

Verantwortlicher Herausgeber:

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft,
Abwasser und Abfall e.V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

Die vorliegende Publikation wurde im Auftrag des BMBF und BMU erstellt.

Die Texte der einzelnen Kapiteln wurden von verschiedenen Autoren eigenverantwortlich verfasst. Die Gesamtpublikation wurde mit den Teilnehmern des Verbundvorhabens Weitergehende Aus- und Bewertung der Ergebnisse der Elbeforschung“ und der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“ abgestimmt

Die Deutsche Bibliothek – CIP – Einheitsaufnahme

Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven / Bearbeiter Priv. Doz. Dr. Andreas Prange, Dr. Rüdiger Furrer, Prof. Dr. habil. Jürgen W. Einax, u.a., ATV-DVWK-Arbeitsgruppe „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“
Verantwortlicher Herausgeber ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. - Hennef: GfA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.

NE: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. / AG „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“

ISBN 3-933707-63-3

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in andere Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieses Forschungsberichtes darf ohne schriftliche Genehmigung des Verlages in irgendeiner Form – durch Fotokopie, Mikrofilm oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen, verwendbare Sprache übertragen werden.

© 2000 ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

Satz und Druck: Druckpartner Moser GmbH, Rheinbach

Verlag und Vertrieb:
GfA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef.

Redaktion:
Furrer, R., DVGW-TZW; Aulinger, A., GKSS, Geesthacht; Barion, D. ATV-DVGW, Hennef

Umschlaggestaltung:
Aulinger, A. GKSS, Geesthacht, Furrer, R. DVGW TZW



Forschungsberichte

Die Elbe und ihre Nebenflüsse Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven

Die Auswertung der Forschungsergebnisse der Schadstoffforschung und der ersten Ergebnisse zur ökologischen Forschung im Einzugsgebiet der Elbe erfolgte durch:

GKSS – Forschungszentrum Geesthacht (Projektkoordination)
Elbestrom
verantwortlich: Priv.-Doz. Dr. A. Prange



DVGW - Technologiezentrum Wasser
Natürliche Hintergrundbelastung
verantwortlich: Dr. R. Furrer



Friedrich-Schiller-Universität Jena
Deutsche Nebenflüsse
verantwortlich: Prof. Dr. J. W. Einax



VÚV - Wasserforschungsinstitut Prag
Tschechische Nebenflüsse
verantwortlich: Dr. P. Lochovský



Bundesanstalt f. Gewässerkunde - Projektgruppe Elbe-Ökologie
Ökologische Forschung
verantwortlich: Dr. S. Kofalk



Wissenschaftliche Begleitung:
ATV-DVWK Arbeitsgruppe „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“
verantwortlich: Prof. Dr. H. Reincke



Die vorliegende Arbeit wurde durch die Bundesministerien



+



über

Forschungszentrum Karlsruhe
Technik und Umwelt
Projektträger des BMBF und BMWi
für Wassertechnologie und Entsorgung

+



+



gefördert.

Vorwort

Eine zukunftsfähige, umweltgerechte Ressourcennutzung - für ein gesichertes Leben nachfolgender Generationen - ist vorrangiges Ziel des Programms „Forschung für die Umwelt“ der Bundesregierung.

Eine zentrale Ressource unseres täglichen Lebens, die es nachhaltig zu schützen und zu nutzen gilt, ist Wasser. Nahezu alle Stoffe, die wir produzieren oder nutzen, finden sich irgendwann einmal in unseren Gewässern wieder. Insbesondere der Zustand unserer Flüsse, die schon immer Keimzellen kultureller, wirtschaftlicher und politischer Entwicklung waren und auch heute noch sind, zeigt für jeden unübersehbar den Stand des bisher Erreichten oder eben nicht Erreichten.

Anfang der 90er Jahre konzentrierte sich die Gewässerforschung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) auf das Elbeeinzugsgebiet. Dieses Fließgewässersystem galt damals als das am höchsten belastete in Europa. Durch die politischen Umbrüche in der ehemaligen DDR und ČSSR ergab sich die einmalige Chance, die Aufbruchstimmung für einen nachhaltigen Gewässerschutz zu nutzen und länderübergreifend und koordiniert zu agieren.

Hierzu wurden vom BMBF und BMU, in enger Abstimmung mit deutschen und tschechischen Behörden und der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), seit 1991 zwei Forschungsprogramme an der Elbe,

- die „Elbe-Schadstoffforschung“, 1991-2001,
- und seit 1996 die „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ („Elbe-Ökologie“)

gefördert. Diese Programme umfassen Untersuchungen am Elbestrom selbst, an den deutschen und tschechischen Nebenflüssen sowie in der Fläche des gesamten Einzugsgebiets.

Ziele beider Programme sind wissenschaftlich abgesicherte Grundlagenerkenntnisse zur Situation der Elbe, aus denen konkrete Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger abgeleitet werden können. Dabei werden die betroffenen Akteure grundsätzlich miteinbezogen, so dass entsprechende Maßnahmen in der Öffentlichkeit möglichst breit mitgetragen werden.

Seit 1991 hat die Bundesregierung über 80 Millionen DM an Fördermitteln für die Forschungsprogramme an der Elbe zur Verfügung gestellt, seitens der Tschechischen Regierung wurden über 5 Millionen DM bereitgestellt. Es ist also an der Zeit, eine erste Bilanz zu ziehen.

Die Ergebnisse der jetzt abgeschlossenen „Elbe-Schadstoffforschung“ sind Hauptinhalt der vorliegenden Broschüre der ATV-DVWK. Darüber hinaus werden erste Ergebnisse des Forschungsprogramms „Elbe-Ökologie“ vorgestellt. Die Auswahl entsprechender Aspekte geschah mit der Absicht, potenzielle Schnittstellen zwischen den Untersuchungen zur stofflichen Belastungssituation und der ökologischen Forschung an der Elbe aufzuzeigen sowie darauf aufbauend einen künftigen Forschungsbedarf im Sinne einer Verbindung dieser Arbeitsgebiete ableiten zu können.

Weiterhin wurden einschlägige Aktivitäten des Umweltbundesamtes, der IKSE und der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe für die vorliegende Publikation zusammenfassend ausgewertet.

Als Plattform für den interdisziplinären Informationsaustausch zwischen Behörden, Wissenschaft und Öffentlichkeit wurde für die „Elbe-Schadstoffforschung“ das internet-basierte Geo-Informationssystem ELBIS (<http://www.elbis.de>) und für die „Elbe-Ökologie“ das Informationssystem ELISE (<http://www.elise.bafg.de>) eingerichtet.

Beide Forschungsprogramme haben bereits jetzt einen wesentlichen Beitrag sowohl zur Verbesserung der gewässergütemwirtschaftlichen als auch der gewässerökologischen Situation an der Elbe geleistet. Sie bildeten die Basis für eine effektive Sanierung und aus der Elbeforschung abgeleitete Handlungsempfehlungen wurden in die Arbeit der Überwachungsbehörden übernommen. Darüber hinaus sind mit den Ergebnissen beider Programme bereits Grundlagen für die nach dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie binnen vier Jahren vorzunehmende Bestandsaufnahme des Zustandes der Gewässer im Elbeeinzugsgebiet sowie der Belastungsfaktoren geschaffen worden.



Ministerialdirektor Dr. Hermann Schunck
Leiter der Abteilung Forschung; Umwelt
Bundesministerium für Bildung und Forschung



Ministerialdirektor Dr. E. h. Dietrich Ruchay
Leiter der Abteilung Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft, Bodenschutz, Altlasten
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Präsident der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe

Mitglieder des Verbundvorhabens „Weitergehende Aus- und Bewertung der Belastung der Elbe“

Aulinger, Armin	Dipl.-Chem., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Barion, Dirk	Dipl.-Geogr., Fachreferent, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
Einax, Jürgen W.	Prof. Dr. rer. nat. habil., Universitätsprofessor, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Furrer, Rüdiger	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, DVGW-Technologiezentrum Wasser TZW, Karlsruhe
Kofalk, Sebastian	Dr. sc. agr., Wiss. Mitarbeiter, Projektgruppe Elbe-Ökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin
Kowalik, Corinna	Dr. rer. nat., Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Kraft, Jörg	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Lochovský, Petr	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, Praha
Niedergesäß, Rainer	Dipl.-Phys., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Prange, Andreas	Priv.-Doz. Dr., Abteilungsleiter, GKSS-Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Schindler, Josef	Dr. rer. nat., Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, Praha
Schmolke, Stefan	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht

Mitglieder der ATV-DVWK Arbeitsgruppe „Schadstoffe und Ökologie der Elbe“

Einax, Jürgen W.	Prof. Dr. rer. nat. habil., Universitätsprofessor, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Fitting, Ingo	Dr. rer. nat., Referent, Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger Biologie Energie, Umwelt (PtBEO), Berlin
Furrer, Rüdiger	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, DVGW-Technologiezentrum Wasser TZW, Karlsruhe
Gnauck, Albrecht	Prof. Dr. rer. nat. habil., Brandenburgische Technische Universität, Cottbus
Heininger, Peter	Dr. rer. nat., Reg.Dir., Bundesanstalt f. Gewässerkunde, Außenstelle Berlin
Hemberle, Peter	Dipl.-Ing., Dr. h.c., Referent, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträgerschaft Wassertechnologie und Entsorgung
Mohaupt, Volker	Dr., Umweltbundesamt, Berlin
Pitter, Pavel	Prof. Dr. rer. nat. habil. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha
Prange, Andreas	Priv. Doz. Dr. rer. nat., Abteilungsleiter, GKSS- Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Reincke, Heinrich	Prof. Dr., Ltd. BD, Wassergütestelle Elbe, Hamburg (Obmann)
Rocker, Werner	Dr., Ministerialrat, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
Simon, Manfred	Dipl.-Ing., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, IKSE, Magdeburg
Vilímec, Jan	Dipl.-Ing., Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, Praha

Autoren:

Aßmuth, Tom	Dipl. Biol., Wiss. Mitarbeiter, FB Biologie/Ökologie, Universität Marburg (Kap. 3.5, 4.5.7)
Aulinger, Armin	Dipl.-Chem., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Barion, Dirk	Dipl.-Geogr., Fachreferent, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
Behrendt, Horst	Dr. rer. nat., Wiss. Mitarbeiter, Abt. Limnologie von Flusseen, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei e.V. (IGB), Berlin (Kap. 4.4, 4.5.7)
Becker, Alfred	Dr. Ing., Wiss. Mitarbeiter, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) (Kap. 4.4, 4.5.7)
Bohle, Hans-Wilhelm	Prof. Dr., FB Biologie/Ökologie, Universität Marburg (Kap. 3.5, 4.5.7)
Büchele, Bruno	Dipl.-Ing., Wiss. Mitarbeiter, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (Kap. 3.6, 4.3, 4.5.7)
Dirksen, Michael	Dipl. Biol., Wiss. Mitarbeiter, FB Biologie/Ökologie, Universität Marburg (Kap. 3.5, 4.5.7)
Einax, Jürgen W.	Prof. Dr. rer. nat. habil., Universitätsprofessor, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Furrer, Rüdiger	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, DVGW-Technologiezentrum Wasser TZW, Karlsruhe
Haberlandt, Uwe	Dr. Ing., Wiss. Mitarbeiter, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK) (Kap. 4.4, 4.5.7)
Kairies, Eva	Dipl.-Biol., Biologierätin, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim
Kofalk, Sebastian	Dr. sc. agr., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Projektgruppe Elbe-Ökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin
Kowalik, Corinna	Dr. rer. nat., Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Kraft, Jörg	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Lehrbereich Umweltanalytik, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Krönert, Rudolf	Prof. Dr., UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Gewässerökologie (Kap. 4.4, 4.5.7)
Kunkel, Ralf	Dr. rer. nat., Wiss. Mitarbeiter, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung (Kap. 4.4, 4.5.7)
Lochovský, Petr	Dr. rer. nat., Výzkumný ústav vodohospodářský, T. G. Masaryka, Praha
Naumann, Stephan	Dipl. Geogr., Wiss. Mitarbeiter, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin (Kap. 3.6)
Niedergesäß, Rainer	Dipl.-Phys., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Prange, Andreas	Priv.-Doz. Dr. rer. nat., Abteilungsleiter, GKSS- Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht
Pusch, Martin	Dr. rer. nat., Wiss. Mitarbeiter, Abt. Limnologie von Flusseen, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei e.V. (IGB), Berlin (Kap. 3.5, 4.5.7)
Reincke, Heinrich	Prof. Dr., Ltd. Baudirektor, Wassergütestelle Elbe, Hamburg
Sauer, Werner	Dipl.-Phys., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin (Kap. 3.6, 4.3, 4.5.7)
Schindler, Josef	Dr., Výzkumný ústav vodohospodářský, T.G. Masaryka, Praha
Schmolke, Stefan	Dr., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, GKSS Forschungszentrum, Inst. f. Physik. u. Chem. Analytik, Geesthacht

Schwarze, Robert	Dr. Ing., Wiss. Mitarbeiter, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Technische Universität Dresden (Kap. 4.4, 4.5.7)
Simon, Manfred	Dipl.-Ing., Wiss. Mitarbeiter, Sekretariat der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe
Steidl, Jörg	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF), Institut für Landschaftswasserhaushalt, Müncheberg (Kap. 4.4, 4.5.7)
Thiel, Ralf	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Inst. f. Hydrobiologie und Fischereiwirtschaft, Universität Hamburg (Kap. 3.5, 4.5.7)
Wendland, Frank	Dr. rer. nat., Wissenschaftlicher Mitarbeiter, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung (Kap. 4.4, 4.5.7)
Zimmermann-Timm, Heike	Prof. Dr., Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, Abteilung Limnologie (Kap. 3.5, 4.5.7)

Inhaltsverzeichnis

1	Das Einzugsgebiet der Elbe	1
1.1	Wasserwirtschaftliche Beschreibung	1
1.2	Ökologischer Zustand.....	11
2	Beurteilung von Fließgewässern	18
2.1	Bewertung der chemischen Gewässerbeschaffenheit	18
2.1.1	Das LAWA Bewertungssystem	19
2.1.2	Das ARGE ELBE-Bewertungssystem.....	21
2.1.3	Die Geoakkumulation.....	22
2.1.4	Vergleichende Diskussion der Bewertungssysteme für Schwermetallbelastungen von Schwebstoffen und Sedimenten	23
2.2	Bewertung des ökologischen Zustandes	25
3	Forschungs- und Untersuchungsprogramm	28
3.1	Die Elbe	29
3.2	Die deutschen Elbenebenflüsse	31
3.3	Die tschechischen Elbenebenflüsse	33
3.4	Natürliche Hintergrundbelastungen durch Schwermetalle	34
3.5	Biozönotische Untersuchungen in der Elbe.....	37
3.6	Untersuchungen zur Morphologie und zum Feststofftransport.....	41
4	Räumliche und zeitliche Belastungen im Elbeeinzugsgebiet.....	45
4.1	Die Belastungssituation der Elbe und ihrer Nebenflüsse.....	45
4.1.1	Die Elbe.....	45
4.1.2	Die deutschen Elbenebenflüsse	67
4.1.3	Die tschechischen Elbenebenflüsse	84
4.1.4	Organische Inhaltsstoffe – orientierende Untersuchungen	88
4.2	Natürliche Hintergrundbelastungen durch Schwermetalle	101
4.2.1	Ableitung von Hintergrundwerten aus Auenlehmen	101
4.2.2	Die Festlegung und Genauigkeit von Hintergrundwerten auf der Basis multivariat- statistischer Untersuchungsverfahren	108
4.3	Morphologie: Erste Ergebnisse zum Feststofftransport der Elbe.....	110
4.4	Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Elbe (deutscher Teil).....	112
4.5	Zusammenführende Auswertung	123
4.5.1	Schwermetallbelastungen im Einzugsgebiet der Elbe.....	123
4.5.2	Multivariat-statistische Auswertung.....	129
4.5.3	Organische Schadstoffe im Einzugsgebiet der Elbe.....	132
4.5.4	Geogene und anthropogene Anteile an der Gesamtbelastung von rezenten Sedimenten im Elbeeinzugsgebiet.....	133
4.5.5	Transporte	135
4.5.6	Trends	138
4.5.7	Ökologische Aspekte	141

5	<i>Empfehlungen für die Praxis.....</i>	146
5.1	Maßnahmenvorschläge für den Elbestrom.....	146
5.2	Maßnahmenvorschläge für die deutschen Elbenebenflüsse	147
5.3	Maßnahmenvorschläge für die tschechischen Elbenebenflüsse.....	148
6	<i>Vergleich der Elbe mit andern Flusssystemen am Beispiel der Schwermetallbelastungen von Sedimenten.....</i>	150
6.1	Vergleich der Ausgangssituation	151
6.2	Die heutige Situation	154
6.3	Die Elbe im internationalen Vergleich	156
7	<i>Literaturverzeichnis</i>	158
8	<i>Index.....</i>	167

Anhang

1 Das Einzugsgebiet der Elbe

1.1 Wasserwirtschaftliche Beschreibung

Hydrographie des Elbelaufes

Das Einzugsgebiet der Elbe umfasst insgesamt 148.268 km². Davon liegen in der Tschechischen Republik 50.176 km² und in der Bundesrepublik Deutschland 96.932 km². Ein Rest von 1.160 km² entfällt auf Polen und Österreich (Bild 1-1). Die Elbe entspringt im Riesengebirge in einer Höhe von 1.383,6 m ü. NN, durchfließt zunächst in Nord-Süd-Richtung das Gebirge und Vorgebirge sowie die östlichen Teile des Böhmisches Kreidebeckens, biegt dann nach Westen und weiter nach Nordwesten ab. Bei Mělník fließt ihr linksseitig die Vltava (Moldau) als größter Nebenfluss zu. Bis zum Zusammenfluss von Elbe und Moldau umfasst das Einzugsgebiet der Oberen Elbe rund 13.714 km². Durch Zufluss der Moldau vergrößert sich das Einzugsgebiet um rund 28.090 km² auf mehr als das Dreifache.

Die Moldau entspringt im Böhmerwald als Kalte und Warme Moldau und entwässert vor allem den südlichen Teil der Tschechischen Republik. Der Flussabschnitt von der Quelle bis zur Talsperre Lipno kann mit einigen Ausnahmen (holzverarbeitende Industrie) als unbelastet angesehen werden und ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Der mittlere Lauf der Moldau bis oberhalb von Prag wird durch eine Reihe von Talsperren reguliert (Moldaukaskade). Diese Talsperren beeinflussen grundsätzlich das gesamte Ökosystem und dienen unter anderem zur Wasserdurchflussregulierung und Energiegewinnung. Die Moldau ist mit einer Länge von 433,2 km und einem mittleren Abfluss von 150 m³/s an der Mündung in die Elbe der größte Wasserlauf auf dem Gebiet der Tschechischen Republik.

Die Jizera (Iser) mit einer Länge von 163,7 km entspringt an der tschechisch-polnischen Grenze zwischen dem Iser- und Riesengebirge und entwässert eine Fläche von 2.193 km². Der mittlere Abfluss an der Mündung in die Elbe beträgt 26 m³/s. Weitere rechtsseitige Nebenflüsse sind die Ploučnice und Kamenice.

Weiter stromabwärts nimmt die Elbe den linksseitigen Nebenfluss Ohře (Eger) auf. Diese ist mit einer Länge von 291,3 km, einem Einzugsgebiet von 5.614 km² und einem mittleren Abfluss von 38 m³/s an der Mündung in die Elbe der viertgrößte Wasserlauf in der Tschechischen Republik. Die Ohře entspringt im Fichtelgebirge in Bayern. Im Oberlauf der Ohře (oberhalb der Stadt Cheb (Eger)) befindet sich die Talsperre Skalka. Weitere Talsperren - Kadaňský stupeň und Nechanice - liegen in ihrem Mittellauf.

Die Bílina entspringt im Erzgebirge, entwässert eine Fläche von 1.072 km² und mit ihrem mittleren Abfluss von 5,0 m³/s gehört sie zu den hydrologisch kleinen, hinsichtlich der Belastung aber bedeutsamen Zuflüssen der Elbe.

Mit den Zuflüssen von Ohře, Jizera, Bílina, Ploučnice und Kamenice werden bis zur tschechisch-deutschen Grenze 63,6 % der Gesamtfläche der Tschechischen Republik entwässert. Einige der hydrologischen Kenngrößen sind in Tabelle 1-1 zusammengefasst.

Ab dem Eintritt der Elbe in das Bundesland Sachsen beginnt die in Deutschland gültige Elbekilometrierung mit dem Elbe-km 0 (D-km 0). Sie beginnt im Grenzbereich am linken Ufer,

da die Elbe hier auf einer Länge von 3,43 km die gemeinsame Grenze bildet. Auf deutscher Seite durchfließt die Elbe zunächst das Elbsandsteingebirge, nimmt anschließend, bis Lutherstadt Wittenberg, einen nordwestlich gerichteten Verlauf an. Auf dieser Strecke verlässt sie das Mittelgebirge, durchquert das vorgelagerte Bergland und tritt nördlich von Meißen in das norddeutsche Tiefland ein. Kurz oberhalb von Wittenberg fließt die Schwarze Elster von Osten kommend in die Elbe.



Bild 1-1: Das Einzugsgebiet der Elbe (Erstellung durch Herrn Dipl. Geogr. I. Schnatz (BfG), Abdruck mit freundlicher Genehmigung des Sekretariats der IKSE)

Das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster von 5.705 km² umfasst im Oberlauf auch Teile der Oberlausitz. Der mittlere Abfluss an der Mündung in die Elbe beträgt 28 m³/s. Weiter stromabwärts nimmt die Elbe die linksseitigen Nebenflüsse Mulde und Saale auf, die die Nordteile des Erzgebirges (Mulde) bzw. Fichtelgebirges, des Frankenwalds und Thüringer Walds (Saale) entwässern. Die Mulde mit einem Einzugsgebiet von 7.400 km² hat an der Mündung in die Elbe einen mittleren Abfluss von 73 m³/s. Das Einzugsgebiet der Saale umfasst 24.079 km² und ist damit nach Moldau und Havel das drittgrößte Flussgebiet im Stromnetz der Elbe. Sie hat einen mittleren Abfluss von 115 m³/s.

Tabelle 1-1: Zusammenstellung wichtiger hydrologischer Kenngrößen ausgewählter Flüsse im Elbeeinzugsgebiet

	Fließstrecke km	Einzugsgebiet km ²	mittlerer Abfluss an der Mündung m ³ /s
Elbe (Quelle bis Moldaumündung)	258,7	13.714	102
Jizera (Iser)	163,7	2.193	26
Vltava (Moldau)	433,2	28.090	150
Ohře (Eger)	291,3	5.614	38
Bílina	83,6	1.072	5
Elbe (bis zur Staatsgrenze D/ČR)	364,5 (linkes Ufer)	51.394	315 (Grenze)
Schwarze Elster	179,0	5.705	28
Vereinigte Mulde	147,0	7.400	73
Freiberger Mulde	123,9	2.985	35
Zwickauer Mulde	166,7	2.361	27
Saale	413,4	24.079	115
Ilm	125,0	1.043	7
Unstrut	189,0	6.343	31
Weiße Elster	257,0	5.154	26
Pleiße	111,5	1.474	8
Parthe	58,0	403	1
Havel	356,2	24.096	115
Spree	381,7	10.105	38
Elbe (bis unterhalb der Havelmündung)	801,7	122.349	688 (Pegel Wittenberge)

Südöstlich von Wittenberge mündet die Havel in die Elbe. Die Havel entwässert große Teile des Landes Brandenburg einschließlich Berlin. Mit dem Einzugsgebiet der Spree nimmt die Havel das Niederschlagswasser bis hin zum Lausitzer Bergland auf. Das Gesamteinzugsgebiet der Havel ist mit 24.096 km² etwas größer als das der Saale. Der mittlere Abfluss an der Mündung in die Elbe beträgt 115 m³/s. Insgesamt umfasst das Einzugsgebiet der hier beschriebenen deutschen Elbenebenflüsse eine Fläche von ungefähr 86.000 km². Die Gesamtlängstrecke summiert sich dabei auf annähernd 2.500 km (Tabelle 1-1).

Tabelle 1-2: Angaben zu geographischen bzw. geologischen Regionen im Einzugsgebiet der Elbe

Flusssystem	Geographische Regionen
Elbe (vor Moldaumündung)	Riesengebirge, Adlergebirge, Isergebirge, Eisengebirge, Böhmisches Kreidebecken
Jizera (Iser)	Isergebirge, Riesengebirgsvorland
Vltava (Moldau)	Böhmerwald, Grazner Bergland, Budweiser Becken, Böhmisches Mährische Höhe, Mittelböhmisches Stufenland, Mittelböhmisches Waldgebirge, Oberpfälzer Wald, Pilsner Becken
Ohře (Eger)	Fichtelgebirge, Egerer Becken, Tepler Hochland, Erzgebirge, Egerniederung
Bílina	Erzgebirge, Böhmisches Mittelgebirge
Elbe (Moldaumündung bis zur Staatsgrenze D/ČR)	Fichtelgebirge, Erzgebirge, Tepler Hochland, Böhmisches Mittelgebirge, Lausitzer Gebirge, Elbsandsteingebirge
Schwarze Elster	Lausitzer Bergland, Lausitzer Hügelland, Großenhainer Pflege, Lausitzer Grenzwall, Elsterniederung
Vereinigte Mulde	Mittelsächsisches Lösshügelland, Leipziger Bucht, Düben-Dahlener Heide
Freiberger Mulde	Osterzgebirge, Mittelerzgebirge, Mulde-Lösshügelland, Mittelsächsisches Lösshügelland
Zwickauer Mulde	Westerzgebirge, Mittelerzgebirge, Erzgebirgisches Becken, Mulde-Lösshügelland,
Saale	Fichtelgebirge, Frankenwald, Elstergebirge, Vogtland, Thüringer Schiefergebirge, Thüringer Wald, Thüringer Becken, Eichsfeld, Goldene Aue, Altenburger Lösshügelland, Leipziger Tieflandsbucht, Ostharz
Ilm	Thüringer Wald, Ilm-Saale-Platte, Thüringer Becken
Unstrut	Thüringer Becken, Eichsfeld, Südharz, Goldene Aue
Weißer Elster	Elstergebirge, Vogtland, Altenburger Lösshügelland, Leipziger Tieflandsbucht, Ostthüringer Schiefergebirge
Pleiße	Erzgebirgsvorland, Altenburger Lösshügelland, Leipziger Tieflandsbucht
Parthe	Leipziger Tieflandsbucht
Havel	Mecklenburgische Seenplatte, Uckermark, Lausitzer Bergland, Ober- und Niederlausitz, Spreewald, Fläming, Fiener Bruch, Havelland, Rhinluch
Spree	Lausitzer Bergland, Oberlausitz, Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet, Niederlausitz, Lausitzer Grenzwall, Niederlausitz, Spreewald
Elbe (unterhalb der Havelmündung)	Prignitz, Mecklenburgische Seenplatte, Lüneburger Heide, Stader Geest, Schleswig-Holsteinische Geest

Unterhalb der Havelmündung nimmt die Elbe einen nordwestlich gerichteten Verlauf bis zur Mündung in die Nordsee an. Die wichtigsten Nebenflüsse unterhalb der Havelmündung sind der Aland, die Jeetzel, die Ilmenau, und die Oste linksseitig, und die Elde, Sude und Stör rechtsseitig.

Das Einzugsgebiet der deutschen Elbenebenflüsse schließt auf Grund seiner Ausdehnung eine außerordentliche Vielzahl geographischer und landschaftlicher Regionen ein und ist dem entsprechend ebenso vielfältig hinsichtlich des auftretenden geogenen Hintergrundgesteins (Tabelle 1-2). Die Palette reicht dabei von verschiedenen Graniten (z. B. Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde) über auftretenden Buntsandstein (z. B. Einzugsgebiet der Weißen Elster oder Saale) bis hin zu Kiesen und Sanden, bedingt durch glazigene Bildungen (z. B. Einzugsgebiet der Havel oder Spree).

Hydrologische Verhältnisse im Elbeeinzugsgebiet

Rund 30 % des Elbeeinzugsgebiets liegt in den deutschen und tschechischen Mittelgebirgslandschaften. Das Niederschlagsregime dieser Landschaften und die Auswirkungen von Schneespeicherung und Schneeschmelze wirken sich wesentlich auf das Abflussregime der Elbe aus (Regen-Schnee-Typ) [IKSE, 1994, 1995]. Daher treten Hochwasserabflüsse zu meist im Winter und Frühjahr auf, Niedrigwasser bevorzugt im Spätsommer und Herbst. Das langjährige Mittel des Durchflusses an der Staatsgrenze Deutschland/Tschechische Republik beträgt $315 \text{ m}^3/\text{s}$ und an der Mündung in die Nordsee $877 \text{ m}^3/\text{s}$.

Zwischen 1800 und 1994 fielen 81 % der Hochwasserereignisse (Pegel Dresden, D-km 55,6) als Winterhochwässer aus. Am Pegel Barby (D-km 296) fielen in der Periode von 1895 bis 1994 86 % der Hochwasserereignisse mit Pegelhöhen über 600 cm in die Monate Dezember bis April, mit lokalen Maxima im März.

Die Charakteristika des Einzugsgebietes bestimmen neben den innerjährlichen Abflussschwankungen auch das langjährige Abflussverhalten. So fiel in den Trockenjahren nach 1989 der Abfluss am Pegel Barby auf 57 % (1991) des mittleren Abflusses zurück. Zum Vergleich betrug der entsprechende Abflussrückgang im Rhein, der einem alpinen Abflussregime unterliegt (Dominanz der winterlichen Schneespeicherung und verzögerte Wasserabgabe bis in die Sommermonate), nur 15 %, was 85 % des mittleren Abflusses (Pegel Kaub am Rhein) betrug.

Auch im Vergleich der Extremwerte der Monatsabflüsse der vorgenannten Pegel zeigt sich am Beispiel des Trockenjahres 1947, dass das Rückhaltevermögen des Rheineinzugsgebiets in Hochgebirgslage eine deutliche Dämpfung der Abflussschwankungen bewirkt. So betrug der mittlere Abfluss am Pegel Barby (Sept. 1947) nur 18 % gegenüber 32 % am Pegel Kaub.

Bei den höchsten Monatsabflüssen der vorgenannten Pegel ist die Rückhaltewirkung der Alpen für den Rhein ebenfalls erkennbar. Lag der höchste Monatsabfluss an der Elbe bei $2.163 \text{ m}^3/\text{s}$ (April 1941), d. h. bei 380 % des langjährigen mittleren Abflusses, so erreichte das Abflussmaximum am Rhein mit $3.965 \text{ m}^3/\text{s}$ (Februar 1970) nur 240 % des langjährigen mittleren Abflusses. Die Spannen zwischen den monatlichen Mindestabflüssen und monatlichen Höchstabflüssen liegen daher an der Elbe bei 1:21 und am Rhein bei nur 1:7,5.

Wasserwirtschaft

Wasserbau

Die größten Herausforderungen für die quantitative Wasserwirtschaft an der Elbe stellten in der Vergangenheit die beschriebenen Abflussschwankungen sowie speziell der Hochwasserschutz dar. Zur Speicherung der verfügbaren Wasservorräte und für den Hochwasserschutz wurden im Elbeeinzugsgebiet 273 Stauanlagen mit einem Gesamtstauraum von über 4,0 Mrd m³ errichtet, 0,5 Mrd m³ davon sind beherrschbarer Hochwasserrückhalteraum. Diese Anlagen, die sich vorwiegend in den Mittelgebirgsregionen befinden, bewirken eine Reduzierung des Hochwasserscheitelabflusses in den Nebenflüssen der Elbe und in der Elbe selbst bis zur Höhe von Magdeburg [SIMON, M., 1996].

Auf der anderen Seite wurden flussbauliche Maßnahmen für die Schiffbarkeit der Elbe getroffen. Durch Flussbegradigungen im Interesse der Schifffahrt und des Hochwasserschutzes wurde die Wasserlaufstrecke auf dem Gebiet der Tschechischen Republik und Deutschlands um insgesamt 115 km verkürzt. Dadurch wurde das Gesamtgefälle vergrößert und u. a. Voraussetzungen für die heute zu beobachtende verstärkte Sohlenerosion geschaffen. Durch die Eindeichungen entlang der Mittleren Elbe und den Mündungsbereichen der Elbenebenflüsse wurde der Fluss von annähernd 86 % der ursprünglichen Überschwemmungsflächen abgeschnitten. Dies hat zur Folge, dass bei einem hundertjährigen Hochwasserereignis (HQ 100) eine Verringerung des Retentionsvolumens allein an der Mittleren Elbe von mehr als 2,3 Mrd m³ gegenüber dem ursprünglichen Zustand besteht. Bei bedeutenderen Hochwasserereignissen bewirkt dieser Flächenverlust eine deutliche Erhöhung der Hochwasserstände unterhalb Magdeburgs.

Gewässerbelastungen

Die Elbe war 1989 einer der am stärksten belasteten Flüsse Europas. Ungenügend oder überhaupt nicht behandelte kommunale, industrielle und landwirtschaftliche Abwässer in der Tschechischen Republik und der ehemaligen DDR sorgten für eine hohe Belastung der Gewässer im Einzugsgebiet der Elbe. Die Wasserbeschaffenheit der Elbe entsprach 1989 etwa der des Rheins zu den Zeiten seiner maximalen Belastung zu Beginn der 70er Jahre.

Die wichtigsten Aufgaben der qualitativen Wasserwirtschaft bestehen in dem weiteren Abbau der hohen Schadstoffbelastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Die Belastungen mit Schwermetallen und organischen Verbindungen resultierten aus Bergbauaktivitäten an den tschechischen und deutschen Nebenflüssen ebenso wie aus Industriestandorten im Einzugsgebiet. Hinzu kommen Nährstoffe aus kommunalen Abwässern und Belastungen durch diffuse Quellen überwiegend aus der Landwirtschaft.

Industrie

Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) hat 1990 die Aufgabe übernommen, Zielvorgaben für die Gewässerbelastung der Elbe (vgl. Kapitel 2) aufzustellen und Programme zu ihrer Umsetzung zu entwickeln. Das "Sofortprogramm zur Reduzierung der

Schadstofffrachten der Elbe" [IKSE, 1991] und das "Aktionsprogramm Elbe" [IKSE, 1995] bildeten eine wesentliche Grundlage für die Arbeit. In dem ersten "Bericht über die Erfüllung des Aktionsprogramms Elbe" von 1998 [IKSE, 1998] wurden die Ergebnisse zur Entlastung aus Industrie, Kommunen und Landwirtschaft sowie die Einhaltung der Zielvorgaben für die vorgegebenen Schutzgüter in einem Überblicksbericht dargestellt.

Tabelle 1-3: Angaben zu wichtigen Industriezweigen und bedeutenden Industriestandorten ausgewählter Flüsse im Einzugsgebiet der Elbe

Elbe bzw. Elbe-nebenflüsse	Wichtige Industriezweige	Bedeutende Industriestandorte
Elbe (Quelle bis zur Moldaueinmündung)	Chemische Industrie, Textilindustrie, Lederherstellung, Glas- und Keramikindustrie, Metallindustrie	Synthesia Pardubice Spolana Neratovice
Jizera (Iser)	Metallindustrie	Škodawerke Mladá Boleslav
Vltava (Moldau)	Chemische Industrie, Zellstoff- und Papierindustrie, Metallindustrie,	Zellstoff- und Papierfabrik Větrní Kaučuk Kralupy n. Vlt. Aktivita Kaznějov Metallverarbeitung in Plzeň
Ohře (Eger)	Glas- und Keramikindustrie Chemische Industrie, Braunkohlenverarbeitung, Metallindustrie, Lederherstellung, Pelzverarbeitung, Glasindustrie	Příbram, Králův Dvůr und Rokycany Glas BOHEMIA in Světlá Chemiebetrieb Sokolov Braunkohlenbergbau Sokolov und Chomutov Kohleverarbeitung in Vřesová
Bílina	Chemische Industrie Braunkohleverarbeitung	Chemopetrol Litvínov Spolchemie Ústí n. L. Braunkohlenbergbau Most und Litvínov Kohleverarbeitung in Ústí n. L.
Elbe (Moldaumündung bis zur Staatsgrenze D/ČR Schwarze Elster)	Chemische Industrie, Zellstoff- und Papierindustrie	Lovochemie Lovosice Zellstoff- und Papierfabrik Štětí Metallverarbeitung in Povrly
Vereinigte Mulde	Chemische Industrie Braunkohlenbergbau	BASF Schwarzheide Lausitzer Bergbaurevier Chemiepark Bitterfeld-Wolfen, Papierfabrik Trebsen,
Freiberger Mulde	Papierindustrie, Metallindustrie, Lederindustrie, ehem. Bergbau (Uran, Metalle)	Mitteldeutsches Braunkohlenrevier Papierfabrik Kriebstein, SAXONIA in Freiberg und Halsbrücke FORON Niederschmiedeberg
Zwickauer Mulde	Chemische Industrie, Metallindustrie, Textilindustrie, ehem. Bergbau (Uran, Metalle)	Sämischedler Nossen Baufeld Raffinerie, VW-Werk Mosel, Spindelfabrik Neudorf, Schiesser Sachsen AG Niederfrohna
Saale	Chemische Industrie	BUNA SOW; LEUNA-Werke, Dow Deutschland Leuna, Solvay Alkali Bernburg, Sodawerke Staßfurt, Addinol Lützenkendorf
	Zellstoff- und Papierindustrie	Zellstoff- und Papierfabrik Rosenthal in Blankenstein
	Metallindustrie	Aluhett Hettstedt, Mansfeld Kupfer- und Messing GmbH
	Braunkohlenbergbau	Mitteldeutsches Braunkohlenrevier

Tabelle 1-3: Fortsetzung

Elbe bzw. Elbe- nebenflüsse	Wichtige Industriezweige	Bedeutende Industriestandorte
Ilm	Glasindustrie	
Unstrut	ehemaliger Bergbau (Metalle)	
Weißer Elster	ehemaliger Bergbau (Kali)	
	Chemische Industrie	Chemiewerk Greiz-Döhlau
	Papierindustrie	Papierfabriken in Greiz
Pleiße	Braunkohlenbergbau	Mitteldeutsches Braunkohlenrevier
Havel	Braunkohlenbergbau	Mitteldeutsches Braunkohlenrevier
	Chemische Industrie	Indirekteinleiter in den Ballungsgebieten
	Metallindustrie	Berlin, Potsdam und Brandenburg
Spree	Braunkohlenbergbau	Lausitzer Bergbaurevier
	Kohleverarbeitung	LAUBAG, Schwarze Pumpe, Braunkoh- legroßkraftwerke
	Textilindustrie	
	Lebensmittelindustrie	
Elbe (unterhalb der Mün- dung der Havel)	Chemische Industrie	Dow Deutschland Stade, Deutsche Shell
	Papierindustrie	Hamburg
	Metallindustrie	Temming Papier GmbH Glückstadt
		Norddeutsche Affinerie AG Hamburg

Als Schwerpunkte der Schadstoffquellen im Problemfeld „industrielle Direkteinleiter“ wurden nachfolgende Branchen identifiziert:

- Chemische und pharmazeutische Industrie
- Zellstoff- und Papierindustrie
- Metallbearbeitung, Metallverarbeitung, Elektroindustrie
- Leder-, Lederfaserherstellung, Pelzverarbeitung
- Textilindustrie
- Bergbau
- Glas- und Keramikindustrie

Branchenbezogene stoffliche Mindestanforderungen wurden aufgestellt, die als Empfehlungen an die Industrie in Deutschland und der Tschechischen Republik eingeführt wurden.

Der Erfolg dieser Maßnahme wird in der Gegenüberstellung der Gewässerbelastung der Jahre 1994 und 1999 dargestellt (Tabelle 1-4). Die aufgeführten Stoffe gelten als prioritäre Stoffe gemäß den Festlegungen der IKSE.

Kommunen

Ergänzend zur Verringerung branchenspezifischer Einleitungen wurden im Zeitraum 1990 bis 1999 im Einzugsgebiet der Elbe insgesamt 181 kommunale Kläranlagen (139 in Deutschland und 42 in der Tschechischen Republik) mit einer Kapazität von jeweils über 20.000 Einwohnergleichwerten neu gebaut bzw. erweitert. Mit dem Ausbaufortschritt dieser Kläranlagen ging eine wesentliche Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Elbe einher.

Weitgehend unbekannt ist aber noch der Beitrag des Regenwassers, das häufig ungereinigt aus der Kanalisation in die Gewässer gelangt. Dieses kann bedeutend zur Belastung vor allem bei abbaubaren Stoffen und Schwermetallen beitragen. Im Fall von Mischkanalisation werden mit dem Regenwasser auch häusliche Abwasser ungereinigt abgeleitet.

Tabelle 1-4: Entwicklung der direkt eingeleiteten Stoffmengen bedeutender Industriebetriebe im Elbe-Einzugsgebiet nach [IKSE, 2000]

Stoffliste	Abwasserlasten wesentlicher Einleiter					
	Tschechische Republik		Bundesrepublik Deutschland		Summe	
	1994	1999	1994	1999	1994	1999
	t/a					
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	35.400	21.740	39.200	15.290	74.600	37.030
Gesamtkohlenstoff (TOC)	-	-	4.970	2.309	4.970	2.309
Gesamtstickstoff (N _{ges})	8.800	3.290	4.300	1.285	13.100	4.575
Gesamtphosphor (P _{ges})	350	158	108	42	458	200
Hg	1,85	0,16	0,53	0,03	2,38	0,19
Cd	1,18	0,01	0,30	0,04	1,48	0,05
Cu	8,21	2,13	1,96	0,94	10,17	3,07
Zn	48	81,1	160	1,5	208	82,6
Pb	3,99	1,18	0,98	0,77	4,97	1,95
As	0,58	0,17	0,08	0,58	0,66	0,75
Cr	8,88	1,78	6,77	0,68	15,65	2,46
Ni	0,85	0,22	7,15	0,61	8,00	0,83
Methylchlorid (CH ₃ Cl)	2,56	0,02	3,67	2,02	6,23	2,04
Tetrachlormethan (CCl ₄)	0,56	0,05	0,39	0,07	0,95	0,12
1,2-Dichlorethan (EDC)	9,03	2,51	0,61	0,71	9,64	3,22
Trichlorethen (TRI)	-	0,14	8,44	0,14	8,44	0,28
Tetrachlorethen (PER)	1,37	0,04	1,63	0,19	3,00	0,23
γ-HCH (Lindan)	-	-	0,02	0,001	0,02	0,001
Tetrachlorbenzole (TCB)	0,10	0,06	0,01	0,005	0,11	0,065
Hexachlorbenzol (HCB)	-	-	0,01	0,0009	0,01	0,001
Adsorbierbare org. Halogenverbindungen (AOX)	302	131,4	364	108,0	666	239,4
Parathion-Methyl	-	-	0,52	0,001	0,52	0,001
Dimethoat	-	-	0,47	0,002	0,47	0,002
organische Zinnverbindungen	-	-	2,75	1,43	2,75	1,43
Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)	-	-	91	6,1	91	6,1
Nitrilotriessigsäure (NTA)	-	-	10	0,5	10	0,5

Altlasten

Nicht nur aktuelle Einleiter stellen eine Gefährdung für die Gewässerqualität dar, sondern auch Altstandorte, Altablagerungen und Deponien kommen als Schadstoffquellen in Betracht. Umfassende Erhebungen zur Altlastensituation in den Partnerstaaten Tschechische Republik und Bundesrepublik Deutschland haben insgesamt 33 bedeutende Altlastenstandorte und 15 Deponien ausgewiesen. Die Standorte in der Tschechischen Republik stellen potentielle Gefahrenherde für die Elbe dar. Dagegen stellen einige Deponien und Altlasten auf deutscher Seite aufgrund tiefgreifender Verunreinigungen des Bodens und Grundwassers unmittelbare Risiken für die Elbe dar. Die größten Schadenspotentiale liegen bei Bitter-

feld-Wolfen, Magdeburg-Rothensee, BUNA und Leuna; hier werden vielfältige und umfassende Sanierungsmaßnahmen vorangebracht.

Landwirtschaft

Neben der Belastung aus Punktquellen von Altstandorten, industriellen und kommunalen Einleitungen, haben diffuse Stoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen wesentlichen Anteil an der Gewässerverunreinigung, insbesondere mit Stickstoff und Phosphor. Spezielle Vorgaben für die gewässerschonende Landbewirtschaftung sind daher integraler Bestandteil der wasserwirtschaftlichen Planung zur Regenerierung der Elbe. Die nachfolgend beispielhaft genannten Programmbestandteile des "Aktionsprogramms Elbe" der IKSE wenden sich konkret an die landwirtschaftlichen Betriebe im Elbeeinzugsgebiet. Als Maßnahmen zur Reduzierung des Stoffeintrages in die Gewässer kommen dabei insbesondere in Betracht:

- Intensive landwirtschaftliche Beratung für einen flächendeckenden Gewässerschutz.
- Gezielte Förderung bestimmter Strukturmaßnahmen, wie Extensivierung der landwirtschaftlichen Erzeugung, Stilllegung von Ackerflächen, Umwandlung von Ackerflächen in Dauergrünland, Anlage von Gewässerrandstreifen, schonende Bewirtschaftung in den Flussauen.
- Schaffung von ausreichenden und funktionsgerechten Lagerräumen zur Sicherung einer umweltgerechten Verwendung von Gülle, Jauche und Stalldung.
- Berücksichtigung von Maßnahmen zur Reduzierung der Bodenerosion und -abschwemmung bei der Neueinteilung von Flurstücken.

In weiteren Maßnahmenpaketen zur Verbesserung des Gewässerschutzes und der Gewässerökologie an der Elbe wurden die Biotopstrukturen und Uferrandregionen unter Schutz gestellt. Es ist gelungen, 183 Schutzgebiete entlang der Elbe zu etablieren, darunter befindet sich das Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“, das mit 3,74 km² eines der größten Biosphärenreservate an einem mitteleuropäischen Strom ist.

Die im Rahmen des "Aktionsprogramms Elbe" der IKSE und vieler weiterer staatlicher, kommunaler und privater Initiativen seit 1990 geleisteten Maßnahmen haben zu einer wesentlichen Verbesserung der verschiedenen Kompartimente des Wasser- und Stoffhaushaltes geführt. Es wurde ein umfassendes Instrumentarium für eine zielgerichtete Wasserbewirtschaftung etabliert. Die weitere Umsetzung der Maßnahmen und die kontinuierliche Ergebniskontrolle (Gewässer-Monitoring und Sondermessprogramme) der geplanten Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und des ökologischen Wertes der Gewässer und ihrer Auen, wird auch weiterhin eine wichtige Zukunftsaufgabe der Wasserwirtschaft bleiben.

1.2 Ökologischer Zustand

Die Elbe und ihre Auen weisen hinsichtlich ihrer Struktur gegenüber vergleichbaren europäischen Strömen zahlreiche Abschnitte mit einer weitgehenden Naturnähe aus. In den Vorländern, Flachwasserbereichen und Auenwäldern sind die typischen Stromtalbiotope noch weitgehend im Verbund erhalten geblieben. Sie bieten einen einmaligen Lebensraum für eine große Anzahl vom Aussterben bedrohter und bestandsbedrohter Tier- und Pflanzenarten, die sich hier noch in repräsentativen Beständen halten können. Als Rast-, Ruhe- und Durchzugsgebiet besitzen die Elbe und ihre Flussauen darüber hinaus für viele Vogelarten eine überregionale Bedeutung.

Da die Elbe in größeren Abschnitten in einem naturnahen Zustand erhalten ist, hat im Gewässerbett und in den unmittelbaren Uferregionen, selbst unter den Bedingungen der bis vor wenigen Jahren vorwiegend extrem schlechten Wasserqualitäten, eine ungewöhnliche Artenvielfalt überlebt. Die noch vergleichsweise intakte Flusssynamik prägt Strukturen, die in solch reichhaltiger Ausstattung kaum an einem vergleichbaren europäischen Fließgewässer vorzufinden sind.

Auch die angrenzende Elbeaue befindet sich in einem relativ naturnahen Zustand, besonders großflächig entlang der ehemaligen innerdeutschen Grenze und im mittleren Elbebereich. Zur typischen Landschaft der Elbeaue gehören von extensiver Nutzung geprägte Wiesen und Weiden, Reste von Hart- und Weichholzauenwäldern, unterschiedliche Fließ- und Stillgewässertypen, aber auch Dünen und Sandtrockenrasen. Die vom Fluss heute noch am stärksten beeinflussten Auenbereiche werden überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Dies beschränkt sich jedoch wasserseitig der Deiche meist auf extensive Grünlandnutzung. Größere, standortgemäße Auenwälder finden sich heute fast nur noch im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“.

Kennzeichnend für den überwiegenden Teil des Elbetals ist die noch geringe Verbauung und Lebensraumzerschneidung. Selbst in vielen Großstädten, wie z. B. in Dresden und teilweise in Magdeburg, wurden die Elbeauen von der Bebauung freigehalten, so dass ein naturnaher Flusslauf das Bild dieser Städte prägt. Zwar sind im deutschen Elbeabschnitt 86 % der ursprünglichen Auen eingedeicht, die verbliebenen Auen sind jedoch relativ offen mit dem Fluss verbunden.

Die Elbe ist deshalb ohne Zweifel einer der wenigen Ströme dieses Kontinents, der die Bezeichnung Fluss in seiner ursprünglichen Bedeutung noch verdient.

Entwicklung von Lebensgemeinschaften

Die Verbesserung der Wasserqualität der Elbe seit 1990 hat wesentlich dazu beigetragen, die natürlichen Selbstreinigungsvorgänge im Gewässer, insbesondere im Bereich der Mittleren Elbe, zu stärken. Darüber hinaus wurde ein bedeutender Schritt zur verbesserten Gewässernutzung, zur Erreichung eines naturnahen Ökosystems mit einer entsprechenden Artenvielfalt und zur Verringerung der Belastung der Nordsee aus dem Einzugsgebiet der Elbe getan.

Die zeitliche Entwicklung zeigt auch eine deutliche Erholung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Zahlreiche Arten, die zu Zeiten stärkster Abwasserbelastung nicht mehr vorhanden waren, besiedeln heute wieder die Elbe.

Die Entwicklung ausgewählter Lebensgemeinschaften im Raum Magdeburg zeigt, dass die im Zeitraum 1850 bis 1940 vorhandene Artenzahl von 114, die in den Jahren 1950 bis 1989 auf 52 abgesunken war, im Jahre 1998 bereits wieder eine Größe von 83 erreicht hat (Bild 1-2). Die Entwicklung der Lebensgemeinschaften zeigt, dass sich die Elbe am Anfang einer Regenerationsphase befindet.

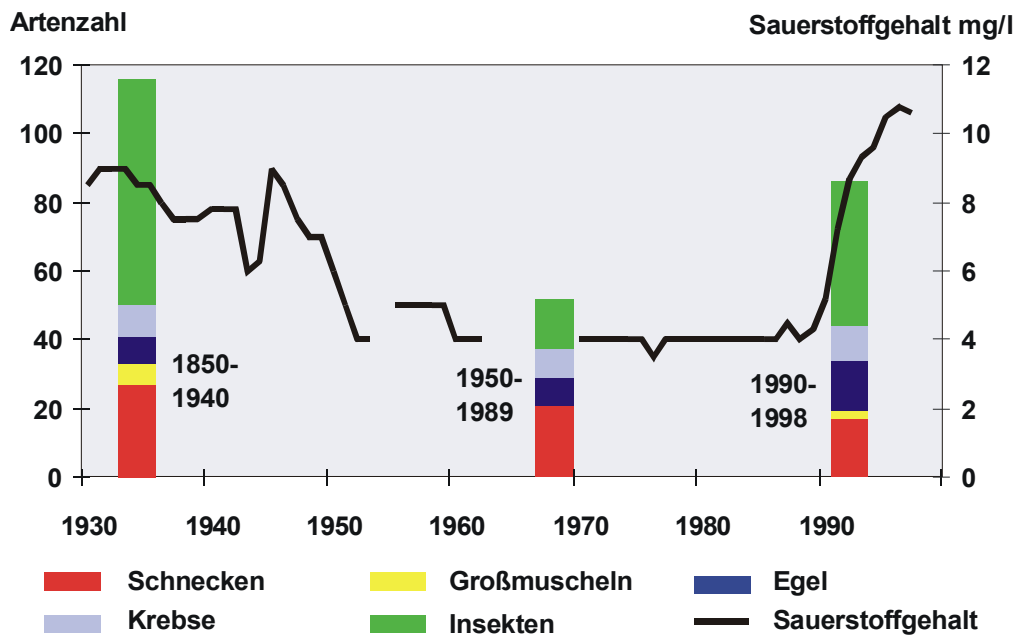


Bild 1-2: Entwicklung der Lebensgemeinschaften und des Sauerstoffgehaltes der Elbe bei Magdeburg nach [SCHÖLL, F., 1999]

Auch bei den Fischen konnte eine deutliche Zunahme des Artenspektrums festgestellt werden. Im Bereich der Mittleren Elbe wurden in den Jahren 1998/1999 insgesamt 52 Arten dokumentiert. In den 80er Jahren lebten hier nur 26 Arten. Auch sind 1998 die ersten ausgesetzten Lachse in die Sächsische Schweiz zurückgekehrt.

Welche erhaltenswerten Potentiale der Naturraum Elbe heute noch bietet, zeigt auch der Nachweis der Libelle Asiatische Keiljungfer, ein typischer Bewohner größerer, sandiger Flüsse. In der Elbe stammen die letzten Nachweise aus dem Jahre 1927.

Jüngstes Beispiel für die Wiederbesiedlung der Elbe ist die Wiederkehr der sogenannten „Rheinmücke“, einer Eintagsfliegenart, die seit mehreren Jahrzehnten als ausgestorben galt. Inzwischen besiedelt die Art die Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Magdeburg. Auch die Wiederentdeckung einer 1898 letztmalig an der Mittleren Elbe gefundenen Laufkäferart (*Chlaenius spoliatus*) zeigt die Bedeutung der Flusslandschaft Elbe auf.

Trotz der Fortschritte bei der Sanierung in den vergangenen zehn Jahren müssen weitere Anstrengungen zur Erhöhung der Wasserbeschaffenheit unternommen werden, um die Le-

bensbedingungen für Makrozoen in der Elbe zu verbessern. Erforderlich sind Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags von Schadstoffen (Anreicherung von Schadstoffen in Organismen), zur Verringerung der Nährstofffracht (Förderung von euryöken Arten), zur Verringerung der Schwebstoffbelastung (negative Auswirkungen auf Substratstruktur und Lückensystem der Stromsohle) und zur Verringerung der thermischen Belastung (Begünstigung von thermophilen Arten, atypische Entwicklungszyklen).

Schutz und Verbesserung der Biotopstrukturen

Die Elbe gehört zu den wenigen Flüssen in Europa, an denen die typischen Stromtalbiotope noch weitgehend im Verbund vorhanden sind. In den vergangenen Jahrzehnten wurden bereits weite Teile der Elbeaue und der angrenzenden Gebiete unter Schutz gestellt.

Durch kontinuierliche Unterschutzstellungen von Gebieten in den Flusstalauen konnte erreicht werden, dass Ende 1999 entlang der Elbe vom Riesengebirge bis zur Nordsee in den Elbeauen insgesamt 183 Schutzgebiete unterschiedlichen Schutzgrades bestehen. Damit liegen in der Tschechischen Republik 22 % (79 km) und in der Bundesrepublik Deutschland 86 % (623 km) der jeweiligen Elbestrecken entweder ein- oder beidseitig in festgesetzten Schutzgebieten.

Die Entwicklung der Unterschutzstellung von Gebieten als Naturschutzgebiete bzw. Landschaftsschutzgebiete in den Elbeauen ist in den Bildern 1-2 und 1-3 ersichtlich.

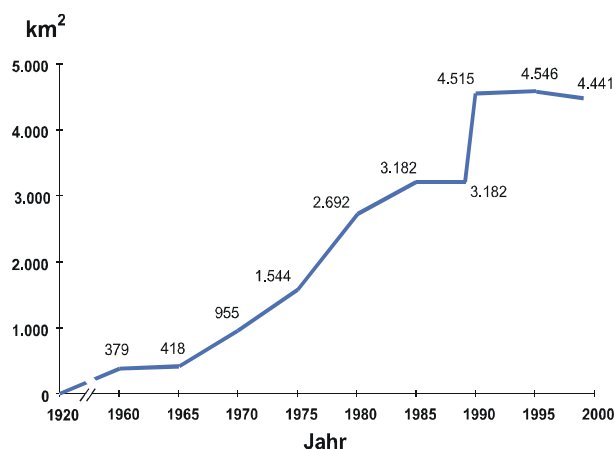


Bild 1-3:
Entwicklung der Flächen von Landschaftsschutzgebieten in der Elbeaue in Deutschland und der Tschechischen Republik

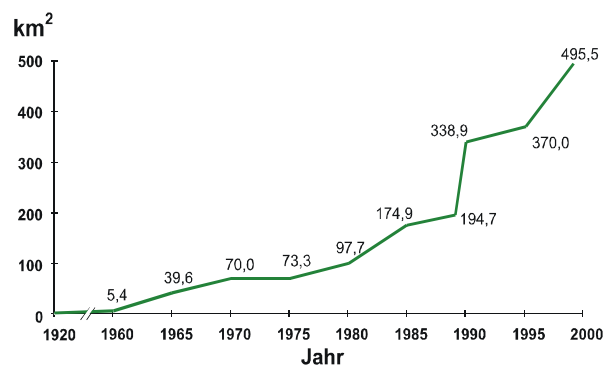


Bild 1-4:
Entwicklung der Flächen von Naturschutzgebieten in der Elbetalaue in Deutschland

Der Rückgang bei den Flächen der Landschaftsschutzgebiete nach 1995 (Bild 1-3 und 1-4) ist dadurch bedingt, dass durch Urteil des Oberverwaltungsgerichtes Lüneburg vom 12.11.1998 das LSG „Elbetal“ im Amt Neuhaus (Bundesland Niedersachsen) mit einer Fläche von 260 km² aufgehoben wurde. Neue Planungen laufen bereits.

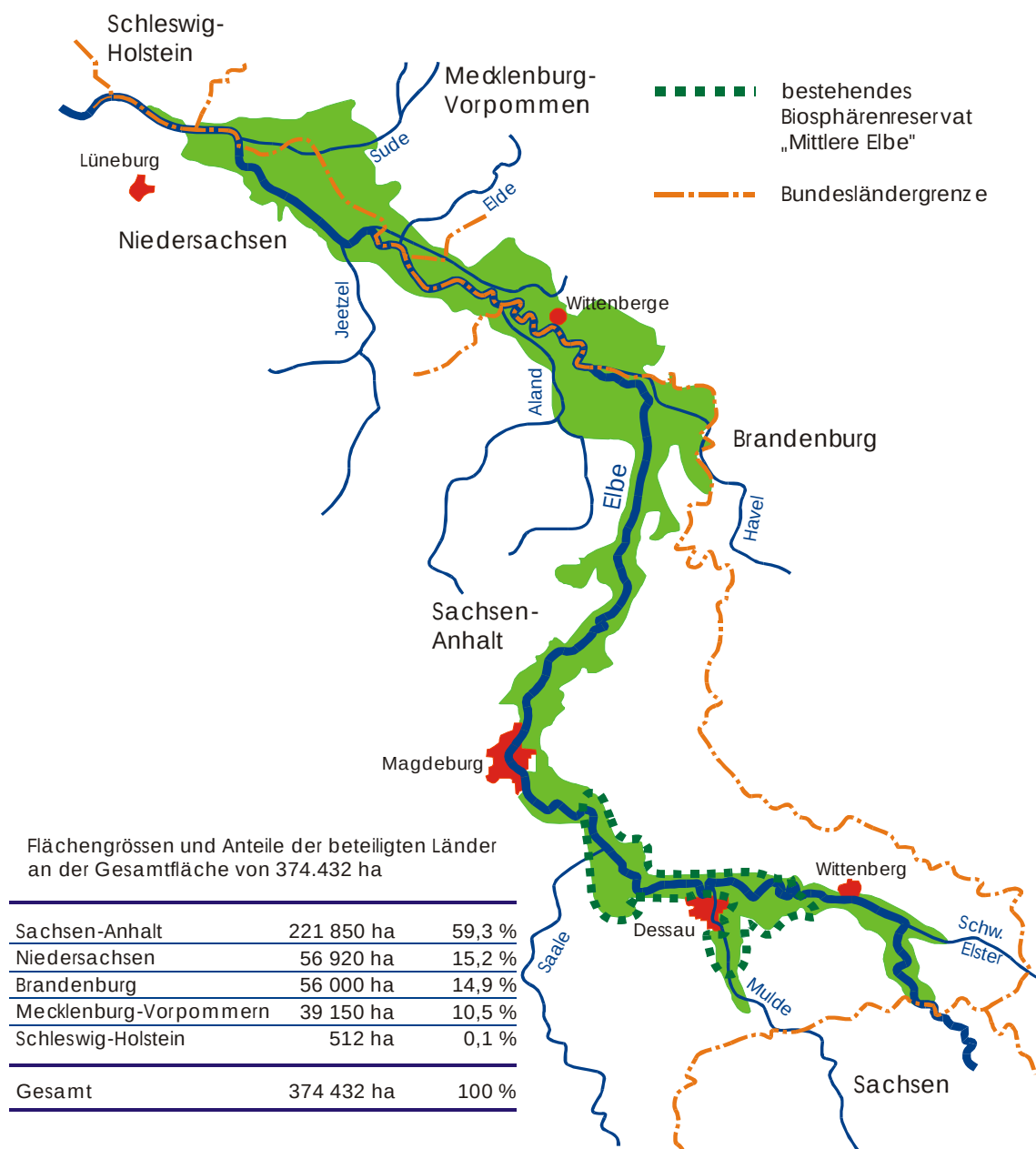


Bild 1-5: Lage des am 15.12.1997 von der UNESCO bestätigten Biosphärenreservats „Flusslandschaft Elbe“

Besonders hervorzuheben ist die am 15.12.1997 erfolgte Bestätigung des Biosphärenreservats „Flusslandschaft Elbe“ von der Bundesländergrenze Sachsen/Sachsen-Anhalt bis unterhalb Lauenburg in Schleswig-Holstein durch das zuständige UNESCO-Gremium (Bild 1-5). Damit wurde mit einer Fläche von 3.744 km² ein zusammenhängendes Schutzgebiet auf einer Fließstrecke von 400 km geschaffen. Mit dem Großschutzgebiet „Flusslandschaft Elbe“, in das alle bisher beschlossenen Schutzgebiete einbezogen werden, wurde das größte Biosphärenreservat an einem mitteleuropäischen Strom geschaffen, das europaweite Bedeutung hat. Jetzt geht es darum, dass in den einzelnen Bundesländern die allseitigen Voraussetzungen für die Umsetzung der Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung der Biosphäre im festgelegten Gebiet geschaffen werden.

Von tschechischer Seite wurde ab 01.01.2000 im Landschaftsschutzgebiet „Elbsandsteingebirge“ ein Nationalpark „Böhmische Schweiz“ mit einer Fläche von 74 km² gebildet. Dieser schließt unmittelbar an den östlichen Teil des deutschen Nationalparks „Sächsische Schweiz“ an. Damit ist die für Europa einmalige naturräumliche Eigenart des Elbsandsteingebietes einschließlich seiner Übergangslagen durch einen länderübergreifenden Nationalpark geschützt.

Von 13 Nationalparks in Deutschland (Stand 1999) liegen sechs vollständig oder teilweise im Einzugsgebiet der Elbe. Dazu gehören die Nationalparks Sächsische Schweiz, Hainich, Harz, Hochharz, Müritz und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Teilstück im Mündungsbereich der Elbe in die Nordsee). Die Nationalparks Hamburgisches Wattenmeer und Niedersächsisches Wattenmeer liegen schon außerhalb der Seegrenze zwischen Elbe und Nordsee.

Im tschechischen Elbeeinzugsgebiet liegen die Nationalparks Riesengebirge, Böhmische Schweiz und Böhmerwald, so dass insgesamt neun Nationalparks im Einzugsgebiet der Elbe liegen. Auch dieser Tatbestand spricht für dessen ökologische Bedeutung.

Hervorzuheben ist ferner die Festsetzung des Landschaftsschutzgebietes „Dresdner Elbwiesen und Altarme“ im Jahre 1996. Erstmals wurde damit in einer Großstadt an der Elbe in der Stadtlage auf einer Länge von 23,4 km beidseitig der Elbe ein derart großes Schutzgebiet (12,57 km²) ausgewiesen.

Zu erwähnen sind darüber hinaus die beiden im Jahre 1997 neu festgesetzten Landschaftsschutzgebiete „Riesaer Elbtal und Seußlitzer Elbhügelland“ (56,0 km²) und „Elbaue Torgau“ (85,0 km²). Damit wurden weitere Elbeauen auf einer Länge von 66,3 km unter Schutz gestellt.

Mit den weiteren 41 geplanten Schutzgebieten entlang der Elbe in Deutschland kann der Anteil der Unterschutzstellung der Elbeufer auf 94 % (682 km) erhöht werden. Auch in der Tschechischen Republik sind sieben weitere Schutzgebiete an der Elbe geplant, wovon drei in den Jahren 2000 bis 2002 festgesetzt werden sollen, die weitere 11 km Elbeufer unter Schutz stellen.

Ziel ist es, mit dem vorhandenen und geplanten Schutzgebietssystem entlang der Elbe einen ökologischen Verbund bedeutsamer Bereiche zur langfristigen Sicherung und Vernetzung vielfältiger Lebensräume (Biotope) zu schaffen, der europäische Einmaligkeit erreicht.

Mit diesem ökologischen Verbundsystem entlang der Elbe wird nicht nur eine räumliche Verknüpfung von Biotoptypen mittels linearer Landschaftselemente erreicht, sondern es wird gleichzeitig die Erhaltung und Wiederherstellung funktionierender Wechselbeziehungen in der Landschaft gewährleistet. Der Austausch verschiedener Populationen und deren Ausbreitung gemäß ihren artenspezifischen Bedürfnissen wird ermöglicht und so auch die innerartliche Vielfalt erhalten. Die Elbe und ihre Auen können somit zu einem echten Modellflusssystem entwickelt werden.

Durch den Bau der neuen Fischaufstiegshilfe am Wehr Geesthacht wurden ab 1998 die Bedingungen für die Migration der Fische und Kleinlebewesen in die oberhalb des Wehres auf einer Länge von 622 km freifließende Elbe wesentlich verbessert. Nach der Fertigstellung der Fischtreppe an der Staustufe Střekov bei Ústí nad Labem im Jahre 2001 werden auch die Wanderbedingungen auf tschechischem Gebiet positiv verändert.

Zur weiteren Verbesserung der Wanderung der Fische und der aquatischen Organismen ist eine Überprüfung der Funktionstüchtigkeit von zehn vorhandenen Fischaufstiegshilfen an den Staustufen der tschechischen Elbe vorgesehen. Die nötigen Maßnahmen sollten bis zum Jahr 2010 realisiert werden.

Derzeit erfolgt in der Tschechischen Republik die Erfassung aller Querbauwerke der Hauptgewässer in allen großen Einzugsgebieten und in Deutschland für die Gewässer 1. Ordnung. Auf der Grundlage dieser Erhebungen werden im Jahre 2000 Aktionspläne zur Herstellung bzw. Verbesserung der Fischdurchgängigkeit in den wichtigsten Wasserläufen im Elbeeinzugsgebiet erarbeitet.

Im Rahmen der Unterhaltung der Elbe wurden bei der Bühneninstandsetzung und anderen Maßnahmen verstärkt ökologische Aspekte berücksichtigt. Dazu gehören u. a. die Belassung und Sicherung von Kronenabsenkungen von Bühnen und Bühnendurchrissen, der weitgehende Verzicht auf Bühneninstandsetzungen im Gleituferbereich, der Verzicht auf Deckwerke, das Belassen von Uferabbrüchen, die Absenkung von Leitwerkskronen, die Wiederanbindung von ehemaligen Elbelachen und die Erhaltung von Stillwasserbereichen mit Flachwasserzonen und Kiesbänken.

An zahlreichen Uferbereichen werden Untersuchungen zur Herstellung von alternativen, ökologisch optimierten Bühnenformen durchgeführt.

Der umfassende Schutz, die Erhaltung und Verbesserung des gegenwärtig ökologisch günstigen Zustandes des Flusssystems und seiner Auen mit seiner typischen Auendynamik ist das weitere Entwicklungsziel. Alle schutzwürdigen Gebiete entlang der Elbe müssen dem Zugriff störender Einflüsse entzogen werden.

Da die Elbe ein internationaler Fluss ist, kommt den Aktivitäten der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe, getragen durch den Bund und die Länder in Deutschland und die Regierung der Tschechischen Republik zur Umsetzung einer naturschutzkonformen Entwicklung eine große Bedeutung zu.

Die Elbe und ihre Auen können durch die Anstrengung aller beteiligten Partner zu einem echten europäischen Modellflusssystem entwickelt werden. Deshalb geht es darum, zukunftsorientierte Nutzungs- und Entwicklungskonzepte zu erarbeiten, die zur Erhaltung und weiteren Verbesserung des ökologischen Zustands der Flusslandschaft Elbe beitragen. Dies erfordert umfassende Kenntnisse über die vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen dem Strom, seinen Auen und seinem Einzugsgebiet. Deshalb fördert das BMBF auf der Grundlage seiner Forschungskonzeption „Elbe-Ökologie“ seit 1996 auch umfangreiche ökologisch orientierte Untersuchungen, für die ca. 40 Mio. DM bereitgestellt wurden. So werden am Beispiel der Flusslandschaft Elbe ökologische Zusammenhänge erforscht, umweltverträgliche Gestaltungskonzepte erarbeitet und Grundlagen für die Planungspraxis bereitgestellt. Im Zentrum der Forschung stehen u. a. Fragen zur Morphodynamik der Elbe, zu biologischen Stoffumsetzungsprozessen, zur Bedeutung von Gewässerstrukturen für die Fischfauna, zum Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet in das Gewässersystem, zur umweltverträglichen Landnutzung in den Auen oder zur Rückgewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsflächen.

2 Beurteilung von Fließgewässern

Zur Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit sind Klassifikationsschemata aus der Sicht der Hydromorphologie, Biologie und Chemie entwickelt worden. Diese Ansätze werden nachfolgend dargestellt und anschließend auf der Ergebnisse der Elbeforschung angewandt. Die Anwendung beschränkt sich im wesentlichen auf Beiträge zur chemischen Gütebewertung (speziell für die Schwermetalle im Schwebstoff und Sediment), da ein Großteil der ökologischen Forschungsvorhaben derzeit noch nicht abgeschlossen ist.

Mit der Umsetzung der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird eine integrierende und vereinheitlichende Gewässerbewertung angestrebt, wobei der einzugsgebietsspezifischen Bewirtschaftung Rechnung getragen werden soll. Die Bewertung erfolgt auf der Grundlage von Gewässertypen, die über geologische, morphologische, chemische und biologische Charakteristika definiert werden. Letztendlich bestimmen diese die Referenzbiozönose und damit das Ziel einer guten ökologischen Gewässerqualität. Gleiche Gewässertypen können demnach in unterschiedlichen Einzugsgebieten oder Ländern auftreten. Chemische Qualitätsziele werden hingegen nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten und im Fall der EU-weit zu regelnden prioritären Stoffe zusätzlich nach dem Schutzaspekt der menschlichen Gesundheit, d. h. unabhängig von der geologischen Beschaffenheit, festgelegt.

Mit den Daten der Elbeforschung sollen durch Anwendung der Klassifizierungssysteme die Entwicklungen und der Stand der Gewässerbeschaffenheit der Elbe dokumentiert werden.

Die bisherigen Ansätze sind allesamt siebenstufig gemäß der deutschen Tradition, die sich historisch aus dem Saprobien-System ableitet. Mit Blick auf die EG-Wasserrahmenrichtlinie ist dabei zu beachten, dass die derzeitige dritte Stufe (Klasse II), die sog. Zielvorgabe, der „guten Wasserqualität“ im Sprachgebrauch der EU entsprechen wird.

2.1 Bewertung der chemischen Gewässerbeschaffenheit

Die chemische Gütebewertung von LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) und ARGE ELBE (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe) sind vom Grundsatz her identisch aufgebaut. Beide basieren auf sogenannten Referenz- bzw. Leitbildern. Mit dem Leitbild des natürlichen oder potentiell natürlichen Zustandes ergeben sich als Referenzwerte die mittleren geogenen Hintergrundbelastungen für sämtliche in der Natur vorkommenden Stoffe. Naturfremde Stoffe (Xenobiotika) dürfen überhaupt nicht auftreten bzw. nachgewiesen werden. Natürliche Hintergrundkonzentrationen bzw. Nullkonzentrationen liegen so der höchsten Güteklasse I zugrunde.

Der zweite und entscheidende Fixpunkt der Bewertung sind die sog. Zielvorgaben, wobei es sich nicht um gesetzlich bindende Grenzwerte, sondern um Orientierungswerte handelt, die ein hohes Schutzniveau garantieren.

Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen wurden von der LAWA nach einer abgestimmten Konzeption abgeleitet. Die Ermittlung der "no effect"-Konzentration (NOEC) aus validen Tests mit dem be-

trachteten Stoff erfolgte auf dem Wege einer Literaturrecherche. Die Zielvorgabe liegt üblicherweise bei einem Zehntel des niedrigsten NOEC-Wertes (LAWA, 1997 und 1998b). Bei der Ableitung von Zielvorgaben gelangte man nach diesem Verfahren für alle Schwermetalle in den Bereich der natürlichen Hintergrundwerte (LAWA, 1998a). Die ökotoxische Wirkung tritt etwa im Verhältnis der Hintergrundkonzentrationen ein, deren höchster Wert (Zink: 100 mg/kg) aber etwa das 500fache des niedrigsten (Quecksilber: 0,2 mg/kg) beträgt. Die aquatischen Lebensgemeinschaften werden sich demnach an die Ökotoxizität der natürlich vorkommenden Schwermetalle angepasst haben. Der Wert der Zielvorgabe wurde nun auf das Zweifache des oberen Wertes des Schwankungsbereiches der Hintergrundwerte festgelegt. Das entspricht etwa dem Vierfachen der mittleren Hintergrundwerte. Diese Zielvorgaben sind - wie erläutert - ökotoxikologisch begründet.

Zur Charakterisierung der Sedimentqualität, die einen Schwerpunkt der BMBF-geförderten Elbeforschung ausmachte, wurde bzw. wird auch heute noch häufig das rein geochemische System der Geoakkumulation [MÜLLER, G., 1979] auf der Basis globaler Hintergrundwerte [TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. H., 1961] angewandt. Dieses ist zwar am universellsten anwendbar. Der unterschiedlichen Toxizität der Elemente wird jedoch nicht Rechnung getragen.

In [SCHÄFERS, C., 1999] findet sich eine Zusammenfassung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern.

2.1.1 Das LAWA Bewertungssystem

Aufbauend auf dem Konzept der Zielvorgaben (s. o.) hat die LAWA ein einheitliches Gewässergüteklassifikationssystem erarbeitet. Für Oberflächengewässer wurden Zielvorgaben schutzgutbezogen abgeleitet. Als Schutzgüter sind aquatische Lebensgemeinschaften, Schwebstoffe und Sedimente, Berufs- und Sportfischerei, Beregnung landwirtschaftlicher Flächen und die Trinkwasserversorgung zu betrachten.

Ökotoxikologische Untersuchungen an Vertretern der vier zentralen Trophiestufen (Bakterien, Grünalgen, Kleinkrebse und Fische) bilden die Grundlage der Ableitung von Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften. Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung und Lebensmittelgesetze bestimmen die Zielvorgaben für die Schutzgüter Trinkwasserversorgung und Fischerei. Die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung werden direkt als Zielvorgaben für das Schutzgut Schwebstoffe und Sedimente übernommen. Nach dem von der Umweltministerkonferenz beschlossenen Konzept existieren derzeit Zielvorgaben für:

- sieben Schwermetalle in der Schwebstoff- und Wasserphase
- 28 organische Wasserinhaltsstoffe („Industriechemikalien“)
- biozide Wirkstoffe

Für sieben Schwermetalle, für Nährstoffe, Salze und elf Summenparameter sowie 28 Industriechemikalien existiert darüber hinaus ein siebenstufiges Klassifizierungssystem. Tabellen 2-1 und 2-2 zeigen die Zielvorgaben für Schwermetalle in Abhängigkeit der unter-

Tabelle 2-1: Zielvorgaben der LAWA für die Schutzgüter Trinkwasserversorgung T, Fischerei F, landwirtschaftliche Bewässerung B, aquatische Lebensgemeinschaften A und Schwebstoffe/Sedimente S

Schutzgut	T µg/l	F µg/l	B µg/l	A ^W µg/l	A ^S mg/kg	S mg/kg
Hg	0,5	0,1	1	0,04	0,8	1
Cd	1	1	5	0,072	1,2	1,5
Cu	20	-	50	4	80	60
Zn	500	-	1000	14	400	200
Pb	50	5	50	3,4	100	100
As	-	-	-	-	-	-
Cr	50	-	50	10	320	100
Ni	50	-	50	4,4	120	50

A^W: in der homogenisierten Wasserprobe;

A^S: in der Schwebstoffphase

Dunkelblau: Basiswerte (Güteklasse II) des LAWA-Klassifizierungssystems für Schwebstoff/Sedimentbelastungen

Tabelle 2-2: Zielvorgaben der IKSE für die Schutzgüter Trinkwasserversorgung T, Fischerei F, landwirtschaftliche Bewässerung B, aquatische Lebensgemeinschaften A und Schwebstoffe/Sedimente S.

Schutzgut	T, F, B µg/l	A ^W µg/l	A ^S mg/kg	S mg/kg
Hg	0,1	0,04	0,8	0,8
Cd	1,0	0,07	1,2	1,5
Cu	30	4	80	80
Zn	500	14	400	200
Pb	50	3,5	100	100
As	50	1,0	40	30
Cr	50	10	320	150
Ni	50	4,5	120	60

A^W: in einer homogenisierten Wasserprobe;

A^S: in der Schwebstoffphase

Dunkelblau: Basiswerte (Güteklasse II) des ARGE ELBE-Klassifizierungssystems für Schwebstoff- und Sedimentbelastungen

Tabelle 2-3: Klassifizierung von Schwermetallen in Schwebstoffen und Sedimenten (Korngröße < 20 µm) nach [LAWA, 1995]

Klasse	Hg	Cd	Zn	Pb mg/kg	Cr	Cu	Ni
IV	> 6,4	> 9,6	> 1600	> 800	> 800	> 480	> 400
III-IV	≤ 6,4	≤ 9,6	≤ 1600	≤ 800	≤ 800	≤ 480	≤ 400
III	≤ 3,2	≤ 4,8	≤ 800	≤ 400	≤ 400	≤ 240	≤ 200
II-III	≤ 1,6	≤ 2,4	≤ 400	≤ 200	≤ 200	≤ 120	≤ 100
II	≤ 0,8	≤ 1,2	≤ 200	≤ 100	≤ 100	≤ 60	≤ 50
I-II	≤ 0,4	≤ 0,6	≤ 150	≤ 50	≤ 90	≤ 40	≤ 40
I	≤ 0,2	≤ 0,3	≤ 100	≤ 25	≤ 80	≤ 20	≤ 30

schiedlichen Schutzgüter und Tabelle 2-3 das hieraus für Schwebstoffe und Sedimente abgeleitete Klassifizierungsschema. Die hervorgehobenen Werte in Tabelle 2-1 stellen die jeweiligen Schutzgüter dar, die die Güteklasse II des Bewertungssystems für Schwebstoffe und Sedimente bestimmen. Es sind jeweils diejenigen mit den strengsten Zielvorgaben.

Die siebenstufige Klasseneinteilung ergibt sich durch Verdoppeln des Wertes der Zielvorgabe zwischen Güteklasse II und IV. Klasse I entspricht der geogenen Hintergrundbelastung. Klasse I-II einem mittleren Wert zwischen den Klassen I und II. Hintergrundwerte und Zielvorgaben können dabei u. U. in der gleichen Größenordnung liegen. Die einwandfreie Zuordnung von Chrommesswerten in die Klassen I ($< 80 \text{ mg/kg}$), I-II ($80\text{-}90 \text{ mg/kg}$) und II ($> 90\text{-}100 \text{ mg/kg}$) muss bei Berücksichtigung analytischer Fehler bezweifelt werden.

Durch Zusammenfassen nach fachlich begründeten Kriterien erhält man die Klassifikation der Stoffgruppe der Schwermetalle aus der jeweils schlechtesten Güteklasse ihrer Einzelstoffe. So kann aus zahlreichen Einzelmessungen schließlich ein Gesamtbild der chemischen Gewässerbeschaffenheit für Einzelstoffe und Stoffgruppen gewonnen werden.

2.1.2 Das ARGE ELBE-Bewertungssystem

Der Ableitung des Bewertungssystems der ARGE ELBE liegen prinzipiell ähnliche Vorstellungen wie dem der LAWA zugrunde. Es wurde 1993 durch einen Beschluss der Elbe-Ministerkonferenz eingeführt. So wird derzeit an der Elbe in der Tschechischen Republik und in den Publikationen der ARGE ELBE praktisch ausschließlich das System der ARGE ELBE in der Urfassung benutzt.

Zur Ableitung des Bewertungssystems für Schwermetalle in Schwebstoffen und Sedimenten dienen der ARGE ELBE ausschließlich die Zielvorgaben der IKSE für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften. Die in Tabelle 2-4 dargestellten Zahlenwerte, wurden bereits aufgrund von Ergebnissen der Elbeforschung modifiziert und stellen eine Aktualisierung der Urfassung aus dem Jahr 1993 dar.

Es existiert ferner ein Bewertungssystem der ARGE ELBE für organische Industriechemikalien. Dieses baut ebenfalls auf den Zielvorgaben (= Güteklasse II) der IKSE für die aquatischen Lebensgemeinschaften auf. Tabelle 2-4b zeigt die Klassifizierung ausgewählter organischer Verbindungen. Gemäß der Festlegung im „Aktionsprogramm Elbe“ (Punkt 2) der IKSE sind für 27 prioritäre Stoffe Zielvorgaben (1998) festgelegt worden. Im Gegensatz zur LAWA hat man die Nutzungsarten Trinkwasserversorgung T, Fischerei F und landwirtschaftliche Bewässerung B zusammengefasst (Tabelle 2-2). Bezüglich der Schwermetalle bestehen keine signifikanten Unterschiede. Im Gegensatz zur LAWA-Konzeption wird Arsen mitberücksichtigt, das sich gerade in der Elbeforschung als bedeutend herausstellte.

Tabelle 2-4a: Aktualisierte Klassifizierung von Schwermetallen und Arsen in Schwebstoffen und Sedimenten (Korngröße < 20 µm) nach [ARGE ELBE, 1993]

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

Tabelle 2-4b: Klassifizierung ausgewählter organischer Verbindungen in Schwebstoffen und Sedimenten (Korngröße < 2 mm) nach [ARGE ELBE, 1993]

Klasse	HCH/Isomere	DDT/Metabolite µg/kg	HCB	PCB
IV	> 100	> 400	> 400	> 50
III-IV	≤ 100	≤ 400	≤ 400	≤ 50
III	≤ 50	≤ 200	≤ 200	≤ 25
II-III	≤ 20	≤ 100	≤ 100	≤ 10
II	≤ 10	≤ 40	≤ 40	≤ 5
I-II	≤ 5	≤ 20	≤ 20	≤ 2
I	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.

2.1.3 Die Geoakkumulation

Dieses älteste Sedimentklassifikationssystem [MÜLLER, G., 1979] wird hier aufgrund seiner immer noch breiten Anwendung mit aufgeführt. Aus den Hintergrundwerten (global oder lokalspezifisch) ergibt sich ein siebenstufiges Klassifizierungssystem durch wiederholtes Verdoppeln des Hintergrundwertes. (Öko-)toxikologische Betrachtungen gehen nicht ein. Es handelt sich um eine reine Klassifikation der Anreicherung eines bestimmten Elements gegenüber einer festgelegten Bezugsgröße, vernünftigerweise der geogenen Hintergrundkonzentration. In den meisten Fällen diente hierzu eine Zusammenstellung von globalen Hintergrunddaten nach Turekian und Wedepohl, so dass praktisch alle Elemente des Periodensystems klassifiziert werden können.

Es sei noch angemerkt, dass beispielsweise in Österreich (Umweltbundesamt Österreich) sämtliche Schwermetalldaten auf der Basis der Geoakkumulation unter Zugrundelegen landestypischer Hintergrundwerte klassifiziert und dargestellt werden. Tabelle 2-5 zeigt die Klasseneinteilung für die wichtigsten Schwermetalle und Arsen.

Tabelle 2-5: Klassifizierung von Schwermetallen und Arsen in Schwebstoffen und Sedimenten (Korngröße < 20 µm) nach [MÜLLER, G., 1979]

Klasse	Hg	Cd	Zn	Pb mg/kg	Cr	Cu	Ni	As
6	> 19	> 14	4600	> 960	> 4300	> 2200	> 3300	> 620
5	≤ 19	≤ 14	≤ 4600	≤ 960	≤ 4300	≤ 2200	≤ 3300	≤ 620
4	≤ 9,6	≤ 7,2	≤ 2300	≤ 480	≤ 2200	≤ 1100	≤ 1600	≤ 310
3	≤ 4,8	≤ 3,6	≤ 1100	≤ 240	≤ 1100	≤ 540	≤ 820	≤ 160
2	≤ 2,4	≤ 1,8	≤ 570	≤ 120	≤ 540	≤ 270	≤ 410	≤ 78
1	≤ 1,2	≤ 0,9	≤ 290	≤ 60	≤ 270	≤ 135	≤ 200	≤ 39
0	≤ 0,6	≤ 0,45	≤ 140	≤ 30	≤ 140	≤ 68	≤ 100	≤ 20
T & W	0,4	0,3	95	20	90	45	68	13

2.1.4 Vergleichende Diskussion der Bewertungssysteme für Schwermetallbelastungen von Schwebstoffen und Sedimenten

Die drei am häufigsten angewandten Bewertungssysteme sind sich insofern ähnlich, als ihre Ableitung jeweils auf einem bzw. zwei Fixpunkten je Element beruht. Die Festlegung der Systematik aller weiteren Klassenobergrenzen erfolgte nach unterschiedlichen Gesichtspunkten. Der Spreizungsfaktor zwei ergab sich jedoch fast zwangsläufig aufgrund der Forderung nach einem möglichst hohen Informationsgehalt in einem siebenstufigen System.

Gemeinsame Fixpunkte der Klassifikationssysteme sind:

- Hintergrundwerte: Sie werden bei allen Systemen für die Klasse I benutzt.
- ökotoxikologisch begründete Zielvorgaben: Sie werden beim LAWA- und beim ARGE ELBE-System für die Klasse II benutzt.

Unterschiedlich sind jedoch die Zahlenwerte für die Fixpunkte. Für die Hintergrundwerte wurden bisher meistens global gültige angewandt. Die Ergebnisse des Vorhabens „Natürliche Hintergrundbelastung“ (siehe 4.2) machen es möglich für die Elbe davon abzuweichen. Hierauf will die LAWA aber zu Gunsten der Vergleichbarkeit unter den Flußgebieten bewußt verzichten.

Bei der Zielvorgabenauswahl hat sich die LAWA entschlossen, von den beiden für die Schutzgüter „aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Schwebstoffe/Sedimente“ abgeleiteten, die strengere zu benutzen. Die ARGE ELBE stützt sich hierbei grundsätzlich nur auf die IKSE-Zielvorgaben für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“. Aufgrund der Berücksichtigung des Schutzgutes Sedimente/Schwebstoffe stellt das LAWA-System insgesamt also die strengsten Anforderungen. Bei den Schwermetallen Quecksilber, Cadmium und Blei unterscheiden sich beide Systeme aber nicht.

Die Obergrenze der Klasse I-II wird beim LAWA-System in der Mitte zwischen den Klassen I und II festgelegt. Die Spreizung weicht daher vom sonst überall benutzten Faktor 2 ab. Beim ARGE ELBE-System war das nicht nötig, da die IKSE-Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften auf das Vierfache der damals angenommenen Hintergrundwerte festgesetzt wurden.

Das LAWA-System beinhaltet nur sieben Schwermetalle (Klärschlammelemente); das ARGE ELBE-System zusätzlich das Halbmetall Arsen. Im Rahmen der BMBF-geförderten Elbeforschung sollten jedoch gerade auch Elemente über das übliche Gewässermonitoring hinaus bearbeitet und ihre Relevanz für das Einzugsgebiet festgestellt werden. Gerade Silber, Antimon, Uran, Zinn u. a. m. zeigten sich dabei als „elbetypisch“, d. h. es liegen teilweise beträchtlich Anreicherungen gegenüber dem Tongesteinstandard vor. Bewertet werden können diese bislang jedoch weder nach ARGE ELBE noch nach LAWA, d. h. gegenwärtig wird die Klassifizierung auf der Basis der Geoakkumulation vorgenommen. Gleichzeitig muß aber eine toxikologische Prüfung dieser Elemente gefordert werden, um deren Wirkungen einschätzen und die Klassifikation verbessern zu können.

Anstelle der globalen Hintergrundwerte liegen jedoch inzwischen für praktisch alle relevanten Elemente elbespezifische Hintergrunddaten vor, die in Kap. 3.4 dargestellt werden. Die globalen Hintergrunddaten nach Turekian und Wedepohl sollten nicht mehr verwendet werden, da sie die lokale Geologie des Einzugsgebiets nur unzutreffend beschreiben. Dies begründete schließlich das Verbundvorhaben zur Ermittlung lokalspezifischer Hintergrunddaten.

Unabhängig von ökotoxikologischen und geochemischen Gesichtspunkten zeigt ein Vergleich der drei Klassifizierungssysteme auf der Basis der Informationstheorie, dass das LAWA System die aussagekräftigste Klasseneinteilung liefert. Die Meßwerte ordnen sich in diesem System am gleichmäßigsten in die festgelegten Klassen ein, wodurch sich ein höherer Informationsgehalt der damit erarbeiteten Karten ergibt. Dies gilt jedoch nur für die gegenwärtige Belastungssituation.

In der folgenden Auswertung und Darstellung der Ergebnisse werden die Klassifikationssysteme folgendermaßen benutzt:

1. Die Bewertung der Elemente Quecksilber, Cadmium und Blei wird nach der inhaltlich identischen Klassifikation von LAWA und ARGE ELBE vorgenommen.
2. Für die Elemente Kupfer, Zink, Chrom und Nickel wird das System der LAWA angewandt. (Dieses fordert aufgrund der strengeren Zielvorgaben für Schwebstoffe/Sedimente bei diesen Elementen einen umfassenderen Schutz des Gewässers.)
3. Da für Arsen keine LAWA-Klassifikation existiert, wird das System der ARGE ELBE angewandt. Alle weiteren Elemente (beispielsweise Uran, Silber, Antimon u. a. m.) werden nach dem Index der Geoakkumulation klassifiziert.
4. Organische Verbindungen in Sedimenten werden nach ARGE ELBE bewertet.

2.2 Bewertung des ökologischen Zustandes

Die flächendeckende Anwendung biologischer Klassifizierungs- und Bewertungsverfahren beschränkte sich im wasserwirtschaftlichen Vollzug bislang im wesentlichen auf die Bestimmung der biologischen Gewässergüte in Fließgewässern mittels des Saprobien-Systems. Das LAWA-Verfahren [LAWA, 1996] stützt sich auf die Bioindikation der Auswirkungen von Belastungen mit organischen Substanzen im Bestand des Makrozoobenthos. Die Bestimmung der biologischen Gewässergüte beschreibt daher nur einen Teilaspekt eines möglichen Belastungsspektrums, zu dem nicht nur leicht abbaubare Abwasserinhaltsstoffe, sondern z. B. auch Schwermetalle, Salze, toxische Substanzen und Pflanzennährstoffe gehören. Auch für Belastungsarten wie Versauerung [BRAUKMANN, U., 1994] und Eutrophierung [BAYERISCHES LANDESamt FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1998] wurden bereits spezifische Methoden der Bioindikation entwickelt.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die voraussichtlich 2000 in Kraft tritt, trägt der Situation Rechnung, dass die Qualität der Fließgewässer heute nicht mehr allein mit der Gewässergütebestimmung nach dem Saprobien-System beurteilt werden kann. Ziel der neuen Rahmenrichtlinie ist es, einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Befindet sich ein Gewässer im guten Zustand, darf es zwar durch menschliche Nutzungen beeinträchtigt werden, aber nur soweit, dass seine ökologischen Funktionen nicht wesentlich beeinträchtigt werden. Die WRRL beinhaltet daher den Versuch der Operationalisierung der Nachhaltigkeit der Ressource Wasser.

Entscheidender Unterschied zur bisherigen Strategie der biologischen Gewässerbewertung ist, dass in der WRRL die ökologische Bewertung ausschließlich über die Qualität der vorhandenen Biozönose vorgenommen werden soll, die die Wirkung mehrerer Belastungen integriert. Die Bewertung ist darüber hinaus leitbildbezogen, d. h. die Abweichung von einer möglichst unbelasteten Referenzbiozönose wird mit Hilfe einer fünfstufigen Skala bewertet. Ein solcher Ansatz über die Klassifizierung der Abweichung von einem möglichst ungestörten Zustand ist bislang nur bei den zwei Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Strukturgüte von Fließgewässern verwirklicht [LAWA, 1999]. Hydromorphologische, chemische und chemisch-physikalische Komponenten werden in der WRRL unterstützend herangezogen.

Die WRRL erfordert entsprechend Anhang II eine differenzierte Vorgehensweise, um die ökologische Bewertung gewässertypbezogen durchführen zu können. Zum einen werden Gewässerarten unterschieden: Flüsse ab einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km², Seen ab einer Oberfläche von über 0,5 km², Übergangsgewässer zur Nordsee sowie Küstengewässer. Da die Biozönose vom Gewässertyp abhängig ist, sind für die vier Gewässerarten verschiedene Typen zu unterscheiden, für die dann die chemischen, physikalischen und biologischen Referenzbedingungen zu beschreiben sind. Die Referenzbedingungen entsprechen der höchsten Gewässerqualität, dem sehr guten Zustand. Der sehr gute Zustand ist weitgehend kompatibel mit dem Leitbild eines potentiell natürlichen Gewässerzustands der LAWA.

Für Fließgewässer werden in der Bundesrepublik Deutschland ungefähr 25 Typen zu unterscheiden sein, für die Referenzbiozönosen zu beschreiben sind. Die Einteilung der Typen erfolgt u. a. auf der Grundlage von Höhenlage, Einzugsgebietsgröße, Geologie sowie optio-

nal nach Strömungsenergie, Gewässerbreite, -tiefe, -gefälle, morphologischen und natürlichen chemischen Charakteristika etc. .

Tabelle 2-6: Biologische Qualitätskomponenten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Element	Flüsse	Seen	Übergangsgewässer	Küstengewässer
Phytoplankton	X	X	X	X
Großalgen			X	X
Angiospermen			X	X
Makrophyten	X	X		
Phytobenthos				
Makrozoobenthos	X	X	X	X
Fischfauna	X	X	X	

Die zu bewertenden biologischen Komponenten sind für die Gewässerarten jeweils vorgeschrieben (Tabelle 2-6) und betreffen ausschließlich biologische Gruppen des aquatischen Bereichs. Die normativen Definitionen in Anhang V beinhalten Beschreibungen für die fünf Klassen mit der Abstufung sehr gut, gut und mäßig. Die beiden unteren Klassen, unbefriedigend und schlecht, werden nur kurz erläutert. Folgende Beschreibungen werden für die oberen drei Klassifikationsstufen der vier Gewässerarten verwendet:

- Keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen (sehr guter Zustand),
- geringe Abweichung von der Referenz (guter Zustand),
- mäßige Abweichung, die auf mäßige, anthropogen bedingte Verzerrungen bzw. signifikant stärkere Störungen hinweist, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.

Biologische Qualitätskomponenten, bei denen die Referenz eine zu hohe natürliche Variabilität aufweist, können in den entsprechenden Gewässertypen von der Anwendung ausgeschlossen werden. Dies begründet sich darauf, dass für diese Komponenten der Nachweis signifikanter Auswirkungen anthropogener Belastungen nicht möglich ist.

Abweichend von natürlichen Oberflächengewässern wird als Referenzzustand für künstliche und stark veränderte Gewässer das „maximale ökologische Potential“ und nicht der natürliche, möglichst unbeeinflusste Zustand herangezogen. Für diese Gewässer ist damit ein Wechsel in Richtung zum Machbaren zu verzeichnen. Ziel ist es, für sie das gute ökologische Potential zu erreichen.

Die zur Umsetzung der WRRL erforderlichen, leitbildbezogenen Bewertungsverfahren für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten werden z. Z. erarbeitet und durch die LAWA begleitet. Am weitesten fortgeschritten ist das 1997 begonnene Projekt zur Bewertung des Makrozoobenthos in Fließgewässern.

3 Forschungs- und Untersuchungsprogramm

Infolge der Ökosystemnutzungen ändert der Mensch den Zustand seiner natürlichen Umwelt. In den 80er Jahren war die Elbe zusammen mit ihren Nebenflüssen eines der am stärksten belasteten großen Flusssysteme Europas. Natürliche Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit schwanken im Allgemeinen um ein mittleres, relativ konstantes Niveau. Sie unterscheiden sich von anthropogen bedingten Änderungen hinsichtlich ihres Charakters, was in der Änderungsgeschwindigkeit, -richtung und Größe zum Ausdruck kommt.

Anders äußern sich die Effekte von anthropogenen Eingriffen in Gewässerökosysteme. Sie führen zu raschen, oft extremen Schwankungen der Gewässerbeschaffenheit sowie zu einschneidenden Veränderungen der biozönotischen Strukturen und ökologischen Funktionen von Oberflächengewässern und Grundwasserleitern.

Grundlage aller Maßnahmen zur Verringerung der Belastung in einem Flusseinzugsgebiet ist eine Bestandsaufnahme bezüglich Art und Konzentration der Wasserinhaltsstoffe, ihrer Eintragsquellen und der Lokalisierung von Schadstoffablagerungen. Für das Forschungs- und Untersuchungsprogramm zu den Schadstoffen und zur Ökologie der Elbe haben deshalb neben der Ermittlung des Ist-Zustandes auch Bewertungen der Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentqualität sowie des Zustandes von Ökosystemen eine große Bedeutung, damit der Grad der stofflichen Belastung bzw. der ökosystemaren Veränderungen abgeschätzt werden kann. Im Rahmen verschiedener Verbundforschungsvorhaben des BMBF und BMU wurden ab 1992 dazu folgende Teilprojekte durchgeführt:

1. Erfassung und Beschreibung des Ist-Zustandes der Gewässergüte der Elbe sowie ihrer deutschen und tschechischen Nebenflüsse (Kapitel 3.1 bis 3.3).
2. Bestimmung und Charakterisierung der natürlichen Hintergrundbelastungen im Elbeeinzugsgebiet (Kapitel 3.4).
3. Erfassung und Bewertung der Biozönose und ihrer Veränderungen (Kapitel 3.5).
4. Untersuchungen zur Morphodynamik der Elbe und zum Feststofftransport (Kapitel 3.6).

In diesem Kapitel werden die der zusammenführenden Auswertung zugrunde liegenden Forschungs- und Untersuchungsprogramme vorgestellt. Die an den Forschungsvorhaben beteiligten Forschungsinstitutionen sind im Anhang aufgeführt.

3.1 Die Elbe

Grundlage der Auswertung bezüglich der Belastungssituation des Elbestroms sind die Daten und Ergebnisse des Zeitraums von 1992 bis 1996, die im Rahmen des Verbundvorhabens „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen“ gewonnen wurden [PRANGE, A. et al., 1997a, b, c; GANDRASS, J. et al., 1998, 1999]. Neu hinzu kommen bisher unveröffentlichte, aktuellere Daten, die im Laufe des Syntheseproyektes in einer zusätzlichen Kampagne ermittelt wurden.

Im Zeitraum von 1993 bis 1998 wurden vom GKSS Forschungszentrum, Institut für Physikalische und Chemische Analytik, insgesamt fünf räumlich hoch aufgelöste Hubschrauber-Messkampagnen (Messpunktdistanz ca. 30 km) im Verlauf des gesamten Elbestroms durchgeführt. Es handelte sich um zwei Frühjahrs- (1994, 1996) und drei Herbstkampagnen (1993, 1995, 1998). An bis zu 117 Orten, von der Elbequelle in der Tschechischen Republik bis über Cuxhaven hinaus, wurden Wasserproben entnommen. An der Elbe zwischen Beřkovice (CZ-km 104) und Neu Darchau (D-km 536) wurden rechtes und linkes Flussufer separat beprobt. Um Informationen über den Zustand wichtiger Nebenflüsse und deren Einfluss auf die Elbe zu erhalten, wurden darüber hinaus Proben in den Mündungsbereichen der Zuflüsse entnommen. Alle Proben wurden nach Druckfiltration (0,4 µm) in Filtrat und Schwebstoff aufgetrennt. Die Bestimmung der Elementgehalte erfolgte mit verschiedenen Multielementverfahren (Filtrate: ICP/OES und ICP/MS (Cd mit AAS); Schwebstoffe: zusätzlich noch mit INAA und TRFA) [PEPELNIK, R. et al., 1994; KRAUSE, P. et al., 1995]. Die endgültigen Ergebnisse wurden durch einen intensiven Abgleich der einzelnen Messwerte der verschiedenen Analyseverfahren ermittelt. Die Probenvorbereitung und das Analyseverfahren für die ICP/OES und die AAS, die mit den tschechischen Projektpartnern im Detail abgestimmt waren, sind in den Bildern A-1, A-2 und A-3 im Anhang dargestellt. In den Filtraten wurden zwischen 30 und 40 Elemente, bei den Schwebstoffen meist 61 Elemente bestimmt. Die Probennahmestellen sowie die berücksichtigten Elemente sind im Anhang in den Tabellen A-2 und A-4 zusammengestellt.

An allen Probennahmestellen wurden zusätzliche Proben zur Bestimmung weiterer Parameter wie Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, AOX u. a. entnommen (Anhang Tabelle A-5).

Neben den Proben für die elementanalytischen Untersuchungen wurden parallel Proben für die Untersuchung polarer organischer Spurenstoffe mit entsprechend angepassten Verfahren entnommen [GANDRASS, J. et al., 1995]. Aufgrund des hohen analytischen Aufwands für die Bestimmung der organischen Parameter wurde lediglich eine reduzierte Anzahl von Stellen (n = 23) beprobt. Eine Aufstellung der in diesem Zusammenhang berücksichtigten Orte und der bestimmten Parameter ist im Anhang in Tabelle A-6 und A-7 gegeben.

Bild 3-1 zeigt eine Karte des Elbestroms. Die Probennahmestellen der Hubschrauberbefliegung sind durch Pfeile markiert. Der Elbeabschnitt der beidseitigen Beprobung ist durch ein grün/rot eingefärbtes rechtes/linkes Ufer angedeutet. In dem blau eingefärbten Bereich von der Quelle bis zur Moldaumündung und von Geesthacht bis zur Elbemündung wurde ausschließlich die Flussmitte beprobt.



Bild 3-1: Probennahmestellen der Hubschrauberbefliegung

Ergänzend zu den Untersuchungen in der Wasserphase wurden jeweils im Oktober 1992, 1995 und 1998 drei Sedimentbeprobungen durchgeführt. Es wurden Oberflächensedimentproben an 82 Stellen (in Absprache mit Mitarbeitern des Instituts für Umwelt-Geochemie, Universität Heidelberg) nach Möglichkeit übereinstimmend mit den Probennahmestellen der Hubschrauberbefliegung entnommen. Das Spektrum der bestimmten Elemente stimmt mit dem der Schwebstoffe überein. Eine Auflistung der Probennahmestellen ist im Anhang, Tabelle A-3, gegeben.

Ferner wurden im Oktober 1992 und 1995 Sedimentbeprobungen zur Bestimmung unpolarer organischer Spurenbestandteile durchgeführt. Es wurden 16 Probennahmestellen entlang der Elbe ausgewählt und auf Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) und halogenierte Pestizide untersucht [GANDRASS, J., ZOLL, M., 1996]. Eine Auflistung der Probennahmestellen und Parameter befindet sich im Anhang, Tabelle A-8 und A-9.

Daten zu organischen Spurenstoffen (polare Verbindungen) im Filtrat waren an den Stationen Hohnstorf, Schmilka und Wittenberge zwischen 1994 und 1996 mit einer zeitlichen Auflösung von zwei bis vier Wochen verfügbar (Messprogramme der ARGE ELBE, [ARGE-ELBE, 1996]). Ein Überblick über diese Daten ist im Anhang in Tabelle A-10 gegeben.

Ein Überblick der im Elbesyntheseprojekt berücksichtigten, den Elbestrom betreffenden Datensätze ist ebenfalls im Anhang, Tabelle A-1, gegeben.

3.2 Die deutschen Elbenebenflüsse

Die Grundlagen für die Charakterisierung der Belastungen im Einzugsgebiet der deutschen Nebenflüsse bilden die von 1991 bis 1996 im Rahmen des Leitprojekts "Elbe 2000" durchgeführten Untersuchungen zur Bestandsaufnahme der aktuellen Belastungssituation [FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GmbH, 1995] der Havel und der Spree [HOELZMANN, P. et al., 1997], des Muldensystems, bestehend aus Freiburger, Zwickauer und Vereinigter Mulde [BEUGE, P. et al., 1996, 1999], der Saale, einschließlich Ilm und Unstrut [TRUCKENBRODT, D. et al., 1997; GEISS, S. et al., 1996], der Schwarzen Elster [MATSCHULLAT, J. et al., 1997] sowie der Weißen Elster und ihrer Nebenflüsse Parthe und Pleiße [LOHSE, M. et al., 1995; MÜLLER, A. et al., 1998].

Es erfolgte sowohl eine Beprobung des Sediments als auch der Wasserphase (Trennung in Filtrat und Schwebstoff durch Membranfiltration; Porenweite $\leq 0,45 \mu\text{m}$), wobei die beprobten Kompartimente, die zeitlichen Abstände der Probennahme sowie die Anzahl der Probenpunkte in Abhängigkeit des Flusssystems deutlich variierten. Dementsprechend uneinheitlich waren die der Auswertung zugrundeliegenden Datenmatrizen. In den Tabellen A-11 bis A-16 des Anhangs sind die entsprechenden Untersuchungsparameter zusammenfassend aufgeführt.

In Tabelle 3-1 sind die Probennahmestellen sowie die Zeiträume der Probennahme unter Berücksichtigung der entsprechenden Kompartimente dargestellt, die die Basis für die weiterführende Auswertung bilden.

Tabelle 3-1: Anzahl der Probennahmestellen (PNS) und Zeitraum der Probennahme (ZPN) an den Elbenebenflüssen

Flusssystem	Sediment		Schwebstoff		Filtrat	
	PNS	ZPN	PNS	ZPN	PNS	ZPN
anorganische Parameter						
Schwarze Elster	58	1993	18	1993-1995	18	1993-1995
Vereinigte Mulde	12	1991-1993	12	1991-1993	12	1991-1993
Freiberger Mulde	22	1991-1993	22	1991-1993	22	1991-1993
Zwickauer Mulde	18	1991-1993	18	1991-1993	18	1991-1993
Saale	29	1993-1995	29	1993-1994	29	1993-1994
Ilm	7	1993-1995	7	1993-1994	7	1993-1994
Unstrut	8	1993-1995	8	1993-1994	8	1993-1994
Weißer Elster	40	1991-1994	19	1992-1994	19	1992-1994
Parthe	10	1991-1994	2	1992-1994	2	1992-1994
Pleiße	20	1991-1994	14	1991-1994	14	1991-1994
Havel	73	1993-1994	-	-	-	-
Spree	96	1993-1994	-	-	-	-
organische Parameter						
Saale	14	1994	-	-	14	1994

Ein erster, wesentlicher Schritt war die Aufarbeitung und der Abgleich des bereits vorhandenen Datenmaterials sowie die Erstellung einer gemeinsamen und vergleichbaren Datenmatrix für die jeweiligen Kompartimente (Sediment, Schwebstoff und Filtrat). Nur durch die Aufnahme möglichst vieler, aber vergleichbarer Parameter in die Datenmatrix konnte am Ende eine informationsverlustfreie Auswertung und Interpretation der Ergebnisse gewährleistet werden. Die unter diesen Gesichtspunkten ausgewählten Parameter sind in Tabelle 3-2 dargestellt. Die jeweiligen Jahresmittelwerte bilden die Grundlage aller weitergehenden Auswertungen.

Tabelle 3-2: Ausgewählte Parameter für die übergreifende Auswertung des Datenmaterials der Elbenebenflüsse

Parameter	Sediment	Schwebstoff	Filtrat
klassische Parameter	-	-	Leitfähigkeit, pH, Temperatur,
Kationen	As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, NH ₄ , Ni, Pb, Zn
Anionen	-	-	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻
Summenparameter	-	-	DOC

3.3 Die tschechischen Elbenebenflüsse

Die Projekte

Die Untersuchungen führte das Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft TGM Praha (VÚV) in Zusammenarbeit mit dem GKSS Forschungszentrum Geesthacht im Rahmen folgender BMBF-Forschungsvorhaben durch:

BMBF-Forschungsvorhaben 523-KFK 9402 "Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen" Teilprojekt: Tschechische Elbenebenflüsse (Oktober 1994 - Mai 1997)

Eine Nachbeprobung (1998) fand im Rahmen des Syntheseprojekts (421-FZK 9801) statt.



Bild 3-2: Probennahmestellen an den tschechischen Elbenebenflüssen

Das Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm umfasste im wesentlichen Schwermetalle, organische Schadstoffe und Begleitparameter. Tabelle A-17 des Anhangs zeigt die einzelnen Parameter sowie die Kompartimente, in denen diese untersucht wurden.

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen, wurden die Beprobungskampagnen, die Probenaufarbeitung sowie die Analysetechnik mit den Mitarbeitern des GKSS Forschungszentrums abgestimmt. Die Hubschrauberbeprobungen zur Entnahme der Wasserproben fanden gemeinsam statt.

Probennahmestellen und Datum der Beprobungskampagnen

Die Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben wurden im Rahmen von drei Beprobungen im April 1995, August 1996 und August 1998 (Bild 3-2) durchgeführt. Tabelle A-18 (Anhang) dokumentiert die Probennahmestellen.

Die Untersuchungsmethoden

Die angewandten Analyseverfahren zur Bestimmung von Elementen und organischen Schadstoffen in Filtraten, Schwebstoffen und Sedimenten (organische Stoffe in unfiltrierten Wasserproben und Sedimenten der Fraktion $< 2 \text{ mm}$) sind im Anhang in Fließschemen (Bilder A-1, A-2 und A-3) dargestellt.

3.4 Natürliche Hintergrundbelastungen durch Schwermetalle

Hintergrund- bzw. Backgroundkonzentrationen sind die natürlichen nicht-anthropogenen (d. h. präzivilisatorischen) Anteile der Gesamtkonzentrationen von Stoffen in Umweltkompartimenten. Bezogen auf das hier zu betrachtende Kompartiment der Gewässersedimente bedeutet dies, dass die natürlichen Konzentrationen letztlich aus der Verwitterung bzw. Erosion von Gesteinen (lithogene Komponente) und Vererzungen (chalkogene Komponente) resultieren (Bild 3-3). 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.

Der An- und Abtransport des Erosionsmaterials in die Auen wird überwiegend durch die Transportmedien Hydrosphäre und zu einem geringen Anteil auch durch die Atmosphäre besorgt. In der Flussaue selbst können natürliche An- und Abreicherungsverfahren durch Bioturbation, fest/flüssig Reaktionen (d. h. das Einstellen von chemischen Dreiphasengleichgewichten) 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.

Notwendigkeit von lokalspezifischen Hintergrunddaten für Schwermetalle

Die in Kapitel 2 beschriebene Bewertung der Gewässerbeschaffenheit greift auf sog. Qualitätsziele bzw. Zielvorgaben („gute chemische Gewässerqualität“ im Sprachgebrauch der EG-Wasserrahmenrichtlinie) zurück. Die Qualitätsanforderungen an Schwermetalle richten sich nach deren Toxizität [IRMER, U., 1997]. Zu deren Ableitung spielten Hintergrundwerte nur deshalb eine Rolle, weil die NOEC-Werte (no observed effect concentration) ebenfalls in dieser Größenordnung liegen. (In Ermangelung von einzugsgebietsspezifischen Hintergrunddaten dienten der ARGE ELBE die aus Auenlehmen der Tideelbe ermittelten Hintergrundwerte [STACHEL, B. et al. in ARGE ELBE, 1988].) Weitere Arbeiten zur Hintergrundproblematik der unteren Elbe publizierten [LICHTFUSS, R. & BRÜMMER, G., 1979; 1981] und [HINTZE, B., 1985].

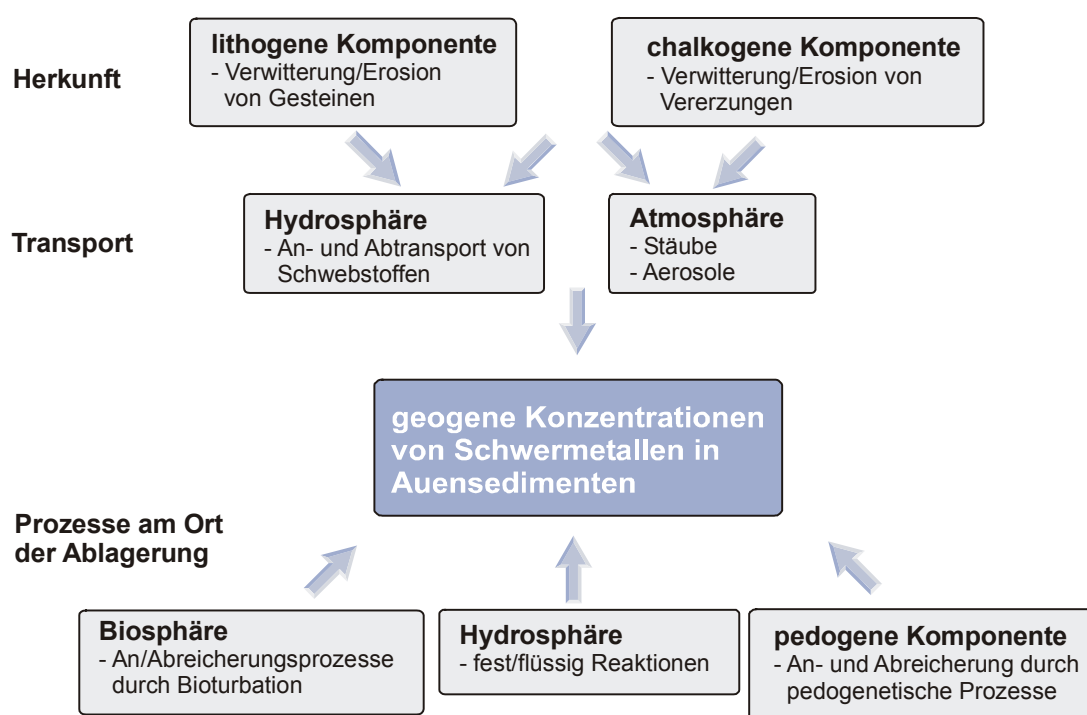


Bild 3-3: Zustandekommen von geogenen Konzentrationen von Schwermetallen in Auensedimenten

Schon zu Beginn der Elbeforschung zeigte sich, dass Klassifizierungsansätze (Bild 3-4), die die lokale Geologie vernachlässigen, u. U. zu falschen Schlussfolgerungen führen können. Die Frage ist, ob die in Bild 3-4 aufgezeigte, beträchtliche Nichterfüllung von Zielvorgaben letztendlich mit Sanierungsbedarf gleichzusetzen ist.

Wenn selbst die Quellbereiche der Bäche im Einzugsgebiet in die untersten Güteklassen eingestuft werden mussten, so lag der Verdacht nahe, dass aufgrund der lokalen Geologie (Erzgänge) die grundsätzliche Erfüllung der Zielvorgaben nicht möglich ist, bzw. eine „gute chemische Gewässerqualität“ (EG-Wasserrahmenrichtlinie) überhaupt nicht erreichbar ist.

Für die Schädigung aquatischer Lebensgemeinschaften ist es im Grunde unerheblich, ob Schadstoffe geogener oder anthropogener Herkunft sind, was letztlich nicht nur von den Gesamtkonzentrationen abhängt. Zielvorgaben sollten aber auch dazu dienen, den Handlungsbedarf für einen mittel- oder längerfristig anzustrebenden Gütezustand abzuleiten.

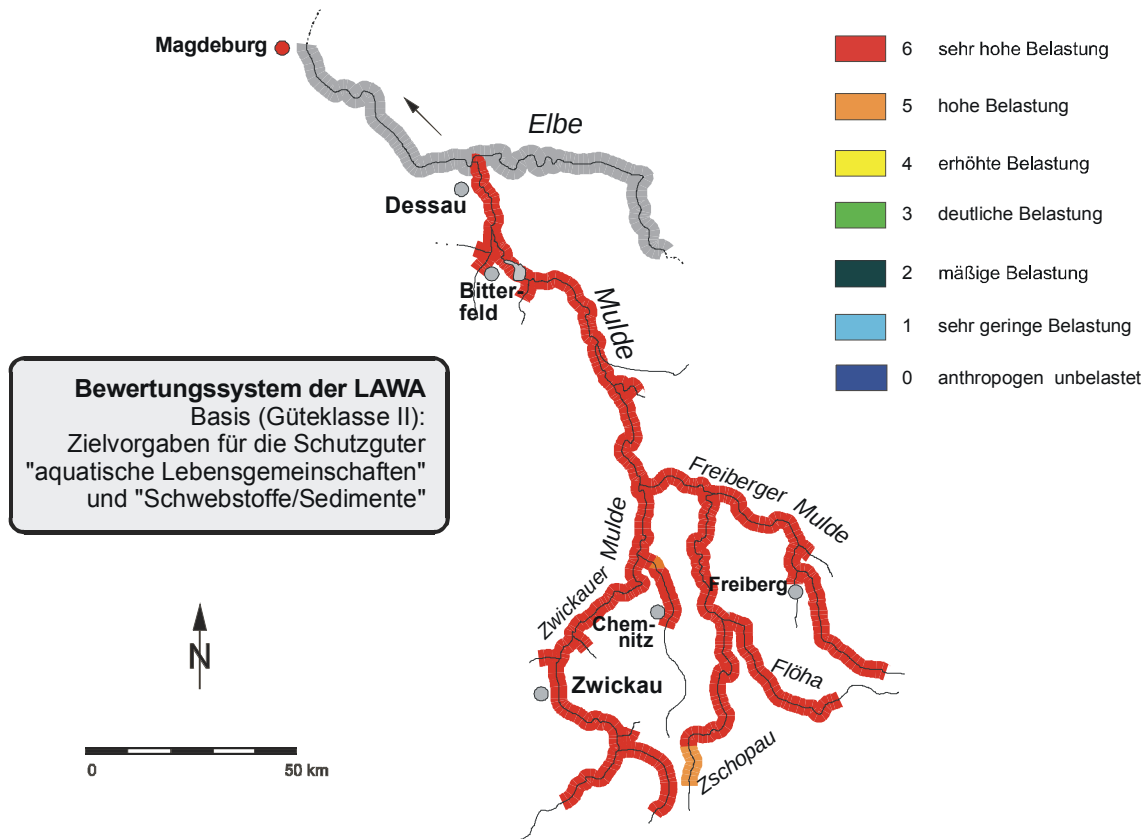


Bild 3-4: Cadmiumbelastung der Sedimente (Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) im Einzugsgebiet der Mulde nach dem Bewertungssystem der LAWA. (Bzgl. Cd besteht kein Unterschied zum Bewertungssystem der ARGE ELBE). Daten: Bergakademie Freiberg; Beprobung Sept. 1992

Das Beispiel des Cadmiums zeigt, daß zu einer weitergehenden Bewertung von Schwermetallbelastungen regionalspezifische Hintergrundbelastungen als weitere wichtige Fixpunkte bekannt sein müssen, insbesondere wenn unterschiedliche geologische Provinzen mit zahlreichen Erzvorkommen das Einzugsgebiet prägen.

Realisierung des Verbundvorhabens

Mit insgesamt zwölf Teilprojekten konnten erstmalig für ein großes Flusseinzugsgebiet detaillierte Hintergrundbelastungen erarbeitet werden. Gegenstand der Bearbeitung waren die sieben prioritären Schwermetalle der Klärschlammverordnung. Darüber hinaus wurden von den meisten Instituten Arsen, Cobalt, Eisen, Mangan und in den ehemaligen Bergbauregionen auch Uran und Silber miteingefasst. An der Elbe selbst sind Hintergrundwerte für etwa 60 weitere Elemente ermittelt worden.

Zwischen 1993 und 1997 bearbeiteten das GKSS Forschungszentrum Geesthacht den Elbestrom und das Wasserforschungsinstitut Prag (VÚV Praha) die Eger und die Moldau. Zwischen 1995 und 1999 wurden die rechtsseitigen Nebenflüsse durch die Universitäten Heidelberg und Berlin sowie durch das Landesamt für Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LGRB; Schwerpunkt: quartäre Lithotypen) bearbeitet. An der Saale waren die Thüringer Landesanstalt für Geologie (TLfG), das Geologische Landesamt Sachsen-Anhalt (GLA ST) sowie die Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig (SAW) tätig; für die Mulde war die Bergakademie Freiberg (TU BA Freiberg) verantwortlich.

Es gab ferner drei übergeordnete Projekte: Durch das Geologische Landesamt Sachsen wurden vorhandene Prospektionsdaten, insbesondere der vom Grundgebirge geprägten Einzugsgebiete, ausgewertet. Die Universität Leipzig war für die Analytik der selteneren Metalle und die analytische Qualitätssicherung zuständig, der Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V. (VKTA Rossendorf) für die Altersdatierungen der Bohrprofile.

3.5 Biozönotische Untersuchungen in der Elbe

Die Wasserqualität der Elbe wird wesentlich durch biologische Stoffumsetzungen mitbestimmt und steht in enger Wechselbeziehung zu Eigenschaften der Biozönoten. Die jeweilige Bedeutung und die Wechselwirkungen der wirkenden biologischen Prozesse sind dabei nur ungenügend bekannt.

Die Abhängigkeit partikelgebundener Stofftransportprozesse, der biologischen Besiedlung und der biologischen Stoffumsetzungen von flussmorphologischen Strukturelementen, wie Geschiebetransportkörpern und durchströmten Bühnenfeldern, ist das Ziel umfangreicher Untersuchungen. Einen Schwerpunkt bildet die Quantifizierung der Prozesse an der Gewässersohle, die zum Rückhalt suspendierter Schwebstoffe aus dem Freiwasserraum führen, also die Sedimentation von Schwebstoffen in Bühnenfeldern, ihre Einschwemmung in überströmte Lockersedimente auf der Elbesohle und ihr mikrobieller Abbau in den Sedimenten.

Zur Abschätzung des Partikeleintrags in überströmte Sedimentstrukturen, wie etwa die Dünen auf der Sohle der Elbe, werden die Strömungsbedingungen im Sediment untersucht und die eingetragenen Partikel beprobt und biochemisch analysiert. In diesen Sedimentbereichen wird auch die Gesamtrespiration der Biozönose gemessen, um die Bedeutung dieser Sedimentstrukturen für das Selbstreinigungspotential der Elbe abschätzen zu können. Die mikrobiellen Stoffumsetzungen werden über die Messung der Aktivität spezifischer extrazellulärer Enzyme näher untersucht, um Informationen darüber zu erhalten, welche organischen Stoffgruppen bei den wechselnden saisonalen Bedingungen dort abgebaut werden. Im Rahmen von Voruntersuchungen, die in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde durchgeführt wurden, konnte bereits festgestellt werden, dass die Elbesedimente bei Magdeburg bis in größere Tiefen dicht durch Bakterien besiedelt sind: In einer Tiefe von bis zu 30 cm wurden in grobsandigem Sediment etwa $1,3 \times 10^9$ Bakterien pro cm^3 nachgewiesen, in 60-100 cm Sedimenttiefe reduzierte sich diese Zahl auf ein Zehntel [FISCHER, H. & PUSCH, M., 1996]. Um mögliche Effekte auf das Nahrungsnetz erkennen zu können, wird außerdem die in verschiedenen Teilhabitaten der Elbesohle lebende wirbellose Kleintierfauna charakte-

riert. Es kann so auch geprüft werden, ob durch eine Bioindikationsmethode Wirkungen des Elbeausbaus in einfacher Weise nachgewiesen werden können.

Um die Funktion der Buhnenfelder für den Schwebstoffhaushalt der Elbe modellieren zu können, wird in ausgewählten Buhnenfeldern die Sohlenmorphometrie einschließlich Höhe der Muddeschicht sowie das sich darin ausbildende charakteristische Strömungsfeld mit Tracerversuchen sowie Strömungs- und Durchflussmessgeräten bei verschiedenen hydrologischen Bedingungen vermessen. So kann das dreidimensionale Strömungsmodell TIMOR 3 kalibriert werden. Basierend auf den Ergebnissen der Strömungsmodellierung können die Aufenthaltszeiten im Buhnenfeld sowie die räumliche Verteilung der Bodenschubspannung berechnet werden. Die schubspannungsabhängigen Sedimentationsraten der Schwebstoffe werden mit neu entwickelten, sog. Tellerfallen gemessen [KOZERSKI, H.-P. & LEUSCHNER, K., 1999]. Zusätzlich zu dieser hydrologischen Bilanzierung der Schwebstoffkonzentrationen werden auch die biologischen Umsetzungen modelliert, also die biologisch bedingten Verluste und die Neuproduktion von Schwebstoffen. Als Endergebnis werden Aussagen darüber erwartet, unter welchen hydrologischen, morphologischen und biologischen Bedingungen Buhnenfelder als Senken für Schwebstoffe wirken und wann sie als Beimpfungsquelle für den Algenbestand des Flusses fungieren. Erste Felduntersuchungen ergaben, dass zusätzlich zu den genannten, quasistationären Bedingungen die periodisch vorbeifahrenden Lastschiffe erheblichen Einfluss auf die Schwebstoffbilanz ausüben.

Ferner seien hier Untersuchungen zur Struktur und Dynamik der pelagischen, benthischen und aggregatassoziierten Biozönosen genannt. Diese Arbeiten zeigen, wie sich im Längsschnitt der Elbe die Bedeutung dieser unterschiedlichen Kompartimente verändert. Seit 1999 werden in Längsschnitten zwischen Dresden und Geesthacht qualitative und quantitative Untersuchungen durchgeführt, um Veränderungen der im freien Wasserkörper suspendierten und an Aggregate assoziierten Zooplankter (Amöben, Ciliaten, Flagellaten, Rotatorien und Crustaceen) unter verschiedenen saisonalen Aspekten und unterschiedlichen hydrographischen Bedingungen aufzuzeigen.

Durch die Reduzierung der Schadstoffbelastung als Steuergröße für die Bestandsentwicklung von Fischen beeinflusst nunmehr vor allem die Ökomorphologie die Struktur und Dynamik der Fischgemeinschaft in der Elbe. Fische sind geeignete Indikatoren für ökomorphologische Zustände in Fließgewässern. Beispielsweise vermindern die abnehmende Habitatvielfalt im Flusslauf selbst und der Verlust von Nebengewässern als Laich-, Aufwuchs-, Nahrungs- und Rückzugsgebiete für Fische sowohl die Artendiversität als auch die Produktivität der Fischfauna. Gegenwärtig werden Untersuchungen zu den ökologischen Zusammenhängen zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen in der Elbe vorgenommen [THIEL, R., 2000]. Die Arbeiten haben zum Ziel, die Makro- und Mikrohabitatnutzung von Flussfischgemeinschaften in der Elbe während aller Lebensstadien zu parametrisieren. Für ausgewählte Fischarten werden prognosefähige Habitatmodelle entwickelt. Der Elbeabschnitt zwischen D-km 325 und 489 wird fischökologisch bewertet.

Um Häufigkeit und Biomasse aller Arten und Lebensstadien der Fische quantitativ erfassen und mit Habitatparametern in Beziehung setzen zu können, werden bei Anwendung der Point-Abundance-Sampling-Strategie verschiedene Fanggeräte eingesetzt.

Für die fischökologische Bewertung werden folgende Kriterien zugrunde gelegt:

1. Arteninventar: Gesamtartenzahl, Anzahl gefährdeter Arten, aktuelle im Vergleich zur potentiell natürlichen Fischfauna,
2. Lebensstrategien: Reproduktionsgilden, Gilden der Habitatbindung,
3. Populationen der Charakterarten: Gesamtabundanzen, Abundanzanteile der Altersgruppen.

Ein Vergleich zwischen der aktuellen und der potentiell natürlichen Fischfauna wurde nach dem Sörensen-Index durchgeführt, der die prozentuale Differenz zwischen der aktuellen und historischen Artenzahl beschreibt. Die potentiell natürliche Fischfauna für die Mittlere Elbe ist den zusammenfassenden Arbeiten von [PETERMEIER, A. et al., 1994], [ARGE ELBE, 1995] und [IKSE, 1996] entlehnt. Den Angaben zur aktuellen Fischfauna der Jahre 1997 und 1998 zwischen Magdeburg und Boizenburg liegen die im Rahmen des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie erhobene Datensätze zugrunde.

In einem Teilprojekt des Vorhabens „Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen“, durchgeführt von der Universität Marburg, werden Analysen von semiterrestrischen Flächen, dem Grenzlebensraum zwischen aquatischen und terrestrischen Phasen, durchgeführt. Es werden die abiotischen Parameter Substratdiversität, Korngrößenverteilung, organischer Anteil im Substrat und Strömungsgeschwindigkeit [ZANKE, U. & KREBS, M., 2000] sowie die biotischen Parameter Abundanz, Altersstruktur, Diversität, Biomasse des „standing crop“ und Artenzusammensetzung aufgenommen und korreliert [DIRKSEN, M.T. et al., 2000]. Zielsetzung des interdisziplinären BMBF-Verbundprojektes ist die Entwicklung eines numerischen Planungswerkzeugs. Konstruktive wasserbauliche Eingriffe in Morpho- und Hydrodynamik eines Flusses (insbesondere der Bau von Buhnen) sollen damit vor dem Bau hinsichtlich Ihrer Wirkung auf Fauna, Morpho- und Hydrodynamik bewertbar und planbar werden. Das Modell soll damit einen Beitrag leisten, um die Qualität des Habitats Elbe zu erhalten oder zu verbessern. Zu diesem Zweck wurden Fauna und abiotische Standortparameter der Buhnenfelder in den Jahren 1998 und 1999 monatlich beprobt. Untersuchungsobjekte sind fünf Buhnenfelder im Grenzbereich der oberen zur untern Mittel-elbe. Als Untersuchungsflächen werden in Bezug auf Morpho- und Hydrodynamik stark differierende Buhnenfelder ausgewählt, um ein möglichst diverses Faktorenspektrum in hoher Auflösung zu erhalten. Dies gewährleistet, dass die Gradienten repräsentativer Umweltparameter möglichst weitgehend erfasst und differenziert werden. Für jede Probennahme werden abiotische und biotische Parameter korreliert. Es ergibt sich eine abgestufte Verantwortlichkeit der Umweltfaktoren für die Charakteristik der Fauna (charakterisiert durch die oben genannten Eigenschaften). Die Methode der kanonischen Ordination (cO) [WILDI, O., 1986; JONGMANN, R. H. G. et al., 1987] wird hier verwendet, um den Einfluss der Umweltvariablen auf die eruierten Ähnlichkeitsmuster der Biozönosen zu bewerten.

3.6 Untersuchungen zur Morphologie und zum Feststofftransport

Einführung und Begriffserläuterungen

In Abgrenzung zur Thematik der Schadstoffforschung ist die Erklärung einiger Begriffe notwendig. Während bei Untersuchungen zur Bewertung der Umweltqualität (z. B. Gewässerbeschaffenheit) der Begriff „Belastung“ üblicherweise in chemisch-biologischer Hinsicht verwendet wird, steht bei Fragen des Sedimenttransports im Fließgewässer die physikalische Begriffsauslegung (Kornbewegung infolge strömungsmechanischer Krafteinwirkung) im Vordergrund. Als entscheidende hydrologische Belastungsgröße ist hier der Abfluss anzusehen, der aufgrund seiner natürlichen Variabilität die Prozesse dynamisch prägt. Über jahreszeitliche und strömungsdynamische Abhängigkeiten werden Menge und Kornzusammensetzung der transportierten Feststoffe bestimmt. Nach der Art ihrer Fortbewegung sind, speziell auch im Hinblick auf die Feinkörnigkeit der Elbesedimente, drei Klassen von transportierten Feststoffen zu unterscheiden:

- Geschiebe
- Schwebstoffe
- Schwimmstoffe

Geschiebe ist das Kornmaterial, das sich in überwiegendem Kontakt mit bzw. in direkter Nähe der Sohle vorwärts bewegt, was durch Rollen, Gleiten oder Springen des Einzelkorns geschehen kann. *Schwebstoffe* oder *suspendiertes Sediment* bestehen aus Feststoffteilchen, die aufgrund ihrer geringen Größe und der Turbulenz des fließenden Wassers zumindest zeitweise in Schwebelage gehalten werden können. Die Unterscheidung, ob ein Korn als Geschiebe oder in Suspension bewegt wird, d. h. die exakte Trennung zwischen den beiden Transportmechanismen, ist oft schwierig. *Schwimmstoffe*, die sich aufgrund ihrer geringeren Dichte an der Wasseroberfläche bewegen, sind hier von untergeordneter Bedeutung. Eine weitere Unterscheidung muss getroffen werden: *Bettmaterial* ist der Teil des Feststoffs, aus dem sich das bewegliche Gewässerbett zusammensetzt. Es kann als Geschiebe oder als Schwebstoff transportiert werden. *Spülfracht* ist demgegenüber feinkörniger als das Bettmaterial, wird suspendiert in den betrachteten Gewässerabschnitt eingetragen und ohne nennenswerte Interaktion mit der Sohle durch ihn hindurch transportiert.

Untersuchungen

Seit Beginn der 90er Jahre werden von den zuständigen Wasser- und Schifffahrtsbehörden intensive Untersuchungen zur Erfassung der Feststofftransportverhältnisse der Elbe durchgeführt, u. a. durch Aufbau eines Netzes von 28 Geschiebe- und Schwebstoffmessstellen entlang des Stromes. Anhand der Daten können z. B. Aussagen zu regionalen Konzentrations- und Frachtunterschieden sowie zur zeitlichen Transportdynamik der Elbe abgeleitet werden. Parallel beschäftigten sich verschiedene wissenschaftliche Arbeiten der Bundesanstalten für Gewässerkunde (BfG) und für Wasserbau (BAW) in den letzten Jahren eingehend mit möglichen wasserbaulichen Maßnahmen zur nachhaltigen Verbesserung der Verhältnisse in Teilstrecken der Elbe (z. B. sog. Erosionsstrecke, Reststrecke).

Aufbauend auf den bisherigen Erkenntnissen befassen sich mehrere Vorhaben mit der Aufklärung von Wissensdefiziten bezüglich morphologischer Teilprozesse im (Öko-)System. Ein vollständiger Überblick zu den Arbeiten in diesem Bereich ist in [BfG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE, 2000] zu finden.

Durch das Verbundvorhaben „Morphodynamik der Elbe“ wird der Ist-Zustand der deutschen Binnenelbe anhand der wesentlichen abiotischen Parameter und Prozesse großräumig charakterisiert. Im Vordergrund steht dabei eine Bestandsaufnahme in den Schwerpunktbereichen Topographie, Hydrologie, Hydraulik und Feststofftransport, wobei umfassende Daten von Behörden zusammengestellt und in Teilprojekten fachgerecht aufbereitet werden. Ergänzt werden diese Arbeiten u. a. durch geologische und grundwasserhydraulische Untersuchungen in ausgewählten Elbeabschnitten. Als morphologische Untersuchungen sind hierbei zu nennen:

- Berechnung des Feststofftransports mit hydraulisch-sedimentologischen Modellen,
- Hydrologisch-morphologische Bilanzierung des sohlrelevanten Feststoffhaushalts,
- Untersuchung des Einflusses der Abflussinstationarität sowie von Strombauwerken auf die Transportprozesse an der Sohle in Wechselwirkung mit der Gestalt des Strombetts,
- Ermittlung der zur Bettbildung beitragenden Feststofftransportanteile, insbesondere der in Suspension befindlichen Sandfrachten.

Während in den beiden erstgenannten Teilprojekten das Ziel verfolgt wird, Berechnungs- und Bilanzierungswerkzeuge zu erarbeiten, die es ermöglichen, die morphologische Entwicklung großräumig und langfristig zu beschreiben, konzentrieren sich zwei Teilprojekte stärker auf Grundsatzfragen der Sedimentumlagerung von lokaler bzw. kurzfristiger Ausprägung. Auf der Basis spezifischer Labor- und Naturmessungen liefern sie einen grundlegenden Beitrag zum Prozessverständnis der Morphodynamik und somit zu einer verbesserten Quantifizierung derzeitiger Prognosen und zukünftiger Erosions- und Anlandungstendenzen. Das Vorhaben wird Ende 2000 abgeschlossen sein.

Ziel der Untersuchungen des von der *Bundesanstalt für Gewässerkunde* (BfG) durchgeführten Vorhabens „Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe“ ist es, bestehende Wissenslücken hinsichtlich des transportdynamischen Charakters der einzelnen Nebenflüsse von der Moldaumündung bis zum Wehr Geesthacht im Sinne einer Gesamtbeurteilung des Feststoffhaushalts für das Einzugsgebiet der Elbe zu schließen. Die zu erwartenden Erkenntnisse werden zu einer Vertiefung der Kenntnisse über den Feststofftransport im Längsschnitt der Elbe beitragen, Daten für mathematisch-numerische Modellierungen liefern sowie zur Beantwortung gütebezogener Fragestellungen führen. Des weiteren werden quantifizierende Transportlängsschnitte für bedeutende Nebenflüsse durch die Identifizierung und Einbeziehung dominierender Feststoffquellen und -senken erstellt, die zur Abschätzung von Lieferpotentialen unter geänderten Randbedingungen führen. Im Vordergrund steht die Recherche, Aufbereitung und Weiterverarbeitung der wesentlichen Grundlagendaten zum Feststoffhaushalt und der bedingenden naturräumlichen Faktoren in den Nebenflusseinzugsgebieten. Ermittelt wurden die aktuellen und ehemaligen Messstellen, an denen quantifizierbare Daten erhoben wurden, entsprechende Abfluss- und Pegelwerte, Geschiebe- und

Schwebstofftransportdaten der Elbe, Baggerstatistiken der WSÄ sowie Grundlagen zur naturräumlichen Charakteristik der Teileinzugsgebiete. Die Ergebnisse zeigen, dass in den Ländermessprogrammen Datenreihen von bis zu 40 Jahren existieren, die auf täglichen bis monatlichen Messungen basieren. Aufgrund der gravimetrischen Bestimmung des Schwebstoffgehalts sind quantifizierende Aussagen zum Schwebstofftransport der Elbenebenflüsse möglich. Für 46 % des gesamten bzw. 86 % der Einzugsgebiete > 300 km² liegen Daten zu Schwebstoffkonzentrationen vor. Das erhobene Datenmaterial wird mit statistisch-stochastischen Methoden auf seine Plausibilität und Repräsentativität überprüft und findet Eingang in eine Datenbank, die der BfG, den Ländern und den Projekten im Forschungsverbund zur Verfügung gestellt wird. Die Datenbank wird den Zugriff auf historische und aktuelle Rohdaten der Schwebstoffkonzentration der ausgewählten Messstellen, zugehörige Durchflusswerte sowie die Recherche des jahreszeitlich und abflusss dynamisch bedingten Feststofftransports in den Nebenflusseinzugsgebieten der Elbe ermöglichen. Kenntnislücken, die durch die Datenrecherche nicht abzudecken sind, werden im Rahmen des Projekts durch Eigenmessungen geschlossen. Aus Sicht vieler Länder steht die Flussbettinstabilität, fortschreitende Tiefenerosion und deren mögliche Auswirkungen auf die Auen und angrenzende Teileinzugsgebiete im Vordergrund des Interesses. In diesem Zusammenhang werden umfangreiche Messungen zum Geschiebetransport in den Nebenflüssen der Elbe erfolgen.

4 Räumliche und zeitliche Belastungen im Elbeeinzugsgebiet

Eine Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit an Hand limnologisch-ökologischer Untersuchungen und hydromorphologischer Daten sind Voraussetzung für die Einschätzung der räumlichen und zeitlichen Belastungen der Elbe und ihres Einzugsgebiets. Hydrologische und hydraulische Unterschiede bewirken die Abhängigkeit der Stoffkonzentrationen vom Durchfluss. Die Konzentrationsunterschiede sind u. a. durch folgende Prozesse bedingt: Unterschiedliche Oberflächen- und unterirdische Abflüsse, Verdunstung, Sedimentation (bei Niedrigwasserabfluss) und Sedimentaufwirbelung, Verdünnung (besonders bei konstanten Quellen wie Abwassereinleitungen) und Stoffaufnahme durch Vegetation (höhere Pflanzen).

Nachdem in den vorhergehenden Kapiteln detailliert das Untersuchungsgebiet und die im Rahmen des Elbe-2000-Programmes durchgeführten Projekte beschrieben worden sind, besteht der Schwerpunkt der nachfolgenden Ausführungen in der Zusammenfassung und Komprimierung von wesentlichen Erkenntnissen der achtjährigen Elbeforschung. Insbesondere werden dabei das gesamte Einzugsgebiet betreffende übergreifende Aspekte sowie einzelne, als besonders relevant anzusehende Fragestellungen diskutiert.

Ziele der nachfolgend dargestellten Untersuchungsergebnisse sind:

- Klärung von Zusammenhängen und Wechselwirkungen zwischen den untersuchten Gewässergüteparametern,
- Identifikation und Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilungen von Spurenstoffen in der Elbe und ihren Nebenflüssen.

Neben der Belastungssituation im Elbestrom und den Nebenflüssen (Kapitel 4.1) und der geogenen Hintergrundbelastung (Kapitel 4.2) werden erste Ergebnisse zum Feststofftransport (Kapitel 4.3) sowie zum Wasser- und Nährstoffhaushalt (Kapitel 4.4) des Einzugsgebiets ausführlich dargestellt. In Kapitel 4.5 wird eine zusammenfassende Aus- und Bewertung der Ergebnisse der achtjährigen Forschungsarbeiten gegeben.

4.1 Die Belastungssituation der Elbe und ihrer Nebenflüsse

4.1.1 Die Elbe

Die hier vorgestellten Untersuchungen basieren auf den Ergebnissen der im Zeitraum von 1992 bis 1998 vom GKSS-Forschungszentrum durchgeführten Elbelängsprofil-Messkampagnen. Ein Überblick über die zugrundeliegende Datenmatrix, die durchgeführten Messkampagnen und die untersuchten Parameter ist im Anhang gegeben (Tabelle A-1). Detaillierte Beschreibungen der eingesetzten Probennahme- und Messmethoden, sowie die

Visualisierung der Spurenstoff- und Summenparameterlängsprofilmessungen ist in den Berichten Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe, Abschlußbericht [PRANGE, A. et al, 1997 a, b, c] gegeben. Da der Schwerpunkt des vorliegenden Berichtes nicht auf der umfassenden Darstellung des Untersuchungsprogramms liegt, sondern in der Integration der Informationen sowie in der Komprimierung der wesentlichen Erkenntnisse von acht Jahren Elbeforschung [PRANGE, A. et al., 1994, 1995], werden lediglich übergreifende sowie einzelne als besonders relevant erachtete Aspekte beleuchtet.

Beurteilung der Belastung anhand statistischer Kenngrößen und Vergleichen mit Zielvorgaben

Mit der Bestimmung der Konzentrationen von über 60 Elementen in Oberflächensedimenten, Schwebstoffen und Filtraten der Elbe (Anhang Tabellen A-1 bis A-5) wurde unter anderem das Ziel verfolgt, zu untersuchen, welche Elemente eine elbespezifische Belastung darstellen. Daraus sollte sich schließlich der Messbedarf ableiten lassen. Prädestiniert zur Überwachung sind zunächst die Elemente, die in der Klärschlammverordnung als relevant eingestuft sind (sog. Klärschlammelemente: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn).

Tabelle 4-1: **Ausgewählte statistische Kenngrößen der Belastung Elbesedimente mit den Klärschlammelementen und Arsen (Korngrößenfraktion < 20 µm, Vollaufschluss)**

		As	Cd	Cr	Cu	Hg mg/kg	Ni	Pb	Zn
Okt. 92	Median	69	9,4	280	230	9,4	80	200	1700
	Mittelwert	74	9,1	280	235	10	780	200	1700
	Minimum	19	0,8	99	30	0,2	37	32	160
	Maximum	290	21	510	480	36	120	610	3300
Okt. 95	Median	53	5,5	180	140	4,6	72	160	1100
	Mittelwert	53	6,6	185	140	4,6	70	150	1300
	Minimum	22	0,3	108	18	0,3	37	34	140
	Maximum	100	14	360	320	14	110	280	2300
Okt. 98	Median	44	4,0	150	130	2,4	63	140	880
	Mittelwert	49	4,5	156	150	3,3	63	150	1000
	Minimum	23	0,7	96	36	0,4	38	58	240
	Maximum	170	13	350	1500	18	130	870	3000

Im Folgenden sollte untersucht werden, wie sich die Belastungssituation der Elbe in Bezug auf die Klärschlammelemente darstellt. Tabellen 4-1 bis 4-5 geben einen Überblick über die mittlere Belastung der Elbe mit den Klärschlammelementen und Arsen im Sediment, Schwebstoff und in der Wasserphase (Gesamtproben). Bei der Bildung der Mittelwerte und Mediane wurden Einleiter und Probennahmen im Mündungsgebiet von Nebenflüssen nicht berücksichtigt, da nur die Grundbelastung der Elbe betrachtet werden sollte. Ein Vergleich der Mediane in den Sedimenten zeigt für alle Elemente eine Abnahme der Konzentrationen im Untersuchungszeitraum von 1992 bis 1998.

Tabelle 4-2: Ausgewählte statistische Kenngrößen der Belastung der Elbeschwebstoffe mit den Klärschlammelementen und Arsen (Vollaufschluss)

		As	Cd	Cr	Cu	Hg mg/kg	Ni	Pb	Zn
Okt. 93	Median	47	6,8	150	160	8,9	60	170	1300
	Mittelwert	48	7,6	150	160	8,7	59	160	1200
	Minimum	17	0,4	52	26	0,5	19	40	160
	Maximum	140	19	650	640	23	89	590	2900
Mai 94	Median	35	6,0	100	99	3,0	49	110	950
	Mittelwert	39	6,2	100	110	3,3	52	110	1100
	Minimum	17	0,8	46	48	0,9	23	70	130
	Maximum	140	14	205	350	20	125	160	1700
Sep. 95	Median	49	5,3	140	110	3,0	55	150	810
	Mittelwert	52	6,3	130	110	3,7	55	140	930
	Minimum	23	0,6	19	27	0,3	24	57	90
	Maximum	240	14	310	270	17	79	200	1600
Apr. 96	Median	39	4,2	115	90	2,1	48	100	740
	Mittelwert	42	5,2	110	92	2,0	49	100	800
	Minimum	16	0,7	42	30	0,3	23	28	160
	Maximum	170	10	180	430	3,5	90	140	1400
Sep. 98	Median	38	4,7	110	94	2,5	51	110	970
	Mittelwert	41	5,2	120	96	2,5	50	110	910
	Minimum	25	0,9	79	36	0,7	36	73	170
	Maximum	180	38	200	15	4,4	65	200	1900

Bei den Schwebstoffen kann nicht von einer kontinuierlichen Abnahme gesprochen werden, auch wenn die Konzentrationen 1998 geringer waren als 1993. Beim Vergleich der Elemente im Schwebstoff und der Wasserphase, wo mit Ausnahme von Zink keine merkliche Abnahme zu finden war, muss auf jeden Fall der Abfluss zum Zeitpunkt der Probennahme berücksichtigt werden. Auf die zeitliche Entwicklung der Belastung im Schwebstoff wird jedoch an späterer Stelle genauer eingegangen.

Als ein Kriterium für die Einschätzung des Belastungspotentials eines Elementes dient ein Vergleich mit den LAWA-Zielvorgaben (Kapitel 2.1). Dazu wurde überprüft, ob die Mediane der Konzentrationen über das Längsprofil die Zielvorgaben wesentlich überschritten.

Als besonders zuverlässig bei der Beurteilung der zeitlichen Entwicklung werden die Belastungen von Sedimenten angesehen, da diese im Vergleich zum Schwebstoff weniger abhängig von jahreszeitlichen Schwankungen, wie z. B. vom Abfluss oder der biologischen Aktivität, sind. Die Konzentrationen aller dargestellten Schwermetalle in den Sedimenten überschritten mehr oder weniger deutlich die Zielvorgaben. Ein Vergleich der Ergebnisse der Kampagne von 1992 mit denen von 1998 zeigt jedoch, dass die Belastungen abnehmen. Lediglich Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink sind noch weit davon entfernt, die Zielvorgaben zu erfüllen.

Tabelle 4-3: Ausgewählte statistische Kenngrößen der Belastung von Elbewasserproben (Gesamtpuben) mit den Klärschlammelementen und Arsen

		As	Cd	Cr	Cu	Hg µg/L	Ni	Pb	Zn
Okt. 93	Median	5,2	0,15	4,6	6,2	0,19	4,2	3,6	46
	Mittelwert	4,8	0,17	4,7	5,8	0,18	4,2	3,7	42
	Minimum	0,1	0,02	0,1	0,9	0,001	0,2	0,4	3,3
	Maximum	10	0,66	35	14	0,44	16	26	115
Mai 94	Median	3,9	0,30	3,3	6,4	0,09	3,1	3,4	44
	Mittelwert	3,6	0,28	3,4	6,3	0,10	2,9	3,4	41
	Minimum	0,6	0,02	0,2	0,8	0,004	0,1	0,4	8,7
	Maximum	5,6	0,55	8,2	21	0,24	5,1	8,2	80
Sep 95	Median	6,1	0,19	3,3	5,7	0,08	5,6	3,5	36
	Mittelwert	5,7	0,20	3,3	5,6	0,09	5,6	3,6	37
	Minimum	0,4	0,02	0,0	0,4	0,002	0,2	0,3	3,7
	Maximum	11	0,67	16	14	0,38	12	14	104
Apr. 96	Median	3,9	0,15	3,5	4,9	0,06	5,1	3,0	33
	Mittelwert	3,4	0,18	3,5	4,9	0,06	5,0	3,1	34
	Minimum	0,1	0,04	0,2	0,1	0,001	0,1	0,3	5,0
	Maximum	6,3	0,35	10	21	0,22	8,5	9,2	74
Sep 98	Median	5,3	0,21	4,1	6,4	0,06	4,0	3,3	39
	Mittelwert	5,2	0,21	4,9	6,4	0,09	4,2	4,0	42
	Minimum	0,6	0,05	0,1	0,9	0,001	0,4	0,6	4,3
	Maximum	9,7	0,48	28	13	0,35	13	21	124

Tabelle 4-4: Vergleich der Bewertung der Elbesedimentbelastung zwischen Okt. 92 und 98 am Beispiel der Klärschlammelemente und Arsen. Die Zahlen geben den Quotienten zwischen dem Median der Konzentrationen über das gesamte Längsprofil und der strengsten LAWA-Zielvorgabe an (bzw. IK-SE-Zielvorgabe für Arsen).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg mg/kg	Ni	Pb	Zn
Zielvorgaben	30	1,2	100	60	0,8	50	100	200
Okt. 92	2,3	6,0	2,8	3,8	9,4	1,6	2,0	8,4
Okt. 95	1,8	3,7	1,8	2,4	4,6	1,4	1,6	5,4
Okt. 98	1,5	2,7	1,5	2,1	2,4	1,3	1,4	4,4

Im Rahmen umfangreicher Untersuchungen zur geogenen Hintergrundbelastung an der Elbe wurden für insgesamt 59 Elemente geochemisch begründete Zielvorgaben definiert. Diese leiten sich aus dem höchsten gemessenen normierten Hintergrundwert eines Elementes multipliziert mit dem Faktor zwei ab [PRANGE, A. et al., 1997]. Ein Vergleich der Längsprofilmediane mit diesen Zielvorgaben zeigt, dass auch Silber signifikant höhere Konzentrationen aufweist als ohne anthropogene Einflüsse zu erwarten wäre. Auch die Silberkonzentrationen nahmen zwischen 1992 und 1998 ab. Während die mittlere Konzentration an Silber 1992 noch das 9,1fache des Hintergrundwertes betrug, überschritt sie diesen 1998 nur mehr um das 4,4fache.

Tabelle 4-5: Vergleich der Bewertung der Elbeschwebstoffbelastung zwischen 1993 und 1998 am Beispiel der Klärschlammelemente und Arsen. Die Zahlen geben den Quotienten zwischen dem Median der Konzentrationen über das gesamte Längsprofil und der strengsten LAWA-Zielvorgabe an (bzw. IKSE-Zielvorgabe für Arsen)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg mg/kg	Ni	Pb	Zn
Zielvorgaben	30	1,2	100	60	0,8	50	100	200
Okt. 93	1,6	5,7	1,5	2,6	11	1,2	1,6	6,5
Mai 94	1,2	5,0	1,0	1,7	3,7	1,0	1,1	4,8
Sep. 95	1,6	4,4	1,4	1,8	3,8	1,1	1,4	4,1
Apr. 96	1,3	3,5	1,1	1,5	2,6	1,0	1,0	3,7
Sep. 98	1,3	3,9	1,1	1,6	3,1	1,0	1,1	4,9

Bei den Schwebstoffen zeigten 1998 außer Cadmium, Quecksilber und Zink keine Elemente eine signifikante Überschreitung der LAWA-Zielvorgaben (Tabelle 4-5). Es muss aber erwähnt werden, dass an einzelnen Probennahmestellen fast aller dargestellten Elemente die Zielvorgaben deutlich überschritten wurden. Lediglich die Nickelkonzentrationen überschritten an keiner Stelle das zweifache der Zielvorgabe.

Im Folgenden wird die Verteilung der Elemente und die zeitliche Entwicklung der Belastung im Sediment und Schwebstoff im Detail untersucht, da für diese beiden Kompartimente eine sehr gute Datenbasis vorhanden war.

Detaillierte Untersuchungen der Sedimente

Die Auswertung der Elementverteilung in den Sedimenten basiert auf den im Oktober 1992, im Oktober 1995 und im Oktober 1998 durchgeführten Beprobungen. Es wurden 82 Probennahmestellen von der Quelle bis zur Mündung beprobt und 51 Elemente bearbeitet. Die Bestimmung der Elemente erfolgte aus Vollaufschlüssen der < 20 µm-Korngrößenfraktion, und die Ergebnisse wurden auf das Trockengewicht bezogen.

Zunächst wurde die Güte der Sedimentdaten beurteilt. Die Bewertung sollte den gesamten Prozess von der Probennahme über die Probenvorbereitung bis zur Messung einschließen, um ein Kriterium zur Einschätzung der Signifikanz von beobachteten Effekten zu erhalten. Zu diesem Zweck wurde aus dem Elbelängsprofil ein Abschnitt ohne bedeutende Zuflüsse und Punktquellen ausgewählt und die Streuung der Messwerte in diesem Abschnitt untersucht. Bei der Bewertung wurde von der Hypothese ausgegangen, dass die Streuung der Spurenstoffmesswerte in dem Elbeabschnitt von Schnackenburg bis Lauenburg (D-km 475 bis 570) lediglich durch den gesamanalytischen Prozess (Probennahme, -aufbereitung, Analytik) dominiert war, da dieser Bereich durch keine wesentlichen Nebenflüsse oder bekannte Einleiter beeinflusst ist. Neben den auf die Trockenmasse des Sediments bezogenen Elementkonzentrationen wurden die auf Aluminium standardisierten Werte getestet. Die Aluminiumstandardisierung ist eine vielfach beschriebene Methode um Verdünnungseffekte durch organisches Material und Korngrößeneffekte zu reduzieren [PRANGE, A., et al., 1997].

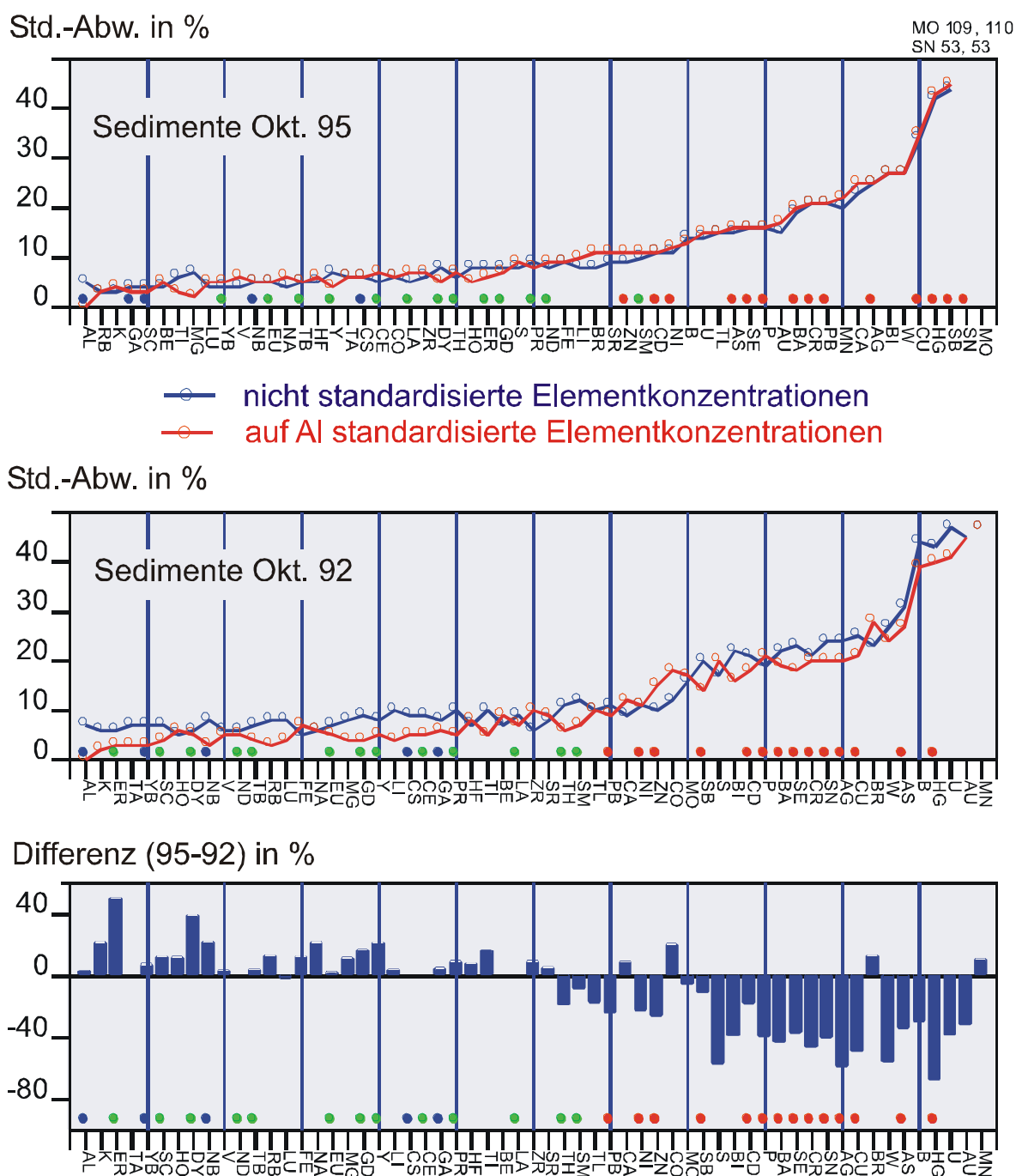


Bild 4-1:

Oben und Mitte: Standardabweichung der im Bereich zwischen Schnackenburg und Lauenburg bestimmten Sedimentbelastungen. Blaue Kurve: Werte sind auf die Trockenmasse bezogen; rote: auf die Aluminiumkonzentration. Die Sortierung erfolgt nach zunehmender Standardabweichung.

Unten: Differenz der Belastung im Okt. 1992 und Okt. 1995 in Prozent. Negative Werte bezeichnen eine Konzentrationsabnahme.

rote Punkte: Klärschlammelemente; grüne und blaue Punkte: geogene Elemente

Qualität der Sedimentdaten

Der überwiegende Teil der Elemente zeigt in dem untersuchten Elbeabschnitt erwartungsgemäß eine geringe Streuung von unter 10% relativer Standardabweichung (Bild 4-1). Der obere und mittlere Teil der Bilder zeigt die relative Standardabweichungen der ermittelten Konzentrationen. Die Elemente wurden nach zunehmender Standardabweichung sortiert, die Reihenfolgen stimmen somit nicht überein. Zur besseren Orientierung sind auf den x-Achsen rote (Klärschlammelemente), grüne und blaue Punkte (geogene Elementgruppen, zur Aufteilung siehe unter Faktoranalyse) zur Unterscheidung von Elementgruppen hinzugefügt worden. Die Elemente geogenen Ursprungs finden sich im Bereich geringer Standardabweichungen im linken Teil der Grafik. Die anthropogen beeinflussten Elemente streuen erheblich mehr und liegen daher am rechten Rand der Grafik. Die Trennung zwischen den Elementgruppen ist geradezu auffällig scharf.

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass der im Gesamtprozess verursachte statistische Fehler gering ist. Dies zeigt sich insbesondere in der guten Reproduzierbarkeit der Elemente geogenen Ursprungs. Dagegen zeigen die anthropogenen Elemente eine deutlich stärkere Streuung. Demzufolge wurde auch der untersuchte Flussabschnitt zwischen Havel und Geesthacht im Beprobungszeitraum durch anthropogene Quellen beeinflusst. Der Vergleich der Kampagnen vom Oktober 92 und Oktober 95 führt zu einer übereinstimmenden Einschätzung.

Bild 4-1 (unten) zeigt die prozentuale Differenz der Sedimentbelastungen von 1992 und 1995, wobei negative Werte eine Konzentrationsverringerung anzeigen. Bei allen anthropogen beeinflussten Elementen lässt sich eine Abnahme der Konzentrationen um bis zu 70 % feststellen. Dagegen zeigen die anderen Elemente entweder keinen oder einen positiven Effekt. In dieser Gruppe wiesen die Seltenen Erden Erbium (Er) und Dysprosium (Dy) die größte Konzentrationszunahme (über 40 %) auf, allerdings bei sehr niedrigen Absolutkonzentrationen. Dieser Effekt konnte bei den Elementen eindeutig geogenen Ursprungs, wie z. B. Aluminium (Al) und Scandium (Sc), nicht nachgewiesen wurde.

Anwendung der Faktoranalyse auf die Sedimentdaten

Im nächsten Schritt wurden die Beziehungen der Elemente zueinander untersucht. Zu diesem Zweck wurde der gesamte Längsprofil Datensatz mit einer Faktoranalyse ausgewertet. Es wurden drei Faktoren extrahiert. Die Kommunalitäten wurden nach dem multiplen R^2 -Verfahren geschätzt. Die extrahierten Faktoren wurden mit dem Varimax-Algorithmus rotiert. Dieses Modell ist in der Lage, für die Kampagne vom Okt. 1992 61 %, vom Okt. 1995 65 % und vom Okt. 1998 64 % der Gesamtvarianz zu erklären.

Bild 4-2 zeigt beispielhaft die Faktorladungen (Datensatz Okt. 1998) im dreidimensionalen (Teil a, b und c) Faktorraum. Faktorladungsplots geben Hinweise auf Ähnlichkeiten zwischen Variablen in einem multivariaten Datensatz. Hoch korrelierte Variablen können durch ihre enge Gruppierung im Faktorraum erkannt werden. Die Faktoren selbst können als übergeordnete Variable begriffen werden, welche dominante Effekte im multivariaten Datensatz beschreiben. Der größte Teil der Gesamtvarianz wird durch den ersten Faktor erklärt. Die folgenden Faktoren haben in der Regel einen schnell kleiner werdenden Anteil an der Erklä-

rung der Streuung der einzelnen Datenpunkte. Die Einzelvariablen treten mit hohen Ladungen bei den Faktoren auf, die sie am deutlichsten repräsentieren.

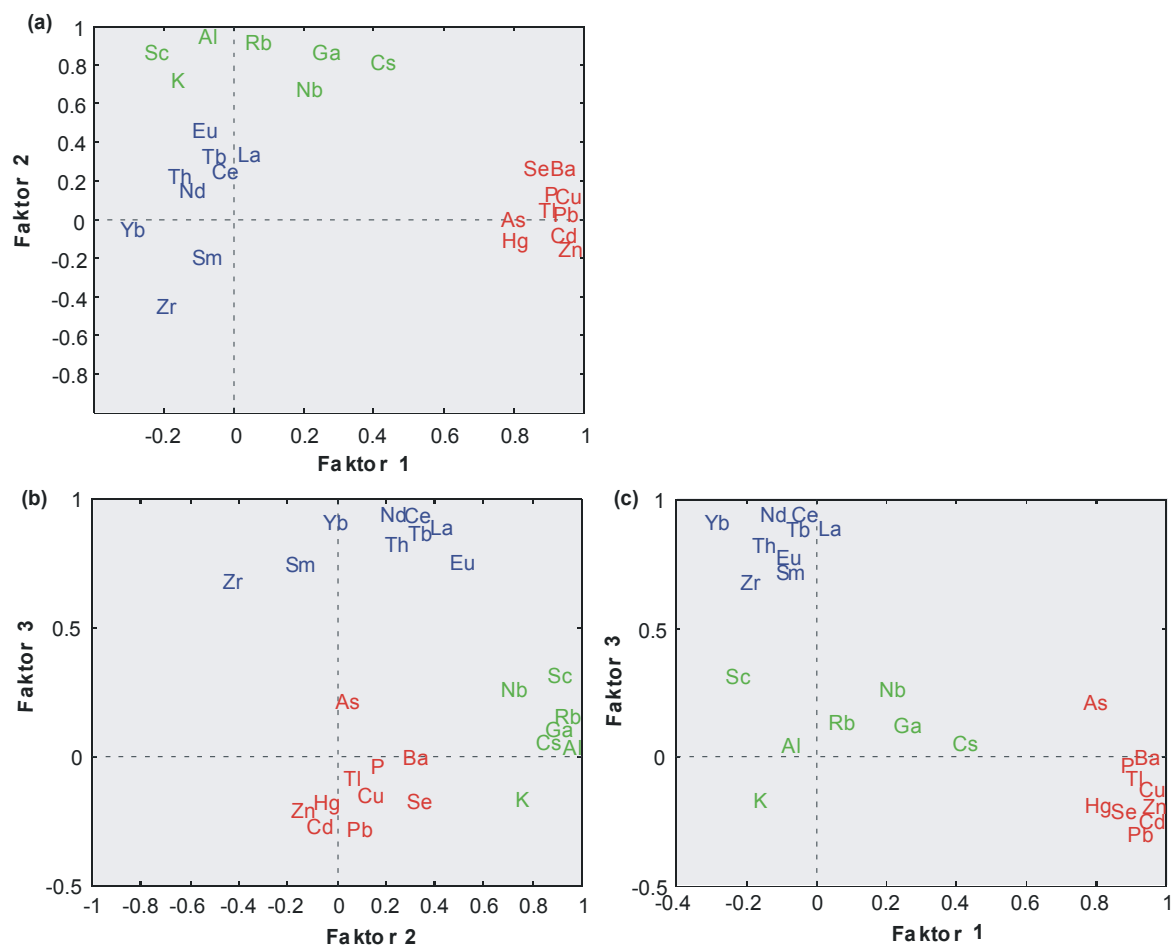


Bild 4-2: Faktorladungen im dreidimensionalen Faktorraum. (Sedimentlängsprofil der Elbe vom Okt. 1998)

Das aufgestellte Faktormodell zeigt eine deutliche Gruppierung der Klärschlammelemente bei hohen Ladungen auf Faktor 1. Deutlich getrennt werden die geogenen Elemente, z. B. Aluminium und Scandium, bei hohem Faktor 2; und die Seltenen Erden werden bei hohem Faktor 3 gruppiert. Der größte Teil der Varianz des Datensatzes (26 %) wird durch Faktor 1 erklärt, welcher anhand der hoch geladenen Elemente als anthropogener Faktor zu bezeichnen ist. Den Faktoren 2 und 3 werden die geogenen Elemente und die Seltenen Erden zugeordnet. Elemente, die auf einem der drei extrahierten Faktoren Ladungen höher als 0,7 aufweisen, wurden rot (Faktor 1), grün (Faktor 2) und blau (Faktor 3) eingefärbt. Elemente, deren Faktorladung auf keinem der drei ersten Faktoren 0,7 erreichte, sind der Übersichtlichkeit wegen nicht abgebildet. Die Einteilung der Elemente aus dem Datensatz vom Okt. 1998 wird im Folgenden bei der Auswertung der weiteren Sediment- und Schwebstoffdaten beibehalten und wurde bereits in Bild 4-2 zur Kennzeichnung der Elemente verwendet.

Tabelle 4-6: Einteilung der Elemente in drei Gruppen aufgrund des Faktormodells. Die blau eingefärbten Elemente lagen 1998 nicht mehr auf den Faktoren, die roten nur 1998

anthropogen	geogen	Seltene Erden
<i>Ag</i>	Al	Ce
As	Cs	<i>Dy</i>
Ba	Ga	<i>Er</i>
Cd	Nb	Eu
<i>Cr</i>	Sc	<i>Gd</i>
Cu	<i>K</i>	La
Hg		Nd
Ni		<i>Pr</i>
P		Sm
Pb		Tb
<i>Tl</i>		Th
<i>Sb</i>		<i>Y</i>
Se		Yb
Sn		<i>Zr</i>
Zn		

Die aus den Datensätzen von 1992 und 1995 berechneten Faktorenmodelle liefern die gleichen Ergebnisse hinsichtlich der Elementzuordnung. Die Verteilung im Faktorraum weist verglichen mit 1998 ein ähnliches Muster auf. Es zeigen sich jedoch zwei erwähnenswerte Unterschiede. Im 95er Datensatz wird im Gegensatz zum 92er und 98er die größte Varianz durch die Seltenen Erden verursacht. Sie sind auf Faktor 1 hoch geladen, die anthropogen beeinflussten Elemente werden durch Faktor 2 repräsentiert und die geogenen durch Faktor 3. In den Modellen vom Oktober 92 und 98 stellte sich die Situation wie folgt dar: Faktor 1 beschrieb die anthropogenen Elemente, Faktor 2 die geogenen und Faktor 3 die Seltenen Erden. Neben diesem wesentlichen Unterschied wurden bei genauerer Betrachtung 1995 die definierten Gruppen nicht ebenso eindeutig getrennt wie im 92er und 98er Datensatz, wobei die generelle Struktur, also Trennung der Elemente in anthropogene, geogene und Seltene Erden bei allen drei Datensätzen erhalten geblieben ist.

Zusammenfassend betrachtet lassen sich mit dem verwendeten faktoranalytischen Modell drei Gruppen von Elementen unterschiedlichen Verhaltens identifizieren. Die Eigenschaften werden als anthropogen beeinflusst, Seltene Erden und geogen beeinflusst bezeichnet. Des weiteren wird eine Abnahme der Faktorwerte bei den anthropogenen Elementen beobachtet, was auf einen generellen Rückgang der anthropogenen Belastung im Beobachtungszeitraum hinweist und die Ergebnisse der univariat-statistischen Untersuchungen zu Beginn dieses Kapitels bestätigt.

Anwendung der Clusteranalyse auf die Sedimentdaten

Nachdem mit Hilfe der Faktoranalyse Gruppen von ähnlichen Elementen bestimmt wurden, sollten nun räumliche Strukturen im Datensatz untersucht werden. Da zu vermuten ist, dass die separierten Elementgruppen auf unterschiedliche Quellen zurückgeführt werden können, wurden sie einzeln im Rahmen einer Clusteranalyse untersucht.

Mit Hilfe der Clusteranalyse nach WARD wurden die Probennahmestellen entlang des Elbestroms von der Quelle bis zur Mündung auf ihre Ähnlichkeit hinsichtlich der Elementkonzentrationen untersucht.

Es werden für jede, der im Faktormodell unterschiedenen Gruppen (anthropogen, geogen beeinflusste Elemente und Seltene Erden) vier Gruppen (Cluster) von Probennahmestellen unterschieden. Die Ergebnisse der Kampagnen vom Okt. 1992 und Okt. 1995 (Bild 4-3, rechter und linker Teil), sind in einem stilisierten Elbelauf dargestellt. Die y-Achse repräsentiert hier die Stromkilometer, die x-Achse den Probennahmeort im Querprofil (linkes, rechtes Flussufer, Flussmitte). Die wichtigsten Nebenflussmündungen sind im Längsprofil durch blaue Linien angedeutet. Die Probennahmestellen sind entsprechend der Clusterzuordnung mit eingefärbten Quadraten dargestellt.

Im deutschen Elbeabschnitt wurden beide Flussufer beprobt, auf der tschechischen Seite nur eine der beiden Flussseiten.

Folgende räumliche Strukturen wurden in den einzelnen Elementgruppen gefunden:

- Anthropogen beeinflusste Elemente (Tabelle 4-6): Der Tidebereich (D-km 600 bis 700) kann eindeutig von den restlichen Probennahmestellen getrennt werden. 1992 und 1998 wurde er Cluster 4 und 1995 Cluster 3 zugeordnet. Ebenso ergaben sich beim Zufluss von Mulde und Saale (D-km 260) deutliche Cluster Grenzen. In allen Datensätzen wurde der Bereich zwischen D-km 260 und 600 den Clustern 1 und 2 zugeordnet. Der Einfluss von Saale und Mulde auf die Konzentrationen der anthropogen beeinflussten Elemente wird zusätzlich durch den unsymmetrischen, linkselbisch früher eintretenden Clusterwechsel unterstrichen. Der gesamte Bereich zwischen Mulde und der Quelle wurde in 1992 dem Cluster 3 zugeordnet, die Zuflüsse zwischen Jahna und Moldau trugen zu keiner wesentlichen Änderung der Sedimentqualität bei. Die einzige relevante Ausnahme bildete die Probe bei CZ-km 228, die durch den Einfluss der chemischen Fabrik Synthesia, Cluster 2 zugeordnet wurde. Der 95er Datensatz spiegelt ein ähnliches Bild wider. Auch hier ist der Oberlauf der Elbe von der Mulde bis zu Quelle deutlich vom Unterlauf getrennt. Der Oberlauf wurde überwiegend Cluster 4 zugeordnet. Lediglich zwischen der Einmündung von Bílina und Triebisch wurden die Probennahmestellen Cluster 2 zugeordnet. Auffällig ist zudem, dass der Probennahmeort bei Synthesia hinsichtlich der typischerweise anthropogen beeinflussten Elemente keine Sonderrolle mehr einnimmt. 1998 wurde der Abschnitt von der Quelle bis zur Mulde Cluster 1 zugeordnet. Das deutet in dem Fall auf eine fast durchgehend geringe Belastung hin mit Ausnahme von CZ-km 228 (Synthesia-Chemie). Die höchste Belastung zeigte mit Cluster 3 der Abschnitt unterhalb der Einmündung von Mulde und Saale bis zur Havelmündung. Danach nahm die Belastung wieder kontinuierlich ab, wobei im Tidebereich (Cluster 4) ähnliche Konzentrationen der anthropogenen Elemente vorzufinden waren wie im quellnahen Bereich.

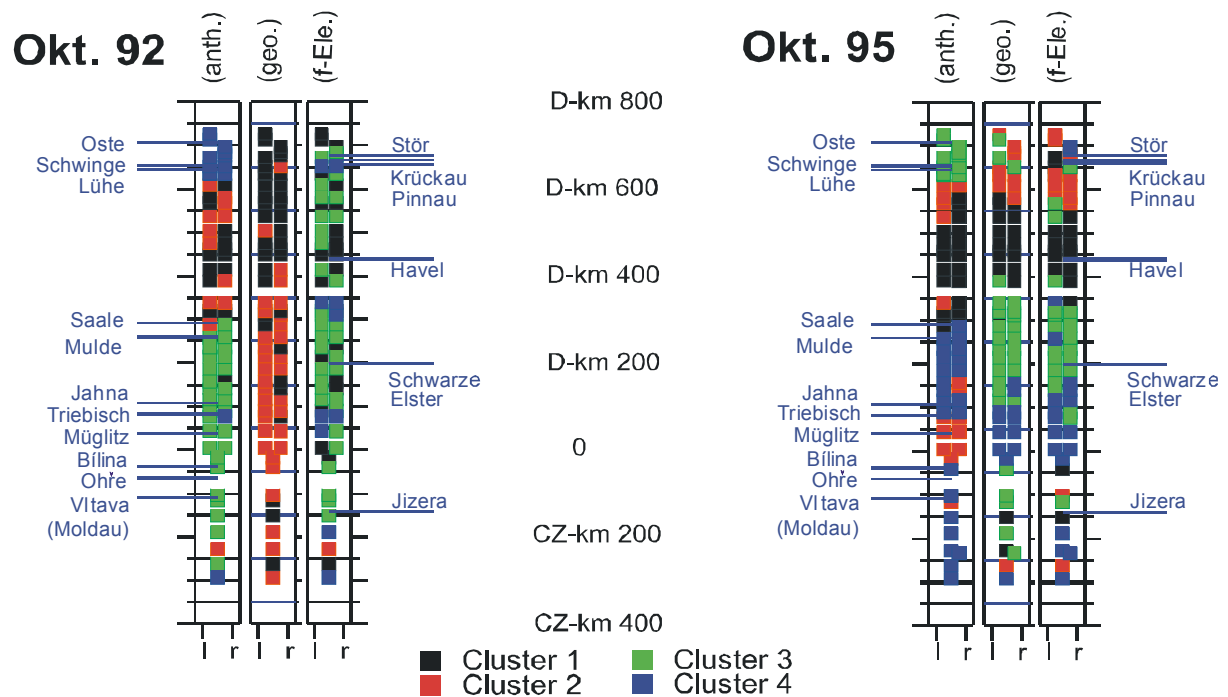


Bild 4-3: Ergebnisse der Clusteranalyse nach Ward. Dargestellt sind schematisch die Probennahmestellen sowie die Einmündungen der wichtigsten Nebenflüsse. Probennahmestellen gleicher Farbe wurden demselben Cluster (Einteilung gemäß Tabelle 4-6) zugeordnet

- Geogen beeinflusste Elemente: Die geogen beeinflussten Elemente weisen bei allen drei Kampagnen eine Clustergrenze in Höhe des Havelzuflusses auf. Die anderen Nebenflüsse haben keinen nachweisbaren Einfluss auf die Zusammensetzung der geogenen Elemente. Insgesamt nehmen die Konzentrationen der Elemente dieser Gruppe flussabwärts leicht ab.
- Seltene Erden: Die Elemente dieser Gruppe wiesen 1992 und 1995 eine den geogenen Elementen ähnliche räumliche Struktur auf. Auch bei den Seltenen Erden zeigt sich der Einfluss des Havelzuflusses besonders nachhaltig am rechten Elbeufer. Auch 1998 war keine eindeutige Struktur bei den Seltenen Erden zu erkennen, außer dass sich der Tiedebereich klar von den übrigen Flussabschnitten unterschied.

Bild 4-4 zeigt die zeitliche Belastungsentwicklung einiger ausgewählter anthropogener Elemente von 1992 bis 1998. Um den Effekt einzelner Punktquellen nicht über zu bewerten, sondern allgemeine Trends aufzuzeigen, wurden wie bereits in Bild 4-1 die mittleren Sedimentkonzentration zwischen Schnackenburg und Lauenburg genauer untersucht.

Beispielhaft für einige Elemente ist der Trend abnehmender Sedimentbelastungen seit 1992 zu erkennen. Die relative Abnahme der Konzentrationen von 1992 auf 1998 ist in der Grafik als negativer Prozent-Wert angegeben.

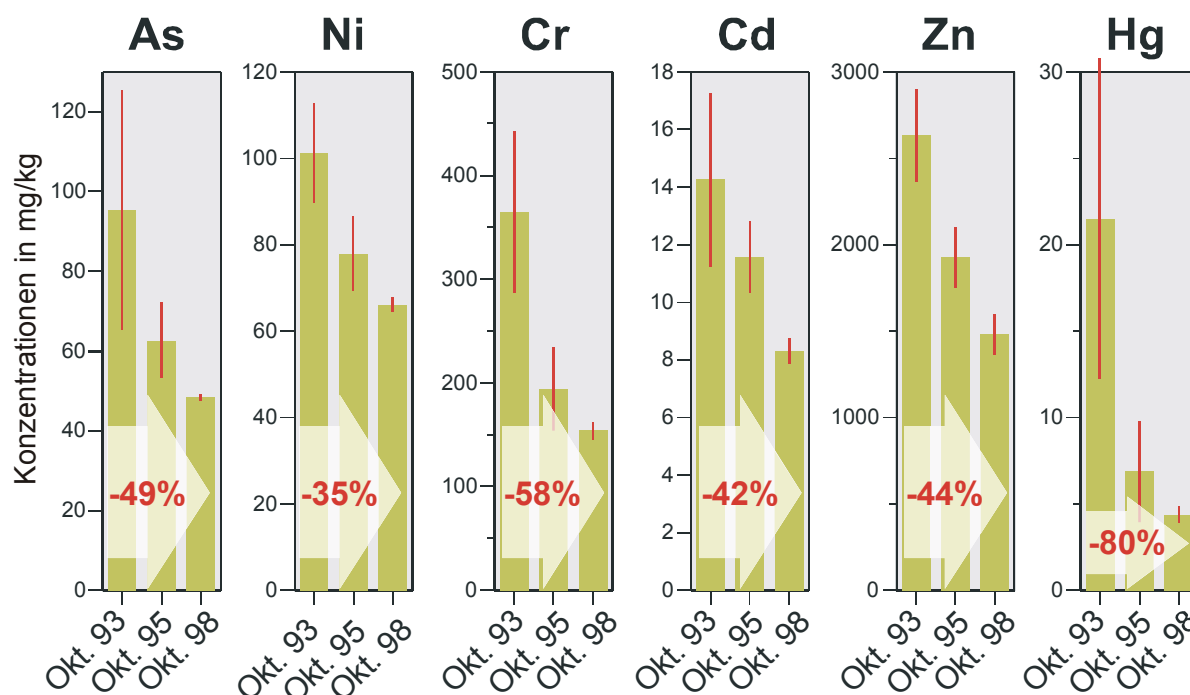


Bild 4-4: Entwicklung der mittleren Sedimentbelastungen in den Jahren 1992, 1995 und 1998 im Elbeabschnitt D-km 475 bis 570. Zusätzlich ist die prozentuale Konzentrationsabnahme zwischen 1992 und 1998 angegeben

Detaillierte Untersuchungen der Schwebstoffe

Für die Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge in Elbeschwebstoffen standen Daten aus vier Messkampagnen, die im Oktober 1993, Mai 1994, September 1995 und April 1996 stattfanden, zur Verfügung. Teilweise konnten auch schon die Daten aus der Kampagne September 98 verwendet werden. Die Probennahmestellen und Messgrößen stimmten dabei etwa mit den Angaben für die Sedimente überein.

Um die Güte der Messdaten einzuschätzen, wurde ebenso wie bei den Sedimenten (Bild 4-1), die Standardabweichung der Messwerte im Bereich zwischen Schnackenburg und Lauenburg ermittelt. Dabei lag die relative Standardabweichung bei fast allen Elementen deutlich unter 20 %, was zeigt, dass die Messdaten als sehr gut angenommen werden konnten (Bild 4-5). Die Unterscheidung nach anthropogen beeinflussten (rote Punkte) und geogen beeinflussten Elementen (blaue Punkte) wurde von der Auswertung der Sedimentdaten übernommen, da dort diese Zuteilung eindeutiger war als im Schwebstoff. Der Grund dafür dürfte sein, dass die Sedimente weniger mobil sind und dadurch ein homogeneres Medium darstellen. Wie später noch gezeigt wird, können die anthropogenen Elemente weiter in zwei Untergruppen aufgeteilt werden.

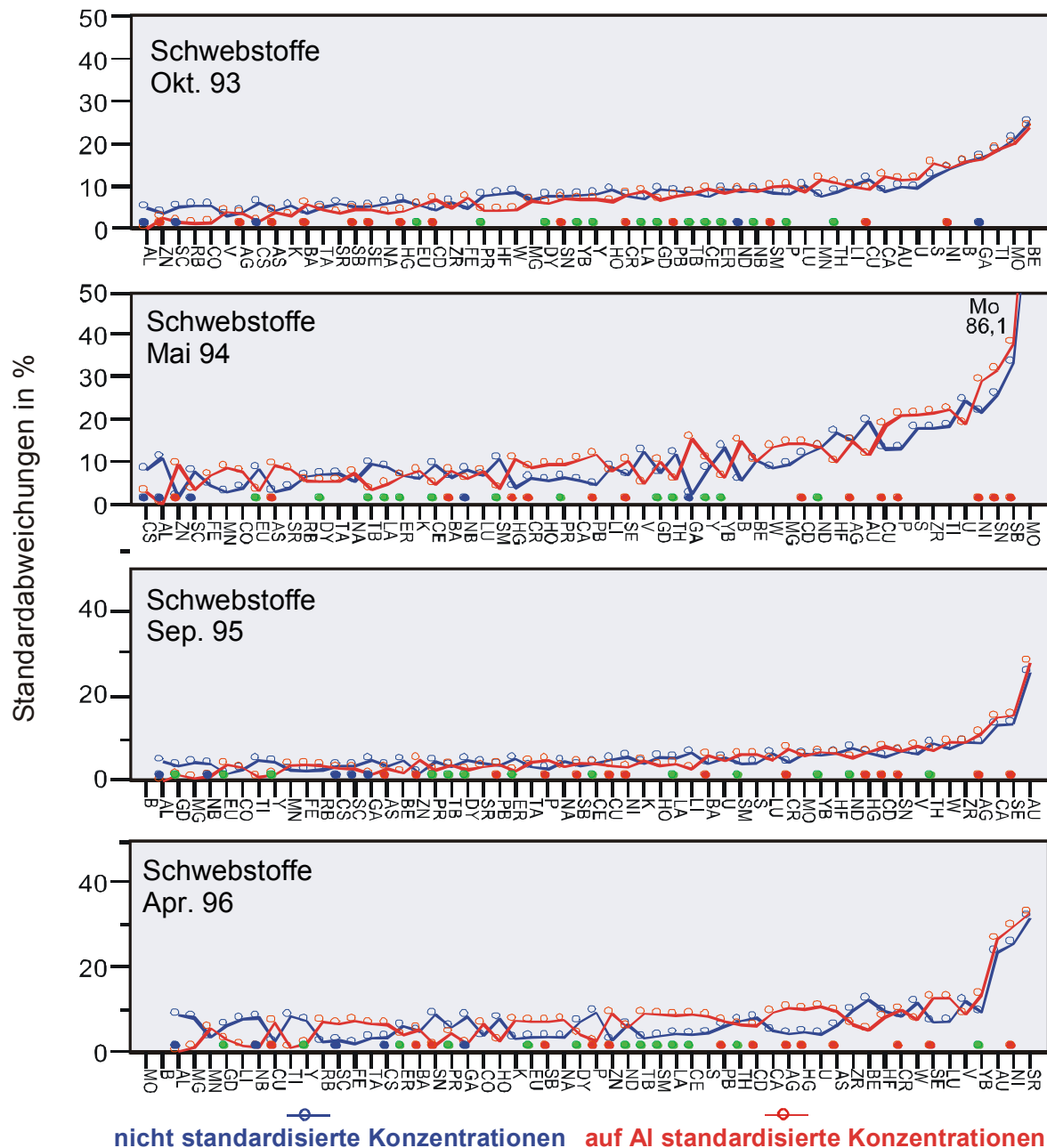


Bild 4-5: Standardabweichungen der Schwebstoffkonzentrationen zwischen Schnackenburg und Lauenburg. Blaue Kurven: Werte sind nicht standardisiert (auf die Trockenmasse bezogen). Rote Kurven: Werte sind auf Aluminium standardisiert. Die Sortierung erfolgt nach zunehmender Standardabweichung.

Ein wesentliches Instrument für die Bewertung der Gewässerbeschaffenheit ist die Einteilung von Flussabschnitten in Güteklassen, bzw. die Darstellung dieser Güteklassen als Farbkarten. In Bild 4-6 sind Farbkarten für Quecksilber als Beispiелеment nach dem Klassifizierungssystem der LAWA dargestellt. Gegenübergestellt sind die Ergebnisse vom Oktober 1993 und September 1998, um die zeitliche Entwicklung der Quecksilberbelastung zu zeigen. Ebenso ist in diesem Bild die Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Güteklassen dargestellt. 1993 zeichnete sich eine schiefe Verteilung ab mit dem Maximum bei der Klasse

IV, während 1998 hauptsächlich die Güteklasse III vorkam mit einer gleichmäßigen Verteilung über Klasse II bis Klasse IV. Die Quecksilberbelastung ging demnach auf der gesamten Fließstrecke zurück. Für die Klärschlammelemente und Arsen sind ähnliche Farbkarten, die die Beschaffenheit der Schwebstoffe und Sedimente der Kampagne 1998 beschreiben, im Anhang in den Bildern A-4 bis A-19 zu finden.

Einteilung der Elbe in Abschnitte charakteristischer Elementmuster

Ausgehend von der Einteilung in anthropogen und geogen beeinflusste Elemente, wie bereits anhand der Sedimentdaten vorgenommen, wurde der gesamte Elbestrom auf charakteristische Abschnitte untersucht. D. h. es wurde untersucht, ob auf Grund der Schwebstoffuntersuchungen größere zusammenhängende Bereiche als anthropogen bzw. geogen geprägt abgegrenzt werden können. Das ermöglichte ferner, die Entwicklung der Schwebstoffbelastung regionalspezifisch zu untersuchen, um so ein genaueres Bild zu bekommen, als durch einen Vergleich von mittleren Konzentrationen, die über das ganze Längsprofil berechnet werden. Die Einteilung in Abschnitte wurde sowohl für jede einzelne Kampagne als auch für jede Elementgruppe (geogen, anthropogen) separat vorgenommen, wobei für die weitere Auswertung der anthropogenen Elemente eine Standardisierung auf Aluminium vorgenommen wurde (siehe auch den Abschnitt über die Belastung der Sedimente).

Die Unterscheidung von verschiedenen Elbeabschnitten erfolgte mit einer Clusteranalyse nach dem WARD-Algorithmus mit dem quadratischen Euklidischen Abstand als Ähnlichkeitsmaß. Die Datenmatrix enthielt die Probennahmestellen als Zeilen und die untersuchten Elemente als Spalten. So lässt sich aber nur feststellen, ob bestimmte Probennahmestellen zu einem zusammenhängenden Abschnitt zusammengefasst werden können, bzw. welche Probennahmestelle welchem Abschnitt zugeordnet werden kann. Warum sich die verschiedenen Abschnitte voneinander unterscheiden, kann hieraus nicht abgeleitet werden. Deshalb wurde zusätzlich eine Faktoranalyse durchgeführt und zwar ebenfalls getrennt nach Kampagnen und Elementgruppen. Durch Auswertung der ersten beiden Faktoren können die Gründe für die Unterschiede von Elbeabschnitten (Änderungen im Elementmuster und/oder der Konzentrationen) näher beleuchtet werden.

Im Vergleich zur gesamten Fließstrecke ist die Varianz der Elementkonzentrationen auf etwa den oberen 400 km dominierend gegenüber den unteren ca. 700 km. Dies hat zur Folge, dass die Bestimmung von charakteristischen Elementmustern und Elbeabschnitten überwiegend von diesem Flussabschnitt (tschechischer Teil der Elbe) beeinflusst wird. Das ist insofern verständlich, als die Obere Elbe noch relativ wenig Wasser führt und dadurch stark von Nebenflüssen und Einleitern beeinflusst wird. Es wurde daher der Bereich von der Quelle bis Vaňov (CZ-km 41,3) als separater Abschnitt definiert und im Folgenden die Elbe von Vaňov bis zur Mündung detaillierter auf charakteristische Elementmuster und Abschnitte untersucht. Leider war die Messstellendichte im Oberlauf zu gering, um diesen Abschnitt einer separaten multivariat-statistischen Auswertung zu unterziehen. In Bild 4-7 sind ab Vaňov die Abschnittsgrenzen für die anthropogenen und die geogenen Elemente dargestellt.

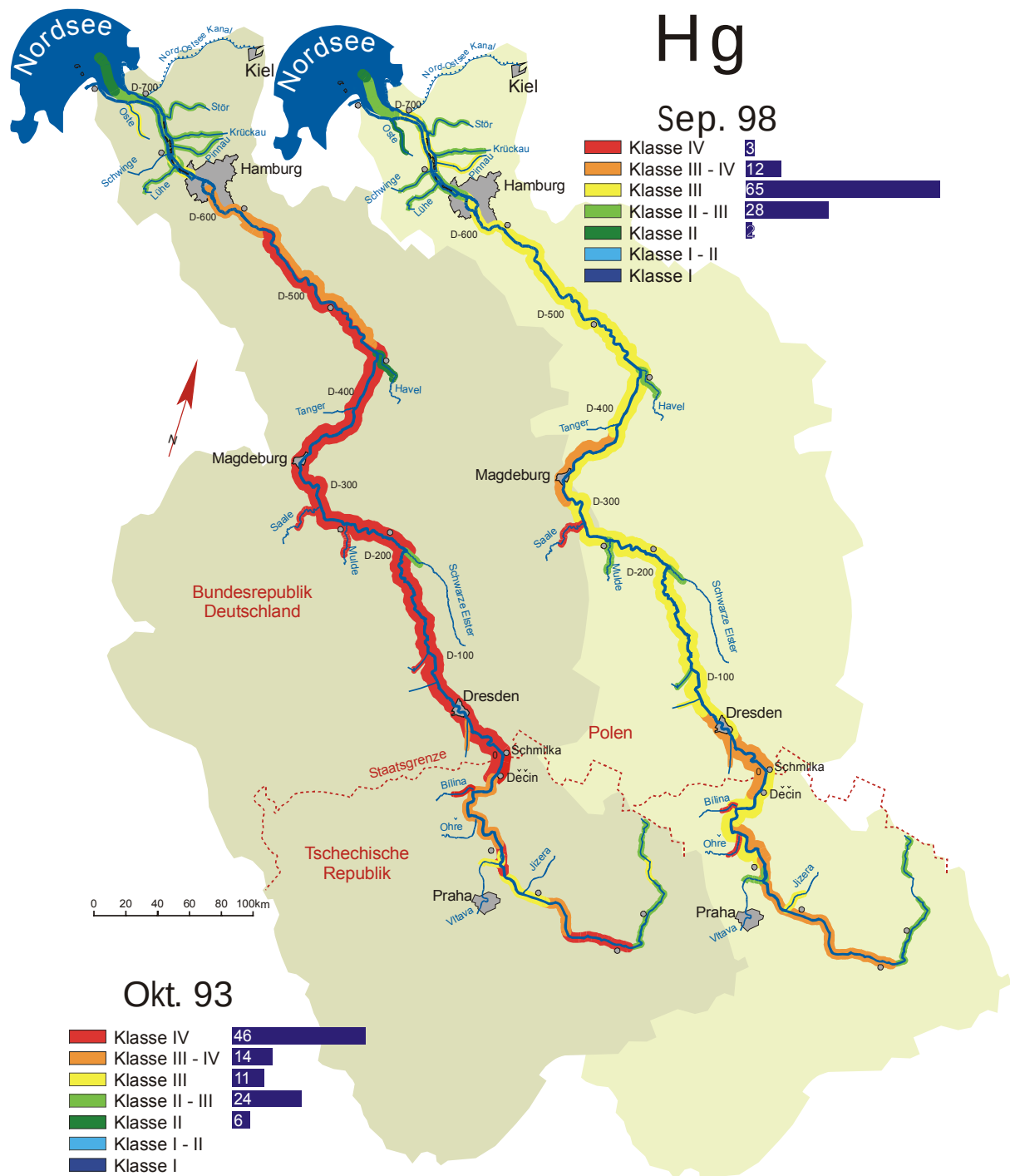


Bild 4-6:

Quecksilber in den Schwebstoffen der Elbe und den Mündungsbereichen der Nebenflüsse. Hubschrauberkampagnen im Okt. 1993 und Sep. 1998, Klassifizierung nach LAWA (bzgl. Quecksilber identisch mit ARGE ELBE). Die Histogramme in den Legenden zeigen die Häufigkeit der zugewiesenen Güteklassen auf.

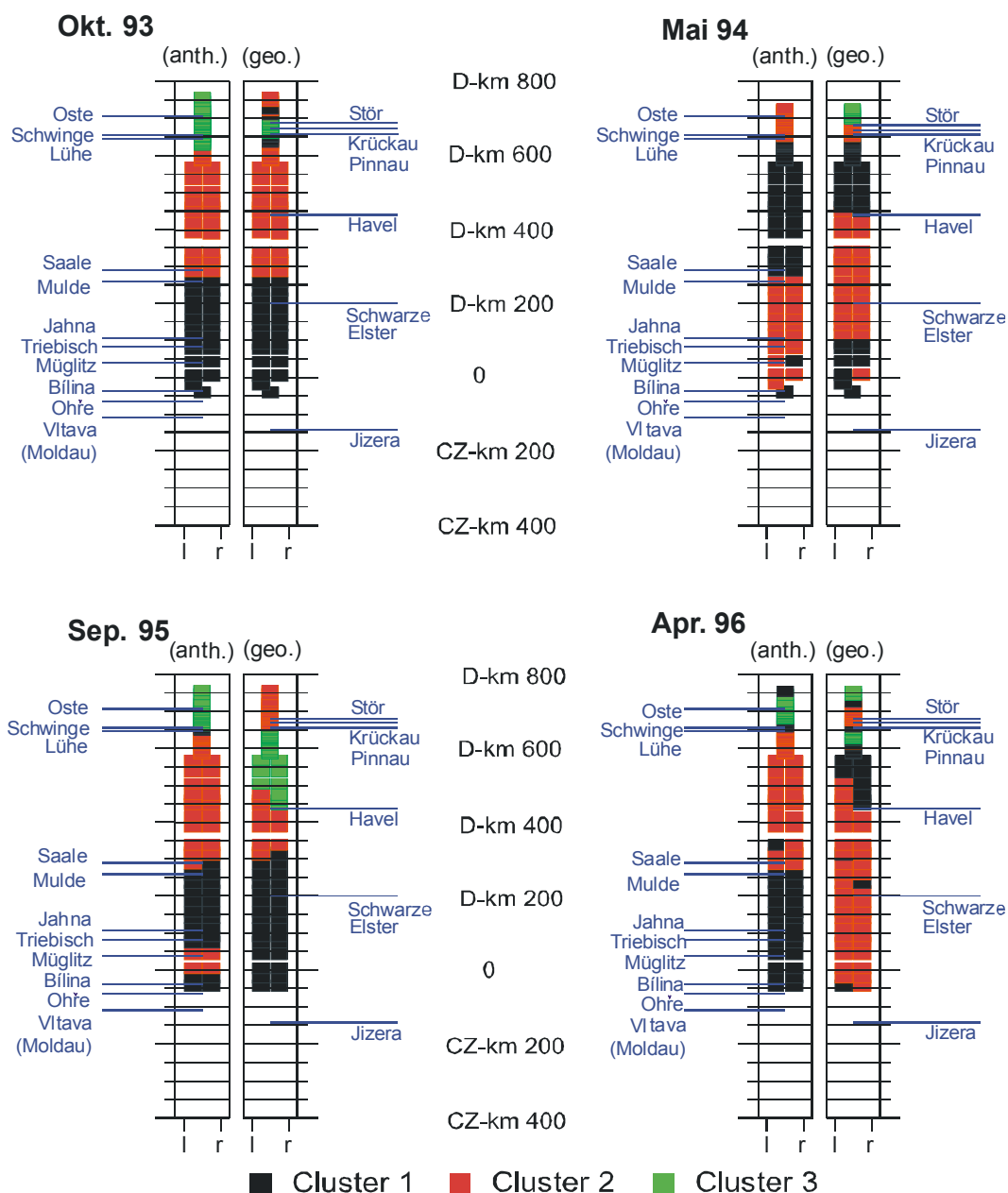


Bild 4-7: Ergebnisse der Clusteranalyse nach WARD. Dargestellt sind schematisch die Probennahmestellen an der Elbe sowie die wichtigeren Nebenflüsse. Probennahmestellen gleicher Farbe sind demselben Cluster zugeordnet. Die Einteilung der Elemente erfolgt nach Tabelle 4-6. Zur Nichtberücksichtigung der tschechischen Elbe oberhalb von Vaňov siehe Text.

Anthropogene Elemente

Die Clusteranalyse der ausgewählten Probennahmestellen hinsichtlich der anthropogen beeinflussten Elemente zeigt für alle vier Kampagnen drei mehr oder weniger deutlich unterscheidbare Elbeabschnitte. Den ersten Abschnitt bildet die Elbe von Vaňov bis in den Bereich der Zuflüsse von Mulde und Saale, den zweiten die Elbe nach Saalemündung bis Hamburg, den dritten der Elbeabschnitt unterhalb Hamburgs bis zur Mündung in die Nordsee.

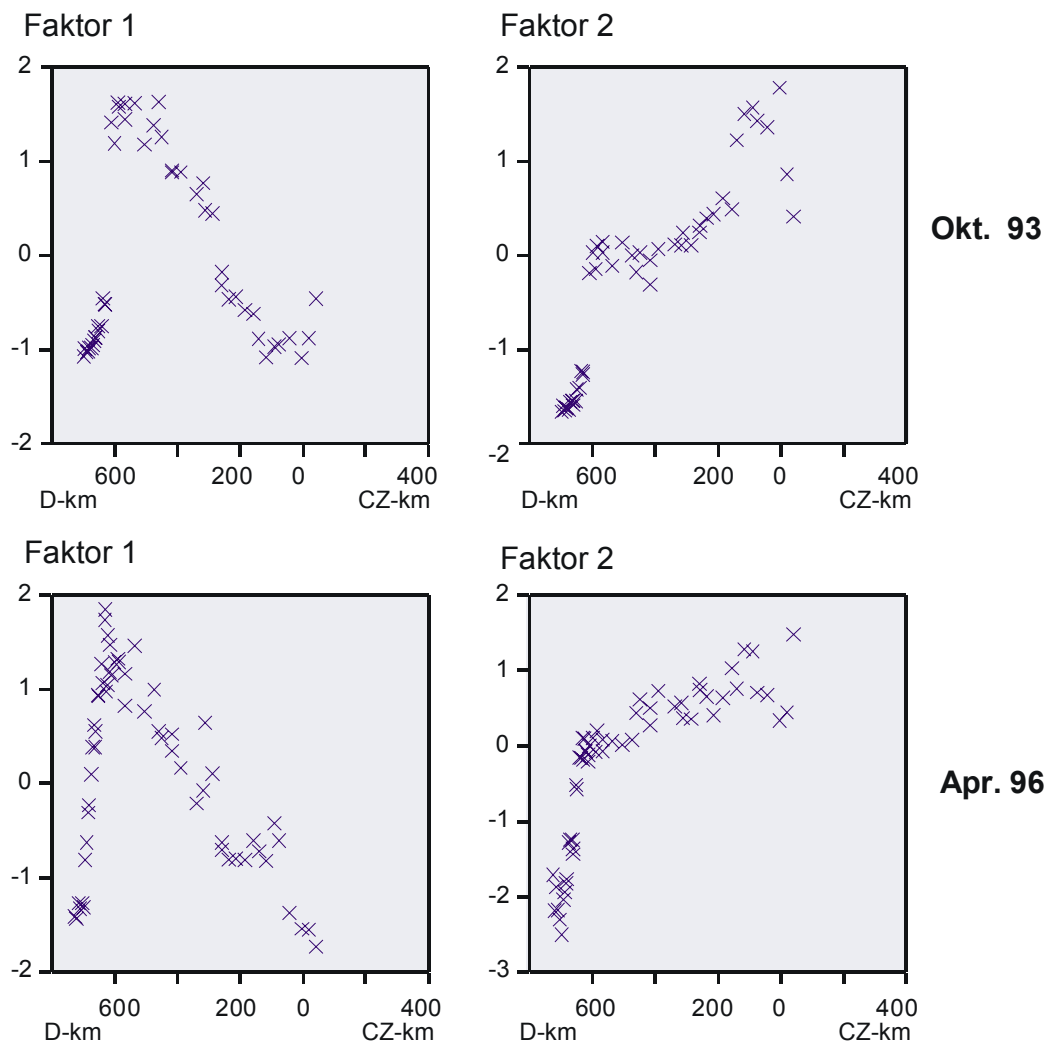


Bild 4-8: Auswertung der Faktoranalyse (Elbe von Vaňov bis zur Nordsee, Beprobungen vom Okt. 1993 und Apr. 1996): Verläufe der beiden anthropogenen Faktoren aufgetragen über die Fließstrecke

Die Auswertung der Faktoranalyse zeigt, dass die Gruppe der anthropogenen Elemente in zwei Untergruppen aufgeteilt werden können, d. h., dass zwischen zwei anthropogenen Einflussfaktoren unterschieden werden kann. Um diese so deutlich wie möglich voneinander zu trennen, wurden die errechneten Faktoren nach der Varimax-Methode rotiert. Es kann so genauer erklärt werden, durch welche Elemente bzw. durch welche Effekte die zuvor gefundenen Bereichsgrenzen zustande kamen. Dabei war für alle vier Kampagnen zu beobachten, dass der anthropogene Einfluss auf die Schwebstoffe gemessen an den Konzentrationen im Tidebereich (ab Hamburg) gegenüber dem mittleren Teil zurückging. Das gilt für beide anthropogenen Faktoren gleichermaßen.

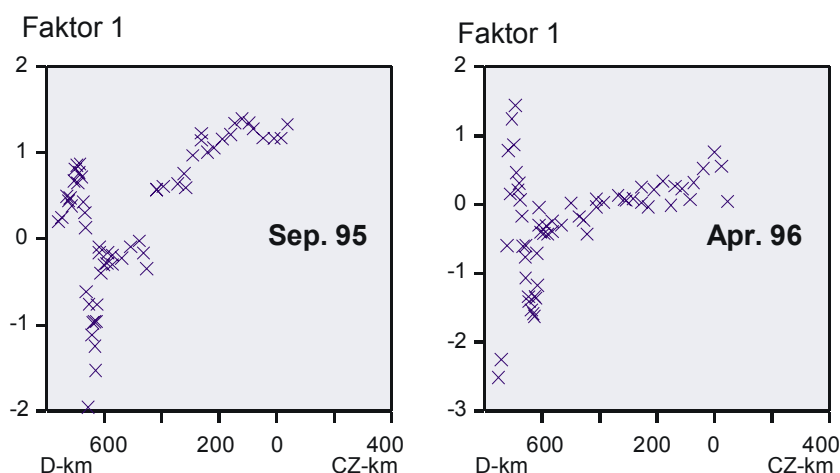


Bild 4-9: Ergebnis der Faktoranalyse: Verläufe des geogenen Faktors aufgetragen über die Fließstrecke für die Kampagnen Sep. 95 und Apr. 96

Die Unterschiede zwischen den beiden anthropogenen Faktoren stellen sich folgendermaßen dar: Der erste Faktor zeigt den stärksten Einfluss im mittleren Teil, einen etwas geringeren im oberen Teil und noch geringeren im Tidebereich, wohingegen im zweiten Faktor ein genereller Abwärtstrend von Vaňov bis zum Tidebereich zu beobachten ist. Diese Effekte traten bei allen vier Kampagnen auf. Allerdings nimmt der Konzentrationssprung im Bereich Einmündungen von Mulde und Saale von Jahr zu Jahr ab, so dass im April 1996 bereits von einer kontinuierlichen Zunahme des Einflusses des ersten Faktors von Vaňov bis Hamburg gesprochen werden kann. (Bild 4-8).

Tabelle 4-7: Beschreibung der beiden anthropogenen Faktoren in den vier Kampagnen

Kampagne	Faktor 1	Faktor 2
Okt. 93	As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, P, Pb, Se, Sn, Zn (erklärte Varianz: 61 %)	Ag, Hg, Sb (erklärte Varianz: 34 %)
Mai 94	As, Ba, Cd, Hg, Ni, Sb, Sn, Zn (erklärte Varianz: 47 %)	Ag, Cr, Cu, P, Pb, Se (erklärte Varianz: 38 %)
Sep. 95	Ag, As, Ba, Cd, Cu, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sn, Zn (erklärte Varianz: 67 %)	Cr, Hg (erklärte Varianz: 21 %)
Apr. 96	As, Ba, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn, Zn (erklärte Varianz: 49 %)	Ag, P, Sb, Se (erklärte Varianz: 32 %)

Bei jeder Kampagne wurden teilweise unterschiedliche Elemente den beiden anthropogenen Faktoren zugeordnet (Tabelle 4-7). Nur Arsen, Barium, Zinn und Zink waren immer dem ersten Faktor zuzurechnen, dessen Hauptmerkmal der Konzentrationssprung im Bereich des Mulde- und Saalezuflusses war. Die Haupteintragsquellen, die die Aufteilung des Stromes bestimmen, waren zwar in jedem Jahr die gleichen, sie brachten aber immer die gleiche Elementbelastung in die Elbe ein. Die näheren Gründe hierfür sind wohl in den Quellen, d. h.

Nebenflüssen, zu suchen, wobei natürlich auch der (nicht mitberücksichtigte) Oberlauf der tschechischen Elbe als „Punktquelle“ betrachtet werden muss.

Geogene Elemente

Mit der Clusteranalyse ließ sich der betrachtete Elbeabschnitt hinsichtlich der geogenen Elemente in drei Bereiche einteilen, wobei die Grenzen dieser Abschnitte je nach Kampagne variierten. Der erste Bereich kann grob als der Flussabschnitt zwischen Vaňov und den Zuflüssen von Mulde und Saale (Herbstkampagnen) bzw. oder sogar bis zum Zufluss der Havel (Frühjahrskampagnen) beschrieben werden. Die Grenze zwischen zweitem und dritten Bereich lag unterhalb von Hamburg, d. h. in der Tideelbe. Es muss jedoch erwähnt werden, dass sich in allen drei Bereichen Probennahmestellen befinden, die anderen Clustern zugeordnet wurden.

Näheren Aufschluss über das Verhalten des geogenen Faktors gibt daher wieder eine Faktoranalyse (Bild 4-9). Anders als die anthropogenen Elemente können die geogenen nur durch einen Faktor beschrieben werden. Auf eine Rotation wurde daher verzichtet. Die Konzentration der geogenen Elemente nahmen i. a. von Vaňov bis Hamburg ab. Mit Ausnahme der Kampagne vom April 1996 ist ein deutlicher Verdünnungseffekt, hervorgerufen durch den Einfluss von Mulde, Saale und Havel, zu erkennen. Dieser liegt wahrscheinlich darin begründet, dass diese Flüsse einen höheren Anteil schwebstoffgebundener organischer Wasserinhaltsstoffe mit sich führen, wodurch die mineralischen Bestandteile verdünnt werden. Im Bereich der Tideelbe nahm der geogene Faktor wieder so zu, dass die Werte in allen Kampagnen, mit Ausnahme von 1995, sogar höher lagen als im Oberlauf. Die Zunahme des geogenen Faktors in der Tideelbe erfolgt dabei parallel zur Zunahme der Schwebstoffkonzentration in diesem Bereich.

Die faktoranalytische Untersuchung der Kampagne vom Herbst 1998 war zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen, da noch nicht alle Messungen der geogenen Elemente und der seltenen Erden ausgewertet worden waren. Insbesondere war noch kein Abgleich zwischen den Analysemethoden erfolgt, so dass über die Richtigkeit und Qualität der Messwerte noch keine verlässlichen Aussagen gemacht werden konnten.

Zeitliche Entwicklung der anthropogenen Schwebstoffbelastungen

Da statistische Kenngrößen, berechnet aus den Daten des gesamten Elbestroms wenig aussagekräftig sind, werden im Folgenden die Belastungen zwischen 1993 und 1998 für die drei oben definierten Elbeabschnitte einzeln untersucht. Dazu wurde aus denjenigen Probennahmestellen innerhalb eines Abschnitts, die in jeder Kampagne eindeutig demselben Cluster zugeordnet waren, Mittelwert und Standardabweichung berechnet. Die so bestimmten „mittleren Abschnittskonzentrationen“ konnten dann für jedes anthropogen beeinflusste Element zur Beurteilung der zeitlichen Entwicklung verglichen werden. Einige Elemente ließen sich bezüglich ihres Verhaltens zusammenfassen. In Bild 4-10 ist für die Elemente Cadmium, Nickel, Zink und Zinn der Vergleich der Konzentrationen zwischen Oktober 93 und September 98 in den definierten Abschnitten dargestellt.

Abschnitt 1 - Scharfenberg bis Roßlau

Bei allen anthropogen beeinflussten Elementen waren die Konzentrationen 1998 geringer als 1993. Die Konzentrationen von Cadmium, Quecksilber, Kupfer, Phosphor und Zink zeigen dabei eine kontinuierliche Abnahme von 1993 bis 1996, scheinen sich dann aber auf einen Wert einzupendeln oder sogar wieder leicht anzusteigen (Zink, Cadmium). Barium nahm zwar von 1993 auf 1994 deutlich ab, danach aber schrittweise wieder zu.

Arsen, Nickel, Blei, Antimon, Zinn und Chrom zeigten von Herbst 1993 zu Frühjahr 1994 eine Abnahme. Im Herbst 1995 stiegen die Konzentrationen zunächst an und nahmen anschließend bis Herbst 1998 wieder ab. Die Konzentrationen von Selen nahmen von 1993 bis 1995 ab und steigen seither wieder an.

Abschnitt 2 - Tangermünde bis Bunthauspitze

Auch im mittleren Teil zeichnete sich ein generelle Konzentrationsabnahme ab. Die Konzentrationen von Selen und Phosphor nahmen von Herbst 1993 bis Herbst 1998 kontinuierlich ab. Zink nahm bis 1996 kontinuierlich ab, 1998 aber wieder leicht zu. Arsen, Nickel, Blei, Cadmium, Antimon, Barium, Chrom und Kupfer zeigten folgendes Verhalten: Die Konzentrationen nahmen von 1993 auf 1994 deutlich ab und 1995 wieder etwas zu. Danach wurden sie bis 1998 schrittweise geringer. Bei Zinn waren die Frühjahrskonzentrationen jeweils deutlich geringer als die Herbstkonzentrationen. Das könnte auf einen saisonalen Effekt hinweisen, da die Elemente i. A. durch den erhöhten Abfluss im Frühjahr verdünnt werden. Generell konnte jedoch auf Grund der zu geringen zeitlichen Messdichte nicht nachgewiesen werden, ob Konzentrationsunterschiede zwischen Kampagnen aus unterschiedlichen Jahreszeiten auf saisonal bedingte Umweltveränderungen zurückgeführt werden können. Ein Vergleich der Konzentrationen mit den Abflusskurven gab diesbezüglich ebenfalls keine eindeutigen Hinweise.

Abschnitt 3 - Hollerwettern bis Cuxhaven Kugelbake

Im Gegensatz zu den beiden anderen Elbeabschnitten nahmen die Konzentrationen sämtlicher anthropogen beeinflusster Elemente im dritten Abschnitt von 1993 bis 1996 zu. Bei Arsen, Nickel, Zinn und Chrom zeigte sich auch 1998 noch ein Anstieg gegenüber 1996, während die Konzentrationen der übrigen anthropogen beeinflussten Elemente wieder leicht zurück gingen. Ferner kehrte sich der in den beiden oberen Bereichen festgestellte saisonale Effekt um, d. h. die Konzentrationen im Herbst waren geringer als die im Frühjahr, da die Winterhochwässer vermehrt belastete Schwebstoffe in den Ästuar einbrachten, wohingegen im Sommer und Herbst der Transport der Schwebstoffe in die Nordsee dominiert. Dies galt für Silber, Quecksilber, Antimon, Selen, Kupfer, Phosphor und Zink. Zu bemerken ist auch, dass die Belastung durch Silber, Cadmium, Quecksilber, Selen, Zink, Kupfer, Phosphor und Zink im Frühjahr 1994 zum Teil deutlich höher lag als in den anderen Jahren. Vermutlich waren hierfür die besonders hohen Abflüsse ($> 2000 \text{ m}^3/\text{s}$) von Anfang April bis Anfang Mai - kurz bevor die Kampagne statt fand - verantwortlich.

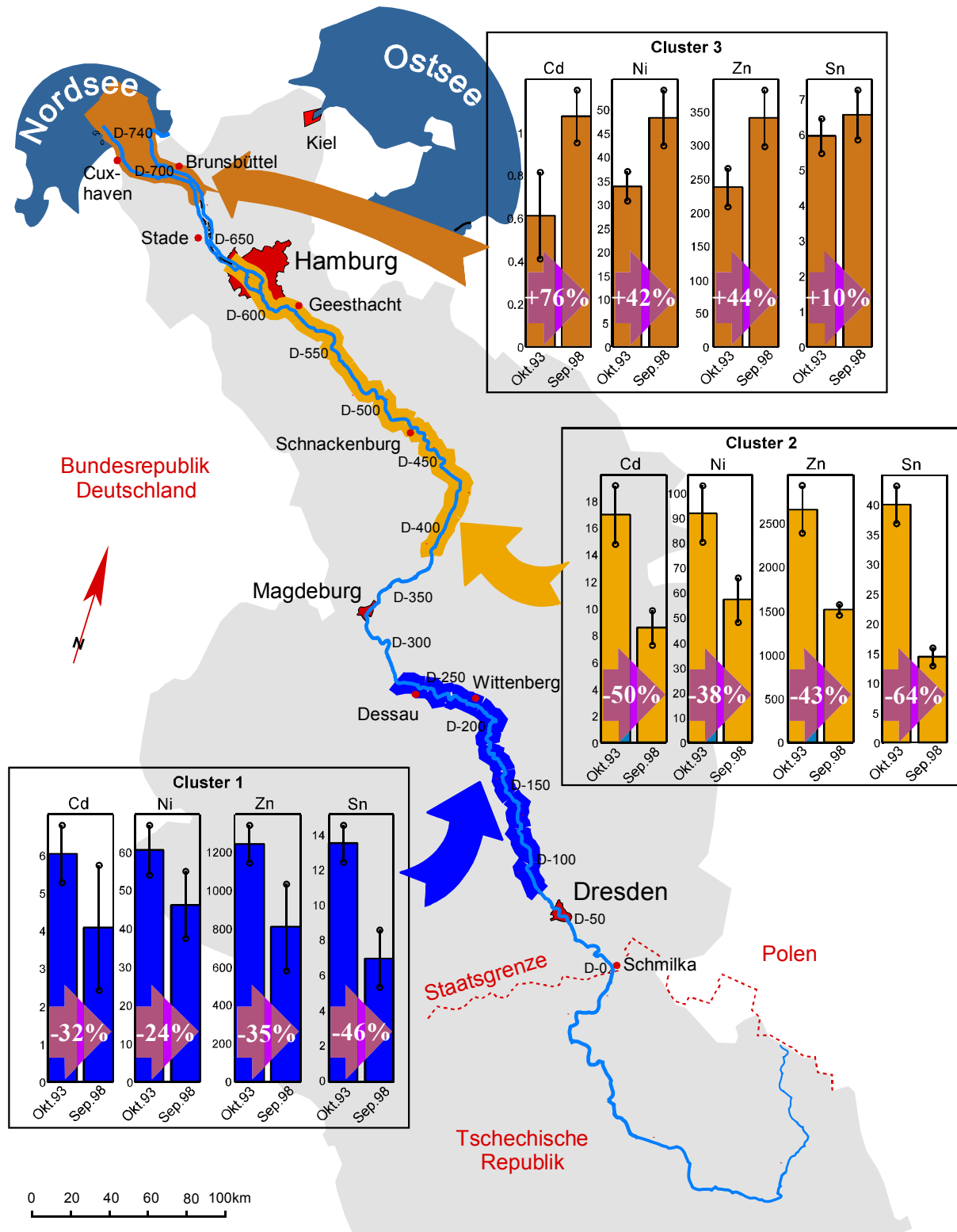


Bild 4-10:

Vergleich der mittleren Schwebstoffkonzentrationen von Cd, Ni, Zn und Sn (Okt. 1993 und Sep. 1998) an drei ausgewählten Elbeabschnitten (Cluster). Mit angegeben sind die prozentualen Konzentrationsunterschiede beider Kampagnen und die Schwankungsbreite der Messwerte in den Clustern in Form der Standardabweichung

Keinen saisonalen Effekt, sondern eine kontinuierliche Zunahme zeigten Blei, Nickel, Arsen und Barium. Die Konzentrationen von Cadmium und Zinn nahmen nach dem Maximum von 1994 wieder schrittweise bis 1996 ab. Zinn nahm jedoch 1998 wieder etwas zu.

Beim Vergleich von Konzentrationen, die im Schwebstoff gemessen wurden, muss natürlich immer der zum jeweiligen Zeitpunkt herrschende Abfluss berücksichtigt werden. Das scheint hauptsächlich die saisonalen Schwankungen zu erklären - auch wenn manche Elemente davon nicht beeinflusst wurden (s. o.). Der generelle Abwärtstrend wird offensichtlich auch unter Berücksichtigung der Abflüsse nicht widerlegt. Jedoch muss beachtet werden, dass der starke Rückgang der anthropogenen Elemente 1996 im Mittelteil der Elbe wahrscheinlich teilweise auf den erhöhten Abfluss während dieser Kampagne zurückzuführen ist. Andererseits spiegeln sich die im September 1995 herrschenden, für Herbstverhältnisse ungewöhnlich hohen Abflüsse scheinbar nicht wesentlich in den erhöhten Konzentrationen wider.

Allgemein lässt sich für fast alle anthropogen beeinflussten Elemente von Vaňov bis zum Beginn des Tidebereiches bei Hamburg ein Trend hin zu einer geringeren Belastung feststellen. Dabei nehmen die Konzentrationen im mittleren Abschnitt stärker ab als im oberen. Gleichzeitig nimmt aber die Belastung der anthropogen beeinflussten Elemente im unteren Abschnitt von 1993 bis 1996 zu. Diese Entwicklungen haben zur Folge, dass die Konzentrationsunterschiede zwischen den drei Abschnitten geringer werden, d. h. dass sich die Belastungssituationen einander angleichen. Das könnte ein Hinweis darauf sein, dass der Rückgang der Punktquellen im Mittelteil der Elbe eine sichtbare Verbesserung der Wasserqualität bedingt, dass aber noch belastete Sedimente aus diesem Teil der Elbe in den Tidebereich verfrachtet werden.

4.1.2 Die deutschen Elbenebenflüsse

Zur Belastung der Sedimente

Die Schwermetallbelastungen der Sedimente der verschiedenen Elbenebenflüsse zeigen eine große Schwankungsbreite. Die Havel und Spree, aber auch die Ilm und Unstrut sind beispielsweise als eher gering belastet bis unbelastet einzuschätzen. Eine erste vergleichende Übersicht hinsichtlich der Variationsbreite von Schwermetallbelastungen der Sedimente gibt Tabelle 4-8. Aufgeführt sind jeweils die Minimum- bzw. Maximumwerte sowie die Mediane im Zeitraum 1991-1995. Die Ergebnisse sämtlicher durchgeführter Sedimentuntersuchungen sind im Anhang zusammenfassend aufgeführt. Die detaillierten und ausführlichen Untersuchungsergebnisse können den entsprechenden Abschlussberichten der vorangegangenen Einzelprojekte entnommen werden [BEUGE, P. et al., 1996; BEUGE, P. et al., 1999; HOELZMANN, P. et al., 1997; LOHSE, M. et al., 1995; MATSCHULLAT, J. et al., 1997; MÜLLER, G. et al., 1998; TRUCKENBRODT et al., 1997].

Tabelle 4-8: Mediane, Minima und Maxima ausgewählter Schwermetalle in Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (Zeitraum: 1991-1995)

	Blei			Cadmium			Chrom		
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}
	mg/kg								
Schwarze Elster	3,0	160	86	0,4	15	2,1	9,0	540	87
Vereinigte Mulde	240	570	380	25	78	44	150	360	170
Freiberger Mulde	220	12000	1600	14	350	130	53	400	140
Zwickauer Mulde	110	340	210	6,9	57	25	51	190	120
Saale	28	260	150	1,1	6,5	3,2	45	2800	110
Ilm	71	400	120	1,5	21	2,9	73	130	105
Unstrut	32	110	78	0,4	1,8	1,1	54	91	80
Weißer Elster	68	950	250	3,3	43	15	58	950	470
Parthe	83	590	190	5,9	14	9,1	42	11500	890
Pleiße	78	160	130	3,0	11	5,2	75	1100	270
Havel	13	2200	190	0,01	23	4,7	4,6	560	63
Spree	13	2600	87	0,5	35	2,5	31	320	57
	Quecksilber			Zink					
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}			
Schwarze Elster	0,01	170	1,0	120	3000	540			
Vereinigte Mulde	1,9	190	2,8	1700	5600	1900			
Freiberger Mulde	0,6	13	3,0	700	13900	4600			
Zwickauer Mulde	1,4	4,5	2,3	290	2200	1700			
Saale	0,2	50	1,1	270	2100	940			
Ilm	0,7	9,9	2,6	300	620	410			
Unstrut	0,1	1,9	0,6	200	400	330			
Weißer Elster	0,3	5,1	1,5	540	5200	2700			
Parthe	0,3	2,6	0,9	620	2000	1300			
Pleiße	0,5	1,4	0,9	580	1400	970			
Havel	-	-	-	30	11800	1300			
Spree	0,01		0,4	190	3100	530			

Auffällig sind die besonders hohen Schwermetallgehalte, z. B. von Cadmium, Chrom, Kupfer Blei und Zink im Muldensystem, die teilweise auf Auswaschungen des Erzgebirges zurückgehen und damit geogenen Ursprungs sind (Kapitel 4-2). Dies wird auch bei der Weißen Elster deutlich. Von weiterer lokaler Bedeutung sind die übermäßig hohen Chrombelastungen der Saale, die aus Einleitungen der am Oberlauf ansässigen Chromlederindustrie resultieren, sowie die übermäßigen Quecksilberbelastungen am Unterlauf durch die Chloralkaliindustrie im Mitteldeutschen Industriegebiet [TRUCKENBRODT, D. et al., 1996]. Die Havel und Spree sind insbesondere durch regionale Belastungsschwerpunkte gekennzeichnet. So stehen die hier aufgeführten Maxima der Schwermetalle in erster Linie für punktförmige Eintragsquellen (z. B. Einzugsgebiet Berlin-Potsdam). Die relativ hohen Belastungen der Schwarzen Elster mit Eisen, Chrom und Zink resultieren aus der Tatsache, dass dieser Fluss als Vorfluter des Lausitzer Braunkohlebergbaus dient.

Die prioritären Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber, Zink sind in den Bildern 4-11 bis 4-14 dargestellt. Die Grundlage für diese Farbdarstellungen bildete das LAWA-Klassifikationssystem (Kapitel 2-1).

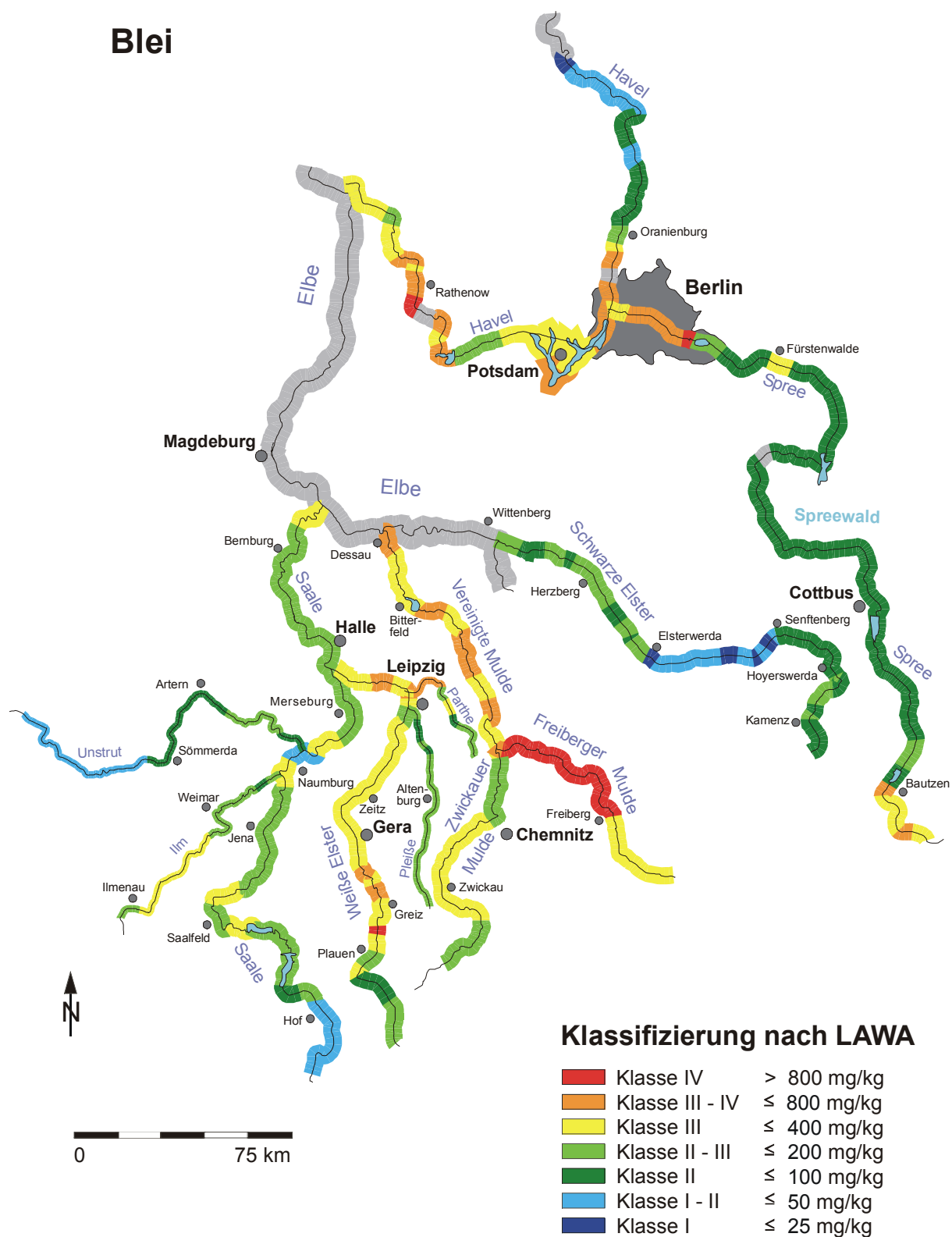


Bild 4-11

Blei in den Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (Beprobungszeitraum: 1991-1995; Korngrößenfraktion: < 20 µm)

Cadmium

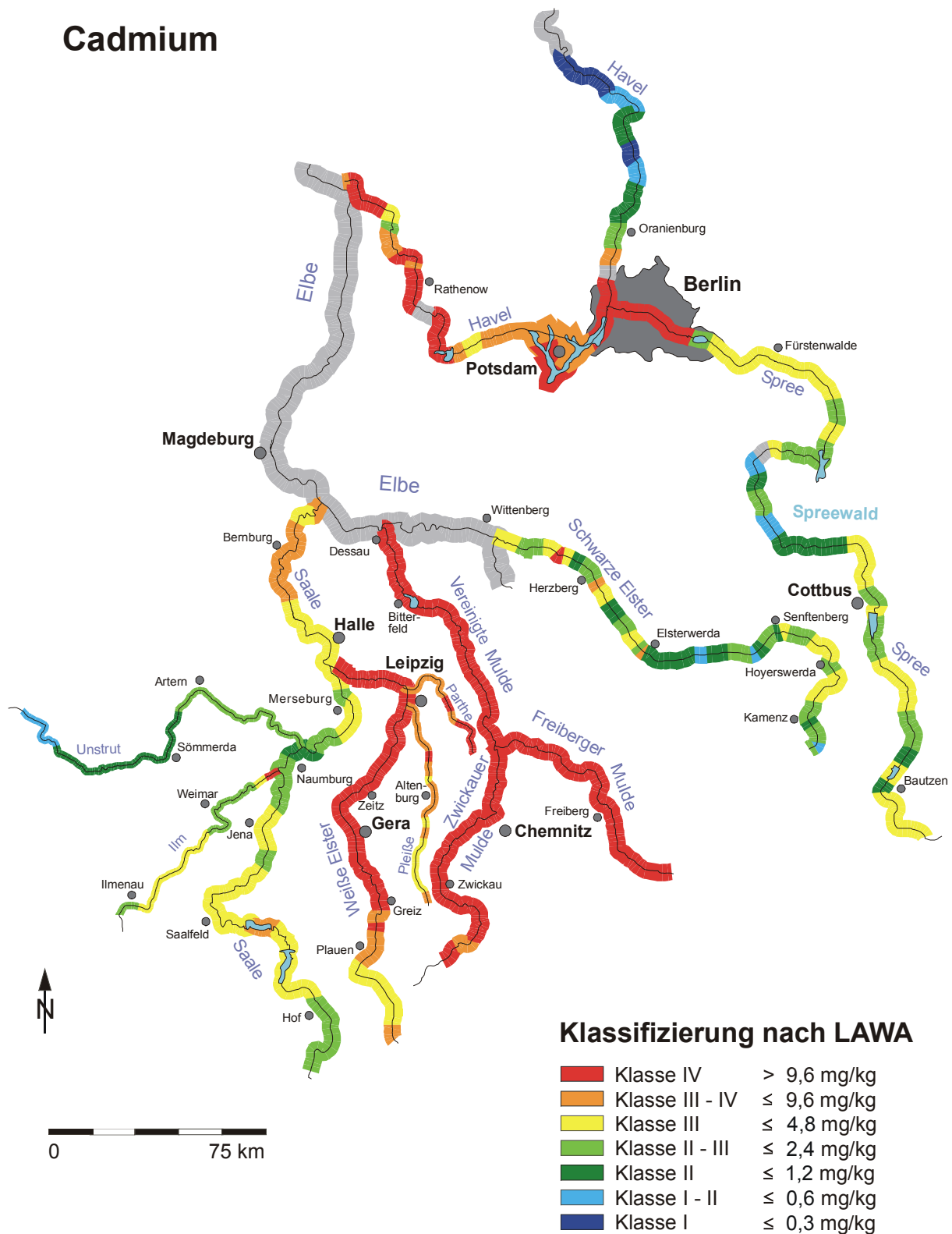


Bild 4-12

Cadmium in den Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (Beprobungszeitraum: 1991-1995; Korngrößenfraktion: < 20 µm)

Quecksilber

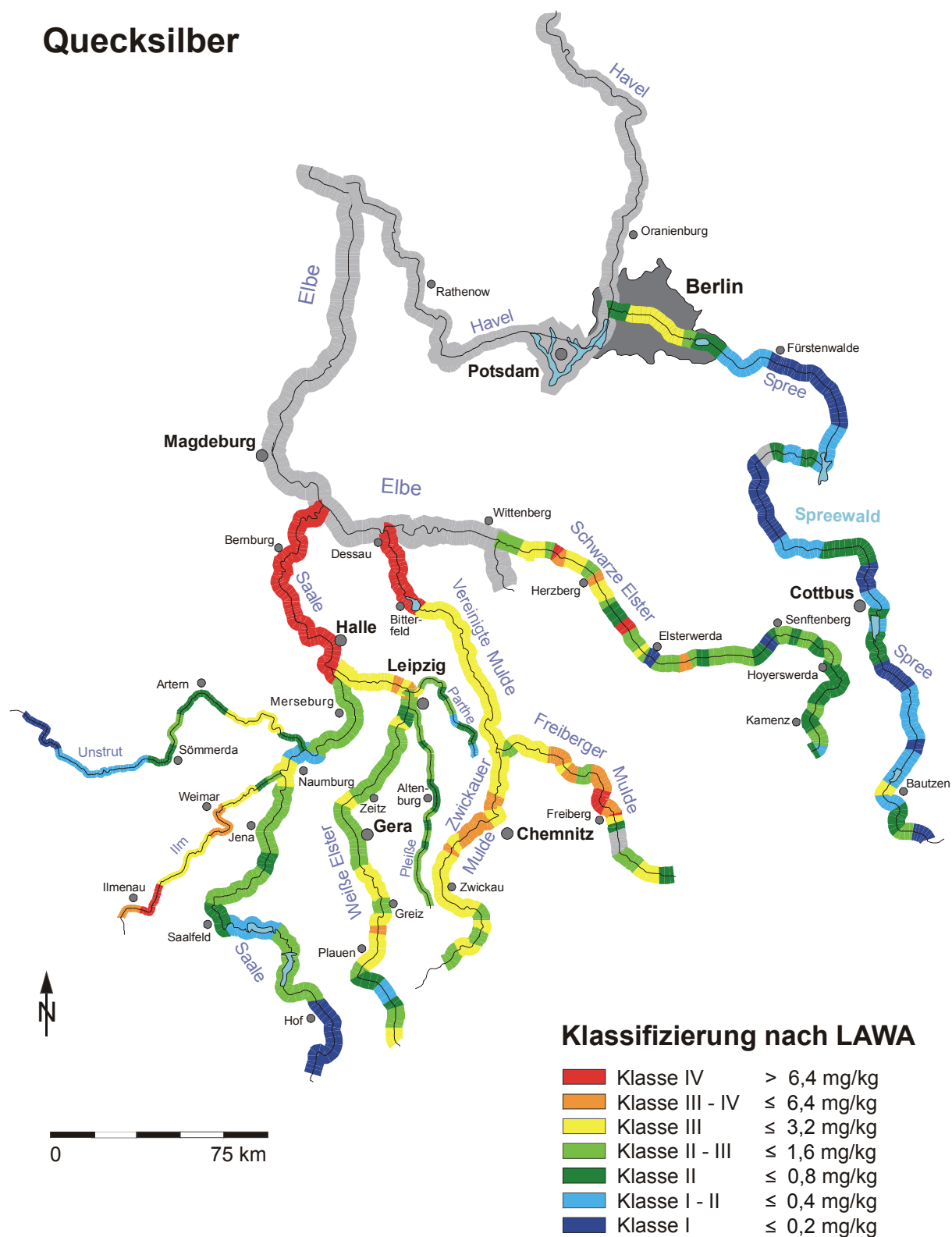


Bild 4-13: Quecksilber in den Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (Beprobungszeitraum: 1991-1995; Korngrößenfraktion: < 20 µm)

Zink

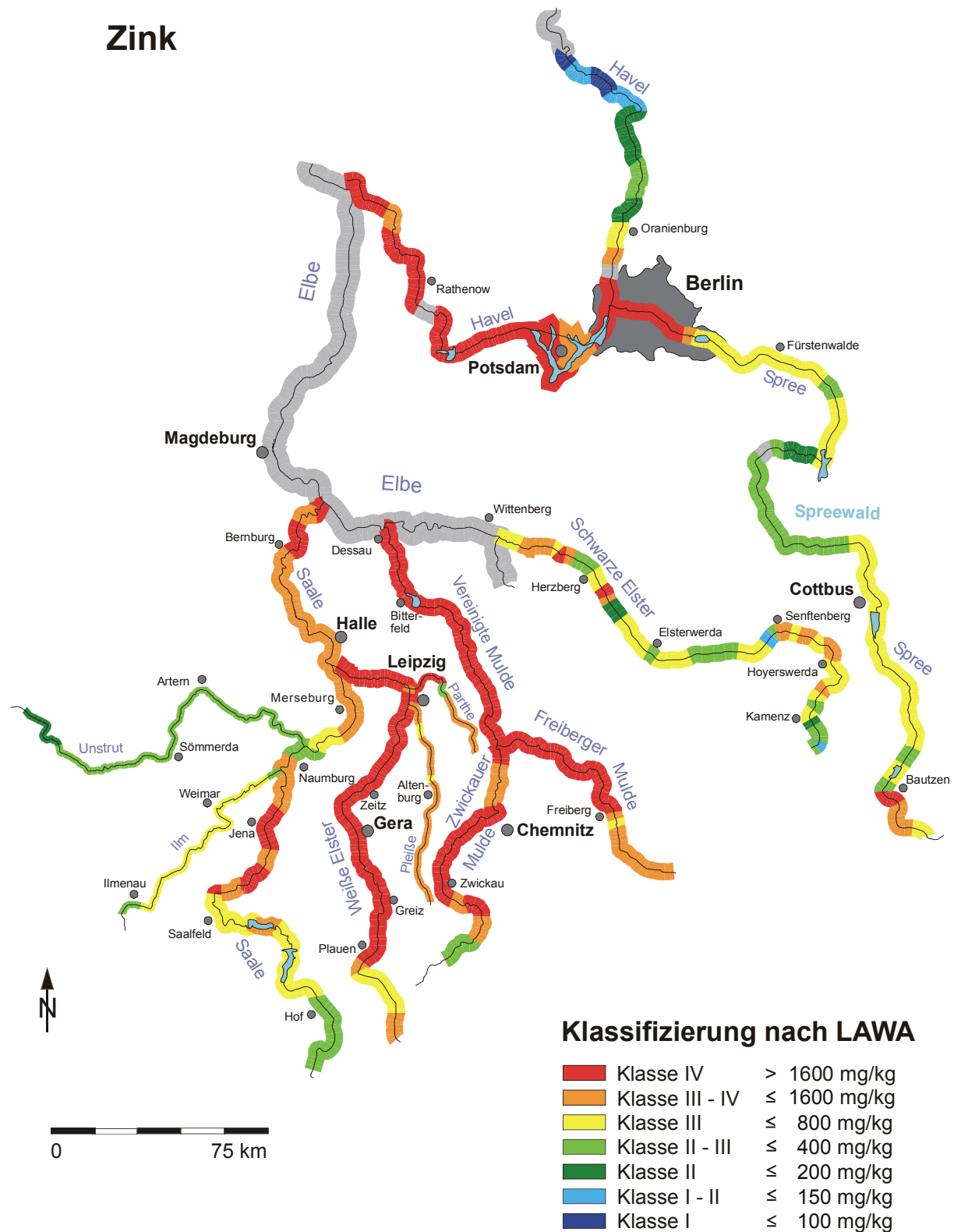


Bild 4-14: Zink in den Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (Beprobungszeitraum: 1991-1995; Korngrößenfraktion: < 20 µm)

Ein erster Ansatz zum zusammenfassenden Vergleich bildet der multiple Belastungsgrad nach [SPICKERMANN, W. & STORK, G., 1986]. In die Berechnung gehen die wesentlichen Schwermetalle (Blei, Cadmium, Kupfer und Quecksilber) ein. Dabei sind $c(i)$ die Gehalte der entsprechenden Schwermetalle an einer bestimmten Probennahmestelle und $\bar{c}$ die jeweiligen Mittelwerte an allen Probennahmestellen des betreffenden Flusslaufs. Ein Wert $BG(i) < 1$ entspricht einer unterdurchschnittlichen bzw. ein Wert $BG(i) > 1$ demzufolge einer überdurchschnittlichen Belastung.

Multipler Belastungsgrad

$$BG(i) = \frac{1}{4} \left(\frac{c_{Cu}(i)}{\bar{c}_{Cu}} + \frac{c_{Cd}(i)}{\bar{c}_{Cd}} + \frac{c_{Pb}(i)}{\bar{c}_{Pb}} + \frac{c_{Hg}(i)}{\bar{c}_{Hg}} \right)$$

Für die Messstellen an den deutschen Elbenebenflüsse ergaben sich Belastungsgrade zwischen 0,06 und 16,8. In Bild 4-15 sind exemplarisch die Belastungsgrade der Zwickauer Mulde dargestellt.

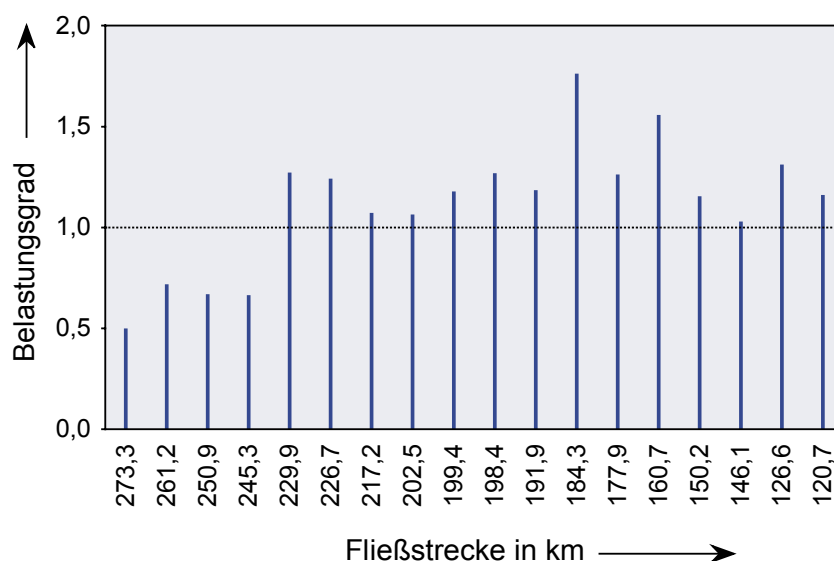


Bild 4-15 Belastungsgrade der Zwickauer Mulde bezüglich des Gesamtsystems der deutschen Elbenebenflüsse (Auswertung nach SPICKERMANN & STORK, siehe hierzu Text)

In Tabelle 4-9 sind zusammenfassend die Ergebnisse aller deutschen Nebenflüsse dargestellt. Angegeben sind jeweils die relativen Belastungen, d. h. wie viel Prozent der Probennahmestellen weisen einen Belastungsgrad größer bzw. kleiner Eins auf. Dabei wird deutlich, dass nur im Bereich des Muldensystems ein großer Anteil der Probennahmestellen einen Belastungsgrad größer eins aufweist und demzufolge im Vergleich zu den übrigen deutschen Nebenflüssen übermäßig stark belastet ist.

Tabelle 4-9: Darstellung der jeweiligen Anteile des Belastungsgrads der Probennahmestellen (Auswertung nach Spiekermann und Stork)

	Anzahl der PNS	Anteil der PNS in %	
		BG > 1	BG < 1
Schwarze Elster	58	3,5	97
Vereinigte Mulde	12	100	0,0
Freiberger Mulde	22	73	27
Zwickauer Mulde	18	78	22
Saale	29	28	72
Ilm	7	14	86
Unstrut	8	0,0	100
Weißer Elster	40	28	73
Parthe	10	10	90
Pleiße	20	0,0	100
Spree	96	8	92

PNS: Probennahmestellen; BG: Belastungsgrad

Die bisherige Interpretation der Ergebnisse erfolgte auf der Grundlage univariat-statistischer Betrachtungen. Durch die Vielzahl der bestimmten Parameter ist das Datenmaterial jedoch kaum noch überschaubar, so dass eine Auswertung mit multivariat-statistischer Methoden unabdingbar wird. Dadurch ist es möglich, Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Probennahmestellen an unterschiedlichen Nebenflüssen zu charakterisieren sowie verschiedene Parameter zusammenzufassen bzw. Wechselwirkungen zwischen ihnen zu beschreiben. Damit wird eine übersichtlichere graphische Darstellung wesentlicher Zusammenhänge möglich [EINAX, J. W., 1995a; EINAX, J. W., 1995b]. Die in den Berechnungen berücksichtigten Parameter sind bereits in Tabelle 3-2 aufgelistet.

Allerdings war bei Verwendung des gesamten Sedimentdatensatzes der Elbenebenflüsse keine eindeutige Zuordnung einzelner Flussabschnitte bzw. Flusssysteme möglich. Werden die Nebenflüsse aber einzeln betrachtet, z. B. das System Havel/Spree, lassen sich einzelne Flussabschnitte deutlich separieren bzw. es besteht die Möglichkeit der Zusammenfassung einzelner untereinander ähnlicher Probennahmestellen (Bild 4-16). Diese Resultate geben erste Hinweise auf eine Möglichkeit der Reduzierung von Probennahmestellen, bedingt durch ein Zusammenfassen untereinander ähnlicher Stellen.

Mit Hilfe der Clusteranalyse ist es nicht nur möglich, wie oben beschrieben, multidimensionale Ähnlichkeiten zwischen Probennahmestellen zu charakterisieren, sondern ebenso Ähnlichkeiten innerhalb der verschiedenen im Sediment ermittelten Parameter (Bild 4-17).

Die Clusteranalyse nach Elementen über sämtliche deutsche Nebenflüsse zeigt, dass diese in zwei Gruppen, nämlich in anthropogene, wie z. B. Arsen, Blei, Cadmium oder Zink und geogene, wie z. B. Cobalt und Nickel zerlegt werden können.

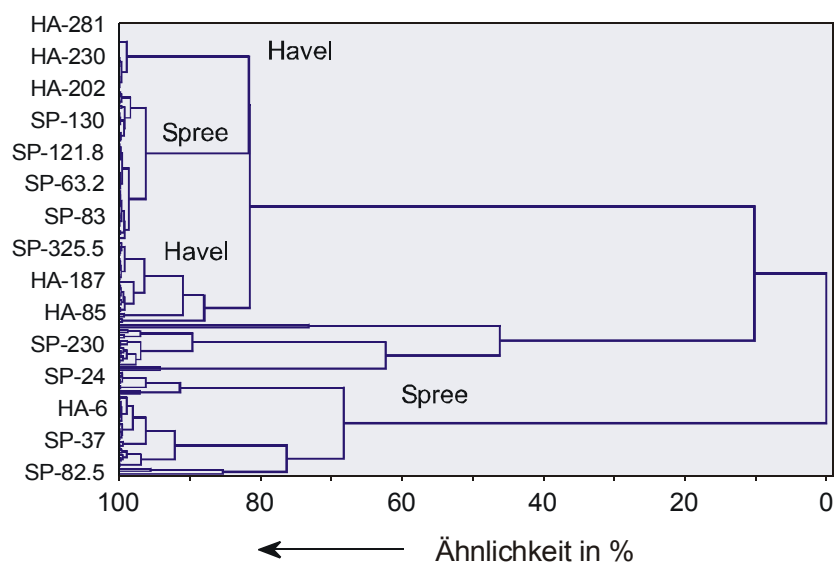


Bild 4-16

Dendrogramm der Clusteranalyse nach Sedimentprobennahmestellen an der Havel und Spree (1993-1994)

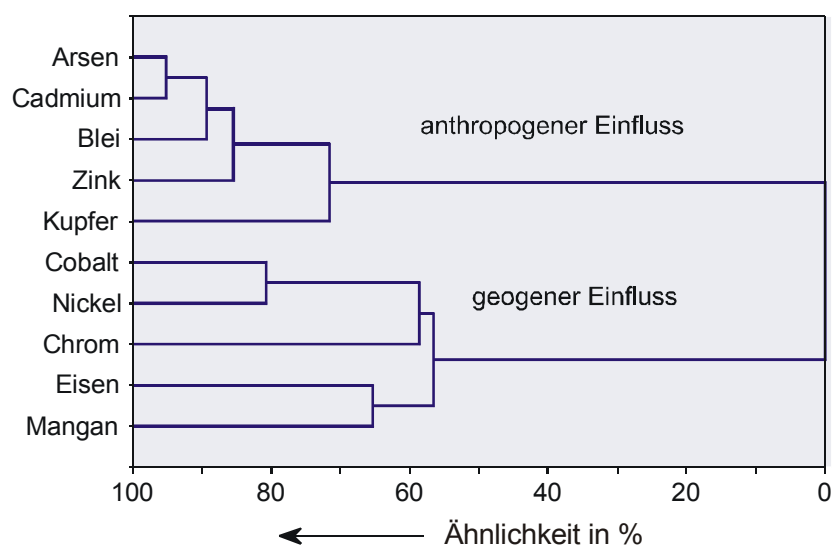


Bild 4-17:

Dendrogramm der Clusteranalyse nach Elementen in den Sedimenten der deutschen Elbenebenflüsse (1991-1995)

Die Anwendung der Faktoranalyse erfolgte mit dem Ziel, Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen im Sediment gemessenen Parametern zu ermitteln und damit die Belastungen der Nebenflüsse zu kennzeichnen [EINAX, J. W. et al., 1998]. Es wurden hierbei wiederum die Daten der Nebenflüsse insgesamt als auch einzeln berücksichtigt, um eine bessere Vergleichs- und Interpretationsmöglichkeit zu gewährleisten (Tabelle 4-10).

Tabelle 4-10: Faktorladungsmatrix der Faktoranalyse der Sedimente (Jahresmittelwerte; Faktorladungen > 0,6)

	Neben- flüsse	Havel/ Spree	Mulden- system*	Saale**	Schwarze Elster	Weißer Elster***
Faktorladungen						
Faktor 1	Cd 0,94	Cd 0,79	As 0,95	Co 0,97	Zn 0,92	Zn 0,90
	As 0,87	Zn 0,77	Zn 0,94	Ni 0,94	Co 0,87	Cd 0,86
	Pb 0,83	Cr 0,72	Cd 0,91	Mn 0,83	Ni 0,78	Pb 0,77
	Zn 0,78	Pb 0,64	Cu 0,87	As 0,70	Cd 0,75	Cu 0,74
		Cu 0,62	Pb 0,81			Ni 0,64
Faktor 2		Co 0,79	Co 0,86	Cu 0,80	Pb 0,80	Co 0,67
		Ni 0,64	Fe 0,85	Pb 0,75	Cu 0,76	Ni 0,64
		As 0,62	Mn 0,66	Zn 0,72	As 0,66	
erklärte Gesamt- varianz	33 %	47 %	66 %	58 %	53 %	47 %

Muldensystem - Freiberger Mulde, Zwickauer Mulde, Vereinigte Mulde

Saale** - Saale, Ilm, Unstrut

Weißer Elster*** - Weißer Elster, Parthe, Pleiße

Die reduzierte Lösung der Faktoranalyse beschreibt mit einem Faktor 33 % der Gesamtvarianz des Originaldatensatzes. Innerhalb der Einzelbetrachtungen der Nebenflüsse beschreiben jeweils zwei Faktoren zwischen 47 - 66 % der Gesamtvarianz der jeweiligen Datensätze.

Die erzielten Ergebnisse bestätigen bzw. ergänzen die bereits ermittelten Aussagen. Faktor 1 (Elbenebenflüsse gesamt) wird durch die Elemente Cadmium, Arsen, Blei und Zink geprägt und spiegelt damit eindeutig den anthropogenen Einfluss wider. Faktor 2 (bei Einzelbetrachtung der Nebenflüsse) gibt insbesondere bei Havel und Spree, beim Muldesystem sowie der Weißen Elster und ihrer Nebenflüsse deutliche Hinweise auf die geogenen Verhältnisse im Sediment. Bei der Schwarzen Elster und insbesondere der Saale finden sich dagegen die geogenen Elemente, wie z. B. Cobalt oder Nickel, bereits in Faktor 1 wieder. Der große Einfluss der geogenen Elemente Cobalt und Nickel ergibt sich aus dem Grundgestein (z. B. Thüringer Schiefergebirge), durch das die Saale geprägt ist (Kapitel 2-1).

Zur Belastung der Wasserphase

Bei der Beurteilung der Belastung der Wasserphase erfolgt eine summarische Betrachtung der Gehalte des Filtrats und des Schwebstoffs. Die Grundlage hierfür bilden die Zielvorgaben der LAWA bzw. IKSE für verschiedene Schwermetalle in der homogenisierten Wasserprobe (vgl. Kapitel 2.1). In Bild 4-18 sind exemplarisch die Mittelwerte zweier Schwermetalle der jeweiligen Elbenebenflüsse im Vergleich zu den LAWA-Zielvorgaben dargestellt.

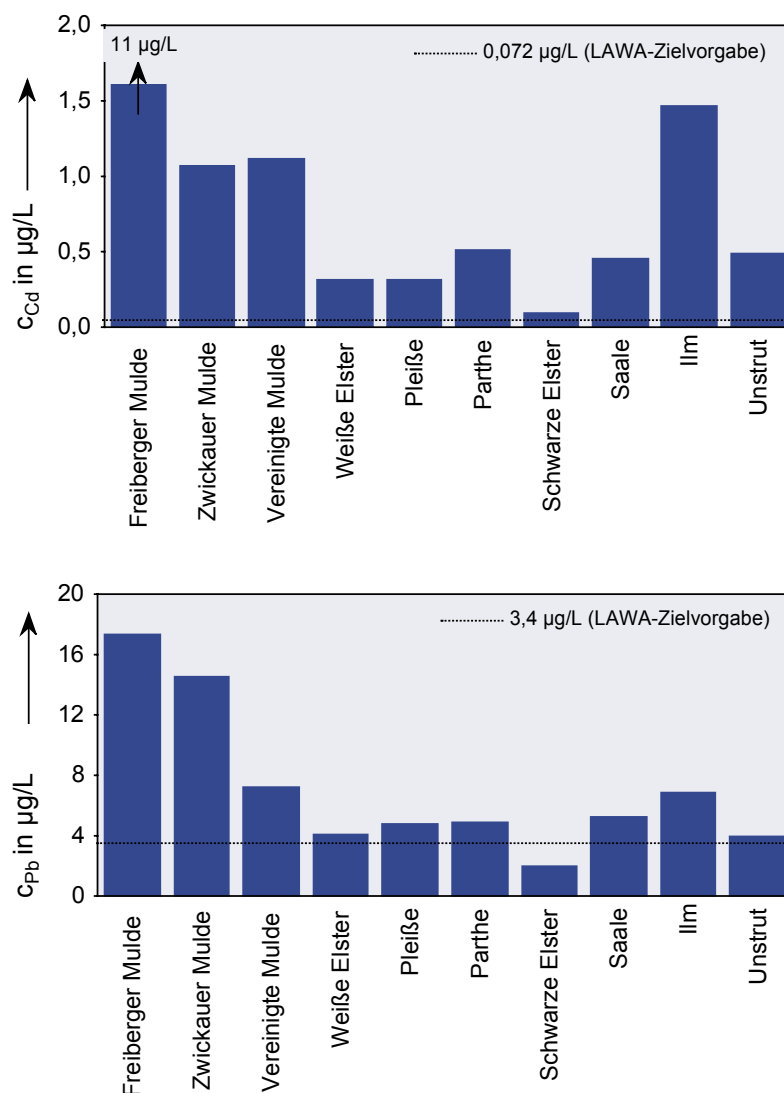


Bild 4-18 Cadmium- (oben) und Bleikonzentrationen (unten) in der Wasserphase im Vergleich zu den LAWA-Zielvorgaben

Im Folgenden wird separat sowohl auf die Belastung des Filtrats als auch des Schwebstoffs innerhalb der deutschen Elbenebenflüsse eingegangen.

Zur Belastung des Filtrats

Die Schwermetallbelastung des Filtrats der Elbenebenflüsse war im Untersuchungszeitraum von 1991-1995 vergleichsweise gering. Die ermittelten Konzentrationen lagen teilweise weit unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TVO) und unter der Nachweisgrenze des jeweiligen analytischen Verfahrens (Tabelle 4-11). Die detaillierten und ausführlichen Untersuchungsergebnisse können den entsprechenden Abschlussberichten der vorangegangenen Einzelprojekte entnommen werden [BEUGE, P. et al., 1996; BEUGE, P. et al., 1999; HOELZMANN, P. et al., 1997; LOHSE, M. et al., 1995; MATSCHULLAT, J. et al., 1997; MÜLLER, G. et al., 1998; EINAX, J., W. et al., 1997].

Tabelle 4-11: Mediane, Minima und Maxima ausgewählter Schwermetalle in Filtraten der deutschen Nebenflüsse (Zeitraum: 1991-1995)

	Blei			Cadmium			Chrom		
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max} µg/L	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}
Schwarze Elster	0,5	0,8	0,6	0,01	0,06	0,02	0,3	0,8	0,4
Vereinigte Mulde	1,3	16	4,2	0,4	2,6	0,6	1,7	6,0	2,7
Freiberger Mulde	1,2	6,5	2,7	0,2	27	6,2	1,0	9,0	3,6
Zwickauer Mulde	1,5	21	11	0,1	1,2	0,4	2,1	5,8	3,3
Saale	1,3	27	2,4	0,2	0,9	0,3	0,4	3,4	1,0
Ilm	2,2	2,5	2,3	0,2	0,9	0,3	0,6	1,7	0,9
Unstrut	1,3	1,9	1,6	0,3	0,6	0,4	0,5	1,9	0,6
Weißer Elster	0,3	1,5	0,5	0,08	0,9	0,2	0,4	2,5	1,5
Parthe	0,4	1,5	1,0	0,1	0,3	0,2	3,3	5,1	4,2
Pleiße	0,3	1,0	0,4	0,09	0,3	0,1	0,6	4,3	2,0
	Quecksilber			Zink					
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max} µg/L	C _{Median}			
Schwarze Elster	0,03	0,07	0,05	13	34	19			
Vereinigte Mulde	0,01	0,02	0,01	29	58	37			
Freiberger Mulde	0,01	0,04	0,02	16	900	400			
Zwickauer Mulde	0,01	0,08	0,02	27	54	38			
Saale	0,1	0,4	0,2	70	360	180			
Ilm	<0,1	0,1	0,1	61	170	100			
Unstrut	0,1	0,3	0,2	61	230	120			
Weißer Elster	-	-	-	7,0	150	40			
Parthe	-	-	-	25	48	36			
Pleiße	-	-	-	4,7	22	14			

Bei der Untersuchung des Filtrats sind im Gegensatz zu den in Tabelle 4-11 exemplarisch aufgeführten niedrigen Schwermetallgehalten, die teilweise deutlich erhöhten Gehalte an Alkali- und Erdalkalielelementen sowie verschiedener Anionen, wie z. B. Cl, NO₃ oder SO₄, hervorzuheben (Tabelle 4-12). Eine besondere Rolle spielen dabei die Saale und ihre Nebenflüsse, die insbesondere wegen der Kaliindustrie im Südharz hohe Salzfrachten aufweisen.

Auch bei der Beurteilung der Ergebnisse von Filtratuntersuchungen kamen multivariat-statistische Methoden zur Anwendung. Das Dendrogramm in Bild 4-19 spiegelt die unterschiedliche Struktur, d. h. Filtratbeschaffenheit, der verschiedenen Nebenflüsse wider.

So werden beispielsweise die Probennahmestellen der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde fast vollständig zu einem Cluster zusammengefasst. Ein weiteres Cluster bildet die Weiße Elster mit ihren Nebenflüssen Parthe und Pleiße. Für eine umfassende Charakterisierung der Belastungssituation müssen also alle Nebenflüsse berücksichtigt werden, wobei die Möglichkeit besteht, innerhalb der einzelnen Nebenflusssysteme ähnliche Probennahmestellen zusammenzufassen.

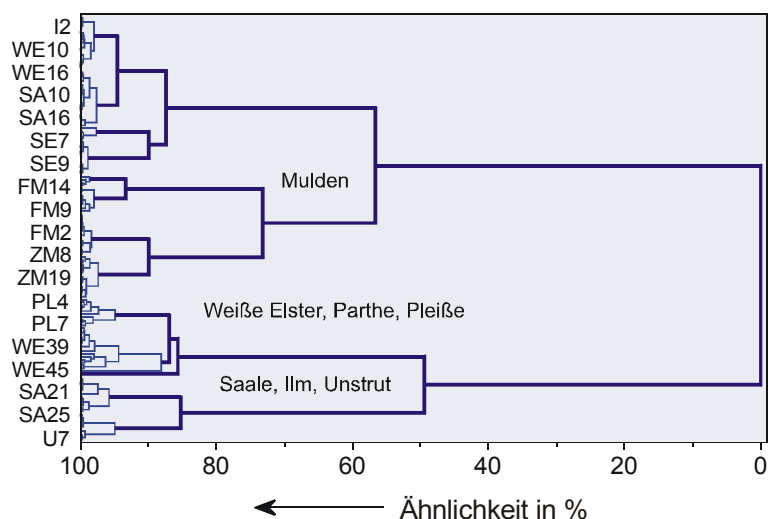


Bild 4-19: Dendrogramm der Clusteranalyse nach Ward mit den Filtraten der deutschen Nebenflüsse (1991-1995)

Tabelle 4-12: Mediane, Minima und Maxima ausgewählter Alkali- bzw. Erdalkalielemente sowie Anionen in Filtraten der deutschen Nebenflüsse (Zeitraum: 1991-1995)

	Natrium			Calcium		
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}
	mg/L					
Schwarze Elster	19	37	25	47	120	76
Vereinigte Mulde	21	29	24	36	58	45
Freiberger Mulde	4,6	26	18	14	46	34
Zwickauer Mulde	9,3	39	26	11	47	32
Saale	8,7	220	40	20	220	72
Ilm	5,5	64	39	16	180	100
Unstrut	8,9	200	120	140	240	210
Weiße Elster	9,8	160	54	13	130	56
Parthe	43	64	54	150	150	150
Pleiße	25	70	42	56	140	92

	Chlorid			Nitrat		
	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}	C _{Min}	C _{Max}	C _{Median}
	mg/L					
Schwarze Elster	31	57	44	11	40	17
Vereinigte Mulde	28	95	38	20	26	23
Freiberger Mulde	5,5	39	24	8,9	30	23
Zwickauer Mulde	8,8	39	25	8,0	25	17
Saale	19	430	46	24	45	40
Ilm	5,0	67	48	6,9	50	44
Unstrut	13	480	260	35	46	42
Weiße Elster	22	250	65	18	33	25
Parthe	39	170	77	9,0	58	23
Pleiße	83	120	100	23	37	30

Als Resultat der Clusteranalyse zur Kennzeichnung von Ähnlichkeiten zwischen den in Filtraten ermittelten Parametern bei Berücksichtigung aller Nebenflüsse ergeben sich zwei Gruppen von Parametern, die jeweils in einem Cluster zusammengefasst wurden (Bild 4-20).

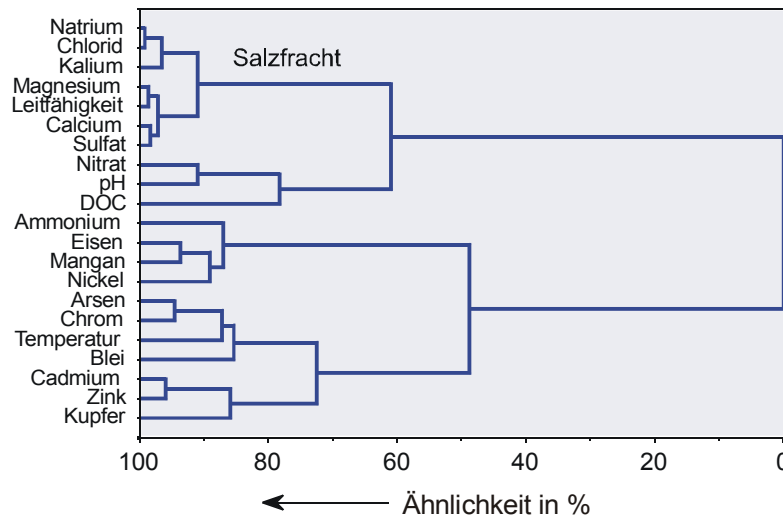


Bild 4-20: Dendrogramm der Clusteranalyse nach Ward mit Filtraten der deutschen Nebenflüsse (1991-1995)

Die in einem Cluster gruppierten Parameter Calcium, Natrium, Kalium, Magnesium sowie Chlorid, Sulfat und Leitfähigkeit können als Salzfracht interpretiert werden.

Zur weiteren differenzierenden Bewertung sowie zur Aufzeigung von Eintragsquellen wurde eine Faktoranalyse durchgeführt, deren Ergebnisse in Tabelle 4-13 dargestellt sind.

Die Faktoranalyse liefert für den Gesamtdatensatz der Nebenflüsse vier Faktoren, die eine Gesamtvarianz von 64 % erklären. Den Hauptanteil beinhaltet Faktor 1 (31 %), der insbesondere durch die Alkali- und Erdalkalielemente sowie durch Chlorid, Sulfat und die Leitfähigkeit bestimmt ist. Faktor 2 (13 %) ist in erster Linie durch die Wechselwirkungen zwischen gelösten Eisen-, Mangan- bzw. Nickelverbindungen und dem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) geprägt. Der dritte Faktor, in dem Cadmium und Zink hoch geladen sind, spiegelt das gemeinsame Verhalten dieser Metalle wider, deren Eintrag überwiegend anthropogen bedingt ist.

Für das Filtrat bestätigen sich also im wesentlichen die Ergebnisse der univariat-statistischen Auswertung, wonach die gelösten Salze (Salzfracht) innerhalb der gemessenen Parametern das Geschehen innerhalb der gesamten Elbenebenflüsse weitestgehend bestimmen.

Tabelle 4-13: Faktorladungsmatrix der Faktoranalyse des Filtrats (Jahresmittelwerte; Faktorladungen > 0.6)

	Parameter	Ladung
Faktor 1	Leitfähigkeit	0,95
	Natrium	0,93
	Chlorid	0,92
	Magnesium	0,92
	Calcium	0,90
	Kalium	0,88
	Sulfat	0,81
Faktor 2	Mangan	0,87
	Eisen	0,71
	Ammonium	0,68
	Nickel	0,65
	DOC	- 0,61
Faktor 3	Zink	0,88
	Cadmium	0,82
Faktor 4	Arsen	0,73
	Temperatur	0,68
erklärte Gesamtvarianz		64 %

Zur Belastung des Schwebstoffs

Da die Schwebstoffe auf Grund ihrer ausgeprägten Adsorbenseigenschaften wesentliche Bindungspartner für Schwermetalle darstellen, bildeten auch sie einen Schwerpunkt der Untersuchungen. Tabelle 4-14 zeigt die Mediane, Maxima und Minima ausgewählter Schwermetalle in Schwebstoffen. Die detaillierten Untersuchungsergebnisse können den entsprechenden Abschlussberichten der vorangegangenen Einzelprojekte entnommen werden [BEUGE, P. et al., 1996; BEUGE, P. et al., 1999; HOELZMANN, P. et al., 1997; LOHSE, M. et al., 1995; MATSCHULLAT, J. et al., 1997; MÜLLER, G. et al., 1998; EINAX, J. W. et al., 1997].

Die hohen Schwermetallgehalte in Schwebstoffen fast aller Nebenflüsse bestätigen die obige Aussage bezüglich ihres hohen Bindungspotentials. In Bild 4-21 sind die Resultate einer Clusteranalyse über alle deutsche Nebenflüsse dargestellt.

Vergleicht man die Ergebnisse der Clusteranalyse der Sedimente mit denen der Schwebstoffe, so ergeben sich in beiden Fällen zwei Gruppen (Cluster). Ein Cluster wird repräsentiert durch die anthropogenen Einflussgrößen Arsen, Cadmium, Blei und Zink. Der andere wird durch den Einfluss der Eisen- bzw. Manganverbindungen innerhalb der Schwebstofffraktion bestimmt. Insbesondere Chrom, Kupfer und Nickel sind in der Lage, sich sorptiv an die Oberflächen von Mangan- bzw. Eisenoxid/-hydroxidverbindungen anzulagern.

Diese Aussage hat insofern Relevanz, da es beispielsweise durch Änderungen des pH-Werts zu einer Verschiebung des Gleichgewichts kommen kann. Dies kann entweder Re- oder Immobilisierungsprozesse zur Folge haben.

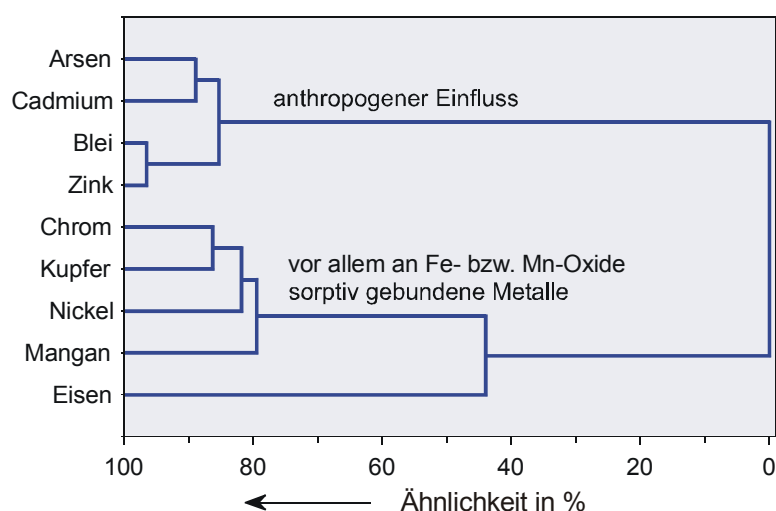


Bild 4-21: Dendrogramm der Clusteranalyse nach Ward über Schwerstoffbelastungen der deutschen Nebenflüsse (1991-1995)

Tabelle 4-14: Mediane, Minima und Maxima ausgewählter Schwermetalle im Schwebstoffen der deutschen Nebenflüsse (Zeitraum: 1991-1995)

	Blei			Cadmium			Chrom		
	CMin	CMax	CMedian	CMin	CMax	CMedian	CMin	CMax	CMedian
mg/kg									
Schwarze Elster	53	96	71	1,8	4,4	3,2	42	310	59
Vereinigte Mulde	210	500	350	13	77	46	25	200	130
Freiberger Mulde	280	7600	1900	37	2900	440	62	1200	260
Zwickauer Mulde	160	500	270	30	140	65	28	340	72
Saale	61	300	120	0,5	19	6,1	21	940	96
Ilm	92	1200	610	4,3	350	59	47	4900	620
Unstrut	59	150	120	0,5	8,9	1,5	39	120	96
Weiße Elster	110	360	190	3,6	23	12	110	670	260
Parthe	95	380	240	14	18	16	1100	1200	1100
Pleiße	58	200	120	3,2	19	4,3	110	660	280
	Quecksilber			Zink					
	CMin	CMax	CMedian	CMin	CMax	CMedian			
mg/kg									
Schwarze Elster	0,5	2,6	1,0	610	1500	860			
Vereinigte Mulde	-	-	-	4700	7100	5400			
Freiberger Mulde	-	-	-	1900	64500	20100			
Zwickauer Mulde	-	-	-	2500	10300	5500			
Saale	0,8	23	2,6	140	8700	1100			
Ilm	0,9	115	43	41	660	99			
Unstrut	0,9	5,1	1,5	59	280	110			
Weiße Elster	1,4	6,7	2,9	760	5200	2700			
Parthe	3,3	5,7	4,5	1500	2300	1900			
Pleiße	0,5	5,3	1,4	600	2300	1000			

Die Anwendung der Faktoranalyse auf den Gesamtdatensatz der Schwebstoffe der deutschen Nebenflüsse erfolgte weiterhin mit dem Ziel, die bereits gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich verschiedener Wechselwirkungen zwischen den im Schwebstoff gemessenen Parametern zu bestätigen bzw. zu verifizieren. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-15 dargestellt.

Tabelle 4-15: Faktorladungsmatrix der Faktoranalyse der Schwebstofffraktion (Jahresmittelwerte; Faktorladungen > 0.6)

	Parameter	Ladung
Faktor 1	Zink	0,96
	Blei	0,92
	Cadmium	0,87
	Arsen	0,80
	Kupfer	0,61
Faktor 2	Chrom	0,81
	Nickel	0,80
	Kupfer	0,73
	Mangan	0,71
erklärte Gesamtvarianz		66 %

Die reduzierte Lösung der Faktoranalyse beschreibt mit zwei Faktoren 66 % der Gesamtvarianz des Datensatzes. Den Hauptteil beinhaltet Faktor 1 (36 %), der durch die Elemente Zink, Blei, Cadmium, Arsen und Kupfer geprägt ist und damit den deutlich anthropogenen Charakter widerspiegelt. Im Faktor 2 wird wiederum der Einfluss der Eisen- bzw. Manganoxyde bzw. -Hydroxide deutlich. Diese Ergebnisse bestätigen bzw. ergänzen die bereits mit Hilfe der Clusteranalyse (Bild 4-21) ermittelten Aussagen.

Tabelle 4-16: Einflussgrößen innerhalb der deutschen Elbenebenflüsse

	Sediment	Filtrat	Schwebstoff
Schwarze Elster	Cd, Co, Cr, Fe, Ni, Zn	Cr, Fe, Zn, Salinität	Cd, Cr, Fe, Zn
Vereinigte Mulde	As, Cd, Pb, (U), Zn	As, Salinität	As, Cd, Pb, Zn
Freiberger Mulde	As, Cd, Pb, Zn	As, Cd, Pb, Zn, Salinität	As, Cd, Pb, Zn
Zwickauer Mulde	As, Cd, (Pb), U, Zn	As, (Cd), U, Zn, Salinität	As, Cd, U, Zn
Saale	Cd, Cr, Hg, Zn	Zn, Salinität	Cd
Ilm	Cd, Hg (Oberlauf), Pb,	-	-
Unstrut	-	Salinität	-
Weißer Elster	Ag, Cd, Fe, Pb, U, Zn	Fe, U	Fe, U
Parthe	Ag, Cd, Pb, Zn	-	-
Pleiße	Ag, Cd, Fe, Zn	Fe	Fe
Havel	Cd, (Cu), Pb, Zn	-	-
Spree	Cd, Cu, Pb, Zn	-	-

Zusammenfassung

Tabelle 4-16 zeigt zusammenfassend für alle untersuchten deutschen Elbenebenflüsse und die Kompartimente Sediment, Filtrat und Schwebstoff die wesentlichen Einflussgrößen auf.

Die zusammenfassende Betrachtung der Sedimentuntersuchungen an den Nebenflüssen zeigt, dass die anthropogenen Einträge an Cadmium, Zink, Quecksilber, Blei und Arsen die hauptsächlichen Einflussgrößen darstellen. Die Elemente Nickel und Cobalt können als Größen der geogenen Hintergrundbelastung interpretiert werden.

Die wesentlichen Belastungen der Filtrate werden durch die Alkali- und Erdalkalielemente Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium, die Anionen Chlorid und Sulfat sowie die Leitfähigkeit charakterisiert, was verallgemeinernd als hohe Salzfracht interpretiert werden kann.

In den Schwebstoffen wurden neben den anthropogen bedingten Einflussgrößen Zink, Cadmium, Quecksilber, Blei, Arsen und Kupfer Manganverbindungen als wesentliche Größen ermittelt. Die Eisenbelastungen sind zwar geogen Ursprungs, werden aber anthropogen, z. B. durch Braunkohlesumpfungswässer, mobilisiert.

4.1.3 Die tschechischen Elbenebenflüsse

Die Bewertung der Belastung von Wasserproben (Filtrat + Schwebstoff) der tschechischen Nebenflüsse wird zusätzlich zu den LAWA und IKSE Zielvorgaben anhand der tschechischen Immisionsgrenzwerte für Oberflächengewässer vorgenommen. Es handelt sich dabei um die Regierungsverordnung 82/1999 Sb. Diese ersetzt die frühere Verordnung 171/92 Sb. Entsprechende Grenzwerte für ausgewählte prioritäre Elemente sind in nachfolgender Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 4-17: Grenzwerte für ausgewählte Schwermetalle und Arsen in Fließgewässern gemäß der Tschechischen Regierungsverordnung 82/99 Sb.

	A	B
	µg/L	
As	50	100
Cd	1,0	5,0
Hg	0,5	1,0
Pb	50	100
Zn	20	200

A: Grenzwerte für Fließgewässer, die der Trinkwasseraufbereitung dienen (homogenisierte Wasserprobe)

B: Grenzwerte für die übrigen Fließgewässer

Ausgewählte statistische Angaben zur Sedimentbelastung tschechischer Elbenebenflüsse sind in Tabelle 4-18 zusammengefasst.

Tabelle 4-18: Ausgewählte statistische Angaben zur Sedimentbelastung mit prioritären Elementen in den tschechischen Elbenebenflüssen (Probennahmen 1995, 1996, 1998; *Bei der Vltava wurden 1998 16 anstelle von 19 Proben entnommen.)

	Proben- nahme	Vltava (19 Probennahmestellen)*				Ohře (13 Probennahmestellen)			
		Mittel- wert	Median	Max	Min	Mittel- wert	Median	Max	Min
		mg/kg							
As	1995	nicht relevant für die Belastung der Vltava				102	77	253	24
	1996					105	83	196	38
	1998					67	63	99	44
Cd	1995	2,9	2,0	11,2	0,7	5,9	5,6	11,2	1,6
	1996	2,1	1,6	5,0	0,4	4,8	2,9	13,4	0,7
	1998	1,4	1,2	4,3	0,1	3,0	2,9	5,9	0,6
Hg	1995	0,72	0,37	3,8	0,16	2,16	1,39	8,3	0,31
	1996	0,48	0,23	2,2	0,12	2,10	1,45	8,4	0,35
	1998	0,57	0,42	1,8	0,13	2,20	1,90	4,4	0,83
Pb	1995	135	92	311	49	123	114	241	49
	1996	116	84	267	33	128	132	263	63
	1998	116	91	232	39	198	156	811	58
Zn	1995	500	364	1346	149	732	732	1311	410
	1996	445	339	1130	119	809	780	1225	452
	1998	419	416	1154	134	907	999	1434	282
Bílina (4 Probennahmestellen)						Jizera (6 Probennahmestellen)			
As	1995	68	62	94	54	nicht relevant für die Belastung der Jizera			
	1996	102	91	154	72				
	1998	87	63	164	56				
Cd	1995	5,9	5,5	8,0	4,5	3,9	4,3	4,8	2,8
	1996	4,8	4,1	8,1	2,9	2,7	2,8	3,3	1,9
	1998	1,9	1,8	2,1	1,7	5,2	5,0	6,0	3,8
Hg	1995	24	10	72	3,5	nicht relevant für die Belastung der Jizera			
	1996	7,4	5,3	17	2,7				
	1998	18	5,5	59	4,8				
Pb	1995	133	136	187	71	140	130	196	80
	1996	99	100	107	87	125	120	168	88
	1998	149	128	243	98	165	158	211	128
Zn	1995	926	951	1081	720	506	535	614	332
	1996	755	771	834	642	461	480	546	374
	1998	929	926	1002	864	650	640	727	582

Vltava (Moldau)

Die prioritären Elemente sind: Cadmium, Blei, Zink und Quecksilber .

Der Ober- und Mittellauf der Vltava (bis zum linksseitigen Zufluss der Berounka) weist nur mäßige Belastungen auf. Höhere Belastungen durch Cadmium, Blei, Zink und Quecksilber

treten im Unterlauf durch den Ballungsraum Prag und den Zufluss der Berounka oberhalb Prags auf. Unterhalb Prags (bis zur Mündung in die Elbe) liegen keine weiteren bedeutenden Belastungsquellen vor.

Hinsichtlich Cadmium, Blei, Zink und Quecksilber werden die Zielvorgaben der LAWA sowohl in Schwebstoffen als auch in Sedimenten unterhalb des Zuflusses der Berounka überschritten. Blei weist im Gegensatz zu den anderen untersuchten Elementen deutlich höhere Befunde im Sediment als im Schwebstoff auf. Dieser Unterschied, der wahrscheinlich mit der Bindungsform zusammenhängt, wurde auch in den anderen Nebenflüssen festgestellt.

In allen Wasserproben liegen die Befunde unterhalb der Grenzwerte der tschechischen Regierungsverordnung 82/99 Sb. sowie den LAWA-Zielvorgaben. Eindeutige Trendaussagen können jedoch nur bzgl. Cadmium gemacht werden. Hier nahmen die Konzentrationen im Untersuchungszeitraum ab.

Die Sedimentbelastung der Moldau durch Cadmium, Blei und Zink ist im Mittel höher als die der Elbe. Die Quecksilberbelastungen sind vergleichbar.

Ohře

Die prioritären Elemente sind Cadmium, Blei, Zink, Quecksilber und Arsen.

Mit Ausnahme von Quecksilber weisen die erwähnten Elemente einen charakteristischen Konzentrationsverlauf auf. Die höchsten Konzentrationen treten im Mittellauf auf, während deutlich niedrigere Werte im oberen und unteren Flussabschnitt gemessen werden. Die meisten Zuflüsse der Ohře sind hoch bis sehr hoch mit Cadmium, Blei, Zink und Arsen belastet.

Quecksilber hingegen tritt fast ausschließlich im Oberlauf auf. Der restliche Flussabschnitt kann als unbelastet oder mäßig belastet eingestuft werden. Neben dem Einfluss industrieller Ballungsgebiete unterhalb der größeren Städte (Sokolov, Karlovy Vary, Klášterec n. O., Kadaň, Žatec, Louny u. s. w.) ist besonders im Ober- und Mittellauf der Einfluss vorwiegend durch Grubenwässer hochbelasteter Zuflüsse von Bedeutung [Vondrák, 1996]. Trotz Verdünnung in der Ohře ist ihr Einfluss bemerkbar. Im Unterlauf, unterhalb der Staustufen Kadaňský stupeň und Nechanice (Probenahmestelle OH-4), ist bei vielen erwähnten Elementen eine sprunghafte Konzentrationsabnahme in den Sedimenten wie in den Schwebstoffen zu beobachten. Aus dieser Tatsache ergibt sich, dass in den Sedimenten dieser Staustufen erhöhte Mengen an Arsen, Cadmium, Blei, Zink und Beryllium abgelagert wurden. Das Belastungsniveau der Ohře unterhalb dieser Staustufen nimmt in Stromrichtung infolge von Sedimentationsvorgängen weiter ab. Die LAWA-Zielvorgaben für Quecksilber werden nur in den Sedimenten des Oberlaufs überschritten, im restlichen Flussabschnitt werden sie überwiegend erfüllt. In Schwebstoffen dagegen liegen die meisten Quecksilberbefunde oberhalb der LAWA-Zielvorgaben.

Bzgl. Blei werden die LAWA-Zielvorgaben nur in den Sedimenten an einigen Stellen des Mittellaufs überschritten, wogegen sie in den Schwebstoffen im gesamten Längsprofil erfüllt werden.

Die Sediment- und Schwebstoffbelastungen durch Arsen, Cadmium und Zink liegen vor allem im Mittellauf oberhalb der Zielvorgaben der LAWA und IKSE. Die Konzentrationen von Arsen und Cadmium gehen jedoch zurück. Im Wasser werden die Grenzwerte der tschechischen Regierungsverordnung 82/99 Sb. (Nutzungsart Trinkwasseraufbereitung) nur in wenigen Fällen (Zink) geringfügig überschritten. Dieser Grenzwert liegt bei 20 µg/L.

Im Gegensatz zur Elbe sind die Sedimente der Ohře weniger (ca. eine Güteklasse) mit Cadmium, Blei, Zink und Quecksilber belastet. Die Befunde bezüglich Arsen hingegen liegen höher.

Bílina

Die prioritären Elemente sind Arsen, Cadmium, Quecksilber und Zink.

Die gesamte Bílina ist mit den oben genannten Elementen extrem hoch belastet, wobei besonders die Quecksilberbelastung der Sedimente und Schwebstoffe hervorzuheben ist.

Die LAWA-Zielvorgaben für Quecksilber, Cadmium, Zink und Arsen werden sowohl in den Schwebstoffen wie in den Sedimenten an den meisten Probennahmestellen überschritten, bzgl. Quecksilber sogar um ein Vielfaches. Die höchste Quecksilberbelastung ist unterhalb der Spolchemie in Ústí n. L. zu vermerken.

Die LAWA-Zielvorgaben für Blei werden nur an einigen Probennahmestellen in den Sedimenten überschritten; die Schwebstoffe erfüllen die Zielvorgaben praktisch immer.

Im Wasser sind ebenfalls erhöhte Quecksilbergehalte zu vermerken. Die Grenzwerte der Tschechischen Regierungsverordnung 82/99 Sb. sowie die IKSE-Zielvorgaben wurden im Unterlauf der Bílina (vor allem unterhalb der Spolchemie) bei allen Beprobungen überschritten. Bei Zink dagegen wird an den meisten Probennahmestellen nur der Grenzwert der Tschechischen Regierungsverordnung (20 µg/L) überschritten.

Abnehmende Konzentrationen sind für Cadmium in den Sedimenten und den Schwebstoffen ersichtlich.

Im Vergleich zur Elbe ist die Bílina deutlich höher mit Quecksilber belastet. Die Belastung mit Cadmium, Blei und Zink ist ähnlich hoch wie die der Elbe. Die Arsenkonzentrationen sind ebenfalls höher als in der Elbe.

Jizera

Die prioritären Elemente sind Cadmium, Blei und Zink.

Diese Elemente zeigen im ganzen Längsprofil eine fast gleichmäßige Sediment- und Schwebstoffbelastung. Die IKSE- und LAWA-Zielvorgaben werden nur von Cadmium deutlich überschritten. Auch bei Zink liegen die meisten Befunde über den Zielvorgaben. Die Bleikonzentrationen liegen im Bereich der Zielvorgaben.

Im Wasser (Gesamtprobe) wurden 1996 nur in drei Fällen die Zielvorgaben der tschechischen Regierungsverordnung 82/99 Sb. für Zink überschritten. Diese erhöhten Zinkkonzentrationen sind auf höhere Abflussraten bei der Probennahme im Jahre 1996 zurückzuführen.

Bei allen relevanten Elementen liegt die Sedimentbelastung im Vergleich zur Elbe niedriger.

4.1.4 Organische Inhaltsstoffe – orientierende Untersuchungen

Screening-Analytik in Wasserproben

Im Rahmen zahlreicher Arbeiten, die im Zeitraum zwischen 1992-1995 an der Universität Hamburg durchgeführt wurden, wurde der Versuch unternommen, mit Hilfe umfassender Non-Target-Screening-Analytik von Umweltproben, ein möglichst breites Spektrum von organischen Substanzen zu erfassen. Dies sollte dazu dienen, die akute und latente Belastungssituation für die Trinkwasserversorgung abzuschätzen und sanierungsrelevante Leitparameter festzulegen. Dabei konnten verschiedene Klassen bisher nicht beschriebener Inhaltsstoffe in z. T. hohen Konzentrationen nachgewiesen werden [FRANKE, S. et al., 1995; WITTER, B., et al., 1998; SCHWARZBAUER, S. 1997; HILDEBRAND, S., 1995].

Die Analysen erstreckten sich auf Proben aus der Elbe, der Schwarzen und Weißen Elster und der Mulde. Sie betrafen Verbindungen aus den Substanzklassen „Halogenalkanen“, „Chloraromaten“, „Nitro- und Aminobenzole“, „Pestizide“, „Haloether“ und „Harnstoffderivate“. Nach der Auswertung der gewonnenen Daten konnte festgestellt werden, dass die Schwarze Elster nur in wenigen Fällen Beiträge zur Kontamination der Elbe mit diesen Substanzen liefert, während die Mulde einen Belastungsschwerpunkt darstellte. Hinsichtlich der Konzentrationen dominierten dabei isomere Monochlornitrobenzole, die Gesamtkonzentrationen von 13 µg/L erreichten. Substituierte Harnstoffe, verschiedene Chloraromaten und Diphenylsulfon gehörten bereits an der tschechisch-deutschen Grenze in erheblichem Ausmaß zur organischen Belastung der Elbe.

Instrumentelle Analytik:

Zur Untersuchung der Proben kamen gaschromatographische Methoden zum Einsatz. Die Gaschromatogramme wurden mit Hilfe von verschiedenen Detektoren, z. B. FID/ECD registriert. Für Strukturuntersuchungen wurde überwiegend die Kombination von Gaschromatographie mit verschiedenen Techniken der Massenspektrometrie (Nieder- und Hochauflösungs-MS, Chemische Ionisation) eingesetzt.

Bei den hierzu entwickelten Methoden handelt es sich zum überwiegenden Teil um Non-Target-Screening-Methoden. Sie machen es möglich, verschiedene Parameter, wie z. B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB), chlororganische Pestizide und andere chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) sowie stickstoff- und phosphor-enthaltene Pestizide (N/P-Pestizide) zu bestimmen.

Betrachtung der Elbe:

Die Ergebnisse der untersuchten Gebiete beziehen sich zum überwiegenden Teil auf den Elbestrom, seine oben genannten Nebenflüsse und ausgewählte Meeresgebiete. Ein Hauptaugenmerk der Arbeiten lag auf der Bestimmung von chlorierten Bis-(propyl)ethern aus der Gruppe der Haloether, kurz (ClxBPE) genannt. (ClxBPE) fallen als Nebenprodukte technischer Chlorhydrin-Prozesse an (Chlorhydrin-Verfahren zur Epoxidierung niederer Olefine mit HCl oder Anlagerung unterchloriger Säure an Olefine). Sie gelangen hauptsächlich über die Elbe in die Nordsee. Um die großräumige Verteilung von (ClxBPE) zu untersuchen, wurde die östliche Nordsee, das Skagerrak, das Europäische Nordmeer und der Nordatlantik beprobt. Wie sich herausstellte, ist die Elbe die bedeutendste Quelle für (ClxBPE). Das Elbewasser tritt bei Cuxhaven in die Nordsee ein und wird von Süden entlang der deutschen und dänischen Küste durch das Skagerrak in die Norwegische See und den Nordatlantik transportiert. Die Verteilung von Tetrachlorbis(propyl)etherisomeren wies im Seewasser Unterschiede zu der an der Emissionsquelle herrschenden auf. Dies gilt insbesondere für die Tetrachlorbis(propyl)ether. Die Enantiomerenverhältnisse von Tetrachlorbis(propyl)ethern zeigten Veränderungen während ihres Transportes durch verschiedene Seegebiete, die auf selektiven biologischen Abbau zurückzuführen sind. Die Ausbreitung von Tetrachlorbis(propyl)ethern folgt deutlich der Elbefahne, so dass Seegebiete, die damit keinen Kontakt haben, von denen, die durch Elbewasser beeinflusst sind, anhand dieser Substanzen unterschieden werden können. Sie bieten sich als selektive Tracer für den Einfluss des Elbewassers auf die Meeresumwelt an. Auch wenn die Konzentration von Tetrachlorbis(propyl)ether in den vergangenen Jahren aufgrund unterschiedlicher Einträge nicht konstant war und daraus schwankende Konzentrationsgradienten resultierten, konnten an Hand dieser Tracer-Einflüsse des Elbewassers auf die Meeresumwelt ermittelt werden.

Innerhalb des Flusssystems kann festgestellt werden, dass in der Nähe der Grenze zur Tschechischen Republik die Belastungen mit Tetrachlorbis(propyl)ether am größten sind. Die Belastungen nehmen entlang des weiteren Flussverlaufes stetig ab, was mit der zunehmenden Verdünnung durch Grundwasserzufluss und die Nebenflüsse zusammenhängt. Die Konzentration in der tidebeeinflussten Zone zwischen dem Wehr in Geesthacht und dem Hamburger Hafen ist relativ konstant. Vom Hamburger Hafen bis zur Mündung wird der Einfluss der Vermischung mit Nordseewasser bemerkbar, und die Konzentrationen sinken weiter stark ab. Ähnliche Verteilungsmuster, nur in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen, konnten schon in vorausgegangenen Jahren festgestellt werden und bestätigen die Ergebnisse. Der größte Emittent von Tetrachlorbis(propyl)ether ist eine Chlorhydrin-Fabrik oberhalb von Schmilka, bei der große Mengen Neben- und Abfallprodukte entstehen. Die Zusammensetzung der Tetrachlorbis(propyl)etherisomeren bleibt in der von der Tide nicht beeinträchtigten Zone nahezu unverändert. Das Isomerenmuster ändert sich erst im Mündungsbereich der Elbe als Konsequenz einer anderen Industriestruktur, vor allem durch einen Emittenten bei Stade. Die Untersuchungen wurden durch Kontrollmessungen von Abwasser der deutschen und tschechischen Chlorhydrin-Fabriken bestätigt. Die Abwasserproben zeigten ein charakteristisches Isomerenmuster. Der Zusammenhang zwischen der Verschiebung der Isomerenverhältnisse wird aber auch durch einen anderen Aspekt beeinflusst. Es besteht die Möglichkeit einer verstärkten Diskriminierung des 2,3,2',3'-BPE 6 durch physikalische oder biochemische Prozesse. Da es sich hierbei um eine chirale Verbindung han-

delt, ist es denkbar, dass im Falle eines enzymatischen Abbauprozesses ein Enantiomer verstärkt diesen Umwandlungen unterworfen ist, was eine Verschiebung des Enantiomerenverhältnisses nach sich ziehen würde. Bei einer nicht-enzymatischen Reaktion, wie z. B. bei photochemischen Prozessen, Ausgasung in die Atmosphäre oder Absorption an Sediment- oder Schwebstoff-Teilchen, ist keine Verschiebung zu erwarten. Für die chiralen Bis(propyl)ether 2,3,2',3'-BPE und 1,3,2',3'-BPE konnten in der überwiegenden Zahl der untersuchten Proben enantioselektive Diskriminierungen nachgewiesen werden. Das (R,R')-Enantiomer des 2,3,2',3'-BPE ist z. T. deutlich gegenüber dem (S,S')-Enantiomer diskriminiert, und auch die Mesoform (R,S) ist unterrepräsentiert. Auch im Falle anderer Isomeren zeigte sich eine Diskriminierung.

Während der Untersuchungen wurde des Weiteren festgestellt, dass Cl₂BPE und Cl₃BPE eines Emittenten an der Saale nicht merklich in der biologischen Stufe von Kläranlagen beeinflusst wurden. Aus dieser Erkenntnis konnte der Schluss gezogen werden, dass diese Verbindungen und alle mit einem höheren Chlorierungsgrad auch in der aquatischen Umwelt persistent sind.

Neben den chiralen Tetrachlorbis(propyl)ethern wurden weitere chirale Elbewasser-Kontaminanten im Rahmen der Non-Target-Screening-Analytik identifiziert und in die enantioselektive Analytik mit aufgenommen. Es handelt sich dabei um die synthetischen Moschus-Duftstoffe 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta-(g)-2-benzo-pyran (HHCB, Handelsname Galaxolit[®]) und 7-Acetyl-1,1,3,4,4,6-hexamethyltetralin (AHTN, Handelsname Tonalit[®]) sowie den Weichmacher 2,2,4-Trimethyl-1,3-pentandiol-diisobutyrat (TMPB) und das für Farben und Oberflächenbehandlungsmittel eingesetzte 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD). Es zeigte sich, dass für die Duftstoffe keine enantioselektive Diskriminierung vorlag, es wurden in allen genommenen Proben racemische Verhältnisse aufgezeigt. Entlang der Unterelbe wurden erhöhte Konzentrationen gefunden, was sich durch die höhere Besiedlungsdichte an diesem Elbeabschnitt und die damit verbundene erhöhte Einleitung kommunaler Abwässer erklären lässt. Die Stoffe TMPB und TMDD konnten ohne saisonale Schwankungen in der Elbe detektiert werden. Da Weichmacher generell in der Umwelt ubiquitär verteilt sind, können auch im Falle des TMPB diffuse Einträge verantwortlich gemacht werden. Die Belastung durch TMDD konnte über den gesamten Elbeverlauf detektiert werden und trat mit Belastungsspitzen in der Nähe der Grenze zur Tschechischen Republik und im Unterlauf der Elbe auf.

Substituierte Phenylharnstoffe bilden eine weitere Gruppe von elbespezifischen Wasserinhaltsstoffen, die bereits im Oberlauf stark vertreten waren. Diese Verbindungen dienen als Stabilisatoren für Sprengstoffe oder fallen bei deren Synthese an.

Der als Waschmittelzusatz verwendete optische Aufheller Coumarin 1 war signifikant im gesamten Flusslauf vertreten.

Ähnlich regelmäßig kam das aromatische Keton Benzanthron vor, das in den Elbenebenflüssen nur vereinzelt nachgewiesen werden konnte.

Die bei der großtechnischen Herstellung von Phenol-Formaldehyd-Harzen entstehenden substituierten Hydroxymethylphenole, konnten in hoher Konzentration im Abwasser eines an der Elbe gelegenen chemischen Betriebes gefunden werden.

In allen beprobten Flüssen waren biogene Substanzen - langkettige Carbonsäuren, Squalan, der Chlorophyll-Seitenkettenalkohol Phytol und eine Reihe von Steroiden - anzutreffen, die als Indikatoren von biologischer Aktivität zeugen. Ebenfalls biologischen Ursprungs sind n-Alkane, die aus einer ungeraden Zahl an Kohlenstoffatomen aufgebaut sind.

Weit verbreitet war das Vorkommen aliphatischer Kohlenwasserstoffe im Wasser; ihre Herkunft beruht aber auf der Nutzung petrogener Kohlenwasserstoffe. Das gleichzeitige Auftreten von alicyclischen und alkylierten aromatischen Kohlenwasserstoffen bestätigten dies. Aufgrund unzureichend geklärter kommunaler Einleitungen konnten Fäkalsteroid und Phenylalkane festgestellt werden. Alkylphthalate und Alkylphosphate, die als Weichmacher in Kunststoffen aller Art weltweit in Gebrauch sind, konnten ebenfalls regelmäßig nachgewiesen werden.

Da die vorstehend genannten Verbindungsklassen in allen untersuchten Gewässern mehr oder weniger stark ausgeprägt auftraten, sind sie für die Festlegung als Leitparameter nicht geeignet. Daneben konnten jedoch in den meisten Proben Verbindungen gefunden werden, die in vergleichsweise hohen Konzentrationen vorlagen und zusätzlich aufgrund ihres Vorkommens, ihrer Verteilung oder ihrer Konzentrationsverhältnisse als gebietstypisch und damit als Leitsubstanz gewählt werden konnten.

Betrachtung der Elbenebenflüsse:

In der Schwarzen Elster kamen als Verbindungen dieser Art zwei isomere Tris(Chlorpropyl)phosphate vor, die als Flammenschutzmittel verwendet werden. Es wurde festgestellt, dass diese polaren Verbindungen die Schwarze Elster hoch belastet haben. Organochlorphosphate gelangen über die Schwarze Elster erstmalig in die Elbe. Als typischer Bestandteil pflanzlicher Epikula-Wachse traten vermehrt langkettige, unverzweigte Aldehyde auf. Durch sie kann ein biogener Einfluss induziert werden. Als Hauptkomponenten traten wie auch in der Havel Alkylsilikone auf.

Die Mulde stellt mit ihrem hohen Belastungsgrad an organischen Verbindungen den größten Eintrag in die Elbe dar. Ihr Oberlauf ist durch eine hohe Konzentration typisch biogener Verbindungen gekennzeichnet. In ähnlich hoher Vielfalt konnten petrogener Kohlenwasserstoffe festgestellt werden. Aufgrund unzureichend geklärter kommunaler Abwässer war auch hier die Anwesenheit von Moschus-Ersatzstoffen nachzuweisen, des weiteren wurden Flammenschutzmittel in hoher Konzentration festgestellt. Flussabwärts kam es zu Verdünnungseffekten und die Kontaminationen, mit Ausnahme der Moschus-Ersatzstoffe, wurden im Verhältnis zu industriell genutzten organischen Substanzen schwächer. Ein ausgeprägtes Maximum erreichte die Belastung im Unterlauf der Mulde, was auf den Einfluss der Abwasserlast des Industriestandortes Bitterfeld-Wolfen zurückzuführen war. Verstärkt wurden chlorierte, aliphatische und aromatische Verbindungen, substituierte Nitrobenzole, Aniline und Organophosphorverbindungen gefunden. Zu den Hauptkontaminanten gehörten Monochlornitrobenzole, die in verstärktem Maße zur Gesamtbelastung der Elbe beitrugen. Unter einer Vielzahl von Pestiziden dominierten die Substanzen Dimethoat und Methylparathion, die damit für die Elbe eine Hauptbelastungsquelle bildeten. Aufgrund industrieller Einleitungsmodalitäten kam es zu unterschiedlichen Konzentrationen an Zwischenprodukten der Azofarbstoffsynthese. Hier besonders herauszuheben ist N-Cyanoethyl-N-ethylanilin, das als Hauptkomponente die Fahne der Mulde in der Elbe dokumentierte.

Neben chlorierten Oligoformalen und Oxathia-Macrocyclen, die als Nebenprodukte bei der technischen Herstellung insbesondere flüssiger Oligosulfid-Polymere entstehen, sind in der Weißen Elster Fäkalsteride und der Weichmacher Tris-(butoxyethyl)phosphat zu den Hauptkomponenten zu zählen. Die Stoffe gelangen über die Saale in die Elbe und waren noch bis Cuxhaven nachzuweisen. Infolge der in Halle angesiedelten chemischen Industrie sind isomere di- und trichlorierte Dipropylether als wichtigste lipophile, organische, gebietstypische Problemstoffe anzusehen. Sie fallen als Nebenprodukte bei der Herstellung von Propylenoxid an und konnten dementsprechend im Abwasser einer Propylenoxidanlage nachgewiesen werden. Untersuchungen haben ergeben, dass diese Verbindungen während der biologischen Abwasserbehandlung nicht abgebaut werden.

Bewertung:

Die toxikologische und ökotoxikologische Bedeutung aller genannten Stoffe ist weitgehend ungeklärt. Allerdings gibt es für die Tetrachlor-bis-propylether erste Hinweise darauf, dass sie in den in der Elbe gefundenen Konzentrationen bereits wirksam sein könnten.

Organische Belastung der Sedimente:

Ein weiteres Projekt, das vom Umweltbundesamt gefördert und am GKSS Forschungszentrum bearbeitet wurde, beschäftigte sich mit der Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten organischen Schadstoffen. Im ersten Teil des Forschungsprojektes wurde der Belastungszustand des Elbeeinzugsgebiets mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Pestiziden im Hinblick auf Qualitätsziele und -kriterien bewertet [GANDRAß, J. et al., 1998, 1999].

Zum ersten Mal wurde dabei ein umfassender Überblick über die Belastung der Sedimente mit chlorierten Kohlenwasserstoffen im tschechischen und deutschen Teil der Elbe einschließlich ihrer Nebenflüsse geschaffen. Für einzelne Substanzen konnten regionale Hot Spots beobachtet werden, z. B. PCB in der Tschechischen Republik (v. a. Vltava (Moldau), Ohře (Eger) und Bílina), DDT und Metabolite ebenso wie HCH-Isomere in der Mulde, Penta- und Hexachlorbenzol (QCB, HCB), Oktachlorstyrol (OCS) und DDT in der unteren Bílina. An Hand von Unterschieden in charakteristischen Stoffmustern konnten Haupteintragsquellen ermittelt werden. Zwischen 1992 und 1995 wurde auf Grund von Konzentrationsänderungen einzelner Substanzen ein flussabwärts gerichteter Transport von belasteten Sedimenten vermutet. Jedoch war keine generelle Abnahme der Belastung zu beobachten (Bild 4-22). Die Zielvorgaben wurden deutlich überschritten.

Belastung mit Pestiziden:

Ein breitgefächertes Screening von 76 Pestiziden wurde ermöglicht durch Zeitreihen- und Längsprofilanalysen am Elbestrom mit fünf verschiedenen analytischen Methoden. Die Pestizide zeigten allgemein eine starke zeitliche und räumliche Variabilität. 42 der 76 Substanzen traten in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze auf. 28 davon überschritten zumindest an einzelnen Stellen den deutschen Trinkwassergrenzwert.

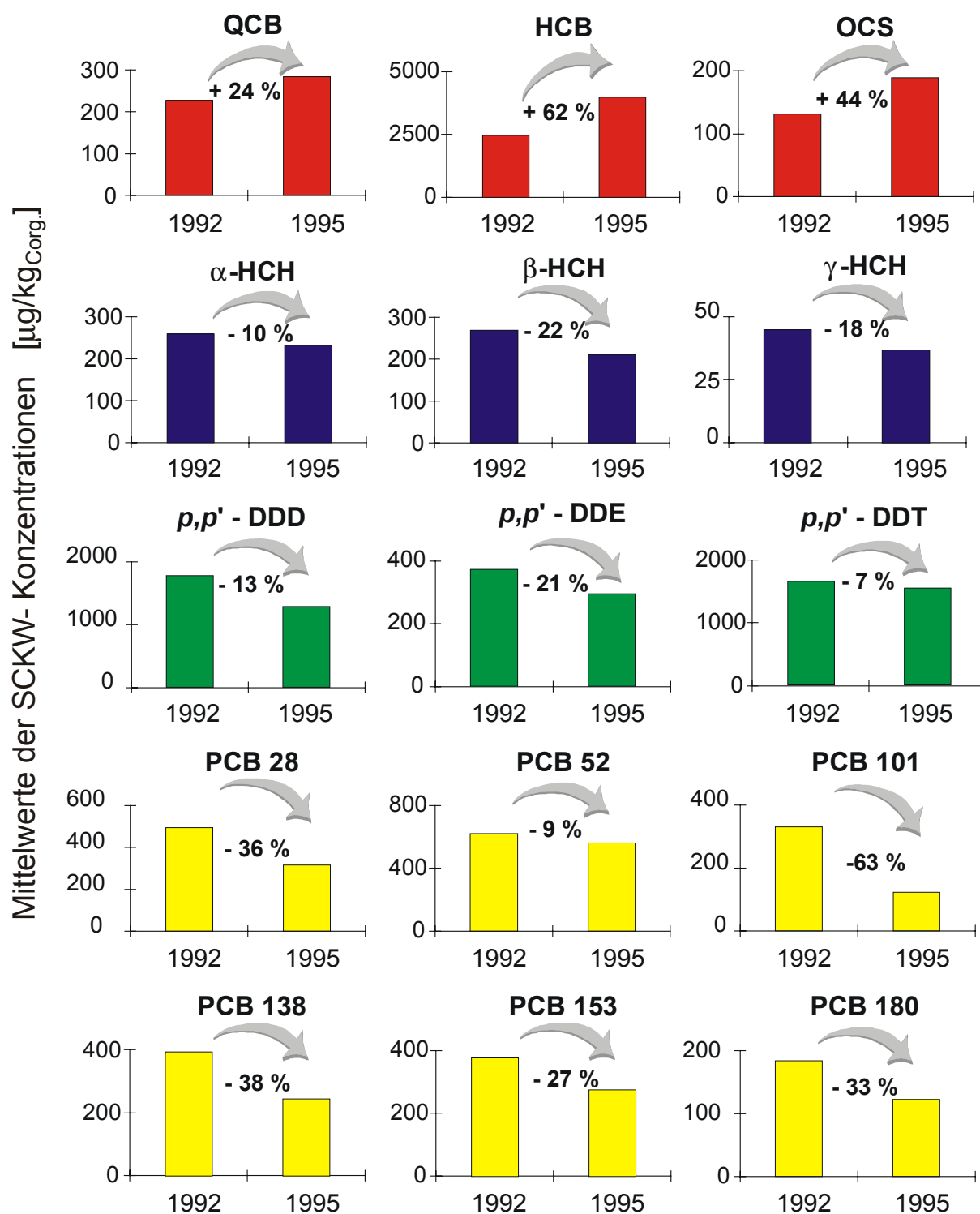


Bild 4-22: Die SCKW-Belastung der Sedimente in der Elbe und einigen Nebenfluss-Mündungen 1995 und 1992 (siehe Tabelle A-8), normiert auf C_{org} . [GAN-DRASS, J. et al., 1998]

Qualitätsziele oder -kriterien unter Berücksichtigung aquatischer Lebensgemeinschaften wurden von den 90-Perzentilen von Atrazin in der Oberen Elbe überschritten, von Dimethoat unterhalb der Muldemündung und von Diuron in der Unteren Elbe (ausschließlich 1995). Dimethoat zeigte signifikant abnehmende Konzentrationen seit 1995. Für die Mehrheit der Pestizide existieren derzeit keine Qualitätsziele oder die analytischen Bestimmungsgrenzen sind zu hoch, um eine endgültige Bewertung vorzunehmen.

Bedingt durch die höhere Sensitivität konnte mit dieser Methode in ersten Tests mit Proben aus Oberflächenwässern eine größere Anzahl an Substanzen nachgewiesen werden. In Wiederfindungsexperimenten mit angereicherten Proben aus Oberflächenwässern wurden große Messunsicherheiten festgestellt, die auf erhöhte matrixbedingte Messsignale zurückzuführen waren. Daher konnte die Methode nicht endgültig validiert werden. Die besten Ergebnisse wurden mit einem temperaturprogrammierbaren Injektor TPI im on-column Modus erzielt im Vergleich mit der konventionellen splitless Injektion und Anwendung der TPI im large-volume Modus [GANDRASS, J., et al., 1995].

PAK in der Saale

Im April bzw. Dezember 1994 erfolgten an der Saale und den Einmündungen von Ilm und Unstrut Untersuchungen bezüglich der Belastungen mit polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Dabei wurden die Gehalte der folgenden PAKs bestimmt:

Naphthalin*, Acenaphthylen, Acenaphthen/Fluoren, Phenanthren*, Anthracen*, Fluoranthen*, Pyren, Benzo(a)anthracen*, Chrysen*, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen*, Benzo(a)pyren*, Dibenzo(ah)anthracen, Benzo(ghi)perylen*, Indeno(123-cd)pyren*

* 10 PAK der „Holländischen Liste“

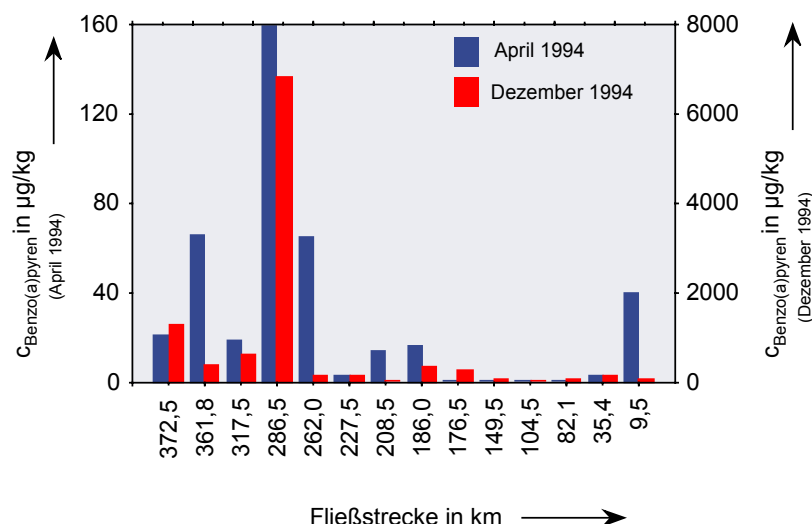


Bild 4-23: Benzo(a)pyren in Sedimenten der Saale (Beprobungen im April bzw. Dezember 1994, nach [GEISS, S. et al., 1996])

Es erfolgte die Beprobung von 14 verschiedenen Flussabschnitten (Sediment und Wasserphase), die so gewählt wurden, dass sich eine Übersicht der PAK-Gehalte im Längsprofil ergab. Detaillierte Angaben hinsichtlich der Probennahme und -aufbereitung sowie der dazugehörigen Analytik finden sich in [GEISS, S. et al., 1996].

Auf Grund der geringen PAK-Konzentrationen in der Wasserphase wird im Einzelnen nur auf die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen eingegangen. Insgesamt ist aber auch die PAK-Belastung der Saalesedimente als eher gering einzuschätzen. Bild 4-23 zeigt exemplarisch für die Substanzklasse der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die Gehalte an Benzo(a)pyren im Sediment der Saale.

Belastung tschechischer Elbenebenflüsse mit organischen Schadstoffen

In Ergänzung zu den Zielvorgaben der IKSE und dem ARGE ELBE Klassifizierungssystem werden die organischen Belastungen der tschechischen Elbenebenflüsse zusätzlich anhand Tschechische Regierungsverordnung 82/1999 Sb. (Immisionsgrenzwerte für Oberflächengewässer) bewertet. In Tabelle 4-19 sind die Grenzwerte der Tschechischen Regierungsverordnung zusammengestellt.

Tabelle 4-19: Immisionsgrenzwerte der Tschechischen Regierungsverordnung 82/1999 Sb. für ausgewählte organische Schadstoffe in homogenisierten Wasserproben

	A	B
	µg/L	
PAK*	0,2	0,5
PCB*	0,01	0,01
HCB	0,001	0,05
γ-HCH	0,01	0,05

mit:

A: Grenzwerte für Fließgewässer, die der Trinkwasseraufbereitung dienen

B: Grenzwerte für die übrigen Fließgewässer

*Summenkonzentrationen der 6 Einzelverbindungen (Kongenere)

Es handelt sich im einzelnen um folgende Summenkonzentrationen:

1. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) - Summenkonzentrationen von Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, indeno(1,2,3-cd)pyren
2. Polycyclische Biphenyle (PCB) - Summenkonzentrationen der Kongenere 28, 52, 101, 138, 153, 180
3. Chlorierte Benzole (außer HCB) - Summenkonzentrationen von 1,2,3 Trichlorbenzol, 1,2,4 Trichlorbenzol, 1,3,5 Trichlorbenzol (nur in Sedimenten), 1,2,3,4 Tetrachlorbenzol, 1,2,3,5 Tetrachlorbenzol, Pentachlorbenzol
4. Hexachlorbenzol

5. DDT-Metabolite - Summenkonzentrationen von o,p'-DDE; p,p' DDE; o,p'-DDD, p,p'-DDD; o,p'-DDT; p,p'-DDT
6. γ -HCH (Lindan)
7. weitere Isomere von Hexachlorcyclohexan - Summenkonzentrationen von α -HCH, β -HCH, γ -HCH

Tabelle 4-20a: Statistische Angaben zur Wasser- und Sedimentbelastung der Moldau mit organischen Schadstoffen (Probennahmen 1995, 1996 und 1998)

		Wasser (ng/L) (21 Probennahmestellen)				Sediment ($\mu\text{g/kg}$) (19 Probennahmestellen)			
		Mittel	Median	Min	Max	Mittel	Median	Min	Max
PAK	1995	21	12	6,3	110	2900	2100	120	7500
	1996	19	12	7,1	58	3200	2500	63	19000
	1998	21	9,9	0,7	220	2600	1800	61	8900
PCB	1995	1,5	1,0	0,6	5,2	96,4	56	7,0	420
	1996	1,2	1,1	0,6	2,8	87,5	74	6,0	250
	1998	1,0	0,8	0,6	2,8	106	48	3,0	490
Chlorbenzole	1995	4,0	3,4	1,9	9,0	21,6	19	4,8	55
	1996	2,6	2,5	0,5	6,1	16,2	14	4,5	36
	1998	1,4	1,3	0,5	4,2	4,6	3,7	2,5	11
Hexachlorbenzol (HCB)	1995	0,1	0,1	0,1	0,4	5,4	3,1	0,7	22
	1996	0,2	0,2	0,1	0,6	4,7	3,2	0,5	14
	1998	0,2	0,2	0,1	0,4	2,6	2,0	0,5	8,3
DDT	1995	1,5	1,2	0,6	6,7	69,5	49	12	230
	1996	1,4	1,1	0,6	3,7	53,8	50	4,0	130
	1998	1,4	1,3	0,6	2,2	41,1	34	3,0	100
Hexachlorcyklohexan γ -HCH	1995	2,4	2,4	0,6	3,8	2,7	1,6	0,5	12
	1996	2,7	2,7	1,3	6,0	1,2	0,5	0,5	3,2
	1998	0,9	1,0	0,1	1,6	0,5	0,5	0,5	0,5
übrige HCH-Isomere	1995	0,8	0,8	0,3	1,5	3,8	3,6	1,6	11
	1996	1,0	0,9	0,4	3,4	2,2	1,9	1,5	7,3
	1998	0,9	0,5	0,3	2,6	1,5	1,5	1,5	1,5

mit: PAK - Summe von sechs Einzelstoffen
 Chlorbenzole - Summe von Tri-, Tetra- und Pentachlorbenzol
 PCB - Summe von sechs Kongeneren
 übrige HCH-Isomere - Summe von α -HCH, β -HCH, γ -HCH
 DDT - Summe von sechs Metaboliten

Neben den aufgeführten organischen Schadstoffen, die in den Kompartimenten Wasser und Sediment bestimmt wurden, sind im Rahmen der Probennahmen 1995 und 1996 ebenfalls einige ausgewählte chlororganische Pestizide (Heptachlor und Methoxychlor) und flüchtige Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol, Chloroform, 1,2-Dichlorethan, 1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Chlorbenzol, p-Dichlorbenzol und o-Dichlorbenzol) im Wasser untersucht worden. Die meisten Befunde (mit Ausnahmen der Bílina unterhalb der Spolchemie) liegen unter den Grenzwerten der oben angeführten Bewertungssysteme. Die Konzentrationen von Trichlorethen, Tetrachlorethen, Benzol und Toluol überschreiten unterhalb

der Spolchemie deutlich die Grenzwerte der Tschechischen Regierungsverordnung 82/1999 Sb und die Zielvorgaben von IKSE und LAWA.

Tabelle 4-20b: Statistische Angaben zur Wasser- und Sedimentbelastung der Eger mit organischen Schadstoffen (Probennahmen 1995, 1996 und 1998)

		Wasser (ng/L) (13 Probennahmestellen)				Sediment (µg/kg) (13 Probennahmestellen)			
		Mittel	Median	Min	Max	Mittel	Median	Min	Max
PAK	1995	12	12	1,9	25	2400	2500	810	7200
	1996	14	12	2,0	41	2100	2100	290	3700
	1998	24	22	5,7	52	2900	3600	160	5800
PCB	1995	0,7	0,5	0,1	1,9	140	100	67	470
	1996	0,8	0,6	0,1	1,9	150	76	30	590
	1998	1,6	1,2	0,8	2,7	140	62	4,0	670
Chlorbenzole	1995	5,9	4,2	2,1	12	78	67	41	220
	1996	3,8	3,1	0,5	11	12	11	6,8	24
	1998	1,5	1,4	1,3	2,2	6,2	5,3	2,5	21
Hexachlorbenzol (HCB)	1995	0,1	0,1	0,1	0,1	21	16	12	85
	1996	0,4	0,1	0,1	2,6	5,4	5,6	2,9	10
	1998	0,5	0,3	0,1	1,6	3,7	3,4	0,5	8,8
DDT	1995	2,2	1,9	0,7	4,2	210	180	59	500
	1996	2,2	1,9	0,6	5,3	92	79	16	300
	1998	2,1	2,0	1,0	3,1	96	77	4,4	260
Hexachlorcyklohexan γ HCH	1995	3,4	3,0	1,3	8,3	8,9	7,1	4,8	20
	1996	2,6	2,6	2,0	3,3	3,8	3,8	1,1	7,6
	1998	1,3	1,3	1,2	1,5	0,6	0,5	0,5	1,3
übrige HCH-Isomere	1995	2,3	1,7	0,5	6,7	9,8	8,1	1,5	26
	1996	3,3	4,0	0,3	7,5	5,2	4,3	2,2	12
	1998	0,6	0,6	0,6	0,7	1,9	1,6	1,5	4,1

In Tabelle 4-20 sind die wichtigsten statistischen Angaben zur Belastung der tschechischen Nebenflüsse mit organischen Schadstoffen zusammengefasst. Tabelle 4-21 zeigt als Beispiel die Klassifizierung der Sedimentbelastung tschechischer Elbenebenflüsse mit PCB (Kongener 138) und HCB nach ARGE ELBE.

Vltava (Moldau)

Die Konzentrationen der untersuchten organischen Schadstoffe im Wasser (Gesamtprobe) liegen im Allgemeinen deutlich unterhalb der Zielvorgaben.

In den Sedimenten dagegen wurden erhöhte Konzentrationen von PCB, PAK und teilweise auch DDT-Metaboliten unterhalb von České Budějovice und Prag festgestellt. Hierzu tragen auch die Vltava-Zuflüsse Lužnice und Otava bei. Von den PCB sind vor allem die Kongenere 138, 153 und 180 zu erwähnen. Die durchschnittliche Summenkonzentration der sechs PCB-Kongenere in den Sedimenten der Moldau lag 1995-1998 bei 100 µg/kg. Nach dem Bewertungssystem der ARGE ELBE entspricht dies Güteklasse III (erhöhte Belastung).

Ohře (Eger)

Die Zielvorgaben der IKSE werden in den Wasserproben der Ohře im Wesentlichen erfüllt. Nur hinsichtlich HCB wurden in einigen Fällen die Grenzwerte der Tschechischen Regierungsverordnung 82/1999 Sb. und die IKSE-Zielvorgaben überschritten. In den Sedimenten wurden im Mittellauf der Ohře (zwischen Karlsbad und der Staustufe Nechranice) erhöhte PAK- und PCB-Konzentrationen ermittelt. Diese Stoffe werden wahrscheinlich in der Staustufe Nechranice abgelagert, da unterhalb dieser Staustufe deutlich niedrigere Konzentrationen auftreten.

Tabelle 4-20c: Statistische Angaben zur Wasser- und Sedimentbelastung der Jizera mit organischen Schadstoffen (Probennahmen 1995, 1996 und 1998)

		Wasser (ng/L) (7 Probennahmestellen)				Sediment (µg/kg) (6 Probennahmestellen)			
		Mittel	Median	Min	Max	Mittel	Median	Min	Max
PAK	1995	7,8	8,2	3,3	13	4500	4300	2300	5900
	1996	120	160	16	180	3700	2800	2300	8000
	1998	16	16	5,9	25	3200	3100	1500	5900
PCB	1995	0,8	0,7	0,6	1,3	150	120	73	290
	1996	1,4	1,4	0,8	2,2	170	87	54	530
	1998	1,4	0,9	0,8	3,1	160	94	32	590
Chlorbenzole	1995	7,8	7,5	2,7	14	38	45	6,9	56
	1996	4,9	4,0	1,6	11	13	8,6	6,1	30
	1998	1,7	1,7	0,9	2,3	13	12	5,4	29
Hexachlorbenzol (HCB)	1995	0,1	0,1	0,1	0,2	6,7	6,8	4,7	8,4
	1996	0,1	0,1	0,1	0,4	6,1	5,9	3,1	9,9
	1998	0,2	0,2	0,1	0,3	2,6	2,2	0,8	4,6
DDT	1995	0,8	0,7	0,6	1,1	71	55	32	160
	1996	1,6	1,3	0,8	3,1	66	65	29	100
	1998	1,4	1,2	0,8	2,4	40	34	15	90
Hexachlorcyklohexan γ HCH	1995	1,0	0,9	0,5	1,5	3,8	4,2	1,4	5,2
	1996	1,0	1,1	0,1	1,6	2,3	0,7	0,5	7,0
	1998	5,0	6,7	0,1	9,9	2,2	0,7	0,5	7,0
übrige HCH-Isomere	1995	0,4	0,3	0,3	0,7	4,3	4,4	2,8	5,2
	1996	1,0	0,4	0,3	2,8	5,7	5,8	1,5	9,7
	1998	0,6	0,4	0,3	2,8	1,5	1,5	1,5	1,5

Tabelle 4-20d: Statistische Angaben zur Wasser- und Sedimentbelastung der Bílina mit organischen Schadstoffen (Probennahmen 1995, 1996 und 1998)

		Wasser (ng/L) (7 Probennahmestellen)				Sediment (µg/kg) (6 Probennahmestellen)			
		Mittel	Median	Min	Max	Mittel	Median	Min	Max
PAK	1995	18	11	9	41	2800	2300	1700	4800
	1996	21	23	13	25	4300	3600	2200	7900
	1998	25	24	8	43	3900	4200	2500	4800
PCB	1995	8	2	1	26	650	520	120	1500
	1996	7	2	2	22	480	470	260	730
	1998	3	2	2	5	760	540	170	1800
Chlorbenzole	1995	54	10	8	190	340	89	77	1100
	1996	72	5	3	270	100	20	14	350
	1998	4	0,9	0,5	15	82	14	8	290
Hexachlorbenzol (HCB)	1995	2500	0,7	0,2	9900	4700	28	12	19000
	1996	110	0,3	0,2	4500	960	20	6	3800
	1998	23	0,3	0,2	89	2500	19	6	10000
DDT	1995	14	2	1,4	50	1600	240	70	6000
	1996	3	2	1	6	880	150	78	3100
	1998	10	2	2	32	980	170	53	3500
Hexachlorcyklohexan γ HCH	1995	19	14	4	44	9	9	8	11
	1996	26	4	3	93	6	4	0,5	15
	1998	3	1	1	7	0,6	0,6	0,5	0,7
übrige HCH-Isomere	1995	0,4	0,3	0,3	0,8	7	4	4	16
	1996	7	0,9	0,7	24	5	4	3	8
	1998	3	1	0,7	9	2	2	2	2

Jizera

Im Wasser (Gesamtprobe) wurden praktisch keine Überschreitungen von Zielvorgaben festgestellt. Die Sedimente der Jizera weisen im ganzen Längsprofil erhöhte PCB-Konzentrationen auf, die nach dem Bewertungssystem der ARGE ELBE in Güteklasse III-IV fallen. Die Konzentrationen weiterer organischer Schadstoffe lagen deutlich unterhalb der Zielvorgaben.

Bílina

Die Bílina gehört hinsichtlich der organischen Belastung eindeutig zu den am stärksten belasteten Elbenebenflüssen. Die Spolchemie unmittelbar vor der Einmündung in die Elbe stellt die wichtigste Belastungsquelle dar. Die Befunde fast aller untersuchten organischen Schadstoffe lagen deutlich höher als im Oberlauf der Bílina. Hohe Befunde an toxischen chlorierten organischen Stoffen (HCB, und weitere Chlorbenzole, PCB, DDT-Metabolite, flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe z. B. Trichlorethylen, Tetrachlorethylen) im Wasser wie in den Sedimenten treten unterhalb des Chemiewerks auf. Bedeutend sind ebenfalls die Belastungen mit aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK, Benzol, Toluol, Xylol). PCB hingegen treten im

ganzen Flusslauf auf. In den Wasserproben (Gesamtgehalte) wurden in manchen Fällen die PCB-Grenzwerte der tschechischen Regierungsverordnung 82/1999 Sb. überschritten. Die Sedimentbelastung mit PCB entspricht nach ARGE ELBE überwiegend Güteklasse IV.

Tabelle 4-21: Klassifizierung der Sedimentbelastung tschechischer Elbenebenflüsse mit PCB (Kongener 138) und Hexachlorbenzol (HCB) nach ARGE ELBE (k. P. - keine Probennahme)

		Vltava																		
Probennahmestelle		VL 22	VL 21	VL 20	VL 19	VL 18	VL 17	VL 16	VL 15	VL 13	VL 11	VL 10	VL 9	VL 8	VL 7	VL 5	VL 4	VL 3	VL 2	VL 1
Fließrichtung →																				
Fluß-km		364	336	333	319	309	268	225	210	200	168	145	134	92	85	72	58	41	27	11
PCB Kongener 138	1995																			
	1996																			
	1998																			
Hexachlorbenzol	1995																			
	1996																			
	1998																			

		Ohře													
Probennahmestelle		OH 13	OH 12	OH 11	OH 10	OH 9	OH 8	OH 7	OH 6	OH 5	OH 4	OH 3	OH 2	OH 1	
Fließrichtung →															
Fluß-km		246	232	208	199	192	163	152	133	123	91	81	50	4	
PCB Kongener 138	1995														
	1996														
	1998														
Hexachlorbenzol	1995														
	1996														
	1998														

		Jizera					
Probennahmestelle		Jl 6	Jl 5	Jl 4	Jl 3	Jl 2	Jl 1
Fließrichtung →							
Fluß-km		97	72	49	35	15	2
PCB Kongener 138	1995						
	1996						
	1998						
PCB Kongener 138	1995						
	1996						
	1998						

		Bílina			
Probennahmestelle		Bl 4	Bl 3	Bl 2	Bl 1
Fließrichtung →					
Fluß-km		47	11	1	0
PCB Kongener 138	1995				
	1996				
	1998				
Hexachlorbenzol	1995				
	1996				
	1998				

4.2 Natürliche Hintergrundbelastungen durch Schwermetalle

4.2.1 Ableitung von Hintergrundwerten aus Auenlehmen

Zur Ableitung von natürlichen Hintergrundkonzentrationen eignen sich am ehesten präzivilisatorische holozäne Auenlehme, da diese als die natürlichen Äquivalente der rezenten Gewässersedimente anzusehen sind. Die natürlichen Prozesse der Auenlehmbildung werden in einem hoch industrialisierten und dicht besiedelten Einzugsgebiet von anthropogenen überlagert (Bild 4-24). Die natürliche Gesteins- und Erzverwitterung wird durch den Bergbau und die Lagerung von Roh- und Abfallstoffen bei weitem übertroffen. Die Transportmedien Hydrosphäre und Atmosphäre werden zusätzlich durch Abwassereinleitungen und Rauchgasemissionen belastet. Auch am Ort der Ablagerung herrschen durch landwirtschaftliche Nutzung und Bearbeitung der Auenböden keine ursprünglichen Verhältnisse mehr vor [FURRER, R., 1998].

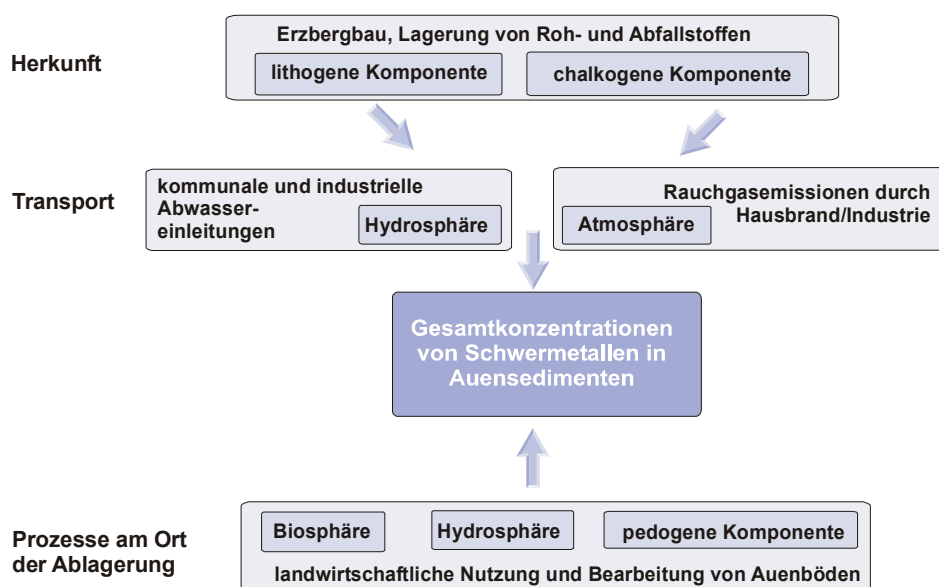


Bild 4-24: Überlagerung der natürlichen Auenlehmbildung durch anthropogene Prozesse

Da die oberen Auenlehmschichten (Ablagerungen seit ca. 1850) durch Überflutungen mit belastetem Flusswasser und Schwebstoff fast immer anthropogen überprägt sind, mussten für die Probennahme zunächst Kernprofile erbohrt bzw. Aufgrabungen durchgeführt werden. Zum Einsatz kamen Rammkernsondierungen, Stechrohrverfahren und in einigen Fällen (Havelseen) Gefrierkernverfahren. 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) bis zu 7 m.

Bild 4-25 zeigt drei häufig auftretende Typen von Konzentrationsverläufen in Kernprofilen. Im seltenen Idealfall ist die Konzentration von der Bohrtiefe nahezu unabhängig. Unter der Voraussetzung, dass die am Ort der Ablagerung wirkenden Prozesse wenig ausgeprägt und anthropogene Einträge unbedeutend sind, treten solche Profile auf.

Gewöhnlich findet man jedoch infolge von anthropogenen Einträgen einen starken Konzentrationsgradienten im Oberboden. Ebenso können sich durch pedogenetische Prozesse und Schwankungen des Grundwasserspiegels natürliche An- und Abreicherungshorizonte ausbilden. Wenn der Oberboden so stark belastet ist, dass die Rückhalte- bzw. Adsorptionskapazität für Schwermetalle überschritten ist, treten auch in tieferen Horizonten anthropogene Anreicherungen auf. Außerdem können sich, insbesondere bei geringen Profilmächtigkeiten, die anthropogen beeinflussten und die natürlich an- bzw. abgereicherten Bereiche überlagern. Derartige Kernprofile sind nicht mehr auswertbar.

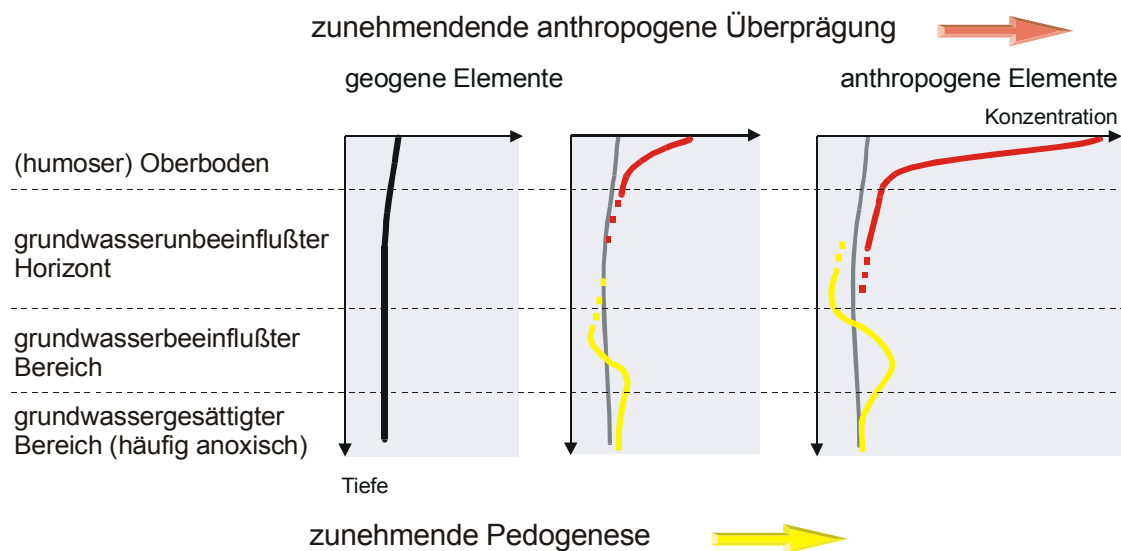


Bild 4-25: Hypothetische Konzentrationsverläufe von geogen bzw. anthropogen geprägten Elementen im Kernprofil einer Flussaue

Am Beispiel des Bleis in einem Kernprofil der Havelauen (Bild 4-26) soll nun dargestellt werden, wie die Hintergrundwerte zahlenmäßig festgelegt wurden. Die oberen 75 cm sind mit Sicherheit anthropogen beeinflusst. In der Literatur wird für einige Spurenelemente aber auch eine natürliche Anreicherung in oberen Horizonten diskutiert. Durch den kapillaren Aufstieg und Kapillarhub, angetrieben durch die Evapotranspiration, ist eine Anreicherung gelöster Metallionen im Oberboden möglich.

Ein weiterer Konzentrationsanstieg tritt zwischen 2,2 und 3 m Bohrtiefe auf. Es stellt sich die Frage, ob dieser Anstieg geochemisch interpretiert werden kann und ob diese Horizonte bei der Auswertung unberücksichtigt bleiben sollen. Ausfällungen gelöster Metallionen im oberen Schwankungsbereich der grundwasserbeeinflussten Horizonte führen häufig zu Konzentrationserhöhungen. In derartige Überlegungen müssten eigentlich der pH-Wert, die Redoxverhältnisse, die Art der Tonminerale, die Carbonatgehalte, die Gehalte an organischem

Kohlenstoff und Schwefel, d. h. alle Faktoren, die die sog. Adsorptionskapazität eines Bodenhorizontes ausmachen, eingehen. Außerdem gehen die Chemie des jeweiligen Elements, der Grundwassereinfluss, der Salzgehalt, der Anteil der Korngrößenfraktion unter $20\ \mu\text{m}$ und andere Faktoren mehr mit ein. Da es nahezu unmöglich sein dürfte, alle diese Parameter quantitativ auszuwerten, wird eine rein geochemische Profilinterpretation nie frei von Spekulationen sein.

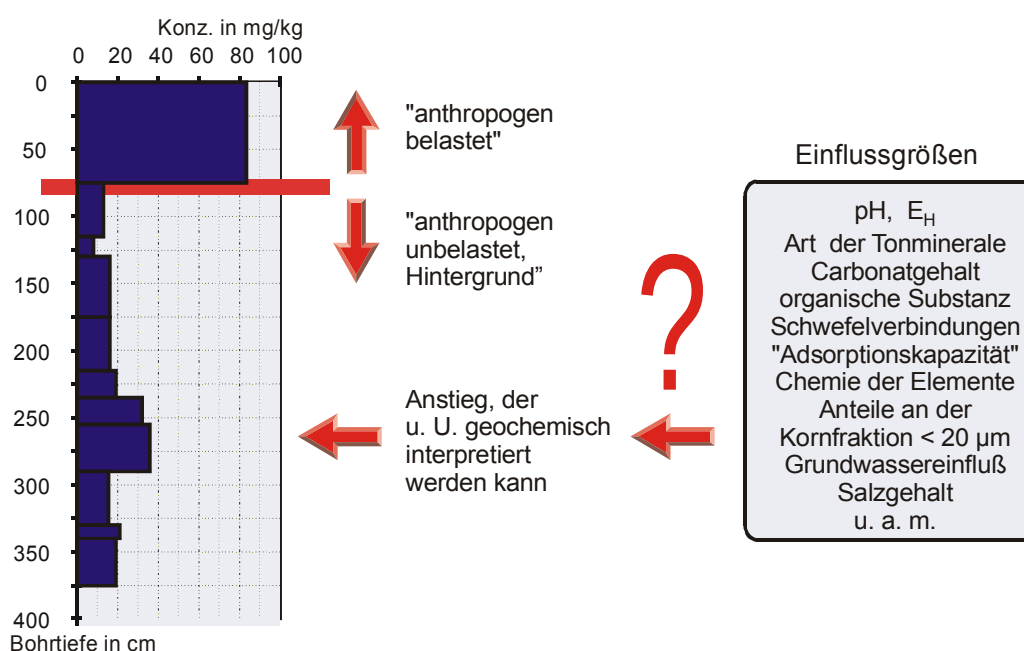


Bild 4-26: Blei in einem Kernprofil der Havelaue (Daten des Instituts für Umwelt-Geochemie der Universität Heidelberg)

Innerhalb dieses Verbundvorhabens ist für Kernprofile des in Bild 4-26 gezeigten Typs (links und Mitte) daher festgelegt worden, die oberen offensichtlich anthropogen beeinflussten Horizonte abzutrennen und aus den Messwerten des grundwasserunbeeinflussten Horizonts die Mediane anzugeben.

Ein alternativer Ansatz wäre, auf geochemische Interpretationen ganz zu verzichten und anthropogene und geogene Anteile mit geeigneten statistischen Verfahren voneinander zu trennen. In dieser Hinsicht sind einige Ansätze verfolgt worden, z. B. das Lepeltier-Verfahren und daran angelehnte Verfahren, die Modalanalyse, Ausreißertests und berechnete Verteilungsfunktionen. Bei relativ einfachen Kernprofilen, wie in Bild 4-26 gezeigt, sind diese durchaus sinnvoll anwendbar. Beliebig unsinnige Ergebnisse erhält man jedoch, wenn größere Kernabschnitte offensichtlich anthropogen überprägt sind, der grundwasserunbeeinflusste Horizont geringmächtig und/oder stark pedogenetisch beeinflusst ist. In diesen Fällen müssen aufgrund von geochemischem Fachwissen einzelne Horizonte oder sogar ganze Profile aussortiert werden.

Ergebnisse und Konsequenzen

In Bild 4-27 sind die Hintergrundwerte in der Reihenfolge Elbe, Moldau, Eger, Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel dargestellt. Die meisten Teileinzugsgebiete, selbst der Elbestrom, lassen sich mit einem einzigen Zahlenwert beschreiben. Eine Ausnahme bilden Mulde und Saale. Die angegebenen Werte haben nur für die Vereinigte Mulde und die untere Saale Gültigkeit. Die gestrichelte Linie entspricht dem globalen Hintergrundwert, die schwarze der Zielvorgabe für aquatische Lebensgemeinschaften und die rote der Zielvorgabe für Schwebstoffe und Sedimente.

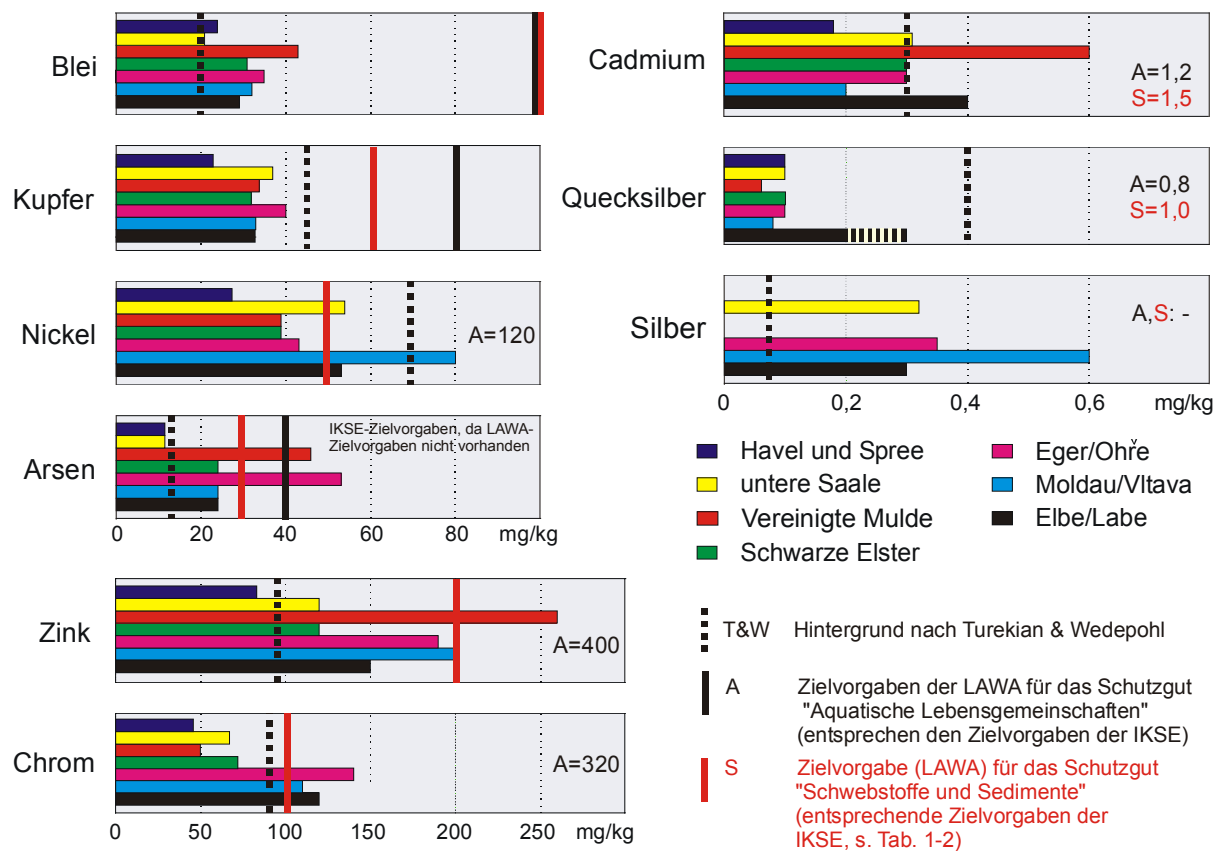


Bild 4-27: Geogene Hintergrundwerte in den ausgewählten Teileinzugsgebieten der Elbe. Die hier aufgeführten mittleren Hintergrundwerte haben für folgende Gewässerabschnitte Gültigkeit:

Elbe	gesamte Fließstrecke, ohne Tidebereich
Saale, Mulde, Eger	Unterlauf
Havel, Spree, Schwarze Elster	gesamte Fließstrecke
Moldau	Oberlauf

Ein einziger Hintergrundwert je Element ist zur Beschreibung der Verhältnisse im Elbeeinzugsgebietes mit Sicherheit nicht ausreichend, wenn man bedenkt, dass erst die vierfache Cadmiumhintergrundbelastung der Havel der geogenen Belastung der Vereinigten Mulde entspricht. Gleiches gilt beispielsweise für das Arsen in der Saale und der Eger.

In den meisten Fällen liegen die Zielvorgaben für aquatische Lebensgemeinschaften in der Größenordnung des doppelten oder vierfachen Hintergrundwertes. Andere Verhältnisse liegen für das Schutzgut Schwebstoffe/Sedimente vor. Die geogenen Hintergrundbelastungen liegen häufig in der Größenordnung der Zielvorgaben und in einigen Fällen, wie beispielsweise bei den Elementen Nickel, Zink und Chrom, sogar darüber. Hieraus kann jedoch nicht automatisch auf die prinzipielle Nichterfüllbarkeit der Zielvorgaben geschlossen werden, was zu prüfen schließlich ein Hauptanliegen dieses Forschungsschwerpunktes war. Die Ableitung der Zielvorgaben erfolgte in erster Linie für Schwebstoffe. Diese weisen jedoch im Gegensatz zu den Sedimenten und insbesondere den präzivilisatorischen Auenlehmen häufig höhere Anteile organischer und anderer „verdünnender“ Bestandteile auf, so dass niedrigere Grundgehalte erwartet werden dürfen. Ob die Zielvorgaben für Schwebstoffe/Sedimente jedoch grundsätzlich und in allen Teileinzugsgebieten erfüllbar sind, muss bezweifelt werden. Ein solches Beispiel bildet das geologisch heterogene Einzugsgebiet der Mulde. Die Zielvorgaben für Blei, Zink und Cadmium sind dort mit großer Wahrscheinlichkeit nicht immer erfüllbar (Tabelle 4-22).

Tabelle 4-22: Geogene Hintergrundbelastungen von ausgewählten Schwermetallen und Arsen im Elbeeinzugsgebiet. Ermittelt aus Vollaufschlüssen (Elbe, Moldau und Eger) bzw. Königswasserauszügen (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel/Spree) der Korngrößenfraktion < 20 µm

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As	U	Ag
	mg/kg									
Elbe (Mittelwert)		0,4	29	150	120	33	53	24	6,5	0,3
Hradec Králové	< 0,3	0,6	36	160	110	31	52	28	5,8	0,3
Roudnice		0,4	23	160	120	35	57	22	5,8	0,4
Tangermünde		0,3	27	130	120	30	50	24	7,8	0,3
Moldau/Oberlauf	0,08	0,2	32	200	110	33	80	24	-	0,6
Eger/Unterlauf	0,1	0,3	35	190	140	40	43	53	-	0,35
Schwarze Elster	0,1	0,3	31	98	72	32	39	25	-	-
Vereinigte Mulde	0,06	0,8	43	260	50	34	39	46	7,0	-
Freiberger Mulde	0,08	0,3	44	110	39	30	34	24	4,2	-
Zwickauer Mulde	0,01	1,1	100	170	53	26	30	42	3,1	-
Saale/Unterlauf	0,1	0,31	21	120	67	37	54	12	2,4	0,32
Unstrut	0,08	0,20	30	85	59	28	43	12	1,4	0,21
Weißer Elster	0,13	0,19	23	160	82	38	73	15	4,2	0,28
Havel/Spree	0,1	0,18	24	83	46	23	27	12	-	-

Herkunft der Daten: Elbe (GKSS-Forschungszentrum Geesthacht); Moldau und Eger (VÚV Praha); Schwarze Elster, Havel und Spree (Universität Heidelberg und LGRB); Mulde (BA Freiberg); Saale (SAW Leipzig, GLA ST und TLfG).

In Tabelle 4-22 sind sämtliche relevanten Hintergrunddaten sowie die jeweils verantwortlichen Forschungsinstitute aufgeführt. Hierzu ist anzumerken, dass die Hintergrunddaten zur umfassenden Bewertung der bereits durchgeführten Schwermetalluntersuchungen ermittelt wurden. Die Festlegung auf die Korngrößenfraktion < 20 µm bei Sedimentuntersuchungen war bereits zu Beginn der Elbeforschung allgemein akzeptiert. Eine Harmonisierung der Auf-

schlussmethoden fand jedoch nicht statt. So sind Hintergrundwerte der tschechischen Elbenebenflüsse und des Elbestroms aus Vollaufschlüssen und die der deutschen Elbenebenflüsse aus Königswasserausläufen ermittelt worden. Bei einigen Elementen, insbesondere bei Chrom, ist daher zu beachten, dass die Konzentrationen in Vollaufschlüssen bis zu zweimal höher sein können als die in Königswasserausläufen. Details hierzu finden sich in [BMBF, 2000].

Tabelle 4-23 zeigt, inwieweit die neu ermittelten Hintergrundwerte von den globalen Werten nach [TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. H., 1961] abweichen. Dargestellt sind die prozentualen Abweichungen in den Farben gelb (maximale Abweichung $\pm 30\%$), grün (Abweichung $> -30\%$) und rot (Abweichung $> +30\%$). Im Gegensatz zum früheren Kenntnisstand ist für die Elemente Cadmium, Blei, Zink, Arsen und Silber in großen Teilen des Elbeinzugsgebiets mit höheren Hintergrundbelastungen zu rechnen. Im Gegensatz hierzu müssen die anthropogenen Anteile der Belastungen durch Nickel, Kupfer und Quecksilber 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 Tongesteinstandards zu Beginn der 60er Jahre zurückzuführen.

Tabelle 4-23: Prozentuale Abweichungen der geogenen Hintergrundbelastungen ausgewählter Elemente des Elbeinzugsgebietes von den globalen Hintergrundwerten nach [TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. H., 1961]

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As	U	Ag
	in %									
Elbe (Mittelwert)		+ 30	+ 50	+ 60	+ 30	- 30	- 20	+ 80	+ 80	+ 330
Hradec Králové	> - 25	+ 100	+ 80	+ 70	+ 20	- 30	- 20	+ 120	+ 60	+ 330
Roudnice		+ 30	+ 20	+ 70	+ 40	- 20	- 20	+ 70	+ 60	+ 470
Tangermünde		± 0	+ 40	+ 30	+ 30	- 30	- 30	+ 80	+ 110	+ 330
Moldau/Oberlauf	- 80	- 30	+ 60	+ 110	+ 20	- 30	+ 20	+ 80	-	+ 760
Eger/Unterlauf	- 75	± 0	+ 80	+ 100	+ 60	- 10	- 40	+ 310	-	+ 400
Schwarze Elster	- 75	± 0	+ 60	± 0	- 20	- 30	- 40	+ 90	-	-
Vereinigte Mulde	- 85	+ 70	+ 120	+ 170	- 40	- 20	- 40	+ 250	+ 90	-
Freiberger Mulde	- 80	± 0	+ 120	+ 20	- 60	- 30	- 50	+ 80	+ 10	-
Zwickauer Mulde	- 97	+ 270	+ 50	+ 80	- 40	- 40	- 60	+ 220	- 20	-
Saale/Unterlauf	- 75	± 0	+ 10	+ 30	- 30	- 20	- 20	- 10	- 40	+ 360
Unstrut	- 80	- 30	+ 50	- 10	- 30	- 40	- 40	- 10	- 60	+ 200
Weißer Elster	- 77	- 40	+ 20	+ 70	- 10	- 20	+ 10	+ 20	+ 10	+ 300
Havel/Spree	- 75	- 40	+ 20	- 10	+ 50	- 50	- 60	- 10	-	-

mit:

Abweichung von T & W $< \pm 30\%$
Abweichung von T & W $> - 30\%$
Abweichung von T & W $> + 30\%$

Die gegenüber dem globalen Tongesteinstandard teilweise erheblich erhöhten geogenen Hintergrundkonzentrationen können dazu führen, dass die Zielvorgaben der LAWA bzw. ARGE ELBE in Teilgebieten des Einzugsgebiets u. U. nicht erfüllt werden können. Diese Frage wird in Kapitel 4-5 diskutiert.

In Tabelle 4-24 sind weitere Hintergrundwerte für Nicht-Klärschlammelemente nach [PRANGE, A. et al., 1997] einschließlich deren Abweichungen vom Tongesteinstandard dargestellt. In knapp der Hälfte der untersuchten Elemente (21 von 48) liegen die Abweichungen unterhalb von $\pm 30\%$, in 19 Fällen liegt der Tongesteinstandard zu niedrig und in acht Fällen zu hoch.

Tabelle 4-24: Weitere Hintergrundwerte, ermittelt in den Untersuchungsgebieten bei Hradec Králové, Roudnice und Tangermünde, für Nicht-Klärschlammelemente nach [PRANGE, A et al., 1997] im Vergleich zu den globalen Hintergrundwerten nach [TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. H.; 1961]

Element	Elbe-Hintergrundwerte mg/kg	Abweichung von T & W %	Element	Elbe-Hintergrundwerte mg/kg	Abweichung von T & W %
Li	79	+ 20	Mo	0,9	- 67
Be	3,9	+ 31	Sn	4,9	- 18
B	58	- 42	Sb	1,7	10
Na	5470	- 43	Cs	15	204
Mg	10100	- 33	Ba	600	3
Al	88600	11	La	49	0
P	650	- 8	Ce	95	- 1
S	650	- 73	Pr	13	131
K	20700	- 22	Nd	47	95
Ca	7590	- 66	Sm	9,5	59
Sc	19	44	Eu	2,2	125
Ti	5900	29	Gd	9,9	55
V	130	0	Tb	1,3	30
Mn	850	0	Dy	8,8	90
Fe	47600	1	Ho	1,4	16
Co	19	0	Er	4,9	94
Ga	25	29	Tm	0,6	186
Ge	2,3	44	Yb	4,6	85
Br	3,6	- 10	Lu	0,6	- 14
Rb	150	9	Hf	8,0	185
Sr	130	- 56	Ta	1,5	87
Y	38	47	W	3,6	99
Zr	300	85	Tl	1,0	- 32
Nb	21	93	Th	15	23

mit:

Abweichung von T & W < $\pm 30\%$

Abweichung von T & W > - 30 %

Abweichung von T & W > + 30 %

Beim direkten Vergleich der Elementgehalte von rezenten Oberflächensedimenten mit den aus präzivilisatorischen Auenlehmen gewonnenen Hintergrundwerten ist zu beachten, dass die Gehalte in den Oberflächensedimenten in der Regel durch organische und andere Bestandteile verdünnt bzw. die der Auenlehme durch pedogenetische Prozesse häufig angerei-

chert sind. Dadurch kann es vorkommen, dass die ermittelten Elementgehalte der Oberflächensedimente unter den Hintergrundwerten liegen. Besonders häufig und deutlich tritt dieser Befund bei den rein geogen geprägten Elementen, wie z.B. Aluminium, Scandium, Rubidium u. a., oder den nur schwach anthropogen beeinflussten Elementen, wie beispielsweise Uran, auf. [PRANGE, A. et al., 1997] zeigten für die untersuchten Elbesedimente, dass die Gehalte geogener Elemente in den Oberflächensedimenten im Mittel nur etwa 75 % der Hintergrundwerte betragen.

Bei Schwebstoffen ist der Verdünnungseffekt noch größer, so dass der entsprechende Faktor hier etwa bei 0,5 liegt. Für eine korrektere Bewertung der Belastung der Oberflächensedimente bietet sich eine Normierung der betrachteten Elementgehalte (von Proben und Hintergrund) mit den Konzentrationen eines oder mehrerer mituntersuchter, geogen geprägter Elemente (Al, Sc, Rb, Cs usw.) an. Eine grobe Korrektur wäre die Multiplikation der Hintergrundwerte mit dem Faktor 0,75 bei der Beurteilung der Sedimente und mit dem Faktor 0,5 bei den Schwebstoffen.

4.2.2 Die Festlegung und Genauigkeit von Hintergrundwerten auf der Basis multivariat-statistischer Untersuchungsverfahren

Zur Unterscheidung der Ergebnisse einzelner Kerne

Es war zunächst die Frage zu beantworten, ob die einzelnen Auenlehmkerne als Gesamtheit betrachtet werden können, oder ob die Elementgehalte der einzelnen Kerne getrennt auszuwerten sind.

Tabelle 4-25: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-H-Tests am Beispiel des Datensatzes von Havel und Spree (Institut für Umwelt-Geochemie der Univesität Heidelberg)

	Havel	Spree
	Prüfgröße $\hat{H}$ Testgröße: χ^2 (P = 0,05; k = 5) = 9,5	
As	26	21
Cd	13	28
Cr	23	33
Cu	16	32
Hg	15	21
Ni	31	35
Pb	11	33
Zn	9,7	29

Aufgrund der niedrigen Werteanzahl kann in diesem Fall kein parametrischer Test angewandt werden. Mit dem Kruskal-Wallis-H-Test (Erweiterung des Mann-Whitney-U-Tests) kann in diesem Fall geprüft werden, ob mehrere unabhängige Stichproben aus derselben

Grundgesamtheit stammen. Die Ergebnisse zeigen auf hohem statistischem Niveau, dass die Kerne keiner gemeinsamen Grundgesamtheit angehören, da die Prüfgröße $\hat{H}$ in fast allen Fällen deutlich über der Testgröße χ^2 liegt (Tabelle 4-25). Damit ist es geboten, Hintergrundwerte zunächst für jede Probennahmestelle getrennt zu bestimmen.

Wenn ein Teileinzugsgebiet (z. B. Havel/Spree) jedoch als geologisch einheitlich betrachtet werden kann, so wird die mittlere Hintergrundbelastung als Mittel der Einzelmediane angegeben.

Obergrenzen geogener Schwermetallkonzentrationen

Aufgrund zahlreicher unbekannter Einzelfaktoren, die letztlich die Schwermetallkonzentrationen in einem Kernprofil bestimmen und häufig zu starken Streuungen führen, wird ein allgemein anwendbares und statistisch fundiertes Kriterium zur Abschätzung der Obergrenze des geogenen Hintergrundbereiches benötigt. Aufgrund der Heterogenität der Auenlehme und der aufwendigen Probennahme bzw. Probenbearbeitung sind die Mediane als einziges Bewertungskriterium hierzu nicht ausreichend. Als Maß für die Obergrenzen der geogenen Konzentrationen können die oberen Standardfehler der Einzelkerne festgelegt werden. Diese liegen, wie das Beispiel des Datensatzes von Havel und Spree zeigt, beim 1,1 bis 1,6fachen des mittleren Hintergrundwertes (Tabelle 4-26). Eine Ausnahme bildet Quecksilber mit einem Faktor 4. Die Ergebnisse legen nahe, die Obergrenze des geogenen Bereichs von Schwermetallkonzentrationen als Median (über alle Einzelkerne eines geologisch einheitlichen Gebiets) multipliziert mit 1,5 festzulegen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass eine „Verdünnung“ von Schwermetallgehalten in rezenten Sedimenten gegenüber den älteren Auenkernprofilen und die Erweiterung des geogenen Hintergrundbereiches ($1,5 \times \text{Median}$) sich näherungsweise herausmitteln.

Tabelle 4-26: Geogene Grundgehalte und geogene Obergrenzen am Beispiel des Datensatzes von Havel und Spree (Daten des Instituts für Umwelt-Geochemie der Universität Heidelberg)

	experimentell ermittelte geogene Konzentration mg/kg	Obergrenze der geogenen Konzentration
As	12	19
Cd	0,18	0,22
Cr	46	51
Cu	23	32
Hg	0,1	0,4
Ni	27	34
Pb	24	33
Zn	83	130

4.3 Morphologie: Erste Ergebnisse zum Feststofftransport der Elbe

Die mathematische Beschreibung des Geschiebe- und Feststofftransports, die den Zusammenhang zwischen Abfluss Q und Transportrate q_s beschreibt, wird in der Praxis in der Form $q_s = aQ^b$ formuliert. Wasserbauliche Versuchsreihen, bei denen eine Laborrinne (Länge 60 m, bewegliches Sohlmaterial) mit Abflusszeitreihen der Elbe beschickt wurde, bestätigen eindrücklich, in welchem erheblichem Maß das Transportgeschehen durch die natürliche Abflussinstationarität, d. h. die Abfolge wechselnder Wasserführungen, bestimmt wird. Wie die Labormessdaten zeigen (Bild 4-28), liefern Transportfunktionen dieses Typs streng genommen nur für stationäre Zustände, wie z. B. für lange Niedrigwasserperioden, zufriedenstellende Aussagen. Dagegen kann ihre Anwendung auf natürliche, instationäre Verhältnisse und insbesondere hohe Abflussereignisse, in denen zuverlässige Geschiebemessungen in Natur praktisch kaum möglich sind, zu Fehleinschätzungen führen, wobei die Geschiebefracht mehrfach über- oder unterschätzt werden kann.

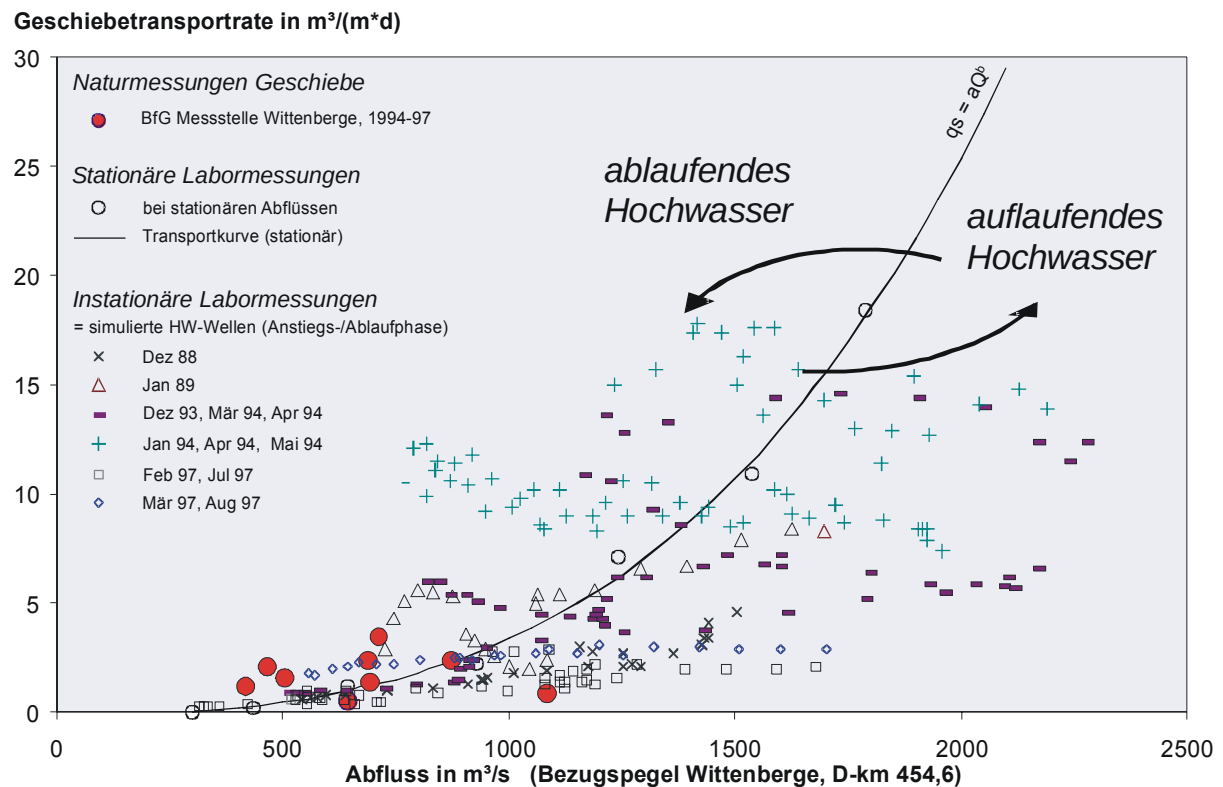


Bild 4-28: Geschiebetransportrate: Vergleich von Natur- und Labormessungen. (Daten: Universität Karlsruhe)

Ferner kann festgestellt werden, dass beim Geschiebetransport, im Gegensatz zu den üblichen Beobachtungen bei Schwebstoffkonzentrationen, das Maximum der Transportrate der Abflusswelle zeitlich nachläuft. Das bewegliche Strombett reagiert folglich verzögert auf die Belastungsänderung und strebt nach Abklingen der Abflussschwankungen nur allmählich

wieder einem quasistabilen, der momentanen Strömungssituation angepassten Bettzustand entgegen, was sich auch an der Gestalt des Strombetts bzw. der veränderlichen Geometrie der Sohlformen ablesen lässt. Aus der Natur ist dieses Phänomen gut bekannt: das sandige Strombett der Unteren Mittel-Elbe neigt zur Bildung von Bänken und unter Wasser wandernden Dünen, sogenannten Transportkörpern, deren Art der Fortbewegung grundsätzlich von der Bewegung eines Einzelkorns zu unterscheiden ist. Solche Transportkörper erschweren einerseits die Feststofftransportmessungen und damit eine zuverlässige Quantifizierung der Prozesse, andererseits stellen sie oft ein Hindernis für die Binnenschifffahrt dar. Auffällig groß und häufig treten diese Sohlformen nach hohen Wasserständen auf. Letzteres konnte auch im Labor gut nachvollzogen werden, d. h. die oben gemachten Aussagen zur Entwicklung der Transportrate treffen analog auch auf die Sohlformen (wie Dünenhöhe und -länge) zu. Der Effekt der hydrologischen Vorgeschichte lässt sich am Beispiel eines Ausschnittes der Abflusszeitreihe des Jahres 1994 gut veranschaulichen (Bild 4-29). Beim Aufeinanderfolgen von drei Hochwasserwellen innerhalb weniger Monate (markiert als Nr. 1 bis 3 in Bild 4-28) steigt die mittlere Höhe der auftretenden Dünen, stets ausgehend vom aktuell vorgeprägten Bettzustand, nahezu spiralförmig an und erreicht ihren zwischenzeitlichen Höchstwert jeweils erst bei rückläufigem Abfluss.

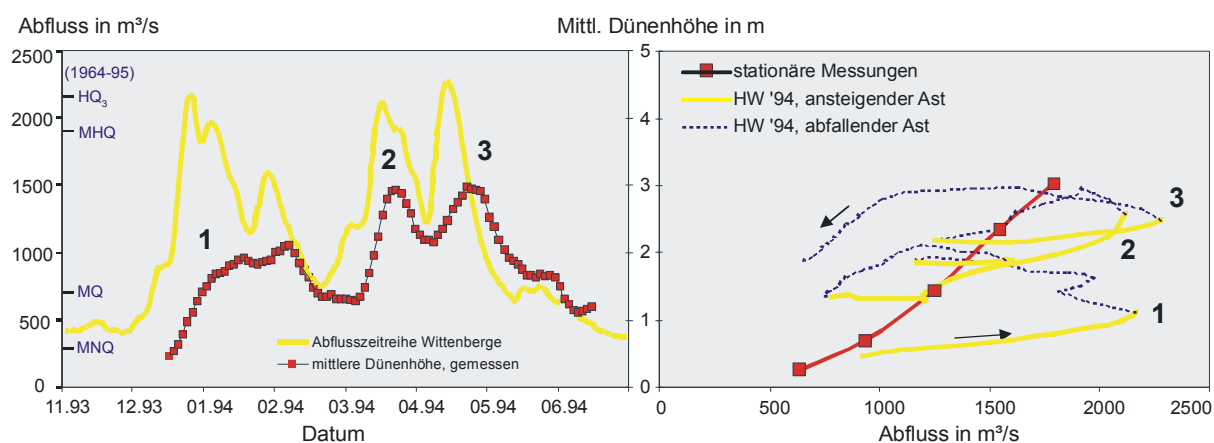


Bild 4-29: Dünenhöhen unter instationären Abflussbedingungen im Labor (1, 2 und 3 markieren Hochwasserwellen). Daten: Universität Karlsruhe

Andere hier nicht näher vertiefte Laborergebnisse, die für das Jahr 1994 ermittelt wurden, bestätigen im Vergleich mit Vermessungen der Elbesohle (Flächenpeilungen des WSA Magdeburg, die zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten zwischen Hoch- und Niedrigwasser aufgenommen wurden) die gute Übertragbarkeit der Aussagen auf Naturverhältnisse. Darüber hinaus konnte durch den Einbau von Strombauwerken (Buhnen) in die Laborrinne deren Wirkung auf das Transportgeschehen (anfänglich starke Zunahme der Transportrate) sowie deren Entwicklung über mehrere Jahre (langsam wieder abnehmende Tendenz) unter instationären Bedingungen nachvollzogen werden.

Ermittlung der zur Bettbildung beitragenden suspendierten Sandfrachten

Vertrauenswürdige Aussagen über den gesamten sohlrelevanten Feststofftransport der Elbe setzen voraus, dass auch die zeitweise in Suspension transportierten und bei geringeren Schubspannungen wieder sedimentierten Sandanteile und Kornpartikel quantifiziert werden können. Durch Auswertung entsprechender Naturmessungen kann der Anteil des Bettmaterials an der Gesamtfracht des suspendierten Sandes für verschiedene Abflusssituationen ermittelt werden (Bild 4-30). Diesem Aspekt ist gerade an der Elbe besondere Bedeutung beizumessen, da Sandfraktionen im gesamten Verlauf der deutschen Elbe in erheblichem Umfang Bestandteil des Sohlmaterials sind, und die Frachten des suspendierten Sandes in Abhängigkeit des Abflusses diejenigen des Geschiebes deutlich übersteigen können. Die vorgenommenen Analysen beruhen auf eigenen Messungen sowie dem vorhandenen Datenmaterial der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (insbesondere der 28 Feststofftransportmessstellen) und fließen im Endergebnis in eine Gesamtbilanzierung des Feststoffhaushalts der Elbe ein.

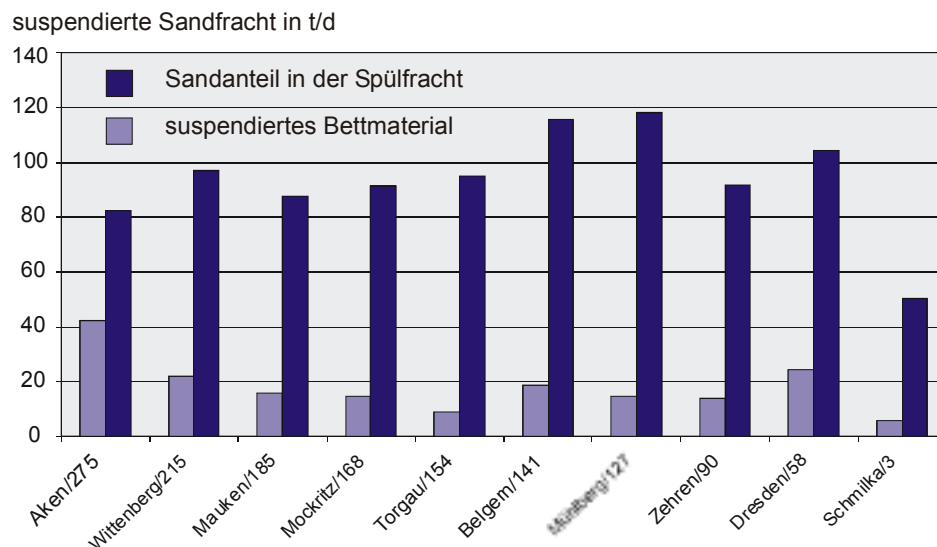


Bild 4-30: Anteil des Bettmaterials an der Gesamtfracht des suspendierten Sandes. Berechnung für Mittelwasser. Daten: Bundesanstalt für Gewässerkunde

4.4 Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Elbe (deutscher Teil)

In den deutschen Teil des Elbeeinzugsgebiets gelangen jährlich ca. 148.000 Tonnen Stickstoff und ca. 7.200 Tonnen Phosphor (Stand: Mitte der 90er Jahre). Die punktuellen Einleitungen von Industrie- und Wohnstandorten sind in den vergangenen Jahren dank des Kläranlagenbaus und der Einführung phosphatfreier Waschmittel stark zurückgedrängt worden.

Auch die Nährstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Produktion wurden erheblich reduziert. Trotzdem gelangt gegenwärtig der weitaus größte Teil der Nährstoffeinträge von land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen und anderen diffusen Quellen in die Elbe. Konzepte zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit müssen deshalb besonderes Augenmerk auf die diffusen Einträge aus der Landwirtschaft und aus urbanen Flächen legen.

Die Nährstoffe gelangen mit unterschiedlicher Zeitverzögerung nach ihrem Eintrag bzw. ihrer Freisetzung in die Oberflächengewässer. Während des Transports auf der Oberfläche, in der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter kann es in Abhängigkeit von den Standortbedingungen zu Stoffrückhalte- und -abbauprozessen kommen. So schätzen [BEHRENDT, H. et al., 1999], dass durch unterirdische Retentionsprozesse im Elbeeinzugsgebiet > 50 % des Stickstoffs, der die durchwurzelte Bodenzone verlässt, zurückgehalten bzw. abgebaut wird. Trotz dieser Retentionsprozesse werden Konzepte benötigt, mit denen sensible Regionen, d. h. Gebiete mit kurzen Transitzeiten oder Entlastungsgebiete, identifiziert werden können, um in absehbaren Zeiträumen die Gesamtfracht der diffusen Stoffeinträge in die Gewässer effektiv und signifikant reduzieren zu können. Der Gebietswasserhaushalt, die Stoffflüsse prägenden Standortbedingungen und die landwirtschaftliche Bodennutzung sind für die Teileinzugsgebiete signifikant voneinander verschieden, so dass regional differenzierte Stickstoffausträge zu erwarten sind. Aus der Kenntnis des Systemverhaltens können dann die Wirkungen von land- und wasserwirtschaftlichen Managementmaßnahmen auf die Stoffeinträge im Voraus abgeschätzt und entsprechend regional differenzierte Umweltqualitätsziele formuliert werden.

In mehreren Forschungsvorhaben werden daher die spezifischen Prozesse des Wasserabflusses, des Stoffrückhalts und der Stoffumsetzung ermittelt. Für das gesamte deutsche Einzugsgebiet (Forschungszentrum Jülich (FZJ), Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) und Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)), das norddeutsche Tiefland mit pleistozänen Lockergesteinen (Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF)), die Lössregion (Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig (UFZ)) und die Mittelgebirgsregionen mit Festgesteinseinzugsgebieten (TU Dresden) sollen an dieser Stelle erste Ergebnisse vorgestellt werden.

Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeeinzugsgebiet

Vom Forschungszentrum Jülich (FZJ) wurde das Zusammenspiel von Gebietsentwässerung, Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses und Nitratabbauvermögen im Grundwasserleiter mit Modellanalysen in großräumiger Betrachtungsweise analysiert (Bearbeitungsmaßstab 1:500.000). Dadurch wurden Gebietskenngrößen ermittelt, die eine Grundlage für weitergehende Analysen zur regional differenzierenden Quantifizierung der Nitratreinträge über den Grundwasserpfad darstellen.

Da der Austrag von Nitrat in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden ist, stellt das räumliche Verteilungsmuster der Wasserbilanz in einem Flusseinzugsgebiet die Grundlage für Analysen der diffusen Nährstoffeinträge dar.

Der für ein langjähriges Mittel berechnete Gesamtabfluss ergibt sich nach der Wasserbilanzgleichung aus der Differenz von Niederschlag und realer Verdunstung. Der Gesamtabfluss lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten den Vorflutern zuströmen. Für das Auftrennen des Gesamtabflusses ist entscheidend, dass die Direktabflussanteile die Oberflächengewässer innerhalb einer Woche erreichen, während beim Basisabfluss Fließzeiten von bis zu mehreren Jahrzehnten auftreten können. Zur Identifizierung der im langjährigen Mittel regional dominanten Austragspfade für landwirtschaftliche Pflanzennährstoffe kommt dieser Form der Abflusseparierung große Bedeutung zu.

Bei der flächendifferenzierten Bestimmung langjähriger mittlerer Wasserhaushaltsgrößen für größere Landschaftseinheiten wurde eine Methodik auf Basis des Verfahrens von [RENGER, M. & WESSOLEK, G., 1996] verwendet und für die Berücksichtigung reliefierter und versiegelter Gebiete modifiziert [KUNKEL, R. & WENDLAND, F., 1998]. Die Abtrennung des Basisabflusses vom Gesamtabfluss erfolgte durch Einbeziehung eines standortspezifischen Abflussverhältnisses in Anlehnung an [DÖRHÖFER, G. & JOSPAIT, V., 1980]. Für urbane Gebiete wurde gemäß [WESSOLEK, G. & FACKLAM, M., 1997] berücksichtigt, dass bei steigendem Versiegelungsgrad höhere Direktabflüsse auftreten. Die Modellierung erfolgte auf Basis langjähriger klimatischer und hydrologischer Mittelwerte des Referenzzeitraums 1961-1990, wobei die Wasserhaushaltsgrößen reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe und Basisabflusshöhe quantifiziert wurden. Zur Modellvalidierung wurden die berechneten Abflusshöhen für 120 pegelbezogene Einzugsgebiete integriert und mit gemessenen Pegeldurchflusswerten verglichen. Die geringe Modellabweichung im Vergleich zu den berechneten Abflussgrößen zeigt, dass eine gute Nachbildung der realen Wasserhaushaltssituation durch das hier verwendete Instrumentarium gelang.

In den meisten Regionen dominieren Gesamtabflusshöhen zwischen 100 und 300 mm/a. Gesamtabflusshöhen oberhalb von 300 mm/a treten in weiten Teilen des nordwestlichen Elbeeinzugsgebietes auf und sind vor allem auf die hohen Gebietsniederschläge in diesen Regionen zurückzuführen. Weiterhin treten hohe Gesamtabflüsse in den höheren Lagen der Mittelgebirge auf. Ursache hierfür sind dort, neben hohen Gebietsniederschlägen, geringe Verdunstungsraten aufgrund der mit der Höhe abnehmenden Temperaturen. Gesamtabflüsse unterhalb von 100 mm/a wurden besonders für die zentralen und östlichen Teile des Elbeeinzugsgebietes berechnet. Das geringe Niederschlagsdargebot von häufig weniger als 500 mm/a und hohe Verdunstungsverluste wirken dort limitierend auf die mittlere langjährige Gebietsabflusshöhe.

Die Werte der berechneten mittleren Basisabflusshöhen umfassen eine Spanne von weniger als 25 mm/a und mehr als 350 mm/a. Hierin spiegelt sich die Vielfältigkeit der klimatischen, bodenkundlichen und geologischen Standortsituationen wider. In grundwasserfernen, ebenen Lockergesteinsregionen (z. B. auf Sanderflächen) entspricht der Basisabfluss weitgehend dem Gesamtabfluss und beträgt im allgemeinen mehr als 150 mm/a. In grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen (z. B. in den Flussmarschen im Nordwestteil) beträgt der Basisabfluss weniger als 50 mm/a. Der überwiegende Abflussanteil (mehr als 80 %) wird dort als Direktabfluss abgeführt und erreicht die Vorfluter über die Bodenoberfläche oder über die ungesättigte Bodenzone. Gleiches gilt für Gebiete, in denen

paläozoische und kristalline Gesteine im Untergrund anstehen. Dort können die Basisabflusshöhen zwar 250 mm/a und mehr betragen, der Basisabfluss trägt dort jedoch nur mit weniger als 40 % zum Gesamtabfluss bei.

Das Weg-/Zeitverhalten des Grundwasserabflusses

Die Kenntnis der Verweilzeiten des Grundwassers [KUNKEL, R. & WENDLAND, F., 1999] ist wichtig für eine Analyse über die Zeiträume, welche die grundwasserbürtigen Abflusskomponenten von der Einsickerung in das grundwasserführende Gestein bis zum Eintritt in ein Oberflächengewässer benötigt. Die Verweilzeitanalyse erfolgte auf Basis des für den Einsatz bei überregionalen (makroskaligen) Fragestellungen konzipierten Verweilzeitmodells WEKU [KUNKEL, R. & WENDLAND, F., 1997]. Die Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wurde ausschließlich für den Lockergesteinsbereich des Elbeeinzugsgebietes durchgeführt.

Bild 4-31 zeigt die berechneten mittleren Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer des Elbeeinzugsgebiets. Je nach Standortsituation ist von Verweilzeiten zwischen weniger als einem Jahr und mehr als 250 Jahren auszugehen. Als gewichtetes Mittel ergibt sich eine Verweilzeit von ca. 25 Jahren. Die Gründe für hohe Verweilzeiten liegen zum einen in den großen Fließstrecken bis zum nächsten Fließgewässer, zum anderen aber auch in den niedrigen mittleren Abstandsgeschwindigkeiten. Deutlich geringere Verweilzeiten im Bereich von weniger als ca. 10 Jahren treten vor allem in Regionen mit hohen hydraulischen Gradienten sowie in direkter Nachbarschaft zu einem Fließgewässer auf.

Nitratabbauvermögen im Grundwasser

Nitrat kann im Grundwasserleiter über mikrobiell gesteuerte Redoxreaktionen mineralisiert werden. Grundvoraussetzung hierfür ist die Anwesenheit von organischen Kohlenstoff- und/oder Eisensulfidverbindungen (Pyrit) im Aquifer, für deren biogenen Abbau Sauerstoff gebraucht wird. Das führt zu geringen Sauerstoffkonzentrationen, so dass die abbauenden Organismengemeinschaften auf den Sauerstoff des Nitrats zurückgreifen müssen. Die Konzentrationen einer Reihe von Grundwasserinhaltsstoffen können direkte Hinweise auf das Nitratabbauvermögen eines Grundwasserleiters liefern. So weist ein typisches nitratabbauendes Grundwasser in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan und häufig nur geringe Nitrat- und Sauerstoffgehalte auf. Die Klassifizierung des Nitratabbauvermögens in den oberen Aquifern des Elbeeinzugsgebiets erfolgte auf der Basis einer statistischen Auswertung von ca. 8100 Grundwasseranalysen der Hydrogeologischen Erkundungsberichte der ehemaligen DDR aus dem Zeitraum 1960–1989 sowie durch ca. 400 aktuellere Analysen (1987–1994) aus dem Monitoringmessnetz der Bundesländer. Aus dem Zusammenspiel der Verteilungscharakteristika der analysierten Grundwasserparameter Nitrat, Eisen (II), Mangan (II) und Sauerstoff wurde auf den Grundwassertyp geschlossen und eine Einstufung der hydrogeologischen Gesteinseinheiten in die Klasse der nitratabbauenden bzw. nicht-nitratabbauenden Aquifere vorgenommen. In Bild 4-32 ist die auf Basis der statistischen Auswertung der Grundwasseranalysen vorgenommene Klassifizierung der im Elbeeinzugsgebiet auftretenden Grundwasserleiter hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens dargestellt.

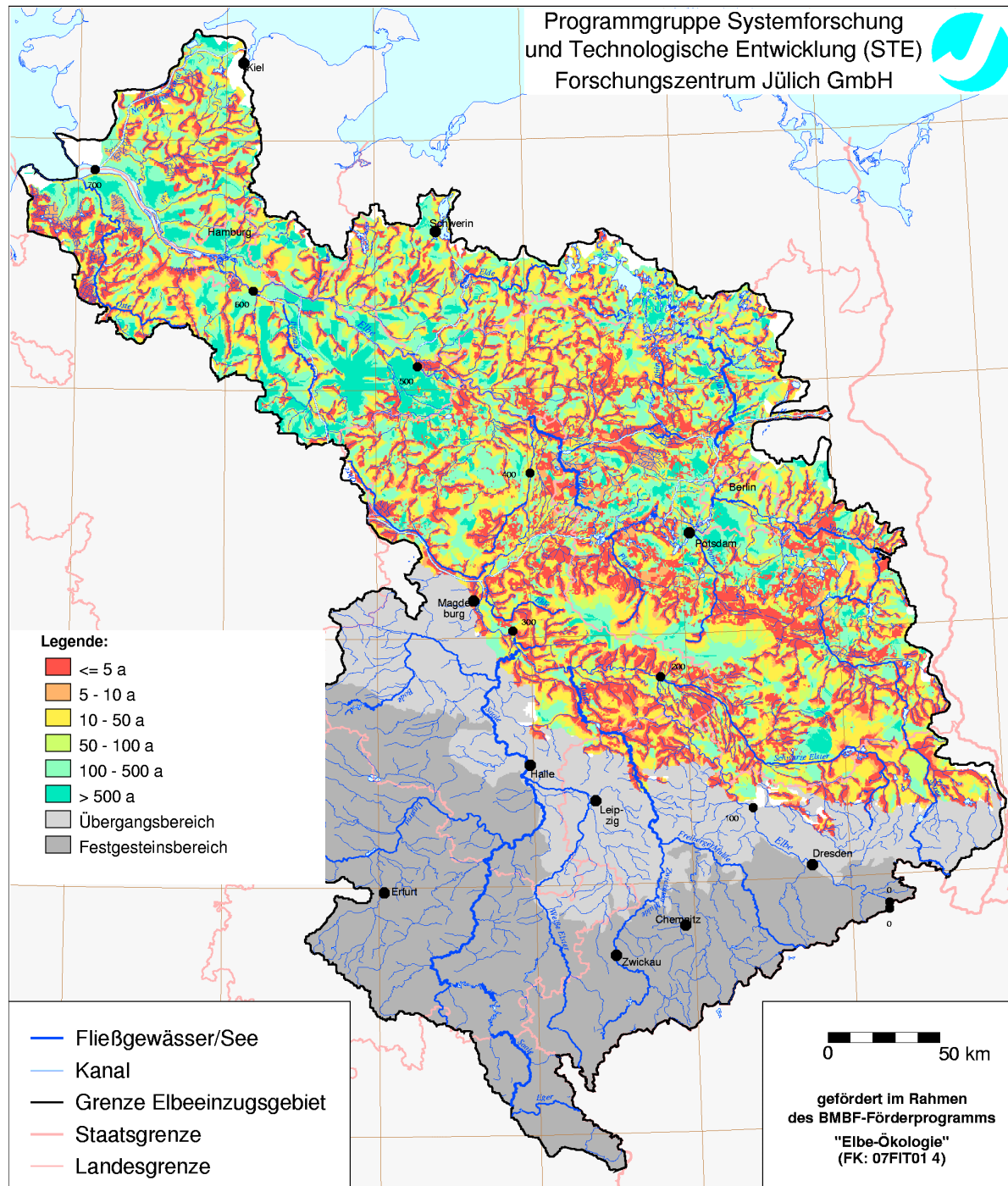


Bild 4-31: Berechnete mittlere Grundwasserverweilzeiten im deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes

Obwohl es auf diese Weise möglich war, alle hydrogeologischen Gesteinseinheiten hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens zu klassifizieren, liegt in jeder Gesteinseinheit für fast jeden Parameter eine große Schwankungsbreite der Werte vor. Die Gründe können vielfältig sein und z. B. durch hydrogeochemische Besonderheiten bzw. kleinräumige geogene Wechsel der Denitrifikationsbedingungen, Aufbrauchen der Denitrifikationskapazität, punktförmige anthropogene Einträge oder fehlerhafte Messwerte bedingt sein. Die Schwankungsbreite ist

ein Hinweis auf die große Heterogenität der im Grundwasserraum anzutreffenden Verhältnisse.

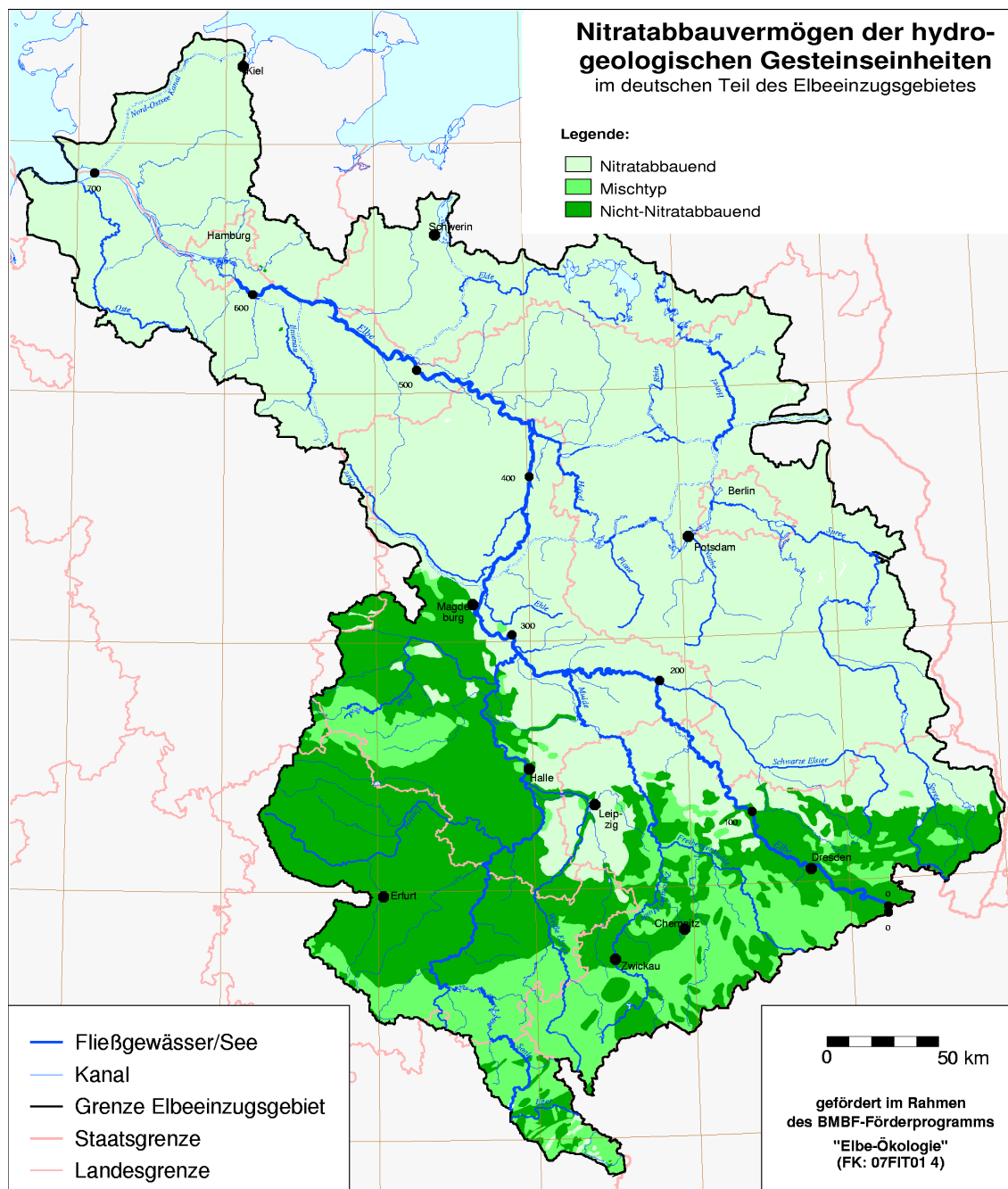


Bild 4-32: Nitratabbauvermögen der hydrogeologischen Gesteinseinheiten im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes.

Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

Das Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) analysierte zusammen mit dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) mit Hilfe von großräumig anwendbaren mathematischen Simulationsmodellen, wie sich Änderungen in der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt auswirken. Dazu wurden in ca. 40 Teilgebieten des Elbeinzugsgebiets die jeweiligen Anteile der Abflusskomponenten erfasst und in ihrer zeitlichen Veränderbarkeit abgeschätzt. Weiterhin wurden die Nitrat- und Phosphoreinträge für die einzelnen Abflusskomponenten festgestellt und modellhaft beschrieben. Ziel dieses Projektes ist es, Prognosen über die Gewässerbelastung nach veränderter Landnutzung zu erstellen. Die Arbeiten des PIK und IGB beziehen sich primär auf größere Einzugsgebiete (größer ca. 100 km²), d. h. auf die Meso- und Makroskala.

Bei den Untersuchungen wurde ein Ansatz mit genesteten Gebietsanalysen gewählt [BECKER, A. et al., 1995; BECKER, A., 1997]. Großräumige Wasserhaushaltsanalysen und Abflusskomponentenberechnungen wurden primär mit ARC/EGMO durchgeführt [BECKER, A. & LAHMER, W.; 1997, KLÖCKING, B. et al., 1999]. Das Grundprinzip bei der hydrologischen Modellierung nach Abflusskomponenten ist die Ausweisung von Flächen gleicher Prozessdominanz (Hydrotöpfe, Hydrotopklassen). Bei großskaligen Modellanwendungen wie im Elbeinzugsgebiet liegt allerdings ein Hauptproblem in der Schwierigkeit, die räumlichen Heterogenitäten in dieser Raumskala anhand der in unterschiedlicher Auflösung verfügbaren Basisdaten hinreichend genau abzubilden.

Als ein erstes Ergebnis soll herausgestellt werden, dass die ermittelten Änderungen der langjährigen Mittelwerte der Wasserhaushaltsgrößen bei allen bisher untersuchten potentiell auch realisierbaren Änderungsszenarien der Landnutzung in ausgewählten Teilgebieten unter 8 % liegen (z. B. Fruchtfolgeänderungen und mehrjährige Flächenstilllegungen, [LAHMER, W. & BECKER, A., 1999; LAHMER, W. et al., 1999]. Größere Änderungen bis über 20 % waren nur bei extremen, nicht realistischen Szenarien von Landnutzungsänderungen nachweisbar, z. B. bei vollständiger Konversion der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Stepenitzgebiet (66,4 % der Gebietsfläche) in Wald [LAHMER, W. & Becker, A., 1998].

Auch mit dem Modell SWIM [KRYSANOVA, V. et al., 1998a] wurden für das Land Brandenburg Szenarioanalysen zur Wirkung der Stilllegungen in der Landwirtschaft auf den Wasserhaushalt und die Wasserressourcen durchgeführt [WECHSUNG, F. et al., 2000; KRYSANOVA, V. et al., 1999b]. Diese betrafen zwischen 1994 und 1998 10 - 20 % der Anbauflächen in Brandenburg. Dabei wurde ein speziell entwickelter "stochastischer Fruchtverteilungs-generator" eingesetzt, der die Fruchtarten in jedem Jahr so über die Anbaufläche verteilt, dass die vorgegebenen Rotationszyklen im Mittel eingehalten wurden und die simulierte räumliche Verteilung der Erträge den Bodenqualitäten und den Erfahrungswerten entspricht. Bei diesen Szenariorechnungen ergaben sich für zeitweilige und 1- bis 2-jährige Stilllegungen geringe Abnahmen der Gebietsverdunstung um ca. 1,5 %. Bei 3- bis 4-jähriger Stilllegung nahm die Verdunstung um 3,8 % ab. Demgegenüber stiegen der Direktabfluss und die Grundwasserneubildung um 2 bis 3 % bzw. 6,4 % an.

Nährstoffeinträge

Flussgebietsdifferenzierte Analysen über die Nährstoffeinträge im deutschen Elbeeinzugsgebiet und deren zeitliche Veränderung wurden mit dem Modell MONERIS (Modeling of Nutrient Emissions in River Systems) durchgeführt [BEHRENDT, H. et al., 1999a]. Dieses Modell ermöglicht die Quantifizierung der Nährstoffeinträge über insgesamt acht verschiedene Eintragspfade:

- kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter (punktuelle Quellen)
- Erosion, Abschwemmung, Grundwasser, Dränagen, atmosphärische Deposition und urbane Flächen (diffuse Quellen)

Die Ergebnisse für das deutsche Einzugsgebiet der Elbe sowie der Saale und Havel sind als Mittelwerte für die Zeiträume 1983 - 1987 und 1993 - 1997 in Bild 4-33 dargestellt.

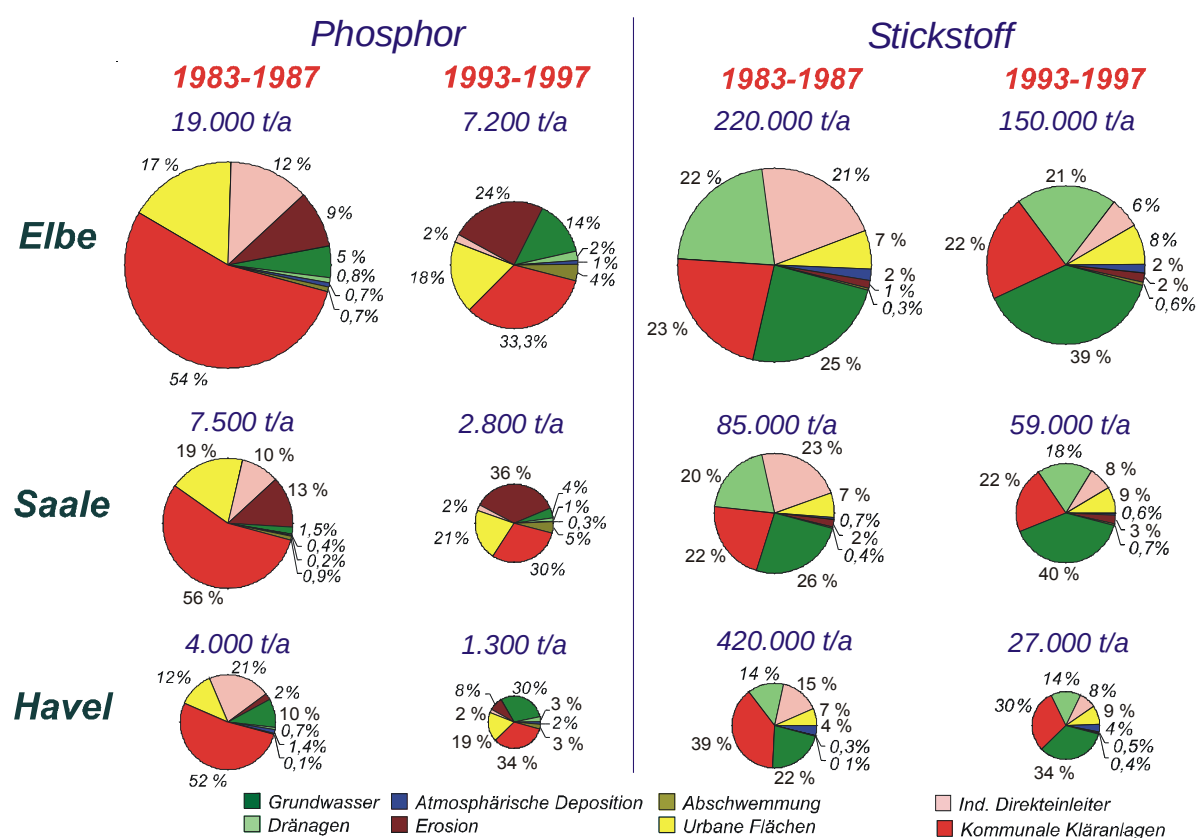


Bild 4-33: Einträge von Phosphor und Stickstoff in das deutsche Einzugsgebiet der Elbe (oberhalb von Zollenspieker) sowie der Saale und Havel in den Zeiträumen 1983 - 1987 und 1993 - 1997 [Behrendt, H. et al., 1999]

Demnach lagen die Phosphoreinträge im deutschen Elbeeinzugsgebiet in der Mitte der 80er Jahre bei 18.800 t/a P. Demgegenüber betrug die Summe der P - Einträge um das Jahr 1995

nur noch 7.160 t/a P, was einer Verringerung um 62 % (Saale: 63 %; Havel 69 %) entspricht. Diese Verringerung ist insbesondere auf die Reduzierung der punktuellen Einträge durch industrielle Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen zurückzuführen. Während die Anteile dieser Eintragspfade an den gesamten P-Einträgen der Elbe in den vergangenen Jahren von 67 auf 36 % abnahmen, erhöhte sich der Anteil der diffusen Einträge auf nunmehr 64 %. Größter einzelner Eintragspfad sind auch noch Mitte der 90er Jahre die P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen. Die P-Belastungen infolge von Bodenerosion und von urbanen Flächen sind die nächstgrößten Eintragspfade. Die Anteile der diffusen Einträge an der gesamten P-Belastung der Elbe unterscheiden sich beträchtlich. So liegt der Anteil der P-Einträge über Erosion im Havelgebiet bei nur 8 %, während dieser Pfad in der Saale mit 35 % der dominante Eintragspfad ist. Die ermittelte hohe Belastung von urbanen Flächen ergibt sich einerseits aus den Einträgen aus der Misch- und Trennkanalisation, aber auch durch den noch hohen Anteil von Einwohnern, die nur an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage (insbesondere in Sachsen und Thüringen) bzw. weder an Kanalisation noch an Kläranlagen angeschlossen sind. Im Vergleich der beiden nahezu gleichgroßen Flussgebiete von Saale und Havel sind die P-Einträge in das Havelsystem sowohl flächen- als auch einwohnerspezifisch deutlich geringer als in die Saale.

Wie Bild 4-33 zu entnehmen ist, lag die Summe aller Stickstoffeinträge im deutschen Elbeeinzugsgebiet 1985 bei 219.000 t/a N. Diese Einträge konnten bis zur Mitte der 90er Jahre auf 148.000 t/a N bzw. um 32 % gesenkt werden. Dies ist vor allem auf die Reduzierung der N-Einträge durch industrielle Direkteinleiter und durch kommunale Kläranlagen zurückzuführen.

Größter Eintragspfad ist beim Stickstoff mit 39 % der Eintrag über das Grundwasser, gefolgt von den kommunalen Kläranlagen und den Dränagen mit 22 % bzw. 21 %. Eine Verringerung der Einträge über das Grundwasser konnte nahezu nicht festgestellt werden, obwohl die Nährstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, insbesondere durch deutlich verminderte Tierbestände, von durchschnittlich 100 auf 60 g/ha · a N reduziert wurden. Ursache für dieses Verhalten sind nach [BEHRENDT, H. et al., 1999a; WENDLAND, F. & KUNKEL, R., 1998; KUNKEL, R. et al., 1999] die großen, im Mittel ca. 25 Jahre umfassenden Aufenthaltszeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und im Grundwasser sowie hohe Stickstoffabbauraten, insbesondere in der Übergangszone von aeroben zu anaeroben Bedingungen am bzw. im Grundwasser. Auch die flächen- bzw. einwohnerspezifischen Stickstoffeinträge im Havelgebiet sind nur ca. halb so groß wie im Einzugsgebiet der Saale.

Regionale Untersuchungen: Pleistozänes Tiefland, Lössregion und Festgesteinsgebiet

Die Besonderheiten der Gewässer im pleistozänen Tiefland des Elbeeinzugsgebietes lassen sich durch geringe Abflussspenden, langsames Fließen sowie seenartige Erweiterungen oder Flusseen charakterisieren. Für die diffusen Stoffeinträge aus großen Teilen des Elbetieflandes dominiert der unterirdische Pfad Boden-Grundwasserleiter-Gewässer mit vorherrschenden Transitzeiten von Jahren bis Jahrhunderten. Um die differenzierten naturräumlichen Bedingungen berücksichtigen zu können, wurden bislang die Teileinzugsgebiete der Stepenitz, der Oberen Stör, des Rhin und der Plane als Beispielsgebiete gewählt. Die Grundlage dieser Arbeiten bilden modellgestützte Analysen zum Weg-Zeitverhalten der relevanten

Stoffströme, zum Einfluss von Wasserbewirtschaftungs-Maßnahmen auf die Stoffeinträge aus entwässerten Niedermooren und zum Einfluss der Landnutzung auf den Wasserhaushalt.

Für das Elbetiefland wurden die Flächenanteile von sensiblen Gebieten ausgewiesen, deren natürliches hydrologisches und stoffliches Verhalten eine geringe Dämpfung des stofflichen Inputs aufweist oder die als Entlastungsgebiete fungieren. Demnach gelangen von etwa 30 % der Flächen Nährstoffe gelöst mit kurzen bis mittleren Fließzeiten (< 50 Jahre) über den Pfad Boden und Grundwasser oder mit extrem kurzen Transportzeiten oberflächlich oder oberflächennah in die Oberflächengewässer. Diese Gebiete sind zumeist durch meliorative Maßnahmen in ihrem Dämpfungsverhalten beeinflusst. Nimmt man die Speisungsgebiete der Niedermoore und der übrigen Grundwasserstandorte hinzu, lassen sich durch geeignetes wasserwirtschaftliches und landwirtschaftliches Management sowie durch Landnutzungsänderungen bei maximal 40 - 50 % der Flächen des Elbetieflandes Effekte des Wasser- und Stoffrückhaltes in überschaubaren Zeiträumen erreichen.

Eine Abschätzung der diffusen Stickstoffbelastung der Aquifere erfolgte auf der Grundlage der Simulation der N-Dynamik mit einem prozessorientierten deterministisch-empirischen Modell nach [KERSEBAUM, K. C., 1989]. Dazu wurde für den brandenburgischen Teil des Elbetieflands zunächst die aktuelle Belastungssituation für diffuse N - Austräge dargestellt. Davon ausgehend wurde eine Umstellung von 10 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche auf ökologischen Landbau angenommen [PIORR, H.-P. et al., 1999]). Im Vergleich beider Szenarien ergibt sich infolge der Extensivierung eine Reduktion der Gesamtfracht im Sickerwasser um 4.900 t/a N (5,1 %).

Die Wasser- und Stoffflüsse in der Lössregion des Elbeeinzugsgebiets werden durch die Modelle REPRO, CANDY, ASGi und PART beschrieben. Der methodische Ansatz sieht die Kopplung der Modelle zur durchgängigen Modellierung des Nitratstroms vom Verursacherbereich Landwirtschaft über die ungesättigte Zone bis zum Aquifer vor. Für die Modelle REPRO und CANDY erfolgte eine Validitätsprüfung nach Daten von landwirtschaftlichen Versuchsparzellen und Lysimeterdaten. Die Stickstoffausträge aus der ungesättigten Bodenzone sind neben dem Witterungsverlauf stark von den Standortbedingungen, der Düngung und dem Bodenvorrat an Stickstoff abhängig. Trotz des Rückgangs der Stickstoffdüngung, des Stickstoffbilanzüberschusses und des $N_{\min}$ -Gehaltes ist die Stickstoffauswaschung in den 90er Jahren noch gestiegen als Folge der Überdüngung in den 80er Jahren. Eine mehrjährige Umstellung der Lysimeter in Brandis mit Böden aus dem Parthegebiet auf ökologischen Landbau führte mit zeitlicher Verzögerung zur deutlichen Abnahme der Stickstoffausträge über das Sickerwasser. Ob allerdings die Rücknahme der Düngungsintensität im konventionellen Landbau die anzustrebenden Grenzwerte im Sicker- und Oberflächenwasser erreichen lässt, kann noch nicht eindeutig beantwortet werden, muss aber eher bezweifelt werden.

Für das Land Sachsen-Anhalt liegen erste Vergleiche zur Stickstoffbilanz zwischen den 80er (1986-1989) und 90er Jahren (1995) vor. Auf den Lössstandorten betrug die Stickstoffbilanz in den 80er Jahren im Durchschnitt 90 kg/ha, wobei großflächig auch 100 kg/ha überschritten wurden. 1995 lässt sich dagegen u. a. feststellen, dass für das Gesamtgebiet ein signifikanter Rückgang der N - Überschüsse gegenüber der Ausgangssituation zu verzeichnen ist. Nur

für acht Verwaltungsgemeinschaften werden über 80 kg/ha $\cdot$ a N ausgewiesen, die zuvor erhebliche Flächenanteile umfassende Kategorie über 100 kg/ha $\cdot$ a ist nicht mehr belegt. Daraus ist theoretisch ein Rückgang der (langfristigen) N-Verluste abzuleiten. 1981 - 1996 wurde auf der Querfurter Platte (Lössschwarzerdegebiet) bei einer durchschnittlichen jährlichen Sickerwassermenge von 44 mm eine durchschnittliche jährliche Stickstoffauswaschung aus der ungesättigten Zone von 4,8 kg/ha nach CANDY berechnet. Die Nitratkonzentration des Sickerwassers kann dabei durchaus hoch sein. An der Belastung der Oberflächengewässer mit Stickstoff ist das Lössschwarzerdegebiet wegen des geringen Abflusses jedoch insgesamt wenig beteiligt. Der Austrag von Stickstoff aus der ungesättigten Zone pro Hektar im Parthegebiet (Sandlössgebiet) ist um mehr als das Zehnfache höher als im Schwarzerdegebiet.

Die Kenntnis der Umsatzräume, Fließwege und Verweilzeiten des Wassers im Gewässer-einzugsgebiet ist Voraussetzung für Untersuchungen zum Weg- und Zeitverhalten der Schadstoffausträge über die Boden und Grundwasserpassage. Für ein typisches Festgesteinseinzugsgebiet erfolgen Untersuchungen exemplarisch am Beispiel des sickerwasser-gebundenen Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Festgesteins-Einzugsgebieten der Elbe (Untersuchungsregion: Freiburger und Zwickauer Mulde). In einem genesteten Modellansatz wird dabei zunächst in gut untersuchten Experimentalgebieten (z. B. Hölzelbergbach 0,76 km²; Talsperre Saidenbach 70 km²) Modellentwicklung und -verifizierung betrieben. In einer stufenweisen Ausweitung auf größere Flussgebiete (Flöha ca. 650 km², Freiburger und Zwickauer Mulde ca. 6.000 km²) wird der methodische Ansatz erweitert (Flusslaufmodell, Talsperrenbewirtschaftung etc. [SCHWARZE, R., 1985; SCHWARZE, R. et al., 1998]).

Kennzeichnendes Element der räumlichen Gliederung ist der landwirtschaftliche Schlag als maßgebende Bewirtschaftungseinheit. Rechenschritt ist der Tag, Ergebnisse werden als aktuelle Monatswerte bzw. langjährige Mittelwerte erstellt. Mit dem Übergang vom Kleinstgebiet zum wasserwirtschaftlich relevanten Flussgebiet ist der Einfluss einer zunehmend stärker generalisierten Datengrundlage (z. B. Landbewirtschaftung: Übergang vom realen Schlag zu regional gültigen Bewirtschaftungsszenarien) zu berücksichtigen.

Erste Ergebnisse konzentrieren sich zunächst auf die Bestimmung des Anteils und der mittleren Verweilzeit der langsamen Grundwasserabflusskomponente. Für den Stickstoffaustrag aus den in der Untersuchungsregion vorherrschenden Gneisgebieten kann die generelle Aussage getroffen werden, dass etwa ein Drittel des Abflusses im Mittel aus Wasser besteht, das 20 Jahre und länger im Gebiet gespeichert war. Das bedeutet, dass sich Veränderungen in der Bewirtschaftung und im Stickstoffaustrag des Abflusses nur mit großer zeitlicher Verzögerung und Dämpfung widerspiegeln werden. Zur Modellierung des an den Wasserhaushalt gekoppelten Stickstoffaustrages wurde in Zusammenarbeit der beiden Arbeitsgruppen aus Dresden und Cottbus mit MESO-N ein Modell zur Berechnung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes geschaffen, mit dem die Auswirkungen von landwirtschaftlichen Maßnahmen, welche sich auf der Ebene "Schlag" vollziehen, im Einzugsgebiet abgebildet werden können.

4.5 Zusammenführende Auswertung

Eine zusammenführende Aus- und Bewertung der Forschungsdaten des gesamten Einzugsgebiets setzt idealerweise die gleichzeitige Beprobung, die gleiche Beprobungstechnik, die gleiche Probenvorbereitung und die gleiche Messmethode voraus.

Die gleichzeitige Durchführung der Beprobungskampagnen konnte schon deshalb nicht sichergestellt werden, da bereits die drei großen Verbundvorhaben Elbenebenflüsse Teil 1 (1992), Teil 2 (1993) und Elbestrom (1994) nacheinander bewilligt wurden. Selbst innerhalb eines Forschungsverbunds war dies nicht möglich, da einige Forschungsinstitute unmittelbar nach Bewilligung der Vorhaben mit der Beprobung beginnen konnten, andere dagegen zunächst Messgeräte beschaffen, die Laboratorien einrichten und Mitarbeiter einstellen mussten.

Die Durchführung der Beprobungskampagnen wurde während der gemeinsamen Koordinierungssitzungen abgestimmt, gemeinsame Beprobungen mussten jedoch schon aus finanziellen Gründen die Ausnahme bleiben. [EINAX, J. W. & TRUCKENBRODT, D., 1995] konnten jedoch anhand von Saalesedimenten zeigen, dass die größten Fehler bei der Probennahme selbst gemacht werden und die nachfolgend auftretenden Fehlerquellen bei Probenvorbereitung und Messtechnik dagegen häufig vernachlässigt werden können.

Aufgrund dieser Gesichtspunkte wird sich die nachfolgende zusammenführende Auswertung auf ausgewählte Schadstoffe der Sedimentphase beschränken müssen. Sedimente spiegeln grundsätzlich die akkumulierte mittlere Belastung eines längeren Zeitraumes wider, so dass es im Gegensatz zu den Momentaufnahmen bei Wasser- und Schwebstoffproben am ehesten gerechtfertigt erscheint, Proben, die im Zeitraum von ein bis zwei Jahren entnommen wurden, miteinander zu vergleichen.

Eine zusammenführende Auswertung der Forschungsergebnisse von Schadstoff- und Ökologieforschung ist bisher noch nicht möglich.

4.5.1 Schwermetallbelastungen im Einzugsgebiet der Elbe

Für die nachfolgende Diskussion der Schwermetallbelastungen von Sedimenten im Gesamteinzugsgebiet wurden die vier prioritären Elemente Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink ausgewählt.

Cadmium muss bzgl. der Anreicherung gegenüber dem Hintergrundniveau als auch aufgrund seiner Toxizität als das bedeutendste Schwermetall im Einzugsgebiet der Elbe (Bild 4-34) bezeichnet werden. Unterhalb des Saalezuflusses bis ins Stadtgebiet von Hamburg dominieren nach der LAWA-Klassifizierung sehr hohe Belastungen (Klasse IV). Gleiches gilt für das gesamte Einzugsgebiet der Mulde und der Weißen Elster. Erhöhte (Klasse III), teilweise

auch erhöhte bis sehr hohe Belastungen (Klasse III-IV) liegen in der Elbe unterhalb von Hradec Králové und den meisten übrigen Nebenflüssen vor. Mäßige und geringere Belastungen beschränken sich auf die Oberläufe der Moldau, der Havel und Spree, der Ilm und Unstrut sowie den Mittellauf der Schwarzen Elster. Wesentliche Quellen der heutigen Cadmiumbelastung sind noch nicht modernisierte tschechische Industriebetriebe, der ehemalige Bergbau im Erzgebirge (Entwässerung der Stollen über die Mulde, Triebisch und Müglitz u. a.) sowie die Altlasten im Mitteldeutschen Industriegebiet. Im Gegensatz zu den nach 1990 relativ schnell stillgelegten Industriebetrieben auf dem Gebiet der ehemaligen DDR, was zu einem schnellen Stop der industriellen Direkteinleitungen führte, dauern die Einträge aus dem ehemaligen Bergbau nach wie vor an. Mit einem schnellen Rückgang der Cadmiumbelastungen, wie er von anderen Schwermetallen, insbesondere von Quecksilber, mehrfach berichtet wurde, ist daher nicht zu rechnen.

Cadmium ist das natürliche Begleitelement von Zink. Die höchsten Belastungen (überwiegend Klasse IV) treten daher im Entwässerungsbereich des Erzgebirges auf. Auch in der Elbe selbst ist die Zinkanreicherung der Sedimente auf vergleichbar hohem Niveau wie die des Cadmiums. Im tschechischen Elbeabschnitt herrschen bereits hohe Anreicherungen (Klasse III) vor, die bis Hamburg weiter ansteigen. Zwischen Dresden und Magdeburg steigen sie auf Klasse III-IV an und zwischen Magdeburg und Hamburg wird die unterste Güteklasse erreicht. Die hohe Zinkbelastung hat neben den für Cadmium genannten Quellen auch ihre Ursache in der vielfältigen Verwendung im Bauwesen.

Die Elbe ist auch bzgl. Quecksilber über weite Fließstrecken in die beiden untersten Güteklassen einzustufen. Klasse IV wird in der Tschechischen Republik bereits unterhalb von Valy und am Zufluss der Moldau unterschritten. Unterhalb des Bílinazuflusses (chemische Industrie) bis hinein ins Stadtgebiet von Hamburg wechseln sich dann die Güteklassen III-V und IV ab. Von den hoch belasteten Nebenflüssen sind auf tschechischen Gebiet der Oberlauf der Eger und die gesamte Bílina zu nennen. Die chemische Industrie an der Bílina bildet heute [IKSE, 1995] einen Schwerpunkt des Quecksilbereintrags in die Elbe. Auf deutscher Seite sind zu nennen: die Freiburger Mulde, die Vereinigte Mulde unterhalb vom Muldestausee, die Saale unterhalb des Zuflusses der Weißen Elster und die Ilm.

Der überwiegende Teil des Elbeeinzugsgebiets ist bzgl. Blei als mäßig bzw. mäßig bis erhöht belastet einzustufen (Klassen II und II-III). Erhöhte Belastungen treten in der Moldau unterhalb Prags und in der Havel unterhalb Berlins sowie in der gesamten Weißen Elster auf. Sehr hohe Belastungen beschränken sich auf die Freiburger Mulde. Dort liegen jedoch bereits deutlich erhöhte geogene Hintergrundbelastungen (Kap. 4.2) vor. In der Vereinigten Mulde wechseln sich schließlich die Klassen III und III-IV ab.

Die Konzentrationen praktisch sämtlicher Schwermetalle nehmen in der Tideelbe unterhalb von Hamburg stark ab. Teilweise wird sogar das Niveau der geogenen Hintergrundbelastung erreicht. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Hamburger Hafen als Sedimentationsfalle wirkt, aus dem jährlich ca. 2 Mio. Tonnen Schlick ausgebaggert werden. Außerdem wird von der Nordsee her gering belastetes, marines Schwebgut stromaufwärts transportiert, das sich mit dem hochbelasteten fluviatilen Sediment vermischt und auf dieses quasi verdünnend wirkt.

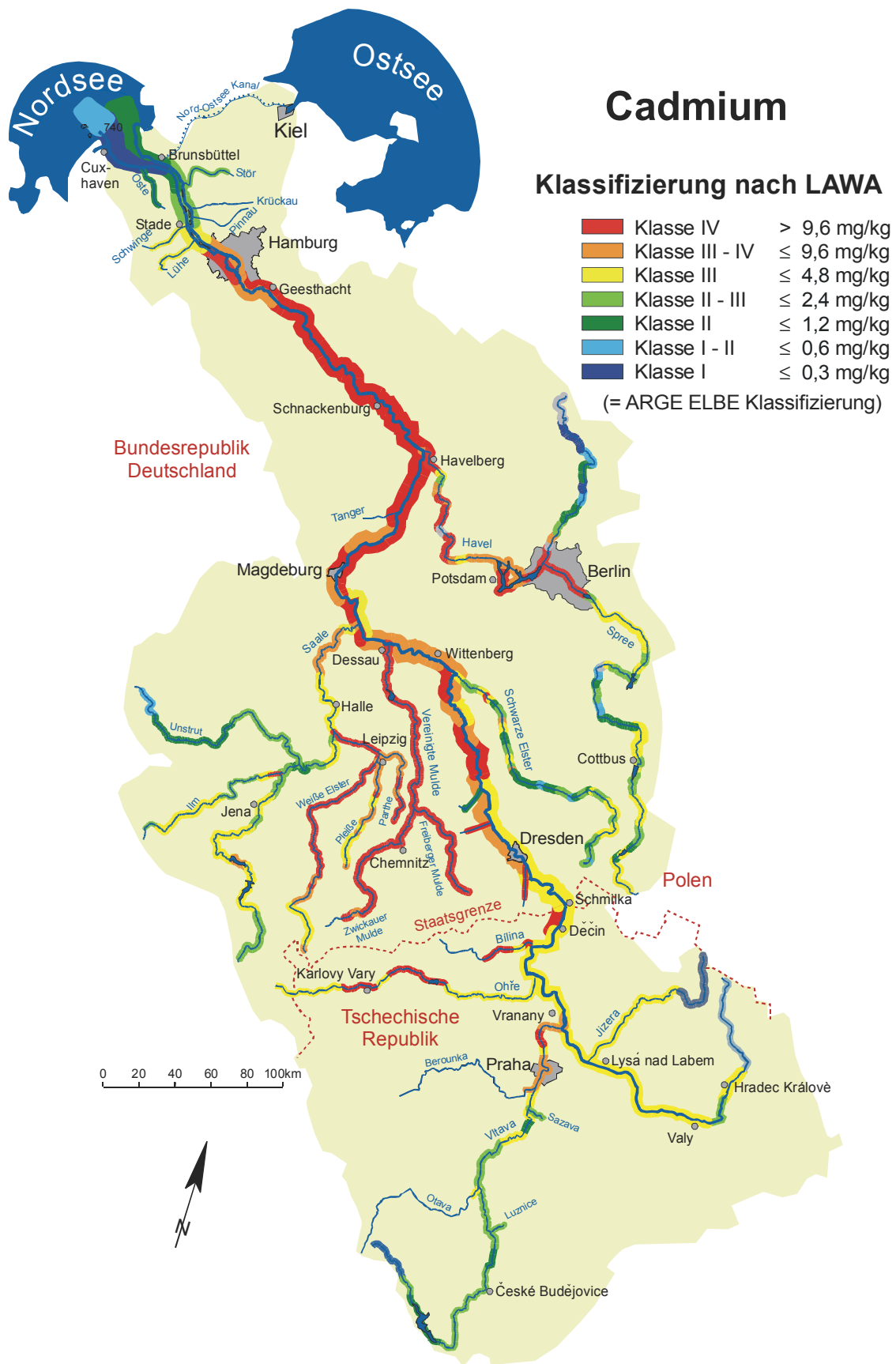


Bild 4-34: Cadmium in den Sedimenten des Elbeeinzugsgebietes. Zeitraum der Be-
probung 1991-1995, Korngrößenfraktion < 20 µm

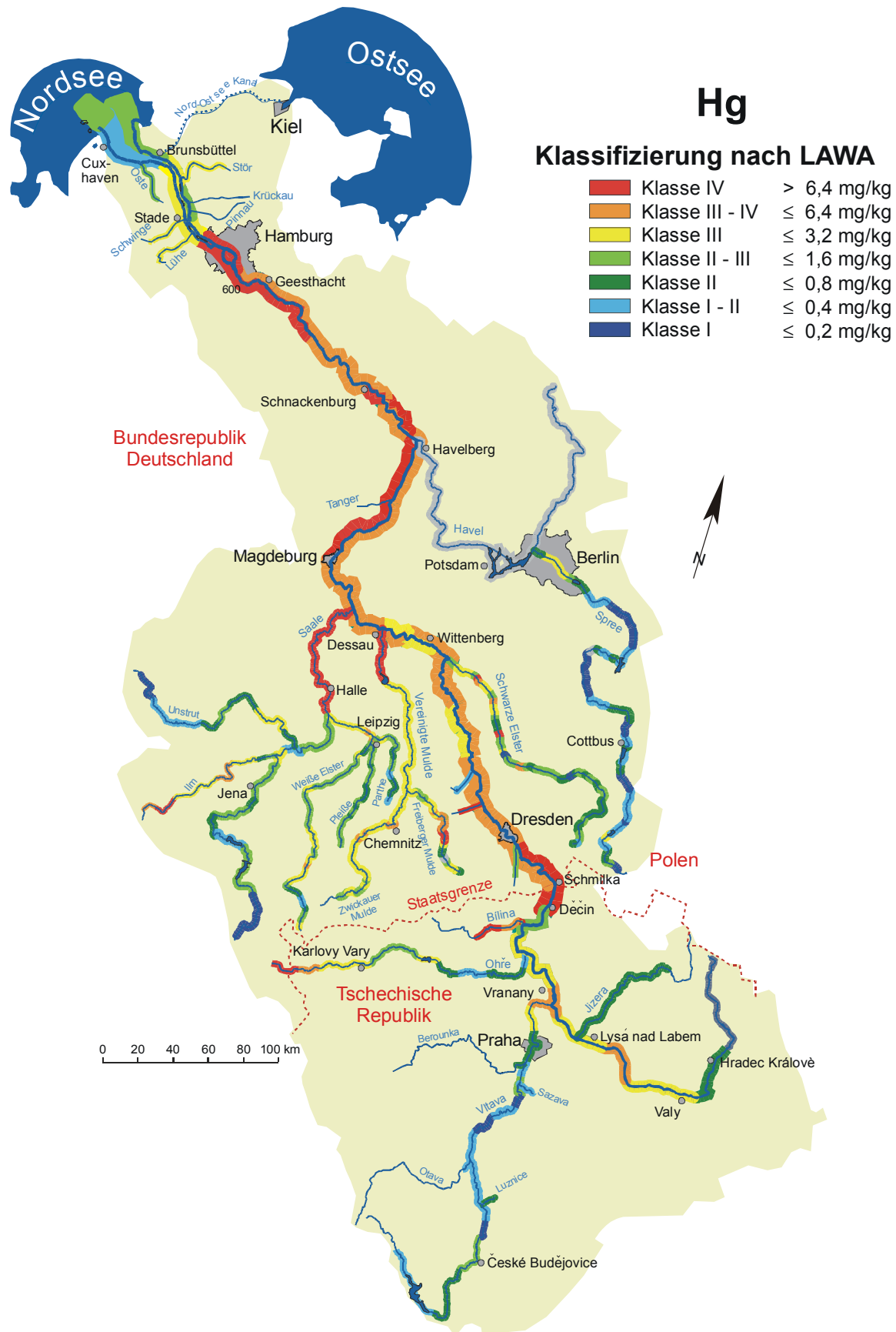


Bild 4-35: Quecksilber in den Sedimenten des Elbeinzugsgebietes. Zeitraum der Beprobung 1991-1995, Korngrößenfraktion < 20 µm

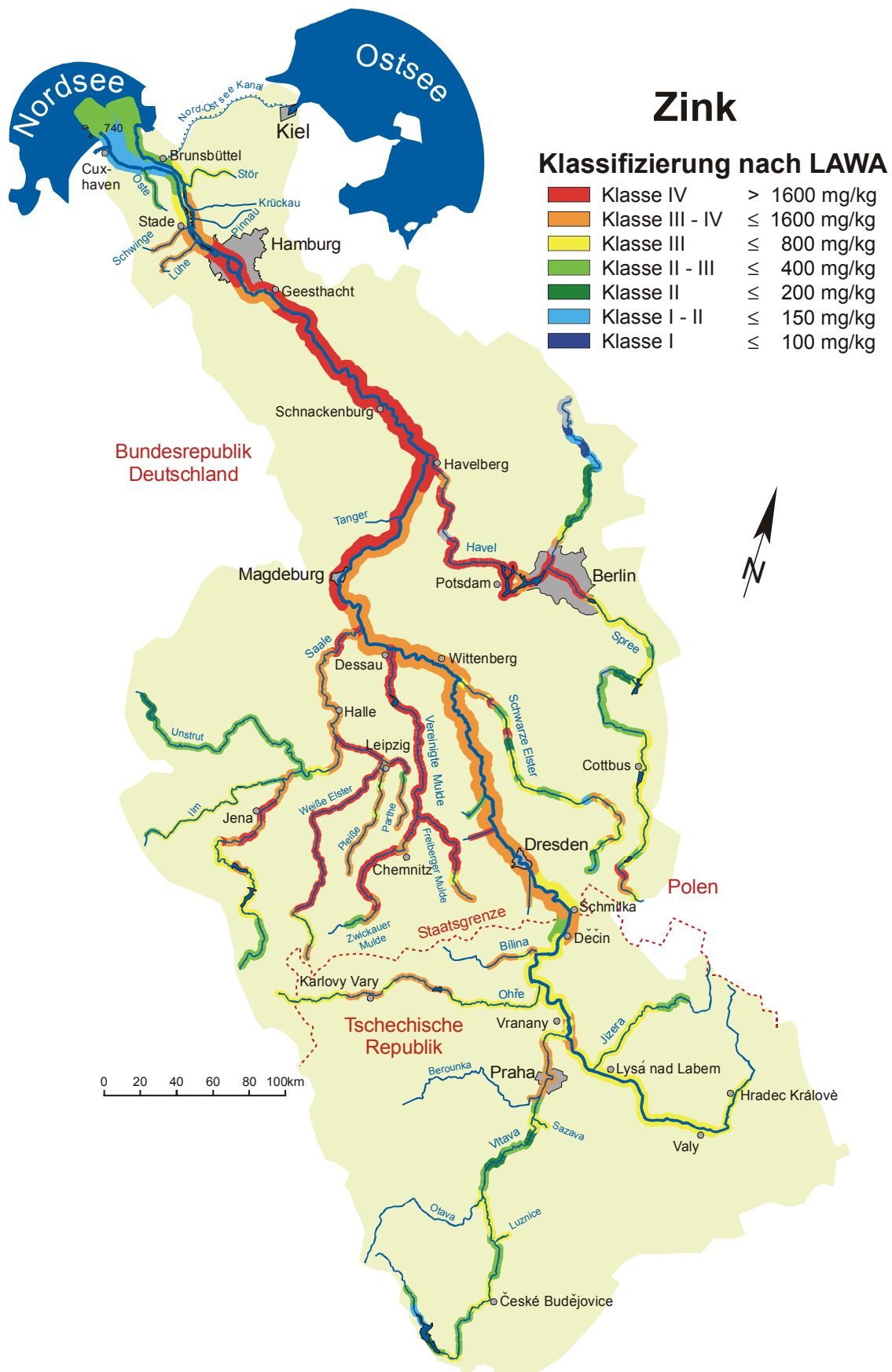


Bild 4-36: Zink in den Sedimenten des Elbeinzugsgebietes. Zeitraum der Beprobung 1991-1995, Korngrößenfraktion < 20 µm

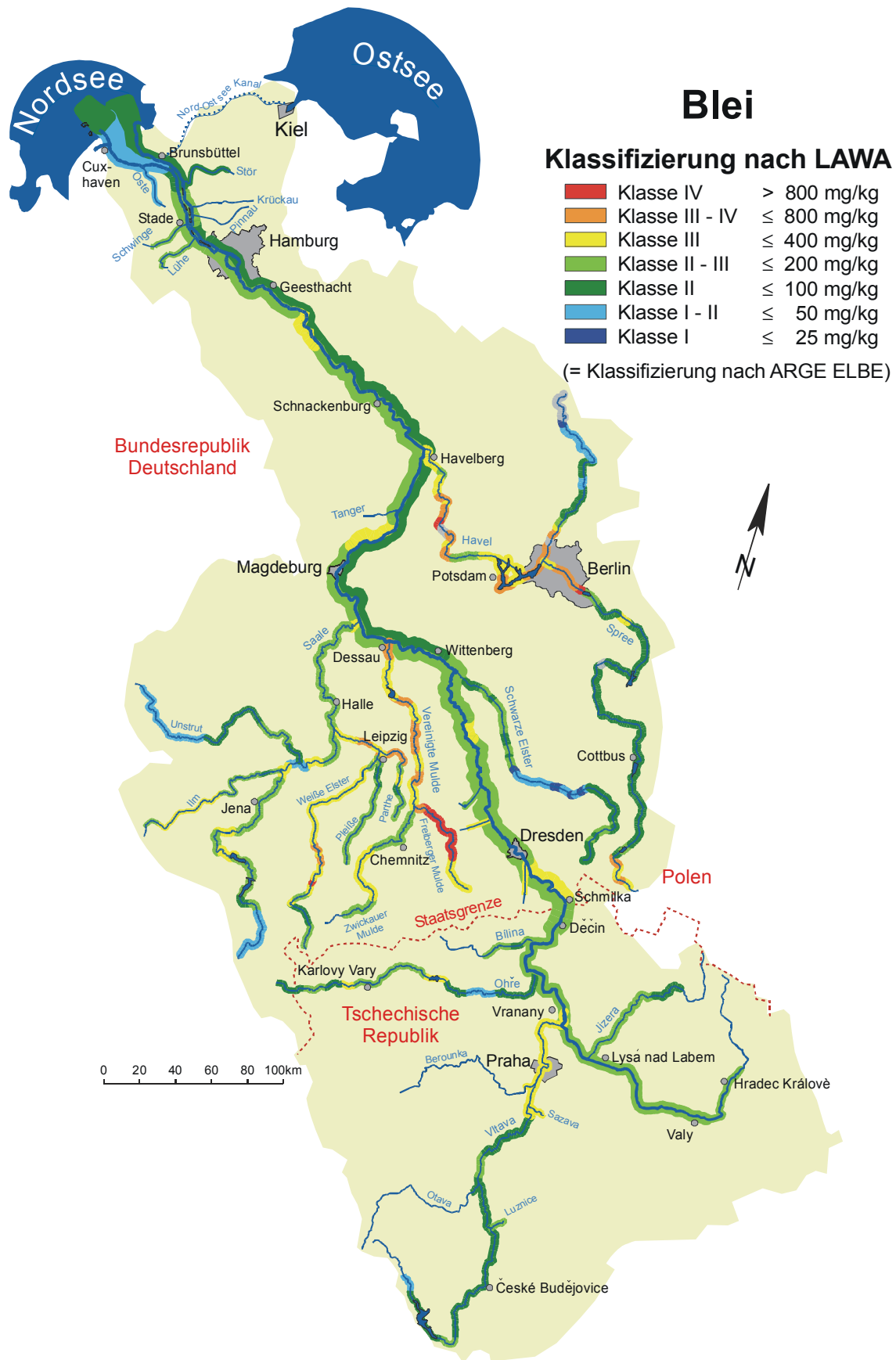


Bild 4-37: Blei in den Sedimenten des Elbeinzugsgebietes. Zeitraum der Beprobung 1991-1995, Korngrößenfraktion < 20 µm

4.5.2 Multivariat-statistische Auswertung

Die vorangegangenen Darstellungen erfolgten auf der Grundlage univariat-statistischer Betrachtungen. Auf Grund der Vielzahl von Parametern sowie der großen Anzahl an Probenahmestellen ist die Anwendung weiterer Methoden, wie der Cluster- oder Faktoranalyse, zur Auswertung erforderlich.

Damit wird es möglich, Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Probennahmestellen innerhalb des Einzugsgebiets zu charakterisieren sowie Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Parametern zu beschreiben.

In die übergreifende Auswertung gingen die folgenden Elemente ein: Arsen, Blei, Cadmium, Cobalt, Chrom, Eisen, Kupfer, Mangan, Nickel und Zink. Dabei wurden 517 Probennahmestellen im gesamten Einzugsgebiet berücksichtigt, wobei 82 Probennahmestellen auf den Elbestrom entfielen, 393 auf die deutschen und 42 auf die tschechischen Nebenflüsse.

Im Folgenden ist das Ergebnis der Clusteranalyse (Clusteranalyse nach WARD/Quadrierte Euklidische Abstände) dargestellt.

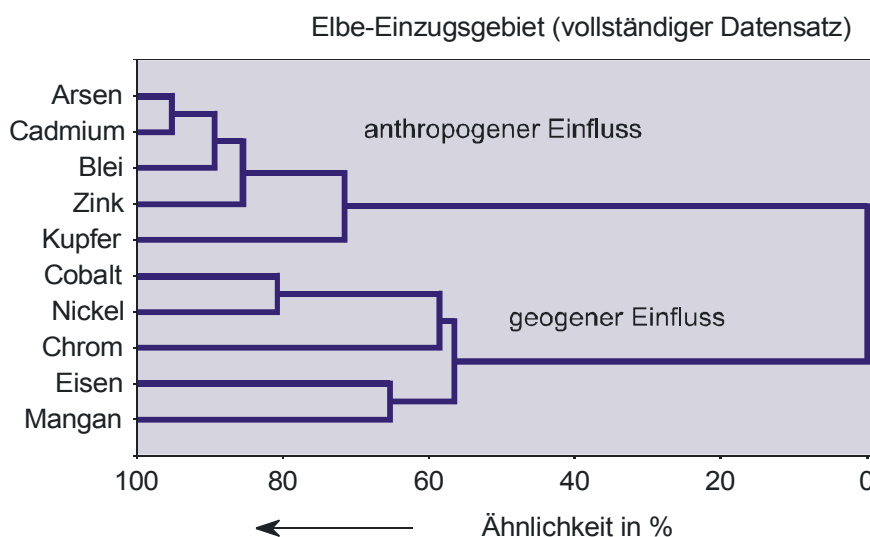


Bild 4-38: Dendrogramm der Clusteranalyse nach Ward; Sedimente des Elbeeinzugsgebiets (1991-1995)

Vergleicht man dieses Ergebnis mit den Ergebnissen der Datenanalyse der deutschen Nebenflüsse (Kapitel 4.1.2), so sind kaum Unterschiede zu erkennen. Eine Ursache dafür könnte die relativ große Anzahl an Probennahmestellen an den deutschen Nebenflüssen (393) im Vergleich zu denen am Elbestrom (82) sein. Daher erfolgte eine Reduzierung der Probennahmestellen innerhalb des Datensatzes, so dass in allen Teileinzugsgebieten mit möglichst ähnlichen Abständen zwischen den einzelnen Probennahmestellen gearbeitet werden konnte. Der reduzierte Datensatz enthielt danach 153 Probennahmestellen im gesamten Einzugsgebiet. In Bild 4-39 sind die Ergebnisse der Clusteranalyse für den reduzierten Datensatz dargestellt.

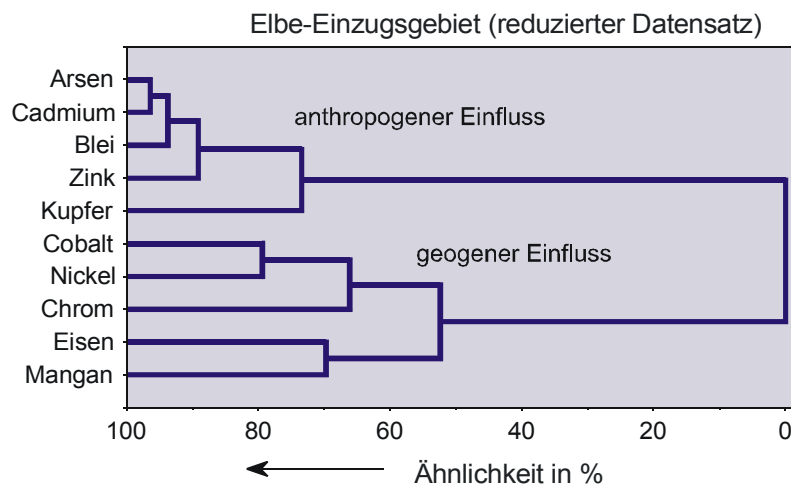


Bild 4-39: Dendrogramm der Clusteranalyse nach Ward basierend auf dem reduzierten Datensatz (s. hierzu Text); Sedimente des Elbeinzugsgebiets (1991-1995)

Durch Reduzieren des Datensatzes tritt keine wesentliche Änderung innerhalb der Struktur der Clusteranalyse auf. Die untersuchten Parameter lassen sich in zwei große Gruppen zerlegen. Diese können den Elementen eher anthropogener Herkunft, wie z. B. Arsen, Blei, Cadmium oder Zink, und eher geogener Herkunft, wie z. B. Cobalt und Nickel, zugeordnet werden.

Auch für die Probennahmestellen wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. In Bild 4-40 sind Flussabschnitte mit ähnlicher Elementstruktur in gleichen Farben dargestellt. So wird deutlich, dass der Elbestrom innerhalb des Einzugsgebiets eine Einheit bildet. Auch die tschechischen Nebenflüsse ähneln in ihrem Elementmuster weitgehend dem Hauptstrom. Deutlich unterschiedliche Muster zeigen dagegen die deutschen Nebenflüsse mit wesentlich stärker variierenden Elementverteilungen. Dies bestätigt auch die Clusterung der Elemente (Bild 4-38). Da die Variabilität der Elemente in den deutschen Nebenflüssen am größten ist, wird die Gruppierung der Elemente ähnlichen Verhaltens vor allem durch die deutschen Nebenflüsse bestimmt.

Zur weiteren differenzierenden Bewertung erfolgte die Anwendung der Faktoranalyse, einer weiteren Methode, einen Sachverhalt interpretierbarer und übersichtlicher darzustellen. Die Ergebnisse für die Sedimente (reduzierter Datensatz) sind in Tabelle 4-27 dargestellt.

Als Ergebnis der Faktoranalyse werden für den reduzierten Datensatz zwei Faktoren mit einer erklärten Gesamtvarianz von 48 % erhalten. Den Hauptteil beinhaltet Faktor 1 (37 %), der insbesondere durch die anthropogenen Elemente Cadmium, Blei, Arsen und Zink bestimmt ist. Faktor 2, in dem Cobalt und Nickel hochgeladen sind, kennzeichnet den Einfluss der geogenen Elemente.

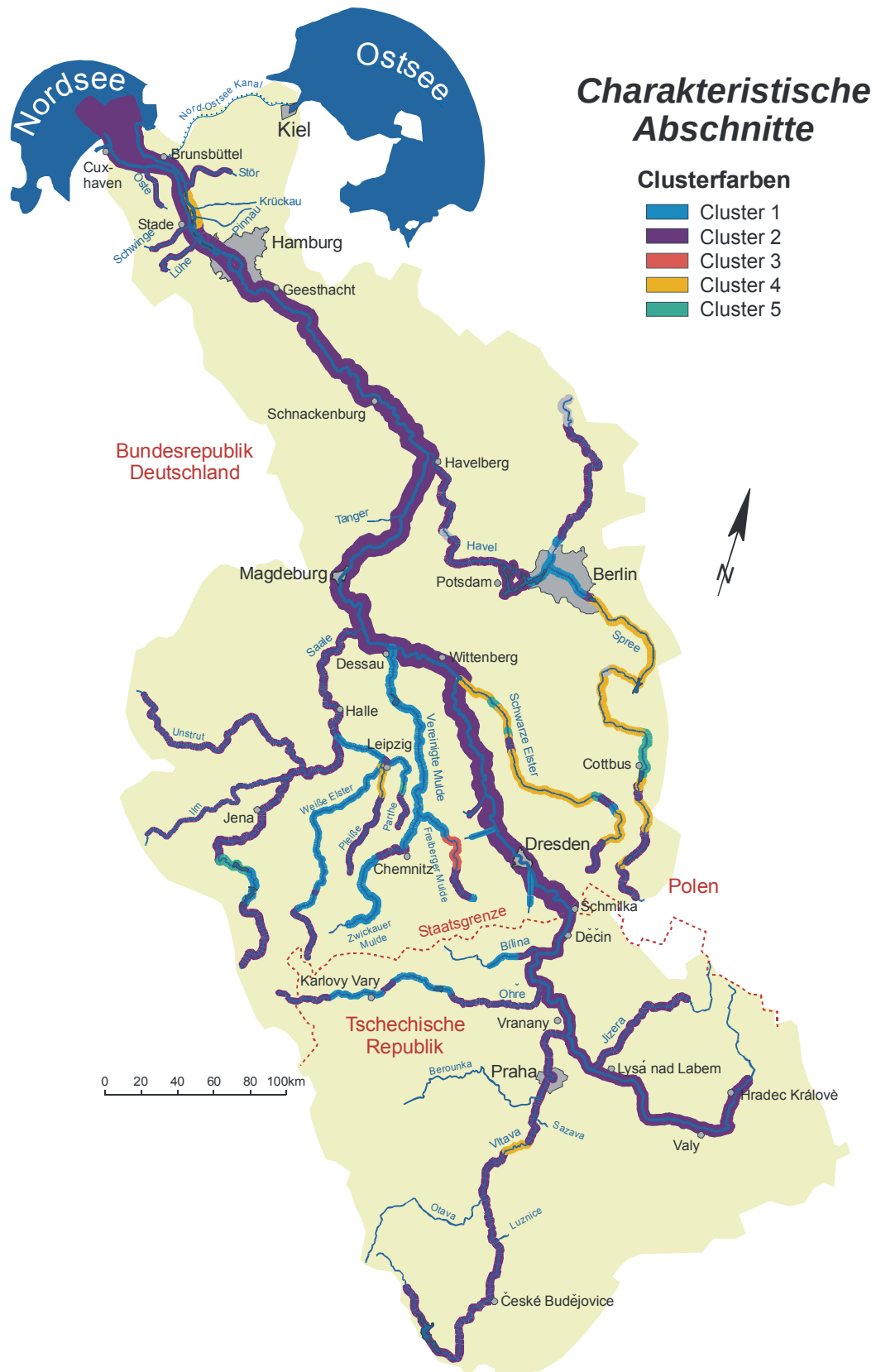


Bild 4-40: Darstellung von Flussabschnitten mit ähnlichen Elementmustern basierend auf einer Clusteranalyse nach WARD

Tabelle 4-27: Faktorladungsmatrix der Faktoranalyse der Sedimente des gesamten Elbeeinzugsgebiets (Jahresmittelwerte; Faktorladungen > 0,6)

	Element	Faktorladung
Faktor 1	Cadmium	0,95
	Blei	0,92
	Arsen	0,89
	Zink	0,86
Faktor 2	Cobalt	0,67
	Nickel	0,65
erklärte Gesamtvarianz		48 %

4.5.3 Organische Schadstoffe im Einzugsgebiet der Elbe

Umfangreiche Untersuchungen an organischen Substanzen im Einzugsgebiet der Elbe wurden im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika“ [GANDRAß, J et al., 1998] durchgeführt. Dabei wurden 1992 und 1995 der Elbestrom und die Mündungsbereiche der wichtigeren Nebenflüsse beprobt. Zusätzlich gab es 1994 eine Kampagne, in der auch mehrere Probennahmestellen an den Nebenflüssen untersucht wurden (Kapitel 3.1). Ein Überblick über die Messkampagnen und eine zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse aus dem oben genannten Projekt wurde bereits in Kapitel 4.1.4 gegeben.

In dem vorliegenden Kapitel wird zusammenfassend auf die Probennahmestellen eingegangen, an denen eine erhöhte Belastung mit mindestens einer der untersuchten organischen Komponenten festgestellt wurde (Bild 4-41). Insgesamt wurden durch die ARGE ELBE Güteklassen für 13 organische Schadstoffe festgelegt: QCB, HCB, OCS, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT, PCB 52, PCB 138, PCB 153 und PCB 180. Beurteilt wurden hierbei die gemessenen Konzentrationen der 95er Kampagne am Elbestrom und der 94er Kampagne an den Nebenflussumündungen. Es zeigte sich, dass der deutsche Teil der Elbe vor allem mit HCB sehr hoch (Klasse IV) belastet war. Jedoch gilt dieser Befund nur für den Mittellauf bis ca. D-km 500. Die letzten beiden Probennahmestellen vor Hamburg waren mit PCB 138 bzw. p,p'-DDT und PCB 153 mäßig belastet (Klasse III). Im Tidebereich ist für keine der untersuchten Substanzen eine übermäßige Belastung festgestellt worden. Als ebenso weitgehend unbelastet konnten die rechtselbischen Nebenflüsse angesehen werden im Gegensatz zu den linkselbischen, die - hauptsächlich mit PCB - mäßig belastet waren (Klasse III). In den Mündungsbereichen einiger Nebenflüsse wurden sogar sehr hohe Belastungen (Klasse IV) festgestellt, wie z. B. in der Mulde (α -HCH, β -HCH), in der Břlina (QCB, OCS, p,p'-DDD, p,p'-DDT) und in der Moldau (PCB 153).

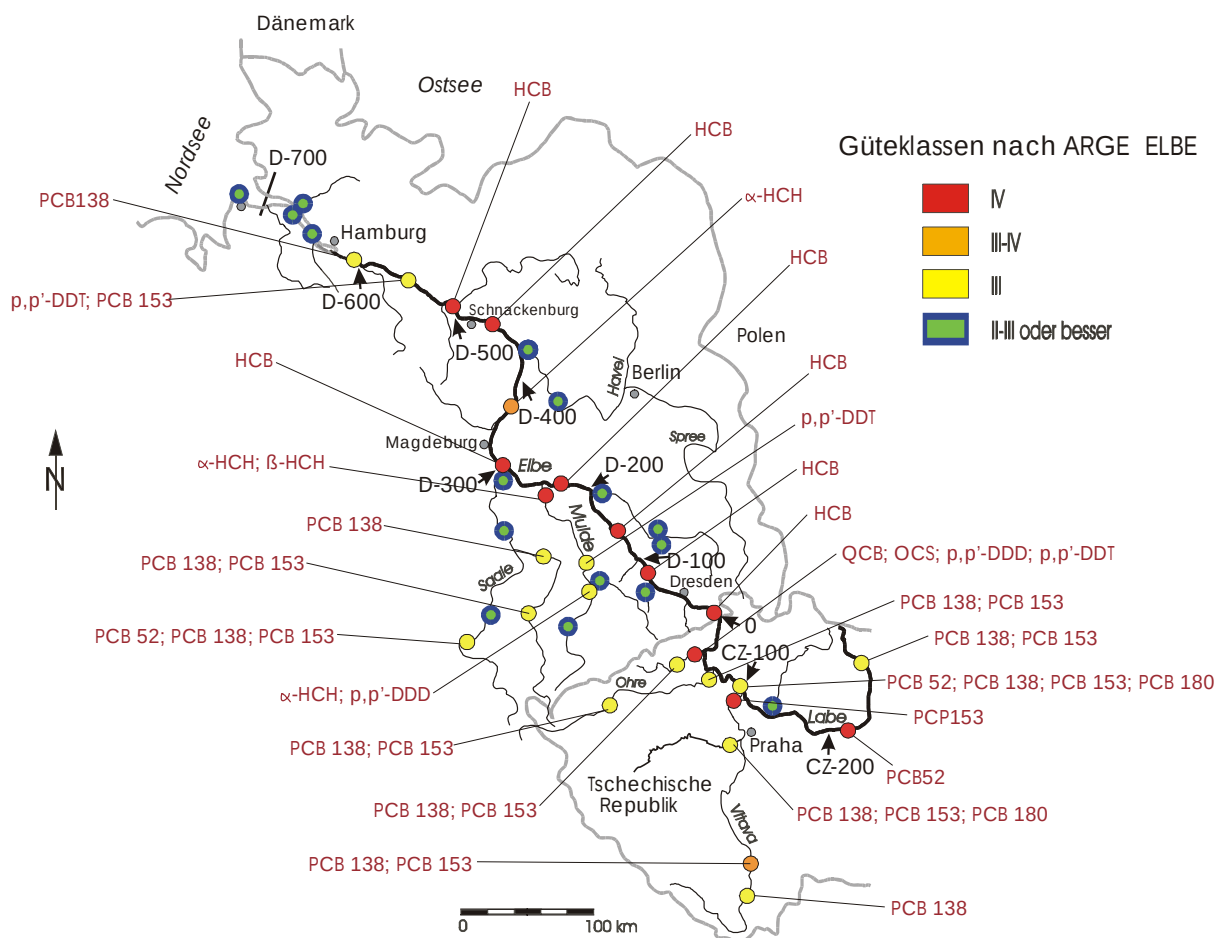


Bild 4-41: Belastung der Sedimente mit ausgewählten organischen Schadstoffen - Elbe und Nebenflussmündungen (1995), Nebenflüsse (1994). Es sind diejenigen Stoffe aufgeführt, die in die unterste (schlechteste) Güteklasse fallen, die an der betreffenden Stelle festgestellt wurde. An allen anderen Stellen kamen nur Güteklasse II-III oder bessere vor. [GANDRAß, J. et al., 1998]

4.5.4 Geogene und anthropogene Anteile an der Gesamtbelastung von rezenten Sedimenten im Elbeinzugsgebiet

Bild 4-42 zeigt für ausgewählte prioritäre Elemente, wie hoch der Anteil der natürlichen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung der rezenten Sedimente ist. Hierzu dienen die Daten einer 1998 im Rahmen des Syntheseprojektes durchgeführten Nachbeprobung. Dargestellt sind die Ergebnisse nach dem LAWA Bewertungssystem (Arsen nach ARGE ELBE; Uran in I_{geo} -Klassen, Kapitel 2.1) an ausgewählten Probennahmestellen des Elbeinzugsgebiets. Die grauen Kreissegmente mit den rechtsstehenden Prozentangaben machen deutlich, wie hoch der natürliche Anteil an der rezenten Belastung an der jeweiligen Probennahmestelle ist.

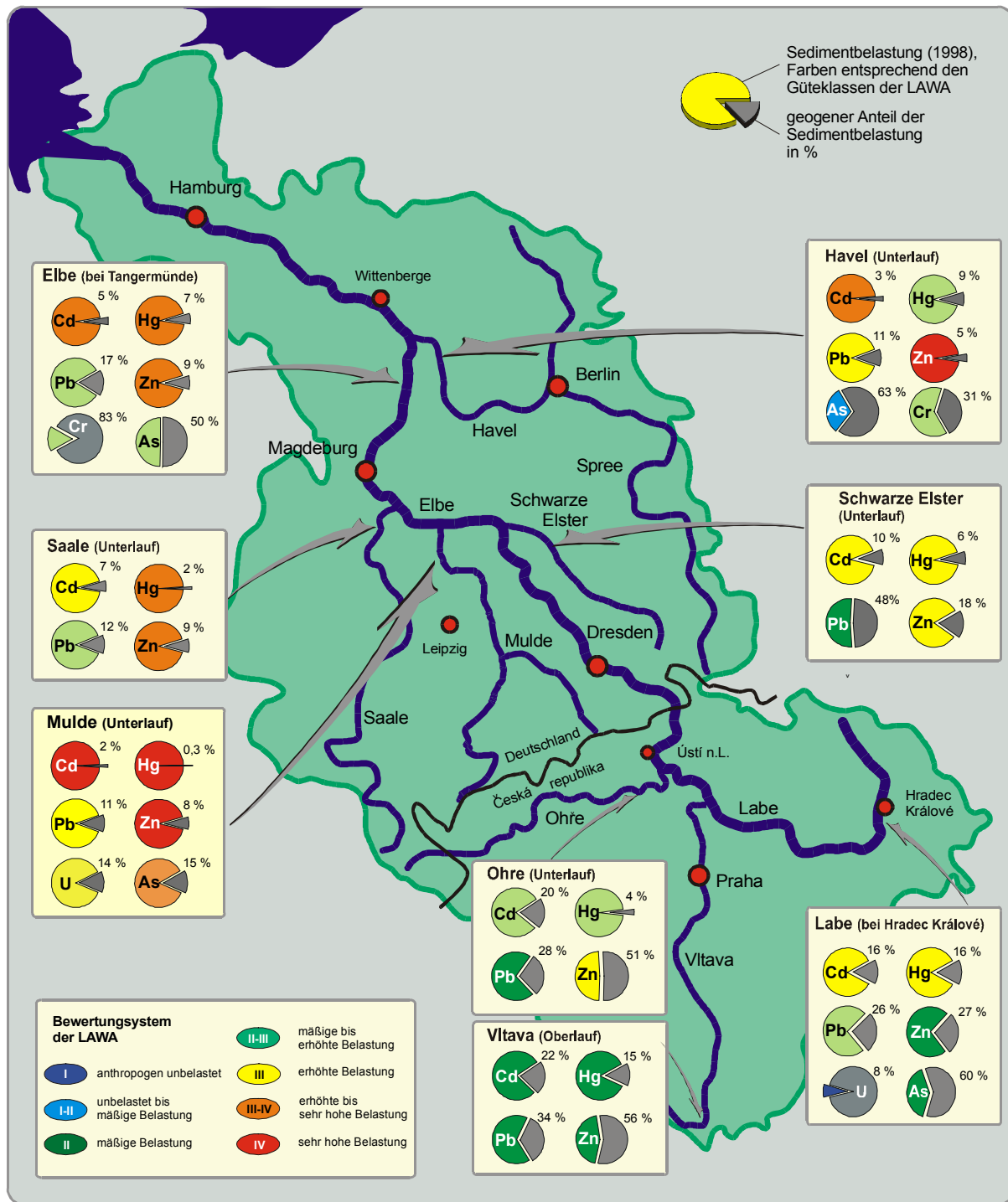


Bild 4-42: (Maximaler) Anteil der Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung der rezenten Sedimente (Korngrößenfraktion < 20 µm, Beprobung 1998; GKSS und VUV Praha). Klassifizierung nach LAWA; As nach ARGE ELBE; U in I_{geo}-Klassen. (Maximalabschätzung, s. hierzu Kap. 4.2.2)

Es wurde in Kapitel 4.2 bereits darauf hingewiesen, dass die aus Auenlehmprofilen ermittelten Hintergrundwerte u.U. höher sein können als die in rezenten Sedimenten tatsächlich

vorliegenden. Die hier vorgenommene Abschätzung der geogenen Anteile an der Gesamtbelastung muss daher als Maximalabschätzung bezeichnet werden.

Bild 4-42 zeigt, dass auch 1998 die rezenten Belastungen durch Cd und Hg noch so hoch sind, dass die natürlichen Anteile fast immer unter 20 % liegen. In der Vereinigten Mulde, die einen bekannten Schwerpunkt der Quecksilber- und Cadmiumbelastung darstellt, liegt der natürliche Anteil gerade bei 0,3 bzw. 2 %. Die natürlichen Blei- und Zinkgehalte liegen zwischen 5 und 51 % der Gesamtbelastung.

Die Häufigkeit der Klassen III, III-IV und IV bei gleichzeitig niedrigen natürlichen Belastungsanteilen verdeutlichen, wie hoch auch zehn Jahre nach Beginn umfangreicher Betriebsstilllegungen und des Ausbaus der Abwasserbehandlung der Sanierungsbedarf heute noch ist. Umgekehrt ist bei Einstufung in die Güteklassen I, I-II und II nicht automatisch auf einen prozentual hohen geogenen Belastungsanteil zu schließen, wie eigentlich zu erwarten wäre. Dies trifft beispielsweise für Uran in der Oberen Elbe oder für As in der Havel zu, nicht jedoch für Chrom in der Unteren Elbe. Obwohl ca. 83 % der Chrombelastung geogener Herkunft ist, wird die Gesamtbelastung als „mäßig bis erhöht“ bezeichnet. Dies ist eine Folge der besonders strengen Anforderungen des Schutzgutes Schwebstoffe und Sedimente. Eine Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaften (Kriterium der Güteklassifizierung der ARGE ELBE) ist bei den gemessenen Konzentrationen dennoch nicht zu erwarten. Die Zielvorgabe für dieses Schutzgut wird erfüllt, was nach dem Bewertungssystem der ARGE ELBE zur Einstufung in Klasse I-II (hellblaue Farbe) führt. Dies kann als weiterer Hinweis gewertet werden, dass in diesem Fall die LAWA-Güteklasse II prinzipiell kaum erreichbar sein dürfte.

4.5.5 Transporte

Die Bedeutung der Nebenflüsse für die Belastung der Elbe drückt sich nicht so sehr in den Konzentrationen einzelner Schadstoffe aus, sondern mehr in den absoluten Schadstofffrachten, die durch die Nebenflüsse in die Elbe eingetragen werden. Eine exakte Ermittlung der Stofffrachten ist jedoch mit den vorliegenden Daten nicht möglich, denn dazu werden wenigstens Dauermessungen, Untersuchungen der Querprofile und ein Modell für den Schwebstofftransport benötigt. Hier wird deshalb nur eine grobe Abschätzung für einige der von den wichtigsten Nebenflüssen in die Elbe transportierten Schadstofffrachten gegeben. Der gesamte Transport eines Stoffes im Wasser setzt sich aus einem gelösten und einem schwebstoffgebundenen Anteil zusammen. Der Transport (g/s) in gelöster Form wird als Produkt aus Abflussmenge des Flusses (m^3/s) und Stoffkonzentration des gelösten Anteils (mg/L) berechnet. Für den partikulären Anteil wird die Konzentration im Wasser zunächst als Produkt aus Schwebstoffgehalt (kg/L) und Stoffkonzentration im Schwebstoff (mg/kg) ermittelt und dann wie beim gelösten Anteil verfahren.

Tabelle 4-28: Abflüsse von acht Nebenflüssen während der fünf Hubschrauber-Probennahmekampagnen. Zahlen in Klammern geben das Verhältnis von Nebenfluss- zu Elbeabfluss nach Einmündung an

	Okt. 93		Abflüsse Mai 94 m³/s		September 95	
Jizera (Iser)	9,5	(0,37)	20	(0,36)	9,3	(0,19)
Vltava (Moldau)	71	(2,2)	120	(1,5)	190	(2,5)
Ohře (Eger)	19	(0,19)	47	(0,22)	33	(0,13)
Bílina	9,8	(0,09)	10	(0,04)	8,7	(0,03)
Schwarze Elster	12	(0,08)	25	(0,07)	18	(0,04)
Mulde	17	(0,1)	72	(0,19)	77	(0,17)
Saale	60	(0,31)	150	(0,33)	130	(0,24)
Havel	69	(0,24)	160	(0,23)	850	(0,11)
Elbe/Neu Darchau	366	-	1048	-	987	-
	Apr. 96		September 98			
			m³/s			
Jizera (Iser)	140	(1,1)	14	(0,35)		
Vltava (Moldau)	250	(1,1)	60	(1,1)		
Ohře (Eger)	41	(0,09)	17	(0,14)		
Bílina	15	(0,03)	4,3	(0,03)		
Schwarze Elster	15	(0,03)	11	(0,08)		
Mulde	86	(0,15)	40	(0,28)		
Saale	120	(0,19)	64	(0,34)		
Havel	92	(0,10)	54	(0,21)		
Elbe/Neu Darchau	1040	-	322	-		

Während der fünf Hubschrauber-Probennahmekampagnen zwischen Oktober 1993 und September 1998 variierten die Abflüsse der einzelnen Nebenflüsse (in Nähe der Elbeinmündungen) absolut - aber auch relativ zueinander - beträchtlich (Tabelle 4-28).

Im April 1996 brachte beispielsweise die relativ kleine Jizera nach der Moldau den zweithöchsten Abfluss in die Elbe. Durch diese große Variabilität sind die Ergebnisse der Transportberechnungen nicht generell eindeutig zu interpretieren. Einige Befunde heben sich jedoch deutlich ab:

Während der Kampagne im April 1996 belastete die Jizera wegen ihres hohen Abflusses die Elbe bzgl. der meisten Schadstoffe am stärksten. Gewöhnlich trägt jedoch die Saale die höchsten Schadstoffmengen in die Elbe ein.

Besonders auffällig ist der hohe Natriumtransport (21 - 28 kg/s) der Saale (Tabelle 4-29, linke Hälfte), der etwa zwei bis viermal über dem der Elbe vor dem Saalezufluss liegt. Natrium, das zu über 99 % gelöst transportiert wird, scheint das einzige Element zu sein, dessen Transport in der Saale weitgänglich unabhängig vom Abflussgeschehen ist. Dies deutet auf eine hohe und konstante Einleitung einer einzigen Quelle (oder mehrerer korrelierter Quellen) hin. In Frage kommen hierfür die Salzbergwerke im Südharz, deren Abwässer über die Unstrut in die Saale eingetragen werden. In erheblichem Maße belastet die Saale die Elbe auch mit anderen salzbildenden, vor allem gelöst vorliegenden Elementen (z. B. Mg, S, Ca, Sr u. a.).

Die Salzbergwerke an der Unstrut emittieren kontinuierlich, haben aber auch die Möglichkeit, Abwässer in Becken zu speichern. Zu DDR-Zeiten wurde hierfür eine „Salzsteuerung Saale“ entwickelt. Dabei wurde zur Verdünnung einer absichtlich in die Unstrut abgegebenen Salzspitzenlast zuvor aus dem Saale-Talsperrensystem Bleiloch/Hohenwarte eine höhere Wassermenge abgegeben. Genaue Laufzeitabschätzungen sicherten, dass beide Wassermengen am Zusammenfluss auch tatsächlich zusammentrafen, was ein Labor in Freyburg/Unstrut kontrollierte. Diese Salzlaststeuerung ist 1998 aufgegeben worden, vermutlich weil die Produktion der Bergwerke zurückging.

Ferner gelangen durch die Saale im Vergleich zu den übrigen Nebenflüssen die höchsten Zinkfrachten (etwa die Hälfte partikulär gebunden, Tabelle 4-29, rechte Hälfte) in die Elbe. Die Transporte lagen während der abflussarmen Beprobungszeitpunkte im Oktober 1993 und September 1998 annähernd gleich bei 6,6 bzw. 8,0 g/s; bei höheren Abflüssen stiegen die Transporte auf etwa das Zweifache an (12 - 17 g/s). Die Mulde dagegen transportierte während der Kampagnen vom Okt. 1993 bzw. September 1998 nur etwa 0,7 g/s Zink, während der anderen Kampagnen aber mit der Saale vergleichbare, etwa 10-fach höhere Mengen (6,6 - 11 g/s).

Auch bzgl. Quecksilber (überwiegend partikulärer Transport, Tabelle 4-30, rechte Hälfte) ist die Saale einer der wichtigsten Einleiter. Die Bílina transportiert trotz ihres relativ kleinen Abflusses zeitweise größere Quecksilbermengen als die Saale (Bílina: 13 - 70 mg/s; Saale: 11 - 34 mg/s). Bei der Kampagne im Mai 1994 fiel bei der Mulde der untypisch hohe Quecksilber-Transport von 132 mg/s deutlich aus dem Rahmen (ebenso die hohen Transporte von Nickel, Cadmium und Zinn) und das, obwohl im September 95 und April 96 vergleichbare Abflussverhältnisse vorlagen.

Bei Cadmium (Tabelle 4-30, linke Hälfte) sind die Einträge der Saale und Mulde ähnlich hoch (außer 1994; 15 - 70 mg/s). Die Transporte der Havel betrugen etwa 15 - 45 mg/s, trotz der nur geringen Überschreitungen der Zielvorgaben.

Zur Belastung der Elbe mit Arsen (Tabelle 4-31, rechte Hälfte) tragen alle angeführten Nebenflüsse außer der Schwarzen Elster und der Jizera (außer April 1996) bei. Die Transporte reichten von etwa 90 - 800 mg/s.

Tabelle 4-29: Natrium- und Zinktransporte der acht wichtigsten Nebenflüsse während der fünf Hubschrauber-Probennahmekampagnen

	Natrium					Zink				
	10/93	05/94	09/95 g/s	04/96	09/98	10/93	05/94	09/95 g/s	04/96	09/98
Jizera (Iser)	-	0,2	0,1	0,7	0,2	-	0,1	< 0,1	8,8	0,1
Vltava (Moldau)	1,6	2,0	2,5	3,7	1,1	1,1	1,6	2,2	3,7	0,7
Ohře (Eger)		1,0	0,8	1,2	0,5		0,5	0,4	0,4	0,8
Bílina	1,1	1,2	1,1	0,8	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,2
S. Elster	0,3	0,7	0,5	0,5	0,3	0,4	1,9	1,0	0,4	0,1
Mulde	0,6	1,9	1,5	2,3	1,7	0,7	11,0	9,7	6,6	0,7
Saale	21,0	28,0	22,1	24,0	22,2	6,6	12,7	16,9	11,7	8,0
Havel	2,8	5,6	3,8	3,8	2,9	1,8	4,4	5,5	2,0	2,0

Tabelle 4-30: Cadmium- und Quecksilbertransporte der acht wichtigsten Nebenflüsse während der fünf Hubschrauber-Probennahmekampagnen (* und bei Hg insgesamt: nur Schwebstoff)

	Cadmium					Quecksilber				
	10/93	05/94	09/95	04/96	09/98	10/93	05/94	09/95	04/96	09/98
	g/s					g/s				
Jizera (Iser)	-	3,6	0,4	94	1,7	-	0,1	< 0,1	12	0,4
Vltava (Moldau)	2,3*	6,1*	12,1	19	5,7	1,3	1,7	3,2	4,2	0,6
Ohře (Eger)		2,0*	3,2	1,9	4,2		0,5	1,1	0,3	27
Bílina	1,2*	2,4	1,8	5,4	0,6	69	13	35	19	15
S. Elster	0,2*	3,6	1,5	1,1	1,2	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1
Mulde	3,6*	120	68	40	16	1,3	132	1,6	0,7	0,7
Saale	13*	43	69	37	19	15	26	34	13	11
Havel	5,4*	46	17	6,0	7,4	0,7	1,6	1,7	0,7	1,1

Tabelle 4-31: Kupfer- und Arsentransporte der acht wichtigsten Nebenflüsse während der fünf Hubschrauber-Probennahmekampagnen (*: nur Schwebstoff)

	Kupfer					Arsen				
	10/93	05/94	09/95	04/96	09/98	10/93	05/94	09/95	04/96	09/98
	g/s					g/s				
Jizera (Iser)	-	42	14	1520	47	-	30	16	1050	29
Vltava (Moldau)	260	670	510	880	160	230	280	700	720	150
Ohře (Eger)		130	160	130	320		130	180	150	260
Bílina	75	190	78	110	45	200	160	190	200	88
S. Elster	21	44	26	22	14	9	26	25	2*	4
Mulde	76	270	330	270	150	94	350	580	430	330
Saale	430	1420	1330	860	630	150	380	790	68*	110
Havel	210	810	460	290	230	140	300	330	21*	140

Die Saale transportiert mit 0,4 bis 1,4 g/s die höchsten Kupfermengen (Tabelle 4-31, linke Hälfte) in die Elbe; 30 - 65 % davon sind partikulär gebunden. Bei der Probennahme im April 1996 fällt der ungewöhnlich hohe Transport durch die Jizera auf (wie auch schon bei den anderen Elementen).

4.5.6 Trends

Generell kann es zwar nicht Ziel eines Forschungsprogrammes sein, langfristige und regelmäßige Beprobungen durchzuführen, um zu verlässlichen Trendaussagen zu kommen. Im Falle der Sedimentkampagnen an der Elbe stehen inzwischen jedoch Forschungsdaten von sechs Jahren zur Verfügung. Die erste gemeinsame Beprobung der Elbesedimente durch Mitarbeiter der Universität Heidelberg und des GKSS Forschungszentrum Geesthacht fand bereits 1992 vor der Bewilligung des Elbe-Verbundvorhabens statt, eine Nachbeprobung 1998 wurde im Rahmen dieses Vorhabens durchgeführt.

Im folgenden sind diese Forschungsdaten (Messpunkt Schnackenburg, links- und rechtsseitige Beprobung) den Monitoringdaten der ARGE ELBE (Jahresmittelwerte der schwebstoffbürtigen Sedimente (Sedimentfallen) an der Messstation Schnackenburg, (D-km 474,5) gegenübergestellt. Diese Trendbetrachtung wird sich wiederum auf die vier am höchsten angereicherten Schwermetalle Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink beschränken. Aus dem Vergleich können folgende Feststellungen getroffen werden:

- Die rezenten wie auch die schwebstoffbürtigen Sedimente liefern dieselben Resultate bzgl. der absoluten Höhe der Belastung wie auch der Trends.
- Eine eindeutige Verringerung der Belastungen kann nur für Quecksilber festgestellt werden. Bild 4-43 und 4-44 zeigen einen Rückgang der Konzentrationen von über 20 mg/kg auf weniger als 5 mg/kg. Dies entspricht ungefähr einem Viertel der Belastung zu Beginn der 90er Jahre.
- Die Schwermetalle Cadmium und Zink zeigen keinen Konzentrationsrückgang, wenn man die ARGE ELBE-Untersuchungen des Jahres 1988 als Vergleichsgröße zugrunde legt. In der zweiten Hälfte der 90er Jahre gingen die Belastungen auf die Höhe der späten 80er Jahre zurück, was nach der LAWA-Klassifizierung einer erhöhten bis sehr hohen Belastung entspricht. Die höchsten Konzentrationen traten zu Beginn der 90er Jahre auf. Die Sedimente (Forschungsdaten) weisen zwar seit 1992 eine Verbesserung der Beschaffenheit um eine Güteklasse aus, jedoch fehlen Daten der späten 80er Jahre.
- Die Bleibelastungen zeigen denselben, jedoch schwächer ausgeprägten Trend wie die Zink- und Cadmiumbelastungen. Sie lagen im Beobachtungszeitraum zwischen 150 und 250 mg/kg, so dass nach 1992 mäßige bis erhöhte Belastungen vorliegen.

Es besteht eine geradezu erstaunliche Übereinstimmung der Untersuchungen an rezenten wie an schwebstoffbürtigen Sedimenten. Seit 1995 unterscheiden sich die Konzentrationen von rezenten und schwebstoffbürtigen Sedimenten praktisch nicht mehr. Dies ist verständlich, da die wesentlichen Sanierungsmaßnahmen (Betriebsstillegungen und IKSE-Sofortprogramm) zu dem Zeitpunkt bereits abgeschlossen waren. Zu Beginn der 90er Jahre zeigten die rezenten Sedimente im wesentlichen die Konzentrationen, die die schwebstoffbürtigen ein bzw. zwei Jahre zuvor aufwiesen. Dies dokumentiert deutlich, dass rezente Sedimente die mittlere Belastung von einem bzw. zwei Jahren widerspiegeln.

Die Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Zink gehen in rezenten wie auch in schwebstoffbürtigen Sedimenten seit 1992 zurück. Die mittleren Bleikonzentrationen zeigten im Beobachtungszeitraum keinen signifikanten Trend. Bezogen auf den längeren Beobachtungszeitraum der ARGE ELBE (seit 1988) scheinen sich die Konzentrationen nach Durchlaufen von Maxima in den Jahren 1991 und 1992 ebenfalls auf dem Niveau der späten 80er Jahre wieder einzupendeln. Angesichts der enormen Anstrengungen mag dieses Resultat enttäuschen.

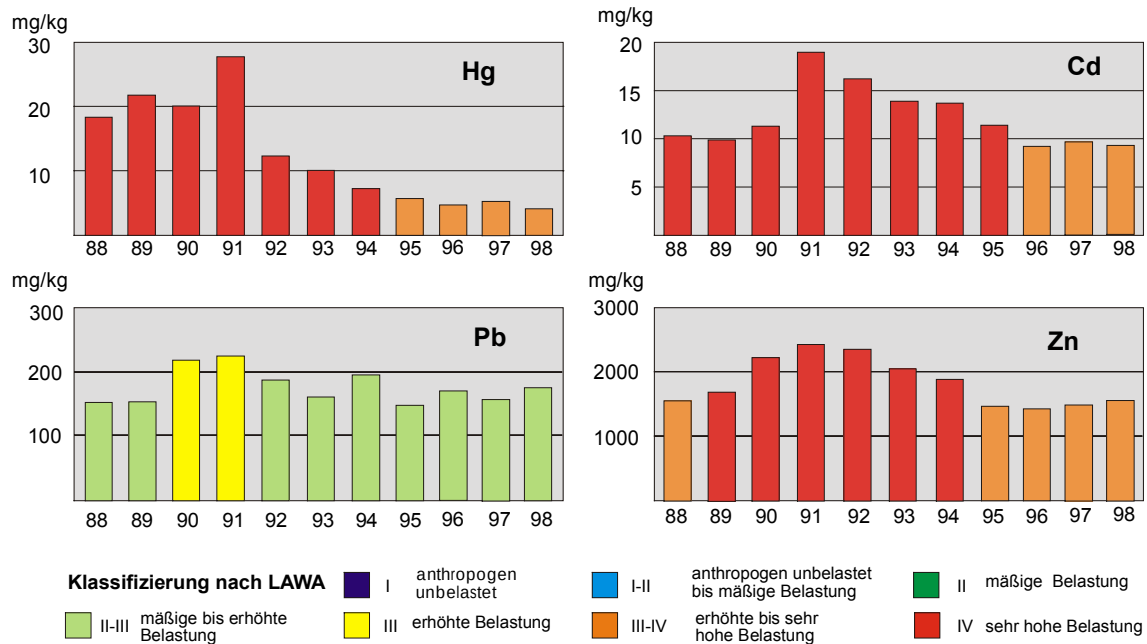


Bild 4-43: Schwebstoffbürte Sedimente an der Messstation Schnackenburg (D-km 474,5) (Datenquelle: Jahrestafeln 1988-1998 der ARGE ELBE)

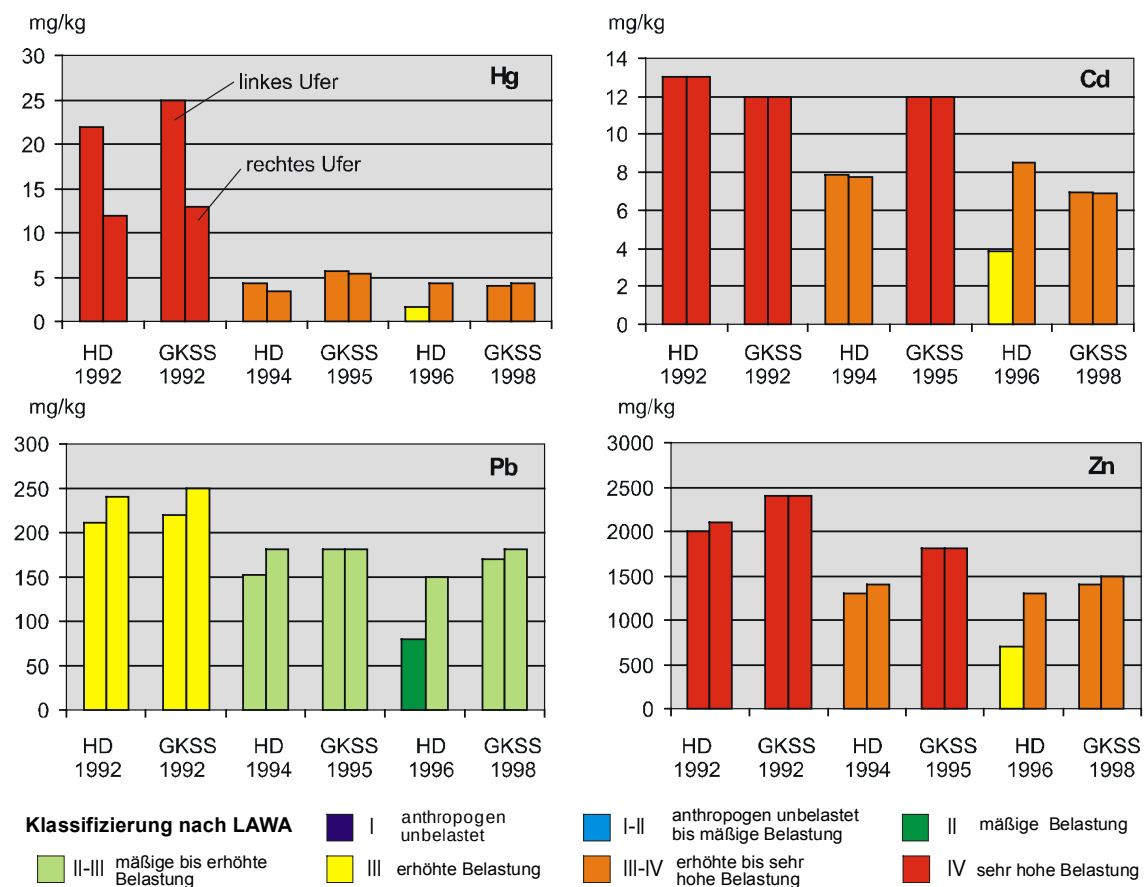


Bild 4-44: Sedimente (Fraktion < 20 µm) bei Schnackenburg (D-km 474,5) (Datenquellen: Universität Heidelberg - Institut für Umwelt-Geochemie [FURRER, 1997], GKSS Forschungszentrum Geesthacht [PRANGE et al., 1997])

Im Gegensatz zur kaum verbesserten Qualität von Sedimenten und Schwebstoffen (mit Ausnahme von Quecksilber) konnte die IKSE bereits 1993 einen Rückgang sämtlicher Schwermetallfrachten zwischen 84 % (Quecksilber) und 22 % (Cadmium) vermerken. Bezugsjahr dieser Angaben war 1989. Im gleichen Zeitraum sind die Belastungen der Wasserphase noch stärker zurückgegangen und zwar zwischen 90 % (Quecksilber) und 40 % (Cadmium), ermittelt an der Messstation Schnackenburg durch die ARGE ELBE. Offensichtlich trat in den letzten zehn Jahren eine Verschiebung der transportierten Schwermetalle von der Wasserphase in die Schwebstoffphase ein. Es ist anzunehmen, dass hierfür die Änderung zahlreicher Milieufaktoren verantwortlich zu machen ist. Hier wäre vor allem die Beseitigung des Sauerstoffmangels mit der sich daraus entwickelnden Biozönose, das Auftreten von Algen bis hin zur Eutrophierung zu nennen.

4.5.7 Ökologische Aspekte

Plankton

Die Erfassung und prozessorientierte Charakterisierung verschiedener Biozönosen dient u. a. der Ableitung von Indikationsverfahren, die die Veränderungen des Systems durch Einflüsse auf den Lebensraum zuverlässig anzeigen können. Die ersten Ergebnisse zur Struktur und Dynamik der pelagischen, benthischen und aggregatassoziierten Biozönosen im Bereich der Mittleren Elbe demonstrieren, dass stromabwärts eine Zunahme sämtlicher Planktonorganismen zu beobachten ist und dass die mit Kaliwässern belastete Saale eine Veränderung der Organismenzusammensetzung bedingt. Rotatorien sind in der Elbe vor allem durch beutegreifende Arten, wie z. B. *Trichocerca pusilla*, vertreten. Sie scheinen im Frühjahr und Frühsommer eine wichtige Komponente innerhalb der Zooplanktongemeinschaft einzunehmen [ZIMMERMANN-TIMM, H. et al., 2000; HOLST, H., et al., 2000; KETCHUM, B. H., 1954; PACE, M. L. et al., 1992] und das mikrobielle Nahrungsnetz in vielfältiger Weise zu beeinflussen [ARNDT, H., 1993]. [ARNDT, H. & MATTHES, J., 1991] stellten bei Untersuchungen an Spree, Donau und Elbe fest, dass Protozoen einen Zooplanktonbiomasseanteil von 75-98 % erreichen können. Ähnliches scheint sich auch innerhalb der laufenden Untersuchungen abzuzeichnen. Interessant erscheint der Aspekt, dass die meisten Flagellaten an Aggregate assoziiert sind und dass stromabwärts auch hier eine Verschiebung im Artenspektrum von eher benthischen Vertretern zu typisch pelagischen Formen zu beobachten ist [WÖRNER, U. et al., 2000]. Nach der Aufzeichnung dieser Grundlagen soll eine Einschätzung der trophischen Interaktionen zwischen Bakterio-, Phyto- und Zooplankton vorgenommen und mit den verschiedenen abiotischen Faktoren, vornehmlich Strömung, Temperatur und Morphologie des Gewässerbettes, verglichen werden, um schließlich die Eutrophierung und andere anthropogene Einflussnahmen in großen Fließgewässern einschätzen zu können.

Fische

Fische besitzen eine stark strukturgebundene Lebensweise, was sie zu guten Indikatoren für die Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern macht. Die Kenntnis der grundlegenden Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen hilft daher, über ökologisch verträgliche Durchführung wasserbaulicher Maßnahmen zu entscheiden. Durch fischökologische Untersuchungen konnten in der Mittleren Elbe zwischen Magdeburg und Boizenburg (D-km 325 und 489) sowie an ausgewählten Nebenflüssen bisher 42 Fisch- und Neunaugenarten nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich um 38 Süßwasserarten und vier Wanderfischarten (diadrome Arten). Im Raum Havelberg wurde mit 28 Arten eine hohe Artenzahl festgestellt. Die höchste Artenzahl wurde jedoch im Stepenitz-Karthane-System ermittelt. Die fischökologische Bewertung auf Artniveau ergab für den Bereich zwischen Magdeburg und Boizenburg eine Eingruppierung in die ökologische Zustandsklasse zwei (gut). Zwischen Havelberg und Werben (D-km 418-439) wurden die meisten der stark gefährdeten, kieslaichenden und rheophilen Arten nachgewiesen. Die mittlere Gesamtabundanz der Fische betrug 5.116 Individuen pro Hektar. Davon entfielen 81 % auf Fische mit einer Totallänge von weniger als 10 cm. Als Grundlage für die Prognose der Fischgemeinschaftsstrukturen für typische Habitatstrukturen in der Stromelbe werden Habitatmodelle erstellt, mit denen sich Gesamtabundanzen und die Anteile der Arten, Lebensstadien und Lebensstrategien in Abhängigkeit von morphodynamischen Habitatparametern (Strömung, Wassertiefe, Korngröße und Wassertemperatur) vorhersagen lassen. Kernstück dieser Habitatmodelle sind mathematische Habitat-Präferenz-Modelle für Charakterarten [THIEL, R., 2000].

Aquatisch-terrestrischer Übergangsbereich

Die Auswertungen der Untersuchungen im Grenzlebensraum zwischen aquatischen und terrestrischen Bereichen zeigen, dass die dominierenden benthischen Taxa im Weichsubstrat der Buhnenfeldern Oligochaeta (Wenigborster) sind, während das Hartsubstrat vorwiegend von Chironomidae (Zuckmücken) und Crustacea (Krebse) besiedelt wird. In den terrestrischen Proben zählten zu den häufigsten hier auftretenden Taxa die Carabidae (Laufkäfer), Collembola (Springschwänze), Anthicidae (Blütenkäfer) und Saldidae (Uferwanzen). Ein Vergleich der aquatischen Fauna der Jahre 1998 und 1999 ergibt eine geringere Diversität des Makrozoobenthos des Jahres 1998. Dies ist wahrscheinlich auf das im Jahr 1998 extrem lang andauernde Niedrigwasser und die daher erhöhte Schadstoffkonzentration in der fließenden Welle zurückzuführen. Allerdings fehlt noch der Nachweis für diese Vermutung, da die Analysen bis dato ohne chemisch/physikalische Faktoren durchgeführt wurden. Als besonders gute Indikatoren für die Habitatbedingungen erwiesen sich einige Taxa der Chironomidae und Oligochaeta (aquatischer Teil) sowie Carabidae (terrestrische Teilbiozönose). Die Korrelationsanalyse von Fauna und Umweltdaten ergibt signifikante Abhängigkeiten der Besiedlung von einzelnen Umweltfaktoren. In die Analyse der benthischen Daten gehen Substratparameter wie Korngrößenfraktion und organischer Gehalt des Substrats ein. Als dominant erweist sich der Faktor "organischer Gehalt". Die Analyse der terrestrischen Daten zeigt die Parameter "Feuchte des Substrats" sowie "Bedeckungsgrad mit Vegetation" als dominierend. Die Güte der Korrelationen von benthischen sowie terrestrischen Daten und

Umweltvariablen ist durch Einbeziehung weiterer Proben und Umweltfaktoren zu verbessern. Einzubeziehen ist insbesondere der Faktor Strömung, aber auch chemisch-physikalische Einflussgrößen als Parameter für Schadstoffe.

Feststofftransport und Morphologie

Die Forschung zur Morphologie und zum Feststofftransport konzentriert sich vor allem auf die Entwicklung von Prognoseinstrumenten zur großräumigen Abschätzung der Folgen wasserbaulicher Eingriffe. Weiterhin wird die Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe erfasst, um daraus Hinweise für die Geschiebemanagement und die Optimierung des Messnetzes abzuleiten. Beziehungen zur Schadstoffproblematik ergeben sich durch das erarbeitete Instrumentarium zur Beschreibung der Prozesse des Sedimenttransportes im Fluss bzw. der Ablagerung im Auenbereich. Aus Sicht der Mikrobiologie werden die Habitatbedingungen der Benthosbesiedlung und damit der Stoffumsatz im Interstitial mit beeinflusst.

Landschaftswasser- und -stoffhaushalt

Nachdem die punktuellen Einleitungen in die Elbe zurückgegangen sind, gewinnen diffuse Stoffeinträge zunehmend an Bedeutung. So stammen z.B. etwa 72% von den jährlich eingebrachten Stickstoffmengen aus der Landschaft [Behrendt et al. 1999]. Im Hinblick auf die Beurteilung der Auswaschungsgefährdung für Nährstoffe im Elbeeinzugsgebiet ergeben sich für die einzelnen Regionen große Unterschiede. In Gebieten hohen Direktabflussanteilen besteht die Gefahr, dass Nährstoffe mit einer nur geringen Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer gelangen. Da die Effektivität von Rückhalte- und Abbauprozessen im Boden und Grundwasser aufgrund der kurzen Verweilzeiten nur gering ist, weisen diese Regionen ein im Allgemeinen hohes Gefährdungspotential für den diffusen Eintrag von Pflanzennährstoffen auf. Andererseits kann hier davon ausgegangen werden, dass Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge bereits nach kurzer Zeit Wirkung zeigen. Im Gegensatz hierzu ist der Nährstoffaustrag in Regionen mit hohen Basisabflussanteilen vor allem an den Grundwasserabstrom gekoppelt, mit dem vor allem Nitrat transportiert wird. Je nach Verweilzeit der grundwasserbürtigen Abflusskomponente und den Milieubedingungen des Grundwassers weisen diese Gebiete eine Langzeitgefährdung für diffus eingetragene Nährstoffe auf, d. h. aktuelle Einträge verbleiben u. U. Jahrzehnte im Untergrund, werden dort zur Zeit häufig noch abgebaut (Nitrat) oder gebunden (Phosphat), können aber schließlich doch teilweise in die Oberflächengewässer gelangen.

Vergleicht man die mit dem Modell MONERIS bestimmten Nährstoffeinträge mit gemessenen Frachten, so zeigt sich, dass in beiden untersuchten Zeiträumen (1983–1987 und 1993–1997) die Phosphor- und Stickstofffrachten nur ungefähr halb so hoch sind wie die Einträge. Nach den Untersuchungen von [BEHRENDT H., 1999] ist davon auszugehen, dass diese Differenzen vorwiegend auf Stoffretentionen in den Oberflächengewässern zurückzuführen sind. Prädestiniertes Beispiel dafür ist das Flusssystem der Havel mit seinen langsam fließenden und stehenden Gewässern und einem geringen Abflusskoeffizienten. Aus Untersuchungen der Differenzen von Nährstoffeinträgen und -frachten in ca. 100 Flussgebieten Eu-

ropas schließen [BEHRENDT, H. & OPITZ, D., 1999], dass die Höhe der gewässerinternen Nährstoffretention wesentlich durch die Abflusspende bzw. die hydraulische Belastung in den Flusssystemen beeinflusst wird. Nach Untersuchungen von GUHR (persönliche Mitteilung) werden allein in der Stomelbe 10 bis 12 % der Phosphorfracht zurückgehalten.

Für Stickstoff kann ebenso auf die hohe Rückhaltefähigkeit des Flusssystems der Elbe und insbesondere der Havel geschlossen werden [KLOSE, H., 1995; ECKERT, B. et al., 1999; KÖHLER, J. & GELBRECHT, J., 1998]. Ca. 25 % der Stickstoffeinträge in das Berliner Gewässersystem werden bereits in diesem relativ kleinen Teil des Havelgebietes zurückgehalten bzw. gehen dem System durch Denitrifikation verloren. Für den Elbestrom konnte Guhr (persönliche Mitteilung) feststellen, dass ca. 13 % der Stickstofffracht zurückgehalten wird.

Wendet man die Modellvorstellungen von [BEHRENDT, H. & OPITZ, D., 1999] auf das Flusssystem der Elbe an, kann man für Phosphor einen Rückhalt von 61 % der Einträge und für anorganisch gelösten Stickstoff (dissolved inorganic Nitrogen - DIN) einen Rückhalt von 52 % ermitteln. Demnach müsste die Phosphor-Fracht der Elbe bei Schnackenburg bei 4.600 t/a und die DIN-Fracht bei 106.000 t/a liegen. Der Vergleich mit den aus den Messungen berechneten Frachten zeigt, dass die unter Berücksichtigung der Retention aus den Einträgen berechnete Phosphor-Fracht nur 12 % geringer ist als die beobachtete Fracht. Für die DIN-Fracht ergibt sich sogar eine Abweichung von nur 7 %. Als Ursache für die Unterschiede zwischen berechneten und "gemessenen" Nährstofffrachten müssen Spezifika des Flusssystems, wie der Anteil der Wasserfläche am Einzugsgebiet, angesehen werden.

Von der Gesamtsumme der mit MONERIS ermittelten Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, der Stickstoffdeposition auf nicht-landwirtschaftliche Flächen sowie der Emissionen von urbanen Flächen und Kläranlagen verbleibt ein Anteil von über 60 % bereits im terrestrischen Bereich bzw. wird dort abgebaut. Die Stickstoffretention innerhalb des Systems der Oberflächengewässer des Elbeinzugsgebiets entspricht 18 % der gesamten Emissionen bzw. 52 % der Einträge in diese Gewässer, so dass lediglich ca. 16 % der Stickstoff-Einträge der terrestrischen und aquatischen Ökosysteme das Elbeinzugsgebiet bei Schnackenburg als Stickstofffracht verlassen.

Im Rückhaltevermögen der Teileinzugsgebiete bestehen große Unterschiede. Insbesondere der im Festgesteinsbereich liegende Teil des Elbeinzugsgebiets weicht vom Verhalten der Tieflandgebiete ab, da dort der Rückhalt in der terrestrischen Sphäre offensichtlich deutlich geringer ist. Relativ kleine Änderungen dieses Rückhaltevermögens können bereits große Änderungen der Stickstofffracht bewirken. Der Erhaltung und eventuellen Vergrößerung dieses Rückhaltevermögens muss demnach besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Ausblick

Neben den Zielen, die die hier vorgestellten Untersuchungen im Kern verfolgen, sind die Zustandserfassungen und Prozessstudien auch für die Planung künftiger Schadstoff-Monitoringprogramme und Forschungsansätze von Bedeutung. Erwartungsgemäß lassen die ersten Ergebnisse teilweise Zusammenhänge zwischen der stofflichen Belastung der Gewässer und der Qualität der Biozönosen vermuten, die es zu unterlegen gilt. Beispiele, wie

- die beobachtete Veränderung der Planktonartenzusammensetzung stromabwärts im Bereich der Mittleren Elbe,
- die Veränderung der Organismenzusammensetzung in der Saale,
- eine geringere Diversität des Makrozoobenthos bei lang andauernden Niedrigwassersituationen mit vermutlich einhergehenden erhöhten Schadstoffkonzentrationen
- und die Bedeutung der Prozesse des Transports von Sedimenten im Fluss bzw. ihrer Ablagerung im Auenbereich

zeigen den Bedarf an, die anthropogen bedingten, stofflichen, hydrologischen und morphologischen Einflüsse auf die großen Fließgewässern besser einzuschätzen und bewerten zu können. Dies wird unterstützt durch die Feststellung, dass auch nach einer Reduzierung der Emissionen aus der Landschaft und den punktuellen Quellen infolge der dargelegten Transportmechanismen mit Langzeitgefährdungen in den Gewässern zu rechnen ist. Aufgeklärt werden müssen daher auch in verstärktem Maß die Prozesse der Selbstreinigung bzw. das Retentionspotenzial der Gewässer.

5 Empfehlungen für die Praxis

5.1 Maßnahmenvorschläge für den Elbestrom

Einzelne punktuelle Einleitungen sind immer noch von Bedeutung (z. B.: Synthesia, Spol-Chemie, ehemaliger Uranbergbau bei Königsstein/Sachsen). Es wird daher empfohlen, die bisher begonnenen Sanierungsmaßnahmen, insbesondere im Hinblick auf die Produktionslinien weiter zu verfolgen.

Verstärkter Forschungsbedarf besteht jedoch bezüglich der Quantifizierung der diffusen Stoffeinträge und der Eintragspfade von Schadstoffen über diffuse Quellen, wie zum Beispiel der Landwirtschaft und dem Abfluss von versiegelten Flächen.

Die Zunahme der Schwermetallkonzentrationen in den Schwebstoffen im Mündungsbereich der Elbe sollte weiter beobachtet werden, auch wenn sie auf Grund der sehr niedrigen Konzentrationen in diesem Bereich momentan keine Belastung darstellen.

Für ein internationales Überwachungskonzept wird vorgeschlagen, ausgewählte Dauermessstationen in Kombination mit jährlich zwei Längsprofiluntersuchungen mit dem Hubschrauber von der Quelle bis zu Mündung zu betreiben. Die Hubschrauberbeprobungen sollten zeitweise auch die Läufe der Nebenfluss-Systeme Havel/Spree, Saale/Bode/Unstrut, Mulde, Ohře und Moldau bis zu den Quellen erfassen, da die Nebenflüsse für die Wasserqualität des Hauptstroms von wesentlicher Bedeutung sind.

Die Probennahmeabstände im tschechischen Elbeabschnitt, wo die Elbe noch wenig Wasser führt und durch eine große Anzahl von Staustufen beeinflusst wird, waren mit z.T. über 50 km zu groß. Es werden acht bis zehn weitere Probennahmestellen vorgeschlagen.

Die Positionierung der Dauermessstationen sollte bezüglich der ermittelten Elbeabschnitte überprüft und diskutiert werden. Positionierung von Dauermessstellen in den in Kapitel 4.1 definierten homogenen Elbeabschnitten würde eine Repräsentanz der Beprobung über längere Flussbereiche gewährleisten. Hubschrauberbeprobungen sollten in diesen Abschnitten möglichst äquidistant erfolgen. Für Bereiche, die nicht eindeutig einem Cluster (s. Kapitel 4.1) zugeordnet werden konnten, sollte getrennt davon eine – möglicherweise objektbezogene – Beprobungsstrategie erarbeitet werden.

Um den Trend der Belastungsentwicklung genauer abschätzen zu können, sollten ausgewählte Stoffe an einzelnen Messstellen, die in den homogenen Elbeabschnitten liegen, in zeitlich dichter Abfolge, d.h. ein- oder zweimal monatlich gemessen werden.

Zur Abschätzung der transportierten Stoffmengen sollte in Hochwasser- gegenüber Niedrigwasserperioden häufiger beprobt werden.

Mindestens Antimon, Silber und Uran sollten als elberelevante Stoffe zur weiteren Beobachtung in die Liste der zu untersuchenden Stoffe aufgenommen werden.

Verstärktes Augenmerk sollte in Zukunft auf die Bestimmung neuer organischer Inhaltsstoffe in der Elbe und deren Bedeutung für die Biozönose gelegt werden. Wichtig ist dabei auch die Früherkennung von Belastungspotentialen im Elbwasser- und Sediment, wobei verstärkt Biotests mit vertretbarem Unterhaltungsaufwand zum Einsatz kommen sollten.

Für eine vergleichende Bewertung von Schwermetallbelastungen in Schwebstoffen, schwebstoffbürtigen Sedimenten und Sedimenten wird die Normierung der spezifischen Beladungen auf ein unbeeinflusstes, geogenes Element (z.B. Scandium, Aluminium) empfohlen, das ebenfalls begleitend routinemäßig erfasst werden sollte.

Wichtig für die Einschätzung des Belastungspotentials von Elementen und Organika ist es, Wechselwirkungen zwischen Stoffkonzentrationen und Größen, die den „guten ökologischen Zustand“ definieren, zu untersuchen.

Es wird vorgeschlagen, das Klassifizierungssystem der ARGE ELBE dahingehend zu überarbeiten, dass elbespezifische geogene Hintergrundwerte als Basis für die Klasse I des Bewertungssystems von Sedimenten und Schwebstoffen an der Elbe herangezogen werden. Bei der Festlegung von Spreizungsfaktoren zwischen den Güteklassen sollten auch ökotoxikologische Überlegungen einfließen, damit anhand der Klassifizierung beurteilt werden kann, wie akut der Handlungsbedarf bei Überschreitung der Zielvorgabe eines Stoffes ist.

Bei der Festlegung von Zielvorgaben, die auf geogenen Hintergrundwerten basieren, sollten durch entsprechende Normierungsfaktoren die unterschiedlichen Verdünnungseffekte durch organisches Material in Schwebstoffen und Sedimenten berücksichtigt werden.

Zur Beurteilung der Belastungssituation von Schwermetallen in der Elbe sollte unbedingt sowohl in der gelösten als auch in der partikulären Phase gemessen werden.

Für die Untersuchung von Schwebstoffen und Sedimenten wird ein routinemäßiger Totalaufschluss mit HNO_3/HF und Wiederaufnahme in HCl dringend empfohlen, zumindest wenn sich die Zielvorgaben an geogenen Hintergrundwerten orientieren.

5.2 Maßnahmenvorschläge für die deutschen Elbenebenflüsse

Eine kontinuierliche Überwachung des Einflusses der Belastungen der deutschen Elbenebenflüsse auf den Elbestrom sollte in regelmäßigen zeitlichen Abständen durch ein Flussmonitoring geschehen. Das Monitoring der Schwermetallbelastung sollte sich jedoch aus ökonomischen Gründen auf die Untersuchung der Sedimente beschränken.

Auf der Grundlage der Resultate der Clusteranalyse (s. Kap. 4.2.2) kann die Anzahl der zu untersuchenden Schwermetalle auf wenige signifikant auffällige reduziert werden.

Aufgrund des derzeit geringen Kenntnisstands auf dem Gebiet der organischen Inhaltsstoffe ist es erforderlich, das Flussgebietsmonitoring zu erweitern. Hierzu kann die Belastung der Sedimente der deutschen Elbenebenflüsse durch relevante Organika mit Hilfe eines geeigneten Untersuchungsprogramms (z. B. durch Biotests) charakterisiert werden.

Zur kontinuierlichen Überwachung des Einflusses der Belastungen der deutschen Elbenebenflüsse auf den Elbestrom sollten die Dauermessstellen an den Nebenflüssen Saale, Mulde, Havel und Schwarze Elster beibehalten werden.

Auf der Basis eines für das ganze Einzugsgebiet der Elbe vereinheitlichten Probennahmernetzes (z. B. äquidistante Probennahmeabstände) wäre es möglich, durch eine komplexe Auswertung der ermittelten Belastungscharakterisierung diffuse Einleitungen detaillierter und gezielter charakterisieren zu können. Darüber hinaus können für eine ereignisorientierte Probennahme zusätzlich Stellen beibehalten bzw. neu errichtet werden.

Um den Einfluss der Talsperren im Bereich der deutschen Elbenebenflüsse (Bleiloch und Hohenwarte bzw. Muldestausee) z. B. hinsichtlich ihres Immobilisierungspotential auf die Fließgewässer umfassend zu charakterisieren, ist es ebenso erforderlich, die Talsperren des Muldesystems, der Saale bzw. bedeutsame Wehre in das Monitoring mit aufzunehmen.

5.3 Maßnahmenvorschläge für die tschechischen Elbenebenflüsse

Ein wichtiges Problem stellt die Kummulierung und Ablagerung toxischer Stoffe in Sedimenten mancher Staustufen dar. Dies ist vor allem bei den Staustufen Skalka (Oberlauf) sowie Kadaňský stupeň und Nechanice im Mittellauf der Ohře zu beobachten. Im ersten Fall handelt es sich um kummulierte Quecksilberaltlasten aus dem Zufluss Reslava. In den weiteren zwei genannten Staustufen sind vor allem Schwermetalle, Arsen sowie organische Schadstoffe (PAK und PCB) angereichert. Bei extrem hohen Abflüssen kann es zu Resuspendierung und zum Abtrag der kontaminierten Sedimente in den unteren Flussabschnitt und folgend in die Elbe kommen. Die Mengenabschätzung der kummulierten Schadstoffe, sowie ihres Abtrags bei erhöhten Abflüssen könnte jedoch erst anhand detaillierterer Untersuchungen festgestellt werden.

Von den tschechischen Elbenebenflüssen gehört die Bílina eindeutig zu den am höchsten belasteten Wasserläufen. Neben organischen Schadstoffen werden durch die Bílina bedeutende Quecksilbermengen in die Elbe eingeleitet. Trotz der Tatsache, dass die Quecksilberbelastung der Elbe unterhalb der Mündung der Bílina einen rückgängigen Trend aufweist, ist dies in der Bílinamündung (auf Grundlage vorliegender Analysenergebnisse) nicht zu beobachten, da im untersuchten Zeitraum sowohl in Sedimenten als auch in Schwebstoffen unveränderte Quecksilber-Befunde vorliegen. Diese Disproportion könnte ebenfalls erst aufgrund weiterer Untersuchungen geklärt werden.

Bei allen untersuchten Elbenebenflüssen, mit Ausnahme der Jizera, kann im untersuchten Zeitraum ein bestimmter Rückgang der Sedimentbelastung mit Cadmium beobachtet werden. Am deutlichsten ist dieser Trend bei der Ohře und Bílina, weniger bei der Vltava zu beobachten. Dagegen ist bei der Jizera, die im gesamten Längsprofil eine relativ konstante Sedimentbelastung mit Cadmium aufweist, keine Konzentrationsabnahme festzustellen. Bei erhöhten Abflussverhältnissen werden durch Cadmium hoch belastete Schwebstoffmengen transportiert. Da der untere Abschnitt der Jizera zu Trinkwasseraufbereitung genutzt wird, sind hier weitere Forschungen zu empfehlen.

Von den organischen Schadstoffen dominieren in den tschechischen Elbenebenflüssen polychlorierte Biphenyle (PCB), vor allem das Kongener 138. Die PCB Belastung kann vor allem auf diffuse Einträge zurückgeführt werden. Im untersuchten Zeitraum wurden keine bedeutsameren Konzentrationsänderungen beobachtet. Dies kann wahrscheinlich mit immer noch bestehenden PCB-Altlasten erklärt werden. Erst nach einer gründlichen Inventarisierung und Lokalisierung der Schadstoffeinträge sollte über entsprechende Sanierungsmaßnahmen entschieden werden.

6 Vergleich der Elbe mit andern Flusssystemen am Beispiel der Schwermetallbelastungen von Sedimenten

Vergleichende Betrachtungen zwischen Elbe und Rhein publizierten bereits [MALLE, K. G., 1991; WILKEN, R.-D., 1991; ARGE ELBE, 1996] u. a. m.. Die Vergleiche beschränkten sich dabei im Wesentlichen auf Schadstoffkonzentrationen in der Schwebstoff- oder Wasserphase bzw. auf die daraus berechneten Frachten; Sedimente blieben meist unberücksichtigt. Wegen der häufig stark schwankenden Konzentrationen im Wasser und Schwebstoff benötigt man hierzu zeitlich hinreichend aufgelöste Messungen, um Konzentrationsmaxima, mittlere Belastungen und Trends sicher angeben zu können. Aufgrund von statistischen Überlegungen zeigte [WILKEN, R.-D., 1991], dass bei Konzentrationsschwankungen von ca. 100 % etwa eine Messung pro Woche erforderlich ist. Dies ist jedoch häufig nicht gegeben. Die routinemäßige Erfassung von Sedimentdaten ist auch heute noch nicht die Regel. Es kann jedoch inzwischen auf umfangreiches Datenmaterial beispielweise von der LAWA (z. B. [LAWA, 1996]) oder der ARGE ELBE (z. B. [ARGE ELBE, 1996]) zurückgegriffen werden.

Außerdem liegen die Schwermetallkonzentrationen im Wasser (filtriert wie auch unfiltriert) häufig unterhalb der Nachweisgrenzen der Routineüberwachung. Frachtangaben sind somit mit großen Unsicherheiten behaftet, da häufig mit dem halben Zahlenwert der Nachweisgrenze gearbeitet wird. Eine mittlere Konzentration von 1 µg/L entspricht ungefähr der Fracht von 100 Jahrestonnen im Rhein und entsprechend ca. 25 in der Elbe. Für die Belastung der Ästuarie können solche vermeintlich niedrigen Konzentrationen dennoch relevant sein. So werden beispielsweise von der [DEUTSCHEN KOMMISSION ZUR REINHALTUNG DES RHEINS, 1995, 1996] für die Jahre 1995 und 1996 (Messstelle Nr. 3 Karlsruhe) sämtliche Messungen (26 Beprobungen) von Cadmium und Quecksilber mit „kleiner Bestimmungsgrenze“ angegeben. Ein Teil der Zink-, Nickel- und Bleimesswerte liegen unterhalb der Nachweisgrenze, und nur die Konzentrationen von Arsen, Chrom und Kupfer liegen regelmäßig oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

Diese Überlegungen zeigen, dass zum Vergleich der chemischen Gewässerbeschaffenheit Schwebstoff- und Wasserkonzentrationen allein ein u. U. unvollständiges Bild liefern. In diesem Kapitel wird daher zunächst anhand von weiteren deutschen Flusssystemen, von den Sedimentdaten seit Beginn der 70er Jahre verfügbar sind, untersucht, inwiefern der Zeitbedarf zur Sanierung der Elbe mit früheren Sanierungsmaßnahmen vergleichbar ist. Anhand von aktuellen Untersuchungsprogrammen an der Oka (Russland), der Oder und österreichischen Flusssystemen wird gezeigt, wie die heutige Belastung der Elbe im internationalen Vergleich zu bewerten ist. Ein direkter Vergleich der neueren Daten mit denen der 70er Jahre verbietet sich häufig, da die Untersuchungsmethoden inzwischen verbessert wurden.

Sedimente spiegeln grundsätzlich die mittlere Belastung über einen größeren Zeitraum wider. Es entfällt daher die Forderung nach möglichst hoher Probennahmefrequenz. Außerdem reichern Sedimente wegen der häufig nur geringen Wasserlöslichkeit von Metallverbindungen diese stark an. Die Konzentrationen von Schwermetallen in Sedimenten können daher mit gewöhnlichem analytischen Aufwand praktisch immer ermittelt werden.

Ein Nachteil ist jedoch das häufig ungenaue Alter einer Sedimentprobe. Bei den in mitteleuropäischen Flüssen transportierten Schwebstoffmengen kann davon ausgegangen werden, dass die gewöhnlich untersuchten obersten drei Zentimeter der Sedimentschicht innerhalb von drei bis zwölf Monaten zur Ablagerung kamen. Will man den zu beobachtenden Sedimentationszeitraum genau festlegen, so bedient man sich sogenannter Sedimentationsfallen, wie sie derzeit an mehreren Probennahmestellen der ARGE ELBE betrieben und monatlich beprobt werden.

6.1 Vergleich der Ausgangssituation

- Sedimentuntersuchungen an westdeutschen Flusssystemen seit drei Jahrzehnten

Erste Sedimentuntersuchungen an (west-)deutschen Flüssen, die hinsichtlich der Methodik mit den Arbeiten der neueren Elbeforschung vergleichbar sind, stammen aus den 70er Jahren. Gesamtbeprobungen der größeren Flüsse wurden in den Jahren 1972 und 1985 erstmals durch [MÜLLER, G., 1986] durchgeführt. Für den Rhein und Neckar liegen zusätzlich Daten von 1979 [MÜLLER, G., 1979], 1990 [MÜLLER, G. et al., 1993] und 1999 [Pilz, B., Yahya, A., 1999] vor. Dies entspricht einem Beobachtungszeitraum von 13, im Falle des Neckars sogar von 27 Jahren.

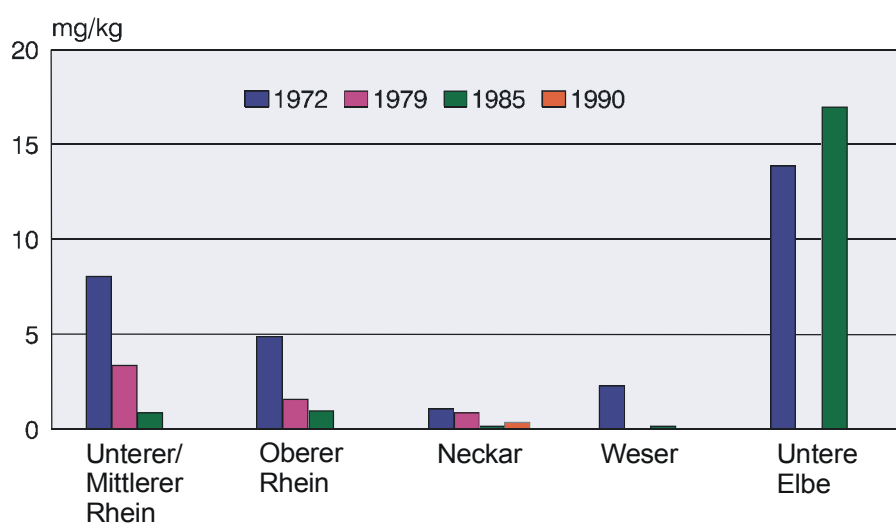


Bild 6-1a: Mittlere Quecksilberbelastungen von Rhein-, Neckar-, Weser-, und Elbesedimenten (Korngrößenfraktion $< 2 \mu\text{m}$). Ergebnisse aus [MÜLLER, G., 1986] und [MÜLLER, G. et al., 1993]

In diesen Zeitraum fiel ein Großteil der Sanierungsmaßnahmen und der Ausbau der Abwasserbehandlung in den alten Bundesländern. Es stellt sich daher die Frage, ob die in den alten Ländern beobachteten Trends als Richtwerte für die Sanierung bzw. den Zeitbedarf für die Sanierung der Elbe angenommen werden dürfen. Diese Frage wird unter Gewässerkundlern häufig kontrovers diskutiert.

Im Gegensatz zu den größeren westdeutschen Flüssen ist die Elbe nur begrenzt zur Wasserschiffahrtsstraße ausgebaut und damit nicht völlig kanalisiert. Aus ökologischer Sicht ist daher der Lebensraum Elbe - nach Rückgang der stofflichen Belastungen - wertvoller als beispielsweise der Rhein einzustufen. Dementsprechend ist auch das Selbstreinigungspotential hinsichtlich mikrobiell abbaubarer Stoffe höher zu bewerten. Bereits mittelfristig ist daher in der Elbe eine höhere Artenvielfalt zu erwarten, als dies eine kanalisierte Bundeswasserstraße bieten kann. Bereits heute werden in der Elbe mehr Fischarten als im Rhein gezählt (Reincke, H. in „Die Welt“, Januar 2000). Dies gilt jedoch nur für den deutschen Elbeabschnitt, da die tschechische Elbe auf ca. 170 km von insgesamt ca. 364 km durch 21 Stauanlagen mit Schiffsschleusen kanalisiert ist.

Die Tatsache, dass im Elbeeinzugsgebiet nach Jahrzehnten völlig vernachlässigten Gewässerschutzes innerhalb weniger Jahre die Abwasserbehandlung annähernd auf den Stand der Technik gebracht wird und gleichzeitig zahlreiche Industrieanlagen völlig stillgelegt werden, sollte dazu führen, dass die stofflichen Belastungen schneller zurückgehen, als dies bei vergleichbaren westdeutschen Flüssen der Fall war.

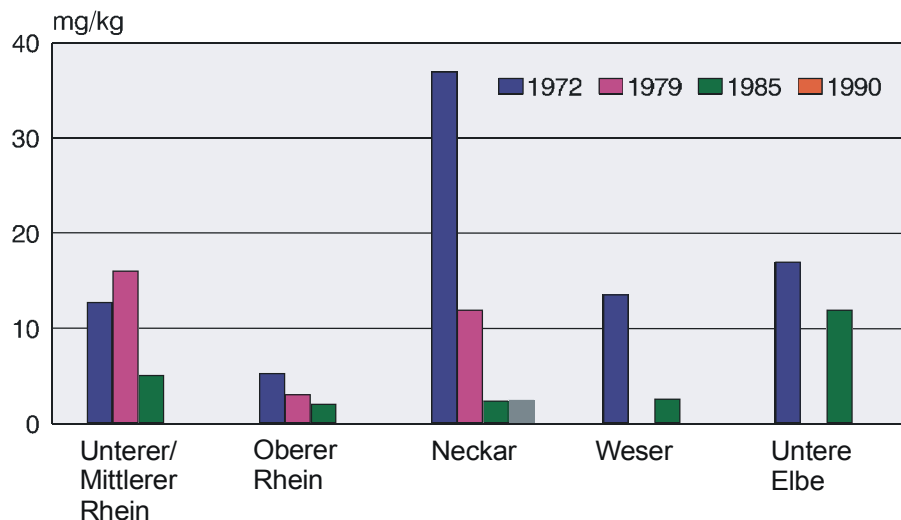


Bild 6-1b: Mittlere Cadmiumbelastungen von Rhein-, Neckar-, Weser-, und Elbesedimenten (Korngrößenfraktion $< 2 \mu\text{m}$). Ergebnisse aus [MÜLLER, G., 1986] und [MÜLLER, G. et al., 1993]

Aber auch in der Elbe bilden die Sedimente ein Schadstoffdepot, das nur langsam durch Aufwirbeln und Weiterverfrachten bei Hochwasserereignissen oder Baggerarbeiten „abgebaut“ wird. Nicht nur aus wirtschaftlichen Erwägungen wird auf das Ausbaggern von Sedimenten (Problematik der Deponierung) verzichtet. Die Sedimente verzögern so die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen. Je weniger kanalisiert ein Flusssystem ist, desto größer sind aber auch die abgelagerten Sedimentmengen. In einem kanalisiertem Fluss ist allenfalls vor Stauanlagen wegen der verlangsamten Fließgeschwindigkeit mit größeren Sedimentablagerungen zu rechnen.

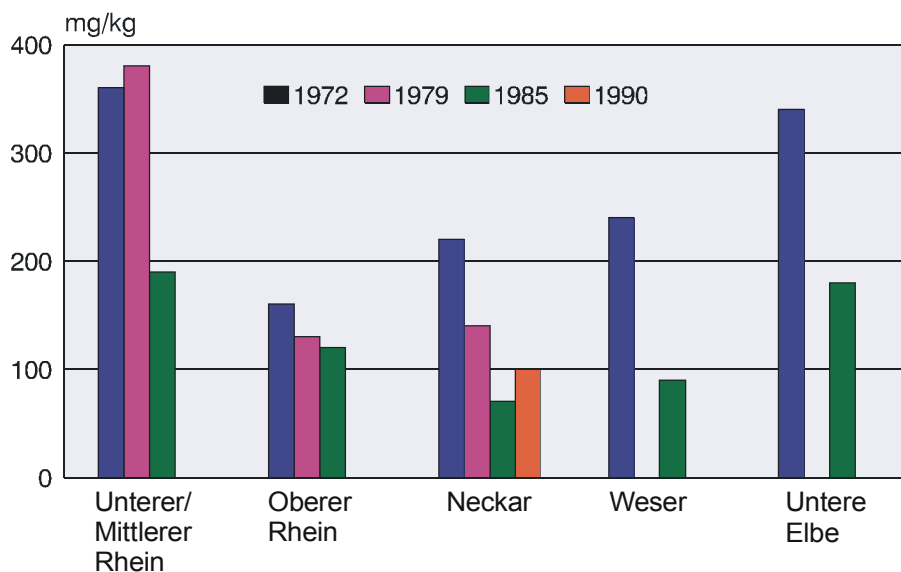


Bild 6-1c: Mittlere Bleibelastungen von Rhein-, Neckar-, Weser-, und Elbesedimenten (Korngrößenfraktion $< 2 \mu\text{m}$). Ergebnisse aus [MÜLLER, G., 1986] und [MÜLLER, G. et al., 1993]

Die Bergbaualtlasten des Erzgebirges sind eine Besonderheit des Elbeeinzugsgebiets. Sanierungserfolge werden nicht zuletzt davon abhängen, inwieweit die Grubenwässer in u. U. recht kostenintensive Sanierungsmaßnahmen einbezogen werden. Jedenfalls können diese Altlasten bereits heute dafür verantwortlich gemacht werden, dass der Belastungsrückgang durch die bergbaurelevanten Elemente, wie z. B. Cadmium und Zink, gegenüber anderen Schwermetallen (z. B. Quecksilber) mehr Zeit erfordert.

Eine weitere rasche Verringerung der stofflichen Belastungen der Elbe hängt außerdem von den weiteren Maßnahmen der Tschechischen Republik ab. Nur wenn im Oberliegerland mit dem gleichen Aufwand wie bisher an der Sanierung weitergearbeitet wird, werden die Maßnahmen auf deutscher Seite die gewünschte Wirkung erreichen.

Es ist daher in erster Näherung sicher richtig, dass für die Sanierungsmaßnahmen an der Elbe ähnliche Zeitspannen veranschlagt werden müssen wie dies für vergleichbare Flusssysteme in den alten Ländern der Fall war.

Die Abbildungen 6-1a-d verdeutlichen, dass die Ausgangssituation der Elbe um 1990 durchaus vergleichbar zu der des Rheins, des Neckars oder der Weser in den 70er Jahren war. Die Quecksilberbelastung der Elbe bildete dabei eine Ausnahme. Diese war mit durchschnittlich über 10 mg/kg etwa doppelt so hoch wie in den westdeutschen Flüssen. Andererseits sind in keinem anderen Gewässer so hohe Cadmiumkonzentrationen gemessen worden wie im Neckar zu Beginn der 70er Jahre. Zwischen 1972 und 1985 gingen in den meisten der hier dargestellten Flüsse bzw. Gewässerabschnitte die Belastungen durch Quecksilber um mehr als 50 %, von Cadmium und Blei um etwa 50 % und von Zink um deutlich weniger als 50 % zurück. Im Unteren und Mittleren Rhein sind die Belastungsspitzen erst nach 1972 erreicht worden. Wie das Beispiel des Neckars zeigt, sind zwischen 1985 und 1990 keine weiteren bedeutenden Belastungsverringerungen erzielt worden.

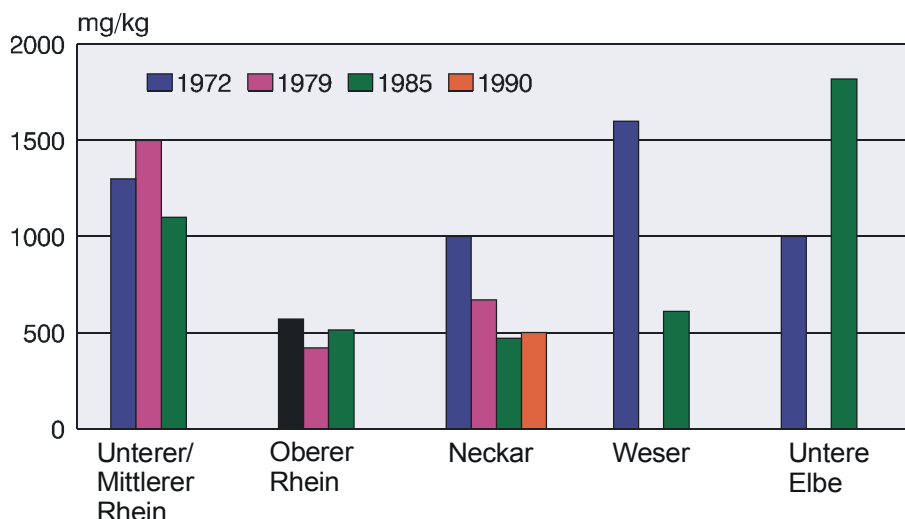


Bild 6-1d: Mittlere Zinkbelastungen von Rhein-, Neckar-, Weser-, und Elbesedimenten (Korngrößenfraktion $< 2 \mu\text{m}$). Ergebnisse aus [MÜLLER, G., 1986] und [MÜLLER, G. et al., 1993]

Die mittleren Belastungen lagen 1990 sogar geringfügig höher, was voraussichtlich nicht auf erhöhte Einleitungen, sondern eher auf die Auswahl der Probennahmestellen zurückzuführen ist. Sicher ist jedoch, dass weitere Belastungsverringerungen nur mit erheblich größerem Aufwand erreicht werden können.

6.2 Die heutige Situation

- Neuere Sedimentuntersuchungen an Elbe, Rhein und Neckar

Tabelle 6-1 zeigt einen Vergleich der mittleren Schwermetallkonzentrationen in Sedimenten der Elbe, des Rheins und des Neckars. Es sei darauf hingewiesen, dass die früheren Untersuchungen (Kapitel 6.1) anhand der $< 2 \mu\text{m}$ Korngrößenfraktion durchgeführt wurden und daher nur bedingt mit denen der 90er Jahre ($< 20 \mu\text{m}$) zu vergleichen sind.

Obwohl die mittleren Belastungen 1998 mit Ausnahme von Cadmium teilweise höher als 1996 lagen, sollte hieraus nicht auf erneut ansteigende Einleitungen geschlossen werden. Ein wesentlicher Grund ist in der Untersuchungsmethode begründet. Die Geesthachter Daten [PRANGE, A. et al., dieses Vorhaben] sind aus Vollaufschlüssen ermittelt worden. Im Unterschied hierzu sind die übrigen an der Universität Heidelberg [YAHYA, A., 1992; MÜLLER, G., 1993; PILZ, B., YAHYA, A., 1999] gemessenen Schwermetallkonzentrationen aus Königswasserauszügen bestimmt worden. Die Schwermetallkonzentrationen in Vollaufschlüssen sind häufig höher als in Königswasserauszügen. Bei einigen Elementen, insbesondere bei Chrom, treten in Vollaufschlüssen bis zu doppelt so hohe Konzentrationen auf.

Tabelle 6-1 zeigt, dass eine signifikant höhere Belastung der Elbe heute nur noch bei den Elementen Quecksilber, Cadmium und Zink vorliegt. Bei Quecksilber ist die mittlere Belas-

tung der Elbe etwa sieben- bis neunmal höher als die von Rhein und Neckar. Dies entspricht etwa drei bzw. vier Güteklassen (LAWA). Die Quecksilberbelastungen der Sedimente von Rhein und Neckar sind nach dem LAWA-Klassifizierungssystem heute bereits als „gering belastet“ einzustufen.

Auch bei Cadmium und Zink beträgt die Differenz zwei bis drei Güteklassen. Die Bleibelastungen hingegen sind nur teilweise auf industrielle bzw. kommunale Einleitungen zurückzuführen. Aufgrund des höheren Anteils diffuser Einträge sind daher auch die Belastungsdifferenzen geringer. Die mittlere Belastung der Elbe ist etwa 1,5 mal höher als die von Rhein und Neckar. Chrom- und Kupferbelastungen von Neckar und Elbe liegen in derselben Größenordnung und sind ungefähr doppelt so hoch wie die des Rheins. Bezüglich Nickel ist die Elbe ähnlich gering wie Rhein und Neckar belastet. Dies dürfte nicht zuletzt auf die vergleichsweise niedrige Hintergrundbelastung der Elbe zurückzuführen sein.

Tabelle 6-1: Mittlere Schwermetallkonzentrationen und deren Standardabweichungen in Sedimenten von Elbe, Rhein und Neckar. Güteklassen nach LAWA

		Elbe¹ 1996	Elbe² 1998	Rhein 1992	Neckar³ 1990	Neckar⁴ 1998
Hg	mg/kg	2,8 ± 2,0	3,7 ± 2,8	0,4 ± 0,3	0,3 ± 0,2	0,24
	Güteklasse	III	III-IV	I-II	I-II	I-II
Cd	mg/kg	5,5 ± 3,1	5,0 ± 2,0	0,5 ± 0,5	1,8 ± 2,8	0,6
	Güteklasse	III-IV	III-IV	I-II	II-III	I-II
Pb	mg/kg	120 ± 33	170 ± 110	70 ± 40	74 ± 26	55
	Güteklasse	II-III	II-III	II	II	II
Zn	mg/kg	840 ± 290	1100 ± 470	180 ± 150	370 ± 250	320
	Güteklasse	III-IV	III-IV	II	II-III	II-III
Cr	mg/kg	100 ± 22	160 ± 40	40 ± 14	120 ± 150	53
	Güteklasse	II	II-III	I	II-III	I
Cu	mg/kg	110 ± 46	170 ± 180	48 ± 22	110 ± 110	83
	Güteklasse	II-III	II-III	II	II-III	II-III
Ni	mg/kg	35 ± 6	66 ± 12	39 ± 6	44 ± 16	40
	Güteklasse	I-II	II-III	I-II	II	I-II

Elbe nach [FURRER, R., 1998]¹ und [PRANGE, A. et al., dieses Vorhaben]² mit 68 Messstellen außerhalb des Tidegebiets

Rhein nach [YAHYA, A., 1992], mit 82 Messstellen in Baden-Württemberg)

Neckar nach [MÜLLER, G. et al., 1993]³ bzw. [PILZ, B., YAHYA, A., 1999]⁴ mit 60 Messstellen

Die neueren Daten zeigen, dass von den sieben als prioritär erkannten Schwermetallen heute in der Elbe nur zwei (Chrom und mit Einschränkungen Nickel) im Mittel die Zielvorgaben (Güteklasse II) erfüllen. Im Rhein (Baden-Württemberg) kommen nur die Güteklassen I und I-II vor, so dass die Zielvorgaben im Jahresmittel erfüllt werden. Auch im Neckar konnte zwischen 1990 und 1999 ein weiterer Konzentrationsrückgang festgestellt werden. 1999 liegen nur noch bzgl. der Elemente Kupfer und Zink Überschreitungen der Zielvorgaben (Güteklasse II) vor.

6.3 Die Elbe im internationalen Vergleich

- Schwermetallbelastungen in Sedimenten der Oka (Russland), der Oder und österreichischer Flüsse

Es ist im Allgemeinen nicht einfach, die Sedimentbelastungen deutscher Gewässer mit denen ausländischer zu vergleichen. Schwermetallkonzentrationen von Sedimenten hängen stark von der angewandten Methode, d. h. von der Probennahme, der untersuchten Korngrößenfraktion, der Aufschlussmethode etc., ab. Im Falle der Oka, einem russischen Nebenfluss der Wolga ist dies möglich, da die Daten im Rahmen der russisch-deutschen Kooperation (Oka-Elbe Projekt) nach den gleichen Methoden wie in der neueren Elbeforschung ermittelt wurden. Die angegebenen Zahlenwerte stammen von insgesamt 52 Proben von zwei Kampagnen (1992 und 1993) zwischen den Städten Orel und Nishnij Novgorod, wo die Oka in die Wolga einmündet.

Gleiches gilt für das vom Umweltbundesamt geförderte Vorhaben an der Oder, das durch das Landesumweltamt Brandenburg durchgeführt wurde [LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG, 1998]. Auch hier erfolgte die Bestimmung der Schwermetallgehalte der Sedimente in der Korngrößenfraktion $< 20 \mu\text{m}$ aus dem Königswasserauszug.

Die Daten der österreichischen Flüsse, aufgetrennt in Flachland- (ca. 80 Proben) und Berglandfließgewässer (ca. 150 Proben), sind hier ebenfalls aufgenommen worden. Die Daten wurden anhand der Korngrößenfraktion $< 40 \mu\text{m}$ ermittelt und sind daher zumindest annähernd mit den Daten der Elbeforschung vergleichbar.

Sowohl die österreichischen Gewässer wie auch die Oka können im Mittel als gering belastet bis unbelastet angesehen werden. Nur Cadmium weist in der Oka höhere Belastungen (im Mittel Güteklasse II-III) auf. Die zum Teil sehr niedrigen Konzentrationen in der Oka sind möglicherweise auch eine Folge von vergleichsweise geringen Hintergrundbelastungen der gesamten mittlrussischen Tafel. Außerdem ist zu beachten, dass das Einzugsgebiet der Oka (ca. 245.000 km²) fast um 100.000 km² größer ist als das der Elbe und der mittlere Abfluss der Oka (1.270 m³) um ca. 50 % höher ist bei einer gleichzeitig geringeren Bevölkerungs- und Industrialisierungsdichte.

Die Zielvorgaben der LAWA zum Schutz von aquatischen Lebensgemeinschaften und zur Verbringung von Baggergut an Land werden abgesehen von lokalen Ausnahmen in Österreich erfüllt; gleiches gilt für die Oka mit Ausnahme von Cadmium.

Die Oder hingegen weist eine vergleichbar hohe Belastung auf wie die Elbe, so dass die Eingruppierung der mittleren Belastungen in die jeweils gleichen niedrigen Güteklassen erfolgt. Das Einzugsgebiet der Oder ist mit ca. 140 Einwohnern je Quadratkilometer ähnlich dicht besiedelt wie das der Elbe (ca. 170 E/km²). Da die Industrieproduktion der ehemaligen DDR/CSSR wie auch von Polen bis in die 90er Jahre hinein im Wesentlichen auf Kohle als Energie- und Rohstoffquelle basierte bei gleichzeitig stark vernachlässigtem Gewässerschutz, ist auch das festgestellte vergleichbar hohe Belastungsniveau beider Gewässersysteme nicht weiter verwunderlich.

Tabelle 6-2: Mittlere Schwermetallbelastungen in Sedimenten der Oka (Russland), der Oder und österreichischer Fließgewässer. Angabe der Güteklassen nach LAWA, As nach ARGE ELBE

		Russland Oka 1992/93	Österreich Flachlandgewässer 1992-97	Österreich Berglandgewässer, 1992-97	Deutsch- land/Polen Oder, 1998
		mg/kg			
Hg	Median	0,13	0,3	0,19	3,8
	Min - Max	0,1 - 0,5	< 0,1 - 3,4	< 0,1 - 2,4	1,3 - 7,1
	Gütekla- sse	I	I-II	I	III-IV
Cd	Median	1,4	0,6	0,3	6,8
	Min - Max	0,1 - 14,6	< 0,1 - 8	< 0,1 - 31	3,3 - 37
	Gütekla- sse	II-III	I-II	I	III-IV
Pb	Median	25	40	34	200
	Min - Max	9 - 69	12 - 410	4 - 1550	130 - 350
	Gütekla- sse	I	I-II	I-II	II-III
Zn	Median	110	130	120	1600
	Min - Max	50 - 560	36 - 3300	19 - 3700	720 - 2500
	Gütekla- sse	I-II	I-II	I-II	III-IV
Cr	Median	80	46	34	170
	Min - Max	30 - 700	11 - 210	4 - 3500	130 - 340
	Gütekla- sse	I	I	I	II-III
Cu	Median	43	36	41	190
	Min - Max	13 - 360	3,5 - 240	2 - 2000	110 - 320
	Gütekla- sse	II	I-II	II	III
Ni	Median	50	32	37	84
	Min - Max	26 - 230	8 - 85	3 - 290	66 - 150
	Gütekla- sse	II	I-II	I-II	II-III
As	Median		8,5	14	65
	Min - Max	-	1,1 - 52	< 1 - 110	33 - 110
	Gütekla- sse		I	I-II	II-III

Oka nach [FURRER, R., MÜLLER, G., 1996],
 österreichische Flüsse nach [UBA ÖSTERREICH, 1998]
 Oder nach [LUA BRANDENBURG, 1998]

7 Literaturverzeichnis

- ARGE ELBE (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. Hamburg.
- ARGE ELBE (1996): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See, Zahlentafel 1996, ISBN 0931-2153.
- ARGE-ELBE (1988-1998): Jahrestafeln zur Schwermetallbelastung der Elbe, 1988-1998.
- ARNDT, H. (1993): Rotifers as Predators on Components of the microbial food web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review. *Hydrobiologia* 255/256: 231-246.
- ARNDT, H., MATTHES, J. (1991): Large heterotrophic flagellates form a significant part of protozooplankton biomass in lakes and rivers. *Ophelia* 33: 225-234.
- BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32 (6), 821-864.
- BALON, E. K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environ. Biol. Fish.* 6, 377-389.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte Heft 4/98.
- BECKER, A. (1997): Genestete hydrologische Modellierungen im Elbegebiet im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Elbe-Ökologie". In BRONSTERT, A. et al. (HRSG.): Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten. PIK Report No. 43, 43-53.
- BECKER, A., BEHRENDT, H., QUAST, J., WENKEL, K.-O., KRÖNERT, R. (1995): Rahmenkonzeption "Gebietswasser- und -stoffhaushalt im Elbegebiet als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung". PIK Potsdam (HRSG.).
- BECKER, A., LAHMER, W. (1997): Disaggregation und Skalierung bei Parameterermittlungen für die Hydrologische Modellierung und Regionalisierung. "Modellierung in der Hydrologie", TU Dresden, 9/1997, 155-165.
- BEHRENDT, H. (1999): A comparison of different methods of source apportionment of nutrients to river basins. *Wat. Sci. Tech.*, 39,12, 179-187.
- BEHRENDT, H., ECKERT, B., OPITZ, D. (2000): Die Havel als Belastungsquelle für die Elbe; die Senkenfunktion der stauregulierten Havelabschnitte. Zukunft Wasser, Dokumentation zum 2. Berliner Symposium Aktionsprogramm Spree/Havel 2000, Berlin, 7.-8. Juli 1999, 33-39.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G., UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-texte, 75/99, 288 S.
- BEHRENDT, H., OPITZ, D. (1999b): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, 410, 111-122.
- BEHRENDT, H., OPITZ, D., KLEIN, M. (1997): Zielvorgaben für die Nährstoffbelastung von Spree und Havel aus gewässerökologischer Sicht. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research*, 35, 4, 329-347.

- BEUGE, P., GREIF, A., HOPPE, T., KLEMM, W., KLUGE, A., MARTIN, M., MOSLER, U., STARKE, R. (1996): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Bestandsaufnahme der Schwermetallsituation in den Gewässersystemen von Mulde und Weißer Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte, Teilprojekt 2: Freiburger, Zwickauer und vereinte Mulde“ (02WT 9113/9). Technische Universität Bergakademie Freiberg.
- BEUGE, P., GREIF, A., HOPPE, T., KLEMM, W., KLUGE, A., MARTIN, M., MOSLER, U., STARKE, R., ALFARO, J., ANDERS, B., BEHRENS, K., GRUNWALD, N., HAURAND, M., KNÖCHEL, A., MEYER, A., POTGETER, H., STAUB, S., STOCKER, M. (1999): Schlussbericht zu den Fördervorhaben „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ (02WT 9113, 02 WT 9114). Technische Universität Bergakademie Freiberg, Universität Hamburg.
- BFG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (HRSG.) (2000): Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilung der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie Nr. 6.
- BORNHÖFT, D., GUBER, B. (1998): Die Stromlandschaft Elbe, Wasservirtschaft-Wassertechnik, Heft 7.
- BRAUKMANN, U. (1994): Bioindikation des Säurezustands von kleinen Fließgewässern auf der Grundlage des Makrozoobenthos. Beschreibung des Verfahrens. - Interner Bericht, Stand 1.6.94, Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 11 S. + Anhang.
- BÜCHELE, B. & NESTMANN, F. [2000]: Verbundprojekt "Morphodynamik der Elbe" (Stand September 1999). In: BFG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (HRSG.): Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilungsreihe der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie, Mitteilung Nr. 6, S. 25-31.
- DIRKSEN, M.T., ASSMUTH, T., THIEL, C., WUNSCH, E., BOHLE, H.-W. (2000): Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen. Tagungsband Statusseminar Forschungsverbund Elbe-Ökologie. In Druck.
- DÖRHÖFER, G., JOSPAIT, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geol. Jb., C 27, 45-65.
- EINAX₁, J. (1995): Chemometrics in Environmental Chemistry - Statistical Methods. In: HUTZINGER, O. (ED.): The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2, Part G, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo.
- EINAX₂, J. (1995): Chemometrics in Environmental Chemistry - Applications. In: HUTZINGER, O. (ED.): The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2, Part H, Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo.
- EINAX, J. W., TRUCKENBRODT, D., KAMPE, O. (1997): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Analyse und chemometrische Bewertung von Schwermetallgehalten der Saale, Ilm und Unstrut als Bestandsaufnahme und zur Abschätzung der Auswirkungen von Sanierungsmaßnahmen“ (02WT 9269/8). Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- EINAX, J. W., TRUCKENBRODT, D., KAMPE, O. (1998): River Pollution Data Interpreted by Means of Chemometric Methods. Microchem. J. 58, 315-324.
- EINAX, J., ZWANZIGER, H., GEISS, S. (1997): Chemometrics in Environmental Analysis. VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, Tokyo.
- EWG (1975): EG-Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten (75/440/EWG) vom 16.06.1975.
- FISCHER, H., PUSCH, M. (1998): Organisches Material und Bakterien im hyporheischen Interstitial der Elbe bei Magdeburg. DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (HRSG.): Tagungsbericht 1997 : 615-618. Eigenverlag der DGL, Krefeld

- FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH, (1995): Die Belastung der Elbe Teil I - Elbenebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- FRANCKE, S., HILDEBRAND, S., SCHWARZBAUER, J., LINK, M., FRANCKE, W. (1995): Organic compounds as contaminants of the river Elbe and its tributaries. Part II: GC/MS screening for contaminants of the Elbe water. *Fresenius J. Anal. Chem.* 353, 39-49.
- FURRER, R. (1998): Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens: Geogener Background im Elbe-Einzugsgebiet. In „Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe, 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar“. B. G. Teubner Stuttgart, Leipzig.
- FURRER, R., PRANGE, A. (1997): Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02-WT 9355/4.
- GANDRASS, J., BORMANN, G., WILKEN, R.-D. (1995): N-/P-pesticides in the Czech and German part of the river Elbe - analytical methods and trends of pollution. *Frsenius J. Anal. Chem.* 353, 70-74.
- GANDRASS, J. UND MITARBEITER (1998): Umweltbundesamt Forschungsvorhaben 102 05 216: Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika. Band I: Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Pestizide in der Wasserphase. Geesthacht, April 1998. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- GANDRASS, J. UND MITARBEITER (1999): Umweltbundesamt Forschungsvorhaben 102 05 216: Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika. Band II: Pestizide mit niedrigen Effektkonzentrationen im aquatischen Bereich - Entwicklung eines Ion Trap GC/MS² Verfahrens. Geesthacht, Dezember 1999. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- GANDRASS, J., ZOLL, M. (1996): Chlorinated Hydrocarbons in sediments of the Elbe catchment area – analytical methods and status of pollution. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 24(5), 212-217.
- GEISS, S., HAUBOLD, G., MARR, N., KOLBE, A., GREULICH, F., MÖLLER, S. (1996): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Analyse und toxikologische Bewertung von Gehalten an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in der Saale und den Mündungen der Nebenflüsse Ilm und Unstrut“ (02WT 9263/1). Thüringer Landesanstalt für Umwelt. Jena.
- GUHR, H.: Pers. Mitteilung.
- HILDEBRAND, S. (1995): Organische Wasserinhaltsstoffe des Elbesystems – Non-Target Screening und Spurenanalytik. Dissertation. Universität Hamburg.
- HINTZE, B. (1985): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schlickablagerungen des Elbe-Unterlaufes. In: *Hamburger Geowissenschaftliche Arbeiten*, Bd. 22. Hamburg.
- HOELZMANN, P., RICKING, M., PACHUR, H.-J. (1997): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Bestandsaufnahme der Schadstoffsituation insbesondere mit Schwermetallen in Havel/Spree und Schwarze Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte, Teilprojekt 4: Havel/Spree“ (02WT 9262/9). Freie Universität Berlin.
- HOLST, H., ZIMMERMANN-TIMM, H., KAUSCH, H., STEENBUCK, M. (2000): Untersuchungen zur benthischen und planktischen Rotatorienfauna im Potamal der Elbe. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung in Rostock*, Bd. II: 806-810.
- IKSE (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregion der Elbe, Magdeburg, 98 Seiten.
- IKSE (1995): Die Elbe - erhaltenswertes Kleinod in Europa, Broschüre.
- IKSE (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet, Magdeburg, 47 Seiten.
- IKSE (1996). Die Fischfauna der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg.

IKSE (1998): Erster Bericht über die Erfüllung des Aktionsprogramms Elbe, Magdeburg, 48 Seiten, 17 Anlagen.

IKSE (2000): Zweiter Bericht über die Erfüllung des „Aktionsprogramms Elbe“, (Entwurf).

IRMER, U., ROCKER, W., BLONDZIK, K. (1997): Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung; Bedeutung von Hintergrundwerten für Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer. Acta hydrochim. hydrobiol. 25(2) 62-70.

IRMER, U., ROCKER, W., BLONZIK, K. (1997): Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer: Zielvorgaben, Qualitätsziele und chemische Gewässergüteklassifizierung. Acta hydrochim. Hydrobiol.. 25, 62-70.

JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. F. J., VAN TONGEREN, O. F. R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc Wageningen, pp. 299.

KERSEBAUM, K. C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover.

KETCHUM, B. H. (1954): Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. Ecology 35, 2: 191-200.

KLÖCKING, B., PFÜTZNER, B., LAHMER, W. (1999): Mesoscale Hydrological Modelling - Possibilities of Validation. In: Proc. of the Int. Conf. on Quality, Management and Availability of Data for Hydrology and Water Resources Management, Koblenz, March 1999.

KLOSE, H. (1995): Die Eutrophierung der Havel und ihr bestimmender Einfluss auf Ökosystem und Nutzung. In LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.): Die Havel. Studien und Tagungsberichte Band 8, 16-32.

KÖHLER, J., GELBRECHT, J. (1998): Interactions between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland river Spree, Germany. Int. Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie, 26, 1045-1049.

KOZERSKI, H.-P., LEUSCHNER, K. (1999): Plate sediment traps for slowly moving waters. Water Res. 33: 2913-2922.

KRAUSE, P., ERBSLÖH, B., NIEDERGESÄSS, R., PEPELNIK, R., PRANGE, A. (1995): Comparative Study of different digestion procedures using supplementary analytical methods for multielement-screening of more than 50 elements in sediments of the river Elbe. Fresenius J. Anal. Chem. 353, 3-11.

KRYSANOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D.-I., BECKER, A. (1998a): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. Ecological Modelling, 106(1-2), 261-289.

KRYSANOVA, V., WECHSUNG, F., MEINER, A., VASILYEV, A. (1999): Land use change in Europe and implications for agriculture and water resources. In: ENNUSTE, Ü., WILDER, L. (EDS.) Harmonization with the Western Economics: Estonian Developments and Related Conceptual and Methodological Frameworks. Estonian Institute of Economics, Tallinn Technical University, 361-384.

KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1997): WEKU – a GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Envir. Geol. 30 (1/2) 1-9.

KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. Schriften des FZ Jülich, Reihe Umwelt, Bd. 12, 107 S.; Jülich.

- KUNKEL, R., WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflussanteils im Flusseinzugsgebiet der Elbe. Schriften des FZ Jülich, Reihe Umwelt, Bd. 19, 122 S.
- KUNKEL, R.; WENDLAND, F., ALBERT, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. Parey; Berlin. Wasser und Boden, 51/9, 16-19,
- KUŽÍLEK V. a kol. (1999): Vnos a výskyt polychlorovaných bifenyly (PCB) v Labi, Závěrečná zpráva, Praha VÚV.
- LAHMER, W., BECKER, A. (1998): Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt eines mesoskaligen Einzugsgebietes. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar "Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe" vom 20. bis 23. Oktober 1998 in Karlovy Vary. B.G. Teubner Stuttgart, Leipzig 1998, p. 315-318.
- LAHMER, W., BECKER, A. (1999): Socio-Economic Implications of Land Use Change Modelling on a Regional Scale. International Conference 'Sustainable Landuse Management' in Salza. Germany. 28.9. – 1.10.1999.
- LAHMER, W., BECKER, A., PFÜTZNER, B. (1999): Modelling Land Use Change on a Regional Scale. In: Proceedings Int. Conference, Problems in Fluid Mechanics and Hydrology'. Prague. Czech Republic. June 23.-26.1999.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA, (1996): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Biologische Gewässergütekarte 1995.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band I: Konzeption und Erprobung für 28 gefährliche Wasserinhaltsstoffe. Berlin. Oktober 1997.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation; LAWA-Arbeitskreis "Zielvorgaben" in Zusammenarbeit mit dem LAWA-Arbeitskreis "Qualitative Hydrologie der Fließgewässer".
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung für Schwermetalle. Berlin. Januar 1998.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III: Konzeption und Erprobung für Wirkstoffe in Bioziden und Pflanzenbehandlungsmitteln für trinkwasserrelevante oberirdische Binnengewässer. Berlin. August 1998.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA, (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren.
- 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. Cremlingen. Catena 8, 251-264.
- LOCHOVSKÝ P., SCHINDLER J. (1998): Vliv geogenního pozadí na hodnocení a klasifikaci zatížení sedimentů Vltavy a Ohře stopovými prvky, VTEI, 15.
- LOCHOVSKÝ P., SCHINDLER J., VILÍMEC J. (1997): Zatížení sedimentů významných přítoků Labe stopovými prvky, VTEI, 413.
- LOCHOVSKÝ P., SCHINDLER J., VILÍMEC J., PRANGE A., KRAUSE P. (1996): Zatížení významných přítoků Labe těžkými kovy na území ČR, str.150-155, 7. Magdeburský seminář v Českých Budějovicích.

- LOHSE, M., WALTHER, A., DITTRICH, K., WERNER, G. (1995): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Bestandsaufnahme der Schwermetallsituation in den Gewässersystemen von Mulde und Weißer Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte, Teilprojekt 4: Analytik spezieller Metalle“ (02WT 9115/4). Universität Leipzig.
- MATSCHULLAT, J., MÜLLER, G., NAUMANN, U., SCHILLING, H. (1997): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Hydro- und Sedimentgeochemie im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster“ (02WT 9268). Heidelberger Beiträge zur Umwelt-Geochemie Band 10, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- MÜLLER, A., HANISCH, C., ZERLING, L., LOHSE, M., WALTHER, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Band 58, Heft 6, Akademie Verlag, Berlin.
- MÜLLER, G. (1971): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. Umschau. 24, 778.
- PACE, M.L., FINLAY, S.E.G., LINTS, D. (1992): Zooplankton in Advective Environments: The Hudson River Community Comparative Analysis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1060-1069.
- PEPELNIK, R., PRANGE, A., NIEDERGESÄSS, R. (1994): Comparative study of multielement determination using inductively coupled mass spectrometry, total reflection X-ray fluorescence spectrometry and neutron activation analysis. J. Anal. Atom. Spec. 9, 1071-1074.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F., TITTIZER, T. (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fischfauna) im deutschen Abschnitt der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) Koblenz., 173 S.
- PIOR, H.-P., KERSEBAUM, K. C., KOCH, A. (1999): Die Bedeutung von Extensivierung und ökologischem Landbau für Strukturwandel, Umweltentlastung und Ressourcenschonung in der Agrarlandschaft. Eberswalder Wissenschaftliche Schriften, 3, 99-114.
- PRANGE, A., NIEDERGESÄSS, R., KRAUSE, TREJTAR, K., SCHINDLER, J., REINCKE, H. (1994): Belastungspotential Elbstrom. In: GUHR, H., PRANGE, A., PUNČOCHAŘ, P., WILKEN, R.-D., BÜTTNER, B. (1994): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft. Leipzig. 94-110.
- PRANGE, A. UND MITARBEITER (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. Geesthacht. Dezember 1997, GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- PRANGE, A. UND MITARBEITER (1997b): 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. Geesthacht. Dezember 1997, GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- PRANGE, A. UND MITARBEITER (1997c): 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, Geesthacht. Dezember 1997, GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- PRANGE, A., VON TÜMPLING, W. JR., NIEDERGESÄSS, R., JANTZEN, E. (1995): Die gesamte Elbe auf einen Blick: Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. Wasserwirtschaft - Wassertechnik. 7/95 22-33. GKSS 95/E/57.

- PUSCH, M., FIEBIG, D., BRETTAR, I., EISENMANN, H., ELLIS, B. K., KAPLAN, L. A., LOCK, M. A., NAEGELI, M. W., TRAUNSPURGER, W. (1998): The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biology* 40: 453-494.
- RENGER, M., WESSOLEK, G. (1996): Berechnung der Verdunstungsjahressummen einzelner Jahre. In: DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Heft 238, S. 47. Bonn.
- SCHÄFERS, C. (1999): UBA-Forschungsbericht 295 21 281; Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern.
- SCHIEMER, F., WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: *River Conservation and Management*. BOON, et. Al. (ED.). John Wiley & Sons Ltd., 363-382.
- SCHINDLER J. et al. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt Tschechische Elbe-Nebenflüsse, Abschlußbericht, Praha VÚV.
- SCHÖLL, F. (1999): Neues Leben im Fluss? Wasserwirtschaft - Wassertechnik, Heft 7.
- SCHÖLL, F., BEHRING, E., WANITSCHKE, M. (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbesohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. UBA-Texte, 64
- SCHWARZBAUER, J. (1997): Screening, Identifizierung und quantitative Analyse organischer Substanzen in Sediment und Schwebstoff des Elbesystems. Dissertation. Universität Hamburg
- SCHWARZE, R. (1985): Gegliederte Analyse und Synthese des Niederschlag-Abfluss-Prozesses von Einzugsgebieten. TU Dresden, Fak. F. Bau-, Wasser- und Forstwesen, Diss.
- SCHWARZE, R., GRÜNEWALD, U., BEBLIK, A., DRÖGE, W., DREWLOW, F. (1998): Potentielle Auswirkungen von Umweltveränderungen auf das Fließweg- und -Zeitverhalten verschiedener Abflusskomponenten und den daran gekoppelten flächennutzungsabhängigen Stickstoffaustrag aus Festgesteinseinzugsgebieten der Elbe. Zwischenbericht innerhalb des BMBF-Forschungsvorhabens Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe
- SIMON, M. (1993): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet, Wasserwirtschaft - Wassertechnik, Heft 7.
- SIMON, M. (1996): Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (Hrsg.). Magdeburg. 49 Seiten und Anlagen.
- SPICKERMANN, W., STORK, G. (1986): *Fresenius J. Anal. Chem.*, 323, 33-38.
- THIEL, R. (2000): Aktueller Zustand der Fischgemeinschaften in der mittleren Elbe: Ergebnisse der Habitatmodellierung und fischökologischen Bewertung. In: BFG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (HRSG.): Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilungsreihe der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie, Mitteilung Nr. 6
- TRUCKENBRODT, D., EINAX, J. (1995): Sampling representativity and homogeneity of river sediments. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 437-443.
- TRUCKENBRODT, D., KAMPE, O., EINAX, J. W. (1996): *Vom Wasser*, 87 29-38.
- TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. H. (1961): The composition of the continental crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72, 175-192.
- VONDRAK L. et al. (1996): Monitoring zatížení sedimentů v povodí řeky Ohře, VHL Teplice.
- WASSERGÜTESTELLE ELBE (WGE) (2000): <http://www.hamburg.de/Umwelt/wge/>.

- WECHSUNG, F., KRYSANOVA, V., FLECHSIG, M., SCHAPHOFF, S. (2000): May land use change reduce the water deficiency problem caused by reduced brown coal mining in the state of Brandenburg? *Landscape and Urban Planning*, 730, 1-13.
- WENDLAND, F., KUNKEL, R. (1998): Gebietsumfassende Analyse von Wasserhaushalt, Verweilzeiten und Grundwassergüte zur naturräumlichen Klassifizierung und Leitbildentwicklung im Elbeinzugsgebiet. Teilprojekt zum BMBF-Förderschwerpunkt "Elbe-Ökologie", Forschungsbericht, FZ Jülich.
- WESSOLEK, G., FACKLAM, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Pflanzenernährung Bodenkunde*, 160, S. 41-46. Weinheim.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Geobotanisches Institut der ETH Zürich, Heft 90, 272 S.
- WITTER, B., FRANCKE, W., FRANCKE, S., KNAUTH, H.-D., MIEHLICH, G. (1998): Distribution and mobility of organic micropollutants in river Elbe floodplains. *Chemosphere* 37b, 63-78
- WÖRNER, U., ZIMMERMANN-TIMM, H. & KAUSCH, H. (2000): Struktur, Abundanz und mikrobielle Besiedlung von Aggregaten im Verlauf der Mittelbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung in Rostock, Bd. II: 801-805.
- ZANKE, U., KREBS, M. (2000): Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen. In: BFG/PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (Hrsg.): Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilungsreihe der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie, Mitteilung Nr. 6.
- ZIMMERMANN-TIMM, H., HOLST, H., WÖRNER, U., KAUSCH, H. (2000): Strukturgebundener Stoffumsatz im Fließgewässer. Untersuchungen zur Bedeutung des mikrobiellen Nahrungsgefüges im Freiwasser und auf den Aggregaten der Mittelbe. In: BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie (Hrsg.): Statusseminar Elbe-Ökologie, Tagungsband. Mitteilungsreihe der BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie, Mitteilung Nr. 6.

8 Index

- Abbau, biologischer 86
- Abbauprozess 87, 140
- Abfluss...1, 3, 5, 39, 40, 43, 45, 62, 64, 107, 108, 109, 110, 111, 119, 133, 134, 143, 153
 - Abflusskomponenten 112, 115, 140, 161
 - Abflussverhältniss 111, 134, 145
- Abiotik 38
- Abundanz 38, 162
- Abwasser 9, 86, 87, 88, 89, 133, 134
 - Abwässer, landwirtschaftliche 6
 - Abwasserbehandlung 89, 132, 148, 149
 - Abwasserbelastung 12
- Aland 4
- Alkalielemente 75, 77, 81
- Altlasten 9, 121, 150
- Aluminiumstandardisierung 47, 56
- Analytik 28, 36, 47, 85, 87, 92, 160
 - Analysemethoden 61, 89
 - Analyseverfahren 28, 33
 - Aufwand, analytischer 28, 147
- Anionen 31, 75, 76, 81
- anthropogen...25, 27, 35, 46, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 56, 58, 59, 60, 61, 62, 64, 71, 73, 77, 78, 80, 81, 98, 99, 100, 103, 105, 113, 127, 130, 138, 142, 159
- ARGE ELBE...17, 19, 20, 21, 22, 23, 30, 34, 35, 38, 57, 92, 94, 96, 97, 104, 129, 130, 131, 132, 136, 137, 138, 144, 147, 148, 154, 155
- Arsen...20, 21, 22, 23, 35, 44, 45, 46, 47, 56, 60, 62, 64, 71, 73, 78, 80, 81, 83, 84, 101, 102, 103, 126, 127, 129, 130, 134, 135, 145, 147
- Arten 12, 13, 37, 38, 138, 139
- Auen 10, 11, 15, 16, 33, 41
 - Auenböden 98
 - Auenlehme 98, 104, 105, 106
 - Auenwald 11
- Auswertung
 - multivariat-statistische 56, 71, 75, 105
 - univariat-statistische 77
- Bakterien 18, 36, 156
- Basisabflusshöhen 111
- Begleitparameter 32
- Belastung
 - Belastungsgrad 70, 71, 88
 - Belastungspotential 45, 144, 160
 - Belastungsrückgang 150, 151
 - organische 85, 92, 96
 - rezente 130, 132
 - stoffliche 27, 141, 149, 150
- Belastungsgrad, multipler 70
- Bergbau 7, 8, 98, 121, 150
- Berounka 82, 83
- Besiedlung 36, 139, 162
- Bettbildung 40, 109
- Bettmaterial 39, 109
- Bettzustand 108
- Bewässerung 19, 20
- Bewertung...17, 18, 23, 24, 25, 27, 34, 35, 38, 39, 43, 44, 46, 47, 55, 77, 81, 89, 91, 102, 105, 120, 127, 129, 139, 144, 156, 157, 160, 161
 - Bewertungssystem...18, 20, 22, 35, 93, 94, 96, 130, 132, 144
 - Bewertungsverfahren 24, 25
 - Gewässergüteklassifikationssystem 18
 - Güteklasse...17, 19, 20, 56, 84, 94, 96, 97, 121, 130, 136, 152, 153, 154
 - Klassifikationsstufen 25
 - Klassifizierung...18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 57, 94, 97, 112, 131, 144, 161, 162

- Klassifizierungssystem...17, 18, 21, 23, 55, 92, 144
- Bewirtschaftungsszenarien..... 119
- Bílina...1, 3, 4, 7, 52, 82, 84, 89, 93, 96, 97, 121, 129, 133, 134, 135, 145
- Bioindikation..... 24, 156
- Biosphäre 14
- Biosphärenreservat..... 10, 11, 14
- Biozönose 24, 27, 36, 138, 143
- Blei...22, 23, 62, 64, 65, 66, 70, 71, 73, 75, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 100, 102, 103, 120, 121, 125, 126, 127, 129, 132, 136, 150, 152
- Boden..... 111, 118, 119, 140, 159
- Bohrtiefe..... 99
- Buhnen..... 16, 36, 37, 38, 108, 139, 156, 162
- Cadmium...22, 23, 35, 45, 47, 61, 62, 64, 65, 67, 70, 71, 73, 74, 75, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 102, 103, 120, 121, 122, 126, 127, 129, 132, 134, 135, 136, 138, 145, 147, 149, 150, 151, 152, 153
- Chlorid..... 76, 77, 78, 81
- Chlorkohlenwasserstoffe..... 30, 157
- Chrom...23, 62, 65, 75, 78, 79, 80, 102, 103, 126, 132, 147, 151, 152
- Cluster...52, 53, 58, 61, 63, 75, 77, 78, 126, 143
- Clusteranalyse...51, 52, 53, 56, 58, 61, 71, 72, 76, 77, 78, 79, 80, 126, 127, 128, 144
- Clusterung..... 127
- Datenanalyse 126
- Datenmatrix..... 31, 43, 56
- Dendrogramm 72, 75, 76, 77, 79, 126, 127
- Denitrifikationskapazität 113
- DOC 31, 77, 78
- Durchfluss 43
- Eger...1, 3, 4, 7, 36, 89, 94, 95, 101, 102, 103, 121, 133, 134, 135
- Einleiter...8, 9, 27, 44, 47, 60, 65, 77, 86, 89, 116, 117, 121, 134
- Einzugsgebiet...1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 15, 16, 23, 24, 30, 34, 35, 36, 40, 43, 65, 98, 102, 109, 110, 111, 115, 116, 117, 119, 120, 126, 129, 141, 144, 153, 157, 159, 160, 161
- Elbe...1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 20, 22, 27, 28, 30, 32, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 43, 44, 46, 50, 52, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 64, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 96, 101, 102, 103, 107, 109, 110, 116, 117, 119, 120, 121, 126, 127, 129, 130, 132, 133, 134, 135, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162
- Elbeabschnitt...11, 28, 37, 40, 47, 49, 52, 54, 56, 58, 61, 62, 63, 87, 121, 143, 149
- Elbeeinzugsgebiet...3, 5, 6, 10, 15, 16, 27, 43, 89, 102, 103, 109, 110, 112, 115, 116, 117, 118, 121, 126, 127, 129, 130, 140, 141, 149, 150, 162
- Elbelängsprofil..... 47
- Elbesohle..... 36, 108, 161
- elbespezifisch..... 23, 44, 87, 144
- Elbetiefeland..... 117, 118
- Mittlere Elbe 11, 38
- Obere Elbe 56
- Tideelbe...34, 52, 53, 59, 60, 61, 64, 101, 121, 129
- Elde 4
- Elemente, prioritäre 81, 82, 83, 84, 120, 130
- Elementmuster 56, 127, 128
- Erdalkalielemente..... 75
- Erosion 33, 116, 117
- Eutrophierung..... 24, 138, 158
- Faktoranalyse...49, 51, 56, 59, 60, 61, 72, 73, 77, 78, 80, 126, 127, 129
- Faktorladung 49, 50, 73, 78, 80, 129
- Faktormodell..... 50, 51, 52
- Faktorwert 51
- Farbkarte 55
- Feststoffe
- Feststoffhaushalt..... 40, 140

- Feststofftransport...27, 39, 40, 43, 107, 109, 140
- Filtrat
- Filtratbeschaffenheit..... 75
- Fische..... 15, 16, 18, 37, 139, 155
- Fischarten 37, 149
- Fischerei..... 18, 19, 20
- Fischfauna 16, 25, 37, 38, 157, 160
- Fischtreppe 15
- Flussdynamik 11
- Gaschromatographie 85
- Gebietsanalysen, genestete 115
- Gebietswasserhaushalt..... 110
- Geochemie..... 18, 23, 46, 99, 100
- geogen...35, 48, 49, 51, 52, 53, 54, 56, 61, 71, 81, 99, 100, 105, 106, 113, 121, 127, 132, 144
- Geologie...4, 17, 23, 24, 33, 34, 35, 36, 40, 102, 106, 111
- Geoakkumulation 18, 21, 23
- Geschiebe 39, 40, 107, 109
- Geschiebetransport..... 41, 107
- Gewässer
- Gewässerbelastung 6, 8, 115
- Gewässerbeschaffenheit...17, 20, 27, 34, 39, 43, 55, 110, 147
- Gewässerschutz 10, 153, 157, 159
- Gewässertyp 17, 24, 25
- Grenzwerte...17, 18, 74, 81, 83, 84, 92, 94, 95, 118
- Grundwasser..... 110, 112, 116, 117, 118, 140
- Habitat..... 37, 139
- Havel...3, 4, 5, 8, 30, 31, 49, 52, 53, 61, 64, 65, 71, 72, 73, 80, 88, 101, 102, 103, 105, 106, 116, 117, 121, 132, 133, 134, 135, 140, 141, 143, 144, 155, 157, 158
- HCH 21, 93, 94, 95, 96
- Hintergrundbelastung...17, 18, 20, 21, 22, 23, 27, 33, 34, 35, 43, 46, 81, 98, 99, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 120, 121, 130, 131, 144, 152, 153, 160
- Hochwasser..... 143
- Hochwasserschutz 6, 161
- Hot Spots..... 89
- Hubschrauberkampagne..... 57
- Hydrographie..... 1
- IKSE...2, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 19, 20, 38, 73, 81, 84, 92, 94, 95, 121, 138, 157, 158, 161
- Ilm...3, 4, 8, 30, 31, 64, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 91, 121, 156, 157
- Ilmenau..... 4
- Industrie..... 1, 6, 7, 8, 89, 109, 121
- Industriechemikalien 18, 20
- Industriestandort..... 9, 65, 121
- Inhaltsstoffe 85, 143, 144
- Iser 1, 3, 4, 7, 133, 134, 135
- Isomerenmuster 86
- Jahna..... 52
- Jeetzel 4
- Jizera...1, 3, 4, 7, 82, 84, 95, 96, 97, 133, 134, 135, 145
- Kamenice 1
- Kampagne...28, 45, 49, 54, 56, 60, 61, 62, 64, 129, 133, 134
- Kenngößen, statistische..... 44, 45, 46, 61
- Kernprofil 98, 99, 100, 106
- Kläranlage 8, 87, 116, 117, 141
- Klärschlammelemente...23, 44, 46, 47, 48, 49, 50, 56
- Klärschlammverordnung 18, 35, 44
- Kohlenwasserstoffe...85, 88, 89, 91, 92, 93, 96, 157
- Kompartiment..... 10, 30, 31, 32, 33, 37, 47, 81
- Königswasserauszug 102, 103, 151, 153
- Konzentrationsgradient 33, 86, 99
- Korngrößenfraktion...44, 66, 67, 68, 69, 100, 102, 122, 123, 124, 125, 131, 139, 148, 149, 150, 151, 153

- Kupfer...7, 23, 45, 62, 65, 70, 78, 80, 81, 103, 126, 135, 147, 152
- Landnutzung 16, 115, 118, 155, 159
- Landschaftsschutzgebiet 15
- Landwirtschaft..... 6, 7, 10, 110, 115, 118, 143
- Längsprofiluntersuchung..... 44, 143, 160
- LAWA...17, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 25, 35, 55, 57, 73, 81, 83, 84, 94, 104, 130, 131, 147, 152, 153, 154, 159
- Lebensgemeinschaft, aquatische...11, 12, 17, 18, 19, 20, 22, 35, 91, 101, 102, 132, 153, 160
- Leitbild 17, 24
- Leitfähigkeit..... 28, 31, 77, 78, 81
- Limnologie..... 156, 157, 158, 162
- Makrozoobenthos 24, 25, 139, 142, 156
- Massenspektrometrie..... 85
- Maßnahmenvorschläge 143, 144, 145
- Messkampagne..... 43, 54, 129
- Messmethode 43, 120
- Messstation 136, 137, 138, 143
- Metallionen..... 99
- Moldau...1, 3, 4, 7, 28, 36, 40, 52, 82, 83, 89, 93, 94, 101, 102, 103, 121, 129, 133, 134, 135, 143
- Monitoring 10, 144, 145, 161
- Morphologie 39, 107, 138, 140
- flussmorphologisch 36
- Hydromorphologie..... 43
- Morphodynamik 16, 27, 40, 139, 156
- Mulde...3, 30, 31, 35, 36, 52, 58, 60, 61, 65, 70, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 85, 88, 89, 91, 98, 101, 102, 103, 119, 120, 121, 129, 132, 133, 134, 135, 143, 144, 145, 156, 160
- Freiberger Mulde...3, 4, 7, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 98, 102, 103, 121
- Vereinigte Mulde...3, 4, 7, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 101, 102, 103, 121
- Zwickauer Mulde...3, 4, 5, 7, 31, 65, 70, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 102, 103, 119
- Nachhaltigkeit..... 24
- Nährstoffe.... 6, 16, 18, 110, 116, 117, 118, 140
- Nationalpark 15
- Naturschutzgebiet 1
- Nickel...23, 61, 62, 64, 71, 73, 78, 80, 81, 102, 103, 126, 127, 129, 134, 147, 152
- Niedrigwasser..... 5, 108, 139
- Nitrat..... 76, 110, 112, 113, 114, 115, 140, 159
- NOEC 17
- Non-Target-Screening-Analytik..... 85, 87
- Nutzfläche, landwirtschaftliche.... 115, 117, 141
- Oberflächengewässer...18, 81, 92, 110, 111, 112, 118, 119, 140, 141, 156, 158
- Ohře...1, 3, 4, 7, 82, 83, 84, 89, 95, 97, 133, 134, 135, 143, 145, 159, 161
- Ökologie...10, 15, 16, 17, 24, 25, 27, 37, 110, 115, 118, 139, 144, 149, 160, 161
- fischökologisch 37, 38, 139
- Oste 4
- Otava 94
- PAK 91
- Parthe.... 3, 4, 30, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80
- PCB...21, 85, 89, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 129, 145, 159
- Pegel 3, 5
- Pestizide..... 30, 85, 88, 89, 91, 93, 157
- Phosphat 140
- Phosphor..... 10, 62, 109, 115, 116, 140, 141
- Plankton 138, 142
- Pleiße...3, 4, 8, 30, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80
- Probennahme...30, 31, 38, 43, 44, 45, 47, 82, 84, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 106, 120, 135, 144, 153
- Probennahmefehler..... 120
- Probennahmeort..... 52, 56, 70, 97, 106, 130
- Probennahmezeiten 49, 66, 67, 69, 147
- Punktquellen..... 10, 47, 53, 64, 65, 116, 142

- Qualitätskomponenten, biologische 25
- Qualitätsziele 17, 34, 89, 91, 158
- Quecksilber...18, 22, 23, 45, 47, 55, 57, 62, 65, 68, 70, 75, 79, 81, 82, 83, 84, 103, 106, 120, 121, 123, 132, 134, 135, 136, 138, 145, 147, 148, 150, 151
- Quellen, diffuse 6, 10, 116, 140, 143
- Referenzbiozönose 17
- Regen-Schnee-Typ 5
- Regenwasser 9
- Retentionsprozesse 110
- Richtwert 148
- Saale...3, 4, 5, 7, 30, 31, 36, 52, 58, 60, 61, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 87, 89, 91, 92, 98, 101, 102, 103, 116, 117, 120, 121, 133, 134, 135, 138, 142, 143, 144, 145, 156, 157
- Salze 18, 24, 77
- Salzfracht 75, 77, 81
- Sandfracht 40, 109
- Sanierungsmaßnahmen...10, 136, 143, 145, 147, 148, 149, 150, 156, 161
- Schadstoffe...32, 35, 92, 94, 96, 120, 129, 132, 133, 140, 145
- organische 32, 92, 129, 145
- Schadstoffbelastung 6, 37
- Schifffahrt 6
- Schutzgebiet 10, 13, 14, 15
- Schutzgut 7, 18, 19, 20, 22, 102, 132
- Schwarze Elster...2, 3, 4, 7, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 85, 88, 101, 102, 103, 133, 144, 157
- Schwebstoff
- Schwebstoffbelastung 13, 56, 84
- Schwebstoffhaushalt 37
- Schwebstoffphase 19, 138
- Schwebstofftransport 41, 132
- Schwermetallbelastungen...22, 35, 64, 120, 144, 147, 153, 154
- Schwermetalle...17, 18, 20, 21, 23, 24, 32, 33, 34, 35, 45, 65, 70, 73, 74, 75, 78, 79, 81, 98, 99, 120, 121, 136, 138, 144, 145, 155, 157, 159, 160
- Schwermetallfrachten 138
- Schwermetallgehalte...65, 75, 78, 106, 153, 156
- Schwimmstoffe 39
- Sediment
- rezent 106, 130, 131, 136
- schwebstoffbürtiges 136, 144
- Sedimentation 36, 43, 83
- Sedimentqualität 18, 27, 52
- Selbstreinigung 36, 142, 149
- Seltenen Erden 49, 50, 51, 53
- Sohle 36, 39, 40
- Sohlenerosion 6
- Sohlform 108
- Spree...3, 4, 5, 8, 30, 31, 64, 65, 71, 72, 73, 80, 101, 102, 103, 105, 106, 121, 138, 143, 155, 157, 158
- Spülfracht 39
- Spurenstoffe, organische 28
- Standardabweichung 48, 49, 54, 55, 61, 63
- Staustufe 15, 95
- Stickstoff...10, 109, 110, 116, 117, 118, 119, 141, 161
- Stoffe, prioritäre 8, 20
- Stoffeinträge 110, 117, 140, 143
- Stofffrachten 132
- Stoffmuster 89
- Stoffumsetzung, biologische 36
- Stör 4, 117
- Substanzklasse 85, 92
- Sude 4
- Sulfat 77, 78, 81
- Summenparameter 18, 31
- Szenariorechnungen 115
- Tide 86
- Tongesteinstandard 23, 104

- Tongesteinstandards 103
- Toxizität..... 18, 24, 34, 120
- Transport..... 62, 89, 107, 132, 133, 134, 135
- Trend...53, 64, 83, 135, 136, 143, 145, 147, 148
- Triebisch..... 52, 121
- Trinkwasserversorgung..... 18, 19, 20, 85
- Unstrut...3, 4, 8, 30, 31, 64, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 91, 102, 103, 121, 133, 134, 143, 156, 157
- Untersuchungsprogramm 27, 32, 44, 144
- Versiegelungsgrad 111
- Verweilzeit..... 112, 119, 140, 162
- Vltava...1, 3, 4, 7, 82, 89, 94, 97, 133, 134, 135, 145
- Vollaufschluss 44, 45, 47, 102, 103, 151
- Wasser
- Wasserbau 6, 39
- Wasserhaushaltsgrößen 111, 115
- Wasserphase...18, 30, 44, 45, 73, 74, 92, 138, 147, 157
- Wasserqualität..... 11, 17, 36, 64, 143
- Wasserrahmenrichtlinie..... 17, 24, 25
- Wasserwirtschaft 6, 10, 32, 160, 161
- Wasserrahmenrichtlinie..... 25
- Weißer Elster...3, 4, 8, 31, 65, 71, 73, 75, 76, 79, 80, 102, 103
- Welle, fließende..... 139
- Xenobiotika..... 17
- Zielvorgaben...6, 7, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 34, 35, 44, 45, 46, 47, 73, 81, 83, 84, 89, 92, 94, 95, 96, 101, 102, 104, 132, 134, 144, 152, 153, 155, 158, 159
- Zink...18, 23, 45, 47, 60, 61, 62, 65, 69, 71, 73, 75, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 102, 103, 120, 121, 124, 126, 127, 129, 134, 136, 147, 150, 151, 152
- Zone, ungesättigte..... 110, 117, 118, 119

Anhang

Tabelle A-1 Zusammenfassung der räumlich hoch aufgelösten Elbelängsprofilmesskampagnen

Kampagnen Art		Zeitraum		Elementanalytik Kompartiment	Parameter	n
Hubschrauber-Kamp.	Okt.	1993		Filtrat/Schwebstoff	Elemente / klass. Param.	102
	Mai	1994		Filtrat/Schwebstoff	Elemente / klass. Param.	114
	Sep.	1995		Filtrat/Schwebstoff	Elemente / klass. Param.	114
	Apr.	1996		Filtrat/Schwebstoff	Elemente / klass. Param.	114
	Sep./Dez.	1998		Filtrat/Schwebstoff	Elemente / klass. Param.	117
Sediment-Kamp.	Okt.	1992		rezentes Sediment	Elemente	80
	Okt.	1995		rezentes Sediment	Elemente	82
	Okt.	1998		rezentes Sediment	Elemente	82
Kampagnen Art		Zeitraum		Organische Analytik Kompartiment	Parameter	n
Längsprofile	Mai	1994		Filtrat	N/P, polare Pestizide	26
	Sep.	1995		Filtrat	N/P, polare Pestizide	26
	Apr.	1996		Filtrat	polare Pestizide	29
	Okt.	1992		Sediment	SCKW	24
	Okt.	1995		Sediment	SCKW	24

Tabelle A-2 Probennahmeorte, Hubschraubermesskampagnen. Die unter n angegebene Anzahl von vorhandenen Proben bezieht sich auf alle fünf Hubschraubermesskampagnen. Stationen mit Werten größer fünf wurden am rechten und linken Ufer beprobt

km	Ort	n	km	Ort	n
CZ 369,9	Pramen Labe	5	D 116	Strehla	10
CZ 361,4	Špindlerův Mlýn	5	D 140,3	Belgern	10
CZ 337,2	Klásterská Lhota	5	D 156	Torgau	10
CZ 313,9	Verdek	5	D 184,7	Pretzsch	10
CZ 292,3	Hořenice	5	D 198,5	Schwarze Elster/Mündung	5
CZ 262,3	Opatovice	5	D 214	Wittenberg	10
CZ 233,0	Synthesia	3	D 236	Coswig	10
CZ 227,5	Valy	5	D 257,6	Roßlau	5
CZ 188,4	Klavary	5	D 258,6	Roßlau	5
CZ 150,9	Lysá	5	D 259,6	Mulde/Mündung	5
CZ 141,1	Jizera/Mündung	4	D 287,2	Breitenhagen	10
CZ 120,0	Neratovice	1	D 290,7	Saale/Mündung	5
CZ 115,9	Obříství	5	D 311,5	Schönebeck	10
CZ 109,3	Moldau/Mündung	5	D 318,1	Magdeburg	10
CZ 104,3	Beřkvice	8	D 338,5	Hohenwarthe	10
CZ 64,8	Ohře/Mündung	4	D 389	Tangermünde	10
CZ 41,3	Vaňov	8	D 416	Sandau	10
CZ 38,3	Bílina/Mündung	5	D 438	Havel Kanal/Mündung	5
CZ 20	Dobkovice	8	D 449	Hinzdorf	10
D 4	Schmilka	10	D 459,7	Wahrenberg	10
D 15	unterh. Königsstein	1	D 475	Schnackenburg	10
D 39,2	Müglitz/Mündung	5	D 503,8	Dömitz	10
D 43	Pillnitz	10	D 536,2	Neu Darchau	10
D 76,2	Scharfenberg	10	D 568	Lauenburg	10
D 82,2	Triebisch/Mündung	4	D 585,5	Geesthacht	5
D 89,7	Zehren	10	D 589	Elbstorf	5
D 107,1	Jahna/Mündung	4	D 598,7	Zollenspieker	5

km	Ort	n
D 609	Bunthauspitze	5
D 614,9	Alte Harburger Elbbrücke	4
D 615,3	Billwerder Inseln	4
D 622,6	Köhlbrandbrücke	4
D 623,5	Hafenstraße	4
D 626,7	Neumühlen	4
D 628,8	Seemannshöft	5
D 632,1	Nienstedten	5
D 636,1	Blankenese	5
D 641	Schulau	5
D 645,5	Lühe/Mündung	5
D 645,5	Lühemündung	5
D 650	Tonne 112	5
D 653	Tonne 107	5
D 655	Schwinge/Mündung	5
D 655	Schwingemündung	5
D 660,3	Pinnau/Mündung	5
D 660,5	Grauerort	5
D 662,7	Tonne 96 rot	5

km	Ort	n
D 664,7	Krückau/Mündung	5
D 665	Tonne 91 grün	5
D 670	Bielenberg Leuchtfeuer	5
D 675,5	Glückstadt	5
D 678,3	Stör/Mündung	5
D 681,4	Hollerwettern	5
D 684	Pegel Brockdorf	5
D 689	St. Magarethen	5
D 693	Brunsbüttel Elbehafen	5
D 698	Tonne 57	5
D 704	Tonne 53	5
D 707	Oste/Mündung	5
D 710	Otterndorf	5
D 716,1	Glameyer	5
D 721,6	Neufeld	5
D 727	Cuxhaven Kugelbake	5
D 746,3	Lt. Vogelsand	4
D 757	Scharhörnriff	4

Tabelle A-3 Probennahmeorte, Element-Sedimentkampagnen. Die unter n angegebene Anzahl von vorhandenen Proben bezieht sich auf drei (92, 95, 98) Messkampagnen. Stationen mit Werten größer drei wurden am rechten und linken Ufer beprobt

km	Ort	n	km	Ort	n
CZ 292,3	Hořenice	3	D 287,2	Breitenhagen	6
CZ 262,3	Opatovice	3	D 290,7	Saale/Mündung	3
CZ 233,7	Semtin	2	D 311,5	Schönebeck	6
CZ 227,5	Valy	3	D 318,1	Magdeburg	6
CZ 188,4	Klavary	3	D 350,0	Rogätz	2
CZ 150,9	Lysá	3	D 338,5	Hohenwarthe	4
CZ 115,9	Obříství	3	D 389	Tangermünde	6
CZ 110,0	Moldaukanal	1	D 416	Sandau	3
CZ 109,3	Moldau/Mündung	3	D 416,2	Sandau	3
CZ 104,3	Beřkovice	3	D 438	Havel Kanal/Mündung	3
CZ 41,3	Vaňov	3	D 449	Hinzdorf	6
CZ 38,3	Bílina/Mündung	3	D 459,7	Wahrenberg	6
CZ 18,3	Vilsnice	3	D 475	Schnackenburg	6
D 4	Schmilka	6	D 503,8	Dömitz	6
D 39,2	Müglitz/Mündung	3	D 536,2	Neu Darchau	6
D 43	Pillnitz	6	D 568	Lauenburg	6
D 76,2	Scharfenberg	6	D 580	Geesthacht	6
D 82,2	Triebisch/Mündung	3	D 609	Bunthaus Spitze	6
D 89,7	Zehren	6	D 634	Nienstedten	6
D 107,1	Jahna/Mündung	3	D 635	Este (Cranz)	3
D 116	Strehla	6	D 651	Stade	6
D 140,3	Belgern	6	D 655	Schwinge/Mündung	1
D 156	Torgau	6	D 672,6	Glückstadt	3
D 184,7	Pretzsch	6	D 676,5	Glückstadt	3
D 198,5	Schwarze Elster/Mündung	3	D 683,5	Stör	3
D 214	Wittenberg	6	D 697,5	Brunsbüttel Elbehafen	3
D 236	Coswig	6	D 707	Oste/Mündung	3
D 257,6	Roßlau	3	D 713	Brunsbüttel Elbehafen	3
D 258,6	Roßlau	3	D 726	Cuxhaven Kugelbake	3
D 259,6	Mulde/Mündung	3			

Tabelle A-4 Hubschrauberlängsprofil und Sedimentkampagnen. Bestimmte Elemente im Filtrat, Schwebstoff und Sediment

Symb.	Name	Symb.	Name	Symb.	Name
Ag	Silber	Er	Erbium	Nb	Niob
Al	Aluminium	Eu	Europium	Nd	Neodym
As*	Arsen	Fe*	Eisen	Ni*	Nickel
Au	Gold	Ga	Gallium	P	Phosphor
B	Bor	Gd	Gadolinum	Pb*	Blei
Ba	Barium	Ge	Germanium	Pr	Praseodym
Be	Beryllium	Hf	Hafnium	Rb	Rubidium
Bi	Bismut	Hg*	Quecksilber	S	Schwefel
Br	Brom	Ho	Holmium	Sb	Antimon
Ca	Calcium	K	Kalium	Sc	Scandium
Cd*	Cadmium	La	Lanthan	Se	Selen
Ce	Cer	Li	Lithium	Sm	Samarium
Co	Cobalt	Lu	Lutetium	Sn	Zinn
Cr	Chrom	Mg	Magnesium	Sr	Strontium
Cs	Cäsium	Mn	Mangan	Ta	Tantal
Cu*	Kupfer	Mo	Molybdän	Tb	Terbium
Dy	Dysprosium	Na	Natrium	Th	Thorium

Symb.	Name
Ti	Titan
Tl	Thalium
Tm	Thulium
U	Uran
V	Vanadium

Symb.	Name
W	Wolfram
Y	Yttrium
Yb	Ytterbium
Zn*	Zink
Zr	Zirkon

*steht zusätzlich als Wochenmischprobe an der Dauermessstelle Schnackenburg (ARGE) zur Verfügung

Tabelle A-5 Hubschrauberlängsprofil, Zusammenstellung der erfassten klassischen Parameter

Symb.	Name	Einheit
T	Wasser Temperatur	°C
pH	pH-Wert	
Lf.	eletr. Leitfähigkeit	µS/cm
SPM	Schwebstoffgehalt	mg/L TS
O ₂	Sauerstoffgehalt	mg/L
N-ges.	Gesamt-Stickstoff	mg/L
P-ges.	Gesamt-Phosphor	mg/L
AOX	absorbierbare organische Hallogenide	µgCl/L

Tabelle A-6 Probennahmeorte für organische Parameter, Filtratlängsprofilmesskampagne (n=23)

km	Ort	n
CZ 292,3	Hořenice	3
CZ 233	Synthesia	1
CZ 227,5	Valy	3
CZ 150,9	Lysá	3
CZ 104,3	Berkovice	3
CZ 38,3	Bílina/Mündung	1
D 4	Schmilka	3
D 89,7	Zehren	3
D 156	Torgau	3
D 198,5	Schwarze Elster/Mündung	3
D 259,6	Mulde/Mündung	3
D 290,7	Saale/Mündung	3
D 311,5	Schönebeck	3
D 389	Tangermünde	3
D 438	Havel Kanal/Mündung	3

km	Ort	n
D 475	Schnackenburg	3
D 568,2	Lauenburg	3
D 580	Geesthacht	2
D 609	Bunthauspitze	3
D 628,8	Seemannshöft	3
D 634	Nienstedten	3
D 645,5	Lühemündung	3
D 655	Schwinge/Mündung	3
D 660,5	Grauerort	3
D 670	Bielenberg Leuchttfeuer	3
D 697,5	Brunsbüttel Elbehafen	3
D 704	Tonne 53	3
D 726	Cuxhaven Kugelbake	3
D 757	Scharhörnriff	2

Tabelle A-7 Filtratlängsprofilmesskampagne, Zusammenstellung der organischen Messparameter

Gruppe	Pestizid
Acetamide,-anilide	Alachlor*
	Dimethachlor*
	Metazachlor
	Metolachlor
	Propachlor*
Aliphatische Chlorcarbonsäuren	Dalapon
	Dichloressigsäure
	Dichlorisobuttersäure
	Trichloressigsäure
Aminosäurederivat	Metalaxyl
Anilinderivate	Pendimethalin
	Trifluralin*
Aromatische Nitrile	Bromoxynil loxynil
Aromatische Nitroverbindung	Dinoseb
	Dinoterb
Nitroverbindung	DNOC
Benzamid	Propyzamid
Benzoessäurederivat	Dicamba
Benzonitil	Dichlobenil
Carbamate	Carbaryl*
	Pirimicarb*
	Propham*
	Propoxur*
	Prosulfocarb*
	Triallat*
Nitrophenylether	Nitrofen
Oximderivat	Proximpham
Phenoxycarbonsäure	2,4,5-T
	2,4-D
	Clofibrinsäure
	Dichlorprop
	Fenoprop
	MCPA
	Mecoprop
Phenylharnstoffe	Bromuron
	Chlortoluron
	Diuron
	Fenuron
	Isoproturon*
	Linuron
	Methabenzthiazuron
	Metobromuron*
	Monolinuron
	Monuron
Phosphorsäureester	Azinphos-ethyl
	Chlorfenvinfos
	Chlorpyrifos*
	Diazinon
	Dichlorvos
	Dimethoat
	Methidathion
	Parathion-ethyl Parathion-methyl

Gruppe	Pestizid
Pyrethroid	Deltamethrin
Pyridazinderivate	Chloridazon
	Fluroxypyr
Pyridazinderivat	Triclopyr
Thiadiazin	Bentazon
Triazine	Ametryn
	Atrazin
	Cyanazin
	Desethylatrazin
	Desethylterbutylazin
	Desisopropylatrazin
	Prometryn
	Propazin
	Sebuthylazin
	Simazin
Triazinone	Simetryn
	Terbutylazin
Triazinone	Metamitron*
	Metribuzin
Triazol	Triadimefon
	Epoxiconazol*
	Triadimenol*
Uracil	Bromacil*

(*) nicht analysiert für Hohnstorfmessreihe bis 12/94 und Längsprofil 5/94

Tabelle A-8 **Probennahmeorte für organische Parameter, Sedimentlängsprofilmesskampagnen (n=16)**

km	Ort	n
CZ 289	Hořenice	2
CZ 224	Valy	2
CZ 101	Dolní Beřkovice	2
D 4	Schmilka	2
D 90	Zehren	2
D 155	Torgau	2
D 236	Coswig	2
D 287	Breitenhagen	2
D 389	Tangermünde	2
D 460	Wahrenberg	2
D 504	Dömitz	2
D 568	Lauenburg	2
D 609	Bunthaus	2
D 651	Twielenfleth	2
D 673	Glückstadt	2
D 726	Cuxhaven	2

Tabelle A-9 **Organische Substanzen und Substanzgruppen, analysiert in Sedimentproben der Längsprofilmesskampagnen**

Gruppe	Parameter
Chlorbenzole und Derivate	HCB
	OCS
	QCB
DDT und Metabolite	p,p'-DDE
	p,p'-DDT
	o,p'-DDD
	o,p'-DDE
	p,p'-DDD
HCH-Isomere	γ-HCH
	β-HCH
	α-HCH
PCB-Kongenere	28
	180
	52
	101
	118
	138
	153

Tabelle A-10 Zusammenfassung der Dauermessstationsdaten

Datenherkunft	Station	Zeitraum	Zeit Auflösung	Parameter	n
ARGE Elbe	Schnackenburg (474,5 km)	1982-1998	Wochen-proben, 1993/2Wo	Klärschlamm- elemente (Mischpro- ben)	704
GKSS-organische Analytik	Hohnstorf (569 km)	Jan. 1994 - Dez. 1996	2 Wo	N/P Pestizide (Filtrat)	70
	Schmilka (0 km)	Apr. 1994 - Dez. 1996	4 Wo	N/P Pestizide polare Pestizide (Filtrat)	36
	Wittenberge (455 km)	Apr. 1994 - Dez. 1996	4 Wo	N/P Pestizide polare Pestizide (Filtrat)	36

Tabelle A-11 Untersuchungsparameter – Havel und Spree

Parameter	Sediment
Klassische Parameter	-
Kationen	Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn
Anionen	PO ₄ ³⁻
Summenparameter	-
weitere Parameter	C, C _{org.} , S, Glühverlust, Wasser- gehalt, Trockenanteil (nur Spree)

Tabelle A-12 Untersuchungsparameter - Freiburger Mulde, Zwickauer Mulde und Vereinigte Mulde

Parameter	Sediment	Schwebstoff	Filtrat
Klassische Parameter	pH, Redoxpotential	-	gelöster O ₂ , Temperatur, Leit- fähigkeit, pH, Redoxpotential
Kationen	Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mn, Ni, Pb, Rb, Sr, U, Y, Zn	Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mn, Ni, Pb, Rb, Sr, U, Y, Zn	Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, NH ₄ , Ni, Pb, Rb, Sr, U, Y, Zn
Anionen	-	-	Cl ⁻ , F ⁻ , HCO ₃ ⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , Silikat
Summenparameter	-	-	AOX, BSB ₅ , CSB _{Cr} , CSV _{Mn} , DOC, TC, TIC, TOC
weitere Parameter	C, N, S, Glühver- lust, Radioisotope (¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ⁴⁰ K, ²¹⁰ Pb, ²²⁴ Ra, ²²⁶ Ra, ²³⁵ U, ²³⁸ U)	Glühverlust	Durchfluss

Tabelle A-13 Untersuchungsparameter – Saale, Ilm und Unstrut

Parameter	Sediment	Schwebstoff	Filtrat
Klassische Parameter	-	-	gelöster O ₂ , Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Redox-potential
Kationen	As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Zn	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn	As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Zn
Anionen	-	-	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻
Summenparameter	-	-	DOC, AOX
weitere Parameter	TOC	-	Trübung

Tabelle A-14 Untersuchungsparameter – Saale

Parameter	Sediment	Filtrat
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Acenaphthen/Fluoren, Acenaphtylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)-fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Benzo(a)pyren, Chrysen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthren, Indeno(123-cd)pyren, Naphthalin, Phenanthren, Pyren	Acenaphthen/Fluoren, Acenaphtylen, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)-fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Benzo(a)pyren, Chrysen, Dibenzo(ah)anthracen, Fluoranthren, Indeno(123-cd)pyren, Naphthalin, Phenanthren, Pyren
weitere Parameter	-	Gesamtkoloniezahl, PAK-Verwerter

Tabelle A-15 Untersuchungsparameter – Schwarze Elster

Parameter	Sediment	Schwebstoff	Filtrat
Klassische Parameter	-	-	gelöster O ₂ , Temperatur, Leitfähigkeit, pH
Kationen	As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn	Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Mn, Pb, Zn	Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Na, NH ₄ , Ni, Mg, Mn, Pb, Zn
Anionen	-	-	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻
Summenparameter	-	-	DOC, AOX
weitere Parameter	-	-	Trübung, Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm

Tabelle A-16 Untersuchungsparameter – Weiße Elster, Parthe und Pleiße

Parameter	Sediment	Schwebstoff	Filtrat
Klassische Parameter	pH, Redoxpotential, Temperatur	-	gelöster O ₂ , Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Redoxpotential
Kationen	Ag, As, Bi, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, Th, U, V, W, Y, Zn, B, Cs, Nd, Tl (nur Pleiße und Parthe), Ti (nur Parthe)	Ag, As, Ba, Bi, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, La, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Sn, Sr, Tl, U, Zn	Ag, As, B, Ba, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Nd, NH ₄ , Ni, Pb, Pr, Rb, Sb, Sr, U, Y, Yb, Zn, Sc (nur Pleiße und Parthe), Sn (nur Pleiße)
Anionen	-	-	Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻
Summenparameter	-	-	DOC
weitere Parameter	C, N, S, Glühverlust, Radioisotope (¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ⁴⁰ K, ²²⁶ Ra, ²²² Rn, ²³² Th, ²³⁵ U, ²³⁸ U)	Glühverlust	Trübung

Tabelle A-17: Übersicht der untersuchten Parameter in den einzelnen Kompartimenten in den tschechischen Elbenebenflüssen

Stoffgruppe	Parameter	Kompartiment
Elemente	Ag, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sc, Se, Sn, V, Zn, P _{ges.} , C _{org}	F, S, Sed
organische Verbindungen	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(123cd)pyren)	W, Sed
	schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (SCKW) - polychlorierte Biphenyle (PCB) (PCB 28; PCB 52; PCB 101; PCB 138; PCB 153; PCB 180; Delor 103; Delor 106) - chlorierte Benzole 1,2,3,-Trichlorbenzol; 1,2,4,-Trichlorbenzol; 1,2,3,4,- Tetrachlorbenzol; 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol; Pentachlorbenzol; Hexachlorbenzol)	W, Sed
	- DDT und seine Metabolite (o,p-DDE; p,p-DDE; o,p-DDD; p,p-DDD; o,p-DDT; p,p-DDT) - HCH-Isomere (α-HCH; β-HCH; γ-HCH; δ-HCH; Heptachlor, Methoxychlor)	
	flüchtige Kohlenwasserstoffe (FKW) und Chlorkohlenwasserstoffe (FCKW) (Chloroform; 1,2-Dichlorethan; trans1,2-Dichlor- ethylen; cis1,2-Dichlorethylen; Trichlorethylen; Chlorbenzol; 1,2-Dichlorbenzol; 1,4-Dichlorbenzol; Benzol; Toluol; Summe von orto-, meta-, para-Xylol)	W
Begleitparameter	Temperatur; pH; Leitfähigkeit; O ₂ ; DOC; TOC; AOX; P _{ges.} ; PO ₄ ; N _{org} ; NO ₂ ; NO ₃ ; NH ₄ ; N _{ges} TOC	W W, Sed

Sed: Sediment

F: Filtrat

W: Wasser (Gesamtprobe)

S: Schwebstoff

Tabelle A-18: Probennahmestellen an den tschechischen Elbenebenflüssen

Probennahmestelle Vltava (mit Zuflüssen) ¹			Probennahmestelle Ohře		
VL-1	Vraňany	11	OH-1	Terezín	4
VL-2	Libčice	27	OH-2	Vršovice	50
VL-3	Sedlec	41	OH-3	Hradiště	81
VL-4	Modřany	58	OH-4	Libočany	91
BE-1 (Berounka)	Radotín	2/59	OH-5	Želina	123
VL-5	Vrané	72	OH-6	Klášterec	133
SA-6 (Sázava)	Pikovice	4/76	OH-7	Vojkovice	152
VL-7	Štěchovice	85	OH-8	Dubina	163
VL-8	Slapy	92	OH-9	Loket	192
VL-9	Kamýk	135	OH-10	Královské Poříčí	199
VL-10	Orlík	145	OH-11	Citice	208
VL-11	Orlík	168	OH-12	Vokov	232
OT-12 (Otava)	Jistec	15/180	OH-13	Skalka	246
VL-13	Kořensko	200	Bílina		
LU-14 (Lužnice)	Vesce	5/205	BI-1	Ústí n.L. (unterhalb Spolch. ²)	0
VL-15	Hněvkovice	210	BI-2	Ústí n.L. (oberhalb Spolch. ²)	1
VL-16	Hluboká	225	BI-3	Stadice	11
VL-17	Zlatá Koruna	268	BI-4	Chánov	45
VL-18	Rožmberk	309	Jizera		
VL-19	Lipno II	319	JI-1	Nový Vestec	2
VL-20	Lipno I	333	JI-2	Kačov	15
VL-21	Lipno I	336	JI-3	Vinec	35
VL-22	Lipno I	364	JI-4	Bakov	49
VL-23	Horní Vltavice	405	JI-5	Příšovice	72
VL-24	Kvilda	430	JI-6	Železný Brod	97
			JI-7	Horní Sytová	122

¹ Bei den Zuflüssen der Vltava (Berounka, Sázava, Otava und Lužnice) fanden nur Beprobungen im Mündungsbereich statt. Bei den Flußkilometerangaben stellt die erste Nummer die Entfernung von der Mündung in die Vltava und die zweite die Vltava-Kilometrierung an der Einmündung dar.

² Spolchemie (Chemie Werke) - Haupteinleiter in Ústí n. Labem.

An den Probenahmestellen VL-23, VL-24, JI-7 (VL-7, VL-10, VL-11 nur 1998) konnten wegen Sedimentmangels nur Wasserproben entnommen werden.

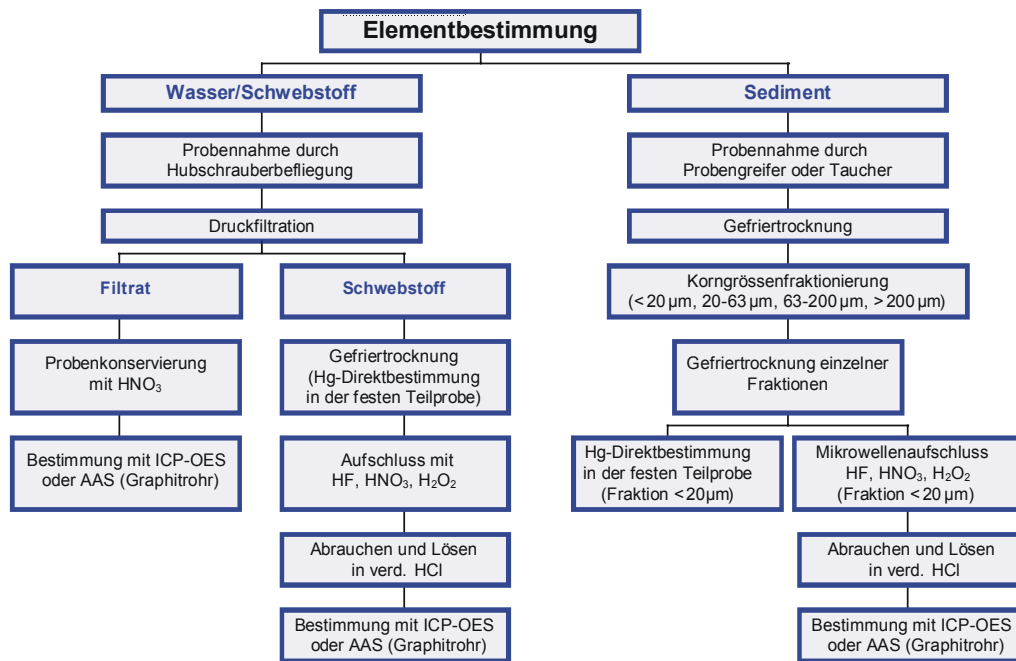


Bild A-1: Schematische Darstellung der Probenvorbereitung und des Analyseverfahrens zur Elementbestimmung in den Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment

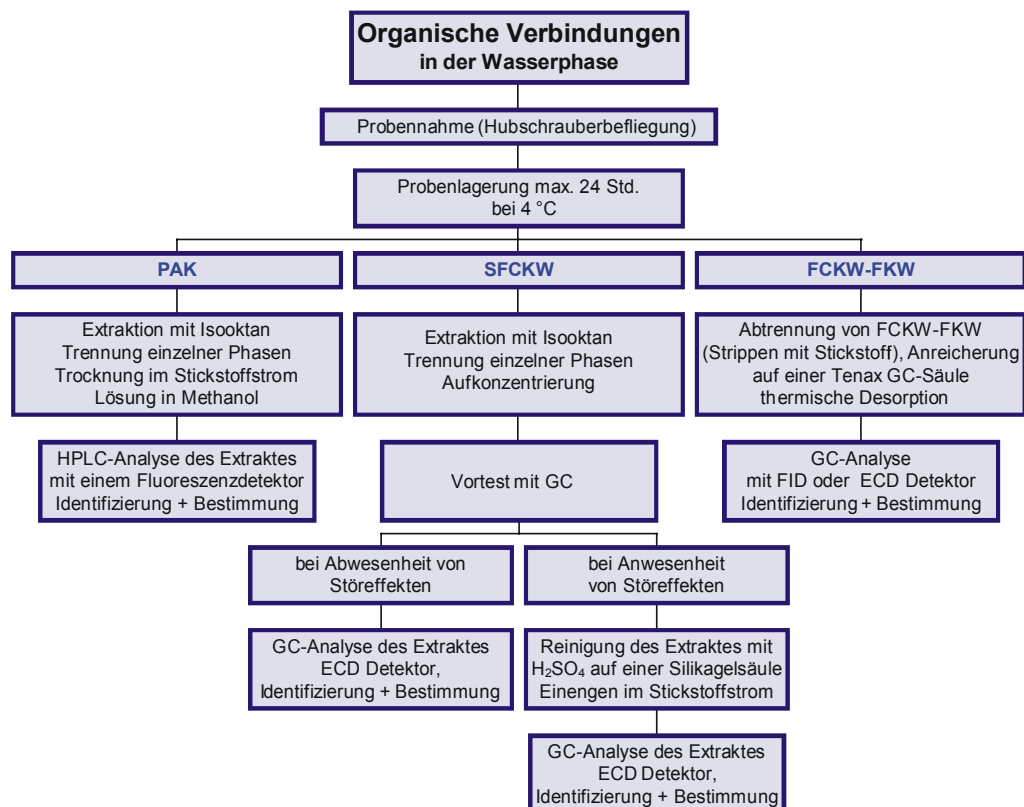


Bild A-2: Schematische Darstellung der Probenaufarbeitung und des Analyseverfahrens zur Bestimmung polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK), schwerflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (SFCKW) und flüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe bzw. Kohlenwasserstoffe (FCKW-FKW) in der Wasserphase

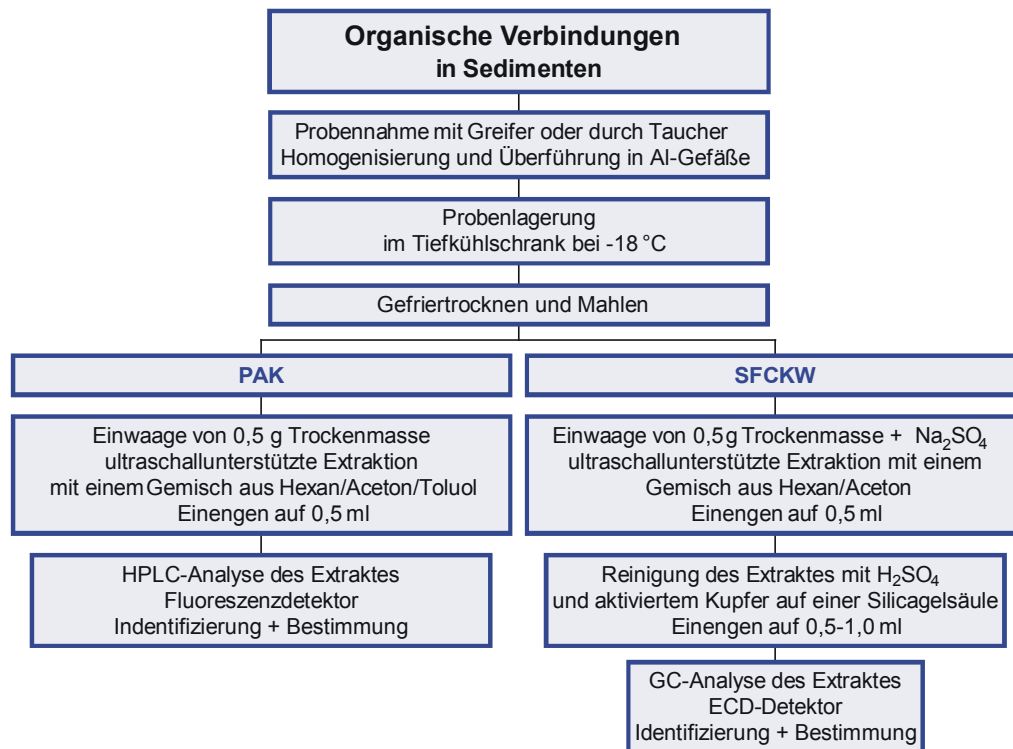


Bild A-3: Schematische Darstellung der Probenaufarbeitung und des Analyseverfahrens zur Bestimmung polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und schwerflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe (SFCKW) in Sedimenten

Bild A-4 bis A-19 Darstellung der Belastung der Elbe mit Klärschlammelementen und Arsen mittels Farbkarten. Dargestellt ist die Belastung der Sedimente und Schwebstoffe der Kampagne Okt. 98. Die Belastung mit Arsen wurde nach dem Klassifikationssystem der ARGE ELBE klassifiziert, die mit Chrom, Kupfer, Nickel und Zink nach dem System der LAWA und Cadmium, Quecksilber und Blei nach beiden Klassifikationssystemen, die für diese Elemente identisch sind. Zusätzlich ist in der Legende die Verteilung der Güteklassen über das Elbelängsprofil in Form von Histogrammen dargestellt.

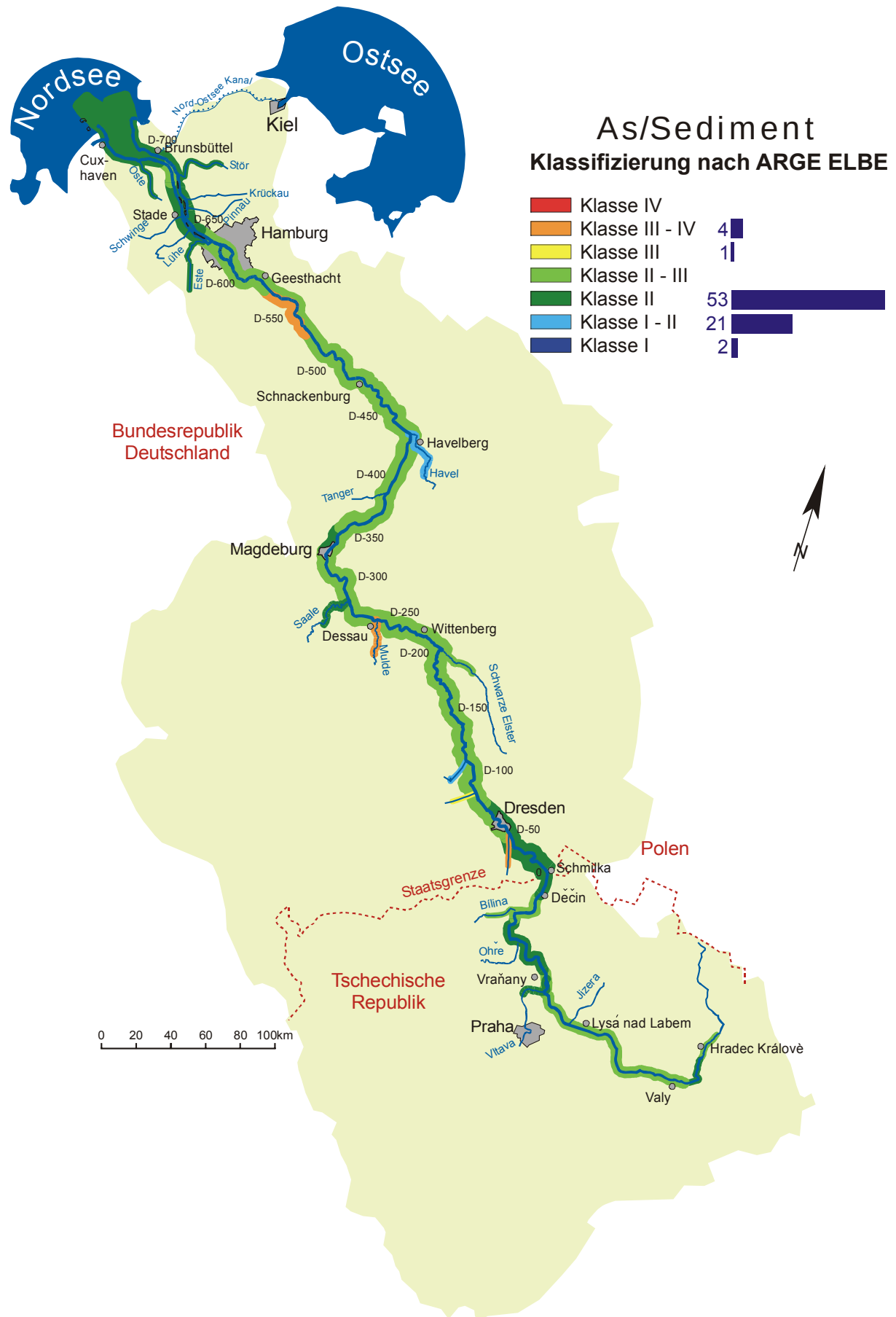


Bild A-4 (siehe Erläuterung S. XII)

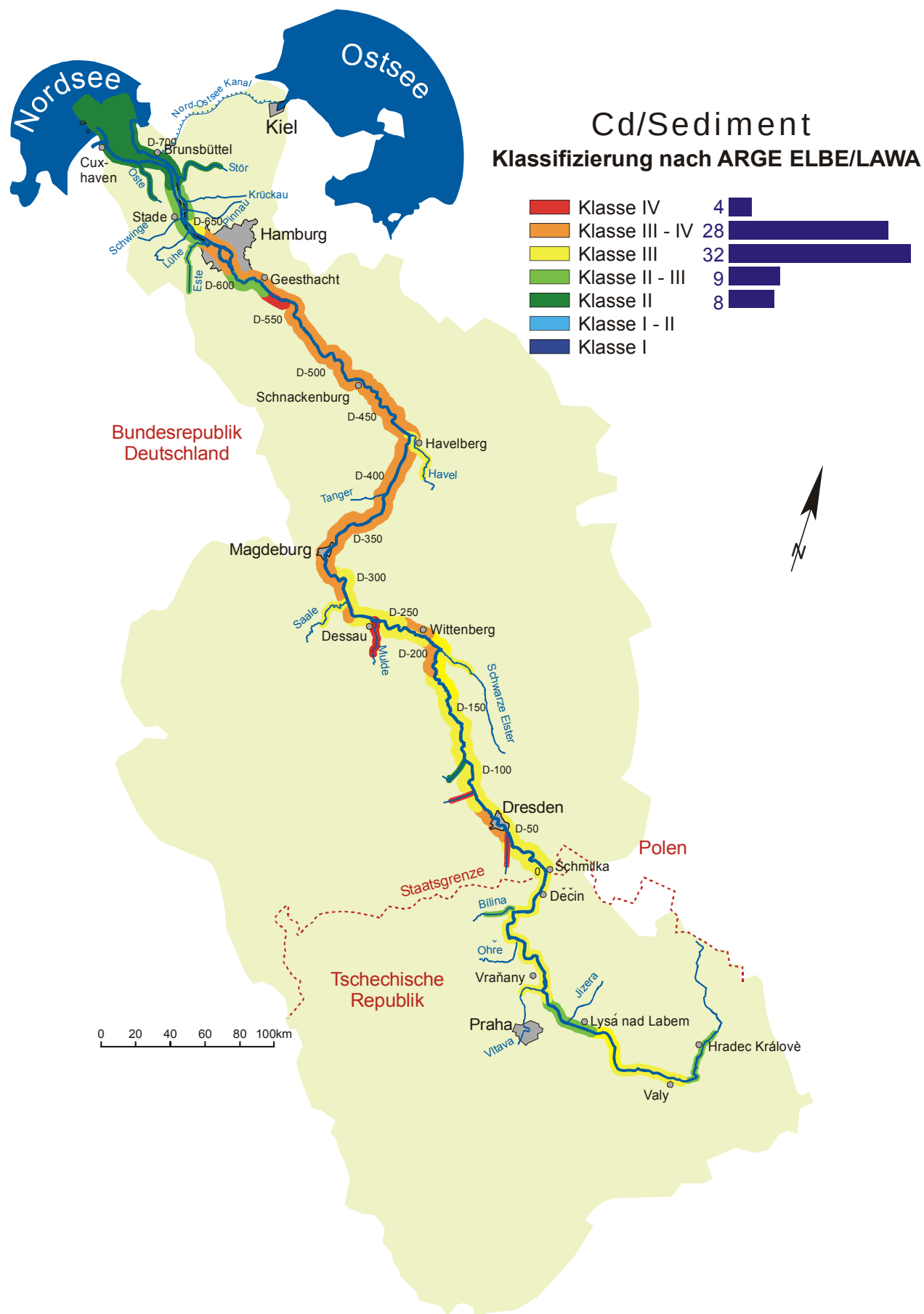


Bild A-5 (siehe Erläuterung S. XII)

Belastung - Trends - Bewertung - Perspektiven

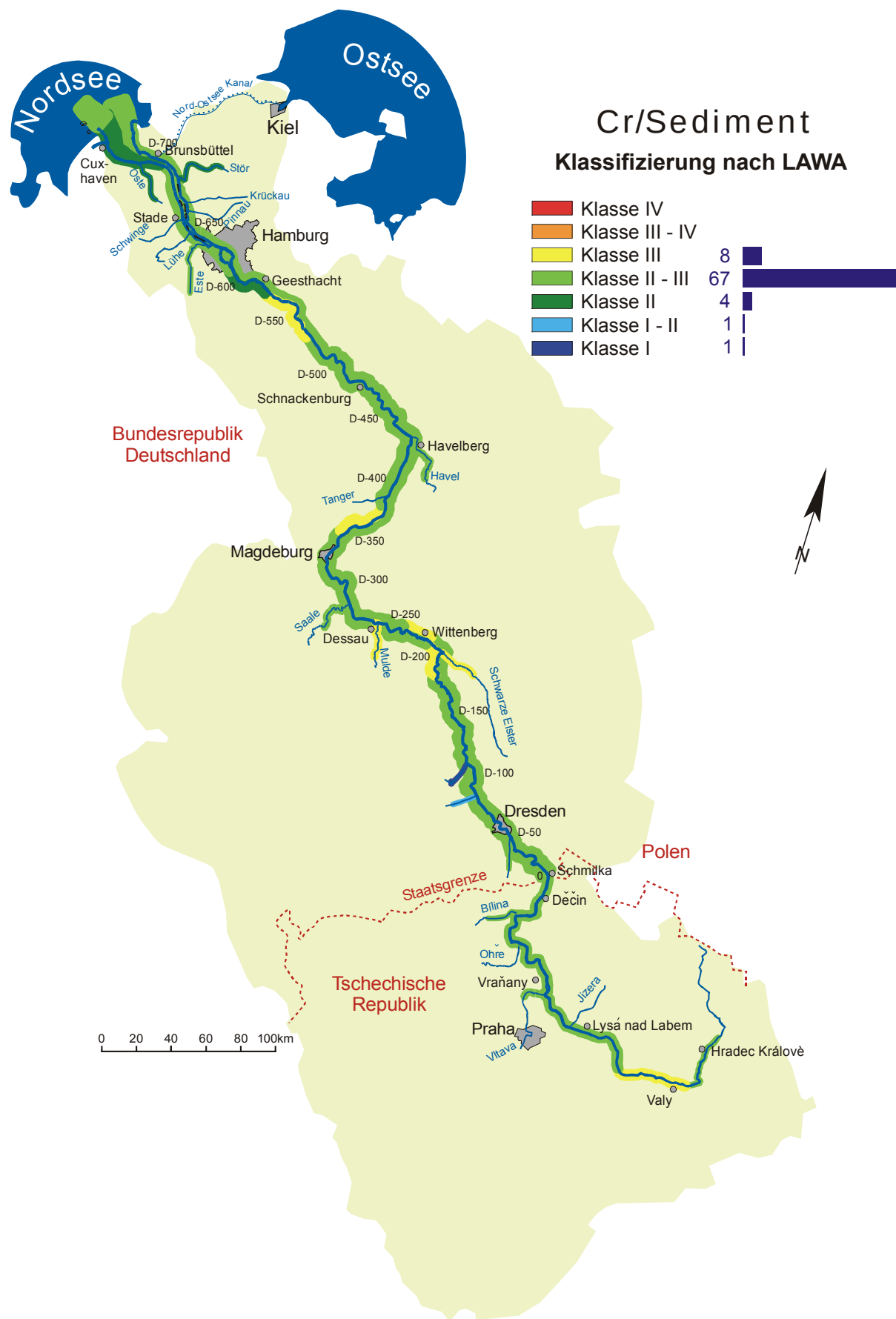


Bild A-6 (siehe Erläuterung S. XII)

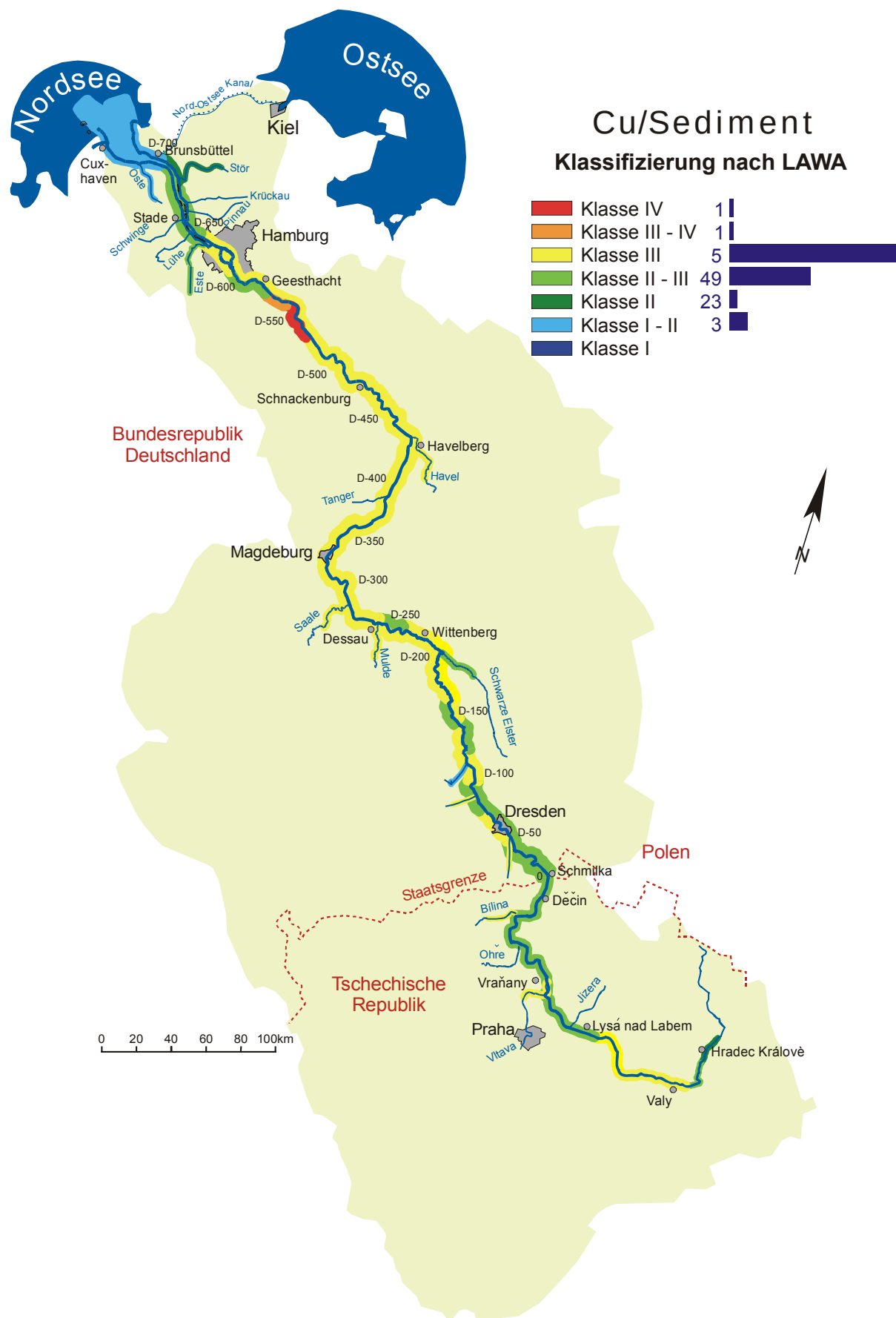


Bild A-7 (siehe Erläuterung S. XII)

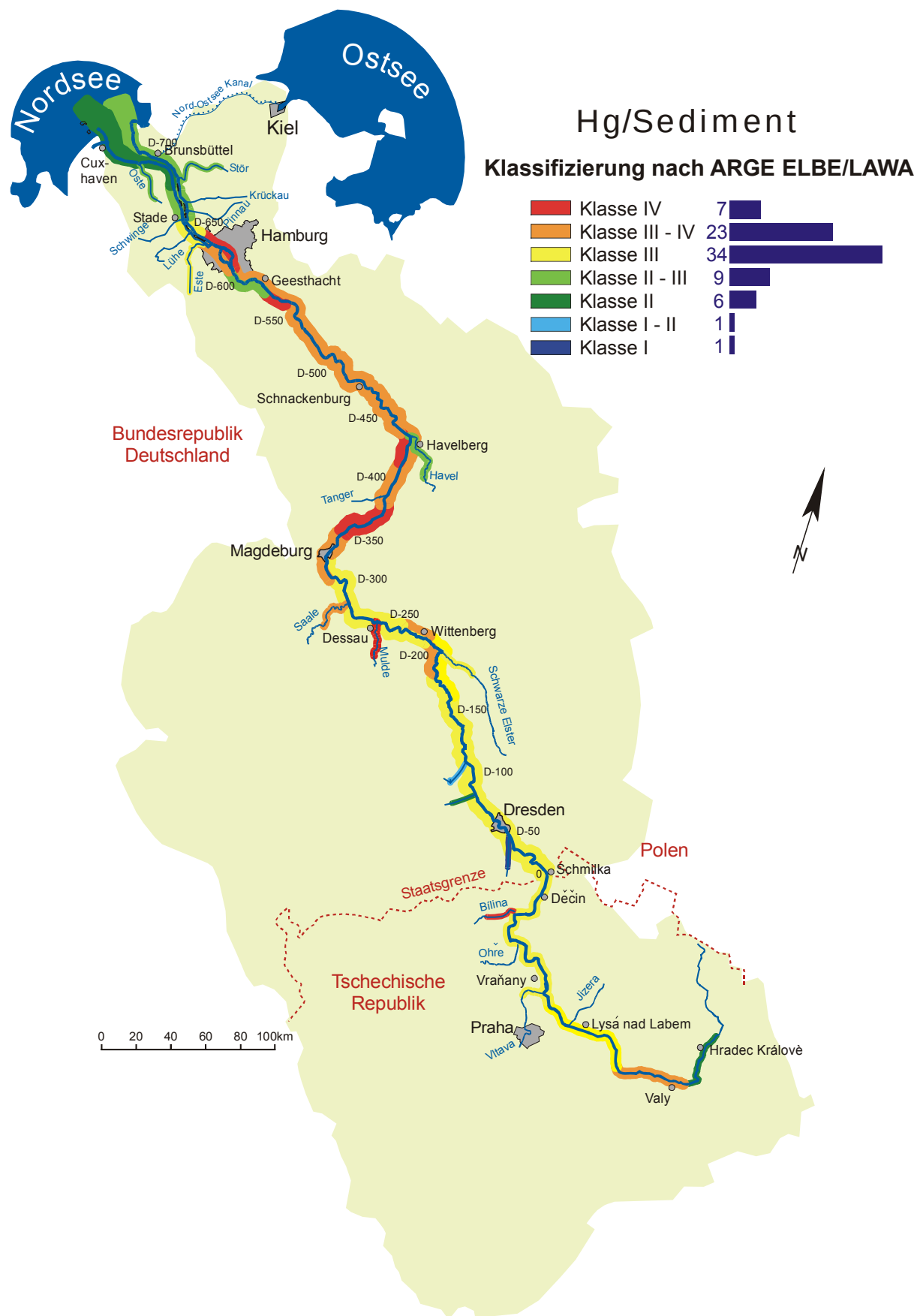


Bild A-8 (siehe Erläuterung S. XII)

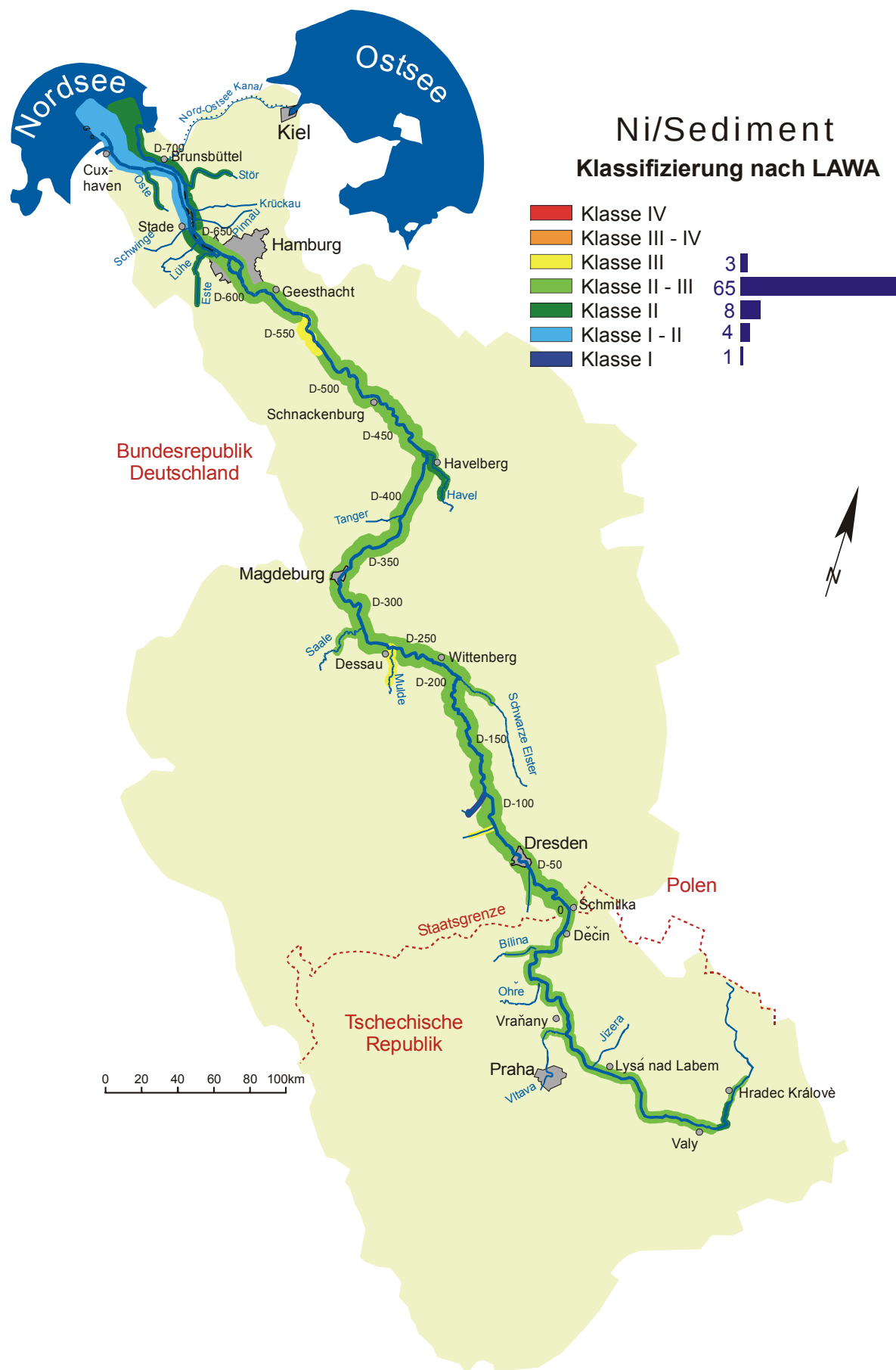


Bild A-9 (siehe Erläuterung S. XII)

Belastung - Trends - Bewertung - Perspektiven

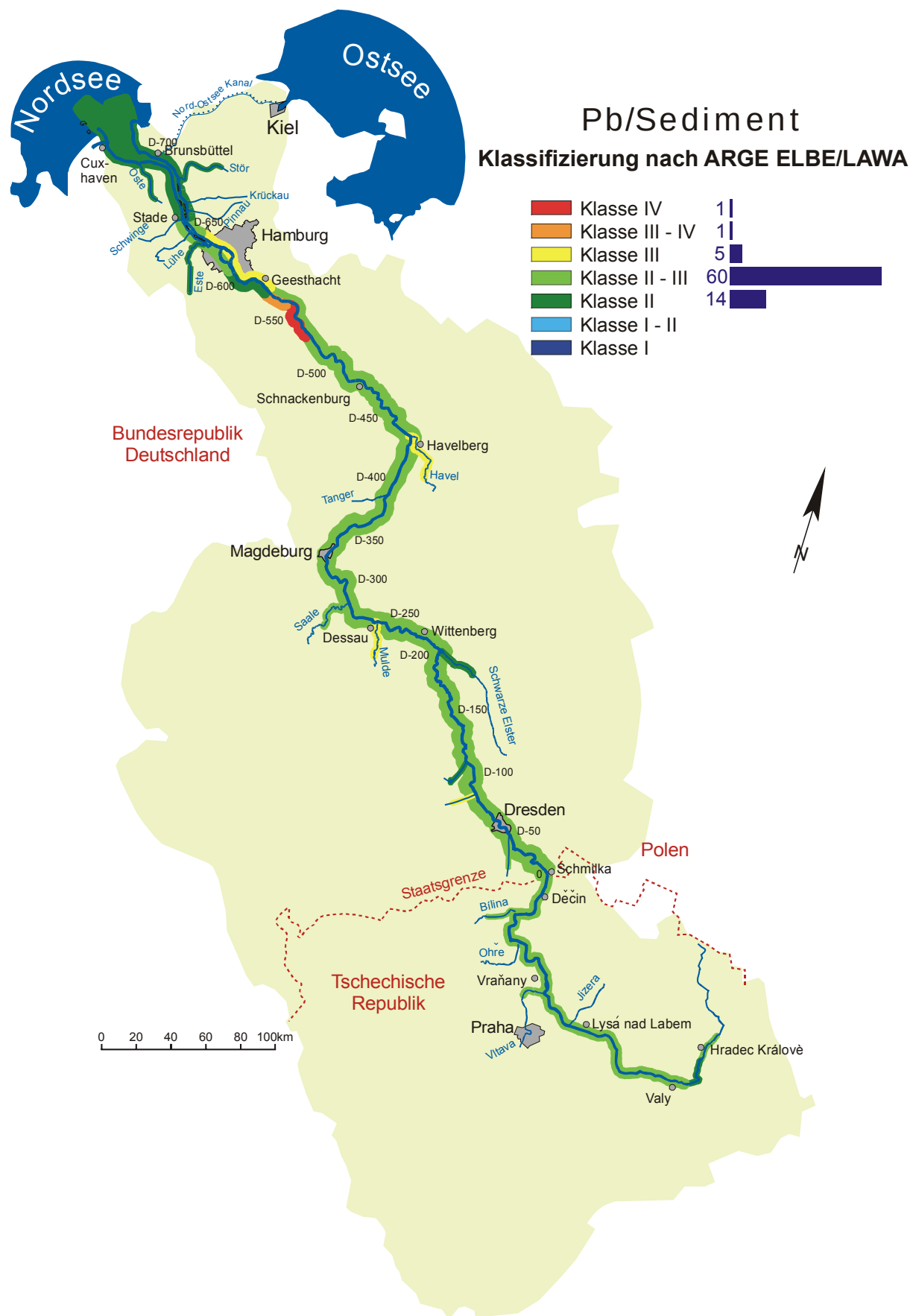


Bild A-10 (siehe Erläuterung S. XII)

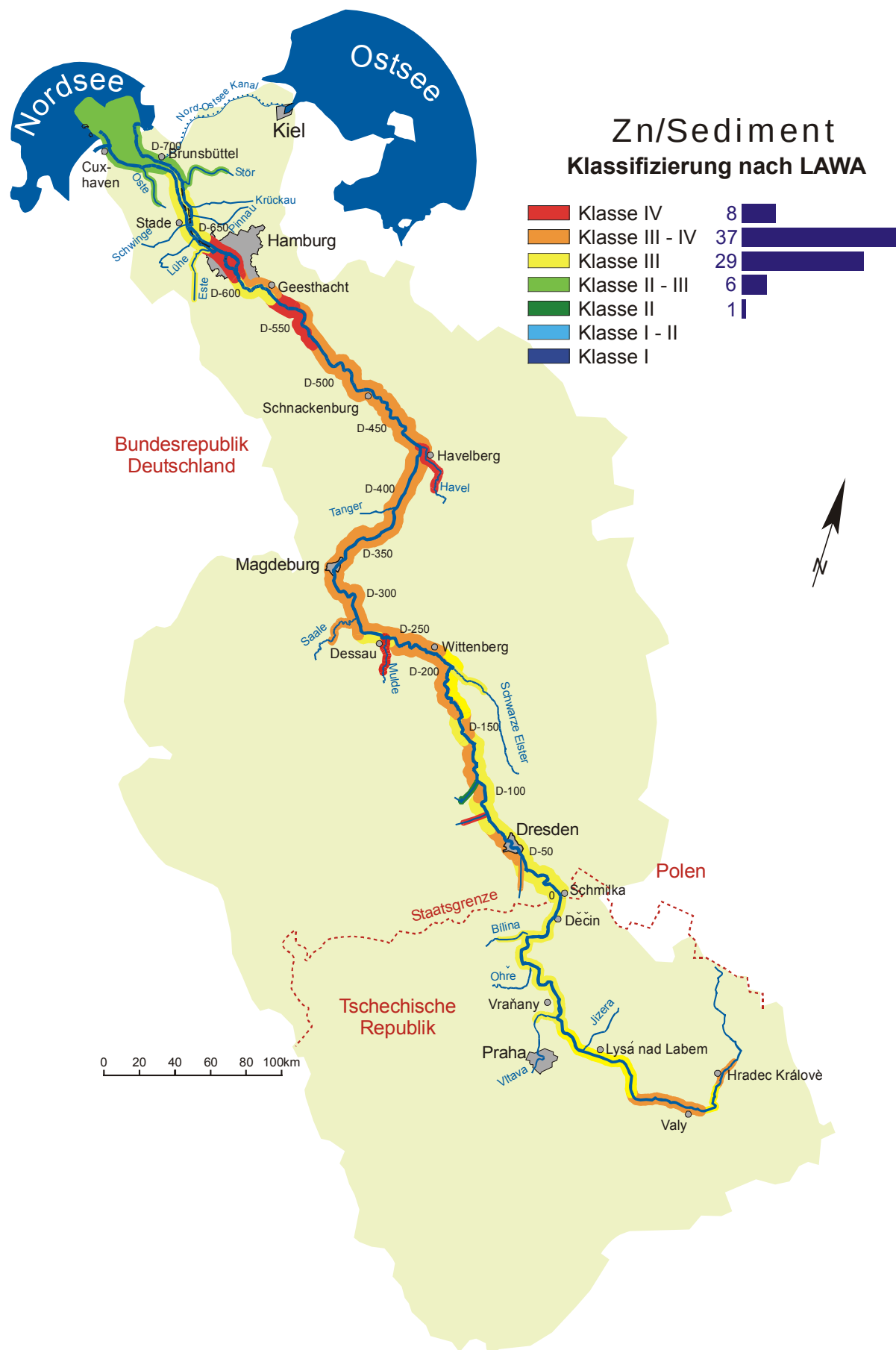


Bild A-11 (siehe Erläuterung S. XII)

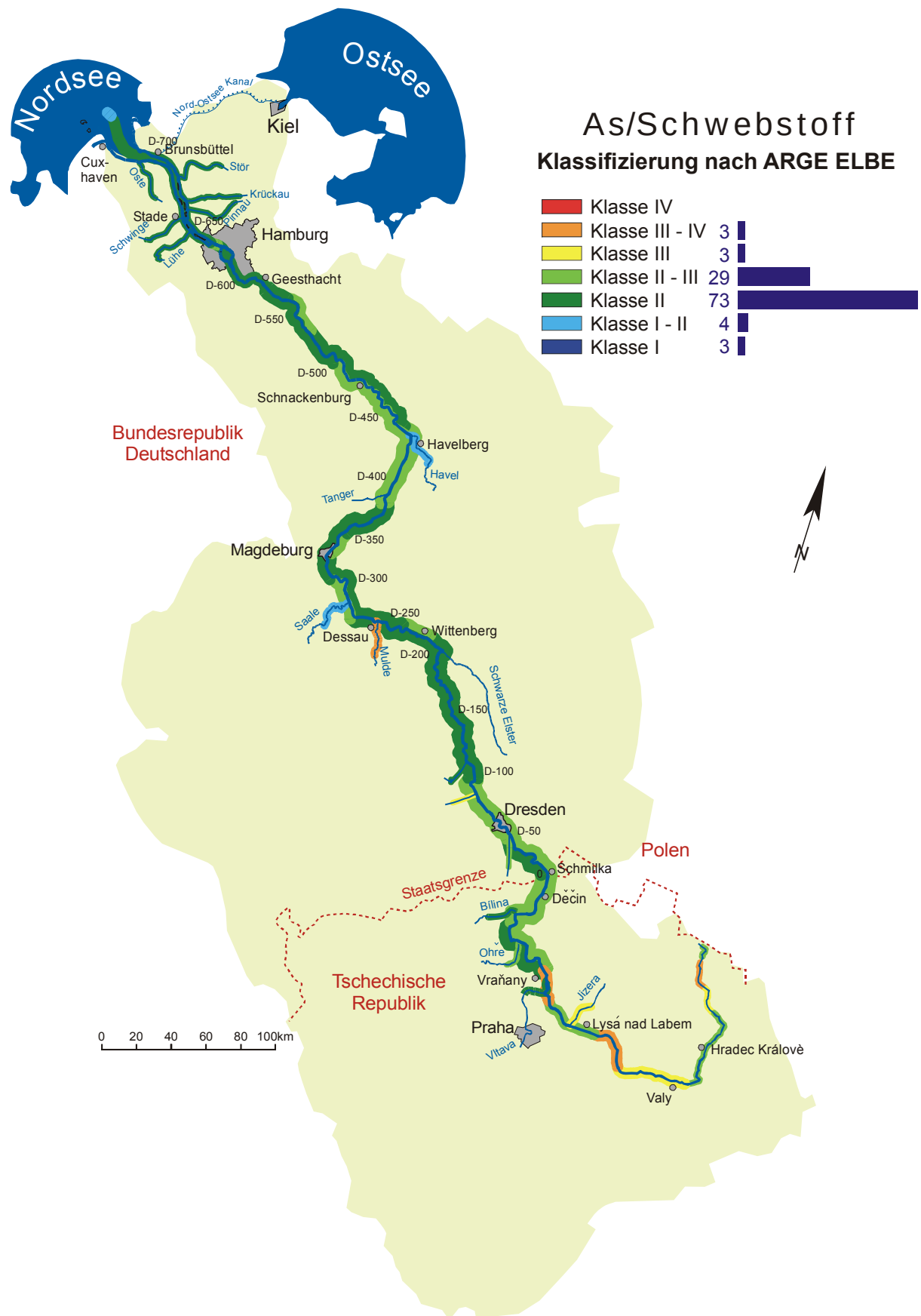


Bild A-12 (siehe Erläuterung S. XII)

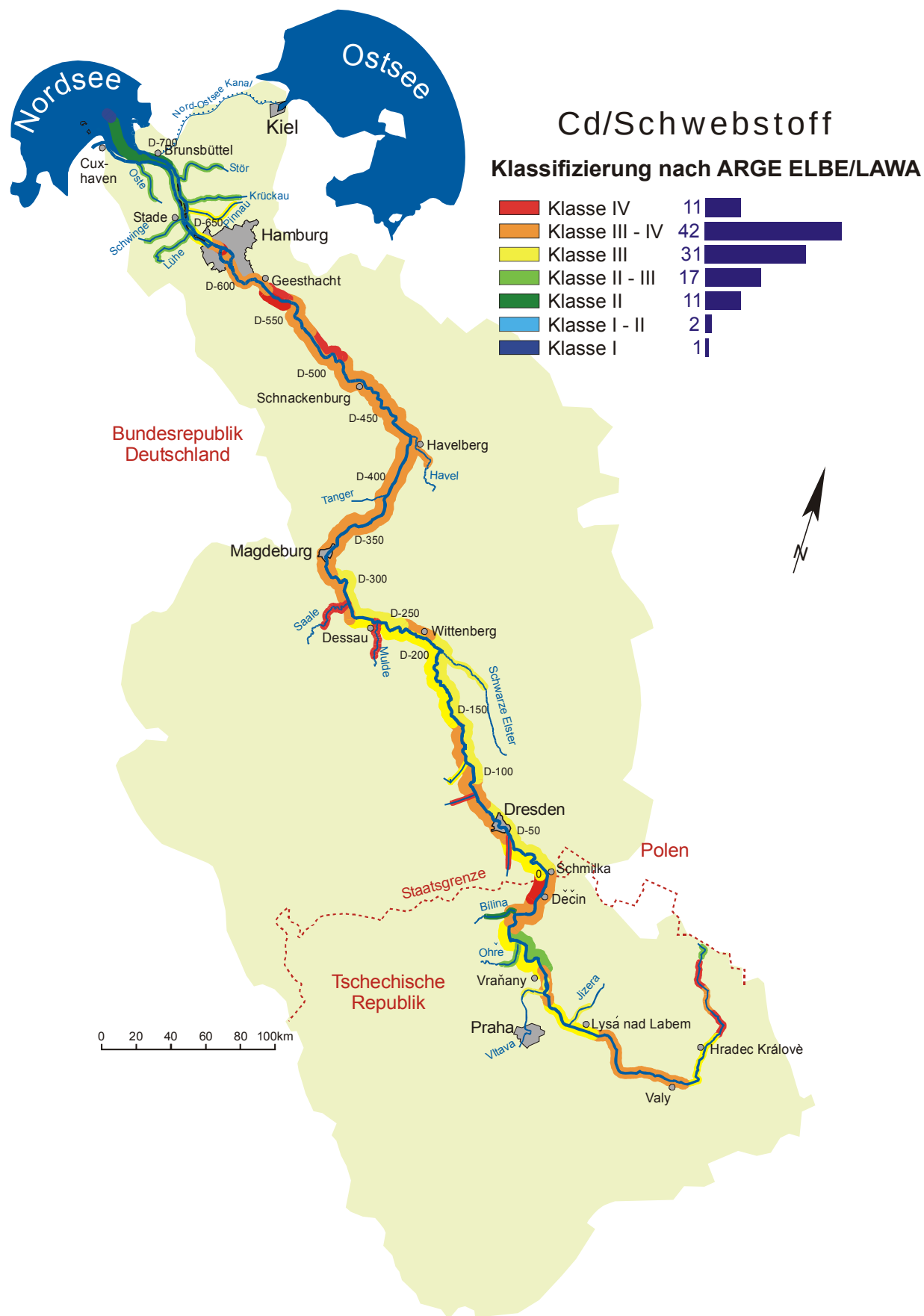
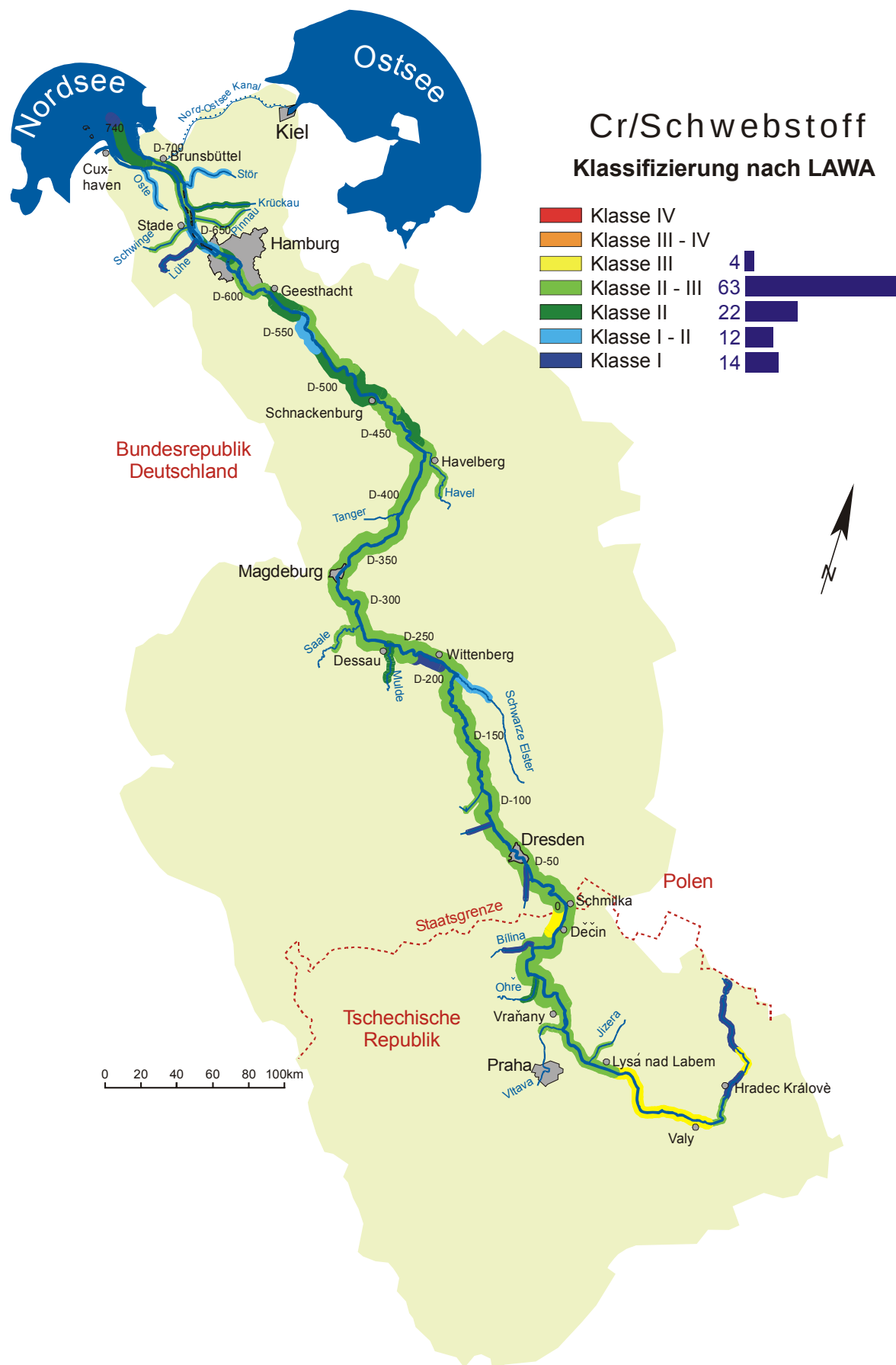


Bild A-13 (siehe Erläuterung S. XII)



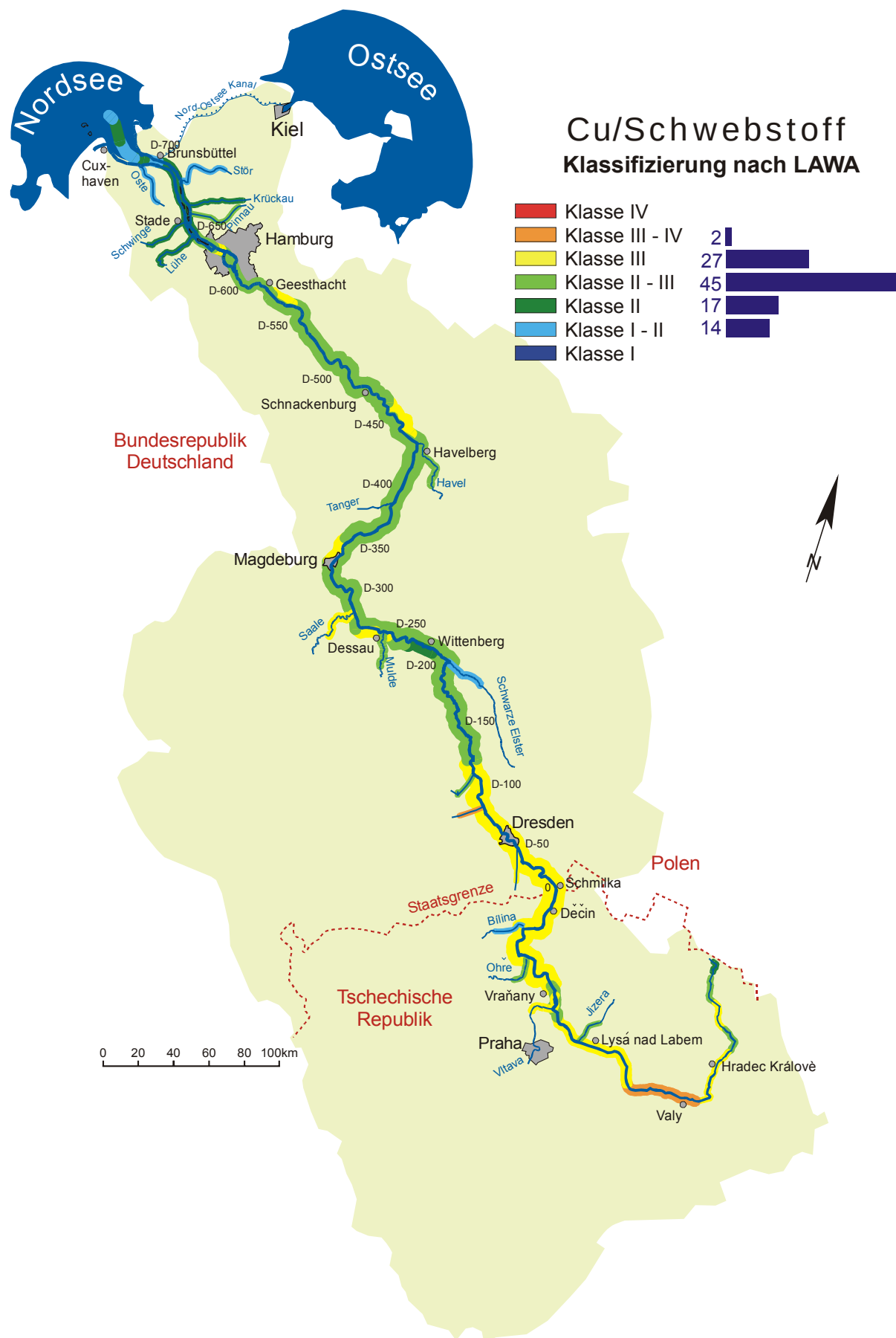


Bild A-15 (siehe Erläuterung S. XII)

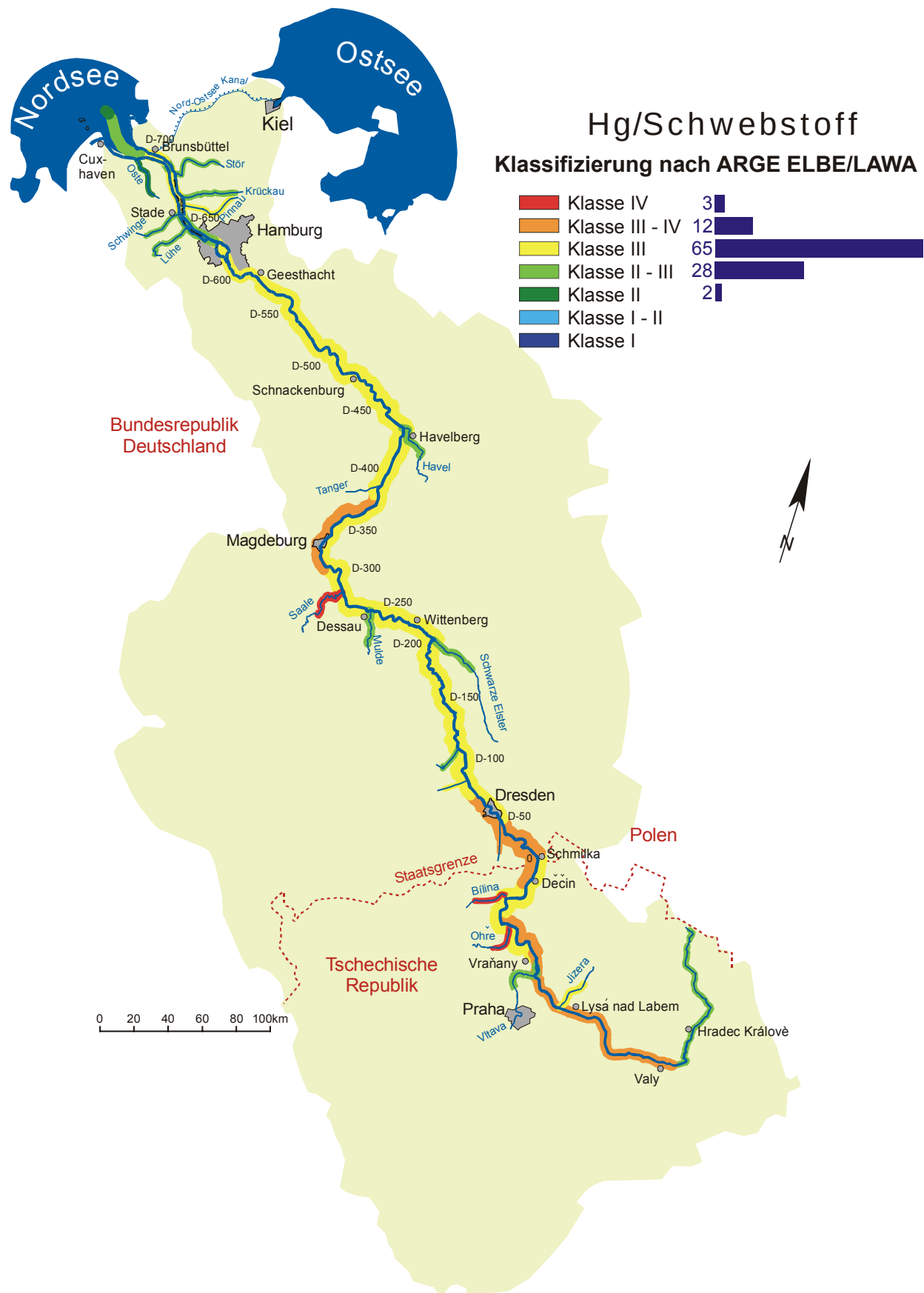


Bild A-16 (siehe Erläuterung S. XII)

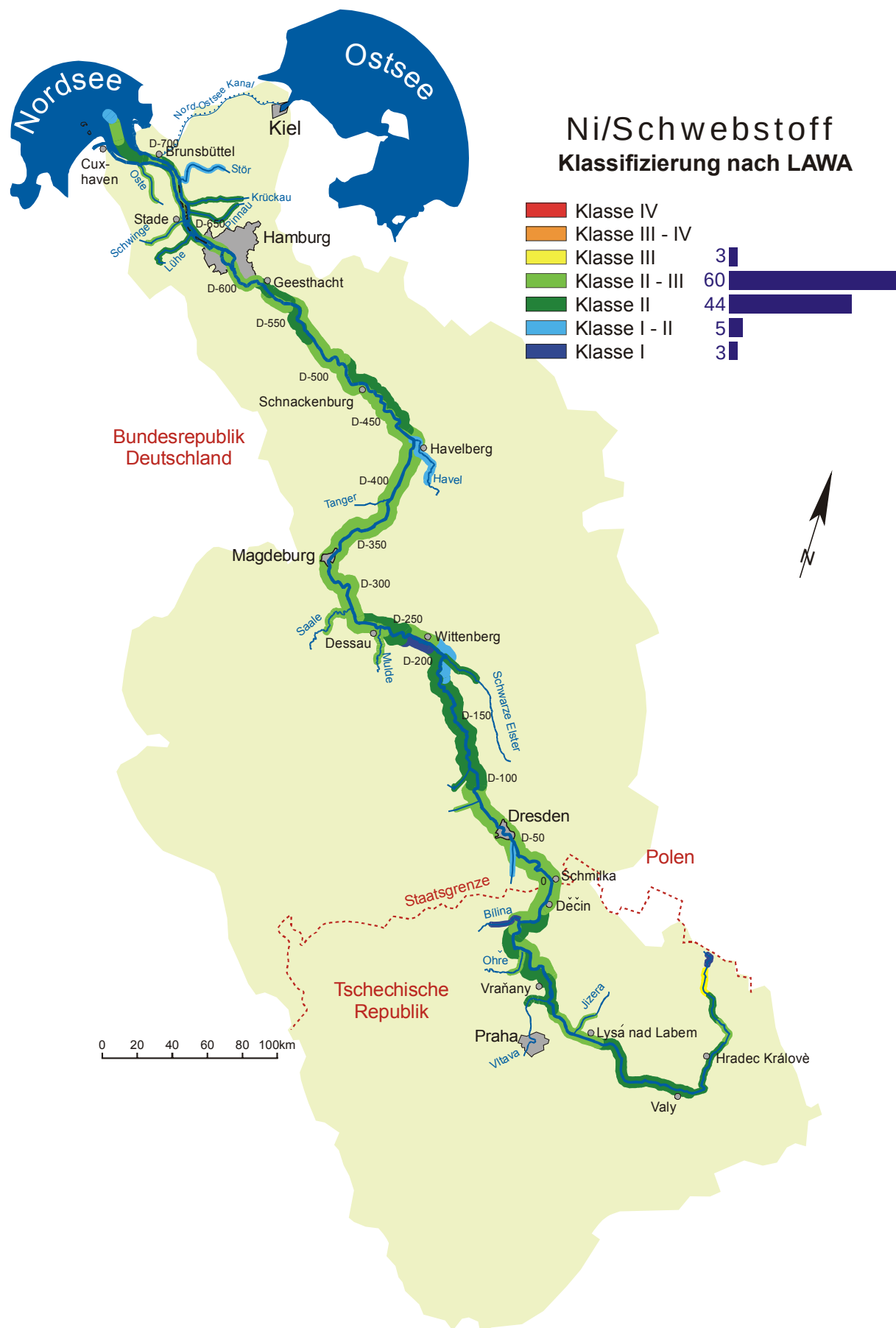


Bild A-17 (siehe Erläuterung S. XII)

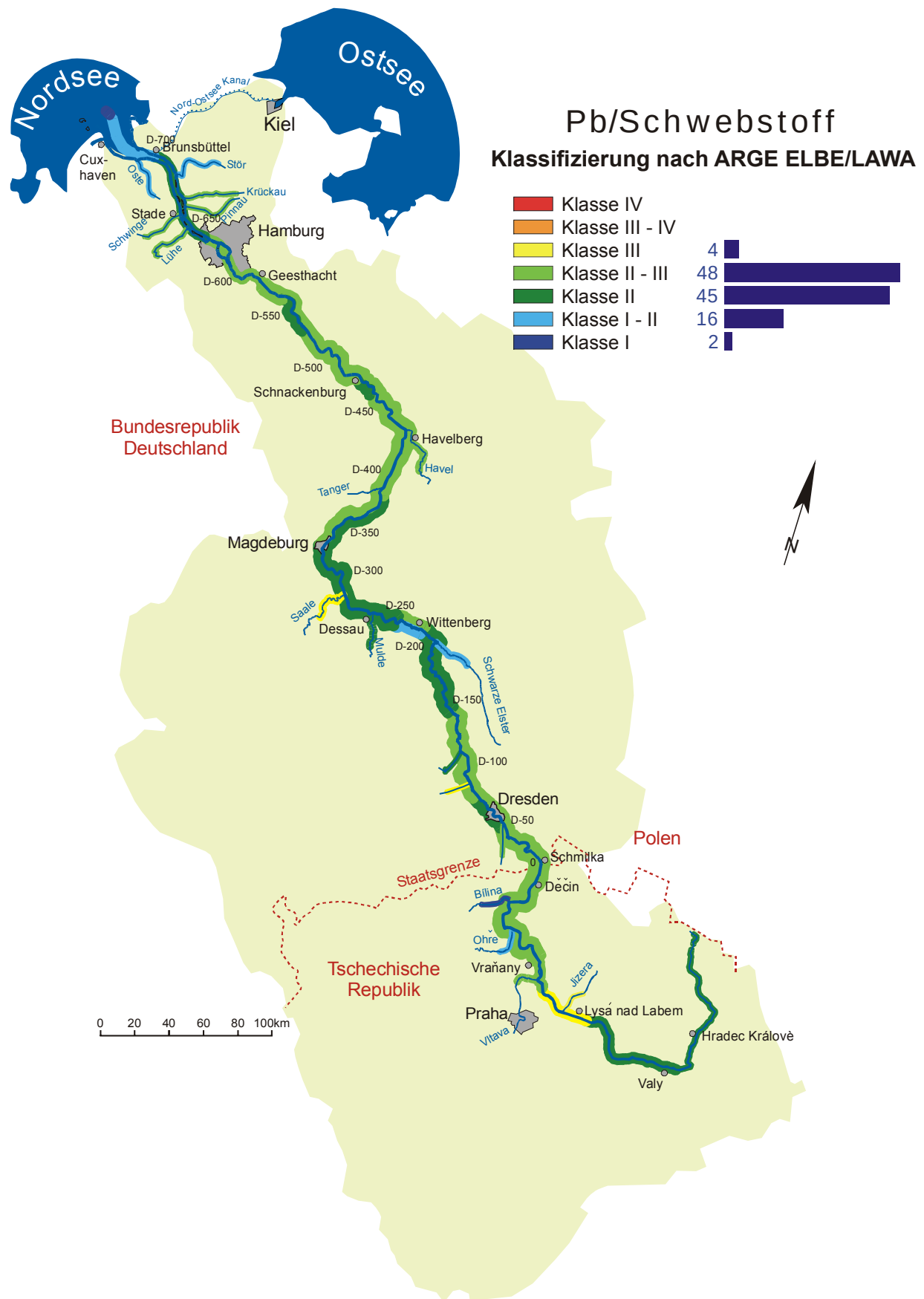


Bild A-18 (siehe Erläuterung S. XII)

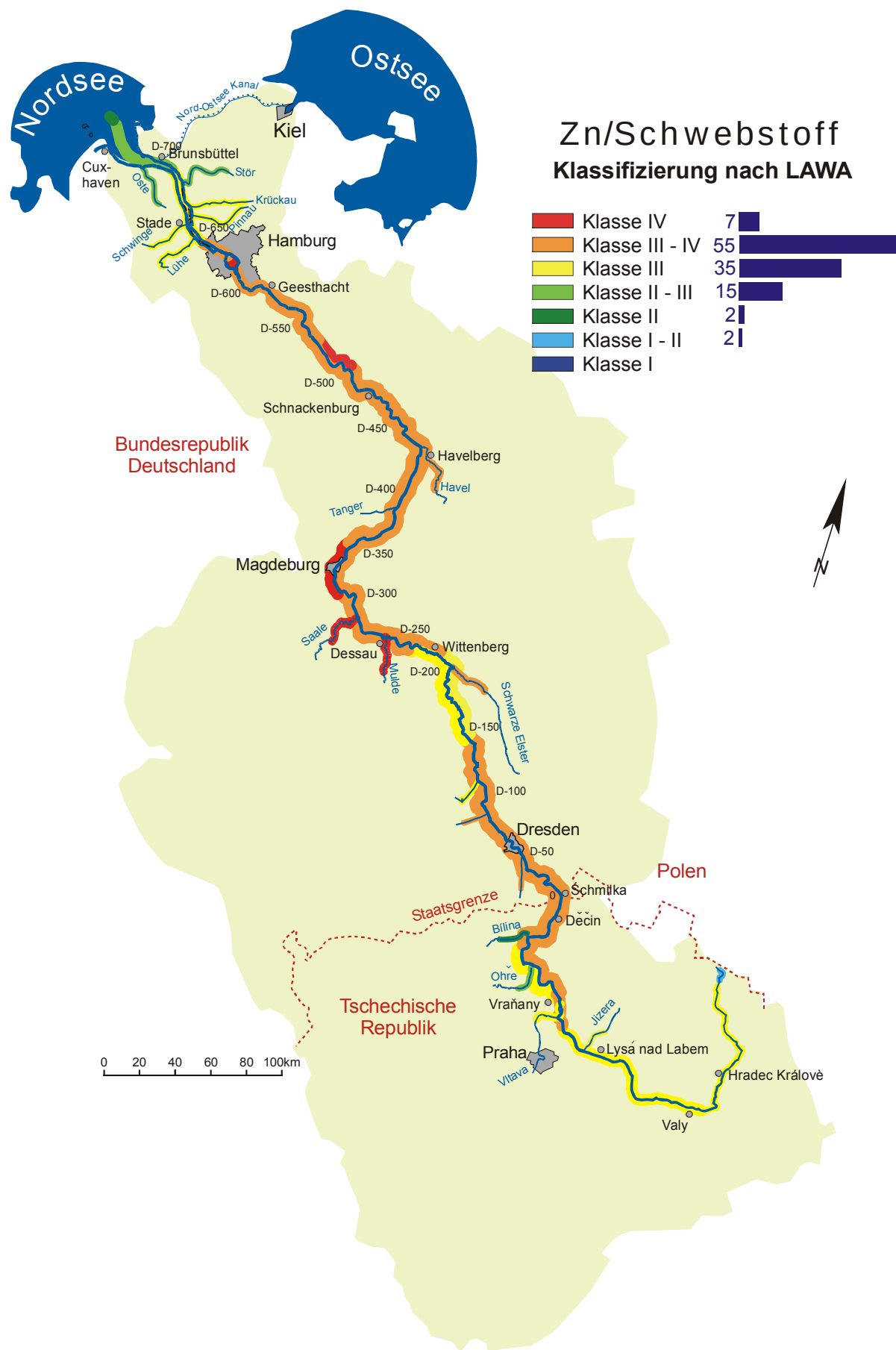


Bild A-19 (siehe Erläuterung S. XII)

Belastung - Trends - Bewertung - Perspektiven

Übersicht über die an „Elbe 2000“ beteiligten Projekte:

Phase 1: Elbe-Nebenflüsse I:	Themenverbund: Bestandsaufnahme der Schwermetallsituation in den Gewässersystemen von Mulde und Weiße Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte.
Projekte:	Freiberger, Zwickauer und vereinte Mulde (TU Bergakademie Freiberg, Dr. R. Starke) Schadstoffmobilisierung (Universität Hamburg, Prof. A. Knöchel) Analytik spezieller Metalle (Universität Leipzig, Prof. G. Werner) Bilanzierung, Modellierung (Universität Hannover, Prof. Lehmann) Sedimentuntersuchungen Muldenstein (Universität Heidelberg, Prof. G. Müller)
Phase 2: Elbenebenflüsse II:	Themenverbund: Bestandsaufnahme der Schadstoffsituation, insbesondere mit Schwermetallen in Havel/Spree, Saale und Schwarze Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte.
Projekte:	Saale, Ilm und Unstrut (Universität Jena, Prof. J. W. Einax) PAKs in der Saale (Thüringische Landesanstalt für Umwelt, Dr. S. Geiß) Havel/Spree (Freie Universität Berlin, Prof. H.-J. Pachur) Schwarze Elster (Technische Universität Dresden, Dr. H. Schilling) Unterscheidung geogen – anthropogen (Universität Greifswald, Prof. K.-J. Henning) Remobilisierung (DVGW Forschungsstelle, Prof. F.-H. Frimmel) Organika Screening (Universität Hamburg, Prof. W. Francke) Uferfiltration (Universität Duisburg, Prof. R. Gimbel) Sedimente Schwarze Elster (Koordination: Universität Heidelberg, Prof. G. Müller)

Phase 3: Elbe:**Themenverbund: Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen.**

Projekte:

Schwermetalle und Nährstoffe in Sedimenten (Universität Heidelberg, Prof. G. Müller)

Schwermetalle – Schwermetallspezies (GKSS Forschungszentrum, Priv.-Doz. Dr. A. Prange)

Trinkwasserrelevante Organika (DVGW Forschungsstelle Universität Karlsruhe, Dr. H.-J. Brauch)

Spurenanalytik organischer Schadstoffe (Universität Hamburg, Prof. W. Francke)

Polare organische Schadstoffe (RWTH Aachen, Prof. Dohmann)

Non-Target-Screening organischer Substanzen (Universität Hamburg, Prof. W. Francke)

Uferfiltration im Hinblick auf die Trinkwassergewinnung (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie GmbH, Prof. R. Gimbel)

Transfer und Abbauverhalten von PAK in Elbesedimenten (TU Hamburg-Harburg, Dr. W. Calmano)

Koordinierung „Elbe 2000“ (GKSS Forschungszentrum, Prof. R.-D. Wilken)