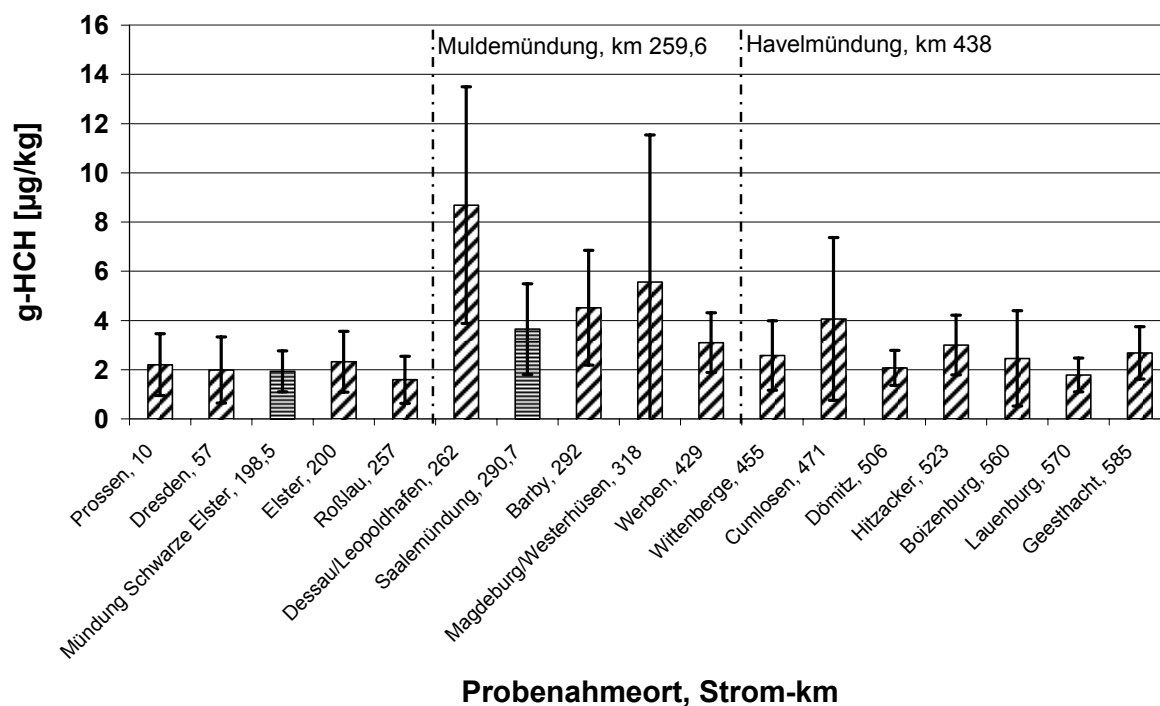


Abb. 7.20 : g-HCH-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Zusammenfassung

Oberhalb der Muldemündung wurden keine Überschreitungen der Zielvorgaben gefunden. In den Schwebstoffen und Sedimenten der Mulde treten anhaltend hohe Konzentrationen der HCH-Isomeren auf. Ein Einfluß auf die Belastungssituation der Elbe unterhalb der Muldemündung ist anzunehmen. Andere Eintragspfade im Raum Magdeburg können jedoch nicht gänzlich ausgeschlossen werden (De Bruin 1979). So ist bekannt, dass in Magdeburg (VEB Fahlberg-List) bis Anfang der 80er Jahre Pflanzenschutzmittel mit dem Wirkstoff Lindan produziert wurden.

7.3.2. DDT (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 40 µg/kg):

Suspendiertes Material

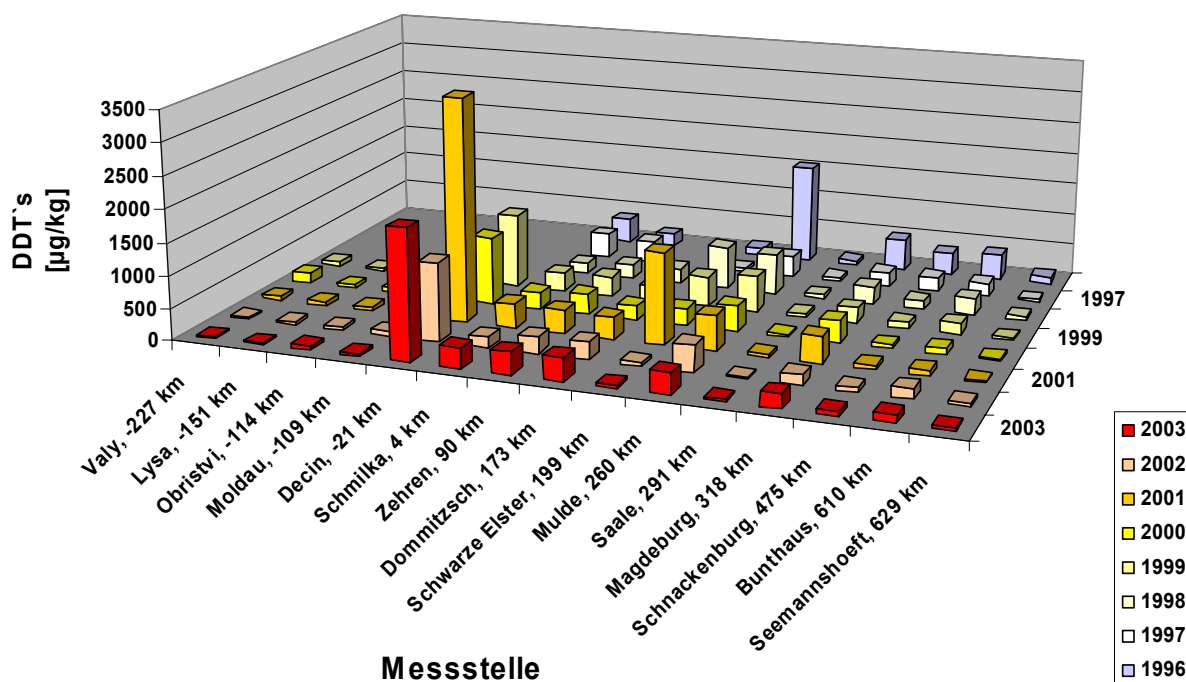


Abb. 7.21: DDT-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Den stärksten Gehalt an DDT und seinen Metaboliten (Summe aus p,p'DDT, p,p'DDE und p,p'DDD) weisen die schwebstoffbürtigen Sedimente in Decin auf mit bis zu 3475 µg DDT/kg im Jahre 2001 und mit 1012 µg/kg in 2003. Weitere Extremwerte zeigen sich in der Schwarzen Elster mit einem Jahresmittelwert im Jahre 2001 von 1415 µg/kg und in der Mulde mit 1547 µg/kg 1996.

Abgesehen von diesen extrem hohen Konzentrationen überschreiten auch fast alle gemessenen schwebstoffbürtigen Sedimente unterhalb von Decin die Zielvorgabe um ein Vielfaches. Ausnahmen hierbei sind die jüngeren Werte aus 2002 und 2003 der Schwarzen Elster, die Saale, die zu keinem erfassten Zeitpunkt erhöhte DDT Werte aufweist, und die Proben aus Schnackenburg seit 2000. Zwischen Schnackenburg und Bunthaus kommt es wieder zu einer Erhöhung der DDT-Konzentrationen. Seemannshoef zeigt aufgrund der dort stattfindenden Verdünnungserscheinungen stromabwärts wieder sehr geringe DDT-Gehalte.

Sedimente

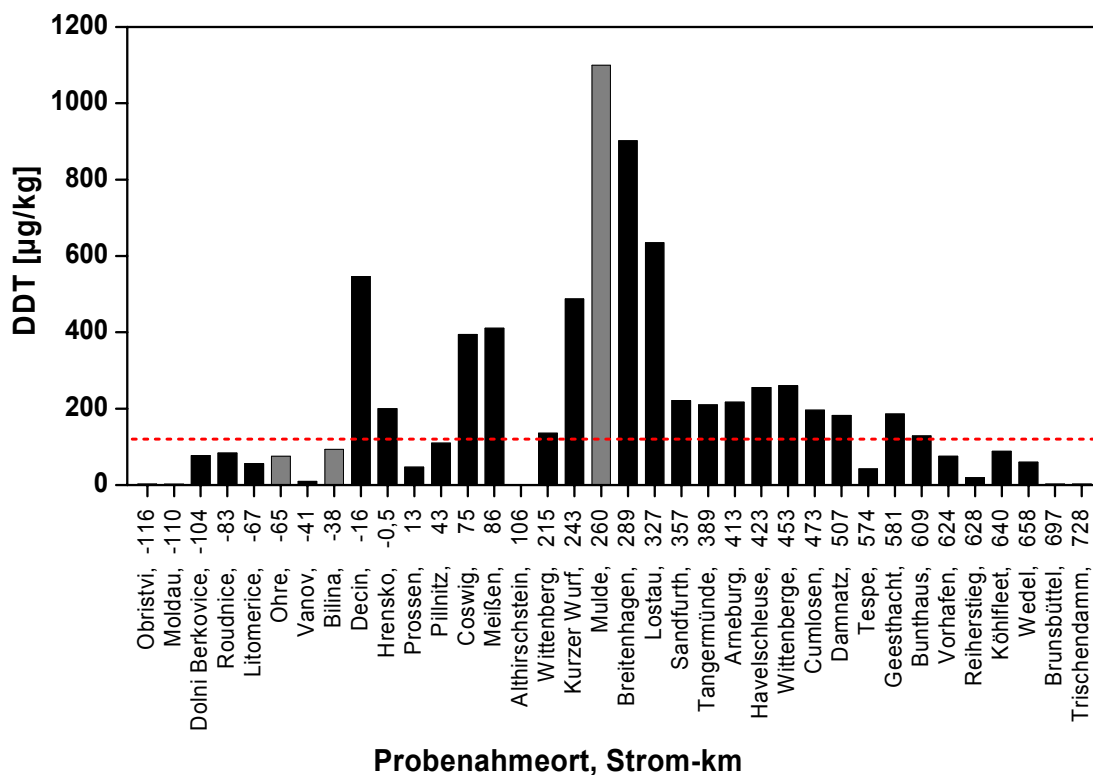


Abb. 7.22: DDT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Auch die Sedimentkonzentrationen zeigen stark erhöhte Gehalte an DDT in Decin. Diese erhöhen sich noch einmal zwischen Coswig und Meißen und steigen dann in der Mulde auf die höchsten Werte dieser Beprobung an mit über 1 mg DDT/kg TS. Stromabwärts der Mulde bleiben die DDT-Konzentrationen noch ca. 250 km oberhalb der Zielvorgabe.

Zusammenfassung

Die höchsten Konzentrationen an DDT werden in Decin gemessen (Abb. 7.21). Quellen in der Tschechischen Republik tragen signifikant zur Belastung des deutschen Elbeabschnittes bei. Der Beitrag der Mulde (vgl. Abb. 7.21 bzw. 7.22) dürfte im Fall des DDT gering sein angesichts der auftretenden Konzentrationen in Verbindung mit dem geringen Beitrag dieses Nebenflusses zum Schwebstoffhaushalt der Elbe (vgl. Abb. 7.C).

7.3.3. Polychlorierte Biphenyle (Zielvorgabe ARGE-Elbe: je < 5 µg/kg):

Suspendiertes Material

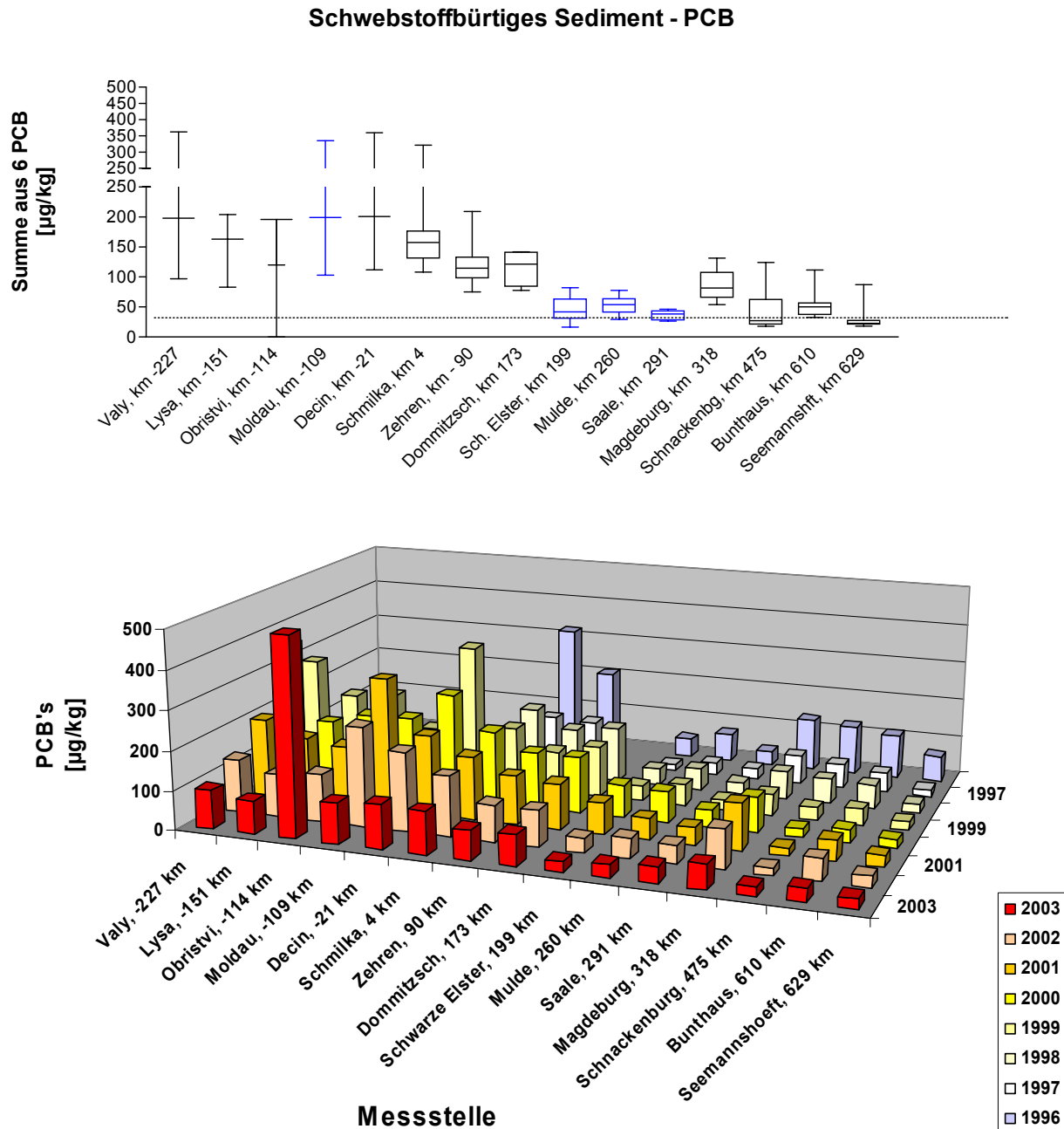


Abb. 7.23: PCB-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Angegeben ist hier die Summe aus 6 PCBs, die für den Zeitraum 1996 bis 2003 an den betrachteten Stationen bestimmt wurden.

Extrem hohe PCB-Konzentration weist Obristvi mit 2197 $\mu\text{g PCB/kg}$ auf. Abgesehen von diesem Extremjahr zeigt sich eine abnehmende Tendenz der PCB-Gehalte im schwebstoffbürtigen Sediment in Fluss-Richtung entlang der Elbe, die auch aus der Abbildung 7.23 oben, gut ersichtlich wird. Die Zuflüsse der Schwarzen Elster, Mulde und Saale weisen hier geringere PCB-Konzentrationen auf als die Schwebstoffe zwischen Schmilka und Magdeburg. Der Median-Wert in Bunthaus ist leicht erhöht gegenüber dem in Schnackenburg, und während in Schnackenburg die Zielvorgaben seit 2000 auch für die hochmolekularen PCBs nur noch vereinzelt überschritten werden, liegen alle Jahresmittelwerte für die PCBs 138, 153 und 180 in Bunthaus über dem Zielwert von 5 $\mu\text{g/kg}$.

Sedimente

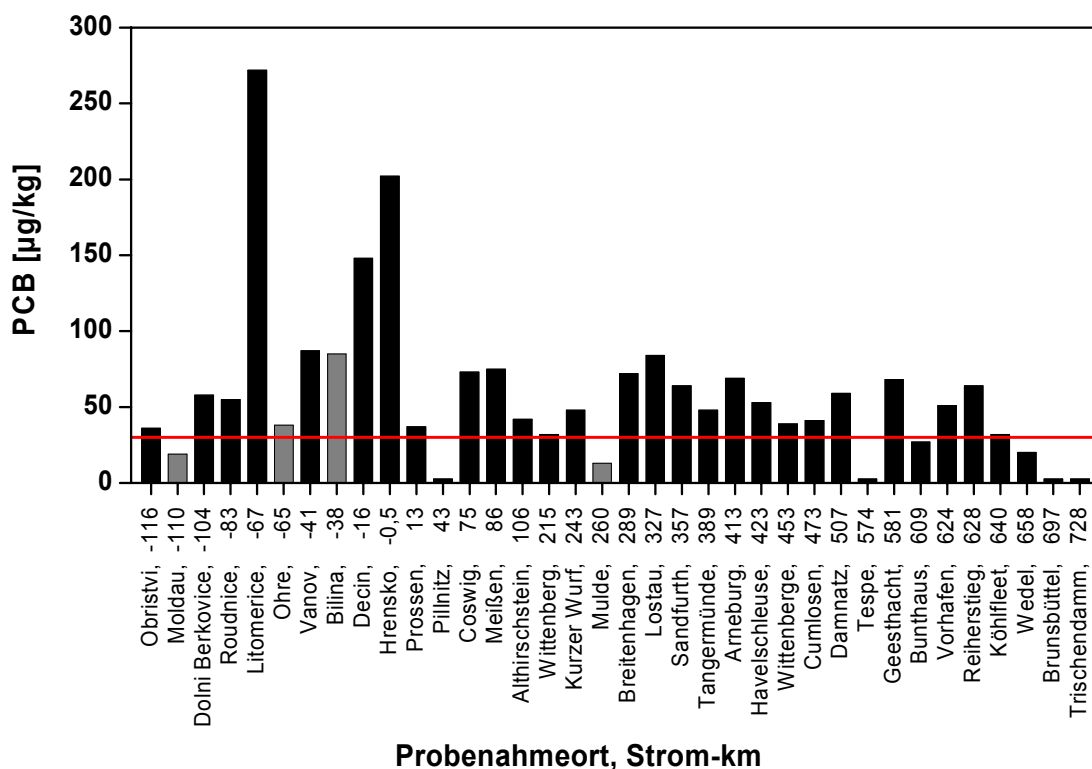


Abb.7.24: PCB (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Auch die PCB-Konzentrationen im Jahre 2002 sind am höchsten im Gebiet der Tschechischen Republik und hier in Litomerice, Decin und Hrensko. Entlang des Längsverlaufes sinken diese Konzentrationen, bleiben aber – ähnlich wie die Gehalte im Schwebstoff bis Hamburg – über den Zielvorgaben. Die Variabilitätsdaten der BfG zeichnen ein ähnliches Bild. Trotz der hohen Schwankungen der PCB 153-Konzentrationen im Oberlauf des deutschen Elbegebietes ergeben sich hier höhere Mittelwerte und höhere Minima als an den anderen Stationen, so dass hier die Hauptbelastung eindeutig oberstromig liegt.

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

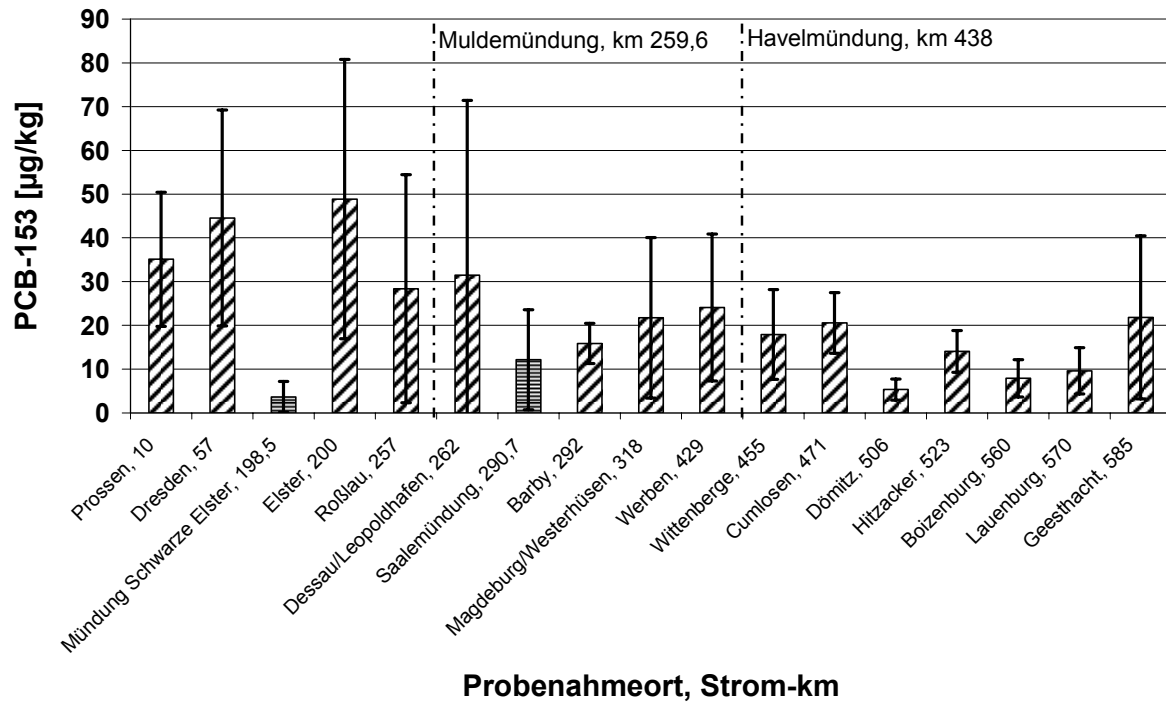


Abb. 7.25: PCB153-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG).

Zusammenfassung

Der Belastungsschwerpunkt für PCBs liegt im Tschechischen Bereich des Elbeeinzugsgebietes, wobei sich ein hohes Belastungsniveau bis zum Bereich der Einmündungen der Nebenflüsse Schwarze Elster, Saale und Mulde fortsetzt. Erst in Hamburg werden die Zielvorgaben in der Mehrzahl der Messungen unterschritten.

7.3.4. Hexachlorbenzol (Zielvorgabe ARGE-Elbe: 40 µg/kg):

Suspendiertes Material

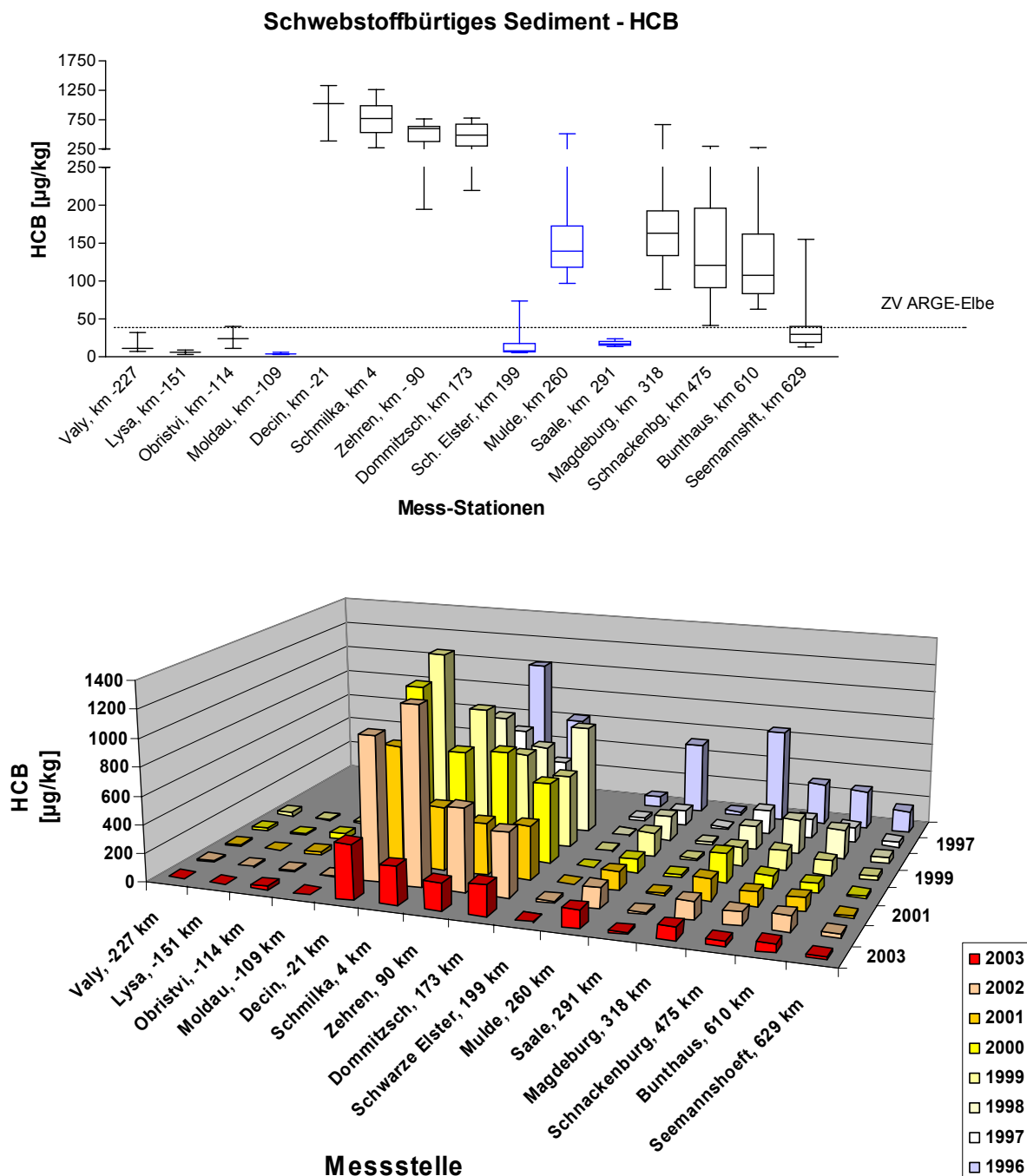


Abb. 7.26: HCB-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

HCB ist an allen berücksichtigten Stationen im Elbeeinzugsgebiet nachgewiesen worden. Die

94

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

Konzentrationen in Lysa und Zelcin am Moldauzufluss sind mit weniger als 10 µg/kg gering. An den Stationen Valy und Obristvi nähern sie sich mit Maximalen Jahresmittelwerten von 32 µg HCB/kg (Valy, 1999) und 40 µg HCB/kg (Obristvi, 2000) den Zielvorgaben der ARGE-Elbe an. In Decin liegt eine starke Erhöhung der HCB-Gehalte vor, die 1999 mehr als 1300 µg/kg erreichten. In Schmilka, Zehren und Dommitzsch liegen ebenfalls erhöhte Werte vor. Die Jahresmittelwerte an Stationen in der Elbe nehmen flussabwärts ab, erreichen aber erst in Seemannshöft Werte unterhalb der Zielvorgaben. Die Zuflüsse Schwarze Elster und Saale weisen HCB-Konzentrationen auf, die unterhalb der Zielvorgaben liegen (Ausnahme: Schwarze Elster 1996, 73 µg HCB/kg). Die Mulde dagegen weist einen erhöhten HCB Gehalt in Schwebstoffen auf, der größenordnungsmäßig dem in Magdeburg entspricht.

Zeitlich gesehen ist eine Tendenz der HCB-Abnahme zwischen 1996 und 2003 ersichtlich, Dieser Trend wird im Gebiet zwischen Decin und Dommitzsch durch stark erhöhte Werte im Flutjahr 2002 unterbrochen, die in der Größenordnung der Konzentrationen von 1996 bzw. 1999 liegen.

Sedimente

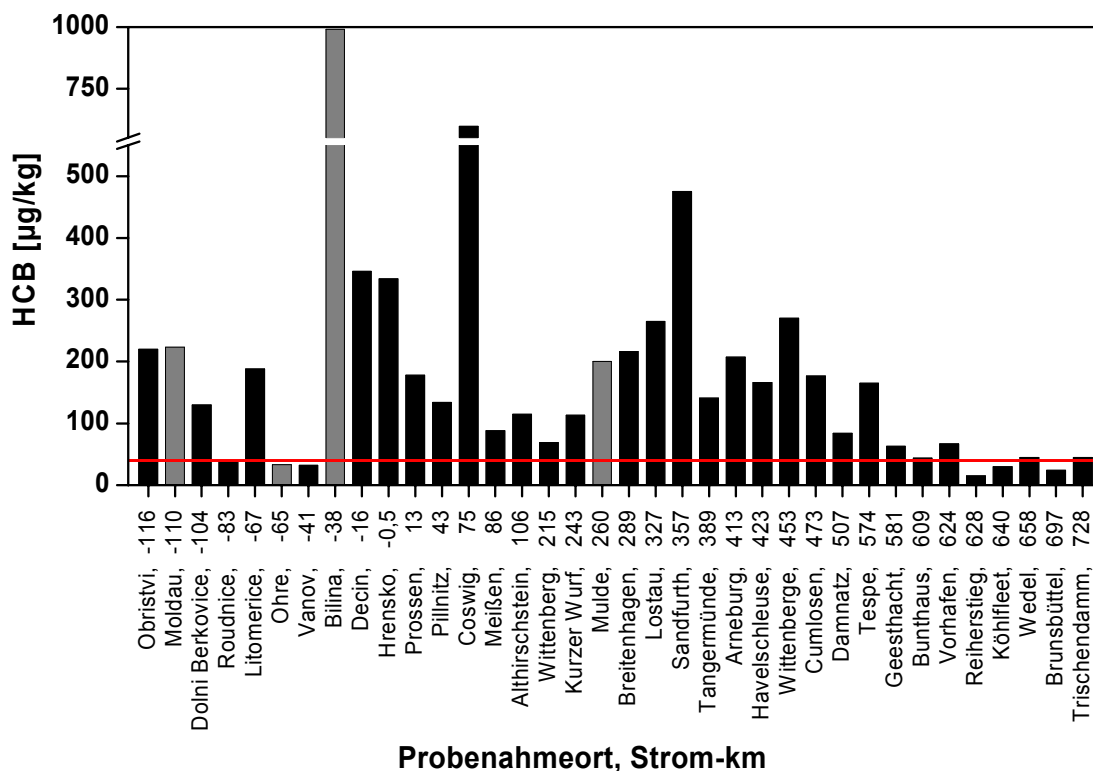


Abb.7.27: HCB-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

Die Sedimentuntersuchungen der ARGE-Elbe aus dem Jahr 2002 reflektieren gut die oben beschriebene Schadstoffsituation an Schwebstoffen. Es kommt mit wenigen Ausnahmen an allen Stationen zu einer Überschreitung der Zielvorgabe. Dieses grundsätzlich hohe Belastungsniveau zeigt zusätzlich einige Kontaminationsschwerpunkte: Ein Maximum tritt in der Bilina auf und korrespondiert mit der hohen HCB-Konzentration an den Schwebstoffen in Decin. Ein weiteres Maximum bei Coswig könnte den Einfluss der Stadt Dresden widerspiegeln. Um das Gebiet Magdeburg treten 2002 wiederum erhöhte HCB-Gehalte auf.

Die Variabilitätsdaten der BfG zeigen einen deutlichen Schwerpunkt der HCB-Kontamination im Bereich deutschen Oberstroms bis Roßlau. Sowohl die Variabilitäten als auch die Mittelwerte sind deutlich höher als im Gebiet stromabwärts von Dessau. Nach Magdeburg sinken die mittleren Konzentrationen auf unter 200 µg/kg ab, haben aber eine Schwankungsbreite von ca. 50 %.

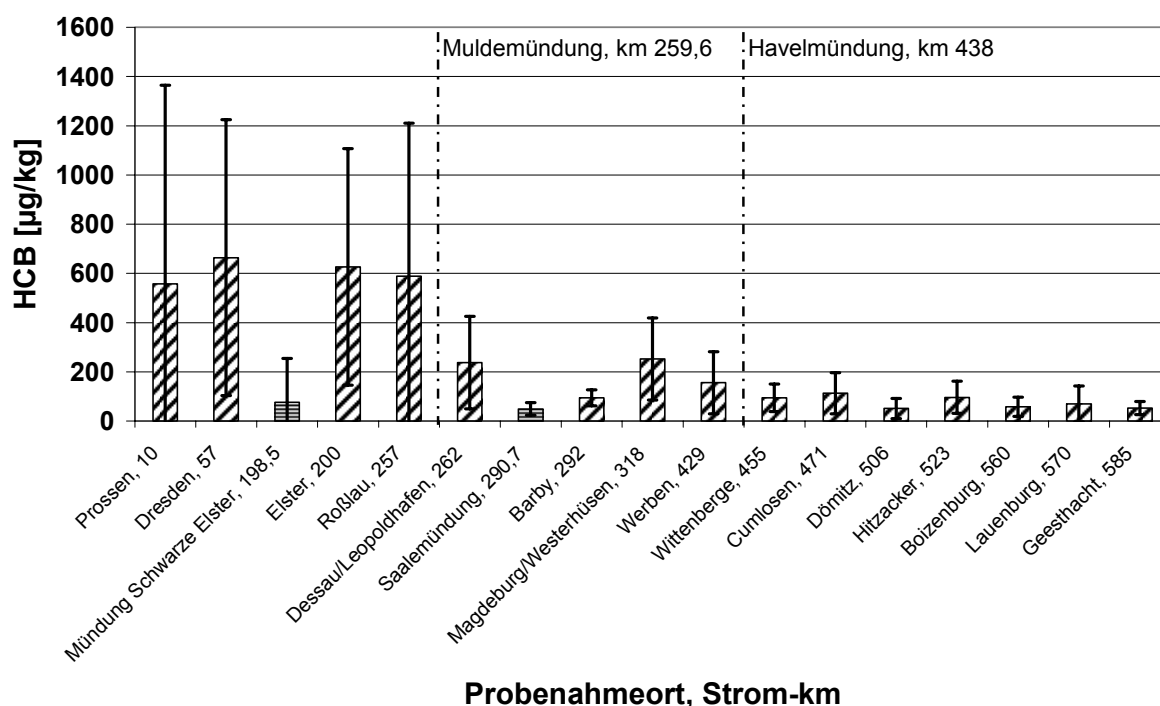


Abb. 7.28: HCB-Sedimentdaten im Elbelängsprofil, erhoben zwischen 1997 und 2002 aus maximal 2-maliger Beprobung pro Jahr (Datenerhebung: BfG)

Zusammenfassung:

Der Hauptbelastungsschwerpunkt für HCB liegt auf Tschechischem Gebiet sowie im deutschen Oberlauf bis Dommitzsch. Als Eintragsquelle kommt die Bilina in Frage, deren Sedimente in 2002 die höchste HCB-Belastung aufwiesen.

7.3.5. Organozinnverbindungen

Suspendiertes Material: TBT (Zielvorgabe IKSE: 25 µgSn/kg)

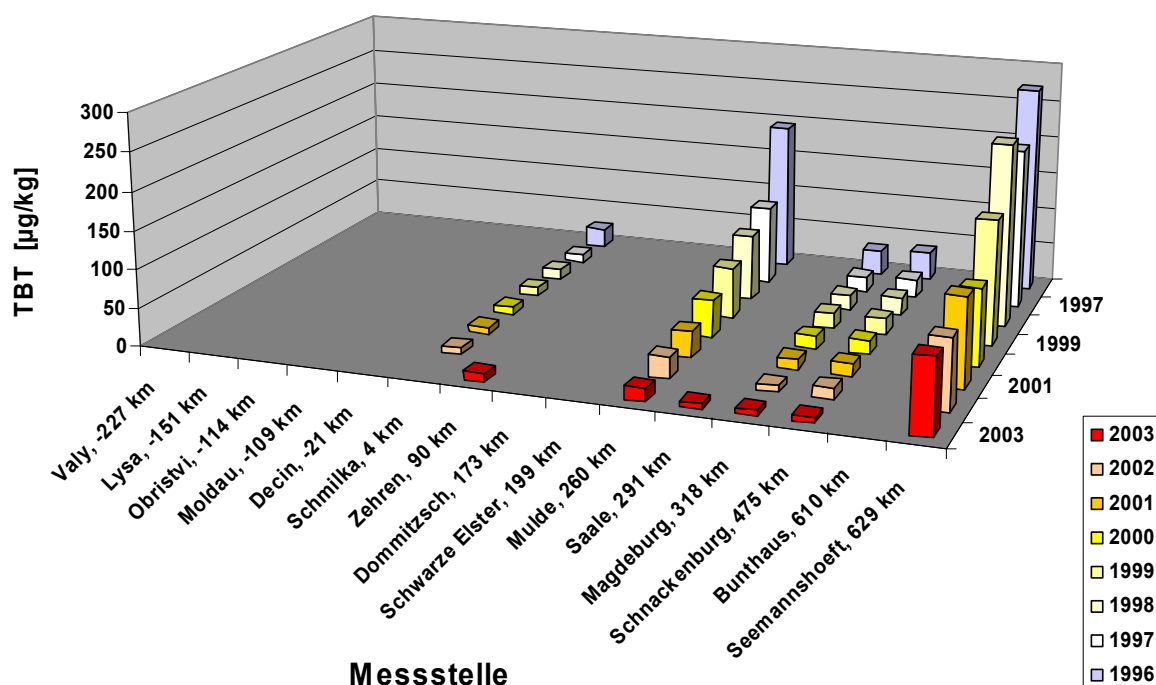


Abb. 7.29: TBT-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

TBT-Messungen an schwebstoffbürtigen Sedimenten im Elbeinzugsgebiet sind nicht durchgängig erfolgt. Infolgedessen ergibt sich bei der TBT-Belastung ein unvollständiges Bild. Nur bei Schmilka, am Muldezufluss, in Magdeburg, Schnackenburg und Seemannshoef sind mehrjährige Datenreihen vorhanden, die an allen Stationen eine kontinuierliche Abnahme der TBT-Belastung zeigen. Höchste Gehalte hatten schwebstoffbürtige Sedimente 1996 an der Muldemündung mit fast 200 µg Sn/kg und in Seemannshoef mit mehr als 270 µg Sn/kg. Im Gegensatz zur Messstelle in der Mulde, wo 2003 mit einem Wert von 16,7 µg Sn/kg die ARGE-Elbe Zielvorgabe von 25 µg Sn/kg unterschritten wurde, liegen die Gehalte in Seemannshoef mit 96,3 µg Sn/kg trotz der dort auftretenden Vermischungsprozesse mit marinen Sedimenten deutlich über der Zielvorgabe.

Sedimente:

TBT-Konzentrationen in Sedimenten stimmen tendenziell überein mit den Schwebstoff-Daten. Bis zur Mulde sind die TBT-Gehalte gering. Anschließend zeigen sich Maxima in der Umgebung von Magdeburg, sowie als Belastungsschwerpunkt der Hafen von Hamburg.

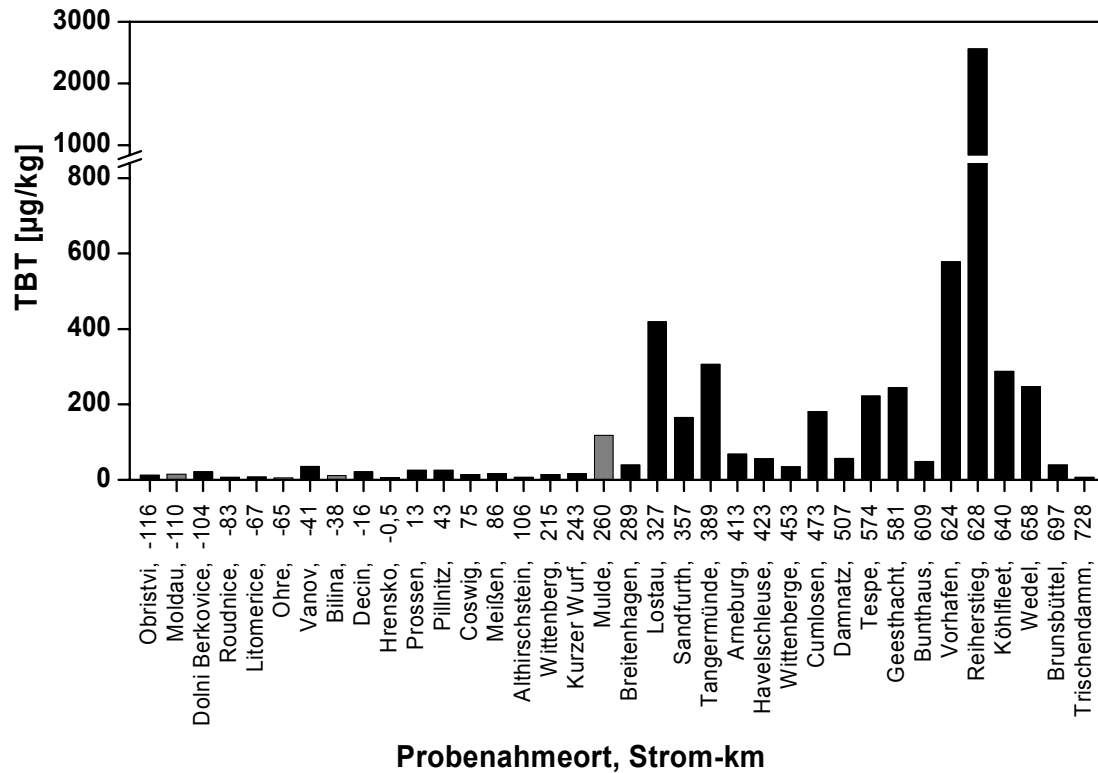


Abb. 7.30: TBT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (in µg Sn/kg) (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Zusammenfassung

TBT tritt nur zu einem geringen Anteil oberstromig auf. Es gibt keine Anzeichen einer Belastung in der Tschechischen Republik. Die Mulde und die Gegend um Magdeburg zeigen erhöhte TBT-Werte. Maximale Konzentrationen herrschen im Hamburger Hafen vor.

Suspendiertes Material: TeBT

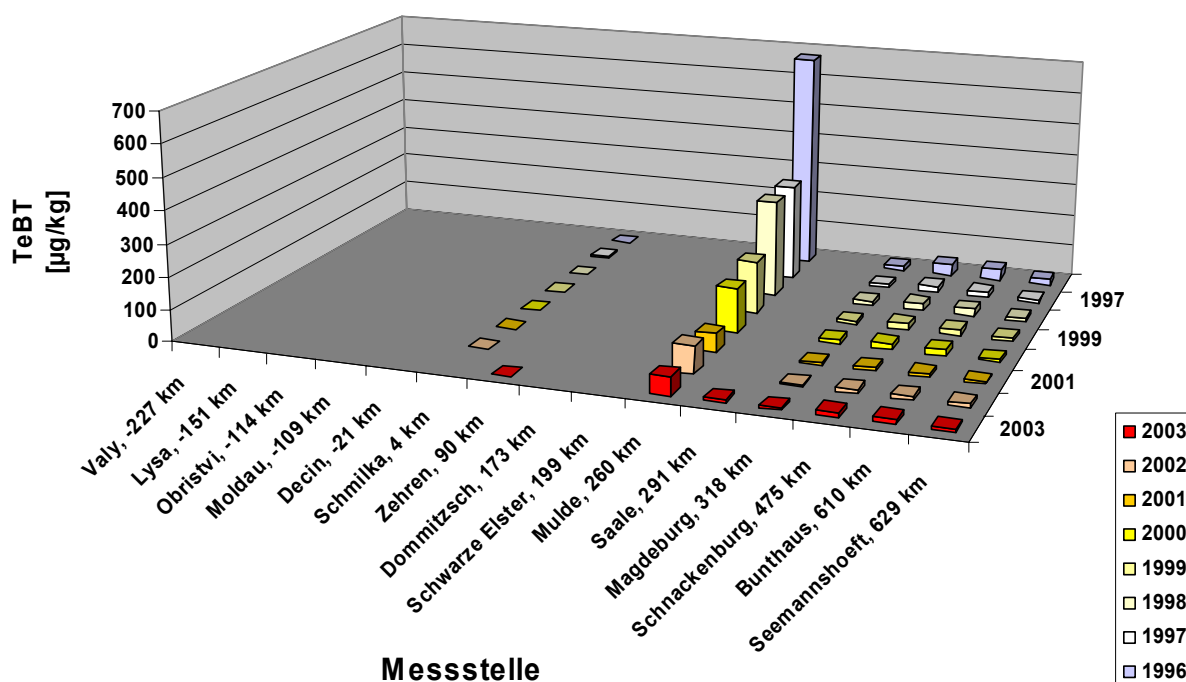


Abb. 7.31: TeBT-Gehalte in schwebstoffbütigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als dreidimensionale Graphik (Datenerhebung IKSE/-ARGE-Elbe).

Auch die TeBT-Konzentrationen sind im Elbeeinzugsgebiet nicht durchgängig bestimmt worden. Auf der Basis der erhobenen Daten lässt sich als stark kontaminiertes Gebiet die Mulde identifizieren, die 1996 TeBT-Werte von 676 µg Sn/kg aufwies. Die Gehalte nahmen im Zeitraum 1996 bis 2003 ab und lagen schließlich bei 57 µg Sn/kg.

Sediment

Auch in den Sedimentdaten tritt TeBT 2003 in der Mulde in hohen Konzentrationen auf. Hohe Gehalte sind auch in den stromabwärts gelegenen Stationen zu finden. Wiederum ergibt sich bei Cumlosen ein Maximum, das aufgrund der bereits bei anderen Stoffen in den Variabilitätsdarstellungen bemerkten hohen Schwankungsbreite der Kontaminationen an diesem Ort keiner spezifischen Eintragsquelle zugeschrieben wird.

Die TeBT-Gehalte nehmen im Gegensatz zum TBT in Richtung Hamburger Hafen ab.

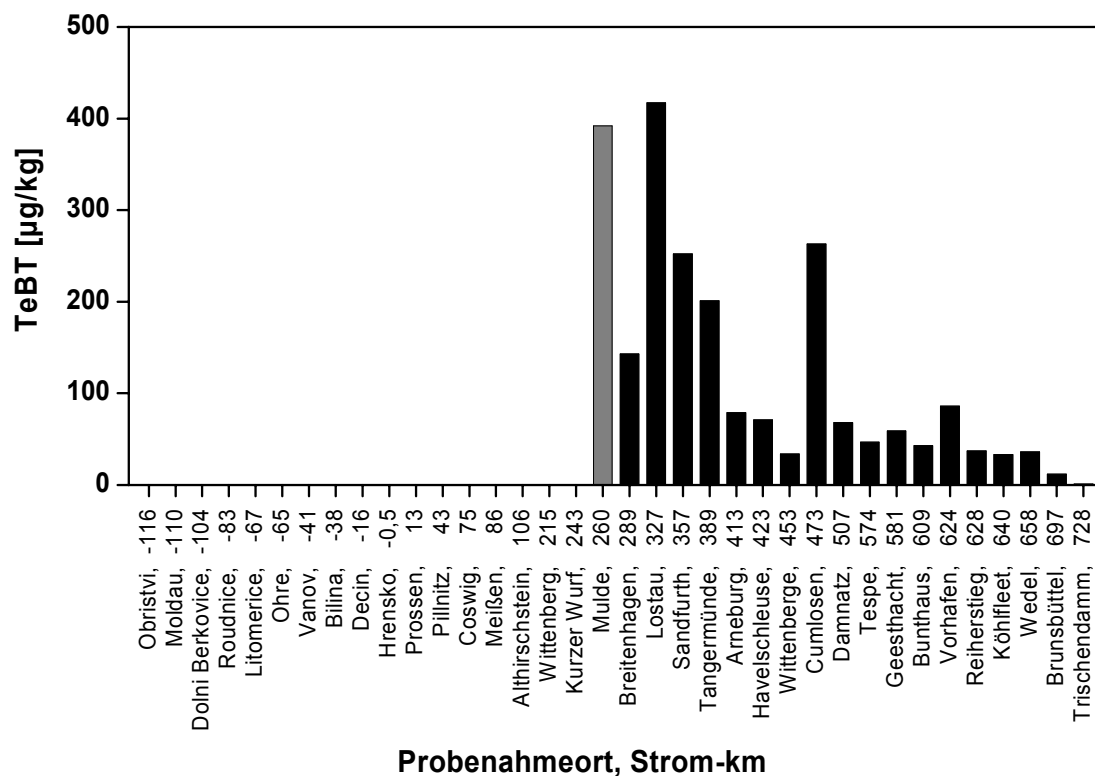


Abb. 7.32: TeBT-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Zusammenfassung

Aufgrund der vorliegenden Daten kann die Mulde als Belastungsschwerpunkt für die TeBT-Gehalte im Elbeinzugsgebiet angesehen werden.

7.3.6. Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe aus 16 EPA PAK)

Suspendiertes Material

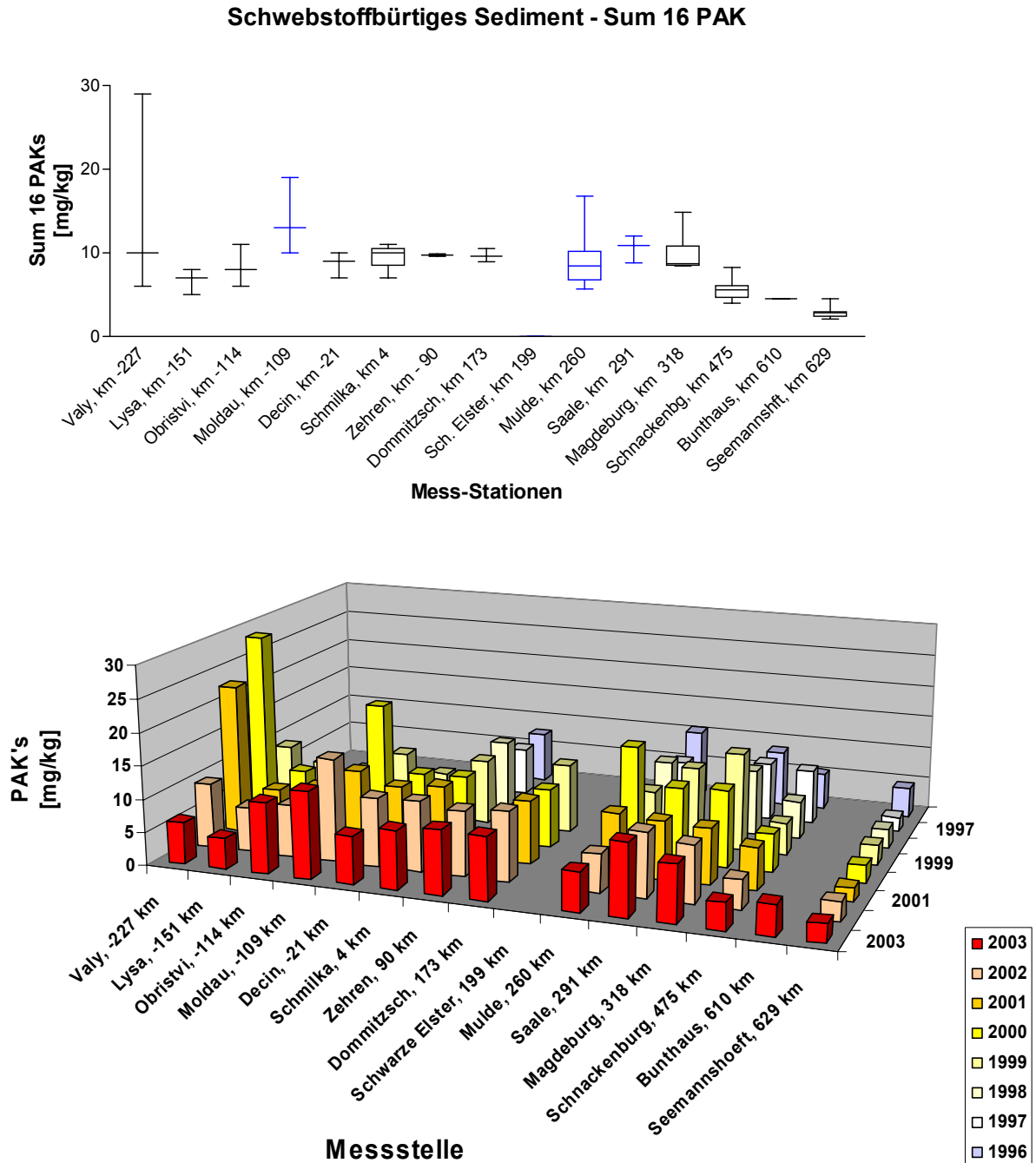


Abb. 7.33: PAK-Gehalte in schwebstoffbürtigem Sediment zwischen 1996 und 2003 entlang des Elbverlaufs, dargestellt als Box-Whiskers Plot (oben) und als dreidimensionale Graphik (unten) (Datenerhebung IKSE/ARGE-Elbe).

Für die Summe aus 16 polykondensierten aromatischen Kohlenwasserstoffen liegen keine Daten von der Schwarzen Elster und von Bunthaus vor. Bei den übrigen Stationen ist kein deutlich abnehmender Trend in der PAK-Belastung über den betrachteten Zeitraum zu erkennen. Die Werte schwanken auf gleichmäßig hohem Niveau.

Hohe Konzentrationen werden verzeichnet bei Valy, wo insbesondere in den Jahren 2000 und 2001 über 20 mg/kg erreicht werden. Aber auch schwebstoffbürtiges Sediment aus Moldau und Mulde erreicht im Jahre 2000 PAK- Konzentrationen im Jahresmittel von 19 (Moldau) bzw. 17 (Mulde) mg/kg.

Sedimente

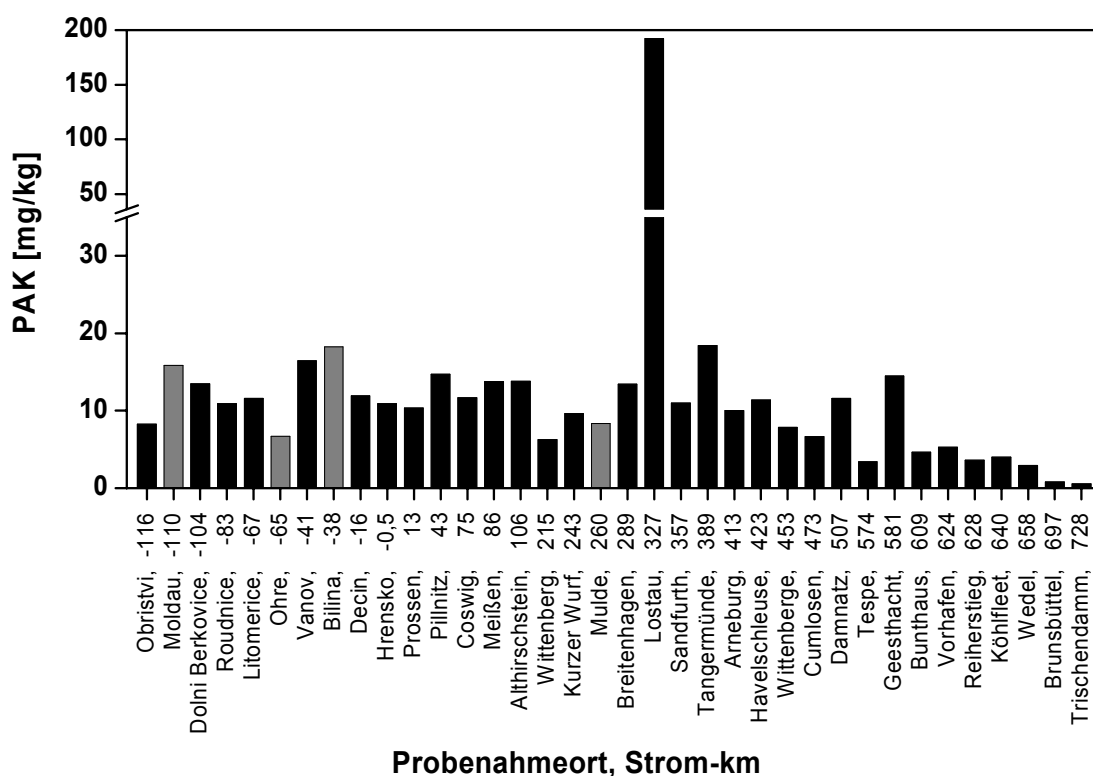


Abb. 7.34: PAK (Summe)-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe).

Auch in den Sedimentproben von 2002 zeigen sich große Schwankungen, ohne dass ein Belastungsschwerpunkt ausgemacht werden kann. Eine Ausnahme bildet hier der extrem hohe Wert bei Lostau. Die Freilegung von Altsedimenten, beeinträchtigt von der Großgaserei Magdeburg, nach dem Hochwasser 2002 könnte eine mögliche Ursache sein. Aber auch Teerpartikel in einer zur Analyse herangezogenen, inhomogenen Probe könnten diese hohen Gehalte erklären.

Die PAK-Konzentrationen in den Sedimenten nimmt ab Geesthacht deutlich ab.

Zusammenfassung

Die Verteilung der PAK-Konzentrationen im Elbeinzugsgebiet (Abb. 7.33) zeigt bis in den Raum Magdeburg eine durchgängig hohe Belastung, die für dicht besiedelte, intensiv genutzte Regionen typisch ist. Unterhalb Magdeburgs wird ein Verdünnungseffekt sichtbar.

7.3.7. Dioxine und Furane

Suspendiertes Material

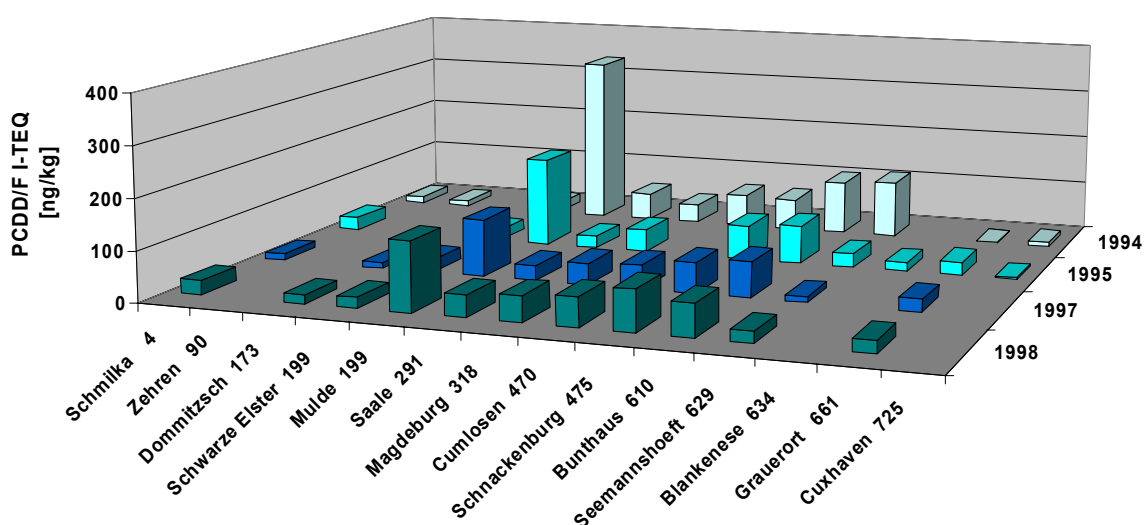


Abb. 7.35: Dioxin-Konzentrationen in Zentrifugenschwebstoffen zwischen 1994 und 1998 (Datenerhebung ARGE-Elbe, Umweltbehörde Hamburg)

Proben schwebstoffbürtigen Sediments zeigen vergleichsweise hohe Konzentrationen von Dioxinen und Furanen (im Folgenden zusammenfassend als Dioxin bezeichnet) in der Mulde, die in den 4 Beprobungsjahren leicht zurückgegangen sind. Auch in der Saale wurden erhöhte Dioxinkontaminationen gemessen. Dioxine sind in Schwebstoffen der flussabwärtsliegenden Stationen bis einschließlich Bunthaus nachzuweisen.

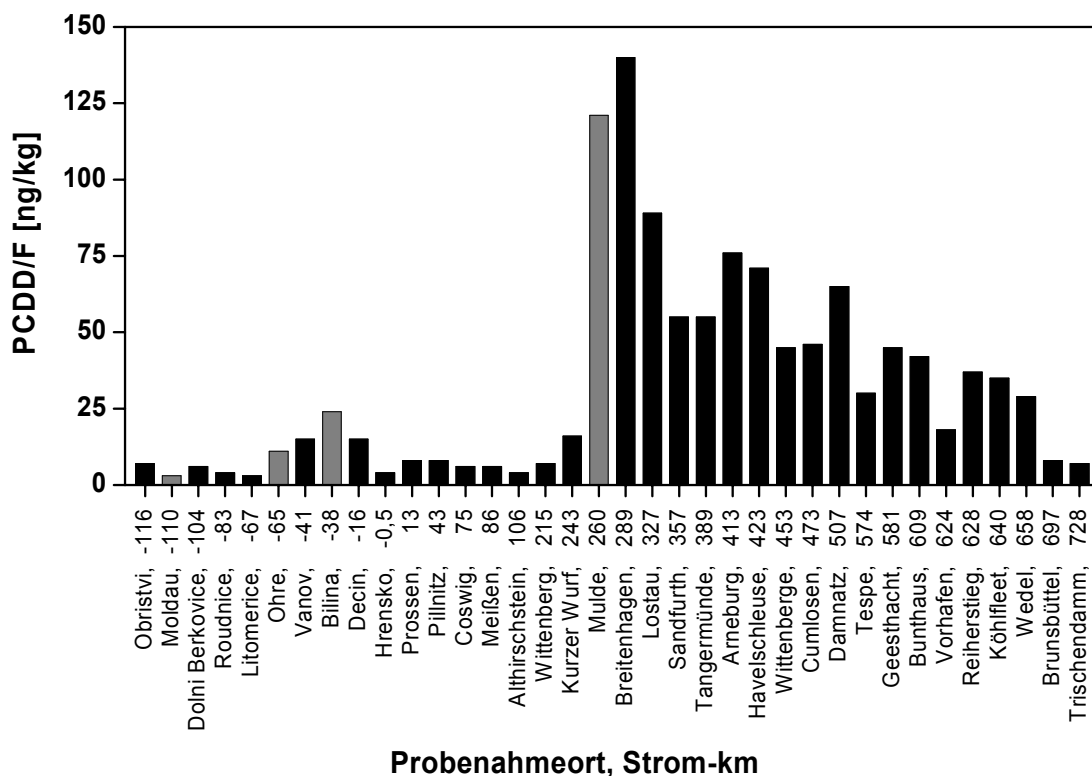


Abb. 7.36: Dioxin-Gehalte in Sedimenten entlang der Elbe im Jahre 2002 (Datenerhebung ARGE-Elbe)

Sedimente

Auch bei den Sedimentproben zeigt sich die Mulde, sowie die stromabwärtsliegenden Stationen als Kontaminationsschwerpunkt für Dioxin.

Alle stromabwärts folgenden Stationen zeigen erhöhte Konzentrationswerte, die allerdings in Richtung Hamburger Hafen abnehmen.








Zusammenfassung

Bis zur Mulde sind die Dioxingehalte der Elbe relativ niedrig und entsprechen den ubiquitären Befunden in dicht besiedelten, intensiv genutzten Regionen. Nach dem Zufluss der hoch belasteten Mulde sowie der Saale mit ihren gegenüber der Mulde geringeren, jedoch gegenüber den Werten der Oberelbe ebenfalls erhöhten Werten steigt der Dioxingehalt bei Magdeburg signifikant an und nimmt im weiteren Verlauf bis Bunthaus noch zu (Abb. 7.35). Dieser Verlauf wird auch durch Untersuchungen der Umweltbehörde Hamburg anhand von vier Elbelängsprofilen, aufgenommen in den Jahren 1994 – 1998, gestützt (Anonymus 1999). Qualitätskriterien für Dioxine und Furane sind für Sedimente im Einzugsgebiet der Elbe nicht formuliert worden. Alleiniges Bewertungskriterium stellt derzeit der von Evers et al. (1996) zur Bewertung von Sedimenten formulierte Safe-Sediment-Value von 20 I-TEQ ng/kg zur Vermeidung einer Anreicherung von Dioxinen in Fischen und Vögeln dar. Dieser Wert wird zumindest bis weit in den Hafen Hamburgs in Sedimenten überschritten (Abb. 7.36).

7.4. Ausweisung belasteter Gebiete

Basierend auf den Jahresmittelwerten wird eine Abschätzung der belasteten Gebiete bezüglich ihrer Überschreitung der jeweiligen Zielvorgaben (50 % der erhobenen Jahresmittelwerte) vorgenommen (Tab. 7.2). Dabei handelt es sich um eine Zuordnung regional gemessener Konzentrationen, auf deren Grundlage die „Areas of Concern“ identifiziert werden.

Dieser zweite Schritt der Bewertung (nach der Identifizierung der *Substances of Concern*) geht der eigentlichen Risikobewertung voraus, bei der die tatsächliche Bedeutung der Kontaminanten für das Elbeeinzugssystem auf der Grundlage zusätzlicher Informationen zur Lage der *Area of Concern* im Flusseinzugsgebiet, über hydrologischen Bedingungen (Verdünnungen im Elbverlauf), und Frachtbetrachtungen diskutiert werden wird.

	Zielvorgabe wird nicht erreicht		Nachweis von <i>Substance of Concern</i> ohne Zielvorgabe
	im Bereich der ZV (+/- 10 % der ZV)		
	ZV bis zum Zweifachen der ZV		
	vom Zwei- bis zum Vierfachen der ZV		
	mehr als das Vierfache der ZV		
	keine Daten verfügbar		

Tab. 7.2: Überschreitungen der Zielvorgaben für die einzelnen Substances of Concern in verschiedenen Regionen entlang der Elbe.

	Diox	PAH	As	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn	HCH	DDT	PCB	HCB	TBT	TeBT ²²
Valy														
Lysa														
Obristvi														
Zelcin/Moldau														
Decin														
Schmilka														
Zehren														
Dommitzsch														
Schwarze E.														
Mulde														
Saale														
Magdeburg														
Schnackenberg														
Bunthaus														
Seemannsh.														

²² TeBT nach relativen Mengen, die gemessen wurden, abgeschätzt, da eine IKSE oder ARGE-Zielvorgabe nicht existiert.

Für die Stoffklassen Polychlorierte Dibenzodioxine und – furane (PCDD/F), sowie PAKs sind in der ARGE-Elbe keine Zielvorgaben festgelegt worden. Da es sich jedoch in beiden Fällen um Substanzen der Hazard-Klasse 2 handelt, werden sie als *Substance of Concern* mitberücksichtigt.

Aus der Tabelle 7.2 können solche Orte, an denen die Zielvorgaben um mehr als das Zweifache überschritten werden, abgelesen werden. Ihre Lage im Belastungsmuster der Elbe gibt einen Anhaltspunkt, ob die Emission tatsächlich in dieser Region erfolgt oder aber stromaufwärts liegt und mit dem Sediment transportiert wird. Die Existenz möglicher Emittenten, durch die eine entsprechende Belastung hervorgerufen werden könnte, oder aber deren Abwesenheit, können parallel dazu die Plausibilität der Annahmen beeinflussen.

Als mögliche Belastungsstandorte kommen in Frage:

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

7.5. Die Relevanz von Zielvorgaben für die Identifizierung der Areas of Concern

In Kapitel 4 wurden die Sedimentqualitätskriterien, die im Elbeeinzugsgebiet angewendet werden, dargestellt. Im Kapitel 7 erfolgte bisher die Identifizierung der Areas of Concern durch einen Vergleich der chemischen Belastung mit den Zielvorgaben des neuen ARGE-Elbe Konzeptes, die in der Tabelle 7.2 zusammengefasst sind. Bei dieser Vorgehensweise ist zu hinterfragen, wie sensitiv die Ergebnisse dieser Studie auf die Auswahl der Zielvorgabe reagieren und ob eine andere Wahl zu anderen Schlussfolgerungen geführt hätte.

Für eine vergleichende Darstellung wurden die Richtwerte RW_1 der „Handlungsanweisung Baggergut Küste“ (HABAK, BfG 1999) ausgewählt, da sich diese für verschiedene Schadstoffe deutlich von den anderen in Tabelle 4.7. dargestellten Zielvorgaben unterscheidet und mit der Ausrichtung auf das

Küstensystem als finalem Rezeptor der stromabwärts transportierten Schadstoffe eine andere Schutzfunktion hat.

Auf einen Vergleich mit den WRRL-Qualitätskriterien wurde verzichtet. Der Grund liegt zum einen in den nur sporadisch angegebenen Zielwerten für Feststoffe in der WRRL. Zudem sind in dieser Gruppe die für die Elbe wesentlichen Schadstoffe Hg und Cd nicht erfasst. Bei den organischen Substanzen fehlen wichtige feststoffbezogene Kriterien für HCH und HCB, so dass sich die Schadstoffsituation der Elbe mit Hilfe der zur Zeit verfügbaren Zielwerte der Wasserrahmenrichtlinie für Schwebstoffe und Sedimente nicht abbilden lässt. Nach einer offiziellen Anfrage zu dem Thema äußerte sich EU Commissioner für Umweltangelegenheiten Stavros Dimas dahingehend, dass es zur Zeit wegen fehlender ökotoxikologischer Daten und wissenschaftlicher Grundlage nicht möglich sei, Qualitätsstandards für Sedimente einzuführen, die deren Berücksichtigung bei der Umsetzung der WRRL vereinfachen würden²³ (siehe auch Kapitel 5).

Tab. 7.3: Überschreitungen des RW_1 -Richtwertes nach HABAK (BfG, 1999) durch Schwermetalle und Arsen in verschiedenen Regionen der Elbe

	As	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn
Valy						
Lysa						
Obristvi						
Zelcin/Moldau						
Decin						
Schmilka						
Zehren						
Dommitzsch						
Schwarze E.						
Mulde						
Saale						
Magdeburg						
Schnackenberg						
Bunthaus						
Seemannsh.						

Tabelle 7.3 zeigt die Überschreitungen des Richtwertes RW_1 beispielhaft für die Schwermetalle analog der Darstellung in Tabelle 7.2.

Entsprechend der strengeren Kriterien für die Schwermetalle Kupfer und Zink sowie für Arsen ist eine Verschiebung in die höheren Schadstoffgruppierungen zu beobachten. Dennoch bleiben die *Areas of Concern* als solche bestehen: für Arsen ist die Mulde das bedeutendste Gebiet, für Kupfer zeichnen sich leichte Erhöhungen bei Decin und Schmilka, sowie unterhalb der Mulde ab. Auch Zink hat seine beständigsten Überschreitungen in der Mulde, wie auch aus Tab. 7.2 hervorgeht.

Eine entgegengesetzte Verschiebung tritt bei Cadmium und Quecksilber auf, deren RW_1 – Werte über denen des ARGE-Elbesystems liegen. Diese beiden Substanzen, die sowohl ökotoxikologisch als auch Elbe-spezifisch von hoher Bedeutung sind, zeigen hier eine stärkere

Differenzierung der *Areas of Concern*: Bei Cadmium liegt das Gebiet höchster Kontamination in der Mulde, bei Quecksilber in der Saale, was bei Tab. 7.2 so nicht erkennbar war.

²³ Der Briefwechsel ist einzusehen unter :

http://www.sednet.org/index.php?option=com_content&task=view&id=38&Itemid=57

7 IDENTIFIZIERUNG DER AREAS OF CONCERN

Aus dieser Betrachtung lässt sich ableiten, dass die vorliegende Darstellungsweise robust ist und es nicht zu einer anderen Interpretation der relevanten Gebiete durch Wahl eines anderen Qualitätskriteriums kommt. Ein Vergleich mit einer Eingruppierung der Schadstoffkonzentration in Klassen mit anderen Grenzen kann die Differenzierbarkeit erhöhen.

Ein Vergleich der beiden vorliegenden Zielvorgaben ist insofern von besonderem Interesse, als sie die Qualitätsbewertungen im Flusssystem und im Küstensystem darstellen. Material, das vom Elbstrom nach Hamburg eingetragen wird, muss, um beispielsweise im Bereich der Bundeswasserstraßen im Küstenbereich umgelagert zu werden, den Qualitätsnormen der HABAK entsprechen.

Neue nationale Richtlinien, die die Empfehlungen des London-Abkommens von 1972 sowie die von OSPAR und HELCOM empfohlenen Regeln für den Umgang mit Baggergut und die HABAK-Handlungsanweisung in einem neuen Konzept vereinigen, sollten vom Bund-Länder-Arbeitskreis für den Umgang mit Baggergut an der Küste (BLABAK) in einem langwierigen Prozess erarbeitet werden, was jedoch bisher nicht zu einem abschließenden Ergebnis geführt hat (Drucksache 15/2626 des Deutschen Bundestages vom 24.2.2004). Geeinigt hat sich der Arbeitskreis dagegen 2001 auf ein nationales TBT-Konzept, welches von seewärts kommend bis an die Tiedegrenze reicht und damit auch für den Seehafen Hamburg relevant ist. In Anlehnung an den Beschluss der International Maritime Organisation (IMO) sieht das Konzept eine zeitlich gestufte Vorgehensweise vor, wie hoch das Baggergut für eine Umlagerung im Gewässer mit TBT maximal belastet sein darf:

Kurzfristig bis 2005: 600 µg TBT/kg

Mittelfristig bis 2010: 300 µg TBT/kg

Langfristig nach 2010: 60 µg TBT/kg.

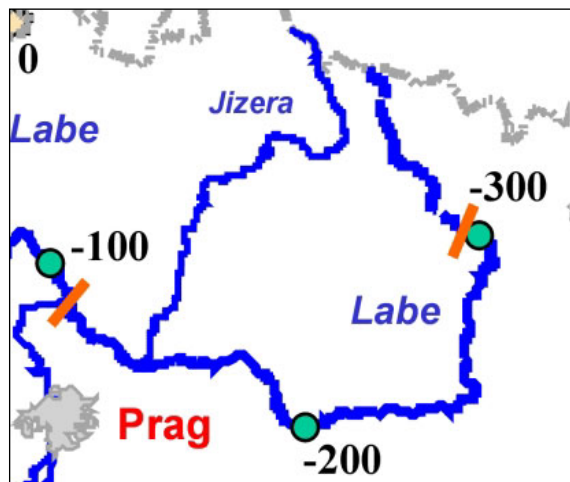
Die Reduktion mit der zeitlichen Distanz reflektiert den prognostizierten Rückgang der TBT-Belastung aufgrund der Vorgaben der IMO.

Die für 2005 geplanten TBT-Grenzwerte von 300 µg TBT/kg werden unterhalb des Hafens in Seemannshöft seit 1996 nicht überschritten, sie liegen aber immer noch bei ca. 100 µg/kg.

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

8.1. Die Region des Tschechischen Elbeinzugsgebiets von Valy bis zum Moldauzufluss mit Bezug auf Cadmium, PCB und PAKs (in geringerem Maße auch Quecksilber).

8.1.1. Regionaler Überblick



Das Einzugsgebiet der Elbe hat bis zur Einmündung der Moldau eine Größe von ca. 13 000 km² (Profil Brandys n. L.). Die Jicera und die Orlice stellen die größten Nebenflüsse im betrachteten Teileinzugsgebiet dar. Die natürlichen Abflussbedingungen werden durch eine Vielzahl von Stauhaltungen geregelt. Zwischen Pardubice (km -240) und Prelouc (km -223) gibt es drei Stauhaltungen, die nicht schiffbar sind. Weiter unterstromig bis zur Einmündung der Moldau befinden sich weitere 15 Stauhaltungen, die mit Schiffsschleusen versehen sind (IKSE 1995). Insbesondere durch die Schaffung von Stauhaltungen ist davon auszugehen, dass auch

in der tschechischen Republik Stillwasserbereiche im Flussschlauch entstehen, die bevorzugte Sedimentationsräume für Schwebstoffe darstellen. Diese entstehen einerseits sowohl durch die Verbreiterung des Fließquerschnittes im Allgemeinen als auch durch die Überstauung von alten, flussparallel gebauten Dämmen hinter denen sich Sedimentdepots aufbauen können, weil die Fließgeschwindigkeiten erniedrigt sind (pers. Mitteilung von M. Rudis, 2005).

In diesem Teileinzugsgebiet liegen drei der zehn größten Städte der Tschechischen Republik mit jeweils ca. 90 000-100 000 Einwohnern: Hradec Kralové und Pardubice an der Elbe, sowie Liberec an der Lausitzer Neiße, die in die Jicera entwässert.

Insbesondere Pardubice entwickelte sich zu einem bedeutenden Zentrum für chemische Industrie an der Elbe. Daran haben vor allem die schon in den 1920´er Jahren gegründeten Sprengstoffwerke Explosia Semtin (Semtin ist ein Vorort von Pardubice, Semtex ist der Name des bereits in den 1960´er Jahren entwickelten Plastiksprengstoffes) und die Synthesia Werke großen Anteil. Durch den Aufbau der Synthesia-Werke für Industriedünger 1928 und des Verbandes für chemische und Hüttenproduktion im nahegelegenen Rybitví, entstand hier schrittweise ein großer Chemiekomplex. Synthesia – der Produktionsbetrieb Aliachem AG – ist heutzutage einer der größten Hersteller von hochwertigen chemischen Produkten in der Tschechischen Republik, dessen Sortiment mehr als tausend verschiedene Produkte umfasst, von organischen Farbstoffen, Pigmenten bis zu Basisprodukten für Agrochemikalien, anorganische Chemie, Arzneimittel, Kunststoffe, Sprengstoffe sowie Treibgase und -flüssigkeiten. Auf dem Gelände der Synthesia AG ist eine biologische

Abwasserkläranlage erbaut worden, die das städtische und industrielle Abwasser klärt. Die nahe gelegene Ostacolor AG ist eine Handelsgesellschaft, die Farbstoffe, Pigmente und andere Farbprodukte im Inland und Ausland vertreibt. Die geschäftlichen Aktivitäten dieses Unternehmens werden durch Kontroll-, Service- und Forschungstätigkeit ergänzt. Einer der ältesten Betriebe in Pardubice, die Paramo AG, ist im Bereich der Erdölverarbeitung tätig. Ihr Produktionsprogramm umfasst eine breite Produktpalette im Bereich der Brennstoffe, Schmieröle, Parafine und Asphalte (PARAMO, 2004).

Ein zweites bedeutendes chemisches Industriezentrum befindet sich bei Neratovice an der Elbe (ca. km –120), oberstromig der Messstelle Obristvi (km –116) der IKSE. Die SPOLANA wurde bereits am Ende des 19. Jhdt. gegründet. Es wurden seinerzeit Öl, Stearin, Seifen und Kerzen produziert. Zwischenzeitlich (bis 1940) gab es auch Lebensmittelproduktion auf dem Werksgelände, bis 1947 die ersten Viskosestapelfasern produziert wurden. Heute sind die Produktion von PVC-Suspensionen und -Granulaten, die Herstellung von Caprolactam und chemischer Grundstoffe, wie Natronlauge, Salzsäure, Schwefelsäure, Ammoniumsulfat die Hauptgeschäftsfelder (SPOLANA, 2004).

Die Jizera wird unterstromig von Železný Brod vor allem durch textilverarbeitende Industrie und Glasindustrie beeinflusst. Weitere Belastungsquellen durch die Bearbeitung von Glas, Textilien und Bijouterie, die Maschinenbauindustrie und Automobilwerke Škoda und Liaz liegen in den Städten Turnov, Mnichovo Hradiště und Mladá Boleslav (Schindler & Lochovski, 1997). Im Einzugsgebiet der Jizera befindet sich die Lausitzer Neiße, deren Sedimente sehr stark durch die metallverarbeitende Industrie von Liberec und Jablonec beeinträchtigt werden (Martinek et al. 2002).

In dem betrachteten Streckenabschnitt der Elbe liegen die IKSE-Messstationen Valy (km –227), Lysa (km –151) und Obristvi (km –116)

8.1.2. Cd

Im betrachteten Streckenabschnitt bis zur Moldaumündung sind die Schwermetallbelastungen der Sedimente im Allgemeinen von geringerer Bedeutung als die Kontamination mit organischen Schadstoffen. Dennoch werden auch bezüglich der Schwermetalle die Zielvorgaben überschritten. Martinek et al. (2002) weisen darauf hin, dass im Riesen- und Isergebirge die natürlichen Hintergrundkonzentrationen insbesondere bei Zink und Cadmium bereits über den Zielvorgaben der ARGE-Elbe/IKSE liegen. Die langjährigen Datenreihen der IKSE (Zahlentafeln 1996-2003) weisen Überschreitungen für Cadmium bereits ab der Messstelle Valy auf. Dies deckt sich mit Befunden von Sedimentuntersuchungen der VUV von 2001 und 2002 (Rudis, 2005) sowie Martinek et al. 2002. Diese weisen als mögliche Quellen der Schwermetallbelastungen im oberen Elbabschnitt neben den Direkteinleitern SYNTHESIA und SPOLANA auch auf die ehemalige Bergbauregion Kutna Hora hin. Spindler und Lochovsky (1997) identifizieren die Jizera als eine weitere Cadmiumquelle für die Elbe. Der Grund wird in der metallverarbeitenden und Autoindustrie gesehen.

8.1.3. Hg

Auch für Quecksilber werden Überschreitungen der Zielvorgaben für Sedimente im Streckenabschnitt bis zur Moldau festgestellt (Zahlentafeln der IKSE). Martinek et al. (2002) weisen auf die SYNTHESIA und SPOLANA als wichtigste Direkteinleiter hin. Auch dies wird durch die unveröffentlichten Daten von Rudis (2005) bestätigt, wenn auch oberstromig der SYNTHESIA vereinzelt Überschreitungen der Zielvorgaben gefunden wurden (Abb. 8.1).

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

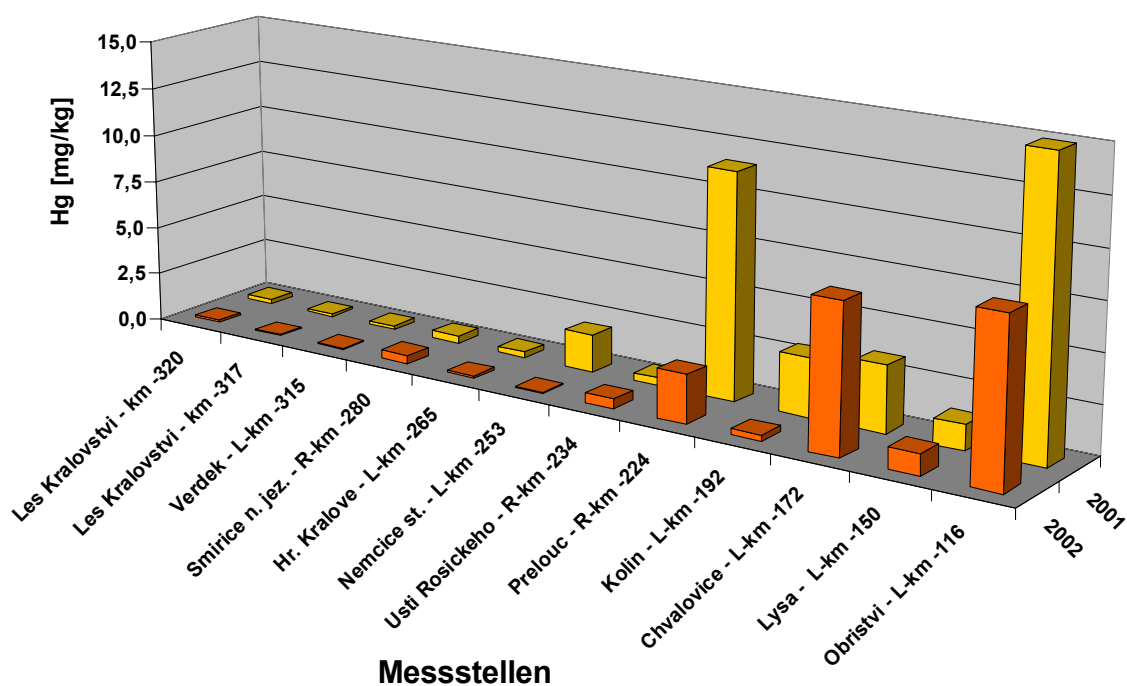


Abb. 8.1: Quecksilbergehalte in der tschechischen Elbe oberhalb der Moldaumündung (Rudis, 2005). (R – rechte Flussseite, L – linke Flussseite)

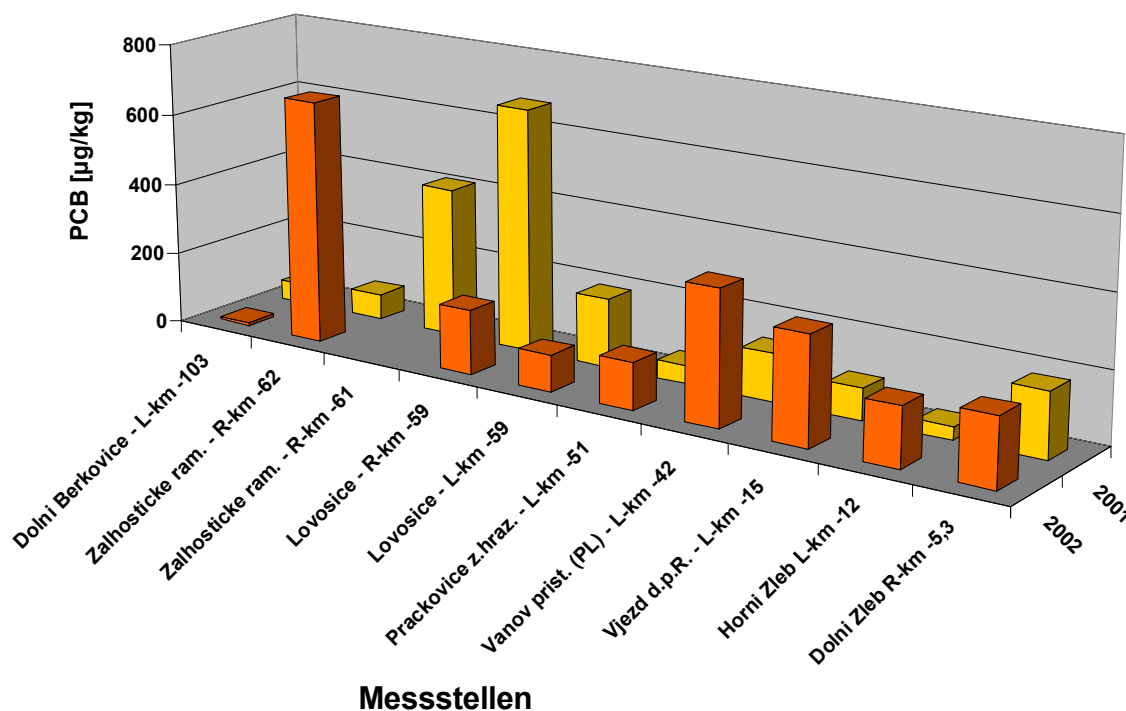


Abb. 8.2: PCB-(7)-Befunde in der tschechischen Elbe unterhalb der Moldaumündung (Daten Rudis, 2005). (R – rechte Flussseite, L – linke Flussseite)

8.1.4. PCB

In Heininger et al. (2005) sind die Punktquellen der PCB-Belastung des Tschechischen Elbabschnittes genannt. Für den hier betrachteten Streckenabschnitt sind dies die Unternehmen SYNTHESIA in Pardubice (km -235) und SPOLANA in Neratovice (km -120). Auch Gandraß et al. (1998) belegen durch Untersuchungsbefunde aus den 1992-95' er Jahren die Quellfunktion dieses Streckenabschnittes für PCB. Dabei ist auffällig, dass für einzelne Kongenere selbst oberstromig der Industriestadt Hradec Kralové erhöhte Konzentrationen gefunden wurden, was sich mit Untersuchungsergebnissen von Rudis (2005) deckt (Abb. 8.2). Die Quelle ist allerdings nicht bekannt.

Die Untersuchung der Nebenflusssedimente von Schindler und Lochovsky (1997) zeigte auch, dass an einzelnen Messstellen in der Jicera Gehalte von bis zu 532 µg/kg als Summe von 7 Kongeneren aufgetreten sind.

8.1.5. PAKs

Es liegen keine detaillierten Ergebnisse über die PAK-Belastung der Sedimente in diesem Streckenabschnitt vor, die einen Rückschluss auf einzelne Verursacher zulassen.

8.2. Das Einzugsgebiet der Moldau in Bezug auf PCB, PAKs (in geringerem Maße auch Cadmium)

8.2.1. Regionaler Überblick



Die Moldau (Vltava) hat ein Einzugsgebiet von ca. 28.000 km² (Profil Vranany). Sie mündet bei km -109 in die Elbe und stellt das größte Fließgewässer der Tschechischen Republik dar. Zu den bedeutendsten Nebenflüssen gehören von der Quelle bis zur Mündung die Malše, Lužnice, Otava, Sázava und die Berounka. Im Einzugsgebiet liegen drei der zehn größten Städte mit mehr als 100.000 Einwohnern: Ceske Budejovice (Budweis) ca. 98.000, Plzen (Pilsen) ca. 165.000, und Praha (Prag) mit 1.179.000. Auch der Abfluss der Moldau wird durch eine

Reihe von Talsperren reguliert. Unterstromig des Zuflusses der Berounka wird die Schifffahrt durch Wehre mit Schleusen ermöglicht. Nach Schindler und Lochovsky (1997) ist im Oberlauf der Moldau holzverarbeitende Industrie angesiedelt. Der Mittellauf ist durch die Einflüsse der Stadt Ceske Budejovice mit metallverarbeitender Industrie, Papierwerk- und Brauereiabwässern gekennzeichnet. Der Unterlauf der Moldau nimmt die Berounka auf, deren Sedimentqualitäten durch die Industriestädte Pilsen mit metallverarbeitender Industrie und Maschinenbau, sowie die Städte Dvůr Králové und Beroun gekennzeichnet ist. Als eine wesentliche Belastungsquelle ist der Ballungsraum

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Prags mit verarbeitender Industrie anzusehen. Wichtigste Branchen sind die Nahrungsmittelproduktion, die Herstellung von elektrischen und optischen Geräten, Metallverarbeitung, im Maschinenbau, Chemie, Baustoffindustrie sowie die Transportmittelherstellung (Straßenbahnen, Krafträder-JAWA). Die IKSE (2003) nennt den Betrieb KAUCUK in Kralupy an der Moldau einen bedeutsamen Direkteinleiter. Dort werden Gummis auf Polystyrenbasis hergestellt. Zum Konzern gehört ebenfalls seit den 1980´er Jahren eine Raffinerie.

Die Messstelle der IKSE an der Moldau liegt 5 km oberhalb der Einmündung in die Elbe bei Zelzin.

8.2.2. Cd

Der Ober- und Mittelauf der Moldau (Vltava) (bis zum linksseitigen Zufluss Berounka bei Radotin, Abb. 8.3) kann als mäßig belastet betrachtet werden. Höhere Belastungen mit Cadmium im Unterlauf der Moldau werden durch den Zufluss der Berounka und vor allem dem Prager Ballungsraum verursacht (Schindler und Lochovsky, 1997).

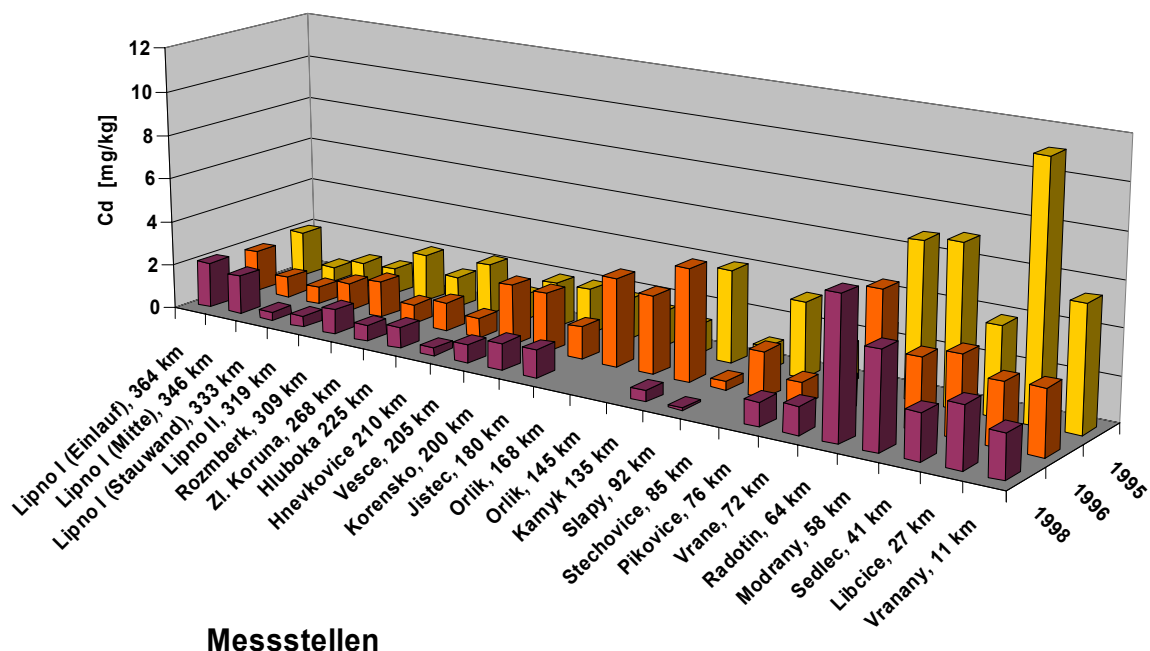


Abb. 8.3: Cadmiumgehalte in Sedimenten entlang der Moldau (Schindler und Lochovsky, 1997).

8.2.3. PCB

Die PCB-Gehalte in der Moldau an der Messstelle Zelzin der IKSE unterlagen einem dynamischen Wandel (Zahlentafeln der IKSE 1996-2003). Während in den Jahren 1996 bis 2001 eine stetige Zunahme der gemittelten Gehalte in schwebstoffburtigen Sedimenten zu erkennen war, sanken in den Jahren 2002 und 2003 die Konzentrationen wieder auf ihr ursprünglich niedrigeres Niveau. Schindler und Lochovsky (1997) identifizierten die höchsten PCB-Gehalte unterhalb von Ceske Budejovice und vor allem Prag sowie in den Nebenflüssen Luznice und Otava, ohne jedoch Punktquellen nennen zu

können. An einzelnen Messstellen wurden 1995 Befunde von bis zu 416 µg/kg (in Stechovice) als Summe von 7 Kongeneren gemessen. Insbesondere für den Eintrag in die Elbe sind die Belastungen aus Prag am bedeutungsvollsten. Auch Gandraß et al. (1998) identifizieren die Moldau als Belastungsquelle für die Elbe.

8.2.4. PAK

Bezüglich der Belastung der Sedimente mit PAKs erläutern Schindler und Lochovsky (1997) eine mit den PCB Belastungsregionen vergleichbare Situation.

8.3. *Das Gebiet um Decin (Bilina) mit Bezug auf Quecksilber, DDT und HCB, möglicherweise auch auf PCB und PAKs.*

8.3.1. Regionaler Überblick

Das Teileinzugsgebiet der Elbe bis Decin (km –21) hat eine Größe von ca. 51 000 km² (Pegel Decin). Zwischen der Moldaumündung in die Elbe (km –109) und Decin befinden sich sechs schiffbare Staustufen. Die größte Staustufe ist gleichzeitig die unterstromigste bei Vanov/Strekov. Innerhalb dieses Teileinzugsgebietes befinden sich bedeutende industrielle Zentren bei Lovosice an der Elbe als auch bei Usti n. L. und Decin. Des Weiteren ist die nordwestliche Industrieregion mit den Bezirken Teplice und Most und Chomutov, die über die Biela (Bilina) bzw. Ohre (Eger) mit der Elbe verbunden ist, bedeutungsvoll. Hier spielte sich im 19. Jhdt. eine intensive Industrialisierung aufgrund des nordtschechischen Braunkohlebeckens ab. Und auch heute noch ist die Region um Most, Sokolov, Chomutov, Teplice u.a. durch Schwer- und Förderindustrie gekennzeichnet. Sie umfassen die Braunkohlegewinnung im Tagebau, Raffinerie, Eisenbearbeitung, Energieproduktion im Wärmekraftwerk, Petrochemie, Maschinen- und Vorrichtungsbau und Glasproduktion (AiF, 2005).

Die Ohre stellt mit einer Länge von 247 km und einer Einzugsgebietsfläche von 5314 km² sowie mit einem durchschnittlichen Durchfluß von 38 m³/s an der Mündung in die Elbe das drittgrößte Fließgewässer der Tschechischen Republik dar. Die Ohre mündet bei km –44 in die Elbe. Auch die Ohre wird durch Stauhaltungen in ihrem Abfluss reguliert.

Am Mittellauf der Ohre sind vor allem die chemische Industrie (vorwiegend Schwerchemie in den Städten Sokolov, Chomutov) und der Braunkohletagebau lokalisiert. Außer den Direktabwassereinleitungen von der Industrie und städtischen Ballungsgebieten sind hier die Flächenbelastungen durch atmosphärische Niederschläge bedeutsam. Auch die Einflüsse ehemaliger Bergbautätigkeiten im Erzgebirge können hier hinsichtlich der Schwermetallbelastung von großer Bedeutung sein. Darüber hinaus tragen die durch Grubenwässer belasteten Zuflüsse der Ohre (Svatava, Stoka, Chodovský potok, Rolava, Bystøice, Hornohradsky potok) zur Schwermetallbelastung bei. Weitere Belastungen stammen aus den Abwässern von Braunkohlekraftwerken (Tisová, Prunérov, Tušimice). Die Schadstofffrachten aus den oberstromigen Regionen werden durch Sedimentation in den Staustufen Kadaòský stupeò und Nechanice im Mittellauf der Ohre reduziert. Weitere

Schwermetallbelastung unterhalb der Staustufe Nechranice bringt die metallverarbeitende Industrie in den Städten Žatec und Chomutov mit sich (Schindler und Lochovsky, 1997).

Die Bílina entspringt im Erzgebirge und entwässert eine Fläche von 1072 km². Mit ihrem durchschnittlichen Jahresdurchfluss von 5,0 m³/s gehört sie zu den hydrologisch kleinen Zuflüssen der Elbe. In ihrem Oberlauf ist sie von den Chemiewerken in Litvinov, Most und Záluží beeinflusst. Das Wasser der Bílina wird in ihrem Oberlauf völlig zu Industriezwecken ausgenutzt. Außerdem folgt sie in diesem Gebiet infolge der Braunkohletagebautätigkeit keinem ursprünglichen natürlichen Wasserbett. Beispielsweise wird das Wasser der Bilina im Ballungsraum der Stadt Most nur mittels Rohrleitungen geführt. Unterhalb Mosts wird das geklärte Abwasser von den Stadtkläranlagen Záluží und Most sowie das Grubenwasser vom Braunkohletagebau wieder dem natürlichen Flußbett zugeführt. Die Bílina wird weiter von den Braunkohlekraftwerken (Ledvice und Poèerady) und Grubengewässern beeinträchtigt, bis sie in ihrem Unterlauf, oberhalb der Mündung in die Elbe, Abwässer der Industriestadt Ústi n.L. aufnimmt.

Die IKSE-Messstelle dieses Streckenabschnittes der Elbe befindet sich in Decin km –21.

8.3.2. Hg

Die Untersuchungsbefunde an der IKSE-Messstelle machen auf eine bedeutsame, oberstromig gelegene Quecksilberquelle aufmerksam (IKSE-Zahlentafeln 1996-2003). Pepelnik et al. (2004) bestimmten in der Mündung Bilina in die Elbe in den Jahren 1998-2003 Hg-Konzentrationen zwischen 4 und 12 mg/kg. Martinek et al. (2002) nennt die SPOLCHEMIE als bedeutsamen Quecksilberemittenten für die Elbe. Schindler und Lochovsky (1997) identifizierten ebenfalls die Spolchemie in Ústi n.L. durch Quecksilbermessungen im Längsprofil zwischen 1995 und 1998 der Bilina als bedeutsamsten Emittenten (Abb. 8.4). In der SPOLCHEMIE wird das Amalgamverfahren zur Chlor-Alkali-Elektrolyse eingesetzt. Die Reinigung u.a. der quecksilberhaltigen Abwässer erfolgte erst seit der jüngsten Vergangenheit.

8.3.3. DDT

Die Befunde der DDT-Untersuchungen an der Messstelle in Decin weisen ebenfalls auf eine starke Quelle im oberstromigen Einzugsgebiet hin. Gandraß et al. (1998) zeigten, dass 1992 sowohl in der Bilina als auch in der unterstromigen Elbe die p,p' DDT in größeren Konzentrationen vorlagen, als die Metaboliten. Im Jahr 1995 wurden für p,p' DDT in der Elbe unterhalb der Bilina im Vergleich zu 1992 die höchsten Konzentrationen weiter stromabwärts gefunden. Schindler und Lochovsky (1997) fanden in der Bilina unterstromig der Abwassereinleitung der SPOLCHEMIE DDT-Konzentrationen von bis zu 6.000 µg/kg. Rudis (2005) ermittelte im Jahr 2002 in Sedimenten der Elbe unterstromig der Bilina immer noch Konzentrationen von bis zu 970 µg/kg. Das Längsprofil von Rudis (2005) zeigt aber auch, dass oberstromig der Bilina vereinzelt DDT-Quellen wirksam gewesen sind – möglicherweise Belastungen die durch das extreme Hochwasser 2002 verursacht, bzw. wieder freigelegt wurden. Beranek und Petrlik (2005) veröffentlichten, dass die Aufbewahrung veralteter Pestizide in landwirtschaftlichen Vertriebszentren und Kooperativen bis heute an vielen Standorten üblich ist.

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Kalinova (2002) veröffentlichte, dass die hohen Befunde an DDT und der Metaboliten nicht mehr aus aktiven Produktionsprozessen, sondern durch Altlasten der SPOLCHEMIE verursacht werden. Die Drainageabwässer der kontaminierten Böden würden zusammen mit den Abwässern abfließen.

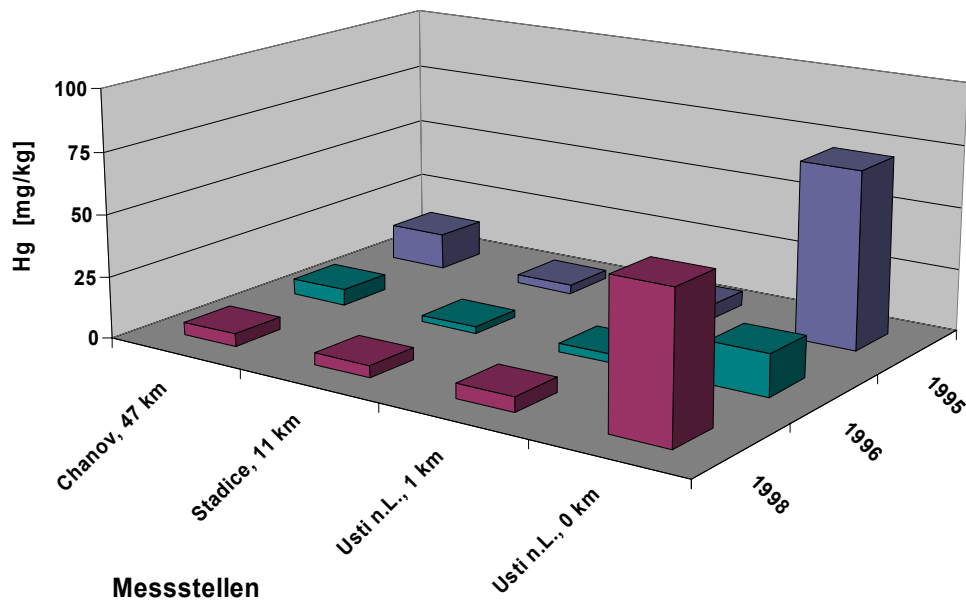


Abb. 8.4: Quecksilberbefunde in Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky, 1997).
Die Kilometrierung steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.

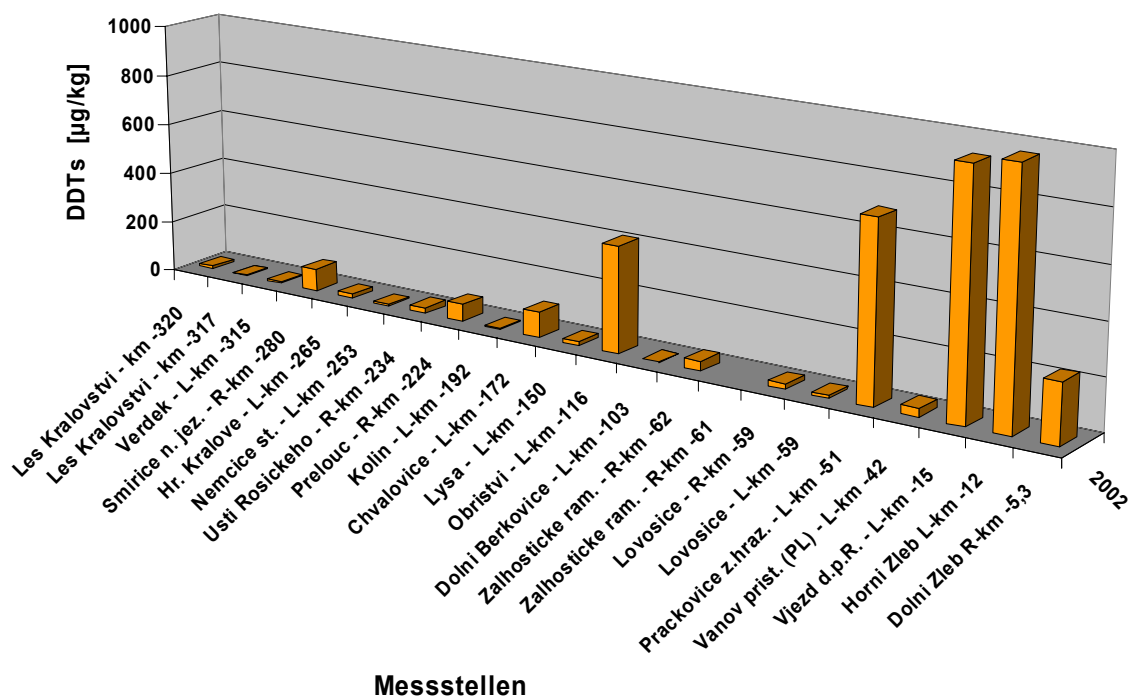


Abb. 8.5: DDTs in Sedimenten im Jahr 2002 im Längsschnitt der tschechischen Elbe (Daten Rudis, 2005). (R – rechte Flussseite; L – linke Flussseite)

8.3.4. HCB

Die Untersuchungen von Gandraß et al. (1998) belegten für die Jahre 1992 und 1994 HCB-Konzentrationen in der Bilina unterhalb der Einleitung der SPOLCHEMIE zwischen knapp 8.000 und 13.700 µg/kg. Schindler und Lochovsky (1997) finden unterstromig des Einleiters der SPOLCHEMIE in den Jahren 1995 und 1996 HCB Konzentrationen zwischen 4 000 und 18 750 µg/kg, so dass eine logarithmische Darstellung notwendig wird, wenn das Längsprofil der Bilina dargestellt werden soll (Abb. 8.6). Nach Angaben von Beranek und Petrlik (2005) wird HCB aktuell in der SPOLCHEMIE nicht produziert, fällt allerdings nach wie vor als Beiprodukt chemischer Synthesen an. Auch die in Heininger et al. (2005) veröffentlichten Werte aus dem Jahr 1996 weisen auf die SPOLCHEMIE als Verursacher der Belastung der unterstromigen Elbesedimente hin.

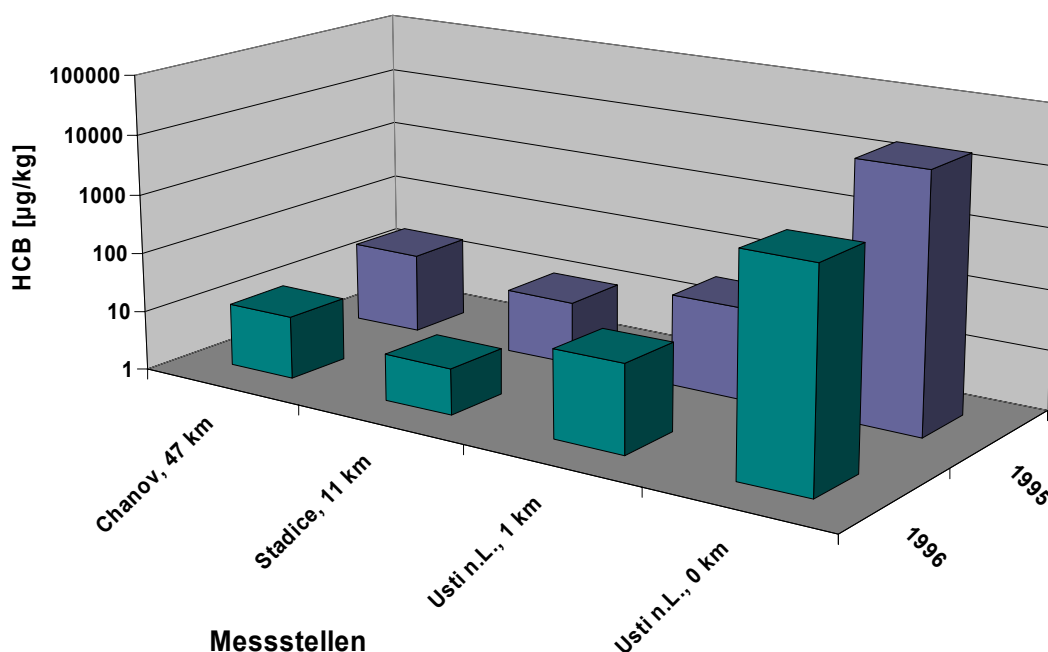


Abb. 8.6: Die HCB-Gehalte in Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky 1997). Die Kilometrierung steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.

8.3.5. PCB

Die hohen PCB-Befunde an der Messstelle in Decin km –21 müssen nicht alleine auf Quellen aus der Bilina zurückzuführen sein, auch wenn Schindler und Lochovsky (1997) 1995 und 1996 entlang der gesamten Bilina mit 114 bis > 1.400 µg/kg relativ hohe PCB-Gehalte in den Sedimenten fanden (Abb. 8.6). Dabei soll nicht unerwähnt bleiben, dass auch die Ohre in ihren Sedimenten vor allem in ihrem Mittellauf Konzentrationen bis knapp 600 µg/kg als Summe aus 7 Kongeneren aufwies, die allerdings im Bereich der Mündung auf Werte zwischen 60 und 100 µg/kg abfallen.

Die Nennung der Punktquellen in der Tschechischen Republik (Heininger et al., 2005) weisen neben der SPOLCHEMIE in Usti n.L. auch auf mögliche historische Belastungen aus den Unternehmen SEPAP

in Steti, km –92 und TONASO in Nestemice, km –33 hin. Natürlich können auch die oberstromigen Teileinzugsgebiete zur Belastung beitragen.

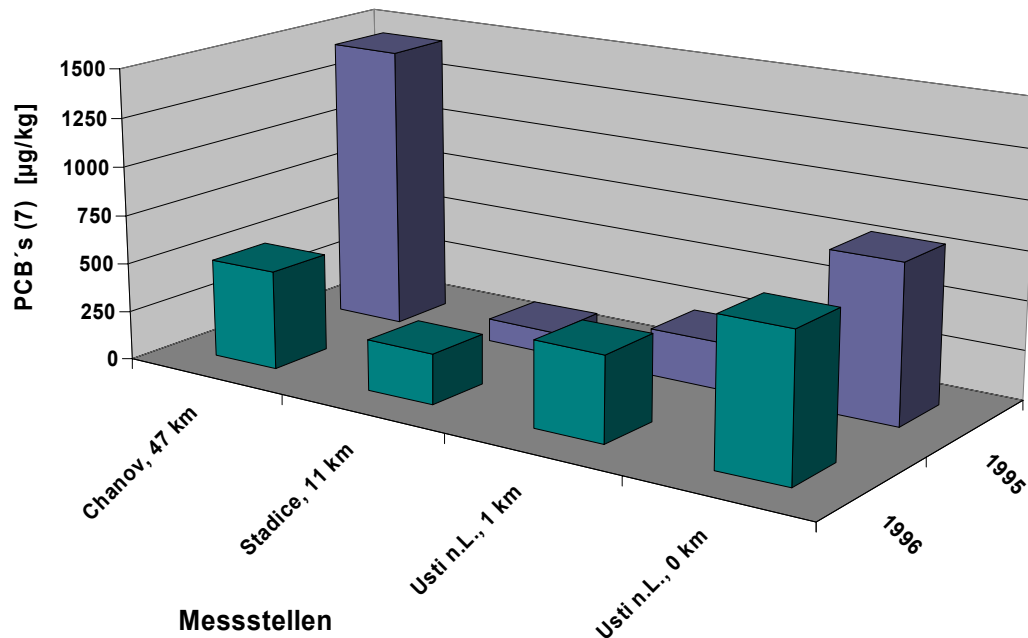
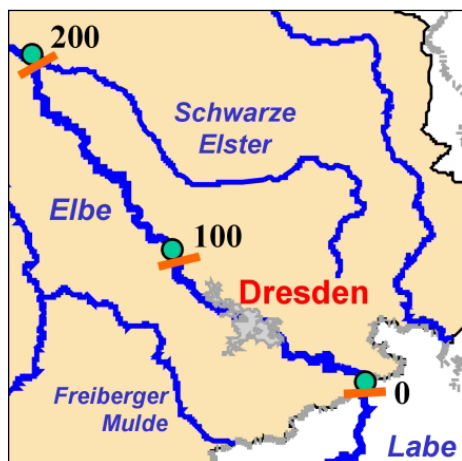


Abb. 8.7: PCBs in den Sedimenten der Bilina (Schindler und Lochovsky, 1997).
Die Kilometrierung steigt von der Einmündung in die Elbe bis zur Quelle an.

8.3.6. PAK

Die Quellen der PAK-Belastung der Elbsedimente in der Tschechischen Republik können vielfältig sein. Allgemein kann festgehalten werden, dass in der Tschechischen Republik der Anteil der Kohle an der Primärenergieproduktion relativ hoch ist. Im Jahr 2000 betrug der Anteil ca. 53 %, in der BRD lediglich 25 %. Die vorgefundenen PAK-Gehalte in den Sedimenten der Bilina und Ohre sind trotz der Ansiedlung der Schwer- und Förderindustrie im Nordwesten Böhmens nicht höher als unterstromig des Prager Ballungsraumes. Die höheren Frachten aus der Moldau lassen diese als wesentlichere PAK-Quelle für die Elbe erscheinen.

8.4. Das Gebiet von Decin bis zur Einmündung der Schwarzen Elster: Schmilka Hrensko, Zehren/Dommitzsch mit Bezug auf Quecksilber, HCB, PCB, DDT, PAKs und, (in geringerem Maße Cadmium), wobei die Einträge hier von stromaufwärts kommen können.



Für die meisten der hier betrachteten Schadstoffe liegen zwischen Decin km –21 an der Elbe und der Einmündung der Schwarzen Elster km 199 keine bedeutsamen Quellen, was sich insbesondere in den gleichförmig sinkenden Gehalten von Quecksilber, Hexachlorbenzol, den PCB-Gemischen und den DDT-Verbindungen aus den Zahlentafeln der IKSE (1996-2003) ableiten lässt. Auch Heininger et al. (2005) beschreiben für PCB und HCB-Messungen aus dem Jahr 1996 dieses Phänomen. Gandraß et al. (1998) wiesen 1994 an der Elbe stetig sinkende Gehalte an DDT und seinen p,p'-Metaboliten zwischen der Bilina und der Schwarzen Elster aus und bestätigten damit diesen Befund.

Lediglich für ausgewählte Schwermetalle und PAKs lässt sich dieser gleichmäßige Trend der Konzentrationsabnahme mit der Fließstrecke nicht ableiten. Die PAK-Gehalte in den schwebstoffbürtigen Sedimenten nehmen zwischen Decin und Hrensko/Schmilka eher zu, um anschließend bis Dommitzsch auf einem gleichbleibend hohen Niveau zwischen 5 und 10 mg/kg zu liegen. Die Gehalte an Cadmium, aber auch Kupfer, Zink und Blei nehmen ebenfalls zwischen Decin und Schmilka zu, um dann langsam entlang der Fließstrecke wieder zu sinken. Die Industrieansiedlungen in der Stadt Decin sind vielfältig und reichen vom Maschinenbau und die Metallurgie bis zum Betrieb der Werft in Boletice. Vertreten sind aber auch die Textil-, Lebensmittel-, polygrafische und holzverarbeitende Industrie.

Die Cadmiummessungen der GKSS (Pepelnik et al. 2004) in Sedimenten aus diesem Streckenabschnitt belegen ebenfalls einen Konzentrationsanstieg zwischen Decin und der deutsch-tschechischen Grenze, wobei durchschnittlich höhere Gehalte in Oberflächensedimenten als in schwebstoffbürtigen Sedimenten gemessen wurden. Außerdem ist zwischen 1998 und 2003 eher eine Zunahme der Gehalte an einzelnen Probennahmepunkten zu verzeichnen. Eine generell abnehmende Tendenz der Schwermetallgehalte in den oberflächennahen Gewässersedimenten entlang der Fließstrecke unterstromig der Landesgrenze ist nicht zu erkennen. Generell kann im Festgesteinsabschnitt der Elbe auch mit stärkeren erosionsbedingten Einträgen gerechnet werden.

8.5. Das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster mit relativ geringen Belastungen an Cadmium und Zink.

8.5.1. Regionaler Überblick

Die Schwarze Elster ist ein wichtiger Nebenfluss der Elbe mit einem zum Teil hochindustrialisierten Einzugsgebiet von über 5000 km². Der Industriestandort Lauchhammer/Senftenberg entstand in Zusammenhang mit der Ansiedlung der Braunkohlenkokerei infolge des Aufschwungs der Energiewirtschaft in der DDR. Im Zuge der Braunkohleförderung entstanden Eisen- und Stahlwerke in Gröditz, Aluminiumhütten in Lauta, eisen- und metallverarbeitende Industrie (Ferrolegierungswerk, Kunstgießerei, Großgerätebau in Lauchhammer), petrochemische (Synthesewerk Schwarzheide, heute BASF), Textil- (Zellstofffabrik in Gröditz), sowie Kunststoff- und Gummiindustrien. Zahlreiche Produktionsstätten nutzten die Schwarze Elster und ihre Zuflüsse als Vorfluter für ihre Abwässer, bis 1990 leistungsfähige Kläranlagen fertiggestellt wurden. Im Oberlauf der Schwarzen Elster herrscht heute eine schwache und diffuse Ansiedlung von Leichtindustrie vor. Demgegenüber dominiert im Mittellauf Bergbau, Chemie und Schwerindustrie. Im Unterlauf konzentriert sich vor allem die Metallverarbeitung auf größere Städte. Detailliertere Informationen über die Industrieansiedlungen entlang der Schwarzen Elster gibt (Naumann, 1997).

Neben den Industriegebieten in Senftenberg/Lauchhammer, Elsterwerda und Herzberg beeinflusst insbesondere der Lausitzer Braunkohlenbergbau die Schwarze Elster. Die Zuflüsse Rainitz, Pöbnitz und Hammergraben tragen teilweise ungenügend aufbereitete Abwässer aus den Braunkohletagebauen ein. Auch die Nebenflüsse Große Röder, Pulsnitz und Kleine Elster beeinträchtigen die Wasser- und Sedimentqualität der Schwarzen Elster. Als Problemelemente wurden die Schwermetalle Eisen, Zink, Cadmium, Chrom, Kobalt und Nickel herausgestellt (Matschullat *et al.*, 1997).

8.5.2. Cd

Im Oberlauf sind in einer Studie von Matschullat *et al.* (1997) erhöhte Cadmium-Konzentrationen verzeichnet worden, die auf ehemalige Einleitungen der metallverarbeitenden Industrie um Kamenz zurückgeführt wurden. Eine Erhöhung der Konzentration wurde im Unterlauf nach Einmündung der Großen Röder gemessen, die Gebiete entwässert, die in der Vergangenheit durch Schwer- und Metallindustrie geprägt worden sind.

8.5.3. Zn

Erhöhte Zinkkonzentrationen im Unterlauf wurden auf ehemalige Betriebe der metallverarbeitenden Industrie, insbesondere in Herzberg, zurückgeführt, die inzwischen teilweise stillgelegt worden sind, bzw. eine verbesserte Abwasserreinigung eingeführt haben (Matschullat *et al.*, 1997).

8.5.4. Sonstiges: PAK

PAKs sind im B-Bericht für den Koordinierungsraum Mulde-Elbe-Schwarze Elster als Schadstoffgruppe, die die gegebenen Umweltqualitätsnormen signifikant überschreitet, erwähnt. In einer Studie der

ARGE-Elbe wurden im Januar 1996 als Summe von 23 PAK Konzentrationen von mehr als 15.000 µg/kg TM in der Schwarzen Elster gefunden. Naphthalin und verschiedene Methylnaphthaline machten dabei 51 % (Gew. prozent) der bestimmten PAK aus. Ein hoher Anteil dieser Kohlenwasserstoffe ist typisch für eine petrogene (im Gegensatz zur pyrolytischen) Herkunft, so dass hier als Quelle Lauchhammer und die dort ansässige Braunkohlenkokerei in Frage kommt (ARGE-Elbe, 2000).

8.6. Das Einzugsgebiet der Mulde mit Bezug auf Arsen, Cadmium, Quecksilber, Zink, Blei, HCH, DDT, HCB, PAKs, TeBT und Dioxine

8.6.1. Regionaler Überblick

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 erfolgt durch Entwässerung der gefluteten Anlagen, der Abraumhalden und sonstiger durch Bergbau und Hüttenindustrie kontaminierter Flächen, wobei die Belastungsspitzen nach 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 (Faserplattenwerk Schönheide, Spezialpapierfabrik Niederschlema, Zellstoffwerk Crossen, Zellstoff- und Papierfabrik Weißenborn und Trebsen), Chemiewerke (z.B. Eilenburger Chemiewerk), Raffinerien, metallverarbeitende Industrie etc. im Einzugsgebiet.

Im Einzugsgebiet liegt auch das ökologische Großprojekt 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). Besondere Belastungen der Umwelt gehen von Altlasten auf dem Gebiet zweier Anlagen aus: Dem Werksgelände der ehemaligen Chemie AG (CAG) Bitterfeld und seinen Deponien,

sowie von der ehemaligen Filmfabrik Wolfen mit zahlreichen Deponien und nahe gelegenen Tagebaurestlöchern. Eine detaillierte Übersicht der in diesen Gebieten zu erwartenden Stoffe gibt Großmann *et al.* (2003). Das Land Sachsen-Anhalt beauftragte 1994 die Erarbeitung des Rahmensanierungskonzeptes für das Großprojekt Bitterfeld-Wolfen. Zu dem Zeitpunkt erhobene Altlastendaten zeigten, dass von den bewerteten Örtlichkeiten 95 % extrem bzw. sehr hoch verunreinigt waren, wobei die Hälfte bereits Schäden aufwies. Als Hauptschadkomponenten fand man Schwermetalle (Hg, Cr, Pb, Ni, Mo, Wo, V), halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW, SHKW,

Vinylchlorid, HCH), Lösemittel (BTEX), Phenole, Pflanzenschutzmittel (DDT, Bi 58), Dioxine/Furane und Säuren (Polk 2005). Im Rahmen des Sanierungskonzeptes sind unter Beteiligung der jetzigen Nutzerin und Standortgesellschaft P-D ChemiePark Bitterfeld Wolfen GmbH umfangreiche und langjährig laufende Maßnahmen initiiert worden.

Das Grundwasser im Raum Bitterfeld ist großräumig belastet, sein Schadstoffpotenzial wird als hoch eingestuft. Ein Schadstofftransport durch kontaminierte Wässer ist in nördlicher Richtung zur Fuhne und mit dem Gewässersystem Schachtgraben und Spittelwasser zur Mulde möglich. Eine direkte Zuströmung zur Mulde in östlicher Richtung wird durch die Vorflutfunktion eines parallel zur Mulde verlaufenden Nebenvorfluters verhindert.

8.6.2. As

Zusätzlich zu erhöhten geogenen Hintergrundgehalten im Erzgebirgischen Becken bei Chemnitz-Zwickau (Wendland, 1997) sind es vor allem sulfidische Pb-Zn-As-Vererzungen im Lagerstättenbezirk Freiberg, die für die charakteristisch erhöhten Arsengehalte der Freiburger Mulde verantwortlich sind (Klemm *et al.*, 2004). Arsen lag hier als Arsenopyrit oder Arsenid vor. Es wurde beispielsweise in Ehrenfriedersdorf in sogenannten „Gifthütten“ vor der Verhüttung als As_2O_3 durch „Abrösten“ entfernt, und über den Hüttenrauch weit verbreitet, so dass lokal Oberbodenkonzentrationen von mehr als 2000 mg/kg auftreten. Auch Erosionsprozesse auf Schlackenhalde (Bsp. Muldenhütten) trugen maßgeblich zur Sedimentbelastung im Muldensystem bei.

Als industrielle Direkteinleiter aus der Metallherstellung, -be- und -verarbeitung werden die Saxonia AG Edelmetalle GmbH Halsbrücke (ab 07/98 Indirekteinleiter), die Saxonia AG Freiberg (1998 Produktion eingestellt) mit jeweils weniger als 0,01 t/a im Jahre 1997 gelistet. Einträge aus der Bergbau- und Braunkohlenverarbeitung sind deutlich höher. Hier werden die Wismut GmbH WAA Helmsdorf als Haupteinleiter mit 0,57 t/a im Jahre 1999 (0,14 t/a 2002), die Wismut GmbH WBA Schlema (0,357 t/a, 2000), die Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH, Tiefer Sauerberger Stollen (0,349 t/a 2000) und die Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH Spülhalde (0,073 t/a) aufgeführt (IKSE, 2001, 2003).

8.6.3. Cd und Zn

Fast im gesamten Einzugsgebiet der Mulde überschreiten die Cadmium- und Zink-Gehalte die LAWA-Klasse 4 ($>9,6$ mg Cd/kg bzw. >1600 mg Zn/kg). Die Belastung der Sedimente im gesamten Muldenraum mit den chemisch sehr ähnlichen Metallen Zink und Cadmium ist eine Folge des Buntmetallbergbaus, der Verhüttung und Verarbeitung, sowie der Einleitung von Galvanikabwässern (Beuge *et al.*, 1994). Die Belastung durch Buntmetallbergbau und -verarbeitung wirkt am stärksten in der Freiburger Mulde ab dem Bergbau und Metallurgiezentrum Freiberg. Im Gebiet der Zwickauer Mulde wurden insbesondere Nickelverhüttung betrieben, Nickel-Cadmium Akkumulatoren hergestellt und galvanische Abwässer direkt eingeleitet (Beuge *et al.*, 1994) (Martin *et al.*, 1994).

Neben der historischen Belastung durch Bergbaualtlasten tragen auch Direkteinleiter zur Gesamtbelastung im Muldeinzugsgebiet bei. Sie befinden sich sowohl in der Freiburger Mulde (Saxonia AG Freiberg [Produktion eingestellt], Saxonia AG Edelmetalle Halsbrücke [seit 98 Indirekteinleiter], Foron Niederschmiedeberg [Produktion eingestellt]), als auch an der Zwickauer Mulde (Baufeld Raffinerie GmbH Klaffenbach [ab 1999 Indirekteinleiter] und VW-Werk Mosel). Hohe

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Zinkeinleitungen von 16,7 (1994) und 15 t/a (1997) sind für die Akzo Nobel Elsterberg GmbH (jetzt: ENKA Elsterberg GmbH) verzeichnet worden. Seit 1999 leitet die Firma indirekt ein (IKSE, 2003).

8.6.4. Pb

Auch für die Bleibelastung kann die Hüttenindustrie verantwortlich gemacht werden (Heininger, 1998). Zerling et al. (2001) geben als weitere Punktquellen für Blei das VW-Werk Mosel, Saxonia AG Freiberg, Saxonia AG Edelmetalle Halsbrücke und die FORON Niederschmedeberg an, die in die Zwickauer bzw. die Freiburger Mulde einleiten.

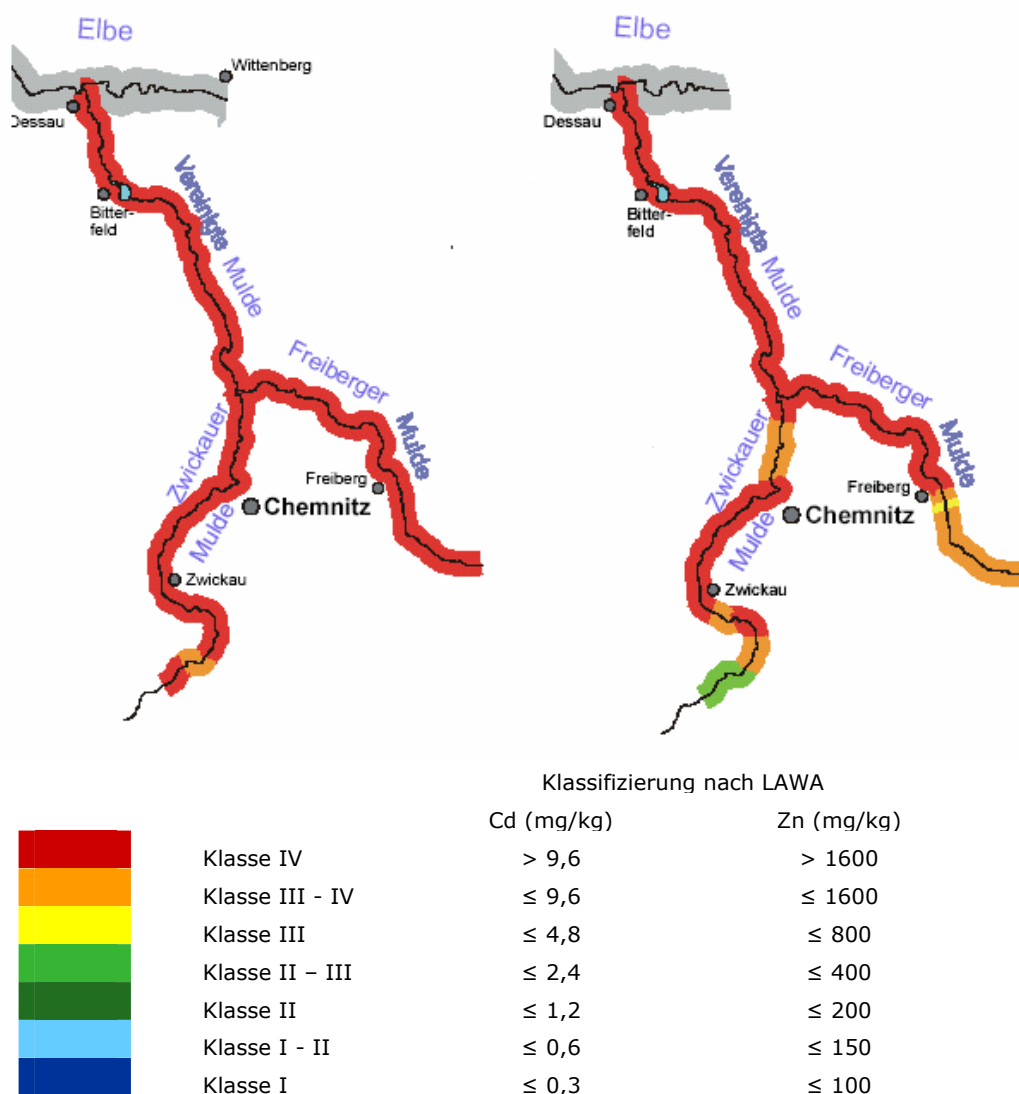


Abb. 8.8: Cadmium (links) und Zink (rechts) in den Sedimenten des Muldeinzugsgebietes. Beprobungszeitraum 1991-1995, Korngröße <20µm. Aus: (Kowalik et al., 2002)

8.6.5. Hg

Für hohe Quecksilbergehalte in den Sedimenten ist das ehemalige Chemische Kombinat Bitterfeld verantwortlich. Hier wurden Chlor-Alkali-Elektrolyseanlagen betrieben, die in großem Umfang Quecksilber in die Mulde einbrachten. Bis zur Wiedervereinigung waren die Produktionsanlagen in Bitterfeld und Schkopau (s. unten, Saale) die mit Abstand größten Hg-Emittenten im deutschen Elbe-Einzugsgebiet (Wallschläger, 1996).

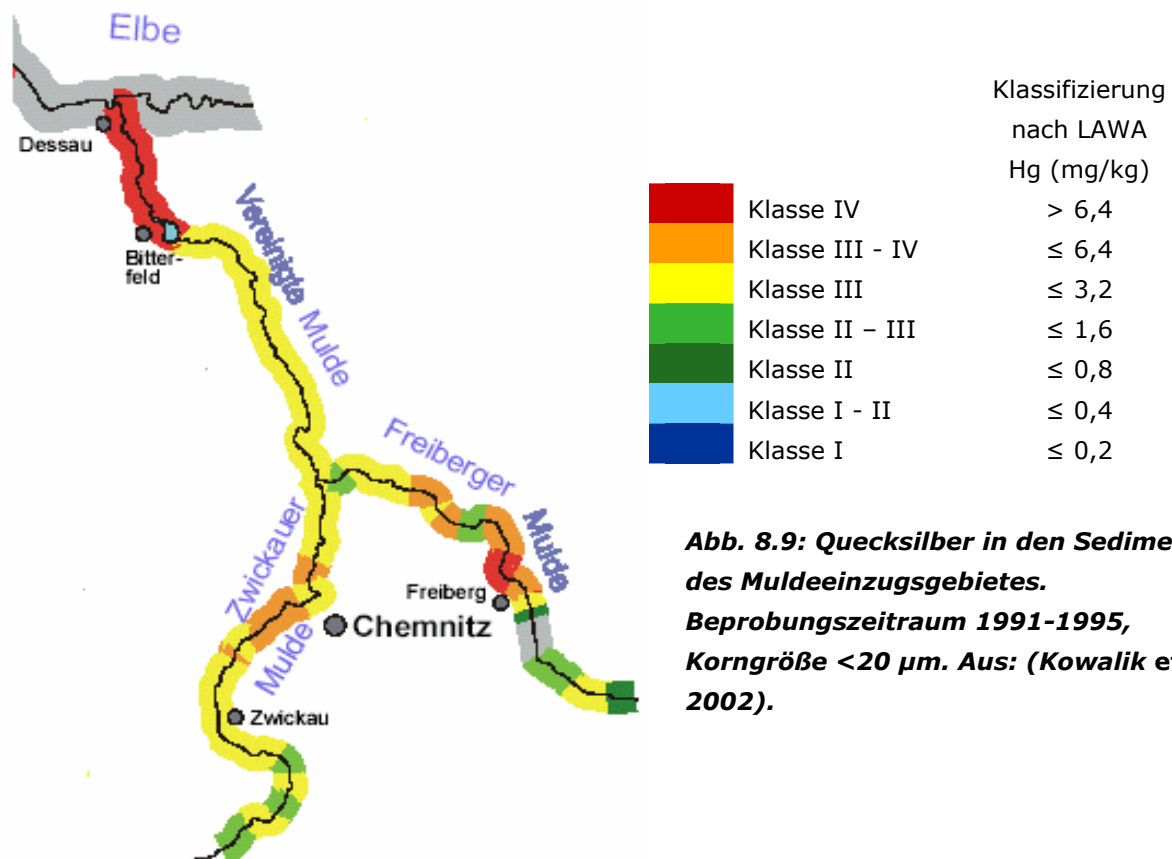


Abb. 8.9: Quecksilber in den Sedimenten des Muldeeeinzugsgebietes. Beprobungszeitraum 1991-1995, Korngröße <20 µm. Aus: (Kowalik et al., 2002).

8.6.6. HCH, DDT und HCB (und andere Chlorbenzole)

Einträge von HCH, DDT und HCB in die Oberflächengewässer des Muldeeeinzugsgebietes lassen sich auf die Region Bitterfeld zurückführen. 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. 1991 werden die inzwischen getrennt organisierten Nachfolgebetriebe Chemie AG Bitterfeld und Filmfabrik Wolfen zusammen mit den Leunawerken und den Chemischen Werken Buna als industrielle Haupteinleiter in Sachsen-Anhalt geführt (Brodthmann & Karras, 1991). Eine Abwasserbehandlung zur Zeit der DDR beschränkte sich lt. Brodthmann & Karras (1991) hauptsächlich auf Absetzeinrichtungen, Ölabscheidern etc, und war unzureichend, um die Anteile des

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

eingemischten Produktionsabwassers zu reinigen. Weiterhin erfolgte die Deponierung von Abfällen ohne ausreichende Vorsorge gegenüber einer möglichen Grundwasserkontamination, wie zum Beispiel im Falle von HCH. Entsprechend verunreinigen HCH-Produktionsrückstände Boden und Grundwasser (Böhme et al, 2005) und auch die erhöhte Konzentration in Elb-Fischen 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). Als belastete Gewässerabschnitte wurden im Bereich Jessnitz das Spittelwasser und der Schachtgraben sowie ein kleines Stück der Mulde ab Einmündung des Spittelwassers lokalisiert. Heute sind die direkten Einleitungen von HCH durch den Chemiapark Bitterfeld Wolfen GmbH auf 0,001 t/a im Jahre 1999 (1994: 0,018 t/a) gesunken (IKSE, 2003).

In der DDR war ab Mitte der 70er Jahre γ -HCH neben DDT das am häufigsten verwendete Insektizid. DDT wurde bis Ende 1979 in Bitterfeld synthetisiert, in Magdeburg zu Finalprodukten formuliert und noch in den 80 Jahren legal (Forsten) oder illegal (Kleingärten, Landwirtschaft) angewandt (Kettrup & Heinisch, 2000).

HCB wurde in der DDR nie gezielt synthetisiert. Es entsteht jedoch als Nebenprodukt bei praktisch allen großtechnischen organisch-chemischen Chlorierungsprozessen in Teeren, Abwässern oder in der Abluft, so auch in Bitterfeld ((Heinisch, 1983), zitiert in (Heininger et al., 2005)).

Trichlorbenzole wurden in der mittleren Elbe an schwebstoffbürtigen Sedimenten in Konzentrationen bis 90 $\mu\text{g/kg}$ TS nachgewiesen. Höchste Gehalte in der Mulde wurden für 1,2,4-Trichlorbenzol (1000 $\mu\text{g/kg}$) und 1,3,5-Trichlorbenzol (600 $\mu\text{g/kg}$) nachgewiesen (Reincke, 2000). Auch hier ist die Quelle in den chlorchemischen Produktionsprozessen des Chemiekombinats Bitterfeld zu suchen.

8.6.7. TeBT und TBT

Das Vorhandensein von TeBT ist ein Hinweis auf TBT-produzierende Prozesse, bei denen in der Regel Tetrabutylzinn und Zinn(IV)chlorid die Ausgangsprodukte sind. Tetraorganische Zinnverbindungen haben ansonsten keine direkten Anwendungen. Sie werden ausschließlich als Ausgangsverbindungen zur Synthese anderer zinnorganischer Substanzen eingesetzt. Quelle der historischen Belastung in der Mulde war der Vorgänger des Betriebes „Organotin Chemie GmbH/GKW Chemiapark Bitterfeld Wolfen“. Aufgrund fehlender oder mangelhafter Abwasseraufbereitungssysteme gelangten ungeklärte Produktionsabwässer über den Vorfluter in die Mulde (Knauth et al., 1993). Da es im Einzugsgebiet der Mulde weder Werften noch extensiven Bedarf an Antifoulinganstrichen gibt, wird auch TBT als Folge von Organozinn-produzierenden Prozessen in die Umwelt eingebracht worden sein.

Die Organotin Chemie GmbH war mit einer Abwasserlast von 11.293 kg organischen Zinnverbindungen/a (IKSE, 2001) als indirekter Einleiter verzeichnet. Der Betrieb existiert nicht mehr.

8.6.8. PAK

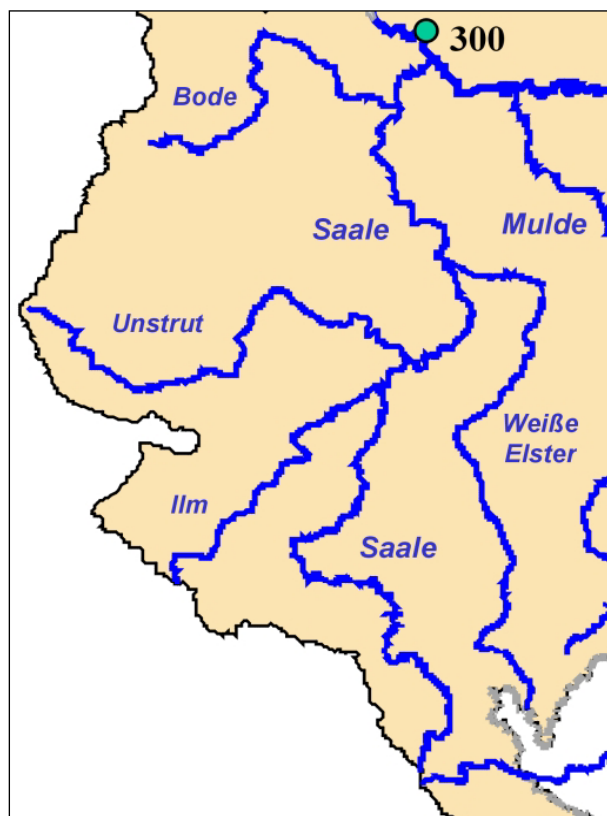
Die an Muldesedimenten bestimmte PAK-Verhältnisse weichen stark von dem durchschnittlichen PAK-Muster ab: Sie weisen einen hohen Anteil an Naphthalin auf, und stammen vermutlich aus Altlasten des ehemaligen Chemiekombinats Bitterfeld, wo Naphthalin früher in großem Umfang in mehreren Produktionsbereichen verarbeitet wurde (ARGE-Elbe, 2000).

8.6.9. Dioxine

Polychlorierte Dibenzo-p-Dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) gehören, wie PCBs, DDT oder HCB, zur Gruppe der POP (persistent organic pollutants), deren Eintrag gemäß Stockholm-Konvention in die Umwelt verboten oder bis zur Eliminierung verringert werden soll. Die Verbindungsklassen der PCDD und PCDF umfassen 75 bzw. 135 verschiedene Einzelverbindungen; einige davon zählen zu den giftigsten überhaupt bekannten Verbindungen. Im Zuge einer im Rahmen dieser Studie nicht leistbaren detaillierteren Risikobewertung, die auch eine Betrachtung des Kongenerenmusters einschließt, wird zu klären sein, welche Gefährdung für die Umwelt und für die deklarierten Umweltziele von den sog. POPs, darunter Dioxinen, ausgeht.

Ein Vergleich der Kongenerenmuster von Dioxinen aus der Mulde und dem Spittelwasser mit verschiedenen möglichen Dioxin-Quellen wie PCP, PCB, Chloralkali-Electrolyse und Pestizidproduktion, zeigen keine Übereinstimmung, so dass nach anderen als chlorchemischen Prozessen gesucht wurde, die (zusätzlich) eine Dioxin-Kontamination verursachen können. In Frage kommen für die bitterfelder Region metallverarbeitende Prozesse (siehe Kapitel 9.3). Lt. der Bitterfelder Chronik (1993, zitiert in (Götz & Lauer, 1999)) hat es bereits vor dem 1. Weltkrieg verschiedene Anlagen u.a. zur Produktion von Aluminium, von verschiedenen Magnesiumlegierungen, von Ferro-Titan, von Sonderstahllegierungen etc. gegeben. Nach Walkow (1995, zitiert in (Götz & Lauer, 1999)) gab es in Bitterfeld auch eine große Pyrit-Rösterei und ein Stahlwerk, die für die hohen Dioxin-Konzentrationen mitverantwortlich sein können.

8.7. Das Einzugsgebiet der Saale mit Bezug auf Cadmium, Quecksilber sowie in geringerem Maße von Zink und PAKs



8.7.1. Regionaler Überblick

Im Einzugsgebiet der Saale liegen eine Vielzahl von Industriestandorten, inklusive zweier als „ökologische Großprojekte“ ausgewiesene Gebiete, die großräumige Grundwasserschäden mit potenzieller Gefährdung der Oberflächengewässer aufweisen (Großmann *et al.*, 2003): Die Buna-Werke und der Standort Leuna. Das Mitteldeutsche Industriegebiet an der Saale umfasst weiterhin die Ballungsräume Halle-Merseburg-Leipzig und Erfurt-Weimar-Jena, sowie die Papierfabrik Blankenburg (Kowalik *et al.*, 2002). Von den Nebenflüssen Ilm und Unstrut, letztere bildet den bedeutendsten Zufluss zur Saale, ist die Ilm mit erhöhten Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalten (zusätzlich zu Silber, Antimon, Wolfram) die stärker kontaminierte (Zerling *et al.*, 2003). Die Weiße Elster dagegen gilt als am höchsten kontaminierter Zufluss in die Saale bezüglich ihrer Schwermetallbelastung (Zerling

et al., 2003). Eine Übersicht über die Einleiter und Einträge in die Weiße Elster und ihre Nebenflüsse findet sich bei Müller *et al.* (Müller *et al.*, 1998). Zu den wichtigsten Einleitern zählten Großbetriebe der Zellstoffindustrie im Raum Plauen-Greiz mit Zinkeinträgen, der Chemieindustrie südlich von Greiz mit Cadmium- und Quecksilbereinträgen und 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).

8.7.2. Cd

Cadmium ist im Einzugsgebiet der Weißen Elster durch diffusive Prozesse weit verbreitet (Abb. 8.10), wurde jedoch punktuell sowohl durch Abwässer als auch durch Industrien eingetragen. Die höchste Cadmiumkonzentration im Einzugsgebiet der Weißen Elster wurde 1991 mit 125 mg/kg als Folge kommunal-gewerblicher Mischeinträge unterhalb von Altenburg gemessen. Ein weiterer starker

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

punktuellem Cadmiumeintrag (resultierend in I_{geo} -Klasse 8, siehe Kapitel 4.5) ist Anfang der 90er Jahre auf das Chemiewerk Greiz-Dölau zurückzuführen. Durch Produktionsumstellung im Chemiewerk wurden in den darauffolgenden Jahren die Cadmium-Emissionen um 97% (von 4300 kg/a auf 120 kg/a) gesenkt. Der auf diese Einträge zurückzuführende Belastungsspeak in den Sedimenten wanderte in den darauffolgenden Jahren flussabwärts und erreichte im Jahre 1999 Gera (Abb. 8.11) (Fritsche & Zerling, 2000).

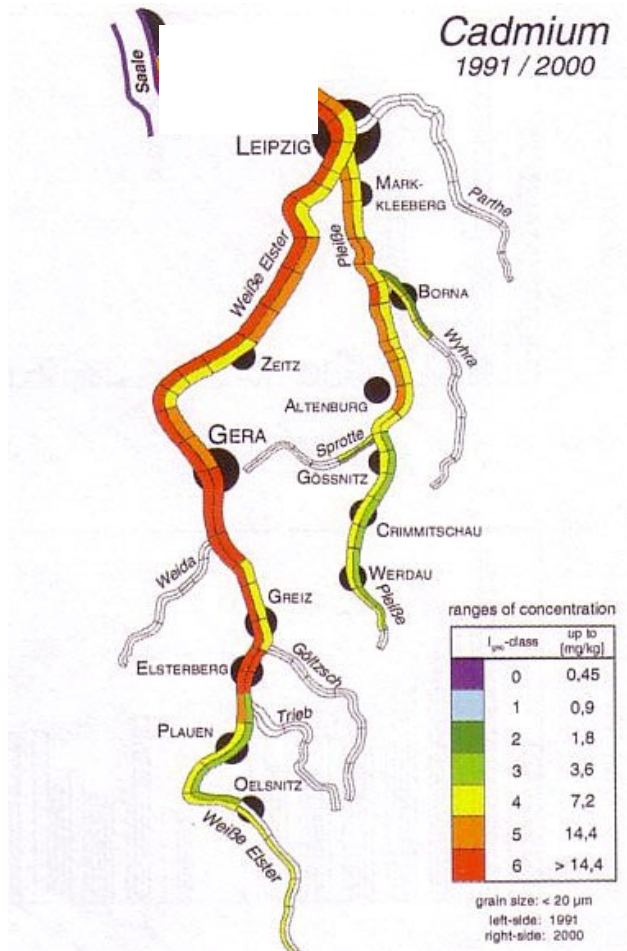


Abb. 8.10: Cadmium im Fluss-sediment der Weißen Elster 1991 (links) und 2000 (rechts). Fraktion <20 μm , Königswasser-auszug (Zerling et al., 2003)

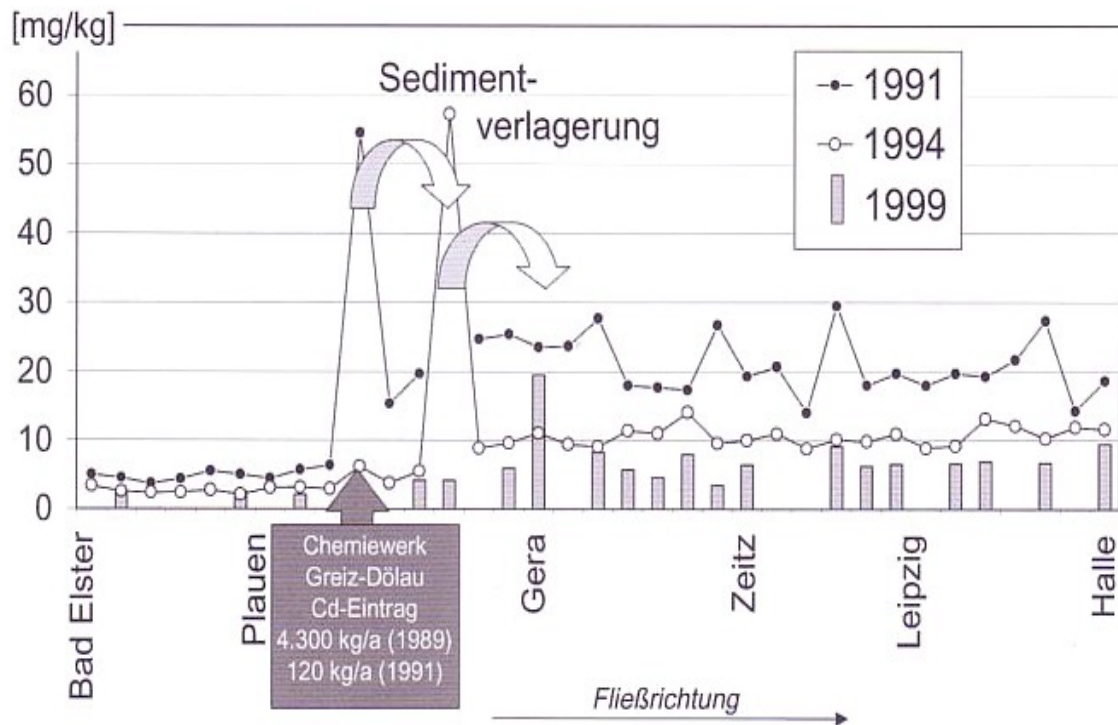


Abb. 8.11: Cadmiumgehalte im Sediment der Weißen Elster zwischen 1991 und 1999. Kornfraktion <20 µm; Königswasserauszug (Fritsche & Zerling, 2000)

8.7.3. Hg

Abb. 8.12 zeigt deutlich, dass die Quecksilberkonzentration in der Saale stromabwärts von Halle die höchste Klassifizierung erreicht. Als Punktquelle kommen die ehemaligen BUNA-Werke (heute: BUNA SoW Leuna Olefinverbund GmbH), Werk Schopau in Frage, die zwischen den Städten Halle und Merseburg liegen (Fritsche & Zerling, 2000; Zerling *et al.*, 2003) (Donner *et al.*, 1994).

Sedimentdaten von der BfG (Abb. 8.13) zeigen die deutliche Zunahme der Quecksilberkonzentration im Längsverlauf der Saale nach Halle-Trotha und den BUNA-Werken auf, ebenso wie die Verringerung der Konzentration mit der Zeit.

Zur Produktion von Kunststoffen wurden Chlor-Alkali-Elektrolysen und Acetaldehyd-Produktionen betrieben, welche große Hg-Mengen in die Saale und in die Atmosphäre emittierten. Unterhalb von Rothenburg erreichen Quecksilberkonzentrationen im Jahre 2000 noch das 200fache der geogenen Hintergrundkontamination (Zerling *et al.*, 2003).

Rezente Einträge durch die chemische Industrie sind stark zurückgegangen. Die Einleitung von Quecksilber durch BUNA ist von 0,09 t/a im Jahre 1994 auf 0,0085 t/a im Jahre 1999 zurückgegangen und befand sich 2002 unter der Bestimmungsgrenze (IKSE, 2003), wobei hierzu keine Daten eingesehen wurden. Trotz insgesamt zurückgehender Emissionen im Saaleinzugsgebiet gilt die Hg-Belastung im Unterlauf jedoch nach wie vor als hoch (Kowalik *et al.*, 2002).

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

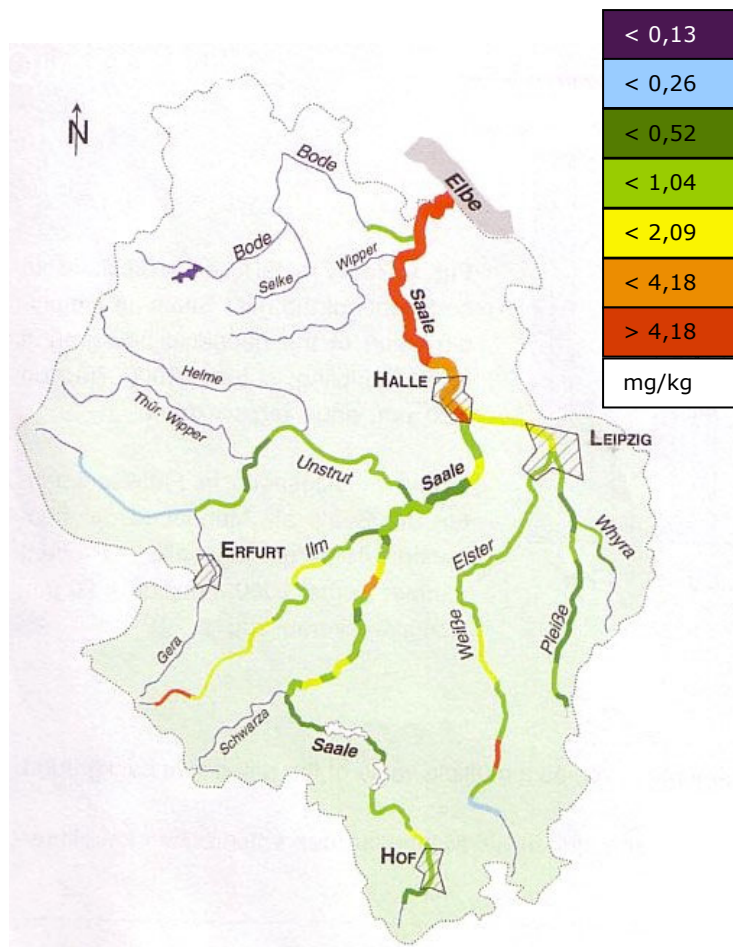


Abb. 8.12: Verteilung von Quecksilber im Flusssediment der Saale im Herbst 2000. Fraktion <20 µm, Königswasserauszug (Zerling et al., 2003)

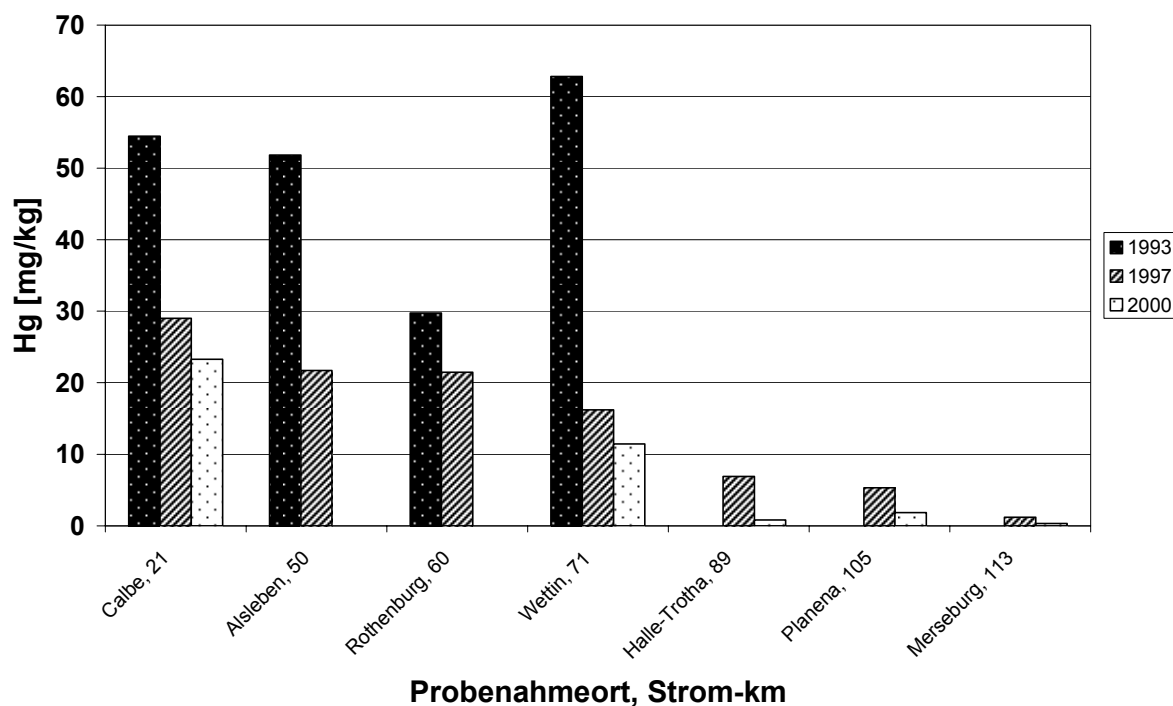


Abb. 8.13: Quecksilberkonzentrationen in Sedimenten der Saale in den Jahren 1993, 1997 und 2000 (Daten BfG).

8.7.4. Zn

Zink zeigte Anfang der 90er Jahre sowohl in der mittleren Saale (von Saalfeld bis Naumburg) als auch von Merseburg stromabwärts erhöhte Konzentrationen im Sediment. Ein Vergleich der Zink-Kontamination in den verschiedenen Abschnitten der Saale zeigt eine Nivellierung der Zinkgehalte über das Stromgebiet von 1993 bis 2000 bei gleichzeitiger Ausbildung eines Maximums stromabwärts (Abb. 8.15). Zerling et al. (2003) interpretierten diese Umverteilung als Indiz für den Transport kontaminierter Sedimente entlang der Saale flussabwärts.

Im Gebiet der Weißen Elster kommt Zink lediglich als ungenutzte Beimengung vor, ist jedoch der zweitwichtigste Kontaminant dieses Einzugsgebiets (Abb. 8.14). Eine Anfang der 90er Jahre 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 Jahre zurückgegangen sind, gilt das Sediment unterhalb von Plauen als hoch kontaminiert (Zerling et al., 2003).

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

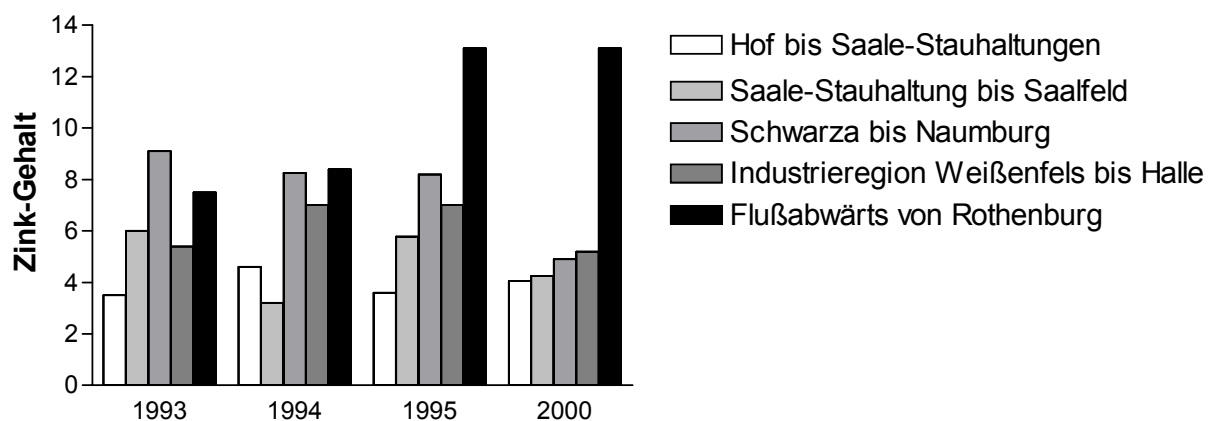
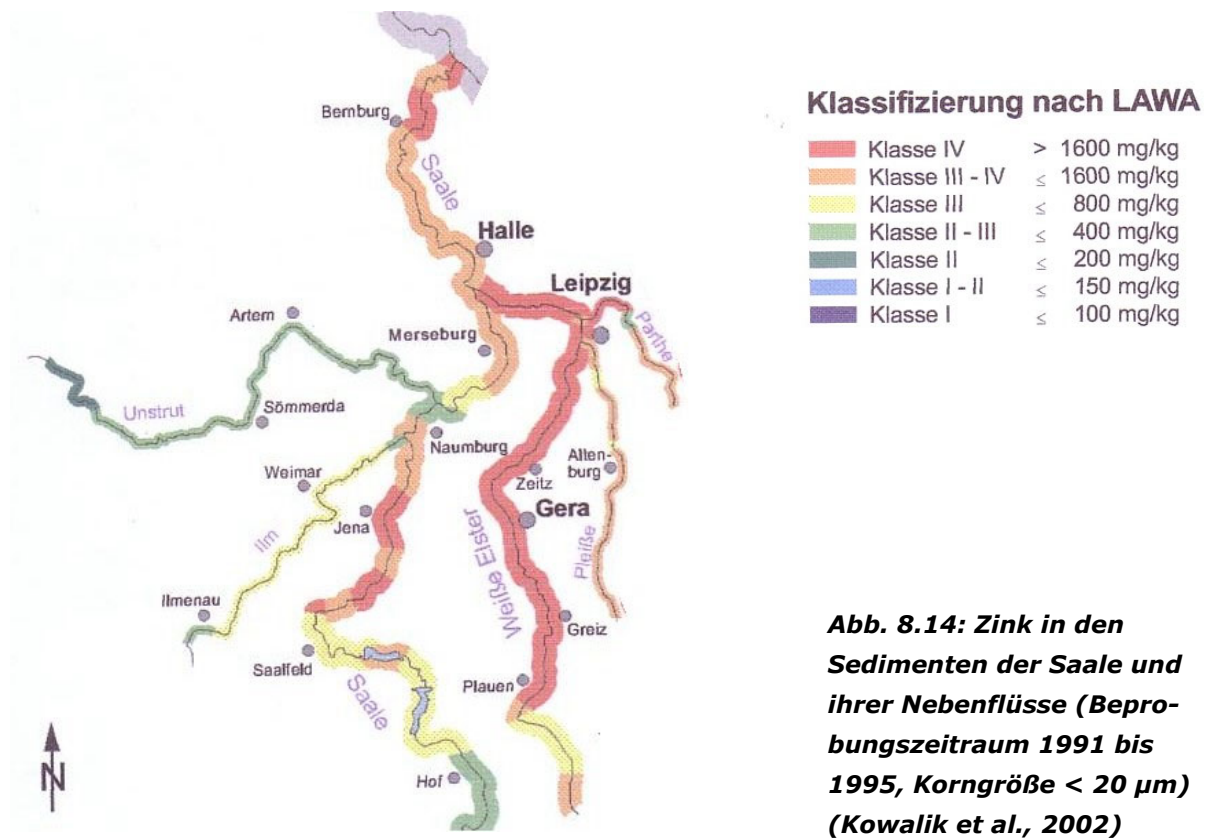


Abb. 8.15: Zink-Gehalte der Jahre 1993, 1994, 1995 und 2000 als Mehrfaches des geogenen Hintergrundwertes (Daten von 1993 – 1995 von Einax und Kowalik, Jena). Säulen von links nach rechts: stromauf- nach stromabwärts (Zerling et al., 2003)

8.7.5. PAKs

Die PAK-Gehalte in der Saale liegen ähnlich hoch wie in der Mulde, zeigen jedoch ein anderes

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Verteilungsmuster der Hauptkomponenten (ARGE-Elbe, 2000), das durch relativ geringe Anteile methylierter Verbindungen und solcher mit mehr als 4 Ringen auf einen pyrolytischen Ursprung hinweist, also auf unvollständige Verbrennungsprozesse (Hausbrand, Abgase aus Verkehr, Industrie und Gewerbe) fossiler Brennstoffe.

Sedimentkonzentrationen im Längsschnitt ähneln sehr denen von Arsen, Cadmium und Quecksilber, die zu Beginn der 90er Jahre alle stromabwärts der ehemaligen BUNA-Werke starke Konzentrationserhöhungen aufweisen. Die relativ gleichmäßigen Konzentrationen der Schadstoffe in den späteren Jahren deutet auf eine diffuse Schadstoffverteilung hin.

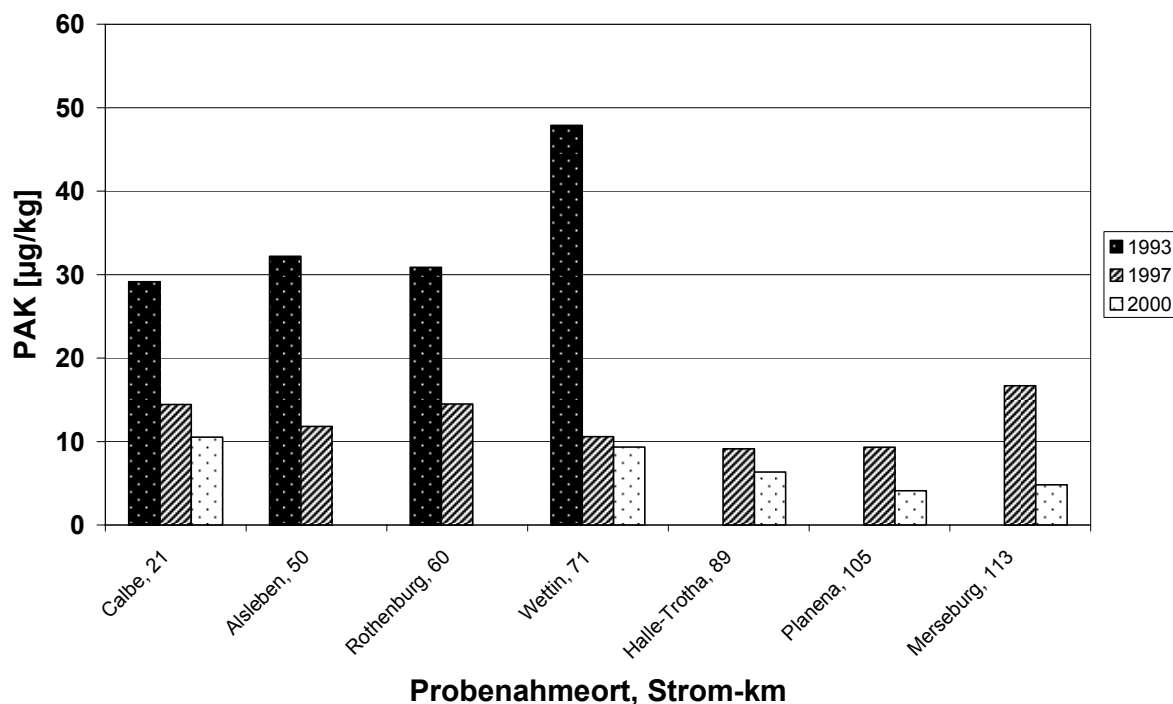


Abb. 8.16: Sedimentkonzentrationen an PAK (Summe) im Unterlauf der Saale (Daten: BfG).

8.8. Die Region von Magdeburg bis Hamburg (Bunthaus) mit Bezug auf Cadmium, Quecksilber, Zink und PAKs sowie geringerem Maße von HCB

8.8.1. Regionaler Überblick



1991 wurden als Hauptabwassereinleiter der Industrie an der mittleren Elbe von der Saalemündung bis zur ehemaligen Staatsgrenze zur Bundesrepublik einschließlich Spree und Havel folgende Betriebe ermittelt: Berlin-Chemie, Großgaserei Magdeburg, Chemiefaserwerk Premnitz, Öl- und Fettwerk Magdeburg, OGEMA Langenweddingen, Zellwollewerke Wittenberge, Lederwerk Salzwedel, Märkische Ölwerke Wittenberge, MKW Grabow (BT Eldena), sowie eine Reihe landwirtschaftlicher Betriebe und solcher aus der Nahrungsmittelproduktion (Brodthmann & Karras, 1991).

In der Rangfolge der industriellen Direkteinleiter in den neuen Bundesländern entsprechend der Schädlichkeit ihrer Emissionen standen die VEB Zellstoff- und Zellwollewerke Wittenberge, die Grossgaserei Magdeburg, das Chemiefaserwerk Premnitz im Haveleinzugsgebiet und die Märkischen Ölwerke Wittenberge 1991 unter den ersten 50. Die Abwasserlast der in Berlin angesiedelten Berlin-Chemie und Berliner Metallhütten- und Halbzeugwerke war im Vergleich zu den Haupteinleitern der 5 neuen Bundesländer aufgrund besserer Abwasserreinigung relativ unbedeutend (Brodthmann & Karras, 1991).

Die Messtelle Magdeburg, auf deren Werten u.a. dieser Bericht basiert, erfasst die Belastung nach Einmündung von Saale und Mulde ohne die Einflüsse der Stadt Magdeburg, so dass Belastungsspeaks, die sich stromabwärts nicht wiederfinden, auf eingetragene Stoffe aus dem Oberstrom zurückzuführen sind, weshalb hier für PCBs und DDT keine Quellensuche betrieben wird.

Im Stadtgebiet von Magdeburg gibt es zwei Bereiche, von deren Altlasten ein Eintrag in die Elbe möglich ist: Das Industriegebiet Rothensee, das zu einem ökologischen Großprojekt erklärt wurde,

und das südliche Stadtgebiet mit den Betriebsflächen ehemaliger Kombinate des Maschinen- und Schwermaschinenbaus sowie der chemischen Industrie (z.B. SKET, Fahlberg List, RAW).

Im Gewässerabschnitt, in der 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).

8.8.2. Zn und Cd

1993 wurde das Industriegebiet Magdeburg-Rothensee am Ostufer der Elbe zum ökologischen Großprojekt erklärt: Im Rahmen einer systematischen Erfassung von Verdachtsflächen wurden ca. 100 potenzielle Altlasten in dem Gebiet identifiziert. Während Anfang der 90 Jahre das bis dahin existente Gaswerk, diverse Tanklager und eine Gießerei geschlossen wurden, hatte sich auf dem Gelände bis 1946 eine Zinkhütte befunden, deren ehemaliger Standort vor allem durch Kontaminationen mit Zink und Cadmium gekennzeichnet ist (Großmann *et al.*, 2003).

Die Havel ist unterhalb von Oranienburg stark bis extrem zinkbelastet. Maximalwerte von 11.800 mg/kg TS wurden unterhalb der Zellstofffabrik Premnitz gemessen. Auch für die extremen Cadmium-Belastungen unterhalb des Berliner Einzugsgebietes kommt die Zellstofffabrik in Betracht. Weiterhin werden hier als mögliche Emittenten das Stahlwerk Brandenburg und das Stahl- und Walzwerk Kirchmöser genannt (Hoelzmann *et al.*, 1997).

Unterhalb des Havel-Zuflusses liegt das Gebiet des ehemaligen Zellstoff- und Zellwollewerkes Wittenberge, das im Rahmen seiner Viskoseherstellung zur Zinkbelastung der Elbe beitrug.

8.8.3. Hg und HCB

Fahlberg-List war das größte Pestizidwerk auf dem Gebiet der ehemaligen DDR mit Produktion von quecksilberhaltigen Beizmitteln (Falisan) und Organo-Chlorpestiziden (z.B. Melipax), bei deren Produktion möglicherweise HCB als Nebenprodukt angefallen ist.

Die Quecksilberbelastungen der Havel sind gering.

8.8.4. PAKs

Im Zentrum des Industriegebietes liegt der Standort einer ehemaligen Großgaserei, dessen Südgelände zur Entsorgung von Produktionsabfällen genutzt wurde, wodurch bis zur Produktionseinstellung sieben Teerseen entstanden. In den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts war mit dem Bau eines Hafenbeckens begonnen worden, das später zur Verfüllung mit betrieblichen und flüssigen Abfällen wie Teer, Gasereirückstände, Gasreinigermassen und Bauschutt genutzt wurde. In den 50er Jahren wurden verstärkt flüssige Produkte abgelagert, wodurch es zur Ausbildung der „Teerseen“ kam (Schaffranka *et al.* 2005).

Entsprechend besteht im Bereich der Großgaserei eine großräumige Grundwasserbelastung mit PAK, sowie Benzol, Phenol, und Arsen. Nach Großmann et al. erfolgt aus den unmittelbar am Oberflächengewässer liegenden Schadensbereichen bereits ein Schadstoffeintrag in das Oberflächengewässer. Maximale PAK-Konzentrationen im Grundwasser werden mit 28.000 µg/l angegeben (Großmann et al., 2003). Nach Aussagen des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Bundeslandes Sachsen-Anhalt verhindert jedoch ein unmittelbar an das Gelände angrenzender Kanal, der als hydraulische Barriere wirkt, einen weitergehenden Austrag von Schadstoffen über das Grundwasser in Richtung der ca. 1 km entfernten Elbe.

8.9. Das Gebiet Hamburgs mit Bezug auf die Substances of Concern, insbes. TBT

In diesem Kapitel soll eine Bewertung der bisherigen Analysen und Beschreibungen der *Substances of Concern* in ihrer Bedeutung für Hamburg vorgenommen werden.

Die *Substances of Concern* dieser Studie wurden definiert als solche Schadstoffe, die entweder auf Grund ihrer toxikologischen Einstufung oder ihrer quantitativen Bedeutung (mehrfache Überschreitung der ARGE-Zielvorgaben in den Jahren seit 1996) von Relevanz für Hamburg als Sedimentationsraum sind. Tabelle 6.2 zeigt die oberstromig von Hamburg bestehenden beträchtlich hohen Konzentration von Cadmium, Quecksilber, Zink und PCB (bis zum 4fachen der ZV). Nur eine vergleichsweise geringe Überschreitung der Zielvorgaben (bis zum Zweifachen) tritt oberstromig bei Arsen, Kupfer, Blei, HCH, DDT, PCB und TeBT in der Region zwischen Magdeburg und Bunthaus auf. Von diesen Stoffen war TeBT in die Liste der S.o.C. aufgenommen worden, da es das Ausgangsprodukt von TBT ist. Die BfG (Claus, pers. Mitteilung) bestimmte in Magdeburg Konzentrationen an TeBT von 400 µg Sn/kg und an TBT von 80 µgSn/kg, so dass auch der Transport mit der Elbe zu berücksichtigen ist. HCH wurde auf Grund seiner geringen und abnehmenden ZV-Überschreitung eine geringe Relevanz zugeschrieben. DDT lag in Bunthaus immer über der Zielvorgabe, DDD häufig, DDE nie. In den Sedimenten treten diese Verbindungen nur selten auf. Aufgrund hoher oberstromiger Konzentrationen und seiner hohen *Hazard Class* wurde DDT als hoch relevant für Hamburg betrachtet.

Ebenfalls als hoch relevant aufgrund oberstromiger Konzentrationen wurden Dioxine und Furane angesehen (siehe Kapitel 9.3).

Arsen, Kupfer, Blei und einige PCBs jedoch sind auch aufgrund ihrer quantitativen Bedeutung für Hamburg in die Gruppe der *Substances of Concern* aufgenommen worden. Hier gilt es aufgrund der relativ geringen Zielvorgabenüberschreitung oberstromig von Bunthaus in besonderem Maße zu prüfen, inwieweit Hamburg-interne Emissionen zu einer Zielvorgabenüberschreitung geführt haben könnten.

Auch bei Cadmium, Quecksilber, Zink und HCB sind zusätzliche interne Quellen nicht von vornherein auszuschließen.

Interne Quellen sind auch für TBT anzunehmen, da die TBT-Konzentrationen in Hamburg höher sind als im Oberstrom.

8.9.1. Regionaler Überblick

Hamburg ist – bezogen auf Umsatz- und Beschäftigungszahlen – das dritt-größte Industriegebiet in Deutschland. Im Großraum Hamburg leben etwa 1,7 Mio. Einwohner, das entspricht einem Anteil von

136

ca. 7 % an der Gesamteinwohnerzahl im Einzugsgebiet der Elbe. Die hier ansässigen Branchen umfassen Flugzeug-, Schiff- und Fahrzeugbau, Elektrotechnik, Feinmechanik, Optik, Maschinenbau, Chemie, Mineralölverarbeitung und Metallherzeugung (Freie und Hansestadt Hamburg, 2004). Der Hafen stellt mit 125 000 direkt oder indirekt Beschäftigten einen der wichtigsten Wirtschaftszweige dar, und nimmt einen Anteil von ca. 10 % der Gesamtfläche Hamburgs ein. Dementsprechend unterliegen die Hamburgischen Gewässer einer Vielzahl von Stressoren: In 2001 wurden dem Europäischen Schadstoffregister 4 Industrieanlagen gemeldet, die Substanzen wie 1,2-Dichlorethan (DCE), Phenolverbindungen, Arsen, Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink in registrierungsbedürftigen Mengen in die Hamburgischen Gewässer einleiten. Belastungen durch die Hafentätigkeit, Luftemissionen, die sich im Gewässer niederschlagen, sowie infolge der städtetypisch versiegelten Flächen ein hoher Eintrag über Regenwasserabfluss bei Gebieten mit Trennverfahren.

8.9.2. TBT

Die TBT-Gehalte in Hamburg werden durch interne Emissionen hervorgerufen, wie die Analyse der Zentrifugenschwebstoffe der Umweltbehörde Hamburg über den Zeitraum 1994 bis 2004 zeigt (Abb. 8.17). Im Vergleich Bunthaus – Seemannshöft kam es zu Beginn der 90er Jahre noch zu hohen Konzentrationen bei Bunthaus, die oberstromig bedingt sein könnten, jedoch sind auch hier die Gehalte in Seemannshöft deutlich höher. Verantwortlich für die hohen Gehalte in Bunthaus könnten zu diesem Zeitpunkt Einträge aus den Organozinn-produzierenden Anlagen in der Mulde sein.

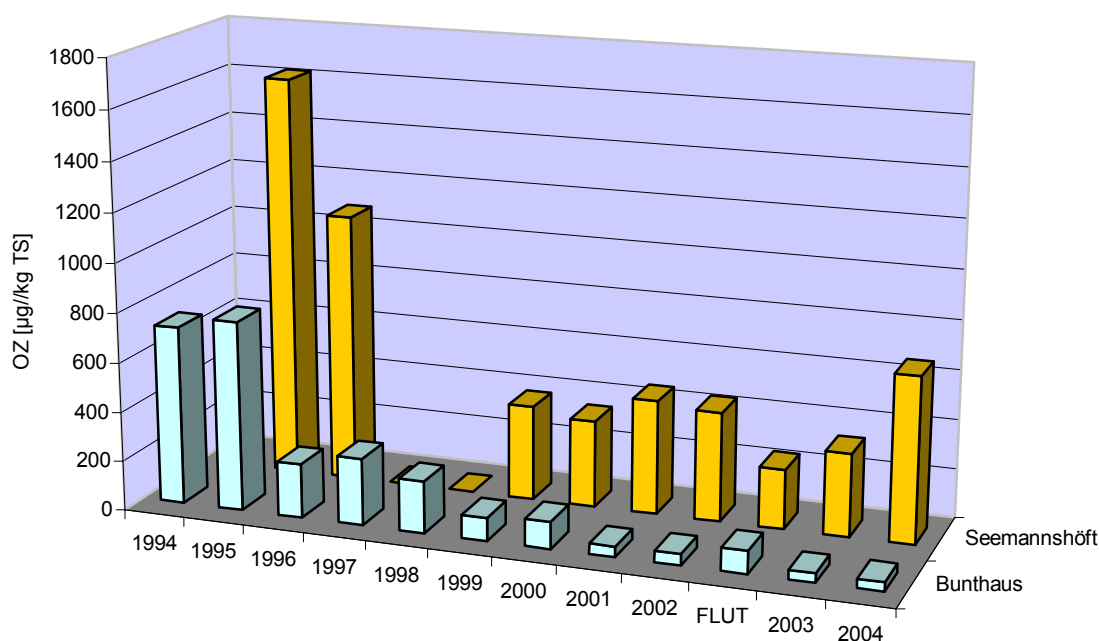


Abb. 8.17: Gehalte an TBT in Schwebstoffen, erhalten durch Zentrifugation von Wasserproben an den Stationen Bunthaus und Seemannshöft. Angegeben ist die Konzentration des Organozinn-Kations in µg/kg TS. Keine Werte liegen vor für Seemannshöft 1997 und 1998. (Datenerhebung: Umweltbehörde Hamburg).

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

In der Mitteilung des Hamburger Senats an die Bürgerschaft (Drucksache 16/3093) wird offiziell festgestellt, dass die TBT-Emissionen von Schiffen, die mit Antifouling-Farben beschichtet sind, und von Werftbetrieben, in denen alte TBT-haltige Schiffsbeschichtungen entfernt oder neue aufgebracht werden, herrühren. Am höchsten belastet war 1999 das zentrale Hafengebiet und der Einflussbereich der Werften. Im näheren Umfeld der Dockgruben der Schwimmdocks von Blohm+Voss wurde 1999 ein TBT-Wert von 4630 $\mu\text{g Sn/kg TS}$ gemessen. Greenpeace zufolge erreichten die TBT-Gehalte im Bereich der Dockgruben 5600 $\mu\text{g Sn/kg TS}$ und im Reiherstieg in unmittelbarer Nähe zur Norderwerft sogar 42 000 $\mu\text{g Sn/kg TS}$ (Drucksache 16/4660, Bürgerschaft der Freien und Hansestadt Hamburg).

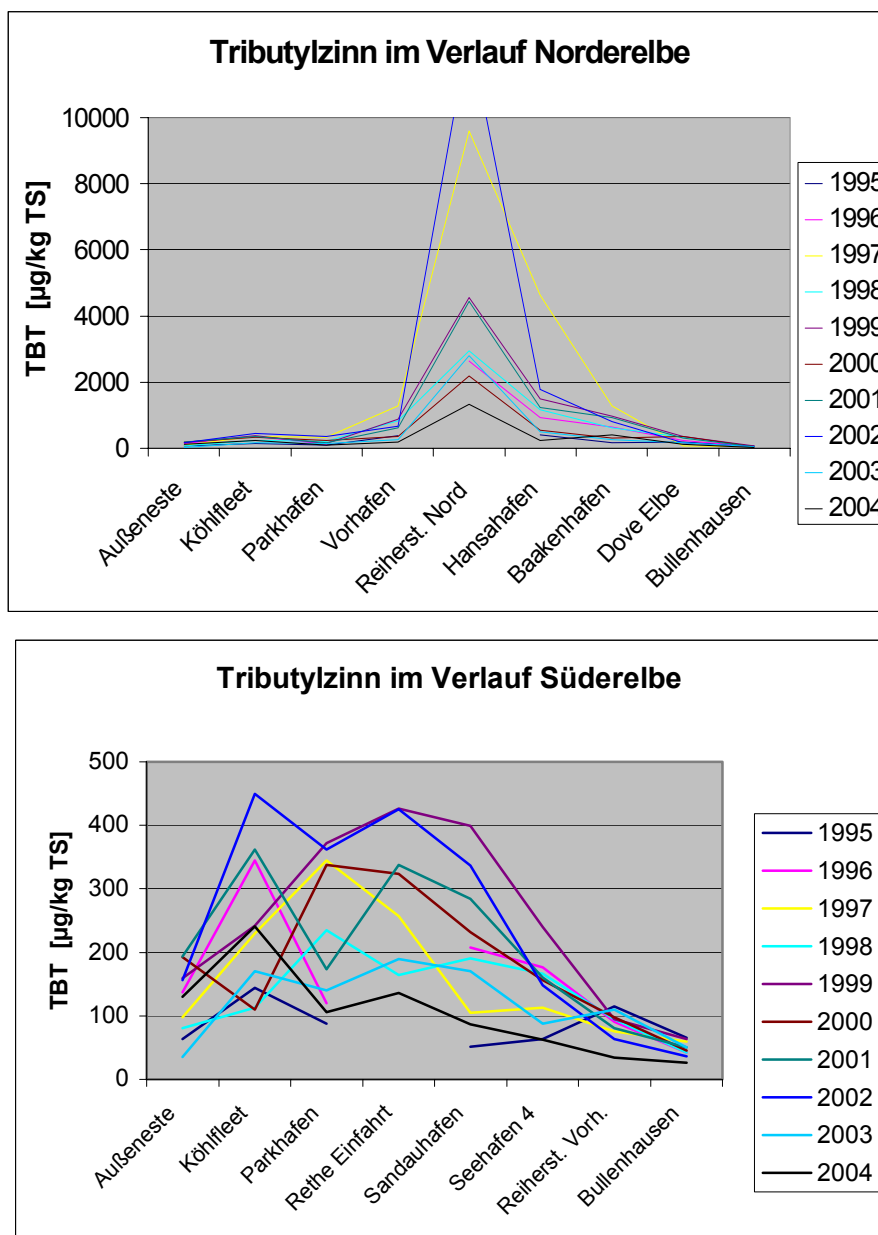


Abb. 8.18: Tributylzinnkonzentrationen im Verlauf von Norder und Süder-Elbe, gemessen in Oberflächenproben (Datenerhebung: HPA, ehemals Amt Strom- und Hafenbau Hamburg).

Abb. 8.18 zeigt die deutliche Zunahme des TBT-Gehaltes im Bereich des Hafengebietes und insbesondere den Belastungsschwerpunkt im Reiherstieg. Die Konzentration verringert sich in Richtung Küste durch die Vermischung mit geringer kontaminierten Material, das mit dem Tidestrom eingetragen wird. In Grauer Ort (Strom-km 660,5) beträgt das 3-Jahresmittel für TBT 70 µg Sn/kg TS (ARGE-Elbe).

8.9.3. Überblick über Punktquellen in Hamburg mit Bezug auf weitere *Substances of Concern*

Einen ausführlichen und zur Zeit aktuellsten Überblick über den Zustand Hamburgischer Gewässer bezüglich der Belastung mit Schwermetallen und organischen Spurenstoffen gibt der Gewässergütebericht Hamburg 1999. Hier wird insbesondere die Belastung der Hafensedimente mit Quecksilber, Cadmium und Zink hervorgehoben. Es werden die Ursachen für die hohe Belastung der innerstädtischen Kanäle erörtert, die ebenfalls hochgradig mit Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink angereichert sind. Auf eine mögliche innerstädtische Ursachenforschung bezüglich der Hafenbelastung wurde verzichtet.

Aufgrund der vielfältigen, hier ansässigen Industrien und der hohen Populationsdichte ist damit zu rechnen, dass auch Quellen innerhalb Hamburgs an der Gesamtbelastung teilhaben.

Für die Jahre 1984, 1986, 1987-1989 ist von der Umweltbehörde Hamburg ein „Emissionskataster Wasser“ erhoben worden mit dem Ziel, durch eine umfassende Bestandsaufnahme des Gewässergütezustandes die Basis für eine gezielte Gewässersanierung vornehmen zu können (Menke & Süchting, 1990). 1990 waren ca. 80 der im Emissionskataster erfassten Direkteinleiter als für die Gewässerbelastung relevant eingestuft und wurden regelmäßig kontrolliert. Die kommunalen im Vergleich zu den Industriellen Schadstofffrachten werden in Tabelle 8.1 wiedergegeben.

Daten für spezifische organische Substanzen in diesem Zeitraum sind nicht verfügbar.

Die Verringerung des Gesamteintrags zwischen 1987 und 1988 ist vermutlich auf die Inbetriebnahme des Klärwerks Dradenau 87/88 zurückzuführen, das 1990 bereits 87% der jährlich anfallenden Abwassermenge Hamburgs behandelte.

An diesen Abwasserdaten wird deutlich, dass über industrielle Einleitungen ein relativ hoher Kupferanteil in die Hamburgischen Gewässer eingeleitet wurde, der größenordnungsmäßig dem der kommunalen Einträge entspricht. Der Zinkanteil der kommunalen Abwässer ist sehr hoch, was auf die vielfältige Verwendung von Zink zurückzuführen sein könnte und dem damit hohen Eintrag aus städtischen Bereichen.

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Tab. 8.1: Gegenüberstellung des Gesamteintrages (1984 – 1989), des kommunalen und industriellen Eintrags (1987-1989) in Hamburger Gewässer. Quellen: Emissionskataster 1984, 1986, 1987-1989.

Parameter in t/a	Gesamteintrag					Kommunaler Eintrag			Industrieller Eintrag		
	1984	1986	1987	1988	1989	1987	1988	1989	1987	1988	1989
Kupfer	7,9	24,5	19,7	14,7	8,7	14,7	9,4	5,1	5,0	5,3	3,6
Cadmium	0,2	0,36	0,2	0,16	0,16	0,16	0,11	0,12	0,04	0,05	0,04
Blei	1,4	3,2	2,5	3,4	2,3	2,3	3,1	1,9	0,2	0,3	0,4
Zink	k. A.	20,0	15,3	17,4	13,0	15,1	17,1	11,8	0,2	0,3	1,2
Nickel	k. A.	2,2	2,7	2,5	3,6	2,7	2,4	3,5	k. A.	0,06	0,1
Chrom	k. A.	3,6	4,5	2,9	1,3	4,5	2,9	1,6	k. A.	k. A.	k. A.
Arsen	0,4	0,3	0,2	0,3	0,3	0,15	0,22	0,22	0,04	0,04	0,04

Tab. 8.2: Ausgewählte signifikante Einleitungen der Substances of Concern in Hamburgische Gewässer, zusammengestellt aus dem Emissionskataster, BUG/W, sowie aus der EPER-Meldung 2003 (aus(Freie und Hansestadt Hamburg, 2005)).

Betrieb	Parameter	Gesamtfracht in kg/a	Jahr	Gewässer
Airbus Deutschland GmbH HSE/Klärwerk Dradenau	Ni	0,08	2001	Nesskanal
	As	43,53	2001	Köhlbrand
	Pb	1.440	2001	
	Cd	55	2001	
	Cr	880	2001	
	Cu	1.680	2001	
	Zn	4500	2001	
	Hg	50	2001	
	Ni	1.530	2001	
Klärwerk Geesthacht	Pb	2,18	2001	Elbe bis Bunthaus
	Cd	1,3	2001	
	Zn	89,19	2001	
	Ni	50,64	2001	
	Hg	0,14	2001	
	Cu	75,45	2001	
DEA Mineralöl AG Grasbrook	1,2-Dichlorethan	12,0	2002	Reiherstieg
Deutsche Shell GmbH, Harburg Hamburger Ölverwertungs-GmbH u. Co.	Phenole	58,0	2002	Seehafen 4
	As	0,17	2000	Kattwykhafen
	Pb	0,08	2000	
	Cd	0,02	2000	
	Ni	3,21	2000	
	Hg	0,001	2000	

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Betrieb	Parameter	Gesamtfracht in kg/a	Jahr	Gewässer
HEW Kraftwerk Tiefstack	Pb	0,16	2000	Billwerder Bucht
	Ni	0,24	2000	
Holborn Europa Raffinerie	As	7	2002	Seehafen 4
ISPAT Hamburger Stahlwerke GmbH	As	2,13	2001	Dradenauhafen
	Pb	1,51	2001	
	Cd	0,62	2001	
	Ni	22,29	2001	
	Hg	0,03	2001	
Norddeutsche Affinerie AG	As	28,37	2001	Müggensburger Kanal
	Pb	47,25	2001	
	Cd	19,5	2001	
	Ni	45,3	2002	
	Cr	52,14	2001	
	Cu	531,11	2001	
	Hg	0,46	2001	
WB Spülfeld Frankop	Zn	168,93	2001	Nordelbe / Vorhafen
	Hg	0,13	2001	
	As	5,41	2001	

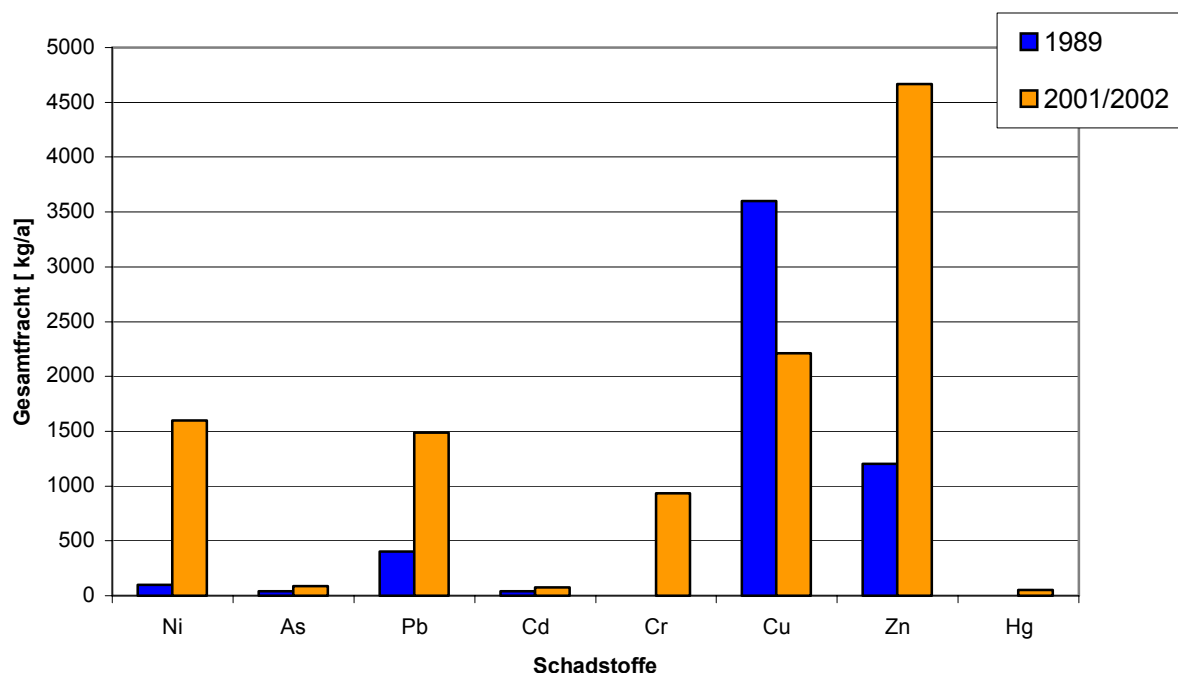


Abb. 8.19: Gesamtfracht der direkt in Hamburgische Gewässer eingeleiteten Schadstoffe in den Jahren 1989, sowie 2001 bzw. 2002. Zusammengestellt aus den Tabellen 8.1 und 8.2 ohne Berücksichtigung des Klärwerkes Geesthacht.

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Signifikante Direkteinleiter im Gebiet Hamburg sind in der Tabelle 8.2 zusammengestellt (Daten von 2001/2002). Die Gesamtfracht an Schadstoffen, die als Direkteinleitung in die Gewässer in 1989 und in 2001/2002 erfasst wurde, ist in Abbildung 8.19 dargestellt (diese Daten beinhalten jeweils Proben aus dem Klärwerk Dradenau).

1989 wurden große Mengen Kupfer eingeleitet, die zwar bis 2001/2 deutlich reduziert wurden, jedoch immer noch mit über 2200 t/a erheblich sind. 76% davon entfallen auf die Abwässer des Klärwerks Dradenau, 24 % auf die Norddeutsche Affinerie.

Auf die potenzielle Existenz einer Quelle für Kupfer im Hamburger Hafen ist bereits mehrfach hingewiesen worden (Maaß *et al.*, 1997; Stachel & Lüscho, 1996). Ein Indiz dafür war u.a. die Messung von extrem hohen Kupferkonzentrationen in einem Kern aus dem Mühlenberger Loch, der zeitlich datiert etwa die erste Hälfte der 90er Jahre repräsentierte. In diesem Zeitraum hatte die oberwasserabhängige Kupferkonzentration an den Schwebstoffen auf die Hälfte abgenommen, die Frachten waren deutlich reduziert. Dennoch stieg die Kupferkonzentration in den Schichten dieses Kerns von 70-80 mg/kg auf 200 mg/kg an, was sich nicht mit den amtlich gemeldeten, lokalen Emissionsdaten vereinbaren ließ (Ackermann, 1989).

Die Einleitungen eines weiteren Schadstoffes, dessen erhöhte Konzentrationen aus dem oberstromigen Eintrag nicht ersichtlich werden, ist Blei, das heute in größeren Mengen in Direkteinleitungen erfasst wird als 1989. Einleiter hier ist zu 97% das Klärwerk Dradenau.

Arsen gelangt zu 50 % über die Direkteinleitungen des Klärwerks Dradenau und zu 33% durch die Norddeutsche Affinerie in die hamburgische Elbe.

Auch die Direkteinleitungen von Zink und Cadmium werden zur innerstädtischen Belastung durch die mit der Elbe nach Hamburg transportierten Schadstoffe beitragen.

Ohne eine Bilanzierung der Einträge ist eine Risikoabschätzung der jeweiligen Quellen nicht möglich, sollte aber in Hinblick auf mögliche Management-Maßnahmen und Einzugsgebietspläne eher kurz als mittelfristig erfolgen.

Bezüglich der organischen Frachten sind als Direkteinleiter in Hamburg nur die DEA Mineralöl AG Grasbrook für 1,2 Dichlorethan und die deutsche Shell GmbH, Harburg, für Phenole gemeldet. Es gilt, zu klären, inwieweit die von uns als *Substances of Concern* identifizierten Schadstoffe, für die keine rezenten Einleiter in der Region verzeichnet sind, (HCH, DDT, PCB, HCB, PAK und Dioxine) aus Altlasten im Hamburger Gebiet herrühren.

Für DDT sind keine innerstädtischen Quellen oder Altlasten bekannt.

Als besonders problematisch galten Ende der 90er Jahre HCH-Abfälle der Firma Boehringer, die in der Deponie Muggenburger Straße gelagert worden waren.

Ein Belastungsschwerpunkt in Hamburg ist der Äussere Veringkanal. Hier sind sehr hohe Konzentrationen an PAK, PCBs und HCB gemessen worden, die zurückgeführt werden auf Anlagen der chemischen Industrie, die infolge von Kriegseinwirkungen zur Verunreinigung der Umgebung führten. In 3 m Tiefe wurden am Kanalende 1140 mg/kg TM für Benzo(a)pyren und 33.400 mg/kg für die Summe der 16 PAK gemessen (Umweltbehörde Hamburg, 2000). Im benachbarten Reiherstieg wurden in Höhe des Kanals für die Summe aus 16 PAK 846 mg/kg TS festgestellt, was auf eine Ausbreitung der Belastung vom Äusseren Veringkanal hinweist.

8 IDENTIFIZIERUNG MÖGLICHER QUELLEN

Im Äußeren Veringkanal wurde auch die Maximalkonzentration an HCB von 452 µg/kg gefunden und mehr als 250 µg/kg für die Summe aus 6 PCB.

Ein weiterer Belastungsschwerpunkt ist der Harburger Binnenhafen: Auch hier wird das Sediment in die höchste Belastungsklasse eingestuft mit Bezug auf 16 PAK nach EPA (>80 mg/kg TM) und die Summe aus 6 PCB (>250 µg/kg) (Umweltbehörde Hamburg, 2000).

Wie bereits eingangs erwähnt, ist die Dioxinkontamination in den Sedimenten des Hamburger Hafens mit Hilfe der Analyse der Kongenerenmuster u.a. auf die Altlast in Bitterfeld zurückzuführen (siehe Kapitel 9.3).

Eine zweite Quelle ist jedoch auf die gleiche Weise identifiziert worden: Die Dioxinmuster in Sedimentproben aus dem Moorfleeter Kanal konnten zurückgeführt werden auf die Deponie Hamburg/Georgswerder, wo die ehemalige chemische Fabrik Boehringer ihren Abfall aus der Organochlorpestizid-Produktion ablagerte (Götz & Lauer, 1999).

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

9.1. Einleitung

In Kapitel 8 wurden jene Schadstoffe identifiziert, die aufgrund der Höhe ihrer Überschreitung von Qualitätszielen in Hamburger Sedimenten und Schwebstoffen oder durch ihre Gefahrenklasse („Hazard Class“) von Relevanz für Sedimentbewirtschaftungspläne sein können. Hamburg hat als Sedimentationsbecken im Unterstrom der Elbe hier die Bedeutung eines Schadstoffsammlers. Die Stationen Bunthaus (Schwebstoffe) und Bullenhausen bzw. Dove-Elbe (Sedimente), die sich stromaufwärts vom Hafen befinden, wurden zur Identifizierung solcher Schadstoffe genutzt, die von Quellen im Oberlauf mit der Elbe transportiert und sich in Stillwasserzonen absetzen. Damit haben diese Schadstoffe einzugsgebietsweite Bedeutung („*Substances of Concern*“).

Schwebstoffanalysen und Sedimentdaten der Konzentrationen dieser Stoffe im Einzugsgebiet wurden daraufhin untersucht und ein stationäres Bild erstellt von den Gebieten, an denen die *Substances of Concern* in hohen Konzentrationen nachgewiesen wurden. Diese Orte wurden „Areas of Concern“ genannt.

Diese Areas of Concern können entweder auf den direkten Einflussbereich einer Schadstoffquelle hinweisen, oder aber auf historisch kontaminierte Sedimente, die mit der Elbe transportiert werden, und sich – dem Resuspensionszyklus unterworfen – an diesen Orten möglicherweise temporär abgelagert haben.

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

Die Identifizierung möglicher Quellen ist von großer Wichtigkeit, wenn Maßnahmen getroffen werden sollen, die Belastung der Elbe nachhaltig zu reduzieren. Ebenso wichtig jedoch ist die Quantifizierung des Beitrages dieser Quellen zum Gesamtrisiko im Elbeeinzugsgebiet, die einer Analyse von hydrologischen Bedingungen, Sedimentstabilitäten, kontaminierten Volumina, und den Auswirkungen von Extremsituationen wie starken Regenfällen und Fluten sowie Trockenzeiten bedarf. Um mit möglichst wenig Mitteln möglichst viel zu erreichen, sind diese Betrachtungen und die daraus resultierende Prioritätenliste von zu bewirtschaftenden Gebieten unbedingt notwendig, die Qualität im Flusseinzugsgebiet zu verbessern.

Die beschriebene Quantifizierung geht über den Rahmen dieser Studie hinaus. Ein erster Schritt in diese Richtung kann jedoch durch eine Frachtbetrachtung gemacht werden, die erste Anhaltspunkte für die Bedeutung der einzelnen Areas of Concern für das Elbeeinzugsgebiet liefern können.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

Zwei der am stärksten kontaminierten *Areas of Concern* im Elbeeinzugsgebiet sind nach den Ergebnissen dieser Studie das Gebiet oberstromig von Decin (Bilina) mit den *Substances of Concern* Quecksilber, DDT, PCB und HCB, sowie das Einzugsgebiet der Mulde mit Arsen, Cadmium, Quecksilber, Zink, HCH, DDT, Dioxinen und TeBT, gefolgt von der Saale mit den Hauptkontaminanten Cadmium und Quecksilber.

Im Folgenden soll durch die Diskussion von Frachtberechnungen (Abschnitt 9.2) der Tracerfunktion von Dioxinen und Furanen (Abschnitt 9.3) und von typischen Erosionsprozessen an Bühnenfeldern der Mittelbe (Abschnitt 9.4) abgeschätzt werden, inwieweit die als *Areas of Concern* bestimmten Gebiete zu den Schadstofffrachten im Elbeeinzugsgebiet in den flussabwärts gelegenen Gebieten beitragen. Auf die besondere Bedeutung des Muldestausees Muldenstein für die Schadstoffbilanz der Elbe wird in Kapitel 9.5 eingegangen.

Als Basis der Frachtberechnungen werden herangezogen:

- 1) Bestimmung des Durchflusses an festgelegten Querprofilen
- 2) Bestimmung der Schwebstoffkonzentration im Wasser
- 3) Bestimmung der Schadstoffkonzentration in Schwebstoffen

Im Einzelnen wurde wie folgt vorgegangen: Die Schwebstoffkonzentrationen im Wasser werden in der Regel im zweiwöchentlichen Abstand an den ARGE-Elbe Messstationen ermittelt. Wird, wie z.B. in Schmilka und in Magdeburg an beiden Ufern gemessen, gehen beide Werte in die Berechnung ein. Insgesamt liegen für einen Standort pro Jahr 20-52 Schwebstoffmessungen vor. Die ermittelten Schwebstoffmengen werden anschließend mit den Tagesabflusswerten am jeweiligen Querprofil verrechnet, woraus die Schwebstofffracht resultiert.

Den transportierten Schwebstoffen werden entsprechend des Sammelzeitraumes (meist ein Monat) anschließend die Belastungsdaten des schwebstoffbürtigen Sedimentes aus den Absatzbecken der ARGE-Elbe-Messstationen zugewiesen. Die so ermittelte Schadstofffracht wird anschließend auf das gesamte Jahr aufsummiert. Lücken werden interpoliert.

Bei der Schwebstofffracht-Abschätzung ist mit folgenden Unsicherheiten zu rechnen:

Unterschiedliche Probennahmetechniken: Eine Kampagne zum Vergleich verschiedener Beprobungsmethoden für suspendiertes Material, die für das Rheingebiet von der „Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes“ (IKHR) durchgeführt wurde, ergab Unterschiede von bis zu 30 % in der Menge des gesammelten Materials in Abhängigkeit von der Probennahmetechnik.

Inhomogene Verteilung des suspendierten Materials im Wasserkörper: Unvollständige Durchmischung von Nebenflüssen und Hauptstrom, bzw. ungünstige Wahl des Probennahmeortes können zu Fehlabschätzungen führen.

Ungenügende Beprobungsfrequenz: Eine jahresdurchschnittliche Frachtberechnung muss auf regelmäßigen Messungen basieren. Während Flutereignissen muss die Beprobungsfrequenz proportional des Abflusses sein. Weiterhin müssen in ausreichendem Maße Proben während des Ansteigens und des Fallens des Wasserstandes genommen werden.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

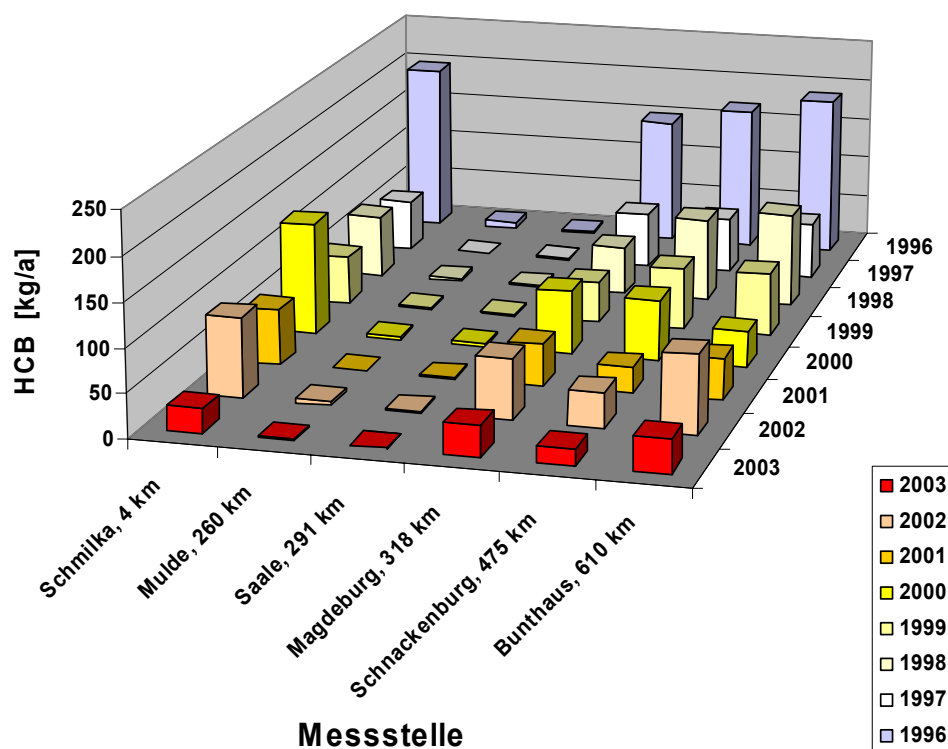
Analytische Fehler: Nach Keller (Keller, BfG, persönl. Mitteilung) weisen Laboranalysen von Schadstoffkonzentrationen in suspendiertem Material einen bis zu 30%igen Fehler auf. Nach Maaß (Maaß, HPA, persönl. Mitteilung) könne Messungen organischer Schadstoffe in Schwebstoffen noch deutlich höhere Unsicherheiten aufweisen.

Die hier vorgestellten Frachtberechnungen stellen somit eine qualifizierte Schätzung dar. Da eine Risikoabschätzung für ein Flusseinzugsgebiet primär Daten nutzen wird, die bereits erhoben worden sind, und somit kein Einfluss auf die Art und Häufigkeit der Probennahme genommen werden kann, sollte auch hierbei ein Ansatz mit „mehreren Prüflinien“ gefahren werden, um von Umfang und der Art der Indizien für eine Aussage auf ihre Unsicherheit zu schließen.

9.2. Schadstofffrachten der Elbe

9.2.1. Schadstofffrachten in Übereinstimmung mit den Areas of Concern

Bei PCB, HCB und HCH liefern die *Areas of Concern* den Hauptbeitrag zu den Schadstofffrachten in der Elbe: Bei PCB und HCB wird der größte Anteil durch die Tschechische Republik eingetragen, bei HCH ist es die Mulde, die zu einer hohen Fracht in Magdeburg beiträgt (Abb. 9.2).



9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

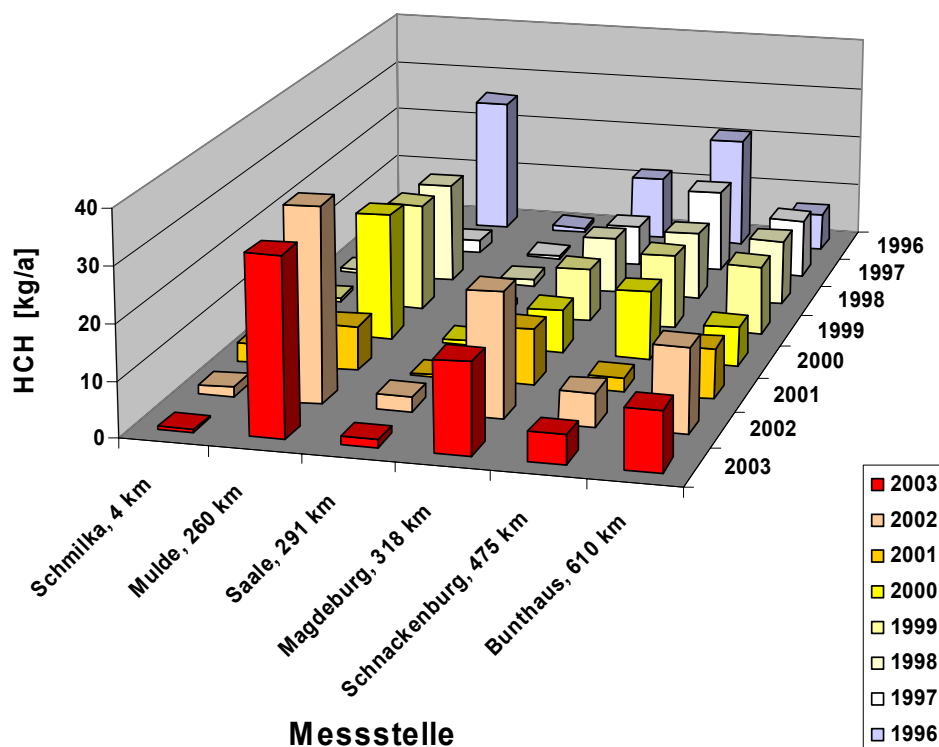


Abb. 9.1: HCB (oben, vorige Seite) und HCH (diese Seite)-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).

9.2.2. Schadstofffrachten nicht in Übereinstimmung mit den Areas of Concern

In der stationären Betrachtungsweise dieser Studie wurde die Mulde als herausragende *Area of Concern* für Arsen identifiziert. Bei der Frachtbetrachtung fällt auf, dass die Frachten in Schmilka fast ebenso hoch sind wie an der Muldemündung (Abb. 9.2). Die Frachten bei Schmilka, Mulde und Saale zusammen sollten größenordnungsmäßig der Fracht in Magdeburg entsprechen, was annähernd der Fall ist. Auffällig ist die von 2001 bis 2003 anhaltende Frachterhöhung zwischen Magdeburg und Bunthaus. Im Jahre 2002 könnten hierfür aus Stillwasserzonen durch die Flut mobilisierte Sedimente verantwortlich sein.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

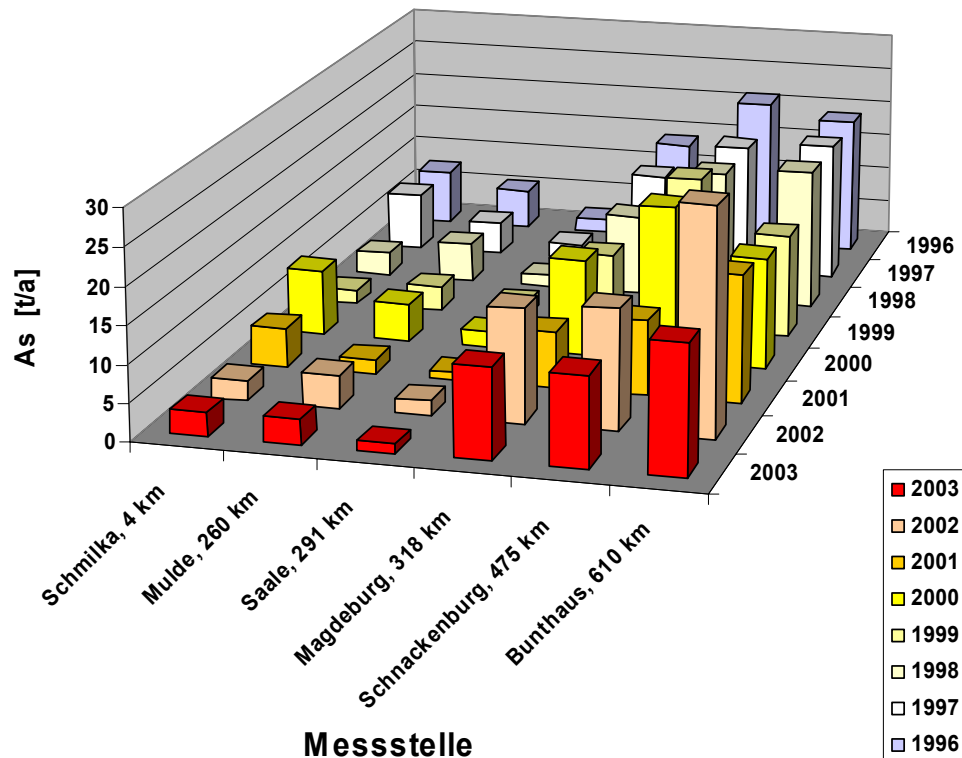


Abb. 9.2: As-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).

Überraschend ist die Frachtberechnung für Quecksilber (Abb. 9.3) Sowohl Decin- als auch die Muldedaten zeigten eine Überschreitung der Zielvorgaben im schwebstoffbürtigen Sediment von mehr als dem 4fachen. In der Frachtberechnung fällt insbesondere die Mulde kaum ins Gewicht, während die Saale hier den stärkeren Anteil beiträgt. Als möglicher Grund für die relativ geringen Frachten der Mulde bei den Schwermetallen ist der Muldestausee zu nennen. Entstanden durch die Umleitung der Mulde durch ein Restloch des Braunkohlentagebaues Muldenstein 1975, wirkt der Stausee als Sedimentationsbecken für die mit dem Oberlauf der Mulde eingeleiteten Schadstoffe. Die Schadstofffrachten schwanken stark in Abhängigkeit von der Wasserführung, da bei höherem Durchfluss die Schwebstoffgehalte exponentiell ansteigen. Abgeschätzt liegt die Rückhaltung im See bei den Hauptkontaminanten zwischen 84% (Blei) und 32% (Nickel) (Zerling *et al.*, 2001). Wie hoch der Beitrag zur Schadstofffracht der Elbe durch kontaminierte Sedimente in der unteren Mulde ist, ist nur schwerlich abzuschätzen.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

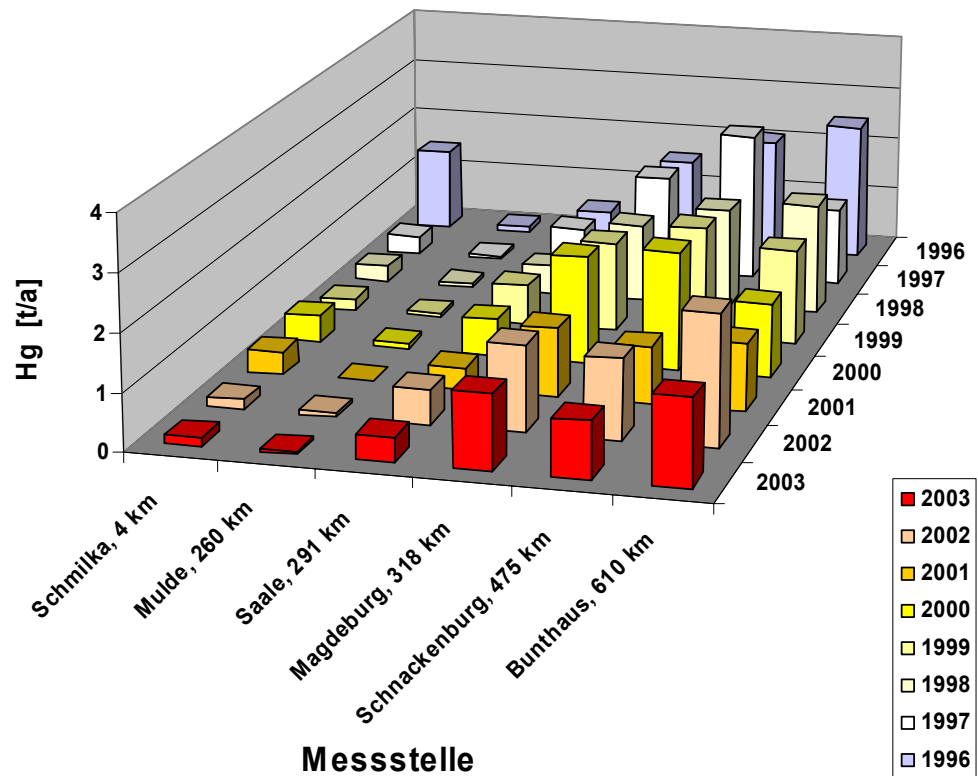


Abb. 9.3: Hg-Schwebstofffrachten, berechnet für 6 Stationen von Schmilka bis Bunthaus zwischen 1996 und 2003 (Datenerhebung und Berechnung: ARGE-Elbe).

Die Mulde hat eine vergleichsweise geringe Schwebstoffführung. Wie in Abb. 5.3 zu sehen ist, liefert sie nur ca. ein Zehntel der Schwebstofffracht der Saale (BfG, 2003), obwohl die Mulde ca. die Hälfte der Wasserführung der Saale hat. Auch dies kann ein Effekt des Muldestausees sein. Dementsprechend niedrig jedoch ist der Einfluss auf die Elbe.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

9.3. Dioxine und Furane als Tracer für die Stoffverfrachtung

Wie im Kap. 9.2 gezeigt, gibt es zahlreiche Hinweise auf mit dem Fluss stromabwärts verfrachtete Schadstoffe. Dioxine und Furane sind in besonderer Weise geeignet, als Tracer für mögliche Stoffverfrachtungen an der Elbe zu dienen, da sie als spezifische Beiprodukte bei zahlreichen Produktionsprozessen entstehen und sich über einen längeren Zeitraum vergleichsweise wenig stofflich verändern bzw. abbauen.

Die Kongenerenmuster können daher wie 'Fingerabdrücke' genutzt werden und durch einen Vergleich mit den Mustern vermuteter Ausgangsorte dazu dienen, die jeweiligen Quellen zu identifizieren. Götz et al. (1996) sowie Götz & Lauer (2003) haben sich dies für die Elbe sowie für die Hamburger innerstädtischen Gewässer zu Nutze gemacht. Untersuchungen der Dioxinkontaminationen in innerstädtischen Gewässern wiesen auf lokale, thermische Quellen hin, während sich die Dioxine in den Elbeproben und überschwemmten Böden weitgehend auf Dioxin-kontaminierte Sedimente aus dem Bitterfelder Gebiet im Einzugsbereich der Mulde, ca. 400 km stromaufwärts, zurückführen ließen. Diese Ergebnisse können als Beweis für den Schadstoffferntransport aus dem Einzugsgebiet der oberstromigen Elbe bis in den Hamburger Hafen dienen. Das Kongenerenmuster deutete auf eine Entstehung der Dioxine durch metallurgische Prozesse, wie die Magnesium- oder Kupferproduktion hin (Götz et al., 1998) und wird auch durch jüngste statistische Untersuchungen von Götz et al. (in prep.) belegt. Danach zeigten sowohl die Spülflächen der Billesiedlung, als auch die Sedimentproben des Hamburger Hafens, der Elbe, der Mulde und des Spittelwassers, sowie die Böden der Elbaue, der Mulde- und Spittelwasseraue ein sehr ähnliches Kongenerenmuster (Tab. 9.1), womit die Herkunft eines Großteils der Dioxine aus dem „Bitterfelder Raum“ belegt wird.

Auch heute noch prägt dieses Muster die Auenböden entlang der Elbe unterstromig von Mulde und Saale (Umlauf et al. 2004).

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

Tab. 9.1: Ergebnisse der Hierarchischen Clusteranalyse von 426 Dioxinproben (Götz et al., in.prep.)

Cluster	Matrix	n
1 Bitterfeld-Elbe cluster		
Magnesiumproduktion	Sedimente, Norwegen	5
Kupferproduktion (Kieselrot, Schlammrückstände)	Böden, Deutschland	24
Bitterfeld (Spittelwasser and Mulde sowie Muldeauen)	Schwebstoffe, Sedimente und Böden	51
Elbaue Pevestorf	Böden	9
Elbaue Heuckenlock	Böden	10
Elbe (von der Mulde bis zur Nordsee)	Schwebstoffe und Sedimente	54
Hamburger Hafen	Sedimente	16
Elbauen	Böden	21
Auen der Dove-Elbe	Böden	5
Spülflächen der Billesiedlung, Hamburg	Böden	25
2 PCP Cluster	PCP Proben	4
3 PCB Cluster	PCB Proben	4
4 Organochlor-Pestizid Cluster		
Organochlor-Pestizid Produktion	Sedimentkerne vom Moorfleeter Kanal am Standort ehemaliger Pestizidproduktion in Hamburg	5
Bodensanierung Hamburg-Georgswerder	Sickerölproben	15
5 Chloralkali Prozess Cluster	Schlamm, Schweden	2
6 Luft Cluster		
Müllverbrennung	Flugasche, Japan; Rauchgasproben, Deutschland	3
Niederschlag	Hamburg	43
Städtische Luft	Hamburg	102
Klärschlamm	Hamburg	4
Elbe (oberstromig der Mulde)	Sedimente	3
Innerstädtisches Oberflächenwasser, Hamburg	Sedimente	6
7 Gasfabrik Cluster	Gasproben, Deutschland	15

Abb. 9.4 zeigt das Dioxin- und Furan-Kongenerenmuster (das ebenfalls in die oben genannte statistische Auswertung eingegangen ist) eines Oberbodens aus der Spittelwasserniederung, einem der Hauptquellbereiche für Dioxine und Furane im Elbeeinzugsgebiet. Die höchste Belastung findet sich in einer Tiefe zwischen 10 und 20 cm mit einem I-TEQ PCDD/F Gehalt von 12.300 ng/kg.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

Hinsichtlich der reinen Gehalte dominieren in diesem Horizont die Kongenere OCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF und 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF. Wird jedoch noch die toxikologische Wirksamkeit einbezogen, stellen nunmehr die Kongenere 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF und 1,2,3,6,7,8-HxCDF die größte Gefahr für die Umwelt dar, wie es auch in den Auenböden der Mulde bei Dessau-Pötnitz sowie in den unterstromigen Elbeböden von Umlauf et al. (2004) bestätigt wird.

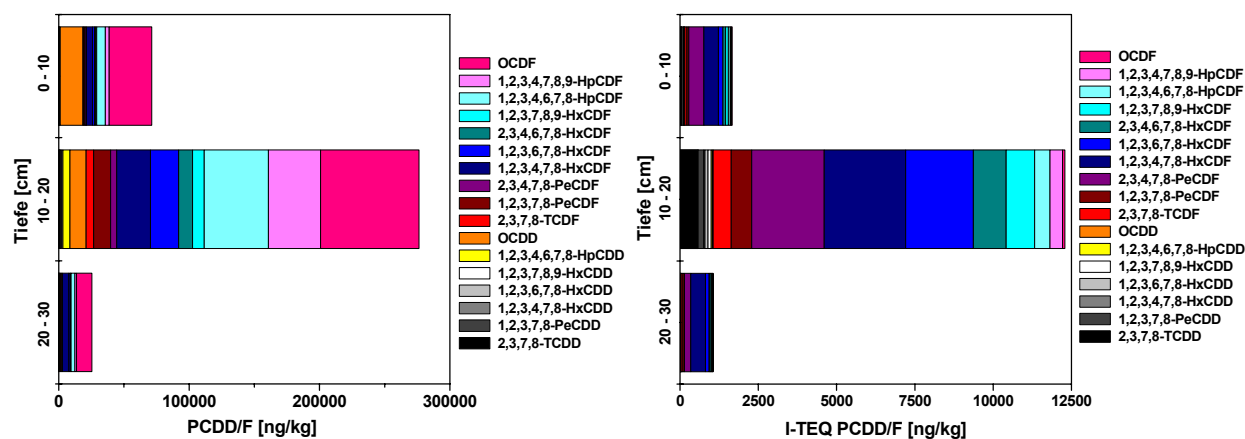


Abb. 9.4: Dioxin- und Furan-Kongenerenmuster eines Oberbodens der Spittelwasserniederschlagung des Jahres 2004 (Daten: Schwartz, unveröffentl.)

Stromabwärts, am Elbe-km 420,0 finden sich in einem Sedimentkern aus einem Bühnenfeld nicht nur deutlich geringere Gehalte (Abb. 9.5), auch das Kongenerenmuster hat sich verändert, wobei die Zuordnung zu dem oben aufgeführten Cluster jedoch bestehen bleibt. Neben dem Kongener OCDF ist es nunmehr noch das OCDD, welches einen Großteil des PCDD/F-Gehaltes ausmacht. Wird jedoch wieder die toxikologische Bedeutung mit heran gezogen, gleicht sich das Bild dann dem des Oberbodens aus der Spittelwasserniederschlagung an. Erneut sind es die Kongenere 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF und 1,2,3,6,7,8-HxCDF, welche größte Gefahr für die Umwelt darstellen.

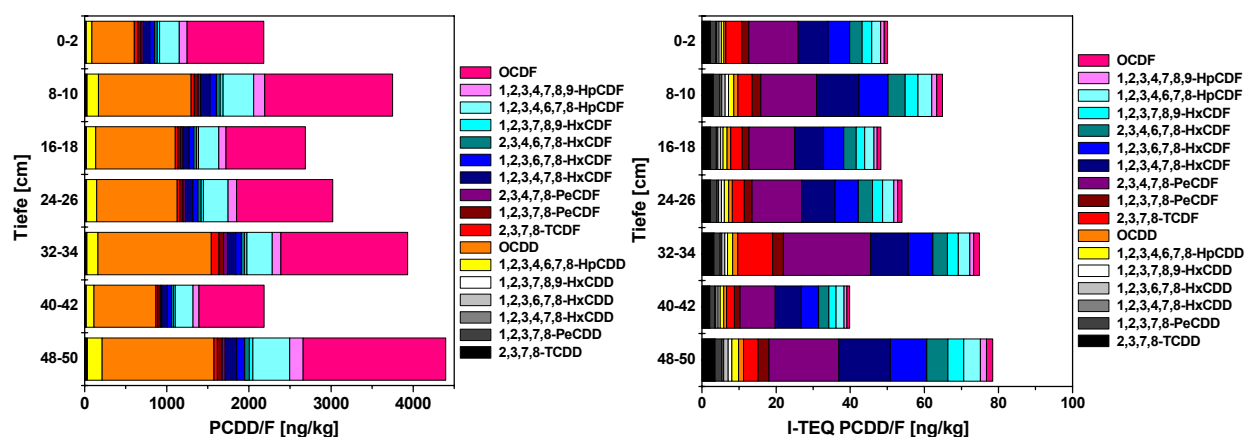


Abb. 9.5: Dioxin- und Furan-Kongenerenmuster eines Bühnenfeld-Sedimentkernes (Elbe-km 420) des Jahres 2003 (Daten: Schwartz, unveröffentl.)

Aus den Unterschieden in den einzelnen Kongeneren-Anteilen am Gesamt PCDD/F-Gehalt aus den Abb. 9.4 und 9.5 kann geschlossen werden, dass es neben der Bitterfelder Region noch mindestens

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

eine weitere bedeutsame Dioxin- und Furanquelle im Elbe-Einzugsgebiet geben muss.

Das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2003), weist als Quelle von Dioxinen an der Saale die frühere Magnesiumproduktion in Staßfurt an der Bode aus. Sowohl in Bitterfeld als auch in Staßfurt wurde bis 1945 Magnesium produziert, was die Ähnlichkeit der Kongenerenprofile, insbesondere bezüglich der Furane, erklären könnte. Die Daten des Dioxinberichtes des Landes Sachsen-Anhalt (1996) belegen für die Sedimente der Saale eine kontinuierliche Zunahme der Dioxinkonzentrationen von Bad Kösen bis nach Groß Rosenberg (30,8 I-TEQ ng/kg). Eine Ausnahme stellt der Standort Ammendorf an der Mündung der Weißen Elster dar. Dort sind im Jahr 1993 57,6 I-TEQ ng/kg gefunden worden. Das Kongenerenprofil entlang der Saale verändert sich im Längsverlauf erst mit der Einmündung der Bode in die Saale. Das oberstromige Kongenerenmuster war hauptsächlich durch das 1,2,3,4,6,7,8-Heptadioxin gekennzeichnet, im unterstromigen Kongenerenmuster hat das OCDF wesentlich größere Anteile. Auch hier stellt sich die Frage, ob sich unter variablen Abflussbedingungen eine Veränderung des Kongenerenmusters in der Saalemündung einstellen könnte.

An dieser Stelle sollte nicht unerwähnt bleiben, dass es bis dato keine Abschätzungen bezüglich der Dioxinfrachten aus den einzelnen Nebenflüssen in die Elbe gibt und auch im Rahmen dieser Studie nicht geleistet werden kann. Insbesondere der Vergleich der Toxizitätsäquivalente aus dem Dioxinbericht Sachsen-Anhalts (1996) von 30,8 I-TEQ ng/kg in der Saalemündung zu denen von 339 I-TEQ ng/kg in der unteren Mulde bei Dessau macht den Belastungsunterschied deutlich. Aber auch bezüglich der Dioxine werden sich die Beiträge der Nebenflüsse aufgrund ihrer unterschiedlichen Schwebstofffrachten (die Schwebstofffracht der Saale in die Elbe ist ca. um den Faktor 10 größer als die Schwebstofffracht der Mulde, siehe auch Kapitel 5.4), eher angleichen.

Von Uhlig (2003) wurden anhand von Sedimentdaten im Jahr 1995, im Frühjahr und Herbst 1998 sowie im Jahr 2002 Flussabschnitte mit unterschiedlichen Kongenerenmustern herausgearbeitet. Dabei wird im Jahr 1995 die frei fließende Elbe unterstromig der Saale in zwei Abschnitte bei Elbe-km 470-477 gegliedert. Im Jahr 1998 weist die Elbe unterstromig der Mulde ein einheitliches Muster auf, wobei im Jahr 2002 zwischen der Einmündung der Mulde in die Elbe bis nach Geesthacht sieben signifikant unterschiedliche Kongenerenmuster identifiziert wurden. So zeigten die Berechnungen von Uhlig (2003), dass mehr als ein Drittel der PCDD/F-Kontaminationen bei Hamburg nicht aus dem Eintrag der Mulde oder aus oberhalb von Magdeburg gelegenen Quellen stammen. Dies bedeutet, dass unterstromig von Mulde und Saale, evtl. insbesondere durch die remobilisierende Wirkung des extremen Hochwassers weitere, bisher unbekannte Dioxinquellen aktiviert worden sind, die einer dringenden Aufklärung bedürfen.

9.4. Erosion von Buhnenfeldsedimenten

In den Stillwasserbereichen der Mittelelbe (Buhnenfelder, Altarme und -wasser [Wehle], ehemaligen Deichbruchstellen [Bracks], Hafenbecken) lagert ein Reservoir weitgehend unbekannten Ausmaßes an partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffen in Form von feinkörnigen, an organischer Substanz reichen, schwebstoffbürtigen Sedimenten. Obwohl bereits Spott und Guhr (1996) auf den Einfluss von Buhnenfeldsedimenten auf die Wasserqualität der Elbe hinwiesen, erfuhren diese weit und gleichmäßig

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

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 Buhnen im Bereich der Mittel- und Unterelbe verdeutlicht. Es ist allerdings nicht von einem gleichartigen Muddevorkommen in allen Buhnenfeldern 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 Buhnenfelder in den Mäanderschleifen (Gleit- oder Prallhang), sowie die einzelnen relevanten Buhnentypen (inklinante Buhnen – mit einem Winkel von 70° zur Uferlinie in die Strömung gerichtet, Knick- und Absenkungsbuhnen sowie durchrissene Buhnen) auf ein differenziertes Erosions- und Sedimentationsgeschehen auswirken.

Spott und Guhr (1996) belegten eine periodische bis episodische Sedimentmobilisierung bei Magdeburg in Folge ansteigender Wasserspiegel. Während sich hinter nicht überspülten Buhnen in der Regel eine sogenannte Feldwalze – eine Strömung mit vertikaler Achse – ausbildet, in deren Zentrum langsamste Fließgeschwindigkeiten auftreten und die Sedimentation von feinkörnigen Sedimenten ermöglichen, verursachen überspülte Buhnen 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.

In Magdeburg werden bereits bei einem Abfluss von 800 m³/s (das entspricht etwa einem Wasserstand von 290 cm am Pegel Magdeburg Strombrücke, also ca. 1 m über Mittelwasser) die Buhnenköpfe überströmt, was zur Ausbildung von Deckwalzen im unterstromigen Buhnenfeld führt, so dass die Remobilisierung feinkörniger Sedimente einsetzt. Diesen Effekt beobachteten auch Baborowski et al. (2004) beim Sommerhochwasser 2002. Zusätzlich dokumentieren sie, dass der Schwebstoffanteil aus resuspendierten Buhnenfeldsedimenten im Sommer 2002 relativ gering war, da Abflussschwankungen im Frühjahr 2002 mehrmals den kritischen Abfluss von 800 m³/s überschritten, so dass der Zeitraum zur Ausbildung eines neuerlichen remobilisierbaren Sedimentdepots relativ kurz war.

Auch Wirtz (2004) dokumentiert ein dynamisches Erosions- und Sedimentationsgeschehen an Buhnenfeldern zwischen den Elbe-Stromkilometern 440-444 zwischen den Jahren 2001 und 2002. Während eine Mittel- und Niedrigwasserphase des Jahres 2001 in sieben Buhnenfeldern noch einheitlich zur Anreicherung von 159 – 531 m³ Sedimenten führte, zeigte 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 Buhnenfeldes ausschließlich zu Erosionen, wobei maximal 1.320 m³ ausgetragen und verfrachtet wurden, wobei ausdrücklich die Gesamtvolumina der Sedimente betrachtet wurden und nicht nur der feinkörnige, hochbelastete Anteil.

Von Schwartz und Kozerski (2003) wurden an einzelnen Buhnenfeldern der Mittel- und Unterelbe (km 420,9) Muddedepots bezüglich ihres Volumens und ihrer stofflichen Qualität untersucht. Hochgerechnet auf einen Musterflussabschnitt von einem Kilometer Länge ergeben sich folgende Mengen an

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

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. Im Rahmen des Ad-hoc Verbundes in Folge des Extremhochwassers 2002 wurden von Schwartz und Kozerski (2004) Verfrachtungen feinkörniger, hochbelasteter Sedimente aus Bühnenfeldern bilanziert. So führte das Extremhochwasser 2002 allein in einem Bühnenfeld bei Elbe-km 420 zu einer Erosion von ca. 200 m³ feinkörnigem, belastetem Sediment (Abb. 9.7).

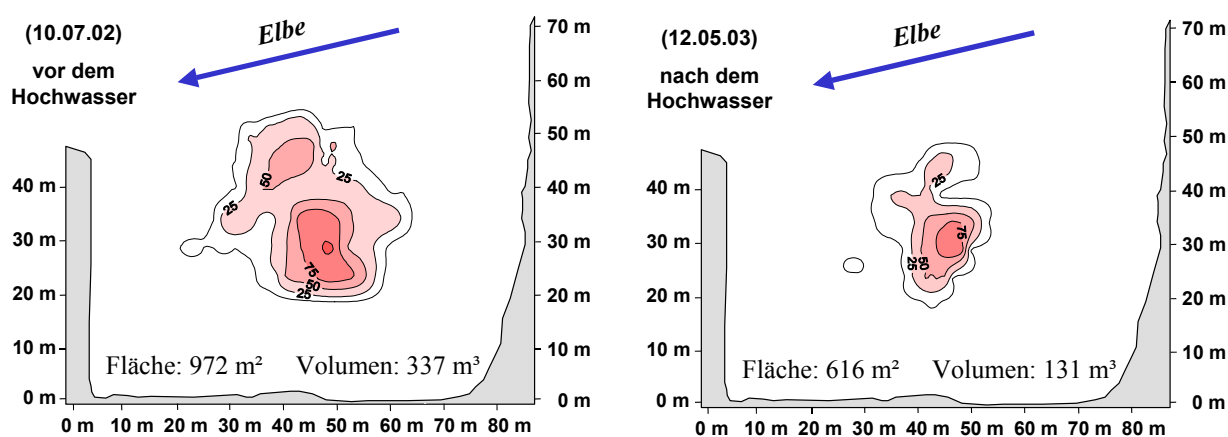


Abb. 9.7: Auswirkung des Auguthochwassers 2002 auf die Ausdehnung und das Volumen des schwebstoffbürtigen Sedimentdepots in einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9

Die von Schwartz & Kozerski (2004) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart untersuchten Erosionsstabilitäten von Sedimentkernen aus Bühnenfeldern der Mittel-Elbe bei Havelberg zeigen Folgendes (Abb. 9.8). Niedrige kritische Sohlschubspannungen sind zumeist das Resultat von größeren grobklastischen Sedimentanteilen. Umgekehrt war zu beobachten, dass bei den feinkörnigen Lagen, die ein höheres kohäsives Moment aufweisen, die kritischen Sohlschubspannungen anstiegen. Auffällig ist, dass an der Sedimentoberkante die mit Abstand geringsten kritischen Sohlschubspannungen festzustellen waren. Offensichtlich findet zusammen mit der Alterung der Sedimente eine Stabilisierung statt. Der schraffiert unterlegte Bereich zeigt jenen Fließgeschwindigkeitsbereich an, der laut Wirtz (2004) während des Auguthochwassers 2002 in einem vergleichbaren Bühnenfeld aufgetreten ist.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

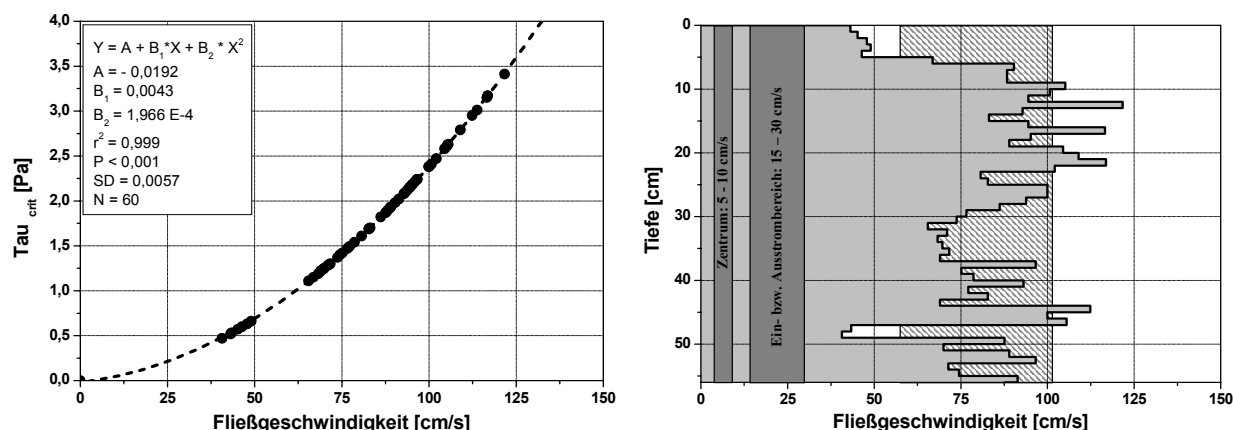


Abb. 9.8: Beziehung zwischen kritischer Sohlschubspannung und Fließgeschwindigkeit (links) sowie Tiefenprofil der Erosionsfließgeschwindigkeit eines Sedimentkernes aus einem Bühnenfeld am Elbe-km 420,9

Für eine umfassende Beurteilung der Bedeutung der Bühnenfelder 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 in-situ Erosionsstabilität zu erheben. Darüber hinaus bestehen nach wie vor große Kenntnislücken zur Abschätzung des gesamten Muddevorkommens und erst Recht zum Ausmaß des Remobilisierungspotenzials über eine größere Fließstrecke. So bleibt die Gefährdungsabschätzung, die von den feinkörnigen, belasteten Bühnenfeldsedimenten ausgeht, mit großen Unsicherheiten verbunden.

9.5. Schadstoffrückhaltung im Muldenstausee – Einflüsse von Extremhochwasser

Seit 1975 wird die Mulde, einer der am stärksten schadstoffbelasteten Nebenflüsse der Elbe, durch das Restloch des Braunkohlentagebaus Muldenstein hindurchgeleitet. Der auf diese Weise entstandene Bitterfelder Muldestausee – Fläche: 6,1 km², Volumen: 118 Mio. m³, maximale Tiefe: 30 m – besitzt eine große Bedeutung als Sediment- und Schadstoffsенке (Zerling et al. 2001).

Mengenmäßig liegt der im See sedimentierte Anteil bei einigen Elementen deutlich über 10% der Metallfracht der Elbe bei Schnackenburg. Ohne die rückhaltende Wirkung des Muldestausees wäre die Belastung der unteren Elbe in den Jahren 1993 bis 1997 bei Cadmium um ca. 90% und bei Blei um ca. 50 % höher gewesen (Zerling et al. 2001).

Die Ergebnisse der Untersuchungen anlässlich der Elbeflut vom August 2002 zeigen (Junge et al. 2004), dass der Bitterfelder Muldenstausee auch bei Extremhochwässern als Hauptschadstoffsенке für das untere Muldesystem funktioniert. Knapp 70% der während des Auguthochwassers 2002 transportierten Schwebstofffracht kamen im Stauseebereich zur Ablagerung. Im Vergleich zu den seit 1975 im Seesediment des Muldestausees dokumentierten Hochwässern wurde mit dem Schwebstoffabsatz während des Auguthochwassers der bisher höchste beobachtete Sedimentauftrag pro Zeit erreicht, z.T. bis zum 5fachen im Vergleich zu den Ereignislagen, die seit Flutungsbeginn 1975 in den Kernen gefunden wurden.

9 ABSCHÄTZUNG DES RISIKOBEITRAGS DER „AREAS OF CONCERN“ AN AUSGEWÄHLTEN BEISPIELEN

Der im Seesediment sich widerspiegelnde, Anfang der 90er Jahre begonnene langsame Rückgang in der Metallbelastung wird bei den meisten Elementen durch den während des Hochwassers eingetragenen Schwebstoff nicht unterbrochen. Allerdings ergibt sich für den Muldestausee eine Neubewertung seines möglichen Gefahrenpotenzials durch die Tatsache, dass das nach dem Hochwasser in Wechselwirkung mit dem Seewasserkörper stehende Oberflächensediment insbesondere an Arsen und Blei hochkontaminiert ist. Mit der saisonal bedingten Umstellung der hydrologischen Verhältnisse – Übergang von geschichteten zu durchmischten Wasserkörper und umgekehrt – gelangen kurz- bis mittelfristig sauerstoffreiche Wässer in Kontakt mit dieser obersten Sedimentlage und es kommt zum Austrag von Tiefenwässern (Junge et al. 2004).

Insgesamt kann der Bitterfelder Muldestausee als Modell angesehen werden, wenn es um die Frage geht, inwieweit Flussstauseen – weltweit betrachtet – in dem einen oder anderen Fall als „Flusskläranlagen“ für sanierungsbedürftige Gewässer dienen können. Um Ansätze einer solchen ökologisch begründeten Maßnahme nachzuweisen, sollte der ökonomische Nutzen der Schadstofffalle „Bitterfelder Muldestausee“ durch Vergleichsrechnungen mit anderen möglichen Maßnahmen der Ausbaggerung, Dekontaminierung und Beseitigung entsprechender Massen schwermetallbelasteter Schlämme berechnet werden (Zerling et al. 2001). Die August 2002-Hochwasseruntersuchungen 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).

10 AUSBLICK

Dieser Bericht enthält eine Inventarisierung der im Elbeeinzugsgebiet nachweislich relevanten Schadstoffe auf der Grundlage der von verschiedenen Institutionen erhobenen Daten. Es wurden die Regionen erhöhter Belastung dargestellt und die Quellen dieser Kontaminationen soweit wie möglich beschrieben. Schließlich sollten Frachtberechnungen einen Hinweis darauf geben, inwieweit die *Areas of Concern* zu einem tatsächlichen Risiko für Regionen stromabwärts, also überregional, werden können. Die hier gewonnen Ergebnisse sollen zur Differenzierung zwischen solchen Regionen, die hoch kontaminiert sind, und jenen beitragen, die möglicherweise ein geringeres Schadstoffinventar aufweisen, jedoch durch ihre Erodierbarkeit, die Art der Schadstoffe und die Menge des kontaminierten Materials ein hohes Risiko darstellen können.

In der vorliegenden Studie wurde nur in geringem Umfang auf gefährliche und potenziell gefährliche Schadstoffe nach Anhang X der WRRL wie Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), pentabromierte Diphenylether, PAK, technisches Nonylphenol oder tert. Oktylphenol eingegangen. Diese wurden bereits in Elbesedimenten quantifiziert (s. ARGE-Elbe-Zahlentafeln und die Zeitschriften „Environmental Toxicology and Chemistry“ und „Chemosphere“). Die bestehende Datengrundlage reicht jedoch für diese Studie nicht aus, um vergleichende Aussagen über Kontaminationen von Gebieten im Einzugsgebiet zu machen. Aufgrund ihrer ökologischen Relevanz bei der Betrachtung der Risiken im Elbeeinzugsgebiet sollte jedoch auch ihre Bedeutung für Sedimente diskutiert werden.

Um eine Risiko-orientierte Bewirtschaftung des Einzugsgebiets planen zu können, muss darüber hinaus eine quantitative Bewertung der überregionalen Risiken stattfinden, die von einzelnen Gebieten ausgehen. Diese Analyse muss insbesondere berücksichtigen, dass unterschiedliche Abflussszenarien zur Remobilisierung vorher stabiler Sedimente führen können, wie es bereits in Kapitel 9 exemplarisch beschrieben wurde. Damit kann sich der Risiko-Beitrag von Regionen unproportional zueinander ändern. Weiterhin ist die Abflusssituation insofern von Bedeutung, als örtlich begrenzt auftretende Hochwässer durch die unterschiedlichen Verdünnungseffekte stromabwärts sowohl zu einer Erhöhung als auch zu einer Verringerung des Risikos führen können. Ein Ansatz zu einer Risiko-Analyse, die solche Abflussverhältnisse in einem Einzugsgebiet berücksichtigt, ist für den Rhein erarbeitet worden (Heise et al. 2004).

Kapitel 9 zeigt auch die Komplexität des Massentransports von resuspendiertem Material z.B. aus Bühnenfeldern auf. Eine intensive Betrachtung von Schwebstofffrachten im Elbeeinzugsgebiet unter unterschiedlichen Bedingungen sowie unter Berücksichtigung der damit verbundenen Unsicherheit würde für die Aussagefähigkeit einer solchen Risikobetrachtung von großer Wichtigkeit sein.

Bei der Analyse darf es jedoch nicht nur um chemische Qualitätskriterien gehen. Vielmehr muss, wenn nicht nur den regulatorischen, sondern auch den umweltrelevanten Kriterien entsprochen werden soll, die biologische Verfügbarkeit der transportierten Kontaminanten und deren Effekte berücksichtigt werden. Es gibt eine Anzahl ökotoxikologischer Daten für die Elbe, sowohl unter Bedingungen durchschnittlicher Abflussbedingungen als auch nach Hochwasserereignissen, deren gemeinsame Betrachtung bislang noch nicht erfolgt ist²⁴.

²⁴ z.B. Ergebnisse der HPA, TU Hamburg-Harbur, BIS, ARGE-Elbe, UBA-Berichte, UFZ Leipzig
158

Das Ziel einer solchen noch ausstehenden Risikobetrachtung muss es sein, in Abhängigkeit von auftretenden Abflussszenarien solche Orte und Quellen zu lokalisieren, die tatsächlich zu einer Gefährdung der Gebiete stromabwärts beitragen, und zu quantifizieren, in welchem Maße sie das tun. Aufbauend auf dieser Studie, ergänzt mit Daten von Elbaueböden und Elbfischen sollte versucht werden, mit Hilfe mathematischer Modelle quantitative und belastbare Aussagen zur räumlichen Verteilung von Schadstoffen in der Elbe durchzuführen. Eine derartige Auswertung übersteigt den Rahmen der vorliegenden Studie und bedarf einer gesonderten, komplexen Analyse. Dass dies aber im Prinzip möglich ist, zeigen die Studie von Heise et al. (2004) für den Rhein und die Ergebnisse von Uhlig (2003) für Dioxine in der Elbe.

Nur durch eine umfassende Risikobewertung kann sichergestellt werden, dass möglicherweise finanziell und technisch aufwendige Maßnahmen primär für solche Kontaminationsquellen durchgeführt werden, deren Beseitigung eine signifikante Risikoverminderung zur Folge hat.

11 LITERATUR

- Ackermann F (1998): Dynamik der Schwermetallbelastung in feinkörnigen Sedimenten und Schwebstoffen im Tidebereich von Ems, Weser und Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-1188, 63 (+Anhänge) pp.
- Ackermann F (2005): Daten aus dem Meßprogramms zur Überwachung der Gewässergüte in grenzüberschreitenden Gewässern und Küstengewässern der BfG; noch unveröffentlicht
- AiF (2005): Nordwestregion der Tschechischen Republik – NUTS 2. Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen „Otto von Guericke“ e.V.
- Anonymous (1995): Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.) Wassergütemeßstationen des Internationalen Meßprogramms der IKSE. Magdeburg
- Anonymous (1987): GEMS/Water Operational Guide. World Health Organization (WHO) Geneva
- Anonymous (1999): Ursachen der Dioxinkontamination in der Elbe, im Hamburger Hafen und in den Hamburger innerstädtischen Gewässern. Hamburger Umweltberichte 75/99. Freie und Hansestadt Hamburg, Umweltbehörde. 1-53
- Anonymous (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK-Forschungsbericht, Hennef. 168 S.
- Anonymous (2001): Entwicklung eines Strategiekonzeptes zur umweltgerechten Vermeidung/Sanierung der Schadstoffbelastung in der Elbe und in den bergbaubeeinflussten Elbenebenflüssen. Wassergütestelle Elbe im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE-Elbe). In Zusammenarbeit mit der Abteilung 5, Referat 54 des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft und Abteilung 4, Referat 44 des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Stand 01.03.2001
- Anonymous (2001): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Strategic Document, as agreed by the Water Directors under Swedish presidency, 2 May 2001, 79 p. Brussels
- Anonymous (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 54/02
- Anonymous (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Carrying forward the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Progress and Work Programme for 2003 and 2004-, as agreed by the Water Directors, 17 June 2003, 52 p. Brussels
- Anonymous (2004a): Evaluation of Current Gaps and Recommendations for further Actions in the Field of Environmental Analysis and Monitoring. METROPOLIS (Metrology in Support of EU Policies) Position Paper, March 2004, 8 p. Verneuil-en-Halatte/France
- Anonymous (2004b): Opinion of the Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) on the setting of Environmental Quality Standards for the Priority Substances Included in Annex X of Directive 2000/60/EC in accordance with Article 16 thereof. CSTEE Plenary Meeting, 28 May 2004
- Anonymous (2004c): Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS). Discussion Document, 13 January 2004, 30 p. Ispra. See also: WFD AMPS Sediment Monitoring Guidance Discussion Document, AMPS and SedNet, Draft Version 1 from 16 April 2004
- Anonymous (2004d): Concept Paper on Emission Control from 8 June 2004 of the Expert Advisory Forum (EAF) on Priority Substances and Pollution Control. 7th EAF-Meeting at Brussels, 14-15 June 2004
- Anonymous (2005): Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.). Ergebnisse des Meßprogramms zur Überwachung der Gewässergüte in grenzüberschreitenden Gewässern und Küstengewässern. BMU-Maßnahmenkatalog 2005/2006
- Apitz S, White S (2003): A conceptual framework for river-basin-scale sediment management. Soils & Sediments 3(3): 125-220

- ARGE-Elbe (1996a): Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tideelbe 1979-1994. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Hamburg, 71 pp.
- ARGE-Elbe (1996b): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe. Zustand und Empfehlungen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Wassergütestelle Elbe. Hamburg, 23 pp.
- ARGE-Elbe (2000): Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 bis 1999. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Wassergütestelle Elbe. Hamburg, 121 pp.
- Baborowski M, v Tümpling jr W, Friese K (2004): Behavior of suspended particulate matter (SPM) and selectet 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.
- Baborowski M, von der Kammer F, Friese K (2004) Teilprojekt 5: Kolloide und Schadstoffe (Schwermetalle) in der Elbe bei Hochwasserereignissen. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, S. 287-304
- Babut M, Oen A, Hollert H, Apitz SE, Heise S, White S (2005 (in prep)): Prioritization at River Basin Scale, Risk Assessment at Local Scale: suggested approaches. In: Heise S (Ed.), *Sediment Risk Management and Communication*. Elsevier, Amsterdam
- Becker A, Schreck P, Klöck W (2000): Schwermetallführung und Mineralbestand von Bachsedimenten im Mansfelder Land als Indikatoren geogener und anthropogener Schadstoffquellen. In: Wippermann Th (Hrsg.): *Bergbau und Umwelt. Langfristige geochemische Einflüsse*. Springer, Berlin/Heidelberg: 121-135
- Beranek M, Petrlik J (2005): POPs Pesticides in the Czech Republic. *The International POPs Elimination Project*. 21 S.
- Bergemann, M. (2005): pers. Mitteilung über die qualifizierte Schätzung partikulärer Schadstofffrachten durch die Wassergütestelle Elbe
- Beuge P, Greif A, Hoppe T, Kluge A, Klemm W, Starke R (1994): Schadstoffbelastung der Mulde - Weg zur Gesundung. Vortrag auf der 72. Jahrestagung der DMG in Freiberg.
- BfG (1999): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV). Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- BfG (2003): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. BfG-1382, 204 S.
- Böhme M, Krüger F, Ockenfeld K, Geller W (Hrsg., 2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. 101 S. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg. ISBN: 3-00-016883-4
- Brodthmann L, Karras J (1991): Möglichkeiten zur Sanierung der Abwasserverhältnisse bei den kommunalen und industriellen Direkteinleitern in die Oberflächengewässer der neuen Bundesländer - industrielle Direkteinleitungen -. UBA-Texte 29/91. Umweltbundesamt: Berlin
- 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
- Burton GA (2002): Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3: 65-75
- Carr RS, Nipper M (2001, Eds): Summary of a SETAC Technical Workshop "Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations with a Review of Methods and Applications, and Recommendations for Future Areas of Research, SETAC, Pensacola, FL
- Chapman PM, Anderson B, Carr S, Engle V, Green R, Hameedi J, Harmon M, Haverland P, Hyland J, Ingersoll C, Long ER, Rodgers Jr J, Salazar M, Sibley PK, Smith PJ, Swartz RC, Thompson B, Windom H (1997): General guideline for using the sediment quality triad. *Marine Poll Bull* 34: 368-372
- Christiansen H, Haar S (1995): Sedimentationsverhältnisse in Hamburger Hafenbecken. Wirtschaftsbehörde, Amt für Strom und Hafenbau Hamburg.
- De Bruin J (1979): Reduction of chlordane, DDT, heptachlor, hexachlorobenzene, hexachlorocyclohexane isomers contained in effluents taking into account the best technical means available. Final Report Prepared for the European Communities Environment and

- Consumer Protection Service, Contract No. ENV/223/74-E REV.2, Amsterdam
- Den Besten PJ, De Deckere E, Babut MP, Power B, Angel DelValls T, Zago C, Oen AMP, Heise S (2003): Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. *J Soils Sediments* 3: 144-162
- DiToro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson AR, Ankley GT (1991): Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ Sci Technol* 26: 96-101
- DiToro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR (1991): Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583
- Dobler L (2000): Schwermetalltiefengradienten in Auensedimenten der Selke als Ausdruck der historischen Montanwirtschaft im Ostharz. In: Wippermann Th (Hrsg.): *Bergbau und Umwelt. Langfristige geochemische Einflüsse*. Springer, Berlin/Heidelberg: 67-85
- Donner H, Rieckmann A, Zühlsdorff H, Klein P (1994): Abschlußbericht über die Arbeit des Niedersächsischen Elbschlickforums. Geschäftsstelle des Niedersächsischen Elbschlickforums, Lüneburg. 185 pp.
- EG (2000): WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) - Richtlinie 2000/60/EG des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt Nr. L 327 vom 22/12/2000 S. 0001 – 0073.
- Eissmann L, Arnold A, Hanisch C, Jendryschik K, Müller A, Zerling L (1999): Vorhaben Schadstoffdynamik in Einzugsgebieten: 1: Geogene Hintergrundgehalte an Schwermetallen und weiteren Elementen in feinkörnigen Flusssedimenten der Saale und ihrer Nebenflüsse, 2. Der Bitterfelder Muldestausee als Schadstofffalle, 3. Geologische Karte der eiszeitlich bedeckten Gebiete Sachsens im Maßstab 1:50 000. *Jb Sächs Akad Wiss Leipzig* 1997/98: 139-157 Leipzig
- Eissmann L, Hänsel C, Arnold A, Hanisch C, Jendryschik K, Müller A, Zerling L (1998): Schadstoffdynamik in Einzugsgebieten: 1. Geochemische Hintergrundgehalte an Schwermetallen in feinkörnigen Flusssedimenten der Saale und ihrer Nebenflüsse. *Jb Sächs Akad Wiss Leipzig* 1995/96: 74-94 Leipzig
- Eissmann L, Müller A, Zerling L mit Beiträgen von Hanisch C, Arnold A, Jendryschik K (2001): Vorhaben Schadstoffdynamik in Einzugsgebieten: 1. Verlagerung feinkörniger, schwermetallbelasteter Flusssedimente; 2. Der Bitterfelder Muldestausee als Sedimentfalle und Schadstoffsenke, 3. Geogene Hintergrundgehalte an Schwermetallen und weiteren Elementen in feinkörnigen Flusssedimenten der Saale und ihrer Nebenflüsse. *Jb Sächs Akad Wiss Leipzig* 1990-2000: 164-191 Leipzig
- EU (2002): Communication from the Commission to the council and the European parliament. Towards a strategy to protect and conserve the marine environment.. Brussels, 02.10. 2002. COM (2002) 539 final.
- Evers EHG, Laane RWPM, Goeneveld GJJ (1996): Levels, temporal trends and risks of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen Comp.* 28, 117-122.
- Finke W, Fröhlich W, Haberkorn R, Krause S, Lauschke C, Oppermann R (1998): Untersuchungen zum Abflussregime der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-Bericht Nr. 1228. Berlin, Anlagen + 60 pp.
- Förstner U (1989): *Contaminated Sediments, Lecture Notes in Earth Sciences*. Springer, Berlin
- Förstner U (2002): Sediment sampling, sample preparation, grain size corrections, and chemical criteria. In: Burden FR, McKelvie I, Förstner U, Guenther A (eds) *Environmental Monitoring Handbook*, Chapter 14, 14.1-14.31. McGraw-Hill New York
- Förstner U (2004): Traceability of sediment analysis. *Trends Anal Chem* 23 (3): 217-236
- Förstner U, 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

- Förstner U, Jacobs P (2004): AP 4.5: Spurenmetall-Freisetzung aus belasteten Überflutungssedimenten in Folge (bio-)chemischer und physikalischer Einflüsse. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts: 275-286
- Förstner U, Reineck H-E (1974): Die Anreicherung von Spurenelementen in den rezenten Sedimenten eines Profilkernes aus der Deutschen Bucht. *Senckenbergiana maritima* 6: 175-184
- Förstner U, Westrich B (2005): BMBF Coordinated Research Project SEDYMO (2002-2006): Sediment dynamics and pollutant mobility in river basins. *J Soils Sediments* 5: 134-138
- Franke S, Heinzel N, Specht M, Francke W (2004) AP 3.10: Organische Schadstoffe im Gebiet der Unteren Mulde – Non Target Screening: Analytik von Wasser, Grundwasser und Sediment – Ergebnisse und Konsequenzen. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, S. 206-223
- Freie und Hansestadt Hamburg (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Zusammenfassender Bericht über die Hamburger Bearbeitungsgebiete. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz. 20.09.2004, Hamburg, 56 pp.
- Freie und Hansestadt Hamburg (2005): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Zusammenfassender Bericht über die Hamburger Bearbeitungsgebiete. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz. 31.01.2005, Hamburg, 133 pp.
- 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.
- Fuchs S, Scherer U, Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann F, Behrend H, Opitz D (2002): Emissions of heavy metals and lindane into river basins in Germany. Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency). Berlin, 164 pp.
- Furrer R, Müller A (1997): Geogener Background im Elbe-Einzugsgebiet – deutsche Elbe-Nebenflüsse. IKSE-Workshop "Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung" vom 28. bis 30.04.1997 im GKSS-Forschungszentrum: 25-35 Geesthacht
- Furrer R, Müller A, Hemberle P, (Hrsg 1997): Die Belastung der Elbe – Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. *Forsch-Zentr Karlsruhe*: 192 S.
- Gandraß J, Bormann G, Wunsch HD, Zoll M (1998): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika. Band I: Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Pestizide in der Wasserphase. *GKSS-Bericht*, 171 S.
- Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Knöchel A (Hrsg. 2004): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Projekts, BMBF-Förderkennzeichen PTJ 0330492. 460 S.
- Götz R, Bauer OH, Friesel P, Herrmann T, Jantzen E, Kutzke M, Lauer R, Paepke O, Roch K, Rohweder U, Schwartz R, Sievers S and Stachel B (2005): Vertical profile of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Dibenzofurans, Dioxin-like and other Polychlorinated Biphenyls, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Chlorobenzenes, DDX, HCHs, Organotin Compounds and Chlorinated Ethers in Dated Sediment/Soil Cores from Flood-Plains of the River Elbe, Germany. Prepared for publication in *Chemosphere*
- Götz R, Lauer R (1999): Ursachen der Dioxinkontamination in der Elbe, im Hamburger Hafen und in den Hamburger innerstädtischen Gewässern. Umweltbehörde Hamburg. 57/99. *Hamburger Umweltberichte*. Hamburg, 53 pp.
- 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, p. 5559-5565.
- 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. *Organohalog. Compound*, 27, p. 40-443. *Literatur*
- Götz R, Steiner B, Sievers S, Friesel P, Roch K, Schwörer R, Haag F (1998): Dioxin, dioxin-like PCBs and organotin compounds in the river Elbe and the Hamburg Harbour: Identification of sources. *Wat. Sci. Tech.* 37(6-7): 207-215
- Griscom SB, Fisher NS, Luoma SN (2000): Geochemical influences on assimilation of sediment-bound

- metals in clams and mussels. *Environ Sci Technol* 34: 91-99
- Großmann J, Drangmeister J, Nitschke F, Willand A (2003): Inventarisierung von Grundwasserschäden und deren Beurteilung in Großprojekten "Ökologische Altlasten" der neuen Bundesländer. Umweltbundesamt. Texte 40/03. Forschungsbericht 200 23 250. 30.01.2002, Berlin, 260 pp.
- 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
- Hagner C, Feser F, Costa-Cabral M, Storch Hv (2001): Umweltschadstoff Blei: Ist die Gefahr gebannt? GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht. <http://w3g.gkss.de/staff/blei/Spektrum.htm>
- Heininger P (1998): Schadstoffe in Schwebstoffen und Sedimenten der Elbe und Oder. Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-Bericht 1150. Koblenz - Berlin, 117 pp.
- Heininger P (1999): Contaminants in Sediments in the River Elbe. BfG (Ed.), *Sediment Assessment in European River Basins*: 53-64. BfG, Berlin. 12.-14.4.1999
- 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. BfG-1448. Abschlußbericht. Berlin/Koblenz, 1-128.
- Heininger P, Pelzer J (1998): Trends und Verteilungsmuster in der Schadstoffbelastung von Sedimenten der östlichen Bundeswasserstraßen. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 26(4): 218-225
- Heinisch E (1983): Menschliche Gewebe und Organe als Indikatoren territorialer Schadstoffbelastungen. II. Auf den Spuren des Eintrages von Hexachlorbenzen in die Umwelt. *Herzyna N. f. Leipzig* 20: 99-116
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W (2004): Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries. on behalf of the Port of Rotterdam. October 2004, Hamburg, 225 pp.
- Heise S, Maaß V, Gratzner H, Ahlf W (2000): Ecotoxicological sediment classification – capabilities and potentials. Presented for Elbe River sediments. BfG-Mitteilungen Nr. 22 – Sediment Assessment in European River Basins, pp. 96-104. Koblenz
- Hintze B (1985): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schlickablagerungen des Elbe-Unterlaufes. In: *Hamburger Geowissenschaftliche Arbeiten*, Band 22. Hamburg
- Hoelzmann P, Ricking M, Schwarz S, Pachur H-J (1997): Bestandsaufnahme der Schadstoffsituation insbesondere mit Schwermetallen in Havel/Spree und Schwarze Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte. Teilprojekt Havel/Spree. Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften. BMBF-Forschungsprojekt. Förderkennzeichen 02-WT 9262/9. Berlin.
- Horowitz A (1991): *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*. 2nd ed., Lewis Publ. Chelsea, Mich.
- HPA (2005): Handlungsbedarf zur Sicherung der Unterbringung des Baggergutes aus der Stromelbe.- Bericht der Abt. Prozess Wassertiefen, Hamburg Port Authority, Freie und Hansestadt Hamburg 24.06.2005.
- IKSE (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. 47 S.
- IKSE (2001): Bestandsaufnahme der industriellen Direkteinleitungen und der industriellen Direkteinleitungen vorrangig zu reduzierender Stoffe im Einzugsgebiet der Elbe 2000. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg, 18 (+ Anlagen) pp.
- IKSE (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe". Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg, 52 pp.
- Junge F.W., Hanisch C., Zerling L., Czegka W., Arnold A., Jendryschik K., Morgenstern P., Treutler H.C., 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.

- Kalinova M (2002): Entwicklung der DDT-Belastung der Elbe. In: Geller W, Puncoschar P, Guhr H, v Tümping W, Medek J, Smrt'ak J, Feldmann H, Uhlmann O (Hrsg): Die Elbe-neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. S. 97-98.
- Kern U, Westrich B (Hrsg., 1999): Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. DVWK Schriften 128, 418 S. Bonn
- Kern U, Haag I, Schürlein V, Holzwarth M, Westrich B (1999): Ein Strömungskanal zur Ermittlung der tiefenabhängigen Erosionsstabilität von Gewässersedimenten: das SETEG-System. Wasserwirtschaft 89 (2): 72-77
- Kettrup A, Heinisch E (2000): Gewässerbelastungen durch schwerflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe, SCKW. In: Gunkel G (Ed.), 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, 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
- Knauth H-D, Gandrass J, Bormann G, Sturm R, Wilken R-D (1993): Vorkommen und Verhalten organischer und anorganischer Mikroverunreinigungen in der mittleren und unteren Elbe (Teil 1 und Teil 2). UBA-Bericht 8/93. Erich Schmidt Verlag: Berlin
- Kowalik C, Einax JW (2004): AP.1.2 – Analytische Qualitätssicherung im Rahmen des BMBF-Ad-hoc-Verbundesprojekts. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, S. 20-26
- Kowalik C, Kraft J, Einax JW (2002): Zusammenführende Aus- und Bewertung der Schadstoffbelastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse von den Quellen bis zu den Mündungen. BMBF Forschungsvorhaben 02WT 9837/9. Abschlussbericht. Institut für Anorganische und Analytische Chemie. Friedrich-Schiller-Universität Jena. 57 pp.
- Krüger F, Schwartz R, Stachel B (2003): Quecksilbergehalte in Sedimenten und Aueböden der Elbe und deren Beurteilung unter besonderer Berücksichtigung des Sommerhochwassers 2002. GdCH (Ed.), Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft: 40-44, Stade.
- Kunz B, Starke R, Klemm W, Beuge P (2000): Die Mulde. In: Furrer R, Müller A, Hemberle P, (Hrsg) Die Belastung der Elbe – Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentr Karlsruhe: 39-52
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band I. LAWa. Berlin, 58 pp.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998a): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. LAWa. Berlin, 35 pp.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II. LAWa. Berlin, 23 pp.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland. LAWa. Schwerin, 88 pp.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2003): Das Hochwasser von Elbe und Mulde im August 2002 im Land Sachsen-Anhalt, 58 S.
- Lichtfuß R, Brümmer G (1979): Geochemische Ausgangsgehalte von Schwermetallen schleswig-holsteinischer Fließgewässer. Mitt dtsch bodenk. Ges. 29: 549-554
- Lichtfuß R, Brümmer G (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung in den Sedimenten der Elbe, Eider, Trave und Schwentine. Catena 8: 251-264
- Lochovský P (1997): Regionale geogene Hintergrundwerte der tschechischen Flüsse. IKSE-Workshop "Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung" vom 28. bis 30.04.1997 im GKSS-Forschungszentrum: 21-24 Geesthacht
- Lundqvist J, Falkenmark M (ed) (2000): Towards hydrosolidarity. Focus on the upstream-downstream conflicts of interests. Water Int. 25, 168-319.
- Maaß V (1999): Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen. BfG- Mitteilungen 1/1999: 6-23
- Maaß V, Schmidt C, Lüschoff R, Leitz T (1997): Sedimentuntersuchungen im Hamburger Hafen

- 1994/1995. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 6: Hamburg
- 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
- Martinek P, Verner S, Stanislav K (2002): Belastung von Fließgewässersedimenten mit Schwermetallen und spezifischen organischen Stoffen. In: Geller W, Puncoschar P, Guhr H, v Tümping W, Medek J, Smrt'ak J, Feldmann H, Uhlmann O (Hrsg.): Die Elbe-neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. S. 103-104.
- Matschullat J, Müller G, Neumann U, Schilling H (1997): Hydro- und Sedimentgeochemie im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster: aus dem Verbundprojekt "Elbe-Nebenflüsse", Phase II, des BMBF. Heidelberger Beiträge zur Umwelt-Geochemie, 10. Universität: Heidelberg
- Matschullat J, Ottenstein R, Reimann C (2000): Geochemischer Hintergrund – berechenbar? In: Wippermann Th (Hrsg.): Bergbau und Umwelt. Langfristige geochemische Einflüsse. Springer, Berlin/Heidelberg: 1-23
- Menke D, Süchting J (1990): Emissionskataster Wasser. Direkteinleiter Erhebungsjahre 1987.1989. Umweltbehörde Hamburg. September 1990, Hamburg, 29 pp.
- Meybeck M, Kimstach V, Helmer R (1992): Strategies for water quality assessment. In: Chapman D (ed) Water Quality Assessments. A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Chapter 2, pp. 19-50. Chapman & Hall, London
- Mudroch A, Azcue JM (1995): Manual of Aquatic Sediment Sampling, Lewis Publ. Boca Raton
- Mudroch A, Bourbonniere RA (1994): Sediment preservation, processing, and storage. In: Mudroch A, MacKnight SD (eds) Techniques for Aquatic Sediment Sampling, 2nd ed., pp. 131-169. Lewis Publ, Boca Raton, FL
- Müller A (1996): Erste Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens "Geogener Background". 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar "Ökosystem Elbe – Zustand, Entwicklung und Nutzung" 22-25. Oktober 1996 Budweis, Tschechische Republik: 188-192 Budweis
- Müller A, Hanisch C, Zerling L, Arnold A, Lohse M, Walther A (1996): Schwermetalle in feinkörnigen Flusssedimenten der Saale und ihrer Nebenflüsse. Geochemische Hintergrundkonzentrationen und anthropogene Belastung. Schr-R Deutsch Geol Ges Bonn 1: 59-61.
- Müller A, Hanisch C, Zerling L, Lohse M, Walther A (1998): Schwermetall im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, 58, Heft 6. Akademie Verlag: Berlin
- Müller A, Zerling I, Hanisch C (2003) Geogene Schwermetallgehalte in Auesedimenten und -böden des Einzugsgebietes der Saale. ABH. Sächs. Akad. Wiss. Leipzig, Math.-Naturw. Klasse, Band 59, Heft 3, 122 S. Leipzig
- Müller G (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - -Veränderungen seit 1971. Umschau 79: 779-783
- Naumann S, Schriever S, Möhling M, Hansen O, Schmidt A, Götz E (2003) Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. BfG-1382, Koblenz. 1-204
- Naumann U: Schwermetalluntersuchungen an der Filtrat- und Schwebstoffphase des Wassers der Schwarzen Elster. Dissertation. Technische Universität Dresden. 131 pp. 1997
- Nestmann F, Büchele B (Hrsg., 2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner. 469 S. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH). ISBN 3-00-008977-2, Karlsruhe
- Netzband A, Christiansen H, Maaß B, Meyer-Nehls R, Werner G (Eds.). 1996. Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe. (Vol. Heft 7): Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm. Hamburg
- Netzband A, Reincke H, Bergemann M (2002): The River Elbe – a case study for the ecological and economical chain of sediments. JSS – J Soils & Sediments 2 (3) : 112-116

- OSPAR Commission (2004): Overview of Contracting Parties' National Action Levels for Dredged Material. ISBN 1-904426-46-8, pp.
- PARAMO (2004): Jahresbericht.
- Pepelnik R, Niedergesäß R, Erbslöh B, Aulinger A, Prange A (2004) AP 3.2: Längsprofiluntersuchungen zur Beurteilung von Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, S. 82-100
- Polk M (2005) Altstandort Bitterfeld – Modell einer kostenoptimierten Sanierung mit dem Ziel einer gefahrfreien Nachnutzung. Vortrag auf der Tagung „Freistellungsfinanzierte Altlastensanierung. Neue Herausforderungen in fachlicher, administrativer und finanzplanerischer Hinsicht“. Veranstalter: Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt (LAF) Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (ITVA). Magdeburg: 9.Juni 2005.
- Prange A et al. (1997) BMBF-Forschungsvorhaben 02-WT 9355/4, Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies. Abschlussbericht Teil 1/3: Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen. Dezember 1997. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH
- 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 pp.
- Quevauviller Ph (2004) Traceability of environmental chemical measurements. Trends Anal Chem 23 (3): 171-177
- Quevauviller Ph (ed, 2002) Methodologies for Soil and Sediment Fractionation Studies. 180 p. The Royal Society of Chemistry Cambridge UK
- Reincke H (2000): Bewertung organischer Belastungen der Wasserphase und der Schwebstoffe in der Elbe. ATV-DVWK (Ed.), Gewässer Landschaften: 119-131. ATV-DVWK, Hennef.
- Rudis M (2005): Unveröffentlichte Daten der Schwermetall- DDT- und PCB-Belastung der Elbesedimente in der Tschechischen Republik.
- Salomons W (2005): Sediments in the catchment-coast continuum. J Soils & Sediments 5 (1): 2-8
- Schaffranka E, Tschersich L, Peries G (2005) „Teereseesanieung am Rande einer Großstadt – Konfliktbewältigung zwischen emissionsverursachender Sanierung und Wohnen am Beispiel des ÖGP Magdeburg Rothensee“. Vortrag auf der Tagung „Freistellungsfinanzierte Altlastensanierung. Neue Herausforderungen in fachlicher, administrativer und finanzplanerischer Hinsicht“. Veranstalter: Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt (LAF) Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (ITVA). Magdeburg: 9.Juni 2005.
- Schindler J, Lochovski P (Projektleiter) (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen. Teilprojekt: Tschechische Elbenebenflüsse. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens 523 KFK 9402. 330 S.
- Schmidt A et al. (1999): Quantitative Bewertung der Schwebstoffverhältnisse der Elbe. Abschlußbericht der Expertengruppe „Feststofftransport in der Elbe“ der IKSE-Expertengruppe HY. Berlin-Prag. 1-50
- Schulze M (2001): Schwermetalle im Sediment der niedersächsischen Elbe und ihrer Nebenflüsse oberhalb Hamburgs. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz. Juli 2001, Lüneburg, 35 pp.
- Schwartz R, Kozerski HP (2003): Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields in the Middle Elbe and its ecological relevance. Acta hydrochimica et hydrobiologica, 31 (4-5), p. 391-399.
- Schwartz R, Kozerski HP (2004) AP 4.2: Bestimmung des Gefahrenpotentials feinkörniger Buhnenfeldsedimente für die Wasser- und Schwebstoffqualität der Elbe sowie den Stoffeintrag in Auen. In: Geller W. et al. (Hrsg.) Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, S. 258-274
- 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

- SPOLANA (2004): Jahresbericht.
- 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, p. 127-133.
- Stachel B., Götz R., Herrmann T., Krüger F., Knoth W., Pöpke O., Rauhut U., Reincke H., Schwartz R., Steeg E., Uhlig S. (2004): The Elbe flood in August 2002 – occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin-like PCB in suspended particulate matter (SPM), sediment and fish. *Water Science and Technology*, 50 (5), p. 309-316.
- Stachel B, Jantzen E, Knoth W, Krüger F, 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. of Env. Science and Health A40*: 265-287
- Stachel B, Lüschoff R (1996): Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tideelbe, 1979-1984. ARGE-Elbe, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Hamburg, pp.
- Tessier A, Campbell PGC (1987) Partitioning of trace metals in sediments: Relationship with bioavailability. In: Thomas R, Evans A, Hamilton A, Munawar M, Reynoldson T, Sadar H (eds) *Ecological Effects of In Situ Sediment Contaminants*. *Hydrobiologia* 149: 43-52
- Thomas R, Meybeck M (1992) The use of particulate material. In: Chapman D (ed) *Water Quality Assessments. A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Chapter 4, pp. 121-170. Chapman & Hall, London
- Turekian K, Wedepohl KH (1961) The composition of the continental crusts. *Bull Geol Soc Am* 72: 175-192
- Uhlig S (2003): Statistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Sediementkontamination und Schadstoffbelastung von Fischen in der Elbe vor und nach der Flut Sommer 2002. Unveröffentlichter Forschungsbericht
- Umlauf G, Christoph EH, Bidoglio G (2004): Dioxin- und Quecksilberanalysen an ausgewählten Proben aus den Überschwemmungsgebieten. In: Geller W. et al. (Hrsg.): *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*, ISBN 3-00-013615-0, Magdeburg, S. 120-135.
- Umweltbehörde Hamburg (2000): *Gewässergütebericht Hamburg 1999*. Umweltbehörde Hamburg. Hamburg, 188 pp.
- Wallschläger D (1996): Speziesanalytische Untersuchungen zur Abschätzung des Remobilisierungspotentials von Quecksilber aus kontaminierten Elbauen. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH: Geesthacht
- Wendland A (1997): Regionale Verteilung des Arsens in den Rotliegendensedimenten Sachsens. Unveröffentlichter Bericht. Zitiert in Klemm et al. (2004). pp.
- Westrich B (2004) Chapter 2.5. Hydraulic Data Quality. In: Heise et al. (2004)
- Wirtz C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittel-Elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin, 269 S.
- Witt O, Westrich B (2003) Quantification of erosion rates for undisturbed cohesive sediment cores by image analysis. *Hydrobiologia* 494 (1-3): 271-276
- Zadeh LA (1965) Fuzzy sets. *Information and Control* 8: 338-353
- 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 Schadstoffsink – Entwicklung der Schwermetallbelastung 1992 bis 1997. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* 59(4): 69 pp.

ANHANG:

LITERATURAUSWERTUNG ZUR SCHADSTOFF-CHARAKTERISIERUNG DER ELBE

Die nachfolgende Literaturlauswertung basiert auf der Recherche von Hultsch (2003). Sie stellt einen Überblick zu Themengebieten die die vorliegende Studie direkt oder zumindest indirekt betreffen. Im einzelnen handelt es sich um die Bereiche 'Belastungsentwicklung der Elbe', 'Risikopotentiale durch Schadstoffe in Wasser, SPM, Sedimenten und belasteten Böden', 'Elbehochwasser' sowie 'Schadstofftransport bei Hochwasserereignissen'. Auch wenn die Auflistung sehr Umfangreich erscheint, erhebt sie keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Um die Auflistung möglichst übersichtlich zu halten, werden die Referenzen im Folgenden nur in der Form Erstautor und Erscheinungsjahr zitiert. Die vollständigen bibliografischen Angaben sind im Literaturanhang enthalten.

- **Verteilung von Schwermetallen, Arsen und weiteren Stoffen zwischen den Phasen Wasser und Schwebstoff/Sediment**

ARGE Elbe (2001b), Baborowski (1998), Braun (1997), Götz (1998a), Götz (1998b), Gray (2000), Gräbe (1998), Greif (1994), Heaven (2000), Heemken (1997), Heemken (2000), Heemken (2001), Helios Rybicka (1999), Ishaq (2003), Kaag (1998), Kerner (1994), Lehmann (1999), Prange (1997), Prange (1997a), Schwartz (1999), Stachel (1997), Vilimec (1997), von Tümpling (1997).

- **Weitere Untersuchungen zu prioritären Schadstoffen**

Basmer (2002), Beratergremium für Altstoffe (2000), Bethan (2001), Bidleman (1999), Blümel (2000), BMU (2002b), Borsdorf (1993), Breitung (1994), Breitung (1996), Brüggmann (1995), Christoph (2000), Dannenberger (1998), Dannenberger (1999), Daus (1996), Dermietzel (2001), Estébe (1998), Faller (1991), Furrer (1997), Gandraß (1995), Gebhart (1998), Gerlach (1996), Götz (1993), Götz (1994), Götz (1998), Götz (1998a), Götz (1998b), Götz (1998c), Gröngroft (1998), Heaven (2000a), Heinisch (1992), Heinisch (1992a), Hintelmann (1994), Hoffmann (1998), Hühnerfuß (1997), Jähnel (2001), Jantzen (1995), Karl (2002), Klein (2002), Kraus (1995), LAWA (1998), LAWA (2003), Lechler (2000), Malburg-Graf (2002), Meissner (1993), Montgomery (2000), Niedergesäß (1997), Oberacker (2002), Patrick (1998), Pepelnik (1997), Prange (1997c), Renger (1998), Ricking (1999), Schröder (1995), Schwartz (2002), Schwarzbauer (2001), Schwarzbauer (2003), Spolana A.S. (2002), Stachel (1995), Stähler (1993), Symader (1996), ten Hulscher (2002), van den Berg (1998), van den Berg (1998a), van der Veen (1998), van Ryssen (1998), Wallmann (1992), Wallschläger (1996), Wallschläger (2000), Weigel (2000), Wilken (1991), Winkler (1998), Witt (1999), Witter (1998), Woitke (2003), Wycisk (2003).

- **Frachten und Trendentwicklungen der Belastung großer Flüsse in Europa mit prioritären Stoffen**

Adams (2001), ARGE Elbe (1997), ARGE Elbe (1999), ARGE Elbe (2000a), ARGE Elbe (2000c), ARGE Elbe (2001c), ARGE Elbe (2001d), Arnold (1998), BMU (2002), Breitenbach (1999), Ciszewski (2003), Furrer (1997), Gandraß (1996), Gandraß (2001), Gellermann (1997), Götz (1995), Guhr (1992), Guhr (2000), Heining (1998a), Hühnerfuß (1997), IKSE (1995), IKSE (1997), Kowalik (2000), Kowalik (2000a), Lehmann (2001), Lüscho (1998), Müller (2002), Nies (2003), Prange (1997), Prange (1997b), Prange (2000), Scholten (1998), Schramm (1995), Schwartz (1999), Schwartz (1999a), Schwartz (2000), Symader (1991), Symader (1996), Thieken (2001), Vink (1999), Vink (1999a), Vinson (2002), Vrana (2001), Weigel (2003), Wilken (1991a), Wilken (1994a), Wilken (1994b).

- **Publikationen zum Transportverhalten in Fließgewässern**

Hamm (1996), Hoffmann (1998), Horowitz (1996), Kitheka (2002), Lorenz (1999), Maneux (2001), Nehls (1996), Niedergesäß (1996), Niedergesäß (1996a), Spott (1996), Symader (1991), Symader (1993), Symader (1994), Veyssy (1999).

- **Schadstoffe bei Hochwasserereignissen in der jüngeren Vergangenheit bis zum Jahr 2001**

ARGE Elbe (2001c), Asselman (1995), Baborowski (1998), Beratergremium für Altstoffe (1999), Bierawska (1999), Bierl (1996), BMU (2002), BMU (2002a), Ciszewski (2001), Ciszewski (2003), Damke (1999), Edberg (2001), Frieze (1998), Frieze (2000), Garmouma (2001), Götz (1995), Greif (1994), Guhr (1992), He (1997), Heaven (2000), Helios-Rybicka (1999), Hollert (1998), Hollert (2000), Hollert (2003), Hurle (1994), IKSE (1995), IKSE (1996), IKSE (1997), Japenga (1993), Jährling (1994), Krüger (2000), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2001), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996), Lehmann (1999), Martin (1994), Miehl (1994), Moody (2000), Müller-Navarra (1999), Müller (1999), Müller (2002), Müller (1997), Neumeister (1997), Ollivon (1999), Pinay (2002), Pohl (1998), Pohl (2002), Protasowicki (1999), Puls (1994), Reith (1994), Schäfer (2002), Scholten (1998), Schwartz (1999), Schwartz (1999a), Spott (1994), Strunk (2003), Szilas (1998), Udelhoven (1988), Westrich (2000), Wilken (1994), Wilken (1994a), Wilken (1994b), Wolska (1999).

- **Ökotoxische Effekte wichtiger Schadstoffe und ökologische Auswirkungen von Hochwasserereignissen**

Akkan (2003), ARGE Elbe (1999), ARGE Elbe (2000), ARGE Elbe (2000b), ARGE Elbe (2000c), ARGE Elbe (2001), ARGE Elbe (2001a), ARGE Elbe (2002), ARGE Elbe (2003), ARGE Elbe (2003a), Bach (1996), Beratergremium für Altstoffe (1994), Beratergremium für Altstoffe (2000), Behrendt (1999), Bester (1998), Brack (2002), Brack (2002a), Brack (2003), Bunn (2002), Döring (1998), Duve (1999), Ebinghaus (1993), Engelhardt (1999), Fischer (1998), Frieze (2000), Gandraß (1998), Gasparini (1999), Gaumert (1994), Guhr (2000), Harner (2000), Heininger (1995), Heininger (1998), Heinisch (1991), Hintelmann (1995), Hollert (1998), Hollert (2000), Hollert (2000a), Hollert (2003), Hühnerfuß (1995), IKSE (1997), Irmer (1997), Jährling (1994), Kaag (1998), Kalbitz (1999), Kerner (1995), Kandeler (1998), Koch (1998), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002a), Landesumweltamt Brandenburg (2002), Leonard (1999), Machala (2000), Manz (1999), Marcel (2002), Marth (1997), Metz (2000), Müller (2002), Neumann-Hensel (2000), Neumeister (1997), Petänen (2003), Scholten (1998a), Schorer (1994), Schulze (2002), Schwartz (2001), Schwartz (2003), Spott (1998), Sutter (2002), Tackx (2003), Ulrich (2002), Vrana (2001), Werkbüro für Boden und Bodenschutz (1998), Westrich (2000), Wilhelm (1999), Yamaguchia (2003).

- **Publikationen zum Elbehochwasser 2002**

ARGE Elbe (2003), Brack (2002), BUG Hamburg (2002), Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (2002), Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (2002a), Bundesanstalt für Gewässerkunde (2002), Greenpeace e.V. (2002), Greenpeace e.V. (2002a), Kubat (2002), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002a), Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2003), Landesumweltamt Brandenburg (2002), LMBV (2003), Nies (2003), Povodí Labe (2002), Sächs. LFUG (2002), Sächs. LFUG (2002a), Sächs. LFUG (2003), Sächs. Landesanstalt für Landwirtschaft (2003), Schanze (2002), Spolana A.S. (2003).

Zitierte Referenzen

- Adams, M. S., Ballin, U., Gaumert, T., Hale, B. W., Kausch, H. und Kruse, R. (2001) Monitoring selected indicators of ecological change in the Elbe river since the fall of the Iron Curtain. *Environmental Conservation*, **28**, 333-344.
- Akkan, Z., Flaig, H. und Ballschmiter, K. (2003) *Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel in der Umwelt. Emissionen, Immisionen und ihre human- und ökotoxikologische Bewertung*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- ARGE Elbe (1997) 20 Jahre Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe - Rückblick und Ausblick. Wassergütestelle Elbe. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/20JARGE.pdf>
- ARGE Elbe (1999) Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/TBTX.pdf>
- ARGE Elbe (2000) Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben (1979 bis 1998). Wassergütestelle Elbe. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/00Hubschr.pdf>
- ARGE Elbe (2000a) Protokoll einer Wiederholungs-Meßfahrt auf der Mittel Elbe - 10 Jahre nach der Wiedervereinigung Deutschlands. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/00Wmessf.pdf>
- ARGE Elbe (2000b) Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe, in Nebenflüssen und in der Nordsee. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/Endokrin.pdf>
- ARGE Elbe (2000c) Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/00Spurenverb.pdf>
- ARGE Elbe (2001) Analyse der Nährstoffkonzentrationen, -frachten und -einträge im Elbeinzugsgebiet. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/01Naehrst3.pdf>
- ARGE Elbe (2001a) Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius) reticulata* (Gastropoda: Prosobranchia). <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/01BiolEffekt.pdf>
- ARGE Elbe (2001b) Multielementanalysen von Wasserproben der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse. Längsprofilbeprobung vom September 1997. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/Multielement.pdf>
- ARGE Elbe (2001c) Wassergütedaten der Elbe. Zahlentafel 1999. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/ZT99.pdf>
- ARGE Elbe (2001d) Wassergütedaten der Elbe. Zahlentafel 2000. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/ZT00.pdf>
- ARGE Elbe (2002) Stör - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander im Marschbereich dieses Elbenebenflusses. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/02Stoer.pdf>
- ARGE Elbe (2003) Hochwasser August 2002. Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/HWAug02.pdf>
- ARGE Elbe (2003a) Arzneistoffe in Elbe und Saale. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/03Arzn.pdf>
- Arnold, A., Jendryschik, K. und Müller, A. (1998) Der Bitterfelder Muldestausee - eine bedeutende Schadstoffsene im Einzugsgebiet der Elbe. In: Geller, W., Puncochár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart und Leipzig: B.G. Teubner, 147-148.
- Asselman, N. E. M. und Middelkoop, H. (1995) Floodplain sedimentation: Quantities, patterns and processes. *Earth Surface Processes and Landforms*, **20**, 481-499.
- Baborowski, M. und Friese, K. (1988) Änderung der Partikelgrößenverteilung und Schwermetallkonzentration während eines Elbehochwassers im Januar/Februar 1995 an der IKSE-Dauermeßstelle Magdeburg. Proceedings der Jahrestagung 1998 der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker vom 18.-20.05.1998 in Lübeck, 365-370.
- Bach, M. (1996) Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland. Vom Wasser 87. Weinheim: Wiley-VCH, 1-13.
- Basmer, R. (2002) Abschlussplanung der Industriedeponien in Mitteldeutschland im Spannungsfeld gesetzlicher Rahmenbedingungen, naturwissenschaftlicher Notwendigkeit und wirtschaftlicher Machbarkeit. In: *Deponietechnik 2000. Fachtagung im Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt am 11.04.2002*, veröffentlicht in Fachinformation Nr. 3/2002. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Abteilung Kreislaufwirtschaft/Bodenschutz. http://www.deponiestief.de/fachlit/buecher/halle2002/036basmer_abschlussplanung.pdf

- Behrendt, H., Kornmilch, M., Korol, R., Stronska, M. und Pagenkopf, W. G. (1999) Point and diffuse nutrient emissions and transports in the Odra basin and its main tributaries. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 274-281.
- Beratergremium für Altstoffe (1994) BUA-Stoffbericht 119: Hexachlorbenzol. Stuttgart: S. Hirzel. Beratergremium für Altstoffe (1999) BUA Stoffbericht 215: Ergänzungsband (u.a. 119 HCB). Stuttgart: S. Hirzel.
- Beratergremium für Altstoffe (2000) BUA Stoffbericht 216: DDT und Metabolite. Stuttgart:
- S. Hirzel. Bester, K., Biselli, S., Ellerichmann, T., Hühnerfuß, H., Möller, K., Rimkus, G. und Wolf, M. (1998) Chlorostyrenes in fish and sedimentsamples from the river Elbe. *Chemosphere*, **37**, 2459-2471.
- Bethan, B., Dannecker, W., Gerwig, H., Hühnerfuß, H. und Schulz, M. (2001) Seasonal dependence of the chiral composition of alpha-HCH in coastal deposition at the North Sea. *Chemosphere*, **44**, 591-597.
- Bidleman, T. F. (1999) Atmospheric transport and air-surface exchange of pesticides. *Water, Air, and Soil Pollution*, **115**, 115-166.
- Bierawska, B., Glod, D., Blazejowski, J., Lammek, B., Szafranek, J. und Niemirycz, E. (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons and polysaccharides in river sediments from the Odra basin after the 1997 flood. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 350-356.
- Bierl, R., Symader, W., Gasparini, S., Hampe, K. und Udelhoven, T. (1996) Particle associated contaminants in flowing waters - the role of sources. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 229-234.
- Blümel, W.-D. (2000) Trendanalyse der Schwermetallgehalte für die Böden der Region Stuttgart im Hinblick auf ein Konzept "nachhaltige Bodennutzung". Abschlußbericht Projekt PW98.202. Universität Stuttgart, Institut für Geographie.
- BMU (2002) Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil I: Grundlagen. Fachgebiet „Übergreifende Angelegenheiten Wasserwirtschaft, Grundwasser“, Umweltbundesamt. <http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-1.pdf>
- BMU (2002a) Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil II: Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer. Fachgebiet „Übergreifende Angelegenheiten Wasserwirtschaft, Grundwasser“, Umweltbundesamt. <http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-2.pdf>
- BMU (2002b) Water resources management in Germany. Part III: Emissions into surface water and the sea. Fachgebiet „Übergreifende Angelegenheiten Wasserwirtschaft, Grundwasser“, Umweltbundesamt. <http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-3.pdf>
- Borsdorf, H., Opp, C. und Stach, J. (1993) Untersuchungen zur Kontamination von Wald-, Wiesen- und Ackerböden mit ausgewählten Organika in der Muldenaue bei Bitterfeld. *Chemische Technik*, **45**, 467-474.
- Brack, W., Altenburger, R., Dorusch, F., Hubert, A., Möder, M., Morgenstern, P., Moschütz, S., Mothes, S., Schirmer, K., Wennrich, R., Wenzel, K.-D. und Schüürmann, G. (2002) Hochwasser 2002 - Chemische und toxische Belastung überschwemmter Gemeinden im Raum Bitterfeld. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **14**, 213-220.
- Brack, W., Schirmer, K., Kind, T., Schrader, S. und Schüürmann, G. (2002a) Effect-directed fractionation and identification of cytochrome P4501A-inducing halogenated aromatic hydrocarbons in a contaminated sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 2654- 2662.
- Brack, W., Kind, T., Schrader, S., Möder, M. und Schüürmann, G. (2003) Polychlorinated naphthalenes in sediments from the industrial region of Bitterfeld. *Enivornmental Pollution*, **121**, 81-85.
- Braun, M (1997) Erfahrung der IKSR mit Verteilungskoeffizienten für Schadstoffe im Rahmen der Meßprogramme für das Aktionsprogramm Rhein. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds). Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis. IKSEWorkshop, 28.-30.04.1997, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 57-62.
- Breitenbach, E., Lampe, R. und Leipe, T. (1999) Investigations on mineralogical and chemical composition of suspended particulate matter (SPM) in the Odra estuary. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 298-302.
- Breitung, V., Lageveen-Wenker, A. und Bergmann, H. (1994) Verteilungsmuster polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in aquatischen Schwebstoffen und Sedimenten. Vom Wasser 83. Weinheim: Wiley-VCH, 397-406.
- Breitung, V. und Schumacher, D. (1996) Räumliche und zeitliche Verteilung von PCB in Schwebstoffen und Sedimenten in Fließgewässern. Vom Wasser 87. Weinheim: Wiley-VCH, 89-100.
- Brüggmann, L. (1995) Metals in Sediments and Suspended Matter of the river Elbe. *Science of the Total Environment*, **159**, 53-65.
- BUG Hamburg (2002) Untersuchungen in Hamburg wegen des Elbe- Hochwassers. (Stand der Berichterstattung: 24.09.2002 14:17). http://www.hamburg.de/Behoerden/Umweltbehoerde/wgmn/Texte/hochwasser_untersuch.htm
- Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (2002) Umweltauswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Zwischenbericht - Oktober 2002. Nies, H., Heinrich, H., Gaul, H., Oestereich,

- F., Albrecht, H., Schmolke, S., Theobald, N., Gerwinski, W., Becker, G., König, P., Frohse, A., Schulz, B. A., Müller-Navarra, S., Dick, S. und Strübing, K.
<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYSUmweltreportsystem/PDF/noaktu02.pdf>
- Bundesanstalt für Gewässerkunde (2002) Elbehochwasser 2002. Engel, H., Krahé, P., Nicodemus, U., Heininger, P., Pelzer, J., Disse, M. und Wilke, K. (eds.) <http://www.bafg.de/html/projekte/hydro/engel/elbe2002.pdf>
- Bunn, S. E. und Arthington, A. H. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**, 492-507.
- Christoph, G. und Dermietzel, J. (2000) The impact of a contaminated lignite seam on groundwater quality in the aquifer system of the Bitterfeld region - Modeling of groundwater contamination. *Water Air and Soil Pollution*, **122**, 421-431.
- Ciszewski, D. (2001) Flood-related changes in heavy metal concentrations within sediments of the Biala Przemsza river. *Geomorphology*, **40**, 205-218.
- Ciszewski, D. (2003) Heavy metals in vertical profiles of the middle Odra river overbank sediments: evidence for pollution changes. *Water Air and Soil Pollution*, **143**, 91-98.
- Damke, H., Henning, K. H., Lehmann, J., Kasbohm, J. und Puff, T. (1999) Phase composition of flood sediments of the German-Polish Odra river immediately after the flood event in 1997. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 357-363.
- Dannenberger, D. und Lerz, A. (1998) Chlorinated hydrocarbons in river sediments of Mecklenburg West Pomerania - Patterns, levels, and regional distribution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **26**, 263-271.
- Dannenberger, D. und Lerz, A. (1999) Occurrence and transport of organic micro-contaminants in sediments of the Odra river estuarine system. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 303-307.
- Daus, B. und Zwanziger, H. W. (1996) Einfluß der Korngröße auf die Bindungsformen von Schwermetallen in Flußsedimenten. Vom Wasser 87. Weinheim: Wiley-VCH, 113-123. Dermietzel, J. und Christoph, G. (2001) The impact of a lignite seam on contaminated groundwater in the aquifer system of the Bitterfeld region. *Water, Air, and Soil Pollution*, **125**, 157-170.
- Döring, U. und Marschner, B. (1998) Die Mobilität von ausgewählten Schadstoffen in Rieselfeldböden. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden*. Tagung am 16.-17.02.1998 in Berlin, 42-51.
- Duve, J. (1999) Bilanzierung des Stoffaustausches zwischen Elbe und Deichvorland am Beispiel zweier tidebeeinflusster Untersuchungsgebiete. Dissertation Universität Hamburg. Hamburger bodenkundliche Arbeiten 43, Hamburg: Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg.
- Ebinghaus, R. und Wilken, R.-D. (1993) Transformations of mercury species in the presence of Elbe river bacteria. *Applied Organometallic Chemistry*, **7**, 127-135.
- Edberg, F., Borg, H. und Aslund, J. E. (2001) Episodic events in water chemistry and metals in streams in northern Sweden during spring flood. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 1697-1702.
- Engelhardt, C., Krüger, A., Karrasch, B. und Baborowski, M. (1999) Input-output balances of nutrients and plankton in a flooded area of the lower Odra. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 325-330.
- Estèbe, A., Mouchel, J. M. und Thévenot, D. R. (1998) Urban runoff impacts on particulate metal concentrations in river Seine. *Water, Air, and Soil Pollution*, **108**, 83-105.
- Faller, J., Hühnerfuß, H., König, W. A. und Ludwig, P. (1991) Gaschromatographic separation of the enantiomers of marine organic pollutants - Distribution of alpha-HCH enantiomers in the North-Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **22**, 82-86.
- Fischer, W. R., Cram, S., Lühr, C. und Böhm, B. (1998) Verhalten von Chrom in belasteten Böden. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden*. Tagung am 16.-17.02.1998 in Berlin, 23-29.
- Friese, K., Brack, W., Krüger, F., Lohse, M., Miehl, G., Rupp, H., Schwartz, R., Witter, B., Khamatova, I., Pylenok, P., Sergueev, S. und Iashin, V. (1998) Hochwassergebundener Schadstoffeintrag in Auen der Elbe und der Oka: Aktueller Stand eines BMBF- und UFZgeförderten russisch-deutschen Kooperationsprojektes. In: Geller, W.,
- Puncochár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 58-61.
- Friese, K., Witter, B., Brack, W., Büttner, O., Krüger, F., Kunert, M., Rupp, H., Miehl, G., Gröngröft, A., Schwartz, R., van der Veen, A. und Zachmann, D. W. (2000) Distribution and fate of organic and inorganic contaminants in a river floodplain - Results of a case study on the river Elbe, Germany. In: Wise, D. L., Trantolo, D. J., Cichon, E. J., Inyang, H. I. und Stottmeister, U. (eds), *Remediation engineering of contaminated soils*. New York, Basel: Marcel Dekker, 373-426.

- Furrer, R., Truckenbrodt, D., Müller, G. und Einax, J. W. (1997) Bewertung der Schwermetallbelastung der Sedimente der Elbe anhand 1992 und 1994 durchgeführter Beprobungen. Vom Wasser 89. Weinheim: Wiley-VCH, 83-96.
- Gandraß, J., Bormann, G. und Wilken, R.-D. (1995) N-/P-Pesticides in the Czech and German part of the river Elbe - Analytical methods and trends of pollution. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **353**, 70-74.
- Gandraß, J. und Zoll, M. (1996) Chlorinated hydrocarbons in sediments of the Elbe catchment area - Analytical methods and status of pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **24**, 212-217.
- Gandraß, J. und et al. (1998) Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika, Band I: Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Pestizide in der Wasserphase, Umweltbundesamt FuE 102 05 216.
- GKSS Forschungszentrum Geesthacht. Gandraß, J. und Salomons, W. (2001) Dredged material in the port of Rotterdam - Interface between Rhine catchment area and North Sea, Project Report.
- GKSS Forschungszentrum Geesthacht. http://w3g.gkss.de/projects/loicz_basins/Rotterdam/ Garmouma, M., Blanchoud, H., Teil, M. J., Blanchard, M. und Chevreuil, M. (2001) Triazines in the Marne and the Seine rivers (France): Longitudinal evolution and flows. *Water, Air, and Soil Pollution*, **132**, 1-17.
- Gasparini, S., Castel, J. und Irigoien, X. (1999) Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems*, **22**, 195-205.
- Gaumert, T., Küchler, L., Raschewski, U. und Thieme, S. (1994) Schadstoffmonitoring mit *Dreissena polymorpha* in der tidefreien Elbe zwischen Schmilka und Schnackenburg. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 453-460.
- Gebhart, E., Mnich, U., Schroeder, F. und Knauth, H.-D. (1998) Application of a new automatic event-controlled sampler for heavy metals: studies on the behaviour of particle bound heavy metals in the Elbe estuary. *Analytica Chimica Acta*, **377**, 263-273.
- Gellermann, R. und Stolz, W. (1997) Uran in Wässern - Untersuchungen in ostdeutschen Flüssen und Grundwässern. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **9**, 87-92.
- Gerlach, M. und Gimbel, R. (1996) Herkunft und Verbleib organischer Stoffe in der Elbe. Vom Wasser 86. Weinheim: Wiley-VCH, 231-245. Götz, R., Friesel, P., Roch, K., Pöpke, O., Ball, M. und Lis, A. (1993) Polychlorinated-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and other chlorinated compounds in the river Elbe: Results on bottom sediments and fresh sediments collected in sedimentation chambers. *Chemosphere*, **27**, 105-111.
- Götz, R., Enge, P., Friesel, P., Roch, K., Kjeller, L. O., Kulp, S. E. und Rappe, C. (1994) Sampling and analysis of water and suspended particulate matter of the river Elbe for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs). *Chemosphere*, **28**, 63- 74.
- Götz, R., Steiner, B., Friesel, P., Roch, K., Reincke, H. und Stachel, B. (1995) Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in suspended particulate matter of the river Elbe 1994. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **353**, 111-113.
- Götz, R., Steiner, B., Sievers, S., Friesel, P., Roch, K., Schwörer, R. und Haag, F. (1998) Dioxin, dioxin-like PCB's and organotin compounds in the river Elbe and the Hamburg Harbour: Identification of sources. *Water Science and Technology*, **37**, 207-215.
- Götz, R., Bauer, O. H., Friesel, P. und Roch, K. (1998a) Organic trace compounds in the water of the river Elbe near Hamburg - Part I. *Chemosphere*, **36**, 2085-2101.
- Götz, R., Bauer, O. H., Friesel, P. und Roch, K. (1998b) Organic trace compounds in the water of the river Elbe near Hamburg - Part II. *Chemosphere*, **36**, 2103-2118.
- Götz, R., Steiner, B., Friesel, P., Roch, K., Walkow, F., Maass, V., Reincke, H. und Stachel, B. (1998c) Dioxin (PCDD/F) in the river Elbe - Investigations of their origin by multivariate statistical methods. *Chemosphere*, **37**, 1987-2002.
- Gray, J. E., Theodorakos, P. M., Bailey, E. A. und Turner, R. R. (2000) Distribution, speciation, and transport of mercury in stream- sediment, stream-water, and fish collected near abandoned mercury mines in southwestern Alaska, USA. *Science of the Total Environment*, **260**, 21-33.
- Gräbe, G. und Frimmel, F. H. (1998) Berechnung des Verteilungsgleichgewichtes von Metallen zwischen natürlichen Sedimenten und der Wasserphase. Vom Wasser 91. Weinheim: Wiley-VCH, 1-13.
- Greenpeace e.V. (2002) Belastung der Elbe mit Schadstoffen beim Hochwasser August 2002. (online veröffentlicht am 23.08.2002). http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C03HI66.PDF
- Greenpeace e.V. (2002a) Schadstoffbelastung von Hochwasserschlämmen der Elbe in Sachsen, August 2002 (online veröffentlicht am 5.09.2002). http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C03HI68.PDF
- Greif, A. (1994) Charakterisierung der Schwebstoffe der Mulde hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte in den Jahren 1992/93. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im*

- Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar.* Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 408-411.
- Grönröft, A., Jähni, U., Miehl, G., Lüscher, R., Maass, V. und Stachel, B. (1998) Distribution of metals in sediments of the Elbe estuary in 1994. *Water Science and Technology*, **37**, 109-116.
- Guhr, H. und Spott, D. (1992) Beeinflussung der Elbtalauen durch Hochflutsedimente. Beitrag zum 31. Fortbildungslehrgang Gewässerschutz und Bodennutzung vom 25.-27.03.1992 in Peine. Schilling, J. und Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall (eds).
- Guhr, H., Karrasch, B. und Spott, D. (2000) Shifts in the processes of oxygen and nutrient balances in the river Elbe since the transformation of the economic structure. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **28**, 155-161.
- Hamm, A., Glassmann, M. und Liepelt, A. (1996) Transport of particulate matter in an alpine river (River Salzach) and its importance for river ecology. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 507-513.
- Harner, T., Jantunen, L. M. M., Bidleman, T. F., Barrie, L. A., Kylin, H., Strachan, W. M. J. und Macdonald, R. W. (2000) Microbial degradation is a key elimination pathway of hexachlorocyclohexanes from the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters*, **27**, 1155-1158.
- He, Q. und Walling, D. E. (1997) Spatial variability of the particle size composition of overbank floodplain deposits. *Water, Air, and Soil Pollution*, **99**, 71-80.
- Heaven, S., Ilyushchenko, M. A., Tanton, T. W., Ullrich, S. M. und Yanin, E. P. (2000) Mercury in the river Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: I. River sediments and water. *Science of the Total Environment*, **260**, 35-44.
- Heaven, S., Ilyushchenko, M. A., Kamberov, I. M., Politkov, M. I., Tanton, T. W., Ullrich, S. M. und Yanin, E. P. (2000a) Mercury in the river Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: II. Floodplain soils and riverbank silt deposits. *Science of the Total Environment*, **260**, 45-55.
- Heemken, O. P., Theobald, N., Stachel, B. und Wenzel, B. W. (1997) Verteilung von Alkanen, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Organochlorverbindungen (CKW) zwischen wässriger und partikulärer Phase. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis*. IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 74-82.
- Heemken, O. P., Stachel, B., Theobald, N. und Wenzel, B. W. (2000) Temporal variability of organic micropollutants in suspended particulate matter of the river Elbe at Hamburg and the river Mulde at Dessau, Germany. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **38**, 11-31.
- Heemken, O. P., Reincke, H., Stachel, B. und Theobald, N. (2001) The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea. *Chemosphere*, **45**, 245-259.
- Heininger, P. und Tippmann, P. (1995) Enzymaktivitäten in Poren- und Oberflächenwässern unterschiedlich belasteter Elbabschnitte. Weinheim: Wiley-VCH. Vom Wasser 85. 141-148.
- Heininger, P., Pelzer, J., Claus, E. und Tippmann, P. (1998) Contamination and toxicity trends for sediments - Case of the Elbe river. *Water Science and Technology*, **37**, 95-102.
- Heininger, P. und Pelzer, J. (1998a) Trends and patterns in the contamination of sediments from federal waterways in Eastern Germany. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **26**, 218-225.
- Heinisch, E., Klein, S. und Kettrup, A. (1991) Ökologisch-chemische Untersuchungen zur Erfassung des Umweltzustandes in den fünf neuen Bundesländern. Teil 2. Die Isomeren des Hexachlorcyclohexans. GSF-Bericht 36. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit München, Neuherberg, Institut für Bodenökologie.
- Heinisch, E., Klein, S. und Jonas, K. (1992) HCH-Isomere in Boden und Pflanzenaufwuchs aus der Umgebung einer Industriedeponie der ehemaligen DDR. *Wasser und Boden*, **44**, 568-571.
- Heinisch, E. und Klein, S. (1992a) *Umweltbelastung in Ostdeutschland*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Helios Rybicka, E. und Strzebonska, M. (1999) Distribution and chemical forms of heavy metals in the flood 1997 sediments of the Upper and Middle Odra river and its tributaries, Poland. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 331-337.
- Hintelmann, H. und Wilken, R.-D. (1994) Methylquecksilberverbindungen - Belastungsschwerpunkte im Längsschnitt der Elbe. Vom Wasser 82. Weinheim: Wiley-VCH, 163-173.
- Hintelmann, H. und Winkler, M. (1995) Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe river: Influence of seasonally and spatially varying environmental factors. *Science of the Total Environment*, **166**, 1-10.
- Hoffmann, C. und Renger, M. (1998) Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, Conference Proceedings, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden*. Tagung am 16.-17.02.1998 in Berlin, 30-39.
- Hollert, H., Dürr, M., Erdinger, L. und Braunbeck, T. (1998) Wie giftig sind Schadstoffe und Sedimente des Neckars? Zur Eignung von Biotests und Bioassay-dirigierten Fraktionierungstechniken für die Bewertung des

- Schadstoffpotentials in hydrologischen Fallstudien. *Journal der Heidelberger Geographischen Gesellschaft*, **13**, 130-145.
- Hollert, H., Dürr, M., Erdinger, L. und Braunbeck, T. (2000) Cytotoxicity of settling particulate matter and sediments of the Neckar river (Germany) during a winter flood. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, 528-534.
- Hollert, H., Karaus, U., Dürr, M., Brack, W., Winn, N., Siebert, I., Wetterauer, B., Rudolf, M., Heise, S., Islinger, M., Engwall, M., Erdinger, L., Ahlf, W. und Braunbeck, T. (2000a) Integrierte Sedimentuntersuchungen und Bioassay-dirigierte Fraktionierungen - Zwei Konzepte zur Identifizierung und Bewertung (öko)toxikologisch belasteter Gewässer in Baden-Württemberg. Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS am 1. und 2. März 2000 im Forschungszentrum Karlsruhe.
- Hollert, H., Haag, I., Dürr, M., Wetterauer, B., Holtey-Weber, R., Kern, U., Westrich, B., Färber, H., Erdinger, L. und Braunbeck, T. (2003) Untersuchungen zum ökotoxikologischen Schädigungspotenzial und Erosionsrisiko von kontaminierten Sedimenten in staugeregelten Flüssen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **15**, 5-12.
- Horowitz, A. J. (1996) Spatial and temporal variations in suspended sediment und associated trace elements - requirements for sampling, data interpretation, and the determination of annual mass transport. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 515-536.
- Hurle, K., Lang, S. und Herrmann, M. (1994) Unbeabsichtigte Einträge. In: *Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln: Sachstandsbericht*. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Arbeitsgruppe „Ökotoxikologie“ der Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft (ed). Weinheim: VCH, 34-40.
- Hühnerfuß, H., Pfaffenberger, B., Gehrcke, B., Karbe, L., König, W. A. und Landgraff, O. (1995) Stereochemical effects of PCBs in the marine environment: Seasonal variation of coplanar and atropisomeric PCBs in blue mussels (*Mytilus edulis* L.) of the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **30**, 332-340.
- Hühnerfuß, H., Bester, K., Landgraff, O., Pohlmann, T. und Selke, K. (1997) Annual balances of hexachlorocyclohexanes, polychlorinated biphenyls and triazines in the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 419-426.
- IKSE (1995) Aktionsprogramm Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).
- IKSE (1996) Abschlußbericht über den Stand der Durchführung der im "Ersten Aktionsprogramm (Sofortprogramm) zur Reduzierung der Schadstofffrachten in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet" enthaltenen Maßnahmen. Stand: Dezember 1995. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).
- IKSE (1997) Ergebnisse der Elbeforschung 1991-1995. Der Patient Elbe - Anamnese, Diagnose, Therapie. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).
- Irmer, U. (1997) Bedeutung von Hintergrundwerten für Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässern. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis*. Conference Proceedings. IKSE-Workshop am 28.- 30.04.1997. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 36-40.
- Ishaq, R., Näf, C., Zebühr, Y., Broman, D. und Järnberg, U. (2003) PCBs, PCNs, PCDD/Fs, PAHs and Cl-PAHs in air and water particulate samples - patterns and variations. *Chemosphere*, **50**, 1131-1150.
- Jahnel, J., Zwiener, C., Gremm, T. J., Abbt-Braun, G., Frimmel, F. H., Kussatz, C., Schudoma, D. und Rocker, W. (2001) Quality targets for pesticides and other pollutants in surface waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **29**, 246-253.
- Jantzen, E. und Prange, A. (1995) Organometallic species of the elements tin, mercury and lead in sediments of the longitudinal profile of the river Elbe. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **353**, 28- 33.
- Japenga, J. und Salomons, W. (1993) Dyke-protected floodplains: A possible chemical time bomb? *Land degradation and rehabilitation*, **4**, 373-380.
- Jährling, K.-H. (1994) Bereiche möglicher Deichrückverlegungen in der Elbaue im Bereich der Mittel- und Unterelbe - Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochar, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 326-355.
- Kaag, N. H. B. M., Foekema, E. M. und Scholten, M. C. T. (1998) Ecotoxicity of contaminated sediments, a matter of bioavailability. *Water Science and Technology*, **37**, 225-231.
- Kalbitz, K. und Wennrich, R. (1998) Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland soils and its dependence on dissolved organic matter. *Science of the Total Environment*, **209**, 27-39.
- Kalbitz, K. und Popp, P. (1999) Seasonal impacts on beta-hexachlorocyclohexane concentration in soil solution. *Environmental Pollution*, **106**, 139-141.
- Karl, H., Ruoff, U. und Blüthgen, A. (2002) Levels of dioxins in fish and fishery products on the German market. *Chemosphere*, **49**, 765- 773.

- Kerner, M. und Krogmann, D. (1994) Partitioning of trace-metals in suspended matter from the Elbe estuary fractionated by a sedimentation method. *Netherlands Journal of Sea Research*, **33**, 19-27.
- Kerner, M. und Geisler, C. D. (1995) Dynamics of Cu release during early aerobic degradation in aggregated seston from the Elbe estuary. *Marine Chemistry*, **51**, 133-144.
- Kitheka, J. U., Ongwenyi, G. S. und Mavuti, K. M. (2002) Dynamics of suspended sediment exchange and transport in a degraded mangrove creek in Kenya. *Ambio*, **31**, 580-587.
- Klein, M. (2001) BUA-Bericht 232: Berechnung zonaler und kompartimentbezogener Halbwertszeiten persistenter organischer Schadstoffe (POPs) in der Umwelt. Beratergremium für Altstoffe (BUA). Stuttgart: S. Hirzel.
- Knadeler, E., Tscherko, D. und Wessolek, G. (1998) Reaktion von Bodenmikroorganismen auf Bodenkontaminationen. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, Conference Proceedings, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden*. Tagung am 16.- 17.02.1998 in Berlin, 100-107.
- Koch, C. und Wilke, B.-M. (1998) Wirkung von ausgewählten PAK, PCB und Schwermetallen auf Bodenmikroorganismen und Wildpflanzen. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, Conference Proceedings, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden*. Tagung am 16.-17.02.1998 in Berlin, 142-151.
- Kowalik, C., Kraft, J. und Einax, J. W. (2000) BMBFForschungsvorhaben 02WT 9837/9: „Zusammenführende Aus- und Bewertung der Schadstoffbelastung der deutschen Elbenebenflüsse“. Teilprojekt im Themenverbund: „Zusammenführende Aus- und Bewertung der Schadstoffbelastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse von den Quellen bis zu den Mündungen“.
- Kowalik, C., Kraft, J. und Einax, J. W. (2000a) Zusammenfassende Bewertung der Schadstoffbelastung der deutschen Elbenebenflüsse. Vom Wasser 99. Weinheim: Wiley-VCH, 21-37.
- Kraus, P. und Tauro, J. (1995) Mögliche Gefährdung des Grundwassers durch PCB sowie Dioxine und Furane im Boden. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Handbuch Boden - Texte und Berichte zum Bodenschutz, Berichtsnummer 1/95.
- Krüger, F., Kunert, M., Büttner, O., Friese, K. und Rupp, H. (2000) Geochemische Zusammensetzung von Hochflutsedimenten an der Elbe bei Wittenberge. In: Gesellschaft für Umweltgeowissenschaften (GUG) der Deutschen Geologischen Gesellschaft (DGG) (ed), *Umweltgeochemie in Wasser, Boden und Luft: Geogener Hintergrund und anthropogene Einflüsse*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, 57-74.
- Kubat, J. (2002) Das Hochwasser im August 2002 im tschechischen Teil des Elbeinzugsgebiets. Conference Proceedings, *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietmanagements - 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar vom 21.-26.10.2002 in Spindlermühle*. Geller, W., Puncochár, P., Guhr, H., von Tümpling, W., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, H. und Uhlmann, O. (eds), Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2001) Dioxinbericht des Landes Sachsen-Anhalt. http://www.mu.sachsen-anhalt.de/lau/de/rubrik03/rubrik03_05/files/dioxinbericht.pdf
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002) Empfehlungen zum Umgang mit überfluteten Flächen. http://www1.mrlu.sachsen-anhalt.de/themen/hochwasserschutz/files/hochwassermerkblatt_250902.pdf (nicht mehr aktuell). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002a) Hochwasserüberwachungsprogramm Gewässergüte, (Stand 13.09.02). <http://www.sachsen-anhalt.de/rcs/LSA/pub/Ch1/fld8311011390180834/mainfldmtgpollxof/fldu8v4kmbjjg/hiddenfldrrnj 3gwr2/pgivawzl1nsu/index.jsp>
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2003) Das Hochwasser von Elbe und Mulde im August 2002 im Land Sachsen-Anhalt. Auswirkungen auf die stoffliche Belastung des Wassers, der Schwebstoffe, der Sedimente und des Bodens. http://www.mu.sachsen-anhalt.de/lau/de/rubrik03/rubrik03_07/hochwasserschutz/files/hw-mulde-elbe-2002.pdf
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1996) Schadstofftransport bei Hochwasser: Neckar, Rhein und Donau im Januar 1995. Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Zentraler Fachdienst Wasser, Boden, Abfall, Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Handbuch Wasser 2, Heft 23.
- Landesumweltamt Brandenburg (2002) Bericht des Landesumweltamtes Brandenburg zum Elbehochwasser 2002. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Titelreihe. Heft 73. <http://www.brandenburg.de/land/mlur/service/berichte/elbehw02.pdf>
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998) Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 1-3. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Berlin: Kulturbuchverlag.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003) Die Beschaffenheit der großen Fließgewässer Deutschlands. 2003.
- Lechler, P. J., Miller, J. R., Lacerda, L. D., Vinson, D., Bonzongo, J. C., Lyons, W. B. und Warwick, J. J. (2000) Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira river basin, Brazilian Amazon: A function of natural enrichments? *Science of the Total Environment*, **260**, 87-96.
- Lehmann, J., Puff, T., Damke, H., Eidam, J., Henning, K. H., Jülich, W. D. und Roßberg, H. (1999) The Odra river load of heavy metals at Hohenwutzen during the flood in 1997. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 321-324.

- Lehmann, A. und Rode, M. (2001) Long-term behaviour and crosscorrelation water quality analysis of the river Elbe, Germany. *Water Research*, **35**, 2153-2160.
- Leonard, A. W., Hyne, R. V., Lim, R. P. und Chapman, J. C. (1999) Effect of endosulfan runoff from cotton fields on macroinvertebrates in the Namoi river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **42**, 125- 134.
- LMBV (2003) Sanierungsbericht 2002. Steinhuber, U. (ed). http://www.lmbv.de/presseservice/medienverzeichnis/pdf/sb_2002.pdf
- Lorenz, J., Donnert, D. und Eberle, S. H. (1999) Remobilisierung von Zink und Eisen aus ruhenden Fließgewässersedimenten in Anwesenheit von NTA. Vom Wasser 92. Weinheim: Wiley-VCH, 103-115.
- Lüschow, R., Runte, K.-H., Becker, E., Erlenkeuser, H., Große, I., Pohl, M., Reincke, H., Schillings, T. und Stachel, B. (1998) Untersuchungen zur Belastung von Ablagerungsfolgen der Mulde mit organischen Schadstoffen und Metallen auf der Grundlage von Bohrkernen. In: Geller, W., Puncocvár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 155-156.
- Machala, M., Hilscherova, K., Rubinova, R., Ulrich, R., Vykusova, B., Kolarova, J., Machova, J. und Svobodova, Z. (2000) Biochemical markers of dioxin-like toxicity and oxidative stress in hepatic microsomes of drem (*Abramis brama*) and perch (*Perca fluviatilis*) in the Elbe river. *Veterinari Medicina*, **45**, 195-199.
- Malburg-Graf, B. und Blümel, W.-D. (2002) Überprüfung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Bodennutzung in der Region Stuttgart mit Hilfe einer Schwermetallbilanz. Abschlußbericht: Projekt PW 98 202.
- Maneux, E., Probst, J. L., Veyssy, E. und Etcheber, H. (2001) Assessment of dam trapping efficiency from water residence time: Application to fluvial sediment transport in the Adour, Dordogne, and Garonne river basins (France). *Water Resources Research*, **37**, 801- 811.
- Manz, M., Weissflog, L., Kuhne, R. und Schüürmann, G. (1999) Ecotoxicological hazard and risk assessment of heavy metal contents in agricultural soils of central Germany. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **42**, 191-201.
- Marcel, K. A., Antoinette, A. A. und Mireille, D. (2002) Isolation and characterization of *Aeromonas* species from an eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **44**, 1341-1344.
- Marth, P., Oxynos, K., Schmitzer, J., Schramm, K. W. und Kettrup, A. (1997) Levels of chlorinated hydrocarbons (CHC) in breams (*Abramis brama*) from the river Elbe. (A contribution to the federal environmental specimen bank). *Chemosphere*, **34**, 2183-2192.
- Martin, M. (1994) Genese, Chemismus und Bedeutung von Grubenwässern im Erzgebirge. In: Guhr, H., Prange, A., Puncocvár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 376-378.
- Meissner, R., Rupp, H. und Guhr, H. (1993) Schwermetallbelastung von Boden und Wasser im Bereich der Magdeburger Rieselfelder und Auswirkungen auf deren künftige Nutzung. *Wasser und Boden*, **45**, 76-80.
- Metz, R., Böken, H. und Hoffmann, C. (2002) Schwermetalle in der Nahrungskette, im Pfad Boden-Pflanze-Tier-Mensch. In: Metz, R.; Hoffmann, Ch. und Böken, H. *Beiträge der 20. Arbeitstagung: "Mengen- und Spurenelemente" an der Uni Jena vom 1.-2.12.2000*. Leipzig: H. Schubert, 711-718.
- Miehlich, G. (1994) Auen und Marschen als Senken für belastete Sedimente der Elbe. In: Guhr, H., Prange, A., Puncocvár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 307-312.
- Montgomery, S., Lucotte, M. und Rheault, I. (2000) Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. *Science of the Total Environment*, **260**, 147-157.
- Moody, J. A., Sullivan, J. F. und Taylor, H. E. (2000) Effects of the flood of 1993 on the chemical characteristics of bed sediments in the Upper Mississippi river. *Water, Air, and Soil Pollution*, **117**, 329-351.
- Müller, D. und Rauer, H. (1997) Anorganische Schadstoffbelastungen der Böden des Überflutungsgebietes Oberes Elbtal. *Wasser und Boden*, **49**, 15-20.
- Müller, A. und Wessels, M. (1999) The flood in the Odra river 1997 - Impact of suspended solids on water quality. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 316-320.
- Müller, A., Heininger, P., Wessels, M., Pelzer, J., Grünwald, K., Pfitzner, S. und Berger, M. (2002) Contaminant levels and ecotoxicological effects in sediments of the river Odra. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **30**, 244-255.
- Müller-Navarra, S. H., Huber, K. und Komo, H. (1999) Model simulations of the transport of Odra flood water through the Szczecin Lagoon into the Pomeranian Bight in July/August 1997. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 364-373.

- Nehls, R., Greiser, N. und Harms, H. (1996) Changes in amount and composition of suspended particulate matter in relation to river discharge in the river Elbe near Hamburg Harbour, indicating changing transport characteristics. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 475-484.
- Netzband, A., Reincke, H. und Bergemann, M. (2002) The river Elbe - A case study for the ecological and economical chain of sediments. *Journal of Soils and Sediments*, **3**, 112-116.
- Neumann-Hensel, H., Ricking, M. und Ahlf, W. (2000) Empfehlung zur Bewertung von Sedimentbelastungen. *Bodenschutz*, **3**, 111-117.
- Neumeister, H., Krüger, A. und Schneider, B. (1997) Problems associated with the artificial flooding of floodplain forests in an industrial region in Germany. *Global Ecology and Biogeography Letters*, **6**, 197-209.
- Niedergesäß, R., Eden, H. und Schnier, C. (1996) Trace element concentrations in suspended particulate matter fractionated according to the settling velocity. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 41-52.
- Niedergesäß, R., Prange, A. und Schnier, C. (1996) Variations of trace element content in suspended particulate matter in the Elbe estuary. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 235-246.
- Niedergesäß, R. und Prange, A. (1997) Normierung spezifischer Schwermetallkonzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten der Fraktion <20 Mikrometer der Elbe. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis. IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997*, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 82-87.
- Nies, H., Heinrich, H., Gaul, H., Oestereich, F., Albrecht, H., Schmolke, S., Theobald, N., Gerwinski, W., Becker, G., König, P., Frohse, A., Schulz, A.,
- Müller-Navarra, S., Dick, S. und Strübing, K. (2003) Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht - Eine Zwischenbilanz. In: Lozan, J. L. (ed), *Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz*. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 91-96.
- Oberacker, F., Maier, D. und Maier, M. (2002) Arsen und Trinkwasser, Teil I - Ein Überblick über Vorkommen, Verteilung und Verhalten von Arsen in der Umwelt. Vom Wasser 99. Weinheim: Wiley-VCH. 79-109.
- Ollivon, D., Blanchard, M. und Garban, B. (1999) PAH fluctuations in rivers in the Paris region (France): Impact of floods and rainy events. *Water, Air, and Soil Pollution*, **115**, 429-444.
- Patrick, W. H. und Verloo, M. (1998) Distribution of soluble heavy metals between ionic and complexed forms in a saturated sediment as affected by pH and redox conditions. *Water Science and Technology*, **37**, 165-171.
- Pepelnik, R., Prange, A., Jantzen, E., Krause, P. und von Tümpling, W. (1997) Development and application of ICP-MS in Elbe river research. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **359**, 346-351.
- Petänen, T. und Roßberg, H. (2003) Toxicity and bioavailability to bacteria of particle-associated arsenite and mercury. *Chemosphere*, **50**, 409-413.
- Pinay, G., Clément, J. C. und Naiman, R. J. (2002) Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30**, 481-491.
- Pohl, C., Hennings, U., Petersohn, I. und Siegel, H. (1998) Trace metal budget, transport, modification and sink in the transition area between the Oder and Peene rivers and the southern Pomeranian Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **36**, 598-616.
- Pohl, C., Hennings, U., Siegel, H. und Bachor, A. (2002) Trace metal impact into the Baltic Sea during the exceptional Oder flood in summer 1997. *Marine Chemistry*, **79**, 101-111.
- Povodí Labe (2002) Výsledky rozboru vzorku provedené Povodím Labe, státní podnik, Hradce Králové. <http://www.cizp.cz/spolana/povlabe.htm>
- Prange, A. und et al. (1997) BMBF-Forschungsvorhaben: 02-WT 9355/4, Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetallspezies, Abschlussbericht Teil 1/3: Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe. GKSS Forschungszentrum Geesthacht. http://coast.gkss.de/aes/pdf_doku/band_1.pdf
- Prange, A. und et al. (1997a) BMBF-Forschungsvorhaben: 02-WT 9355/4, Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetallspezies, Abschlussbericht Teil 2/3: Grafische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente. GKSS Forschungszentrum Geesthacht. http://coast.gkss.de/aes/pdf_doku/band_2.pdf
- Prange, A. und et al. (1997b) BMBF-Forschungsvorhaben: 02-WT 9355/4, Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle - Schwermetallspezies, Abschlussbericht Teil 3/3: Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung. GKSS Forschungszentrum Geesthacht. http://coast.gkss.de/aes/pdf_doku/band_3.pdf
- Prange, A., von Tümpling, W., Niedergesäß, R., Pepelnik, R., Schindler, J., Trejtnar, K. und Reincke, H. (1997c) Längsprofilbeprobungen der Elbe mit dem Hubschrauber - Empfehlungen für Meß- und Untersuchungsprogramme. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis. IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997*, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 114-120.

- Prange, A., Furrer, R., Einax, J. W., Lochovsky, P., Kofalk, S., Reincke, H. und ATV-DVWK-Arbeitsgruppe "Schadstoffe und Ökologie der Elbe" (2000) Die Elbe und ihre Nebenflüsse - Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Hennef: GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.
- Protasowicki, M., Niedzwiecki, E., Ciereszko, W., Perkowska, A. und Meller, E. (1999) The comparison of sediment contamination in the area of estuary and the lower course of the Odra before and after the flood of summer 1997. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 338- 342.
- Puls, W., Blohm, W., Brockelmann, H., Fanger, H. U., Kappenberg, J., Spott, D. und Wilken, R.-D. (1994) Das Schwebstoff-Regime der Elbe während der erhöhten Wasserführung in März-April 1992. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, **39**, 90-96.
- Reith, V. E. und Müller, H. E. (1994) Pestizidkonzentrationen eines Vorfluters im ländlichen Raum während eines Hochwasserereignisses. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, **38**, 73-77.
- Renger, M. und Mekiffer, B. (1998) Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden. *Bodenökologie und Bodengenese*, **26**, 3-22. 1998. Tagungsband, *Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden. Tagung am 16.-17.02.1998 in Berlin*.
- Ricking, M. und Tertyze, K. (1999) Trace metals and organic compounds in sediment samples from the river Danube in Russe and lake Srebarna (Bulgaria). *Environmental Geology*, **37**, 40-46.
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2003) Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. <http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lfl/Fachinformation/en/Ressourcenschutz/Arsen/download/Faltblatt4nS-Gesamt.pdf>
- Sächs. LFUG (2002) Bewertung der Gewässerbelastung im Elbeinzugsgebiet. August - Hochwasser 2002. Bericht des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Berichtszeitraum 15. August bis 6. September 2002. <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfuginternet/documents/hwguete5.pdf>
- Sächs. LFUG (2002a) Bewertung der stofflichen Untersuchungsergebnisse von Hochflutsedimenten/Schlamm im FS Sachsen. http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfuginternet/wasser_6568.html Sächs. LFUG (2003) Einfluss des August Hochwassers 2002 auf das Grundwasser. <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfuginternet/veroeffentlichungen/verzeichnis/Wasser/HWBericht.pdf>
- Schanze, J. (2002) Nach der Elbeflut 2002: Die gesellschaftliche Risikovorsorge bedarf einer transdisziplinären Hochwasserforschung. *GAIA - Ecological Perspectives in Science, Humanities, and Economics*, **11**, 247-254.
- Schäfer, J. und Blanc, G. (2002) Relationship between ore deposits in river catchments and geochemistry of suspended particulate matter from six rivers in southwest France. *Science of the Total Environment*, **298**, 103-118.
- Scholten, M. C. T., Kramer, K. J. M. und Laane, R. W. P. M. (1998) Trends and variation in concentration of dissolved metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) in the North Sea (1980-1989). *ICES Journal of Marine Science*, **55**, 825-834.
- Scholten, M. (1998a) Saisonale Nutzung von Bühnenfeldern der mittleren Elbe durch die 0+Fischgemeinschaft. In: Geller, W., Puncochár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe*. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 243-244.
- Schorer, M., Bierl, R. und Symader, W. (1994) Zeitliche Veränderung von Schadstoffgehalten in Flußsedimenten. Vom Wasser 83. Weinheim: Wiley-VCH, 117-126. Schramm, K.-W., Henkelmann, B. und Kettrup, A. (1995) PCDD/F sources and levels in river Elbe sediments. *Water Research*, **29**, 2160-2166.
- Schröder, H. F. (1995) Polar organic pollutants in the Elbe river. Liquid chromatographic-mass spectrometric and flow-injection analysis- mass spectrometric analyses demonstrating changes in quality and concentration during the unification process in Germany. *Journal of Chromatography A*, **712**, 123-140.
- Schulze, T., Wetterauer, B., Schwarzbauer, J., Hollert, H., Braunbeck, T. und Ricking, M. (2002) DDT und Metabolite in Sedimenten Berliner Gewässer - Vorkommen, Analytik und Schädigungspotenzial. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **15**, 71-77.
- Schwartz, R., Nebelsiek, A. und Gröngroft, A. (1999) Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997. *Hamburger bodenkundliche Arbeiten*, 65-83.
- Schwartz, R. (1999a) Beurteilung der Stoffeinträge über frische Schlämme für die Böden in der rezenten Aue und in zukünftigen Außendeichsflächen der unteren Mittelelbe. *Hamburger bodenkundliche Arbeiten*, 84-92.
- Schwartz, R., Gröngroft, A. und Miehlisch, G. (2000) Wasser- und Stoffhaushalt von Auenböden an der unteren Mittelelbe. *Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde*, 120-123.
- Schwartz, R. und Kozerski, H.-P. (2002) Die Bühnenfelder der Mittelelbe - Schad- und Nährstoffsenke oder -quelle. Conference Proceedings, *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietmanagements - 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar vom 21.-26.10.2002 in Spindlermühle*. Geller, W., Puncochár, P., Guhr, H., von

- Tümping, W., Medek, J., Smrtak, J., Feldmann, H. und Uhlmann, O. (eds), Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 191-194.
- Schwartz, R. und Kozerski, H.-P. (2003) Die Bedeutung von Buhnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe. Tagungsbericht der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 30.09.- 04.10.2002 in Braunschweig. Werder: Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Eigenverlag, 460-465.
- Schwarzbauer, J., Ricking, M., Franke, S. und Francke, W. (2001) Halogenated organic contaminants in sediments of the Havel and Spree rivers (Germany). Part 5 of organic compounds as contaminants of the Elbe river and its tributaries. *Environmental Science and Technology*, **35**, 4015-4025.
- Schwarzbauer, J. und Franke, S. (2003) Identification and quantitation of dinaphthylsulfones in particulate matter of the Elbe river, Germany - Part VI of organic compounds as contaminants of the Elbe river and its tributaries. *Chemosphere*, **51**, 973-981.
- Spolana A.S. (2002) Zpráva o vlivu na životní prostředí. Spolana A.S., Neratovice, ČR. <http://www.spolana.cz/prostredi/prostredi2002.pdf>
- Spolana A.S. (2003) Povodeň 2002. Soubor informací k průběhu povodně ve Spolani Neratovice a výsledky auditu. Spolana A.S., Neratovice, ČR. <http://www.spolana.cz/prostredi/povoden2002.pdf>
- Spott, D. (1994) Schwebstoff- und Schwermetallbelastung der Elbe bei Hochwasser - Untersuchungen am linken Ufer von Magdeburg im Zeitraum Dezember 1993 bis Mai 1994. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 499-502.
- Spott, D. und Guhr, H. (1996) The dynamics of suspended solids in the tidally unaffected area of the river Elbe as a function of flow and shipping. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 127- 133.
- Spott, D. (1998) Über die Bedeutung von Wasserstandsschwankungen für die Entwicklung der Sauerstoff-, Chlorophyll- und Nährstoffkonzentrationen in der mittleren Elbe während der Vegetationsperiode. In: Geller, W., Puncochár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 54-57.
- Stachel, B., Elsholz, O. und Reincke, H. (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**, 21-27.
- Stachel, B., Becker, E. und Wolf, S. (1997) Über die Bedeutung von Verteilungskoeffizienten sowie einheitlicher Normierungsmethoden für die Praxis der Elbeüberwachung. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis*. Conference Proceedings, IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 88-100.
- Stähler, M. (1993) Niederschlagsmonitoring im Land Brandenburg. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, **45**, 32-36.
- Strunk, N. (2003) *Schwebstofftransport und Hochwasserdynamik. Eine Untersuchung über das Transportverhalten gelöster und suspendierter Wasserinhaltsstoffe zur Identifikation aktiver partikulärer Stoffquellen*. Dissertation Universität Trier, Aachen: Shaker Verlag.
- Sutter, K., Jung, K. und Krauss, G.-J. (2002) Effects of heavy metals on the nitrogen metabolism of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. - A ¹⁵N tracer study. *Environmental Science and Pollution Research*, **9**, 417-421.
- Symader, W., Bierl, R. und Strunk, N. (1991) Die zeitliche Dynamik des Schwebstofftransportes und seine Bedeutung für die Gewässerbeschaffenheit. Vom Wasser 77. Weinheim: Wiley-VCH, 159-169.
- Symader, W. (1993) Die Konzentration-Abfluß-Beziehung - Funktion oder statistische Abhängigkeit? Vom Wasser 80. Weinheim: Wiley- VCH, 47-57.
- Symader, W. (1994) Die Bedeutung der Probenahmestrategie für eine Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern. Vom Wasser 82. Weinheim: Wiley-VCH, 67-77.
- Symader, W. (1996) Factors controlling riverine sediment associated chemistry. *Archiv für Hydrobiologie - Advances in Limnology*, **47**, 169- 177.
- Szilas, C. P., Borggaard, O. K., Hansen, H. C. B. und Rauer, J. (1998) Potential iron and phosphate mobilization during flooding of soil material. *Water, Air, and Soil Pollution*, **106**, 97-109.
- Tackx, M. L. M., Herman, P. J. M., Gasparini, S., Irigoien, X., Billiones, R. und Daro, M. H. (2003) Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **56**, 305-311.
- ten Hulscher, T. E. M., Vrind, B. A., van Noort, P. C. M. und Govers, H. A. J. (2002) Resistant sorption of in situ chlorobenzenes and a polychlorinated biphenyl in river Rhine suspended matter. *Chemosphere*, **49**, 1231-1238.

- Thieken, A. H. (2001) Schadstoffmuster in der regionalen Grundwasserkontamination der mitteldeutschen Industrie- und Bergbauregion Bitterfeld-Wolfen. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle- Wittenberg.
- Udelhoven, T. und Bierl, R. (1988) Der partikelgebundene Stofftransport bei Trockenwetterbedingungen in einem kleinen heterogenen Einzugsgebiet. *Vom Wasser* 91. Weinheim: Wiley-VCH, 275-288.
- Ulrich, M., Schulze, T., Leist, E., Glaß, B., Maier, M., Maier, D., Braunbeck, T. und Hollert, H. (2002) Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen - Abschätzung des Gefährdungspotenzials für Trinkwasser und Korrelation verschiedener Expositionspfade (Acetonischer Extrakt, Natives Sediment) im Bakterienkontakttest und Fischeitest. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, **14**, 132-137.
- van den Berg, G. A., Loch, J. P. G., Zwolsman, J. J. G. und van der Heijdt, L. M. (1998) Non-steady state behaviour of heavy metals in contaminated freshwater sediments. *Water Science and Technology*, **37**, 39-46.
- van den Berg, G. A., Loch, J. P. G. und Winkels, H. J. (1998a) Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in the Netherlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, **102**, 377-388.
- van der Veen, A., Zachmann, D. W. und Friese, K. (1998) Spurenelementgeochemie von Sedimenten aus Buhnenfeldern Elbe. In: Geller, W., Puncochár, P., Bornhöft, D., Boucek, J., Feldmann, H., Guhr, H., Mohaupt, V., Simon, M., Smrtak, J., Spoustova, J. und Uhlmann, O. (eds), *Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 187-188.
- van Ryssen, R., Alam, M., Goeyens, L. und Baeyens, W. (1998) The use of flux-corer experiments in the determination of heavy metal redistribution in and of potential leaching from the sediments. *Water Science and Technology*, **37**, 283-290.
- Veyssy, E., Etcheber, H., Lin, R. G., Buat-Menard, P. und Maneux, E. (1999) Seasonal variation and origin of Particulate Organic Carbon in the lower Garonne river at La Reole (southwestern France). *Hydrobiologia*, **1-3**, 113-126.
- Vilimec, J. (1997) Verteilungskoeffizienten Wasser-Schwebstoff in den tschechischen Nebenflüssen der Elbe. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis. IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997*. GKSSForschungszentrum Geesthacht, Heft 63.
- Vink, R. J., Behrendt, H. und Salomons, W. (1999) Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: Comparing heavy metal emissions with transported river loads. *Hydrobiologia*, **410**, 307-314.
- Vink, R., Behrendt, H. und Salomons, W. (1999a) Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: An analysis of point and diffuse sources. *Water Science and Technology*, **39**, 215-223.
- Vinson, D. und Behrendt, H. (2002) Heavy metal transport in large river systems: Heavy metal emissions and loads in the Rhine and Elbe river basins. *Hydrological Processes*, **16**, 3227-3244.
- von Tümpling, W., Aulinger, A., Einax, J. W., Niedergesäß, R. und Prange, A. (1997) Erste Verteilungskoeffizienten Schwebstoff - Filtrat für Elemente im Elbelängsschnitt. In: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) und ARGE Elbe (eds), *Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis. IKSE-Workshop, 28.-30.04.1997*. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, Heft 63.
- Vrana, B., Paschke, A., Popp, P. und Schüürmann, G. (2001) Use of semipermeable membrane devices (SPMDs) - Determination of bioavailable, organic, waterborne contaminants in the industrial region of Bitterfeld, Saxony-Anhalt, Germany. *Environmental Science and Pollution Research*, **8**, 27-34.
- Wallmann, K. (1992) Die Löslichkeit und die Bindungsformen von Spurenmetallen in anaeroben Sedimenten. *Vom Wasser* 78. Weinheim: Wiley-VCH, 1-20.
- Wallschläger, D., Desai, M. V. M. und Wilken, R.-D. (1996) The role of humic substances in the aqueous mobilization of mercury from contaminated floodplain soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, **90**, 507- 520.
- Wallschläger, D., Kock, H. H., Schroeder, W. H., Lindberg, S. E., Ebinghaus, R. und Wilken, R.-D. (2000) Mechanism and significance of mercury volatilization from contaminated floodplains of the German river Elbe. *Atmospheric Environment*, **34**, 3745-3755.
- Weigel, S. (2000) Externe Expertise: Organic Pollutants in the North Sea - Review and assessment of data on input, occurrence, distribution, fate and methods of determination. Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg. Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Reihe Z: Interdisziplinäre Zentrumsberichte, Bericht 13.
- Weigel, S. (2003) Belastung der Nordsee mit organischen Schadstoffen. In: Lozan, J. L. (ed), *Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz*. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen, 83-90.
- Werkbüro für Boden und Bodenschutz Beuren und Plochingen (1998), Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Rommel, P., Rommel, J., Schneider, J. und Schneider, V. (eds), *Handbuch Boden - Texte und Berichte zum Bodenschutz*, Berichtsnummer 5/98. <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/print/tbb05.pdf>

- Westrich, B., Haag, F. und Kern, U. (2000) Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse - Dynamik und Bilanzierung von Schwebstoffen und Schwermetallen in einer Stauhaltungskette. Abschlußbericht PW 96.182, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft. <http://bwplus.fzk.de/berichte/SBer/PW96189SBer.pdf>
- Wilhelm, M., Welge, P., Rostek, U., Mielcarek, M., Gemmer, K., Sager, M., Hafner, D. und Idel, H. (1999) Toxikokinetik von bodengebundenen Metallen/Metalloiden im Minischwein. Abschlußbericht PUG U 95006, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf. <http://bwplus.fzk.de/berichte/SBer/PUGU95006SBer.pdf>
- Wilken, R.-D., Christiansen, H., Fanger, H. U., Greiser, N., Haar, S., Puls, W., Reinke, H., Spott, D. und Vollmer, M. (1991) Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe. *Wasser* 76, Weinheim: Wiley-VCH, 167-189. Wilken, R.-D. und Hintelmann, H. (1991a) Mercury and methylmercury in sediments and suspended particles from the river Elbe, North Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, **56**, 427-437.
- Wilken, M., Walkow, F., Jäger, E. und Zeschmar-Lahl, B. (1994) Flooding area and sediment contamination of the river Mulde (Germany) with PCDD/F and other organic pollutants. *Chemosphere*, **29**, 2237-2252.
- Wilken, R.-D., Simon, M. und Guhr, H. (1994a) Die Elbe: zur früheren, heutigen und zukünftigen Belastungssituation. In: Wagner, R. (ed), *Wasserkalender 1995. Jahrbuch für das gesamte Wasserfach*. Berlin: Erich Schmidt-Verlag, 3-96.
- Wilken, R.-D., Fanger, H. U. und Guhr, H. (1994b) Ergebnisse der Hochwassermessungen 1993/94. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochár, P., Wilken, R.-D. und Büttner, B. (eds), *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Internationale Fachtagung in Cuxhaven vom 8. bis 12. November 1994 - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar*. Stuttgart, Leipzig: B.G. Teubner, 125-135.
- Winkler, M., Kopf, G., Hauptvogel, C. und Neu, T. (1998) Fate of artificial musk fragrances associated with suspended particulate matter (SPM) from the river Elbe (Germany) in comparison to other organic contaminants. *Chemosphere*, **37**, 1139-1156.
- Witt, G. und Trost, E. (1999) Distribution and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments and fluffy layer material from the Odra river estuary. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 308-315.
- Witter, B., Francke, W., Franke, S., Knauth, H.-D. und Miehlich, G. (1998) Distribution and mobility of organic micropollutants in river Elbe floodplains. *Chemosphere*, **37**, 63-78.
- Woitke, P., Wellmitz, J., Helm, D., Kube, P., Lepom, P. und Litheraty, P. (2003) Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. *Chemosphere*, **51**, 633-642.
- Wolska, L., Wardencki, W., Wiergowski, M., Zygmunt, B., Zabiegala, B., Konieczka, P., Poprawski, L., Biernat, J. F. und Namiesnik, J. (1999) Evaluation of pollution degree of the Odra river basin with organic compounds after the 1997 summer flood - General comments. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, **27**, 343-349.
- Wycisk, P., Weiss, H., Kaschl, A., Heidrich, S. und Sommerwerk, K. (2003) Groundwater pollution and remediation options for multisource contaminated aquifers (Bitterfeld/Wolfen, Germany). *Toxicology Letters*, **140-141**, 343-351.
- Yamaguchia, N., Gazzard, D., Scholey, G. und MacDonald, D. W. (2003) Concentrations and hazard assessment of PCBs, organochlorine pesticides and mercury in fish species from the upper Thames: River pollution and its potential effects on top predators. *Chemosphere*, **50**, 265-273.