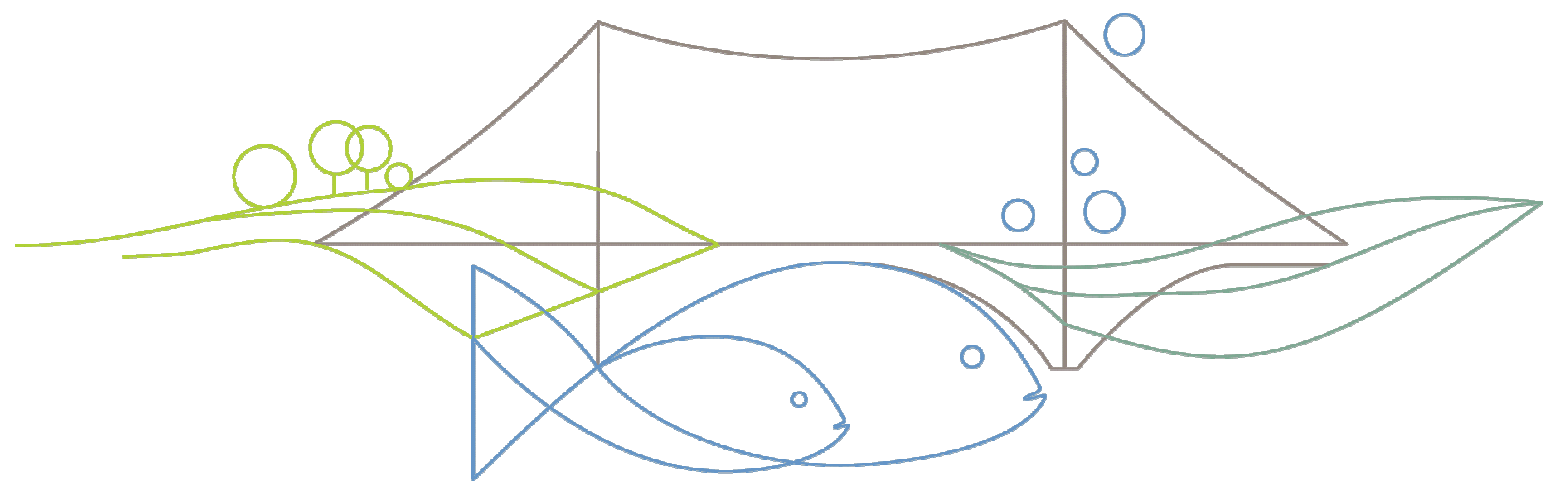


BfG-1584

WSV Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale - eine Systemstudie -

Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut



Zitiervorschlag:

BfG (2008): WSV-Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Untersuchung im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Cuxhaven. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. BfG-1584.

Der Bericht darf nur ungekürzt vervielfältigt werden. Die Vervielfältigung und eine Veröffentlichung bedürfen der schriftlichen Genehmigung der Bundesanstalt für Gewässerkunde.

BfG-1584

Bericht

WSV Sedimentmanagement Tideelbe,
Strategien und Potenziale
- eine Systemstudie -

Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von
Wedeler Baggergut

Koblenz, **30.06.2008**

Auftraggeber: WSA Cuxhaven

Auftragsnummer: A39630103275

Anzahl der Seiten: 374

Bearbeiter(Innen) in der BfG:

Federführung: Dr. Heiko Leuchs, Dr. Michael Fiedler

Fachliche Bearbeitung:

Hydrologie: Christoph Blasi, Dr. Uwe Hentschke
Morphologie : Christine Habermann
Schadstoffe: Dr. Birgit Schubert, Daniela Hummel
Sauerstoff-/Nährstoffhaushalt: Andreas Schöl
Ökotoxikologie: Steffen Wahrendorf, Dr. Falk Krebs
Makrozoobenthos: Dr. Markus Wetzel
Fische: Christian von Landwüst
FFH, Schutzgebiete: Melanie Schmitt, Dr. Heike Büttner
WRRL, HABAB/K: Dr. Heiko Leuchs
Karten/GIS: Isa Hauschopp, Nikolas Uffmann
Layout: Claudia Chuadry

Unter Mitwirkung von:

Bearbeiter im WSA Cuxhaven: Dieter Hansen, Nikša Marušić

Bearbeiter im WSA Hamburg: Michael Bernhard

Bearbeiter in der WSD Nord: Dr. Günther Eichweber

Inhaltsverzeichnis ¹⁾

ZUSAMMENFASSUNG	18
1 EINFÜHRUNG	21
2 SENSITIVITÄTEN, GRUNDSÄTZLICHE WIRKUNGSZUSAMMENHÄNGE	24
3 ÖKOLOGISCHES LEITBILD UND ZIELE	30
4 IST-ZUSTAND ÖKOLOGISCHE ASPEKTE	34
4.1 HYDROLOGISCHE BESCHREIBUNG DES ELBEÄSTUARS	34
4.1.1 Meeresspiegel und Tide.....	34
4.1.2 Oberwasser	37
4.1.3 Windeinfluss	39
4.1.4 Wasserstände und Tidekennwerte	40
4.1.5 Strömungsentwicklung in der Tideelbe.....	43
4.1.6 Salzgehaltsverhältnisse	48
4.2 BESCHREIBUNG DER MORPHOLOGIE, DER SEDIMENTOLOGIE UND DES SEDIMENTTRANSPORTREGIMES DER TIDEELBE	52
4.2.1 Literaturrecherche	52
4.2.2 Hydromorphologische Untersuchungen.....	73
4.2.3 Simulation und Analyse der Verdriftung von Baggergut (BAW Ergebnisse)	84
4.2.4 Fazit und Diskussion	87
4.3 SAUERSTOFF, NÄHRSTOFFE UND PHYTOPLANKTON	93
4.3.1 Systembeschreibung Sauerstoffhaushalt.....	94
4.3.2 Zusammensetzung der Schwebstoffe.....	101
4.3.3 Kohlenstoffverbindungen als Substrate für die mikrobielle Sauerstoffzehrung.....	104
4.3.4 Phytoplankton, Trübung und Nährstoffe	109
4.3.5 Nährstoffe und Sauerstoffzehrung der Sedimente.....	114
4.3.6 Zustandsbewertung.....	116
4.4 SCHADSTOFFE	117
4.4.1 Untersuchungsrahmen.....	117
4.4.2 Methodische Grundlagen	119
4.4.3 Beschreibung der Schadstoffbelastung von Sedimenten und Schwebstoffen	121
4.4.4 Zustandsbewertung.....	142
4.5 ÖKOTOXIKOLOGIE	143
4.5.1 Abschätzung des Gefahrenpotenzials mit standardisierten Biotesten	143

Inhaltsverzeichnis ¹⁾

4.5.2	<i>Untersuchungen zu Bioakkumulationseffekten</i>	150
4.6	MAKROZOOBENTHOS	154
4.6.1	<i>Die Verteilung des Makrozoobenthos im Verlauf der Tideelbe</i>	155
4.6.2	<i>Gefährdete und geschützte Arten (Rote-Liste-Arten, BArtSchV)</i>	158
4.6.3	<i>Umlagerungssensitive Arten</i>	159
4.6.4	<i>Zeitliche Variabilität der Benthosfauna</i>	161
4.6.5	<i>Bewertung des Ist-Zustands</i>	163
4.7	FISCHE	164
4.7.1	<i>Verteilung der Lebensgemeinschaften</i>	164
4.7.2	<i>Die Verteilung der Fischfauna im Verlauf der Tideelbe</i>	164
4.7.3	<i>Gefährdete Arten</i>	170
4.7.4	<i>Fischarten mit zentraler Stellung im Ökosystem Tideelbe</i>	177
5	BAGGEREIASPEKTE	180
5.1	BAGGERMENGEN	180
5.2	BESCHREIBUNG DES BAGGERGUTES IM BEREICH WEDEL	189
5.2.1	<i>Morphologie</i>	189
5.2.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe</i>	190
5.2.3	<i>Schadstoffe</i>	195
5.2.4	<i>Ökotoxikologie</i>	200
6	RELEVANTE ASPEKTE UND ZUSAMMENHÄNGE FÜR EIN SEDIMENTMANAGEMENTKONZEPT	203
6.1	TRANSPORT, BILANZEN, FRACHTEN	204
6.1.1	<i>Relevante Aspekte zum Sedimenttransport</i>	205
6.1.2	<i>Bilanzen</i>	207
6.1.3	<i>Transportprozesse und Sauerstoffhaushalt</i>	212
6.1.4	<i>Schadstoffbelastungen und ökotoxikologische Wirkungen im Längsverlauf der Tideelbe</i>	212
6.1.5	<i>Schadstoffe und Makrozoobenthos</i>	216
6.1.6	<i>Schadstoffe und Fischfauna</i>	217
6.2	DEPOSITIONS- UND EROSIONSGEBIETE	217
6.2.1	<i>Zuordnung von Bereichen mit überwiegender Deposition bzw. Erosion anhand der Schadstoffbelastung</i>	218
6.2.2	<i>Morphologische Entwicklungen der Nebelbecken</i>	222
6.2.3	<i>Beeinflussung der Sauerstoffgehalte in den Nebelbecken</i>	223

1) Beim Lesen bitte beachten: Der Bericht hat vier Ebenen in der Kapiteleinteilung. Wegen der Übersichtlichkeit sind hier nur drei Ebenen aufgeführt.

Inhaltsverzeichnis ¹⁾

6.2.4	<i>Einfluss der Deposition auf das Makrozoobenthos der Tideelbe</i>	226
6.2.5	<i>Sedimentation, Erosion und Fischfauna</i>	227
6.3	TRÜBUNG UND SAUERSTOFF	228
6.3.1	<i>Trübung und Schwebstoffgehalte - Einfluss der Umlagerungsbaggerungen</i>	228
6.3.2	<i>Beeinflussung der Sauerstoffzehrung und der Sauerstoffgehalte</i>	231
6.3.3	<i>Sauerstoffdefizite durch sohlennah erhöhte Schwebstoffgehalte</i>	237
6.3.4	<i>Beeinflussung der Primärproduktion</i>	238
6.3.5	<i>Sauerstoffgehalte und Belastungssituation der Tideelbe</i>	239
6.3.6	<i>Einfluss von Trübung auf das Makrozoobenthos der Tideelbe</i>	241
6.3.7	<i>Einfluss des Sauerstoffgehalts auf das Makrozoobenthos der Tideelbe</i>	242
6.3.8	<i>Trübung und Fischfauna</i>	242
6.3.9	<i>Sauerstoff und Fischfauna</i>	243
7	BESCHREIBUNG DER SZENARIEN	246
7.1	BEZUGSZUSTAND	248
7.1.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	248
7.1.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	253
7.1.3	<i>Schadstoffe und Ökotoxikologie</i>	257
7.1.4	<i>Makrozoobenthos</i>	259
7.1.5	<i>Fische</i>	260
7.2	SZENARIO A: KEINE UMLAGERUNG IM SYSTEM	261
7.2.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	261
7.2.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	263
7.2.3	<i>Schadstoffe</i>	264
7.2.4	<i>Ökotoxikologie</i>	266
7.2.5	<i>Makrozoobenthos</i>	266
7.2.6	<i>Fische</i>	267
7.3	SZENARIO B: VERBRINGUNG VON 10 MIO. M³ IM BEREICH 1	267
7.3.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	268
7.3.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	268
7.3.3	<i>Schadstoffe</i>	269
7.3.4	<i>Ökotoxikologie</i>	270
7.3.5	<i>Makrozoobenthos</i>	270
7.3.6	<i>Fische</i>	271

Inhaltsverzeichnis ¹⁾

7.4	SZENARIO C: VERBRINGUNG VON 2 BIS 3 MIO. M ³ BAGGERGUT IM BEREICH 2	272
7.4.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	272
7.4.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	273
7.4.3	<i>Schadstoffe</i>	273
7.4.4	<i>Ökotoxikologie</i>	275
7.4.5	<i>Makrozoobenthos</i>	275
7.4.6	<i>Fische</i>	276
7.5	SZENARIO D: VERBRINGUNG IM BEREICH 3 (MÜNDUNGSTRICHTER)	276
7.5.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	276
7.5.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	278
7.5.3	<i>Schadstoffe</i>	278
7.5.4	<i>Ökotoxikologie</i>	280
7.5.5	<i>Makrozoobenthos</i>	281
7.5.6	<i>Fische</i>	281
7.6	SZENARIO E: VERBRINGUNG IM BEREICH 4 (AUBENELBE)	282
7.6.1	<i>Morphologie (inkl. Hydrologie)</i>	282
7.6.2	<i>Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton</i>	283
7.6.3	<i>Schadstoffe</i>	284
7.6.4	<i>Ökotoxikologie</i>	286
7.6.5	<i>Makrozoobenthos</i>	286
7.6.6	<i>Fische</i>	286
8	GESETZLICHER RAHMEN	288
8.1	SCHUTZGEBIETE	288
8.1.1	<i>Bestandsbeschreibung Natura 2000</i>	288
8.1.2	<i>Bestandsbeschreibung Schutzgebiete</i>	289
8.1.3	<i>Auswirkungen</i>	289
8.2	WRRL	290
8.2.1	<i>Bestandsbeschreibung</i>	290
8.2.2	<i>Szenarien</i>	293
8.3	HABAK/HABAB	297
8.3.1	<i>Szenarien</i>	297
9	VERGLEICHENDE BEWERTUNG DER SZENARIEN	301
9.1	UNSICHERHEITEN BEI DER ABSCHÄTZUNG DER AUSWIRKUNGEN	301

1) Beim Lesen bitte beachten: Der Bericht hat vier Ebenen in der Kapiteileinteilung. Wegen der Übersichtlichkeit sind hier nur drei Ebenen aufgeführt.

Inhaltsverzeichnis ¹⁾

9.2	SZENARIENBETRACHTUNG, VOR- UND NACHTEILE DER UMLAGERUNG IN DIE BEREICHE 1 BIS 4	303
9.2.1	<i>Morphologie</i>	304
9.2.2	<i>Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt, Primärproduktion</i>	305
9.2.3	<i>Schadstoffgehalte und ökotoxikologische Belastungen</i>	307
9.2.4	<i>Makrozoobenthos</i>	308
9.2.5	<i>Fische</i>	309
9.2.6	<i>Zusammenfassende Bewertung der Szenarien</i>	310
9.2.7	<i>Bewertung aus rechtlicher Sicht</i>	311
9.3	HANDLUNGSOPTIONEN ZUR OPTIMIERUNG DER BAGGERGUTVERBRINGUNG AUS ÖKOLOGISCHER SICHT UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER RANDBEDINGUNGEN	312
9.3.1	<i>Fazit</i>	312
9.3.2	<i>Mögliche Optimierungen der Verbringungsstrategie</i>	315
9.4	UNTERSUCHUNGSBEDARF	316
10	LITERATUR	318
11	ANLAGEN	337

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1: Perioden und Wellenlängen ausgewählter Partialtiden (Gönnert et al. 2001).....	35
Tabelle 4-2: Mittlere Lage der oberen Grenze der Brackwasserzone in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses nach IBL/IMS (2007a).....	50
Tabelle 4-3: Definition von Salzgehaltszonen und ihre ungefähre Lage in der Tideelbe.....	51
Tabelle 4-4: Laufzeiten eines Wasserkörpers in der Elbe in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss (ARGE ELBE 1988 in ARGE ELBE 1992)	56
Tabelle 4-5: Natürliche Schwebstofffracht bei Nienstedten (aus HPA 1996).....	61
Tabelle 4-6: Bereichsweise Volumenbilanz auf Basis des Differenzgeländemodells der Jahre 1998 und 2002 (Berechnung auf Basis der Daten des WSA Hamburg).....	83
Tabelle 4-7: Abfiltrierbare Stoffe (SS), organische Kohlenstoffgehalte (TOC und DOC) und Chlorophyll a-Gehalte im Winter (= Okt. bis März der Jahre 1993 bis 2005, n = 86, Daten ARGE ELBE).....	103
Tabelle 4-8: Abfiltrierbare Stoffe (SS), organische Kohlenstoffgehalte (TOC und DOC) und Chlorophyll a-Gehalte im Sommer (= Apr. bis Sep. der Jahre 1993 bis 2005, n = 86, Daten ARGE ELBE).....	103
Tabelle 4-9: Anteile des POC und des algenbürtigen Kohlenstoffs (Chla-C) am Schwebstoff (SS), Daten ARGE ELBE.....	103
Tabelle 4-10: Mittlere Sauerstoffzehrung pro mg abfiltrierbarem Schwebstoff für die Sommermonate der Jahre 1993 - 2005, Daten ARGE ELBE.....	107
Tabelle 4-11: Bewertungsrahmen Schutzgut Boden/Schadstoffe und ökotoxikologische Bewertung in Sedimenten nach dem „URE-Schema“ (BfG 2004b).....	122
Tabelle 4-12: Mittlere Schadstoffgehalte in Sedimenten und Schwebstoffen für einzelne Bereiche mit Bewertung (Daten BfG (2002 bis 2005), Daten ARGE ELBE (2003 bis 2005), BfG (2007).....	132
Tabelle 4-13: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach BfG (2000) und HABAK- WSV (1999). Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien.	146
Tabelle 4-14: Einteilung des Fischbestandes der Tide- und Außenelbe in ökologische Gilden (n. Elliot & Dewally 1995 sowie Scholle et al. 2006, verändert).....	165
Tabelle 4-15: Einteilung der Tideelbe und vorgelagerter Küstengewässer nach Gewässertyp, (ARGE ELBE 2004c, 2005 und LANU SH)	166
Tabelle 5-1: Korngrößenzusammensetzung des Wedeler Baggergutes aus 2002 und 2005.....	190
Tabelle 5-2: Statistische Kennwerte der Proben (km 642 - km 644) aus dem Sommer 2005 zu Trockensubstanz, organischen Kohlenstoff (TOC, Glühverlust), Nährstoffe und Sauerstoffzehrung der Beprobungen aus dem Sommer 2005.....	191
Tabelle 5-3: Mittelwerte der Proben (km 642 - km 644) aus dem Sommer 2005 zu Trockensubstanz, Glühverlust, Phosphorgehalt und Sauerstoffzehrung.	192
Tabelle 5-4: Ammoniumgehalte im Eluat der Sedimente im Bereich Wedel vom Sommer 2005.....	194
Tabelle 5-5: Schadstoffgehalte in Sedimenten des Baggerbereiches Wedel und in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Dauermessstelle Wedel	197
Tabelle 6-1: Schadstoffmengen in Wattbereichen der Tideelbe, Ackermann et al. (1998) und ARGE ELBE (2007a).	217

Tabellenverzeichnis

Tabelle 6-2: Mittelwerte im Zeitraum Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 an der Station Seemannshöft für Sauerstoffzehrung (n = 3 - 5 pro Jahr), Schwebstoffgehalte (n = 3 - 5 pro Jahr) Oberwasserabflüssen bei Neu Darchau (n = 273 pro Jahr) sowie Summe der im gleichen Zeitraum (Okt. bis Dez.) nach Neßsand umgelagerten Baggermengen, Daten DGJ, ARGE ELBE und HPA-Teilberichte.....	234
Tabelle 6-3: Sauerstoffbedarf einiger Fischarten der Tideelbe bei 20 °C Wassertemperatur (nach Daten in Wolter et al. 2003)	245
Tabelle 8-1: Einteilung der Tideelbe in Wasserkörper und Gewässertypen (ARGE ELBE 2004c, 2005, LANU SH 2005)	292
Tabelle 8-2: Schadstoffgehalte in Sedimenten des Baggerbereiches Wedel und in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Dauermessstelle Wedel mit Richtwerten (RW) nach HABAB und HABAK.....	299

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Übersichtskarte Tideelbe	22
Abbildung 2-1: Übersicht der Wirkungszusammenhänge	24
Abbildung 4-1: MThw und MTnw am Pegel Hörnum (Datenquelle: WSA Tönning).....	35
Abbildung 4-2: Amplituden der wichtigsten Partialtiden von Helgoland im Vergleich zu St. Pauli (April bis Juni 1998): aus Gönnert et al. 2001.....	36
Abbildung 4-3: Dauerlinie des Oberwasserabflusses am Pegel Neu Darchau, Daten: DGJ.....	37
Abbildung 4-4: Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses der Elbe am Pegel Neu Darchau 1970 bis 2006, Daten: DGJ.....	38
Abbildung 4-5: Tidewasserstände, Windgeschwindigkeit und -richtung im Februar 1999 (DGJ 1999).....	39
Abbildung 4-6: Strömungen während der Sturmflut 4./5.2.1999, Daten: Beweissicherungsdatenbank	40
Abbildung 4-7: Räumliche Entwicklung der Tidekurve aus Böhlich (2003)	41
Abbildung 4-8: Entwicklung des MThw und MTnw längs der Elbe-Flussachse zwischen 1996 und 2006, Daten: DGJ.....	41
Abbildung 4-9: Wasserstandsentwicklung am Pegel St. Pauli von 1950 bis 2006 nach den monatlichen Mittelwerten der Beweissicherungsdatenbank. Die MThw/MTnw- Höhen sind als Pegelnul + 500 cm dargestellt.....	42
Abbildung 4-10: Flut- und ebbestromdominante Bereiche bei Cuxhaven aus BAW (2007). Ebbdominanzen sind blau, Flutdominanzen rot dargestellt.	44
Abbildung 4-11: Flut- und ebbestromdominante Bereiche bei Wedel aus BAW (2007).....	45
Abbildung 4-12: Zusammenfassende Darstellung von Flutstrom- und Ebbestromverhältnis an Messstellen - Jahresmittelwerte der maximalen Strömungsdifferenzen (blau) und der mittleren Strömungsdifferenzen (violett), Daten: Beweissicherungsdatenbank.	46
Abbildung 4-13: Schwankungsbreiten der Geschwindigkeiten [cm/s] in den Nebelben (nach Bund-Länder-AG, Beweissicherung 1995). Daten vor und nach 1984 beziehen sich auf den Vergleich von Messreihen vor und nach Ausbaumaßnahmen, Daten von 2004 auf die 14-tägigen Messreihen der Beweissicherung.	47
Abbildung 4-14: Lage der oberen Brackwassergrenze der Elbe nach Bergemann (1995).	49
Abbildung 4-15: Die Lage der oberen Brackwassergrenze (1h vor TNw) in Anhängigkeit vom Oberwasserabfluss, Bergemann (1995).....	49
Abbildung 4-16: Typisierung der Übergangsgewässer der Elbe nach ARGE ELBE (2002) und der halinen Abschnitte nach PÖUN (1997).....	51
Abbildung 4-17: Abschätzung des Schwebstoffinventars der Tideelbe in Abhängigkeit vom Oberwassereinfluss auf der Basis von Längsprofilmessungen von 1979 bis 1994 und Querprofilmessungen an ausgewählten Stationen in der Tideelbe (aus ARGE ELBE, 2004b)	62

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4-18: Schwebstoffkonzentrationen über Zeit und Längsverlauf der Tideelbe (ARGE ELBE 1996 bis 2005)	63
Abbildung 4-19: Zusammenhang zwischen der tidegemittelten Trübung an der Station Seemannshöft und dem Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau unter Berücksichtigung der stationsnah verbrachten Umlagerungsmengen, Daten: BSU und DGJ.....	75
Abbildung 4-20: Quotient aus Trübungsmittelwerten bei Flut- und Ebbephasen in den Jahren 1998 und 1999 an der Station Seemannshöft und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau, Daten: BSU und DGJ	76
Abbildung 4-21: Quotient aus Trübungsmittelwerten bei Flut- und Ebbephasen in den Jahren 2000 und 2001 an der Station Seemannshöft und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau, Daten: BSU und DGJ	76
Abbildung 4-22: Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau und prozentualer Korngrößenanteil < 63 µm der Schwebstoffe an der Station Seemannshöft (km 628,9) (Daten der ARGE ELBE, DGJ).....	78
Abbildung 4-23: Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau und prozentualer Korngrößenanteil < 63 µm der Schwebstoffe an der Station Grauerort (km 660,5) (Daten NLWKN 2007, DGJ)	78
Abbildung 4-24: Resultierender Materialein- und -austrag auf Basis der Laserscanbefliegung im Rahmen der UVU und Analysen der Entwicklung Gewässerquerschnittsflächen im Amtsbereich Cuxhaven (Daten: WSA Cuxhaven 2007)	80
Abbildung 4-25: Schematische Darstellung der resultierenden Transportrichtungen in der Tideelbe in Abhängigkeit der Korngröße und der Position im Gewässer bei mittlerem Oberwasserabfluss auf Grundlage der Literaturrecherche (TRZ = Trübungszone, KGZ = Konvergenzzone)	91
Abbildung 4-26: Wesentliche Prozesse im Sauerstoffhaushalt eines Ästuars.....	95
Abbildung 4-27: Längsprofile des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe im Juli bzw. August der Jahre 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen).....	97
Abbildung 4-28: Zeitliche Entwicklung (1996 bis 2004) der oberflächennahen Sauerstoffgehalte an verschiedenen Orten der Elbe (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen)	98
Abbildung 4-29: Tagesminima des Sauerstoffgehaltes basierend auf den kontinuierlichen Messungen der ARGE ELBE bei Bunthaus und Seemannshöft von 1996 bis 2004.....	98
Abbildung 4-30: Sauerstoffgehalte in der Tideelbe in den Jahren 1990 bis 2006 auf Basis der ARGE-ELBE-Längsprofile (Abbildung kopiert aus www.arge-elbe.de).	99
Abbildung 4-31: Sauerstoffgehalte in der Hahnöfer Nebelbe und im Hauptstrom der Tideelbe (km 641) von 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen).....	100
Abbildung 4-32: Schema über die Zusammensetzung von Schwebstoffen	102
Abbildung 4-33: Korrelationen von abfiltrierbaren Stoffen und Chlorophyll-Gehalt für die Sommermessungen der Jahr 1993 bis 2005 an den Messstellen Zollenspieker	

Abbildungsverzeichnis

km 598, Seemannshöft km 629 und Grauerort km 660 (Daten ARGE ELBE, Daten NLWKN). Orange Dreiecke = Station Brunsbüttel.	104
Abbildung 4-34: Längsschnitt der abfiltrierbaren Stoffe und des POC (= partikulärer organischer Kohlenstoff) in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne dargestellt.....	105
Abbildung 4-35: Längsschnitt des BSB7, des TOC sowie DOC in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne dargestellt.....	106
Abbildung 4-36: Korrelationen von abfiltrierbaren Stoffen und Sauerstoffzehrung an den Messstellen Zollenspieker km 598, Seemannshöft km 623, Grauerort km 660, Brunsbüttel km 690 und Cuxhaven km 725 (= Reihe 5), Daten ARGE ELBE, Daten NLWKN.	107
Abbildung 4-37: Chlorophyllkonzentration in der Mittelelbe bei Schnackenburg (km 474) im Zeitraum von 1985 bis 2004, Daten ARGE ELBE.....	108
Abbildung 4-38: Längsschnitt der Sauerstoffsättigung, des BSB7, der Schwebstoffe und des Chlorophylls in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003).	109
Abbildung 4-39: Abfiltrierbare Stoffe und Chlorophyll-a-Gehalte bei Grauerort (km 660,5) in der Unterelbe im Zeitraum 1993 bis 2005 (Daten der ARGE ELBE, Daten NLWKN).....	110
Abbildung 4-40: Silikat und Chlorophyll-a-Gehalte bei Grauerort (km 660,5) in der Unterelbe im Zeitraum 1993 bis 2005 (Daten der ARGE ELBE, Daten NLWKN).....	111
Abbildung 4-41: Ortho-Phosphatgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).	112
Abbildung 4-42 Ammoniumgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).....	112
Abbildung 4-43: Nitratgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).....	113
Abbildung 4-44: Silikatgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).....	114
Abbildung 4-45: Glühverluste und Feinkornanteil (< 20 µm) der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750. Die Sortierung der Proben ist farbig dargestellt. Dies ist in den zwei folgenden Abbildungen beibehalten.	115
Abbildung 4-46: Ammoniumgehalte im Porenwasser der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750.	116
Abbildung 4-47: Sauerstoffzehrung der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750.	116
Abbildung 4-48: Probenahmestellen in der Tideelbe.....	119
Abbildung 4-49: Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion < 20 µm von Feststoffen im Längsverlauf der Elbe, 1994 und 2005, Daten ARGE ELBE.....	122

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4-50: Zeitliche Entwicklung der Cadmiumfrachten bei Schnackenburg und der Cadmiumkonzentrationen bei Geesthacht, Daten ARGE ELBE und BfG.	123
Abbildung 4-51a: Schwermetallgehalte in Sedimenten und schwebstoffbürtigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe (2005/2006 bzw. 2003 bis 2005), Daten BfG und Gröngröft (2007).....	125
Abbildung 4-52: Zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe.	132
Abbildung 4-53: Zeitliche Entwicklung der Gehalte organischer Schadstoffe an der DMS Wedel (Jahresmittelwerte).....	133
Abbildung 4-54: Zeitliche Entwicklung der Quecksilber- und Cadmiumgehalte in Sedimentproben im Längsverlauf der Elbe, Daten ARGE ELBE.	134
Abbildung 4-55: Schwermetallgehalte in Schwebstoffproben der Außenelbe, Daten ARGE ELBE (2007a).....	135
Abbildung 4-56: Quecksilbergehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments im Helgoländer Schlickfallgebiet an den Stationen KS 8 und KS 11, Daten BSH 2007.....	136
Abbildung 4-57: Schwermetallgehalte in Sedimentkernen des Fährmannsander Watts aus dem Jahr 1998.....	137
Abbildung 4-58: Gehalte organischer Schadstoffe und von TBT in Sedimentkernen des Fährmannsander Watts aus dem Jahr 1998.....	138
Abbildung 4-59: Schwermetallgehalte in Sedimentkernen aus der Haseldorfer Binnenelbe aus dem Jahr 1998.....	139
Abbildung 4-60: Gehalte organischer Schadstoffe in Sedimentkernen aus der Haseldorfer Binnenelbe aus dem Jahr 1998	140
Abbildung 4-61: Schadstoffgehalte in einem Sedimentkern beim Fähranleger Glückstadt aus dem Jahr 1998.....	140
Abbildung 4-62: Schwermetallgehalte in einem Sedimentkern aus dem Allwördener Außendeich aus dem Jahr 1998	141
Abbildung 4-63: Schadstoffgehalte in einem Sedimentkern aus dem Nordkehdingener Watt.....	141
Abbildung 4-64: Schadstoffgehalte in Sedimentkernen aus dem Nordkehdingener Watt aus dem Jahr 1998	141
Abbildung 4-65: Graphische Darstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2002, 2005 und 2006 (Anlage 4.4-2 bis 4.4-5).....	148
Abbildung 4-66: Gradient des ökotoxikologischen Potenzials an Oberflächensedimenten im Verlauf der Tideelbe (km 630 bis km 735). Datensätze 2002, 2005 und 2006., Daten BfG und BfG (2007).....	149
Abbildung 4-67: Graphische Darstellung der biologischen Effekte in Sedimenten der Tideelbe (Sedimentuntersuchung der ARGE ELBE 2001).	153
Abbildung 4-68: Lage der Probenahmestationen des BfG-Ästuarmonitoring Makrozoobenthos im Elbeästuar.....	161

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4-69: Zeitliche Veränderung der Artenzahl an den drei Stationen des BfG-Ästuarmonitorings. Mittelwerte (schwarze Punkte) mit den 95 % Vertrauensbereichen (Fehlerbalken).....	162
Abbildung 4-70: Dominanz (%) der Tiergruppen (Dunkelblau = Bivalvia, blau = Crustacea, gelb = Oligochaeta, rot = Polychaeta) an den sechs Stationen des BfG-Ästuarmonitorings.....	162
Abbildung 4-71: Einstufung des ökologischen Zustands der Tideelbe nach EG-WRRL nach Datenlage 2006 (ARGE ELBE 2007b).....	163
Abbildung 4-72: Flunder und Kaulbarsch - charakteristische Fischarten der Unterelbe (Fotos: Mockenhaupt, BfG).....	167
Abbildung 4-73. Lachs aus dem Fischpass Geesthacht (Foto: Wieland, BfG).....	173
Abbildung 4-74. Rapfen (Foto: Mockenhaupt, BfG).....	175
Abbildung 5-1: Baggermengenentwicklung (Umlagerung im Gewässer) in der Tideelbe von 1995 bis 2005, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven, HPA-Teilberichte.....	180
Abbildung 5-2: Baggergutverbringung im Amtsbereich des WSA Cuxhaven und des WSA Hamburg von 1995 bis 2005.....	181
Abbildung 5-3: Entwicklung der jährlichen gesamten Baggermengen in der Tideelbe, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven, HPA-Teilberichte.....	181
Abbildung 5-4: Baggermengenentwicklung in der gesamten Tideelbe (Amtsbereiche WSA Cuxhaven, WSA Hamburg und HPA) von 1980 bis 2006 sowie Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau	182
Abbildung 5-5: Korrelation des mittleren Winteroberwassers (November-April) am Pegel Neu Darchau und jährliche Baggermengen im Amtsbereich der WSÄ Hamburg und Cuxhaven der Jahre 1985 - 2006.....	183
Abbildung 5-6: Gegenüberstellung des mittleren Winteroberwassers (November-April) am Pegel Neu Darchau und der jährlichen Baggermengen im Amtsbereich von HPA der Jahre 1990 - 2006	184
Abbildung 5-7: Baggermengen im Bereich Wedel (km 638,9 - km 645) und in der Delegationsstrecke (km 607,5 - km 638,9), Daten WSA Hamburg und HPA-Teilberichte	185
Abbildung 5-8: Beaufschlagung der Umlagerungsstellen des WSA Hamburg mit Wedeler Baggergut.....	186
Abbildung 5-9: Jährlich aus dem Bereich Wedel verbrachtes Baggergut auf die verschiedenen Umlagerungsstellen unter Berücksichtigung der Verbringungsentfernung, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven.....	187
Abbildung 5-10: Baggermengenentwicklung in Wedel (km 638,9 - km 645) und Umlagerung von Baggergut aus der Delegationsstrecke nach Neßsand (km 638), Naffke (2003).	187
Abbildung 5-11: TOC-Gehalte und Glühverluste der Sedimente aus dem Eldebereich km 642 bis km 703, Beprobung Sommer 2002.	191
Abbildung 5-12: Glühverluste der Sedimente aus dem Eldebereich km 642,2 bis km 654, Beprobung Sommer 2005.	192

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 5-13: Ammonium- und Phosphorgehalte im Eluat nach DIN 38414 - S4 der Sedimente aus dem Elbebereich km 642 bis km 703, Beprobung Sommer 2002.....	193
Abbildung 5-14: Gesamt-P-Gehalte der Sedimente aus dem Elbebereich km 642,2 bis km 644,4 sowie zugehörige Richtwerte (RW1) der HABAK.....	194
Abbildung 5-15: Schwermetallmengen bei Schnackenburg sowie im Baggergut aus den Bereichen Wedel und Hamburger Hafen, Daten ARGE ELBE , HPA-Teilberichte, BfG.....	197
Abbildung 5-16 Schadstoffgehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten in der Tideelbe bis Wedel sowie bei Neßsand umgelagerte Baggermengen der HPA.	199
Abbildung 6-1: Schematische Darstellung der resultierenden Transportrichtungen in der Tideelbe in Abhängigkeit der Korngröße und der Position im Gewässer bei mittlerem Oberwasserabfluss (TRZ = Trübungszone, KGZ = Konvergenzzone).....	206
Abbildung 6-2: Cd-Konzentration in Feststoffen der Messstellen Geesthacht, Bunthaus, Seemannshöft und Wedel (Fraktion < 20 µm; gleitender Mittelwert über jeweils drei Werte) und Oberwasserabfluss bei Neu Darchau, Daten ARGE ELBE, DGJ und BfG.....	208
Abbildung 6-3: Qualitatives und schematisches Modell zur Vermischung mariner und fluvialer Schwebstoffe in der Tideelbe	210
Abbildung 6-4: Cd- Konzentration in Feststoffen der Messstellen Wedel und Brunsbüttel (Fraktion < 20 µm; gleitender Mittelwert über jeweils drei Werte) und Oberwasserabfluss bei Neu Darchau, Daten DGJ und BfG.	210
Abbildung 6-5: Einfluss des Schadstoffeintrags des Oberwasserabflusses auf die Schadstoffgehalte, Daten ARGE ELBE, DGJ und BfG.....	211
Abbildung 6-6: Abfiltrierbare Stoffe im Hauptstrom und in den Nebelben (Daten ARGE ELBE)	224
Abbildung 6-7: Sauerstoffgehalte in der Hahnöfer Nebelbe und im Hauptstrom der Tideelbe (km 641) von 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE ELBE-Hubschrauberbefliegungen).....	224
Abbildung 6-8: Schwebstoffgehalte (Ebbestrom) im Querprofil Seemannshöft 1996 bis 2005 (ARGE ELBE).....	229
Abbildung 6-9: Trübung an der Messstelle Blankenese (Tidemittelwerte) sowie Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau; Daten BSU und DGJ.....	229
Abbildung 6-10: Trübung an der Messstelle Blankenese (Tidemittelwerte) sowie kumulierte Baggermengen aus dem Hamburger Hafen, die bei km 637 (Neßsand) umgelagert werden, Daten BSU und HPA-Teilberichte.....	230
Abbildung 6-11: Schwebstoffgehalte (Einzelproben) an der Messstelle Seemannshöft in den Monaten Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 sowie Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses an der Station Neu Darchau. Abflusswerte der Probenahmetage der Schwebstoffe sind durch gelbe Kästchen hervorgehoben (ARGE ELBE Daten, DGJ).	232
Abbildung 6-12: Sauerstoffzehrung (Einzelproben) an der Messstelle Seemannshöft in den Monaten Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 sowie Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses an der Station Neu Darchau.	

Abbildungsverzeichnis

Abflusswerte der Probenahmetage des BSB-7 sind durch gelbe Kästchen hervorgehoben (ARGE ELBE Daten, DGJ).....	232
Abbildung 6-13: Abhängigkeit der Schwebstoffgehalte (Mittelwert der Monate Oktober bis Dezember, n = 3 - 5) und der Sauerstoffzehrung (BSB-7, n = 3 - 5) (Einzelproben der Monate Oktober bis Dezember) vom Oberwasserabfluss (Mittelwert Oktober bis Dezember) an der Messstelle Seemannshöft in den Jahren 1993 bis 2005; Daten ARGE ELBE und DGJ.....	234
Abbildung 6-14: Abhängigkeit der Schwebstoffgehalte (Mittelwert der Monate Oktober bis Dezember, n = 3 - 5) und der Sauerstoffzehrung (BSB-7, n = 3 - 5) an der Messstelle Seemannshöft (km 628,8) von den Umlagerungsmengen bei Neßsand (kumulative Summe Oktober bis Dezember) in den Jahren 1998 bis 2005, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte.....	235
Abbildung 6-15: Trübung und Sauerstoffsättigung an der Station Blankenese sowie kumulative Baggermengen und Abflüsse bei Neu Darchau (Tagesmittelwert*1000, rechte Skala) in den Jahren 2001 bis 2004, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte und DGJ.....	235
Abbildung 6-16: Trübung und Sauerstoffsättigung an der Station Seemannshöft sowie kumulative Baggermengen und Abflüsse bei Neu Darchau (Tagesmittelwert*1000, rechte Skala) in den Jahren 2001 bis 2004, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte und DGJ.....	236
Abbildung 6-17: Abfluss am Pegel Wittenberge (idt. mit Neu Darchau) und auf Chlorophylla korrigierte kontinuierliche Fluoreszenz-Messwerte bei km 470 (Station Cumlosen, Daten des LUA Brandenburg und DGJ) der Jahre 1998 bis 2006.....	239
Abbildung 6-18: Chlorophyllkonzentration bei Cumlosen (Mittelelbe, km 470) und der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe bei Seemannshöft (km 623,8), Daten LUA Brandenburg und ARGE ELBE.....	240
Abbildung 6-19: Elbe-Längsschnitt für die Sauerstoffgehalte in den Monaten Juli und August der Jahre 1996 bis 2004. (Daten ARGE ELBE).....	241
Abbildung 7-1: Übersicht der Tideelbe mit der Grobunterteilung der vier Betrachtungsräume.....	247
Abbildung 7-2: Längsprofil des Medians der Schwebstoffgehalte der Jahre 2003 bis 2005 (Bezugszustand) auf Basis der Hubschrauberlängsprofile der ARGE ELBE.....	249
Abbildung 7-3: Sauerstofflängsprofile der Tideelbe im Zeitraum 2003 bis 2005 (ARGE ELBE).....	254
Abbildung 8-1: Zielerreichung der Oberflächenwasserkörper nach WRRL (www.wasserblick.net).....	291
Abbildung 9-1: Lage der betrachteten Umlagerungsbereiche 1 - 4 für Wedeler Baggergut mit einer Empfehlung (rot umrandet). Dargestellt sind für jeden betrachteten Fachaspekt Bereiche mit den jeweiligen geringsten Auswirkungen im System.....	314

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) liefert einen Beitrag zur Entwicklung eines nachhaltigen Sedimentmanagements für die Tideelbe. Sie wurde vom Wasser- und Schifffahrtsamt Cuxhaven in Auftrag gegeben. Im Schwerpunkt werden die ökologischen Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut in vier verschiedene Bereiche der Tideelbe zwischen km 645 bis km 760 abgeschätzt.

Nach der Beschreibung von Sensitivitäten und Wirkungszusammenhängen, die bei der Beurteilung der Auswirkungen von Umlagerungsaktivitäten grundsätzlich zu beachten sind, werden das ökologische Leitbild und die Ziele für die Tideelbe bezogen auf die jeweiligen Fachaspekte Gewässermorphologie, Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen, Sauerstoff-, Nährstoffhaushalt und Phytoplankton sowie die faunistischen Aspekte Makrozoobenthos und Fische beschrieben.

Als Basis für die Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut in der Tideelbe wird eine Systembeschreibung der Tideelbe mit den für das Thema Baggern und Umlagern relevanten physikalischen, chemischen und biologischen Zusammenhängen erstellt. Der Beschreibung wurden Literaturlauswertungen, Auswertungen von Datensätzen der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV), der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), der Hamburg Port Authority (HPA) und weiterer Institutionen wie der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE), der Hamburger Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU), des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) Stade sowie eigens für diese Studie von der BfG durchgeführte Beprobungen und Messungen zu Grunde gelegt.

Die Systembeschreibung gliedert sich in die Bereiche „Ist-Zustand der ökologischen Aspekte“, in dem für die Fachaspekte die Daten zusammengetragen und dargestellt werden, und „Relevante Aspekte und Zusammenhänge für ein Sedimentmanagementkonzept“, in dem die für das Sedimentmanagement Tideelbe relevanten und wichtigen Wirkungszusammenhänge beschrieben sind. Die Schwerpunkte liegen auf „Transport, Bilanzen, Frachten“, „Deposition und Erosion“ sowie auf „Trübung und Sauerstoff“. Ebenso wird die Entwicklung der Baggermengen in der Tideelbe dargestellt und analysiert sowie das Baggergut des Bereiches Wedel beschrieben.

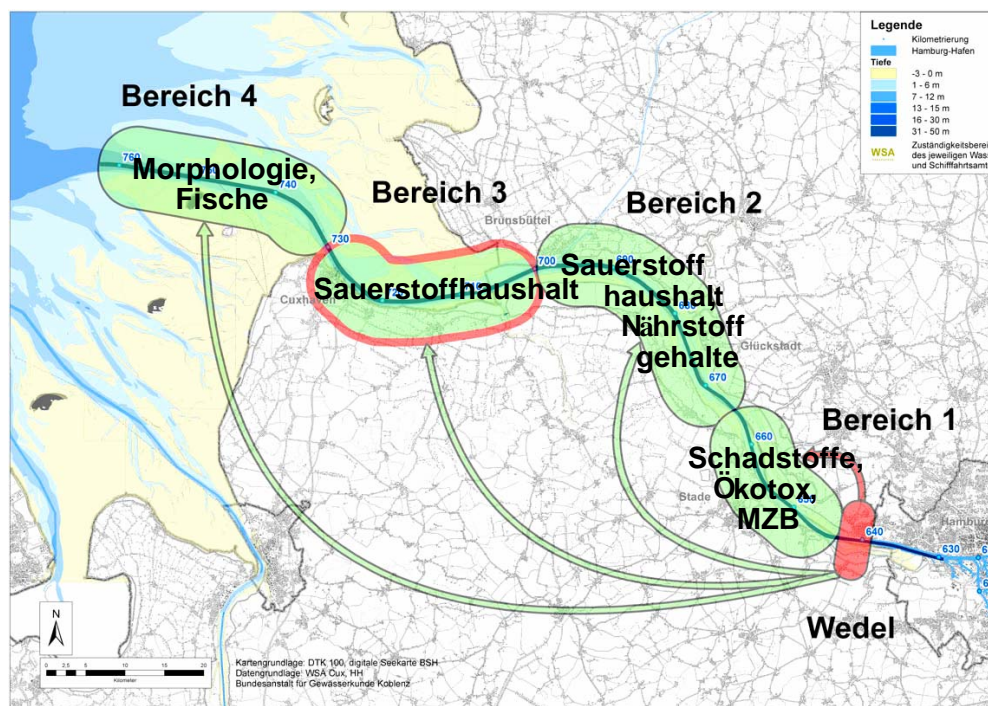
In fünf Szenarien werden die Wirkungen und Veränderungen beschrieben, die durch verschiedene Verbringungsstrategien für das Wedeler Baggergut zu erwarten sind. Dargestellt ist ebenso der Zustand, der sich bis 2005 eingestellt hat, bevor die Umlagerungspraxis geändert wurde. Dieser wird als Bezugszustand definiert und den für die verschiedenen Szenarien erwarteten Zuständen gegenüber gestellt. Neben der Verbringung von Baggergut in verschiedene Bereiche der Tideelbe ergänzen ein Szenario ohne Umlagerung von Baggergut aus dem Bereich Wedel und der Delegationsstrecke Hamburg sowie ein Szenario mit der Umlagerung stark erhöhter Baggergutmengen im inneren Bereich der Tideelbe die Betrachtungen.

Zusätzlich ist der gesetzliche Rahmen für ein Sedimentmanagement der WSV beschrieben, zu dem hier neben der FFH-Richtlinie und der WRRL, auch die beim Baggern bzw. Umlagern zu berücksichtigenden Richtlinien und Handlungsanweisungen (HABAK-WSV, HABAB-WSV etc.) gezählt werden.

Abschließend werden die Szenarien vergleichend bewertet und weitere Optimierungsmöglichkeiten der Umlagerungsstrategien diskutiert.

Für die Bearbeitung wurde das System Tideelbe stromab von Wedel auf der Basis seiner Charakteristika in 4 Bereiche unterteilt. Für die festgelegten Bereiche wurden die durch die Umlagerungen hervorgerufenen Auswirkungen prognostiziert und es wurde geprüft, inwieweit diese die in Kapitel 3 formulierten Ziele der einzelnen Schutzgüter beeinträchtigen. Die Systemstudie zeigt auf, dass es keinen für alle ökologisch relevanten Themen gleichermaßen geeigneten Bereich für die Umlagerung von Wedeler Baggergut in der Tideelbe gibt. Unter den zurzeit in der Tideelbe bestehenden Bedingungen ist bei allen Umlagerungsszenarien für einzelne fachliche Leitbilder eine Verschlechterung des Zustandes zu erwarten (Kapitel 9.2).

Die Bereiche mit den für die einzelnen Fachaspekte geringsten negativen Auswirkungen sind in der folgenden Abbildung dargestellt:



Lage der betrachteten Umlagerungsbereiche 1 - 4 für Wedeler Baggergut mit einer Empfehlung (rot umrandet). Dargestellt sind für jeden betrachteten Fachaspekt Bereiche mit den jeweiligen geringsten Auswirkungen im System.

Unter Berücksichtigung der verschiedenen Vor- und Nachteile für die einzelnen Fachaspekte stellt die Umlagerung in den Bereich 3 einen Kompromiss dar. Die Lage des ausgewählten Bereiches wird durch die Feststoffdynamik mitbestimmt. Das Baggergut sollte seewärts der Trübungszone umgelagert werden, da dadurch u. U. der Baggerkreislauf reduziert werden

kann. Dieser Kompromiss beinhaltet aber auch für verschiedene Fachaspekte, wenn auch z. T. nur geringfügige, positive Effekte durch die Aufgabe der WSV-Umlagerung in der Nähe des Baggerbereiches. Die Umlagerung in Bereich 3 hätte zudem den Vorteil, dass kein weiterer umlagerungsbedingter Anstieg der Baggermengen zu erwarten ist, der negative Effekte für verschiedene Fachaspekte zur Folge haben würde (siehe Kapitel 7.3) Nur für den Sauerstoffhaushalt stellt die Umlagerung in den Bereich 3 und zugleich in den Bereich 2 die beste Umlagerungsalternative dar.

Abschließend wird Optimierungspotenzial aufgezeigt und weiterer Untersuchungsbedarf beschrieben.

1 Einführung

Die Elbe, die im 19. und 20. Jahrhundert in vielen Schritten zum Schifffahrtsweg ausgebaut wurde, reagierte auf die wasserbaulichen Eingriffe in unterschiedlicher Weise. Die natürlichen hydro- und morphodynamischen Prozesse führten jeweils dazu, dass sich Rinnen und Sände als Reaktion auf die neugeschaffenen Situationen verlagerten, soweit dies die wasserbaulichen Rahmenbedingungen (Bauwerke und regelmäßige Baggerungen) zuließen. Damit verlagerten sich Erosions- und Sedimentationsbereiche und somit auch die Unterhaltungsschwerpunkte. Die Reaktionen des Systems und die Notwendigkeiten, die Leistungsfähigkeit des Schifffahrtsweges zu steigern, haben zu immer neuen Ansätzen geführt, das System zu steuern. Hierbei lagen in der Vergangenheit grundsätzlich morphologische, hydrologische und wasserbauliche Erfahrungen zu Grunde.

Nach dem letzten Ausbau von Unter- und Außenelbe im Jahr 1999 sind so z. B. die sehr hohen Baggermengen im Bereich der Rhinplate zurückgegangen. Die anfallenden Baggermengen im Hamburger Raum haben sich sehr stark erhöht, diese Erhöhung der Baggermengen reicht bis in die WSV-Strecke bei Wedel. Das im Bereich Wedel gebaggerte Material wurde bis 2005 stromab in einen Bereich zwischen Lühesand und Pagensand umgelagert. Seit 2006 wird das Baggergut im Wesentlichen zwischen Pagensand und der Amtsgrenze umgelagert.

Hohe Baggermengen führen zu hohen Kosten in der Unterhaltung. Aus diesem Grund erarbeitet die WSV für die Umlagerung von Wedeler Baggergut ein neues Konzept im Rahmen eines ganzheitlichen Sedimentmanagements, in dem auch ökologische Aspekte berücksichtigt werden sollen. Die BfG hat deshalb vom WSA Cuxhaven den Auftrag erhalten, eine Systemstudie zu erarbeiten, mit deren Hilfe eine aus ökologischer Sicht optimierte Umlagerungsstrategie für das Wedeler Baggergut konzipiert werden soll. Diese bezieht auch eventuelle Verbesserungen, bedingt durch die Aufgabe der bisherigen Umlagerungspraxis, mit ein.

Mit dieser Studie wird ein grundsätzlich neuer Ansatz verfolgt, der keine vorgegebenen Überlegungen bezogen auf die Auswahl von Umlagerungsbereichen seitens der WSV beinhaltet. Es sind hier auf der Basis der Systemanalyse Tideelbe die aus Sicht der verschiedenen Fachbereiche sinnvollen Optionen zur Lage von Umlagerungsbereichen herausgearbeitet worden. Die Tideelbe wurde hierzu in vier Bereiche (Abbildung 7-1) unterteilt, anhand derer Szenarien beschrieben und betrachtet werden. Es wird zudem ein Szenario ohne Umlagerung im Ästuar sowie ein Szenario für den Bereich 1, der dem Baggerbereich Wedel am nächsten liegt, mit stark erhöhten Umlagerungsmengen betrachtet, um so Reaktionsspannen des Systems auszuloten.

Ziel der Systemstudie ist es, Umlagerungsstrategien auf einer die ganze Tideelbe einschließenden Grundlage vergleichend zu bewerten. So werden die positiven und negativen Folgen der verschiedenen Umlagerungsstrategien jeweils für das gesamte System vergleichend dargestellt, wobei langfristige und mittelbare Folgen berücksichtigt werden.

Die **Systemstudie** setzt sich aus einer Systembeschreibung und der Betrachtung von Szenarien innerhalb vorgegebener Rahmenbedingungen zusammen.

Bei dieser Studie sind dies für den Bezugszustand und die Beschreibung der Szenarien die Ausbautopographie der Tideelbe von 1999/2000.

Die **Systembeschreibung** umfasst die Analyse der derzeitigen Situation, d. h. den Zustand und die relevanten funktionalen Zusammenhänge in der Tideelbe vom Wehr Geesthacht bis zur See. Sie betrachtet neben den sedimentdynamischen Prozessen auch alle anderen relevanten ökologischen Fachaspekte. Diese Systembeschreibung stellt dar, welche Eingangsgrößen (z. B. Oberwasser, Korngröße, Tidephase, Ort), welche morphologischen Parameter und Prozesse beeinflussen und damit die Lebensräume der Organismen prägen. Die hydromorphologischen Bedingungen beeinflussen außerdem die Verteilung und Ausbreitung von Schadstoffen, die Sauerstoff- und Nährstoffverhältnisse, die Ökotoxikologie der Sedimente und damit die Lebensgemeinschaften im Tideelbesystem.

Die Bewertung der **Szenarien** erfolgt auf der Basis der Systembeschreibung. Die Beschreibung der Auswirkungen in den Szenarien kann aufgrund der Art der Fragestellung im Wesentlichen nur eine allgemeine Darstellung zu erwartender Effekte und Veränderungen beinhalten. Ergänzt wird dies durch die Betrachtung von unterschiedlich reagierenden Arealen innerhalb der Bereiche der verschiedenen Szenarien. Dies soll zu einer ersten Auswahl geeigneter Bereiche (Tidefluss, Mündungstrichter, Außenelbe) aus Sicht der verschiedenen Fachbereiche führen.

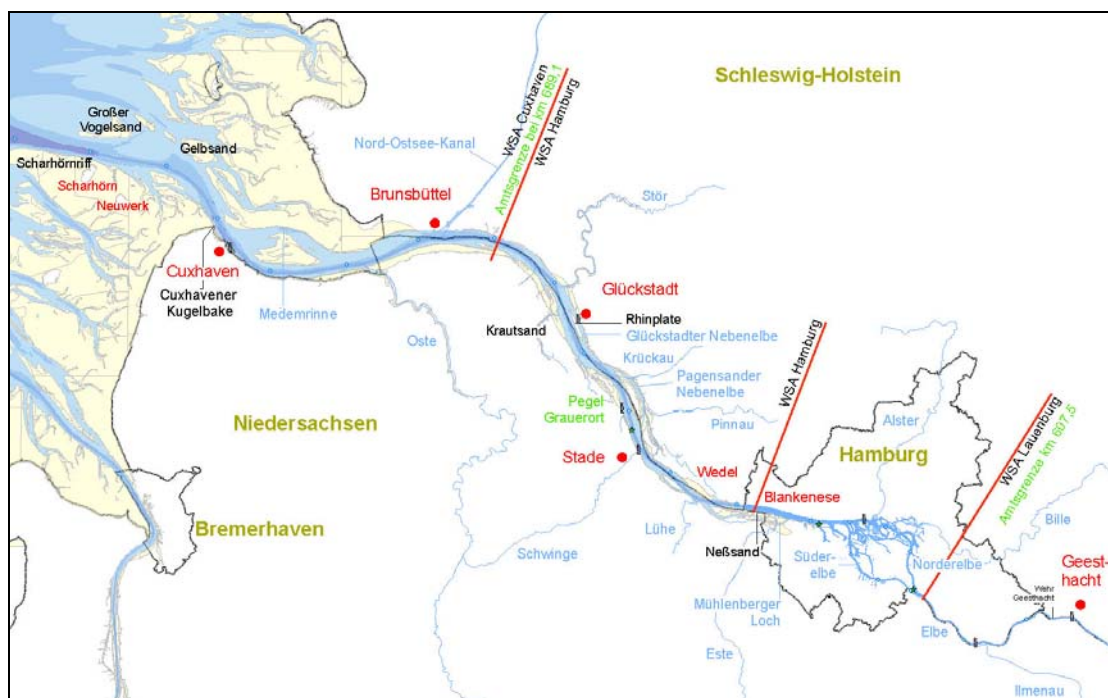


Abbildung 1-1: Übersichtskarte Tideelbe

Räumliche Einteilung

Der betrachtete Raum umfasst die Tideelbe (Abbildung 1-1), wobei die mittlere Tidenhochwasserlinie die seitliche Begrenzung darstellt, das Wehr Geesthacht die oberstromige und die des Wattenmeeres etwa bei Scharhörnriff die seeseitige Grenze bilden. Eine detaillierte Übersichtskarte ist Anlage 6.2-1 zu entnehmen.

Szenarienvergleich

Mögliche Entwicklungen des Systems Tideelbe sollen in Abhängigkeit der verschiedenen Umlagerungsstrategien/Systemzustände beschrieben werden. Zur Bearbeitung wurde der Szenarienvergleich gewählt, weil mit dieser Methodik auf einem abstrahierten Niveau die grundlegenden Auswirkungen beschrieben und diskutiert, und nicht wie bei einem konkreten Vorhaben, klar definierte Maßnahmen beurteilt werden sollen.

Mit dem Szenarienvergleich sollen Entwicklungsmöglichkeiten, d. h. in diesem Fall Auswirkungen bei relativ großer Unsicherheit in Abhängigkeit von bestimmten Rahmenbedingungen aufgezeigt werden. Diese „Methode wird insbesondere bei langfristigen Zeitspannen eingesetzt, wo quantitative Prognosemethoden versagen und Unsicherheiten für eine Prognose [...] groß sind. Im Mittelpunkt stehen im Gegensatz zu quantitativen Methoden weniger Wahrscheinlichkeit und Eintreffgenauigkeit, sondern eher Ermittlung und Beschreibung von bestimmten Faktoren und Wirkungszusammenhängen“ (Fürst, Scholles 2001, S. 206-207). Diese Technik hilft, zu einem besseren Systemverständnis beizutragen. Sie bietet die Möglichkeit, auch komplizierte Sachverhalte und Entwicklungen anschaulich darzustellen und dabei wichtige Einflussfaktoren, Beziehungen und Interventionsmöglichkeiten zu identifizieren (Fürst, Scholles 2001, S. 211, vgl. auch Sträter 1988).

Kenntnislücken

Die umfassende Herangehensweise erfordert auch solche Aspekte anzusprechen, deren weitere Klärung zusätzliche Studien oder wissenschaftliche Forschungsvorhaben erfordern. Daher wird an den entsprechenden Stellen auch auf Wissensdefizite verwiesen. Beim Lesen des Berichtes ist zu beachten, dass für die Erstellung der Systembeschreibung kein Forschungsvorhaben aufgestellt und durchgeführt, sondern dass im überwiegenden Maße auf vorhandene Daten und Erkenntnisse zurückgegriffen wurde.

2 Sensitivitäten, grundsätzliche Wirkungszusammenhänge

In diesem Kapitel werden die für die jeweiligen Fachthemen relevanten Zusammenhänge, die für die Beurteilung eines Sedimentmanagements von Bedeutung sind, aufgeführt. Dabei werden die wesentlichen Parameter und Prozesse benannt und näher beschrieben, die durch Baggerungen und Sedimentumlagerungen direkt oder indirekt beeinflusst werden. Diese Parameter sind für ein zukünftiges Sedimentmanagement als „sensitiv“ zu bezeichnen.

Übersicht der Wirkungszusammenhänge

Durch Sedimentumlagerungen werden sowohl Strukturen und Zustände als auch Funktionen (Prozesse und deren Raten) im Ästuar beeinflusst (Abbildung 2-1). Insbesondere die dauerhafte Beeinflussung/Störung von Funktionen hat für das Ökosystem, etwa den Sauerstoffhaushalt oder die Artenzusammensetzung nachhaltige Auswirkungen.

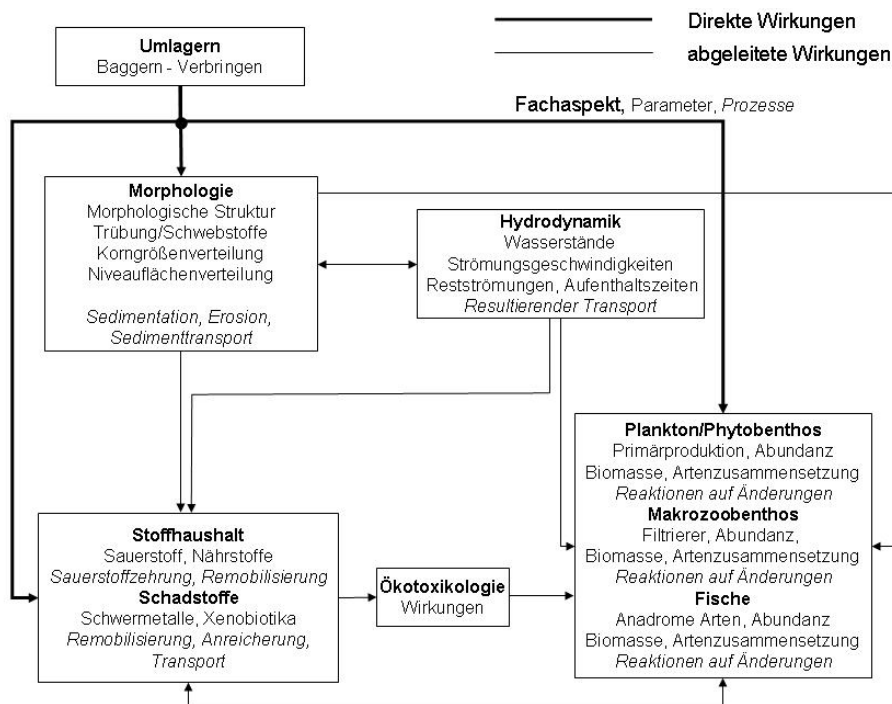


Abbildung 2-1: Übersicht der Wirkungszusammenhänge

Direkte Auswirkungen beim Baggern und Umlagern durch Sedimententnahme und Verbringen im Gewässer betreffen die Morphologie als auch die damit gekoppelten Aspekte wie Schad- und Nährstoffe, Sauerstoffzehrung und die Sediment bewohnenden Organismen am Ort des Geschehens. Indirekte Auswirkungen, durch eine Vielzahl von Prozessen beeinflusst,

können darüber hinaus im weiteren Umfeld alle angesprochenen Parameter betreffen, welche in Abbildung 2-1 dargestellt sind.

Morphologie

Bei der Gewässerunterhaltung (Baggern und Umlagern von Sediment) beeinflusst sowohl die Materialaufnahme durch einen Bagger als auch die Verbringung des Materials im Gewässer die morphologischen Parameter:

- > Korngrößenverteilung,
- > Trübung,
- > morphologische Struktur und
- > Niveauflächenverteilung.

Direkte Auswirkungen der Gewässerunterhaltung sind die lokale Sedimententnahme und -umlagerung, eine temporäre und räumlich beschränkte Trübungserhöhung, die in Abhängigkeit der Bagger- und Verbringungstechnik, dem zu baggernden Material und den hydraulischen Randbedingungen verschieden stark ausfällt. Wenn durch Bagger- und Verbringungsmaßnahmen zuvor konsolidiertes Material resuspendiert wird, steht dieses den Feststofftransportprozessen wieder zur Verfügung und kann somit auch in strömungsberuhigten Bereichen abgelagert werden. Unterhaltungsmaßnahmen können somit die Größe des Feststoffpools, der den Transportprozessen in einem Ästuar zur Verfügung steht, verändern und Sedimentationsprozesse in strömungsberuhigten Randbereichen verstärken.

Wenn die Umlagerungsmaßnahmen mit einer hohen Frequenz durchgeführt werden, kann es auch zu einer dauerhaften Zunahme der Schwebstoffgehalte kommen. Dieser Effekt verstärkt sich, wenn Bagger- und Verbringungsort nahe beieinander liegen und sich gegenseitig beeinflussen.

Umlagerungen können im Bereich der Bagger- und Verbringungsstelle zu Änderungen des anstehenden Sohlsedimentes führen und dort direkt die Niveauflächenverteilung verändern.

Weiterhin gibt es auch indirekte Auswirkungen auf morphologische Parameter, die durch Umlagerungsmaßnahmen hervorgerufen werden. Wenn sich durch eine (ortsfeste) Verbringung von Baggermaterial im Gewässer oder durch Materialentnahme Form und Größe von Gewässerquerschnitten deutlich verändern, kann durch den oben angesprochenen Einfluss auf die hydraulischen Parameter die anstehende Korngrößenverteilung sowie Konzentration und Dynamik der suspendierten Schwebstoffe verändert werden mit den entsprechenden Folgen für Depositions-, Erosions- und Transportverhalten. Veränderte morphologische Bedingungen können auch außerhalb der Eingriffsbereiche auftreten, wie z. B. eine erhöhte Sedimentation in Randbereichen durch die Konzentration der Strömung auf die vertiefte Fahrrinne.

Hydrologie

Änderungen in der Morphologie durch Umlagerung von Baggergut und den daraus resultierenden Sedimentations- und Erosionsprozessen wirken sich direkt auf das Strömungsregime und möglicherweise (insbesondere bei Vertiefungen) auf die Tidewasserstände und deren abgeleitete Größen wie Tidehub, Flut- und Ebbedauer aus. Einhergehend mit den Änderungen der Flut- und Ebbedauern treten Veränderungen sowohl im Flut- und Ebbestrom als auch in den mittleren und maximalen Flut- und Ebbestromungsgeschwindigkeiten auf -

einschließlich der Verschiebung der Kenterpunkte und der Änderung der Restströmungen, die in der Summe wiederum auf die Morphologien des Gewässers wirken. Umgekehrt wird die Morphologie eines Gewässers zu einem großen Teil geprägt durch die hydraulischen Verhältnisse. Die hydrodynamischen Parameter beeinflussen Sedimentations- und Erosionsprozesse, das anstehende Sohlsubstrat, den Feststoffhaushalt sowie Form und Struktur der Gewässersohle. Kommt es zu Änderungen der Gewässermorphologie wie z. B. bei einer Mündungsaufweitung durch natürlichen Materialaustrag oder durch anthropogene Eingriffe, hat das eine Änderung der hydraulischen Parameter zu Folge. Dies führt zu erneuten morphologischen Änderungen (dieser Prozess wird als morphologischer Nachlauf bezeichnet), bis sich ein neues morphologisches Gleichgewicht eingestellt hat.

Schadstoffgehalte

Die Gehalte feststoffgebundener Schadstoffe im Ästuar werden vor allem durch Schadstoffeinträge aus dem Binnenbereich, aber auch durch Punktquellen und diffuse Quellen sowie durch den komplexen Feststofftransport im Ästuar gesteuert. Der Abbau organischer Schadstoffe sowie die Änderung des Verhältnisses von Schwermetallgehalten in Feststoffen zu denen in der Wasserphase spielt dagegen eine untergeordnete Rolle.

Da sich Schadstoffe bevorzugt in Feinkornfraktionen ($< 20 \mu\text{m}$) und organischem Material anreichern, ist insbesondere in Bereichen mit einem hohen Anteil feinkörniger Sedimente und hohen TOC-Gehalten (TOC = gesamter organischer Kohlenstoff) eine stärkere Akkumulation von Schadstoffen zu erwarten. Während die Korngrößenkorrigierten Schadstoffkonzentrationen in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ in überwiegend sandigen Gebieten mit geringen Feinkornanteil ähnlich hoch wie in schluffigen Bereichen sein können, sind die Schadstoffmengen in sandigen Bereichen geringer als in schluffigen Bereichen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die vom Oberwasserabfluss abhängige Durchmischung von Feststoffen fluvialer und mariner Herkunft in Schwebstoffen und frisch abgelagerten Sedimenten zu abnehmenden Schadstoffgehalten in Richtung See führt.

Sedimentations- und Erosionsprozesse können zu Änderungen der Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente sowie der Schwebstoffe führen.

Anthropogen erzeugte Veränderungen

Baggerungen und Baggergutumlagerungen können direkt oder indirekt durch eine Veränderung der Sediment- und Schwebstoffdynamik in der Tideelbe aufgrund eines veränderten Depositions-/Erosions-/Transportverhaltens der Feststoffe regional zu einer Änderung der Gehalte und der Mengen feststoffgebundener Schadstoffe führen. Sie tragen zu einer großräumigen Verfrachtung von Schadstoffen aus belasteten Bereichen bei, sofern schadstoffbelastetes Baggergut nicht aus dem Gewässer entfernt oder im Gewässer festgelegt wird.

Direkt können durch die Baggerung vorübergehend neue Sedimentoberflächen freigelegt werden, die eine gegenüber der vorherigen Situation abweichende Schadstoffbelastung aufweisen. In Bereichen mit regelmäßigen Unterhaltungsbaggerungen sind die zu erwartenden Unterschiede jedoch gering. Auch im Bereich der Umlagerungen kann es durch die Sedimentation des umgelagerten Materials zu veränderten Schadstoffgehalten kommen. Die nachfolgende strömungsbedingte Verdriftung des umgelagerten Baggergutes führt im Falle, dass dieses schadstoffbelastet ist, zu einer Ausbreitung der Schadstoffbelastung und zu einer

Anreicherung von Schadstoffen in strömungsberuhigten, u. U. ökologisch wertvollen Bereichen der Tideelbe sowie der Nordsee.

Durch die sowohl bei Umlagerungen als auch in geringerem Maß bei den Baggerungen auftretende Resuspendierung von zuvor konsolidierten Sedimenten wird die Schadstoffbelastung der Schwebstoffe je nach Höhe der Belastung der resuspendierten Sedimente verändert. Die an die resuspendierten Sedimente gebundenen Schadstoffe werden in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen transportiert und können sich ebenfalls vor allem in Depositionsgebieten durch erneute Sedimentation der Feststoffe anreichern. Die Menge der freigesetzten Schadstoffe ist neben der Höhe der Belastung vor allem von dem Anteil der Feinkornfraktionen und dem TOC-Gehalt abhängig.

Auch ein indirekt infolge von Unterhaltungsarbeiten geändertes Depositions-, Erosions- und Transportverhalten von Feststoffen kann zu einer anderen Verteilung der Schadstoffbelastung in der Tideelbe und in der Deutschen Bucht führen.

Durch Naturprozesse bedingte Veränderungen

Durch den Stromauftransport feinkörniger Schwebstoffe mit geringer Belastung, wie sie z. B. in der Regel im äußeren Ästuar vorliegen, kann auch eine Verdünnung der vorhandenen Schadstoffkonzentrationen in der Feinkornfraktion von Sedimenten/Schwebstoffen im oberen Ästuar eintreten. Die Schadstoffmengen in dem betrachteten Bereich werden dadurch jedoch zunächst nicht verringert. Eine Entnahme von Sedimenten aus dem System kann jedoch zu einer Verringerung der Schadstofffrachten führen.

Die durch Baggerungen und Umlagerungen bedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte ist mit einer Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus dem Porenraum bzw. der Desorption der Feststoffe in die Wasserphase verbunden. Zwischen Sediment und Wasserphase stellt sich ein neues Gleichgewicht ein.

Führt die Unterhaltung zu einer verstärkten Erosion, so werden neue Sedimentoberflächen freigelegt, die eine andere Schadstoffbelastung aufweisen können als die ursprüngliche Sedimentoberfläche. In Bereichen mit älteren Sedimentablagerungen können so höher belastete Schichten („Schadstoffquellen“), aber auch anthropogen nicht oder wenig beeinflusste Sedimente freigelegt werden.

In Depositionsgebieten („Schadstoffsenken“) kann sich die Schadstoffbelastung der Sedimentoberfläche ebenfalls ändern. Hier wird sich in den oberen Schichten, je nach Depositionsrate, die aktuelle Belastung der Schwebstoffe widerspiegeln oder die Schadstoffgehalte im Fall von Umlagerungsbereichen von der Schadstoffbelastung des umgelagerten Baggergutes beeinflusst werden.

Ökotoxikologie

Das ökotoxikologische Belastungspotential von Lebensräumen ist durch Toxizität, Konzentration und Verfügbarkeit der vorhandenen Schadstoffe bedingt. Schadstoffe, die in Gewässer gelangen, können sich besonders in Sedimenten anreichern. In welchem Maße toxische Stoffe in Sedimenten angelagert werden, wird neben dem Anteil des organischen Materials auch durch die Oberflächenverhältnisse und damit durch die Korngrößenverteilung bestimmt. Sind keine oder nur geringe Feinkornanteile vorhanden, so ist im Regelfall eher nicht mit einer ökotoxikologischen Sedimentbelastung zu rechnen.

Veränderungen der ökotoxikologischen Belastung einzelner Bereiche sind neben der Persistenz stark von Ein- und Austrägen der Schadstoffe und damit von im System vorhandenen Sedimentdynamiken abhängig. Anthropogene Belastungen können für Bereiche, in denen native Sedimentschichten freigelegt werden, zunächst ausgeschlossen werden.

Betrachtungen zur Remobilisierung der im Sediment vorhandenen Schadstoffe wurden oben bereits näher erläutert und sind auf die Ökotoxikologie zu übertragen. Grundsätzlich steht das ökotoxikologische Belastungspotential der Sedimente in derselben Abhängigkeit zu Umweltfaktoren wie die Schadstoffbelastung, da die Belastungspotenziale durch die an die Sedimente gebundenen Schadstoffe bedingt sind.

Ökotoxikologische Belastungen können sowohl direkte als auch indirekte Schädwirkungen auf die vorhandene Biozönose haben. Auch schon bei sehr geringen Konzentrationen können bestimmte Stoffe durch Langzeiteinwirkung negative Folgen für Populationen aufweisen. So besitzen einige Substanzen eine hohe Persistenz und können nur schwer bis gar nicht von Organismen ausgeschieden oder abgebaut werden. Sie bergen daher ein besonderes Risikopotential.

Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Der Parameter der Wasserbeschaffenheit mit der stärksten Sensitivität gegenüber den ökologischen Auswirkungen von Umlagerungen ist der Sauerstoffgehalt im Wasser. Bei den Sedimentumlagerungen kommt es zum Eintrag reduzierter Verbindungen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, Mn, Fe, S) sowie abbaubarem organischen Material (partikulär und gelöst) in den Wasserkörper. Die Folge ist ein erhöhter Sauerstoffverbrauch durch eine erhöhte mikrobielle Sauerstoffzehrung von Kohlenstoffverbindungen und Ammonium. Insbesondere beim Verbringen von Baggergut werden vormals in Sedimenten gebundene/befindliche Nährstoffe, in Form von gelösten Nährstoffverbindungen aus Porenwasser oder partikulärer Verbindungen über die Schwebstoffe, in den Wasserkörper eingetragen. Die Folgen sind eine höhere Verfügbarkeit dieser Nährstoffe für Primärproduzenten sowie eventuell erhöhte Frachten in die Nordsee.

Weiterhin sind die Auswirkungen auf die Trübung, d. h. die Schwebstoffgehalte und -zusammensetzung, im Ästuar von Bedeutung für den Stoffhaushalt. Eine Veränderung der Durchlichtung des Wasserkörpers bewirkt eine Verminderung der Primärproduktion durch das Phytoplankton. Als Folge vermindert sich bei einer Erhöhung der Trübung der biogene Sauerstoffeintrag in das Wasser. Gleichzeitig kann eine veränderte Partikeldichte und Partikelzusammensetzung die durch Bakterien besiedelbare Oberfläche vergrößern. Eine Erhöhung der Partikeloberflächen führt dann auch zu höheren Sorptionskapazitäten für Nähr- und Schadstoffe. Eine veränderte Trübung bzw. Schwebstoffgehalte haben zudem Einfluss auf die planktische Nahrungskette, etwa aufgrund der Sensitivität filtrierender Zooplankter gegenüber der vorhandenen Partikeldichte und -qualität und/oder durch Selektionsvorteile für andere Ernährungstypen.

Neben den Auswirkungen auf den Wasserkörper führen die Sedimentumlagerungen zu einer Störung der Sedimente. Durch Stoffeintrag und Sedimentüberdeckung werden Sedimentbildungsprozesse, u. a. fröhdiagenetische Prozesse, beeinflusst und dadurch die chemisch-physikalischen Strukturen/Eigenschaften der Sedimente und damit auch die Milieubedingungen für Organismen verändert. Andere Redoxverhältnisse und insbesondere Sauerstoffverhältnisse im Sediment können die Folge sein, wodurch wiederum Abbauprozesse

verlangsamt bzw. beschleunigt werden. Von geänderten Stoffkonzentrationen im Sediment sind auch die Stoffaustauschraten (u. a. Sauerstoffzehrung) von Sediment zu Wasserkörper betroffen, so dass dann auch wieder die Wasserbeschaffenheit des Wasserkörpers beeinflusst wird.

Makrozoobenthos

Die Auswirkungen von Sedimentumlagerungen auf das Makrozoobenthos sind sehr vielfältig, wobei man vor allem zwischen der Überdeckung der Fauna mit Sediment sowie den Auswirkungen durch die bei einer Sedimentumlagerung auftretenden Trübungserhöhung unterscheiden muss. Bei der Übersichtung mit Sediment hängen die Folgen der Sedimentumlagerung vor allem von der Mächtigkeit der Sedimentschicht ab und der individuellen Fähigkeit der Makrofauna, sich wieder frei zu graben. Diese Fähigkeit, eine übergelagerte Sedimentschicht zu durchdringen und damit wieder an die Sedimentoberfläche zu gelangen, kann je nach Art zwischen wenigen Millimetern und fast einem Meter schwanken, wobei dies auch von der Art des abgelagerten Sediments abhängt. Neben der Übersichtung der Fauna mit Sediment ist auch die Erhöhung der Trübung ein wichtiger Faktor. Filtrierer (z. B. Muscheln), die durch erhöhte anorganische Schwebstofffracht in der Nahrungsaufnahme speziell behindert werden, können geschädigt werden, was sich in verringerter Abundanz und Verbreitung manifestieren kann.

Obwohl die negativen Einflüsse von Sedimentumlagerungen auf das Makrozoobenthos bekannt sind, ist ihr Nachweis häufig schwer, da ein wesentliches Merkmal des Makrozoobenthos seine hohe zeitliche und räumliche Variabilität ist. Insbesondere in einem Ästuar mit seinen natürlichen Gradienten - wie z. B. Unterschiede im Salzgehalt, der Trübung und des Sauerstoffgehalts - ist es besonders schwer, die Einflüsse von Sedimentumlagerungen auf das Makrozoobenthos zu identifizieren und von den natürlichen Schwankungen zu trennen.

Fischfauna

Fische sind von Sedimentumlagerungen sowohl direkt, z. B. durch Entnahmen mit dem Baggergut, als auch indirekt, z. B. durch Änderungen der Wasserbeschaffenheit und des Nahrungsangebotes, betroffen.

Für folgende Artengruppen kann eine hohe Sensitivität angenommen werden:

- > am Gewässerboden lebende Arten, die an den Bagger- und Umlagerungsstellen Entnahmen, Überdeckungen mit umgelagerten Sedimenten und Änderungen des Nahrungsangebotes ausgesetzt sind,
- > Fischarten, die auf Sicht jagen und durch erhöhte Schwebstoffkonzentrationen bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden,
- > im Ästuar reproduzierende Arten, deren Laichgebiete von zunehmender Verlandung betroffen sind und deren Eier durch hohe Schwebstoffgehalte in ihrer Entwicklung beeinträchtigt werden,
- > Wanderfische, die durch Störungen und Änderungen der Wasserbeschaffenheit in ihren Wanderungen behindert werden.

Die genannten Beeinträchtigungen wirken reduzierend auf Parameter wie Wachstum, Abundanz, Biomasse und Produktivität (Bestandszuwachs pro Zeiteinheit, der z. B. durch Fische fressende Tiere und die Fischerei abgeschöpft wird).

3 Ökologisches Leitbild und Ziele

Im Elbeästuar treffen vielfältige Nutzungen und Interessen aufeinander, die die Ökologie des Ästuars beeinflussen. Hierzu zählen insbesondere wasserwirtschaftliche Aspekte, Schifffahrt, Naturschutz und Hochwasserschutz. Diese Aspekte sind bei einer Leitbildentwicklung zu berücksichtigen. Bei der Aufrechterhaltung von Schifffahrt und Hochwasserschutz kann als Leitbild ein natürliches Ästuar nicht herangezogen werden. Wie bereits in der Potenzialanalyse Unter- und Außenelbe (BfG 2005) ausgeführt, orientiert sich deshalb das ökologische Leitbild im Rahmen des Sedimentmanagements an einem Optimalzustand mit Deich und vertiefter Fahrrinne. Das Leitbild entspricht somit dem Ansatz, für das nach der WRRL als „erheblich verändert“ eingestufte Übergangsgewässer Tideelbe das Umweltziel „gutes ökologisches Potential“ zu setzen.

Allgemeines Leitbild für das Elbeästuar:

- > Das Elbeästuar ist ein dynamisches System von Flach- und Tiefwasserbereichen, Wattflächen, terrestrischen Flächen, Inseln (Sänden) und Stromarmen mit einer möglichst naturnahen Ausprägung von Tide und Strömung.
- > Morpho- und hydrodynamische Prozesse (Erosion, Sedimentation, Verlandung, Überflutungen) führen zu einer stetigen Veränderung von Lebensräumen.
- > Die Qualität von Boden, Sediment und Wasser ist so beschaffen, dass die Voraussetzungen zur nachhaltigen Entwicklung natürlicher Lebensräume gegeben sind.
- > Die für das Gebiet typischen Lebensräume sind vorhanden, so dass darin alle ästuartypischen Pflanzen- und Tierarten in langfristig überlebensfähigen Populationen und den entsprechenden Vergesellschaftungen vorkommen.
- > Die Biotope/Lebensgemeinschaften des Elbeästuars erfüllen weitere wichtige ökosystemare Funktionen, wie die Filterung von Schad- und Nährstoffen.

Die im Folgenden formulierten Umweltziele und weitergehenden Zielzustände konkretisieren die im Leitbild dargestellten allgemeinen Grundsätze.

Das Umweltziel bezüglich der **Gewässermorphologie** ist die Erhaltung und Entwicklung ästuartypischer morphologischer Prozesse unter Berücksichtigung der anthropogenen Nutzungen Schifffahrt und Hochwasserschutz. Die zu betrachtenden Parameter sind Gewässerstruktur und Feststoffhaushalt.

Dabei können die Zielzustände für die jeweiligen Parameter im Bezug auf ein ökologisch optimiertes Umlagerungskonzept detailliert formuliert werden.

- > Eine Umlagerungsstrategie ermöglicht eine möglichst große morphologische Strukturvielfalt im gesamten Ästuar, die jeweils dem entsprechenden Bereich (äußerer Ästuarbereich, Brackwasserzone, limnischer Bereich) angepasst ist.
- > Die Funktionsfähigkeit und die Teilnahme der Nebenelben an morphologischen Prozessen werden sichergestellt.

- > Eine ästuartypische Niveauflächenverteilung mit den Strukturelementen Vorland, Watt, Flachwasser und Tiefwasser wird angestrebt.
- > Bezüglich des Feststoffhaushaltes wird eine ästuartypische Schwebstoffdynamik mit Schwebstoffgehalten und Sohlsubstraten, die den natürlichen Milieubedingungen angepasst sind, erhalten bzw. gesichert.
- > Die Trübung in einem Ästuar zeigt ein Maximum (bis 300 mg/l) im oligohalinen Bereich. Die hohen Trübungen nehmen hin zum limnischen und marinen Bereich sowie in den Nebenelben deutlich ab und betragen nur ca. 1/10 des Wertes im Trübungsmaximum.
- > Um eine langfristige Regimestabilität zu erzielen, weisen Sedimentation und Erosion großräumig einen Gleichgewichtszustand auf. Es werden sowohl natürliche als auch anthropogen verursachte Materialkreisläufe nicht verstärkt. Eine Stabilisierung des Regimes wird durch ein ökologisch optimiertes Umlagerungskonzept erzielt.
- > Die Entwicklung kleinräumiger morphologischer Prozesse wie Uferabbrüche, Anlandungszonen sowie innere Mäandrierung werden durch das Umlagerungskonzept nicht eingeschränkt.

Aus Sicht der **Hydrologie** ist die Sicherung und Entwicklung einer ästuartypischen Tidedynamik im gesamten Bearbeitungsgebiet das generelle Umweltziel. Aus anthropogener Sicht hat dabei der Hochwasser- und Sturmflutschutz grundsätzlich höchste Priorität.

Weitergehende Zielzustände für die Tideelbe:

- > Insbesondere die ästuartypische Tidedynamik beschreibenden Parameter wie Tidehochwasser (Thw) und Tidehub (Thb) werden nicht weiter erhöht, das Tideniedrigwasser (Tnw) nicht weiter gesenkt.
- > Die vorhandene ästuartypische Tidedynamik der Nebenelben und Nebenflüsse wird nicht weiter verschlechtert.
- > Die durch das Stromspaltungsgebiet oberhalb Hamburgs bedingten Verhältnisse von Flut- zu Ebbedauer werden trotz der wesentlich kleiner werdenden Fließquerschnitte nicht weiter verschlechtert.

Aus Sicht der **Wasserbeschaffenheit** (Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton) gilt als generelles Umweltziel die Erhaltung und Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und der trophischen Strukturen im Ästuar.

Weitergehende Zielzustände für die Tideelbe sind:

- > Die Sauerstoffgehalte liegen generell im Bereich der Sättigung. Vorübergehende Abweichungen bis 60 %-Untersättigung sind zu tolerieren, etwa im Bereich des Trübungsmaximums (natürliche Trübungsmaxima ca. bei Brunsbüttel, km 685) und zu bestimmten Zeiten lokal in stark mit Feinmaterial versorgten Sedimentationsräumen.
- > Das trophische Niveau ist eine Folge der ins Ästuar eingetragenen Nährstoffkonzentrationen und der autochthon und allochthon entstehenden Algenbiomasse (Phytoplankton und -benthos). Der limnische und der polyhaline Abschnitt sind autotroph, während im oligo- bis mesohalinen Abschnitt heterotrophe Prozesse überwiegen. Die Primärproduktion im Wasser und auf den Watten bildet eine „angemessene“ Nah-

rungsgrundlage für das nachfolgende Nahrungsnetz (die Sekundärproduzenten bis Watvögel).

- > Die oberstromige Belastung des Ästuars mit Nährstoffen, organischem Material und lebender Algenbiomasse ist eine entscheidende Steuergröße für das trophische Niveau und den Sauerstoffhaushalt im Ästuar. Dieser Eintrag wird reduziert.

Umweltziel bezüglich der Qualität von **Boden, Sedimenten und Wasser** ist die Erhaltung und Entwicklung von nur gering bzw. nicht anthropogen mit Schadstoffen belasteten Sedimenten und Schwebstoffen in der Tideelbe und in den angrenzenden Nordseewatten. Im Rahmen des Sedimentmanagements wird über Wechselwirkung zwischen Wasser und Sedimenten auch die Qualität des Wassers beeinflusst. Die Schadstoffgehalte in den Sedimenten bzw. Böden der einzelnen Bereiche des Elbeästuars und der Nordseewatten sollen sich in Richtung der natürlichen Gehalte entwickeln.

Eine Bagger- und Umlagerungsstrategie soll die derzeitige Belastungssituation in der Tideelbe weder durch direkte Eingriffe noch indirekt beeinträchtigen. Im Folgenden sind die Zielzustände unter Berücksichtigung der Randbedingungen detaillierter dargestellt.

- > Die Schadstoffbelastung nimmt ab. Der Schadstoffeintrag aus der Binnemelbe in das Ästuar sowie ggf. punktuelle Einträge innerhalb des Ästuars beeinflussen die Belastungssituation in der Tideelbe und damit mittel- und langfristig in den Nordseewatten entscheidend. Das Erreichen des Umweltziels hängt daher u. a. von einer Verringerung der Einträge ab. Auch eine Entnahme belasteter Sedimente aus dem Gewässer könnte die Schadstoffbelastung verringern. Kurzfristig kann als Ziel nur erreicht werden, dass die Schadstoffbelastung in den einzelnen Abschnitten der Tideelbe und der angrenzenden Nordseewatten nicht weiter zunimmt.
- > In einigen (feinkörnigen) Wattbereichen des Elbeästuars lagern derzeit vergleichsweise stabil z. T. große Schadstoffmengen (Kapitel 4.4.3.3). Eine direkte und indirekte Mobilisierung der Schadstoffe durch Resuspendierung der abgelagerten feinkörnigen Sedimente und eine damit verbundene großräumige Verfrachtung von Schadstoffen in stromab gelegene Sedimentationsräume bis hin zu den Nordseewatten wird vermieden bzw. möglichst gering gehalten.

Der **ökotoxikologische** Zielzustand des Ästuars Tideelbe ist eine nicht vorhandene oder nur sehr geringe Belastung der aquatischen Lebensräume. Die in den jeweiligen Bereichen der Tideelbe festgestellten Belastungspotentiale sollten nicht ansteigen, sondern bedingt durch zurückgehende Schadstoffeinträge und Abbauprozesse abnehmen. Mit den zur Bestimmung des ökotoxikologischen Belastungspotentials eingesetzten Testorganismen sollten keine markanten Beeinträchtigungen festzustellen sein.

Durch den Rückgang der Schadstoffkonzentrationen nehmen die Stoffbelastungen und damit die Belastungspotentiale für Organismen ab. Ein Anstieg der Belastung in bisher gering belasteten Bereichen des Elbeästuars wird unterbunden. Somit werden sensitive Arten in bislang gering belasteten Bereichen nicht beeinträchtigt.

Das ökologische Hauptziel für das **Makrozoobenthos** im Elbeästuar ist das Vorkommen aller für Ästuar typischen Biozöosen und Tiergruppen, insbesondere auch die für das

Ökosystem wichtigen funktionellen Gruppen in typischen Individuendichten und Verhältnissen zueinander, soweit dies gemäß der erläuterten Einschränkung im Leitbild erreichbar ist. Ein wichtiger Faktor bei der Umsetzung dieses Ziels ist es, dass alle für die Biozöosen wichtigen Lebensräume (Flachwasserbereiche, Nebenarme etc.) mit ihren unterschiedlichen Ausprägungen (unterschiedliche Sedimentzusammensetzung, Strömungsverhältnisse und Dynamik) in einer ästuartypischen Ausgewogenheit vorhanden sind.

Zielzustand für die **Fischfauna** ist ein ästuartypischer, arten- und individuenreicher Fischbestand. Im Rahmen des Sedimentmanagements ist allgemein eine Verringerung des jährlichen Baggervolumens anzustreben, um den Umfang direkter und indirekter Beeinträchtigungen zu minimieren. Einzelne wichtige Umweltziele in diesem Zusammenhang sind:

- > möglichst geringe Schwebstoffkonzentrationen in den wichtigen Reproduktionsgebieten ästuartypischer Fischarten stromab von Hamburg,
- > eine Verbringungspraxis, welche die bestehenden Verlandungstendenzen von Seitenbereichen (wiederum insbesondere in den Reproduktionsgebieten stromab von Hamburg) minimiert bzw. nicht weiter verstärkt und
- > ein Sedimentmanagement, welches die zeitweilig fischkritische Sauerstoffsituation stromab von Hamburg nicht weiter verschärft.

4 Ist-Zustand ökologische Aspekte

4.1 Hydrologische Beschreibung des Elbeästuars

Strömungen und Wasserstände im Elbeästuar werden bestimmt durch die von See her einschwingende Tidewelle und dem vom Binnenland her kommenden Oberwasserabfluss. Ein weiterer wichtiger Faktor sind die Windverhältnisse. Die Reaktion auf diese Einflussgrößen spiegelt sich wider in den Wasserständen und den daraus abgeleiteten Größen Tidehub, Tidehoch- und -niedrigwasser sowie in den damit verbundenen Strömungen. Die einschwingende Tide wird durch Reibung und Reflexion in ihrer Form verändert; dabei haben die Bauwerke im Gewässer sowie die Form des Gerinnes einen wesentlichen Anteil. Eng verbunden mit den Strömungsverhältnissen ist die Salzgehaltsverteilung im Ästuar.

4.1.1 Meeresspiegel und Tide

Die periodische Änderung des Wasserspiegels bzw. Meeresspiegels und die horizontale Bewegung des Wassers, welche durch die Massenanziehung und Fliehkräfte des Systems Sonne-Mond-Erde in Verbindung mit der Erdrotation hervorgerufen wird, nennt man Tide (DIN 4049-3: 1994-10). Die in der Nordsee auftretenden Tiden befinden sich nicht in Phase mit den astronomischen Tiden. Insbesondere tritt die Wirkung der Mondphase als Folge der Reibungskräfte erst nach ein bis drei Tagen in der Nordsee in Erscheinung (Springverspätung) (Hinrichsen 1991). Innerhalb des Systems Sonne-Mond-Erde treten verschiedene Konstellation auf, welche sich als halb-, ein-, vierteltägige Tiden sowie als Spring- bzw. Nipptiden mit ihren Zyklen darstellen. Detaillierte Angaben hierzu sind in der einschlägigen Fachliteratur zu finden (z. B. Gezeitentafeln des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie).

Die Tiden mit dem größten Einfluss auf die Auslenkung des Meeresspiegels sind die Halbtägige Hauptmondtide (M2) mit einer Periode von 12,42 h und die Halbtägige Hauptsonnentide (S2) mit einer Periode von 12,00 h, wobei im Verhältnis die Hauptsonnentide in ihrer Bedeutung 46,6 % der Hauptmondtide besitzt (Dietrich et al. 1975). In Flachwassergebieten setzen sich beide Tiden zu sog. Verbundtiden zusammen. Die Springtide ist ein astronomisch bedingter erhöhter Tidewasserstand innerhalb eines Mondzyklus. Sonne-Mond-Erde/Sonne-Erde-Mond stehen in gleicher Richtung. Zur Nipptide stehen Sonne-Erde-Mond im rechten Winkel zueinander. Studien zur Konstellation des Gestirne Erde-Mond-Sonne haben weitere Tidezyklen mit monatlichen, jährlichen, 8,85 jährlichen, 18,61 jährlichen und 21.000 jährlichen Perioden ergeben (IOC 2006).

Neben den kurzzeitigen gezeitenbeeinflussten Schwankungen weisen die Wasserstände in der Nordsee auch eine langfristige Entwicklung auf.

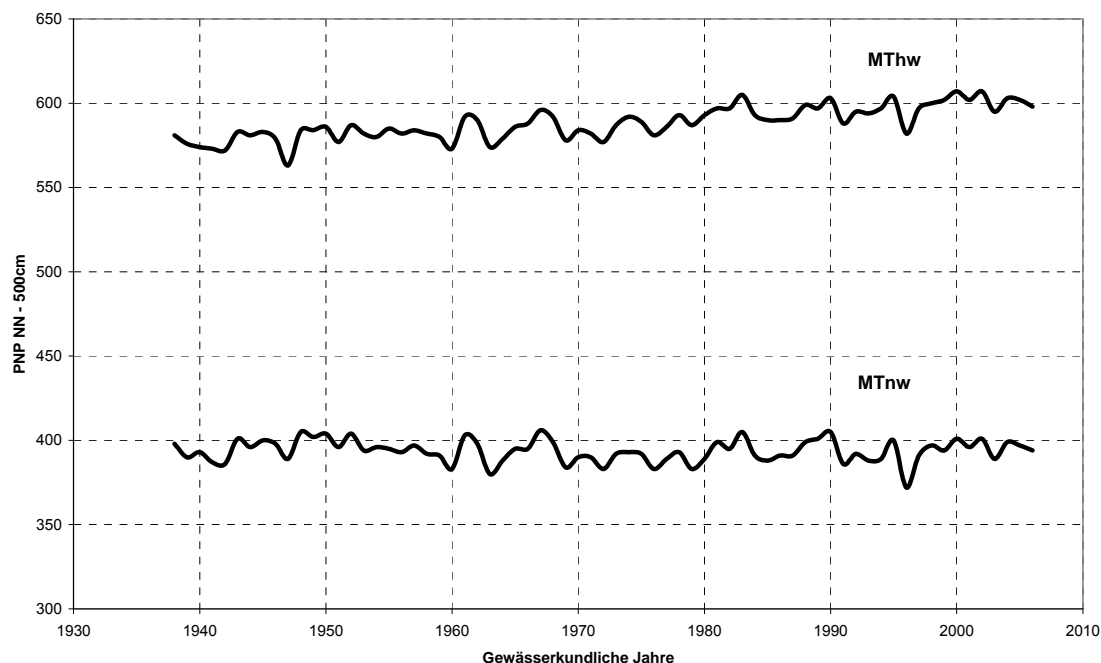


Abbildung 4-1: MThw und MTnw am Pegel Hörnum (Datenquelle: WSA Tönning)

Abbildung 4-1 zeigt die Entwicklung von MThw (mittleres Tidehochwasser) und MTnw (mittleres Tideniedrigwasser) am Pegel Hörnum als Seepiegel.

In PG Strombau (2007) wird dargestellt, dass im dem betrachteten Zeitabschnitt sowohl Phasen mit sinkendem als auch mit ansteigendem MTnw aufgetreten sind, die sich teilweise auch am Pegel Brokdorf widerspiegeln. In den letzten Jahren sind die MTnw-Werte angestiegen, und zwar stärker als infolge des säkularen Meeresspiegels zu erwarten gewesen wäre.

Tabelle 4-1: Perioden und Wellenlängen ausgewählter Partialtiden (Gönnert et al. 2001)

Partial- tide	Definition	Periode	λ /km (10 m Tiefe)	λ /km (20 m Tiefe)
M_2	halbtägige Hauptmondtide	12:25:15	443	626
S_2	halbtägige Hauptsonnentide	12:00:00	428	605
N_2	Gr. Elliptische Tide 1.Ordnung zu M_2	12:30:31	451	638
$MU_2(\mu_2)$	Gr. Variationstide zu M_2	12:52:19	459	649
O_1	eintägige Hauptmondtide	25:49:10	921	1302
K_1	eintägige Hauptdeklinationstide	23:45:05	853	1207
MN_2	Verbundtide aus M_2 und N_2	12:11:30	435	615
M_4	Obertide zur M_2 - Gezeit	06:12:38	221	313
MS_4	Verbundtide aus M_2 und S_2	06:06:13	218	308
Q_1	Große tägliche lunare elliptische Tide	26:52:06	958	1355
$2SM_2$	Verbundtide aus S_2 und M_2	11:36:26	414	585
MN_4	Vierteltägige Gezeit. Verbundtide aus M_2 und N_2	06:16:10	224	316
M_6	Obertiden zur M_2 - Gezeit	04:08:25	148	209
EPS_2	Halbtägige Grundtide mit astronomischem Antrieb	13:07:38	468	662

Wie bereits erwähnt wird die in der Nordsee einlaufende Tidewelle aufgrund der sich verringernden Wassertiefe in Richtung Küste zunehmend verformt (Dietrich et al. 1992). Besonders in Ästuaren, die durch eine trichterförmige Querschnittsverengung gekennzeichnet sind, kommt es zu Veränderungen der Wasserstände und den daraus abgeleiteten Parametern sowie zu Änderungen in den Strömungen. Einhergehend mit diesen Änderungen ändern sich auch die Partialtiden innerhalb der Tideelbe.

Im Rahmen des KFKI-Projektes „Charakterisierung der Tidekurve“ (Gönnert et al. 2001) wurden die Partialtiden selbst und deren Veränderungen im Elbeästuar untersucht. Die für die Elbe wichtigsten Partialtiden sind in Tabelle 4-1 aufgelistet.

Bezüglich der zeitlichen Veränderungen haben sich zwischen den Jahren 1955 und 1998 fast alle Partialtiden flussaufwärts gegenüber Cuxhaven verstärkt. Dies gilt besonders für die eintägige Hauptmond- und Sonnentide (O1) und die eintägige Hauptdeklinationstide (K1) sowie für die halbtägige Hauptmond- und Sonnentide (M2 und S2) und die elliptische Tide erster Ordnung (N2). Bei der Obertide M4 verstärkt sich die stromauf feststellbare Zunahme der Amplitude bis 1998, während für die Obertide M6 die Verstärkung flussauf bis 1975 erst ab- und anschließend wieder zunimmt. Einhergehend mit dieser Zunahme kommt es zu Änderungen der Amplituden der einzelnen Partialtiden. Abbildung 4-2 zeigt beispielhaft die Amplituden der 14 wichtigsten Partialtiden von Helgoland im Vergleich zu St. Pauli für den Zeitabschnitt April bis Juni 1998. Deutlich zu erkennen ist die Zunahme der Amplitude

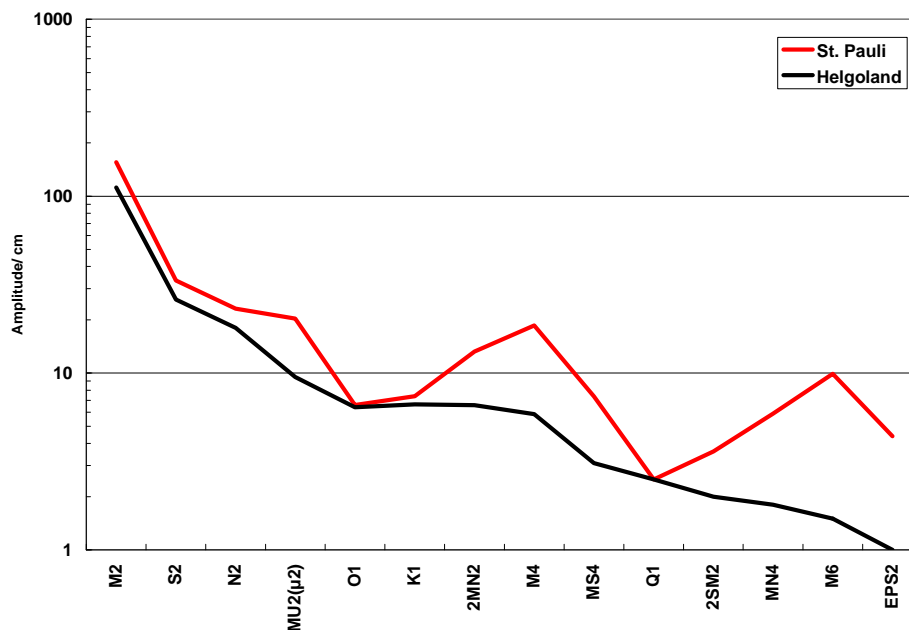


Abbildung 4-2: Amplituden der wichtigsten Partialtiden von Helgoland im Vergleich zu St. Pauli (April bis Juni 1998): aus Gönnert et al. 2001.

der M4 und M6 am Pegel St. Pauli. Es ist erwähnenswert, dass mit fünf Partialtiden sich etwa 80 % des Signals des Pegels Helgoland reproduzieren lassen, während für den Pegel St. Pauli sechs Partialtiden erforderlich sind. Die 90 %-Grenze wird für beide Pegel nach jeweils neun Partialtiden überschritten. Jüngere Untersuchungen von Kastens (2005) belegen diese Erkenntnisse.

Neben den Änderungen der Partialtiden betont die KFKI-Projektgruppe die meteorologischen Einflüsse wie Windstau auf die Tidekurve und die zeitlich variablen Abflüsse. In Zeiten hoher Abflüsse wird der mittlere Wasserstand angehoben. Dadurch benötigt die einlaufende Tidewelle mehr Energie, um diesen Wasserstand zu erreichen, den sie bei niedrigerem Wasserstand erreichen würde. Dies hat zur Folge, dass die Tidekurve durch hohe Abflüsse gedämpft wird (Gönnert et al. 2001).

Werden längerer Zeitreihen betrachtet, so müssen auch langfristige Einflüsse wie z. B. die Nodaltide (Kastens 2005) berücksichtigt werden. Sie moduliert den Tidehub mit einer Periodendauer von ca. 18,6 Jahren. Das letzte Nodalmaximum lag etwa in den Jahren 1995/1996/1997; das Nodalminimum entsprechend etwa in den Jahren 2004/2005/2006.

Zukünftig wird der Tidehub in der Deutschen Bucht wieder ansteigen und somit auch die Wasserstände in der Elbe beeinflussen. Modellrechnungen der BAW DH gehen von einer Modulation von 3 % des Tidehubs aus, es wird also beispielsweise am Pegel St. Pauli zu einer natürlich bedingten Zunahme von ca. 11 cm Tidehub in den nächsten 9 Jahren kommen.

4.1.2 Oberwasser

Zur Betrachtung des Oberwassers werden die ermittelten Abflüsse von dem rund 50 km oberhalb des Wehres Geesthacht gelegenen Pegel Neu Darchau herangezogen. Die Dauerlinie des Abflusses bei Neu Darchau zeigt die Abbildung 4-3.

Kennwerte der Jahresreihe 1925/2006 sind:

NQ 145 m³/s am 02.10.1947
MQ 710 m³/s
HQ 3620 m³/s am 31.03.1940

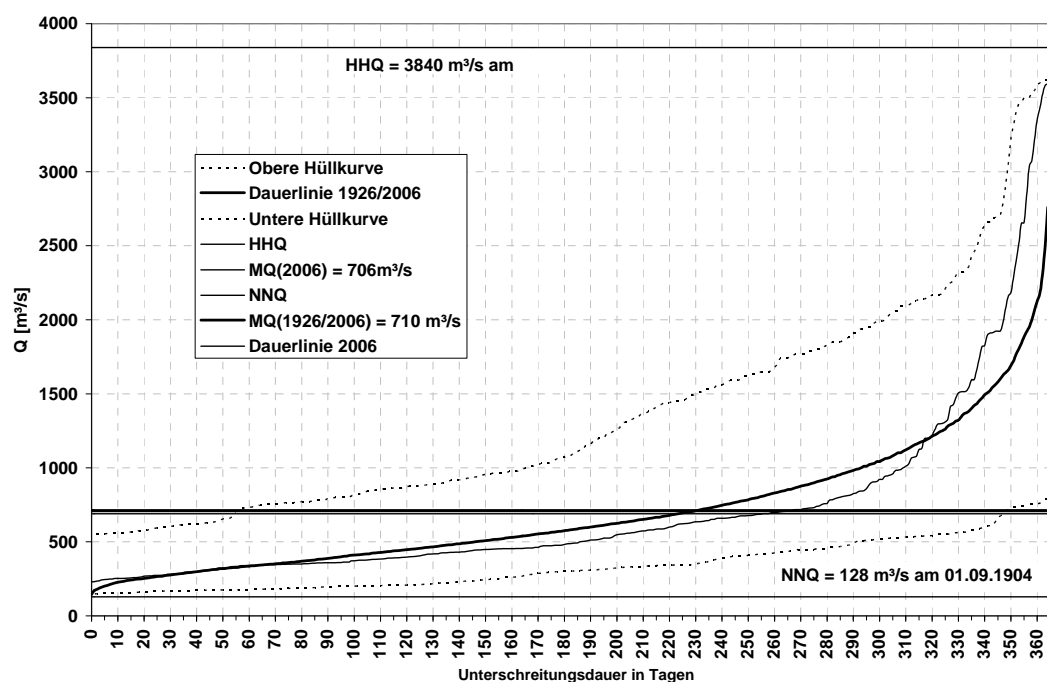


Abbildung 4-3: Dauerlinie des Oberwasserabflusses am Pegel Neu Darchau, Daten: DGJ.

Abbildung 4-4 zeigt die Abflussganglinie bei Neu Darchau ab 1970. Sowohl innerhalb eines Jahres als auch von Jahr zu Jahr sind deutliche Schwankungen des Abflusses festzustellen. Die meisten der vergangenen zehn Hochwasserereignisse traten in den Frühjahrsmonaten März bzw. April auf, drei Ereignisse ereigneten sich in den Monaten Dezember bzw. Januar, und das Hochwasser vom August 2002 nimmt eine Ausnahmestellung ein. Bei den zehn Extremwerten zum Niedrigwasser lagen die meisten Ereignisse in den Sommermonaten Juli und August. Niedrigwasserereignisse wurden aber auch in den Monaten September und Oktober registriert. Zur Verdeutlichung der Extremwerte in jüngerer Zeit seien das Augusthochwasser 2002 mit $3420 \text{ m}^3/\text{s}$ sowie das Niedrigwasser am 18.08.2003 mit $173 \text{ m}^3/\text{s}$ genannt. Weitere Einzelheiten können den Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbüchern, Elbegebiet, Teil III entnommen werden.

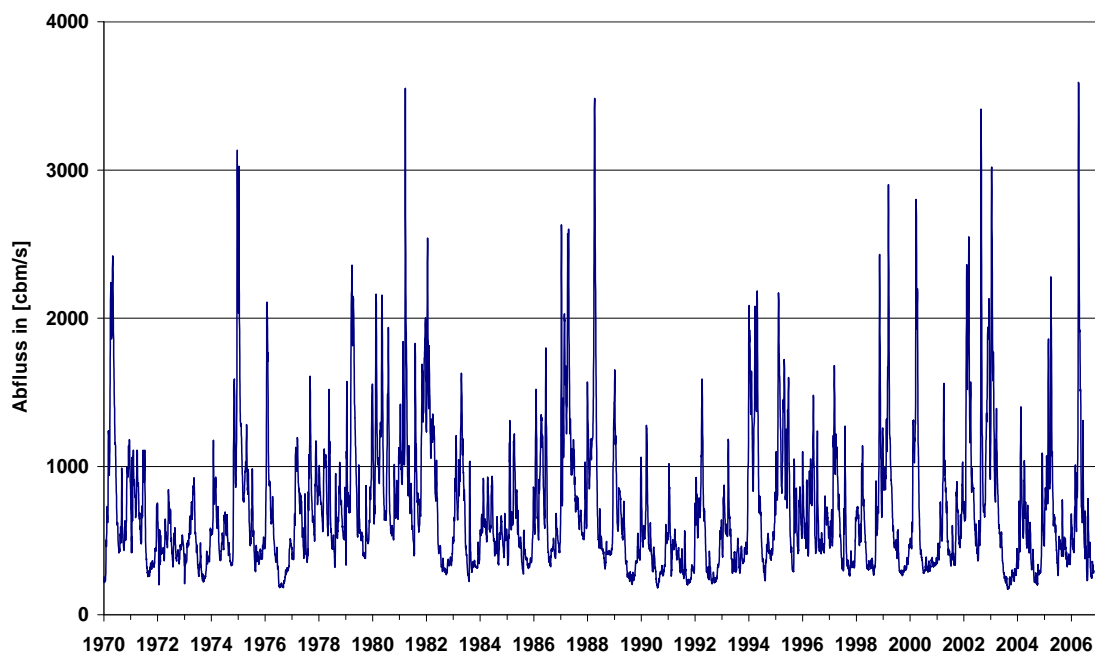


Abbildung 4-4: Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses der Elbe am Pegel Neu Darchau 1970 bis 2006, Daten: DGJ.

Die Bedeutung des Oberwasserabflusses auf die Wasserstände - und damit auf die Strömung - ist insbesondere im oberen Bereich des Ästuars relevant. Oberwasserabflüsse mit $3500 \text{ m}^3/\text{s}$ erhöhen zum Beispiel Sturmflutscheitelwasserstände zwischen Hamburg und Geesthacht mit ca. 50 cm Höhe deutlich, zwischen Hamburg und Brunsbüttel mit ca. 10 cm gering und unterhalb Brunsbüttel nicht (Rudolph 2003).

Sowohl die Verteilungen über die letzten 100 Jahre als auch die Jahresmittelwerte zeigen keinen signifikanten Veränderungstrend des Elbeinzugsgebiets oberhalb Neu Darchaus an. Man kann - was das Oberwasser angeht - von einem dynamischen Gleichgewicht des Systems Elbe sprechen, das über die letzten 100 Jahre sehr konstant war (BAW 2003).

4.1.3 Windeinfluss

Neben der Gezeitendynamik, dem Oberwasserabfluss und der Topographie haben die meteorologischen Einflüsse Wind und Luftdruck bedeutende Auswirkungen auf die Wasserstände. Dabei besitzt das Windfeld in der Deutschen Bucht für die Entwicklung der Tidewasserstände in den Ästuaren die größere Bedeutung (Hinrichsen, A. 1991). Der Grad des Windeinflusses ist eine Kombination aus Windstärke und -richtung (fetch) und -dauer (Jensen 2000a, Huber 2000).

Nordwestliche Winde resultieren in Stauwirkungen mit einer deutlichen Reduzierung der Geschwindigkeiten sowohl des Flut- als auch des Ebbestroms. Wind aus östlicher Richtung verstärkt den Ebbestrom deutlich.

Besonders deutlich ist dieser Einfluss bei Extremereignissen wie Sturmfluten zu beobachten, wie es am Beispiel der Sturmflut vom 4./5.2.1999 in Abbildung 4-5 dargestellt ist. Die Geschwindigkeiten des Nordwestwindes lagen über den Zeitabschnitt von zwei Tagen zwischen 10 und 20 m/s.

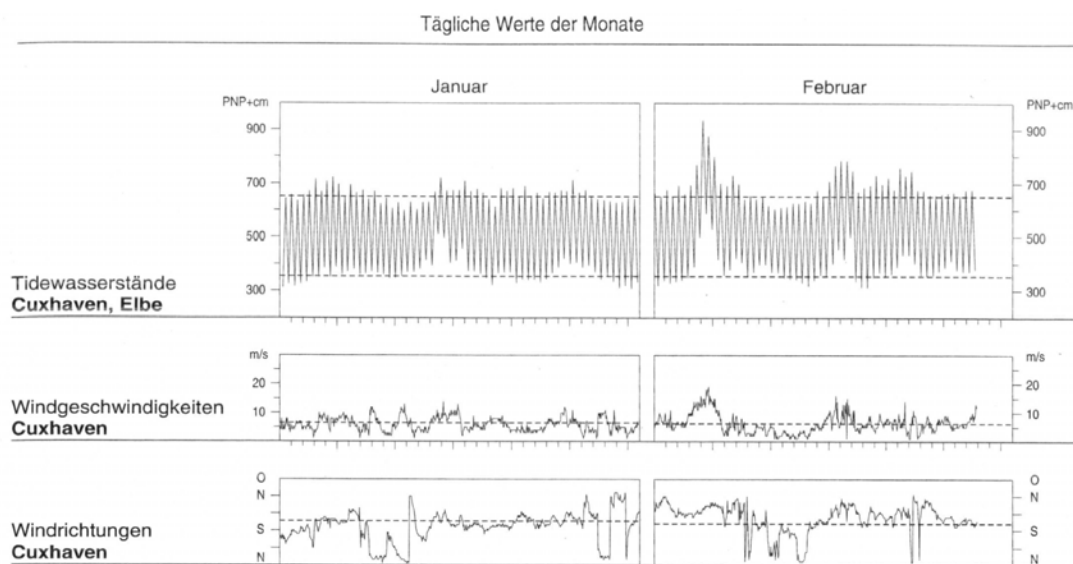


Abbildung 4-5: Tidewasserstände, Windgeschwindigkeit und -richtung im Februar 1999 (DGJ 1999)

Die Wasserstandserhöhung lag dabei bis zu 2 m über dem vieljährigen Mittel. Die maximalen Flut- und Ebbeströmungen reduzierten sich während dieses Extremereignisse auf < 80 cm/s (Abbildung 4-6). Daraus resultieren verlängerte Aufenthaltszeiten des Wasserkörpers im Ästuar.

Im Gegensatz dazu liegen die Strömungsgeschwindigkeiten um den 19.2.1999 während einer ruhigen Phase mit südsüdwestlichen Winden < 10 m/s bei 150 cm/s sowohl für den Flut- als auch für den Ebbestrom.

4.1.4 Wasserstände und Tidekennwerte

Die Tidewasserstände im Ästuar stellen sich als Folge der zuvor beschriebenen Einflussgrößen wie dem Oberwasserabfluss aus dem Binnengebiet und der von See her einschwin- genden Tidewelle ein. Des Weiteren sind langfristige Änderungen der Wasserstandsver- hältnisse durch Veränderungen oder Modifikation der Gerinnegeometrie verursacht. Infolge von Vertiefungen der Fahrrinne beispielsweise dringt mehr Tidevolumen in das Ästuar ein und führt zu einer Anhebung des Tidehochwassers und einer Absenkung des Tideniedrig- wassers. Daraus resultiert eine Vergrößerung des Tidehubes. Gleichzeitig wird die Tide- grenze verschoben, welche sich im Laufe der Jahrhunderte, bis zum Bau des Wehres Geesthacht, deutlich stromauf verlagert hat.

Reincke (1950/1951) in Rhode (1971) nennt das Jahr 1353, bis zu dem vermutet wurde, dass die Tidegrenze im Hamburger Stromspaltungsgebiet lag. Reincke (1950/1951) gibt weiter an, dass in dem Zeitabschnitt von 1591 bis 1653 die Tidebewegung bis nach Zollenspieker reichte, was eine Folge der ersten Eindeichungen der Elbinsel und des Einflusses des säkularen Meeresspiegelanstiegs gewesen sei. Im Jahre 1960 wurde das Wehr Geesthacht fertig gestellt, welches seitdem eine feste räumliche Grenze für die Tide darstellt.

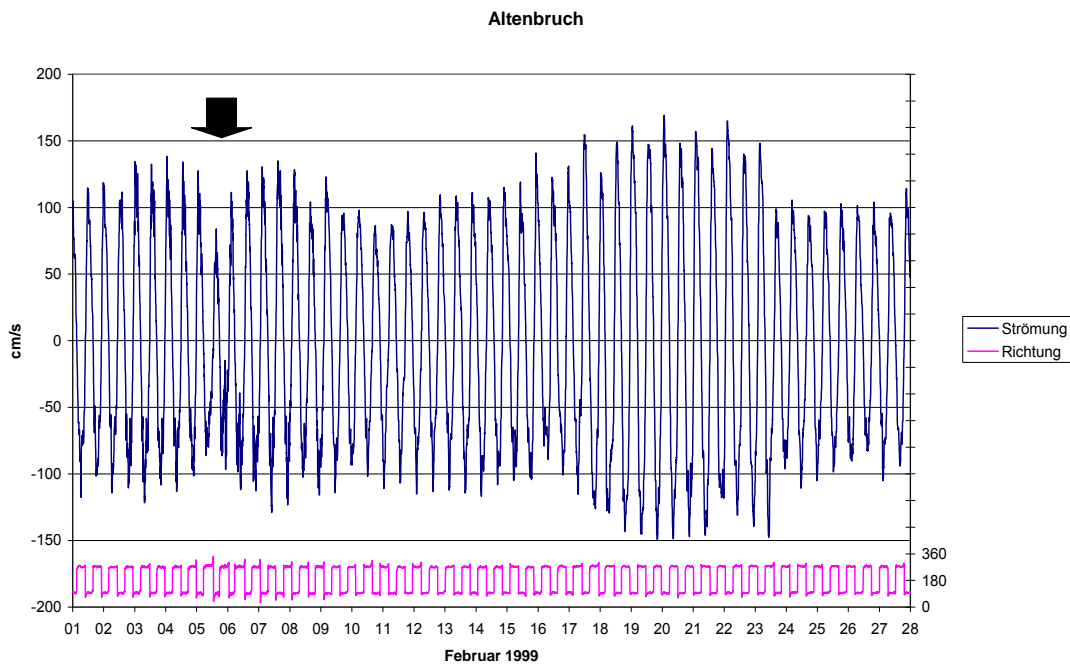


Abbildung 4-6: Strömungen während der Sturmflut 4./5.2.1999, Daten: Beweissicherungs- datenbank

Beim Einlaufen ins Ästuar wird die Tidewelle auf verschiedene Arten deformiert. Aufgrund von Reflektion an den Ufern und infolge von Resonanz variiert die Tidekurve an verschie- denen Stellen im Ästuar (Abbildung 4-7). Weiterhin tragen zur Deformation der Tidewelle die wasserstandsabhängige Wellenfortpflanzungsgeschwindigkeit und das Trockenfallen von

Wattflächen bei. Vor allem aber ist für die Asymmetrie zwischen Ebbe und Flut die wasserstandsabhängige Sohlreibung verantwortlich.

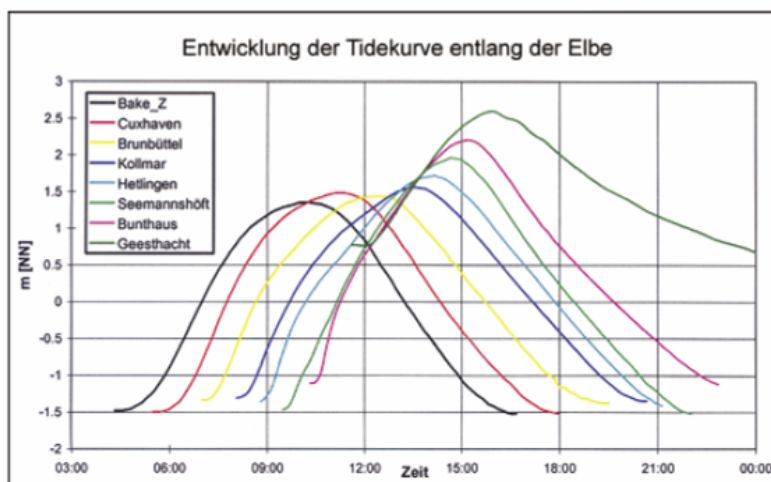


Abbildung 4-7: Räumliche Entwicklung der Tidekurve aus Böhlich (2003)

In der vorliegenden Untersuchung werden zur Frage der Wasserstandsentwicklung verschiedene Literaturquellen herangezogen. Wissenschaftliche Arbeiten liefern u. a. Siefert und Jensen (1993), Jensen (2000b), Böhlich (2003), Jensen und Mudersbach (2004). Unter dem Aspekt wasserbaulicher Maßnahmen werden Daten innerhalb der Baumaßnahme „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt“ erhoben und ausgewertet (Beweissicherung 2005). Weitere zusammenfassende Informationen enthält der Arbeitsentwurf der Projektgruppe Strombau (2007). In dem „Gutachten Tidewasserstandsanalysen in Ästuaren am Beispiel der Unter- und Außenelbe“ (BAW 2007) stellt die BAW Verfahren zur Bestimmung von Wasserstandsänderungen in der Tideelbe vor.

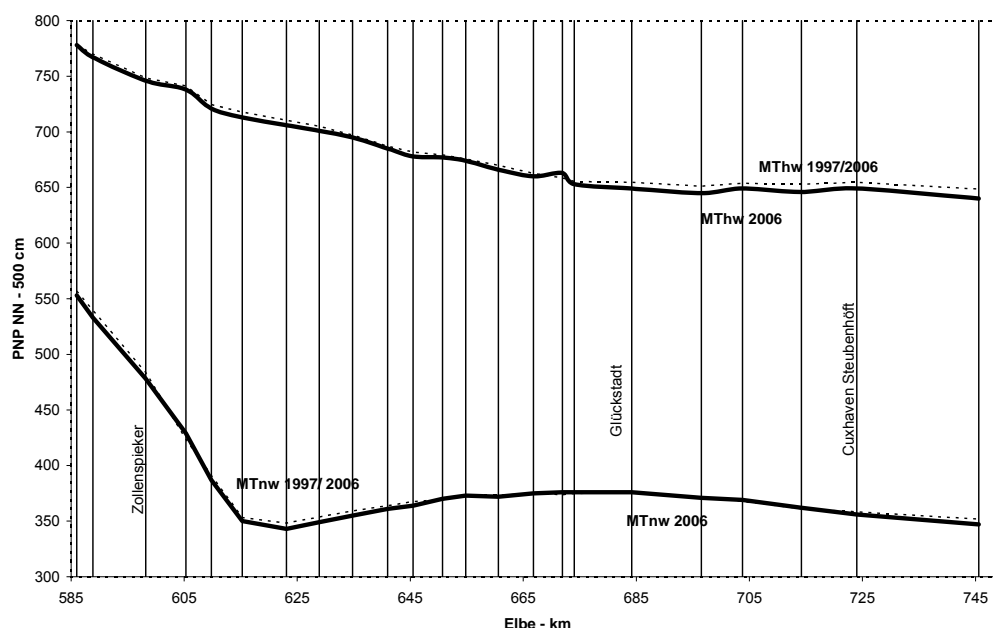


Abbildung 4-8: Entwicklung des MThw und MTnw längs der Elbe-Flussachse zwischen 1996 und 2006, Daten: DGJ

Einen Überblick über die aktuelle Wasserstandssituation in der Tideelbe gibt Abbildung 4-8. Danach stieg im Jahr 2006 das MThw vom Pegel Großer Vogelsand von 640 cm bis zum Pegel Glückstadt auf 653 cm eher moderat an. Danach ist eine stetige Zunahme bis unterhalb des Wehres Geesthacht auf 778 cm zu sehen. Das mittlere Tideniedrigwasser steigt von 347 cm am Pegel Großer Vogelsand bis auf 373 cm am Pegel Stadersand an und erreicht am Pegel St. Pauli mit 343 cm ein Minimum. Danach steigen die mittleren Niedrigwasserstände steil an und erreichen im Unterwasser des Wehres Geesthacht ihren Maximalwert von etwa 550 cm. Entsprechend des Verlaufes von MThw und MTnw ergibt sich der mittlere Tidehub mit seinem höchsten Wert von 363 cm am Pegel St. Pauli.

Die Wasserstände der vergangenen zehn Jahre (1997 bis 2006) sind als Mittelwerte in der Abbildung 4-8 ebenfalls dargestellt. Für die MThw liegen sie gering über den Wasserständen des Jahres 2006. Im Bereich Glückstadt bis zur seewärtigen Grenze zeichnen Sie sich etwas deutlicher von den mittleren Tidehochwasserständen des Jahres 2006 ab. Für den Niedrigwasserbereich sind sie nahezu identisch.

Da der größte Tidehub im Bereich von St. Pauli zu beobachten ist, ist beispielhaft für diesen Pegel in Abbildung 4-9 die Entwicklung der Monatsmittelwerte des MThws, des MTnws und des MThbs in dem Zeitraum von November 1950 bis November 2006 dargestellt.

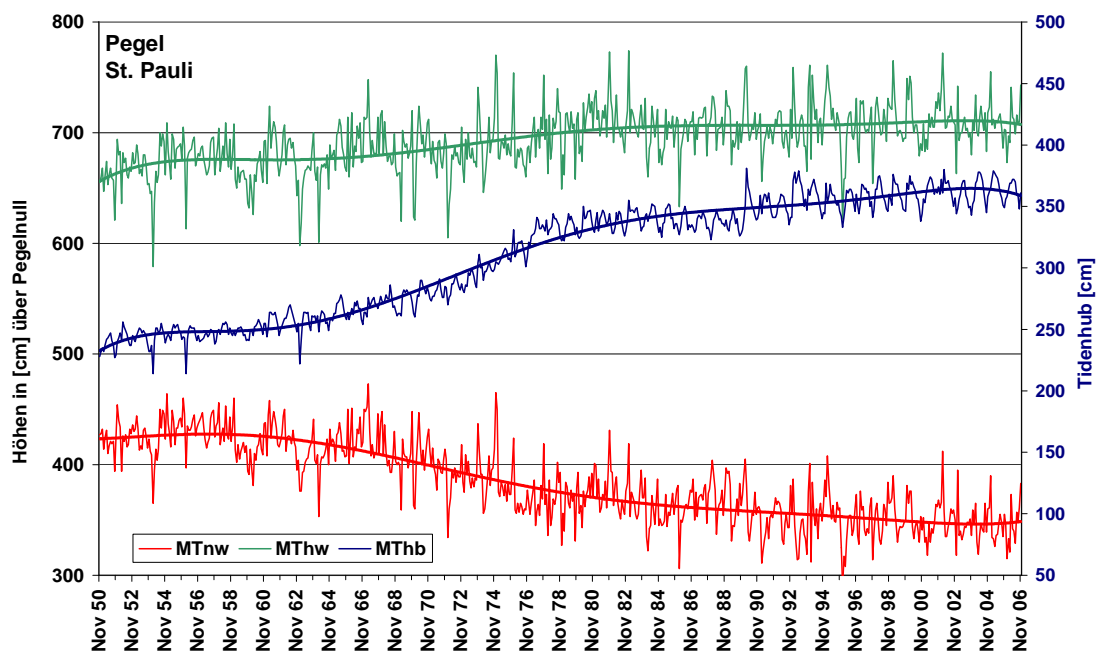


Abbildung 4-9: Wasserstandsentwicklung am Pegel St. Pauli von 1950 bis 2006 nach den monatlichen Mittelwerten der Beweissicherungsdatenbank. Die MThw/MTnw-Höhen sind als Pegelnull + 500 cm dargestellt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Wasserstandsentwicklung durch ein Ansteigen des MThw und ein Absinken des MTnw gekennzeichnet ist. Der daraus resultierende Tidehub (MThb) zeigt ebenfalls einen Anstieg im betrachteten Zeitabschnitt. Der

Anstieg des MThw bzw. das Absinken des MTnw sind umso deutlicher, je weiter flussaufwärts die Pegel gelegen sind.

Siefert und Jensen (1993) kommen zu der Aussage, dass sich unter Berücksichtigung von meteorologischen Einflüssen wie Windstärke und -richtung sowie dem Oberwassereinfluss das MThw in Hamburg von 1950 bis etwa 1964 nicht signifikant verändert hat. In dieser Zeit wurde die Fahrrinne auf 11 m vertieft und Strombaumaßnahmen durchgeführt.

Die MTnw-Werte in Hamburg haben vom Ende der 1950er Jahre (11 m-Ausbau) fast gleichmäßig, anschließend bis zum Ende des 13,5 m-Ausbaus (1978) beschleunigt abgenommen. Eine MTnw-Absenkung um 25 cm folgte bis 1992, danach bis heute eine Weitere um etwa 8 cm. Diese kann als hydrologische Langzeitwirkung angesehen werden, wobei diese Absenkungen auch Effekte von Anpassungsmaßnahmen Mitte der 1980er Jahre enthalten könnten.

Festzuhalten ist, dass im Gegensatz zum MThw bezüglich des MTnw in großen Teilen der Unterelbe schon seit Anfang der 1960er Jahre - also weit vor der letzten Fahrrinnenanpassung - kein stabiler hydrologischer Zustand mehr vorgelegen hat. Zumindest kann aber für die Entwicklung des MTnw im Revier konstatiert werden, dass nach der Fahrrinnenanpassung von 1999 keine erkennbare Zunahme des langfristigen Trends zu beobachten ist (Beweissicherung 2005).

Einhergehend mit den Änderungen der Wasserstände sind geringfügige Veränderungen weiterer Tideparameter, wie Flut- und Ebbedauer, zu beobachten.

4.1.5 Strömungsentwicklung in der Tideelbe

Die Änderungen der Tidewasserstände sind verbunden mit Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und der Strömungsrichtungen.

Seit 1958 werden Strömungsmessungen durchgeführt. Rhode (1967) hat mit der Auswertung von Strömungsmessungen an 45 Querschnitten in den Jahren 1958 bis 1966 folgende allgemeine Grundsätze für den Hauptlauf der Unterelbe aufgestellt, die auch heute noch gültig sind:

- > Mit der Zunahme des Oberwasserabflusses werden im Allgemeinen Ebbestromgeschwindigkeiten und Ebbedauer größer, Flutstromgeschwindigkeit und Flutstromdauer dagegen kleiner. Naturgemäß am stärksten ist der Oberwassereinfluss im oberen Teil des Bearbeitungsgebiets.
- > Von einigen Ausnahmen abgesehen, sind Ebbedauer und Ebbestromdauer immer größer als Flutdauer und Flutstromdauer.
- > Die Flutstromgeschwindigkeiten steigen in der Regel von der Kenterung steiler an als die Ebbestromgeschwindigkeiten. Nach Erreichen eines Scheitelwertes fallen die Flutstromgeschwindigkeiten allmählich ab. Die höheren Ebbestromgeschwindigkeiten sind über eine längere Zeitdauer vorhanden und fallen dann verhältnismäßig schnell ab.
- > Im oberen Teil des Bearbeitungsgebietes liegen die Kenterpunkte in der Nähe der Scheitelwerte der Tidekurven. Stromabwärts wird der Abstand der Kenterpunkte von den Scheitelpunkten der Tidekurven allmählich größer.

- > Die Flutstromgrenze liegt bei niedrigem Oberwasserabfluss (ca. 235 m³/s) etwa bei km 600 (oberhalb Hamburg). Bei höheren Oberwasserabflüssen liegt sie im Bereich von km 620 im Hamburger Stromspaltungsgebiet.

Im Bericht zur Beweissicherung (2005) sowie in den Ausführungen zu Tideverhalten im Abflussjahr und Oberwasserabfluss in „Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Elbegebiet, Teil III (DGJ, 2003) werden diese Aussagen bestätigt und ergänzt.

Neben der Beschreibung der Strömungsgeschwindigkeiten in der Tideelbe werden insbesondere für die Analyse von Sedimenttransportvorgängen Aussagen zu ebb- und flutstromdominanten Bereichen benötigt. Diese Aussagen über das Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbestromgeschwindigkeit liefern einen ersten Anhaltspunkt, wo mit resultierend stromab bzw. stromauf gerichteten Sedimenttransporten zu rechnen ist. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass für die Beschreibung des Sedimenttransportes viele weitere Parameter (die Sinkgeschwindigkeit der verschiedenen Kornfraktionen, Überschreitungzeit der kritischen Strömungsgeschwindigkeit, ...) von Bedeutung sind.

Ein Bild der ebb- und flutstromdominanten Bereiche in der Tideelbe liefern Modelluntersuchungen der BAW auf Basis eines Spring-/Nipp-Zyklus bei mittleren Abflussverhältnissen im Jahr 2002 (BAW 2007). Bei der Betrachtung und Interpretation der Ergebnisse sind jedoch immer die Modellannahmen zu berücksichtigen.

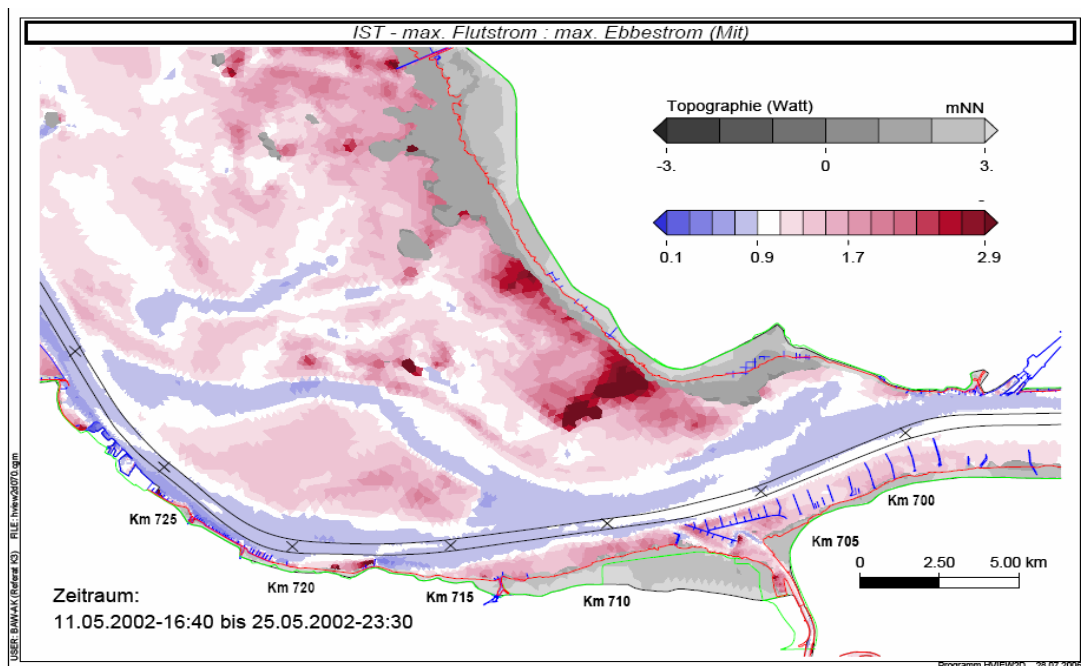


Abbildung 4-10: Flut- und ebbestromdominante Bereiche bei Cuxhaven aus BAW (2007). Ebbedominanzen sind blau, Flutdominanzen rot dargestellt.

Das Verhältnis zwischen maximaler Flutstromgeschwindigkeit und maximaler Ebbestromgeschwindigkeit variiert in der Tideelbe (Abbildung 4-10), wie hier im Bereich Cuxhaven dargestellt, lokal sehr stark. Im betrachteten Spring-/Nipp-Zyklus wurden hier für die Fahrrinne ebbestromdominante Verhältnisse berechnet, während auf den flachen Wattbereichen Flutstromdominanz vorherrscht. Die Farblegende mit dem blauen Farbton für den Minimalwert und dem roten Farbton für den Maximalwert kennzeichnet die Analysegröße maximale Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbestromgeschwindigkeit. Werte größer als 1 in rötlicher Färbung zeigen flutstromdominante Bereiche an, Werte kleiner als 1 in bläulicher Färbung ebbestromdominante Bereiche.

Mit zunehmender Entfernung vom Mündungstrichter können sich die Verhältnisse umkehren wie das Beispiel der Abbildung 4-11 zeigt. Bei Wedel ist die Fahrrinne, wie auch die Nebelben, durch Flutstromdominanz gekennzeichnet, die bereits qualitativ aus der sich längs der Elbeachse verkürzenden Flutdauer, die mit hohen Flutstromgeschwindigkeiten einhergeht, abgeleitet werden kann.

Nach den Modellergebnissen der BAW ist der Bereich der Fahrrinne von Cuxhaven bis zur Ostemündung, der Medemrinne sowie dem Neufelder Watt ebbestromdominiert. Stromauf der Umlagerungsstelle Pagensand etwa ab 660 km stellt sich überwiegend Flutstromdominanz ein. Für die weiteren Ausführungen werden Fahrrinne und Nebelben getrennt betrachtet.

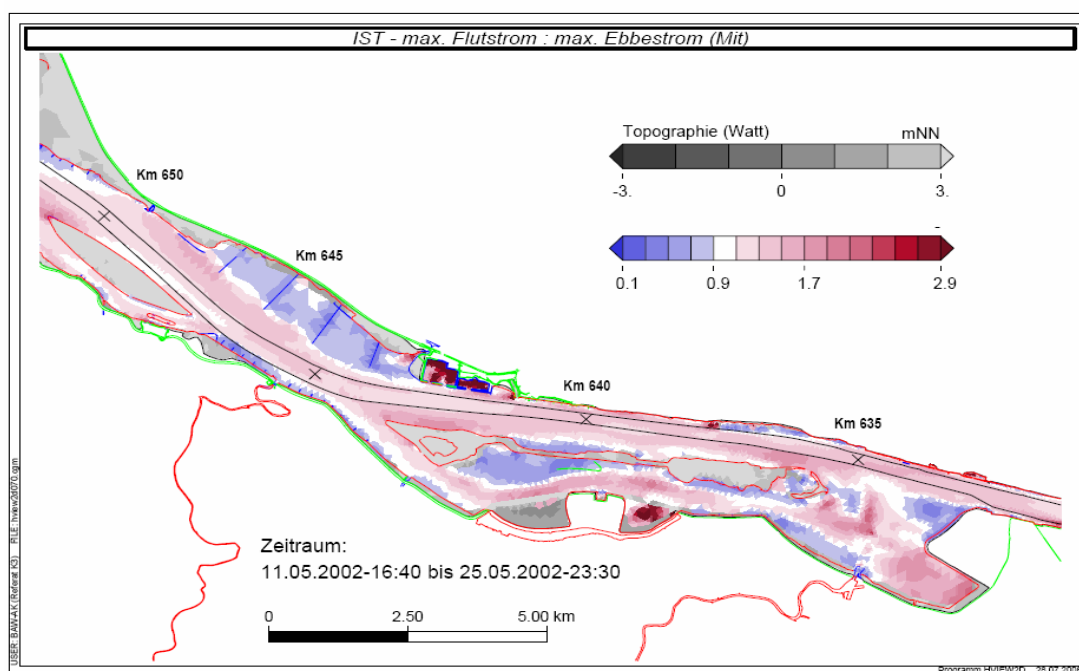


Abbildung 4-11: Flut- und ebbestromdominante Bereiche bei Wedel aus BAW (2007).

Fahrrinne

Die Interpretation der Zeitreihen der Strömungen im Tideästuar ist im Vergleich zu den Pegeldata des Wasserstandes deutlich schwieriger (PG Strombau 2007). Diese Schwierigkeiten liegen in folgenden Ursachen begründet:

- > längere Zeitreihen liegen erst seit 25 Jahren vor,
- > Starke saisonale Schwankungen,
- > Morphologische Einflüsse,
- > Repräsentativität der Messungen und Messstellen, die am Rande der Fahrrinne liegen.

Die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten treten in der tiefen Hauptrinne der Elbe mit mittleren Geschwindigkeiten zwischen 70 cm/s und 110 cm/s auf, es können maximale Werte zwischen 120 cm/s und 200 cm/s gemessen werden. Bemerkenswert sind die überaus starken saisonalen und kurzfristigen Schwankungen (Kap. 4.1.1.4).

Nach dem Bericht der PG-Strombau sind die höchsten Flutstromgeschwindigkeiten vor der Kugelbake zu beobachten. Etwas schwächer sind sie im Bereich des Altenbrucher Bogens und vor Brunsbüttel im nördlichen Fahrrinnenbereich. Richtung Hamburg ist eine leichte Abnahme und vor Wedel eine Zunahme zu beobachten. Auch die Ebbeströmungen sind vor Cuxhaven im Bereich der Kugelbake am größten. Danach ist Richtung Hamburg ein etwas anderer Verlauf sichtbar, der im Bereich oberhalb Hamburgs stark vom Oberwasser geprägt ist.

Die These zunehmender Strömungsgeschwindigkeiten in der Elbe ist nach der Projektgruppe Strombau höchstens aus den erfolgten Vertiefungen oder aus subjektiven Beobachtungen von Schiffsführern indirekt abzuleiten. Kerner (2007) vertritt die Auffassung, dass die Vertiefung keinen signifikanten Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeiten im Hauptstrom des Elbeästuars hat.

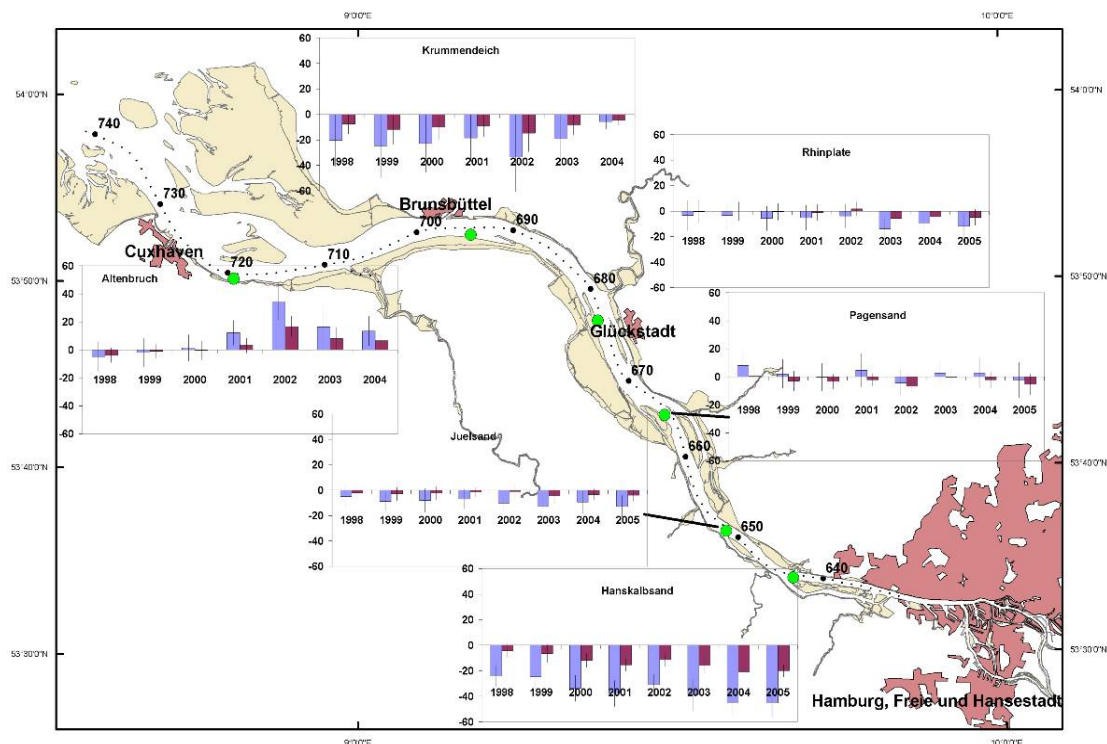


Abbildung 4-12: Zusammenfassende Darstellung von Flutstrom- und Ebbestromverhältnis an Messstellen - Jahresmittelwerte der maximalen Strömungsdifferenzen (blau) und der mittleren Strömungsdifferenzen (violett), Daten: Beweissicherungsdatenbank.

Wie auch die Kennwerte der Tidekurve sind die Strömungen durch ausgeprägte Asymmetrien gekennzeichnet, die unter anderem für das Phänomen des „tidal pumping“ verantwortlich sind (Bergemann in ARGE ELBE 2004b).

Um diese Asymmetrie darzustellen, sind auf Grundlage der Daten aus der Beweissicherungsdatenbank die jahresgemittelten Differenzgeschwindigkeiten zwischen dem Ebbe- und Flutstrom dargestellt (Abbildung 4-12). In dem Diagramm sind dominierende Ebbestromgeschwindigkeiten positiv und dominierende Flutstromgeschwindigkeiten negativ abgebildet. Die Lage der Messstellen ist grün markiert.

Eine deutliche Ebbestromdominanz ist nur an der Station Altenbruch ab dem Jahre 2001 zu beobachten, während elbaufwärts an den Messstellen die Flutstromdominanz überwiegt. Diese Flutstromdominanz ist am stärksten an der Station Hanskalbsand bei Wedel ausgeprägt. Allerdings spielen lokale Einflüsse an dieser Position eine große Rolle in der Veränderung der Strömungsverhältnisse, wie z. B. die DASA-Erweiterung, Rinnenbaggerung in der Hahnöfer Nebelbe und im Mühlenberger Loch. Der Stromstrich der Flut liegt in diesem Profil südlicher als der der Ebbestromung und somit näher an der Messposition. Demzufolge ist auch eine erhöhte Flutstromdominanz festzustellen.

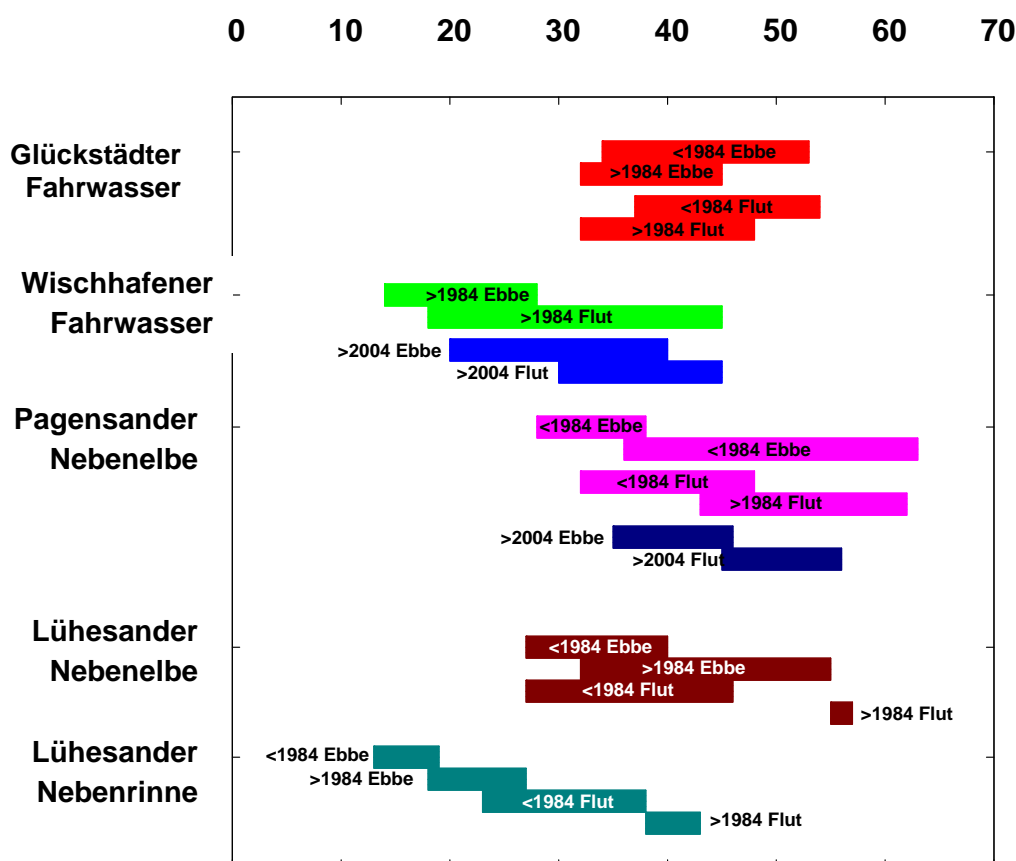


Abbildung 4-13: Schwankungsbreiten der Geschwindigkeiten [cm/s] in den Nebelbeben (nach Bund-Länder-AG, Beweissicherung 1995). Daten vor und nach 1984 beziehen sich auf den Vergleich von Messreihen vor und nach Ausbaumaßnahmen, Daten von 2004 auf die 14-tägigen Messreihen der Beweissicherung.

Nebnelben

Innerhalb des Planfeststellungsverfahrens zur Beweissicherung wird in den Nebnelben einmal jährlich die Strömungsgeschwindigkeit jeweils über einen Spring-/Nipp-Zyklus erfasst. Aufgrund des eingeschränkten Messzeitraumes von 14 Tagen kann keine Aussage über eine längerfristige Trendentwicklung gemacht werden (Berichte der Beweissicherung 2005). Hier besteht ein deutliches Defizit. Systematische Untersuchungen liegen in älteren Untersuchungen vor (BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE BEWEISSICHERUNG 1995), auf die sich die folgende Beschreibung bezieht.

Für die Nebnelben sind in Abbildung 4-13 die Schwankungsbreiten der Geschwindigkeiten vor und nach Ausbau auf 13,5 m unter KN im Jahre 1984 jeweils für Flut- und Ebbestrom dargestellt.

Für das Glückstädter Fahrwasser sind Änderungen der Fließgeschwindigkeiten für den Ausbau nach 1984 zu nennen. Lagen die Ebbestromgeschwindigkeiten vor dem Ausbau von 1958 bis 1973 im Bereich von ca. 32 - 52 cm/s, so liegen sie nach dem Ausbau in der Größenordnung von ca. 31 - 44 cm/s. Für die Flutstromgeschwindigkeiten sind die Verlagerungen noch etwas deutlicher (38 - 53 cm/s für die Zeit von 1958 bis 1973 und 31 - 48 cm/s für den Zeitraum nach 1984). Der Diskussion ist zu entnehmen, dass diese Änderungen auch durch Auflandungen bedingt sein könnten (Kap. 4.2.1.5).

Die Änderungen der Strömungsgeschwindigkeiten im Wischhafener Fahrwasser, in der Pagensander Nebnelbe und in der Lühesander Süderelbe (in der Abbildung als Lühesander Nebnelbe und Lühesander Nebenrinne bezeichnet) sind ebenfalls in Abbildung 4-13 dargestellt. Aus dieser Abbildung geht auch hervor, dass im Bereich der Pagensander Nebnelbe und der Lühesander Süderelbe die Fließgeschwindigkeiten tendenziell zugenommen haben. In neuerer Zeit wurden innerhalb des Beweissicherungsverfahrens Datensätze zu Strömungsgeschwindigkeiten in den Nebnelben erhoben. Diese Daten basieren auf Messreihen eines einzigen Spring-/Nipp-Zyklus pro Jahr und sind damit zu kurz, um langfristige Entwicklungen beurteilen zu können. Übersichtsweise wurden am Beispiel des Wischhafener Fahrwassers und der Pagensander Nebnelbe auf Basis dieser Daten aus der Beweissicherungsdatenbank (2004) Strömungsinformationen herausgezogen und in das Diagramm integriert (blauer und dunkelblauer Balken). Es zeigt sich, dass diese Datensätze innerhalb der Schwankungsbreite der Ergebnisse der Bund-Länder-AG Beweissicherung von 1995 liegen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Strömungen sehr variable Muster zeigen und kurze Datensätze nicht unbedingt repräsentativ sind.

Nach Kerner (2007) verursachten die Fahrrinnenvertiefungen 1999 im Bereich der Lühesander und Hahnöfer Nebnelbe eine Abnahme der mittleren Ebbeströme um ca. 25 % bei gleichzeitiger Zunahme der Flutströme um ca. 20 %. In den nachfolgenden Jahren scheinen die Strömungsgeschwindigkeiten sich hier nicht weiter verändert zu haben.

4.1.6 Salzgehaltsverhältnisse

Die genaue, reproduzierbare Lokalisierung der oberen (und unteren) Brackwassergrenze (der Grenze zwischen Süß- und Salzwasser) ist schwierig, weil sich an den Rändern der Salzgehalt nur schleichend verändert. Einzelne Meersalzungen gelangen stromauf weit über den

Bereich hinaus, in dem diese messtechnisch erfasst werden können. Da eine praktikable Definition der Brackwassergrenze nicht aus natürlichen Gegebenheiten herleitbar ist, hat die ARGE ELBE (Bergemann 1995) die in Abbildung 4-14 dargestellte Festlegung getroffen.

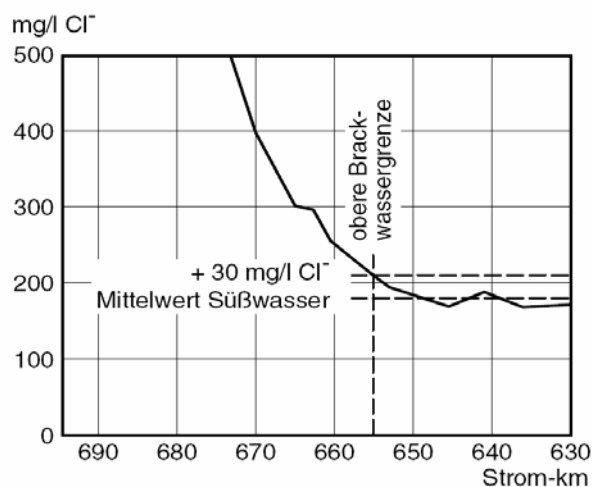


Abbildung 4-14: Lage der oberen Brackwassergrenze der Elbe nach Bergemann (1995).

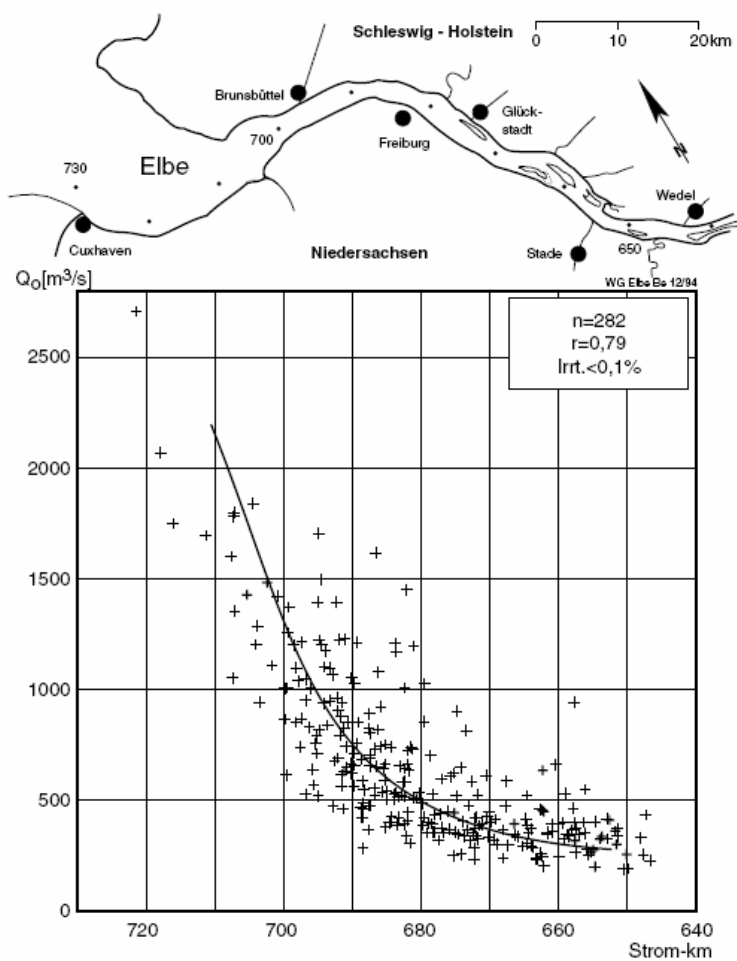


Abbildung 4-15: Die Lage der oberen Brackwassergrenze (1h vor TNw) in Anhängigkeit vom Oberwasserabfluss, Bergemann (1995).

Die Lage der Brackwasserzone ist stark vom Oberwasserabfluss abhängig. Die jeweilige Lage ist das Ergebnis des Abflussgeschehens der vorangegangenen Tage.

Der Oberwasserabfluss ist im Vergleich zu den großen tidebedingt bewegten Wassermengen im Elbeästuar sehr klein. Trotzdem bewirkt nach Bergemann (1995) allein der Oberwasserabfluss (einschließlich der seitlichen Zuflüsse) den Nettotransport gelöster Stoffe in Richtung Nordsee. Die Darstellung (Abbildung 4-15) lässt einen logarithmischen Zusammenhang zwischen dem Abfluss und der Lage der Brackwasserzone erkennen, der sich maßgeblich aus der entsprechenden Ausweitung der Querschnittsflächen der Elbe in Richtung Nordsee ergibt. Über eine Strecke von bis zu 80 km verschiebt der Oberwasserabfluss die obere Brackwassergrenze, wenn der Abfluss vom sommerlichen Niedrigwasser bis zu einem extremen Hochwasser ansteigt. Das August 2002-Hochwasser (Extremwert bei Neu Darchau am 23.8.2002: 3410 m³/s) schob reines Süßwasser bis nach Cuxhaven.

Bei hohem Oberwasser liegt das oberstromseitige Ende der Brackwasserzone nach dem Gutachten von IBL/IMS (2007a), das auf Grundlage von Modellrechnungen der BAW erstellt wurde, im Mittel um ca. 30 km weiter stromab als bei niedrigem Oberwasser (Tabelle 4-2). Die Brackwasserzone wird gestaucht, da das seeseitige Ende nicht in dem Maße verschoben wird, wie bei niedrigem Oberwasser.

Tabelle 4-2: Mittlere Lage der oberen Grenze der Brackwasserzone in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses nach IBL/IMS (2007a)

Abfluss-Situation (m³/s)	ca. km
niedrig (< 400)	645
mittel (um 700)	670
hoch (> 1000)	690

Der Salzgehalt in der Mischungszone der Elbe reagiert sensibel auf Umweltveränderungen. Es ist bekannt (PG Strombau 2007), dass mit Vertiefungen und Aufweitungen des Mündungstrichters mehr Tideenergie eingetragen werden kann und dies mit einem höheren Salzeintrag verbunden ist. Trotz starker Schwankungen des Salzgehaltes leitet die PG Strombau einen eindeutigen Trend zu höheren Salzgehalten für den Zeitabschnitt vom 01.01.1976 bis 31.12.2005 ab. Interpretiert wird danach dieser Trend durch die Fahrrinnenvertiefungen der Tideelbe beziehungsweise durch relativ geringen Oberwasserabfluss im betrachteten Zeitraum, wobei die deutliche Salzgehaltserhöhung in Verbindung mit unterdurchschnittlichem Oberwasserabfluss nur für den Zeitabschnitt 1989 bis 1990 zu beobachten ist. Der nachfolgende Zeitabschnitt nach 1990 ist durch unveränderte Salzgehaltskonzentrationen gekennzeichnet.

4.1.6.1 Salzgehaltszonen der Tideelbe

Die Einteilung der Tideelbe in Zonen auf Grundlage der Salzgehalte zeigen Abbildung 4-16 und Tabelle 4-3. Häufig wird für die Einteilung das sogenannte Venediger Brackwasser-

system (Caspers 1959) als Basis genutzt, das auch für die Tideelbe Anwendung findet (ARGE ELBE 2002).

Tabelle 4-3: Definition von Salzgehaltszonen und ihre ungefähre Lage in der Tideelbe

Zone	Salzgehalt ‰ Caspers 1959	Salzgehalt PSU WRRL	Flusskilometrierung nach PÖUN (1997)
Euhalin	≥ 30	> 30	730 -> 750
Polyhalin	18 - 30	18 - 30	705 - 730
Mesohalin	5 - 18	3 - 18	677 - 705
Oligohalin	0,5 - 5	0,5 - 3	650 - 677
Limnisch	< 0,5	< 0,5	586 - 650

Nach Artikel 3, Abs. 1 der Wasserrahmenrichtlinie werden auch die Küstengewässer der jeweiligen Flussgebietseinheit den am nächsten gelegenen oder am besten geeigneten Flussgebietseinheiten zugeordnet. Dieses gilt aufgrund der geographischen Lage auch für die jeweiligen Übergangsgewässer. Die untere Grenze der mesohalinen Zone ist nach diesem System mit 3 PSU definiert.

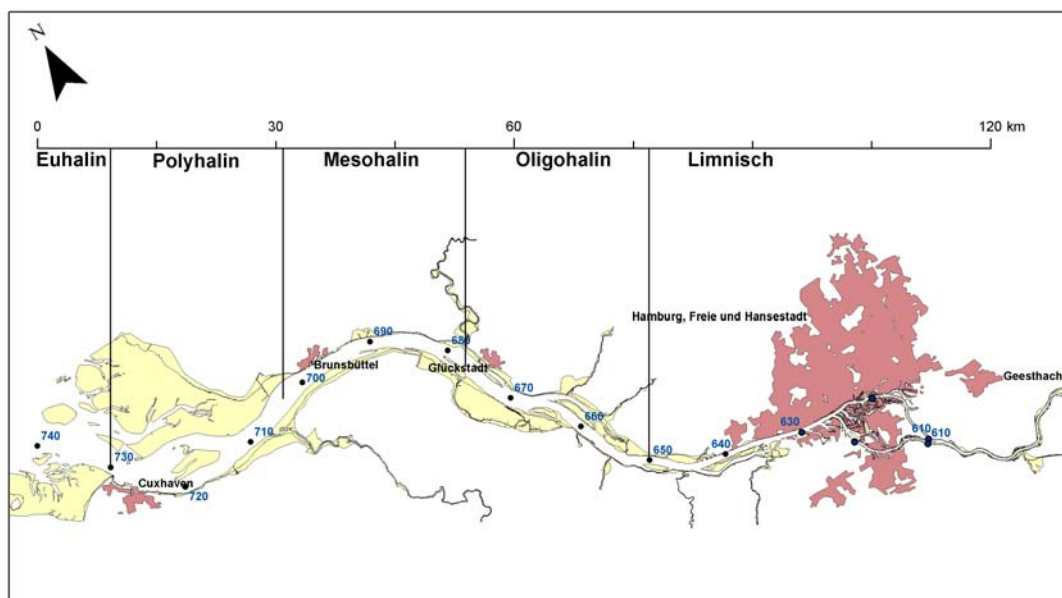


Abbildung 4-16: Typisierung der Übergangsgewässer der Elbe nach ARGE ELBE (2002) und der halinen Abschnitte nach PÖUN (1997)

4.2 Beschreibung der Morphologie, der Sedimentologie und des Sedimenttransportregimes der Tideelbe

Das folgende Kapitel gliedert sich in zwei Abschnitte. Im ersten Teil werden die Ergebnisse einer Literaturstudie zusammengefasst. Anschließend werden in dem Unterkapitel „Hydromorphologische Untersuchungen“ die Ergebnisse verschiedener Datenanalysen und numerischer Modellierungen zusammengestellt, die im Rahmen der Systemstudie Tideelbe durchgeführt wurden und die sich mit der Beantwortung der im Auftrag formulierten Fragestellungen beschäftigen.

4.2.1 Literaturrecherche

Im Rahmen der Literaturstudie wurden Untersuchungen sowohl auf der Basis von Naturmessungen als auch auf der Basis von numerischen Modellierungen berücksichtigt und zusammengefasst. Sie werden ergänzt durch theoretische Beschreibungen der ablaufenden physikalischen Prozesse und der sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen für den Sedimenttransport und die Morphologie. Ebenfalls in die Auswertung mit einbezogen werden Dokumentationen wasserbaulichen Erfahrungswissens. Die Ergebnisse der Literaturstudie werden anschließend zusammengefasst und kritisch beleuchtet. Wenn möglich werden für die betrachteten Themenfelder Hypothesen aufgestellt, Wissenslücken werden aufgezeigt. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass die Sedimenttransportcharakteristik in hohem Maße von dem Ausbauzustand der Tideelbe abhängig ist. Aus diesem Grund sind Untersuchungen, die vor dem Jahre 1999 stattgefunden haben, für die Beschreibung des derzeitigen Zustandes nur bedingt aussagekräftig.

4.2.1.1 Materialein- und -austräge

Das aus dem Binnengebiet jährlich in die Tideelbe eingetragene Material kann anhand verschiedener Literaturquellen relativ zuverlässig abgeschätzt werden. So liefert die GKSS (1991) den geringsten Wert der Jahresfracht mit 493.000 t im Jahre 1985, Irion et al. (1987) gibt den binnenseitigen Sedimenteintrag mit 850.000 t/a an und liefert damit den höchsten Wert. Alle weiteren berücksichtigten Literaturquellen (BfG 2004a; Bergemann 2004; Puls 1997) quantifizieren den jährlichen Sedimenteintrag auf ca. 600.000 t/a. Der Eintrag von Feststoffen erfolgt überwiegend als Schwebstoffeintrag, nur ein geringer Teil der Feststoffe wird bei Hochwasserereignissen als suspendierter Sand über das Wehr in Geesthacht gespült.

Den Anteil von Material $< 20 \mu\text{m}$, der jährlich über das Wehr in die Tideelbe eingetragen wird, gibt Puls mit 340.000 t an.

Als deutlich schwieriger erweist sich eine Abschätzung des seeseitigen Materialein- und -austrages. Puls gibt den Eintrag von suspendiertem Feinstmaterial $< 20 \mu\text{m}$ aus der Deutschen Bucht in den Jahren 1990 bis 1991 mit 300.000 t/a an und befindet sich damit in der gleichen Größenordnung wie Eichweber (2006a), der den seeseitigen Eintrag von organischen Schwebstoffen und suspendiertem Schlick mit 200.000 t/a bis 500.000 t/a angibt. Dabei handelt es sich um eine grobe Abschätzung, es ist jedoch wahrscheinlich, dass der

stromaufwärtige Transport von marinem Schlick und organischem Feinstmaterial in den letzten Jahren zugenommen hat.

Der ästuarine Schwebstoffaustrag in die Deutsche Bucht wird von Kappenberg und Fanger unter Berücksichtigung der Abschätzungen von Puls mit etwa 175 000 t/a angegeben (GKSS, 2007).

Pro Tide werden etwa 10.000 m³ Sand (oder ca. 8 Mio. m³/a in den Jahren 1980 bis 1988) aus dem System Tideelbe in die Nordsee transportiert. Dies geht mit einer Aufweitung der Gewässerquerschnitte im äußeren Ästuar einher. (Eichweber 2006a) Der resultierende Sandaustrag aus dem Mündungstrichter der Elbe in die Nordsee wird von der BAW bestätigt, allerdings wird hier der jährliche Austrag mit etwa 1 Mio. m³/a abgeschätzt (BAW, in ARGE ELBE (2004b)) wird folgende Schwebstoffbilanz für die Tideelbe aufgestellt: „Über das Wehr Geesthacht gelangen 600.000 t bis 700.000 t Schwebstoffe in die Tideelbe. Ein Teil bleibt in Hamburger Hafenecken liegen. Durch Baggerarbeiten werden hier 200.000 t bis 300.000 t (das entspricht etwa 660.000 m³ bis 1 Mio. m³) jährlich entnommen. Der verbleibende Teil sammelt sich in der Trübungszone. Das Schwebstoffinventar in der gesamten Tideelbe gibt die ARGE ELBE in Abhängigkeit vom Oberwasser mit 360.000 t bis ca. 560.000 t an. Durch ausgeprägte Frühjahrshochwasser werden ca. 200.000 t in die Nordsee verdriftet.“ Der Eintrag von sandigem Material in Form von Geschiebe wird in diesem Zusammenhang nicht betrachtet.

4.2.1.2 Herkunft der Sedimente

Es gibt verschiedene Untersuchungen mit dem Ziel, anhand natürlicher Tracer die Herkunft der Sedimente bzw. der Schwebstoffe der Tideelbe nachzuweisen. Dabei wird anhand verschiedener Parameter versucht, den marinen und den fluviatilen Anteil einer Sediment- bzw. Schwebstoffprobe zu bestimmen.

A. Ernst (1998) betrachtet in ihrer Dissertation den Zustand der Tonmineralassoziation in den Schwebstoffen der Binnenelbe im Vergleich zum Zustand der Tonmineralassoziation der Nordseesedimente und konnte so den nachweisbaren Unterschied zwischen der fluviatilen und der marinen Tonmineralassoziation herausarbeiten. Sie verwendete die tonmineralogischen Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Differenzierung von Schwebstoffen und Sedimenten in der Tideelbe. Dabei ließ sich die Beeinflussung der Zusammensetzung des Hamburger Hafenschlicks durch stromauftransportiertes Material ästuariner und/oder mariner Herkunft bis zum Reiherstieg (km 617,5), sowohl in der Norder- als auch in der Süderelbe verfolgen. Obwohl die Schwermetallbelastung in den Sedimenten des Mühlenberger Loches auf einen fluviatilen Anteil von ca. 30 % an der Korngrößenfraktion < 2 µm hindeutet, kommt Ernst (1998) anhand tonmineralogischer Analysen dort auf einen deutlich kleineren fluviatilen Anteil und somit auf den höchsten marinen Anteil im Untersuchungsgebiet, das das Mühlenberger Loch und den Hamburger Hafen umfasst. Um den Transport fluviatiler Schwebstoffe über den Hamburger Hafen hinaus nachzuweisen, wertete Ernst (1998) exemplarische Schwebstoffproben der Automatischen Messstelle Nienstedten unterhalb des Hamburger Stromspaltungsgebietes aus. Dabei konnte sie zeigen, dass die Schwebstoffe, die bei Ebbe die Messstelle Nienstedten (km 632) passieren, selbst bei niedrigen Abflussraten eine Mischung sind aus Schwebstoffen fluviatiler Herkunft und Schwebstoffen, die aus der Resuspension von Sedimenten ästuariner und/oder mariner Herkunft resultieren. Dagegen

sind die Schwebstoffe, die zur Flut beprobt wurden, eindeutig durch den stromauf gerichteten Transport von Schwebstoffen ästuariner/mariner Herkunft geprägt.

Ackermann (2006) untersuchte die Transportprozesse von fluviatilen und marinem feinkörnigem Material in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss anhand der Verhältnisse der Schadstoffkonzentrationen (Kapitel 6.1.2). Als Tracer verwendete er die Schwermetalle Kupfer, Cadmium, Quecksilber und Zink, deren Konzentrationen in den Schwebstoffen in Geesthacht um $< 20 \mu\text{m}$ höher sind als in Cuxhaven.

Hohe Oberwasserabflüsse führen zu hohen Anteilen an fluviatilen Schwebstoffen an den jeweiligen Stationen, während niedrige Abflüsse den marinen Schwebstoffanteil ansteigen lassen.

Die Ergebnisse von Ackermann deuten darauf hin, dass seit dem Jahr 2000 marines Material bis nach Bunthaus (km 610) oberhalb des Stromspaltungsgebietes vordringt. Zuvor wurden in diesem Bereich ausschließlich Schwebstoffe fluviatiler Herkunft gefunden. Bei niedrigem Oberwasser werden seit 2000 bei Bunthaus marine Anteile von 40 % bis 60 % registriert.

Jener Bereich mit dem höchsten Mischungsgradienten, der die größte Änderung im Mischungsverhältnis zwischen fluviatilen und marinem Material darstellt, hat sich seit 2000 etwa 10 km stromauf verlagert und befindet sich in Abhängigkeit des Oberwassers zwischen Bunthaus (km 610) und Seemannshöft (km 629). Seewärts dieses Bereiches weisen die Schwebstoffe hohe marine Anteile auf, der fluviatile Anteil beträgt dort maximal 30 %.

Seit 2000 sind die Schwermetallgehalte in Seemannshöft genauso hoch wie in Wedel, was darauf hindeutet, dass marines Material verstärkt bis nach Seemannshöft transportiert wird.

Die Untersuchungen ermöglichen weiterhin Aussagen über Transportzeiten der Schwebstofffraktion $< 20 \mu\text{m}$ entlang der Tidelbe. Diese werden detailliert in Kapitel 4.2.1.3 beschrieben.

Irion et al. (1987) konnte den Vermischungsprozess von fluviatilen und marinem Material in der Tidelbe anhand der Tonmineralverhältnisse nicht aufzeigen. Durch die Schwermetallbelastung der Schwebstoffe konnte er jedoch aufzeigen, dass die Zumischung von marinem zu fluviatilen Material wenige Kilometer unterhalb Hamburgs stattfindet. Weiterhin stellt Irion et al. (1987) fest, dass in der Tidelbe mehr marines als fluviatiles Material dauerhaft sedimentiert.

Anhand der Konzentration von Schwermetallen in den suspendierten Feststoffen $< 20 \mu\text{m}$ schließt Puls (1997) auf die Herkunft des Materials. Seiner Einschätzung nach waren in den Jahren 1990 und 1991 85 % der Schwebstoffe in der Elbe zwischen Hamburg und Cuxhaven marinen Ursprungs.

Im Bericht des Niedersächsischen Elbschlickforums (1994) wird beschrieben, dass vermutlich die Feststoffe in den Sedimentationsräumen unterhalb Hamburgs, z. B. im Mühlenberger Loch, die durch den Flutstrom mobilisiert und stromauf verfrachtet werden, die Hauptquelle des Hamburger Hafenschlicks darstellen.

Diese Ansicht teilt auch Christiansen in HPA (1996), der die Herkunft des im Hafen sedimentierten Materials beschreibt. Demnach stammt der Hafenschlick in den Hamburger Hafenbecken aus unterstromigen Seitenbereichen. Der Hauptanteil stammt aus dem direkt

unterhalb Hamburgs liegenden Mühlenberger Loch, das aus weiter stromab liegenden Seitenbereichen aufgefüllt wurde.

Von Vollmer (1990, zit. in Ernst (1998)) wurden anhand von Tonmineralanalysen Untersuchungen zur Abhängigkeit des Schwebstofftransportes vom Oberwasserabfluss durchgeführt. Niedrige Abflüsse von $< 500 \text{ m}^3/\text{s}$ führen zu hohen Sedimentationsraten von fluviatilem Material im Hamburger Hafen mit gleichzeitiger Verdünnung durch stromauf transportierte Schwebstoffe. Im Gegensatz dazu wird bei sehr hohen Abflüssen ($Q > 2000 - 3000 \text{ m}^3/\text{s}$) fluviatiles Material über den Hafen hinaus ins Ästuar eingetragen.

Christiansen beschreibt in HPA (1996) die Transportprozesse von sandigem Material in Abhängigkeit vom Oberwasser. Die Ablagerungen, die bei niedrigem und mittlerem Oberwasser im Hamburger Hafen auftreten, werden aus Sanden gebildet, die fast ausschließlich von unterstrom herantransportiert werden. Bei hohem Oberwasser kann es im Hamburger Hafen sowohl zu Erosion als auch zu Sedimentation von sandigem Material kommen, die Menge an von oberstrom herantransportierten Sanden und nach unterstrom abtransportierten Sanden ist dann etwa gleich.

4.2.1.3 Sedimenttransport

Transportzeiten

Im Abschlussbericht des Niedersächsischen Elbschlick-Forums (1994) wird die Schwebstoffdynamik in der Tideelbe folgendermaßen beschrieben: „Im Elbabschnitt zwischen Hamburg und Glückstadt ergeben sich, insbesondere bei länger andauernden niedrigen Oberwasserabflüssen, sehr lange Verweilzeiten des Wasserkörpers, der mit dem Ebbe- und Flutstrom laufend stromab und stromauf pendelt, und somit auch des suspendierten Schwebstoffes, der nur langsam durch das Oberwasser seewärts verschoben wird.“

Im Rahmen des SEDYMO Projektes untersuchte Ackermann (2006) die Transportprozesse von fluviatilem und marinem feinkörnigem Material in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss anhand des Mischungsverhältnisses. Diese Untersuchungen ermöglichen auch Aussagen über Transportzeiten der Schwebstofffraktion $< 20 \mu\text{m}$ entlang der Tideelbe. So werden an der Station Brunsbüttel etwa 8 bis 12 Wochen nach einem Hochwasserereignis die maximalen fluviatilen Schwebstoffanteile registriert, nach Wedel beträgt die Transportzeit der fluviatilen Schwebstoffe nur 3 bis 7 Wochen.

Die Verweilzeit eines Wasserkörpers in einem Ästuar ist in hohem Maße abhängig vom Oberwasserabfluss und ist eine wichtige Information, um die Transportdauer von Schwebstoffen abzuschätzen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass nur bei Feinstmaterial, welches aufgrund der niedrigen Sinkgeschwindigkeiten praktisch nicht sedimentieren kann, die Verweilzeiten des Wasserkörpers auch Aufschluss über die Transportgeschwindigkeit geben können. Die ARGE ELBE (1992) gibt die Verweilzeiten eines Wasserkörpers in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss in der Tideelbe gemäß Tabelle 4-4 an:

Tabelle 4-4: Laufzeiten eines Wasserkörpers in der Elbe in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss (ARGE ELBE 1988 in ARGE ELBE 1992)

Oberwasserabfluss Neu Darchau [m ³ /s]	Geesthacht bis Brunsbüttel [Tage]
150	70
300	36
500	22
700	17
1000	12
2000	8
3000	4

Residuelle Sedimenttransporte:

Unter residuellem Sedimenttransport (auch Netto-Transport) versteht man die Differenz des während einer Flutphase und der darauffolgenden Ebbphase durch einen Querschnitt transportierten Sedimentes. Auch wenn in einem Gewässerabschnitt sehr hohe Transportraten ermittelt werden, kann der residuelle Transport sehr gering oder nicht vorhanden sein, wenn während des Flutstromes die gleiche Menge an Material durch einen Querschnitt transportiert wird wie bei dem darauf folgenden Ebbestrom. Der Netto-Wassertransport kann einen ersten Anhaltspunkt bezüglich des residuellen Sedimenttransportes liefern.

Im Materialband 2a der UVU zur Anpassung der Fahrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt beschreibt die GKSS (1997) die Tideelbe abschnittsweise hinsichtlich der hydraulischen Verhältnisse und der Transportcharakteristik:

„Die obere Tideelbe von Geesthacht bis Bunthaus ist durch die Überlagerung von Oberwasserabfluss und Gezeitenbewegung geprägt. Aufwärtsströmung tritt nur im unteren Teil des Abschnitts auf oder verschwindet ganz je nach dem Verhältnis des Oberwasserabflusses zur Gezeitenbewegung. Das Hamburger Stromspaltungsgebiet von Bunthaus bis Teufelsbrück mit seinen ausgedehnten Hafentflächen und großen Wassertiefen stellt ein sehr komplexes und träges System dar. Das mit dem Flutstrom flussauf transportierte Wasservolumen verbleibt zu über 90 % im Bereich des Hamburger Hafens; weniger als 10 % gelangen bei mittlerem Oberwasserabfluss in die obere Tideelbe. Somit stellt der Hafen eine Art hydrologische Barriere dar (CHRISTIANSEN 1987). Wegen der großen Verweilzeiten ergeben sich entsprechende Depositionen.

Zwischen Teufelsbrück und Glückstadt werden die Wasserstände und Strömungen in erster Linie durch die Gezeitenbewegung bestimmt. Der aus dem Oberwasserabfluss resultierende Reststrom wird mit zunehmender Aufweitung des Querschnitts in Richtung Nordsee kleiner, der seewärts gerichtete Netto-Wassertransport beträgt nur noch einen kleinen Bruchteil der mit der Tide bewegten Wassermassen. Bei niedrigen Oberwasserabflüssen erhöhen sich auch in diesem Bereich die effektiven Verweilzeiten (*des Wasserkörpers*) (GKSS 1997).“

In ARGE ELBE (1992) werden neben der Auswertung aktueller Daten auch grundlegende Prozesse des ästuarinen Schwebstofftransportes beschrieben. Der Einfluss der vertikalen

Schichtung auf die Transportprozesse wird folgendermaßen beschrieben: „Auch in der Vertikalen sind Unterschiede festzustellen: so ist der Transport an der Flusssohle als Resultierende aus Flut- und Ebbestrom bis zu einem bestimmten Punkt im Ästuar elbaufwärts gerichtet, während in den oberen Wasserschichten eine Verdriftung stromab erfolgt.“

Im Rahmen der BILEX Experimente wurden von der GKSS Untersuchungen zum Schwebstofftransport durchgeführt, die in GKSS (1991) zusammengefasst werden: „Charakteristisch ist dabei, dass die größten Schwebstoffkonzentrationen (in St. Margarethen) bei ansteigendem Flutstrom entstehen...“ Christiansen (1987) findet in der Außenelbe andere Verhältnisse, was sich mit der abnehmenden Aufteilung des Flutstromgradienten im Flussverlauf erklären lässt. Im Elbeverlauf ist der Flutstrom offensichtlich in der Lage, mehr Schwebstoff zu transportieren als der Ebbestrom. Damit kann ein Stromauftransport von Schwebstoff durch „Tidal Pumping“ erklärt werden. Dies gilt auch für den bodennahen Sedimenttransport, wie Dammschneider (in GKSS 1991) in einer Studie zeigen konnte.

In einem Vortrag im Rahmen des Tideelbesymposiums im November 2006 unterscheidet Eichweber (2006a) das Transportregime von Schwebstoffen und Sanden. Während die seewärtigen Transporte vorwiegend Feinsande betreffen, besteht weiterhin ein stromauf gerichteter Transport von Schwebstoffen.

Netzband beschreibt in HPA (1996) die Feststoffdynamik im Hamburger Elbebereich folgendermaßen: „Die Dynamik des Materialtransportes und des Sedimentationsgeschehens unterliegt im Wesentlichen der Oberwasserführung der Elbe. Wird der mittlere Oberwasserabfluss [...] deutlich überschritten, verstärken sich im hamburgischen Elbeabschnitt die ebbestromorientierten, d. h. stromab gerichteten Transportvorgänge. Bei deutlicher Unterschreitung des mittleren Abflusses dominieren die mit der Flut stromauf gerichteten Transportkräfte. Phasen mit geringer Oberwasserführung treten im Jahr im Mittel zu 40 % auf, verursachen aber den größten Anteil der Ablagerungen im Hamburger Hafen“.

Knauth (1993) führte Untersuchungen zum schwebstoffgebundenen Schadstofftransport aus dem Oberlauf der Elbe über den limnischen Tidebereich in den Übergangsbereich (Trübungszone) und von dort ins Außenästuar bzw. den elbebeeinflussten Küstenbereich durch. Er beschreibt das Verhalten der Schwebstoffe in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss folgendermaßen: „Bei niedrigem Oberwasserabfluss wird vergleichsweise wenig Sedimentmaterial in den Tidebereich transportiert. Aus dem Oberlauf kommende Schwebstoffe sedimentieren zu einem großen Teil im Hamburger Hafenbereich [...]. Bei hohem Oberwasserabfluss ist das Rückhaltevermögen des Hamburger Hafenbereiches als Schwebstoff-falle nicht oder kaum wirksam, so dass das suspendierte Material aus dem Oberlauf über den Hamburger Hafenbereich hinaus ins Ästuar transportiert werden kann“. Ein Teil dieses Materials erreicht jedoch nicht das Außenästuar, sondern sedimentiert in den Rand- bzw. Uferbereichen des Innenästuars (*Anm.: entspricht Tidefluss*) aus. Erkennbar wurde dies durch Untersuchungen von Sedimentkernen aus verschiedenen strömungsberuhigten Randbereichen (Mühlenberger Loch, Schwarztonnensand), die deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen aufwiesen als benachbarte Bereiche.

Im Materialband I der UVU zur Anpassung der Fahrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt beschreibt Flügge (in PÖUN 1997) den residuellen Transport von Material in der Tideelbe. „Die höchsten Transportkapazitäten treten jeweils bei Ebbe- und

Flutstrom in der Hauptrinne auf. Die residuelle Transportkapazität über den Ebbe- und Flutstrom betrachtet zeigt 1997 vor der letzten Fahrrinnenvertiefung für die Springtidephase bei niedrigem Oberwasserabfluss einen resultierenden Stromauftransport für den Elbeabschnitt unterhalb des Hamburger Hafens. Örtliche Unstetigkeiten in der residuellen Transportkapazität wie z. B. im Bereich querab der Wedeler Au, im Bereich der Rhinplate sowie im Bereich des Osteriffstacks und der Außenelbe spiegeln die Hauptbaggerbereiche wider.“

In HPA (1996) werden die Forschungsergebnisse von Harms und Nehls wiedergegeben. Bei einem niedrigen Oberwasserabfluss sorgen die durch die verstärkte Flutströmung aus den Seitenbereichen der Tideelbe resuspendierten Schlickschichten für einen verstärkten Stromauftransport in Richtung Hamburg und für eine Zunahme der Trübung. Diese resuspendierten Ablagerungen werden Schritt für Schritt von Seitenbereich zu Seitenbereich stromauf verlagert. So wird je nach Dauer einer Phase mit geringen Abflüssen unterschiedlich viel Material stromauf transportiert.

„Bei hohen Oberwasserabflüssen ist ein grundlegend anderes Verhalten zu beobachten, denn dann findet ein gravierender Materialschub aus der Trübungszone in Richtung Nordsee statt. Die Materialmengen, die sich dennoch in Seitenbereichen der Elbe ablagern und mit der Flut stromauf in Richtung Hamburg transportiert werden, sind verhältnismäßig gering. Die Transportkapazität des reduzierten Flutstromes reicht bei hohem Oberwasser nicht aus, um nennenswerte Mengen von Ablagerungsgebiet zu Ablagerungsgebiet stromauf zu transportieren (Harms und Nehls 1996).“

Im Rahmen der Untersuchung des Sedimenttransportregimes in der Tideelbe zur Optimierung der Baggerstrategie für den Hamburger Hafen wurden von der BAW (2005) numerische Modellierungen der Schwebstoffdynamik für einen zweiwöchigen Zeitraum (Spring-/Nipp-Zyklus) jeweils mit niedrigem, mittlerem und hohem Oberwasserzufluss durchgeführt. Die Ergebnisse ermöglichen Aussagen über den advektiven Schwebstofftransport, der für fünf verschiedene Schwebstofffraktionen (Kolloide, Ton, Feinschluff, Mittelschluff, Grobschluff) betrachtet wird. Im Folgenden werden die Kernaussagen der Studie bei mittlerem Oberwasserzufluss zusammengefasst:

- > Der Transport feiner Fraktionen (Kolloide, Ton, feiner Schluff) wird aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeiten in der Fahrrinne als tendenziell ebbestromorientiert ausgewiesen, denn sie werden nahezu ständig mit der Strömung bewegt und aufgrund des stetigen Oberwasserzuflusses allmählich seewärts verfrachtet. Im Bereich Hetlingen/Stadersand (km 650 bis km 655) zeigen diese Fraktionen jedoch eine Flutstromtendenz, welche darauf hindeutet, dass es für sehr feine Schwebstoffe, die aus dem Binnengebiet eingetragen werden sowie für feines Material, welches am Ende der Delegationsstrecke (km 639,98) umgelagert wird, schwierig ist, diesen Bereich zu passieren.
- > Grob- und Mittelschluff weisen sowohl oberhalb als auch unterhalb der Trübungszone eine deutliche Flutstromdominanz in der Fahrrinne auf.
- > Sande (als Geschiebetransport modelliert) verhalten sich oberhalb von km 650 (Lühesand) bis zum Hamburger Hafen stark flutstromdominant. Somit findet Sandeintrag in den Hamburger Hafen sowohl von oberstrom als auch von unterstrom statt.

- > Die flachen Seitenbereiche der Elbe weisen für die Summe aller modellierten Fraktionen (Kolloide, Ton, Fein-, Mittel- und Grobschluff) im äußeren Bereich bis etwa km 649 eine deutliche Flutstromdominanz auf, es werden folglich Sedimente netto stromauf transportiert. Auch die Pagensander Nebanelbe sowie die Haseldorfer Binnanelbe sind im Bezug auf den Nettoschwebstofftransport flutstromdominant.

Rolinski (1997) untersuchte in ihrer Dissertation die Schwebstoffdynamik in der Tideelbe mit Hilfe numerischer Simulationen mit einem Lagrangeschen Verfahren. Besonderes Interesse galt hierbei der Ermittlung der Lagrangeschen Restströme und deren Beitrag zur Schwebstoffakkumulation. Dabei trifft sie folgende Aussage zum Transport der feinsten Schwebstofffraktion: „Die Analyse der Geschwindigkeiten ist erforderlich, da die Schwebstoffe der leichtesten Fraktion, also die Stoffe, die sich am ehesten wie ein gelöster Stoff bewegen müssten, nicht wie das Wasser das Ästuar verlassen, sondern ebenso wie die schneller sinkenden Fraktionen zur Ausbildung eines Bereiches mit hohen Konzentrationen beitragen“.

Im Rahmen dieser Arbeit hat Rolinski mithilfe von verschiedenen Berechnungsverfahren den Lagrangeschen Reststrom entlang der Fahrrinnenachse ermittelt. Dabei konnte sie eine Konvergenzzone bei km 696 feststellen. An dieser Stelle weist der Lagrangesche Reststrom einen Vorzeichenwechsel auf, der physikalisch gesehen ein Ausdruck einer Konvergenz ist, da im Tidemittel ein Transport aus beiden Richtungen zu diesem Punkt hin stattfindet. Auf diesem Wege konnte auch die Akkumulation von Material zwischen km 668 und km 680 abgebildet werden.

Obwohl zur Berechnung eine Methode verwendet wurde, die die baroklinen Anteile der Strömung nicht berücksichtigt, konnte die Akkumulation von Stoffen im Frischwasserbereich der Tideelbe gezeigt werden. Die Berücksichtigung der baroklinen Zirkulation würde dieses Phänomen noch verstärken.

In dem von Rolinski verwendeten Modell des Instituts für Meereskunde der Universität Hamburg sind die Partialtiden bis zu einer Periode von einer Stunde ungefähr wie in der Natur vorhanden. Aus diesem Grund haben Rolinski und Eichweber (2000) in einer weiteren Untersuchung den Zusammenhang zwischen den im Modell identifizierten Punkten, an denen erhöhte Akkumulation von Schwebstoffen entlang der Tideelbe stattfindet und der die aus den Obertiden gebildeten Energieverteilung betrachtet. In diesem Bereich, wo die Summe aller Obertiden der M2 lokale Minima im Strömungsspektrum aufweist, können die größten Sedimentationen beobachtet werden. Hier fällt auch auf, dass sich an diesen Stellen in den vergangenen Jahren die Baggermengen stärker konzentrieren. In dem Bereich, wo alle ungeraden Obertiden der M2 gemeinsam die höchste Amplitude aufweisen, ist seit vielen Jahren ein lagestabiler Kolk zu finden.

Im Zusammenhang mit den Sedimenttransportprozessen in der Tideelbe wird häufig von einem „Point of no return“ gesprochen. Dieser bezeichnet einen Punkt, ab dem der suspendierte Schwebstoff resultierend stromab in Richtung Nordsee transportiert wird, binnenwärts dieses Punktes ist mit einem resultierend stromauf gerichteten Transport zu rechnen. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass dies eine vereinfachte Darstellung ist, und bei der Betrachtung des Sedimenttransportes verschiedene Parameter unterschieden werden müssen. Auch Eichweber (2005) kommt zu dem Schluss, dass sich die Erwartung, eine Zweiteilung der

Tideelbe mit je einem Bereich mit seewärtigem und einen mit stromauf gerichtetem Transport ausfindig zu machen, nicht erfüllt hat. Im Einzelfall existieren unterschiedliche Transportrichtungen je nach Lage im Strom, herrschenden Strömungsbedingungen und Sedimentfraktion. Der Oberwasserabfluss ist hierbei von besonderer Bedeutung (Eichweber 2005).

In einem Fachbeitrag beschreibt Eichweber (2005) den Schwebstofftransport im Gewässerquerschnitt in Abhängigkeit der Tidephase. Die im Mittel höheren Flutstromgeschwindigkeiten weisen auch im Flachwasser hohe Werte auf. Im Gegensatz dazu konzentrieren sich die Ebbeströmungen auf die großen Rinnen, so dass sie hier auch in den Maximalwerten die Flut übertreffen können. Aus diesem Grund findet der stromaufgerichtete Transport in den Ästuaren, das so genannte „Tidal Pumping“ vornehmlich in den randlichen Flachwasserbereichen statt, da dort die Flutströmungen die Ebbeströmungen übersteigen. „Diese Flachwasserströmungen weisen in ihrem Bezug zur Tidekurve eine hohe Nichtlinearität auf. [...] Dies führt zu extrem nichtlinearen Variationen der Transportprozesse im Flachwasser während des Spring-/Nipp Zyklus. Die Transportprozesse auf dem Watt werden somit im Wesentlichen durch Springtiden dominiert.“

Weiterhin werden in dem Beitrag die Informationen zum residuellen Transport untersucht, die man aus der Tidekurve erhält. Bei dieser Betrachtung wird das unterschiedliche Transportverhalten der verschiedenen Korngrößenfraktionen untersucht. Während das Feinstmaterial tendenziell stärker stromauf transportiert wird, wird das gröbere Material tendenziell eher stromab transportiert mit lokalen Spitzen von stromauf gerichtetem Transport im Stromspaltungsgebiet, am Lühesand, bei Freiburg und bei Altenbruch. Die Übergangsbereiche zwischen resultierendem Stromauf- und Stromabtransport können als Konvergenz- und Divergenzbereiche des Sedimenttransportes gedeutet werden. In den Konvergenzbereichen bilden sich Baggerschwerpunkte durch einen Sedimentüberschuss aus, in Divergenzzonen liegt ein Materialmangel vor, und es können Übertiefen oder großflächige Erosionen beobachtet werden. Dabei gibt es einige deutliche qualitative Übereinstimmungen in der Tideelbe: die Divergenzbereiche Cuxhaven, St. Margarethen und Stadersand sowie die Konvergenzbereiche Leitdamm Kugelbake, Osteriff, Rhinplate und Lühesand (Eichweber 2005).

Aufgrund dieser unterschiedlichen, starken Variationen des Transportregimes wird deutlich, dass Bilanzierungsmessungen und auch Modelle zur Erfassung des residuellen Transportes kaum langfristige Prognosen ermöglichen. Die bereichsweise Bilanzierung der Volumenänderung des Gewässerbettes über einen langen Zeitraum ist ein anderer Ansatz, um Aussagen über langfristige residuelle Transportraten für das System Tideelbe zu erhalten. In Kapitel 4.2.2.4 wird eine solche Bilanzierung auf der Basis von digitalen Geländemodellen unter Berücksichtigung der anstehenden Sohlsedimente durchgeführt.

Transportraten:

Christiansen liefert in HPA (1996) eine Abschätzung der natürlichen Transportraten je Halbtide auf der Basis von insgesamt 39 Schwebstoffmessungen über volle Tiden an der Messstelle Nienstedten bei km 630 aus den Jahren 1986 bis 1991 (Tabelle 4-5).

Hierbei muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den Frachten um die Ergebnisse von Einzelmessungen an einem bestimmten Punkt im Gewässerquerschnitt handelt und somit

nicht repräsentativ für die gesamte transportierte Fracht ist. Die Ergebnisse stellen lediglich Tendenzen dar und skizzieren die Transportcharakteristik in Abhängigkeit vom Oberwasser.

Tabelle 4-5: Natürliche Schwebstofffracht bei Nienstedten (aus HPA 1996)

Oberwasser	Natürliche Schwebstofffracht bei Nienstedten (km 630) (in t/Halbtide)	
	Ebbe	Flut
< 500 m ³ /s (Häufigkeit: 40%)	6100	6300
500-900 m ³ /s (Häufigkeit: 35%)	4900	3900
> 900 m ³ /s (Häufigkeit: 25%)	3100	1600
Jahresmittel	5000	4400

Weiterhin untersuchte Christiansen (1996) auf Basis der Baggermengenstatistik von Strom- und Hafengebäude die Ablagerungen von Sand im Hamburger Hafen getrennt nach Transport von Oberstrom und Transport von Unterstrom. Er zeigt auf, dass der sich bei niedrigem und mittlerem Oberwasser in Hamburg ablagernde Sand fast ausschließlich von Unterstrom stammt. Bei hoher Oberwasserführung entsprechen die von Oberstrom antransportierten Sandmengen in etwa denen, die nach Unterstrom abtransportiert werden.

Im Rahmen der BILEX Experimente von 1989 und 1990 wurden die transportierten Schwebstoffmengen für den Gewässerabschnitt zwischen km 669 und km 690 jeweils über eine Ebbe- und Flutphase bilanziert (Sonderforschungsbericht 327, 1994). Während bei dem ersten Experiment im Verlauf einer Doppeltide 18.000 t Schwebstoff resultierend in seewärtige Richtung ausgetragen wurde, konnte im Jahr 1990 eine Zunahme des Schwebstoffinventars im betrachteten Gewässerabschnitt um 18.000 t beobachtet werden. Als Gründe für die unterschiedlichen Ergebnisse werden die vorausgehenden hydrologischen Bedingungen sowie die aktuelle Position der Trübungszone genannt. Die Untersuchungen machen deutlich, dass Schwebstofftransportprozesse in hohem Maße von verschiedenen Randbedingungen abhängig sind.

Auf der Basis numerischer Modellierung kann zusammengefasst werden, dass bei einem Oberwasserabfluss von 350 m³/s der Flutstrom im Bereich Wedel/Lühesand ca. 10.000 t Material pro Tide transportiert, der Ebbestrom nur 9.000 t/Tide. Ein resultierend stromaufwärts gerichteter Transport kann in diesem Bereich schon bei Abflüssen unter 700 m³/s beobachtet werden (Heyer 2006).

4.2.1.4 Schwebstoffdynamik - räumliche und zeitliche Verteilung

Die Trübungszone der Tideelbe

Bei der Betrachtung der großräumigen Schwebstoffdynamik der Tideelbe kommt der Trübungszone, die sich in Abhängigkeit der hydrologischen Randbedingungen im Übergangsbereich zwischen Süß- und Salzwasser zwischen km 660 und km 710 befindet, eine besondere Bedeutung zu. Die Trübungszone ist in teilweise durchmischten Ästuaren am binnenseitigen Rand der Brackwasserzone zu finden. An ihrer Entstehung und Aufrechterhaltung sind vielfältige Prozesse beteiligt, wobei der ästuarinen Zirkulation eine entschei-

dende Bedeutung zukommt. Den Gezeitenströmungen überlagert existiert eine Dichteströmung zwischen dem schwereren Salzwasserkeil an der Sohle und dem oberflächennah aus dem Binnengebiet abfließenden, leichteren Süßwasser. „Dies führt im Tidemittel zu einer stromaufgerichteten Strömung in der unteren Wassersäule, die durch eine stromab weisende Strömung in der oberen Wassersäule kompensiert wird. Für den mit dem Dichtestrom transportierten marinen Schwebstoff ergibt sich daraus in Bodennähe eine Senke am Ende der Brackwasserzone, wo er sich mit dem fluvialen, durch den Reststrom transportierten Schwebstoff vermischt (GKSS 2007)“. In diesem Bereich erhöhter Trübung werden sowohl marine als auch für fluviale Schwebstoffe akkumuliert, der seeseitige Materialaustrag wird verzögert.

Bergemann (ARGE ELBE 2004b) führt die Entstehung der Trübungszone auf eine Akkumulation von Schwebstoffen zurück, weil über längere Zeiträume der Netto-Transport von Feststoffen in Richtung Nordsee kleiner ist als der Transport von oberstrom (Abbildung 4-17).

Der Median der oberflächennahen Schwebstoffgehalte auf der Basis von Hubschrauberlängsprofilen der ARGE ELBE beträgt stromauf der Trübungszone von der Amtsgrenze (km 638,9) bis Grauerort (km 660) in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss zwischen 20 mg/l und 40 mg/l. Das Zentrum der Trübungszone befindet sich im Bereich zwischen km 660 und km 710. In diesem Abschnitt können oberflächennah Schwebstoffgehalte von bis zu 600 mg/l beobachtet werden, der Median beträgt etwa 130 mg/l. Bis km 740 kann eine Abnahme der Schwebstoffgehalte beobachtet werden, seewärts davon treten nur noch sehr geringe Schwebstoffkonzentrationen mit einem Median von etwa 10 mg/l auf (siehe Abbildung 7-2). Auf Basis der zuvor beschriebenen Hubschrauberlängsprofile und zusätzlichen Schwebstoffmessungen in Querprofilen der Tidelbe werden in der folgenden Grafik Längsschnitte der Tidelbe bei verschiedenen Abflussbedingungen dargestellt.

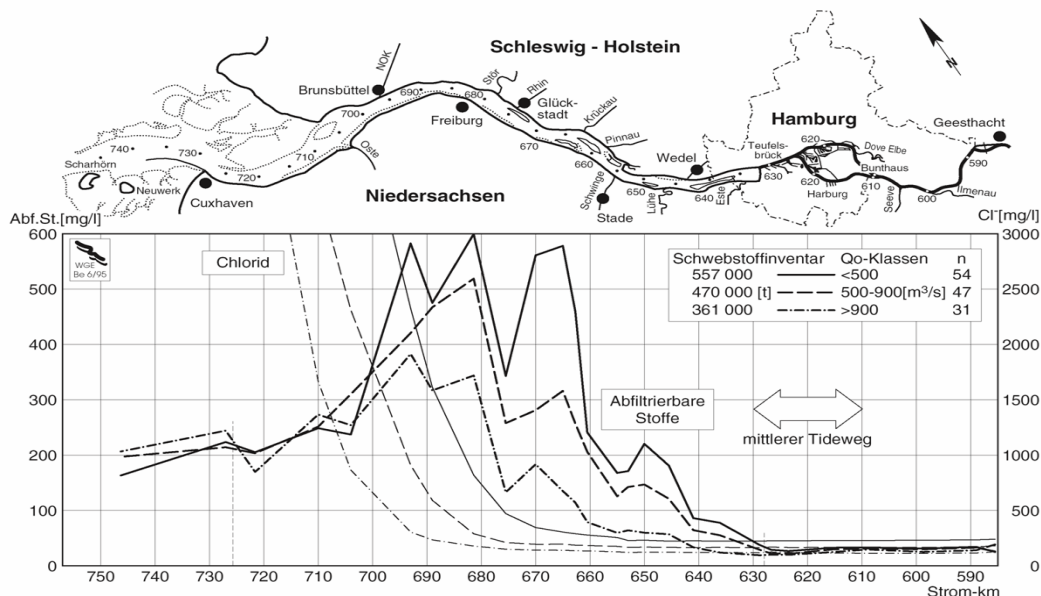


Abbildung 4-17: Abschätzung des Schwebstoffinventars der Tidelbe in Abhängigkeit vom Oberwassereinfluss auf der Basis von Längsprofilmessungen von 1979 bis 1994 und Querprofilmessungen an ausgewählten Stationen in der Tidelbe (aus ARGE ELBE, 2004b)

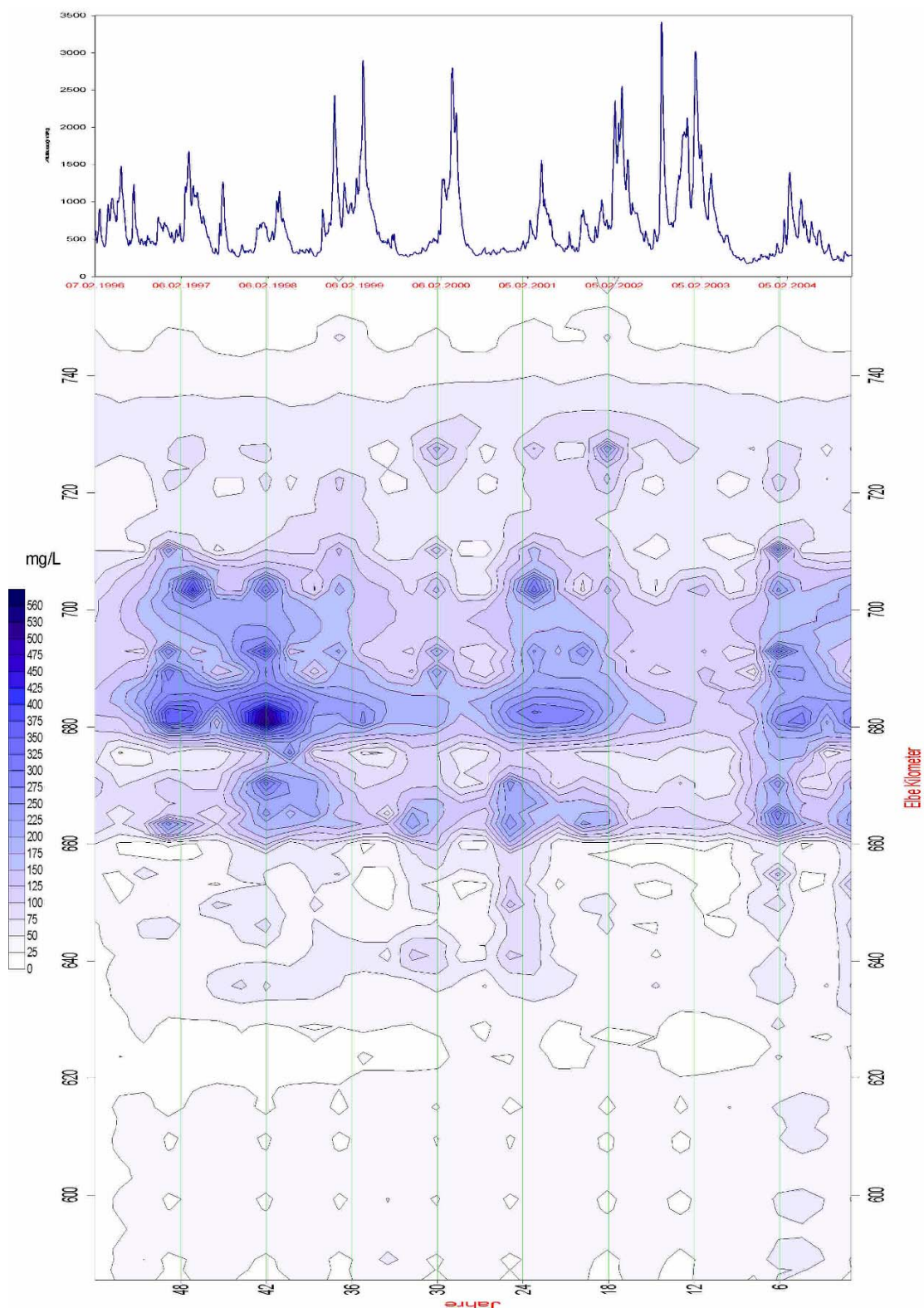


Abbildung 4-18: Schwebstoffkonzentrationen über Zeit und Längsverlauf der Tidelbe (ARGE ELBE 1996 bis 2005)

Das Oberwasser hat einen deutlichen Einfluss auf die Schwebstoffkonzentrationen in der Trübungszone, die sich relativ lagestabil zwischen km 660 und km 710 befindet. Hohe Oberwasserabflüsse führen zu einer Abnahme im Bereich der Trübungszone während es in längeren Phasen mit sehr niedrigen Abflüssen zu einer Akkumulation von Material in diesem Bereich kommt. Hier wird auch deutlich, dass die Schwebstoffkonzentrationen umso höher werden, je länger Phasen mit niedrigem Oberwasser anhalten. Aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung der Längsprofile lassen sich die Transportprozesse in Abhängigkeit vom Oberwasser jedoch nicht detailliert verfolgen.

Gut sichtbar sind auch die in der Literatur beschriebenen lokalen Schwebstoffmaxima bei km 690 und km 670. Kappenberg und Fanger (GKSS 2007) haben das Auftreten dieser lokalen Schwebstoffmaxima in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses untersucht. Während das seeseitige lokale Schwebstoffmaximum, dessen Entstehung auf die ästuarine Zirkulation zurückgeführt werden könnte, mit steigendem Oberwasser seewärts verschoben wird, verbleibt das andere lokale Maximum unabhängig vom Oberwasser bei km 670. Seine Existenz könnte durch lokale Unstetigkeiten (Konvergenzzone) verursacht sein.

In der Abbildung 4-18 wird die zeitliche Variation der oberflächennahen Schwebstoffgehalte auf Basis der sechsmal jährlich durchgeführten Hubschrauberbeprobungen der ARGE ELBE der Jahre 1996 bis 2005 sowie der Oberwasserabflusses am Pegel Neu Darchau dargestellt.

Christiansen beschreibt in HPA (1996) den Transport von Schwebstoffen aus dem Bereich der Trübungszone folgendermaßen: „Bei hohem Oberwasser findet ein gravierender Materialschub aus der Trübungszone in Richtung Nordsee statt. Die Materialmengen, die sich dennoch in Seitenbereichen der Elbe ablagern und mit der Flut stromauf in Richtung Hamburg transportiert werden, sind verhältnismäßig gering. Die Transportkapazität des reduzierten Flutstromes reicht bei hohem Oberwasser nicht aus, um nennenswerte Mengen von Ablagerungsgebiet zu Ablagerungsgebiet stromauf zu transportieren (Harms und Nehls 1996).“

Im Abschlussbericht des Niedersächsischen Elbschlick-Forums (1994) wird die Schwebstoffdynamik in der Trübungszone sowie oberhalb davon folgendermaßen beschrieben:

„Im Elbabschnitt zwischen Hamburg und Glückstadt ergeben sich, insbesondere bei länger andauernden niedrigen Oberwasserabflüssen, sehr lange Verweilzeiten des Wasserkörpers, der mit dem Ebbe- und Flutstrom laufend stromab und stromauf pendelt, und somit auch des suspendierten Schwebstoffes, der nur langsam durch das Oberwasser seewärts verschoben wird. Bei anhaltend niedrigen Oberwasserzuflüssen bildet sich im Bereich der Brackwasserzone eine große Trübungswolke mit erhöhten Schwebstoffgehalten aus, die beim Abfluss von Hochwasserwellen innerhalb weniger Tiden seewärts verschoben wird.

Bei niedrigem und mittlerem Abfluss befindet sich die Trübungszone im Bereich der oberen Brackwasserzone zwischen Brunsbüttel (km 696,4) und Lühesand Nord (km 650). Bei anhaltend niedrigen Oberwasserabflüssen (200 - 400 m³/s) findet aufgrund der dichteinduzierten sohnahen Strömungen von unterstrom ein resultierender Stromauftransport von Feststoffen statt, während gleichzeitig der Stoffaustrag aus der Trübungszone in die Nordsee auf ein Minimum absinkt. In dieser Phase erstreckt sich die Trübungszone bis in den Bereich des Hamburger Hafens, so dass ein entsprechend starker Schlickeintrag in die Hafenbecken stattfindet.

Beim Abfluss von Hochwasserwellen über 1500 m³/s wird die Ebbeströmung verstärkt und es ergibt sich ein resultierender seewärtiger Feststofftransport. Dabei wird der Schwebstoffpool weit stromab verschoben und bei sehr hohen Oberwasserabflüssen in die Nordsee ausgestoßen.“

Kappenberg und Grabemann (2001) haben versucht, mithilfe der Hauptkomponentenanalyse die Einflussfaktoren auf die räumliche Verteilung des Salz- und Schwebstoffgehaltes zu bestimmen. Als Datengrundlage dienten die Hubschrauberlängsprofile der ARGE ELBE. Im Anschluss daran sollten diese Ergebnisse zur Erstellung von statistischen Prognosemodellen zur Verteilung von Salz- und Schwebstoffgehalt verwendet werden. Während mit der Methode der Eigenwerte an der Elbe 95 % der Salzgehaltsvariation durch die Variable Oberwasserabfluss erklärt werden kann, ist das für den Schwebstoffgehalt nicht möglich. Hier beträgt der Erklärungsanteil des Oberwassers nur 18 %. Die Trübungszone der Elbe weist meistens zwei deutliche und drei kleinere Spitzen auf, deren Positionen sich auch bei den hohen Frühjahrsabflüssen nicht verändern. Zeiträume mit hohen Abflüssen verursachen eine schnelle seewärtige Verlagerung des Mischungsbereiches zwischen Süß- und Salzwasser, darauf folgt eine Ausdehnung der Trübungszone in seewärtige Richtung. Für die Elbe kann jedoch keine signifikante direkte Korrelation zwischen dem Abfluss und der Schwebstoffkonzentration repräsentiert durch den Eigenwert gefunden werden. Gründe hierfür sind die zeitliche Verschiebung zwischen einem Abflussereignis und der Reaktion der Trübungszone sowie weitere die Schwebstoffkonzentration beeinflussende Faktoren.

Eine weitere Wirkung des Oberwassers betrifft die Verteilung und den Transport der an Schwebstoff- und Sedimentpartikel gebundenen Nähr- und Schadstoffe: Im Verlauf von Ereignissen mit hohem Abfluss (z. B. durch Schneeschmelze oder starke Niederschläge) können, vor allem in der Phase des Anstiegs, z. B. am stromaufliegenden Ende des Untersuchungsgebietes, kurzzeitig große Feststoff- und Schadstoffmengen in die Tideelbe eingetragen werden. In der Unterelbe führt hohes Oberwasser dagegen zur Stromabverlagerung der Trübungszone und dadurch zu einem verstärkten Export von Schadstoffen in die Nordsee.

Bei abfallendem Oberwasser tritt der gegenteilige Effekt ein: Die Trübungszone wird allmählich stromaufwärts verschoben, und es erfolgt vor allem an der Flusssohle ein verstärkter Eintrag von marinem Feststoffmaterial in weiter stromaufliegende Flussabschnitte. (ARGE ELBE 2004b)

Allerdings zeigen verschiedene Untersuchungen, dass sich nicht die Trübungszone sondern eher das lokale Schwebstoffmaximum in Abhängigkeit des Oberwassers verschiebt, und dass sich die Menge an Schwebstoff, die sich in der Trübungszone befindet, oberwasserabhängig verändert.

Die oberwasserbedingten Änderungen in der Feststoffkonzentrationsverteilung und -dynamik beruhen somit vor allem auf einer Verschiebung der Bereiche, in denen Feststoffe resuspendiert, an der Sohle oder in Suspension weitertransportiert und an anderer Stelle erneut abgelagert werden, sowie auf einer Verkürzung oder Verlängerung der Zeitspannen, die dafür im Tideverlauf zur Verfügung stehen. (Materialband UVU 2a, GKSS1997)

In der Potenzialanalyse, Teil 2 (BfG 2002a, b), wird die Verlagerung der Trübungszone in Abhängigkeit vom Oberwasser folgendermaßen beschrieben: „Die Trübungszone liegt je

nach Oberwasserabfluss zwischen km 632 bis km 705. Das Trübungsmaximum ist bei niedrigem Oberwasser ca. bei km 680, wogegen es sich bei hohem Oberwasserabfluss bis zu 10 km weiter nach unterstrom verlagert. Bei mittlerem Oberwasser hat die Trübungszone eine Ausdehnung von ca. 50 km, in Ausnahmefällen bis zu 100 km.

Netzband beschreibt in HPA (1996) die Feststoffdynamik im Hamburger Elbebereich folgendermaßen: „Die Dynamik des Materialtransportes und des Sedimentationsgeschehens unterliegt im Wesentlichen der Oberwasserführung der Elbe. Wird der mittlere Oberwasserabfluss [...] deutlich überschritten, verstärken sich im hamburgischen Elbeabschnitt die ebbestromorientierten, d. h. stromab gerichteten Transportvorgänge. Bei deutlicher Unterschreitung des mittleren Abflusses dominieren die mit der Flut stromauf gerichteten Transportkräfte. Phasen mit geringer Oberwasserführung treten im Jahr im Mittel zu 40 % auf, verursachen aber den größten Anteil der Ablagerungen im Hamburger Hafen.“

4.2.1.5 Morphodynamik

Morphologische Entwicklung der Hauptrinne

Das ursprüngliche Gewässerbett der Tideelbe bestand überwiegend aus erosionsstabilen Ton- und Mergellagen, die in einer Tiefe zwischen 6 m und 10 m u. NN anstehen. Diese erosionsstabile Gewässersohle wurde jedoch durch zahlreiche Fahrrinnenvertiefungen entfernt, so dass heute an der Gewässersohle überwiegend sandiges Sediment auftritt. Die Ton- und Mergellagen stellen nun bereichsweise die steilen Böschungen dar, die die Fahrrinne begrenzen. Bereiche außerhalb der Fahrrinne, wo Ton- und Mergellagen an der Gewässersohle auftreten, sind daher meist erosionsstabil. Dieser Teil des Gewässerbettes nimmt somit nicht an morphodynamischen Prozessen teil, die sich auf Fahrrinne sowie die Flachwasser- und Wattbereiche beschränken. (Eichweber 2006b)

Insbesondere im Bereich der Riffelstrecken in der oberen Tideelbe finden große natürliche Umlagerungen statt. In diesen Bereichen ist die Gewässersohle überwiegend grobkörnig. Es ist also unwahrscheinlich, dass sich dort längerfristig Material ablagert. (PÖUN 1997).

Im Materialband 1 der UVU 1997 beschreibt Flügge (BAW 1996) detailliert die morphologische Entwicklung der Fahrrinne im Bereich des WSA Hamburg sowie der Nebenelben:

Morphologische Entwicklung der Hauptabflussrinne der Unterelbe oberhalb St. Margarethen

Die morphologische Entwicklung der Hauptabflussrinne der Unterelbe ist durch die Überlagerung unmittelbarer anthropogener Eingriffe (z. B. Baggerungen, Sandentnahmen und Strombaumaßnahmen) mit den durch die ausbaubedingte Veränderung der Tidedynamik beeinflussten natürlichen morphodynamischen Entwicklungen geprägt. Die Strategie der Unterhaltungsbaggerungen wurde nach dem 13,5 m-Ausbau verändert. Früher wurden die Unterhaltungsbaggermengen fast ausschließlich aus dem hydraulischen System entnommen und auf Spülfelder verbracht. Seit Anfang der 1980er Jahre wird das Unterhaltungsbaggergut in der Unterelbe nahezu ausschließlich in den Bereich von Übertiefen umgelagert. Aus den z. T. auch mündlichen Erfahrungsberichten des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg und den älteren Planunterlagen ist ersichtlich, dass insbesondere beim 10-, 11-, aber auch noch

beim 12 m-Ausbau in erheblichem Umfang feste Klei- und Mergelschichten abgebaggert wurden. Bereichsweise war dies auch noch beim 13,5 m-Ausbau der Fall. Diese früher vorhandenen erosionsfesten Mergelhorizonte haben die Sohllage entsprechend stabil gehalten. Nach dem Abbaggern dieser erosionsfesten Klei- und Mergelschichten wurde das morphodynamische System völlig verändert. Die darunter freigelegten Sandhorizonte unterlagen der Strömungserosion, so dass sich ein völlig verändertes morphodynamisches System eingestellt hat. Die heutige Fahrrinnensohle besteht nahezu ausschließlich aus den elbtypischen Fein- bis Mittelsanden, bereichsweise mit 5 % bis 30 % Schluffanteil.

Morphologische Entwicklung der Nebelben und Nebenrinnen

Allgemeines

Aufgrund der geringen Wassertiefen und des dadurch höheren Einflusses der Bodenreibung findet sowohl die Ebbestrom- als auch die Flutstromkenterung in den flachen Randbereichen früher statt als in der tiefen Rinne. Im Vergleich zur Flutstromkenterung ist bei Ebbestromkenterung der Eintrittszeitunterschied zwischen den flachen Randbereichen und der tiefen Rinne größer.

Aus diesem Grund tritt in manchen Nebelben besonders bei Ebbestromkenterung eine lange Stauwasserdauer auf, wenn dort von See her schon der Flutstrom einsetzt, während von binnenseits noch der Ebbestrom abläuft. Dies kann zu sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten und somit zu einem langen Zeitraum, der dem Schwebstoff zur Sedimentation zur Verfügung steht, führen. In einigen Nebelben entsteht so eine Barre, die erst dann wieder erodiert wird, wenn der Flutstrom auch in der tiefen Rinne einsetzt.

Dieser Effekt ist insbesondere in sehr flachen Nebelben wie hinter der Brammer Bank sowie in der Nebelbe hinter Schwarztonnensand zu beobachten, wo die Stauwasserdauer bei Ebbestromkenterung bis zu 2,5 h betragen kann. Unter anderem deshalb weisen vor allem diese beiden Nebelben auch derzeit Verlandungstendenzen auf. Auch an der Südspitze von Lühesand treten infolge der oben beschriebenen Eintrittzeitdifferenz der Strömungskenterung sehr lange Stauwasserdauern mit erhöhten Sedimentationen auf.

Die Ausdehnung von Wattflächen wurde und wird nicht nur aufgrund von Baggerungen und Änderungen des Tidehubs sondern langfristig auch durch Verlandungstendenzen infolge Konzentration der Strömung auf die Hauptrinne und dadurch abschnittsweise geringere Durchströmung der Randbereiche verändert. Derzeit sind stärkere Verlandungstendenzen in der Wischhafener Süderelbe, im Wischhafener Fahrwasser, der Freiburger Hafenzufahrt, Brammer Bank und Böschrücken sowie im System Neufelder Sand/Neufelder Watt (dort speziell im Zeitraum 1981-1985) zu beobachten. (PÖUN 1997)

Im Rahmen der UVU 1997 wurde die morphologische Entwicklung der ökologisch wertvollen Nebelben und Nebenrinnen auf der Grundlage der seit 1950 verfügbaren Jahreshauptpeilungen nach der MORAN-Methode detailliert untersucht (BAW 1996). Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

„Die Peilkartenauswertungen zeigen, dass sich im **Mühlenberger Loch** großräumig die rasche Auflandungstendenz nach 1950 bzw. 1962 (Abdämmung der alten Süderelbe) vermindert hat. In den letzten Jahren sind insbesondere örtliche morphologische Formänderungen (örtliche Erosionen und örtliche Sedimentationen) zu beobachten. In dem

südöstlichen, nicht durchströmten Buchtgebiet zwischen Estemündung und Leitdamm ist nach der starken Sedimentationsphase nunmehr eine schwache Sedimentationsphase mit Übergang zu einem natürlichen Gleichgewicht eingetreten. Hydraulisch und morphologisch muss das Mühlenberger Loch als Teil des Gesamtsystems Hauptelbe, Hahnöfer Nebanelbe, Este und Mühlenberger Loch gesehen werden. So würde bei einer Verlandung der Hahnöfer Nebanelbe und der damit abnehmenden Durchströmung das Mühlenberger Loch als Stillwasserbucht einer rasanten Verlandung unterliegen. Die Tidewassermengen der Este reichen nicht aus, um das Mühlenberger Loch hydraulisch morphologisch zu stabilisieren. Die Auswertung der verfügbaren Peilkarten zeigt für die **Hahnöfer Nebanelbe** seit 1950 bereichsweise geringe Sedimentationstendenzen. Durch die Überlagerung vielfältiger Einflüsse (Abdämmung der alten Süderelbe, Borsteler Binnenelbe, Verbindung der Sandinseln Schweinsand bis Hanskalbsand) mit den Ausbaumaßnahmen und mit der natürlichen Entwicklung ist diese Gesamtentwicklung beeinflusst worden (BAW 1996).“

Um Aussagen zur Durchströmung und zum Materialtransport durch die Hahnöfer Nebanelbe machen zu können, wurden Durchflussmessungen, die im Rahmen der Beweissicherung durchgeführt wurden, herangezogen (Beweissicherungsbericht 2005, III.1.1.3.2). Die Messungen wurden einmal jährlich während einer Ebb- und einer Flutphase durchgeführt. Da die Messungen des Ebb- und Flutstromes an unterschiedlichen Tagen stattfanden, ist es nicht möglich, anhand dieser Untersuchungen vergleichende Aussagen zu treffen.

Die Durchflussmengen durch den Querschnitt bei km 643 betragen zwischen 140 Mio. m³ und 210 Mio. m³ während des Ebbestromes und sind aufgrund des zuströmenden Oberwassers höher als bei Flutstrom, wo Durchflusswerte zwischen 80 Mio. m³ und 160 Mio. m³ auftreten. Einen wichtigen Parameter zur Quantifizierung der Nebanelbendurchströmung stellt das Verhältnis der Durchflussmenge durch den Nebanelbenquerschnitt zur Durchflussmenge durch den Haupttrinnenquerschnitt dar, der im Folgenden als NE/HE bezeichnet wird. Für die Hahnöfer Nebanelbe beträgt dieses Verhältnis bei Ebbestrom zwischen 0,15 und 0,2, bei Flutstrom bis zu 0,3. Im Vergleich zu den anderen Nebenrinnen kann die Hahnöfer Nebanelbe insbesondere bei Flutstrom als gut durchströmt bezeichnet werden.

Die oben beschriebene Laufzeitdifferenz zwischen Haupt- und Nebenrinne, die zu örtlichen Sedimentationen führen kann, ist auch im Bereich der Hahnöfer Nebanelbe zu beobachten. „Bereits heute setzt der Flutstrom im südlichen Randbereich der Hauptrinne an der Insel Schweinsand früher ein als in der Nebanelbe, mit der Folge, dass in der ersten Flutphase Wasser und damit auch die mitgeführten Feststoffe von oberstrom eingetrieben werden und durch den in der Nebanelbe entgegenkommenden Flutstrom infolge der Stauwirkung (Geschwindigkeitsverminderung) örtliche Sedimentationen eintreten. Durch diese örtlichen Auflandungen wird die Durchströmung der Nebenrinne weiter vermindert, die Laufzeitdifferenz der Tidewelle zwischen der Hauptrinne und der Nebenrinne weiter vergrößert, mit der Folge, dass ausgehend von dieser örtlichen geringfügig verstärkten Auflandungstendenz eine anhaltende Verlandungsentwicklung sowohl in der Hahnöfer Nebanelbe selbst als auch im Mühlenberger Loch begünstigt wird. Eine Veränderung der Wasseraustauschverhältnisse und Sedimentbeschaffenheit (Tendenz von sandigen Sedimenten zu mehr Schlicksedimenten) wäre die Folge (BAW 1996).“

In den Jahren 2002/2003 wurde die Topographie der Hahnöfer Nebanelbe durch den Bau einer Ausgleichsrinne verändert. Die morphologische Entwicklung auf der Basis von

digitalen Geländemodellen der Jahre 1998 bis 2003 wird in BfG (2006b) folgendermaßen beschrieben:

„Die Sedimentations- und Erosionsvorgänge in diesem Bereich unterliegen starken jährlichen Schwankungen, die in hohem Maße von den hydrologischen Randbedingungen abhängig sind. Während zwar in einigen kleinräumigen Randbereichen in diesem Zeitraum bis zu 0,8 m Sediment abgelagert werden, überwiegt in der Hahnöfer Nebelbe Erosion mit Eintiefungen bis zu 1,4 m. Östlich der Este im Bereich des Mühlenberger Loches kann im betrachteten Zeitraum jedoch ein großräumiger Sedimentauftrag beobachtet werden. Allerdings müssen hierbei auch die umfangreichen baulichen Eingriffe wie die Anlage der Ausgleichsrinne und des DASA Geländes berücksichtigt werden, die wahrscheinlich einen großen Einfluss auf das Sedimentationsgeschehen im Mühlenberger Loch haben.“

„Die **Lühesander Nebelbe** und die **Glückstädter Nebelbe** sind durch einen mittleren morphologischen Gleichgewichtszustand gekennzeichnet. Beide Nebelben werden flutstromseitig direkt angeströmt und durchströmt. Die Strömungsgeschwindigkeiten im bestehenden Zustand sind in der Glückstädter Nebelbe so hoch, dass Auflandungen nicht zu morphologischen Formänderungen geführt haben. Die Sohle der Glückstädter Nebelbe besteht in weiten Bereichen aus bindigen festen Böden, die Strömungserosionen nicht ermöglichen (BAW 1996).“

In der Lühesander Nebelbe beträgt das Verhältnis der Durchflussmenge durch den Nebelbenquerschnitt zur Durchflussmenge durch den Hauptrinnenquerschnitt maximal 0,1 sowohl bei Ebb- als auch bei Flutstrom.

Auf der Grundlage von Längspeilungen von 1995 bis 2004 wurde die morphologische Entwicklung der Lühesander und der Glückstädter Nebelbe untersucht (BfG 2006b). In diesem Zeitraum traten jährliche Schwankungen der Sohlhöhenlage auf. Während in einigen Jahren großräumige Sedimentationstendenzen vorherrschen, kommt es in anderen Jahren zu einer Eintiefung der Sohle. Die beiden Nebelben können noch immer als morphologisch stabil bezeichnet werden.

In der **Pagensander Nebelbe** haben von 1950 bis etwa 1980 regionale Auflandungen zu bedeutenden morphologischen Veränderungen geführt. In dieser Zeitspanne sind durch den Bau der Sturmflutsperrwerke in Verbindung mit der Umgestaltung der Einmündungen von Pinnau und Krückau, durch Deichbaumaßnahmen (Abdämmung der Haseldorfer Binnenelbe), örtliche Sandentnahmen für die Deichbaumaßnahme, Feststoffeinträge aus den Spülfeldabläufen Pagensand Nord sowie Strombaumaßnahmen, vielschichtige Einflüsse wirksam geworden.

Etwa seit 1980 (d. h. nach Abschluss der örtlichen Baumaßnahmen und Aufgabe des Spülfeldes Pagensand Nord) hat sich die Entwicklung beruhigt, so dass der Ist-Zustand als mittlerer morphologischer Gleichgewichtszustand angesehen werden kann. Im nördlichen Teil der Pagensander Nebelbe sind örtlich auch nach 1980 morphologische Veränderungen infolge der Umgestaltung des Leitdammes Pagensand Nord erkennbar (Auflandungen). Da die Umlagerungsstelle Pagensand (km 662,5 bis km 665), die sich zwischen der Fahrrinne und der Insel befindet, mit sehr hohen jährlichen Baggermengen beaufschlagt wird, kann auch in diesem Abschnitt eine Abnahme der Gewässertiefen beobachtet werden. Seit Mitte der 1990er Jahre werden im südlichen Abschnitt der Pagensander Nebelbe Sedimenta-

tionstendenzen beobachtet, ansonsten kann diese Nebelbe als morphologisch stabil bezeichnet werden.

Bei km 664,7 wurde das Verhältnis der Durchflussmengen sowohl für die Pagensander Nebelbe, die Hauptrinne und die Rinne hinter Schwarztonnensand erfasst. Während die Pagensander Nebelbe insbesondere bei Flutstrom mit einem NE/HE-Verhältnis von bis zu 0,3 gut durchströmt wird, strömt nur ein geringer Anteil des Tidevolumens durch die Rinne hinter Schwarztonnensand, denn hier beträgt das NE/HE-Verhältnis weniger als 0,05.

Ein ähnliches Bild bietet sich im Querprofil bei km 676,5. Während die Glückstädter Nebelbe bei Flutstrom mit einem NE/HE Verhältnis von bis zu 0,18 gut durchströmt wird, findet nahezu keine Durchströmung des Wischhafener Fahrwassers statt.

Auf Grundlage der sechsmal jährlich von der ARGE ELBE durchgeführten Hubschrauberlängsbeprobungen zur Erfassung der oberflächennahen Schwebstoffgehalte wurde der Schwebstoffgehalt in Fahrwassermitte mit den Schwebstoffgehalten in den drei gut durchströmten Nebenrinnen Hahnöfer Nebelbe, Pagensander Nebelbe und Glückstädter Nebelbe verglichen.

Dabei wird deutlich, dass die Schwebstoffgehalte im Hauptstrom und in den Nebenrinnen die gleiche Größenordnung besitzen. Dies deutet auf einen gut durchmischten Wasserkörper und einen intensiven Wasser- und Materialaustausch zwischen Haupt- und Nebenrinne hin.

Die Rinnensysteme **Wischhafener Süderelbe/Wischhafener Fahrwasser** und **Freiburger Zufahrt** haben bedeutende morphologische Veränderungen durchlaufen. Eine vergleichende Auswertung der Peilpläne zeigt für diese Flachwasserbereiche und Rinnensysteme seit 1950 überwiegend Sedimentationsprozesse und Rinnenverlagerungen an. Insbesondere das ehemalige Wischhafener Fahrwasser (seit 1975) und die Freiburger Zufahrt (seit 1950) weisen deutliche Sedimentationstendenzen auf. Durch die Herstellung des Durchstichs durch das Krautsander Watt als neue Fährzufahrt nach Wischhafen erfolgte eine erneute Veränderung des Systems. Auch in der neu hergestellten Fährzufahrt erfordern die ausgeprägten Sedimentationen häufige Unterhaltungsbaggerungen. Auch in der Wischhafener Süderelbe selbst sind in den letzten Jahrzehnten in erheblichem Umfang Auflandungen eingetreten, die zu einer deutlichen Verminderung der Wassertiefen und Tidevolumen geführt haben (BAW 1996).“

Aufgrund von Längspeilungen wurde die Entwicklung des Wischhafener Fahrwassers zwischen 1995 und 2004 untersucht (BfG 2006b). Dabei konnte in diesem Zeitraum eine Abnahme der Wassertiefen registriert werden.

Die Entwicklung der Rinnen und Sände zwischen der **Brammer Bank** und dem **Böschrücken** ist nicht eindeutig kausal den Auswirkungen vorangegangener Ausbauten zuzuordnen. Einerseits sind derartige morphologische Systeme natürlicherweise Entwicklungen und Veränderungen unterworfen. Andererseits ist durch die vorangegangenen Fahrrinnenvertiefungen die Hauptrinne hydraulisch leistungsfähiger geworden, der Durchfluss auf diese hydraulisch glattere Hauptrinne gebündelt und die Fortschrittsgeschwindigkeit der Tidewelle erhöht worden, mit der Folge, dass in der Tendenz eine Abnahme der Durchströmung in den Nebenrinnen stattgefunden hat. Hierauf sind auch örtliche Sedimentationstendenzen zurückzuführen.

Erhebliche morphologische Veränderungen sind unterhalb von Brunsbüttel vor Neufeld eingetreten. Die bis in die 1970er Jahre vorhandene ausgeprägte **Neufelder Rinne** wird inzwischen nicht mehr durchströmt, sondern ist zu einem unterstromseitigen Prielsystem umgebildet worden. Starke Verlandungstendenzen sind insbesondere im Zeitraum 1981 bis 1985 zu verzeichnen gewesen.“ (BAW 1996)

Niveauflächenverteilung

Im Rahmen der Beweissicherung zum 14,4-m-Ausbau der Tideelbe wurde die Veränderung der Niveauflächenverteilung in den sieben Untersuchungsgebieten zwischen 1995 und 2005 untersucht (Beweissicherung 2006). Größere Veränderungen (< 10 %) der Flächenanteile der einzelnen Niveauflächen konnten im betrachteten Zeitraum nicht registriert werden. Eine geringfügige stetige Abnahme der Wattflächen ist in der gesamten Tideelbe zu verzeichnen. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Watabnahme in der mittleren Tideelbe aufgrund baulicher Maßnahmen in der Hahnöfer Nebelbe und dem Mühlenberger Loch zugunsten einer Zunahme von Vorlandbereichen auftritt. Für die Tiefenbereiche Tiefwasser 1 und 2, Flachwasser sowie Vorland ist kein eindeutiger Trend zu beobachten.

Die Entwicklung der Wattflächen widerspricht der gängigen Annahme, dass Fahrrinnenvertiefungen durch eine Zunahme des Tidehubes zu einer Ausdehnung der Wattflächen auf Kosten der Flachwasserflächen führen.

Tidemarschen und Salzwiesen haben im vergangenen Jahrhundert durch Deichverlegungen um 60 % abgenommen. Dies führte zu einer Zunahme der Sedimentation in den verbliebenen Bereichen von bis zu 2 cm/Jahr. Auch die Aufhöhung von Wattgebieten und die verstärkte Verlandung der Nebelben kann auf diese Verringerung des Sedimentationsraums zurückgeführt werden. (Eichweber 2006)

In der Potenzialanalyse (BfG 2002a/b) werden die flächenhaften Veränderungen in der Tideelbe auf der Basis der UVU-Daten zusammengefasst. Zusammenfassend können in den vergangenen 100 Jahren erhebliche Verluste an Vordeichsflächen, sowohl Zunahmen als auch Abnahmen an Wattflächen, ein erheblicher Rückgang an Flachwasserzonen sowie eine erhebliche Zunahme der Tiefwasserzonen (> 10 m unter MTnw) insbesondere in der mittleren Tideelbe zwischen km 632 und km 677 festgestellt werden.

Die Flächenverluste der Vordeichsflächen betreffen den gesamten Fluss Schlauch bis zur Ostemündung, seewärts davon kann jedoch eine Zunahme der Außendeichsbereiche durch Sedimentation beobachtet werden.

Die Watten sind oberhalb des Hamburger Hafens von erheblichen Flächenverlusten betroffen. In der mittleren Tideelbe bis etwa zur Störmündung sind die Wattflächen aufgrund der Erhöhung des Tidehubes erheblich angewachsen. In dem Abschnitt seewärts der Ostemündung sind z. T. große Wattflächen verschwunden, aber zugleich auch noch sehr ausgedehnte Wattbereiche vorhanden.

Außer in dem Bereich zwischen Stör- und Ostemündung sind im gesamten Elbeästuar erhebliche Rückgänge an Flachwassergebieten zu verzeichnen, die ihre Ursache in einer Ausdehnung der Tiefwasserbereiche (Fahrrinne) und der - aufgrund zunehmenden Tidehubes - angewachsenen Wattflächen haben. Tiefwasserbereiche haben aufgrund der Fahrrinnen-

vertiefungen in der gesamten Tideelbe zugenommen, wobei sich die Zunahme im oberen schmaleren Bereich des Ästuars stärker bemerkbar macht.

In der Potenzialanalyse (BfG 2002a/b) wird die Entwicklung der Nebeneiben folgendermaßen beschrieben: „Aufgrund der ausbaubedingten Verstärkung der Tidedynamik hat sich die Feststofftransportkapazität des Gesamtgerinnes vergrößert. Die Folge ist eine Intensivierung der Erosion in Teilen des Hauptgerinnes und eine Erhöhung der Sedimentationsraten in den Nebeneiben. Davon sind besonders die Hahnöfer Nebeneibe mit dem Mühlenberger Loch, die Pagensander Nebeneibe, die Flutrinne hinter dem Schwarztonnensand und das Wischhafener Fahrwasser betroffen.“

Im Bodengutachten der aktuellen Planfeststellungsunterlagen (IBL/IMS 2007a) wird die morphologische Dynamik in den Uferbereichen und Vordeichsländern untersucht. Dabei werden Bodenverluste in Uferbereichen mit Abbruchkanten und Bodenverluste an flach ansteigenden Ufern getrennt betrachtet.

In Abschnitten, in denen Abbruchkanten auftreten, kann eine jährliche Rückverlegung der Abbruchkanten um mehrere Meter pro Jahr beobachtet werden. Dieses erodierte Material wird dem Sedimentinventar des Ästuars hinzugefügt. Andererseits treten sowohl unterhalb als auch oberhalb der Abbruchkanten Materialablagerungen auf. Durch Hochwasserereignisse kommt es auf den betrachteten Vorländern zu einer Sedimentationsrate von 2,1 cm pro Jahr. Ablagerungen in einer ähnlichen Größenordnung finden auch auf Vordeichflächen statt, die nicht durch Abbruchkanten geprägt sind. Entscheidend ist eine dichte Vegetationsdecke, so dass bei Hochwasserereignissen suspendierte Schwebstoffe eingefangen werden.

Auch Eichweber (2005) beschreibt den Einfluss der durch Vordeichungen erheblich verkleinerten Vorländer auf den Materialhaushalt. „Durch die verringerten Überflutungsflächen bei Sturmfluten verringert sich auch die Menge an Schwebstoffen, die auf den Vorländern abgelagert werden. Dies hat zur Folge, dass eine wesentliche Entlastung der Elbe besonders von Feinmaterial und organischer Substanz eingeschränkt ist und die Trübungszone an Material zunimmt. Auf den verbliebenen Vorländern sind die Auflagerungsraten so erhöht, dass sie im Mündungsgebiet bis zu 60 cm in 30 Jahren erreichen.“

In der BfG (2004a) wurde eine Bilanzierung der Röhrichtentwicklung in der Tideelbe vorgenommen. In dieser Untersuchung kann gezeigt werden, dass die Tideröhrichte unterhalb des Hamburger Hafens seit Mitte der 1970er Jahre eine leichte Zunahme erfahren haben. In IBL/IMS (2007a) wird daraus abgeleitet, dass sich in der Tideelbe Sedimentation und Erosion (in den Tideröhrichtstandorten oberhalb des Thws) in etwa im Gleichgewicht befinden bzw. dass die Sedimentation leicht überwiegt. In diesem Zusammenhang wird auch die Verschlickung einiger Nebeneiben gesehen. In stromexponierten Bereichen finden sich allerdings Hinweise auf überwiegende Erosionsprozesse.

4.2.1.6 Sedimentations- und Erosionsschwerpunkte

Mithilfe eines dreidimensionalen numerischen Schwebstofftransportmodells hat Mayer (1995) die Schwebstoffdynamik in der Deutschen Bucht modelliert. Dabei hat er auch den Anteil des aus der Tideelbe stammenden Schwebstoffs am Gesamtschwebstoff untersucht und die Simulationsergebnisse graphisch dargestellt. Betrachtet wurde ein viermonatiger Zeitraum von Januar bis April 1991. Etwa 60 % bis 80 % der Schwebstoffe im Mündungs-

trichter sowie in den Wattgebieten nördlich der Elbemündung stammen aus dem Flussschlauch (und sind ursprünglich auch überwiegend marinen Ursprungs). Der Anteil am Gesamtschwebstoff, der aus dem Elbeästuar ausgetragen wurde, nimmt in der Deutschen Bucht rasch ab und beträgt im Bereich Helgoland schon unter 10 %. Den Schwebstofftransport ins Schlickfallgebiet südlich von Helgoland schildert Mayer (1995) folgendermaßen: „Offensichtlich besteht der SPM-Anteil, der aus den Ästuaren bis zum Schlickgebiet gelangt, im Wesentlichen aus der sehr langsam sinkenden Schlickfraktion, die aufgrund der Turbulenz kaum noch oder nicht mehr deponiert. Nur im östlichen Teil des Schlickgebietes deponieren geringe Mengen des fluvialen Seston.“ (= *alle schwebenden Teile*)

In Puls (1997) werden folgende Schwebstoffsinken in der Tideelbe identifiziert: 1) Baggerung und Entnahme aus dem System und 2) langfristige Ablagerung in den Wattgebieten.

Im Rahmen der Beweissicherung wurden die Veränderungen des Wattenmeeres mit Hilfe von Laserscannbefliegungen untersucht. Dabei wurden jeweils für die drei Bereiche Medemgrund, Cuxhavener Watt (mit Neuwerk und Scharhörn) und Dithmarscher Watt (mit Gelbsand) die Massenbewegungen zwischen 1999 und 2002 bilanziert. (Beweissicherungsdatenbank 2006, vorab vom WSA Cuxhaven zur Verfügung gestellt) In diesem Bereich ist die morphologische Aktivität aufgrund von kontinuierlicher Verlagerung von Rinnen, Prielen und Sänden sehr ausgeprägt. So beträgt im betrachteten Gebiet mit einer Fläche von 614 km² der Abtrag zwischen April 1999 und Oktober 2005 34,3 Mio. m³ während im gleichen Zeitraum 60 Mio. m³ Material aufgetragen wurden. Diese Daten deuten auf eine Sedimentation und somit eine Aufhöhung der Wattgebiete in der Außenelbe zwischen km 710 und km 750 hin (Schwebstoffsinke). Für detaillierte Aussagen müssen jeweils die Entwicklungstendenzen der einzelnen Bereiche betrachtet werden. Zusammenfassend wird die Entwicklung in der Beweissicherung folgendermaßen dargestellt:

Unmittelbar in den Parallelzonen zur Elb-Fahrrinne überwiegen Erhöhungen des jeweiligen Wattreliefs.

Im Relief des niedersächsischen Wattenmeeres zwischen Cuxhaven und Neuwerk zeigen sich neutrale bis leicht positive Verhältnisse (-> Sedimentation). Entsprechendes gilt für das Hamburger und Schleswig-Holsteinische Wattenmeer.“ (Beweissicherungsdatenbank, vorab vom WSA Cuxhaven zur Verfügung gestellt)

Weiterhin muss auch berücksichtigt werden, dass die Sedimentation in den Wattgebieten in hohem Maße von meteorologischen Einflüssen abhängig ist. So kann das während der Sommermonate sedimentierte Material durch Herbst- und Wintersturmereignisse zum Teil wieder resuspendiert werden. Laserscannbefliegungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten können somit das Bild verfälschen.

4.2.2 Hydromorphologische Untersuchungen

4.2.2.1 Analyse von Trübungsdaten der Dauermessstellen

Im Rahmen der Systemstudie wurden Schwebstoff- und Trübungsdaten verschiedener Quellen analysiert, um die relevanten schwebstoffdynamischen Prozesse sowie die die Schwebstoffverteilung beeinflussenden Faktoren zu untersuchen. Unter anderem wurden

dazu Trübungsdaten von drei Dauermessstationen in der Tideelbe ausgewertet. Vom Hygieneinstitut Hamburg des BSU wurden Ergebnisse von Dauermessungen der Trübung an den Stationen Seemannshöft (km 628,9) und Blankenese (km 635) der Jahre 1996 bis 2005 zur Verfügung gestellt. Außerdem lagen für die Analyse Trübungsdaten aus Grauerort vor, die vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) erhoben wurden. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchung kurz zusammengefasst. Ein detaillierter Bericht wird zurzeit in der BfG erstellt.

Ergebnisse der Analyse der Dauermessung der Trübung an den Stationen Blankenese, Seemannshöft und Grauerort

Zur Beschreibung der Schwebstoffdynamik unterhalb des Hamburger Hafens wurden Daten der drei oben genannten Stationen ausgewertet. Diese Daten besitzen einen hohen Wert für das Verständnis der Schwebstoffdynamik in diesem Bereich, da sie hoch aufgelöst (10 min-Werte) und über einen langen Zeitraum (> 10 Jahre) vorliegen. Nur so können Trends ermittelt werden und der Einfluss äußerer Einflussgrößen auf die Schwebstoffdynamik untersucht werden. Um die Schwankungen innerhalb einer Tide zu eliminieren, wurden die arithmetischen Mittel jeweils über die Ebbe- bzw. Flutdauer gebildet.

Mit diesen Werten, im Folgenden als Tidemittelwerte der Trübung bezeichnet, können statistische Analysen durchgeführt werden. Es wurde untersucht, ob in den Trübungsdaten ein Einfluss der Umlagerungen auf Umlagerungsstellen, die sich in räumlicher Nähe zu den Messstationen befinden, zu erkennen ist. Hierbei stand vor allem die Frage im Vordergrund, ob Umlagerungen zu großräumigen und langfristigen Schwebstoffhöhungen führen oder ob umlagerungsbedingte Trübungserhöhungen eher lokal und kurzzeitig auftreten.

Die über eine Tide gemittelten Schwebstoffgehalte an verschiedenen Stationen entlang der Tideelbe unterliegen großen Schwankungen. Einen starken Einfluss haben hierbei der Abfluss aus dem Binnenland sowie der Spring-/Nipp-Zyklus. Anders als zum Beispiel der Salzgehalt reagiert der Parameter Trübung zeitverzögert auf hydrologische Änderungen.

In langen Phasen mit niedrigem Oberwasserabfluss kann an allen Stationen eine kontinuierliche Trübungszunahme beobachtet werden, die auf eine Akkumulation von Schwebstoffen zurückzuführen ist. Bei Überschreitung von an den jeweiligen Stationen charakteristischen Oberwasserabflüssen kommt es zu einer Abnahme der Trübung und zu einem Austrag von Material (Kapitel 6.3, Trübung und Sauerstoff).

Die Umlagerung des Hamburger Baggergutes an die Landesgrenze bei Neßsand kann trotz der räumlichen Nähe weder in den tidegemittelten Trübungswerten in Blankenese noch in Seemannshöft beobachtet werden.

Die Beziehung zwischen den tidegemittelten Trübungswerten und dem Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau werden in Abbildung 4-19 beispielhaft für die tidegemittelten Schwebstoffgehalte an der Station Seemannshöft dargestellt. Dabei wurde unterschieden, ob die Daten in einer umlagerungsfreien Zeit erfasst wurden oder ob zum Erfassungszeitpunkt moderate Mengen (< 10.000 m³/d) oder sehr große Mengen Baggergut (> 10.000 m³/d) an der Landesgrenze bei Neßsand umgelagert wurden.

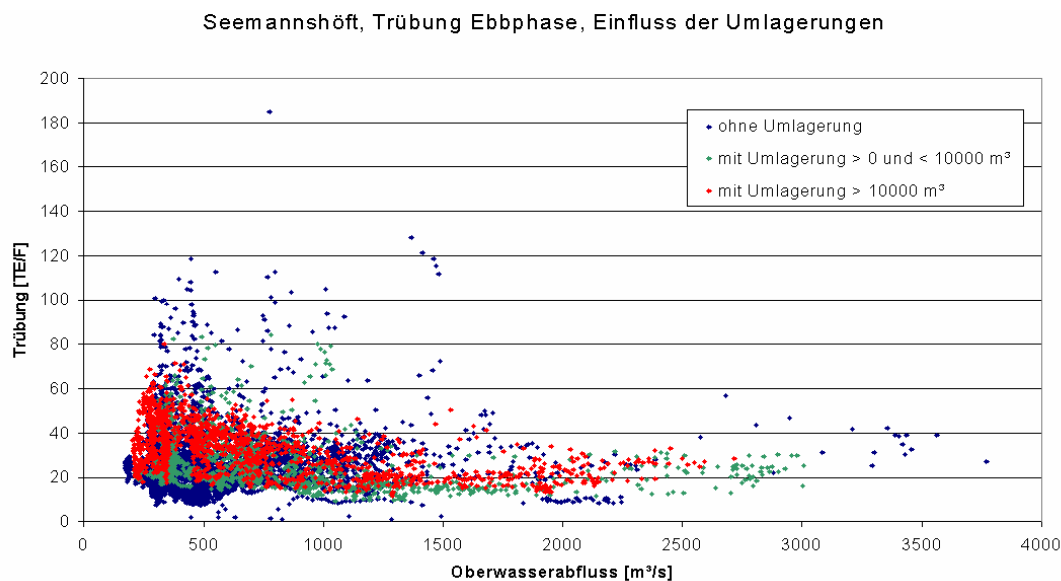


Abbildung 4-19: Zusammenhang zwischen der tidegemittelten Trübung an der Station Seemannshöft und dem Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau unter Berücksichtigung der stationsnah verbrachten Umlagerungsmengen, Daten: BSU und DGJ

In der Abbildung wird deutlich, dass die mittlere tidegemittelte Trübung ein oberwasserabhängiges Verhalten aufweist. Dieses unterscheidet sich in umlagerungsfreien Zeiträumen nicht von Zeiträumen mit intensiven Umlagerungen.

Auch eine umlagerungsbedingte Zunahme der Gewässertrübung kann in den vorliegenden Daten nicht beobachtet werden. Dies bestätigt auch Aussagen von Meyer-Nehls, der in einer Untersuchung der Auswirkungen von Baggergutumlagerungen bei Neßsand nur kleinräumige und kurzzeitige Schwebstoffhöhungen in sohnahen Bereichen der Wassersäule beobachten konnte (Meyer-Nehls 2001, Kapitel 7.1.1).

Um Hinweise auf advective Restschwebstofftransportrichtungen zu erhalten, wurde in den folgenden Abbildung 4-20 und Abbildung 4-21 der Quotient aus der über eine Flutphase gemittelten Trübung und der über eine Ebephase gemittelten Trübung grafisch dargestellt und dem Abfluss am Pegel Neu Darchau gegenübergestellt. Ein Wert > 1 bedeutet dann, dass die mittlere Trübung bei Flutstrom die bei Ebbestrom übersteigt.

Dies kann als Hinweis darauf betrachtet werden, dass der advective Restschwebstofftransport an diesem Punkt des Gewässers zu diesem Zeitpunkt stromaufwärts gerichtet ist. Um den Einfluss des Oberwassers auf den resultierenden Schwebstofftransport zu beschreiben, wurden beispielhaft die Jahre 1998 und 1999 an der Station Seemannshöft und die Jahre 2000 und 2001 an der Station Grauerort ausgewählt.

Seemannshöft, Quotient Trübung-MW Flut/Ebbe

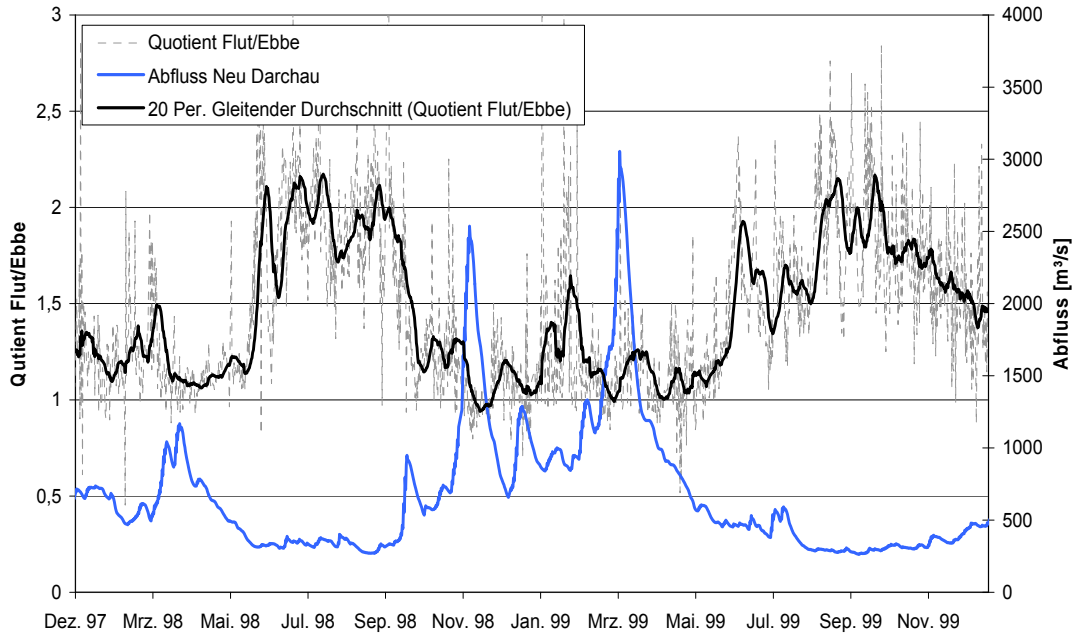


Abbildung 4-20: Quotient aus Trübungsmittelwerten bei Flut- und Ebbephasen in den Jahren 1998 und 1999 an der Station Seemannshöft und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau, Daten: BSU und DGJ

Grauerort, Quotient Trübung-MW Flut/Ebbe

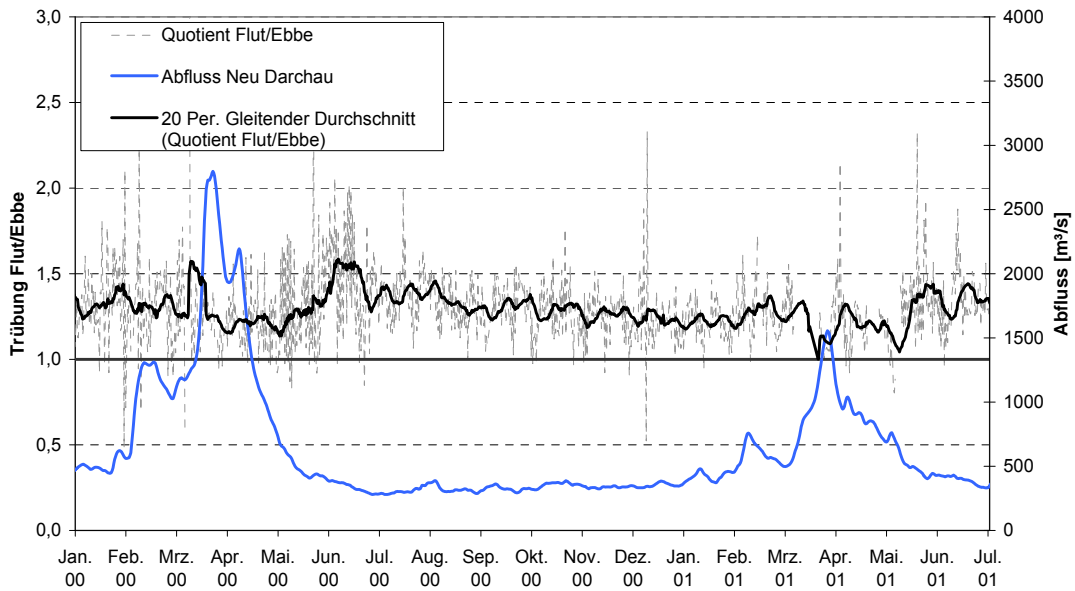


Abbildung 4-21: Quotient aus Trübungsmittelwerten bei Flut- und Ebbephasen in den Jahren 2000 und 2001 an der Station Seemannshöft und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau, Daten: BSU und DGJ

Im weiter stromaufwärts gelegenen Seemannshöft wird deutlich, dass hohe Abflüsse aus dem Binnenland zu einem ausgeglichenen resultierenden Schwebstofftransport führen. In Zeiträumen mit geringem Oberwasserabfluss tritt während des Flutstromes eine deutlich höhere mittlere Trübung auf als bei Ebbestrom. Somit werden in den abflussarmen Sommermonaten während des Flutstromes größere Mengen an Schwebstoff stromauf transportiert, die bei Stromkenterung im Bereich des Hamburger Hafens sedimentieren können. Die geringere mittlere Trübung während des Ebbestromes deutet darauf hin, dass nicht das gesamte Material wieder resuspendiert wird. Die Trübungsanalyse stützt somit die Vermutung, dass in Phasen mit niedrigem Oberwasserabfluss unterhalb des Hamburger Hafens ein resultierend stromaufwärts gerichteter Transport überwiegt. Es muss allerdings noch untersucht werden, ab welchen Abflüssen dieser Prozess zu beobachten ist und welche Rolle dabei Materialakkumulationen einnehmen. Erste Untersuchungen deuten darauf hin, dass in längeren Phasen mit niedrigen Abflüssen aus dem Binnenland Schwebstoffe in diesem Bereich des Ästuars akkumulieren können und zu höheren Schwebstoffkonzentrationen sowie Transportraten führen. Zwar ist zu berücksichtigen, dass die Messungen nur jeweils einen Punkt im Gewässerquerschnitt widerspiegeln und dass z. B. sohnah andere Schwebstofftransportcharakteristika auftreten können. Das für Seemannshöft beschriebene Systemverhalten ist jedoch ebenfalls an der Station Blankenese zu beobachten. Das deutet darauf hin, dass die Ergebnisse das grundsätzliche Schwebstofftransportverhalten in der Tideelbe unterhalb Hamburgs (zumindest oberflächennah) widerspiegeln.

Weiterhin kann an allen drei Stationen der Einfluss des Spring-/Nipp-Zyklus beobachtet werden. So wird während Springphasen deutlich mehr Material resultierend stromauf transportiert als während einer Nippphase.

Im Vergleich zu den weiter stromauf gelegenen Pegeln ist an der Station Grauerort der Einfluss des Oberwassers deutlich geringer. Auch in diesem Bereich der Tideelbe oberhalb der Trübungszone deuten die mittleren Gewässertrübungen auf einen stromaufgerichteten advektiven Restschwebstofftransport hin.

4.2.2.2 Korngrößenverteilung der Schwebstoffe an den Stationen Seemannshöft und Grauerort

Im Folgenden wird die Korngrößenverteilung im schwebstoffbürtigen Sediment an den Stationen Seemannshöft (km 628,9) und Grauerort (km 660,5) dargestellt. In Abbildung 4-22 und Abbildung 4-23 wird der Anteil $< 63 \mu\text{m}$ in den Schwebstoffen an den Stationen Grauerort und Seemannshöft sowie der Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau dargestellt. Bei den Sedimentdaten handelt es sich um Monatsmischproben aus Schwebstoffsammlern, die von der ARGE ELBE erfasst wurden (www.arge-elbe.de) und den Monatsmittelwerten des Oberwasserabflusses gegenübergestellt wurden. An beiden Stationen wird der Einfluss des Oberwassers auf die Zusammensetzung der Schwebstoffe deutlich. Ein hohes Oberwasser führt aufgrund der höheren Transportkapazität des Ebbestromes dazu, dass auch gröberes, sandiges Material in der Wassersäule transportiert werden kann, welches dann auch in den Schwebstoffsammlern zu finden ist. Diese Abhängigkeit ist an den weiter stromauf gelegenen Stationen deutlicher zu beobachten, da der Einfluss des Oberwassers in seewärtige Richtung abnimmt.

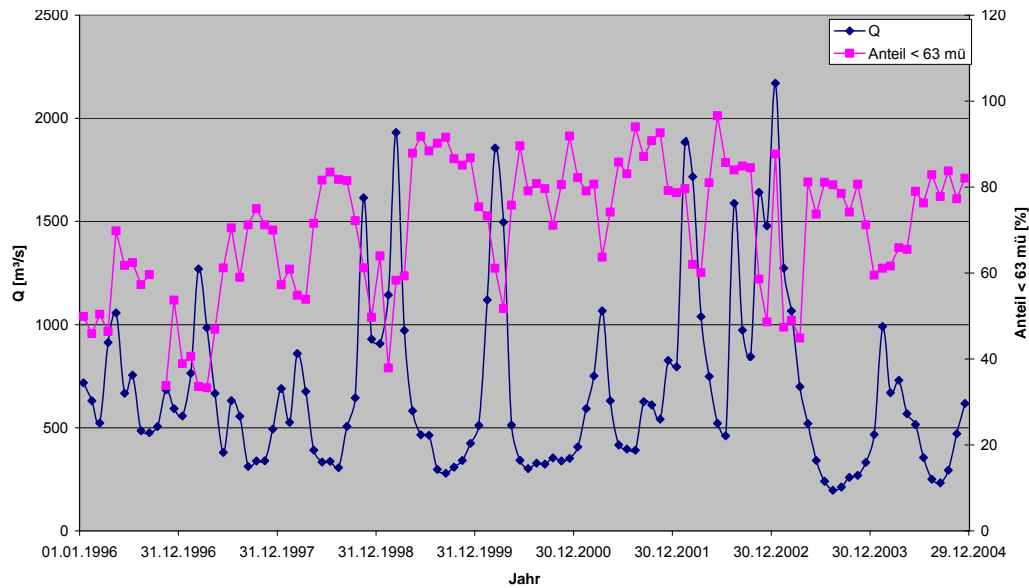


Abbildung 4-22: Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau und prozentualer Korngrößenanteil $\lt; 63 \mu\text{m}$ der Schwebstoffe an der Station Seemannshöft (km 628,9) (Daten der ARGE ELBE, DGJ)

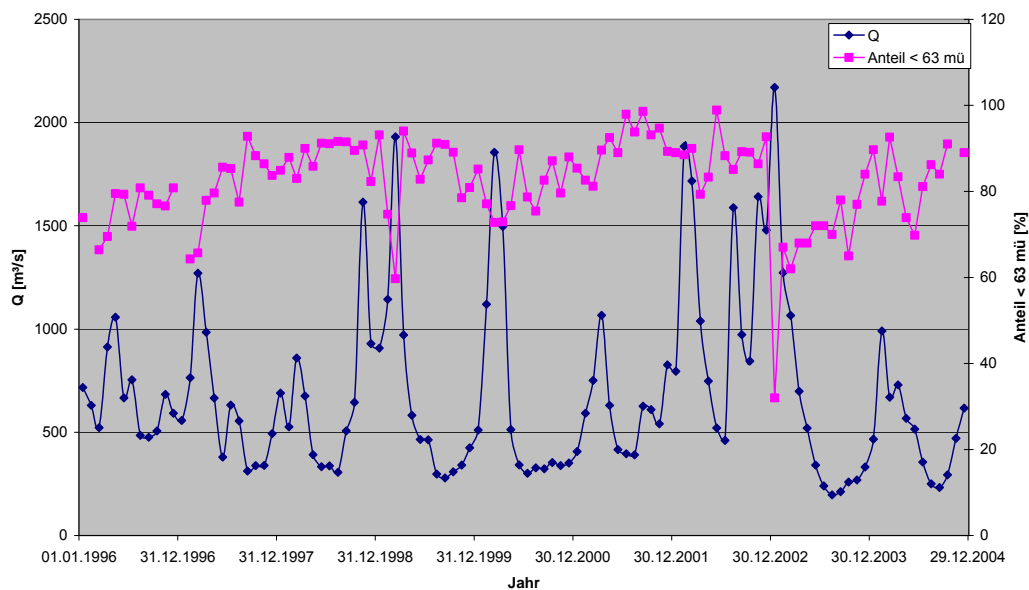


Abbildung 4-23: Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau und prozentualer Korngrößenanteil $\lt; 63 \mu\text{m}$ der Schwebstoffe an der Station Grauerort (km 660,5) (Daten NLWKN 2007, DGJ)

An beiden Stationen beträgt der Schluff- und Tonanteil $\lt; 63 \mu\text{m}$ im Schwebstoff in Abhängigkeit vom Oberwasser zwischen 80 % und 100 %. Nur bei Hochwasserereignissen kann der Sandanteil in diesem Gewässerabschnitt bis auf 50 % ansteigen (siehe Anteil $\lt; 63 \mu\text{m}$ in Grauerort und Seemannshöft, ARGE ELBE).

4.2.2.3 Ergebnisse der Analyse der Entwicklung der Gewässerquerschnitte im äußeren Ästuarbereich

Im Bericht des WSA Cuxhaven (2007) wird die historische Entwicklung der Gewässerquerschnitte im Amtsbereich des WSA Cuxhaven zwischen km 752 und km 689 betrachtet. Dabei wird das Gebiet in Abschnitte unterteilt, die jeweils unterschiedliche Entwicklungstendenzen aufweisen. Für die Analyse wird die Entwicklung der Profile, die im Abstand von 1 km vorliegen, mindestens seit 1965 beschrieben. Für jeden Abschnitt werden auf dieser Basis zusätzlich Volumenbilanzen erstellt. Da die betrachteten Querschnitte jeweils nur den Bereich unter SKN erfassen, wird in dieser Untersuchung die Entwicklung der Wattgebiete, also der Niveaufläche zwischen SKN und der MThw-Linie, nicht betrachtet.

Der Mündungstrichter ist gekennzeichnet durch eine ausgeprägte Morphodynamik. Die sich verlagernden Rinnen und Sände führen zu großen Materialumlagerungen mit Bereichen, in denen es überwiegend zu Materialakkumulation kommt und Abschnitten, in denen Erosion überwiegt. Auch Abschnitte, die sich großräumig im Gleichgewicht befinden und relativ stabile Querschnittsflächen aufweisen, besitzen zum Teil eine hohe Morphodynamik. Im Folgenden werden die Kernaussagen des Berichtes des WSA Cuxhaven (2007) zusammengefasst.

Im äußersten Bereich des Mündungstrichters zwischen km 752 und km 746,9 werden Materialakkumulationen von ca. 700 000 m³/a registriert, die Querschnittsflächen nehmen hier im Mittel um 140 m²/a ab.

In dem sich daran anschließenden Abschnitt bis km 738 verläuft die Querschnittsentwicklung zwar nicht stetig, im Mittel werden in den letzten Jahren aus diesem Bereich jedoch 1,5 Mio. m³ Material/a ausgetragen. Insbesondere im stromaufwärtigen Teil dieses Abschnitts kann seit Beginn der 1990er Jahre eine deutliche Querschnittsaufweitung beobachtet werden. Die Querschnittsentwicklung im sich daran anschließenden Bereich zwischen km 737 und km 731 zeichnet sich durch eine deutliche Eintiefung der Hauptrinne sowie eine massive Verlandung der Neuwerker Rinne aus, wobei die Erosion (es werden hier etwa 900 000 m³/a ausgetragen, etwa 500 000 m³/a sedimentieren hauptsächlich in der ehemaligen Neuwerker Rinne) überwiegt. Nach einer Querschnittseinengung mit gleichzeitiger Vertiefung der Hauptrinne, die seit 1999 bei km 730 beobachtet werden kann, schließt sich bis km 717 ein Bereich an, in dem seit Beginn der 1990er Jahre Material akkumuliert wird, nachdem hier zuvor seit 1910 kontinuierliche Querschnittszunahmen beobachtet werden konnten. In diesem Abschnitt herrscht kein Gleichgewicht, die jährliche Sedimentationsmenge beträgt hier etwa 3 Mio. m³/a.

Auf den nächsten 6 km zwischen km 717 und km 711 wird resultierend Material ausgetragen. Dies ist vor allem auf die Eintiefung der Hauptrinne und auf den Abtrag der südlichen Böschung zum Otterndorfer Watt zurückzuführen.

Oberhalb davon schließt sich das ehemalige Zwei-Rinnen-System mit Hauptrinne und der heute verlandeten Neufelder Rinne an. Die Entwicklung der Querschnittsflächen ist in diesem Bereich stabil, denn die Verlandung der Nebenrinne ging mit einer Eintiefung der Hauptrinne einher. Bis zur Amtsgrenze steigen die Querschnittsflächen trotz der zahlreichen in der Vergangenheit stattgefundenen Vertiefungen kaum noch an. Der mittlere jährliche Materialaustrag von 0,5 Mio. m³/a ist geringer als der Betrag des Sedimentverlustes aus der Summe

der Vertiefungen. Dies macht deutlich, dass die Hauptrinne zwar tiefer geworden ist, die Gesamtquerschnitte sind aber auch gleichzeitig schmaler geworden.

Der Einfluss der Sohlreibung auf die einlaufende Tidewelle ist bei dieser Form der Gewässerquerschnitte geringer, die Tidewelle läuft mit höherer Geschwindigkeit und geringerem Energieverlust in das Ästuar ein. Sowohl eine Aufweitung der Gewässerquerschnitte als auch eine Vertiefung reduzieren die Reibungsverluste der einlaufenden Tidewelle und haben eine geringere Energiedissipation sowie eine Abnahme der Tidewellenlaufzeit zur Folge.

Es wird also deutlich, dass durch verschiedene Entwicklungen im Mündungstrichter der Elbe mehr Tideenergie in das System gelangt, auch wenn in einigen Bereichen die Querschnittsflächen konstant geblieben sind oder zeitweise sogar abnehmen.

Im Amtsbereich des WSA Cuxhaven beträgt der mittlere jährliche Sedimentaustrag etwa 1,25 Mio. m³/a. Diese Abschätzung deutet auf einen geringeren Materialaustrag hin als die von Eichweber (2005) genannten 8 Mio. m³/a. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dies nur für die Entwicklung der Bereiche unter SKN gilt, Wattflächen sind bei dieser Abschätzung nicht erfasst. Auch wenn die Abschätzung aufgrund des Abstandes der Querprofile mit einem Fehler behaftet ist, sind die Trends bei den ermittelten Querschnittsflächen meist eindeutig und plausibel. (WSA Cuxhaven 2007)

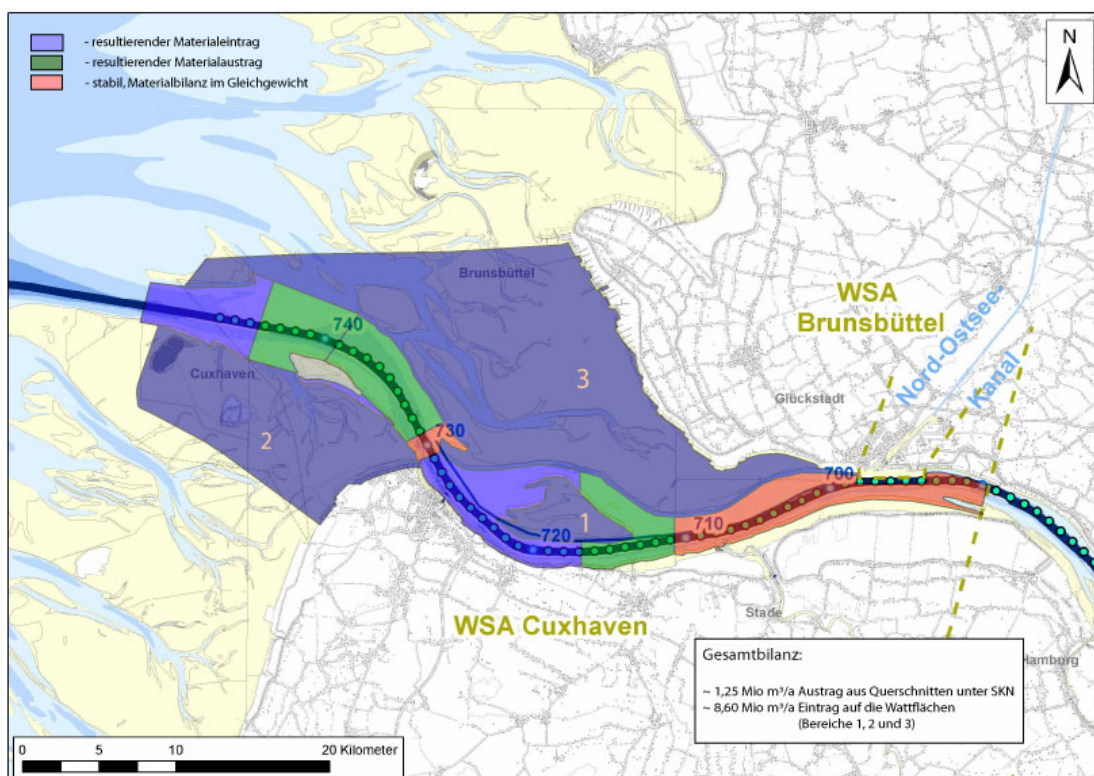


Abbildung 4-24: Resultierender Materialein- und -austrag auf Basis der Laserscanningbefliegung im Rahmen der UVU und Analysen der Entwicklung Gewässerquerschnittsflächen im Amtsbereich Cuxhaven (Daten: WSA Cuxhaven 2007)

In Abbildung 4-24 werden die Ergebnisse der Untersuchung des WSA Cuxhaven (2007) für die Bereiche unter SKN sowie die Veränderung der Außenelbewattgebiete auf Basis der Laserscanbefliegungen im Rahmen der UVU (Kapitel 4.2.1.6) grafisch dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den jährlichen Sedimentationsraten für die Wattgebiete lediglich um Mittelwerte auf der Basis von zwei Aufnahmen im Jahr 1999 und 2002 handelt. In der Grafik werden die im Rahmen der Laserscanbefliegung betrachteten Bereiche mit den Ziffern 1 bis 3 gekennzeichnet. Die übrigen nicht nummerierten Abschnitte sind farblich gekennzeichnet in Abhängigkeit davon, ob im jeweiligen Gebiet resultierender Materialein- oder -austrag vorherrscht. Diese Kennzeichnung basiert auf den Aussagen des WSA Cuxhaven (2007) und bezieht sich auf die Gewässerbereiche unter SKN.

4.2.2.4 Ergebnisse der Analyse der Differenzgeländemodelle, Identifikation morphologisch aktiver Bereiche, bereichsweise Massenbilanzen und Verknüpfung mit Sohlsedimentdaten

Für die Beschreibung der Gewässermorphologie und die Identifikation morphologisch aktiver Bereiche werden die digitalen Geländemodelle der Jahre 1998 und 2002 herangezogen und durch Bildung eines Differenzgeländemodells verglichen. In das Differenzgeländemodell werden weiterhin Informationen zur Korngrößenverteilung des an der Gewässersohle anstehenden Materials eingebunden (Anlagen 4.1-1 bis 4.1-4).

Ergänzend dazu werden die im Rahmen der Beweissicherung aufgestellten digitalen Geländemodelle und die auf dieser Basis durchgeführten Schichtenuntersuchungen verwendet.

Beschreibung der morphologischen Dynamik auf Basis der digitalen Geländemodelle der Jahre 1998 und 2002

Bei der Analyse des Differenzgeländemodells der Jahre 1998 und 2002 ist zu berücksichtigen, dass beide DGMs nicht synoptisch erfasst wurden und jeweils nur einen bestimmten Aufnahmezeitpunkt repräsentieren. Hydrologische Einflüsse können die aktuelle Morphologie jedoch beeinflussen. Es ist deshalb zu bedenken, dass im Folgenden identifizierte Erosions- und Depositionsgebiete nicht unbedingt langfristige Tendenzen in der morphologischen Entwicklung aufzeigen sondern zum Teil auch nur eine Folge der aktuellen hydrologischen Randbedingungen sind. Erst die Analyse von mehreren, aufeinanderfolgenden DGMs können mögliche Trends in der Sohlhöhenentwicklung aufzeigen.

Im äußeren Ästuarbereich zwischen der Amtsgrenze und km 730 in der Höhe von Cuxhaven treten umfangreiche Verlagerungen von Rinnen und Sänden sowie geringfügige, jedoch großräumige Aufhöhungen der Wattgebiete im betrachteten Zeitraum zwischen 1998 und 2002 auf. An der Sohle stehen in diesem äußeren Mündungsdelta fast ausschließlich nicht kohäsive Fein- Mittel- und Grobsande an, die intensiv am Transportgeschehen teilnehmen. Bereichsweise ist die Sohle von Transportkörpern bedeckt.

Es findet zurzeit eine Verlagerung der Medemrinne nach Norden mit deutlicher Sedimentation und Erosion von jeweils mehr als 3 m Eintiefung bzw. Aufhöhung statt. Eine Rinnenverlagerung nach Norden ist ebenfalls im Klotzenloch zu beobachten. Gleichfalls eine hohe morphologische Aktivität mit südlicher Rinnenwanderung ist im Bereich Norderrinne,

Lüchter Loch und Gelbsand zu beobachten. In diesen Bereichen stehen überwiegend Fein- und Mittelsande mit sehr geringen Schluffanteilen an.

Im ungesicherten südlichen Uferbereich zwischen Cuxhaven und Otterndorf herrscht aufgrund der Prallhangsituation Erosion vor, der durch Umlagerungsstellen (K 706, K 714) und Ufervorspülungen begegnet wird. Das Sohlmaterial ist hier sowie im Bereich des Otterndorfer Watts sandig. Deutliche Erosionen sind nördlich der Fahrrinne am südlichen Rand des Neufelder Watts zu beobachten. Das hier anstehende Material weist einen hohen Ton- und Schluffanteil auf.

Auf den großflächigen Wattflächen, die bis zur Amtsgrenze bei km 689 südlich der Fahrrinne zu finden sind, sind nur geringfügige Sedimentationen zu beobachten. In den tieferen Bereichen vor Brunsbüttel überwiegen auf beiden Seiten der Fahrrinne leichte Erosionstendenzen. Hier ist neben sandigem Sohlsediment in einigen Abschnitten auch Schllick mit hohen Schluffanteilen zu finden.

Im Nahfeld der in einem sandigen Gebiet liegenden Umlagerungsstelle km 690 an der Amtsgrenze hat im betrachteten Zeitraum außerhalb der Fahrrinne Sedimentation stattgefunden. Umfangreiche Auflandungen, die auf die Beschickung der Baggergutablagerungsfläche Hollerwettern zurückzuführen sind, treten auch rechts der Fahrrinne zwischen km 689 und km 686 auf. Umfangreiche morphologische Änderungen mit großräumigen Erosionen und Depositionen sind zwischen 1998 und 2002 auch im Bereich der Aufspülung Brammer Bank aufgetreten.

Im weiteren Verlauf der Tideelbe in Richtung Geesthacht werden die morphologischen Sohländerungen geringer, eine deutliche Sohlaufhöhung ist an Umlagerungsstellen, vor allem aber im Bereich von Baggergutablagerungsflächen und Ufervorspülungen zu beobachten, wo ein Teil des dort verbrachten Materials lagestabil verbleibt oder sich im nahen Umfeld ablagert. Insbesondere im Bereich der Unterwasserablagerungsflächen Twielenfleth und Krautsand ist es aufgrund der ortsfesten Verbringung zu einer deutlichen Abnahme der Wassertiefen gekommen. In diesem Bereich liegt überwiegend sandiges Sohlmaterial vor.

Bis auf eine geringfügige Aufhöhung an der binnenseitigen Spitze ist die morphologische Entwicklung der Gewässersohle an der Rhinplate und in der Glückstädter Nebelbe indifferent. Das außerhalb der Fahrrinne anstehende Sediment weist hier einen höheren Schluffanteil auf als weiter seewärts. In einigen Bereichen wie z. B. in der Rinne hinter Schwarztonnensand, in der Pagensander Nebelbe sowie in der nördlichen Glückstädter Nebelbe sind ausschließlich Schlicke mit einem Schluffanteil von über 80 % zu finden. Im Gegensatz dazu stehen in der Lühesander Nebelbe, die zwischen 1998 und 2004 eine indifferente Sohlhöhenentwicklung aufweist, überwiegend schluffige Sande an.

Auch außerhalb der Fahrrinne zwischen km 670 und km 650 sind keine eindeutigen Entwicklungstendenzen im Bezug auf die Sohlhöhenentwicklung zu beobachten. Aufgrund baulicher Änderungen, der Insel wurde ein Parallelwerk aus Schüttsteinen vorgelagert, ist jedoch an der Nordspitze von Pagensand ein deutlicher Materialeintrag mit einer Aufhöhung der Sohle an der Fahrinnenseite sowie eine Eintiefung der nördlichen Pagensander Nebelbe zu beobachten. An der Südspitze von Pagensand querab der Pinnaumündung können erhebliche Sedimentationen beobachtet werden. In diesem Bereich fallen bei Niedrigwasser

ufernahe Flächen trocken, durch diese Einschnürung des Nebelbequerschnittes kommt es am gegenüberliegenden Ufer bei Eschallen zu Erosionen.

Im Umfeld der Umlagerungsstelle Hanskalbsand kommt es seit 1998 zu großräumiger Erosion, auch das hier verbrachte Baggergut trägt nicht zu einer Aufhöhung der Gewässer-
sohle bei, sondern verdriftet innerhalb weniger Tiden.

Sedimentations- und Erosionstendenzen erlauben keine Rückschlüsse auf das anstehende Sohlmaterial, denn in Abhängigkeit des vorherrschenden Strömungsregimes können sowohl sandige als auch feine schluffige Materialien transportiert werden und dauerhaft sedimentieren.

Volumenbilanzen

Nach der Beschreibung wird geprüft, in wieweit sich das Differenzgeländemodell eignet, um bereichsweise Volumenbilanzen zu erstellen, die Aufschluss über den langfristigen residuellen Sedimenttransport geben können.

Dazu wurde die Tideelbe in vier Bereiche unterteilt, für die jeweils Volumenbilanzen getrennt nach Fahrrinne, Wattbereichen und Flach- und Tiefwasserbereichen außerhalb der Fahrrinne gebildet wurden. Diese Einteilung wurde gewählt, da zwischen 1998 und 2002 ein Fahrrippenausbau stattgefunden hat, und seitdem kontinuierlich Unterhaltungsbaggerungen durchgeführt wurden. Eine Einbeziehung der Fahrrinne in die Bilanzierung würde die Ergebnisse verfälschen.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der bereichsweisen Bilanzierung sowie die Unsicherheiten, die sich durch verschiedene Fehlerquellen (Messungenauigkeit bei der Peilung, keine synoptischen Aufnahmen, in manchen Abschnitten geringe Datendichte) ergeben, tabellarisch dargestellt (Tabelle 4-6). Aufgrund der hohen Unsicherheiten sind die Ergebnisse nur als qualitative Entwicklungstendenzen zu sehen, quantitative Aussagen sowie Aussagen über residuelle Transportrichtungen lassen sich auf dieser Basis nicht treffen. In Zukunft könnte die Datengrundlage durch optimierte Ortung, flächenhafte Gewässervermessung und synoptische Peilungen verbessert werden und somit signifikante Aussagen ermöglichen.

Tabelle 4-6: Bereichsweise Volumenbilanz auf Basis des Differenzgeländemodells der Jahre 1998 und 2002 (Berechnung auf Basis der Daten des WSA Hamburg).

Bereich	Massenveränderung [m ³] Nasser Bereich ohne Fahrrinne	Unsicherheit [m ³] [%]	Mittlere Höhenänderung [m] Nasser Bereich ohne Fahrrinne	Mittlere Höhenänderung [m] : Fahrrinne	Mittlere Höhenänderung gesamt [m]
Km 638,1-652,0	-2.360.583,2	2.604.012 110%	-0,181	-0,511	-0,195
Km 652,0-671,0	1.722.538,1	7.257.916 421%	0,047	-0,240	0,027
Km 671,0-697,0	4.482.789,6	10.109.258 225%	0,089	0,111	0,067
Km 697,0-ca. 731,0	21.466.953,8	71.714.248 334%	0,060	-0,586	0,038
Gesamtbilanz	25.311.689,3	91.685.434 362%			

Gesamtbilanz: + 16.891.440 m³

Die Aufhöhung der Fahrrinne in Abschnitt 3 (km 671 bis km 697, Tabelle 4-6) ist vermutlich auf deutliche Eintreibungen im Baggerbereich Brunsbüttel sowie auf den Zeitpunkt der Peilaufnahme zurückzuführen, ansonsten hat die Fahrrinne aufgrund der Vertiefung auf 14,5 m in allen Abschnitten eine deutliche Eintiefung erfahren. Einen großen Anteil an den Volumenzunahmen im Gewässerbereich außerhalb der Fahrrinne haben die im Zuge des Ausbaus angelegten Unterwasserablagerungsflächen sowie die durch Unterhaltung und Ausbau beschickten Umlagerungsstellen, da das anfallende Baggergut innerhalb des Gewässers verbracht wird. Die deutlichste Vertiefung der Fahrrinne ist im äußeren Ästuarbereich zu beobachten und deckt sich somit mit den Aussagen über die Zunahme der Gewässerquerschnitte und den resultierenden Austrag von sandigem Material aus dem Mündungstrichter. Auch die tendenzielle Aufhöhung des äußeren Ästuarbereiches deckt sich mit der durch die Laserscannbefliegung beobachteten Aufhöhung der Watten in diesem Elbeabschnitt. In der Gesamtbilanz kann eine Zunahme des Materialvolumens um etwa 16 Mio. m³ beobachtet werden, was auf einen resultierenden Materialeintrag in das System Unterelbe hindeutet.

4.2.3 Simulation und Analyse der Verdriftung von Baggergut (BAW Ergebnisse)

Zur Ermittlung des Verbleibes von umgelagertem Material in der Tideelbe hat die Bundesanstalt für Wasserbau drei Simulationen und umfangreiche Analysen der Ergebnisse durchgeführt. An den Umlagerungsstellen Pagensand (km 661, Bereich 1), Störbogen (km 678, Bereich 2) und Tonne 33 (km 725, Bereich 3) wurden jeweils insgesamt 25.000 m³ Baggergut bei je fünf Einzelumlagerungen eingebracht, dessen Ausbreitung während der folgenden 13 Tage verfolgt wurde. Das verbrachte Material setzt sich aus 5 % Ton, 5 % Feinschluff, 25 % Mittelschluff, 27 % Grobschluff und 24 % Feinsand zusammen und weist die Korngrößenverteilung des Jahres 2002 auf (Kapitel 5.2.1). 14 % Mittel- und Grobsand wurden als Depot am Boden berücksichtigt. Der Oberwasserabfluss nahm im modellierten Zeitraum von 860 m³/s auf 640 m³/s ab und betrug somit ungefähr MQ.

Neben der umlagerungsbedingten Schwebstofferrhöhung im betrachteten Zeitraum wurden im Rahmen der Analyse auch der prozentuale Anteil der einzelnen sedimentierten Kornfraktionen in einer Austauschschicht, die ein Teil der obersten Zelle des Bodenmodells ist, erfasst. Weiterhin wurden die transportierten Schwebstoffmengen für Querschnitte unter- und oberhalb der jeweiligen Umlagerungsstellen pro Tide bilanziert.

Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die verschiedenen Kornfraktionen weisen unterschiedliche Transportcharakteristika auf. Der größte simulierte Schwebstoff, in diesem Fall Feinsand, sedimentiert schon kurz nach der Baggergutumlagerung. Somit ist auch seine Ausbreitung sehr begrenzt, denn er verteilt sich im Nahbereich der Umlagerungsstelle in einem Radius von etwa 5 km. „Die Schlufffraktionen wurden je nach Sinkgeschwindigkeit 1 bis 6 Tage nach der letzten Umlagerung dem Transport im Wasserkörper entzogen, so dass sich dann nahezu ausschließlich die Fraktion Ton in Suspension befindet (BAW 2006).“ Aufgrund seiner geringen Sinkgeschwindigkeit wird das feine Material, in diesem Fall der feine Schluff sowie der grobe Ton, resultierend stromab transportiert.

„Es ist festzustellen, dass die Fraktionen Ton und feiner Schluff stromab in Richtung Nordsee auf die Wattgebiete transportiert werden, während mittlerer und grober Schluff eher einen Stromauftransport vorweisen. Je weiter stromauf die Sedimente umgelagert werden, desto größer ist der Anteil, der in die Hamburger Hafenbecken gelangt und dort abgelagert wird [...]. Bei dieser Untersuchung konnte festgestellt werden, dass Umlagerungen stromab der Störmündung vorteilhaft sind, um den Sedimenttransport in Richtung Hamburger Hafen zu minimieren (BAW 2006).“

Wie im Kapitel Hydrologie (4.1.1) dargestellt, herrscht in diesem Gewässerabschnitt in der Fahrrinne eine deutliche Ebbestromdominanz bezüglich der maximalen Strömungsgeschwindigkeiten vor.

Verteilung der Schwebstoffwolke am Ende des Modellierungszeitraumes

Für alle drei Modellierungen wurde die Verteilung des Schwebstoffgehaltes fünf Tage nach der letzten Umlagerung betrachtet. Zu diesem Zeitpunkt befindet sich die Schwebstoffwolke jeweils mehrere Kilometer seewärts der Umlagerungsstellen Pagensand und Störbogen. Die umlagerungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte wird zu diesem Zeitpunkt nahezu nur noch durch die Tonfraktion verursacht.

Verteilung des sedimentierten Materials am Ende des Modellierungszeitraumes

Pagensand: Ein Teil des Materials der beiden feinsten modellierten Fraktionen grober Ton und feiner Schluff hat sich 13 Tage nach der letzten Umlagerung zwischen Lühesand (km 650) und den Wattgebieten in der Elbmündung abgelagert. Dabei ist das Sediment überwiegend in den schwach durchströmten Randbereichen und in den Nebenrinnen zu finden. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass insbesondere das Material, welches auf den Watten im Außenelbebereich sedimentiert ist, durch Seegangseinflüsse (die in der Modellierung nicht berücksichtigt wurden) sowie durch Sturmfluten wieder resuspendiert werden kann.

Während sich die gröberen Fraktionen (Mittel- und Grobschluff), die auch den mengenmäßig größten Teil des verbrachten Materials ausmachen, nur zu einem geringen Anteil auf den Watten im Außenelbebereich ablagern, kann für diese Fraktionen ein deutlicher Stromauftransport beobachtet werden. Auch hier stellen Nebenelben sowie die flachen Randbereiche die bevorzugten Sedimentationsbereiche dar. Das Material wandert stromauf und ist in der Hahnöfer Nebenelbe, im Mühlenberger Loch und in den Einfahrtsbereichen der Hamburger Hafenbecken wiederzufinden.

Der verbrachte Sand ist in einem 5-km-Radius um die Umlagerungsstelle herum wiederzufinden.

Störbogen: Bei der Umlagerung am Störbogen (km 678) wird im Vergleich zur Umlagerung bei Pagensand mehr und auch gröberes Material im Bereich der Watten (insbesondere Neufelder Watt und Medemgrund) abgelagert. Der Anteil an mittlerem und grobem Schluff, der in der Hahnöfer Nebenelbe, im Mühlenberger Loch und in den Einfahrtsbereichen der Hafenbecken sedimentiert, ist deutlich geringer. Die deutlichsten Sedimentationen von mittlerem Schluff sind in den flachen Uferbereichen im Nahbereich der Störmündung sowie in der Glückstädter Nebenelbe zu beobachten, grober Schluff sedimentiert zum Teil auch in der tiefen Rinne.

Tonne 33: Während 13 Tage nach der letzten Umlagerung ein Teil der Ton- und Feinschlufffraktion in den Wattgebieten des Außenelbebereiches (insbesondere Neufelder Watt, Medemgrund, Gelbsand und Ostemündung) sedimentiert ist, hat sich der gröbere Schwebstoff, der den überwiegenden Anteil des verbrachten Materials ausmacht und der zu diesem Zeitpunkt nahezu vollständig der Wassersäule entzogen wurde, vor allem im Bereich der Ostemündung und des Osteriffs abgelagert. Auch am Medemgrund und im Neufelder Watt sedimentiert ein Teil des Mittelschluffs.

Schwebstoffbilanzierung in ausgewählten Querschnitten

Die umlagerungsbedingten Schwebstofffrachten wurden für die Umlagerungsstellen Störbogen und Pagensand in einem stromab und einem stromauf der Umlagerungsstelle gelegenen Querschnitt bilanziert. Für alle drei Umlagerungsstellen wurde der seeseitige Bilanzierungsquerschnitt bei km 695 gewählt, bevor sich das Ästuar trichterförmig aufweitet, hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass auch dieser Querschnitt stromauf der Umlagerungsstelle Tonne 33 liegt und somit nicht zur Abschätzung verwendet werden kann, welcher Anteil des auf dieser Umlagerungsstelle verbrachten Materials im Untersuchungszeitraum seewärts verdriftet wird.

Der binnenseitige Bilanzierungsquerschnitt für die Umlagerungsstellen Pagensand und Störbogen befindet sich direkt unterhalb des Hamburger Hafens bei km 630. Da bei einer Umlagerung bei Tonne 33 kein Transport durch diesen Querschnitt registriert werden konnte, wurde der weiter seewärts bei km 663 gelegene Querschnitt für die Schwebstoffbilanzierung herangezogen.

Nach der Umlagerung bei Pagensand kann ein Stromauftransport der Fraktionen mittlerer und grober Schluff durch das Profil bei km 630 unterhalb des Hamburger Hafens beobachtet werden. Davon wird im 14-tägigen Betrachtungszeitraum ein geringer Anteil, nämlich 0,05 ‰ des verbrachten Materials resultierend nach Hamburg transportiert.

Für eine Umlagerung am Störbogen ist diese Menge 16-mal geringer, hier werden mit dem Flutstrom im gesamten Betrachtungszeitraum etwa 49 kg Material mehr in den Bereich des Hamburger Hafens eingetragen, als bei Ebbestrom wieder stromab verdriften.

Bei den Umlagerungen bei Tonne 33 wird Material der Fraktionen Fein- und Mittelschluff und zu einem geringem Anteil auch grober Ton stromauf transportiert. Allerdings wird im 14-tägigen Betrachtungszeitraum kein Materialtransport bis in den Hamburger Hafen hinein festgestellt. Auch sind die Schwebstoffmengen, die durch die beiden stromauf der Umlagerungsstelle gelegenen Querprofile bei km 695 und km 663 transportiert werden, sehr gering im Vergleich zum insgesamt verbrachten Material. So betragen die Mengen, die bei Ebb- und Flutstrom während des Betrachtungszeitraumes durch das Querprofil 663 transportiert wurden, im Mittel 55 kg und somit nur 0,004 ‰ des umgelagerten Materials. Welcher Anteil davon resultierend stromauf wandert, konnte den Ergebnissen nicht entnommen werden, auf jeden Fall sind es sehr geringe Mengen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass das Material möglicherweise einen längeren Zeitraum benötigt, um weiter stromauf zu wandern. Auch Material, welches in Randbereichen sedimentiert ist, kann unter bestimmten hydrologischen Bedingungen resuspendiert werden und somit schrittweise nach oberstrom verlagert werden. Im Vergleich zu den Umlagerungsstellen, die sich weiter stromauf befinden, ist der Anteil

des verbrachten Materials, der bis in das Gebiet des Hamburger Hafens zurücktransportiert wird, allerdings sehr klein.

Wenn man die seewärtigen Transporte von den Umlagerungsstellen Pagensand und Störbogen durch das Profil bei km 695 betrachtet, ergibt sich ein anderes Bild.

Im zweiwöchigen Betrachtungszeitraum wurde bei den Umlagerungen am Störbogen etwa 3,2-mal soviel Schwebstoff seewärts transportiert wie bei einer Umlagerung bei Pagensand. Während des Simulationszeitraumes nimmt der Anteil der größeren Fraktionen kontinuierlich ab, so dass sich nach zwei Wochen nur noch Material der Tonfraktion in Suspension befindet.

Etwa 0,01 % des insgesamt bei Pagensand verbrachten Materials wird im Mittel durch den Querschnitt bei km 695 transportiert, von dem am Störbogen verbrachten Baggergut sind es 0,03 %. Wie viel davon resultierend seewärts verdriftet, kann aus den Ergebnissen nicht abgelesen werden.

4.2.4 Fazit und Diskussion

Der binnenseitige Eintrag von überwiegend feinem Material in die Tideelbe beträgt etwa 600.000 t/a. Von See her werden wahrscheinlich etwas geringere Schwebstoffmengen in das System eingetragen, ein mittlerer Wert aus verschiedenen Literaturquellen beträgt hier 300.000 t/a, allerdings ist zu berücksichtigen, dass diese Zahl mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Der seeseitige Eintrag kann nicht so zuverlässig abgeschätzt werden wie der Eintrag aus dem Binnengebiet. Anhand der Querschnittsentwicklung im äußeren Ästuarbereich wird ein deutlicher Austrag (8 Mio. m³/a) von sandigem Material aus der Tideelbe vermutet.

Transportprozesse und Sedimentation sind in hohem Maße vom Oberwasser abhängig. Der größte Teil der untersuchten Schwebstoffe und Sohlimente im Flussschlauch der Tideelbe sind marinen Ursprungs. Anhand verschiedener Aussagen in der Literatur wird der Anteil marinen Materials seewärts von km 629 (Seemannshöft) mit etwa 70 % bis 80 % angegeben, wobei dieser Wert natürlich räumlich und in Abhängigkeit verschiedener hydrologischer Randbedingungen variiert.

Der größte Anteil des aus dem Binnenland eingetragenen Materials sedimentiert bei niedrigem und mittlerem Oberwasser im Bereich des Hamburger Hafens, der eine Sedimentsenke sowohl für fluviales als auch für marines Material darstellt. Bei hohem Oberwasser wird fluviales Material auch über den Hamburger Hafen hinaus stromab in das Ästuar transportiert und vermischt sich mit marinem Material. Das suspendierte Material in der Tideelbe wird nur langsam und in Abhängigkeit vom Oberwasser sowie von der Sinkgeschwindigkeit der Teilchen seewärts verschoben. Ein Teil des Materials, welches über den Hafen hinaus in das Ästuar eingetragen wird, verlässt dieses nicht, sondern lagert sich dauerhaft in den Randbereichen, Nebenelben und an den Baggerschwerpunkten in der Fahrinne ab. Auch Wattgebiete können langfristig als Senke dienen. Größenordnungen, wie viel Sediment sich in Abhängigkeit der hydrologischen Randbedingungen in den jeweiligen Bereichen ablagert, sind in der Literatur nicht zu finden.

Bezüglich der residuellen Transportrichtungen des Materials in der Tideelbe und der Dauer, die Schwebstoffe einer Korngrößenfraktion benötigen, um einen bestimmten Weg zurück-

zulegen, sind in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben zu finden. Dies resultiert unter anderem aus den verschiedenen Rahmenbedingungen, bei denen die zitierten Untersuchungen stattgefunden haben. Bei verschiedenen hydrologischen Zuständen können sich völlig verschiedene Transportcharakteristika ergeben. Des Weiteren ist auch die betrachtete Kornfraktion ausschlaggebend, denn durch ihre unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten können verschiedene Schwebstoffe ein gänzlich anderes Transportverhalten aufweisen.

Die hohen Anteile mariner Herkunft sowohl im Schwebstoff als auch im Sediment der Tideelbe deuten auf einen intensiven Stromauftransport von Material hin. Unterschiedliche Literaturquellen bestätigen die Vermutung, dass in den flachen Seitenbereichen nahezu über die gesamte Länge des Ästuars Material resultierend stromauf transportiert wird. Oberhalb der Trübungszone wird vor allem gröberer Schwebstoff (Mittel- und Grobschluff) mit höheren Sinkgeschwindigkeiten auch in der Fahrrinne resultierend stromauf transportiert.

Sehr feiner Schwebstoff verhält sich nach Meinung einiger Autoren aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit ähnlich wie ein gelöster Stoff und wird somit resultierend seewärts verdriftet. In anderen Quellen wird die Vermutung geäußert, dass dieses feinste Material anders als Wasser die Trübungszone kaum passieren kann und somit dort zur Akkumulation von Material beiträgt.

Im Rahmen dieser Literaturstudie wurden verschiedene Naturmessungen zur Erfassung der Schwebstoffdynamik berücksichtigt. Die teilweise sehr widersprüchlichen Ergebnisse sind ein Zeichen für die enorme natürliche Schwankungsbreite der ablaufenden Prozesse, die von einer Vielzahl von Einflussfaktoren gesteuert werden.

Die Tideelbe weist im Übergangsbereich zwischen Süß- und Meerwasser, oberhalb des Bereiches, wo der steilste Salgehaltsgradient auftritt, einen Bereich erhöhter Trübung auf, der sich über einen Bereich von 50 km bis zu 100 km erstreckt und sich etwa zwischen km 660 und km 710 befindet. Während die Schwebstoffgehalte in der Trübungszone bei länger anhaltendem niedrigen Oberwasser oberflächennah bis zu 600 mg/l betragen können, treten im Ästuar seewärts der Trübungszone mittlere oberflächennahe Schwebstoffgehalte von ca. 200 mg/l auf, oberhalb der Trübungszone sind die mittleren oberflächennahen Schwebstoffkonzentrationen mit etwa 50 mg/l sogar noch deutlich geringer. Somit ist der Schwebstoffpool, d. h. die Menge an Material, welche für morphodynamische Prozesse zur Verfügung steht, im Bereich der Trübungszone sehr viel größer als im restlichen Ästuar.

Die Trübungszone der Elbe weist zwei bzw. drei deutliche Trübungsspitzen auf, deren Position sich bei variierendem Oberwasserabfluss kaum verändern. Aus der Literatur geht hervor, dass die Trübungszone sich in Abhängigkeit des Oberwassers zwar nur geringfügig verlagert, das Schwebstoffinventar sich jedoch deutlich verändert. Längere Phasen mit niedrigem Abfluss führen zu einer Akkumulation von Schwebstoffen in der Trübungszone, die durch einen dichteinduzierten Stromauftransport von marinem Material bedingt ist. Bei gleichzeitig minimalem Stoffaustrag in die Nordsee führen Hochwasserereignisse zu einem resultierenden seewärtigen Feststofftransport im Bereich der Trübungszone. Material wird dabei aus diesem Bereich ausgetragen und das Schwebstoffinventar nimmt ab.

Die in der Vergangenheit stattgefundenen Vertiefungen der Fahrrinne, bei denen die ursprünglich anstehende Klei- und Mergelsohle der Tideelbe entfernt wurde, führten zu einem veränderten morphodynamischen System. An der Sohle der heutigen Fahrrinne stehen

überwiegend Fein- und Mittelsande mit geringen Schluffanteilen an, die aufgrund der gestiegenen Transportkapazitäten in der tiefen Rinne intensiv am Transportgeschehen teilnehmen. In der Fahrrinne wechseln sich Sedimentationsbereiche, die meist auch Bagger-schwerpunkte bilden, und Erosionsbereiche ab. In den Bereichen, wo Dünen und Riffel an der Sohle auftreten, finden meist nur kleinräumige Umlagerungen statt. Die Bereiche außerhalb der Fahrrinne, wo die ursprünglichen Klei- und Mergelschichten noch vorhanden sind, nehmen nur in geringem Maße an den Umlagerungsvorgängen teil. Strömungs-exponierte Uferbereiche mit Abbruchkanten weisen Bodenverluste auf.

Bezüglich der Entwicklung der Nebelben ergibt sich durch die Analyse der langfristigen Sohlhöhenentwicklung ein heterogenes Bild: Während sich die Lühesander Nebelbe, die Glückstädter Nebelbe sowie die Rinne hinter Schwarztonnensand in einem morpholo-gischen Gleichgewichtszustand befinden, können am Mühlenberger Loch, an der Brammer Bank, am Böschrücken sowie im Bereich Neufelder Sand/Watt Verlandungstendenzen und bereichsweise auch eine verminderte Durchströmung beobachtet werden. Die Pagensander Nebelbe weist im nördlichen Bereich aufgrund baulicher Veränderungen Verlandungen auf, während die übrige Nebelbe als morphologisch stabil bezeichnet werden kann.

Im gesamten Bereich der Tideelbe kann ein Aufwuchs der Vorländer um ca. 2 cm/a beobachtet werden. Die Vorländer und die ebenfalls aufwachsenden Watten im äußeren Ästuarbereich stellen eine Senke für Schwebstoffe aus der Tideelbe dar.

Im äußeren, morphologisch sehr aktiven Tideelbebereich im Amtsbereich des WSA Cuxhaven deutet die Zunahme der Querschnittsflächen auf einen intensiven Materialaustrag von Sand von 1,25 m³/a bis zu 8 Mio. m³/a unterhalb SKN hin.

Thesen und kritische Diskussion

Im folgenden Abschnitt werden auf der Grundlage der Literaturstudie Thesen zur Morphodynamik sowie zu Sedimenttransportprozessen in der Tideelbe entwickelt und kritisch beleuchtet. Wissensdefizite werden aufgezeigt und Untersuchungen, die zur Verbesserung des Wissensstandes beitragen können, werden vorgestellt.

Thesen zu:

Materiallein- und -austrag

- > 600.000 t/a vorwiegend feines Material kommt binnenseitig ins System.
- > 300.000 t/a Schwebstoff werden seeseitig eingetragen.
- > Zwischen 1,25 Mio. m³/a und 8 Mio. m³/a sandiges Material wird im äußeren Ästuarbereich ausgetragen (große Unsicherheiten bezüglich der absoluten Menge je nach Quelle).
- > Der überwiegende Anteil des im Ästuar vorliegenden Materials (Sediment, Schwebstoff) ist marinen Ursprungs.
- > Tracer-Untersuchungen anhand von Schwermetallen deuten auf einen verstärkten stromaufwärtigen Transport von Feinmaterial bis über den Hamburger Hafen hinaus hin.

Morphodynamik

- > Im äußeren Ästuarbereich ist ein Aufwuchs der Watten und Sände sowie der Vorländer (2 cm/a) zu verzeichnen (Senke).
- > Intensivierung der Transportkapazität des Hauptgerinnes, in einigen Bereichen Zunahme der Erosion, Bodenverluste in Bereichen mit Abbruchkanten (z. B. Nordspitze Schwarztonnensand).
- > Einige Nebanelben (Lühesander Nebanelbe, Glückstädter Nebanelbe, Pagensander Nebanelbe bereichsweise) befinden sich in einem morphologischen Gleichgewicht, andere Bereiche landen auf (Mühlenberger Loch, Brammer Bank, Böschrücken, Wischhafen, Neufelder Sand/Watt, Nebanelbe an der Südspitze von Pagensand).
- > Bereichsweise Volumenbilanz deutet auf Zunahme des Sedimentinventars in der Tideelbe zwischen 1998 und 2002 hin.

Sedimenttransportregime

- > Resultierender Stromauftransport aller Fraktionen in den Flachwasserbereichen, auch die Pagensander Nebanelbe sowie die Haseldorfer Binnenelbe sind im Bezug auf den Nettoschwebstofftransport flutstromdominant.
- > Auch der hohe Anteil von marinem Material sowohl im Schwebstoff als auch im Sediment (z. B. 70 % im Mühlenberger Loch) deutet auf einen intensiven Stromauftransport hin.
- > Analysen der Baggermengen im Bereich Wedel, des anstehenden Sohlmaterials sowie der Trübung an den Stationen Blankenese und Seemannshöft deuten vor allem in Zeiträumen mit niedrigem Oberwasserabfluss, insbesondere in Springphasen, auf einen resultierend stromaufwärtigen Transport von Schwebstoffen hin. Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Sedimentationsbedingungen in diesem Bereich verändert haben, da sowohl im Schwebstoff als auch im Sohl sediment eine Zunahme des Anteils der größeren Kornfraktionen beobachtet werden konnte.
- > Zum Transport von Feinstmaterial der Ton- und Feinschlufffraktion in der tiefen Rinne existieren in der Literatur unterschiedliche Auffassungen:
 - Verhält sich wie ein gelöster Stoff und wird deshalb resultierend stromab transportiert.
 - Wird tendenziell eher resultierend stromauf transportiert.
 - Verhält sich in der Fahrinne tendenziell ebbestromdominant, kann jedoch den Bereich km 650 bis km 655 schlecht passieren, da dort eine Flutstromdominanz auftritt.
 - Kann die Trübungszone nicht passieren und sorgt dort für Materialakkumulation.
 - Es gibt keinen „Point of no return“, die Tideelbe gliedert sich in Konvergenz- und Divergenzbereiche.
- > Fein- und Mittelsande weisen im oberen Bereich der Tideelbe stromauf von km 650 auch in der tiefen Rinne eine deutliche Flutstromdominanz auf. Während keine Aussagen zum resultierenden Transport der Sandfraktion im Bereich der Trübungszone vorlagen, konnte anhand verschiedener Untersuchungen eine deutliche Ebbestromdominanz sowie ein resultierend stromab gerichteter Transport dieser Fraktionen in der tiefen Rinne seewärts von km 700 gezeigt werden.
(siehe zu obigen Punkten auch Abbildung 4-25)

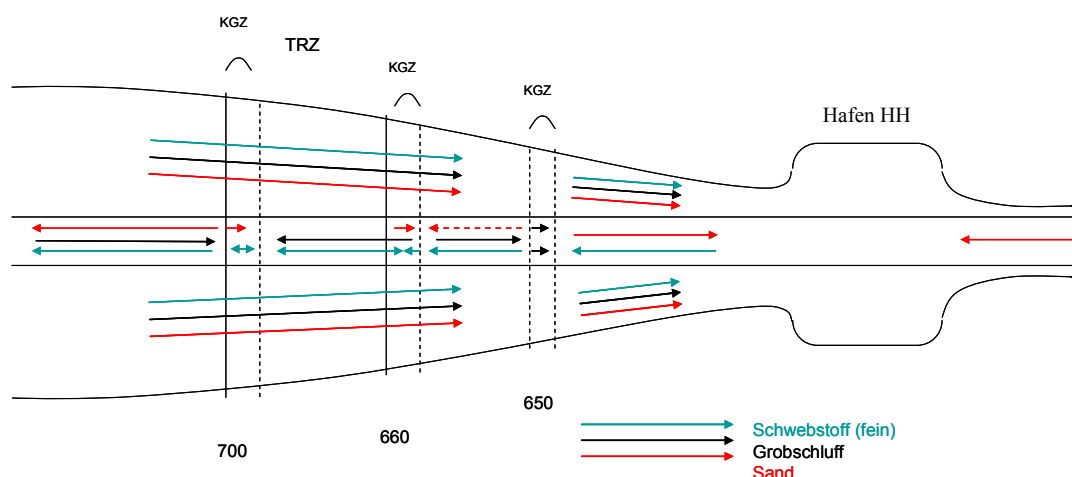


Abbildung 4-25: Schematische Darstellung der resultierenden Transportrichtungen in der Tideelbe in Abhängigkeit der Korngröße und der Position im Gewässer bei mittlerem Oberwasserabfluss auf Grundlage der Literaturrecherche
(TRZ = Trübungzone, KGZ = Konvergenzzone)

Diskussion

Die Bilanz auf Grundlage der geschätzten ein- und ausgehenden Sedimentmengen deutet auf ein bereichsweise defizitäres System hin. Das würde auch bedeuten, dass die hohen jährlich anfallenden Baggermengen auf interne Umlagerungsvorgänge und die Konzentration von Material auf Sedimentationsbereiche innerhalb der Haupttrinne zurückzuführen sind. Vor diesem Hintergrund kommt möglichen Kreislaufbaggerungen eine große Bedeutung zu. Wenn eigentlich das Sediment resultierend das System verlässt, in einigen Bereichen die Baggermengen jedoch ansteigen, finden mit hoher Wahrscheinlichkeit intensive Kreislaufbaggerungen bzw. vom Ausbauzustand abhängige interne Umlagerungsvorgänge statt. Weiterhin ist zu beachten, dass die im System umgelagerten Sedimentmengen durch Unterhaltungsbaggerungen die ein- bzw. ausgehenden Sedimentmengen deutlich übersteigen.

Die Materialbilanz über Ein- und Austragsmengen steht jedoch im Widerspruch zu Bilanzierungsuntersuchungen auf Basis von Peildaten. Die bereichsweise Volumenbilanz des Differenzgeländemodells der Jahre 1998 und 2002 deutet auf eine Zunahme des Sedimentinventars in der Tideelbe hin (siehe Kapitel 4.2.2.4). Die detaillierte Auswertung der Volumenbilanzen zeigt jedoch wieder einige Übereinstimmungen mit den Ergebnissen der Ein- und Austragsmengen. Die deutlichste Vertiefung der Fahrtrinne ist bei der Auswertung der Differenzgeländemodelle im äußeren Ästuarbereich zu beobachten und deckt sich somit mit den Aussagen über die Vergrößerung der Gewässerquerschnitte in diesem Bereich und den resultierenden Austrag von sandigem Material aus dem Mündungstrichter. Auch die tendenzielle Aufhöhung des morphologisch sehr aktiven äußeren Ästuarbereichs stimmt überein mit der durch die Laserscannbefliegung beobachteten Aufhöhung der Watten in diesem Elbeabschnitt. Die Aussagekraft der Volumenbilanzierung ist durch die Auswertung weiterer digitaler Geländemodelle der Jahre 1995 bis 2006 zu prüfen und mit den Ergebnissen der Auswertungen des WSA Hamburg zu vergleichen.

Wenn jedoch resultierend Material in das System eingetragen wird, kann das die verstärkte Sedimentation in einigen Bereichen der Fahrrinne unterstützen. Durch bauliche Veränderungen können sich diese Bereiche verlagern, es gibt eine starke Korrelation zu den Konvergenzzonen, die sich aus den Energieminima der Obertiden ergeben (auch die können sich durch bauliche Veränderungen aufgrund veränderter Reflexionseigenschaften verlagern). Auch ohne eine Aufrechterhaltung von Baggerkreisläufen könnte es so zu einem Anstieg der Baggermengen an Sedimentationsschwerpunkten kommen. Darauf deuten ebenfalls die Traceruntersuchungen anhand von Schwermetallen hin, die auf einen verstärkten Stromauftransport und ein verändertes Systemverhalten hinweisen. Anhand dieser Untersuchungen ist allerdings nicht zu klären, ob mehr Material stromauf transportiert wird oder die gleiche Menge einfach nur weiter stromauf wandert. Somit sind die Eingriffsmöglichkeiten durch ein optimiertes Sedimentmanagement, welches sich auf die Reduzierung von Baggerkreisläufen stützt, eingeschränkter, wenn das Materialdepot in der Tideelbe ansteigt.

Bezüglich der residuellen Transportrichtungen des Materials in der Tideelbe und der Dauer, die Schwebstoffe einer Korngrößenfraktion benötigen, um einen bestimmten Weg zurückzulegen, sind in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben zu finden. Dies resultiert unter anderem aus den verschiedenen Rahmenbedingungen, bei denen die zitierten Untersuchungen stattgefunden haben.

Aus diesem Grund ist die Abbildung 4-25 als schematische Darstellung zu sehen, die grundlegende Transportmechanismen veranschaulichen soll. In der Literatur wird auf der Grundlage von wasserbaulichen Erfahrungen, numerischen Modellierungen und Naturuntersuchungen der Transport von Sedimenten aller Korngrößenfraktionen in den flachen Randbereichen als resultierend stromaufwärtig beschrieben. Dabei besitzt insbesondere in den Wattgebieten der Spring-/Nipp-Zyklus einen großen Einfluss, da während einer Springphase die Transportkapazitäten um ein Vielfaches über denen während einer Nippphase liegen. Der Transport in der tiefen Rinne, die aufgrund der hohen dort auftretenden Strömungsgeschwindigkeiten eine große Transportkapazität besitzt, stellt sich deutlich heterogener dar. Es ist nicht wahrscheinlich, dass seewärts eines bestimmten Bereiches (einem „Point of no return“) das suspendierte Sediment ausschließlich in Richtung Nordsee transportiert wird. Vielmehr gliedert sich das Ästuar in Konvergenzzonen, in denen Schwebstoffe akkumulieren und die für suspendiertes Material schwer zu passieren sind und Divergenzbereiche, aus welchen ein Materialaustrag stattfindet. Die Konvergenzbereiche korrelieren in guter Näherung mit den Baggerschwerpunkten. In diesen Bereichen treten ebenfalls Spitzen in der longitudinalen Schwebstoffverteilung auf. Bauliche Änderungen und Veränderungen des Ausbaustandes der Tideelbe können dazu beitragen, dass sich Baggerschwerpunkte verlagern. Dies konnte in der Vergangenheit an der Rhinplate beobachtet werden.

Wissenslücken

Für die Entwicklung eines Sedimentmanagementkonzeptes, welches die Baggermengen im oberen Bereich der Tideelbe reduziert, müssen die genannten Aspekte berücksichtigt werden. Allerdings gibt es noch umfangreiche Wissensdefizite bezüglich der Morphodynamik und der Sedimenttransportcharakteristik in der Tideelbe, die Gegenstand weiterer Untersuchungen

sein sollten und die zu einer Verbesserung eines Managementkonzeptes beitragen können. Insbesondere werden weitere Kenntnisse benötigt bezüglich der Transportraten in Abhängigkeit der relevanten Einflussfaktoren Oberwasser, Spring-/Nipp-Zyklus sowie der Lage im Strom. Die Größe des Einflusses der jeweiligen Parameter auf Transportprozesse sollte untersucht werden. Ein Erkenntnisgewinn könnte unter anderem durch räumlich und zeitlich höher aufgelöste Trübungsmessungen erzielt werden. Auch zum Verbleib der ins System eingetragenen Sedimente in verschiedenen Zeitskalen gibt es bisher noch wenige Erkenntnisse. Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt sollte auf dem möglicherweise unterschiedlichen Transportverhalten von fluviatilem und marinem Material liegen und dabei insbesondere auf der Zusammensetzung und der Sinkgeschwindigkeit.

Es ist zu berücksichtigen, dass Angaben über resultierende Transportrichtungen keine Aussagen über die transportierten Sedimentmengen in den unterschiedlichen Bereichen oder Bilanzierungen der Schwebstofffrachten ermöglichen. Aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen und der zumeist kurzen zeitlichen Dauer und geringen räumlichen Auflösung stellen Naturmessungen des Schwebstofftransportes nur eine eingeschränkte Möglichkeit zur Erfassung der Schwebstoffdynamik dar. Verbesserte Aussagen könnte die Erfassung der Trübung an Dauermessstellen sowie die räumlich hoch aufgelöste Erfassung der Schwebstoffgehalte mit Hilfe der Fernerkundung liefern. Ein Erkenntnisgewinn bezüglich resultierender Transportpfade könnte durch die systematische Auswertung und bereichsweise Bilanzierung der Volumenänderung des Gewässerbettes erzielt werden. Eine wichtige Voraussetzung ist die Verbesserung der den digitalen Geländemodellen zu Grunde liegenden Daten durch synoptische Peilungen.

4.3 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Die Unterelbe ist gekennzeichnet durch einen ausgedehnten limnischen Abschnitt und die anschließende Brackwasserzone, in der sich Süß- und Salzwasser mischen. In dieser Vermischungszone befindet sich auch das ästuartypische Trübungsmaximum mit sehr hohen Schwebstoffgehalten (Kapitel 4.2.1.4). Der Außenelbebereich beginnend ab Cuxhaven Kugelbake (km 727) einschließlich des Wattenmeeres reicht bis Höhe Scharhörn (km 748) und weist ansteigende Salzgehalte auf, seewärts (außerhalb des Projektgebietes) davon ist das Wasser der äußeren Deutschen Bucht mit konstant hohem Salzgehalt.

Im Längsprofil des Elbeästuars bilden sich Stoffgradienten vom limnischen Bereich (gespeist mit Wasser aus der Mittelelbe) zum marinen Milieu (Nordseewasser) aus. Zur Charakterisierung von gelösten Stoffen in Ästuaren ist deren Verteilung gegenüber dem Salzgradienten ein wichtiges Merkmal. Das Transportgeschehen bestimmt die Verteilung der konservativen Stoffe wie Chlorid im Ästuar. Nicht-konservative Stoffe, wie z. B. Sauerstoff und Nährstoffe, zeigen eine vom Transportgeschehen unabhängigere Verteilung. Die Konzentration dieser Stoffe im Elbe-Wasser wird wesentlich durch die biologischen Umsetzungen gesteuert. Daneben sind auch Stoffeinträge durch Nebenflüsse und punktuelle Einleiter (insbesondere im Großraum Hamburg) von Bedeutung.

Der Oberwasserabfluss bestimmt maßgeblich die Aufenthaltszeiten des Wassers in der Unterelbe bzw. ihren einzelnen Abschnitten. Von der ARGE ELBE (1984) werden für eine

mittlere Tide in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses (bei Neu Darchau) folgende Laufzeiten in Tagen von Geesthacht bis Brunsbüttel angegeben:

150 m³/s - 70 Tage, 700 m³/s - 17 Tage und 3000 m³/s - 4 Tage.

Zusätzlich zu den bestimmenden Längsgradienten in der Unterelbe treten auch im Elbequerschnitt Stoffgradienten zwischen dem Hauptstrom und den Seitenbereichen auf, d. h. entlang einer Querachse Fahrinne - Flachwasser - Watten.

Besonders deutliche Unterschiede können sich zwischen Hauptstrom und Nebenarmen ausbilden, ebenso wie in den noch weniger an den Hauptstrom angeschlossenen Nebengewässern (z. B. Bützflether Süderelbe, Ruthenstrom, Wischhafener Süderelbe, Freiburger Hafenvriel).

4.3.1 Systembeschreibung Sauerstoffhaushalt

Insbesondere der Sauerstoff ist eine wesentliche Größe, die zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Umlagerungen herangezogen wird. Dabei werden Richtwerte für den Sauerstoffgehalt im Wasser sowie die Wassertemperatur als ökologische Randbedingungen genutzt, um mögliche Folgen der Umlagerungen für Organismen zu minimieren. Hintergrundwerte bzw. Randbedingungen von > 6 mg/l Sauerstoff und Wassertemperaturen < 15°C gelten für Tidengewässer als wünschenswert. Für die Umlagerung in der Tideelbe bei Hamburg wurden 1998 leicht abweichende Werte von 5 mg/l Sauerstoff vereinbart (FFH, Handlungskonzept Umlagern, Okt. 1998). Diese Regelung zwischen der Hamburger Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt und HPA wurde mittlerweile fortgeschrieben.

Wesentliche Prozesse im Sauerstoffhaushalt von Ästuaren

Die Löslichkeit des Sauerstoffes im Gewässer ist von der Wassertemperatur und dem Luftdruck abhängig. Übersättigungen sind nur durch den Sauerstoffeintrag durch Algen (biogener Eintrag) möglich, Sättigungsdefizite sind in der Regel auf mikrobielle Sauerstoffzehrungsprozesse und den Sauerstoffbedarf von Pflanzen (im Dunkeln) und Tieren zurückzuführen.

Weiterhin kann auch die chemische Oxidation von aus Sedimenten freigesetzten reduzierten Verbindungen (Mn, Fe, S) einen Sauerstoffverbrauch im Gewässer bewirken. Defizite und Übersättigungen bedingen einen physikalischen Sauerstoffeintrag bzw. eine Entgasung von Sauerstoff durch die Gewässeroberfläche. Wie in Abbildung 4-26 dargestellt, erweist sich der Sauerstoffhaushalt als komplex beeinflusst von einer Vielzahl von Prozessen.

Nur unter Bilanzierung dieser zum Teil gegenläufigen Prozesse kann der Sauerstoffgehalt im Ästuar analysiert und gegebenenfalls mit Modellen prognostiziert werden.

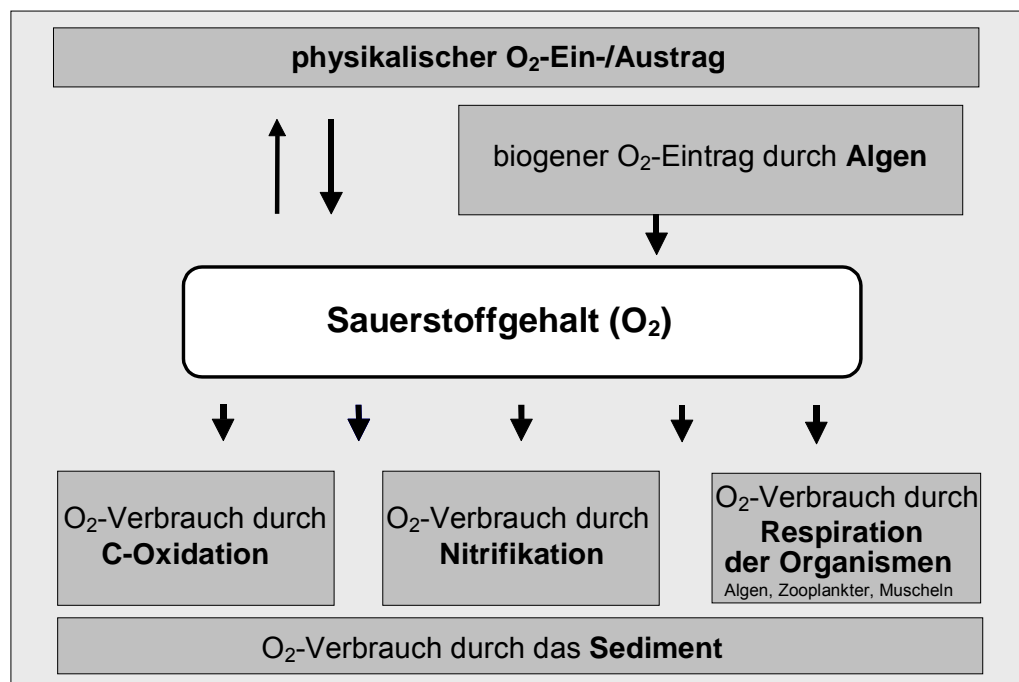


Abbildung 4-26: Wesentliche Prozesse im Sauerstoffhaushalt eines Ästuars

Physikalischer Sauerstoffeintrag

Der physikalische Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre erfolgt über die Wasseroberfläche. Die Wiederbelüftungsrate (K) ist wie folgt von der mittleren Wassertiefe, dem Rauigkeitsbeiwert und der Fließgeschwindigkeit abhängig.

$$\text{Empirische Wiederbelüftungsformel: } k = \left(3 + \frac{40}{K_s} \right) * \frac{v}{H^2} + \frac{0,5}{H}$$

H = mittlere Wassertiefe

v = mittlere Fließgeschwindigkeit

K_s = Rauigkeitsbeiwert

Mithilfe der Wiederbelüftungsrate und des aktuellen Sauerstoffgehaltes des Wassers lässt sich der physikalische Sauerstoffeintrag berechnen. Hierzu wird das Diffusionsgefälle zur Luft herangezogen, wobei die O_2 -Aufnahme bzw. -Abgabe zum jeweils herrschenden Defizit (D) proportional ist.

$$dD / dt = k * D$$

Zu Zeiten mit deutlichen Sauerstoffdefiziten findet somit ein hoher Sauerstoffeintrag aufgrund des hohen Gefälles statt. Durch die Abhängigkeit des Eintrages vom Defizit werden etwaige erhöhte Verbräuche schneller ausgeglichen und somit die Belastung abgepuffert. Daraus folgt, dass mehr Sauerstoff über die Wasseroberfläche aus der Atmosphäre in das Wasser eingetragen wird.

Biogener Sauerstoffeintrag

Zum biogenen Sauerstoffeintrag trägt die Primärproduktion der planktischen und benthischen Algen bei. Der Sauerstoffeintrag als Folge der Photosynthese ist im Wesentlichen auf die Vegetationsperiode der Algen, die Monate April bis Oktober, beschränkt. Die Gewässermorphologie bestimmt das Verhältnis von durchlichtetem zu undurchlichtetem Wasserkörper. In tiefen Gewässerabschnitten verschlechtert sich dieses Verhältnis, und der Anteil des unbelichteten Wasserkörpers nimmt zu. Die Größe der Flachwasserbereiche und Watten und insbesondere das Verhältnis zu den tiefen Bereichen des Ästuars sind von großer Bedeutung für die biogene Sauerstoffproduktion.

Hohe Schwebstoffgehalte haben eine ungünstige Lichtversorgung der Algen und damit eine geringe Sauerstoffproduktion zur Folge. Damit verliert der biogene Sauerstoffeintrag seine stabilisierende Wirkung auf den Sauerstoffhaushalt. Die im Gewässer gebildete Algenbiomasse (Primärproduktion) hat grundlegende Bedeutung für die Struktur des Nahrungsnetzes im Ästuar. Das Nahrungsangebot (Quantität und Qualität), das durch Algen repräsentiert wird, bestimmt das Vorkommen (Art und Anzahl) an primären Konsumenten (Zooplankton, Makrozoobenthos), die wiederum die Nahrungsgrundlage für die Folgeproduktion (z. B. Fische, Watvögel) sind.

Sauerstoffverbrauch durch Kohlenstoff-Oxidation und Nitrifikation

Die bakteriell verursachten Sauerstoffverbräuche durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen (C) und die Ammoniumoxidation der Nitrifikanten sind die wichtigsten Prozesse der Selbstreinigung eines Flusses.

Beide Umsetzungen werden sowohl durch planktische Bakterien im Freiwasser (d. h. in der fließenden Welle) als auch sessile Bakterien am Flussbett ausgeführt. In der Unterelbe bieten die hohen Schwebstoffgehalte bzw. deren Oberflächen eine sehr gute und sehr große Besiedlungsfläche für Bakterien. Die mikrobiellen Aktivitäten sind daher eng mit der Höhe der Schwebstoffgehalte und dem Schwebstofftransport verknüpft.

Die Sauerstoffverbrauchsraten, d. h. der in einem Wasservolumen gezehrte Sauerstoff, sind von der Abbaubarkeit des Substrates (leicht oder schwer abbaubar) und zudem wesentlich von der Wassertemperatur abhängig. Die in der Unterelbe vorhandenen Kohlenstoffverbindungen sind, wenn sie algenbürtig sind, durch Bakterien relativ leicht abbaubar und führen daher zu hohen Sauerstoffverbrauchsraten. Vermutlich schwerer abbaubar sind weiter stromab die im Trübungsmaximum der Elbe (km 695) vorhandenen Kohlenstoffverbindungen.

Der bei der Nitrifikation auftretende Sauerstoffbedarf (4,32 mg O₂ pro 1 mg NH₄-N) dürfte zurzeit aufgrund der ganzjährig geringen Ammoniumgehalte in der Unterelbe von untergeordneter Bedeutung sein.

In der Unterelbe dürften hohe Schwebstoffgehalte zu einer Intensivierung der mikrobiellen Sauerstoffzehrung im Wasserkörper beitragen. Neben der Zunahme der Kohlenstoffsubstrates und der Besiedlungsoberflächen könnte auch das Entstehen von reduzierten Verbindungen (NH₄, Mn, Fe, S) bei extremen Schwebstoffdichten von Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt der Unterelbe sein.

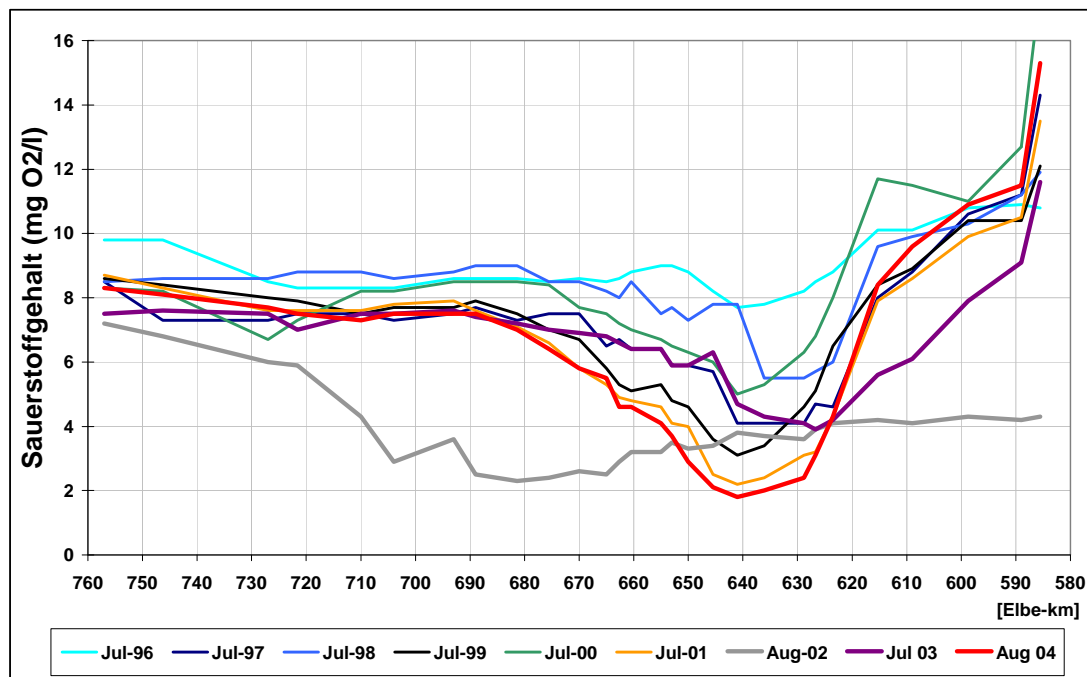


Abbildung 4-27: Längsprofile des Sauerstoffgehaltes in der Tideelbe im Juli bzw. August der Jahre 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen)

4.3.1.1 Sauerstoffhaushalt Hauptstrom

Die Längsschnitt-Messungen im Juli bzw. August der Jahre 1996 bis 2004 zeigen die räumliche Ausdehnung des „Sauerstofftals“ in der Tideelbe (Abbildung 4-27). Dabei sind Sauerstoffgehalte unter 6 mg O₂/l innerhalb eines Bereiches von km 620 bis km 670 zu beobachten. Im Juli 2001 und im August 2004 wurden die niedrigsten Werte aller dargestellten Messkampagnen registriert; dabei traten oberflächennah Sauerstoffgehalte unter 3 mg/l auf.

Das Längsprofil des Sauerstoffs während des Hochwassers im August 2002 (26.08.2002) stellte eine extreme Situation dar. Die gesamte Tideelbe ab Wehr Geesthacht bis km 710 wies nur geringe Sauerstoffgehalte von 2,3 O₂/l - 4,3 mg O₂/l auf.

Abbildung 4-28 zeigt die zeitliche Entwicklung der Sauerstoffgehalte für sechs Messpunkte entlang der Tideelbe. In diesen oberflächennahen Einzelproben sind die relativ höchsten Sauerstoffgehalte an den von der Mittel- und Unterelbe geprägten Stationen Geesthacht und Bunthaus zu beobachten. Die im Sommer teilweise sehr hohen Sauerstoffgehalte (> 12 mg O₂/l) zeigen eine deutliche Übersättigung des Wasser mit Sauerstoff an. Stromabwärts zu der unterhalb des Hamburger Hafens gelegenen Station Neßsand wurde ein deutlicher Rückgang der Sauerstoffgehalte gemessen. Diese Station und die Station Lühesand wiesen jeweils im Sommer (1996 - 2004) Sauerstoffgehalte unter 6 mg/l auf; seit 1998 die Station Neßsand und seit 2002 die Station Lühesand sogar Werte unter 4 mg/l. Die im Bereich des Trübungsmaximums der Elbe liegende Station Brunsbüttel und die vom Nordseewasser beeinflusste Station Gr. Vogelsand wiesen ganzjährig Sauerstoffgehalte zwischen 6,6 mg/l und 13,5 mg/l auf. Ausnahmen waren der durch das Hochwasser verursachte geringe Messwert im August 2002 an der Station Brunsbüttel sowie die Messwerte von 6,1 bzw. 5,8 mg O₂/l im August

2001 bzw. 2003 an der Station Gr. Vogelsand. Damit lagen die Gehalte meist im Bereich der temperaturabhängigen Sauerstoffsättigung.

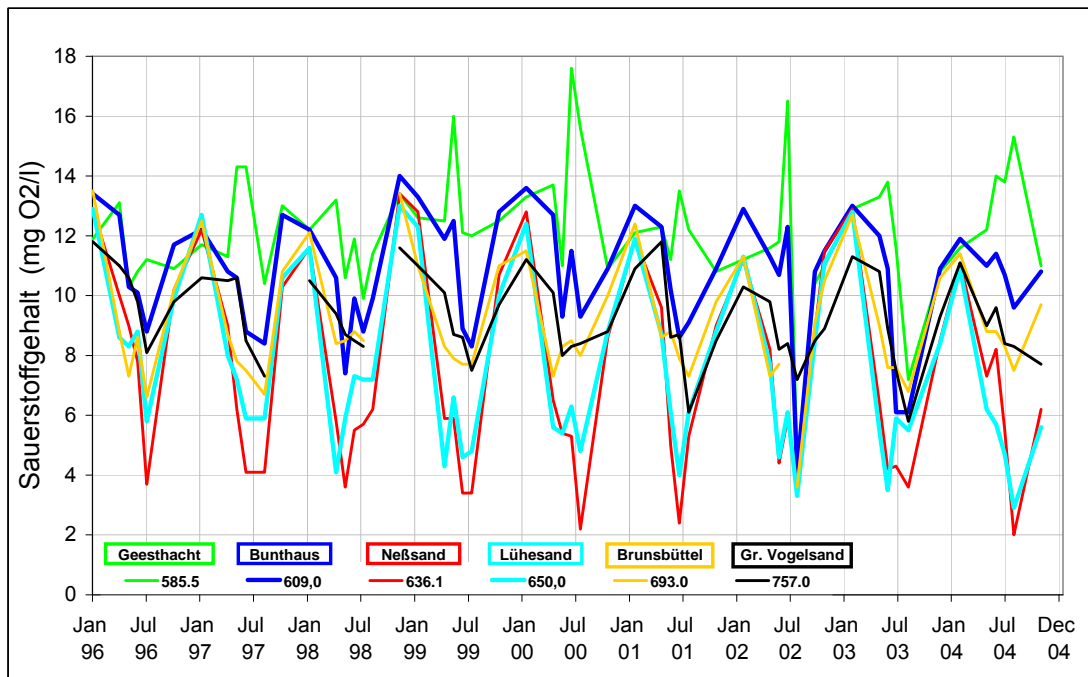


Abbildung 4-28: Zeitliche Entwicklung (1996 bis 2004) der oberflächennahen Sauerstoffgehalte an verschiedenen Orten der Elbe (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen)

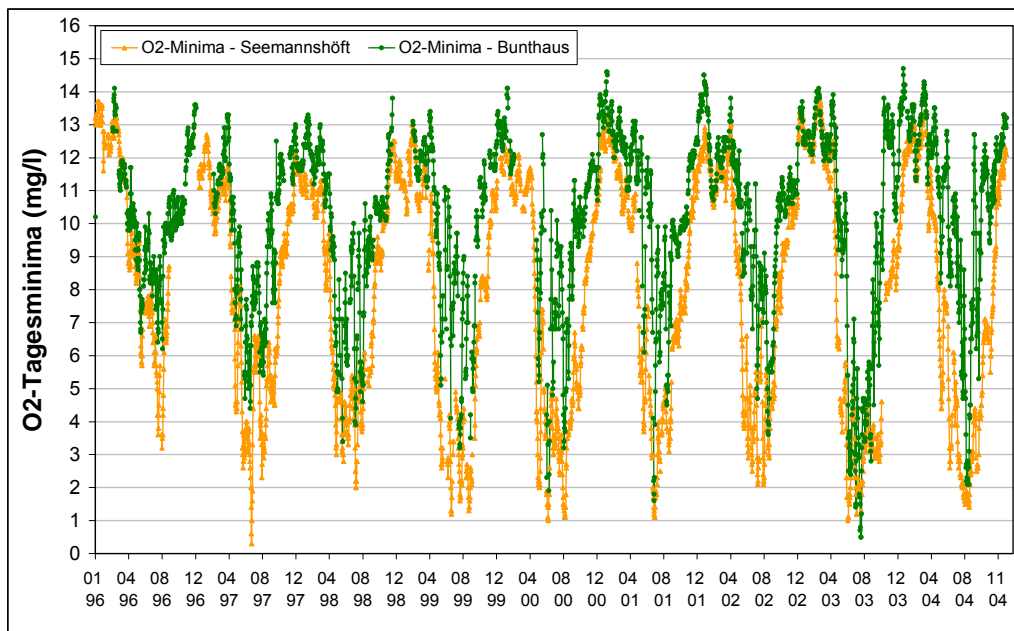


Abbildung 4-29: Tagesminima des Sauerstoffgehaltes basierend auf den kontinuierlichen Messungen der ARGE ELBE bei Bunthaus und Seemannshöft von 1996 bis 2004.

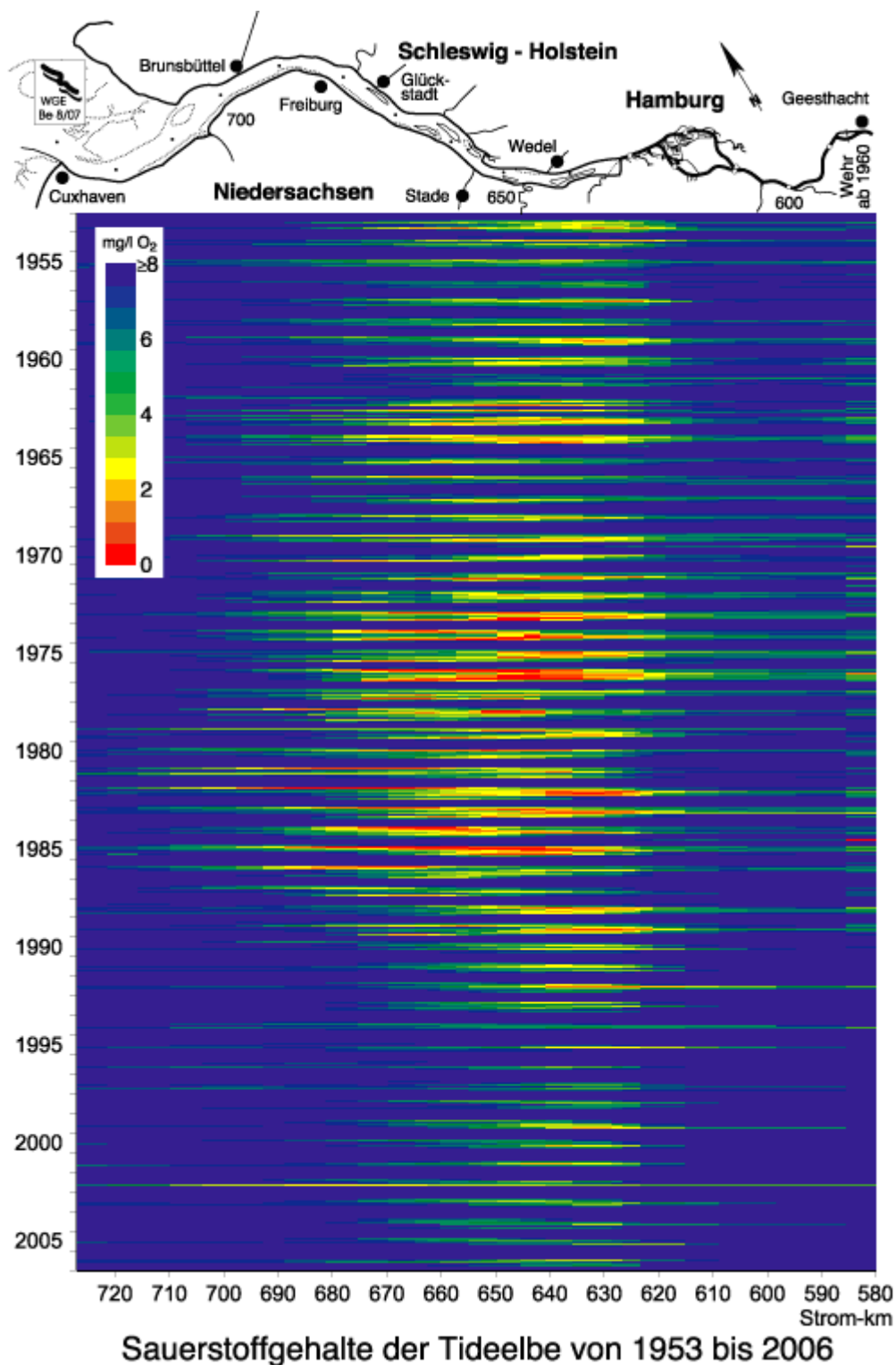


Abbildung 4-30: Sauerstoffgehalte in der Tideelbe in den Jahren 1990 bis 2006 auf Basis der ARGE-ELBE-Längsprofile (Abbildung kopiert aus www.arge-elbe.de).

In Abbildung 4-29 sind die täglichen Sauerstoffminima der beiden kontinuierlichen Messstellen Bunthaus und Seemannshöft im Zeitraum 1996 bis 2004 dargestellt. Die Daten veranschaulichen die starke Belastung des Sauerstoffhaushaltes in diesem Bereich der

Tideelbe. So fallen oberhalb des Hamburger Hafens bei Bunthaus im Sommer die Tagesminima des Sauerstoffgehalts bis auf 2 mg/l (Juni 2000 und Juli 2001) und im Trockenjahr 2003 sogar auf unter 1 mg/l ab. Noch geringere Gehalte waren bei Seemannshöft mit deutlichen Unterschreitungen des 2 mg/l-Wertes in den Sommermonaten der Jahre 1997, 1999 bis 2001 sowie 2003 und 2004 zu registrieren. Die langen Aufenthaltszeiten des Wassers und die ungünstigen Bedingungen (große Wassertiefen mit gering durchlichtetem Anteil) für den biogenen Sauerstoffeintrag durch Algen und die physikalische Wiederbelüftung begünstigen die Sauerstoff zehrenden Prozesse und führen so zum Rückgang der Sauerstoffgehalte in diesem Bereich. Insbesondere die O₂-Tagesminima an der Station Bunthaus zeigen von 1996 bis 2003 eine Tendenz zu immer niedrigeren Sauerstoffgehalten. Hierdurch wird eine zunehmende Belastung des Sauerstoffhaushaltes der Unterelbe angezeigt. Diese Tendenz schlägt sich auch in den geringen Sauerstoffgehalten der Sommermonate 1999 bis 2004 an der Station Seemannshöft nieder. Die kontinuierlichen Messungen an der Station Grauerort (km 660,5) wiesen in den Jahren 1996 bis 2004 keine eindeutige Tendenz auf. Die Sauerstoffminima lagen, bis auf die Hochwassersituation im August 2002, immer über 4 mg O₂/l.

Die Abbildung 4-30 zeigt die langfristige Entwicklung der Sauerstoffverteilung an der Wasseroberfläche. Nach einer Phase der Verbesserung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 1991 bis 1996 war im Zeitraum 1997 bis 1999 eine Umkehr dieses Trends hin zu niedrigeren Sauerstoffgehalten zwischen km 620 und km 670 zu beobachten. Betrachtet man die kontinuierlichen Daten, wie in Abbildung 4-29 geschehen, ist diese negative Entwicklung der Sauerstoffgehalte für den Bereich oberhalb des Hamburger Hafens (Station Bunthaus) an den auftretenden Sauerstoffminima für den Zeitraum von 1996 bis 2001 zu belegen.

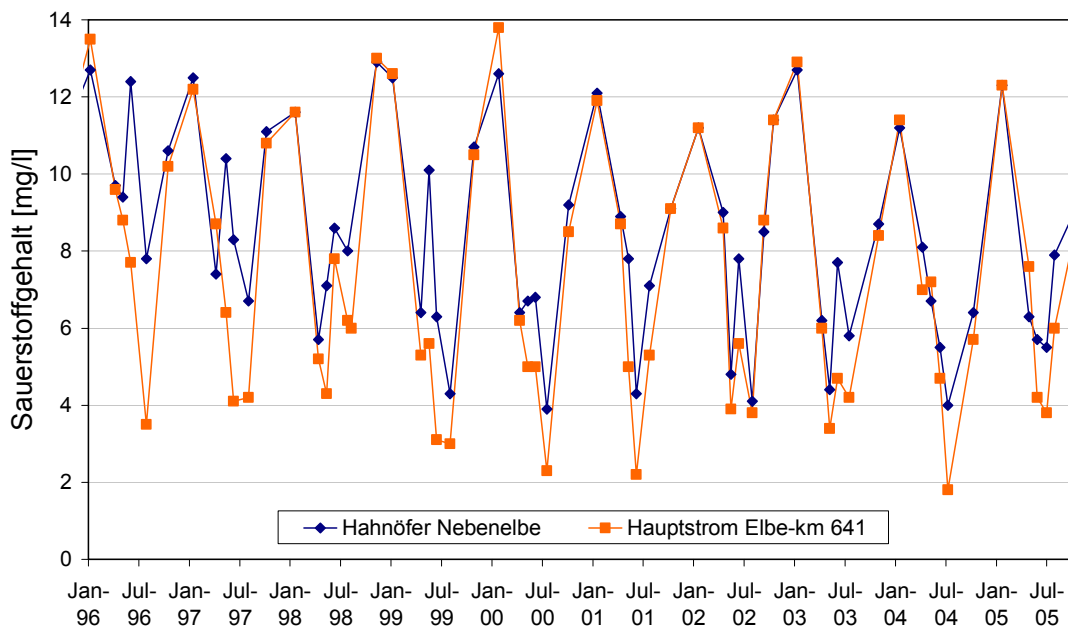


Abbildung 4-31: Sauerstoffgehalte in der Hahnöfer Nebenelbe und im Hauptstrom der Tideelbe (km 641) von 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE-ELBE-Hubschrauberbefliegungen).

4.3.1.2 Sauerstoffgehalte in den Nebelben

Die Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Nebelben der Tideelbe ist von hoher ökologischer Bedeutung, da die randlichen Gewässerbereiche wichtige ökologische Lebensräume für Tiere und das Phytoplankton und -benthos darstellen. Die hohe ökologische Wertigkeit ist gerade auch durch die im Vergleich zum Hauptstrom günstigeren Sauerstoffgehalte begründet. In der Hahnöfer Nebelbe war von 1996 bis 1999 eine deutliche Abnahme der sommerlichen Sauerstoffgehalte zu beobachten (Abbildung 4-31).

Seit 1999 traten in der Hahnöfer Nebelbe im Sommer regelmäßig Sauerstoffgehalte nahe 4 mg/l auf. Die bis ca. 1999 deutlichen positiven Differenzen im Sauerstoffgehalt von Nebelbe zu Hauptstrom haben damit in den letzten Jahren (2000 bis 2004) abgenommen. Trotzdem zeigten die Messungen im Juli und August der Jahre 1999, 2000 und 2004, dass gerade bei sehr geringen Sauerstoffgehalten im Hauptstrom die Nebelbe noch immer als „sauerstoffreicherer“ Rückzugsgebiet für Tiere zur Verfügung steht.

Die weiter seewärts liegende Pagensander und die Glückstädter Nebelbe (zeigten im Vergleich zum Hauptstrom bei km 662,7 bzw. km 675,5 ebenfalls höhere Sauerstoffgehalte. Die Unterschiede betragen im Zeitraum 1996 bis 2004 für die Pagensander Nebelbe im Mittel 0,5 mg O₂/l und für die Glückstädter Nebelbe 0,2 mg O₂/l.

Dabei waren insbesondere in der Pagensander Nebelbe bei den Beprobungen im Sommer und Herbst höhere Differenzen mit Werten bis zu 1,5 mg O₂/l feststellbar. Zudem zeigen die Messdaten für die Pagensander Nebelbe im Zeitraum 1996 bis 2004 einen leichten Trend zu größeren Sauerstoffdifferenzen zwischen Nebelbe und Hauptstrom bei km 662,7.

4.3.2 Zusammensetzung der Schwebstoffe

Im folgenden Kapitel wird zunächst eine Definition des Begriffes „Schwebstoff“ gegeben und anschließend die Zusammensetzung von Schwebstoffen erläutert.

Eine gebräuchliche Definition des Schwebstoffes lautet: „Es sind Teilchen, die im bewegten Wasser durch Turbulenzen in Schwebelage gehalten werden und größer als 0,45 µm sind“ (Wilken et al. 1991). Diese Definition ist stark durch die Probenahmetechnik des Filtrierens geprägt.

Die Zusammensetzung des Schwebstoffes kann, wie in Abbildung 4-32 dargestellt, schematisiert werden:

Der organische Anteil der Schwebstoffe besteht im Wesentlichen aus Phyto- und Bakterioplankton und Detritus.

Schleimartige Substanzen, die von Bakterien ausgeschieden werden, wirken wie Kitt und verkleben die Partikel miteinander. Die Zusammensetzung dieser Komplexe kann sowohl hinsichtlich der relativen Anteile zwischen den einzelnen Partikelspezies variieren als auch hinsichtlich der Zustandsform eines definierten Partikels. So werden z. B. biogene Partikel mikrobiell zersetzt. Parallel dazu findet eine Auflösung der ursprünglichen Partikelstruktur statt. Der Einfluss biologischer Parameter auf die Schwebstoffzusammensetzung ist von maßgeblicher Bedeutung für die Schwebstoffbildung und Sinkeigenschaften (Greiser 1988).

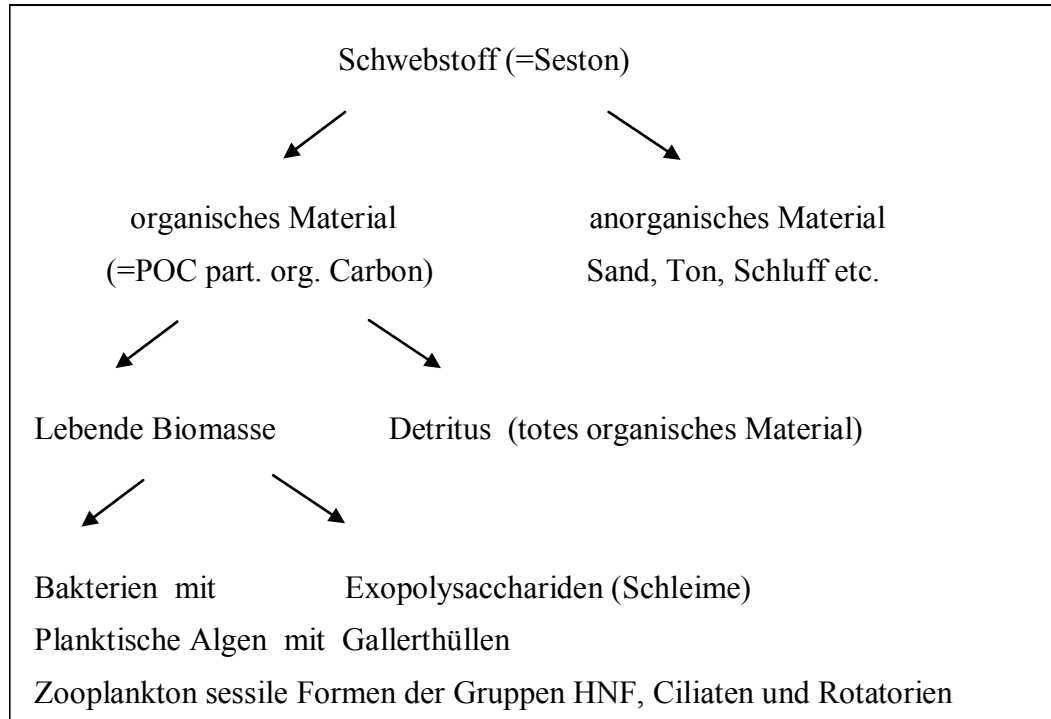


Abbildung 4-32: Schema über die Zusammensetzung von Schwebstoffen

Bei einer rein gravimetrischen Angabe des organischen Anteils der Schwebstoffe wird ihre Bedeutung nicht immer vollständig deutlich.

Wie Auswertungen 14-tägiger Messreihen der ARGE_ELBE für die Tideelbe bei Zollenspieker, Seemannshöft und Grauerort zeigen (Tabelle 4-7 bis Tabelle 4-9) macht der POC (Differenz aus TOC zu DOC) einen Anteil an den Schwebstoffen von 4 % bis 11 % aus. Da der mittlere C-Gehalt des organischen Materials in Gewässersedimenten bei 42 % liegt (Sutherland 1998), ergibt sich aus den POC-Gehalten ein mittlerer Gewichtsanteil des organischen Materials an den Schwebstoffen von 9 % bis 25 %. Im Bereich Geesthacht bis Bunthaus und in den Hafenecken der Elbe kann der Gewichtsanteil zeitweise über 50 % betragen. Volumenmäßig betrachtet kann der Schwebstoff im oberen Abschnitt der Tideelbe zu 80 % bis 90 % aus lebender und abgestorbener Biomasse bestehen (Greiser 1988).

Beim Anteil des POC an den Schwebstoffen treten deutliche Unterschiede in Längsrichtung und auch saisonale Unterschiede auf: Zollenspieker weist im Sommer und Winter mit 10 % bzw. 11 % die höchsten organischen Kohlenstoffanteile auf und Grauerort mit 4 % die geringsten Anteile.

Betrachtet man zusätzlich noch die Chlorophyll-a-Messwerte, die mit einem Faktor von 25 (für Kieselalgen) multipliziert den Kohlenstoffgehalt der lebenden Algen (Chla-C) anzeigen, so wird deutlich, dass bei Zollenspieker die Algen insbesondere im Sommer mit 79 % (im Winter mit 35 %) den organischen Kohlenstoffanteil der Schwebstoffe bestimmen. Für die Station Seemannshöft beträgt der algenbürtige C-Anteil noch 46 % bzw. 20 %, bei Grauerort sind es nur noch 13 % bzw. 7 %.

Tabelle 4-7: Abfiltrierbare Stoffe (SS), organische Kohlenstoffgehalte (TOC und DOC) und Chlorophyll a-Gehalte im Winter (= Okt. bis März der Jahre 1993 bis 2005, n = 86, Daten ARGE ELBE)

Mittel Q = 785 m³/s	SS	TOC	DOC	Chla-C
	Abfiltrierbare Stoffe	Gesamt-Kohlenstoffgehalt	gelöster Kohlenstoffgehalt	Chlorophyll-gehalt
	mg TRG/l	mg C/l	mg C/l	µg Chla/l
Zollenspieker km 598,8	18	7,5	5,7	25
Seemannshöft km 628,8	40	8,2	5,8	19
Grauerort km 660,5	110	9,9	5,7	11

Tabelle 4-8: Abfiltrierbare Stoffe (SS), organische Kohlenstoffgehalte (TOC und DOC) und Chlorophyll a-Gehalte im Sommer (= Apr. bis Sep. der Jahre 1993 bis 2005, n = 86, Daten ARGE ELBE)

Mittel Q = 596 m³/s	SS	TOC	DOC	Chla-C
	Abfiltrierbare Stoffe	Gesamt-Kohlenstoffgehalt	gelöster Kohlenstoffgehalt	Chlorophyll-gehalt
	mg TRG/l	mg C/l	mg C/l	µg Chla/l
Zollenspieker km 598,8	36	10	6,1	123
Seemannshöft km 628,8	33	8,8	5,9	53
Grauerort km 660,5	53	7,5	5,5	10

Tabelle 4-9: Anteile des POC und des algenbürtigen Kohlenstoffs (Chla-C) am Schwebstoff (SS), Daten ARGE ELBE.

Angaben in Prozent (%)	Winterwerte			Sommerwerte		
	POC/SS	Chla-C/POC	Chla-C/SS	POC/SS	Chla-C/POC	Chla-C/SS
Zollenspieker km 598,8	10	35	3,5	11	79	8,5
Seemannshöft km 628,8	6	20	1,2	9	46	4,0
Grauerort km 660,5	4	7	0,3	4	13	0,5

Die große Bedeutung der Algen für den Schwebstoffgehalt im oberen Abschnitt der Tideelbe (oberhalb Bunthaus) zeigt auch die Abbildung 4-33. Bei Zollenspieker ist eine Abhängigkeit

des Schwebstoffgehalts vom Algengehalt erkennbar. An der Station Seemannshöft nimmt

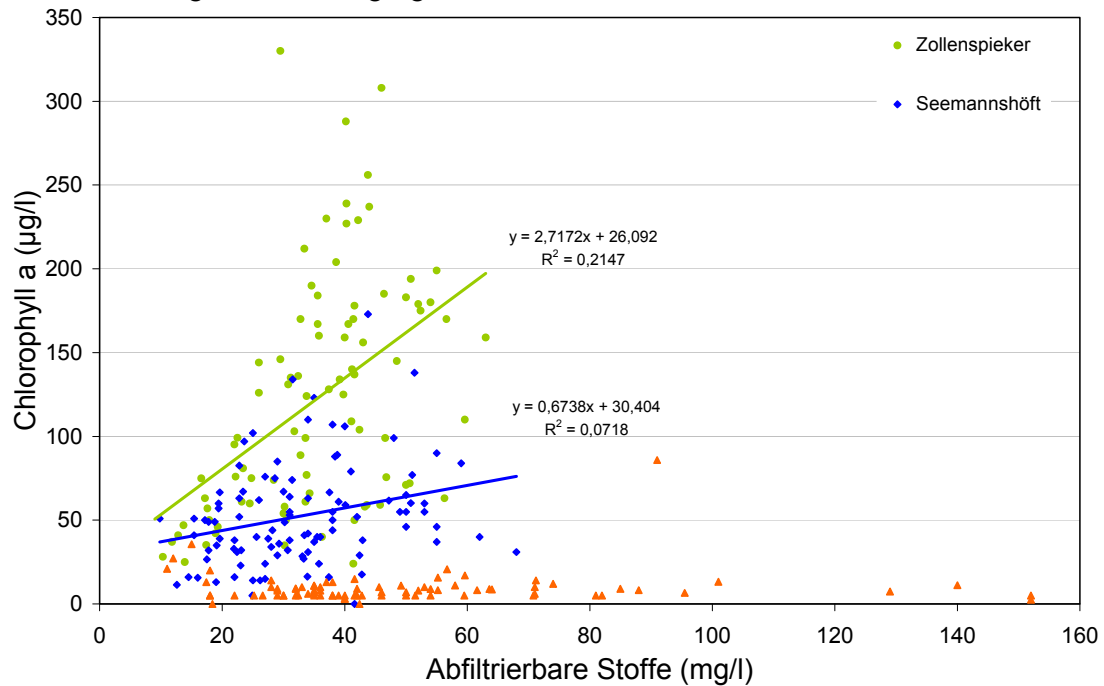


Abbildung 4-33: Korrelationen von abfiltrierbaren Stoffen und Chlorophyll-Gehalt für die Sommermessungen der Jahr 1993 bis 2005 an den Messstellen Zollenspieker km 598, Seemannshöft km 629 und Grauerort km 660 (Daten ARGE ELBE, Daten NLWKN). Orange Dreiecke = Station Brunsbüttel.

diese Abhängigkeit (bzw. die ermittelte Steigung) deutlich ab und bei Grauerort (orange Dreiecke) ist keine Abhängigkeit mehr zu belegen. Hier streuen die Schwebstoffgehalte von 15 mg/l bis 150 mg/l, während die Chlorophyllgehalte nur zwischen 5 µg/l und 25 µg/l variieren. In diesem Abschnitt der Tideelbe liegt eher eine umgekehrte Abhängigkeit vor, d. h. bei geringen Schwebstoffgehalten treten höhere Chlorophyllgehalte auf, da nur bei geringen Schwebstoffgehalten (= Trübung) genügend Licht für das Wachstum der Algen gegeben ist (Abbildung 4-39 und Abbildung 4-40).

Auch zeigt der POC-Gehalt in den oberen Flußregionen wesentlich größere Schwankungsbreiten als in der Trübungszone des Ästuars. In der oberen Ästuarregion (Stationen: Geesthacht bis Zollenspieker) werden während Algenblüten größere Mengen organischer Substanz produziert.

4.3.3 Kohlenstoffverbindungen als Substrate für die mikrobielle Sauerstoffzehrung

Gemäß den Daten der ARGE ELBE (Tabelle 4-7 und Tabelle 4-8) verhält sich der POC-Gehalt (entspricht 42 % des Glühverlustes) im Längsverlauf der Unterelbe umgekehrt proportional zur Menge der abfiltrierbaren Stoffe. Aus den ARGE-ELBE-Längsbereisungsdaten am 01.07.2003 (Abbildung 4-34) wird ersichtlich, dass bei Geesthacht geringe Schwebstoffkonzentrationen (ca. 40 mg/l) mit relativ hohen POC-Werten von 7 mg C/l - 8

mg C/l (km 586, POC-Anteil am Schwebstoff betrug 22 %) gekoppelt waren, während

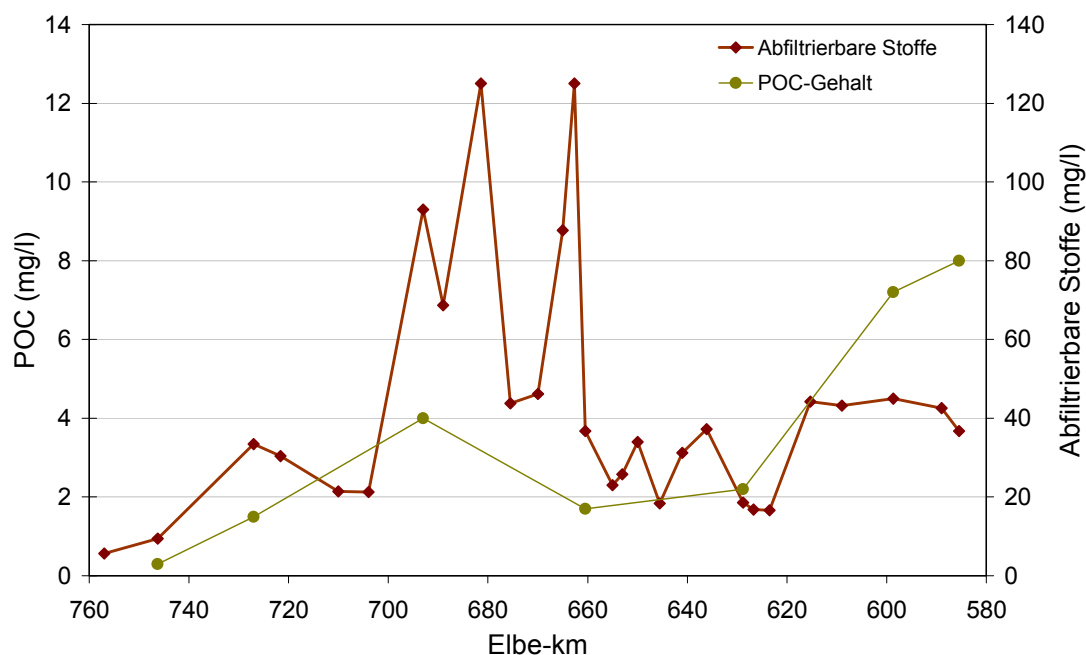


Abbildung 4-34: Längsschnitt der abfiltrierbaren Stoffe und des POC (= partikulärer organischer Kohlenstoff) in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne dargestellt.

bei Brunsbüttel (km 693, POC-Anteil am Schwebstoff betrug 4 %) hohe Schwebstoffkonzentrationen (ca. 90 mg/l) mit relativ niedrigen POC-Gehalten von etwa 4 mg C/l gemessen wurden. Weiterhin zur Nordsee gehen die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen zurück, und der relative Anteil des POC kann beim Vorhandensein von Algen wieder zunehmen, was im Juli 2003 allerdings nicht der Fall war.

Abbildung 4-35 zeigt ebenfalls Daten der Messkampagne vom 1. Juli 2003. Hier kann der POC aus der Differenz vom totalen Kohlenstoffgehalt (TOC) zu gelöstem Kohlenstoffgehalt (DOC) einer Wasserprobe abgeleitet werden. Der im Sommer im oberen limnischen Abschnitt der Elbe bis ca. km 620 hohe Anteil von algenbürtigen Kohlenstoff-Verbindungen, führt zu einem hohen Substratangebot für heterotrophe Bakterien. Dieses Substratangebot für Bakterien kann als BSB7-Wert (Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf nach 7 Tagen) dargestellt werden. Unter Sauerstoffverbrauch werden diese schnell abbaubaren C-Verbindungen mikrobiell abgebaut. Dieser biologische Prozess bewirkt einen starken Rückgang der Sauerstoffgehalte in der Unterelbe im Bereich des Hamburger Hafens bis nach Lühesand.

In Richtung Nordsee nimmt die Aufenthaltszeit der Partikel ständig zu. Dies ermöglicht eine zunehmende mikrobielle Auszehrung des organischen Anteils der Schwebstoffe. Als Folge weist der partikuläre organische Kohlenstoff in der Trübungszone eine schlechtere Abbaubarkeit und damit auch geringere BSB5-Werte als im limnischen Bereich auf. Der Schwebstoff zeigt also einen unterschiedlichen kalorischen Gehalt auf und wird unterschiedlich schnell durch heterotrophe Bakterien verbraucht. Während des Transportes durch das Ästuar wird somit der Nährwert der Schwebstoffe verringert.

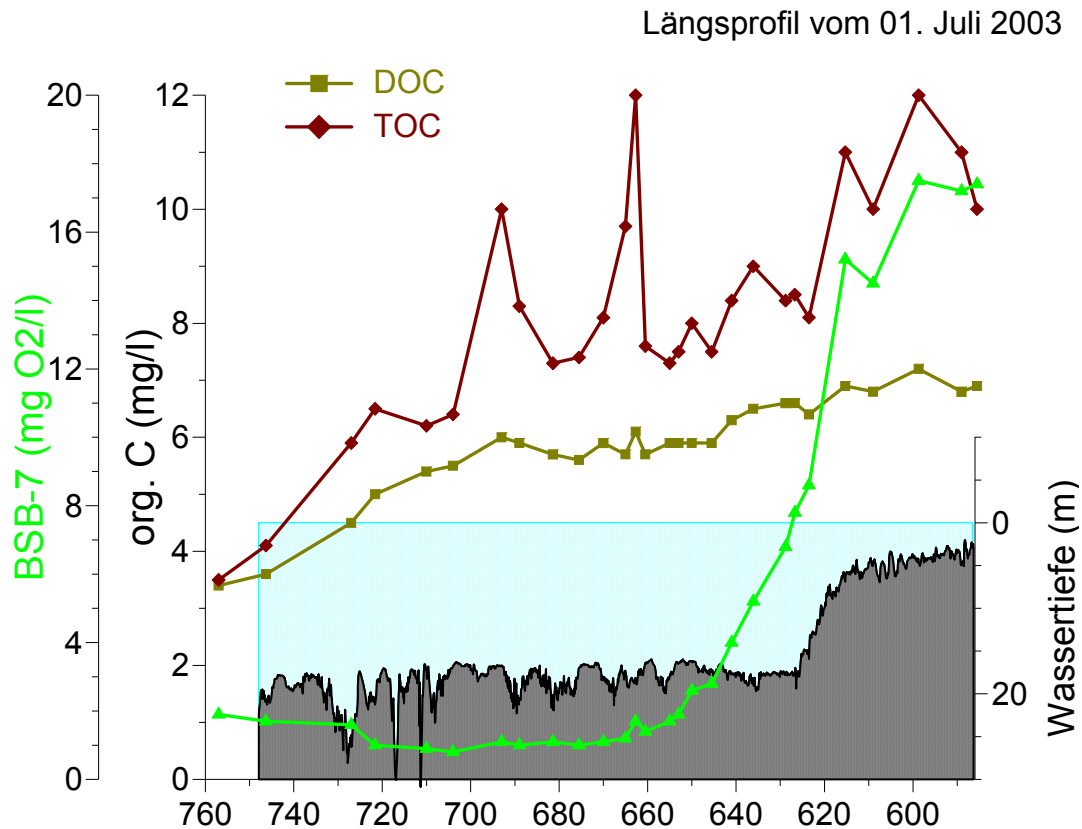


Abbildung 4-35: Längsschnitt des BSB7, des TOC sowie DOC in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003). Zudem sind die Wassertiefen der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne dargestellt.

Auch für andere Ästuar sind diese Zusammenhänge beschrieben worden. So zeigten Untersuchungen im Loire-Ästuar, dass algenbürtige Schwebstoffe eine gute Abbaubarkeit für Bakterien besitzen (RELEXANS et al. 1988). Für die Unterweser wurde von SCHUCHARDT (1990) die Veränderung der Schwebstoffeigenschaften im Längsverlauf folgendermaßen beschrieben: „Die biologischen Prozesse, im Wesentlichen die lichtlimitierte und daher reduzierte Primärproduktion und der gesteigerte Abbau organischer Substanz durch am Schwebstoff aufsitzende Bakterien bewirken einen Rückgang des POM-Anteils am Schwebstoff in der Trübungszone. So dominiert z. B. in der Unterweser der Algenanteil am POM im limnischen Bereich und der Detritusanteil (allochthones Material, schwer abbaubar) in der Trübungszone“.

Viele Abbauprozesse in den Schwebstoffen laufen auch bei der Sedimentbildung ab. Das POM (partikuläre organische Material) wird durch Hydrolyse in gelöstes organisches Material überführt. Anschließend wird das DOC aerob oder anaerob veratmet und der Kohlenstoff als CO_2 abgegeben. Die Umsatzraten sind je nach Prozess und Ausgangssubstrat (z. B. Holz oder Algen) sehr unterschiedlich. Zudem liegt bei diesen mikrobiell katalysierten Vorgängen eine starke Temperaturabhängigkeit zu Grunde. Durch die biologischen Einflüsse auf die Schwebstoffzusammensetzung ist auch eine jahreszeitliche Änderung der Schweb-

stoffzusammensetzung und auch -eigenschaften gegeben. Der organische Anteil ist starken Auf- und Abbauprozessen unterworfen und zeigt eine hohe Dynamik. Somit ist die quantitative und qualitative Zusammensetzung des Schwebstoffes im Ästuar variabel.

Die unterschiedliche Schwebstoffzusammensetzung bzw. die unterschiedlich gute Abbaubarkeit für Bakterien und der daraus resultierende unterschiedlich hohe Sauerstoffverbrauch lassen sich aus den ARGE-ELBE-Daten ableiten (Abbildung 4-36).

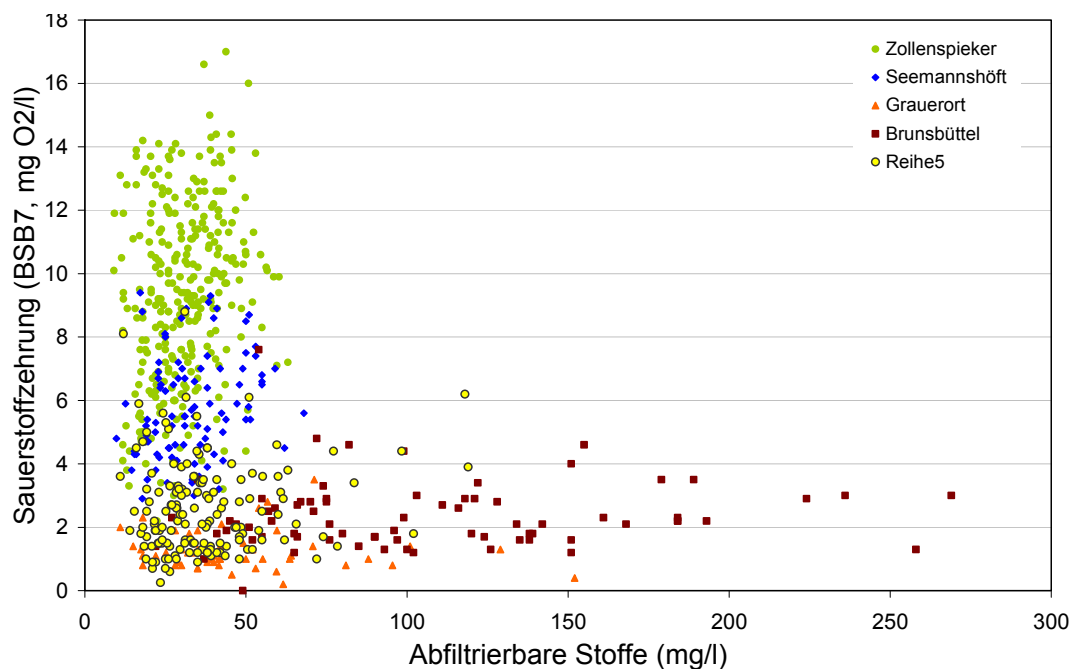


Abbildung 4-36: Korrelationen von abfiltrierbaren Stoffen und Sauerstoffzehrung an den Messstellen Zollenspieker km 598, Seemannshöft km 623, Grauerort km 660, Brunsbüttel km 690 und Cuxhaven km 725 (= Reihe 5), Daten ARGE ELBE, Daten NLWKN.

Tabelle 4-10: Mittlere Sauerstoffzehrung pro mg abfiltrierbarem Schwebstoff für die Sommermonate der Jahre 1993 - 2005, Daten ARGE ELBE.

n=126	Zollenspieker	Seemannshöft	Grauerort	Brunsbüttel
Sommer- Mittelwert	km 598	km 623	km 660	km 693
BSB7-mg O ₂ /mg abfilt. Stoffe	0,25	0,19	0,04	0,03

Die über den BSB-7 ermittelte Sauerstoffzehrung der Schwebstoffe nimmt im Längsverlauf der Tideelbe von oberstrom (Zollenspieker) in Richtung des Trübungsmaximums bei Brunsbüttel um etwa eine 10-Potenz ab (Tabelle 4-10). Da der tatsächliche mikrobielle Abbau (mit Abbaurate k) von organischem Kohlenstoff (bei C_0 = Gesamtmenge an abbaubaren Verbindungen) durch eine Exponentialfunktion beschrieben wird,

$$C_t = C_0 * (1 - e^{-k*t})$$

gibt der ermittelte Sommermittelwert der Sauerstoffzehrung nur einen ungefähren Anhaltspunkt über die Abbaubarkeit der Schwebstoffe. Dies bedeutet, dass die Schwebstoffe in Brunsbüttel ein deutlich schlechteres Substrat für Bakterien darstellen als die Schwebstoffe bei Zollenspieker, was zunächst durch den höheren Anteil an Algen in den Schwebstoffen zu erklären ist. Weiterhin kann die im Längsverlauf der Tideelbe sinkende Abbaubarkeit der Schwebstoffe auch durch die Zunahme der Aufenthaltszeit der Schwebstoffe im System (=Alter) erklärt werden.

Die Bakterien und deren Exoenzyme haben also bei Brunsbüttel länger auf die organischen Verbindungen eingewirkt und so die labilen, leicht abbaubaren Verbindungen der Schwebstoffe bereits verbraucht bzw. aufoxidiert. Als Folge sind die organischen Bestandteile der Schwebstoffe bei Brunsbüttel schwerer abbaubar und somit im Durchschnitt älter als die organischen Bestandteile der Schwebstoff im oberen Abschnitt der Tideelbe.

Es wird also das zunehmende Alter bzw. Aufenthaltsdauer des organischen Kohlenstoffs im System durch abnehmende Zehrungseigenschaft angezeigt.

Dieser grundlegende Trend wird durch die Resuspension von Sedimenten/konsolidierten Schwebstoffen/frischen Schwebstoffen deutlich beeinflusst. Dort wo die Resuspension stattfindet, dürfte sich das Alter bzw. die Aufenthaltszeit der Partikel erhöhen. Damit sollte sich auch das Sauerstoffzehrungspotential der Schwebstoffe vermindern.

„Sauerstoffloch“ und Bezug zu organischer Belastung aus Mittelbe

Die seit Mitte der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts vorliegende Tendenz zu geringen Sauerstoffgehalten in der Tideelbe ist im Wesentlichen auf die veränderte Belastungssituation aus der Mittelbe zurückzuführen. Die im selben Zeitraum angestiegene und seit mehreren Jahren konstant hohe Algenbiomasseproduktion in der Mittelbe führt zu der hohen Belastung der Tideelbe mit organischem Material (Abbildung 4-37). Denn der mikrobielle Abbau dieser pflanzlichen Biomasse im Bereich des Hamburger Hafens verbraucht Sauerstoff und hat dadurch die sogenannte Sekundärbelastung in der Untereelbe ansteigen lassen.

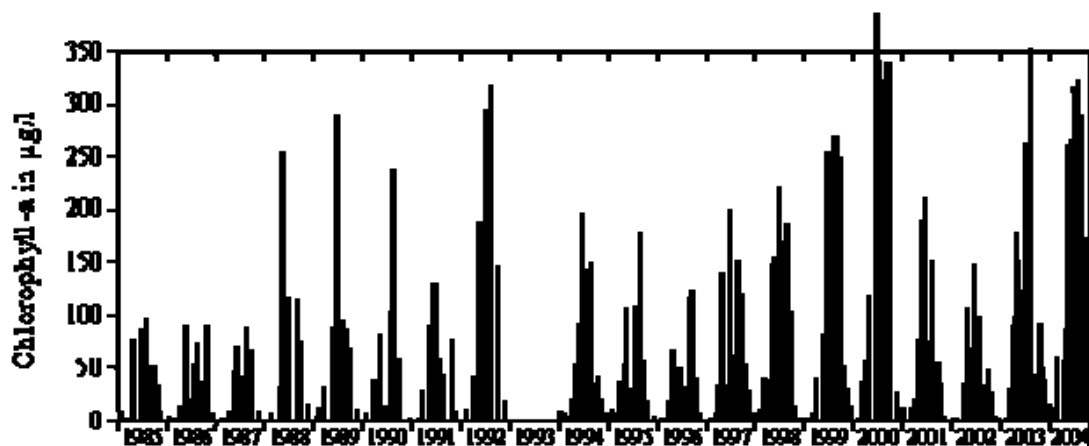


Abbildung 4-37: Chlorophyllkonzentration in der Mittelbe bei Schnackenburg (km 474) im Zeitraum von 1985 bis 2004, Daten ARGE ELBE.

4.3.4 Phytoplankton, Trübung und Nährstoffe

Die Trübung des Wassers reguliert die Lichtversorgung der Algen und damit das Algenwachstum. Die abfiltrierbaren Stoffe sind neben Kolloiden wesentlich für die Lichtabsorption in der Wassersäule verantwortlich. Wie aber aus Abbildung 4-38 zu ersehen ist, kommt es im Sommer bereits in der oberen Tideelbe, also bevor ein deutlicher Anstieg der Schwebstoffgehalte (ab km 660) zu erkennen ist, zum Rückgang der Chlorophyll-a-Gehalte

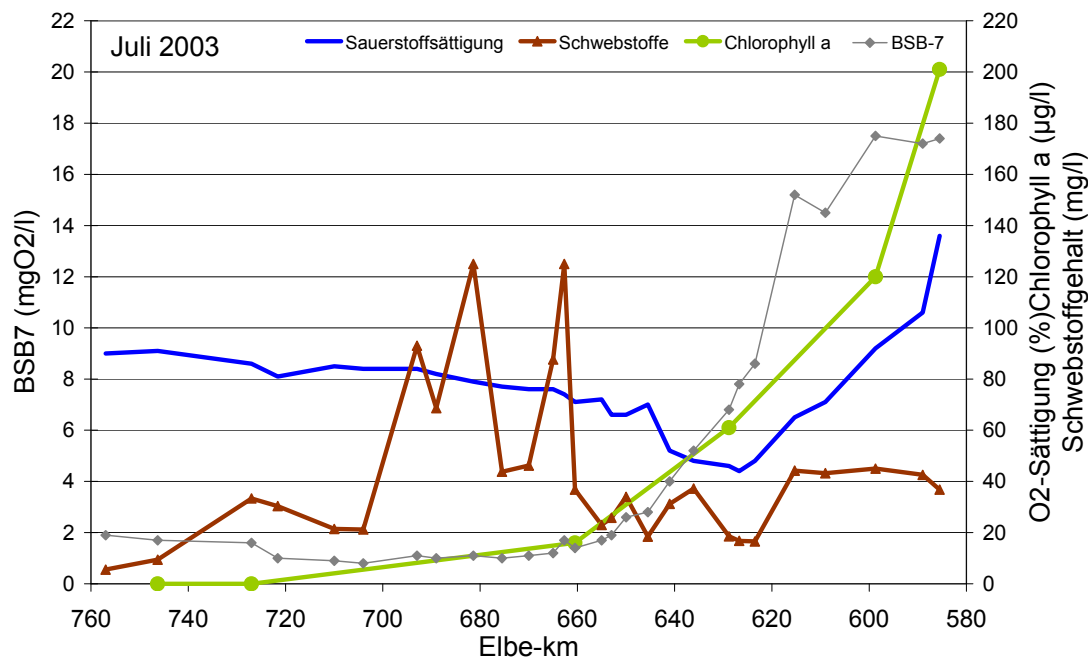


Abbildung 4-38: Längsschnitt der Sauerstoffsättigung, des BSB7, der Schwebstoffe und des Chlorophylls in der Unterelbe am 01.07.2003 (Längsprofilmessungen der ARGE ELBE 2003).

(= Algenbiomasse). Dies kann im Wesentlichen dadurch erklärt werden, dass trotz annähernd gleicher Schwebstoffgehalte im oberen Abschnitt bis km 660 die Lichtversorgung der Algen aufgrund der Zunahme der Wassertiefe ab ca. km 615 bis km 620 stark beeinträchtigt wird. Dadurch nimmt die für die Primärproduktion der Algen ausreichend mit Licht versorgte euphotische Schicht in Relation zur Gesamttiefe der Elbe deutlich ab. Als Folge des ungünstigen Lichtklimas kann die Phytoplanktonpopulation in diesem Abschnitt nicht mehr wachsen.

Für den Rückgang der Algenbiomasse sind aber darüber hinaus auch weitere Faktorenkomplexe verantwortlich: 1. Algenphysiologische Prozesse, die zu einem Absterben der Algen führen, 2. externe Verlustprozesse der Algen, wie Wegfraß durch Zooplankton und Sedimentation und 3. Vermischungs- und Transportprozesse von Wasserkörpern mit hohen und geringen Algenkonzentrationen.

I. Algenphysiologische Prozesse

Das Wachstum bzw. der physiologische Zustand von Algen wird im Wesentlichen durch die Licht- und Nährstoffversorgung gesteuert. In der relativ flachen und turbulenten Mittel- und Unterelbe ist die Lichtversorgung der Algen gut, so dass es im Sommer bei ausreichender Versorgung mit

im Hafengebiete und unterhalb im Vergleich zu den Volumina stromauf sehr groß ist. Diese Vermischungsprozesse müssen in Relation zu dem ständigen Eintrag von Algen aus der Mittelelbe gesetzt werden.

Ein komplexes Zusammenspiel der aufgeführten Faktoren dürfte dazu führen, dass aus „lebenden“ Algen der Mittelelbe in der Tideelbe algenbürtige organische Verbindungen entstehen, die das Substrat für heterotrophe, also Sauerstoff verbrauchende, Bakterien sind.

Im Bereich der Tideelbe mit höheren Schwebstoffgehalten (km 660,5) und damit starker Lichtlimitierung der Algen treten meist nur sehr geringe Chlorophyllgehalte ($< 10 \mu\text{g/l}$) auf (Abbildung 4-39). Ausnahme war die Situation des Augusthochwassers 2002 als in Folge nur geringer Schwebstoffgehalte bei Grauerort, (11 mg/l bis 15 mg/l vom 20.08-20.09.2007), wo hohe Chlorophyllgehalte von $20 \mu\text{g/l}$ bis $80 \mu\text{g/l}$ zu beobachten waren.

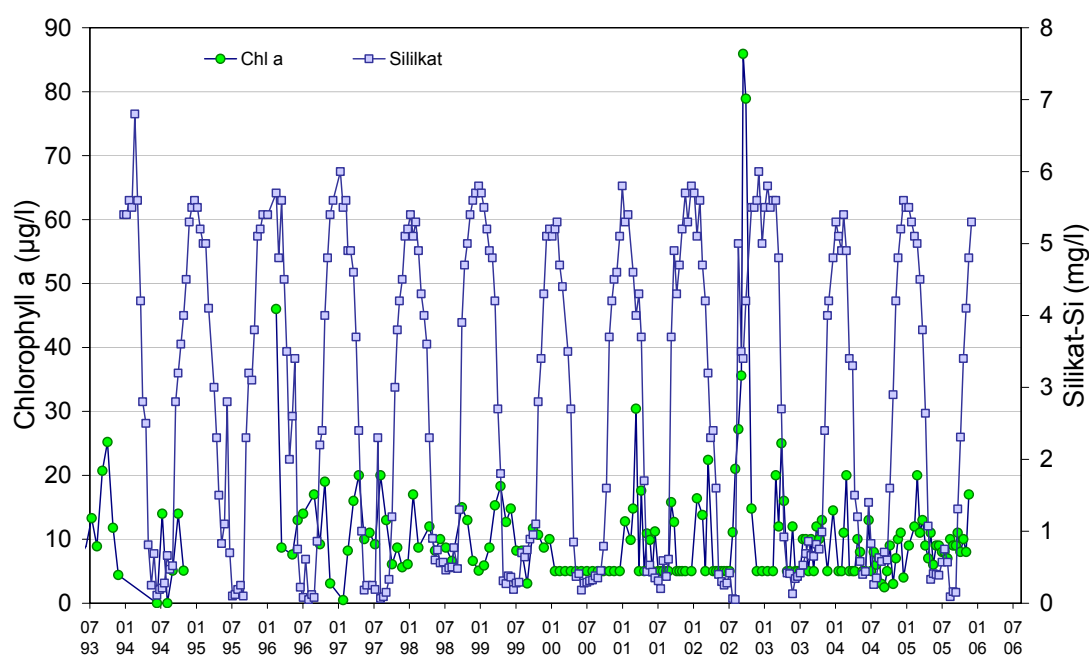


Abbildung 4-40: Silikat und Chlorophyll-a-Gehalte bei Grauerort (km 660,5) in der Untereelbe im Zeitraum 1993 bis 2005 (Daten der ARGE ELBE, Daten NLWKN).

Neben den geringen Schwebstoffgehalten führte das Hochwasser aber auch zu hohen Nährstoffgehalten (siehe Silikat, Abbildung 4-40) in der Tideelbe bei Grauerort. In den Sommermonaten der anderen Jahre war das Wachstum der Kieselalgen bei Grauerort auch durch Silikatmangel beeinträchtigt.

Die Nährstoffverteilung in der Tideelbe unterliegt starken saisonalen Schwankungen, für die im Wesentlichen die Algendynamik in der Mittelelbe verantwortlich ist. In der Vegetationsperiode April bis Oktober nehmen die Algen bei ihrem Wachstum in der Mittelelbe große Mengen an Nährstoffen auf, so dass über das Wehr Geesthacht in diesen Monaten nur vergleichsweise geringe Konzentrationen an gelösten Nährstoffen in die Tideelbe gelangen. Dies gilt für die Parameter Ortho-Phosphat, Ammonium und Nitrat sowie das Silikat, welches für Kieselalgen ein notwendiger Nährstoff ist (Abbildung 4-41 bis Abbildung 4-64).

Demgegenüber steigen in den Wintermonaten die Nährstoffkonzentrationen am Wehr Geesthacht an. Für das Ammonium ist hierbei auch von Bedeutung, dass bei geringen Wassertemperaturen die Nitrifikationsaktivität, und damit die Aufoxidação des Ammonium zum Nitrat, stark verringert ist.

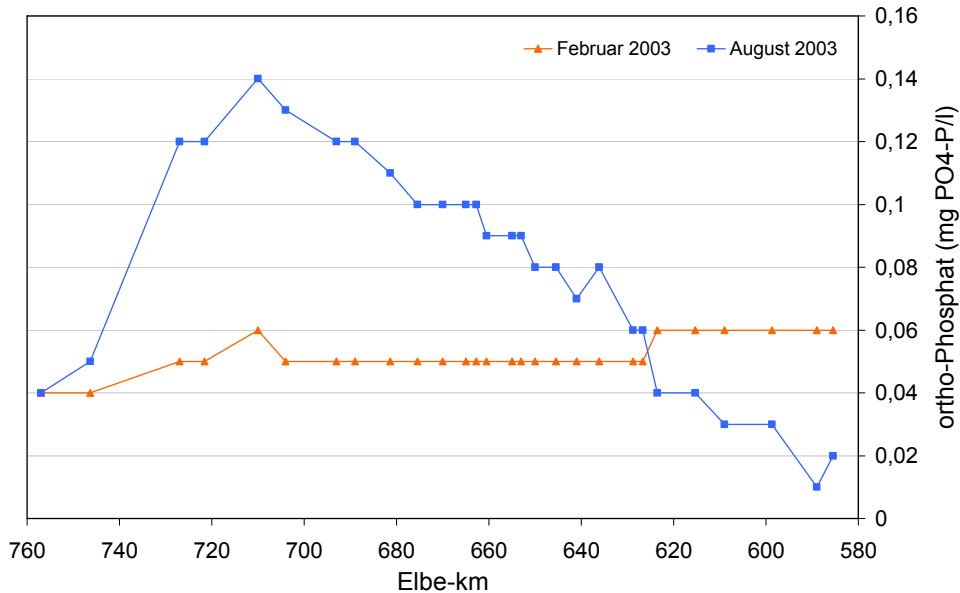


Abbildung 4-41: Ortho-Phosphatgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).

Bezogen auf den Längsverlauf wurde für das Phosphat im Winter eine annähernd gleichbleibende Konzentration in der Tideelbe gemessen (Abbildung 4-41). Erst ab ca. km 710 konnte ein leicht abnehmender Gradient hin zur Nordsee beobachtet werden, der auf

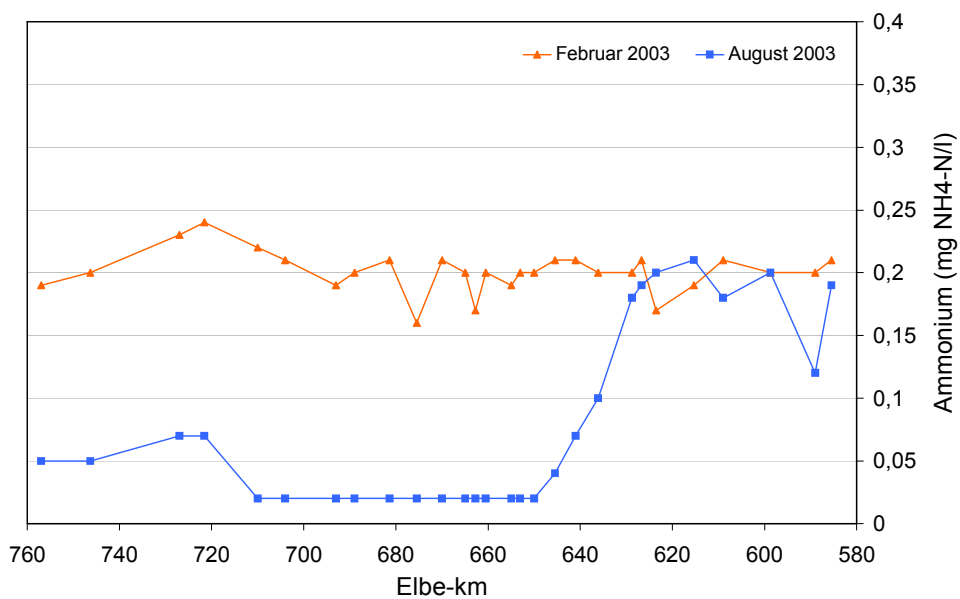


Abbildung 4-42 Ammoniumgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).

eine Vermischung mit phosphatarmem Nordseewasser zurückzuführen ist. Im Sommer kommt es stromab von Geesthacht bis zum Trübungsmaximum (km 660 bis km 710) zu einer Zunahme der Phosphatkonzentrationen. Dies kann auf die Freisetzung von Phosphat aus der abgestorbenen Algenbiomasse und die Desorption von Phosphat-Ionen von den - in der Trübungszone hohen - Schwebstoffgehalten erklärt werden. Von ca. km 730 hin zur Nordsee ist wieder ein deutlicher Vermischungsgradient zu erkennen.

Für das Ammonium war im Februar 2003 (\triangleq Winter) im Längsverlauf eine annähernd gleichbleibende Konzentration zu messen (Abbildung 4-42). Auch hier zeigt sich ab ca. km 720 ein leicht abnehmender Vermischungsgradient hin zur Nordsee. Im Sommer war unterhalb des Hamburger Hafens ein deutlicher Rückgang der Ammoniumwerte erkennbar, der möglicherweise durch eine in diesem Abschnitt erhöhte Nitrifikationsaktivität bewirkt wurde. Die Zunahme der Schwebstoffgehalte bzw. der darauf lebenden Bakterienbiomasse könnte für diesen Anstieg der Aktivität verantwortlich gewesen sein. Ebenso könnte die erneute Zunahme der Ammoniumgehalte hin zur Nordsee mit einem Rückgang der Schwebstoffgehalte bzw. einem Rückgang der Nitrifikationsaktivität zu erklären sein.

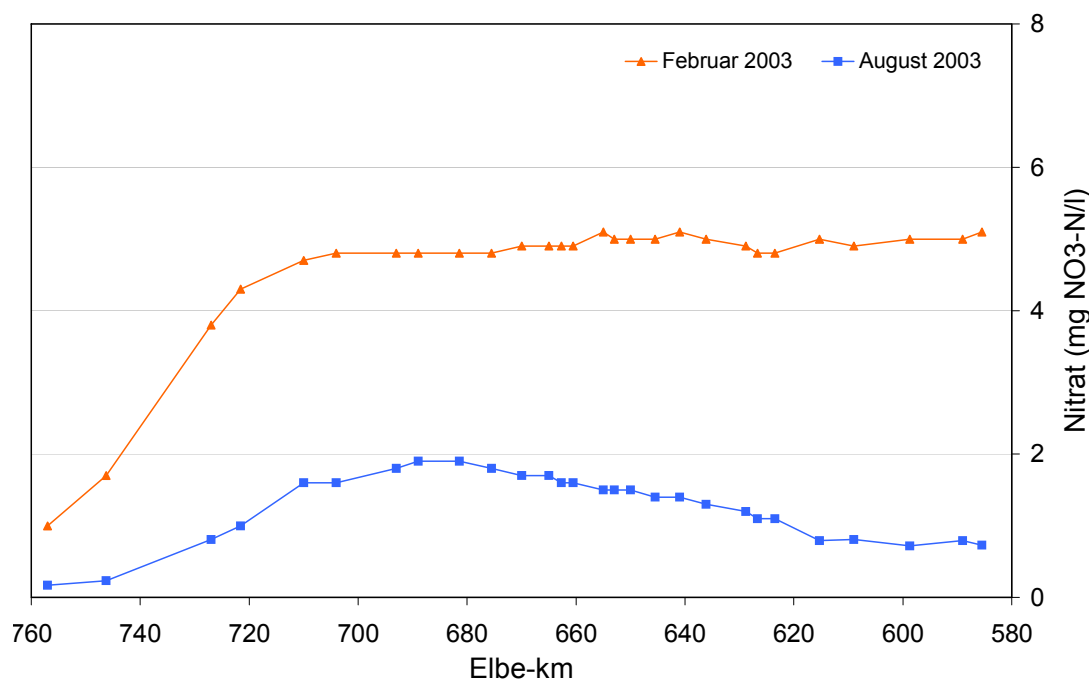


Abbildung 4-43: Nitratgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).

Das Nitrat zeigte im Februar 2003 (\triangleq Winter) im Längsverlauf eine annähernd gleichbleibende Konzentration bis km 720, anschließend war hin zur Nordsee ein deutlicher Vermischungsgradient messbar (Abbildung 4-43). Im Sommer war unterhalb des Hamburger Hafens ein leichter Anstieg der Nitratwerte erkennbar, der zum einen möglicherweise durch eine in diesem Abschnitt erhöhte Nitrifikationsaktivität bewirkt wurde und zum anderen aus der Freisetzung von Stickstoff aus der im Hamburger Hafen bis km 645

abgestorbenen Algenbiomasse herrührt. Hin zur Nordsee trat wiederum ein abnehmender Nitratgradient auf, der die Vermischung des Elbewassers mit sehr nitratarmem Nordseewasser anzeigt.

Das Silikat zeigte im Winter und Sommer denselben Längsverlauf wie das Nitrat (Abbildung 4-44). Der Anstieg stromab km 645 im Sommer dürfte dabei auf die Freisetzung von Silizium aus den Schalen der abgestorbenen Kieselalgen herrühren. Hin zur Nordsee trat wiederum ein abnehmender Silikatgradient auf, der die Vermischung des Elbewassers mit sehr silikatarmen Nordseewasser anzeigt.

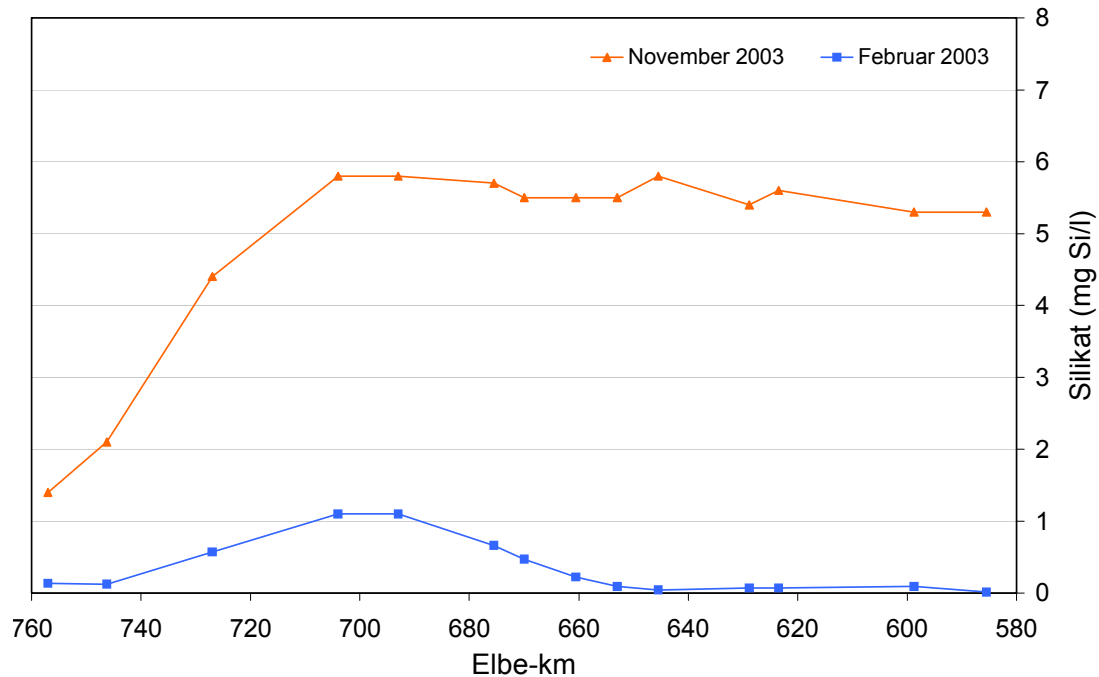


Abbildung 4-44: Silikatgehalte im Längsverlauf der Tideelbe im Februar 2003 und August 2003 (Daten ARGE ELBE).

4.3.5 Nährstoffe und Sauerstoffzehrung der Sedimente

Die Sedimente in der Tideelbe weisen für bestimmte Kenngrößen Gradienten in Längsrichtung vom limnischen zum marinen Bereich auf. Zudem bestehen deutliche Unterschiede zwischen Fahrrinne und Seitenbereichen. Insbesondere dieser Unterschied ist auf Korngrößenunterschiede zurückzuführen. Die im limnischen Bereich der Tideelbe höhere Belastung der Sedimente mit Ammonium (Abbildung 4-46) dürfte durch die höheren Konzentrationen an organischem Kohlenstoff im diesem Bereich der Tideelbe zurückzuführen sein. Diese höheren Gehalte bewirken bei Sedimentation eine stärkere Beladung der Sedimente mit organischem Material. Beim Abbau dieses Materials entsteht Ammonium in den Sedimenten bzw. in deren Porenwasser.

Aus den Daten der Beprobung der Tideelbe von km 640 bis km 730 im September 2006 wurden für die Auswertung zwei Datengruppen gebildet. Die erste Gruppe umfasst alle

Proben mit einem 20 µm-Anteil unter 20 % und Glühverlust < 1,5 % (Abbildung 4-45, gelbe Rauten). Diese Proben sind aus der Fahrrinne und benachbarten Bereichen entnommen. Die zweite Gruppe umfasst Proben aus Sedimentationsbereichen, d. h. die Proben weisen einen 20-µm-Anteil über 10 % und einen Glühverlust über 1,5 % auf (blaue Rauten).

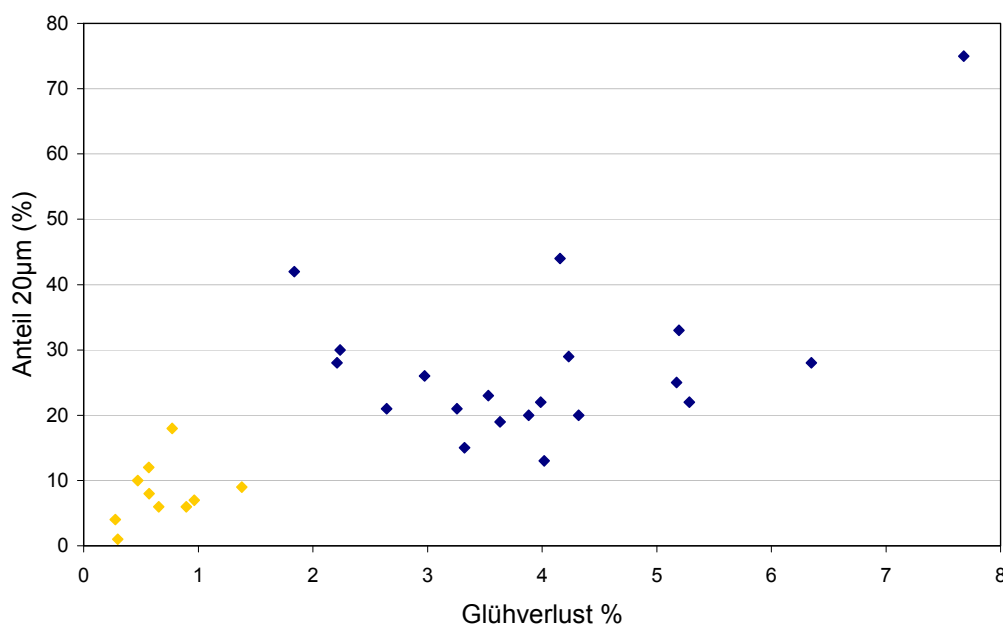


Abbildung 4-45: Glühverluste und Feinkornanteil (< 20 µm) der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750. Die Sortierung der Proben ist farbig dargestellt. Dies ist in den zwei folgenden Abbildungen beibehalten.

Entsprechend der Beladung der Sedimente mit organischem Material weisen die Sedimente unterschiedliche Ammoniumgehalte im Porenwasser auf (Abbildung 4-46). In den Proben der Gruppe 2 (blaue Rauten) ist trotz erheblicher Streuung ein deutlicher Längsgradient für den Ammoniumgehalt im Porenwasser zu erkennen: Höhere Ammoniumgehalte stromauf und sinkende Ammoniumgehalte in Richtung Nordsee. Kein vergleichbarer Gradient ist für die Gruppe 1 (gelbe Karos) zu erkennen. Hier liegen die Ammoniumgehalte im Porenwasser bis auf eine Ausnahme deutlich unter 5 mg NH₄-N/l.

Die Sauerstoffzehrung der Sedimente, die stark abhängig vom Glühverlust und dem Ammoniumgehalt im Porenwasser ist, zeigt keine Längszonierung in der Tideelbe (Abbildung 4-47). Die deutlichsten Unterschiede treten zwischen Proben aus der Fahrrinne (Gruppe 1, gelbe Karos) und Proben aus den Sedimentationsräumen (Gruppe 2, blaue Rauten) auf.

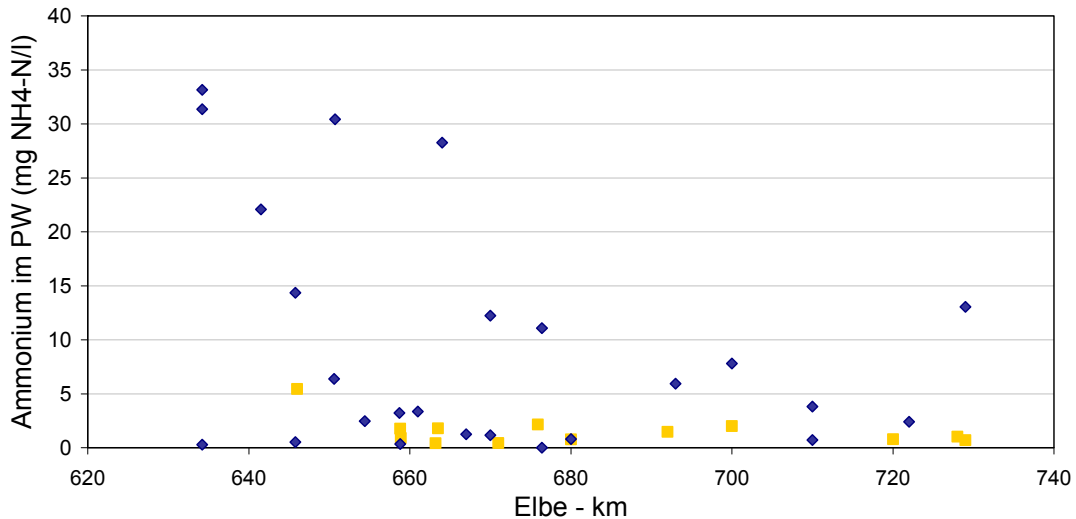


Abbildung 4-46: Ammoniumgehalte im Porenwasser der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750.

So weisen die Sedimente aus den Sedimentationsräumen mit 0,28 mg O₂/g Nassgewicht einen mehr als doppelt so hohen Mittelwert auf als die Sedimente aus dem Fahrrinnenbereich mit 0,11 mg O₂/g Nassgewicht.

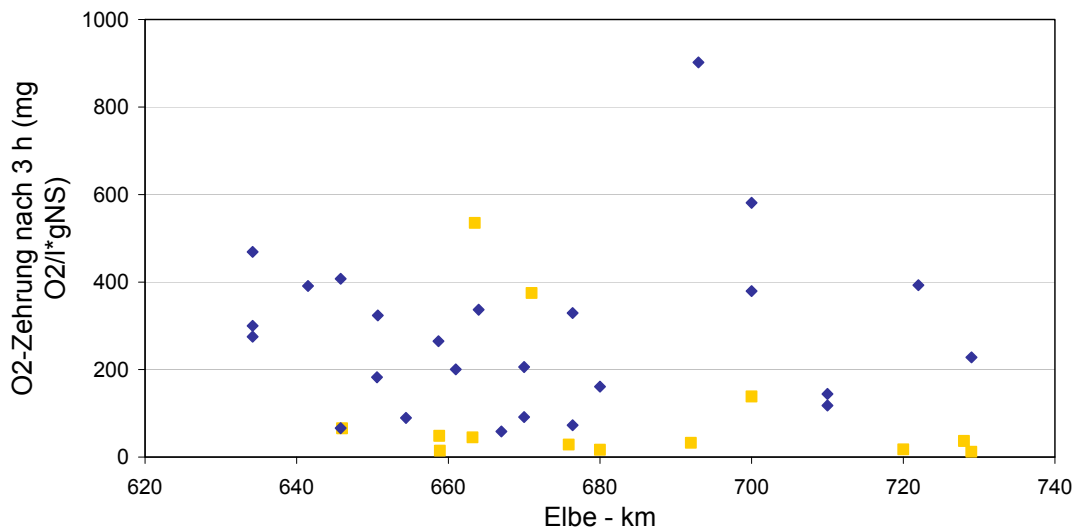


Abbildung 4-47: Sauerstoffzehrung der Sedimente im September 2006 vom km 640 bis km 750.

4.3.6 Zustandsbewertung

Der Sauerstoffhaushalt im limnischen Abschnitt der Tideelbe bis unterhalb Hamburgs ist deutlich bis stark belastet. Wesentliche Ursache sind die Einträge aus der Mittelelbe und in geringerem Umfang auch die Einleitungen der Stadt Hamburg.

Eine Trophiebewertung anhand der Phytoplanktongehalte kann nur für den Elbeabschnitt bis Hamburg erfolgen. Für diesen Bereich wird die Tideelbe als polytroph bis poly-/eutroph

bewertet. In den übrigen Abschnitten der Unterelbe besteht aufgrund der starken Lichtlimi-
tierung der Algen kein Zusammenhang zu den Nährstoffgehalten.

Die Ziele der WRRL und der nationalen Umsetzung streben entsprechend eine Reduzierung
der oberstromigen Belastung der Tideelbe durch Nährstoffe und zehrende Substanzen an, so
dass die Sauerstoffdefizite dann auf ein Minimum reduziert werden.

4.4 Schadstoffe

4.4.1 Untersuchungsrahmen

Die Feststoffe der Elbe zeigten in der Vergangenheit in vielen Bereichen hohe Schadstoff-
belastungen, insbesondere mit den Schwermetallen Cadmium, Quecksilber und Zink sowie
einigen chlororganischen Verbindungen (Chlorbenzole, DDT und Metabolite, Hexachlor-
cyclohexane, Polychlorierte Biphenyle) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasser-
stoffen. Vor allem im Tidebereich ist auch die Belastung mit zinnorganischen Verbindungen
hoch. Obwohl ein deutlicher Rückgang der Schadstoffgehalte erfolgte, ist die Belastung im
Vergleich zu anderen Flüssen, zu Bewertungskriterien der WRRL, und vor allem zu den
natürlichen Hintergrundwerten, noch immer erhöht.

Im Folgenden wird die aktuelle Schadstoffbelastung der Sedimente und Schwebstoffe in der
Tideelbe und den angrenzenden Küstenwatten dargestellt und bewertet. Auch Informationen
zur zeitlichen Entwicklung der Belastung werden ausgewertet.

4.4.1.1 Parameterauswahl

Die Darstellung der Belastungssituation beschränkt sich im Wesentlichen auf Schadstoffe,
die bei Baggermaßnahmen gemäß der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut
im Küsten- bzw. im Binnenbereich (BfG 1999a, BfG 2000) zu analysieren sind. Die Auswahl
der untersuchten Schadstoffe erfolgte nach den Kriterien Verfügbarkeit, Persistenz, Akkumu-
lierbarkeit in Sedimenten bzw. Biota und Toxizität. Viele dieser Stoffe sind in den Priori-
tätenlisten der WRRL, der UNEP sowie von OSPAR enthalten. Für die Beurteilung der
Schadstoffbelastung werden der Anteil der Feinkornfraktion < 20 µm sowie der organische
Anteil der Proben (TOC, Glühverlust) herangezogen. Untersucht wurden:

- > Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) und
Arsen,
- > Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (6 PAKs bzw. 13 PAKs nach HABAK-
WSV/HABAB-WSV),
- > Kohlenwasserstoffe/Kohlenwasserstoffindex (KW),
- > Pentachlorbenzol; Hexachlorbenzol (HCB),
- > Polychlorierte Biphenyle (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180),
- > Hexachlorcyclohexane (α -HCH, β -HCH, γ -HCH = Lindan),
- > Dichlordiphenyltrichlorethan (p,p'-DDT und Abbauprodukte DDD, DDE),
- > Organische Zinnverbindungen (insbesondere Mono-, Di-, Tributylzinnverbindungen
(TBT), Tetrabutylzinn, Triphenylzinnverbindungen),

> polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) (an ausgewählten Proben).

In Anlage A am Ende des Berichtes sind die wichtigsten Informationen zu den Schadstoffen zusammengefasst. Es werden nur Schadstoffe, die überwiegend partikulär gebunden sind, betrachtet.

4.4.1.2 Datenbasis

Für die Beschreibung der Schadstoffbelastung der Feststoffe im Tidebereich wurden die Ergebnisse folgender Schadstoffuntersuchungen verwendet:

- 1a) in schwebstoffbürtigen Sedimenten an Dauermessstellen der ARGE ELBE (Bunthaus, Seemannshöft, Grauerort und Cuxhaven, Abbildung 4-48),
- 1b) in Schwebstoffen bzw. frisch abgelagerten Sedimenten an Dauermessstellen der BfG (Geesthacht, Wedel, Bützfleth, Brunsbüttel, Cuxhaven, Abbildung 4-48),
- 2) in Schwebstoffproben (Filterrückstände von Wasserproben) und Sedimentproben der ARGE ELBE aus der Außenelbe,
- 3) in ca. 100 ausgewählten Oberflächensedimentproben eines von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW-DH) im Juni 2005 beprobten Längsprofils von km 642 bis km 740 (Untersuchung von 49 der Proben im Rahmen der UVU Unter- und Außenelbe und von weiteren 50 Proben für die vorliegende Studie, (Gröngröft, A. 2007) sowie
- 4) in 39 Sedimentoberflächenproben eines von der BfG im Oktober 2006 beprobten Längsprofils von km 635 - km 730,
- 5) in Sedimentkernen aus ausgewählten Wattbereichen zwischen Fährmannsander Watt und Nordkehdingener Watt aus dem Jahr 1998.

Als Referenz für die Außenelbe wurden die Schadstoffgehalte in Sedimenten der Schlickfallzone in der Deutschen Bucht südöstlich von Helgoland (BfG 2005) verwendet. An den Dauermessstellen (DMS) werden sowohl schwebstoffbürtige Sedimente in Sedimentationsfallen als auch frisch abgelagerte Sedimente aus Bereichen mit hohen Sedimentationsraten entnommen.

Aufgrund der engen Wechselwirkung zwischen Schwebstoffen und frisch abgelagerten Sedimenten im Tidebereich wird bei der Auswertung der Ergebnisse nicht zwischen den beiden Probenarten unterschieden, und sie werden zur Darstellung der Entwicklung der Schadstoffbelastung mit der Zeit sowie im Längsverlauf der Elbe verwendet.

Bei den Feststoffproben der Dauermessstellen ist davon auszugehen, dass sie die aktuelle Belastung der Sedimentoberfläche bzw. der Schwebstoffe und damit der für Transportprozesse zur Verfügung stehenden Feststoffe widerspiegeln.

Bei den Sedimentbeprobungen im Längsverlauf der Tideelbe aus dem Jahr 2005 der BAW und aus dem Jahr 2006 der BfG dagegen, bei denen neben Sedimenten aus dem Bereich des Fahrwassers auch Sedimente aus Seitenbereichen untersucht wurden, wurden je nach Sedimentations- bzw. Erosionsrate auch festliegende Sedimente erfasst. Bei diesen kann es sich zum Einen um hoch schadstoffbelastete Ablagerungen, zum Anderen um unbelasteten bis gering belasteten gewachsenen Boden handeln.

Für Schadstoffuntersuchungen wurden in der Regel nur Proben mit Anteilen der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ von mehr als 5 % - 10 % verwendet. In Sandproben ist keine bzw. eine vernachlässigbare Anreicherung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen anthropogener Herkunft zu erwarten. Schwermetalle sind jedoch in geringen Konzentrationen auch als natürlicher Bestandteil der Mineralstruktur in Sanden anzutreffen.

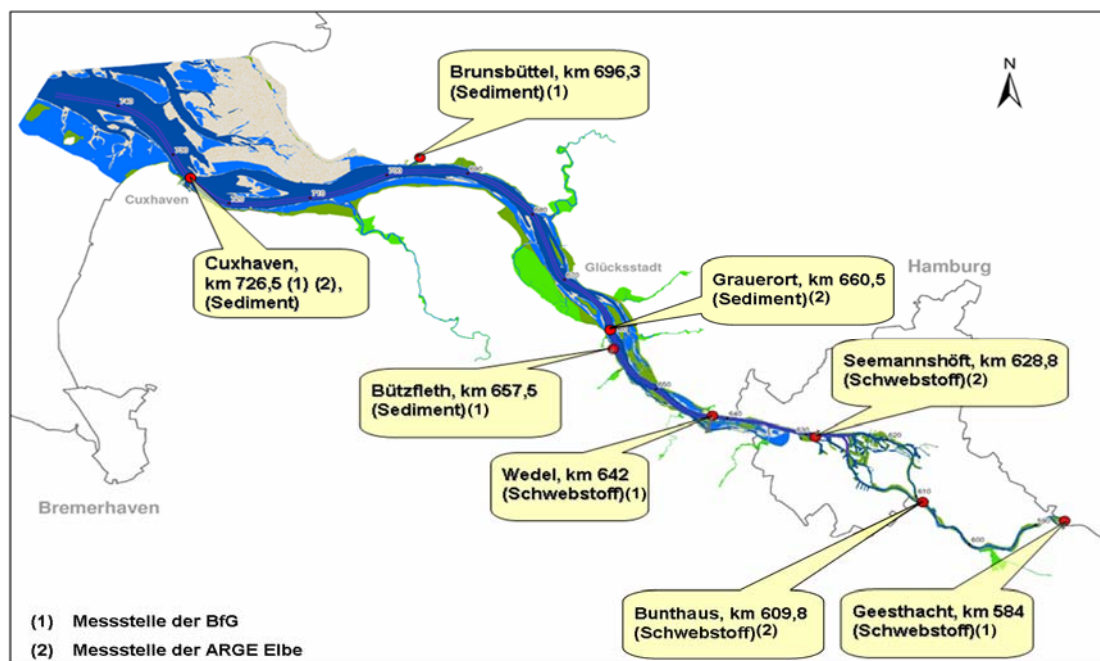


Abbildung 4-48: Probenahmestellen in der Tideelbe

4.4.2 Methodische Grundlagen

4.4.2.1 Korngrößenkorrektur

Schwermetalle und die hier untersuchten organischen Schadstoffe reichern sich überwiegend in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ von Sedimenten und Schwebstoffen an. Schadstoffgehalte in Gesamtproben, d. h. in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$, werden daher deutlich vom Feinkornanteil beeinflusst. Dieser hängt u. a. von den Strömungsverhältnissen ab und kann je nach Probenahmestelle und -zeitpunkt stark variieren. Als Folge können in einem einheitlich mit Schadstoffen belasteten Gewässerabschnitt in Gesamtproben ermittelte Schadstoffgehalte nur aufgrund unterschiedlicher Anteile unbelasteten sandigen Materials stark schwanken. Für einen zuverlässigen Vergleich von Schadstoffgehalten werden daher Ergebnisse in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ herangezogen. Auch für die Bewertung nach HABAB-WSV bzw. HABAK-WSV sind Schadstoffgehalte in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ zu verwenden.

Während die Schwermetalle direkt in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gemessen wurden, erfolgte der Nachweis der organischen Schadstoffe wegen des erheblichen Aufwandes zur Abtrennung ausreichender Mengen dieser Feinkornfraktion in den Gesamtproben. Die in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ angereicherten organischen Schadstoffgehalte wurden aus den Messergebnissen für

die Gesamtproben und dem prozentualen Anteil der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ berechnet (Korngrößenkorrektur). Dabei wird angenommen, dass sich keine organischen Schadstoffe in dem Anteil $> 20 \mu\text{m}$ befinden. Bei Proben mit $< 10 \%$ der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ wurden die normierten Ergebnisse wegen der zu großen Ergebnisunsicherheit nicht für die Bewertung der Schadstoffbelastung herangezogen.

Für die Bewertung der Belastung mit den ebenfalls in den Gesamtproben untersuchten TBT-Verbindungen in Bezug auf die Umlagerungsfähigkeit der zu baggernden Sedimente wurde keine Korngrößenkorrektur vorgenommen, da sich die Richtwerte für Tributylzinnverbindungen (TBT) nach dem Konzept zur Handhabung von TBT-belastetem Baggergut im Küstenbereich (BLABAK-TBT-Konzept; ANONYMUS 2001) auf Gesamtproben beziehen. Für einen Vergleich der Ergebnisse wurden die in den Gesamtproben gemessenen Gehalte jedoch ebenfalls korngößenkorrigiert.

Sowohl bei der Gewinnung der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ für nachfolgende Schadstoffmessungen als auch bei der Bestimmung des Anteils dieser Fraktion für die Beurteilung von Schadstoffgehalten ist eine sorgfältige Abtrennung von den schadstoffarmen bzw. -freien größeren mineralischen Fraktionen erforderlich. Dazu wird die Ultraschallsiebung eingesetzt, die auch Agglomerate auftrennt, ohne die mineralischen Partikel $> 20 \mu\text{m}$ signifikant zu zerstören. Die mit dieser Siebung ermittelten Korngrößenverteilungen können von den Ergebnissen abweichen, die mit den bei der BfG für die Untersuchung von Transport- und Sedimentationsverhalten von Feststoffen eingesetzten Laser- oder Sedimentationsverfahren ermittelt werden.

4.4.2.2 Schadstoffuntersuchungen

Während die Ergebnisunsicherheit der Schwermetallmessungen im Bereich von ca. 10 % bis 15 % liegt, ist sie für organische Schadstoffe wesentlich größer. Sie liegt bei Konzentrationen $> 5 \mu\text{g/kg}$ je nach Einzelstoff im Bereich von 25 % bis 35 %, kann aber bei geringen Konzentrationen 50 % übersteigen.

Die Konzentrationen der Gehalte organischer Schadstoffe lagen z. T. unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Solche Gehalte wurden bei Berechnungen (Korngrößenkorrekturen, Mittelwert- oder Summenbildungen) mit der Hälfte der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

4.4.2.3 Klassifizierung der Schadstoffbelastung

Zur Feststellung des Umweltrisikos wurden für die in den Handlungsanweisungen des Bundes (HABAK und HABAB) benannten Schadstoffe von der BfG fünf Wertstufen festgelegt, die in Kapitel 4.4.4 zur Klassifizierung der Belastung verwendet werden (URE Methodik, BfG 2004b). Ausgehend von der natürlichen Hintergrundbelastung erfolgt eine Klassifizierung in erster Linie durch eine Einstufung der anthropogenen Einflüsse auf die einzelnen Schadstoffe. Die Festlegung der Wertstufen 1 bis 4 berücksichtigt potenziell schädliche Auswirkungen der Schadstoffe auf die Biosphäre (Ackermann et al. 2002). Das Klassifizierungsverfahren unterscheidet nicht zwischen marinem und limnischem Milieu.

Die fünf Wertstufen für die Schadstoffbelastung von Sedimenten/Schwebstoffen orientieren sich für Schwermetalle einerseits an den natürlichen Hintergrundwerten (Tongesteinstandard, Wertstufe 5, Turekian et al. 1961), andererseits an den Zielvorgaben zum Schutz oberir-

discher Binnengewässer der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1997; Wertstufen 4 - 1; Tabelle 4-11). Die dort als Zielvorgaben festgelegten Konzentrationen werden für Sedimente und Schwebstoffe als ökologisch unbedenklich angesehen.

Tabelle 4-11: Bewertungsrahmen Schutzgut Boden/Schadstoffe und ökotoxikologische Bewertung in Sedimenten nach dem „URE-Schema“ (BfG 2004b).

Wertstufe	Bewertungskriterien		
	Organische Schadstoffe in der Fraktion <20 µm	Schwermetalle in der Fraktion <20 µm	Ökotoxikologische Wirkungen
sehr hoch 5	natürlicher Hintergrundwert $C_{\text{Schadstoff}} \leq \text{nat. HG}$	Natürlicher Hintergrundwert $C_{\text{Schadstoff}} \leq \text{nat. HG}$	Toxizität nicht nachweisbar Toxizitätsklasse 0
hoch 4	geringe Belastung $\text{nat. HG} < C_{\text{Schadstoff}} \leq \text{RW1}$	geringe Belastung $\text{nat. HG} < C_{\text{Schadstoff}} \leq \text{ZV}$	sehr gering bis gering toxisch belastet Toxizitätsklasse I oder II
mittel 3	mittlere Belastung $\text{RW1} < C_{\text{Schadstoff}} \leq \text{RW2}$	mittlere Belastung $\text{ZV} < C_{\text{Schadstoff}} \leq 2\text{-fache ZV}$	mäßig bis erhöht toxisch belastet Toxizitätsklasse III oder IV
gering 2	erhöhte Belastung $\text{RW2} < C_{\text{Schadstoff}} \leq 3\text{-fache RW2}$	erhöhte Belastung $2\text{-fache ZV} < C_{\text{Schadstoff}} \leq 4\text{-fache ZV}$	hoch toxisch belastet Toxizitätsklasse V
Sehr gering 1	hohe bis sehr hohe Belastung $C_{\text{Schadstoff}} > 3\text{-fache RW2}$	hohe bis sehr hohe Belastung $C_{\text{Schadstoff}} > 4\text{-fache ZV}$	sehr hoch toxisch belastet Toxizitätsklasse VI

Auch für organische Schadstoffe beinhaltet die Wertstufe 5 die natürlichen Hintergrundwerte (Ackermann et al. 2002). Da es derzeit noch keine entsprechenden Zielvorgaben der LAWA (Ausnahme HCB) oder andere wissenschaftlich begründete Richtwerte für die Beurteilung organischer Schadstoffe in Sedimenten oder Schwebstoffen gibt, orientieren sich die Wertstufen 1 bis 4 für organische Schadstoffe an den Richtwerten RW1 und RW2 der HABAK-WSV. Für Tributylzinn-Verbindungen (TBT) wird als Grenze für die Wertstufe 4 der untere, ökotoxikologisch ausgerichtete Richtwert RW1 des Konzeptes zur Handhabung von TBT-belastetem Baggergut im Küstenbereich (Anonymus 2001) von 20 µg TBT/kg Trockensubstanz (TS) gewählt. Bei Verdacht auf Schadstoffe, die nicht in Anlage 4.2-1 erfasst sind, sind Einzelfallentscheidungen erforderlich.

Die Grenzkonzentrationen der Wertstufen für die einzelnen Schadstoffe sind in Anlage 4.2-1 aufgeführt. Da sich die hier betrachteten Schadstoffe bevorzugt in der Feinkornfraktion < 20 µm anreichern, werden für die Bewertung in der Regel nur Schadstoffgehalte in dieser Fraktion herangezogen.

4.4.3 Beschreibung der Schadstoffbelastung von Sedimenten und Schwebstoffen

Abbildung 4-49 zeigt für ausgewählte Schwermetalle und organische Schadstoffe sowie TBT einen Überblick des Verlaufs der mittleren Konzentrationen in der Feinkornfraktion < 20 µm schwebstoffbürtiger bzw. frisch abgelagerter Sedimente (monatliche Messungen) von Schmilka bis Cuxhaven für die Jahre 1994 und 2005.

Mit wenigen Ausnahmen liegen die Schadstoffgehalte an den Stationen im Binnenbereich höher als die in der Tideelbe. Vor allem die Gehalte der organischen Schadstoffe mit Ausnahme des HCB haben in diesem Bereich im Jahr 2005 gegenüber dem Jahr 1994 abgenommen. Im Tidebereich nehmen die mittleren Schadstoffgehalte der Schwebstoffe und frisch abgelagerten Sedimente von der oberen Tideelbe in Richtung Deutsche Bucht ab.

Eine Ausnahme stellen die Tributylzinn-Verbindungen dar, die aufgrund der Verwendung als Antifoulingmittel in Schiffsanstrichfarben im Tidebereich an den Stationen Seemannshöft, Wedel und Grauerort im Jahr 2005 die höchsten Konzentrationen zeigen.

Nur im Mündungsbereich der Mulde, an der ein inzwischen stillgelegter, TBT-produzierender Betrieb angesiedelt war, lagen die Konzentrationen von TBT sowie TeBT in der Vergangenheit in Sedimenten und Schwebstoffen ebenfalls hoch. Im Jahr 1994 wurde noch eine Belastung mit 6520 µg TBT/kg nachgewiesen, im Jahr 2005 lagen die Werte unter 50 µg TBT/kg (HPA 2005b, Daten ARGE ELBE, ARGE ELBE 2006a).

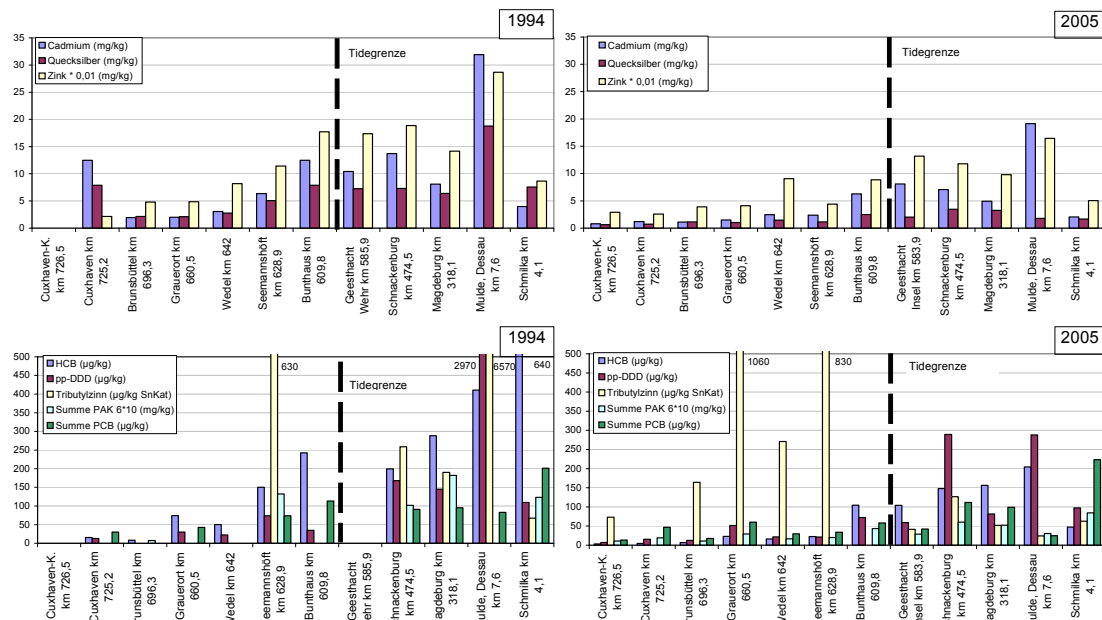


Abbildung 4-49: Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion < 20 µm von Feststoffen im Längsverlauf der Elbe, 1994 und 2005, Daten ARGE ELBE.

Die von der ARGE ELBE (2006b) bei Schnackenburg ermittelten Jahresfrachten können als Schadstoffeintrag aus dem Oberlauf der Elbe in den Tidebereich angenommen werden. Zwischen Schnackenburg und dem Wehr Geesthacht sind keine relevanten Quellen angesiedelt.

Für die meisten der betrachteten partikulär gebundenen Schadstoffe erfolgt der Haupteintrag in den Tidebereich aus dem Oberlauf der Elbe über das Wehr Geesthacht. Direkte Einträge innerhalb der Tideelbe sind vergleichsweise gering. Die dem Europäischen Schadstoffemissionsregister EPER gemeldeten Frachten aus dem Raum Hamburg (FHH 2005,

EPER 2006) liegen in der Größenordnung von < 5 % der Jahresfrachten bei Schnackenburg. Im weiteren Verlauf der Tideelbe gibt es nur noch wenige Emittenten.

Für die hier betrachteten feststoffgebundenen organischen Schadstoffe gibt es im Raum Hamburg derzeit keine Quellen, jedoch liegen z. T. noch hoch belastete Altablagerungen vor (PAK, PCBs, HCB, Dioxine) (HPA 2005b). TBT-Emissionen stammen dagegen hauptsächlich aus der Schifffahrt und den Werftbetrieben in der Tideelbe, insbesondere aus dem Raum Hamburg.

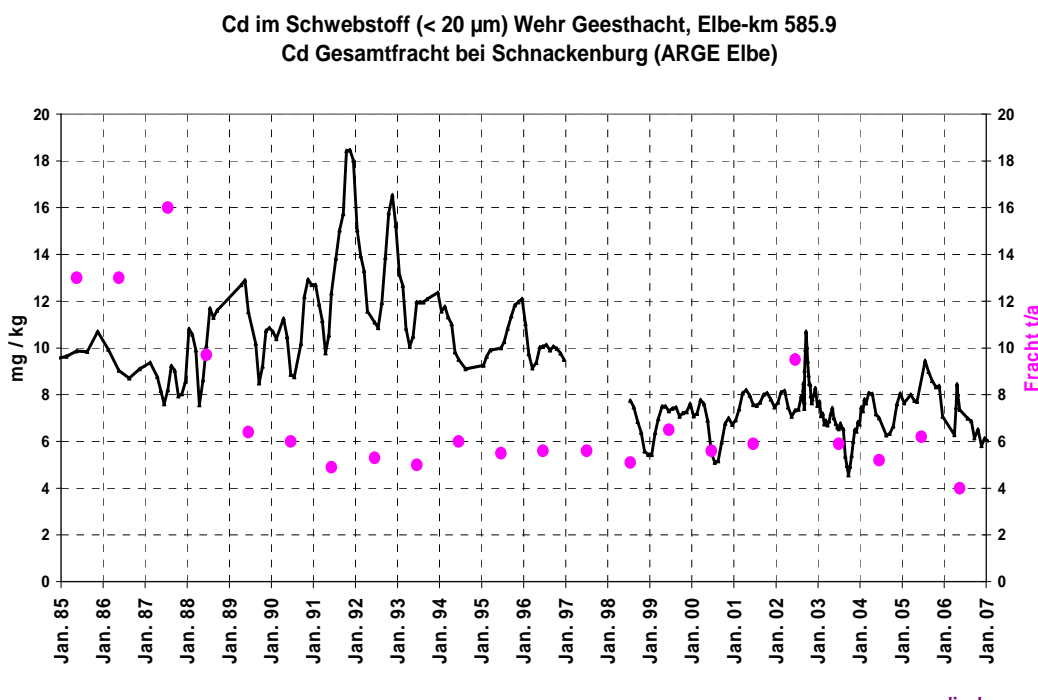


Abbildung 4-50: Zeitliche Entwicklung der Cadmiumfrachten bei Schnackenburg und der Cadmiumkonzentrationen bei Geesthacht, Daten ARGE ELBE und BfG.

Während die Schwermetallfrachten Anfang der 1990er Jahre deutlich abnahmen, sind sie seit Mitte bis Ende der 1990er Jahre mit Ausnahme des Jahres 2002 mit einem ausgeprägten Hochwasser relativ stabil. Entsprechend nehmen auch die Schwermetallgehalte ab, wie Abbildung 4-50 am Beispiel des Cadmiums zeigt.

Für die organischen Schadstoffe ist zwar ebenfalls im Prinzip eine Abnahme der Jahresfrachten zu verzeichnen, doch gibt es hier z. T. zwischenzeitlich wieder Zunahmen. Zudem ist der Trend weniger deutlich, da in vielen Fällen nur obere Grenzen für die Frachten angegeben werden konnten (ARGE ELBE 2006b).

4.4.3.1 Aktuelle Schadstoffbelastung in schwebstoffbürtigen Sedimenten und Oberflächensedimenten im Längsverlauf der Tideelbe

Im Folgenden werden die Feststoffproben von Dauermessstellen (DMS) als schwebstoffbürtige Sedimente, die bei zwei Längsbereisungen in 2005 und 2006 mit Greifer entnommenen Proben als Sedimentproben bezeichnet.

Bei den Proben der DMS handelt es sich um rezentes bzw. für Transporte zur Verfügung stehendes Material, während das Ablagerungsalter der bei den Längsbereisungen erfassten Sedimentablagerungen und damit die Höhe der Schadstoffbelastung variieren kann (s. o.).

Als Referenz für die Sedimente der Außenelbe wurden neben den von der ARGE ELBE entnommenen Schwebstoffproben (Filterrückstände aus Wasserproben) an vier Stationen in der Außenelbe (Nordertill, Vogelsand Norderelbe, Tonne 5/Außenelbe, Tonne 13/Scharhörn) (ARGE ELBE 2007a) zusätzlich Daten aus einer Untersuchung von Sedimentproben in dem Schlickgebiet südöstlich von Helgoland aus dem Jahr 2005 (BfG 2005) verwendet. Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen dieser beiden Untersuchungen liegen in einem ähnlichen Konzentrationsbereich. Organische Schadstoffe wurden in den Filterrückständen nicht untersucht.

Im Tidebereich werden die Konzentrationen in schwebstoffbürtigen Sedimenten im Wesentlichen durch den vom Oberwasserabfluss abhängigen Eintrag aus dem Oberlauf der Elbe, die Feststoffdynamik sowie ggf. durch lokale Schadstoffquellen und Erosion hoch belasteter Altablagerungen beeinflusst (Kapitel 6).

Generell nimmt die Belastung der in der oberen Tideelbe noch fluvial geprägten Schwebstoffe und frisch abgelagerten Sedimente durch zunehmende Verdünnung mit gering belasteten marinen Sedimenten in Richtung Nordsee ab (Abbildung 4-51). Auch bei TBT mit dem Haupteintrag im Hamburger Hafen und der Schifffahrt als wichtigste diffuse Quelle im Ästuar ist ab Seemannshöft eine Abnahme in Richtung Nordsee zu beobachten.

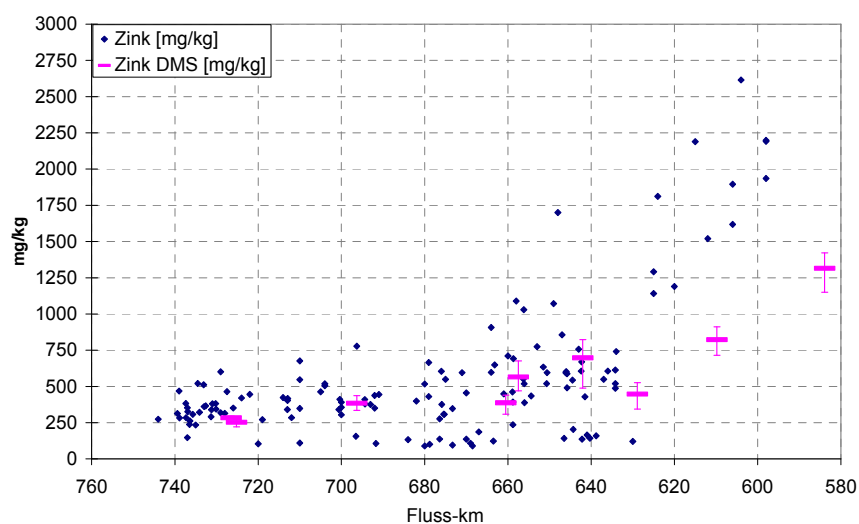
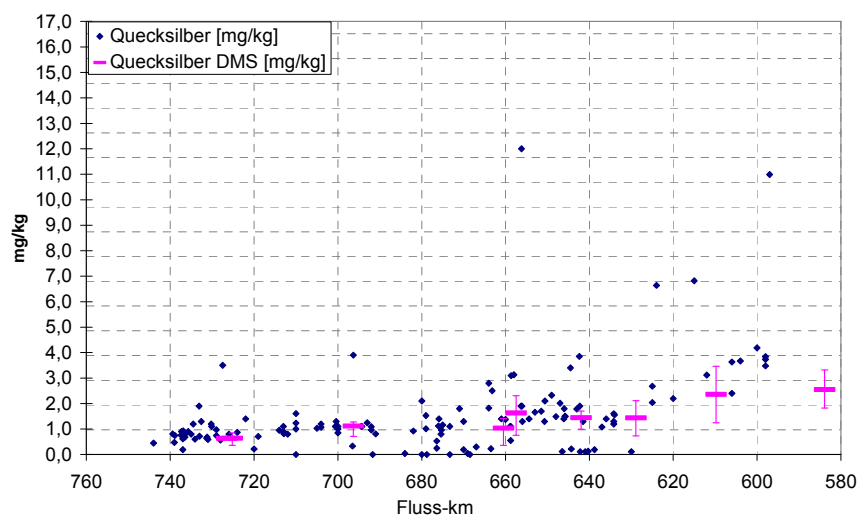
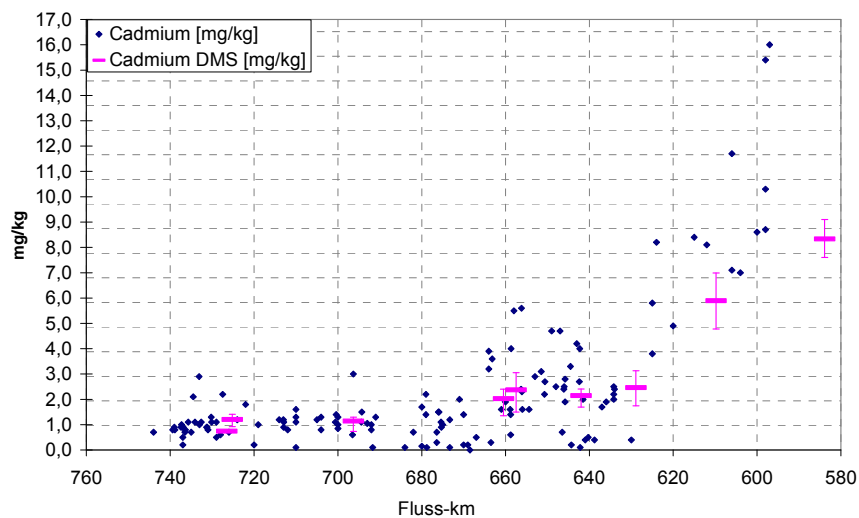


Abbildung 4-51a: Schwermetallgehalte in Sedimenten und schwebstoffbürigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe (2005/2006 bzw. 2003 bis 2005), Daten BfG und Gröngroft (2007).

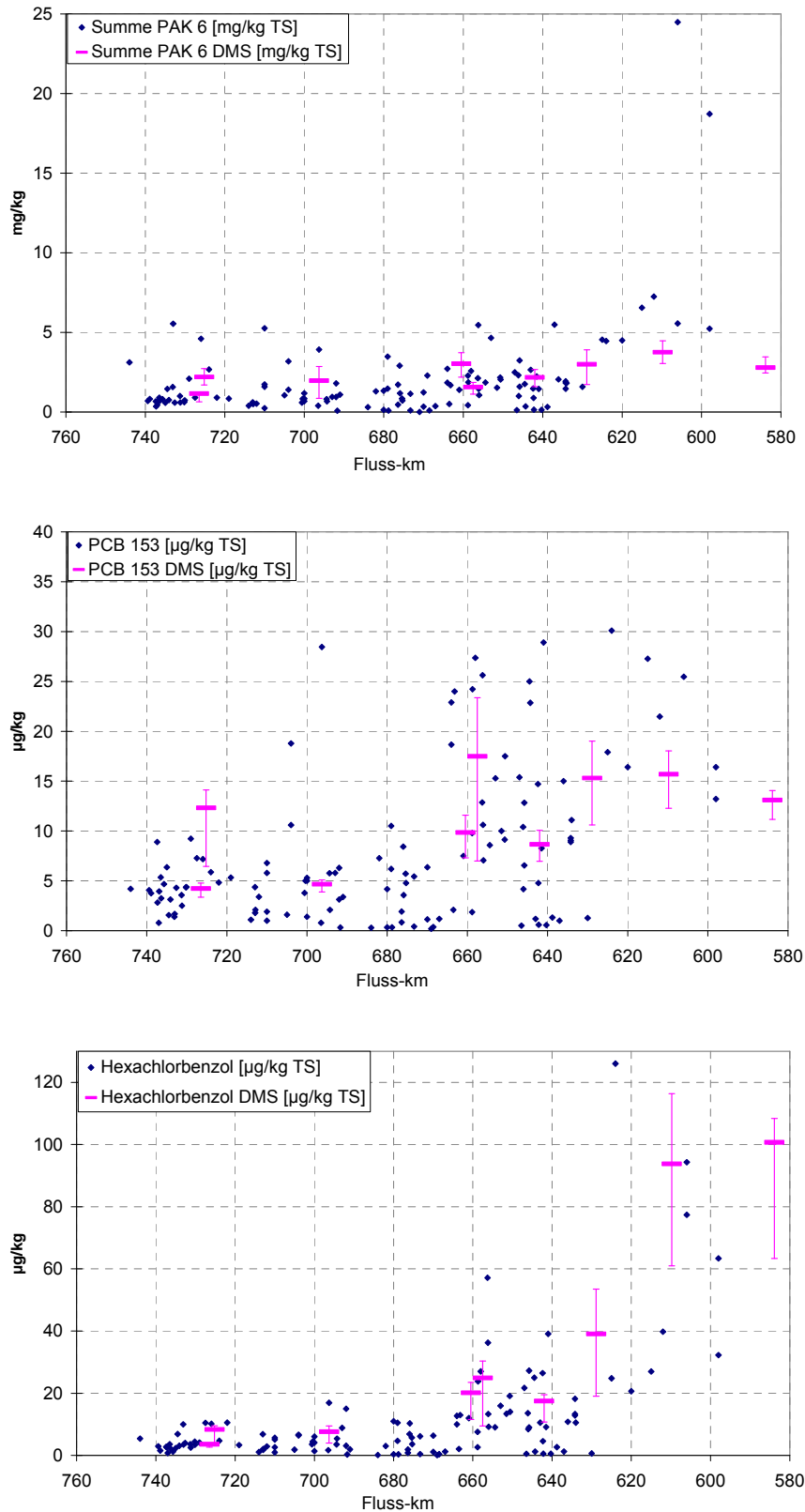


Abbildung 4-51b: Gehalte chlororganischer Verbindungen in Sedimenten und schwebstoffbürtigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe (2005/2006 bzw. 2003 bis 2005), Daten BfG und Gröngröft (2007).

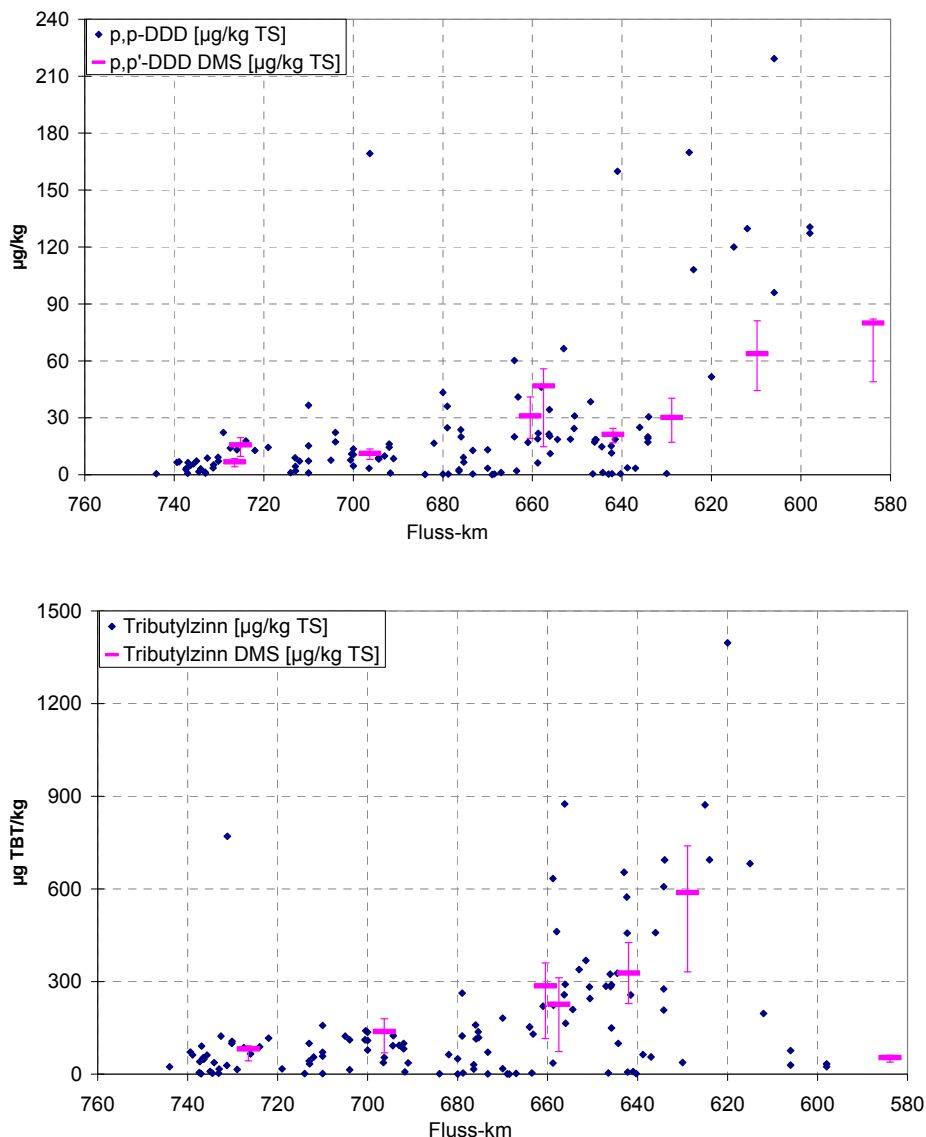


Abbildung 4-51c: Gehalte von TBT und PAKs in Sedimenten und schwebstoffbürigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe (2005/2006 bzw. 2003 - 2005), Daten BfG und Gröngröft (2007).

Auch die Schadstoffbelastung der Sedimentproben zeigt im Mittel eine Abnahme vom Wehr Geesthacht in Richtung Deutsche Bucht. In Abbildung 4-51 sind die Konzentrationen von Zink, Cadmium, Quecksilber sowie HCB, PCB 153, pp'-DDD, PAKs und TBT in den Sedimentproben aus den Jahren 2005 und 2006 im Verlauf der Tideelbe aufgetragen. Ebenfalls zu sehen ist die mittlere Belastung der Proben an den DMS, jeweils mit dem 75- und dem 25-Perzentil. Zahlreiche Sedimentproben zeigen eine deutlich höhere Belastung als die der schwebstoffbürigen Sedimente. Ebenso gibt es auch in weiter seewärts gelegenen Flussabschnitten immer wieder Proben mit erhöhter Belastung. Eine Ausnahme bilden die PAKs mit nur wenigen höher belasteten Sedimentproben ab Hamburg. Hier wurden nur im Abschnitt Geesthacht und Bunthaus sehr hohe PAK-Gehalte angetroffen.

Vor allem im Abschnitt Geesthacht - Bunthaus und Wedel - Pagensand übersteigen die Konzentrationen zahlreicher Schadstoffe in den Sedimenten die mittlere Belastung der Schwebstoffe z. T. deutlich. Auch in vielen der Sedimentproben aus dem Abschnitt km 720 und km 745, die aus ufernahen Bereichen, aber auch aus den Wattenbereichen stammen, sind die Schadstoffgehalte oft deutlich höher als die der Referenzmessstellen Cuxhaven und Außenelbe/Deutsche Bucht.

In Tabelle 4-12 sind die mittleren Schadstoffgehalte der Sedimentproben für einzelne Bereiche zusammengefasst. Die Tabelle enthält außerdem die mittleren Schadstoffgehalte an den DMS bzw. Referenzmessstellen. Die Werte sind farblich entsprechend ihrer Zuordnung zu den 5 Klassen A (sehr hoch belastet) bis E (sehr gering belastet) des „URE-Schemas“ (Tabelle 4-11) unterlegt. Im Folgenden wird die Belastungssituation in den einzelnen Bereichen detaillierter beschrieben.

Die Chromgehalte sind im gesamten Untersuchungsgebiet weitgehend einheitlich und gering. Auch die Konzentrationen des Blei und der Kohlenwasserstoffe sind überwiegend gering (Stufe D). Diese Stoffe werden im Folgenden nur noch bei deutlich abweichenden Konzentrationen erwähnt.

Geesthacht - Bunthaus

Die Schwermetallgehalte der schwebstoffbürtigen Sedimente nehmen von der Station Geesthacht oberhalb des Tidebereiches zur Station Bunthaus, die am Anfang des Stromteilungsgebietes liegt, um 20 % bis 40 % ab. Bei den organischen Schadstoffen sowie TBT ist diese Abnahme der Konzentrationen nicht zu beobachten. Für HCB, p,p'-DDT sowie die PAKs liegen sogar die Werte bei Bunthaus höher.

Die Sedimentproben der Längsbereisungen sind dagegen auffallend höher als die schwebstoffbürtigen Sedimente bei Geesthacht sowie Bunthaus belastet. Die Gehalte der meisten Schadstoffe in den Sedimenten dieses Elbeabschnittes übersteigen die der Schwebstoffe bei Bunthaus um etwa den Faktor 2, bei Zink, den PAKs bzw. γ -HCH (Lindan) um den Faktor 3 bzw. 4. Nur die Konzentrationen der Chlorbenzole sowie der Organozinnverbindungen einschließlich des TBTs liegen in einer ähnlichen Größenordnung, während p,p'-DDT sogar in geringeren Konzentrationen vorliegt. Da die Schadstoffbelastung bis Beginn der 1990er Jahre deutlich höher lag, ist davon auszugehen, dass die erhöhten Konzentrationen auf ältere Sedimentablagerungen zurückzuführen sind.

Bunthaus - Seemannshöft

Aus dem Abschnitt Bunthaus bis Seemannshöft liegen von der Längsbereisung 2006 nur Ergebnisse für sechs Proben vor. Im Vergleich zu den Schwebstoffen der DMS Seemannshöft zeigen auch diese Proben eine um den Faktor 2 - 4-fach höhere Belastung mit Schwermetallen, TBT, Verbindungen der DDx-Gruppe, PAKs und γ -HCH sowie geringfügig höhere Werte für HCB und α -HCH. Die Schadstoffgehalte der Sedimente liegen mit Ausnahme der Gehalte des Cadmium, der Chlorbenzole, des α -HCHs und p,p'-DDT auch höher als in den Proben der stromauf gelegenen DMS Bunthaus bzw. der TBT-Gehalte deutlich höher als die bei der DMS Geesthacht.

Ein Vergleich mit den Sedimentproben aus dem stromauf gelegenen Abschnitt zeigt eine Abnahme der Schadstoffgehalte. Die von HPA jährlich durchgeführten Untersuchungen in

Oberflächensedimenten im Bereich des Hamburger Hafens ergaben im Jahr 2003 für alle Schadstoffe mit Ausnahme des Cadmium und p,p'-DDT noch geringere Gehalte als in den Proben der Längsbereisung.

Seemannshöft - Wedel

Im Abschnitt Seemannshöft bis Wedel sind Bereiche mit unterschiedlichem Belastungsniveau anzutreffen.

Am seewärtigen Ende des Hafens wurde bei km 630 nördlich der Fahrrinne eine nur sehr gering mit Schadstoffen belastete Probe angetroffen. Ebenfalls geringe Belastung nahe der Hintergrundbelastung weisen drei nördlich von Neßsand/Hanskalbsand entnommene Proben auf. Die Belastung in diesen Bereichen unterschreitet die der aktuellen Belastung der Feststoffe deutlich. Vermutlich wurde hier bei den Probenahmen unbelasteter gewachsener Boden erfasst.

Im Mühlenberger Loch/Hahnöfer Nebanelbe einschließlich einer Probe vom nördlichen Ufer bei km 637 sind die Sedimentproben ähnlich mit Schwermetallen, DDD und DDE, PAKs und PCB belastet wie die schwebstoffbürtigen Sedimente an den nächstgelegenen DMS. TBT liegt in den Sedimenten in höheren Konzentrationen vor, während die HCHs und Chlorbenzole geringere Konzentrationen aufweisen. Eine ähnliche Belastung zeigen auch die drei bei Wedel entnommenen Sedimentproben. Mit Ausnahme des p,p'-DDT und des TBT entspricht die Belastung der Sedimentproben aus diesen beiden Bereichen auch der Belastung der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente bei Wedel. Die Gehalte des p,p'-DDT in den Sedimenten sind wieder deutlich geringer als in den Schwebstoffen. Mit Ausnahme der unbelasteten Proben sind die Gehalte der Schwermetalle in den Sedimentproben in diesem Bereich deutlich geringer als in den Sedimenten stromauf von Seemannshöft. Die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente bei Wedel mit Schwermetallen ausgenommen Chrom, Quecksilber und Cadmium ist höher als die der schwebstoffbürtigen Sedimente an der DMS Seemannshöft. Die Gehalte bei Wedel übersteigen die der Messstelle Seemannshöft um bis zu ca. 50 %. Eine lokale Schadstoffquelle im Bereich Wedel ist nicht auszuschließen. Für die organischen Schadstoffe ist die erwartete Abnahme der Konzentrationen sowohl für die Sedimentproben als auch die Schwebstoffe der DMS zu beobachten.

Wedel - Bützfleth

Im Bereich Wedel südlich der Fahrrinne wurde wieder ein Bereich mit sehr gering belasteten Sedimenten erfasst.

Im Bereich des Bühnenfeldes Hetlingen/Fährmannsander Watt und in der angrenzenden Elbe liegt die Schadstoffbelastung der Sedimente in einem ähnlichen Bereich wie die der belasteten Sedimente aus dem Abschnitt Seemannshöft - Wedel. Eine feinkörnige Probe aus diesem Bereich weist abweichend davon Hintergrundbelastung auf.

In zwei Proben aus der Lühesander Süderelbe mit sehr geringen Feinkornanteilen konnten nur Schwermetalle und in einer der Proben außerdem TBT nachgewiesen werden. Die Belastung des Feinkornanteils mit Zink, Kupfer, Nickel und Arsen ist um den Faktor 1,5 - 2 höher als in den Proben aus dem Bereich des Bühnenfeldes Hetlingen, für die übrigen Schwermetalle und TBT liegen die Konzentrationen in einem ähnlichen Bereich. Die Gehalte der organischen Schadstoffe lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Die Belastung der Sedimentproben vor Juellssand und in der Haseldorfer Binnenelbe zeigen für die meisten Schadstoffe ähnliche oder etwas geringere Gehalte als in dem weiter stromauf gelegenen Bereich Hetlingen und dem Abschnitt Seemannshöft - Wedel. Höhere Konzentrationen wurden für die Verbindungen der DDX-Gruppe nachgewiesen. In der Haseldorfer Binnenelbe (Mitte) fällt eine deutlich belastete Sedimentprobe auf, bei der die Gehalte der organischen Schadstoffe bis um den Faktor 3 - 4 und die der Schwermetalle bis um den Faktor 2 bzw. für Quecksilber um den Faktor 7 höher als in den Schwebstoffproben der DMS Wedel und Bützfleth liegen.

Die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente an der Station Bützfleth ist gegenüber der Belastung der Proben der DMS Wedel für HCB, die PAKs, TBT und Zink geringer. Die Gehalte der übrigen organischen Schadstoffe und Schwermetalle liegen für Wedel und Bützfleth auf ähnlichem Niveau. Die Konzentrationen der meisten Schwermetalle zeigen im Gegensatz zu denen der organischen Schadstoffe an diesen beiden Stationen nicht die erwartete Abnahme gegenüber den Ergebnissen der Messstation Seemannshöft.

Bützfleth - Brunsbüttel

Die Proben im Bereich Pagensand (km 658 bis km 664) und eine Probe am nördlichen Rand vom Schwarztonnensand weisen für einige Schadstoffe erhöhte Konzentrationen, z. B. für Zink, Cadmium und Arsen sowie für Lindan und PCBs, auf. Eine Sedimentprobe aus der Haseldorfer Binnenelbe (km 659) ist dagegen wieder sehr gering belastet.

Seewärts von Pagensand sind einige Sedimentproben mit sehr geringer Schadstoffbelastung anzutreffen, z. B. im Bereich km 667 bis km 670, am nördlichen Ende der Rhinplate sowie im Bereich Scheelenkuhlen. Die geringe Belastung ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass bei den Probenahmen unbelasteter gewachsener Boden erfasst wurde. Diese Sedimentproben sind vor allem in Bereichen nördlich der Fahrrinne anzutreffen. Es treten aber noch vereinzelt Sedimentproben mit ähnlich erhöhten Schadstoffgehalten wie im Bereich Pagensand auf.

Eine geringe Belastung wurde auch in Proben am Nordufer der Elbe bei St. Margarethen und vor der Zufahrt zum NOK gefunden.

Brunsbüttel - km 760

Die Sedimentproben aus dem südlichen Randbereich der Elbe zwischen km 692 und km 710, aber auch die Sedimentproben am Nordufer seewärts des NOK bis zum Rand des Neufelder Sandes haben mit einer Ausnahme ähnliche Schadstoffbelastung wie die frischen schwebstoffbürtigen Sedimente der DMS Brunsbüttel. Eine Probe am südlichen Rand der Elbe bei km 696 (Brunsbüttel) im Bereich der Südreede ist deutlich höher als die übrigen Proben aus diesem Abschnitt belastet. Bei den Schwermetallen wurden um den Faktor 2 - 3 höhere Belastungen, bei DDD sogar ein 10-fach höherer Wert angetroffen. Nahe diesem Bereich wird Baggergut aus dem NOK umgelagert und bei der Beprobung wurden u. U. ältere Ablagerungen erfasst. Eine Sedimentprobe am Südufer der Außenelbe im Bereich Otterndorf zeigt dagegen geringe Schadstoffgehalte. Die Sedimentproben im Dithmarschen Watt nördlich des Klotzenlochs sowie in den übrigen Wattbereichen zeigen für viele Schadstoffe im Vergleich zur DMS Cuxhaven noch eine geringe Abnahme der Konzentrationen, die Belastung ist aber noch höher als in der Schlickzone der Deutschen Bucht.

Tabelle 4-12: Mittlere Schadstoffgehalte in Sedimenten und Schwebstoffen für einzelne Bereiche mit Bewertung (Daten BfG (2002 bis 2005), Daten ARGE ELBE (2003 bis 2005), BfG (2007))

WSV Sedimentmanagement Tidelbe, Strategien und Potenziale - eine Systemstudie

n	Probenahmebereich	Anzahl < 20 µm	Fraktion < 20 µm										Fraktion < 2000 µm										Fraktion < 20 µm					
			KW	PeCB	HCB	eHCH	γ-HCH	Summe PCB7	Summe PAK6	Summe PAK16	p,p-DDT	p,p-DDD	p,p-DDE	MBT	DBT	TBT	TeBT	TBT	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn		
8	Geschaachtinsel 2003-2005, km 583,9	63,0	367	12,5	82,2	20,7	2,5	4,5	3,0	7,5	63,1	63,5	21,3	67	29	35	40	19	44	8,4	78,7	14,0	2,6	59	125	1319		
9	km 597 - 612 Stromteilungsgehölz	14,4	624	6,1	61,4	9,7	5,2	7,4	12,2	24,7	46,4	140,5	43,9	58	32	72	45	12	65	10,3	138,8	206,7	4,3	30	163	2324		
10	Bunthale 2003-2005, km 609,8	61,6	n.b.	6,5	63,8	7,2	1,3	5,4	3,8	7,4	91,4	68,8	19,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	30	59	68,1	86,8	2,4	33	74	823		
5	km 615 - 625 Hamburg	26,6	808	4,3	49,6	3,5	2,0	7,3	5,0	10,5	22,3	112,4	30,7	150	151	91,1	207	254	53	62	142,0	176,6	4,1	80	125	1525		
1	Stammstift 2003-2005, km 628,9	41,7	n.b.	5,4	39,1	2,9	0,9	5,0	3,0	5,9	13,3	30,2	11,5	146	103	58,8	43	203	25	2,5	67,8	61,7	1,4	32	53	447		
1	km 631 Hellen Süd	7,9	127	0,6	0,6	0,3	0,3	1,2	1,6	3,5	0,6	0,6	0,6	6	6	38	6	3	14	0,4	71,8	23,0	0,1	56	n.b.	121		
3	km 634 - 637 Nelsand, Schwensand, Hahnfressand	24,5	167	2,0	11,2	0,9	0,7	2,9	2,4	5,0	4,0	19,2	7,1	120	67	38,3	48	100	34	2,1	88,8	61,7	1,4	51	77	586		
6	km 638,8 - 641 nördl. Nelsand bis Hahnfressand	23,3	94	0,9	1,6	0,8	0,2	7	0,2	0,6	0,9	2,1	0,9	1,4	2	3,3	2	5	22	0,4	63,3	27,6	0,1	43	37	156		
3	km 641,5 - 642,4 nördl. Hantsaltsand	34,3	297	2,2	13,4	1,0	0,3	3,1	1,5	3,2	0,8	15,1	7,5	291	86	429	59	155	35	2,9	94,3	64,5	2,4	51	101	569		
3	Wiede 2003 - 2005, km 642	46,3	n.b.	4,3	17,2	2,0	0,6	3,1	2,1	4,7	10,2	20,8	6,7	75	66	32,2	29	137	36	2,2	71,9	73,2	1,4	53	80	699		
2	km 642,2 - 644,3 nördl. Hantsaltsand	32,0	89	0,9	0,9	0,4	0,3	3,7	0,2	0,6	0,9	0,9	0,9	2,3	5	5,3	2	12	23	0,2	70,5	21,5	0,2	44	31	170		
7	km 643 - 647 Fährmannsander Watt	22,2	396	3,6	16,5	1,3	1,3	4,0	2,1	4,6	3,6	18,0	7,4	150	72	31,1	51	74	42	3,1	96,0	75,2	1,9	54	89	633		
1	km 646,5 Watt	50,0	220	0,5	0,5	1,2	0,2	4	0,1	0,3	0,5	0,5	0,5	6	1	4,0	1	2	38	0,7	67,0	33,0	0,1	43	24	142		
2	km 648 - 649 Lühesander Süderlebe	2,8																32	64	3,6	131,4	103,4	1,9	96	97	1388		
8	km 650,6 - 656,3 Juessand, Stadersand, Haseld, Binnen.	28,6	384	3,1	18,9	1,2	0,9	3,8	2,1	4,4	2,4	26,5	10,4	145	75	270	48	75	34	2,4	91,1	62,1	1,7	53	90	552		
1	km 656,2 Haseld, Stadersand, Haseld, Binnen (mitte)	16,0	1500	7,5	36,3	3,1	0,9	9,5	5,5	12,6	3,1	34,4	26,3	1375	250	875	294	140	58	5,6	162,0	138,0	12,0	73	144	1030		
1	Bunthale 2003-2005, km 657,5	33,6	163	3,2	10,3	1,9	0,5	2,8	1,6	3,5	10,3	18,1	6,9	81	41	228	34	68	40	2,2	86,4	66,4	1,6	56	98	582		
1	km 658,9 Haselelorer Binnenlebe (Bistorstersand)	42,0	126	0,6	2,6	0,5	0,1	7	0,4	1,0	0,6	6,2	1,8	38	17	36	1	15	23	0,6	76,0	26,0	0,6	34	51	236		
9	km 658 - 664 Schwarztonnensand/Süd, Pagersand Nebel	14,1	345	3,3	15,2	2,7	3,0	6,3	2,0	4,2	1,6	32,2	13,4	219	93	282	99	45	48	3,0	108,6	73,9	2,0	64	100	661		
5	km 663 - 670 Schwarztonnensand/Nord	34,9	106	1,0	1,0	0,2	0,3	7	0,7	1,9	1,0	1,4	1,0	1,4	1,0	1,7	3	5,3	3	1	28	0,3	66,5	14,6	0,2	36	33	129
3	km 673 - 679 Glückstädter Nebelbebe	54,7	53	0,5	0,5	0,2	0,1	4	0,6	1,2	0,5	1,1	0,5	7	3	7,2	1	3	17	0,2	64,0	13,7	0,1	35	26	111		
2	km 684 Röhlpöle, Krausbund, Wischhufen	54,4	31	0,2	0,2	0,1	0,9	2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	10	27	11	3	1	15	0,1	80,2	9,0	0,1	43	21	111		
9	km 670 - 676,4 Stör, Brammer Bank, Freubug	19,1	280	1,8	5,8	0,5	0,4	1,9	1,2	2,6	2,3	12,5	3,4	122	133	116	23	30	33	1,3	91,5	45,8	1,1	48	80	425		
4	km 679 - 685 Stör, Brammer Bank, Freubug	18,0	246	1,7	7,3	0,3	0,7	2,5	1,9	4,1	1,8	30,2	4,3	115	139	125	11	22	35	1,5	97,5	47,4	1,4	55	68	503		
2	km 690-695 St. Margarethen	55,0	125	0,6	1,0	0,3	0,1	4	0,2	0,5	0,6	2,2	0,6	13	6	2,3	1	9	23	0,4	64,0	17,0	0,2	36	30	131		
1	Brunsbüttel 2003 - 2005, km 686,3	61,0	150	2,1	7,6	0,9	0,3	1,7	1,0	2,0	2,4	11,2	3,5	55	32	138	21	87	37	1,1	82,3	46,8	1,1	49	87	386		
1	km 686 Süderste	13,0	1000	7,7	16,9	5,8	1,4	9,0	3,9	8,4	1,9	169,2	30,8	154	38	54	46	7	72	3,0	108,0	77,0	3,9	55	270	778		
16	km 692 - 710 Osteriff	20,5	188	1,5	5,2	0,4	2,0	2,0	1,2	2,6	1,1	13,3	2,7	90	83	99	22	21	31	1,2	88,4	47,1	1,1	48	75	419		
1	km 710 Ollernort Watt	25,0	100	1,0	1,0	0,2	0,2	7	0,2	0,6	1,0	1,0	1,0	44	264	2	2	1	15	0,1	70,0	12,0	0,09	34	24	110		
5	km 712-714 Dithmarsches Watt	17,2	226	1,5	2,9	0,3	0,3	12	0,5	1,2	1,5	4,8	2,0	46	17	47	7	8	31	1,0	85,6	40,2	0,9	45	81	374		
1	km 720 Altenbruch, Süd	4,0																	11	0,2	38,0	14,0	0,2	18	24	104		
8	km 720 - 731 Altenbruch - Cuxhaven, süd. Fahrtrinne	11,3	274	1,8	4,7	0,4	1,6	2,3	1,8	3,8	1,6	12,2	2,7	72	35	53	17	17	28	1,0	90,0	41,4	0,8	47	66	336		
1	Cuxhaven Kugelbake 2003 - 2005, km 726,5	37,5	135	1,6	3,6	0,3	0,2	1,5	1,2	2,5	0,9	6,8	2,3	38	26	82	13	24	26	0,7	78,4	37,3	0,6	45	75	283		
1	km 726,5 Cuxhaven 2003-2005, 725,2	6,0	n.b.	n.b.	6,0	1,4	0,4	3,7	1,9	3,6	<0,3	14,1	2,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	29	1,2	88,6	41,3	0,6	44	78	253		
8	km 715 - 735 Watt Klotenboch - nördl. Fahrtrinne	16,4	228	3,1	6,9	0,4	0,3	1,4	1,6	3,3	1,8	7,6	3,1	88	32	71	24	14	38	1,6	100,0	62,1	1,5	52	104	475		
1	km 737 Gebsand Süd	32,0	78	0,8	0,8	0,2	0,2	5	0,4	1,0	0,8	0,8	0,8	3	2	2	2	1	30	0,2	75,0	23,0	0,2	41	51	147		
12	km 733 - 739,4 Watt Gebsand	19,1	137	1,2	2,6	0,3	0,4	1,5	1,2	2,4	1,2	5,0	1,6	42	19	46	12	10	31	0,8	87,3	36,8	0,8	47	71	318		
4	km 731 - 734,1 Dümer Watt	5,3	216	1,9	4,3	0,5	3,2	21	1,9	3,5	1,9	1,9	1,9	54	33	31	6	2	30	0,8	94,7	40,5	0,5	50	49	335		
140	Tonne E3 Juli 2005	34,3	320	1,6	1,7	0,4	0,3	14	0,8	1,4	1,6	2,0	1,6						2	25	0,5	66,0	47,6	0,3	44	75	205	
1	ARGE 2003-2005																		24	0,6	n.b.	49,5	0,5	38	58	177		

Bewertungsstufe



E	50	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	10	0,3	80,0	20,0	0,2	30	25	100
D	300	1,00	2,0	0,40	0,20	20,00	1,0	2,0	1,0	3,0	1,0	3,0	1,0	2,0	20	20	12	100,0	60,0	0,8	50	100	200	
C	1000	3,00	6,0	1,00	0,60	60,00	3,0	6,0	3,0	10,0	3,0	10,0	3,0	6,0	60	60	40	2,4	200,0	120,0	1,6	100	200	400
B	3000	10,00	20,0	3,00	2,00	200,00	9,0	18,0	10,0	30,0	10,0	30,0	10,0	20,0	200	200	80	4,8	400,0	240,0	3,2	200	400	800
A	>3000	>10	>20	>3	>2	>200	>9	>18	>10	>30	>10	>30	>10	>20	>200	>200	>80	>4,8	>400	>240	>3,2	>200	>400	>800

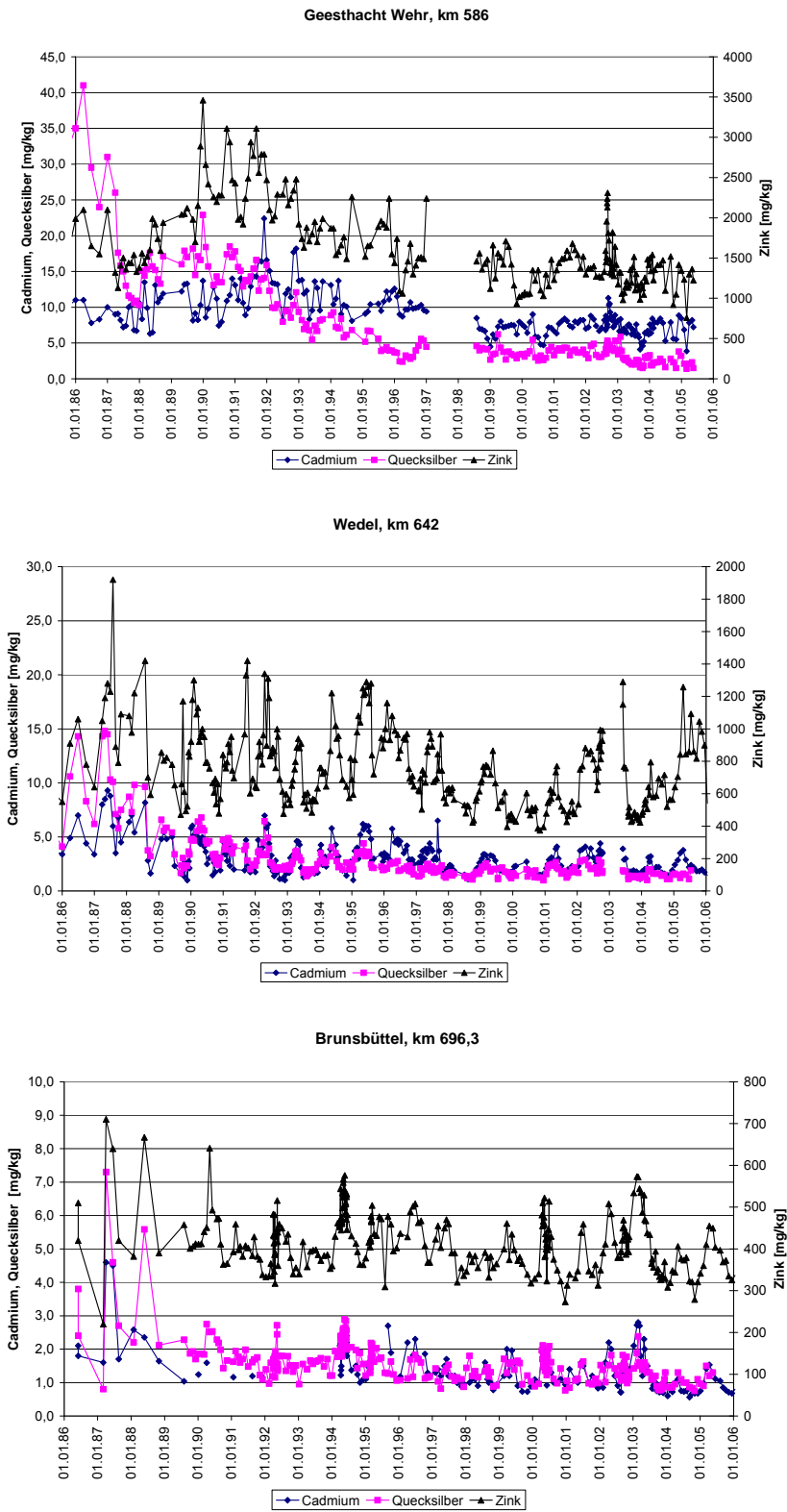


Abbildung 4-52: Zeitliche Entwicklung der Schwermetallgehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten im Längsverlauf der Elbe.

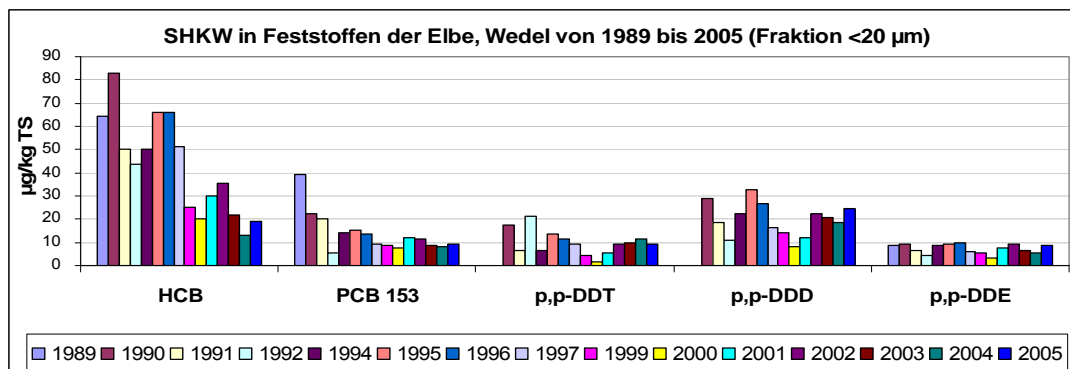


Abbildung 4-53: Zeitliche Entwicklung der Gehalte organischer Schadstoffe an der DMS Wedel (Jahresmittelwerte)

4.4.3.2 Zeitliche Entwicklung der Belastung in Oberflächensedimenten und Schwebstoffen

Unter- und Außenelbe

Sowohl am Eingang zum Tidebereich an der DMS Geesthacht Wehr als auch an den Stationen Wedel und Brunsbüttel haben die Schwermetallgehalte seit Mitte bis Ende der 1980er Jahre deutlich abgenommen (Abbildung 4-52). Für Zink und Cadmium bei Geesthacht erfolgte bis heute ein Rückgang um den Faktor 2, für Quecksilber bei Werten um 40 mg/kg Mitte der 1980er Jahre auf 2 mg/kg sogar um den Faktor 20. Auch bei Wedel nahmen die Zinkgehalte (auf einem niedrigeren Niveau als bei Geesthacht) von ca. 1000 mg/kg zunächst auf ca. 500 mg/kg ab. Seit 2004 zeichnet sich aber ein erneuter Anstieg der Konzentrationen ab. Die Quecksilbergehalte bei Wedel nahmen um etwa einen Faktor 10, die Cadmiumgehalte um den Faktor 4 ab. Die für Zink beobachtete Zunahme ist hier nicht zu erkennen. Auch bei Brunsbüttel ist noch eine Abnahme, die jedoch geringer ausfällt, zu beobachten. Die Konzentrationsänderungen der Schwermetalle werden in Kapitel 6 detaillierter diskutiert. Die starken Variationen sind durch die Unterschiede in den Oberwasserabflüssen bedingt (Kapitel 6.1).

Für die organischen Schadstoffe stehen noch nicht so lange Zeitreihen zur Verfügung. Doch auch die Konzentrationen dieser Stoffe haben in den vergangenen zehn Jahren bis um einen Faktor 2 abgenommen. Abbildung 4-53 zeigt diese Abnahme am Beispiel der Proben der DMS Wedel.

Die Wassergütestelle entnimmt seit 1986 an acht Stationen im Längsverlauf der Elbe von der Glückstädter Nebenelbe (S13) bis Neuwerk (S1) jährlich je eine Sedimentprobe (Abbildung 4-54). Eine Abnahme der Konzentrationen seit 1986 ist nur bei den Stationen Glückstädter Nebenelbe (S13) und Brunsbüttel (S11) offensichtlich. Bei den weiter seewärts gelegenen Stationen ist kein Trend erkennbar. Auffällig ist ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen an einigen Stationen in den Jahren 2001/2002. Ein Anstieg in 2002 könnte durch das Augusthochwasser 2002 bedingt sein, doch an einigen Stationen zeigen die Konzentrationen bereits in 2001 ein Maximum.

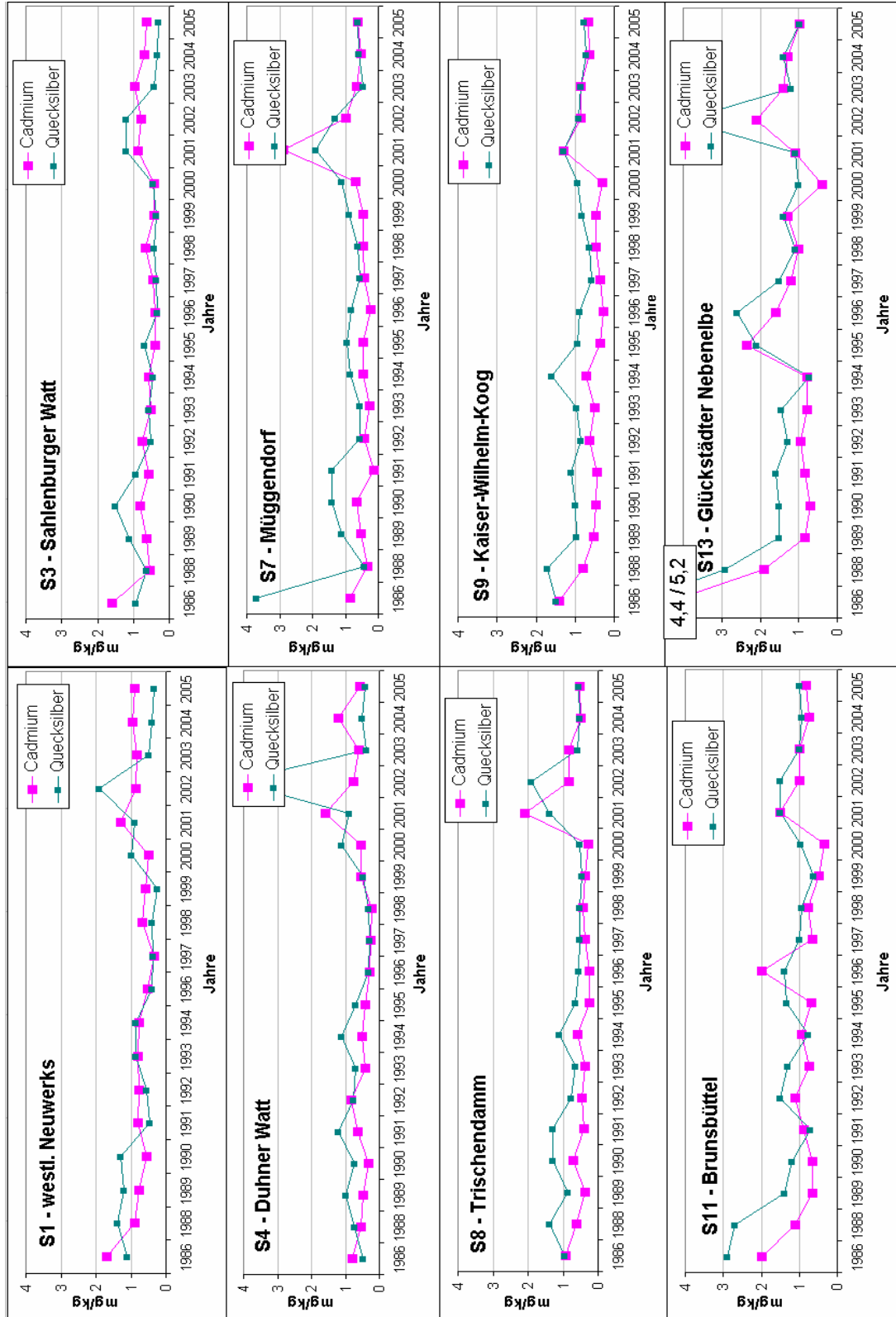


Abbildung 4-54: Zeitliche Entwicklung der Quecksilber- und Cadmiumgehalte in Sedimentproben im Längsverlauf der Elbe, Daten ARGE ELBE.

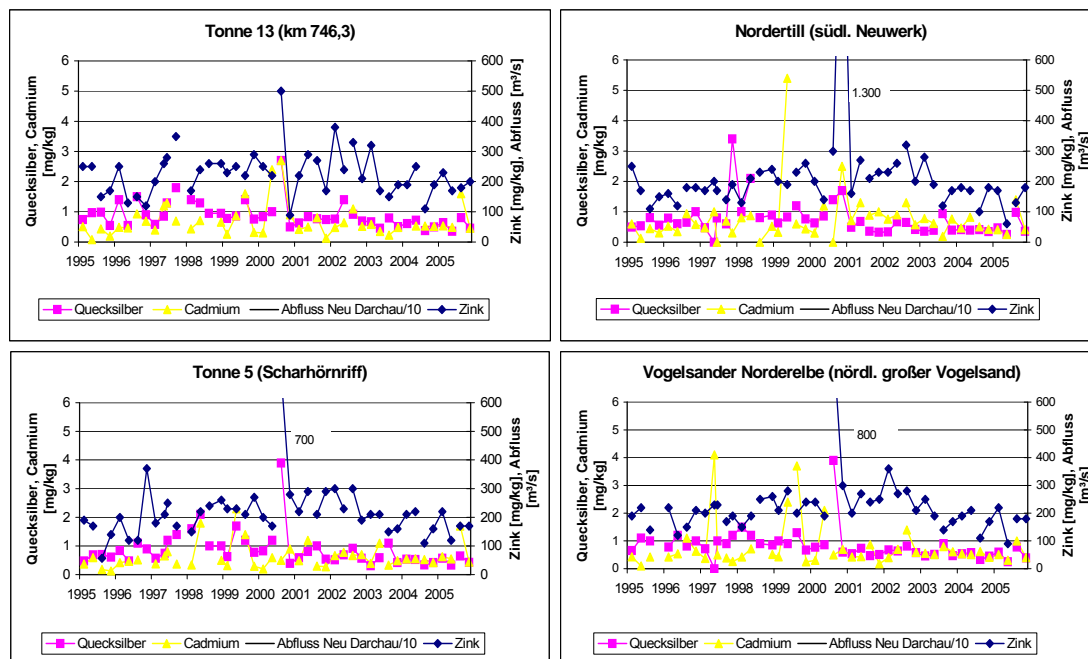


Abbildung 4-55: Schwermetallgehalte in Schwebstoffproben der Außenelbe, Daten ARGE ELBE (2007a).

Außenelbe

Von 1995 bis 2005 stehen Ergebnisse der Wassergütestelle Elbe von Schwermetalluntersuchungen in Schwebstoffproben (Filterrückstände von Wasserproben) an vier Stationen in der Außenelbe (ARGE ELBE 2007a) zur Verfügung. Organische Schadstoffe wurden in den Schwebstoffproben nicht untersucht. Die Gehalte von Zn, Cd und Hg sind in Abbildung 4-55 dargestellt. Im Jahr 2000 wurden an allen Stationen auffallend hohe Konzentrationen nachgewiesen.

Da die Abflüsse in diesem Zeitraum eher gering sind, lassen sich diese hohen Gehalte nicht auf einen abflussbedingten Schadstoffaustrag aus dem Oberlauf der Elbe erklären. Evtl. wurden die hohen Konzentrationen durch die Umlagerung des Baggergutes aus dem Elbeausbau verursacht. Nach hohen Oberwasserabflüssen im September 2002 und im Frühjahr 2003, bei denen ebenfalls relativ hohe, aber deutlich niedrigere Konzentrationen als in 2002 auftraten, gingen die Gehalte bis zum Jahr 2005 wieder zurück.

Ein ähnlicher Anstieg der Schwermetallkonzentrationen wurde auch an zwei Monitoringstellen des BSH (BSH 2007) im Schlickfallgebiet südöstlich von Helgoland beobachtet (Abbildung 4-56). Zwischen 1980 und 1999 nahmen die Quecksilbergehalte ab, während 1999 und 2000 deutlich höhere Messwerte beobachtet wurden.

Von 2000 bis 2005 lag die Streuung der Messwerte im Vergleich zu den Ergebnissen der vor 1999 entnommenen Proben höher. Hier ist zu prüfen, ob bei der Beprobung evtl. ältere, höher belastete Schichten erfasst wurden oder ob ein verstärkter Schadstoffaustrag aus der Elbe zu diesen häufiger gemessenen hohen Konzentrationen beiträgt.

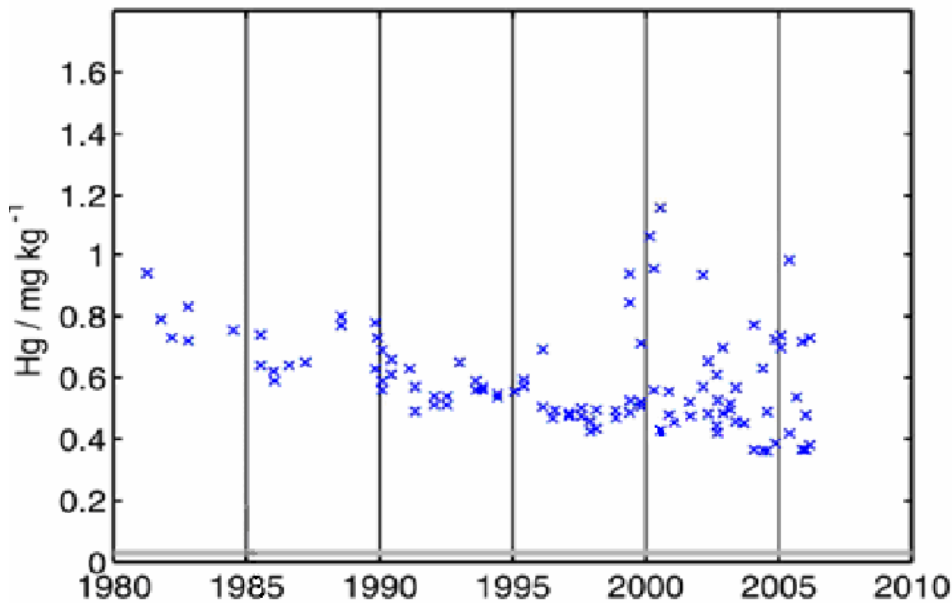


Abbildung 4-56: Quecksilbergehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments im Helgoländer Schlickfallgebiet an den Stationen KS 8 und KS 11, Daten BSH 2007.

4.4.3.3 Schadstoffgehalte in Sedimentkernen

Im Jahr 1998 wurden in verschiedenen Wattbereichen und der Haseldorfer Binnenelbe mehrere Sedimentkerne gezogen. Die Sedimente erreichen eine Mächtigkeit von mehreren Metern. In ausgewählten Kernen wurden in Proben aus verschiedenen Tiefen Schadstoffe untersucht, die eine retrospektive Aufnahme der zeitlichen Entwicklung ermöglichen. Eine Datierung der Kernabschnitte wurde jedoch nicht vorgenommen.

Im Jahr 1988 im Fährmannsander Watt entnommene Sedimentkerne zeigen hohe Schadstoffanreicherungen. In den oberen Kernabschnitten bis etwa 30 cm - 50 cm sind die Schwermetallgehalte nur leicht gegenüber den in den Jahren 2005 und 2006 beprobten Sedimenten erhöht. Die Tiefenprofile unterscheiden sich zwar deutlich, generell übersteigt die Belastung in größeren Tiefen aber die derzeit in aktuellen Oberflächenproben angetroffenen Konzentrationen erheblich.

Einer der Sedimentkerne zeigt Tiefensegmente mit stark variierender Belastung und in Tiefen von mehr als 1,4 m besonders hohe Schwermetallkonzentrationen: die Gehalte erreichen ca. 12 mg/kg für Hg, 20 mg/kg für Cd und 2800 mg/kg Zink. In den Proben der seit 1989 betriebenen DMS Wedel wurden solch hohe Gehalte nicht mehr nachgewiesen, d. h. diese Belastung rührt von Sedimenten, die sich vor 1989 dort abgelagert haben. Diese Belastung liegt etwa in dem Bereich, wie sie in den Sedimentproben aus dem Raum Hamburg angetroffen wurde. Auch drei weitere Kerne aus dem Fährmannsander Watt zeigen zwar niedrigere, aber immer noch sehr stark erhöhte Schadstoffgehalte. Auch die Gehalte der organischen Schadstoffe sind bis etwa 1,5 - 2 m gegenüber der aktuellen Belastung deutlich erhöht. TBT wurde nur in den oberen 50 cm in Konzentrationen, wie sie auch in den aktuellen Oberflächenproben gemessen wurden, nachgewiesen.

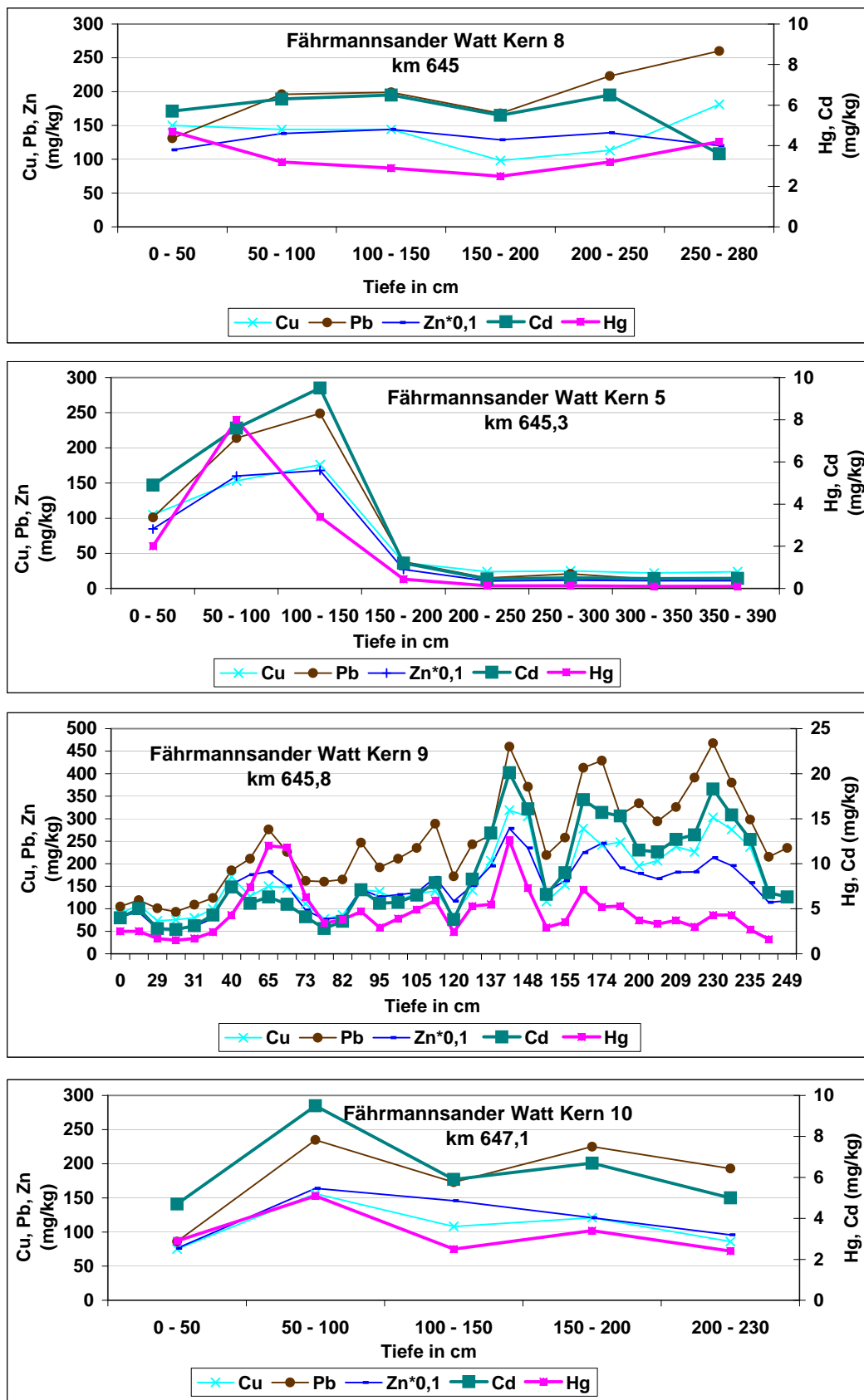


Abbildung 4-57: Schwermetallgehalte in Sedimentkernen des Fährmannsander Watts aus dem Jahr 1998.

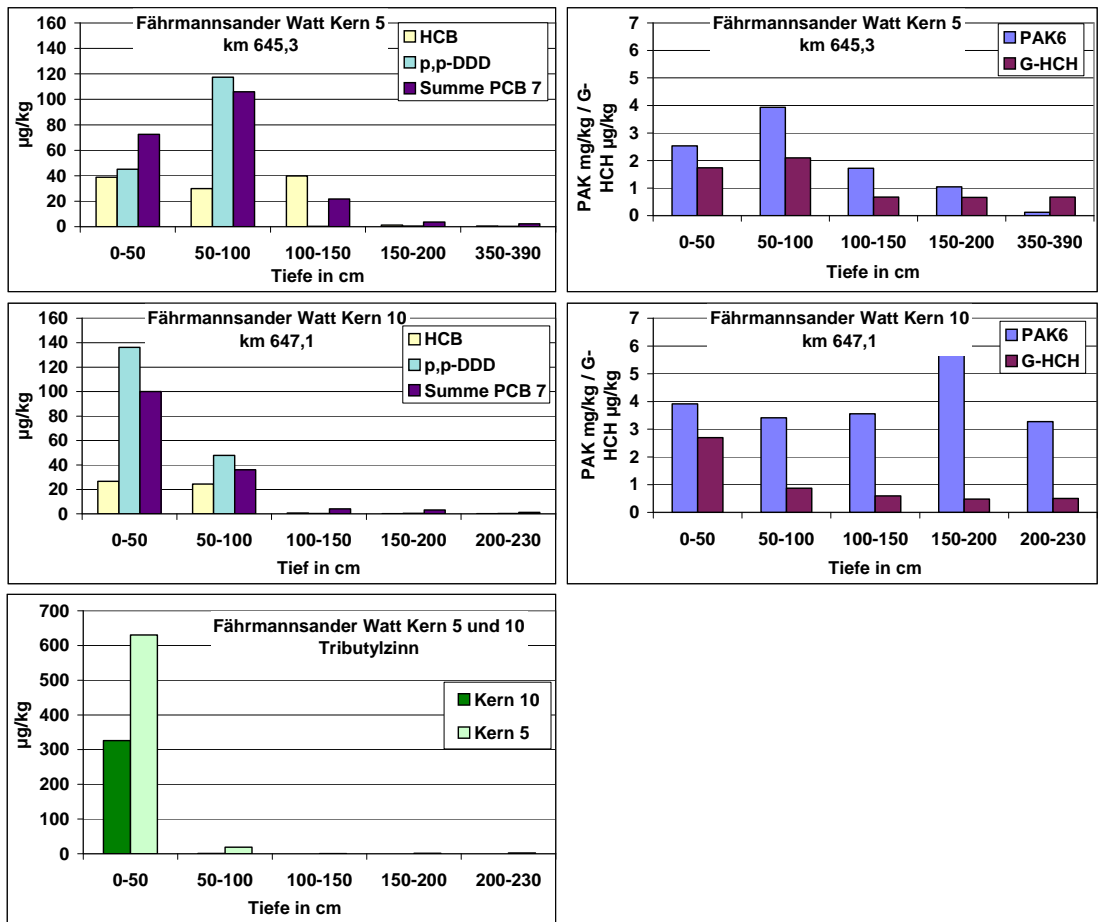


Abbildung 4-58: Gehalte organischer Schadstoffe und von TBT in Sedimentkernen des Fährmannsander Watts aus dem Jahr 1998.

Auch aus der **Haseldorfer Binnenelbe** zwischen km 654 und km 655 wurden drei Sedimentkerne untersucht (Abbildung 4-59, und 4-60). Die Schwermetallgehalte in den beiden Kernen aus dem südlichen Bereich der Haseldorfer Binnenelbe (Juelssand) übersteigen die derzeit aktuelle Belastung, die in den schwebstoffbürtigen Sedimenten angetroffen wird. Nur eine der im Jahr 2005 entnommenen Oberflächenproben zeigt eine ähnliche hohe Belastung, die übrigen Proben aus 2005/2006 sind geringer belastet. Die oberen 50 cm eines weiteren nördlich nahe der Mündung der Pinnau entnommenen Kerns entsprechen etwa der aktuellen Belastungssituation. In größeren Tiefen wurden in allen drei Kernen höhere Schermetallgehalte nachgewiesen. In zwei der Kerne nehmen sie schließlich unterhalb von ca. 3 m Tiefe nahezu auf Hintergrundbelastung ab.

Die Gehalte der organischen Schadstoffe und des TBT variieren deutlich, liegen aber zum größten Teil ähnlich wie in den 2005/2006 in diesem Bereich beprobten Oberflächensedimenten. In einem der Kerne bei km 655 wurden unterhalb einer Tiefe von 3 m wie bei den Schwermetallen deutlich höhere Gehalte gemessen. Die obere Schicht (25 cm) eines weiteren Kernes bei km 658 (hier nicht dargestellt) aus dem Jahr 1998 zeigte dagegen eine für diesen Elbeabschnitt deutlich erhöhte Konzentration von ca. 650 µg TBT/kg. Ab einer Tiefe von 1,25 m war TBT nicht mehr nachzuweisen.

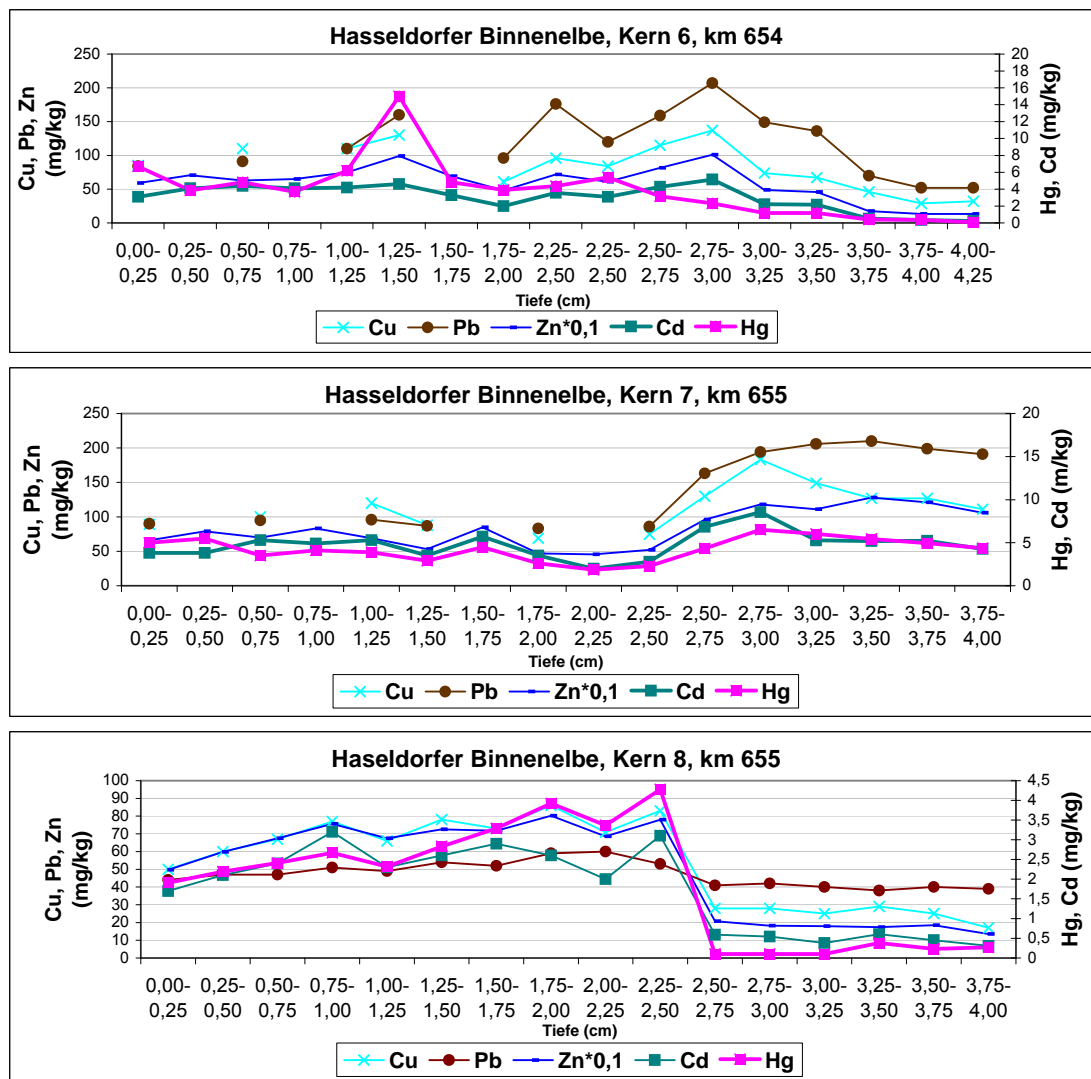


Abbildung 4-59: Schwermetallgehalte in Sedimentkernen aus der Haseldorfer Binnenelbe aus dem Jahr 1998.

Ein Sedimentkern vom Fähranleger Glückstadt (km 675, Abbildung 4-61) zeigt im oberen halben Meter ähnliche Schadstoffgehalte wie die Sedimente und die schwebstoffbürtigen Sedimente. Nur die TBT-Gehalte sind etwa doppelt so hoch. In größerer Tiefe steigen die Schadstoffgehalte zunächst bis ca. 2 m leicht an, gehen dann aber auf Hintergrundbelastung zurück.

Von einem Sedimentkern aus dem Bereich der Störmündung liegen nur Ergebnisse für organische Schadstoffe und TBT sowie für einen weiteren Kern nur für TBT vor. Die Gehalte in den oberen 50 cm sind z. T. bis um einen Faktor 2 gegenüber der ortsüblichen Belastung der Schwebstoffe erhöht. Ein in diesem Bereich beprobtes Oberflächensediment zeigt ebenfalls erhöhte Belastung, die aber noch niedriger als in dem Kern liegt.

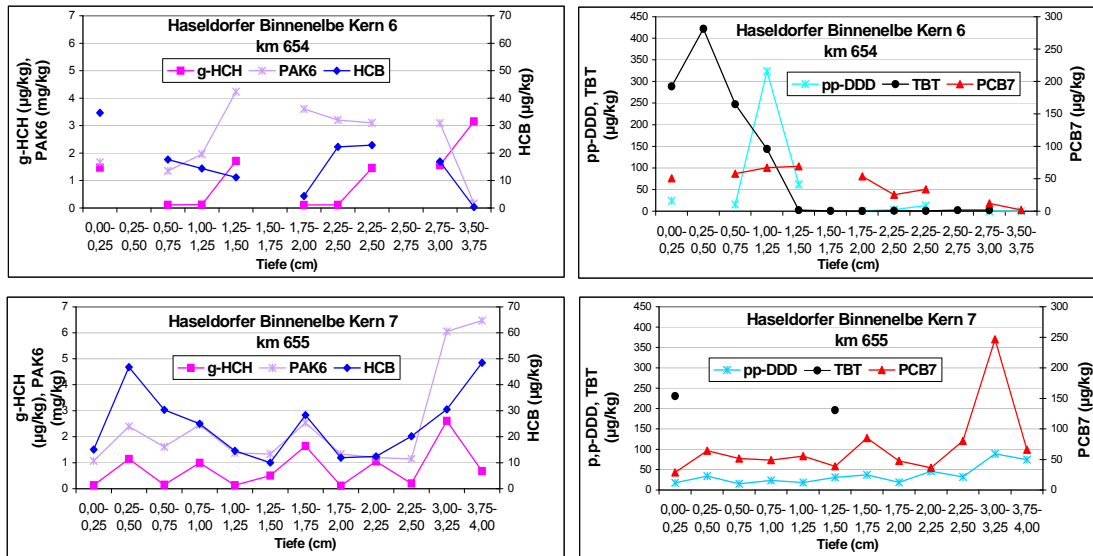


Abbildung 4-60: Gehalte organischer Schadstoffe in Sedimentkernen aus der Haseldorfer Binnenelbe aus dem Jahr 1998

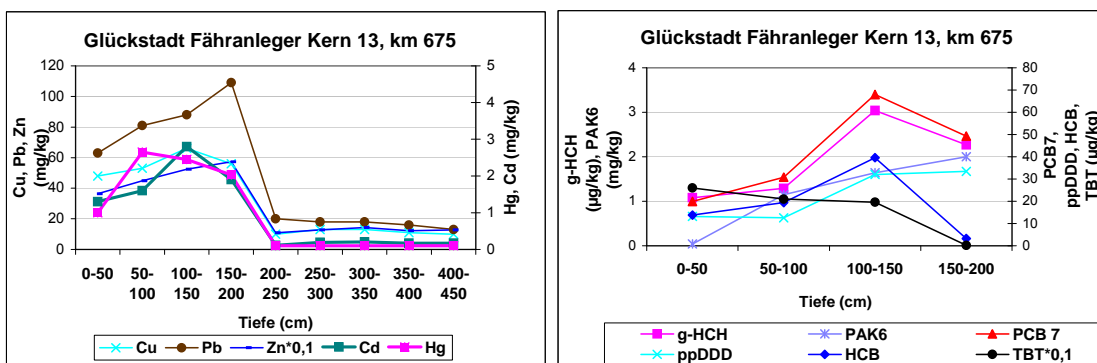


Abbildung 4-61: Schadstoffgehalte in einem Sedimentkern beim Fähranleger Glückstadt aus dem Jahr 1998

Die Schwermetallgehalte im oberen Meter eines aus dem Bereich des Allwördener Außen-deich genommenen Sedimentkernes (Abbildung 4-62) entsprechen etwa denen in Ober-flächenproben aus der Probenahme 2005/2006 und sind nur wenig höher als die Gehalte in Proben der DMS Brunsbüttel. Damit hat sich die Belastung der Oberflächensedimente seit 1998 nicht wesentlich geändert. Auch die TBT-Gehalte liegen in einem ähnlichen Bereich wie in aktuellen Proben. In einer Schicht von etwa 1,75 m bis 3,25 m Tiefe liegen dagegen erhöhte Gehalte vor.

Im **Nordkehdingener Watt** wurden drei Sedimentkerne gezogen. Der Kern bei km 694 (Abbildung 4-63) weist im oberen Meter Cadmium- und Quecksilbergehalte auf, die um das 1,5- bis 2-fache oberhalb der mittleren aktuellen Belastung in 2005/2006 liegen. In größeren Tiefen variieren die Gehalte deutlich, und es wurden mehrere Schichten mit höheren Schwermetallgehalten angetroffen, die die der Oberflächenschichten noch deutlich übersteigen. Auch organische Schadstoffe wurden in einer Tiefe von 0,75 m bis 1,25 m in deutlich erhöhten Gehalten nachgewiesen. Eine Sedimentprobe von km 696,3 Südreede aus

dem Jahr 2005 zeigt eine ähnlich hohe Belastung wie die tieferen Schichten dieses Sedimentkernes.

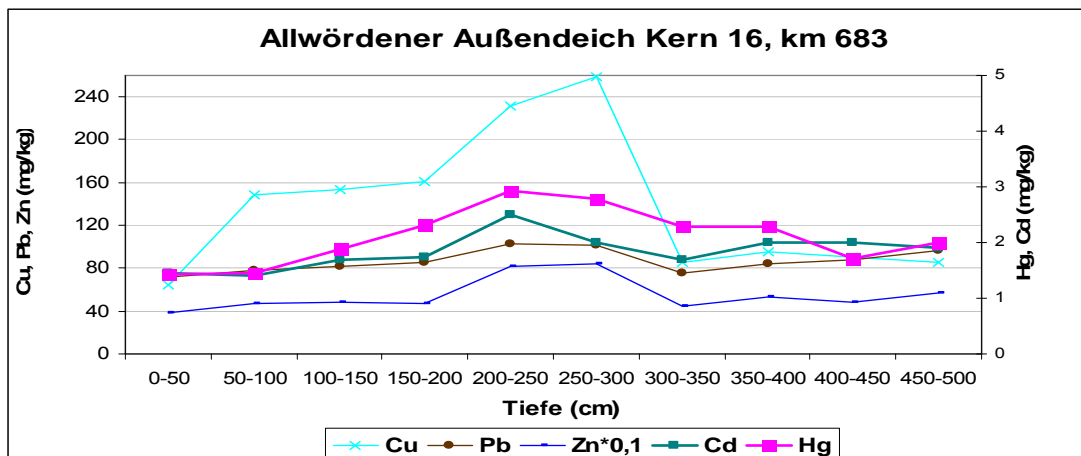


Abbildung 4-62: Schwermetallgehalte in einem Sedimentkern aus dem Allwördener Außendeich aus dem Jahr 1998

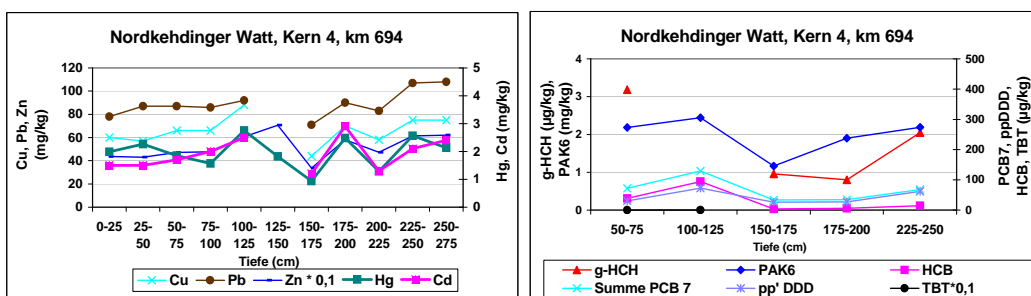


Abbildung 4-63: Schadstoffgehalte in einem Sedimentkern aus dem Nordkehdingener Watt

Zwei weitere Kerne aus dem Nordkehdingener Watt von km 701 und km 703 (Abbildung 4-64) zeigen dagegen in der oberen Schicht von 25 cm der aktuellen Belastung der Schwebstoffe entsprechende Schwermetallkonzentrationen, während sich die Gehalte in tieferen Schichten der Hintergrundbelastung nähern.

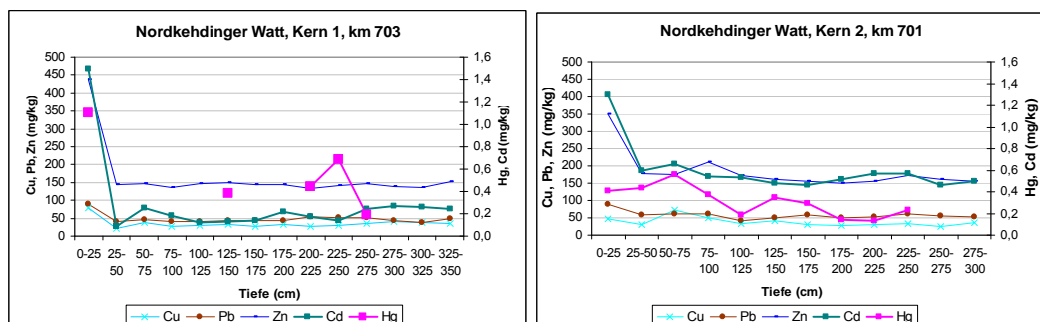


Abbildung 4-64: Schadstoffgehalte in Sedimentkernen aus dem Nordkehdingener Watt aus dem Jahr 1998

Zusammenfassend weisen die oberen Schichten der Sedimentkerne überwiegend ähnliche oder relativ wenig höhere Schadstoffgehalte als die derzeit anstehenden Sedimente auf. In größeren Tiefen liegen in einigen der Randbereiche, insbesondere in der oberen Tideelbe, jedoch Schichten mit sehr hoher Belastung vor. Eine Abschätzung der hier gespeicherten Schadstoffmengen erfolgt in Kapitel 6.

4.4.4 Zustandsbewertung

Die Schadstoffgehalte sind im oberen Bereich der Tideelbe von Geesthacht bis Seemannshöft insbesondere aufgrund der Belastung mit Zink, Quecksilber, Cadmium, TBT, der chlororganischen Verbindungen mit Ausnahme der PCB sowie z. T. der PAKs als sehr hoch zu bewerten. Gemäß dem Bewertungsrahmen, der für Umweltrisikoeinschätzungen (BfG 2004b) entwickelt wurde, entspricht die Belastung der schlechtesten Stufe A.

Ab dem seewärtigen Ende des Hafenbereiches fallen aber immer wieder kleinräumige Bereiche mit Proben geringer Schadstoffbelastung auf. Die Schwermetalle erreichen an diesen Stellen z. T. Hintergrundwerte.

Zink wurde bis km 710 in vielen Abschnitten in hohen Konzentrationen nachgewiesen. Selbst in den küstennahen Wattbereichen ist die Belastung noch mäßig hoch und überschreitet die Belastung der Sedimente in der Deutschen Bucht bzw. an den Messstellen der ARGE ELBE in der Außenelbe um den Faktor 1,5 - 2. Auch die Gehalte des Arsen, Cadmiums und Quecksilbers sind bis in den Bereich Pagensand sowie in einer Probe bei Brunsbüttel Südreede der Wertstufe B - hoch belastet - zuzuordnen. Die übrigen Schwermetalle sind nur in geringen bis mäßig hohen Gehalten anzutreffen. In den Sedimentproben aus den küstennahen Wattbereichen ist die Belastung mit Ausnahme des Arsens und Zinks ebenso wie in der Deutschen Bucht sogar überwiegend gering. Die Schwermetallgehalte erreichen aber auch in der Deutschen Bucht mit Ausnahme des Chroms die Hintergrundwerte nicht.

Die Belastung der Sedimente und Schwebstoffe mit TBT ist in fast allen Bereichen bis Pagensand als sehr hoch einzustufen. Selbst in den Wattbereichen ist die Belastung noch mäßig hoch und liegt um den Faktor 15 weit über den in dem Schlickgebiet südöstlich von Helgoland gemessenen Konzentrationen. Sie sind damit noch deutlich von dem Ziel der regionalen Hintergrundbelastung entfernt.

Die Gehalte der PAKs liegen nur in den Sedimenten im Abschnitt Geesthacht bis Bunthaus sehr hoch und treten im weiteren Verlauf der Tideelbe nur noch in wenigen Bereichen in der Wertstufe B, also hoher Belastung, auf. Auch PCBs wurden nur in wenigen Bereichen in hohen Konzentrationen nachgewiesen. Seewärts von Brunsbüttel entsprechen die Belastungen der PCBs und PAKs einer geringen bis mäßigen Belastung, während die Referenzproben aus der Deutschen Bucht nur noch der Klasse D - gering bis sehr gering belastet - zugeordnet werden.

Die übrigen organischen Schadstoffe liegen in den küstennahen Wattbereichen mit wenigen Ausnahmen auch nur noch in mäßigen Konzentrationen vor. Die hohe Konzentration des γ -HCH im Duhner Watt ist durch einen einzelnen hohen Messwert verursacht und könnte auf einen Analysenfehler zurückzuführen sein. Die Belastung der Proben mit diesen chlororganischen Stoffen aus der Deutschen Bucht ist als gering bis sehr gering einzustufen. Viele der

Ergebnisse aus diesem Bereich lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen und die Belastung liegt nahe den natürlichen Hintergrundgehalten.

Zusammenfassend ist die Belastung der Tideelbe bis Seemannshöft als sehr hoch und bis Pagensand als überwiegend hoch einzustufen. Selbst in den weiter seewärts gelegenen Bereichen sind insbesondere die Gehalte der organischen Schadstoffe, des TBT, des Arsen und Zink noch als mäßig anzusehen. Selbst in der Deutschen Bucht erreichen die Schwermetalle die natürliche Hintergrundbelastung nicht.

4.5 Ökotoxikologie

Durch anthropogene Einflüsse gelangen aus den unterschiedlichsten Quellen Umweltchemikalien in Gewässer und lagern sich stoffspezifisch in Schwebstoffen und Sedimenten an. In Abhängigkeit von der Persistenz kann es zu einer Akkumulation der Schadstoffe im Sediment kommen.

Um das ökotoxikologische Gefährdungspotenzial der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten abzuschätzen, werden Testsysteme mit Organismen aus verschiedenen taxonomischen Gruppen eingesetzt. Diese als Repräsentanten dienenden Testorganismen werden unter definierten Bedingungen dem Untersuchungsmaterial exponiert.

Biotestsysteme messen die integrale Belastung des Testgutes gegenüber Modellorganismen und können somit, im Gegensatz zu spezifischen chemischen Schadstoffanalysen, Nicht-Belastungen gegenüber Testorganismen darstellen. Da anthropogen verursachte Schadstoffe zum Teil nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden, sind stark belastete Sedimente als Schadstoffquelle zu betrachten.

4.5.1 Abschätzung des Gefahrenpotenzials mit standardisierten Biotesten

4.5.1.1 Richtlinien und Methoden

Bei Umlagerung von Baggergut erfolgt eine Untersuchung der Sedimente gemäß der HABAB-WSV (Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland, BfG 2000) und der HABAK-WSV (Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich, BfG 1999a) unter Berücksichtigung des BfG-Merkblattes „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“. (BfG 2001, 2006a).

Ökotoxikologische Untersuchungen und chemische Schadstoffanalysen werden generell am selben Probenmaterial durchgeführt.

Die Abschätzung des Toxizitätspotenzials der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten erfolgt bei den aquatischen Testsystemen sowohl im Porenwasser als auch im Eluat. Die Untersuchung des ökotoxikologischen Potenzials geschah in Abhängigkeit von der Salinität der erstellten Porenwässer mit der limnischen oder mit der marinen Biotestpalette.

Die jeweils angewandten ökotoxikologischen Biotestverfahren repräsentieren hierbei die drei trophischen Ebenen eines aquatischen Ökosystems.

Die limnische Biotestpalette nach HABAB-WSV (BfG 2000) besteht aus den folgenden Biotestsystemen:

- > Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-3:
Akuter Toxizitätstest mit dem Bakterium *Vibrio fischeri*
- > Grünalgentest nach DIN 38412 Teil 33:
Zellvermehrungshemmtest mit der limnischen Grünalge *Desmodesmus subspicatus*
- > Daphnientest nach DIN 38412 Teil 30:
Akuter Toxizitätstest mit dem Kleinkrebs *Daphnia magna*

Die Untersuchung mit der marinen Testpalette erfolgt mit diesen Biotestverfahren:

- > Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-3 (Annex D):
Akuter Toxizitätstest mit dem Bakterium *Vibrio fischeri*
- > Mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253:
Zellvermehrungshemmtest mit der marinen Kieselalge *Phaeodactylum tricornutum*
- > Amphipodentest nach DIN EN ISO 16712:
Akuter Sedimentkontakttest mit dem marinen Kleinkrebs *Corophium volutator*

Zur Überprüfung und zur Einhaltung der in den jeweiligen Normen geforderten Testbedingungen wurden im Testgut physikalische und chemische Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und Salinität sowie Nährstoffkonzentrationen (Nitrit, Nitrat, Ammonium und Phosphat) bestimmt.

Die Entnahme des untersuchten Probenmaterials erfolgte in den Jahren 2002, 2005 und 2006 an unterschiedlichen Stellen der Tideelbe. In den Anlagen 2.4-2 bis 2.4-8 sind die Ergebnisse der aquatischen Bioteste mit Algen, Leuchtbakterien und Kleinkrebsen dargestellt. Erläuterungen zu den angewandten Biotesten und zu den in den Tabellen angeführten Indizes befinden sich in der den Ergebnistabellen vorangestellten Legende.

In Abhängigkeit von der Salinität der Porenwässer, die aus den Sedimentproben gewonnen wurden, war die entsprechende Biotestpalette zur Untersuchung einzusetzen. Somit wurde das Oberflächensediment von Hamburg bis Brunsbüttel mit der limnischen Biotestpalette untersucht. Das aus der Außenelbe bis zum Elbbereich bei Brunsbüttel entnommene Probenmaterial wurde mit der marinen Biotestpalette untersucht.

4.5.1.2 Bewertungsgrundlage

Sollen Sedimente und Baggergut in Hinblick auf ihre Umweltverträglichkeit bewertet werden, dann sind neben chemischen auch ökotoxikologische Untersuchungen erforderlich. Zur Charakterisierung der von einer Umweltprobe auf einen Modellorganismus ausgehenden Toxizität dient der pT-Wert (*potentia toxicologiae* = toxikologischer Exponent). Er ist der negative binäre Logarithmus des ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsfaktors in einer Verdünnungsreihe mit dem Verdünnungsfaktor 2. Der pT-Wert gibt an, wievielfach eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt (Krebs 1988, 2000).

Der pT-Wert ermöglicht eine zahlenmäßige und nach oben hin offene gewässertoxikologische Kennzeichnung. Mit Hilfe dieser Ökotoxizitätsskala ist es möglich, jede Probe leicht verständlich und quantifiziert zu charakterisieren. Ausschlaggebend für die Einstufung von Sedimenten und Baggergut in eine Toxizitätsklasse ist der pT-Wert des empfindlichsten Organismus innerhalb einer Testpalette der verschiedenen aber gleichrangiger Biotestverfahren.

Die durch die höchsten pT-Werte (pT_{max}-Werte) definierten Toxizitätsklassen werden mit römischen Zahlen gekennzeichnet. Für den Spezialfall der Baggergutklassifizierung wird diese offene Skala auf sieben Stufen eingengt. Alle pT_{max}-Werte > 6 werden der höchsten Stufe, der Klasse VI, zugeordnet, Tabelle 4-13 (Krebs 2001, 2005).

Tabelle 4-13: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach BfG (2000) und HABAK-WSV (1999). Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien.

höchste Verdünnungstiefe ohne Effekt	Verdünnungsfaktor	pT-Wert	Toxizitätsklasse pT _{max} -Wert der Testpalette	Handhabungskategorie		
Original	2 ⁰	0	Toxizität nicht nachweisbar	0	nicht belastet	Fall 1
1:2	2 ⁻¹	1	sehr gering toxisch belastet	I	unbedenklich	
1:4	2 ⁻²	2	gering toxisch belastet	II	belastet	Fall 2
1:8	2 ⁻³	3	mäßig toxisch belastet	III	kritisch	
1:16	2 ⁻⁴	4	erhöht toxisch belastet	IV	belastet	Fall 3
1:32	2 ⁻⁵	5	hoch toxisch belastet	V	gefährlich	
≤ (1:64)	≤ 2 ⁻⁶	≥ 6	sehr hoch toxisch belastet	VI	belastet	

Die mit Hilfe der pT-Wert Methode ermittelten Toxizitätsklassen werden in Bezug auf die Handhabung von Baggergut den Handhabungskategorien „unbedenklich“, „kritisch“ und „gefährlich belastet“ zugeordnet. Der angegebene Farbcode kennzeichnet die ermittelten Handhabungskategorien in Tabellen und graphischen Darstellungen.

Gemäß BfG (2000) darf Baggergut bis zur Toxizitätsklasse II uneingeschränkt umgelagert werden. Soll Baggergut einer höheren Toxizitätsklasse umgelagert werden, muss eine Auswirkungsprognose erstellt werden. Es ist eine Einzelfallentscheidung zu treffen. Baggergut der beiden höchsten Klassifizierungsstufen (Toxizitätsklassen V und VI) sollte aus ökotoxikologischer Sicht nicht mehr umgelagert werden.

4.5.1.3 Ergebnisse und ökotoxikologische Bewertung

Die Untersuchungsergebnisse der limnischen Testsysteme sind für das Jahr 2002 für die Tideelbe und den Schleusen- und Hafenbereich bei Brunsbüttel der Tabelle in Anlage 4.4-2

zu entnehmen. Die Untersuchungsergebnisse der Oberflächensedimente aus dem Jahr 2005 in den Bereichen der potentiellen Baggerstellen sind in Anlage 4.4-3 aufgeführt.

Die Ergebnisse der im Herbst 2006 durchgeführten Längsbereisung sind in den Anlagen 4.4-4 und 4.4-5 dargestellt. In Anlage 4.4-4 sind Proben aus dem limnischen Bereich der Tideelbe von km 634 bis km 964 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Untersuchungen des marinen Bereiches befinden sich in Anlage 4.4-5.

Eine Gesamtschau über das gemessene ökotoxikologische Potenzial der Elbsedimente im Flusslängsprofil ermöglicht die graphische Darstellung in Abbildung 4-65. Die farbige Darstellung der jeweiligen Toxizitätsklassen erfolgt gemäß der in Tabelle 4-13 angegebenen Farbcodierung.

Da die Proben mit einem van Veen-Greifer von der Sedimentoberfläche entnommen worden sind, repräsentieren sie überwiegend junge Sedimentationsschichten. Über das ökotoxikologische Wirkpotenzial der tieferen Sedimentschichten können in den folgenden Betrachtungen keine Aussagen getroffen werden.

Untersuchungsergebnisse des Jahres 2002

Alle ökotoxikologisch untersuchten Sedimentoberflächenproben aus dem Bereich der Tideelbe im Jahr 2002 zeigten gegenüber den angewendeten Biotestsystemen keine signifikanten Hemmwirkungen (Anlage 4.4-2). Die Untersuchungsergebnisse des Algen- und Leuchtbakterientestes der Proben aus dem Bereich Osteriff (N-01541 und N-01548 bis N-01550) wurden nicht in die Bewertung mit einbezogen, da die im limnischen Grünalgen- und Daphnientest vorliegenden Hemmungen durch die hohe Osmolarität des Testgutes verursacht worden sind. Auf die Untersuchung der Eluate konnte verzichtet werden, da die Porenwasseruntersuchung durchweg einen pT-Wert von 0 ergab.

Alle im Jahr 2002 aus der Tideelbe entnommenen Sedimente sind demzufolge der Toxizitätsklasse 0 zuzuordnen (Anlage 4.4-2). Lediglich das ebenfalls im Jahr 2002 untersuchte Probenmaterial aus dem Schleusenbereich des Nord-Ostsee-Kanals bei Brunsbüttel (Kilometer 1,0 bis 7,2) wies geringe Hemmwirkungen im Leuchtbakterien- und Daphnientest auf (Anlage 4.4-2). Dieses steht im Einklang mit den Untersuchungsergebnissen von 1995 (BfG 1995). Eine für die Baggergutverbringung gemäß HABAB-WSV unbedenkliche ökotoxikologische Belastung wurde erneut festgestellt. Im Gegensatz zu den Proben aus dem Bereich der Tideelbe waren bei den Proben aus dem Nord-Ostsee-Kanal der Daphnien- und Leuchtbakterientest und nicht der Algentest ausschlaggebend für die Klassifizierung.

Untersuchungsergebnisse des Jahres 2005

Im Jahr 2005 wurde eine Beprobung der potentiellen Baggerbereiche im oberen Abschnitt der Tideelbe durchgeführt (Anlage 4.4-3). Die Korngrößenverteilungen der Proben lagen im selben Bereich wie in den vorhergehenden Untersuchungen. Mit dem Leuchtbakterien- und Daphnientest konnten bei allen Proben keine signifikanten Hemmwirkungen festgestellt werden. Jedoch wurden mit dem limnischen Grünalgentest pT-Werte von 1 bis 4 gemessen.

Für den Bereich Wedel (Stromkilometer 642,2 bis 643,5) ergibt sich in den Untersuchungen mit der limnischen Biotestpalette nach HABAB-WSV eine durchschnittliche Zuordnung zu den Toxizitätsklassen II und III.

Der Bereich Lühesand (Stromkilometer 651,05 bis 651,9) ist aufgrund der Testergebnisse größtenteils der Toxizitätsklasse II zuzuordnen.

Für die Proben des Bereiches Juellssand (Stromkilometer 652,16 bis 653,8) wurden in der Mehrzahl der Fälle keine signifikanten Toxizitäten festgestellt. Ausnahme war die Probe 050731, hier wies die Eluatuntersuchung mit dem Grünalgentest einen pT-Wert von 4 auf. Da es sich bei dem Testergebnis um ein Einzelfallereignis für diesen Bereich handelt, und die festgestellte Toxizität in der niedrigsten Verdünnungsstufe relativ gering war, wurde dieses Algentestergebnis von der Gesamtbewertung ausgenommen. Ebenfalls kann eine Beeinflussung der Algentestergebnisse für die Porenwasseruntersuchungen durch hohe Ammonium-Stickstoffgehalte für die Proben 050731 und 050732 (Juellssand km 652,55 und km 652,95) nicht ausgeschlossen werden (Wahrendorf et al. 2006). Somit könnte der mit dem Grünalgentest ermittelte pT-Wert 1 durch die vorhandene Ammonium-Stickstoff-Konzentration verursacht worden sein. Der Bereich Juellssand wird demzufolge der Toxizitätsklasse 0 zugeordnet.

Untersuchungsergebnisse des Jahres 2006

Im Herbst 2006 wurden über den gesamten Verlauf der Tideelbe an 39 Stationen Sedimentproben entnommen und ökotoxikologisch untersucht (Anlage 4.4-4 und -5). Kleinräumige möglicherweise belastete Bereiche wie Umlagerungsstellen und Hafengebiete wurden im Probenahmeschema im Herbst 2006 bewusst nicht untersucht. Durch die mit dem Untersuchungsschema gewonnenen Daten sollten Informationen über vorhandene Gradienten der ökotoxikologischen Belastung im Verlauf der Tideelbe ermittelt werden. Zusätzlich sollte eine Datenbasis erzeugt werden, die eine Interpolation der Ergebnisse für größere Bereiche der Tideelbe erlaubt, sofern diese nicht durch kleinräumige anthropogene Maßnahmen beeinträchtigt sind.

Ein Großteil der im Herbst 2006 beprobten Stellen liegt in den Seitenbereichen der Tideelbe. Die Fahrrinnenmitte wurde ebenfalls beprobt, jedoch konnten aus strömungsmechanischen Gründen zum Teil nur sehr sandige Proben entnommen werden. Bei Proben mit einem sehr geringen Feinkornanteil können ökotoxikologische Wirkpotenziale aufgrund des geringen Oberflächen-Volumen-Verhältnisses ausgeschlossen werden. Diese Proben wurden mit den ökotoxikologischen Testsystemen daher nicht untersucht.

Wie oben beschrieben wurden in Abhängigkeit von der Salinität der zu untersuchenden Porenwässer die limnische oder die marine Biotestpalette eingesetzt. Somit wurden die Proben des Flussabschnittes von km 634 bis km 694 mit der limnischen und die Proben von Flusskilometer 694 bis 729 mit der marinen Biotestpalette untersucht.

Mit Ausnahme von wenigen Sedimentproben wurden bei der im Jahr 2006 durchgeführten Untersuchung von Oberflächensedimenten keine markanten toxischen Effekte gegenüber den eingesetzten Testorganismen festgestellt. In den Proben des Mühlenberger Loches bei

Stromkilometer 634 (Nr. 061005 und 061060) wurden Effekte gegenüber den Testorganismen festgestellt.

Ebenso wurden sehr geringe toxische Effekte in einer Sedimentprobe (Probe 060955) festgestellt, die ca. 4 Kilometer flussabwärts von der Zuführung des Nord-Ostsee-Kanals entnommen wurde. Dieser Bereich sowie der Bereich der Medemrinne (Probe 060977) weisen nur sehr geringe Hemmeffekte kurz über der Signifikanzgrenze des Leuchtbakterien-testes auf. Es wird derzeit geprüft, ob die Ergebnisse eine Untersuchung dieser Bereiche mit einem engeren Probenahmeraster erfordern.

Eine markante ökotoxikologische Belastung konnte bis auf wenige Ausnahmen in der oberen Sedimentationsschicht (Schnitttiefe bis maximal 40 cm) der untersuchten Bereiche mit den angewandten Testsystemen nicht festgestellt werden. Somit sind für die Untersuchungen im Jahr 2006 nahezu alle die durch diese Untersuchungen repräsentierte Sedimente der Tideelbe der Toxizitätsklasse 0 zuzuordnen.

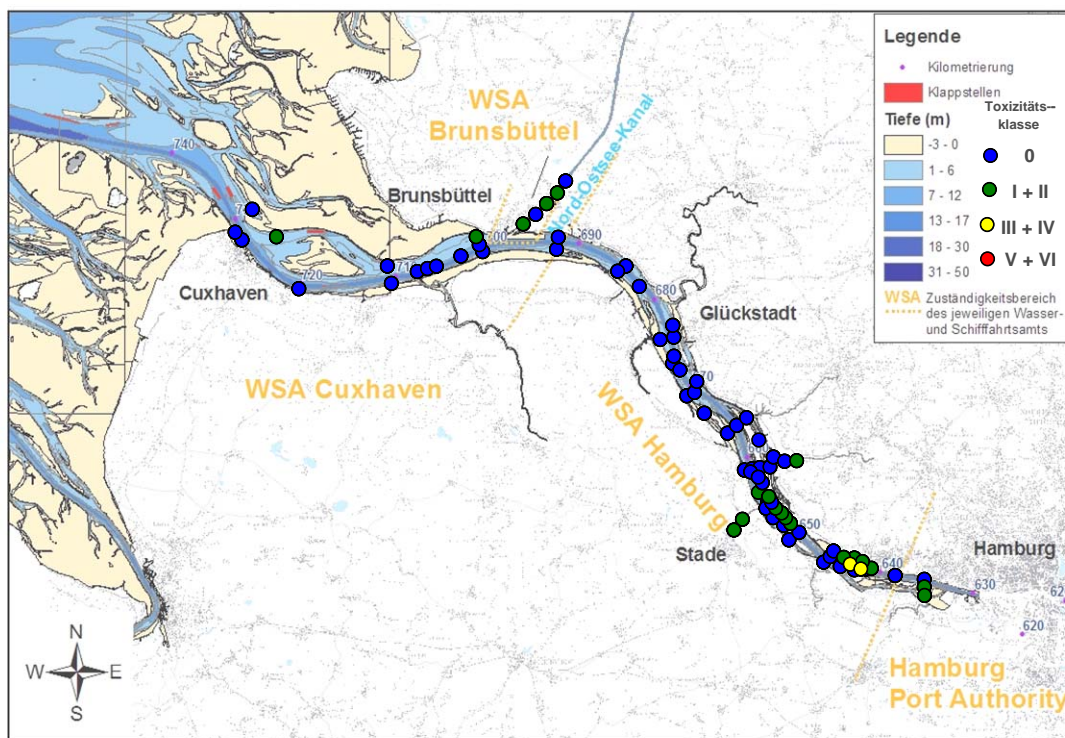


Abbildung 4-65: Graphische Darstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2002, 2005 und 2006 (Anlage 4.4-2 bis 4.4-5).

Zusätzlich wurden vorliegende Untersuchungsergebnisse für einige Elbzuflüsse eingetragen. Die mit den Biotestsystemen ermittelte Toxizitätsklasse wurde entsprechend Tabelle 4-13 farblich markiert.

4.5.1.4 Zustandsbewertung

In Abbildung 4-65 sind alle gemäß HABAB-WSV und HABAK-WSV ermittelten ökotoxikologischen Daten zusammenfassend dargestellt. Farblich gekennzeichnet ist die an den Probenahmestellen ermittelte Toxizitätsklasse.

Die durch die Proben repräsentierten Bereiche weisen ein in Fließrichtung sinkendes ökotoxikologisches Potenzial der Tideelbe auf. Die an den jeweiligen Kilometern ermittelten Toxizitäten sind in Abbildung 4-66 eingetragen und entsprechend Anlage 4.4-1 farblich gekennzeichnet. Zusätzlich sind ohne km-Bezug Ergebnisse von ökotoxikologischen Baggergutuntersuchungen gemäß HABAB der in der Delegationsstrecke gelegenen Baggerbereiche Norderelbe, Süderelbe und Köhlbrand für die Jahre 2005 bis 2007 summarisch dargestellt.

Entsprechend dem über den Bereich der Tideelbe in Fließrichtung abnehmenden Gradienten der chemischen Belastung der Sedimente zeigt sich auch ein Gradient in den Ergebnissen der ökotoxikologischen Untersuchungen (Kapitel 4.4).

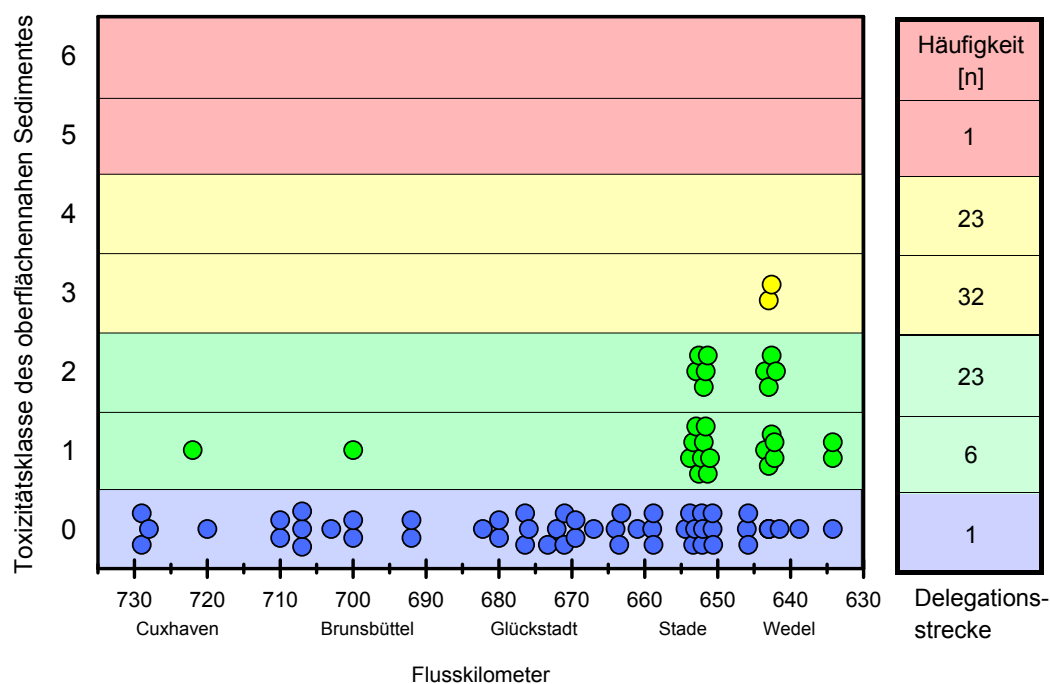


Abbildung 4-66: Gradient des ökotoxikologischen Potenzials an Oberflächensedimenten im Verlauf der Tideelbe (km 630 bis km 735). Datensätze 2002, 2005 und 2006., Daten BfG und BfG (2007)

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden Messergebnisse aus denselben Stromkilometern zueinander verschoben abgebildet. Rechts sind ohne km-Bezug Ergebnisse der Baggergutuntersuchungen nach HABAB-WSV der Hamburger Delegationsstrecke für die Jahre 2005 - 2007 summarisch dargestellt.

Ausschlaggebend für die Einstufung in Toxizitätsklassen „größer 0“ war oftmals der mit dem Algentest ermittelte pT-Wert. Somit ist für den oberen Bereich der Tideelbe bis km 660, eine markante Belastung der Oberflächensedimente mit phytotoxischen Schadstoffen zu verzeichnen.

Der Schleusenbereich Brunsbüttel des Nord-Ostsee-Kanals ist den Klassen 0 und I zuzuordnen. Im Gegensatz zu den Proben aus der Elbe wird hier allerdings die toxische Eigenschaft nicht durch den Algentest, sondern durch den Leuchtbakterien- und Daphnientest indiziert.

Aussagen zu einer zeitlichen Entwicklung des Belastungspotenzials der Tideelbe erfordern regelmäßige Untersuchungen an Dauermessstellen mit schluffigen Sedimenten über einen längeren Zeitraum. Mit den vorliegenden Datensätzen sind diesbezügliche Aussagen aufgrund der zu geringen Anzahl von Untersuchungskampagnen nicht möglich.

Ab Flusskilometer 660 wurden mit den eingesetzten Biotestsystemen kaum markante Belastungen der Oberflächensedimente festgestellt. Dies gilt sowohl für die Seitenbereiche der Tideelbe als auch für die abschnittsweise untersuchte Fahrrinne. Zudem kann eine ökotoxikologische Belastung von sandigen Bereichen der Tideelbe, wie sie häufig in der Fahrrinne vorzufinden sind, nahezu ausgeschlossen werden.

4.5.2 Untersuchungen zu Bioakkumulationseffekten

Als Bioakkumulation wird die Anreicherung von Schadstoffen in Organismen gegenüber dem sie umgebenden Medium bezeichnet. Hierbei handelt es sich um einen zentralen Prozess der Ökotoxikologie (Fent 1998).

Bei der Anreicherung von Fremdstoffen in Organismen werden zwei Aufnahmemechanismen unterschieden: die Biokonzentration, bei der die Aufnahme z. B. über die Körperoberfläche erfolgt, und die Biomagnifikation, welche speziell die Anreicherung von Schadstoffen über die Nahrungskette bezeichnet.

Einige Schadstoffe können durch Abbau oder Ausscheidung kaum aus den Organismen eliminiert werden. In welchem Maße Schadstoffe in Organismen akkumuliert werden, wird neben der Persistenz und den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Stoffe auch durch artspezifische Eigenschaften der Organismen beeinflusst.

Besonders kritisch sind in Bezug auf Bioakkumulationseffekte Schadstoffe mit einer langen biologischen Halbwertszeit. Zu diesen Stoffen, die nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden, gehören vor allem Schwermetalle und chlororganische Verbindungen.

Neben den klassischen Biotesten, die eine integrale und in den meisten Fällen eine akute Belastung gegenüber Organismen anzeigen, wurden von der BfG einige der im Herbst 2006 entnommenen Sedimente versuchsweise mit einem neuartigen Testsystem untersucht, um einen möglichen Einsatz zur Baggergutbewertung zu überprüfen. Dieses System auf Zelllinienniveau hat das Potential, endokrine Effekte anzuzeigen (YES-Test).

Zusätzlich wurde, ebenfalls nur an ausgewählten Sedimenten, ein weiteres zellbasiertes Biotestsystem angewendet, mit dem dioxinähnliche Wirkungen aufgezeigt werden können (EROD-Assay).

Die beiden auf Zellebene arbeitenden Testsysteme zeigen Stoffeffekte der Elbesedimente an. Die so ermittelten Wirkungsäquivalente können zur Sedimentbewertung jedoch nicht herangezogen werden, da für sie bislang kein Klassifizierungs- oder Bewertungssystem existiert. Die Untersuchungsergebnisse können nur einen Ausblick auf eine mögliche zukünftige Anwendung bei der Sedimentbewertung geben. Zukünftige Untersuchungen sollten eine Bewertungsgrundlage für die über Biomarker angezeigte Schadstoffindikation liefern.

4.5.2.1 Bioakkumulationsuntersuchungen an Sedimenten der Elbe

Ob und in welchem Umfang Inhaltsstoffe von Elbesedimenten negative Effekte auf die Fortpflanzung und Entwicklung von Organismen haben können, wurde im Sonderbericht der ARGE ELBE erstmals systematisch für weiträumige Bereiche des Flusssystemes untersucht. Im Folgenden können hier nur sehr kurz die Methoden und Ergebnisse dargestellt werden. Eine ausführliche Dokumentation ist dem hier zitierten Bericht „Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius) reticulata* (Gastopoda: Prosobranchia)“ der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe zu entnehmen (ARGE ELBE 2001).

Die in diesem Abschnitt dargestellten Ergebnisse wurden mit Untersuchungsmethoden ermittelt, die als Ergänzung zu den in der Routine gemäß HABAB-/HABAK-WSV eingesetzten standardisierten Biotesten erweiterte Endpunkte abbilden können. Dieses weitergehende Untersuchungsprogramm der ARGE ELBE kann ökotoxikologische Belastungspotentiale aufzeigen, die durch Langzeitwirkung und durch bioakkumulative Effekte hervorgerufen werden.

Die so gewonnenen Untersuchungsergebnisse sind ebenfalls in Klassen eingeteilt, die durch farbige Markierungen charakterisiert werden. Diese sind jedoch nicht mit den in Kapitel 4.4.1 dargestellten farbigen Zuordnungen der Toxizitätsklassen nach HABAB-/HABAK-WSV zu vergleichen und können auch nicht in dieses System übertragen werden.

Zur Klassifizierung der Untersuchungsergebnisse dienen im Bericht der ARGE ELBE die ökologischen Zustandsklassen der Wasserrahmenrichtlinie als Grundlage (ARGE ELBE 2001).

Als Testorganismen wurde zwei Sediment bewohnende Vorderkiemenschnecken eingesetzt, die marine Netzreusenschnecke *Hinia reticulata* und die limnische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Weil derzeit kein geeigneter limnischer Effektmonitor zur Verfügung stand, der spezifisch auf androgenartig wirkende Sedimentinhaltsstoffe reagiert, wurde ein kombinierter Einsatz der marinen und limnischen Spezies gewählt.

Die Wirkung der Elbesedimente auf die Testorganismen wurde im Labor untersucht. Hierbei wurden jeweils die Mortalitätsrate, der direkte Effekt auf die Reproduktion und das Impossexphänomen als Endpunkte herangezogen.

Die akute Toxizität auf die Testorganismen wurde durch Expositionsversuche mit der Zwergdeckelschnecke nach einer Expositionsdauer von vier Wochen bestimmt.

Da sich die Zwergdeckelschnecke parthenogenetisch fortpflanzt, wurde diese auch zur Bestimmung der Wirkung der Sedimente auf die Reproduktion herangezogen. Die sich im Brutraum der Schnecke entwickelten Embryonen wurden nach der Expositionszeit für jedes Individuum bestimmt und ebenfalls mit einer parallel geführten Kontrollgruppe verglichen.

Endokrine Wirkungen der in den Sedimenten enthaltenen Wirksubstanzen wurden mit der Netzreusenschnecke untersucht. Hierbei wurden die überlebenden Organismen in der Regel nach einer vierwöchigen Expositionszeit morphologisch auf Impossexeffekte untersucht. Impossexeffekte werden durch hormonartig wirkende Fremdstoffe hervorgerufen und äußern sich z. B. durch Missbildung des Genitalsystems. Waren deutliche Effekte auf die Überle-

bensrate der Organismen festzustellen, so wurden diese Ansätze bereits vor Ablauf der Versuchsdauer ausgewertet.

4.5.2.2 Ergebnisse der ARGE-ELBE-Untersuchungen

Da sich dieser Bericht nur auf den tidebeeinflussten Bereich der Elbe bis Hamburg bezieht, werden im Folgenden nur die Ergebnisse der Sedimente dieses Bereiches angeführt (Abbildung 4-67). Aus diesem Elbeabschnitt wurden insgesamt acht Sedimentproben entnommen:

Estemündung (Nr. 22; km 633), Wedel Yachthafen (Nr. 23; km 643), Lühemündung (Nr. 24; km 646), Abbenfleth (Nr. 25; km 658), Glückstadt (Nr. 26; km 675), Brunsbüttel (Nr. 27; km 697), Müggendorfer Watt (Nr. 28; km 715) und Duhner Watt (Nr. 29; km 730).

Die Schwermetallanalysen bei diesen Untersuchungen ergaben ebenso wie in Kapitel 4.4 festgestellt für den inneren Bereich der Tideelbe (Elbstromkilometer 610 bis 646) einen höheren Belastungsgrad der Sedimente: „Besondere Belastungsschwerpunkte hinsichtlich der Schwermetallkonzentrationen stellen die Probenstellen ... im Bereich des Hamburger Hafens bis Lühemündung dar (Proben 17-24).“ (ARGE ELBE 2001)

Bei den Untersuchungen der akuten Toxizität mit der Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde im Bereich des Hamburger Hafens und an der Probenahmestelle bei Glückstadt eine statistisch signifikant erhöhte Mortalität der Organismen im Vergleich zur Kontrollgruppe festgestellt. Diese Untersuchungsergebnisse mit der Zwergdeckelschnecke passen gut zu den in Kapitel 4.5.1.3 dargestellten ökotoxikologischen Biotestuntersuchungen des Jahres 2006, die das oberflächliche Belastungspotential der Tideelbesedimente abbilden.

Empfindlicher als akut toxische Wirkungen auf die eingesetzten Organismen sind Untersuchungen der Reproduktionsfähigkeit. Bei einem überwiegenden Teil der Elbsedimente wurde eine teilweise deutliche Verringerung der Nachkommenzahl festgestellt. Die Reproduktionstoxizität der Sedimente wurde in fünf Stufen unterteilt, wobei die erste Stufe einen sehr guten Zustand und die fünfte Stufe einen schlechten Zustand widerspiegelt (> 70 % Hemmung der Reproduktion).

Wie in Abbildung 4-67 dargestellt, sind die Sedimente Müggendorfer Watt (km 715) und Duhner Watt (km 730) im äußeren Mündungsbereich der Elbe der Zustandklasse I zuzuordnen. Die Proben Abbenfleth (km 658) und Brunsbüttel (km 697) zeigen eine geringe reproduktionstoxische Wirkung. Die Sedimente der Probenahmestellen Lühemündung (km 646) und Glückstadt (km 675) zeigen mäßige Wirkung und werden der Zustandklasse III zugeordnet.

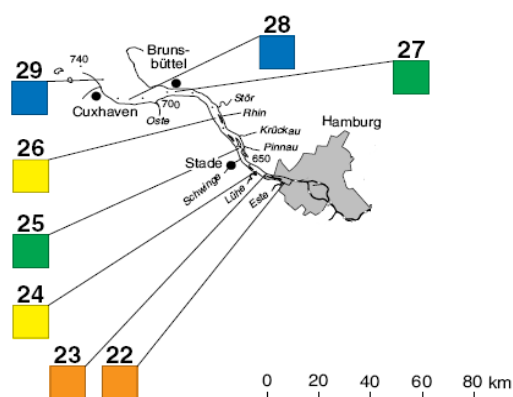
Erwartungsgemäß werden starke reproduktionstoxische Effekte für die Proben des Wedeler Bereiches (Wedel Yachthafen bei km 643) und des Mühlenberger Loches (Estemündung bei km 633) mit einer Zustandklasse von IV bewertet.

Bei der Untersuchung von Impossexeffekten wurde ebenfalls die Mortalität der Netzreusenschnecke *Hinia reticulata* aufgenommen. Auch hier wurden in den Sedimenten der Probenahmestellen Wedeler Yachthafen (km 643) und Estemündung (km 633) die höchsten Mortalitäten (> 20 %) im Bereich der Tideelbe bis zur Hamburger Delegationsstrecke festgestellt.

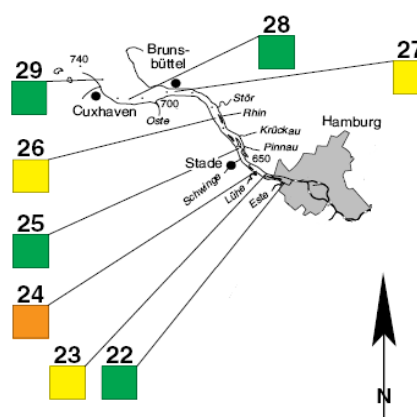
Auch das androgene Potential der Sedimente wurde in fünf Stufen unterteilt, wobei auch hier die erste Stufe einen sehr guten Zustand und die fünfte Stufe einen schlechten Zustand widerspiegelt („sehr starke androgene Wirkung, Anstieg der Vas deferens Sequenz-Indexes > 0,5“). Der ersten Zustandsklasse sind aus dem gesamten Bereich der Tideelbe keine Sedimente zuzuordnen. Zur Zustandsklasse II sind die Stellen Müggendorfer Watt (km 715) und Duhner Watt (km 730), Abbenfleth (km 658) und Estemündung (km 633) zuzuordnen. Die Stellen Glückstadt (km 675), Brunsbüttel (km 697) und Wedel Yachthafen (km 643) gehören zur Zustandsklasse III. Das höchste androgen wirkende Potential der Zustandsklasse IV wurde im Sediment der Lühemündung bei km 646 gefunden (Abbildung 4-67).

Hohe Effekte bei den Bioakkumulationsuntersuchungen wurden für den inneren Bereich der Tideelbe ermittelt. Bei allen betrachteten Endpunkten wurden deutlich höhere Effekte in den Sedimenten des Hamburger Hafens vorgefunden, die an dieser Stelle jedoch nicht dargestellt werden.

Reproduktionstoxizität



Androgenes Potential



Probennummer	Ort
22	Estemündung
23	Wedel (Yachth.)
24	Lühemündung
25	Abbenfleth
26	Glückstadt
27	Brunsbüttel (Schleuse)
28	Müggendorfer Watt
29	Duhner Watt

Legende:

- Ökologische Zustandsklasse I
- Ökologische Zustandsklasse II
- Ökologische Zustandsklasse III
- Ökologische Zustandsklasse IV
- Ökologische Zustandsklasse V

Abbildung 4-67: Graphische Darstellung der biologischen Effekte in Sedimenten der Tideelbe (Sedimentuntersuchung der ARGE ELBE 2001).

Reproduktionstoxizität: In Laboruntersuchungen mit der Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* ermittelte Zustandklassen der Reproduktionstoxizität. Androgenes Potential: Endokrine Wirkung der Elbesedimente auf die Netzreusenschnecke *Hinia reticulata*. Verändert nach ARGE ELBE 2001.

4.6 Makrozoobenthos

Die faunistischen Untersuchungen in der Tideelbe reichen bis ins 18. Jahrhundert zurück. Als eine der ersten Arbeiten kann eine Untersuchung des Bewuchses von Seetonnen (Kirchenpauer 1862) gelten. Allerdings waren solche Arbeiten noch rein qualitativ, d. h. die vorkommenden Tiere wurden nicht quantitativ erfasst. Erst nach dem 2. Weltkrieg wurde die Benthosfauna der Elbe auch quantitativ untersucht (z. B. Caspers 1949, 1954a/b, ARGE ELBE 1984).

Derzeit kommen in der Tideelbe 233 Zoobenthos-Taxa vor (IBL/IMS 2007a). Hiervon sind sieben Taxa in den Roten Listen (Bundesamt für Naturschutz 1998, Nordheim und Merck 1995, Nordheim et al. 1996) mit einem Gefährdungsstatus versehen. Von den Tiergruppen stellen die Oligochaeten (Wenigborster) und die Dipteren (Zweiflügler) die artenreichsten Gruppen mit je 19 % Taxa-Anteil am Gesamtspektrum dar, gefolgt von den Polychaeten (Vielborster) mit 17 % bzw. den Crustaceen (Krebstiere) mit 16 %. Alle übrigen Tiergruppen sind mit deutlich weniger Arten vertreten (IBL/IMS 2007a).

Die Besiedlung der Tideelbe durch das Zoobenthos hängt in erster Linie vom ästuarinen Salzgehaltsgradienten ab. So ändert sich die Besiedlung durch das Zoobenthos von limnischen über brackige zu annähernd marinen Zoozönosen. Da die Salinitätsverhältnisse nicht nur durch die Tidedrömung, sondern auch durch Oberwasserabflussmenge und Windrichtung beeinflusst werden, ändern sich die Salinitätsbereiche in der Unterelbe ständig (Bergemann und Stachel 2004, Bergemann 2004). Dieser ständige Wechsel bewirkt in weiten Teilen der Tideelbe die Ausprägung von Lebensgemeinschaften, die sich Salzgehaltsänderungen gegenüber tolerant verhalten (IBL/IMS 2007a). Neben der Salinität spielt der Schwebstoffgehalt des Wassers eine wichtige Rolle für die Zoobenthosbesiedlung. Bedingt durch die großen Turbulenzen der Gezeitenströmungen transportiert das Wasser in der Unterelbe große Mengen an Schwebstoffen hin und her, die sich im Bereich der Brackwasserzone zu einem Schwebstoffmaximum akkumulieren (Kapitel 4.2.1.4). Hinzu kommen wichtige morphologische Faktoren, die die Verteilung der Fauna beeinflussen, z. B. die Wassertiefe und die Sedimentbeschaffenheit (Korngröße), aber auch anthropogene Eingriffe wie Strombaumaßnahmen und Eindeichungen (ARGE ELBE 1984), Unterhaltungsaktivitäten (Baggern und Umlagern). Auch chemische Belastungen der Sedimente können die Abundanz und Zusammensetzung der Benthosfauna und damit ihre ökologische Qualität nachteilig beeinflussen (z. B. Borja et al. 2000, Simboura et al. 2007, Dauvin et al. 2007, Muxika et al. 2005).

Datenbasis

Das Zoobenthos wurde im Rahmen des Verfahrens zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe in den 1990er Jahren untersucht (Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg 1997, PÖUN 1997) und umfangreich dokumentiert. Seitdem sind aktuelle Daten bzw. Ergebnisse im Wesentlichen durch die Beweissicherungen zur Fahrinnenanpassung, durch das Ästuarmonitoring der BfG sowie durch Monitoring-erfassungen im Bereich verschiedener Umlagerungsstellen hinzugekommen (Nehring und Kinder 2000, BioConsult 1997a, 1997b, 1999, 2001, 2002, 2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d, 2004e, Krieg 1999, Schöll und Fuksa 2000, Krieg 2005, ARGE ELBE 2004a, ARGE ELBE 2004b). All diese Informationen wurden zusammengefasst in einem Gutachten für die

Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe (IBL/IMS 2007a), welches auch die Grundlage für den vorliegenden Berichtsteil bildet. Diese Daten- und Informationsgrundlage kann generell als ausreichend für eine überschlägige Bewertung bezeichnet werden, da alle verfügbaren Daten unterschiedlicher Quellen verwendet wurden. Allerdings sind die Nebenelben bisher nicht ausreichend faunistisch untersucht worden, so dass für diese Bereiche immer noch wichtige Informationen zur Benthosbesiedelung fehlen. Insofern muss hier auf eine Beschreibung des Ist-Zustandes der Nebenelben verzichtet werden.

4.6.1 Die Verteilung des Makrozoobenthos im Verlauf der Tideelbe

Die Besiedlung der Tideelbe ist nicht einheitlich, sondern ändert sich aufgrund des Salinitätsgradienten. Mit limnischen Bedingungen bei Geesthacht nehmen die Salzkonzentrationen im weiteren Verlauf des Elbeästuars zu, bei Cuxhaven weist die Tideelbe polyhaline Verhältnisse auf. Vereinfachend wird die Salinität unter biologischen Gesichtspunkten in Deutschland meist nach dem „Venedig-System“, so benannt nach einem internationalen Symposium zur Klassifikation von Brackwassern, welches 1958 in Venedig stattfand, unterteilt (Venice System 1959, Caspers 1959). Dabei wird die limnische Zone mit Salinitäten $< 0,5$ PSU von der oligohalinen Zone ($0,5 - 5$ PSU), der mesohalinen Zone ($5 - 18$ PSU) und der polyhalinen Zone ($18 - 30$ PSU) unterschieden. Da Lage und Ausdehnung dieser Zonen in den Ästuaren sehr stark veränderlich sind, kann deren Position immer nur für bestimmte Oberwassersituationen angegeben werden. Das „Venedig-System“ macht dazu keine Aussagen. Diese statische deskriptive Betrachtung der Verteilung der Fauna mittels des „Venedig-Systems“ wurde schon früh kritisiert (z. B. Den Hartog 1964) und schon seit längerem stehen alternative Methoden zur Verfügung die eine wesentlich bessere Interpretation der faunistische Verteilung entlang der Salzgradienten beschreiben (z. B. Bulger et al. 1993). Nichtsdestotrotz wird in dem vorliegenden Berichtsteil dieses „Venedig-System“ verwendet, da die wesentlichen Informations- und Datenquellen (PÖUN 1997, IBL/IMS 2007a) dieses System genutzt haben. Die Abschnitte des „Venedig-Systems“ für die Elbe werden wie folgt festgelegt (PÖUN 1997, IBL/IMS 2007a, ARGE ELBE 2004a):

- > Abschnitt 1: Wehr Geesthacht (km 586) bis Wedel (km 650); limnisch ($< 0,5$ PSU)
- > Abschnitt 2: Wedel (km 650) bis Glückstadt (km 677); oligohalin ($0,5-5$ PSU)
- > Abschnitt 3: Glückstadt (km 677) bis Brunsbüttel (km 705); mesohalin ($5-18$ PSU)
- > Abschnitt 4: Brunsbüttel (ab km 705); polyhalin ($18-30$ PSU), euhalin (> 30 PSU)

Die genannten 233 Benthos-Taxa (IBL/IMS 2007a) teilen sich in den vier Abschnitten unterschiedlich auf. Der limnische Bereich (Abschnitt 1) weist mit 121 Taxa die höchste Taxazahl auf. Im weiteren Verlauf der Elbe nimmt die Artenzahl ab (Abschnitt 2, 63 Taxa) und erreicht im Mesohalinikum (Abschnitt 3) ihr Minimum (44 Arten). Mit zunehmendem Salzgehalt steigt die Taxazahl dann wieder an. So konnten im Polyhalinikum (Abschnitt 4) 109 Taxa nachgewiesen werden. Die deutliche Artenreduzierung im Brackwasserbereich ist natürlich und eine wesentliche Charakteristikum des Brackwassers (Remane 1934).

Im Verlauf der Tideelbe ändert sich die Zusammensetzung des Zoobenthos grundlegend. Im limnischen Abschnitt stellen die Dipteren und die Oligochaeten den Hauptteil der

Arten/Taxa. Im Oligohalinikum (Abschnitt 2) geht der Anteil der Dipteren deutlich zurück, während der Anteil an Oligochaeten zunimmt. Der beginnende Salzeinfluss bewirkt ebenfalls einen höheren Anteil von Crustaceen und Polychaeten an der Zoozönose (Tiergemeinschaften). Dieser Trend (Zunahme der Crustaceen und Polychaeten) setzt sich in Abschnitt 3 fort, während gleichzeitig die Individuendichten der Oligochaeten abnehmen. Im Abschnitt 4 dominieren schließlich die Polychaeten und Crustaceen.

Der limnische Abschnitt der Elbe (Abschnitt 1) reicht vom Wehr in Geesthacht (km 586) bis nach Wedel (etwa km 650) und umfasst das Stromspaltungsgebiet mit Norder- und Süderelbe und das Mühlenberger Loch. Dieser Bereich gilt allgemein hin als limnisch, obwohl es hier kurzzeitig zu einem geringen Salzwassereinfluss kommen kann (Bergemann 2004). In Abhängigkeit vom Oberwasser verschiebt sich die Lage der oberen Brackwassergrenze zwischen der Kilometrierung 645 und 690. In letzter Zeit (1996 bis 2004, vgl. auch Abb. 4-46) ist es in dem Abschnitt zwischen Hamburg und Wedel wiederholt zu sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen (d. h. O₂-Gehalt < 3 mg/l) gekommen (ARGE ELBE 2004a).

Im limnischen Bereich kommen 121 Taxa vor (IBL/IMS 2007a), wobei ungefähr 90 % aller Individuen nur aus drei Arten, bzw. Taxa, gebildet werden (*Proppapus volki*, *Enchytraeus* sp. und *Turbellaria*). Daneben sind Dipterenlarven, insbesondere Chironomiden (Zuckmücken) relativ artenreich in diesem Elbabschnitt vertreten. Trotz dieses Artenreichtums an Chironomiden ist die obere Tideelbe faunistisch verarmt (IBL/IMS 2007a), was vor allem daran liegt, dass hier einige Artengruppen gar nicht oder nur vereinzelt vorkommen. Dies gilt vor allem für Schnecken, Muscheln, Eintags-, Köcher-, Stein- und Uferfliegen (IBL/IMS 2007a). Deutlich wird diese Artenarmut im historischen Vergleich, so wurden Ende des vorletzten Jahrhunderts im Hamburger Stromspaltungsgebiet z. B. noch 10 Muschel- und 23 Schneckenarten gefunden (Petermeier et al. 1994). Der große Artenverlust im Laufe des 20. Jahrhunderts wird von den Autoren vor allem auf die Gewässerverunreinigung, die anthropogenen morphologischen Eingriffe und die damit verbundenen Reduzierung von strömungsreduzierten Flachwasserzonen zurückgeführt. Die Vorkommen von Polychaeten sowie verschiedenen Flohkrebsarten (z. B. *Bathyporeia*) und Garnelen (*Neomysis integer*, *Palaemon longirostris*), die ab km 640 stromab anzutreffen sind, deuten auf den bereits oben erwähnten kurzzeitigen Salzwassereinfluss hin (Kapitel 4.1.6).

Im Flussquerschnitt sind die Tiefwasserbereiche generell meist deutlich artenärmer besiedelt als die Flachwasserbereiche und die Wattflächen im Randbereich wie z. B. das Mühlenberger Loch (IBL/IMS 2007a). Der Tiefwasserbereich wird über den gesamten Abschnitt fast ausschließlich von Oligochaeten besiedelt, von denen *Proppapus volki* die dominante Art ist. Der Uferbereich und die Flachwassergebiete sind im limnischen Bereich der Tideelbe häufig von Steinschüttungen geprägt, auf denen vor allem Ubiquisten (Organismen ohne besondere Bindung an Standort oder Lebensraum) und Neozoen (Tierarten, die vom Menschen in andere Gebiete verbracht wurden) wie die beiden Hydrozoen (Nesseltiere) *Hydra oligactis* und *Cordylophora caspia* sowie die Zebrauschel *Dreissena polymorpha* (Krieg 2005) siedeln.

Der oligohaline Abschnitt (Abschnitt 2, km 650 bis 677) ist hauptsächlich durch stark wechselnde Salinitätsverhältnisse charakterisiert (vgl. Kapitel Hydrologie). In der ersten Jahreshälfte dominieren hier normalerweise limnische Verhältnisse aufgrund des erhöhten Abflusses, während im Sommer, insbesondere bei lang anhaltenden Perioden mit niedrigem

Abfluss, dieser Abschnitt bereits teilweise von Brackwasser geprägt sein kann (Kapitel 4.1.6). Kommen entsprechende Windverhältnissen (z. B. starker Nordwestwind) hinzu, kann die obere Brackwassergrenze sogar bis zur Lühemündung (km 646) reichen (IBL/IMS 2007a).

Die Besiedlung des oligohalinen Abschnitts ist vor allem von Oligochaeten geprägt. Die wichtigsten Arten sind *Proppapus volki*, *Potamothrix moldaviensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Aktedrilus monospermathecus* und *Amphichaeta leydigii* (BioConsult 2004c), wobei *Proppapus volki* die dominante Art in diesem Elbabschnitt ist und zur Hauptsache im Bereich der Fahrrinne zu finden ist (IBL/IMS 2007a). Von diesen Arten gilt *A. monospermathecus* als genuine Brackwasserart. Ebenfalls in relativ hohen Abundanzen kommt hier der Brackwasser liebende Polychaet *Marenzelleria viridis* vor (BioConsult 2004c). Weiterhin sind für diesen Bereich die Zebramuschel *Dreissena polymorpha* sowie Zuckmückenlarven charakteristisch; die Muscheln weisen im Bereich von km 650 ein Abundanzmaximum auf. Die Crustaceen sind in diesem Elbabschnitt, mit Ausnahme von *Bathyporeia pilosa*, auf die Flachwasserbereiche beschränkt, während *Balanus improvisus* und die Rote-Liste-Art *Corophium lacustre* hauptsächlich auf Hartsubstrat wie zum Beispiel Buhnen siedeln. Die typische Brackwasserart *Gammarus zaddachi* (Flohkrebs) findet sich dort vor allem im Bereich von Steinschüttungen und Buhnen. Die mittleren Individuenzahlen in Abschnitt 2 liegen zwischen etwa 2.000 und 40.000 Individuen/m², wobei die Maximalwert vor allem auf *Proppapus volki* zurückzuführen sind (BioConsult 2004c).

Im mesohalinen Abschnitt (Abschnitt 3, km 677 - 705) wird der Einfluss des Nordseewassers deutlich stärker. Im Vergleich zu den vorangehend genannten Abschnitten ist dieser Abschnitt charakterisiert durch eine deutliche Verringerung der Artenzahl sowie einen deutlichen Wandel der benthischen Lebensgemeinschaften. Dieser abnehmende Gradient von oberstrom findet sich auch innerhalb des Abschnitts selbst. In diesem Abschnitt wurden rezent 44 Taxa aufgelistet (IBL/IMS 2007a), wobei die Crustaceen (31 %) und die Oligochaeten (22 %) die artenreichsten Tiergruppen bilden, gefolgt von den Polychaeten (20 %) und den Hydrozoen (11 %). Nur der Polychaet *Marenzelleria viridis* ist über den gesamten Abschnitt etwa gleich häufig verbreitet (BioConsult 2004d). Die limnisch-oligohalinen Arten (z. B. *Proppapus volki*, *Dreissena polymorpha*, Chironomiden-Arten) kommen in diesem Bereich nicht mehr vor. Stattdessen kommen marine Polychaeten (z. B. *Polydora ciliata*, *Pygospio elegans*), Hydrozoen (z. B. *Obelia longissima*) und marine Crustaceen vor. Die Gesamtindividuenzahl liegt in diesem Abschnitt zwischen 150 Ind./m² und 300 Ind./m² (BioConsult 2004d).

Für die unterschiedlichen Sedimentzusammensetzungen in diesem Elbabschnitt ist bekannt, dass in Sedimentbereichen mit geringerer Korngröße hauptsächlich die Oligochaetenart *Limnodrilus hoffmeisteri* siedelt, während *Limnodrilus profundicola* sandiger Bereiche bevorzugt (BioConsult 1997b). Die Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) sowie der Flohkrebs *Bathyporeia pilosa* besiedeln in diesem Bereich vor allem störungsarme Areale, während der Oligochaet *Proppapus volki* noch im Bereich von Umlagerungsstellen in höherer Zahl auftritt. Im Wischhafener Fahrwasser befinden sich geringe Schneckenvorkommen. Die Gesamtabundanz liegt in diesem Bereich zwischen 60 und 170 Individuen/m², in einigen Wattflächen diese Elbabschnittes können aber bis zu etwa 500 Individuen/m² auftreten.

Der polyhaline und euhaline Abschnitt (Abschnitt 4) ist vor allem durch ausgedehnte Sand- und Schlickwatten Bereich charakterisiert. Der Salzgehalt liegt in diesem Elbabschnitt i. d. R. über 18 PSU (Kapitel 4.1.6). Rezent (vgl. IBL 2007) wurden für diesen Abschnitt 109 Taxa nachgewiesen, wobei die Polychaeten mit 35 % den Hauptteil aller Arten, gefolgt von den Crustaceen mit 28 %, ausmachen. Mit Ausnahme der Hydrozoen (10 %) und der Muscheln (11 %) bilden alle anderen Tiergruppen deutlich unter 10 % des Artenspektrums (IBL/IMS 2007a). Die Muschel *Macoma balthica* sowie die Polychaeten *Nephtys hombergi*, *N. cirrosa*, *Heteromastus filiformis* und *Magelona mirabilis* kommen in diesem Abschnitt regelmäßig, aber mit geringen Abundanzen vor. In den sandigen Bereichen des Sublittorals dieses Flussabschnitts sind Flohkrebse der Gattung *Bathyporeia*, von denen *B. pelagica*, *B. pilosa* und *B. elegans* am häufigsten auftreten (BioConsult 2004a, d) die häufigsten Bewohner. Auf schlickigem Boden hingegen sind die Polychaeten *Polydora ciliata* und *Pygospio elegans* dominierend (PÖUN 1997). Hartsubstrate werden in diesem Elbabschnitt hauptsächlich von Hydrozoen und der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) besiedelt. Im Aufwuchs des Hartsubstrates ist *Corophium lacustre* häufig zu finden. In diesem Elbabschnitt kommt auch sekundäres Hartsubstrat vor. So befindet sich eine Miesmuschelbank in der Nähe von Cuxhaven am südlichen Fahrrinnenrand.

Die Besiedlung der in diesem Elbabschnitt häufigen Wattflächen ist abhängig vom Sediment. Schlickwatt wird zur Hauptsache vom räuberisch lebenden Polychaeten *Eteone longa* und vom Schlickkrebse *Corophium volutator* besiedelt. Auf Sandwatt hingegen siedeln vor allem die Polychaeten *Scoloplos armiger*, *Scolecopsis spumata* und *Lanice conchilega*. Hier ist auch die Herzmuschel *Cerastoderma edule* zu finden, vor allem wenn es sich um feinsandiges Material handelt. *Macoma balthica*, *Pygospio elegans* und *Nephtys hombergi* sind dagegen auf allen Watttypen dieses Elbabschnitts zu finden. Die Gesamtindividuenzahlen können in diesem Bereich 150.000 Individuen/m² erreichen (PÖUN 1997), wobei so hohe Abundanzen vor allem auf schlickigen Substraten zu finden sind.

4.6.2 Gefährdete und geschützte Arten (Rote-Liste-Arten, BArtSchV)

Unter dem in der letzten UVU (IBL/IMS 2007b) nachgewiesenen Artenspektrum sind sieben Arten in den Roten Listen (Bundesamt für Naturschutz 1998, Nordheim & Merck 1995, Nordheim et al. 1996) mit einem Gefährdungsstatus versehen. Zwei Arten stehen auf der sog. Vorwarnliste und bei zwei weiteren wird eine Gefährdung angenommen. Streng und besonders geschützte Arten kommen in der Tideelbe nicht vor (IBL/IMS 2007b). Obwohl die Roten Listen relativ alt sind, ist eine Überarbeitung seitens des BfN derzeit nicht vorgesehen (telefonische Anfrage beim BfN Vilm).

Die Arten mit der höchsten Gefährdungseinstufung sind der Polychaet *Boccardia ligérica* und die Muschel *Pisidium amnicum*. Beide gelten als „stark gefährdet“ (RL 2) und treten in der Tideelbe nur vereinzelt auf. *Boccardia ligérica* wurde im Rahmen des BfG-Ästuarmonitorings nahe Brunsbüttel nachgewiesen. Die Art war dort Ende der 1990er Jahre hinsichtlich Biomasse und Individuenzahl sogar dominierend (BioConsult 2001), konnte aber 2001 nicht mehr nachgewiesen werden. Erst 2002 gelangen wieder Nachweise dieser Art (BioConsult 2003). Von *Pisidium amnicum* liegen Nachweise in geringer Abundanz aus dem Bereich

Twiefelfleth (km 651) vor. Die Art wurde lediglich einmal im Jahr 1998 nachgewiesen. Bei späteren Beprobungen war die Art nicht mehr aufzufinden (BioConsult 2004c).

Die „gefährdeten“ Arten (RL 3) sind unterschiedlich in der Elbe verbreitet. Während die Garnele *Palaemon longirostris* die gesamte Tideelbe besiedelt, kommen andere nur in bestimmten Bereichen vor. Die Muschel *Corbula gibba*, das Zypressenmoos *Sertulina cupressina* und die Amerikanische Bohrmuschel *Petricola pholadiformis* sind auf die polyhaline Zone (Abschnitt 4) beschränkt. Der Brackwasser präferierende Krebs *Corophium lacustre* zeigt in seiner Besiedelung ein uneinheitliches Muster. Er besiedelt sowohl das Polyhalinikum (Abschnitt 4) als auch den oligohalinen Bereich (Abschnitt 2), fehlt jedoch im Mesohalinikum (Abschnitt 3). Ob diese Verteilung auf Nachweislücken oder biologischen Gründen basiert, ist nicht klar.

Von den Arten der Vorwarnliste bzw. den potentiell gefährdeten Arten (RL-Status V, G, s. o.) sind der Polyp *Cordylophora caspia* und der Schlickkreb *Corophium lacustre* über den gesamten limnischen und oligohalinen Bereich der Tideelbe verbreitet (Abschnitt 1 bis 2). Diese Arten zählen auch zu den sogenannten genuinen, d. h. echten Brackwasserarten, die weder im Süß- noch im Salzwasser größere Bestände ausbilden (Michaelis et al. 1992). Ebenfalls auf der Vorwarnliste sind der Polychaeten *Harmothoe impar* und die Häubchenmuschel. Für beide Arten liegen nur Einzelnachweise aus den Abschnitten 3 und 4 der Tideelbe vor.

4.6.3 Umlagerungssensitive Arten

Sedimentablagerungen auf der Gewässersohle können durch die Umlagerung wie auch Sedimentation suspendierter oder resuspendierter Sedimente entstehen. Der Übergang zwischen den Folgen der umlagerungsbedingten Überdeckung und den allmählichen Überdeckungen als Folge einer erhöhten Sedimentation, die sowohl bagger- als auch umlagerungsbedingt sein kann, ist fließend. Die wichtigsten Literaturauswertungen zu Auswirkungen von Baggergutablagerungen und erhöhter Sedimentation sind die Arbeiten von Bijkerk (1988), Essink (1993, 1996) und Meyer-Nehls (1998). Physikalische Effekte beim Umlagern können zu direkten Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Gewässersohle führen. Das Ausmaß ist hierbei abhängig von (1) der Mächtigkeit der abgelagerten Sedimentschicht, (2) der Zusammensetzung des abgelagerten Sediments, (3) der Häufigkeit der Überdeckung, (4) der Jahreszeit und (5) der Zusammensetzung der betroffenen Lebensgemeinschaften.

Erreichen die einzelnen Individuen/Arten das überstehende Wasser nicht mehr, kommt es zur Erstickung der benthischen Lebensgemeinschaften. Die Fähigkeit der einzelnen Arten durch Freigraben den Kontakt zum darüber liegenden Wasser wiederherzustellen oder verschiedene Überdeckungshöhen zu tolerieren, ist sehr unterschiedlich ausgebildet (Bijkerk 1988, Essink 1993, 1996) und kann von wenigen Millimetern bis zu fast einem Meter reichen, wobei diese Fähigkeit vor allem von der Beweglichkeit und der Toleranz der Tiere gegenüber Sauerstoffmangelsituationen abhängt. Allerdings sind genaue Angaben zu tolerierbaren Überdeckungshöhen nur für einen Bruchteil der in der Tideelbe vorkommenden Tiere verfügbar. Für die im Abschnitt 4 vorkommende Muschel *Ensis* sp. ist bekannt, dass sie Überdeckungen von bis zu 40 - 50 cm überstehen kann (Bijkerk 1988), während die ebenfalls in

Abschnitt 4 vorkommende Sandklaffmuschel *Mya arenaria* 4 cm bis 20 cm und die Miesmuschel *Mytilus edulis* 1 cm bis 3 cm Überschichtung mit Sediment überstehen können. Für die in den sandigen Bereichen des Sublittorals von Abschnitt 4 vorkommenden Flohkrebsarten der Gattung *Bathyporeia* (hauptsächlich *B. pelagica*, *B. pilosa* und *B. elegans*) sind kritische Überdeckungshöhen von 21 cm bis 50 cm bekannt. Da für den größten Teil aller Arten in der Tideelbe aber solche Informationen fehlen, muss ein anderer Ansatz verwendet werden, um den Einfluss von umlagerungsbedingter Sedimentabdeckung auf die Lebensgemeinschaften in den verschiedenen Abschnitten grob abzuschätzen: In den Abschnitten 1 und 2 kommen vor allem - abgesehen von künstlichen Hartsubstraten wie Steinschüttungen und Buhnen - Oligochaeten und Turbellarien vor. Beide Tiergruppen sind typische Vertreter des sandiger Substrate, die aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer hohen Reproduktionsleistung Überschüttungen relativ gut tolerieren sollten oder aber zu einer schnellen Wiederbesiedelung überschütteter Flächen in der Lage sind.

Insofern sollte der direkte Einfluss der Sedimentüberdeckungen in diesen Abschnitten der Tideelbe für viele Arten einen relativ geringen Einfluss haben, wenn sich die Sedimentzusammensetzung nicht wesentlich ändert. Ähnliches gilt im Prinzip auch für den Abschnitt 3. Abschnitt 4 weist im Vergleich zu den Abschnitten 2 und 3 eine deutlich höhere Artenzahl auf und in diesem Bereich kommen vermehrt sessile Arten vor wie Seepocken und Miesmuschel (*Mytilus edulis*), die schon von geringen Auflagerungen mit Sediment beeinträchtigt werden können. Insofern ist, im Vergleich zu den anderen Abschnitten der Tideelbe, auch in diesem Bereich eine Sedimentablagerung von Baggergut kritischer für die bentische Fauna als in den Bereichen 1 und 2.

Neben der direkten Überdeckung ist aber auch die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Wasserkörper für viele Organismen relevant. Von allen Makrozoobenthosgruppen können vor allem die Muscheln als aktive Filtrierer durch die umlagerungsbedingte Schwebstoff-erhöhung im Wasserkörper negativ beeinflusst werden. Die Verteilung der Muscheln im Elbeästuar zeigt zwei Besiedelungsschwerpunkte, einen bei km 650 (Übergang von Abschnitt 1 zu 2) und einen Weiteren bei km 750 (Abschnitt 4) mit relativ kleinen mittleren Abundanzen. Dass Muscheln früher eine wesentlich größere Bedeutung im Elbeästuar hatten, zeigt der historische Vergleich. Sowohl die Süßwasserarten als auch die marinen Arten sind heute stark reduziert (Michaelis und Reise 1994). Ende des vorigen Jahrhunderts wurden im Hamburger Stromspaltungsgebiet noch 13 Muschel- und 23 Schneckenarten gefunden; in der Unterelbe jeweils elf bzw. sechs Arten (Petermeier et al. 1994).

Das Verschwinden dieser Arten wird vor allem auf die Veränderung der Morphologie der Unterelbe und der damit verbundenen Reduzierung von strömungsreduzierten Flachwasserzonen zurückgeführt (IBL/IMS 2007a). Daneben ist wahrscheinlich auch die chemische Belastung der Sedimente eine wichtige Ursache für diese Artenreduktion; so ist der Rückgang der Molluskenfauna wahrscheinlich auch in Verbindung mit Tributylzinn (Antifoulingmittel) zu sehen (Brumm-Scholz et al. 1994). TBT ist in hohen Konzentrationen im Wedeler Baggergut vorhanden und kann bei einigen Organismen die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen. Gerade im inneren Bereich des Elbeästuars (bis km 665) sind erhöhte Schadstoffbelastungen anzutreffen (Kapitel 4.4.3). Bezüglich eines Sedimentmanagements ist es notwendig, die noch vorhandenen Bereiche mit Muschelbesiedelung nicht zusätzlich durch Umlagerung negativ zu beeinflussen.

4.6.4 Zeitliche Variabilität der Benthosfauna

Wie bereits erwähnt, hängt die Lage des ästuarinen Salinitätsgradienten von der Oberwassermenge ab, so dass in Jahren mit geringem Oberwasserabfluss die limnische Zone weiter flussauf endet als in Jahren mit hohem Oberwasserabfluss. Diese jährlich auftretenden Unterschiede können, je nach Salinitätspräferenz der verschiedenen Makrozoobenthostaxa, zu einer unterschiedlichen Ausbreitung der Benthosgemeinschaften führen. Daneben kommt es zusätzlich zu starken, natürlich bedingten Schwankungen der Abundanzen und Artzusammensetzungen. Besonders deutlich wird diese zeitliche Variabilität der Benthosfauna am Beispiel des BfG-Ästuarmonitorings in der Elbe (Abbildung 4-68). Seit 1995 wurden hierbei immer an den gleichen Stationen und im gleichen Zeitraum (Herbst) Proben entnommen und ausgewertet. So zeigt z. B. die mittlere Artenzahl (Abbildung 4-69) an den sechs Ästuarmonitoringstationen starke Schwankungen zwischen den Untersuchungsjahren, die sich ebenfalls auch in stark veränderten Taxazusammensetzungen an den Stationen ausdrücken (Abbildung 4-70).

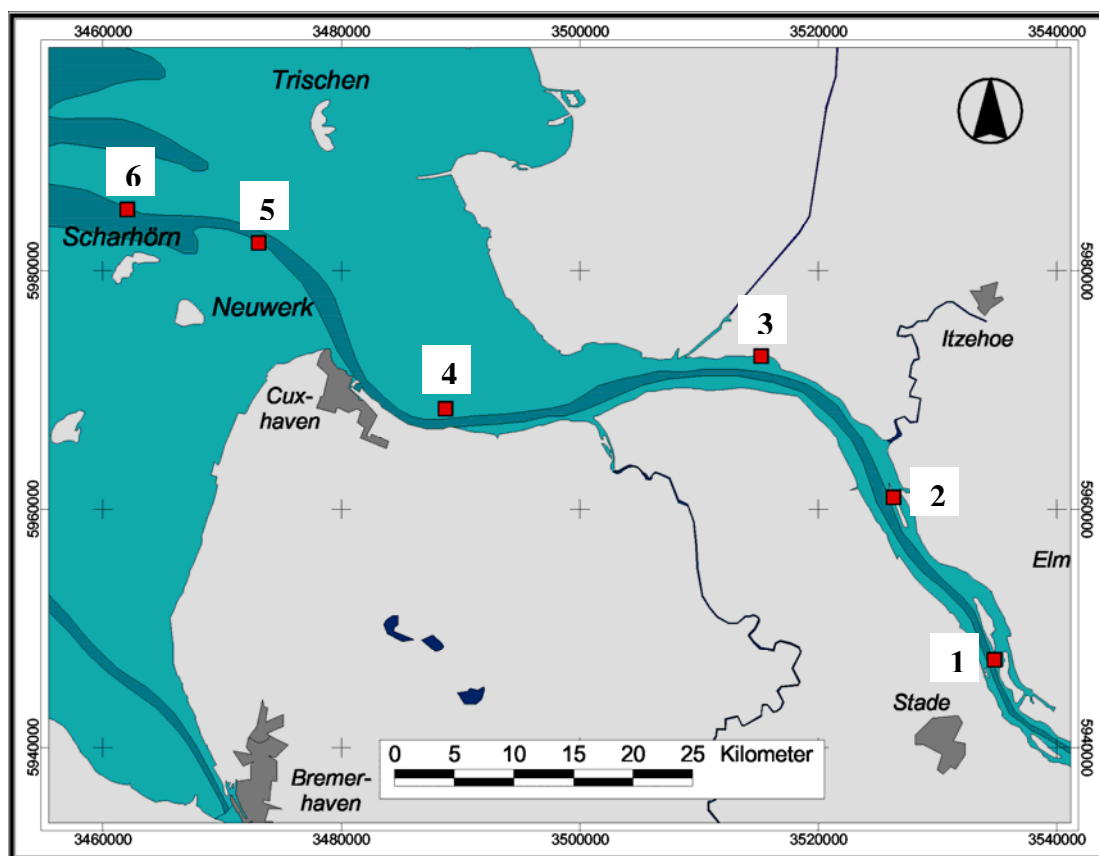


Abbildung 4-68: Lage der Probenahmestationen des BfG-Ästuarmonitoring Makrozoobenthos im Elbeästuar.

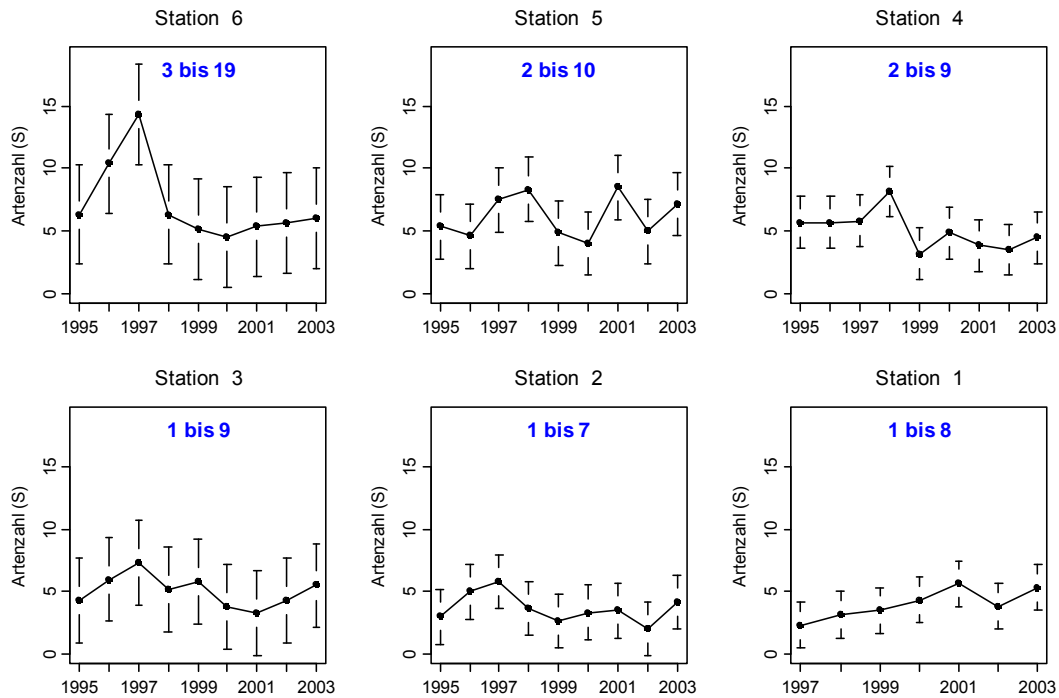


Abbildung 4-69: Zeitliche Veränderung der Artenzahl an den drei Stationen des BfG-Ästuarmonitorings. Mittelwerte (schwarze Punkte) mit den 95 % Vertrauensbereichen (Fehlerbalken).

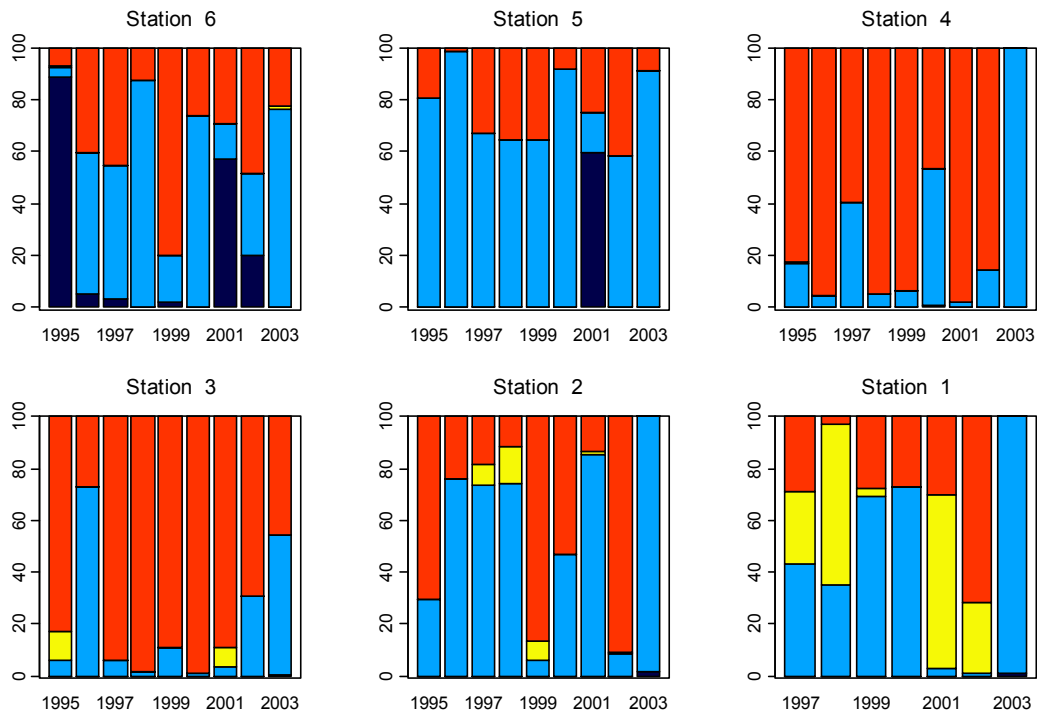


Abbildung 4-70: Dominanz (%) der Tiergruppen (Dunkelblau = Bivalvia, blau = Crustacea, gelb = Oligochaeta, rot = Polychaeta) an den sechs Stationen des BfG-Ästuarmonitorings.

4.6.5 Bewertung des Ist-Zustands

Die Bewertung der Tideelbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) wurde von der ARGE ELBE durchgeführt (Abbildung 4-71).

Für die Qualitätskomponente „benthische wirbellose Fauna“ ist eine Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Ästuaren bzw. Übergangsgewässern gemäß EG-WRRL im Auftrag der ARGE ELBE konzipiert und getestet worden (ARGE ELBE 2005, ARGE ELBE 2006c, ARGE ELBE 2007b).

Die Ergebnisse der letzten Untersuchung ergaben für die gesamte Tideelbe einen „mäßigen“ ökologischen Zustand. Die Hauptursache für diese Einschätzung beruht vor allem auf der artenarmen und gering strukturierten Fahrinnenbesiedlung und ist kennzeichnend für den Untersuchungsraum ab Hamburger Hafen in Richtung See. Erst im äußeren Trichterbereich der Unterelbe (km 708) mit dem verringerten Anteil der Fahrrinne an der gesamten Fläche zeigte sich eine Tendenz hin zu einem „guten“ ökologischen Zustand. (ARGE ELBE 2007b)

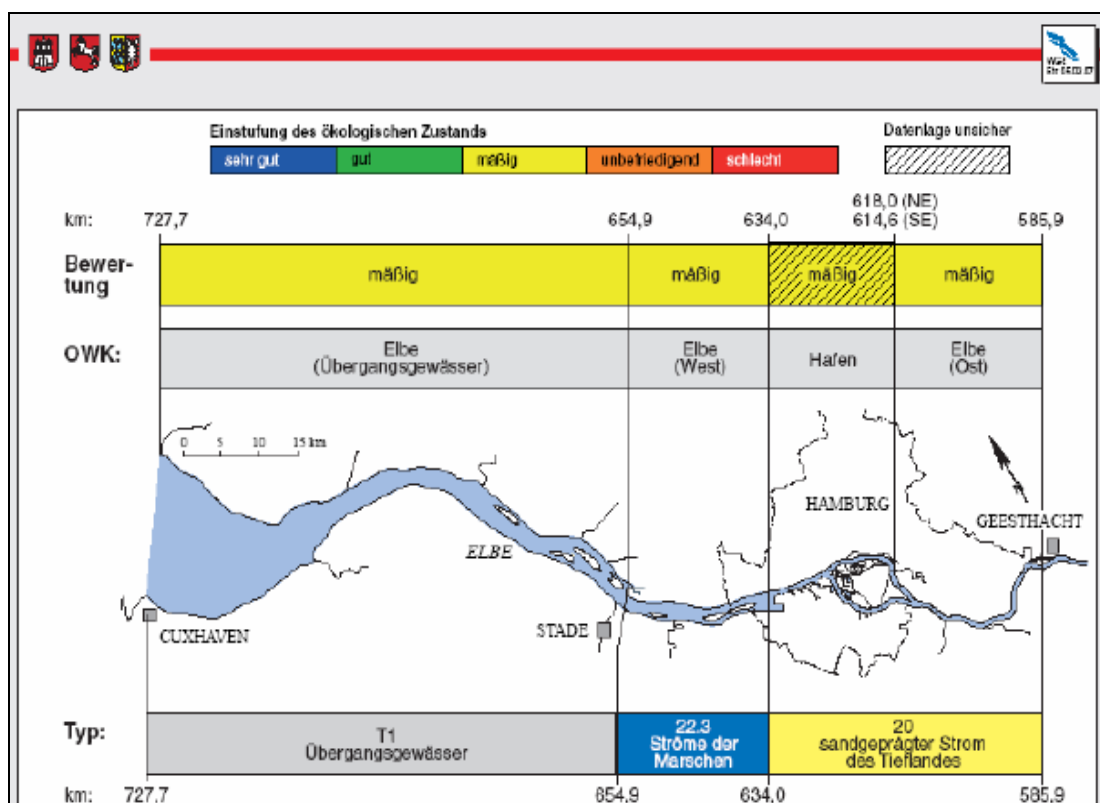


Abbildung 4-71: Einstufung des ökologischen Zustands der Tideelbe nach EG-WRRL nach Datenlage 2006 (ARGE ELBE 2007b)

4.7 Fische

4.7.1 Verteilung der Lebensgemeinschaften

Zum Fischbestand der Tideelbe liegen zahlreiche Untersuchungsergebnisse vor (Zusammenfassungen u. a. in Haesloop 2004, IBL/IMS 2007a). Eine Auflistung der in den deutschen Küstengewässern der Nordsee - einschließlich der Gebiete vor der Elbemündung - auftretenden Fischarten findet sich in Fricke et al. (1995).

In der Tideelbe einschließlich angrenzender Küstengewässer kommen nach diesen Quellen 223 Fischarten vor (Anlage 4.6-1), von denen jedoch viele, insbesondere die marinen Arten, nur gelegentlich oder in sehr geringen Dichten im Untersuchungsgebiet anzutreffen sind. Die vorkommenden Arten lassen sich den sechs von Elliott & Dewailly (1995) für Ästuar differenzierten ökologischen Gilden zuordnen, welche verschiedene „Nutzergruppen“ beschreiben (Tabelle 4-14).

Tabelle 4-14: Einteilung des Fischbestandes der Tide- und Außenelbe in ökologische Gilden (n. Elliott & Dewailly 1995 sowie Scholle et al. 2006, verändert)

Ökologische Gilde	Definition	ungefähre Artenzahl in der Elbe
1. Süßwasser-Arten	Süßwasserarten, die im limnischen Abschnitt des Ästuars prägend sind, ab der Brackwasserzone stromab aber nur gelegentlich auftreten; der limnisch-oligohaline Abschnitt wird i.d.R. als Dauerlebensraum (Reproduktions-, Aufwachs-, Nahrungsgebiet) genutzt	37
2. Diadrome Wanderarten	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar saisonal als Transitstrecke, zur Reproduktion sowie als Aufwachs- oder als Nahrungsgebiet nutzen	16
3. Ästuarine Arten	echte ästuarine Arten, die überwiegend ihren gesamten Lebenszyklus in der Brackwasserzone (meso- bis polyhalin) vollziehen	18
4. Marine Arten – juvenil	Marine Arten, die als Juvenile in die Ästuar (v. a. meso- bis polyhaline Abschnitte) einwandern und diese als Aufwachsgebiet („Kinderstube“) nutzen	12
5. Marine Arten – saisonal	Marine Arten, die das Ästuar (v. a. meso- bis euhaline Abschnitte) regelmäßig saisonal als Rückzugs- und Nahrungsgebiet aufsuchen	9
6. Marine Arten	Marine Arten, die gelegentlich im Ästuar (und Küstengewässern/Küstenmeer) auftreten; überwiegend Gaststatus im Ästuar	131

4.7.2 Die Verteilung der Fischfauna im Verlauf der Tideelbe

Zur detaillierten Beschreibung des Fischbestandes werden die Tideelbe und die angrenzenden Küstengewässer bzw. Küstenmeer im Längsverlauf in einzelne Abschnitte, die sich insbesondere hinsichtlich Salinität und Morphologie unterscheiden, eingeteilt (Tabelle 4-15). Dabei wird den Vorgaben der ARGE ELBE (2004c, 2005), des Landes Schleswig-Holstein (LANU SH 2005) sowie der Wasserrahmenrichtlinie gefolgt.

Tabelle 4-15: Einteilung der Tideelbe und vorgelagerter Küstengewässer nach Gewässertyp, (ARGE ELBE 2004c, 2005 und LANU SH)

Abschnitt	Strom-km o. Lage	Gewässertyp	Bezeichnung
1	585,9 – 634,0	20	Sandgeprägte Ströme
2	634,0 – 654,9	22.3	Marschengewässer
3	654,9 – 727,7	T1	Übergangsgewässer
4	727,7 – Basislinie + 1 sm	N3	Polyhalines offenes Küstengewässer
	727,7 – Höhe Scharhörn	N4	Polyhalines Wattenmeer
5	Basislinie + 1 sm bis 12 sm-Zone um Helgoland	N0	Küstenmeer
	Helgoland	N5	Euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland

Abschnitt 1 (km 585,9 - km 634,0)

Dieser Elbe-Abschnitt erstreckt sich vom Wehr Geesthacht bis zum Mühlenberger Loch. Er ist limnisch und wird hinsichtlich EU-Wasserrahmenrichtlinie dem Gewässertyp 20 „Sandgeprägte Ströme“ zugeordnet (ARGE ELBE 2004c). Er setzt sich aus der Elbe Ost (km 585,9 - km 618,0 Norderelbe bzw. km 614,6 Süderelbe) und dem sich stromab anschließendem Stromspaltungsgebiet mit dem Hamburger Hafen zusammen (ARGE ELBE 2005).

Sandgeprägte Ströme verlaufen nach ARGE ELBE (2005) in gewundenen bis mäandrierenden Einbettgerinnen bzw. verzweigten Mehrbettgerinnen. Das Profil ist vorherrschend flach. An fischökologisch relevanten Strukturen sind u. a. Gewässerbänke, Inseln, Kolke, Tiefgrinnen und diverse Auegewässer wie Altarme etc. vertreten. Natürlicherweise ist viel Totholz anzutreffen. Das Fischarteninventar ist ursprünglich artenreich und insbesondere durch Fischarten der Brassen- und Barbenregion mit unterschiedlichsten Lebensansprüchen gekennzeichnet. Dominierend waren Flussfischarten mit geringen Ansprüchen an den Lebensraum wie Brassen, Plötze und Flussbarsch. Kennzeichnend waren auch strömungsliebende Arten mit großen Aktionsräumen wie Aland, Zährte und Barbe.

Die zahlreichen Auegewässer ermöglichten das Vorkommen zahlreicher Stillwasserarten (Schleie, Karausche, Schlammpeitzger etc.), deren Bestände über den Hauptstrom miteinander in Verbindung standen. Von den Wanderfischarten laichten einige bereits in diesem Elbeabschnitt (z. B. Schnäpel), während andere wie der Lachs ihn als Wanderkorridor zu bzw. von weiter stromauf gelegenen Laichplätzen und Aufwuchsgebieten für Jungfische nutzten.

Im Ist-Zustand stellt sich der Abschnitt 1 als erheblich vom Menschen verändertes Gewässer dar. Wesentliche, auf die Fischbestände einwirkende Maßnahmen sind die einheitliche Profilgestaltung im Rahmen des Ausbaus zur Wasserstraße, die Abtrennung zahlreicher Auegewässer in Zusammenhang mit Eindeichungen, der Bau und Ausbau des Hamburger Hafens mit seinen tiefen Becken und der Bau des Wehres Geesthacht in den Jahren 1957 - 1960. Diese Maßnahmen führten dazu, dass Lebensräume und Laichplätze im Strom verloren

gingen, Bestände von Stillwasserarten voneinander isoliert wurden und daraufhin vielerorts verschwanden sowie zu einer Unterbrechung der Fischwanderwege im Längsverlauf der Elbe mit anschließendem Zusammenbruch der Bestände (z. B. Quappe; Mann 1968). Der Hamburger Hafen mit seinen strömungsberuhigten Wasserkörpern gilt als wichtiges Laich- und Aufwuchsgebiet verschiedener Süßwasserfischarten, weil deren Larven (und ihre planktischen Nahrungsorganismen) dort nicht so schnell von den Gezeitenströmungen verdriftet werden können (PÖUN 1997). Am Wehr Geesthacht ist im Jahr 1998 die alte, wenig funktionstüchtige Fischaufstiegsanlage durch ein großzügig dimensioniertes Umgehungsgerinne ersetzt worden, so dass Fischwanderungen wieder in größerem Umfang möglich sind.

Hinweise zum derzeitigen Fischbestand geben Monitoringuntersuchungen der ARGE ELBE (Gaumert 2005, zit. in IBL/IMS 2007a) und Aufstiegskontrollen am neuen Fischpass Geesthacht (Limnobios 2004, 2005, ausführliche Zusammenstellungen dieser Daten in IBL/IMS 2007a). Danach dominiert im Freiwasser (Hamenfänge der ARGE ELBE) der Stint mit einem Fanganteil von 97,2 %. Weitere diadrome Arten wie die Flunder wurden in den Hamenfängen ebenfalls noch häufig nachgewiesen sowie unter den Süßwasserfischen der Kaulbarsch - eine Charakterart gezeitenbeeinflusster Ästuare. Bei den Aufstiegskontrollen am Wehr Geesthacht wurden - bedingt durch die Fangzeit im Herbst und Winter - vorrangig aufsteigende Flussneunaugen nachgewiesen. Auch weitere Langdistanzwanderer wie der Lachs wurden festgestellt. Die häufigste aufsteigende Süßwasserfischart war die Plötze, eine relativ anspruchslose Fischart, die vermutlich insbesondere die Uferzonen des Abschnittes 1 zahlreich besiedelt.

Im Abschnitt 1 befinden sich Laich- und Aufwuchsgebiete von Süßwasserarten sowie ein Teilbereich des Areals, in dem der diadrome Stint laicht (IBL/IMS 2007a, Höhe Glückstadt bis Ilmenau-Mündung). Zu den wichtigsten Laichplätzen und Jungfischhabitaten zählen der Hamburger Hafen (z. B. Plötze, Brassen, evtl. auch Rapfen), die Uferzonen zwischen Bunthauspitze und Harburger Elbbrücken einschließlich des Naturschutzgebietes Heuckenlock, die Altwässer bei Laßrönne, die Bühnenfelder bei West Krauel, die Ilmenaumündung, das Baggerloch bei Overhaken sowie diverse kleinere Häfen (ARGE ELBE 1984, IBL/IMS 2007a).

Abschnitt 2 (km 634,0 - km 654,9)

Abschnitt 2 erstreckt sich vom Mühlenberger Loch bis zur Schwinge-Mündung am Südufer bzw. bis zum Bishorster Sand am Nordufer. Er befindet sich im Übergang vom limnischen zum oligohalinen Bereich. Unter Gesichtspunkten der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist er als Gewässertyp 21 „Marschengewässer“ eingestuft (ARGE ELBE 2005).

Der Referenz-Zustand ist nach ARGE ELBE (2005) ein in weiten Mäandern verlaufendes Gewässer mit muldenförmigem Querprofil und flach auslaufenden Ufern, die teilweise als Wattflächen ausgebildet sind. Die Sohlsubstrate sind feiner als in stromauf befindlichen Flussabschnitten. Kennzeichnend ist auch das von den Gezeiten abhängige, bidirektionale Strömungsbild.

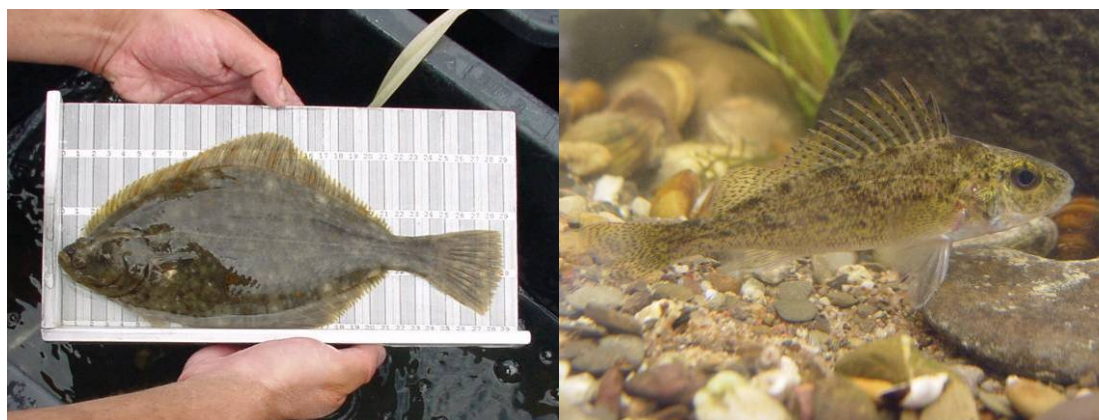
Die Fischartengemeinschaft weist starke Variationen in Abhängigkeit von den jeweils vorherrschenden Salzgehalten auf. Dementsprechend finden sich sowohl Fischarten der Brassenregion (bei vorwiegend limnischen Verhältnissen) als auch der Kaulbarsch-Flunder-

Region (bei mehr oligohalinen Verhältnissen). Saisonal treten Wanderfische in großen Schwärmen auf.

Im Ist-Zustand stellt sich Abschnitt 2 als Gewässer mit stark vertiefter Fahrrinne dar. Wesentliche, für Fische relevante Folgen sind eine Zunahme des Tidehubes (Zunahme Wattflächen, Abnahme strömungsberuhigter Flachwasserzonen), grobkörnigere und vermutlich nahrungsärmere Substrate im Bereich der Fahrrinne sowie eine Zunahme von Sauerstoffmangelsituationen im Sommer (Juni bis August, IBL/IMS 2007a). Eine Reihe von fischökologisch hochwertigen Randbereichen (Nebenelben, Mühlenberger Loch) ist nach wie vor erhalten geblieben, auch wenn sich die Ausdehnung dieser Gewässerabschnitte teilweise verringert hat (z. B. Teilverfüllung Mühlenberger Loch) bzw. die Zugänglichkeit für Fische eingeschränkt wurde (z. B. Abdeichung von Teilen der Haseldorfer Binnenelbe).

Die Monitoringuntersuchungen der ARGE ELBE (Gaumert 2005, zit. in IBL/IMS 2007a) ergaben für das Freiwasser eine ähnliche Zusammensetzung der Fischfauna wie in Abschnitt 1. Der Stint ist die mit Abstand häufigste Art (97,7 % der gefangenen Individuen). Daneben sind u. a. die für die Kaulbarsch-Flunder-Region charakteristischen Arten Kaulbarsch und Flunder (Abbildung 4-72) sowie weitere Süßwasser- und euryhaline Arten in nennenswerten Anteilen im Fischbestand vertreten.

In Abschnitt 2 befinden sich die bedeutendsten Laich- und Aufwuchsgebiete für ästuar-typische Fischarten wie insbesondere Stint, Finte und Flunder (u. a. Möller 1988, Haesloop 2004). Die Hauptlaichgebiete der Arten Stint und Finte lassen sich genauer eingrenzen auf das Südufer zwischen Este- und Schwingemündung (Möller & Diekwisch 1991, Haesloop 2004), wichtige Aufwuchsgebiete für vom Meer eingetragene Flunderlarven und -jungfische auf die Haseldorfer Binnenelbe (Kerstan 1991). Grundsätzlich sind alle gegenüber dem Hauptstrom strömungsärmeren Flachwasserbereiche in Nebenelben von hoher Bedeutung für die Fische und insbesondere Jungfische, weil dort bevorzugte Beuteorganismen wie der Kleinkrebs *Eurytemora affinis* in sehr hoher Dichte vorkommen (u. a. Thiel 2001). Im Hauptstrom werden Flachwasserbereiche und Watten bevorzugt zur Nahrungssuche von vielen Fischen aufgesucht, da diese deutlich intensiver mit benthischen Nahrungsorganismen besiedelt sind als die Tiefwasserbereiche der Fahrrinne (IBL/IMS 2007a).



**Abbildung 4-72: Flunder und Kaulbarsch - charakteristische Fischarten der Unterelbe
(Fotos: Mockenhaupt, BfG)**

Abschnitt 2 - und angrenzende Bereiche von Abschnitt 1 - sind im Sommerhalbjahr (Juni - August n. IBL/IMS 2007a) zeitweise von Sauerstoffmangelsituationen betroffen, die etwa vom Hamburger Hafenausgang bis Lühesand (km 626 - 648) auftreten und dort zu Beeinträchtigungen der Fischfauna führen können (ARGE ELBE 2006b). Betroffen sind u. a. Jungfische der im Gebiet reproduzierenden Arten Stint und Finte sowie alle ganzjährig im Gebiet vorkommenden Arten wie Aal und Zander. Langdistanzwanderer wie die Neunaugen (Flussneunauge, Meerneunauge) und Salmoniden (Meerforelle, Lachs) sind vermutlich weniger betroffen, da sowohl der Aufstieg zu den Laichgründen als auch der Abstieg der zum Meer wandernden Jungtiere i. d. R. außerhalb der kritischen Zeitphase von Juni bis August erfolgen.

Abschnitt 3 (km 654,9 - km 727,7)

Abschnitt 3 erstreckt sich von der Schwinge-Mündung/Bishorster Sand bis nach Cuxhaven. Der Einfluss des Nordseewassers wird stärker und bedingt ein verändertes Artenspektrum. Unter Gesichtspunkten der Wasserrahmenrichtlinie handelt es sich um ein Übergangsgewässer vom Typ T1 (ARGE ELBE 2004c).

Nach Scholle et al. (2006) erfolgte die Typisierung für die Elbe anhand der Salinität, welche im als Übergangsgewässer eingestuftem Abschnitt Werte zwischen 0,5 ‰ und 30 ‰ aufweist. Ursprünglich handelt es sich um ein Mehrrinnensystem mit Inseln und Sänden und einer trichterförmigen Öffnung zum Wattenmeer hin (etwa ab Höhe Brunsbüttel). Ausgedehnte Flachwasserzonen, Wattflächen und bei Sturmfluten überschwemmte Auen sind im Referenz-Zustand vorhanden.

Süßwasserarten sind in Übergangsgewässern - im Gegensatz zu den Gewässertypen 20 (sandgeprägte Ströme) und 22.3 (Marschengewässer) - keine prägende Komponente der Fischfauna mehr (Scholle et al. 2006). Häufig sind im Referenz-Zustand hingegen ästuarine Arten sowie in saisonal unterschiedlicher Häufigkeit diadrome Arten wie Stint und Stör sowie verschiedene marine Arten wie z. B. der Hering.

Auf die Fischfauna einwirkende anthropogene Änderungen des Übergangsgewässers Tideelbe umfassen u. a. die Eintiefung im Bereich der Fahrrinne und Baumaßnahmen an Inseln und Nebelben. Insbesondere die Ausdehnung der Flachwasserzonen ist dadurch direkt oder indirekt (Zunahme des Tidehubs) zurückgegangen (n. ARGE ELBE 1984 um ca. 25 %). Die Veränderungen sind jedoch, u. a. bedingt durch die größeren Flussbreiten, geringer als in den stromauf gelegenen Abschnitten der Tideelbe. Dies mag ein Grund für deutlich höhere Fischbiomassen als in den Abschnitten 1 und 2 sein (IBL/IMS 2007a).

Ausbaumaßnahmen in Zuflüssen wie Oste und Stör wirken beeinträchtigend auf die Bestände diadromer Fischarten mit Laichplätzen im Süßwasser ein.

Nach den mehrjährigen Hamenuntersuchungen von Gaumert (2005, zit. in IBL/IMS 2007a) dominiert in Abschnitt 3 - ebenso wie in den Abschnitten 1 und 2 - der Stint die Fischartengemeinschaft des Freiwassers (89,7 % Fanganteil). Ästuarine Arten wie die kleine Seenadel sowie marine Arten (u. a. Hering) sind hingegen erheblich häufiger als weiter stromauf.

Nahrungsreiche und bevorzugt von Fischen besiedelte Bereiche sind die Nebelben, Mündungsgebiete von Zuflüssen sowie Flachwasserzonen und Watten. In Abschnitt 3 sind wichtige Aufwuchsgebiete, z. B. für die Flunder, lokalisiert (IBL/IMS 2007a). Als Laich-

gebiet kommt Abschnitt 3 hingegen eine geringere Bedeutung zu als den Abschnitten 1 und 2.

Abschnitt 4 (km 727,7 - Basislinie + 1 sm)

Dieser Abschnitt umfasst das Wattenmeer von der Grenze des Übergangsgewässers Elbe bis ca. 20 km in Richtung Helgoland. Nach den Einteilungen für die Wasserrahmenrichtlinie setzt er sich aus den Gewässertypen „Polyhalines Wattenmeer“ (Wattflächen und Prielsysteme beidseits der Fahrrinne) und „Polyhalines offenes Küstengewässer“ (Fahrrinne und angrenzende Tief- und Flachwasserbereiche) zusammen.

Dieser Abschnitt ist hinsichtlich der Salinität noch vom Süßwasser der Elbe beeinflusst, d. h. dass der Salzgehalt i. d. R. unter 29 psu liegt. Die Wassersäule ist gut durchmischt. Die Trübung ist hoch (LANU SH 2004). Gegenüber dem Küstengewässer Tideelbe nimmt der Anteil mariner Fischarten weiter zu. Wichtige Nahrungsgründe, die überwiegend im Sommer genutzt werden, sind die Wattflächen, welche z. B. Scholle und Seezunge als „Kinderstube“ dienen. Im Freiwasser wachsen u. a. die Jungfische Wittling und Hering heran. Die Jungfische der meisten vorkommenden Arten werden von seewärts gelegenen Laichplätzen in das Gebiet eingetragen oder suchen es aktiv auf. Einige, insbesondere kleine Fischarten wie Steinpicker und Aalmutter laichen auch im Wattenmeer selbst.

Anthropogene Änderungen und Einflüsse wie Fahrrinnenvertiefung, Leitdamm Mittelgrund, Sedimentverbringung und Garnelenfischerei mit Baumkurren (Grundschleppnetzen) beeinträchtigen das Gebiet einschließlich der dort vorkommenden Fischbestände nur lokal bzw. in geringem Umfang (LANU SH 2004).

Abschnitt 5 (Basislinie + 1 sm - 12 sm Zone um Helgoland)

Abschnitt 5 beginnt an der Basislinie + 1 sm und umfasst den gesamten 12 sm Bereich um die Insel Helgoland. Der überwiegende Teil des Gebietes ist dem Typ N0 „Küstenmeer“ zuzuordnen, während ein kleiner Gewässerabschnitt um die Insel Helgoland als Typ N5 (euhalin, felsgeprägt) bezeichnet wird.

Das Küstenmeer ist Bestandteil der Ökoregion Nordsee. Die Wassertiefen sind mit meist 20 m bis 50 m relativ gering. Die vorherrschenden Sedimente sind Schlick und Sand, im Umfeld der Insel Helgoland Fels (OSPAR Commission 2000). Die Salinitäten liegen meist über 29 psu. Der Wasserkörper ist im Sommer geschichtet. Die Trübung ist erheblich geringer als im Wattenmeer und der Tideelbe (LANU SH 2004).

Nach Fricke et al. (1995) sind im deutschen Küstenbereich der Nordsee 189 Fischarten bekannt, von denen allerdings nur wenige regelmäßig und in größerer Anzahl nachgewiesen werden können. Dies sind z. B. am Boden diverse Plattfische wie Kliesche und Scholle und im Freiwasser Dorschartige wie Wittling und Kabeljau sowie Heringsartige wie Hering und Sprotte. Aktuelle Untersuchungen zum Fischbestand in bodennahen Wasserschichten wurden von Dau et al. (2006) durchgeführt. Danach finden sich überwiegend marine, aber z. T. auch noch ästuarine und diadrome Fischarten (z. B. Stint, Finte, Flussneunauge) im Gebiet. Die Felsufer um Helgoland beherbergen einen vom umgebenden Küstenmeer abweichenden Fischbestand mit Arten, die ganzjährig oder zu bestimmten Jahreszeiten an Hartsubstrate und Algen- und Tangbestände gebunden sind (z. B. Seehase, Lippfische). Zahlreiche Fischarten

reproduzieren im Abschnitt 5, wobei die Eier meist frei im Wasser driften. Einige Arten laichen an Hartsubstrat (z. B. Seehase).

Die anthropogen verursachten morphologischen Änderungen, z. B. Uferbefestigungen auf Helgoland, Sedimentverbringung etc., wirken sich nur wenig bzw. lokal begrenzt auf die Fauna einschließlich der Fische aus (LANU SH 2004, Dau et al. 2006). Deutlichere Auswirkungen gehen auf die Fischerei (Überfischung einiger Bestände) und die Eutrophierung (Scherer 2007) zurück, welche sich über Änderungen des Nahrungsangebotes und der Sauerstoffverhältnisse auf die Fischbestände auswirkt.

4.7.3 Gefährdete Arten

Von den derzeit ca. 223 Fischarten der Tide- und Außenelbe werden 88 (= 39 %) in mindestens einer der Roten Listen der angrenzenden Bundesländer oder der Bundesrepublik geführt und dort in unterschiedliche Gefährdungskategorien eingestuft (Anhang 4.6-1).

Der Anteil der gefährdeten Arten ist in den Gruppen der Süßwasserfische und der diadromen Wanderfische mit 70 % bzw. 63 % der jeweils vorkommenden Arten am höchsten. Ursache sind bei den Süßwasserfischen die im Vergleich zu marinen Lebensräumen weitaus stärkeren Beeinträchtigungen der Süßgewässer durch den Menschen. Bei den diadromen Wanderfischen sind Querverbauungen in den Fließgewässern die wesentliche Gefährdungsursache. Bei den marinen Fischarten wirkt eine hohe Fischereintensität bestandsmindernd auf viele Arten ein. Eine Gefährdung im Sinne eines Aussterberisikos ist jedoch unter den Meeresfischen nur bei einigen langlebigen Arten mit geringer Vermehrungsrate, z. B. verschiedenen Hai- und Rochenarten, erkennbar.

Von den gefährdeten Arten werden 12 im Anhang II der europäischen Flora-Fauna-Habitat (FFH-) Richtlinie gelistet (Bachneunauge, Flussneunauge, Meerneunauge, Finte, Maifisch, Lachs, Schnäpel, Rapfen, Weißflossiger Gründling, Bitterling, Schlammpeitzger, Steinbeißer). Der Schnäpel gilt dabei - ebenso wie der im Elbegebiet ausgestorbene bzw. verschollene Stör - als prioritäre Art. Die Bestände der Anhang II-Arten sind durch Schutzgebietsausweisungen im Rahmen des europäischen Schutzgebietsnetzes Natura 2000 besonders zu sichern und zu erhalten. Dazu dienen im Betrachtungsgebiet nach IBL/IMS (2007b) die folgenden FFH-Gebiete:

- > Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (Maifisch, Finte, Schnäpel, Flussneunauge, Meerneunauge),
- > Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen (Maifisch, Finte, Rapfen, Steinbeißer, Flussneunauge, Schlammpeitzger, Meerneunauge, Lachs)
- > Untere Elbe (Finte, Rapfen, Schnäpel, Flussneunauge, Bachneunauge, Meerneunauge, Lachs),
- > Komplex Naturschutzgebiet Neßsand und Landschaftsschutzgebiet Mühlenberger Loch (Finte, Rapfen, Schnäpel, Flussneunauge, Meerneunauge, Lachs) sowie
- > Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (Finte, Rapfen, Schnäpel, Flussneunauge, Meerneunauge, Lachs).

Für die genannten Anhang II-Arten haben Tide- und Außenelbe eine unterschiedlich hohe Bedeutung bzw. Wertigkeit:

Das **Bachneunauge** (*Lampetra planeri*) besiedelt überwiegend Bäche. Einzelnachweise von vermutlich verdrifteten Exemplaren gibt es nach IBL/IMS (2007b) im limnischen Bereich der Unterelbe sowie in den Nebenflüssen Pinnau, Schwinge, Lühe, Este und Ilmenau. Die Tideelbe und die Unterläufe der einmündenden Nebengewässer haben eine (geringe) Bedeutung als Verbindungsgewässer zwischen den in kleinen Fließgewässern bestehenden Populationen.

Flussneunaugen (*Lampetra fluviatilis*) besiedeln Küstengewässer und Ästuar des östlichen Nordatlantiks einschließlich der Nord- und der Ostsee. Dort leben sie parasitisch von kleineren Fischen (z. B. Stint), von denen sie mit ihrer Mundscheibe Gewebestücke abraspeln. Die geschlechtsreif werdenden Tiere wandern im Winterhalbjahr z. T. weit in verschiedene Flusssysteme hinein. Nach Wiederanstieg der Wassertemperatur auf mindestens 6 °C laichen die Tiere in Gruben, die in kiesig-steinigen Flachwasserbereichen angelegt werden. Danach sterben die Elterntiere ab. Die als Querder bezeichneten Larven leben grabend in Sand- und Schlammablagerungen. Sie ernähren sich als Filtrierer von Detritus (= organische Schweb- und Sinkstoffe) und Algen. Nach durchschnittlich viereinhalb Jahren wandeln sich die Larven um (Metamorphose) und wandern im Spätsommer bis Herbst zum Meer ab (Steinmann & Bless 2004).

Die Tideelbe und die vorgelagerten Küstengewässer sind Nahrungsgebiet und Wanderkorridor für Flussneunaugen (Thiel & Salewski 2003). Nach verschiedenen Untersuchungen mittels Hamennetzen (Thiel & Salewski 2003) sowie Kontrollreusen in der Fischauftiegsanlage Geesthacht (Schubert 2005) ist derzeit von einem Bestand von mehreren 10.000 adulten Individuen auszugehen. Damit ist die Tideelbe einschließlich vorgelagerter Küstengewässer als ein Verbreitungsschwerpunkt der Art innerhalb Europas anzusehen.

Das **Meerneunauge** (*Petromyzon marinus*) ist sowohl im östlichen als auch im westlichen Nordatlantik weit verbreitet. Die Lebensweise entspricht weitgehend derjenigen des Flussneunauges (s. o.). Im Gegensatz zum Flussneunauge steigt das Meerneunauge aber meist weniger weit in die Fließgewässer oberläufe auf. Die Laichplätze werden zwischen Mai und Juli bei Wassertemperaturen um 15 °C aufgesucht. Sie befinden sich bevorzugt in Wassertiefen von 40 cm bis 60 cm in starker Strömung (1 bis 2 m/s). Die Korngrößen erreichen dort bis zu 5 cm Durchmesser. Die Larven werden beim Verlassen der Laichplätze von der Strömung mitgerissen und siedeln sich in geeigneten Sohlabschnitten, meist in Tiefen von mehr als zwei Metern, an. Nach etwa sechs bis acht Jahren wandern die umgewandelten Tiere in küstenferne Meeresgebiete ab, wo sie an größeren Meeresfischen sowie an Walen parasitieren (Steinmann & Bless 2004).

Die Tideelbe und die vorgelagerten Meeresgebiete sind ein Wanderkorridor für das Meerneunauge. In mindestens einem Zufluss der Tideelbe (Ilmenau mit Luhe) laichen Meerneunaugen regelmäßig (Meyer & Beyer 2002). In welchen weiteren Zuflüssen oder stromauf liegenden Abschnitten der Elbe weitere Laichplätze liegen, ist weitgehend unbekannt. Ebenfalls lässt sich nur schwer abschätzen, wie viele Meerneunaugen den Fischpass Geesthacht passieren, da gezielte Kontrolluntersuchungen zur Hauptaufstiegszeit im späten Frühjahr bisher nicht durchgeführt wurden. Bislang gelangen bei Geesthacht nur wenige

„Zufallsnachweise“ im Sommerhalbjahr (Schubert 2005). Seit etwa 1995 hat das Meerneunaugen in der Tideelbe nach Meyer & Beyer (2002) deutlich zugenommen, da etwa ab diesem Jahr „zur Hauptaufstiegszeit an günstigen Fangplätzen stromauf Hamburgs z. T. mehr als hundert Meerneunaugen pro Nacht in den Aalreusen der Berufsfischer gefangen werden.“ Demzufolge ist vermutlich von einer Bestand von mindestens mehreren 1.000 adulten Meerneunaugen auszugehen. Damit wäre die Tideelbe ein Verbreitungsschwerpunkt innerhalb Deutschlands. Aufgrund des insgesamt größeren Verbreitungsgebietes des Meerneunauges sehen Steinmann & Bless (2004) aber eine, im Vergleich zum Flussneunaugen, geringere Verantwortung Deutschlands für die Erhaltung der Art.

Das Verbreitungsgebiet der **Finte** (*Alosa fallax*) reicht von Südnorwegen bis Nordmarokko (Atlantik, Nordsee) sowie bis zum östlichen Mittelmeer. In der Ostsee ist sie ebenfalls vertreten. Zur Laichzeit (in Deutschland etwa Anfang Mai bis Mitte Juni) wandern die Tiere in Ästuare, wo sie in noch gezeitenbeeinflussten Süßwasserbereichen ihre Eier in das freie Wasser abgeben. Die Eier driften bis zum Schlupf der Larven einige Tage in bodennahen Wasserschichten. Die Jungfische halten sich noch einige Monate im Ästuar auf, wo sie sich überwiegend von Zooplankton (überwiegend kleine Krebstiere) ernähren. Nach Überwinterung in Küstengewässern kehrt ein Teil der Jungfische dann nochmals für einige Monate in ästuarine Lebensräume zurück, bevor diese für mehrere Jahre, bis zum Erlangen der Geschlechtsreife nicht mehr aufgesucht werden (Steinmann & Bless 2004).

Die Tideelbe beherbergt einen im Vergleich zu anderen europäischen Ästuaren großen Fintenbestand. Dieser nutzt die Tideelbe als Laichplatz und Aufwuchsgebiet für Jungfische. Die Außenelbe und angrenzende Meeresbereiche stellen ein wichtiges Nahrungshabitat für die weiter heranwachsenden Jungfische sowie für die adulten Fische dar. Die Laichplätze befinden sich nach Thiel et al. (1996) am Südufer zwischen km 645 und km 660 und damit - vermutlich aufgrund verbesserter Wasserqualität - etwa 20 Kilometer weiter stromaufwärts als in älteren Publikationen (Hass 1968, Möller & Diekwisch 1991) beschrieben. Mittlerweile laichen Finten auch wieder stromauf bis zur Mündung der Este (km 635; Thiel & Pezenburg 2001, zit. in Haesloop 2004), wie dies auch zu Beginn des 20. Jahrhunderts von Sterner (1918) beschrieben wurde, und nach IBL/IMS (2007b) z. T. sogar bis zur stromauf von Hamburg gelegenen Ilmenaumündung. Die Eier und Larven der Finte driften mit den Gezeitenströmungen in der Elbe. Ältere Jungfische und Adulte sind, im Gegensatz zu vielen anderen Fischarten, überwiegend im tiefen Wasser des Hauptstroms anzutreffen (Thiel et al. 1996). Nach Steinmann & Bless (2004) kommt Deutschland aufgrund der wichtigen und gefährdeten Vorkommen insbesondere in der Elbe eine hohe Verantwortung für die Erhaltung der Finte zu.

Der **Maifisch** (*Alosa alosa*) ist der Finte sehr ähnlich, steigt aber zum Laichen wesentlich weiter in die Flüsse auf. Aus der Elbe existieren Einzelnachweise, bei denen es sich möglicherweise um umherwandernde Tiere aus den großen französischen Populationen handelt. Auch aus historischer Zeit sind keine größeren Vorkommen des Maifisches im Elbegebiet bekannt (Steinmann & Bless 2004).

Die Elbe hatte und hat somit praktisch keine Bedeutung für diese Art. Eine zukünftige Ausbreitung des Maifisches in der Elbe ist jedoch möglicherweise in Zusammenhang mit der derzeit beobachteten Klimaerwärmung zu erwarten.

Der **Lachs** (*Salmo salar*, Abbildung 4-73) ist der bekannteste Langdistanzwanderfisch, der weite Strecken zwischen marinen Nahrungsgebieten im offenen Atlantik und den in Flussoberläufen lokalisierten Laichplätzen zurücklegt. Der ursprüngliche Stamm des Elblachses gilt als ausgestorben (Haesloop 2004). Seit den 1990er Jahren werden Lachse insbesondere in sächsischen Elbezuflüssen sowie in Zuflüssen der Tideelbe (z. B. Oste) durch das Einsetzen von Lachsbrut wiederangesiedelt. Aufgrund von Verbesserungen der Wasserqualität und Gewässerdurchgängigkeit (z. B. Eröffnung des Fischpasses Geesthacht 1998) sind die Bemühungen zur Wiederansiedlung erfolgreich verlaufen, d. h. Laichfische kehren aus dem Meer zurück und reproduzieren sich in einigen Gewässerstrecken. Aufgrund von nach wie vor in vielen ehemaligen Laichgewässern bestehenden Strukturdefiziten und der vielerorts immer noch starken Verbauung mit Querbauwerken wird jedoch davon ausgegangen, dass ein zusätzlicher Jungfischbesatz zur Bestandsstützung zunächst weiterhin erforderlich ist (Füllner et al. 2003).

Die Tideelbe und die angrenzenden Küstengewässer haben für den Lachs eine Funktion als Wanderkorridor. Dieser wird von den als Smolts bezeichneten, in kleinen Schwärmen zum Meer ziehenden Jungtieren in den Monaten März bis Juni passiert. Gelegentlich warten die Smolts im Ästuar geeignete Temperaturen ($> 8\text{ }^{\circ}\text{C}$) ab, bevor sie in das Meerwasser überwechseln (Schmidt 1996). Der Laichaufstieg der Adulten kann zu jeder Jahreszeit stattfinden, was auch die bisher am Fischpass Geesthacht erzielten Fänge von Lachsen belegen (Schubert 2005). Die im Elbegebiet wieder angesiedelten Lachsbestände sind naturschutzfachlich von einiger Bedeutung. Um sie nachhaltig zu sichern, sind jedoch noch erhebliche Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässerdurchgängigkeit und strukturellen Aufwertung potenzieller Laich- und Jungfischhabitate erforderlich.



Abbildung 4-73. Lachs aus dem Fischpass Geesthacht (Foto: Wieland, BfG)

Der **Nordseeschnäpel** (*Coregonus oxyrhynchus*) gehört zu der großen Familie der Renken (= Maränen, Felchen, Coregonen). Er ist die einzige, derzeit in der Elbe vorkommende

Fischart des Anhangs II der FFH-Richtlinie, die zugleich als prioritär zu schützende Art eingestuft ist. Die Systematik der Renken ist aufgrund des Vorkommens zahlreicher Lokalformen oder -arten sehr unübersichtlich. Nach neueren Untersuchungen an rezentem und Museumsmaterial gilt der Nordseeschnäpel seit ca. 1940 als ausgestorben. Die ehemaligen Verbreitungsgebiete befanden sich westlich der Elbe (Freyhof & Schöter 2005). Die im Sinne der FFH-Richtlinie als Schnäpel bezeichneten und nach Besatz wieder in der Elbe vorkommenden Tiere sind nach Steinmann & Bless (2004) der Art *C. maraena* bzw. den in der Nordsee vorkommenden anadromen (= in Flüssen laichenden) Populationen dieser Art zuzuordnen. Diese Bestände besiedeln die äußeren Ästuarbereiche und das Wattenmeer, wo sie sich u. a. von Fischen und Bodennahrung (z. B. Muscheln) ernähren (Jäger-Kleinicke 2003). Die Laichwanderung setzt im Herbst ein und führt die Tiere zu überströmten Sand- und Kiesbänken in den Unter- und Mittelläufen der Flüsse. Die Hauptlaichzeit erstreckt sich von Ende November bis Ende Dezember (Steinmann & Bless 2004). Die von Ende Februar bis Ende März schlüpfenden Larven driften mehr oder weniger schnell flussabwärts, zum Teil verbleiben sie noch bis zum Hochsommer im Süßwasser (Jäger-Kleinicke 2003).

In der Elbe waren bis in das frühe 20. Jahrhundert hinein große, für die Flussfischerei wirtschaftlich bedeutende Schnäpelbestände vorhanden (Kammerad 2001a). Durch Buhnenbau und den damit verbundenen Verlust der Hauptlaichplätze (große Sandbänke in der Mittelelbe) gingen die Bestände bereits im 19. Jahrhundert stark zurück. Die Restbestände verschwanden bis Ende der 1930er Jahre aufgrund zunehmender Wasserverschmutzung, welche die sehr sauerstoffbedürftigen Eier in ihrer Entwicklung beeinträchtigte (Kammerad 2001b).

Ein Restbestand der anadromen Nordseeform von *C. maraena* wurde 1982 in der dänischen Vida entdeckt (Steinmann & Bless 2004). Ausgehend von Tieren dieses Bestandes wurden Wiederansiedlungsprojekte initiiert. In niedersächsische Elbezuflüsse werden seit 1997 und in die Mittelelbe seit 2000 Satzfische eingebracht (Jäger-Kleinicke 2003). In der Folge werden Schnäpel in der Tideelbe wieder vereinzelt nachgewiesen. Diese dient als Wanderkorridor, das äußere Ästuar auch als Nahrungsgebiet. Ob sich mittlerweile eine selbstständig reproduzierende Population etablieren konnte, ist nicht bekannt. Aufgrund der verbesserten Wasserqualität - bei allerdings nach wie vor geringem Laichplatzangebot - ist die Etablierung eines kleineren, in Mittelelbe und einigen Zuflüssen selbst reproduzierenden Bestandes in Zukunft grundsätzlich möglich. Steinmann & Bless (2004) sehen aufgrund der Lage im ehemaligen Verbreitungszentrum dieser Art bzw. ihrer anadromen Nordseeform eine besondere Verantwortung Deutschlands für die Erhaltung.

Der **Rapfen** (*Aspius aspius*, Abbildung 4-74) ist eine räuberische, d. h. von anderen Fischen lebende Fließgewässerart. Laichplätze befinden sich an überströmten Kiesbänken. Die Larven und Jungfische werden in ruhigere Bereiche, z. B. Hafengebiete, verdriftet oder suchen diese gezielt auf. Später werden bevorzugt Freiwasserbereiche in großen Flüssen und Strömen besiedelt (Steinmann & Bless, 2004). Die Art ist in allen großen Flusssystemen Deutschlands verbreitet, wobei die mittlerweile sehr großen Bestände westlich der Weser vermutlich durch Fischbesatz begründet worden sind (Burgun 2005). Die Elbe und einige ihrer großen Zuflüsse werden als Hauptverbreitungsgebiet innerhalb Deutschlands angesehen (Steinmann & Bless, 2004).



Abbildung 4-74. Rapfen (Foto: Mockenhaupt, BfG)

In der Tideelbe kommen größere reproduzierende Rapfenbestände vor (IBL/IMS 2007b). Jungfische können in verschiedenen strömungsberuhigten Randbereichen regelmäßig nachgewiesen werden (Jankowski 2001). Zum Schutz des Rapfens hat Hamburg im Jahr 2006 die Stromelbe zwischen Mühlenberger Loch und Landesgrenze bei Wedel als FFH-Gebiet ausgewiesen. Da Rapfen sehr wanderfreudig sind - beispielsweise wanderten einzelne, in der Mittelelbe markierte Tiere über 100 km bis zum Wehr Geesthacht und weiter in die Tideelbe (Frederich 2003) -, ist ein regelmäßiger Bestandsaustausch zwischen Rapfenpopulationen ober- und unterhalb des Wehres Geesthacht als sehr wahrscheinlich anzunehmen.

Der **Weißflossige Gründling** ist nach neueren Kenntnissen mit zwei Arten in Deutschland vertreten (Naseka & Freyhof 2004, zit. in Steinmann & Bless 2004). Der auch für die Tideelbe nachgewiesenen *Romanogobio belingi* wird als der eigentliche, die frei fließenden Hauptgerinne von Rhein, Elbe und Oder (und weitere Flussgebiete bis zum Ural und Kaspischen Meer) besiedelnde Weißflossengründling angesehen (Steinmann & Bless 2004). Die bevorzugten Habitate sind relativ langsam fließende Abschnitte der Barben- und Brassenregion, wobei meist uferfernere Abschnitte besiedelt werden als beim Gründling *Gobio gobio*. Der Weißflossige Gründling ernährt sich vorwiegend von Bodentieren wie z. B. Zuckmückenlarven. Die Laichzeit erstreckt sich von Ende April bis Mitte Juli. Die Jungfische wachsen in strömungsärmeren und ufernäheren Habitaten, z. B. Bühnfeldern, heran als die Adulten. Soweit bekannt, werden keine größeren Wanderungen durchgeführt (Steinmann & Bless 2004).

Die Vorkommen des Elbegebietes sind in der Mittelelbe sowie auch stromab von Geesthacht in der limnischen Tideelbe lokalisiert. Über Bestandsgrößen und eine mögliche Gefährdung ist praktisch nichts bekannt. Es ist aber wahrscheinlich, dass aufgrund der Größe geeigneter Habitate die Vorkommen stromauf von Geesthacht weitaus größer sind als in der limnischen Tideelbe.

Der **Bitterling** (*Rhodeus amarus*) ist eine typische Stillwasserart, die stehende und langsam fließende Gewässer (u. a. flache Kleingewässer, Grabensysteme, Flachlandbäche und -flüsse sowie deren Altgewässer) mit schlammigem Grund besiedelt. Essentiell ist das Vorkommen von Großmuscheln, in welche die Eier abgelegt werden. Nach Steinmann & Bless (2004) befinden sich Hauptvorkommen der Art u. a. auch in Kleingewässern der Elbniederung. Die Elbe selbst hat eine Funktion als Verbindungsgewässer, über das ein Populationsaustausch oder Wiederbesiedlungen von (Klein-) Gewässern erfolgen können.

Der **Schlammpeitzger** (*Misgurnus fossilis*) ist ein typischer Bewohner pflanzenreicher Stillgewässer. Das Elbegebiet beherbergt nach Steinmann & Bless (2004) Hauptvorkommen der Art. Hohe Bestandsdichten von 250 Ind./ha sind dort aus Grabensystemen bekannt (Blohm et al. 1994). Die Elbe selbst ist als Lebensraum für den Schlammpeitzger nicht geeignet. Ihr kommt jedoch eine Funktion als Verbindungsgewässer zwischen geeigneten Habitaten in der Elbaue zu.

Steinbeißer (*Cobitis taenia*) sind - ebenso wie Schlammpeitzger - im norddeutschen Tiefland weit verbreitet. Diese Fischart bewohnt stehende und langsam fließende, meist kleinere Gewässer mit sandigem Grund. Die Elbe ist überwiegend als Verbindungsgewässer einzu-stufen. Das Vorkommen kleinerer Bestände am Rande des Hauptstroms, z. B. in Bühnenfeldern, ist jedoch möglich.

Der **Atlantische Stör** (*Acipenser sturio*) ist bereits in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts in der Elbe ausgestorben. Er wird an dieser Stelle dennoch erwähnt, weil eine natürliche oder durch Besatzmaßnahmen unterstützte Wiederansiedlung nicht ganz ausgeschlossen ist und die Tideelbe in früheren Zeiten einen Verbreitungsschwerpunkt der Art darstellte. Der Stör ist - ebenso wie der Schnäpel - eine prioritäre Art des Anhangs II der FFH-Richtlinie.

Er lebt überwiegend in küstennahen Meeresgebieten, wo er mit seinem rüsselartig vorstülpbaren Maul Bodennahrung (Wirbellose und Bodenfische) aufnimmt. Zum Laichen steigen die Tiere ab Ende April in Flussunterläufe und in geringerer Zahl auch weiter in Flüsse auf. Die Eiablage findet etwa von Mai bis Juli statt (Steinmann & Bless 2004). Als Laichplätze galten Kuhlen inmitten des Flussbettes, z. B. die Brockdorfer Kuhlen stromab der Störmündung sowie Vertiefungen in Süderelbe, Köhlbrand und unterer Oste (Mohr 1952). Allerdings fehlen sowohl aus der Elbe wie auch aus anderen Laichgebieten genauere Angaben zur Beschaffenheit der (ehemaligen) Laichplätze. Die nach wenigen Tagen schlüpfenden Larven und die Jungfische halten sich noch mehrere Jahre im Fluss bzw. insbesondere im Ästuar auf, bevor sie in das Meer abwandern. Im Ästuar besiedeln die Jungfische oligo- bis polyhaline Abschnitte. Bevorzugte Habitate innerhalb des Ästuars sind durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten, ein reiches Nahrungsangebot (insbes. Würmer wie *Polydora sp.* und *Heteromastis ffliformis*) und größere Wassertiefen bzw. eine uferferne Lage gekennzeichnet (Brosse 2003).

Die Hauptursache für das Aussterben des Störs sehen die meisten Autoren in einer übermäßigen Befischung der Bestände (Steinmann & Bless 2004). Diese wirkt beim Stör stärker als bei anderen Fischarten, weil die Tiere erst spät (nach meist mehr als 10 Jahren) und bei großen Körperlängen (1-2 m) geschlechtsreif werden und daher bereits die Jungtiere lohnende Fangobjekte sind bzw. waren. Derzeit wird weltweit von nur noch einer reproduktiven Population des Atlantischen Störs ausgegangen, welche die Gironde als Laich- und

Jungfischgebiet nutzt (Steinmann & Bless 2004) sowie Küstengebiete vom Golf von Biscaya bis zur Nordsee als marines Nahrungsgebiet. Eine erfolgreiche Vermehrung dieses Bestandes ist nur noch in mehrjährigen Intervallen festzustellen (Arndt 1998). Somit ist der Atlantische Stör eine der weltweit am meisten gefährdeten Fischarten.

Seit den 1990er Jahren versuchen französische (CEMAGREF) und deutsche Stellen (Gesellschaft zur Rettung des Störs e. V.) gemeinsam einen Laichfischbestand in Gefangenschaft aufzubauen und Jungfische für spätere Besatzmaßnahmen zu gewinnen (Arndt 1998). Bislang gelang die Vermehrung in Gefangenschaft 1995 und 2007 (www.wscs.info/GRS/News/news_index.php, eingesehen am 05.09.2007), so dass möglicherweise in den kommenden Jahren mit einer Wiederansiedlung an der Elbe begonnen wird.

4.7.4 Fischarten mit zentraler Stellung im Ökosystem Tideelbe

Für eine Einschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher Sedimentmanagementstrategien auf die Fischfauna sollen neben den naturschutzfachlich besonders relevanten Arten auch diejenigen Arten gesondert betrachtet werden, die im Ökosystem eine zentrale Rolle spielen. Dies sind in großen Mengen vorkommende Arten, welche als Räuber schwebender und am bzw. im Boden lebender Wirbelloser gelten und selbst ein wesentlicher Nahrungsbestandteil für Raubfische, Seevögel und marine Säuger sind. Werden diese Arten durch ein Sedimentmanagement deutlich negativ oder positiv beeinflusst, hat dies erhebliche Auswirkungen im gesamten Ökosystem.

Der **Stint** (*Osmerus eperlanus*) ist die mit Abstand häufigste Fischart der gesamten Tideelbe. Erst in der Außenelbe bzw. in den Küstengewässern gehen die Bestandsdichten zurück. Der kleine, bis ca. 25 cm große Fisch besiedelt in großen Schwärmen das Freiwasser. Das Verbreitungsgebiet umfasst die Küstengewässer und Ästuar vom Weißen Meer bis zur französischen Atlantikküste sowie zudem einige Seen. Die Tiere ernähren sich von Zooplankton, Garnelen und kleinen Fischen, oftmals Jungtieren der eigenen Art (Lüchtenberg 1986).

Vor dem Laichen im März sammeln sich die Stinte aus dem Elbeästuar und den angrenzenden Küstengewässern ab Herbst und Winter in der Tideelbe. Die Laichgebiete befinden sich nach Untersuchungen von Sepúlveda et al. (1993) hauptsächlich stromauf von Hamburg am Südufer und in den Mündungen von Zuflüssen wie der Ilmenau. Die klebrigen Eier haften am Sohls substrat, werden zu einem großen Teil aber auch verdriftet. Die Larven schlüpfen nach 20-35 Tagen (Kottelat & Freyhof 2007) und werden in der Elbe stromauf von Hamburg etwa ab der zweiten Aprilwoche beobachtet. Ungefähr ab Mai werden die Hauptaufwachgebiete am südlichen Elbeufer stromab von Hamburg erreicht. Dort konzentrieren sich die Larven in planktonreichen Nahrungsgebieten, indem sie bei Ebbe überwiegend in Bodennähe verharren und bei Flut in die Wassersäule aufsteigen (Sepúlveda et al. 1993). Die Elterntiere wandern nach dem Laichen in das äußere Ästuar und angrenzende Küstengewässer, während die Jungtiere bis zur Geschlechtsreife (ca. 2 Jahre) eher im inneren Ästuar anzutreffen sind (Kottelat & Freyhof 2007).

Als Art des Freiwassers ist der Stint eine wichtige Nahrungsgrundlage dort jagender Raubfische (z. B. Rapfen, Zander) sowie vermutlich auch von verschiedenen Fisch fressenden Seevögeln wie z. B. Seeschwalben. Die Hamenfischerei der Tideelbe stellt dem Stint

insbesondere während der Laichwanderung mit Schwerpunkt in den Monaten Februar und März nach. Wirtschaftliche Bedeutung und Anlandungen haben in den vergangenen Jahren aufgrund steigender Nachfrage deutlich zugenommen, so dass der Stint für die Berufsfischer inzwischen eine ähnlich große Bedeutung wie der Aal hat (Haesloop 2004).

Die **Flunder** (*Platichthys flesus*) ist in Küstengewässern, Ästuaren und Flussunterläufen des östlichen Nordatlantiks, einschließlich Ostsee, Mittelmeer und Schwarzes Meer, weit verbreitet. Sie ist die häufigste demersale, d. h. am Boden lebende Fischart der brackigen und ausgesüßten Abschnitte der Tideelbe. Dementsprechend häufig wird sie bei Bestandsaufnahmen mit Grundschleppnetzen gefangen (z. B. Möller 1984). In der Elbe sind Flundern ganzjährig anzutreffen, wobei die jüngsten Altersstadien weniger salzhaltige und flachere Bereiche bevorzugen als ältere Exemplare (Kerstan 1991). Lediglich bei sehr geringen Wassertemperaturen sowie bei Auftreten von Sauerstoffmangel verlassen nahezu alle Tiere das Gebiet elbabwärts (Möller 1984).

Flundern sind katadrome, d. h. im Meer laichende Wanderfische, die als geschlechtsreife Tiere Laichwanderungen in die südliche Nordsee unternehmen, um dort von Mitte Januar bis April ihre pelagischen (= schwimmenden) Eier abzugeben. Diese und die schlüpfenden Larven driften mit den Meeresströmungen an der Küste entlang. Etwa ab April und in den anschließenden Monaten nutzen die kleinen Flundern Gezeitenströmungen, um sich in nahrungsreiche Aufwuchsgebiete der Tideelbe (flache Randbereiche stromauf von Cuxhaven wie z. B. Haseldorfer Binnenelbe und Pagensander Nebanelbe, Mündungen von Zuflüssen) transportieren zu lassen (Drenkelfort 1994, Bos 1999).

Flundern ernähren sich vorwiegend von Makrozoobenthos, aber auch von planktischen Organismen wie Copepoden und Mysidaceen (Fiedler 1983, Drenkelfort 1994). Nach Fiedler (1983) dominieren in der Tideelbe stromab von Cuxhaven Muscheln das Nahrungsspektrum. Zwischen Cuxhaven und Stade sind Amphipoden wichtigster Nahrungsbestandteil und stromauf von Stade Copepoden und Oligochaeten. Jungfische von Stint und Finte haben saisonal und lokal (Mai bis Juli in den Jungfischaufwuchsgebieten am südlichen Elbufer stromab Hamburgs) eine erhebliche Bedeutung für die Ernährung der Flundern.

Flundern - insbesondere jüngere Tiere - dienen verschiedenen Raubfischarten und Seesäu- gern, z. B. Seehunden, als wichtiger Nahrungsbestandteil. Auch verschiedene Fisch fressende See- und Küstenvögel, z. B. Kormorane, erbeuten mehr oder weniger regelmäßig Flundern.

Seewärts von Cuxhaven werden Stint und Flunder von marinen Arten als „Schlüsselarten“ des Ökosystems abgelöst. Im Freiwasser sind dies **Hering** (*Clupea harengus*) und verschiedene **dorschartige Fischarten** wie z. B. der Wittling (*Merlangius merlangus*). Am Meeresgrund sind **Schollen** (*Pleuronectes platessa*) als Jungfische im Wattenmeer und **Klieschen** (*Limanda limanda*) in etwas tieferen Bereichen als Massenfischarten einzustufen.

4.6.4 Zustandsbewertung Fischfauna

Der Zustand der meisten Fischbestände der Tideelbe ist als - im Vergleich zu aus früheren Zeiten bekannten Bestandsgrößen - mäßig einzuschätzen. Allerdings kommen einige, z. T. auch gefährdete Arten in der Tideelbe nach wie vor in sehr großen Beständen vor. Dies betrifft insbesondere ästuarine Wanderfische wie Stint und Finte. Für die Erhaltung dieser

Arten kommt der Tideelbe national wie auch international eine hohe Bedeutung zu. Nach Verbesserungen der Wasserqualität und der Durchgängigkeit in Teilen des Elbesystems deuten sich auch für einige so genannte Langdistanzwanderer wie Meerneunauge und Lachs leichte Bestandserholungen bzw. erste Erfolge von Wiedereinbürgerungsprojekten an. Für diese Arten hat die Elbe einschließlich der Tideelbe eine mittlere Bedeutung. Marine und limnische Fischarten (mit meist mäßigem Zustand der Bestände in der Tideelbe) sind nicht an Ästuare als Lebensraum oder Wanderkorridor gebunden. Die Bedeutung der Tideelbe für die weiträumig verbreiteten Bestände dieser Arten ist dementsprechend gering.

5 Baggereiaspekte

5.1 Baggermengen

Entwicklung in der gesamten Tideelbe

Aussagen zu Baggermengen und den jeweiligen Baggerbereichen sowie der Beaufschlagung der Umlagerungsstellen wurden für die Jahre 1979 - 2005 vom WSA Hamburg sowie vom WSA Cuxhaven monatlich zur Verfügung gestellt. Daten zu den Baggermengen in der Delegationsstrecke wurden den Umlagerungsberichten der HPA entnommen (HPA 1996, HPA 1998 bis HPA 2006) Aufgrund veränderter Baggerbereiche wurden die Daten für 2006 noch nicht in die folgende Grafik eingefügt.

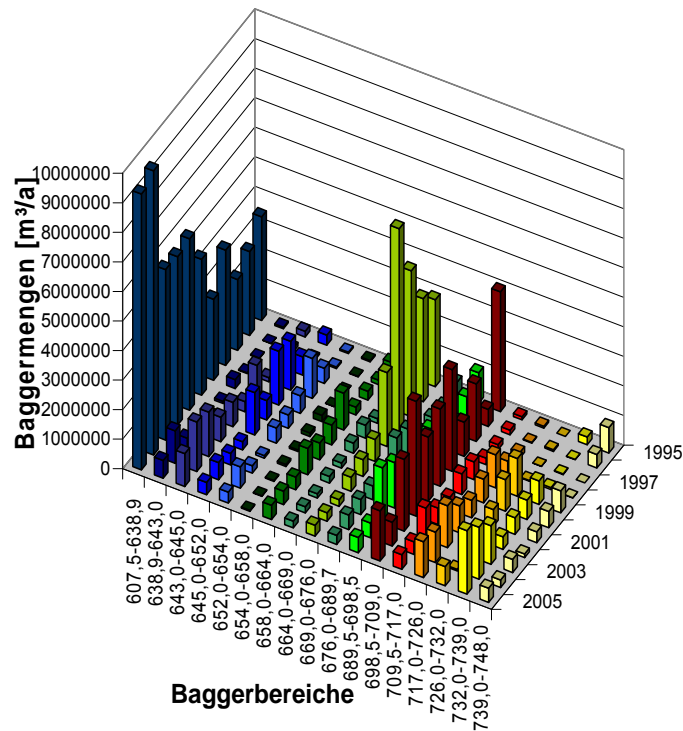


Abbildung 5-1: Baggermengenentwicklung (Umlagerung im Gewässer) in der Tideelbe von 1995 bis 2005, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven, HPA-Teilberichte.

Nach EICHWEBER (2006a) haben die gesamten Unterhaltungsaufwendungen in den Amtsbereichen des WSA Hamburg und des WSA Cuxhaven seit 1980 nicht zugenommen. Dies kann anhand der folgenden Abbildung 5-3 bestätigt werden.

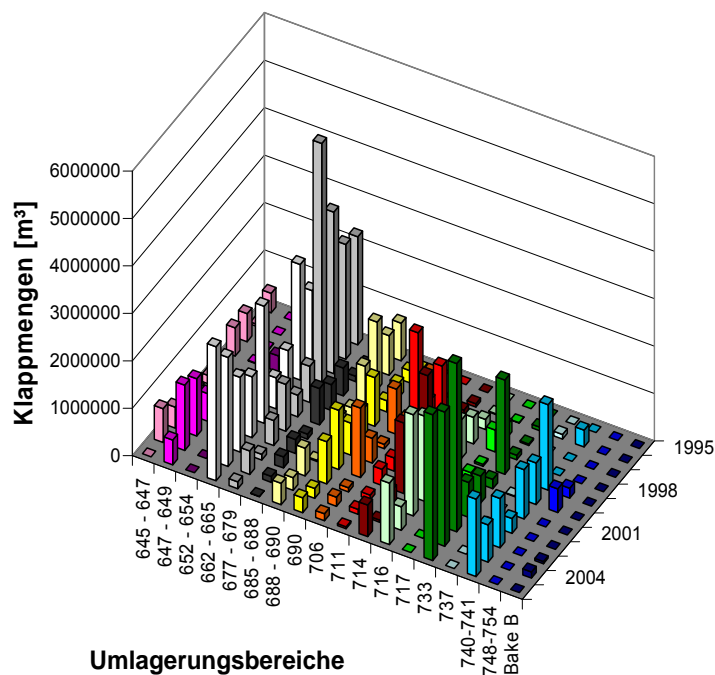


Abbildung 5-2: Baggergutverbringung im Amtsbereich des WSA Cuxhaven und des WSA Hamburg von 1995 bis 2005

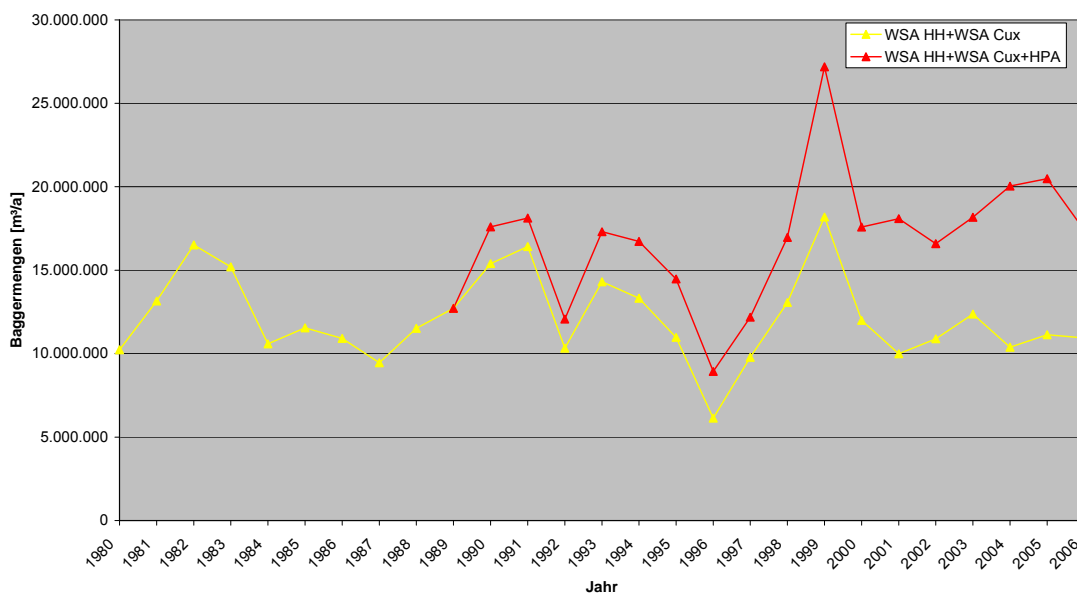


Abbildung 5-3: Entwicklung der jährlichen gesamten Baggermengen in der Tideelbe, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven, HPA-Teilberichte.

Der Peak im Jahre 1999 ist auf die Ausbaubaggerungen zur Fahrrinnenvertiefung zurückzuführen, da in der Darstellung in Abbildung 5-3 nicht nach Ausbau- und Unterhaltungsbaggerungen unterschieden wird. In der Grafik wird deutlich, dass die Gesamtbaggermengen in der WSV-Strecke jährlichen Schwankungen unterliegen, die im folgenden Kapitel noch

detailliert beschrieben werden. Ein Trend in der Baggermengenentwicklung oder eine Veränderung der Baggermengen nach der letzten Fahrrinnenvertiefung im Jahre 1999 kann in der WSV-Strecke nicht beobachtet werden (gelbe Linie in Abbildung 5-3). Im Gegensatz dazu wird in der Delegationsstrecke (rote Linie in Abbildung 5-3) eine Zunahme der Baggermengen sichtbar. Um diese Entwicklung detaillierter zu untersuchen, werden in Abbildung 5-4 die Unterhaltungsbaggermengen für die gesamte Tideelbe getrennt nach Amtsbereichen sowie der mittlere jährliche Abfluss am Pegel Neu Darchau betrachtet.

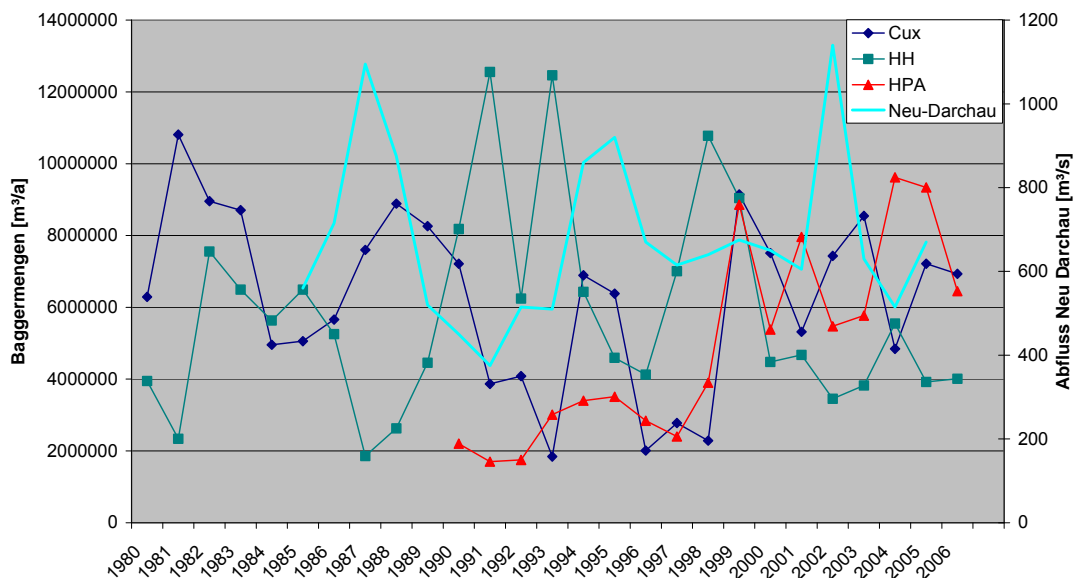


Abbildung 5-4: Baggermengenentwicklung in der gesamten Tideelbe (Amtsbereiche WSA Cuxhaven, WSA Hamburg und HPA) von 1980 bis 2006 sowie Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau

Auch bei der Einzelbetrachtung wird die deutliche Schwankung der jährlichen Unterhaltungsbaggermengen in den Amtsbereichen des WSA Hamburg und des WSA Cuxhaven sichtbar, die jedoch keine Veränderung seit der letzten Fahrrinnenvertiefung zeigen.

Im Gegensatz dazu weisen die Unterhaltungsbaggermengen in der Delegationsstrecke, die vor dem letzten Ausbau nur geringfügigen Schwankungen unterlagen, seitdem einen sprunghaften Anstieg auf. Auch im Amtsbereich des WSA Hamburg hat nach der letzten Fahrrinnenvertiefung im Jahre 1999 eine Verlagerung der Baggerschwerpunkte stattgefunden, die im Weiteren detailliert betrachtet wird. Dabei wird insbesondere auf die veränderten Bedingungen im Baggerbereich Wedel eingegangen. Zuvor wird jedoch untersucht, welchen Einfluss der mittlere jährliche Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau auf den Baggermengenanstieg in den einzelnen Gewässerabschnitten hat.

Oberwasser und Baggermengen

Die Korrelation zwischen dem mittleren jährlichen Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau und den jährlichen Baggermengen in den drei Bereichen Delegationsstrecke, WSA Hamburg und WSA Cuxhaven ist gering. Eine leicht verbesserte Korrelation konnte bei der Betrachtung des mittleren jährlichen Winteroberwassers der Monate November bis April

erzielt werden. Im Amtsbereich des WSA Hamburg korrelieren die Baggermengen mit dem Oberwasserabfluss mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,30$. Ein hohes mittleres jährliches Oberwasser führt hier zu geringeren Baggermengen (Abbildung 5-5).

Ein gegensätzliches Verhalten ist im Amtsbereich Cuxhaven zu beobachten. Hier führen hohe mittlere jährliche Oberwasserabflüsse zu einem höheren Baggeraufkommen. Die Korrelation der beiden Parameter mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,41$ ist ebenfalls gering und deutet nur auf eine tendenzielle Abhängigkeit hin (Abbildung 5-5).

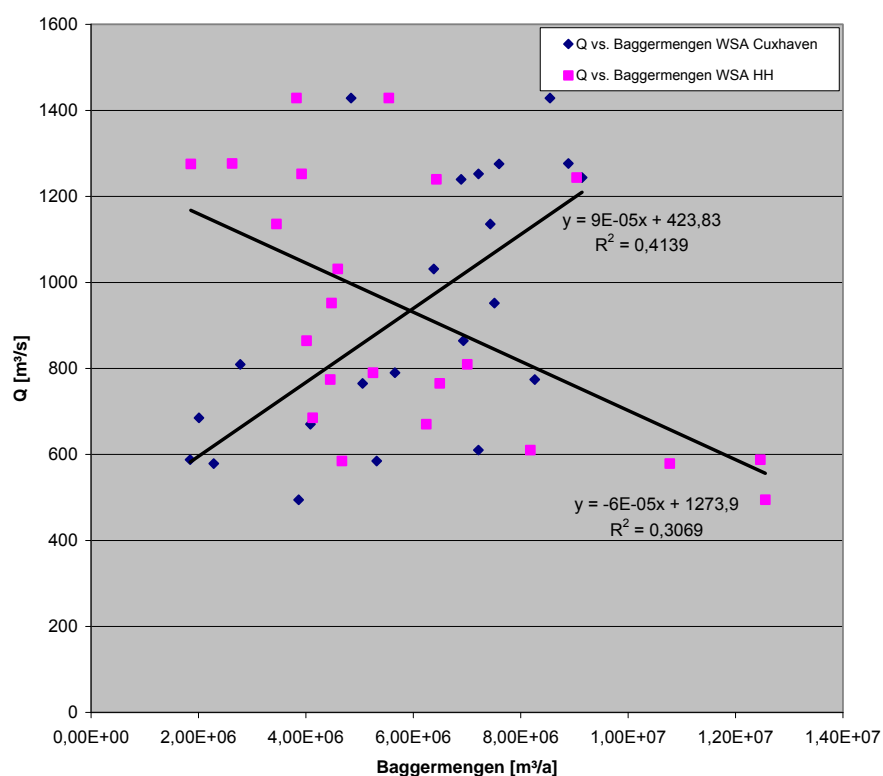


Abbildung 5-5: Korrelation des mittleren Winteroberwassers (November-April) am Pegel Neu Darchau und jährliche Baggermengen im Amtsbereich der WSÄ Hamburg und Cuxhaven der Jahre 1985 - 2006

Die Baggermengen in der Delegationsstrecke weisen keine sichtbare Abhängigkeit vom mittleren Oberwasser auf, es wird jedoch in Abbildung 5-6 sichtbar, dass die Baggermengen unabhängig vom Oberwasser vor dem letzten Fahrrinnenausbau (gelbe Karos) relativ stabil waren. Seit 1999 (türkise Karos) ist der jährliche Baggergutanteil in diesem Bereich deutlich gestiegen. In dem KFKI Forschungsvorhaben „Oberwasserwirkung in Tideflüssen auf die Sedimentation“ (Greiser, 1996) konnte ein Zusammenhang zwischen dem Oberwasser und Sedimentationsraten insbesondere im Hamburger Hafen beobachtet werden. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich bei der Untersuchung um eine kleinräumige Peildatenanalyse handelt und in diesem Zusammenhang auch festgestellt werden konnte, dass die Sedimentationsrate im Hamburger Hafen sowohl negativ als auch positiv mit dem Oberwasser korreliert. In der hier vorgestellten großräumigen und langfristigen Betrachtung auf Basis von Unterhaltungsbaggermengen werden solche Effekte nicht berücksichtigt.

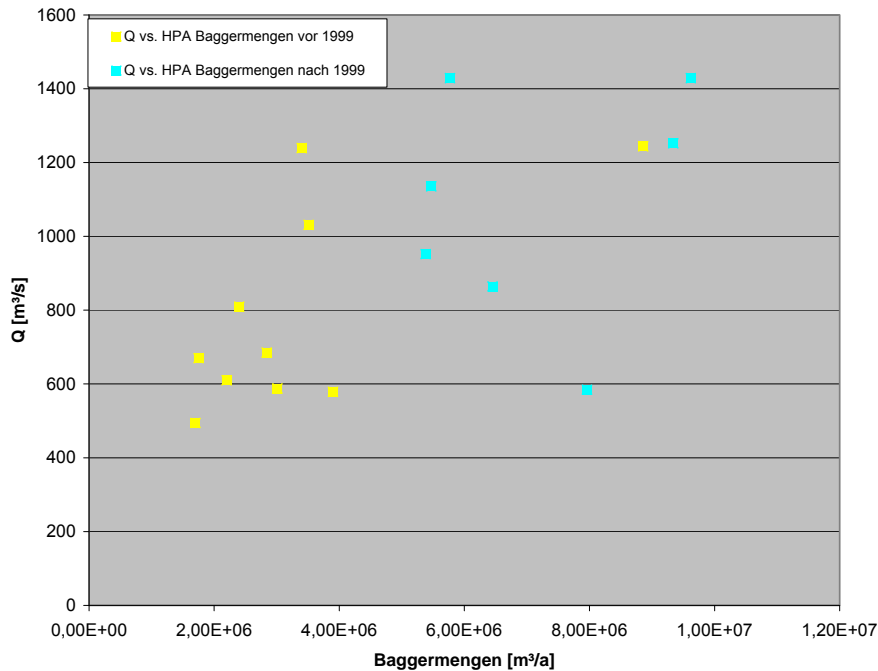


Abbildung 5-6: Gegenüberstellung des mittleren Winteroberwassers (November-April) am Pegel Neu Darchau und der jährlichen Baggermengen im Amtsbereich von HPA der Jahre 1990 - 2006

Es wird also deutlich, dass die Baggermengen im Ästuar von weiteren, noch nicht erfassten Einflussfaktoren abhängig sind, die die große Schwankung bei ähnlichen Oberwasserhältnissen verursachen. Ein Hinweis darauf, dass der jeweilige Ausbauzustand einen entscheidenden Einfluss auf den Unterhaltungsaufwand hat, ist die Entwicklung der Baggermengen in der Delegationsstrecke.

Verlagerung von Unterhaltungsschwerpunkten

Der Baggerbereich Wedel stellt schon seit Beginn der 1980er Jahre einen Unterhaltungsschwerpunkt im Amtsbereich Hamburg dar. Nach einem Rückgang der Baggermengen in den 1990er Jahren kann seit 2000 eine deutliche Zunahme beobachtet werden.

Zeitgleich wurde aufgrund des im Hamburger Hafen angestiegenen Baggervolumens sehr viel mehr Material auf die Verbringungsstelle Neßsand (km 638) umgelagert, die sich nur wenige Kilometer stromauf des Baggereschwerpunktes Wedel am linken Fahrinnenrand befindet. Im Differenzgeländemodell der Jahre 1998 und 2002 wird sichtbar, dass in diesem Zeitraum eine Aufhöhung des Umlagerungsbereiches Neßsand stattgefunden hat. Ein Teil des verbrachten Materials wird jedoch in Abhängigkeit der hydrologischen Randbedingungen suspendiert und sowohl stromab als auch stromauf verdriftet (HPA 2004). Die Baggereschwerpunkte (Hamburger Hafenbereich und Wedeler Au) stellen bevorzugte Ablagerungsbereiche für dieses Material dar.

Das im Bereich der Baggerstrecke Wedel anfallende Material wird überwiegend wenige Kilometer stromab auf die Verbringungsstellen Hetlingen, Lühebogen und Pagensand verbracht.

Die Auswertung der Dauerströmungsmessungen im Rahmen der Beweissicherung an der Station Hanskalbsand zeigt, dass dort sowohl die mittleren als auch die maximalen Flutstromgeschwindigkeiten seit 1998 angestiegen sind. Auch eine Analyse der Korngrößenverteilung des zu baggernden Sohlsedimentes deutet darauf hin, dass das Material gröber geworden ist. Dabei hat der Feinsandanteil zwischen dem Jahr 2002 und 2005 zugenommen, während der Anteil an Feinmaterial < 63 µm zurückging.

Auch wenn seit Beginn der 1980er Jahre großräumig keine Veränderung in den jährlichen Gesamtunterhaltungsbaggermengen des WSA Hamburg aufgetreten ist, kann jedoch eine Verlagerung der Unterhaltungsschwerpunkte beobachtet werden. Diese Aussagen lassen sich durch aktuelle Zahlen aus der Statistik des WSA Hamburg belegen:

Sowohl im Amtsbereich des WSA Hamburg oberhalb von Stade (km 652) als auch in der Delegationsstrecke (km 607,5 bis km 638,9) konnte nach Beendigung des letzten Fahrinnenausbaus im Jahre 1999 eine Zunahme der Baggermengen verzeichnet werden. So stiegen die Baggermengen im Bereich Wedel zwischen km 638,9 und km 645 (früher: Wedel und Wedeler Au) von 200 000 m³/a auf etwa 2,5 Mio. m³/a in 2004 an (Abbildung 5-7), in der Delegationsstrecke kam es zu einer Zunahme von etwa 3 - 4 Mio. m³/a auf fast 10 Mio. m³/a im Jahre 2004.

Zeitgleich sind die Baggermengen im Bereich der Rhinplate, die seit Anfang der neunziger Jahre (seit der starken Beaufschlagung der Umlagerungsstelle Störbogen und dem daraus resultierenden kurzen Weg des Materials zur Rhinplate) einen Baggerschwerpunkt darstellte, seit 1999 deutlich gesunken.

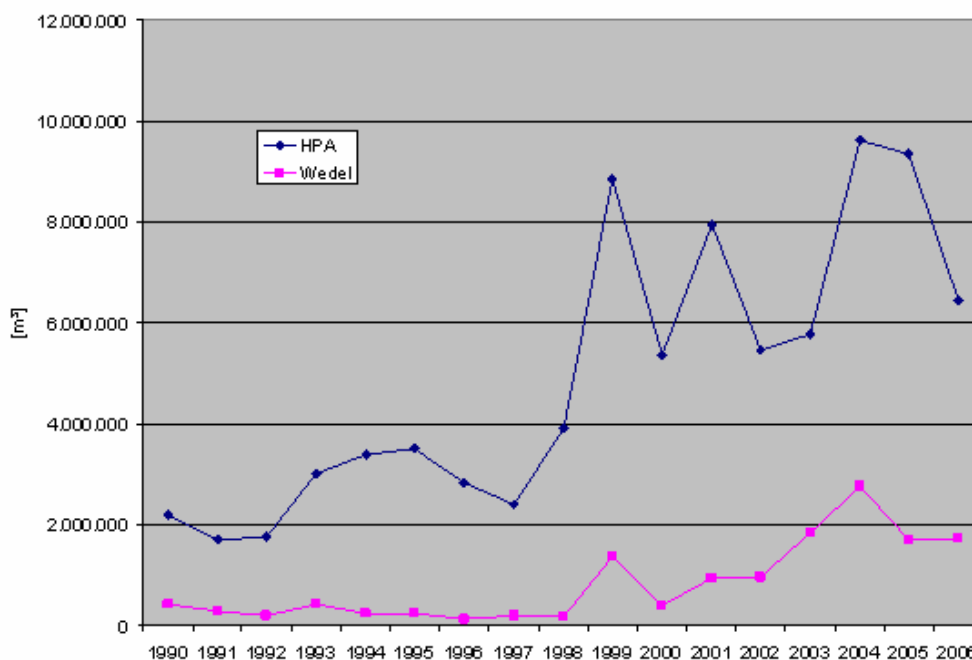


Abbildung 5-7: Baggermengen im Bereich Wedel (km 638,9 - km 645) und in der Delegationsstrecke (km 607,5 - km 638,9), Daten WSA Hamburg und HPA-Teilberichte

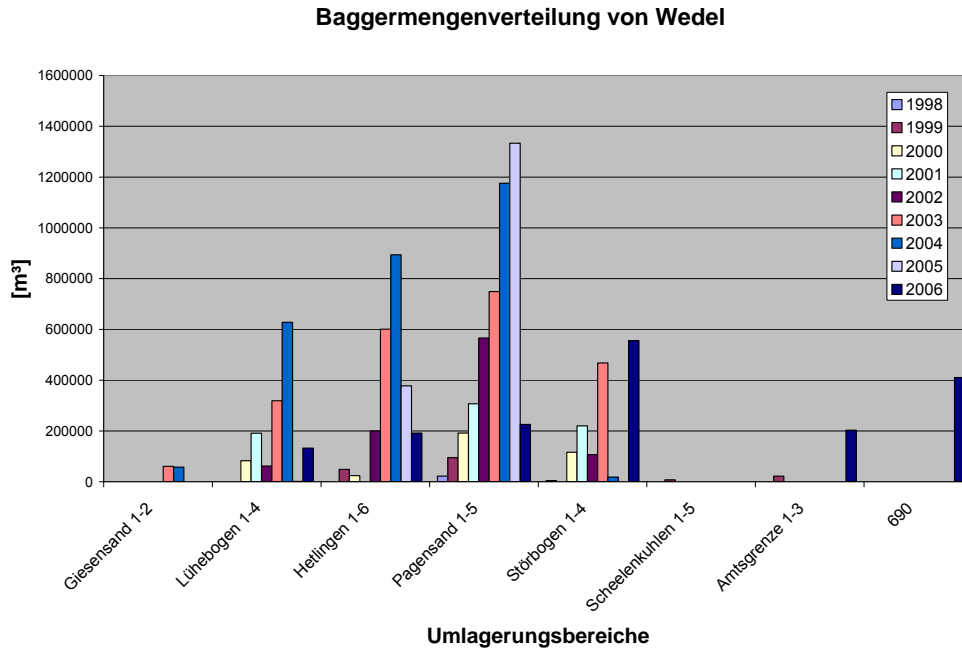


Abbildung 5-8: Beaufschlagung der Umlagerungsstellen des WSA Hamburg mit Wedeler Baggergut

Aufgrund der hohen Menge anfallenden Baggermaterials im Bereich Wedel sind auch die Verbringungsmengen in den Umlagerungsbereichen Pagensand, Hetlingen und Lühebogen zwischen 2000 und 2004 kontinuierlich angestiegen (Abbildung 5-8).

In 2004 wurde auch in Wedel ein Maximum der anfallenden Unterhaltungsbaggermengen erreicht. Im Jahr 2005 wurde erstmals weniger Material in die nahegelegenen Verbringungsbereiche Lühebogen und Hetlingen verbracht, in 2006 wurde zusätzlich Pagensand viel geringer beaufschlagt. Das Wedeler Baggergut wurde zum Teil weiter seewärts nach Störbogen und Amtsgrenze/“690“ verbracht.

Es ist nicht auszuschließen, dass die baggerstellennahe Verbringung des Wedeler Baggergutes zu einer intensiven Kreislaufbaggerung beigetragen hat, denn der Verbringungsbereich Lühebogen liegt nur wenige Kilometer stromab der Baggerstelle in einem Bereich, in dem bei niedrigem und mittlerem Oberwasserabfluss eine leichte Flutstromdominanz in Bezug auf die mittleren und maximalen Strömungsgeschwindigkeiten vorherrscht. Möglicherweise konnte dieser Kreislauf durch die seeseitige Verschiebung der Umlagerungsschwerpunkte in den Jahren 2005 und 2006 eingedämmt werden, als auch die Baggermengen in Wedel erstmalig wieder zurückgingen.

In der folgenden Abbildung 5-9 wird die Abhängigkeit zwischen dem Baggermengenanstieg in Wedel und den Verbringungsmengen in Zusammenhang mit der Verbringungsentfernung dargestellt.

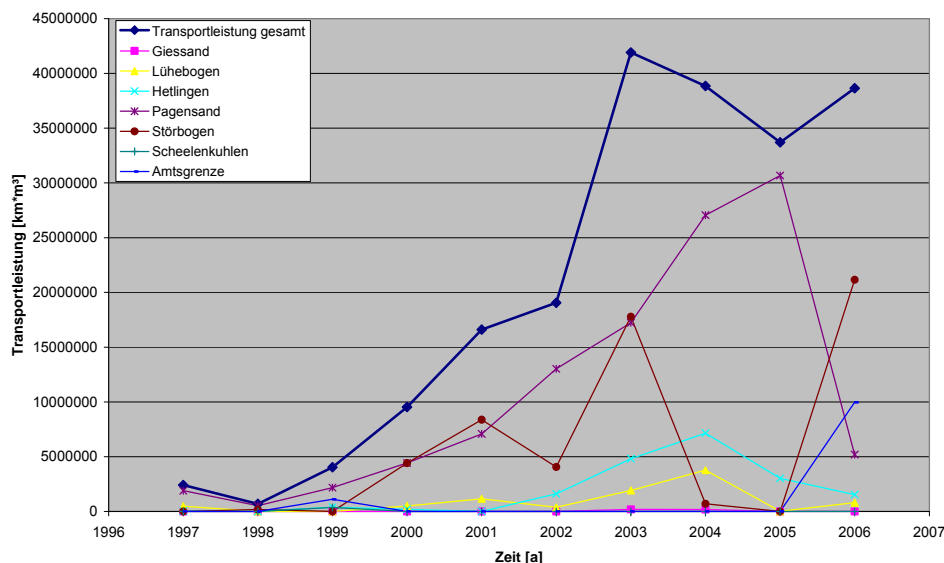


Abbildung 5-9: Jährlich aus dem Bereich Wedel verbrachtes Baggergut auf die verschiedenen Umlagerungsstellen unter Berücksichtigung der Verbringungsentfernung, Daten WSÄ Hamburg und Cuxhaven.

Das Produkt aus der jährlichen Baggermenge und der Verbringungsentfernung wird als Transportleistung bezeichnet. Hier wird deutlich, dass diese trotz veränderter Umlagerungsstrategie im Jahr 2006 in etwa den Werten der vorausgegangenen Jahre 2005, 2004, 2003 und 2002 entspricht.

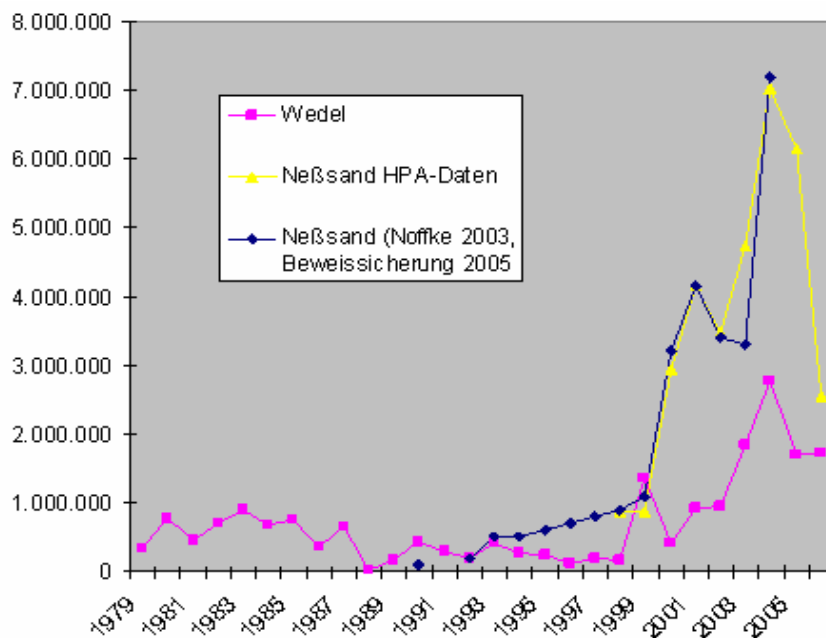


Abbildung 5-10: Baggermengenentwicklung in Wedel (km 638,9 - km 645) und Umlagerung von Baggergut aus der Delegationsstrecke nach Neßsand (km 638), Naffke (2003).

Neben dem zuvor beschriebenen Materialkreislauf durch einen Rücktransport des verbrachten Baggergutes an den Entnahmeort hat auch das aus der Delegationsstrecke nach Neßsand umgelagerte Material einen Einfluss auf die Baggermengen in Wedel. Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 5-10 dargestellt.

Während bis zum Jahr 2000 etwa 1 Mio. m³/a aus der Delegationsstrecke überwiegend bei Ebbestrom nach Neßsand (km 638) verbracht wurden, stiegen die Verbringungsmengen im Jahr 2001 erstmals auf etwa 3 Mio. m³, im Jahr 2004 sogar auf etwa 7 Mio. m³. Diese Umlagerungsstelle befindet sich nur wenige km stromauf von Wedel. Insbesondere in Phasen mit hohem Oberwasserabfluss sowie in Abhängigkeit des verbrachten Materials wird ein Teil davon stromab verdriftet und kann in Konvergenzbereichen (z. B. Wedel) sedimentieren. Somit stellt die Umlagerungsstelle Neßsand eine zusätzliche Materialquelle für den Baggerbereich Wedel dar. Aus den Umlagerberichten der HPA ist zu entnehmen, dass nur ein geringer Anteil des Materials, welches in Neßsand verbracht wird, auch in diesem Bereich verbleibt (HPA, 2004). Da ausschließlich in den Wintermonaten, die auch die höchsten Abflussraten aufweisen, Material nach Neßsand verbracht wird, ist ein intensiver Materialkreislauf zwischen Wedel und Neßsand wahrscheinlich. Auch hier hat möglicherweise die veränderte Verbringungsstrategie der HPA, seit 2005 einen Teil des anfallenden Baggergutes aus dem System heraus zur Tonne E3 zu verbringen, zu einer Abnahme der Wedeler Baggermengen beigetragen.

Fazit

Der Baggerkreislauf, der nur ein den Sedimenttransport beeinflussender Prozess ist und dessen Beitrag am Baggeraufkommen in Hamburg sowie an der Zunahme von mobilem Material noch nicht quantifiziert werden kann, ist somit nicht der einzige relevante Einflussfaktor auf die oben genannten Prozesse.

Eine Änderung des Ausbauzustandes hat seit 1999 zu einer Konzentration der zu baggernden Materialmengen auf die Delegationsstrecke und den oberen Bereich der WSV Strecke (und dabei insbesondere auf die Baggerstelle Wedel) geführt. Durch die erheblich angestiegenen Baggermengen und deren Umlagerung in Bereiche, die eine räumliche Nähe zu den Unterhaltungsschwerpunkten aufweisen und die auch aufgrund der dortigen Zunahme der Flutstromdominanz nicht dazu beitragen, dass das Material problemlos diesen Bereich der Tideelbe verlassen kann, wurden Materialkreisläufe in diesem Gewässerabschnitt verstärkt.

Dies wird vor allem in Wedel sichtbar, da diese Baggerstelle sowohl von unterstrom (von den Umlagerungsstellen im Amtsbereich des WSA Hamburg) als auch von oberstrom (von der Verbringungsstelle Neßsand) gespeist wird.

Auch die Entstehung des Unterhaltungsschwerpunktes Rhinplate Anfang der 1990er Jahre führt Eichweber (2006b) auf eine Kreislaufbaggerung zurück. Dort haben die Baggermengen ab 1993 von ca. 1 Mio. m³/a auf 8 Mio. m³/a zugenommen. Im gleichen Jahr wurde die Unterhaltungsstrategie von Landverbringung zu einer Verbringung im Gewässer nur 5 km seewärts des Unterhaltungsschwerpunktes auf der Umlagerungsstelle Störbogen verändert.

Bei zukünftigen Verbringungskonzepten ist zu berücksichtigen, dass keine neuen Baggerkreisläufe geschaffen werden.

5.2 Beschreibung des Baggergutes im Bereich Wedel

5.2.1 Morphologie

Die Beschreibung des Wedeler Baggergutes (km 638,9 bis km 644) erfolgt auf der Grundlage von 15 oberflächennahen Sedimentproben, die im Juli 2005 aus der Baggerstrecke entnommen wurden.

Nach der Korngrößenanalyse weist die Fahrrinnensohle im Baggerbereich Wedel die für das Küstenholozän charakteristische Zusammensetzung auf aus überwiegend klastischen Sedimenten in Form schluffiger Feinsande bis feinsandiger Schluffe, in denen auch die Tonfraktion deutlich vertreten ist. Einzelne Proben weisen auch einen gewissen Anteil der Mittelsandfraktion auf. In der folgenden Tabelle 5-1 wird der Mittelwert der Korngrößenverteilung der Beprobung aus dem Jahr 2005 dargestellt, der Feinkornanteil beträgt hier 41 %.

Zusätzlich werden in dieser Tabelle auch die Ergebnisse einer Sedimentbeprobung im Rahmen der HABAK Elbe, die im Jahr 2002 durchgeführt wurde, dargestellt. Der Mittelwert aus fünf Sedimentproben weist hier einen Feinkornanteil von über 60 % auf, das anstehende Material ist relativ homogen und kann als feinsandiger Schluff bezeichnet werden.

Tabelle 5-1: Korngrößenzusammensetzung des Wedeler Baggergutes aus 2002 und 2005

Mittelwert der Körnungsverteilung des Wedeler Baggergutes		
	Sieblinie [%] 2005	Sieblinie [%] 2002
Fraktion < 20 µm	21	35
Fraktion 20 - 63 µm	20	27
Fraktion 63-200 µm	50	25
Fraktion 200-630 µm	8	10
Fraktion 630-2000 µm	1	4,6
Fraktion > 2000 µm	0	0
	100,0	100,0

Aussagen zum organischen Anteil in den Sedimentproben liegen leider nur für die Beprobung im Jahre 2002 vor. Dort betrug der mittlere organische Anteil aller Proben 6 %.

Betrachtet man als weiteren den Sortierungskoeffizienten, so liegen dieser Werte für die Beprobung im Jahre 2005 etwa zwischen 1,8 (mäßig sortiert) und 3,1 (schlecht sortiert). Das bedeutet, dass die Sedimentproben aus einem Korngrößengemisch und nicht, wie z. B. bei Seesand, aus einem gut sortierten Einkorn bestehen. Auch dieses Merkmal ist typisch für die üblicherweise im Küstenholozän auftretenden Böden und deutet auf eine Herkunft der Ausgansmineralien aus unterschiedlichsten Bereichen hin.

Bei dem Vergleich der beiden Beprobungskampagnen fällt auf, dass der Anteil an Feinstmaterial (Schluff und Ton) ab und der Anteil an Feinsand zugenommen hat. Es hat also eine Vergrößerung des Sohlmaterials stattgefunden, deren Ursachen noch nicht bekannt sind. Da die Korngrößenverteilung der Sohlsedimente in hohem Maße von den hydrologischen Randbedingungen beeinflusst wird, ist mit Hilfe weiterer Untersuchungen zu überprüfen, ob es sich wirklich um einen Trend handelt, der auf veränderte Sedimentationsbedingungen im Untersuchungsgebiet hindeutet oder ob lediglich eine besondere Abflusssituation zu der veränderten Korngrößenverteilung geführt hat.

Für die Betrachtung der Szenarien werden die Ergebnisse der Beprobung aus dem Jahre 2005 zu Grunde gelegt.

5.2.2 Sauerstoff, Nährstoffe

Die Beprobungen der Sedimente im Elberegion Wedeler Au (km 642) bis Osteriff (km 703) im Sommer 2002 sowie Beprobungen aus dem Sommer 2005 im Teilbereich km 642,2 bis km 644,4 stellen die Grundlage für die nachfolgende Beurteilung dar. Die Daten aus dem Sommer 2002 veranschaulichen die Zusammensetzung der Sedimente für die Parameter Glühverlust bzw. organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und Ammoniumgehalte im Eluat im Längsverlauf der Elbe (Tabelle 5-2).

Tabelle 5-2: Statistische Kennwerte der Proben (km 642 - km 644) aus dem Sommer 2005 zu Trockensubstanz, organischen Kohlenstoff (TOC, Glühverlust), Nährstoffe und Sauerstoffzehrung der Beprobungen aus dem Sommer 2005.

		Wedeler Au	Wedeler Au	Wedeler Au	Juelssand	Juelssand	Juelssand
Parameter		km 642	km 642	Km 642	km 652	km 652	km 653,1
Trockenrückstand	%	50,8	52	67,8	49,2	53,2	55,9
Glühverlust	%	6,9	6,1	4,8	6,9	5,3	5,7
TOC (C)	%	2,9	2,2	1,6	2	2,2	3,3
Im Eluat nach DIN 38414 – S4							
Ammonium NH4-N	mg/l	13	8,9	2,5	7	7,2	5,3
Phosphor ortho-PO4-P	mg/l	0,17	0,2	0,2	0,53	0,37	0,05

		Pagensand	Pagensand	Rhinplate	Rhinplate	Osteriff	Osteriff	Osteriff
Parameter		659 re	671 mi	672,1 re	672,1 li	703, li	703, re	703, re
Trockensubstanz	%	65,1	63,1	63,1	53,2	67,6	75,9	70
Glühverlust	%	3,6	5	5	5,3	3,7	2,1	3,7
TOC (C)	%	1,6	1,95	1,8	2,2	1,2	2,1	1,3
Im Eluat nach DIN 38414 – S4								
Ammonium NH4-N	mg/l	3,1	1,6	1,6	3,2	1,5	0,94	1,1
Phosphor ortho-PO4-P	mg/l	0,14	0,22	0,1	0,07	0,43	0,34	0,49

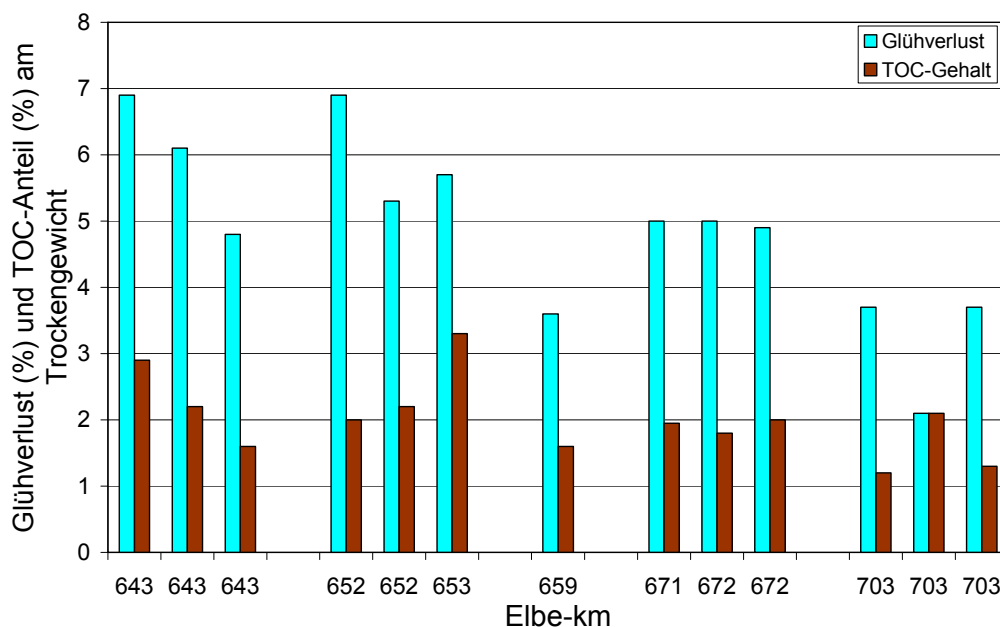
**Tabelle 5-3: Mittelwerte der Proben (km 642 - km 644) aus dem Sommer 2005 zu Trocken-
substanz, Glühverlust, Phosphorgehalt und Sauerstoffzehrung.**

Parameter/Mittelwerte	Einheit	Wedel	Lühesand	Julessand
Anzahl		10	4	5
Trockensubstanz	Gew. %	52,4	47,5	48,8
Glühverlust	Gew. % TRG	3,3	4,4	4,3
Phosphor	mg/kg TS	660	705	646
O ₂ -Zehrung nach 180 min	g O ₂ / kg TS	0,51	0,5	0,35

Glühverlust und TOC-Gehalte

Der organische Kohlenstoff ist das Substrat für heterotrophe Bakterien, die im Sediment aerob oder anaerob diesen abbauen. Beim aeroben Abbau wird Sauerstoff verbraucht. Beim anaeroben Abbau werden andere Elektronenakzeptoren u. a. NO₃⁻, Mn₃⁺ oder organische Moleküle reduziert. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt entscheidend die Stärke der oxischen Schicht und das Redoxpotenzial der Sedimente.

Die im Jahr 2002 beprobten Sedimente wiesen von km 642 nach km 703 abnehmende Glühverluste und TOC-Gehalte auf (Abbildung 5-11). Die Glühverluste im Bereich Wedeler Au lagen zwischen 4,8 % - 6,9 % und die TOC-Gehalte zwischen 1,6 % und 2,9 %. Am Osteriff waren nur noch Glühverluste von 2,1 % bis 3,7 % und TOC-Gehalte von 1,2 % bis 2,1 % zu bestimmen.



**Abbildung 5-11: TOC-Gehalte und Glühverluste der Sedimente aus dem Elbebereich
km 642 bis km 703, Beprobung Sommer 2002.**

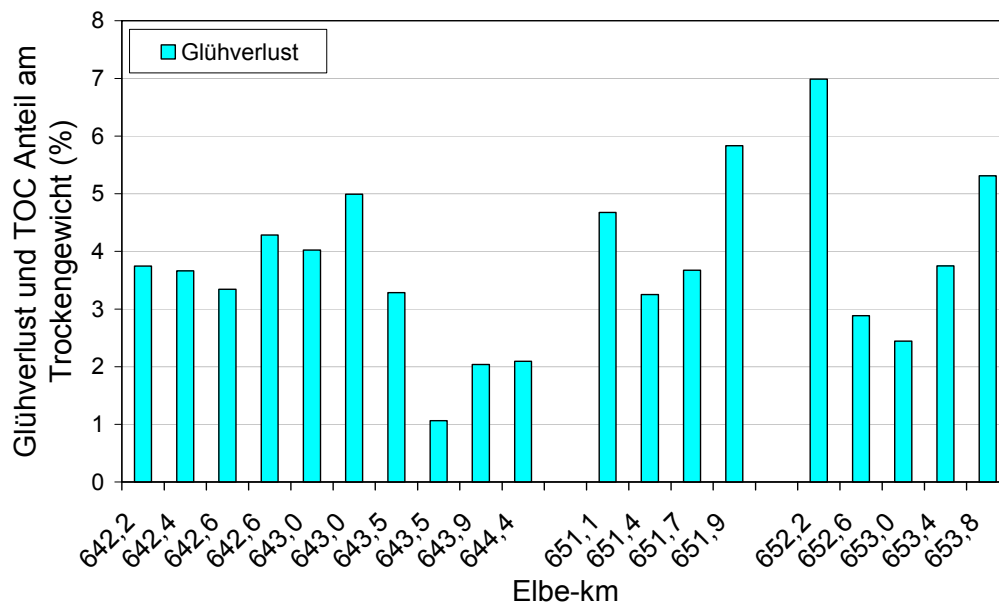


Abbildung 5-12: Glühverluste der Sedimente aus dem Elbebereich km 642,2 bis km 654, Beprobung Sommer 2005.

Die im Sommer 2005 beprobten Sedimente wiesen im Bereich Wedeler Au (km 642,2 - km 644,4) mittlere Glühverluste von 3,3 % (Schwankungsbreite 1,1 % - 5,0 %), bei Lühesand (km 651,05 - km 651,9) von 4,4 % (Schwankungsbreite 3,3 % - 5,8 %) und bei Juelssand (km 652,16- km 653,8) von 4,3 % (Schwankungsbreite 2,4 % - 7,0 %) auf (Abbildung 5-12).

Der Vergleich der Ergebnisse ergibt, dass im Jahr 2005 geringere Glühverluste in den beprobten Sedimenten gefunden wurden als im Jahr 2002.

Ammonium

In Sedimenten ist ein Teil des Stickstoffs als mobiles Ammonium entweder im Porenwasser gelöst oder an Feststoffen adsorbiert. Diese „austauschbare“ Fraktion kann potenziell beim Umlagern des Baggergutes in kurzer Zeit freigesetzt werden. Durch Elutionsversuche kann die freisetzbare Ammoniummenge ermittelt werden.

Die im Jahr 2002 beprobten Elbe-Sedimente wiesen von km 642 stromab nach km 703 abnehmende Ammoniumgehalte auf (Abbildung 5-13). Die Ammoniumgehalte im Eluat (nach DIN 38414 - S4) lagen im Bereich Wedeler Au mit bis zu 13 mg NH-N₄/l am höchsten. Am Osteriff waren nur noch Ammoniumgehalte von 0,94 - 1,5 mg NH-N₄/l zu bestimmen.

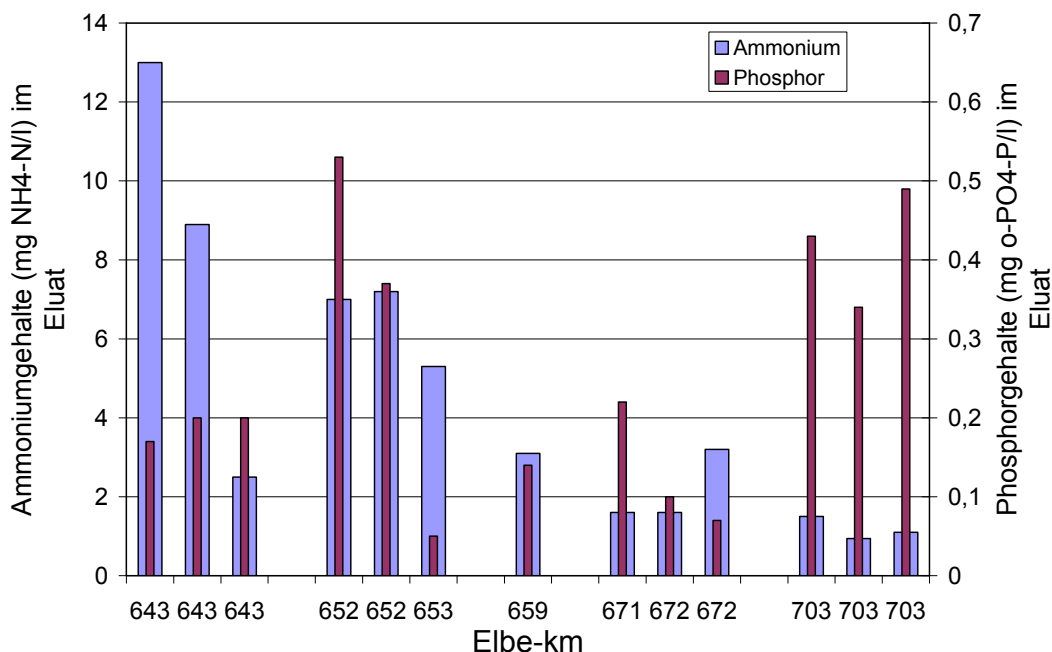


Abbildung 5-13: Ammonium- und Phosphorgehalte im Eluat nach DIN 38414 - S4 der Sedimente aus dem Elbebereich km 642 bis km 703, Beprobung Sommer 2002.

Die nachfolgenden Ergebnisse der Beprobungen im Bereich Wedel/Wedeler Au im Sommer 2005 sind mit „Daphnienwasser“ als Elutionsmittel, einer Elutionszeit von 24 h und einem Verdünnungsverhältnis von 1+3 bezogen auf den Wassergehalt der Proben durchgeführt.

Die Ergebnisse der Elutionsversuche an den Sedimentproben aus dem Jahr 2005 zeigen, dass die mittlere Konzentration im Eluat 2,3 mg NH₄-N/l betrug. Entsprechend der etwa 4-fachen Verdünnung der Proben bei der Elution hat somit im Porenwasser der Sedimente ein mittlerer Ammoniumgehalt von 11,8 mg NH₄-N/l vorgelegen.

Tabelle 5-4: Ammoniumgehalte im Eluat der Sedimente im Bereich Wedel vom Sommer 2005

Parameter	Einheit	Anzahl	Mittel	Sta. Abw.	Min	Max	90.P	Med
Ammonium	NH4-N		47,7	7,1	40	56	55	47,5
im Porenwasser	mg/l		11,8	3	8,4	16,8	15	11,7
im Eluat	mg/l		2,3	0,9	1,9	4,1	3	1,9

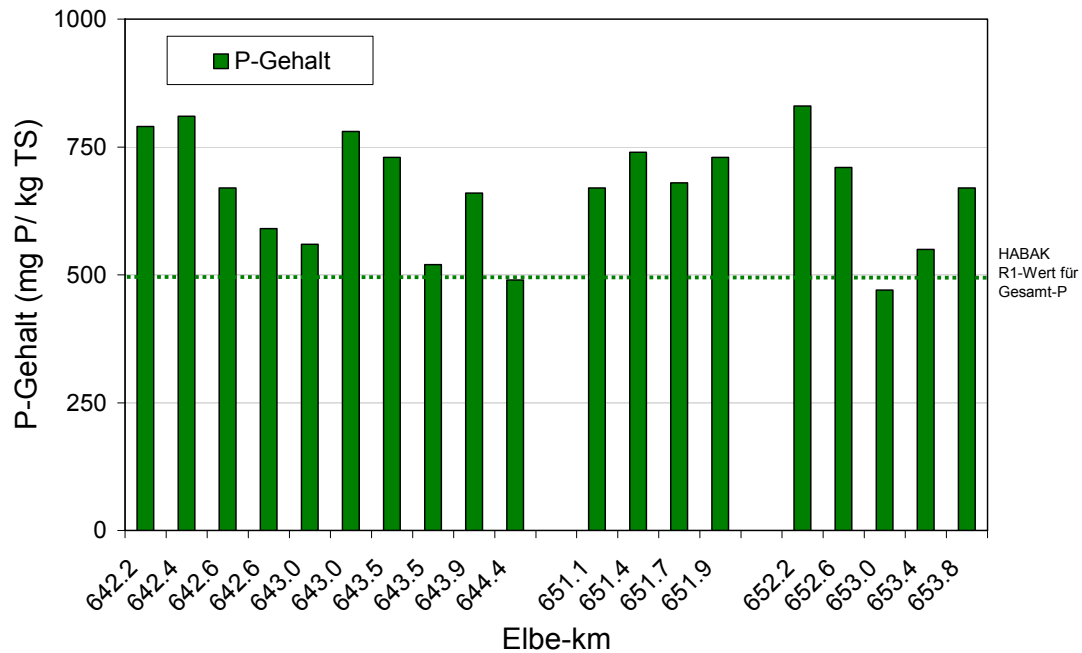


Abbildung 5-14: Gesamt-P-Gehalte der Sedimente aus dem Elbebereich km 642,2 bis km 644,4 sowie zugehörige Richtwerte (RW1) der HABAK.

Phosphor

Biologisch verfügbarer Phosphor liegt im Sediment meist an Partikeln adsorbiert vor. Durch Elutionen kann ein Teil dieser Phosphorfraction sowie die im Porenwasser gelösten P-Verbindungen ermittelt werden.

Die im Jahr 2002 im Eluat der beprobten Elbe-Sedimente gemessenen P-Gehalte zeigen keinen Längsgradienten in der Tideelbe für diesen Parameter auf. Die im Eluat bestimmten ortho-PO₄-P-Gehalte lagen im Bereich von 0,05 - 0,5 mg/l.

Bei der Beprobung im Sommer 2005 lagen die Gesamt-Phosphorgehalte im Sediment im Bereich Wedeler Au (km 642,2 - km 644,4), bei Lühesand (km 651,05 - km 651,9) und auch bei Juellssand (km 652,16 - km 653,8) über dem RW1-Wert von 500 mg P/kg TS (Abbildung 5-14). Dabei überschritten im Bereich Wedel/Wedeler Au und Juellssand jeweils 60 % und im Bereich Lühesand alle Proben den HABAK-Richtwert 1 für Gesamt-P im Sediment.

Sauerstoffzehrung

Bei der Beprobung im Sommer 2005 wurde an insgesamt 19 Proben die potenzielle Sauerstoffzehrung nach der Methodik der sogenannten „Karlsruher Flasche“ gemessen. Im Mittel betrug die als 3 Stunden-Wert bestimmte Sauerstoffzehrung der Sedimente bei Wedel / Wedeler Au 0,51 g O₂/kg TS, bei Lühesand 0,50 g O₂/kg TS und bei Juellssand 0,35 g O₂/kg TS. In einer Probe mit hohem Glühverlust (5,0 %) wurde der Maximalwert der Sauerstoffzehrung mit 0,90 g O₂/kg TS bestimmt.

Ein von der BfG genutztes Bewertungsverfahren stuft Sedimente mit Werten von 0 - 1,5 g O₂/kg TS als gering bis mittel zehrend ein.

5.2.3 Schadstoffe

Zur Belastung des Baggergutes im Bereich Wedel stehen Ergebnisse von zwei Beprobungen im Juni/Juli 2002 und Anfang August 2005 zur Verfügung. Im Sommer 2002 wurden nur zwei Oberflächenproben aus diesem Bereich untersucht, im August 2005 wurden Oberflächensedimente an zehn Positionen entnommen. Darüber hinaus stehen Daten der Dauermessstelle Wedel der BfG zur Verfügung. Die Ergebnisse an dieser Station können als repräsentativ für die Belastung der im Bereich Wedel anfallenden Baggermengen angesehen werden, da es sich hierbei um frische Sedimentablagerungen handelt. Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 5-5 zusammengefasst. Die mittleren Schadstoffgehalte sind entsprechend ihrer Klassifizierung nach dem URE-Bewertungsschema (Anlage 4.2-1) farblich unterlegt.

„Zur Beurteilung der möglichen weiteren Entwicklung der Schadstoffbelastung der zu baggernden Sedimente bei Wedel werden neben den Ergebnissen der Dauermessstelle Wedel auch die Ergebnisse der stromauf von Wedel gelegenen Station Seemannshöft sowie die Belastung des bei Neßsand umgelagerten Baggergutes der HPA herangezogen.“ (HPA 1998, 2004, 2005a, 2006)

Baggergut

Die mittleren Gehalte von Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und Chrom zeigen im Jahr 2005 keine Veränderung zu den Ergebnissen aus dem Jahr 2002, während bei Kupfer, Nickel und Zink eine Zunahme der mittleren Belastung im August 2005 auffällt. Die mittleren Gehalte des Kupfer und Zinks lagen im Jahr 2005 um etwa den Faktor 2 höher. Im August 2005 sind die Kupfergehalte mit Werten von 148 mg/kg bis 208 mg/kg in drei Proben und die Gehalte für Nickel mit 138 mg/kg und 181 mg/kg in zwei der Proben besonders hoch. Doch auch wenn diese Werte nicht bei der Mittelwertbildung berücksichtigt werden, liegt die mittlere Belastung mit Kupfer und Nickel im August 2005 bei 87 mg/kg bzw. bei 61 mg/kg, die im Vergleich zu den Werten aus dem Jahr 2002 um ca. 30 % höher sind.

Bei den meisten organischen Schadstoffen dagegen lag die mittlere Belastung im August 2005 ähnlich oder geringer als im Juli 2002. Nur die Gehalte der PAK sind im Jahr 2005 um ca. 30 % höher als im Jahr 2002. Für TBT wurden im Jahr 2005 etwa um den Faktor 3 geringere Gehalte sowie für p,p'-DDT und p,p'-DDE um etwa den Faktor 2 geringere Werte nachgewiesen. Es ist nicht auszuschließen, dass diese Unterschiede analytisch bedingt sind, zumal die Untersuchungen in zwei verschiedenen Labors durchgeführt wurden.

Schwebstoffe bei Wedel

Von 1997 bis 2001 wurde an der Dauermessstelle Wedel ein Rückgang der Schwermetallgehalte in der Feinkornfraktion < 20 µm beobachtet. Die Gehalte von Kupfer, Quecksilber, Cadmium und Zink nehmen am stärksten ab. Der hohe Jahresmittelwert 2002 ist wahrscheinlich auf das Hochwasser im Herbst 2002 zurückzuführen.

Tabelle 5-5: Schadstoffgehalte in Sedimenten des Baggerbereiches Wedel und in schwebstoffbürtingen Sedimenten der Dauermessstelle Wedel

Probenahmebereich		Baggerbereich	Baggerbereich	Dauermessstation Wedel				
		Wedeler Au	Wedel/Wedeler Au	2002	2003	2004	2005	2006
Zeitraum	km	2002	2005	2002	2003	2004	2005	2006
Elbe-km	km	643	642,2 - 644,4	642				
TOC	Gew.-%	2,6	1,7					
Anteil <20 µm	Gew.-%	38	21	37	37	55	47	49
Anteil <63 µm	Gew.-%	65	42	88	85	90	72	83
Schwermetalle								
As	mg/kg	33	33	40	35	39	33	36
Pb	mg/kg	83	81	93	74	85	82	100
Cd	mg/kg	2,3	2,1	3,5	2,0	2,0	2,4	2,2
Cr	mg/kg	91	83	-	67	75	74	75
Cu	mg/kg	60	112	102	66	71	80	111
Ni	mg/kg	43	81	55	49	53	55	56
Hg	mg/kg	1,3	1,6	2,3	1,4	1,5	1,4	1,6
Zn	mg/kg	505	556	826	562	608	895	1222
Polychlorierte Biphenyle								
7 PCB	µg/kg	46	32	39	32	30	31	29
Hexachlorcyclohexane								
α-HCH	µg/kg	1,6	2,0	2,0	2,8	1,8	1,5	1,4
γ-HCH	µg/kg	0,6	0,2	3,3	0,7	0,5	0,5	0,5
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg	6,3	3,3	3,1	4,0	2,9	6,0	4,6
Hexachlorbenzol	µg/kg	33	16	33	22	13	17	16
DDT und analoge Verbindungen								
p,p-DDE	µg/kg	8,1	4,9	8,4	6,5	5,6	8,1	7,4
p,p-DDD	µg/kg	24	23	24	21	19	23	21
p,p-DDT	µg/kg	10	5,5	7	10	11	9	8
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe								
Σ 6 PAK	mg/kg	1,3	2,0	1,6	2,8	1,9	1,7	1,7
Σ 13 PAK	mg/kg	2,5	4,1	3,5	5,4	3,8	3,5	3,2
Kohlenwasserstoffe	mg/kg	488	363	-	-	160	341	380
Zinnorganische Verbindungen								
TBT in <2mm	µg/kg	158	34	169	124	154	134	109
TBT in <20µm	µg/kg	415	165	483	341	324	301	213

Von 2002 bis zum Jahr 2006 entwickeln sich die Gehalte in der Feinkornfraktion < 20 µm z. T. unterschiedlich (Tabelle 5-5, Abbildung 5-15). Während die Gehalte von Arsen, Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber auf einem ähnlichen Niveau bleiben deutet sich bei Blei eine leichte Zunahme an. Die Kupfer- und Zinkgehalte an der Dauermessstelle sind in den Jahren 2005 und 2006 dagegen wie in den Proben aus dem Baggerbereich Wedel aus dem Jahr 2005 deutlich höher als in den Vorjahren.

Möglicherweise sind diese erhöhten Werte auf den Austausch einer Schlackensteinschüttung zwischen August 2005 und Mai 2006 im Bereich Wedel zurückzuführen. Die eingesetzten Schlackensteine der Norddeutschen Affinerie haben einen hohen Feststoffgehalt an Zink und Kupfer. Diese beiden Elemente werden zudem am stärksten eluiert (Bertsch et al. 2002).

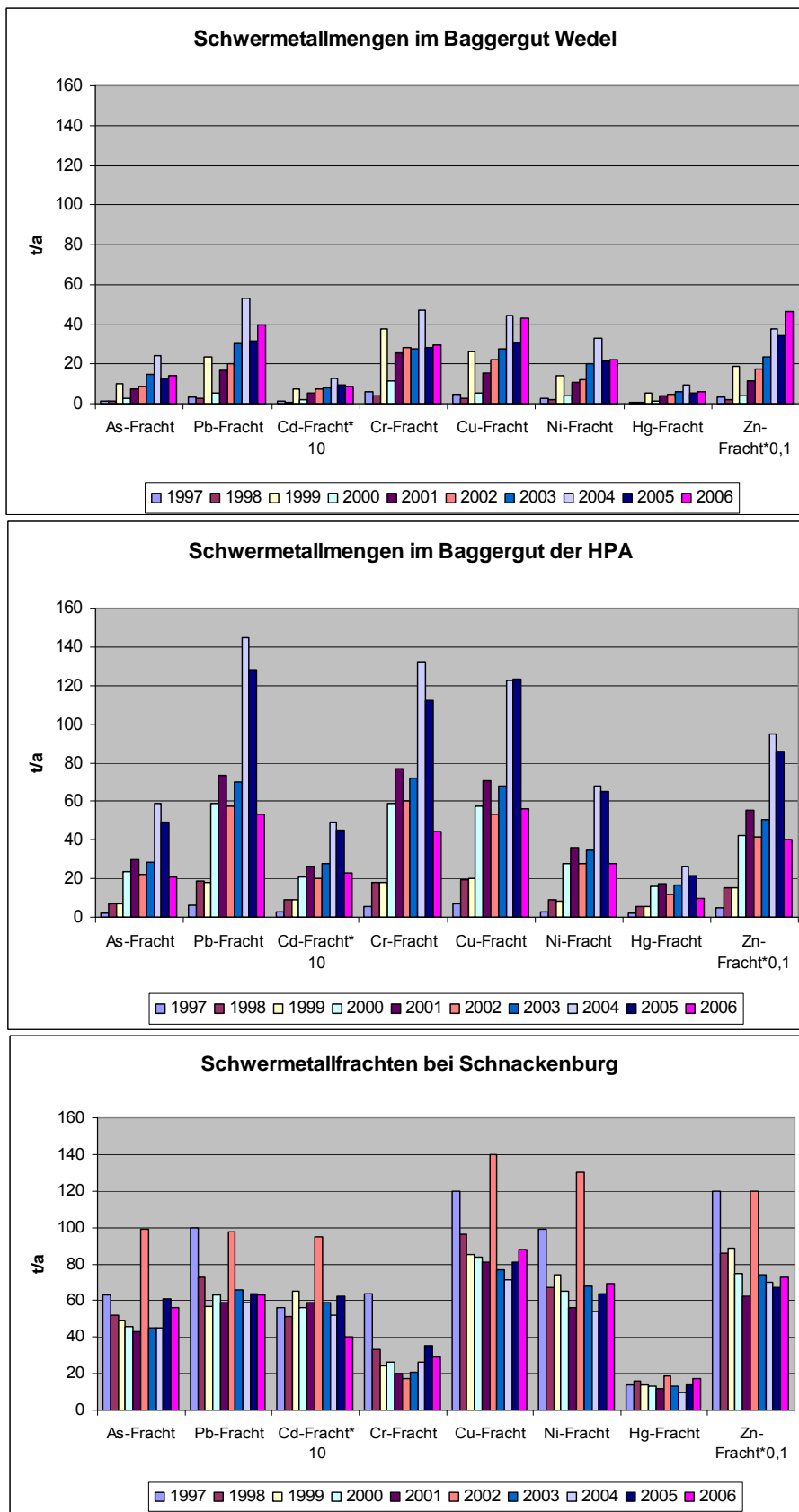


Abbildung 5-15: Schwermetallmengen bei Schnackenburg sowie im Baggergut aus den Bereichen Wedel und Hamburger Hafen, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte, BfG.

Die Gehalte der organischen Schadstoffe sowie des TBT bleiben an der Dauermessstelle Wedel von 2002 bis 2006 weitgehend ähnlich (Tabelle 5-1). Der hohe Gehalt von Lindan (γ -HCH) im Jahr 2002 kann durch die hohe Messunsicherheit bei der Analyse der Hexachlorcyclohexane auf dem vorhandenen geringen Konzentrationsniveau bedingt sein. Die Abnahme der TBT-Gehalte von 2002 zu 2006 mit ca. 55 % liegt auf gleichem Niveau wie die angetroffene Abnahme im Baggergut.

Auch für die Belastung des Baggergutes ist von einer ähnlichen Entwicklung wie in den schwebstoffbürtigen Sedimenten bei Wedel auszugehen.

Klassifizierung der Schadstoffbelastung im Baggergut bei Wedel

Nach der Klassifizierung der Schadstoffbelastung gemäß dem URE-Schema (Kapitel 5.1) ist die Belastung des Baggerbereiches im Jahr 2005 mit Blei und Chrom als gering anzusehen, für Zink als hoch und für die übrigen Schwermetalle als mittel. Die Einstufung der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffproben bei Wedel ist mit Ausnahme des Zink ähnlich. Die Zinkgehalte in 2005 und 2006 fallen in die Kategorie ‚hoch bis sehr hoch‘ (Stufe 1) belastet.

Die Gehalte der chlororganischen Stoffe im Baggerbereich Wedel entsprechen im Jahr 2005 der Stufe 2 und sind damit gegenüber der Hintergrundbelastung deutlich erhöht. Die Belastung der Schwebstoffe bei Wedel fallen für HCB und p,p’DDT sogar in die Stufe 1, entsprechend einer hohen bis sehr hohen Belastung. Auch die Belastung mit TBT ist als hoch bis sehr hoch einzustufen, während die Kohlenwasserstoffgehalte und die Gehalte der PAK der Stufe 3 (mittlere Belastung) entsprechen.

Schwermetallfrachten im Baggergut aus dem Bereich Wedel

Die maximalen Schadstoffmengen, die mit dem Wedeler Baggergut bewegt werden, haben aufgrund der gestiegenen Baggermengen insbesondere für Blei, Kupfer, Nickel und Zink seit 2001 deutlich zugenommen (Abbildung 5-10). Die hohen Frachten in 1999 sind auf die Ausbaubaggermengen zurückzuführen. Die tatsächlich dem System zur Verfügung stehenden Schadstoffmengen sind aber wahrscheinlich deutlich geringer, da eine intensive Kreislaufbaggerung angenommen wird (Kapitel 5.1). Die mit dem Baggergut der HPA bewegten Schadstoffmengen (HPA 1998 bis HPA 2007) sind in der Regel deutlich höher als die im Wedeler Baggergut.

Bei Schnackenburg waren die Frachten der meisten Schwermetalle, die mit dem Oberwasser in den Tidebereich gelangten, bis 2000/2002 deutlich höher als die Schwermetallmengen, die mit dem Hamburger Baggergut bei Neßsand umgelagert wurden. Auch bei Berücksichtigung der mit einem Teil des Baggergutes an Land verbrachten Frachten lagen die Schwermetallmengen im Baggergut der HPA bis zum Jahr 2000 wesentlich niedriger als die bei Schnackenburg ermittelten Frachten. Von 2000 bis 2004 stiegen die Mengen aller untersuchten Schwermetalle im Baggergut der HPA stark an. In den Jahren 2004 und 2005 überschritten die Mengen einiger Schwermetalle (Pb, Cu, Hg und Zn) im HPA-Baggergut schließlich die Frachten bei Schnackenburg deutlich, gingen aber in 2006 bei etwa gleichbleibenden Frachten in Schnackenburg wieder zurück.

Weder die zunehmenden Baggermengen noch die zunehmenden Schwermetallmengen, die mit dem Hamburger Baggergut bewegt werden, lassen sich durch verstärkte Einträge aus dem Oberlauf erklären. Die Schwermetallfrachten bei Schnackenburg stiegen seit 1997 mit

Ausnahme des Jahres 2002 mit einem ausgeprägten Hochwasser nicht. Die ermittelten Schwermetallmengen unterstützen daher die Annahme einer Kreislaufbaggerung im Hamburger Bereich.

Die zunehmenden Schwermetallmengen, die mit dem Wedeler Baggergut seit 2001 bewegt werden, können dagegen sowohl durch zusätzliche Einträge aus den Umlagerungen bei Neßsand als auch durch Rücktransport des umgelagerten Wedeler Baggergutes verursacht sein. Die trotz geringerer bei Neßsand umgelagerter Baggermengen in 2006 gleichbleibenden oder sogar ansteigenden Schwermetallmengen im Wedeler Baggergut unterstützen die Vermutung (Kapitel 5.1), dass auch ein Materialkreislauf zwischen Wedeler Baggergut und den seewärts gelegenen Umlagerungsstellen besteht.

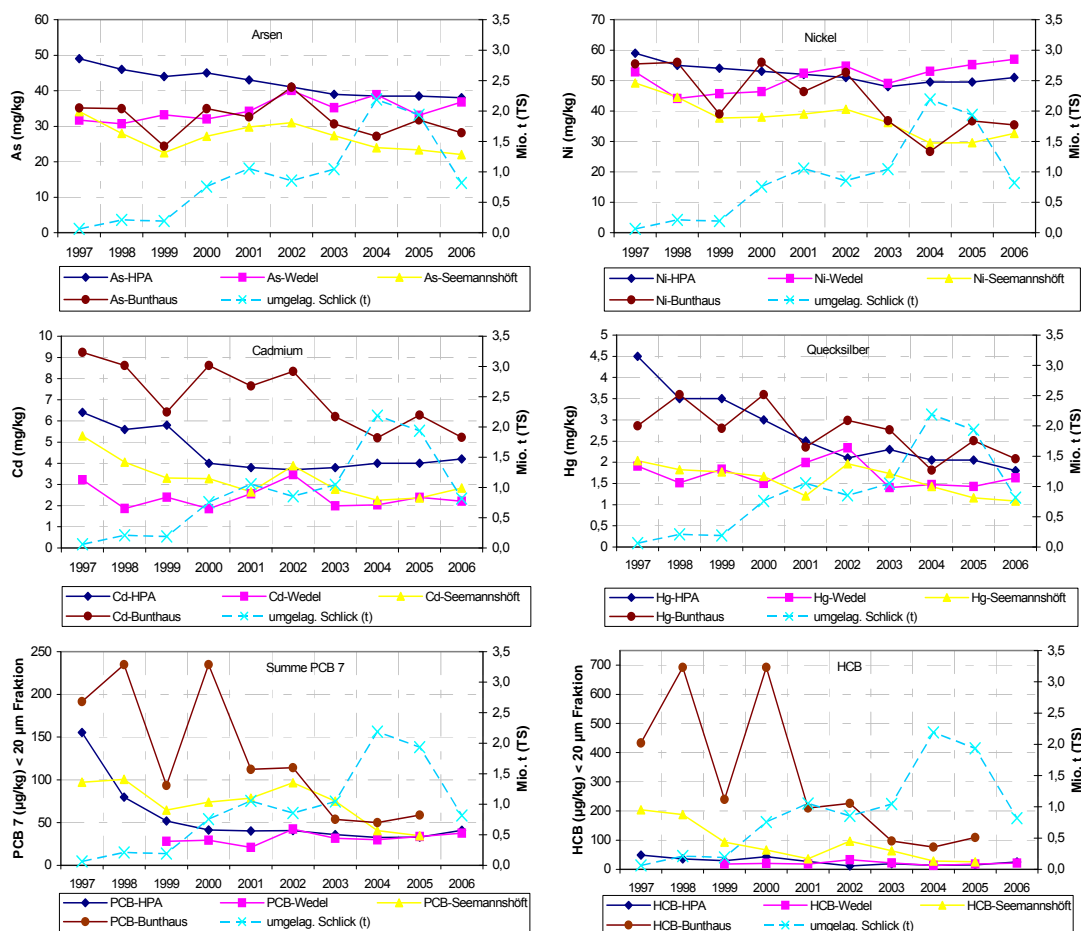


Abbildung 5-16 Schadstoffgehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten in der Tidelbe bis Wedel sowie bei Neßsand umgelagerte Baggermengen der HPA.

Vergleich der Schadstoffbelastungen im Bereich Wedel und in der stromauf gelegenen Tidelbe

Die Schadstoffgehalte im Bereich Wedel werden zum Einen durch den natürlichen Transport von Feststoffen aus dem stromauf von Wedel gelegenen Teil der Elbe beeinflusst, zum Anderen durch die Umlagerung von Baggergut der HPA auf die Umlagerungsstelle Neßsand, die nur wenige Kilometer stromauf von Wedel liegt.

Abbildung 5-16 zeigt neben den Schwermetallgehalten in der Feinkornfraktion < 20 µm bei Wedel auch die Ergebnisse der Dauermessstellen Bunthaus (km 609) und Seemannshöft (km 628) sowie die Schwermetallkonzentrationen in dem von der HPA bei Neßsand umgelagerten Baggergut (HPA 1998-2006).

Während die Gehalte der meisten Schadstoffe der Feinkornfraktion < 20 µm an den Stationen Seemannshöft und Bunthaus, aber auch in dem von der HPA bei Neßsand umgelagerten Baggergut von 1997 bis 2006 abnehmen, überwiegt an der Messstation Wedel eine Zunahme der Schadstoffgehalte oder sie bleiben auf einem Niveau. Bis zu den Jahren 2000/2001 lagen die Schadstoffgehalte an der Station Wedel niedriger als im Baggergut der HPA, das bei Neßsand umgelagert wird. Seither nähern sich die Gehalte zunehmend an und übersteigen schließlich im Jahr 2006 für Nickel die mittlere Belastung des Hafengebaggertes geringfügig. Wegen einer in den Jahren 2005 und 2006 möglichen Beeinflussung der Zink- und Kupfergehalte durch den Einbau neuer Schlackensteine werden diese Ergebnisse nicht berücksichtigt.

Die ebenfalls in Abbildung 5-16 dargestellten angestiegenen Schlickanteile des Baggergutes und die damit gestiegenen Schadstoffmengen, die bewegt werden, können einen Grund für diese Annäherung der Schadstoffgehalte von Wedel und dem Baggergut der HPA darstellen. Eine Beeinflussung der mittleren Schadstoffbelastungen bei Wedel durch die Umlagerung der großen Mengen Baggergut, die von der HPA bei Neßsand umgelagert werden, ist daher wahrscheinlich.

5.2.4 Ökotoxikologie

Wenn Baggermaßnahmen durchgeführt werden, kann es zu einer Remobilisierung von im Sediment vorhandenen toxischen Stoffen kommen. Zudem können bislang unbelastete oder nur gering belastete Bereiche durch Baggergutverbringung beeinträchtigt werden. Dies kann eine Schädigung der im Gewässer vorhandenen Biozönose zur Folge haben.

Um mögliche Gefährdungen bei der Umlagerung von Baggergut abzuwenden und um einer Verschlechterung der Ist-Situation entgegen zu wirken, erfolgt im Vorfeld einer Umlagerung eine Bewertung des Materials gemäß den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut (HABAB-WSV und HABAK-WSV). Für jede Baggermaßnahme ist dementsprechend neben chemischen Stoffkonzentrationsanalysen eine ökotoxikologische Gefährdungsabschätzung des Baggergutes vorzunehmen.

Weiterführende Untersuchungen, die über die akut toxische Wirkung hinaus Hinweise zu Bioakkumulations- und Imposensexeffekten geben, liegen für die Sedimente der Baggerbereiche nicht vor.

5.2.4.1 Richtlinien und Methoden

Die Untersuchung des Baggergutes im Bereich Wedel erfolgte gemäß der HABAB-WSV (Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland, BfG 2000) unter Berücksichtigung des BfG-Merkblatts „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“ (BfG 2001, 2006a).

Eine zusammenfassende Übersicht zu den Untersuchungsmethoden und zum Bewertungsschema findet sich in Kapitel 4.5.1.1 „Richtlinien und Methoden“ und Kapitel 4.5.1.2 „Bewertungsgrundlage“.

Untersuchungen zur Verbringung in den marinen Bereich

Um beantworten zu können, welches ökotoxikologische Gefährdungspotenzial vom Baggergut bei einer Verbringung in den marinen Bereich ausgeht, erfolgte eine parallele Untersuchung mit den Proben sowohl mit der limnischen als auch mit der marinen Testpalette. Die Untersuchung und Bewertung mit marinen Biotestmethoden erfolgte gemäß der HABAK-WSV (BfG 1999a).

Um den im marinen Milieu vorherrschenden Salinitätsbedingungen zu entsprechen und um den eingesetzten Testorganismen adäquate Testkonditionen zu bieten, wurde daher der Salzgehalt des limnischen Testgutes vor Elution der Sedimente und vor dem Einsatz des Porenwassers im Test angepasst. Das Porenwasser des limnischen Testgutes wurde hierbei mit NaCl aufgesalzen, und konnte anschließend mit der marinen Testpalette untersucht werden (PFITZNER & KREBS 2001). Die Elution erfolgte mit einem Eluens entsprechender Salinität in einem Massenverhältnis von einem Teil Trockengewicht zu drei Teilen Eluens. Vor der Elution wurde zu 100 g Elutionsgut 1,5 g NaCl hinzugefügt.

Bei der Durchführung des Amphipodentestes konnte die Aufsalzung des Testgutes entfallen, da der anteilige Gehalt des Porenwassers im Testgut gegenüber dem überstehenden salinen Testmedium sehr gering war. Überdies verfügt der Testorganismus als Wattbewohner über eine hohe Resistenz gegenüber Salinitätsschwankungen.

5.2.4.2 Ergebnisse und ökotoxikologische Bewertung

In Anlage 4.4-3 sind die Ergebnisse für die Sedimente der potentiellen Baggerstellen mit den limnischen Biotesten dargestellt. Zusätzlich zu den limnischen Untersuchungen wurde das Probenmaterial mit der marinen Testpalette untersucht, da eine Umlagerung auch in den marinen Bereich diskutiert wird (Anlage 4.4-3).

Im Jahr 2005 wurde eine Beprobung der potentiellen Baggerbereiche im oberen Abschnitt der Tideelbe durchgeführt. Die Korngrößenverteilungen der Proben lagen im selben Bereich wie in den vorhergehenden Untersuchungen. Mit dem Leuchtbakterien- und Daphnientest konnten bei allen Proben keine signifikanten Hemmwirkungen festgestellt werden. Jedoch wurden mit dem limnischen Grünalgentest pT-Werte von 1 bis 4 gemessen.

Für den Bereich Wedel (Stromkilometer 642,2 bis 643,5) ergibt sich in den Untersuchungen mit der limnischen Biotestpalette nach HABAK-WSV eine durchschnittliche Zuordnung zu den Toxizitätsklassen II und III.

Der Bereich Lühesand (Stromkilometer 651,05 bis 651,9) ist aufgrund der Testergebnisse größtenteils der Toxizitätsklasse II zuzuordnen.

Für die Proben des Bereiches Juelssand (Stromkilometer 652,16 bis 653,8) wurden in der Mehrzahl der Fälle keine signifikanten Toxizitäten festgestellt. Ausnahme war die Probe 050731, hier wies die Eluatuntersuchung mit dem Grünalgentest einen pT-Wert von 4 auf. Da es sich bei dem Testergebnis um ein Einzelfallereignis für diesen Bereich handelt, und die festgestellte Toxizität in der niedrigsten Verdünnungsstufe relativ gering war, wurde dieses

Algentestergebnis von der Gesamtbewertung ausgenommen. Ebenfalls kann eine Beeinflussung der Algentestergebnisse für die Porenwasseruntersuchungen durch hohe Ammonium-Stickstoffgehalte für die Proben 050731 und 050732 (Juelssand km 652,55 und km 652,95) nicht ausgeschlossen werden (Wahrendorf et al. 2006). Somit könnte der mit dem Grünalgentest ermittelte pT-Wert 1 durch die vorhandene Ammonium-Stickstoff-Konzentration verursacht worden sein. Der Bereich Juelssand wird demzufolge der Toxizitätsklasse 0 zugeordnet.

Die mit der marinen Testpalette untersuchten Sedimentproben zeigten gegenüber dem Leuchtbakterien- und Amphipodentest keine toxische Wirkung (Anlage 2.4-3). Beim marinen Algentest weisen die Ergebnisse ebenso wie der limnische Algentest auf vorhandene phytotoxische Schadstoffe in den untersuchten Sedimenten hin. Mit dem marinen Algentest ist jedoch kein Toxizitätsgradient im Elbelängsprofil über die untersuchten Bereiche Wedel, Lühesand und Juelssand festzustellen. Sollte das Sediment aus diesen Bereichen in den marinen Bereich umgelagert werden, so ist es hauptsächlich der Toxizitätsklasse II zuzuordnen.

Mit den vorhandenen Datensätzen sind Aussagen zu einer zeitlichen Entwicklung des Belastungspotenzials an den Baggerstellen nicht möglich, da hierzu regelmäßige Messungen erforderlich sind.

6 Relevante Aspekte und Zusammenhänge für ein Sedimentmanagementkonzept

In diesem Kapitel werden direkte und indirekte Wechselwirkungen zwischen Feststoffdynamik und Sedimentmanagement aufgezeigt. Eine wesentliche Basis hierfür liefert die Beschreibung des Ist-Zustandes der Tideelbe (Kapitel 4.5). Neben prinzipiellen Auswirkungen von Baggergutumlagerungen (Kapitel 2) werden vor allem Aspekte hervorgehoben, die Aussagen über die Auswirkungen der derzeitigen Umlagerungspraxis und Vorhersagen über Auswirkungen möglicher Umlagerungsalternativen erlauben.

Diese Synthese gliedert sich in drei Themenbereiche, die als zentrale Aspekte bei einem zukünftigen Sedimentmanagement berücksichtigt bzw. überprüft werden sollten.

Aufbauend auf Aussagen zur Morphodynamik werden die Beeinflussungen des Stoffhaushalts (Schadstoffe und Sauerstoff) sowie weiter abgeleitet Auswirkungen auf die Organismen (Ökotoxikologie und Fauna) der Tideelbe erörtert. Für einzelne Aspekte wird auch auf die Beeinflussung des Ist-Zustandes durch die erfolgten Fahrrinnenanpassungen eingegangen. Diese Ausbaumaßnahmen haben einen direkten und nachhaltigen Einfluss auf den morphologischen Zustand des Ästuars sowie die dynamischen Sedimenttransportprozesse. Daher muss eine Analyse der derzeitigen Umlagerungspraxis die „Randbedingung“ Ausbauzustand und seine Auswirkungen berücksichtigen (Kapitel 7.1, Bezugszustand), denn auch eine zukünftige Unterhaltung der Wasserstrasse wird von deren Ausbauzustand abhängig sein.

Im ersten Themenblock „Transport, Bilanzen, Frachten“ werden die Auswirkungen der bisherigen Verbringungspraxis auf den Transport der Schwebstoffe und Sedimente im Elbeästuar diskutiert. Wichtige Beiträge zu dieser Diskussion beruhen auf den Auswertungen zu den zeitlichen Variationen der Schadstoffverteilung im Längsverlauf der Tideelbe. Anschließend werden anhand der morphologischen Aussagen und der Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen Bereiche identifiziert, in denen „Deposition bzw. Erosion“ vorherrscht. Insbesondere strömungsberuhigte Seitenbereiche mit verstärkter Deposition haben einen großen Einfluss auf den ökologischen Zustand des Systems, und deren Beeinflussung durch Sedimentumlagerungen ist von daher als besonders sensibel anzusehen.

Als abschließender Aspekt wird die Beeinflussung des Schwebstoffhaushaltes („Trübung und Sauerstoff“) durch die bisherige Umlagerungspraxis betrachtet. Die eng verwandten Parameter Schwebstoffgehalt und Trübung spielen hierbei die zentrale Rolle, da damit nicht nur die Transporte des suspendierten Materials, sondern auch biologische Prozesse wie die Sauerstoffzehrung, die Lichtversorgung der Algen und das Nahrungsangebot für die Fauna angezeigt bzw. gesteuert werden.

Eine ausführliche Darstellung der Auswirkungen der derzeitigen Umlagerungspraxis und möglichen Alternativen des Sedimentmanagements auf die ökologisch relevanten abiotischen und biotischen Parameter erfolgt in Kapitel 7 (Bezugszustand, Szenarien), soweit dies im Rahmen der Szenarienbetrachtung und des derzeitigen Kenntnisstandes möglich ist.

6.1 Transport, Bilanzen, Frachten

Das Baggern und Umlagern von Sedimenten muss in Zusammenhang mit den in der Tideelbe „natürlicherweise“ stattfindenden Prozessen der Schweb- und Feststoffdynamik betrachtet werden. Diese „natürlichen“ Prozesse sind vice versa auch durch die Baggerungs- und Umlagerungspraxis sowie vom Ausbausezustand beeinflusst.

Oberwassereinfluss

Eine der wichtigsten Einflussgrößen auf die Schwebstoffverteilung, Transportprozesse und Sedimentation ist der Oberwasserabfluss aus der Mittel- und Unterelbe (Kapitel 4). Der Oberwasserabfluss steuert die Lage des Salzgehaltgradienten und darüber auch die Schwebstoffverteilung im Elbeästuar. Zudem werden mit dem Oberwasserabfluss Feststoffe eingetragen und so die Quantität und Qualität der Schwebstoffe und Sedimente beeinflusst. Über diese Wirkketten hat der Oberwasserabfluss ursächlichen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt und die Schadstoffverteilung sowie auf wesentliche Milieufaktoren für das Phytoplankton, das Makrozoobenthos und die Fische.

Die Schwebstoffverteilung in der Tideelbe weist im Übergangsbereich zwischen Süß- und Meerwasser, oberhalb des Bereiches, wo der steilste Salzgradient auftritt, eine ästuartypische Trübungszone auf. Dieser Bereich umfasst ca. 50 km und erstreckt sich meist zwischen km 660 und km 710. Während die Schwebstoffgehalte im Trübungsmaximum bei länger anhaltendem niedrigem Oberwasser oberflächennah bis zu 300 mg/l betragen können, besteht seewärts der Trübungszone ein abnehmender Gradient, der bei km 757 bis auf mittlere Werte unter 20 mg/l abfällt. Oberhalb der Trübungszone liegen die mittleren oberflächennahen Schwebstoffkonzentrationen zwischen 20 mg/l und 50 mg/l. Somit ist der Schwebstoffpool, d. h. die Menge an Material, welches für morphodynamische Prozesse zur Verfügung steht, im Bereich der Trübungszone sehr viel größer als im restlichen Ästuar.

Die Trübungszone der Elbe kann zwei bzw. drei deutliche Spitzen aufweisen, deren Positionen sich bei variierendem Oberwasserabfluss kaum verändern. Aus der Literatur geht hervor, dass die Trübungszone sich in Abhängigkeit des Oberwassers zwar nur wenig verlagert, das Schwebstoffinventar sich jedoch deutlich verändert. Während längerer Phasen mit niedrigem Abfluss kommt es zu einer Akkumulation von Schwebstoffen in der Trübungszone. Aufgrund von dichteinduzierten sohnahen stromaufgerichteten Strömungen findet ein stromaufgerichteter Transport der Schwebstoffe statt, während gleichzeitig der Stoffaustrag in die Nordsee minimal ist. Demgegenüber führen Hochwasserereignisse zu einem resultierenden seewärtigen Feststofftransport im Bereich der Trübungszone, Material wird aus diesem Bereich ausgetragen, und das Schwebstoffinventar nimmt ab (Kapitel 4.2.1.4, 4.2.2.1).

Transportprozesse

Für ein Sedimentmanagementkonzept im Elbeästuar ist das Wissen über die ablaufenden Sedimenttransportprozesse von grundlegender Bedeutung. Diese Transportprozesse „liefern“ und „sortieren“ den Schwebstoff und das Sediment und steuern so Menge, Zusammensetzung und Qualität des Baggergutes. Eine Entnahme von Sediment (Baggergut) kann - meist nur kurzfristig - die Morphologie eines Gewässerabschnittes verändern und somit die Randbedingungen für Transportprozesse beeinflussen. Das Umlagern von Sedimenten in andere

Gewässerabschnitte verändert ebenfalls die Gewässermorphologie und die dort ablaufenden Transportprozesse, da es durch den Eintrag zu einer Erhöhung der Sediment- und Schwebstoffverfügbarkeit kommt.

Der größte Anteil des aus dem Binnenland eingetragenen Materials sedimentiert bei niedrigem und mittlerem Oberwasserabfluss im Bereich des Hamburger Hafens, der sowohl für fluviales als auch für marines Material eine Sedimentsenke darstellt. Bei hoher Oberwasserführung wird fluviales Material auch über den Hamburger Hafen hinaus stromab in das Ästuar transportiert und vermischt sich mit marinem Material.

Bezüglich der residuellen Transportrichtungen des Materials in der Tideelbe und der Dauer, die Schwebstoffe einer Korngrößenfraktion benötigen, um einen bestimmten Weg zurückzulegen, sind in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben zu finden. Dies resultiert unter anderem aus den verschiedenen Rahmenbedingungen, bei denen die zitierten Untersuchungen stattgefunden haben. Bei verschiedenen hydrologischen Zuständen können sich völlig verschiedene Transportcharakteristika ergeben. Des Weiteren ist auch die betrachtete Kornfraktion ausschlaggebend, denn durch ihre unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten können verschiedene Schwebstoffe ein gänzlich anderes Transportverhalten aufweisen.

6.1.1 Relevante Aspekte zum Sedimenttransport

- > Resultierender Stromauftransport aller Fraktionen in den Flachwasserbereichen, auch die Pagensander Nebanelbe sowie die Haseldorfer Binnenelbe sind im Bezug auf den Nettoschwebstofftransport flutstromdominant.
- > Auch der hohe Anteil von marinem Material sowohl im Schwebstoff als auch im Sediment (z. B. 70 % im Mühlenberger Loch) deutet auf einen intensiven Stromauftransport hin.
- > Analysen der Baggermengen im Bereich Wedel, des anstehenden Sohlmaterials sowie der Trübung an den Stationen Blankenese und Seemannshöft deuten vor allem in Zeiträumen mit niedrigem Oberwasserabfluss, insbesondere in Springphasen, auf einen resultierend stromaufwärtigen Transport von Schwebstoffen hin. Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Sedimentationsbedingungen in diesem Bereich nach 1999 verändert haben, da sowohl im Schwebstoff als auch im Sohl sediment eine Zunahme des Anteils der gröberen Kornfraktionen beobachtet werden konnte.
- > Zum Transport von Feinstmaterial der Ton- und Feinschlufffraktion in der tiefen Rinne existieren in der Literatur unterschiedliche Auffassungen:
 - Verhält sich wie ein gelöster Stoff und wird deshalb resultierend stromab transportiert,
 - Wird tendenziell eher resultierend stromauf transportiert,
 - Verhält sich in der Fahrinne tendenziell ebbestromdominant, kann jedoch den Bereich km 650 bis km 655 schlecht passieren, da dort eine Flutstromdominanz auftritt,
 - Kann die Trübungszone nicht passieren und sorgt dort für Materialakkumulation,
 - Es gibt keinen „Point of no return“, die Tideelbe gliedert sich in Konvergenz- und Divergenzbereiche.

- > Fein- und Mittelsande weisen im oberen Bereich der Tideelbe stromauf von km 650 auch in der tiefen Rinne eine deutliche Flutstromdominanz auf. Während im Rahmen dieser Studie keine Aussagen zum resultierenden Transport der größeren Sedimentfraktionen im Bereich der Trübungszone berücksichtigt wurden, konnte anhand verschiedener Untersuchungen eine deutliche Ebbestromdominanz sowie ein resultierend stromab gerichteter Transport dieser Fraktionen in der tiefen Rinne seewwärts von km 700 gezeigt werden.

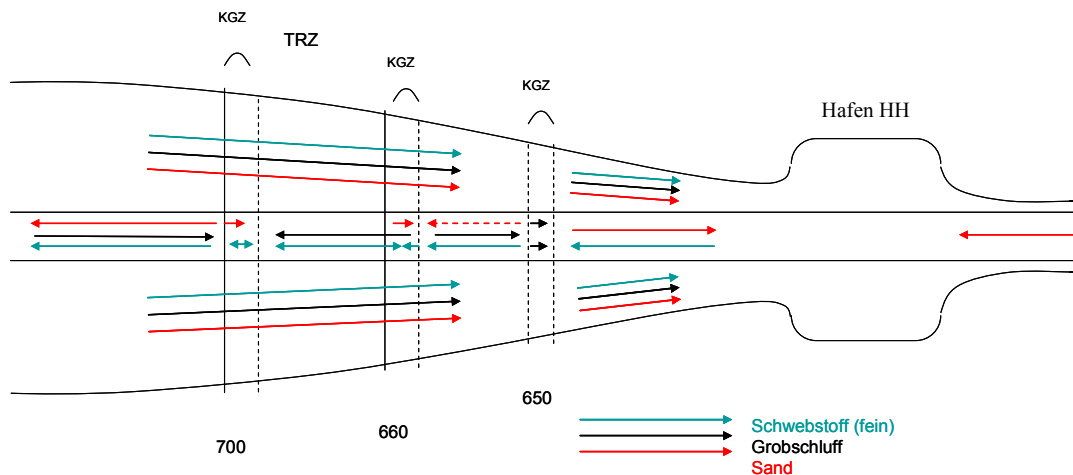


Abbildung 6-1: Schematische Darstellung der resultierenden Transportrichtungen in der Tideelbe in Abhängigkeit der Korngröße und der Position im Gewässer bei mittlerem Oberwasserabfluss (TRZ = Trübungszone, KGZ = Konvergenzzone)

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die resultierende Transportrichtung (der Nettotransport in einem bestimmten Zeitraum) veränderlich und abhängig von folgenden Einflussfaktoren ist: Oberwasserabfluss, Schwebstoffdargebot, vertikale Schichtung, Korngröße, Spring-/Nipp-Zyklus sowie dem Einfluss der Obertiden.

Die hohen Anteile mariner Herkunft sowohl im Schwebstoff als auch im Sediment der Tideelbe deuten auf einen intensiven stromauf Transport von Material hin. Die Ergebnisse der von der BAW durchgeführten numerischen Modellierungen sowie unterschiedliche Literaturquellen (Kapitel 4.2.3) bestätigen die Vermutung, dass in den flachen Seitenbereichen nahezu über die gesamte Länge des Ästuars Material resultierend stromauf transportiert wird. Oberhalb der Trübungszone (in Richtung Hamburg) wird vor allem größerer Schwebstoff (Mittel- und Grobschluff) mit höheren Sinkgeschwindigkeiten auch in der Fahrinne resultierend stromauf transportiert.

Sehr feiner Schwebstoff verhält sich nach Meinung einiger Autoren aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit ähnlich wie ein gelöster Stoff und wird somit resultierend seewwärts verdriftet. In anderen Quellen wird die Vermutung geäußert, dass dieses feinste Material, anders als Wasser, die Trübungszone kaum passieren kann und somit dort zur Akkumulation von Material beiträgt.

Mit den Transportprozessen eng verknüpft ist die Frage nach der Herkunft des transportierten Materials. Die Kenntnis der „Materialquelle“ und Transportpfade muss in einem nachhaltigen Sedimentmanagementkonzept berücksichtigt werden.

Der größte Teil der untersuchten Schwebstoffe und Sohlimente im Flussschlauch der Tideelbe sind marinen Ursprungs. Anhand verschiedener Aussagen in der Literatur wird der Anteil marinen Materials seewärts von km 629 (Seemannshöft) mit etwa 70 % bis 80 % angegeben, wobei dieser Wert in Abhängigkeit verschiedener hydrologischer und anthropogener Randbedingungen variiert. Wichtige Hinweise zum Eintrag von marinen Feststoffen in das Elbeästuar lassen sich aus der Dynamik der feststoffgebundenen Schadstoffe ableiten.

6.1.2 Bilanzen

Die Kenntnis der residuellen Schwebstofftransporte (also des Nettotransportes während einer Ebb- und Flutphase) ist entscheidend für die Abschätzung der Verdriftung von Baggergut. Aufgrund der vielfältigen Randbedingungen und Prozesse, die den Nettotransport der verschiedenen Korngrößenfraktionen beeinflussen, sind Schwebstoffbilanzen für verschiedene Gewässerabschnitte auf der Basis von Schwebstoffmessungen kaum möglich. Somit sind auch Abschätzungen der Verdriftung von umlagertem Baggergut auf der Basis von Schwebstoffmessungen nicht möglich, da diese im Vergleich zum natürlichen Hintergrund messtechnisch kaum erfassbar sind.

Schwermetalle als Tracer können anhand der unterschiedlichen Belastung von Material verschiedener Herkunft einen wichtigen Hinweis auf Transportrichtungen und ggf. auch auf transportierte Mengen geben.

Zunahme der marinen Anteile im Feststoff

Wegen der deutlichen Abnahme der Konzentrationen partikulär gebundener Schwermetalle entlang des Ästuars von einem hohen, fluvial beeinflussten Niveau oberhalb Hamburgs auf relativ niedrige, marin beeinflusste Werte stromab von Brunsbüttel können Schwermetalle als Tracer für den Transport feinkörniger Feststoffe genutzt werden (Westrich und Förstner 2007). Die Konzentrationsvariationen der Schadstoffe (Tracerelemente) in der Feinkornfraktion der Schwebstoffe $< 20 \mu\text{m}$ ist für alle Messstellen seewärts von Hamburg ähnlich. Sie werden beispielhaft für die Messstellen Wedel und Seemannshöft für das Element Cd in der Abbildung 6-2 dargestellt: Regelmäßig werden bei hohen Oberwasserabflüssen an diesen Messstellen hohe Schwermetallgehalte im Schwebstoff gemessen, was bedeutet, dass der marine Anteil im Schwebstoff gering ist. Umgekehrt werden bei niedrigen Abflüssen vergleichsweise geringere Schwermetallgehalte gefunden, d. h. der marine Anteil ist hoch. In der Regel gilt, dass der Schwankungsbereich der Schwermetallkonzentrationen seewärts immer geringer wird.

Unter Berücksichtigung der Schwermetallgehalte der fluvialen Schwebstoffe bei Geesthacht sowie der marinen Schwebstoffe aus dem Nordseeküstenbereich (Koopmann et al. 1993, BSH 2007) kann aus den an verschiedenen Messstellen im Elbeästuar gemessenen aktuellen Schwermetalldaten im Elbeästuar das jeweilige Mischungsverhältnis mariner zu fluvialen Anteilen im Schwebstoff abgeschätzt werden.

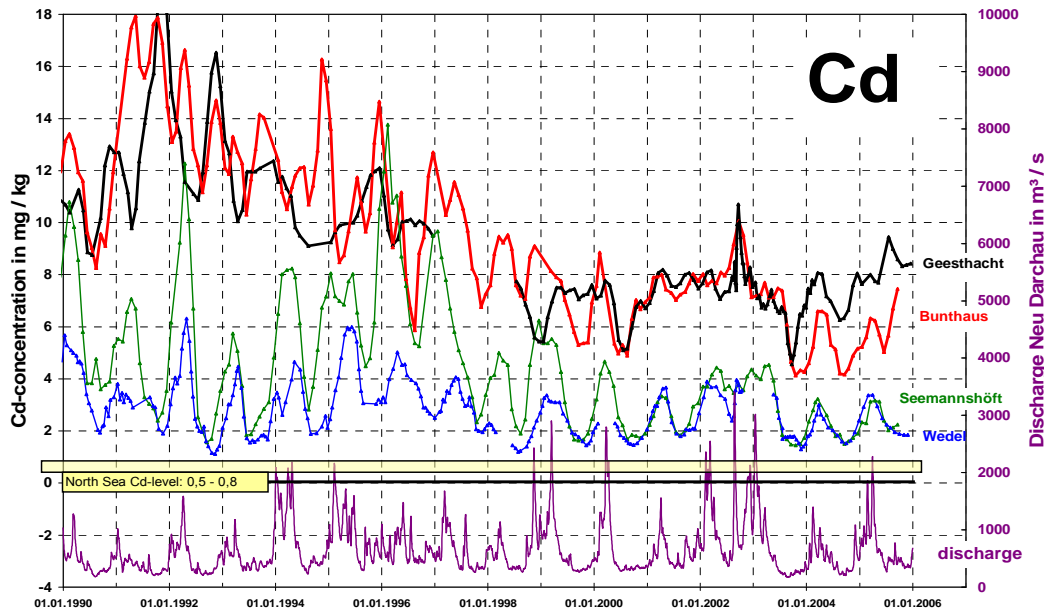


Abbildung 6-2: Cd-Konzentration in Feststoffen der Messstellen Geesthacht, Bunthaus, Seemannshöft und Wedel (Fraktion < 20 µm; gleitender Mittelwert über jeweils drei Werte) und Oberwasserabfluss bei Neu Darchau, Daten ARGE ELBE, DGJ und BfG.

Seemannshöft/Wedel

Bis 1999/2000 waren die Variationen der Tracerelemente Cd, Zn, Cu und Pb bei Seemannshöft regelmäßig größer als die der weiter flussabwärts liegenden Station Wedel. Die Konzentrationsminima bei niedrigen Oberwasserflüssen lagen für beide Messstationen auf einem gleich niedrigen Niveau, entsprechend einem marinen Feststoffanteil von ca. 70 % bis 90 %. Bei hoher Oberwasserführung waren die Konzentrationsmaxima bei Seemannshöft dagegen meist wesentlich höher als bei Wedel und die marinen Feststoffanteile wurden auf ca. 20 % bis 40 % bei Seemannshöft und ca. 40 % bis 60 % bei Wedel geschätzt.

Nach 1999/2000 änderte sich die Situation grundsätzlich: Die Schwermetallgehalte bei Seemannshöft sind deutlich zurückgegangen und liegen seither sowohl bei niedrigen als auch bei hohen Oberwasserabflüssen auf ähnlichem Niveau (Cd) oder sogar niedriger (Zn, Cu, Pb) als die entsprechenden Werte bei Wedel. In 2005 und 2006 sind allerdings die Konzentrationen vor allem von Zn und in geringerem Maß auch für Kupfer und Blei bei Wedel erheblich angestiegen, evtl. bedingt durch den Einbau einer neuen Schlackenschüttung bei Wedel in diesen Jahren. Die Ergebnisse für diese Elemente an der Messstelle Wedel eignen sich zumindest für diesen Zeitraum daher nicht als Tracer für den Feststofftransport.

Der Rückgang der Schwermetallkonzentrationen bei Seemannshöft bei ähnlichem Eintrag über das Wehr Geesthacht lässt sich nur durch eine Zunahme der marinen Feststoffanteile bei Seemannshöft erklären. Auch die Cd-Gehalte bei Wedel und Bützfleth sind zurückgegangen, allerdings in geringerem Maß. Die nunmehr ähnlich hohen Cd-Gehalte bei Wedel, Bützfleth und Seemannshöft lassen sich evtl. durch die Umlagerung von seit dem Jahr 2000 stark angestiegenen Mengen Hamburger Baggergutes nur wenige km oberhalb der Messstelle Wedel erklären (Kapitel 5.2.3).

Die Entwicklung der Schadstoffgehalte unterstützt die Annahme, dass die starke Zunahme der Unterhaltungsbaggermengen im Hamburger Hafen nach der letzten Fahrwasservertiefung nicht nur durch den verstärkten flussaufwärts gerichteten Eintrieb von Feststoffen mit höheren marinen Anteilen erklärt werden kann, sondern zusätzlich der Flussabwärtstransport des oberhalb von Wedel regelmäßig umgelagerten Baggergutes der HPA erschwert ist (Konvergenzzone bei km 660, Abbildung 6-1).

Die Belastung der Feinkornfraktionen des Baggergutes der HPA, das umgelagert wird, hat in den letzten Jahren abgenommen, wobei die Abnahme seit 2000 geringer als in den 1990er Jahren ausfällt (Kapitel 5.2.3). Da die jährlich über das Tidewehr eingetragenen Schadstofffrachten seit dem Jahr 2000 relativ konstant geblieben sind, kann diese Verringerung der Konzentrationen durch eine Zumischung von stärker marin geprägten Sedimenten von Unterstrom hervorgerufen worden sein.

Bunthaus/Geesthacht

Vor 1999 waren die mittleren Konzentrationswerte im Schwebstoff bei Bunthaus für alle Tracerelemente vergleichbar mit denjenigen bei Geesthacht, d. h. sie lagen auf fluvialen Niveau. Seit 1999 liegen die Konzentrationen bei Bunthaus jedoch für Zn, Cu und Pb und seit Mitte 2003 auch für Cd ständig deutlich unterhalb der entsprechenden Konzentrationswerte an der Messstelle Geesthacht. Diese Beobachtung kann damit erklärt werden, dass gering mit Schwermetallen belastete Schwebstoffe marinen Ursprunges nunmehr auch durch den Hamburger Hafen weiter flussauf bis zur Messstelle Bunthaus transportiert werden können, und zwar bei allen Oberwasserabflüssen.

Aus dem Vergleich der Schwermetallgehalte bei Bunthaus und Geesthacht kann ein mariner Feststoffanteil von bis zu 50 % in den bei Bunthaus gewonnenen Schwebstoffen abgeschätzt werden. Die Flutstromgrenze (der Gewässerbereich, in dem bei Flut der Wasserkörper sich gerade noch kurzzeitig und geringfügig flussaufwärts bewegt) liegt für niedrige Abflüsse etwa bei km 593, d. h. 16 km oberhalb von Bunthaus. Bis in diesen Gewässerbereich ist theoretisch ein Flussaufwärtstransport feiner Feststoffe denkbar.

Offensichtlich hat sich die Mischungskurve für marine und fluviale Feststoffe durch die ausbaubedingte Änderung der Hydrodynamik deutlich nach oben verschoben (Abbildung 6-3). Die Lage des größten Schwermetallgradienten (in Längsrichtung), und damit auch der Bereich der stärksten Änderung des Mischungsverhältnisses mariner zu fluvialer Feststoffe, ist vom Oberwasserabfluss abhängig.

Die in Abbildung 6-3 dargestellte schematische Mischungskurve wandert mit wachsendem Oberwasserabfluss flussabwärts und umgekehrt. Zudem hat sich Mischungskurve seit der letzten Fahrwasservertiefung in 1999/2000 signifikant (ca. 10 km bis 15 km) flussaufwärts verlagert, somit wurde der Einfluss mariner Feststoffe in Richtung des inneren Ästuars stärker.

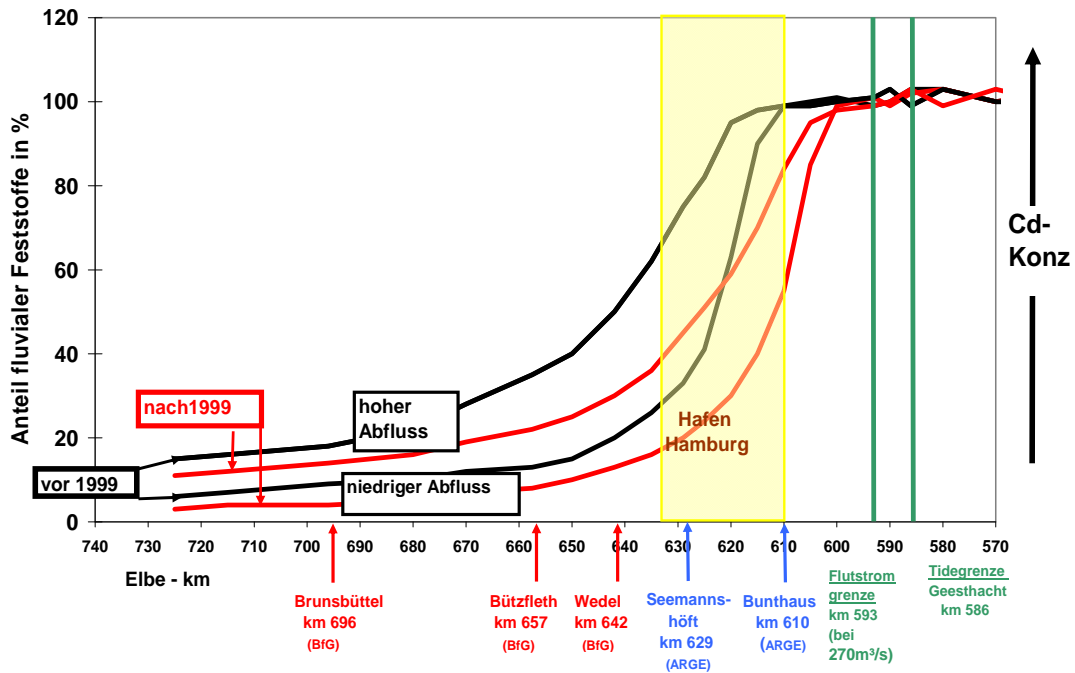


Abbildung 6-3: Qualitatives und schematisches Modell zur Vermischung mariner und fluvialer Schwebstoffe in der Tideelbe

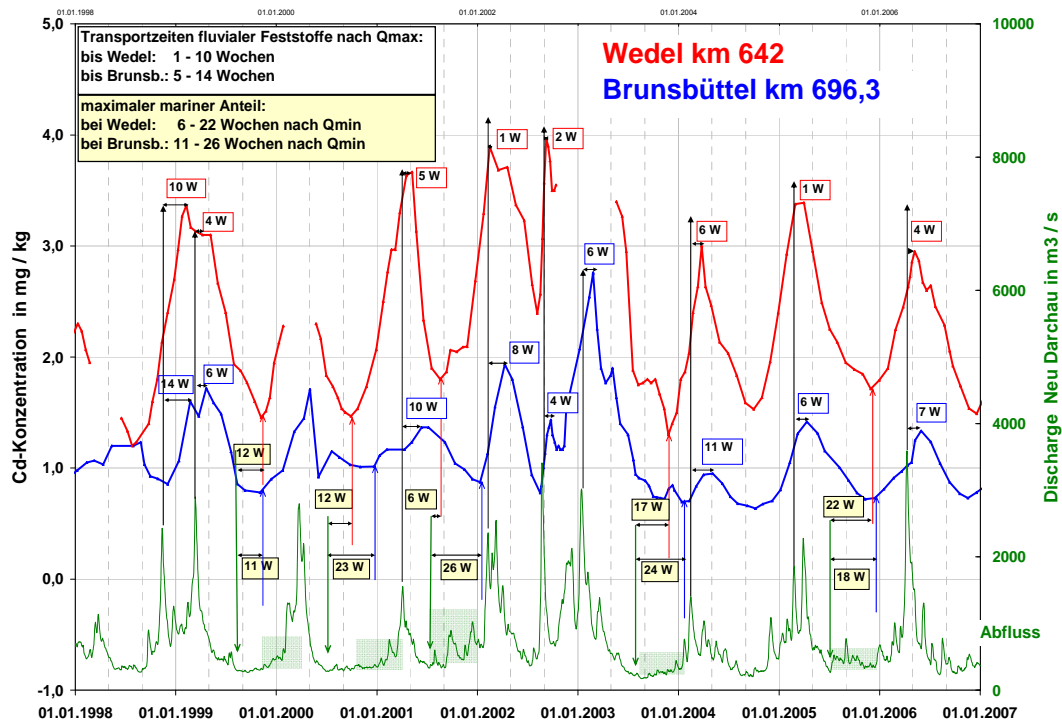


Abbildung 6-4: Cd- Konzentration in Feststoffen der Messstellen Wedel und Brunsbüttel (Fraktion < 20 µm; gleitender Mittelwert über jeweils drei Werte) und Oberwasserabfluss bei Neu Darchau, Daten DGJ und BfG.

Transportzeiten feinkörniger Feststoffe

In Abbildung 6-4 ist der Konzentrationsverlauf für Cd für die beiden Messstellen Wedel und Brunsbüttel dargestellt. Vergleicht man den zeitlichen Verlauf der Cd-Konzentrationen beider Messstellen mit der ebenfalls dargestellten Abflussganglinie, so fällt auf, dass die Cd-Konzentrationen mit ansteigendem Abfluss an beiden Messstellen praktisch ohne messbare Verzögerung ebenfalls ansteigen. Die fluvial geprägten feinkörnigen Feststoffe beginnen offensichtlich ohne Verzögerung flussabwärts zu wandern. Diese Verschiebung kann zu einem teilweisen Materialaustrag in die Nordsee führen.

Das Maximum der Cd-Konzentration wird deutlich später als das Maximum des Abflusses erreicht: Bei Brunsbüttel beträgt diese Verzögerung meist 5 bis 14 Wochen, nach dem Extremhochwasser im August 2002 vier Wochen. Bei Wedel ist diese zeitliche Verschiebung deutlich geringer: 1 bis 10 Wochen bzw. 1 bis 2 Wochen für das extreme Hochwasser. Diese genannten Zeiträume werden als Transportzeiten für fluviale Feststoffe von der Tidegrenze bei Geesthacht bis zu den Messstellen Wedel bzw. Brunsbüttel interpretiert.

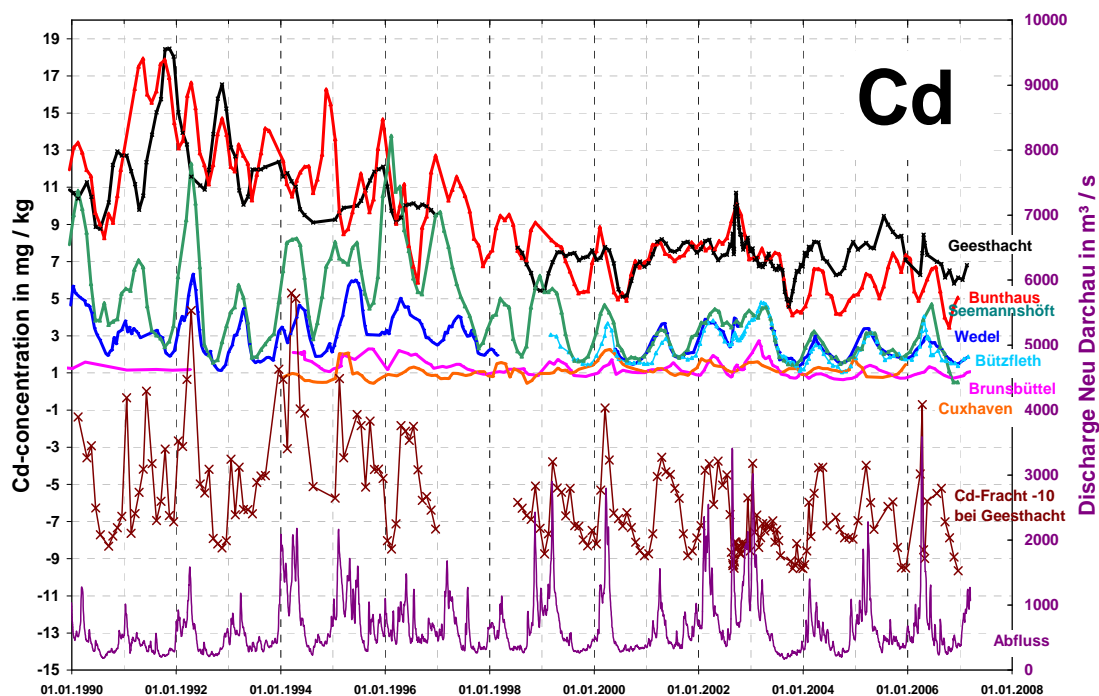


Abbildung 6-5: Einfluss des Schadstoffeintrags des Oberwasserabflusses auf die Schadstoffgehalte, Daten ARGE ELBE, DGJ und BfG.

Nachdem die Oberwasserabflüsse wieder auf mittlere und kleine Werte gesunken sind, verharren die Cd-Konzentrationen in Wedel und Brunsbüttel noch einige Wochen lang auf erhöhtem Niveau. Offensichtlich verläuft die nunmehr einsetzende Akkumulation mariner Feststoffe, die aus dem äußeren Ästuarbereich bzw. der Nordsee eingetrieben werden, nur sehr langsam: das Cd-Konzentrationsminimum (bzw. das Maximum des marinen Feststoffanteils) bei Brunsbüttel tritt erst ca. 11 bis 25 Wochen nach Erreichen des Abflussminimums auf. Bei Wedel liegt diese Verzögerung bei ca. 4 bis 20 Wochen. Für Brunsbüttel ist sogar

noch für Zeiten wieder steigenden Oberwasserabflusses eine Flussaufwärtsdrift mariner Feststoffe zu beobachten.

Der Anstieg der Konzentrationen bei Wedel beginnt z. T. bereits noch bevor der Oberwasserabfluss ansteigt. Hier zeigt sich auch der Einfluss des Verlaufs der Schadstoffgehalte, die aus dem Binnengebiet eingetragen werden: hohe Gehalte bei Geesthacht und Bunthaus führen auch ohne steigenden Oberwasserabfluss in Wedel zu einer Erhöhung der Schadstoffgehalte. Das zeigt deutlich den ständig stromabwärts stattfindenden Transport von Feststoffen. Die Konzentrationsmaxima fallen höher und ausgeprägter aus, wenn mit hohen Abflüssen auch hohe Schwebstofffrachten über das Wehr Geesthacht in den Tidebereich gelangen (Abbildung 6-5). Auch in Cuxhaven sind noch regelmäßige Variationen der Schwermetallgehalte festzustellen. Da die Konzentrationsmaxima wenig ausgeprägt sind und sich über einen längeren Zeitraum erstrecken, lässt sich eine zeitliche Differenz zu dem Erreichen der Maxima an anderen Stationen nicht eindeutig ermitteln.

6.1.3 Transportprozesse und Sauerstoffhaushalt

Der residuelle Transport für sich ständig in Schwebelage befindende Partikel, wie u. a. Algen sind, bestimmt die Aufenthaltszeit/Verweilzeiten dieser Partikel im System Tideelbe. Durch die „mittlere“ Aufenthaltszeit der Algen und ihrer Abbauprodukte wird der „Abbauweg“ des organischen Materials festgelegt. Ist dieser Weg aufgrund geringer Oberwasserabflüsse kurz und somit die Verweilzeit der Schwebstoffe lang, kommt es zu einer Intensivierung der Abbauprozesse in diesem kurzen Elbabschnitt. Als Folge treten hier hohe Sauerstoffzehrungsraten auf und der Sauerstoffgehalt geht zurück. Dieser Zusammenhang ist schon seit langer Zeit bekannt und zur Erklärung des „Sauerstofftals“ und seiner jahreszeitlichen Entwicklung in der Tideelbe angeführt.

Die Bedeutung des Transportes sohlennaher Partikel für den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe ist zurzeit nicht geklärt. Dabei ist das Auftreten von sohlennahen Suspensionen mit hoher Dichte von besonderem Interesse, denn wenn solche Dichtehorizonte über längere Zeiträume bestehen, können diese anaerob werden und reduktive Prozesse in diesen Schichten stattfinden. Als Folge können bei Wiedereinmischung der Suspensionen reduzierte Verbindungen freigesetzt werden, die zu einer schnellen und hohen Sauerstoffzehrung führen. Zudem bilden die großen Partikeloberflächen eine hervorragende Aufwuchsfläche für Bakterien, d. h. in diesen Suspensionen ist eine hohe mikrobielle Aktivität zu finden, die dazu führt, dass der Sauerstoff schnell verbraucht wird. Da zudem diese bodennahen Schichten schlecht über die atmosphärische Wiederbelüftung mit Sauerstoff versorgt sind, kann die hohe Zehrung nicht ausgeglichen werden und der Sauerstoffgehalt in diesen Schichten geht zurück.

6.1.4 Schadstoffbelastungen und ökotoxikologische Wirkungen im Längsverlauf der Tideelbe

Schadstoffbelastungen in Oberflächensedimenten der Tideelbe

Die in den Sedimenten der Tideelbe und der Wattflächen enthaltenen Schadstoffe können ökotoxikologische Wirkungen hervorrufen. Die Schadstoffe können je nach Strömungsbe-

dingungen remobilisiert werden und in anderen strömungsberuhigten Bereichen wieder sedimentieren. Das Potenzial dieser sekundären Schadstoffquellen hängt neben der Höhe der Schadstoffbelastung auch von der Menge des feinkörnigen Materials in den einzelnen Bereichen ab, da sich die Schadstoffe bevorzugt in dieser Fraktion anreichern (Kapitel 4.4). Insbesondere die obere Sedimentschicht steht für Mobilisierungen zur Verfügung. Da für Schadstoffuntersuchungen vor allem Proben mit einem hohen Feinkornanteil ausgewählt wurden, ist die Korngrößenverteilung dieser Proben nicht für größere Bereiche repräsentativ. Aus den von der BAW in fast 1000 Proben (oberflächennahe Sedimentproben) ermittelten Feinkornanteilen (BAW 2005) und der Schadstoffbelastung der Sedimente lassen sich qualitative Aussagen über die im Längsverlauf der Elbe in den Sedimenten liegenden Schadstoffmengen ableiten. Aus diesen Feinkornanteilen wurden Flächen mit gleichen Feinkornanteilen interpoliert (Anlage 6.1-1 ff).

In den Karten in der Anlage 6.1-1 ff sind außerdem die Schadstoffgehalte der Oberflächensedimente im Längsverlauf der Tideelbe dargestellt. Soweit möglich, wurden Mittelwerte für Proben ähnlicher Belastung gebildet. Es fallen jedoch einzelne Proben mit auffallend hoher oder geringer Belastung auf, die einzeln dargestellt sind. Die farbliche Abstufung der Balken entspricht der in Kapitel 4.4.2.3 beschriebenen Klassifizierung. Die Konzentrationen beziehen sich stets auf die Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$.

Zu den Schadstoffmengen lassen sich qualitativ Aussagen treffen, wenn neben den Schadstoffkonzentrationen auch die Anteile der schadstofftragenden Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ berücksichtigt werden. Hohe Schadstoffgehalte in Verbindung mit hohen Feinkornanteilen bedeuten in der Regel hohe Schadstoffmengen.

Anlage 6.1-1ff und Tabelle 4-12 zeigen deutlich, dass die höchsten Schadstoffkonzentrationen im Bereich Hamburg und dem Bereich von Hamburg bis zum Tidewehr Geesthacht anzutreffen sind. Die flächendeckenden Untersuchungen der BAW zur Ermittlung der Korngrößenverteilungen schließen diesen Bereich nicht ein, doch die Feinanteile der vorliegenden Proben zeigen mittlere Anteile der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ von 15 % bis 25 %. Aufgrund der hohen Schadstoffbelastung, die z. B. für das Pestizid DDT sowie seine Abbauprodukte um bis das 100-fache über der regionalen Hintergrundbelastung liegt, sowie der deutlichen Feinkornanteile stellt die Elbe von Geesthacht bis zum Ausgang der Hamburger Hafens eine große potenzielle sekundäre Schadstoffquelle dar.

Vom Mühlenberger Loch bis zum nördlichen Ende von Pagensand (km 635 bis km 664) sind die korngrößenkorrigierten Konzentrationen zwar deutlich geringer als im stromauf gelegenen Abschnitt, sind aber noch als hoch belastet einzustufen. Sie sind in weiten Bereichen einheitlich. Es fallen allerdings einzelne Proben mit sehr hoher Belastung wie z. B. in der Haseldorfer Binnenelbe auf. Häufiger sind aber Proben mit sehr geringer Belastung, die z. T. auch in Bereichen mit hohem Feinanteil liegen, anzutreffen. In diesem Elbeabschnitt finden sich Bereiche mit hohen Feinanteilen bei Wedel und im Bereich der Haseldorfer Binnenelbe. Ähnlich hohe Gehalte bei geringen Feinanteilen und damit geringeren Schadstoffmengen liegen z. B. im nördlichen Bereich des Mühlenberger Lochs und von km 645 bis km 664 vor.

Erst im Bereich km 665 bis km 689 werden die Schadstoffgehalte merklich geringer und entsprechen für einige Schadstoffe bereits einer mittleren Belastung. Vor allem im Bereich Krautsand zeigen einige Proben wieder eine sehr geringe Belastung.

Große Schadstoffmengen sind aufgrund hoher Feinanteile vor allem im nördlichen Uferbereich der Elbe zu erwarten. Die feinkörnigen Sedimente (15 % bis 40 % der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) nördlich des Fahrwassers zwischen km 665 und km 670 (Bielenberg, Steindeich) sind allerdings gering belastet und damit auch die hier liegenden Schadstoffmengen gering. Größere Schadstoffmengen sind in einem Bereich mit ausgeprägt feinkörnigen Sedimenten in der Glückstädter Nebanelbe nördlich der Rhinplate bis zur Störmündung zu erwarten.

Von der Amtsgrenze bis etwa km 710 sind die Konzentration größtenteils ähnlich wie im Abschnitt km 665 bis km 689. Bei Brunsbüttel gibt es eine abweichend hoch belastete Probe sowie bei St. Margarethen zwei Proben mit sehr geringer Belastung. Auch hier sind die Sedimente mit den höchsten Feinanteilen im nördlichen Uferbereich anzutreffen, doch ist der Feinanteil geringer als an der Störmündung. Damit sind bei ähnlicher Schadstoffbelastung die hier liegenden Schadstoffmengen geringer.

Ab km 710 treten größere Bereiche mit Feinkornanteilen von 15 % bis 25 % nur noch bei Gelbsand auf. Die Schadstoffgehalte sind in der gesamten Außenelbe zwar geringer als in den weiter stromauf gelegenen Bereichen, aber sie liegen noch deutlich über der Hintergrundbelastung (Kapitel 4.2.2) und bewirken daher noch erhebliche Schadstoffmengen.

Einen Bereich mit zwar geringer Belastung, aber großen Mengen feinkörniger Sedimente stellt die Schlickfallzone südöstlich von Helgoland dar, in der damit verhältnismäßig große Schadstoffmengen abgelagert sind (BfG 2005).

Ökotoxikologische Wirkungen in Oberflächensedimenten der Tideelbe

Ökotoxikologische Belastungen in Form von toxikologischen und bioakkumulativen Effekten auf Organismen werden neben der Belastung der Wasserphase vor allem durch im Sediment vorhandene Schadstoffe hervorgerufen.

Für weite Bereiche der Tideelbe von km 655 bis km 730 sind mit den in Kapitel 8.3 dargestellten Untersuchungen gemäß HABAB-/HABAK-WSV keine ökotoxikologischen Belastungspotentiale der entnommenen Sedimente festgestellt worden.

Oberhalb von km 655 bis zum Mühlenberger Loch sind für einige Bereiche auch höhere Belastungen der Sedimente festgestellt worden, die jedoch aufgrund ihres Belastungspotentials gemäß HABAB-WSV aus ökotoxikologischen Sicht meist als unbedenklich belastet einzustufen sind.

Die in Kapitel 4.5.2.2 dargestellten Untersuchungen der Reproduktionstoxizität und des androgenen Potenzials (ARGE ELBE 2001) zeigen einen Belastungsgradienten über den Verlauf der Tideelbe mit abnehmender Belastung in Richtung See.

km 634 - km 665

Im inneren Bereich der Tideelbe von Juellssand bis zum Mühlenberger Loch ist eine weitgehend einheitlich hohe Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente festzustellen. Bei der ökotoxikologischen Untersuchung des Sedimentes nach HABAB wurde eine geringe Belastung mit Ausnahme von zwei Fällen festgestellt. Diese beiden sind in Toxizitätsklasse III (mäßig toxisch belastet) und damit als kritisch belastet eingestuft. In den Untersuchungen

der ARGE ELBE im Jahr 2001 wird sowohl für die Reproduktionstoxizität als auch für die Untersuchungen auf endokrine Effekte oftmals ein „unbefriedigender Zustand“ festgestellt.

km 665 - km 700

Im Bereich des Nord-Ostsee-Kanals bei Brunsbüttel bis zum nördlichen Bereich bei Pagensand werden für die oberflächennahen Sedimente mit den akuten Testsystemen keine Belastungspotenziale festgestellt. Mit den Testsystemen zum biologischen Effektmonitoring der ARGE ELBE wurden mit den eingesetzten Organismen für diese Bereiche jedoch leichte Schadwirkungen der Elbsedimente festgestellt (Kapitel 4.4 und ARGE ELBE 2001).

Die Schadstoffbelastung der Sedimente ist in diesem Abschnitt, wie zuvor beschrieben, zwar überwiegend rückgängig, jedoch sind hier, zumindest nach den Ergebnissen der ARGE ELBE Untersuchung, deutlich höhere Belastungen der Sedimente als im Außenbereich der Tideelbe festzustellen (ARGE ELBE 2001).

km 700 - km 740

Sowohl für die akut toxischen Wirkungen der Sedimente, die mit den in der HABAB und HABAK geforderten Biotesten ermittelt wurden, als auch für Untersuchungen des biologischen Effektmonitorings der ARGE ELBE ist im äußeren Abschnitt der Tideelbe bis zum Osteriff eine sehr geringe Belastung der Sedimente gegenüber den getesteten Organismen festzustellen (Kapitel 4.4).

Wie oben dargestellt weisen die chemischen Untersuchungen der obersten Sedimentschichten dieses Bereiches auf einen Rückgang der Schadstoffbelastung hin. Grundsätzlich ist somit auch von einem Rückgang der ökotoxikologischen Belastung auszugehen.

Der in Kapitel 3 definierte Optimalzustand zur ökotoxikologischen Belastung wird in diesem Bereich weitgehend erreicht. Bei dieser Aussage ist jedoch zu beachten, dass sie auf einer kleinen Datenbasis beruht.

Schadstoffbelastungen in Sedimentkernen der Tideelbe

Für wenige Bereiche liegen Schadstoffdaten für Sedimentkerne (Beprobungen im Jahr 1994, 1997 und 1998) aus Wattbereichen der Tideelbe vor. Die Sedimentablagerungen sind z. T. mehrere Meter dick und zeigen in größeren Tiefen überwiegend höhere Belastungen (Kapitel 4.2.1). Diese erhöhten Konzentrationen resultieren aus der Ablagerung von Schwebstoffen, die in früheren Jahren deutlich höhere Belastungen als heute aufwiesen. Wird gewachsener Boden erreicht, so nehmen die Schadstoffgehalte wieder ab. In den Wattbereichen, die sich teilweise über mehrere km² erstrecken, liegen z. T. große Schadstoffmengen, die derzeit vermutlich bei normalen Abflussbedingungen nicht resuspendiert werden, aber bei grundlegenden strombaulichen Veränderungen oder bei Extremereignissen evtl. doch freigesetzt werden können (Schadstoffspeicher). Eine Freisetzung dieser gebundenen Schadstoffe könnte einen Anstieg der ökotoxikologischen Potenzials verursachen und so Belastungen zur Folge haben.

Aus den Schadstoffkonzentrationen, die in mehreren Tiefenabschnitten untersucht wurden, sowie der Fläche und der aus den Probenahmen abgeleiteten Schichtdicken werden die in diesen Seitenbereichen liegenden Schadstoffmengen abgeschätzt (Tabelle 6-1).

Tabelle 6-1: Schadstoffmengen in Wattbereichen der Tideelbe, Ackermann et al. (1998) und ARGE ELBE (2007a).

	Organische Schadstoffe								Schwermetalle			
	KW	HCB	Summe PCB 7	Summe PAK 6	p,p-DDT	p,p-DDD	p,p-DDE	TBT	As	Cd	Hg	Zn
		kg	kg	t	kg	kg	kg	kg	t	t	t	t
Mühlenberger Loch ¹												
ca 5 km ²												
Fracht		300	550	50,0	50,0	400	150	400	600	4,5	4,5	7000
Fährmannsander Watt ¹												
ca 4 km ²												
Fracht		67,0	133	11,7	10,9	12,8	33,0	326	284	22,0	12,0	4260
Haseldorfer Binnenelbe												
ca. 2,5 m ²												
Fracht	1210	27,0	77,0	3,0	6,4	63,0	14,0	25,0	68,0	4,7	4,4	888
Stör Süd												
ca. 2 km ²												
Fracht		0,1	7,0	0,3	0,3	6,0	1,5	30,0				
Allwördener Außendeich												
ca 0,9 km ²												
Fracht								14,7	14,1	0,7	0,8	207
Nordkehdinge Watt												
ca. 8 - 12 km ²												
Fracht		83,0	188	5,7	13,0	125	40,0	240	83,0	12,0	12,8	3320
Summe der Frachten		477	955	70,7	80,6	607	239	1036	1049	43,9	34,5	15675
mittlere Jahresfracht bei Schnackenburg 2004 - 2006 ²												
Fracht Schwebstoffwolke	77,5	8,2	20,5	0,7	3,5	14,5	4,8	91,5	19,3	0,8	0,7	238

Am größten sind die im Mühlenberger Loch abgelagerten Mengen. Bei einer relativ großen Fläche liegen hier mehrere Meter mächtige Schichten mit hohen Schadstoffbelastungen. Auch im Fährmannsander Watt betragen die Schadstoffmengen noch 20 % bis 50 % der für das Mühlenberger Loch abgeschätzten Mengen. Weiter seewärts werden die in den Wattbereichen liegenden Schadstoffmengen aufgrund der abnehmenden Schadstoffgehalte geringer. In dem großflächigen Nordkehdinge Watt liegen jedoch trotz vergleichsweise geringer Schadstoffbelastung ähnlich große Schadstoffmengen wie im Fährmannsander Watt.

Die alleine für die untersuchten Wattbereiche abgeschätzten Schadstoffmengen der verschiedenen Stoffe übersteigen die jährlich in die Elbe gelangenden Schadstofffrachten um das 10-fache bis mehr als das 100-fache. Eine unkontrollierte Resuspendierung dieser Sedimente im Rahmen von Baumaßnahmen und einem Sedimentmanagement sollte unbedingt vermieden werden. Auch die in der Tideelbe mit den Schwebstoffen bewegten Schadstoffmengen sind gegen diese in den Elbewatten gespeicherten Schadstoffmengen gering. Legt man das von der ARGE ELBE (2004b) abgeschätzte Schwebstoffinventar von im Mittel 500.000 t zu Grunde, so betragen die mit der Schwebstoffwolke transportierten Schadstoffmengen nur wenige Prozent der in den Wattgebieten liegenden Mengen.

6.1.5 Schadstoffe und Makrozoobenthos

Die Auswirkungen vieler Schadstoffe auf die Makrozoobenthosfauna der Elbe sind nur sehr schwer einzuschätzen, woraus allerdings nicht geschlossen werden darf, dass diese Schadstoffe keine negativen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos haben.

Selbst wenn die Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen und des ökotoxikologischen Potenzials aufgrund der Verdriftung und der damit verbundenen Verdünnung gering ausfällt und messtechnisch eventuell erst nach längerer Zeit nachweisbar sein wird, können sich die eingetragenen Schadstoffmengen trotzdem in den Biota akkumulieren und damit eine

negative Wirkung entfalten. Ein Beispiel für diese Wirkungskette ist z. B. die Wirkung von TBT, welches in hohen Konzentrationen im Wedeler Baggergut vorhanden ist. Tributylzinn kann bei einigen Organismen die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen. Die Konzentrationen in Sedimentproben aus dem Wedeler Baggerbereich variierten zwischen 165 µg TBT/kg (2005) und 415 µg TBT/kg (2002) in der Feinkornfraktion und entsprechend in der Gesamtfraction zwischen 34 µg TBT/kg (2005) und 158 µg TBT/kg (2002). In Schwebstoffproben an der Dauermessstation Wedel wurde im Jahr 2006 mit 213 µg TBT/kg in der Feinkornfraktion und 109 µg TBT/kg in der Gesamtfraction (Kapitel 5.2.3, Tabelle 5-5) die niedrigste Belastung über den Zeitraum 2002 bis 2006 beobachtet. Es gibt zwar insgesamt einen Trend zu abnehmenden Konzentrationen, aber alle diese TBT-Konzentrationen liegen deutlich über der vom BLABAK-TBT-Konzept (Anonymus 2001) angegebenen Wirksamkeitsschwelle von 20 µg TBT/kg in der Gesamtfraction.

6.1.6 Schadstoffe und Fischfauna

Die Auswirkungen von Schadstoffen auf die Fischbestände der Elbe sind nur sehr schwer einzuschätzen. Effekte auf Individuen, z. B. das Auftreten von Zellschäden und Tumoren, sind belegt (Watermann & Kranz 1990); ebenso hohe, d. h. zweistellige Missbildungsraten bei Fischembryonen in Küstengewässern der Nordsee (Cameron et al. 1990). Doch greifen beim Sterben von Teilen eines Fischbestandes zahlreiche Kompensationsmechanismen, wie die Zuwanderung von Individuen aus weniger beeinträchtigten Gebieten, die das Erkennen von Schadstoffeffekten auf Bestandesebene erschweren. Im Allgemeinen werden rückläufige Fischbestände im Betrachtungsgebieten nicht mit Schadstoffeffekten, sondern mit folgenden anderen Ursachen in Verbindung gebracht:

- > Änderungen der Gewässermorphologie, d. h. Verlust und Beeinträchtigung von Fischhabitaten,
- > Beeinträchtigungen der Gewässerdurchgängigkeit durch Wehre,
- > Sauerstoffmangel,
- > Überfischung.

Danach wären Schadstoffeffekte bei der Bewertung unterschiedlicher Strategien eines Sedimentmanagements für die Fischfauna von nachrangiger Bedeutung. Zu beachten sind allerdings auch mögliche Gefährdungen nachfolgender Glieder der Nahrungskette, z. B. von Vögeln, marinen Säugern und Menschen, in denen sich über Fischnahrung aufgenommene Schadstoffe weiter anreichern können.

6.2 Depositions- und Erosionsgebiete

Das suspendierte Material in der Tideelbe wird nur langsam und in Abhängigkeit vom Oberwasser sowie von der Sinkgeschwindigkeit der Partikel seewärts verschoben. Ein Teil des Materials, welches über den Hafen hinaus in das Ästuar eingetragen wird, verlässt dieses nicht, sondern lagert sich vorübergehend oder dauerhaft in den Randbereichen, Nebenelben und an den Baggereschwerpunkten in der Fahrinne ab.

Auch Wattgebiete können vorübergehend oder langfristig als Senke dienen. Insbesondere feinkörniges Material, welches bevorzugt Träger der Schadstoffbelastung ist, lagert sich in den strömungsberuhigten Bereichen ab und wird damit dem Transport in Richtung Nordsee zunächst entzogen.

Mit dem Transport und der Akkumulation von Schadstoffen in den Seitenräumen der Tideelbe steigt die ökotoxikologische Belastung an. Entsprechend zeigen die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Sedimente aus Bereichen höherer Schadstoffbelastung teilweise ausgeprägtere Schadefekte als die aus den gering belasteten Bereichen der Außenelbe (Kapitel 4.4, 6.2 und ARGE ELBE 2001).

Größenordnungen, wie viel Sediment sich in Abhängigkeit der hydrologischen Randbedingungen in den jeweiligen Bereichen ablagert, sind in der Literatur nicht zu finden. Bei Extremereignissen oder Änderungen der hydromorphologischen Randbedingungen können diese Feststoffe resuspendiert werden, und damit auch die daran hängenden Schadstoffe wieder für den Transport zur Verfügung stehen. Die Kenntnis über die gegenwärtigen Schadstoffmengen in den verschiedenen Bereichen im System ist daher eine wichtige Grundlage für die Entwicklung eines langfristigen Sedimentmanagementkonzeptes.

Da die Feinanteile des umgelagerten Baggergutes bevorzugt in Depositionsbereichen akkumulieren werden, ist für die Auswahl geeigneter Umlagerungsstellen auch die Kenntnis von Depositions- und Erosionsbereichen wichtig. Aussagen zu Bereichen mit aktueller Deposition oder Erosion lassen sich u. a. aus der Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente im Vergleich zur Belastung frischer, schwebstoffbürtiger Sedimente ableiten und unterstützen oder ergänzen die entsprechenden morphologischen Aussagen. Die anhand von Schadstoffuntersuchungen (Kapitel 4.4) zugeordneten Depositions- bzw. Erosionsgebiete sind in Anlage 6.2-1 zusammengefasst. Die vorliegenden Untersuchungsgebiete erfassen jedoch nur eine Auswahl solcher Gebiete.

6.2.1 Zuordnung von Bereichen mit überwiegender Deposition bzw. Erosion anhand der Schadstoffbelastung

Vergleich der Belastung der Oberflächensedimente mit der aktuellen Belastung in rezenten Feststoffen

Ein Vergleich der Schadstoffbelastung von Oberflächensedimenten mit der von Schwebstoffen bzw. schwebstoffbürtigen Sedimenten ermöglicht Rückschlüsse auf das Sedimentationsgeschehen:

- > Liegen die Schadstoffbelastungen von Oberflächensedimenten in einem ähnlichen Konzentrationsbereich wie die der Schwebstoffe, so ist davon auszugehen, dass die rezenten Schwebstoffe aktuell sedimentieren. Eine Veränderung der Strömungsverhältnisse kann zu einer Resuspendierung dieser Sedimente und damit einer Remobilisierung von Schadstoffen führen.
- > Geringer belastete Oberflächensedimente lassen auf fehlende Erosion bzw. Deposition schließen, d. h. diese Sedimente befinden sich in einem dispersiven Gebiet.
- > Gegenüber der Schadstoffbelastung von Schwebstoffen bzw. frisch abgelagerten Sedimenten an den Dauermessstellen erhöhte Belastungen der Sedimente weisen auf den

direkten Einfluss von Schadstoffquellen oder auf historisch kontaminierte Altablagerungen hin, die in der Vergangenheit stromabwärts transportiert wurden und sich in strömungsberuhigten Bereichen temporär oder längerfristig abgesetzt haben. Diese Bereiche sind in Anlage 6.2-1 mit „A“ gekennzeichnet. Ob hier eine Erosion stattfindet oder keine Deposition mehr erfolgt, kann anhand der Schadstoffdaten der Oberflächenproben nicht unterschieden werden.

Im Folgenden wird zwischen Bereichen mit ähnlicher, höherer oder geringerer Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente als der Schwebstoffe bzw. der schwebstoffbürtigen Sedimente an den Dauermessstellen unterschieden (Tabelle 4-12). Es werden nur Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ verglichen, um den Einfluss der Korngrößenverteilung zu korrigieren.

Zwischen Geesthacht und Bunthaus weisen die Schadstoffgehalte, die gegenüber der Belastung der Stationen Geesthacht und Bunthaus deutlich erhöht sind, auf das Vorliegen älterer Ablagerungen hin. Quellen für viele dieser Stoffe sind in diesem Bereich nicht zu erwarten. Daraus lässt sich ableiten, dass keine bzw. nur eine geringe Sedimentation der aktuellen Schwebstoffe erfolgt, die aufgrund der Überdeckung mit geringer belasteten Feststoffen zu ähnlichen Gehalten wie in den Schwebstoffen führen würde. In den Proben aus dem Hafen liegen die Gehalte ebenfalls höher als an den Dauermessstellen, obwohl im Hafen starke Sedimentation vorherrscht. Evtl. war zwischen den Baggerungen, die im Allgemeinen bis zum Frühjahr erfolgen, und dem Zeitpunkt der Probenahme im Juni 2005 erst geringe Mengen sedimentiert, so dass ältere Ablagerungen erfasst wurden.

Generell ist in den folgenden Betrachtungen zu beachten, dass in Bereichen, in denen erhöhte Schadstoffbelastungen festgestellt wurden, auch mit erhöhter ökotoxikologischer Belastung gerechnet werden kann.

km 634 - km 665

Nördlich von Neßsand bis Hanskalbsand sind Bereiche mit ähnlicher Belastung wie in den Schwebstoffen von der Station Wedel anzutreffen, was auf eine ständige Deposition hinweist. In einem kleinen Bereich mit relativ hohem Feinkornanteil $< 20 \mu\text{m}$ von ca. 15 % bis 25 % bei km 639 bis km 641 wurden sehr geringe Schadstoffgehalte angetroffen, wodurch angezeigt wird, dass hier Erosion bzw. keine Deposition erfolgt.

Aus der Hahnöfer Nebelbe, die sich bis auf örtliche Sedimentation im Wesentlichen im morphologischen Gleichgewicht befindet, wurde nur eine Probe bei ca. km 636 untersucht, deren Belastung auf Sedimentation der Schwebstoffe hinweist.

Auch im Bereich der Lühemündung ist von Sedimentation auszugehen. Eine Probe in einem feinkörnigen Bereich mit geringer Belastung zeigt, dass es lokale Bereiche ohne Ablagerung der frischen Schwebstoffe gibt.

Auf dem Fährmannsander Watt sowie dem Juellssand überwiegt Sedimentation, wobei der Anteil der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ mit 5 % bis 15 % relativ gering ist.

In der Lühesander Nebelbe wurden Altablagerungen mit erhöhten Schadstoffgehalten angetroffen, die bestätigen, dass sich diese Nebelbe bezüglich der Sedimentation neutral verhält (Kapitel 4.2.1.5).

In der Haseldorfer Binnenelbe überwiegt dagegen die Sedimentation, wobei je eine Probe mit hoher und mit geringer Belastung zeigt, dass dies nicht für den gesamten Bereich zutrifft.

Im Bereich Pagensand liegen die Belastungen wie an den Stationen Wedel und Bützfleth z. T. leicht darüber. Die Unterschiede der Belastungen bei Wedel und Bützfleth sind nur gering. Die ähnliche Belastung kann auf natürliche Vermischungsprozesse im Tidebereich zurückzuführen sein. Die stärksten Konzentrationsänderungen im Längsverlauf der Elbe liegen mittlerweile weiter binnenwärts im Raum Hamburg (Abbildung 6-3). Zusätzlich kann das im Bereich Pagensand umgelagerte Baggergut zu einer Angleichung der Schadstoffgehalte beitragen.

Eine Belastung wie an der Station Wedel wird auch noch an der Südspitze des Schwarztonnensands nachgewiesen, die auch als Sedimentationsgebiet beschrieben wird. Im Fahrwasser nördlich des Schwarztonnensands sowie an dessen Nordspitze weisen die geringen Schadstoffgehalte dagegen auf Erosion bzw. fehlende Deposition hin.

km 665 - km 700

Im Bereich km 665 bis 680 fallen zahlreiche Proben mit sehr geringen Gehalten auf, die weit unter der Belastung der frischen Sedimente von Brunsbüttel oder Cuxhaven liegen. Damit gibt es hier einige lokal begrenzte Bereiche, in denen Erosion bzw. keine Sedimentation stattfindet, während die Belastung an z. T. benachbarten Probenahmestationen auf Sedimentation der Schwebstoffe hinweist. Vor Krautsand, Wischhafen und teilweise in der Glückstädter Nebanelbe lassen die Konzentrationen, die zwischen der der Schwebstoffe bei Bützfleth und Brunsbüttel liegen, die Sedimentation von Schwebstoffen vermuten und bestätigen damit die Aussagen der morphologischen Untersuchungen.

Zwischen der Glückstädter Nebanelbe und der Störmündung zeigen allerdings die sehr geringen Schadstoffgehalte von zwei Proben aus einem Bereich mit sehr hohem Feinanteil von 25 % bis 40 % bzw. 55 % bis 65 %, dass hier vermutlich gewachsener Boden ansteht und keine Sedimentation erfolgt bzw. Erosion vorherrscht. Entsprechendes trifft für den feinkörnigen Bereich vor Hollerwettern und Scheelenkuhlen und einen lokal begrenzten Bereich bei St. Margarethen zu. Bei St. Margarethen wurden aber auch in zwei Proben Gehalte wie bei Brunsbüttel gefunden, die bereichsweise auf Sedimentation hinweisen.

Die Schadstoffgehalte vor der Brammer Bank, Freiburg und dem Böschrücken bestätigen, dass hier Sedimentation stattfindet.

Eine deutlich erhöhte Belastung wurde in einer Probe von der Südreede bei km 696 nachgewiesen. Diese Altablagerung könnte auf die Umlagerung von Baggergut aus dem Schleusenkanal des NOK zurückzuführen sein. Damit würde in diesem Bereich keine Sedimentation mehr erfolgen.

km 700 - km 740

Die Sedimente des Neufelder Sands/Neufelder Watts zeigen Schadstoffgehalte wie die schwebstoffbürtigen Sedimente bei Brunsbüttel und weisen ebenso wie die morphologischen Untersuchungen auf Sedimentation hin. Auch im Otterndorfer Watt sedimentieren die aktuellen Schwebstoffe.

Im Dithmarschen Watt sowie in der Außenelbe von der Medemrinne bis Spitzsand fallen Zinkgehalte auf, die gegenüber der Belastung bei Cuxhaven erhöht sind. Im Bereich der Medemrinne sind außerdem auch die Konzentrationen weiterer Schadstoffe gegenüber der Belastung bei Cuxhaven erhöht, was als Hinweis auf Ablagerungen älteren Datums oder auf geringe Sedimentation angesehen werden kann. Im Dithmarscher Watt sedimentieren dagegen vermutlich die frischen Schwebstoffe.

Die Proben südlich von Gelbsand und im Duhner Watt sowie westlich davon zeigen ähnliche Belastungen wie die frischen Sedimente von Cuxhaven, so dass von einer überwiegenden Sedimentation auszugehen ist.

Es fällt auf, dass die Sedimente der untersuchten Außenelbewatten eine ähnliche Belastung wie die frischen Sedimente bei Cuxhaven aufweisen und z. T. sogar höher belastet sind. Erst weiter seewärts im Bereich der Schlickfallzone südöstlich von Helgoland werden die Konzentrationen geringer. Doch selbst diese Konzentrationen übersteigen noch die der vereinzelt angetroffenen Proben mit auffallend geringer Belastung, die im gesamten Verlauf der Tideelbe auftreten. Diese sehr geringe Belastung wird näherungsweise als regionale Hintergrundbelastung eingestuft, wobei nicht auszuschließen ist, dass bei den Probenahmen auch geringe Mengen aktueller Feststoffe erfasst wurden.

Sedimentkerne

Hinweise auf Deposition oder Erosion von Sedimenten in Wattbereichen kann auch der Vergleich der Belastung der oberen Schichten von Sedimentkernen gegenüber den aktuellen Proben in vergleichbarer Lage ergeben. Allerdings liegen nur von relativ wenig Kernen Daten vor (Kapitel 4.4.3)

Wie in Kapitel 4.4.3 beschrieben, nehmen die Schadstoffgehalte in den meisten der untersuchten Sedimentkerne zunächst mit der Tiefe zu. Eine Zunahme der Belastung der aktuellen Oberflächensedimente im Bereich der Entnahmestellen der Sedimentkerne im Vergleich zur Oberflächenschicht der Kerne aus den Jahren 1994 bis 1999 gibt daher Hinweise auf ein zwischenzeitliches Einsetzen von Erosion, während eine Abnahme der aktuellen Belastung gegenüber der Belastung von 1994 bis 1999 auf die Deposition frischer Schwebstoffe, die mittlerweile in der Regel eine geringere Belastung als in früheren Jahren tragen, vermuten lässt.

Die Schadstoffkonzentrationen in Oberflächenproben aus dem Umfeld der Probenahmestellen von Sedimentkernen sind in Tabelle 6-1 den Konzentrationen der oberen Schicht von ca. 0 cm bis 50 cm gegenübergestellt.

Fast alle aktuellen Oberflächensedimente aus den Beprobungen in den Jahren 2005 und 2006 zeigen eine geringere Belastung als die oberen Schichten der Sedimentkerne. Im Bereich des Mühlenberger Lochs und des Fährmannsander Watts sind die bei den Beprobungen in 1994 bzw. 1997 angetroffenen hohen Belastungen nicht mehr in den Oberflächensedimenten anzutreffen, und es wurden Ablagerungen jüngerer Datums beprobt.

In der Haseldorfer Binnenelbe zeigen die meisten der Oberflächenproben die derzeit aktuelle Schadstoffbelastung der Schwebstoffe. Doch eine der Proben weist eine deutlich erhöhte

Belastung auf, die die Belastung der oberen Schicht der Sedimentkerne aus 1998 noch übersteigt. Hier ist lokal begrenzt von einer Erosion der Sedimente auszugehen.

Im Bereich des Fähranlegers Glückstadt ist die Belastung eher gering wie in der Oberflächenschicht des Sedimentkernes geblieben. Es sind in diesem Bereich offensichtlich keine Schwebstoffe mit der aktuell höheren Belastung sedimentiert.

Die Oberflächensedimente des Allwörden Außendeichs sind etwa konstant geblieben und entsprechen der Belastung von Brunsbüttel. Es lässt sich keine Aussage über Sedimentations- oder Erosionstendenzen treffen, da sich die Schwermetallkonzentrationen in diesem Bereich seit 1998 nur wenig verändert haben. Die im Vergleich zu den oberen Schichten der Sedimentkerne aus dem Nordkehdingerring Watt geringere Belastung der Oberflächensedimente weist auf eine Sedimentation frischer Schwebstoffe hin.

Fazit

Sowohl die Ergebnisse der Oberflächensedimente als auch der Sedimentkerne zeigen, dass in vielen Bereichen die Sedimentation überwiegt. Es gibt aber in vielen Bereichen lokal begrenzte Stellen, an denen sich keine Schwebstoffe absetzen. Erosion wurde vor allem nördlich des Hahnöfersands, im nördlichen Bereich des Schwarztonnensands, nördlich der Störmündung und bei St. Margarethen angetroffen.

Diese Aussagen stimmen weitgehend mit den Ergebnissen der morphologischen Untersuchungen zur Entwicklung der Nebelben überein, die in Kapitel 4.2.1.5 detailliert beschrieben wurden. Erkenntnisse über die Funktion von Nebelben als Schwebstoffsinken sind im Rahmen eines Sedimentmanagementkonzeptes von entscheidender Bedeutung, da eine verstärkte Verlandung dieser sensiblen Bereiche zu einer Abnahme der Durchströmung derselben und somit zu einer Konzentration der Strömung auf die Haupttrinne führen kann. Dadurch können Verlandungstendenzen von schwach durchströmten Nebelben zunehmen, wodurch auch der Sauerstoffhaushalt und die Funktion der Nebelben als Habitate betroffen sein können. Die wichtigsten Aussagen bezüglich der morphologischen Entwicklung der Nebelben und schwach durchströmten Randbereiche, die sowohl auf Auswertungen von digitalen Geländemodellen als auch auf Erkenntnissen aus der Literatur beruhen, werden im Folgenden zusammengefasst und mit den Ergebnissen der Analyse der oberflächennahen Schadstoffgehalte verglichen.

6.2.2 Morphologische Entwicklungen der Nebelben

Aufgrund der Analyse der Schadstoffgehalte der Sohlsedimente konnte die Sedimentation von Material im Bereich der Baggerstrecke Wedel bestätigt werden. Auch das durch moderate Erosion geprägte Gebiet an der seewärtigen Spitze von Hanskalbsand konnte so identifiziert werden.

Da in der Hahnöfer Nebelbe sowohl Sedimentations- als auch Erosionsbereiche zu finden sind, stellt eine einzelne Schadstoffprobe, die auf Sedimentation hindeutet, keinen Widerspruch zu den Ergebnissen der morphologischen Untersuchungen, die für die Rinne in der Hahnöfer Nebelbe keine Sedimentation aufzeigen, dar.

Auch auf Grundlage der Schadstoffuntersuchungen konnte der mittlere morphologische Gleichgewichtszustand der Lühesander Süderelbe bestätigt werden.

Die Pagensander Nebanelbe weist insbesondere im südlichen Bereich örtlich Sedimentationstendenzen auf, die durch die Auswertung der Schadstoffdaten bestätigt werden konnten.

Auch die komplexen morphologischen Prozesse, die derzeit im Bereich des Schwarztonnensandes zu beobachten sind, konnten mit Hilfe der Schadstoffanalysen nachvollzogen werden. Während die Rinne hinter Schwarztonnensand am südlichen Ende Sedimentationstendenzen aufweist, sind an der Nordspitze der Insel deutliche Erosionen zu beobachten, die mit Geländeabbrüchen einhergehen.

Die chemischen Untersuchungen zeigen, dass insbesondere die Bereiche, die derzeit eine Sedimentationstendenz aufweisen, eine potenzielle Schwebstoff- und Schadstoffsенke für umgelagertes Baggergut darstellen.

6.2.3 Beeinflussung der Sauerstoffgehalte in den Nebanelben

Das Elbeästuar weist im Mündungsbereich ein Mehrrinnensystem auf. In dem sich nach oberstrom anschließenden Fluss Schlauch sind die Elbinseln mit ihren Nebanelben wichtige morphologische Elemente. Diese morphologischen Strukturen werden indirekt durch Umlagerungen im Hauptstrom oder direkt durch Verbringung von Baggergut in diese Bereiche beeinflusst. Da die Nebanelben zudem für den Sauerstoffhaushalt und als Habitate für das Phytoplankton und -benthos sowie für die Fauna des Elbeästuar von herausragender Bedeutung sind, muss die Betrachtung der Zusammenhänge von Umlagern und Zustand bzw. Funktion der Nebanelben in einem Sedimentmanagement integriert werden.

Auf Grundlage der sechsmal jährlich von der ARGE ELBE durchgeführten Hubschrauberlängsbeprobungen zur Erfassung der oberflächennahen Schwebstoffgehalte wurde der Schwebstoffgehalt in Fahrwassermitte mit den Schwebstoffgehalten in den drei gut durchströmten Nebenrinnen Hahnöfer Nebanelbe, Pagensander Nebanelbe und Glückstädter Nebanelbe verglichen (Abbildung 6-6).

Hier wird deutlich, dass die Schwebstoffgehalte im Hauptstrom und in den Nebenrinnen die gleiche Größenordnung besitzen. Dies deutet auf einen gut durchmischten Wasserkörper und einen intensiven Wasser- und Materialaustausch zwischen Haupt- und Nebenrinne hin. Durch Umlagerungen in der Hauptrinne wird der Materialpool in der Wassersäule erhöht. Damit besteht ein höheres Materialangebot, das zu einer Erhöhung der Trübung und zu Beschleunigung der Sedimentationsraten in den Seitenräumen der Elbe beitragen kann.

Die Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Nebanelben der Tideelbe ist von hoher ökologischer Bedeutung, da die randlichen Gewässerbereiche wichtige ökologische Lebensräume für Tiere sowie das Phytoplankton und -benthos darstellen. Die hohe ökologische Wertigkeit ist gerade auch durch die im Vergleich zum Hauptstrom günstigeren Sauerstoffgehalte begründet. Dabei ist die Lage der Nebanelben im Längsprofil der Tideelbe von Bedeutung: So liegt die Hahnöfer Nebanelbe mit dem Mühlenberger Loch (ca. km 632 bis km 643) unmittelbar benachbart zum Sauerstoffminimum des Hauptstroms.

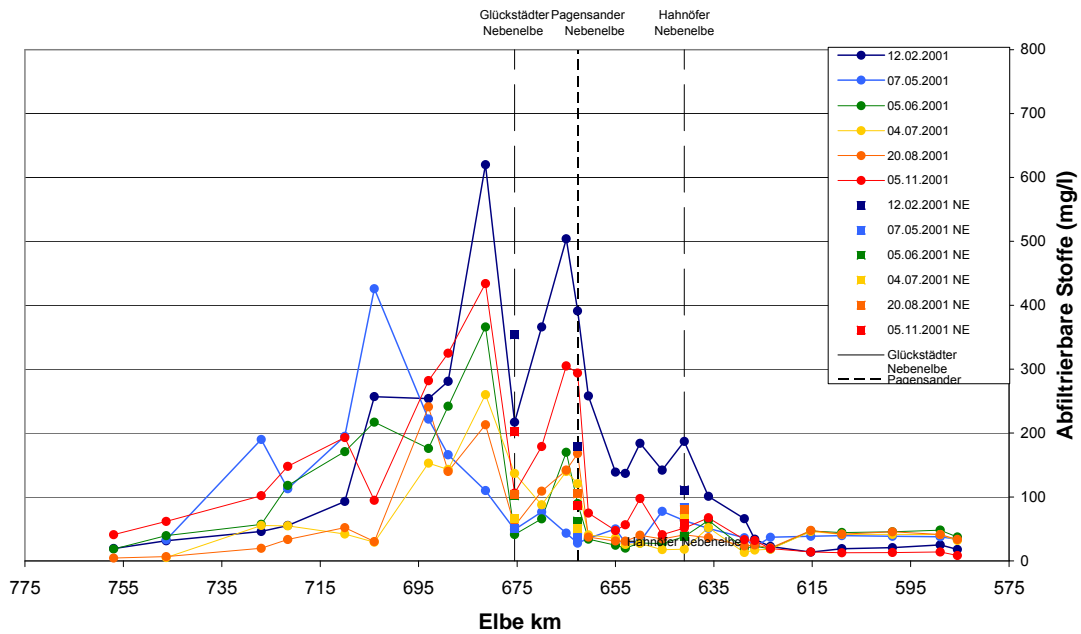


Abbildung 6-6: Abfiltrierbare Stoffe im Hauptstrom und in den Nebelben (Daten ARGE ELBE)

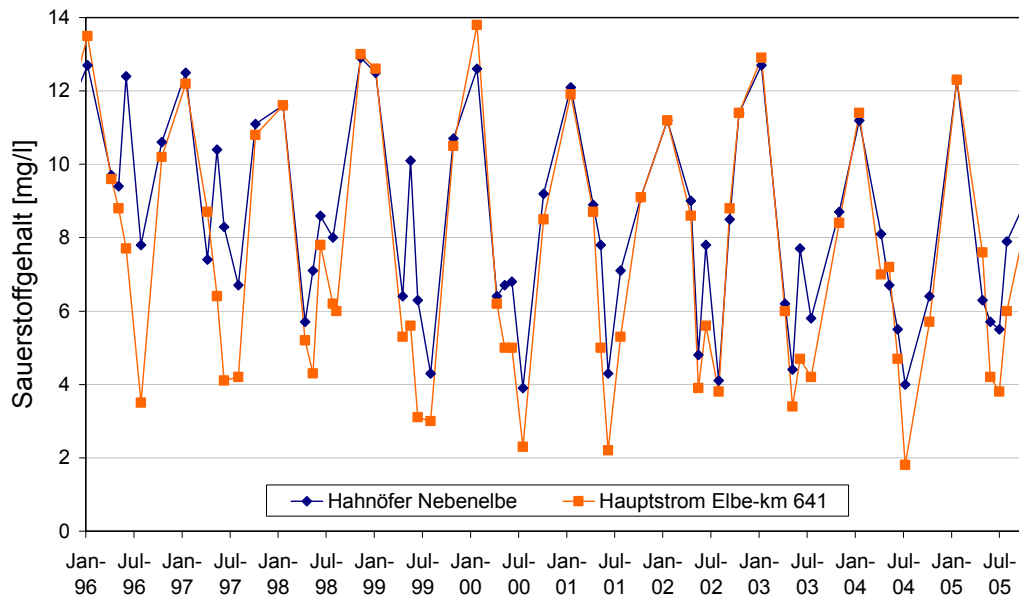


Abbildung 6-7: Sauerstoffgehalte in der Hahnöfer Nebelbe und im Hauptstrom der Tideelbe (km 641) von 1996 bis 2004 (auf Basis der monatlichen ARGE ELBE-Hubschrauberbefliegungen).

In diesem Abschnitt stabilisieren die Nebelbe und flacheren Seitenbereiche mit ihren deutlich besseren Sauerstoffbedingungen (Kapitel 6.2.3 und 7.2) den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe erheblich (Caspers 1984; ARGE ELBE 1984; Posewang-Konstantin et al. 1992). In

der Hahnöfer Nebelbe war von 1996 bis 1999 eine deutliche Abnahme der sommerlichen Sauerstoffgehalte zu beobachten (Abbildung 6-7). Seit 1999 traten in der Hahnöfer Nebelbe im Sommer regelmäßig Sauerstoffgehalte nahe 4 mg/l auf. Die bis ca. 1999 deutlichen positiven Differenzen im Sauerstoffgehalt von Nebelbe zu Hauptstrom haben damit in den letzten Jahren (2000 bis 2004) abgenommen. Trotzdem zeigten die Messungen im Juli und August der Jahre 1999, 2000 und 2004, dass gerade bei sehr geringen Sauerstoffgehalten im Hauptstrom die Nebelbe noch immer als „sauerstoffreicheres“ Rückzugsgebiet für Tiere zur Verfügung steht.

Inwieweit eine zusätzliche Belastung für den Sauerstoffhaushalt der Hahnöfer Nebelbe durch die seit 1999 zunehmenden Mengen an umlagertem Baggergut aus dem Hamburger Hafen in die Tideelbe nach Neßsand entstanden ist, ist zur Zeit nicht abschließend geklärt.

Umlagerungsbegleitende Untersuchungen im November 1995 vor Wittenbergen zeigten, dass bei Ebbphase, aber stärker noch während der Flutphase, Material in das Mühlenberger Loch verdriftet wurde. Bei Umlagerungen zur Flutphase wurde der Stromauftransport des umgelagerten Sedimentes mit einer Aufspaltung der Trübungsfahne beim Mühlenberger Loch beobachtet. Aus den Messungen wurde abgeschätzt, dass ca. 35 % der freigesetzten Feinbestandteile ins Mühlenberger Loch gelangten. (GKSS-DRL-RCL 1995). Ein weiterer Aspekt beim Umlagern ist darin zu sehen, dass der feine Anteil des Schwebstoffs (Fraktion 6,3 - 63 µm), in der sich der überwiegende Teil des organischen Materials befindet, in mittelbarer Nähe zur Umlagerungsstelle sedimentiert. Die Modellrechnungen der BAW (2005, 2007) zeigen, dass je nach Fraktion ein erheblicher Teil des eingebrachten Materials stromauf und oberhalb eines Querschnittes bei km 630 transportiert wird. Während die feineren Fraktionen in den Seitenräumen sedimentieren, gelangen Feinsande weiter und mengenmäßig erheblich in der Fahrrinne stromauf.

Das Verdriften des Baggergutes in die Nebelbe kann direkte, kurzfristig wirksame Auswirkungen haben. Indirekte aber dafür langfristig wirksame Folgen können eine erhöhte Sedimentation bzw. eine sich beschleunigende Verlandung sein. Insbesondere die feine, organikreiche Fraktion des verdrifteten Materials kann eine erhöhte Sauerstoffzehrung im Wasserkörper der Nebelbe bewirken und damit vorübergehend dort zu einem Rückgang der Sauerstoffgehalte beitragen. Zudem kann direkt durch eine höhere Trübung die Primärproduktion der Phytoplankter und damit deren biogener Sauerstoffeintrag vermindert werden. Messungen der ARGE ELBE im Zeitraum 1985 bis 2004 zeigten, dass die Verteilung der Algengehalte zwischen Hahnöfer Nebelbe und Hauptstrom starken Schwankungen unterliegt. Tendenziell (statistisch nicht signifikant) treten in den Jahren seit 1990 vermehrt negative Chlorophylldifferenzen zwischen Nebelbe und Hauptstrom auf. Die seitdem verringerten Algengehalte in der Hahnöfer Nebelbe dürften auch einen Rückgang des biologischen Sauerstoffeintrags bewirkt haben. Faktoren wie Nährstofflimitierung (geringe Siliziumgehalte im Sommer im Hauptstrom und der Nebelbe weisen auf eine Limitierung hin) oder der Wegfraß durch das Zooplankton können wesentlich die Algenbiomasse und damit die biogene Sauerstoffproduktion beeinflusst haben.

Indirekt, aber nachhaltig, kann durch die beschleunigte Verlandung ein Verlust an Wasservolumen im Seitenräumen bewirkt werden. Dadurch wird das Verhältnis vom flachen Seitenraum mit einer positiven O₂-Bilanz zu tiefem Hauptstrom mit einer negativen O₂-Bilanz verschlechtert und der Sauerstoffgehalt im Gesamtsystem beeinträchtigt.

Insgesamt zeigt sich, dass der Sauerstoffgehalt in den Nebelben durch eine Vielzahl von Prozessen beeinflusst wird. Um die Belüftungsfunktion der Nebelben beziehungsweise deren Veränderung durch Auswirkungen von Umlagerungen oder auch Ausbaumaßnahmen sachgerecht beurteilen zu können, müssen zumindest die wichtigsten Prozesse quantitativ gegeneinander verrechnet werden. Untersuchungen oder Datensätze, an denen diese Zusammenhänge quantifiziert werden könnten, liegen nicht vor.

Die Pagensander Nebelbe (ca. km 658 bis km 664) und die Glückstädter Nebelbe (ca. km 671 bis km 676) liegen noch im Randbereich des „Sauerstofftals“ des Hauptstroms. Sie weisen u. a. auch aufgrund ihrer stärkeren Durchströmung einen geringeren Sauerstoffgradienten zum Hauptstrom auf als die Hahnöfer Nebelbe. Die Pagensander und die Glückstädter Nebelbe zeigten im Vergleich zum Hauptstrom bei km 662,7 bzw. km 675,5 ebenfalls höhere Sauerstoffgehalte. Die Unterschiede betragen im Zeitraum 1996 bis 2004 für die Pagensander Nebelbe im Mittel 0,5 mg O₂/l und für die Glückstädter Nebelbe 0,2 mg O₂/l. Dabei waren insbesondere in der Pagensander Nebelbe bei den Beprobungen im Sommer und Herbst höhere Differenzen mit Werten bis zu 1,5 mg O₂/l feststellbar. Zudem zeigen die Messdaten für die Pagensander Nebelbe im Zeitraum 1996 - 2004 einen leichten Trend zu größeren Sauerstoffdifferenzen zwischen Nebelbe und Hauptstrom bei km 662,7. (Daten der Hubschrauberlängsbefliegungen der ARGE ELBE 1996-2004).

Ein weiterer Aspekt bei der Beurteilung der Auswirkungen von Umlagerungen auf die Nebelben ist deren Lage im Bezug auf die Längsverteilung des Schwebstoffs in der Tideelbe (Abbildung 6-6). Die Schwebstoffgehalte im Hauptstrom weisen ein typisches, wenn auch stark vom Oberwasserabfluss gesteuertes Längsprofil auf. Als Folge der Schwebstoffverteilung im Hauptstrom unterliegen die Nebelben, wie auch andere Seitenräume der Tideelbe, einem unterschiedlich starken Sedimentationsdruck. So weist die Glückstädter Nebelbe aufgrund ihrer Nähe zum Trübungsmaximum höhere Schwebstoffgehalte als die Pagensander Nebelbe auf, die ihrerseits aber in der Nähe einer zweiten schwebstoffreichen Zone bei ca. km 660 bis km 670 liegt. Die Hahnöfer Nebelbe ist von diesen beiden Trübungsspitzen im Hauptstrom der Elbe nicht betroffen. Entsprechend dieser Schwebstoffverteilung nimmt auch die Lichtlimitierung des Phytoplanktons in den Nebelben stromab zu, so dass die Algengehalte und damit auch der biogene Sauerstoffeintrag stromab sinken.

6.2.4 Einfluss der Deposition auf das Makrozoobenthos der Tideelbe

Wie bereits in Kapitel 4.6 erwähnt, wird durch die Ablagerung von Festmaterial der Stoffaustausch zwischen ursprünglicher Sedimentoberfläche und Wasser unterbunden, was zum Ersticken benthisch lebender Tiere führen kann. Die Fähigkeit der einzelnen Arten, durch Freigraben den Kontakt zum darüber liegenden Wasser wiederherzustellen, ist sehr unterschiedlich ausgebildet (Bijkerk 1988, Essink 1993, 1996) reicht von wenigen Millimetern bis zu fast einem Meter, wobei genaue Angaben zu tolerierbaren Überdeckungshöhen nur für einen Bruchteil der in der Tideelbe vorkommenden Tiere verfügbar sind (für sechs von 233 in der Tideelbe vorkommenden Tiere sind solche Werte bekannt, vgl. auch Kapitel 4.6). Insofern sind konkrete Aussagen zum Einfluss der Deposition auf das Makrozoobenthos nicht möglich. Allerdings kann man grob folgende Abschätzung formulieren (vgl. Kapitel 4.6): In den Abschnitten 1 und 2 der Tideelbe kommen vor allem Oligochaeten und Turbel-

larien vor. Beide Tiergruppen sind typische Vertreter sandiger Substrate, die aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer hohen Reproduktionsleistung Überschüttungen relativ gut tolerieren sollten, oder aber zu einer schnellen Wiederbesiedelung überschütteter Flächen in der Lage sind. Insofern sollte der direkte Einfluss der Sedimentüberdeckungen in diesen Abschnitten der Tideelbe für viele Arten einen relativ geringen Einfluss haben, wenn sich die Sedimentzusammensetzung nicht wesentlich ändert. Ähnliches gilt im Prinzip auch für den Abschnitt 3. Allerdings kommen in diesem Bereich mehr Makrozoobenthosarten vor, so dass mehr Arten durch eine Sedimentumlagerung betroffen sind. Insofern ist die Beeinflussung der benthischen Lebensgemeinschaften in diesem Abschnitt etwas kritischer zu betrachten als in den Abschnitten 1 und 2. Abschnitt 4 weist im Vergleich zu den Abschnitten 2 und 3 eine deutlich höhere Artenzahl auf, und in diesem Bereich kommen vermehrt sessile Arten vor wie Seepocken und Miesmuschel (*Mytilus edulis*), die schon von geringen Auflagerungen mit Sediment beeinträchtigt werden können. Insofern ist, im Vergleich zu den anderen Abschnitten der Tideelbe, auch in diesem Bereich eine Sedimentablagerung von Baggergut kritischer für die bentische Fauna als in den Bereichen 1 und 2.

6.2.5 Sedimentation, Erosion und Fischfauna

Sedimentation und Erosion standen ehemals im Elbeästuar mehr oder weniger im Gleichgewicht, so dass sich ein ausgewogenes und abwechslungsreiches Verhältnis von Flachwasser- und Tiefwasserzonen einstellte. Durch Fahrrinnenvertiefungen und andere Einflüsse, wie u. a. dem Verlust großer Sedimentationsräume durch Abdeichung, ist dieses Verhältnis zu Gunsten von Sedimentationsprozessen in Randbereichen und Nebanelben verschoben (Kapitel 6.2.1). Dadurch werden die den Randbereichen und Nebanelben zugeordneten fischökologischen Funktionen als Laich- und Aufwuchsgebiete, produktive Nahrungsgebiete sowie als Rückzugsräume bei Sauerstoffmangel zunehmend beeinträchtigt. Ein geändertes Sedimentmanagement kann diese Entwicklung beschleunigen oder verlangsamen, wenn auch nicht zum Stillstand bringen.

Sedimentationen in der Fahrrinne und im Hamburger Hafen erfordern Umlagerungen, die an Bagger- und Umlagerungsstellen zu Störungen und Beeinträchtigungen von Fischen führen (u. a. erhöhte Sterblichkeit durch Einsaugen oder Überdeckung, reduziertes Nahrungsangebot an der Gewässersohle).

Auswirkungen eines Sedimentmanagements auf Sedimentation und Erosion sind insbesondere im zentralen Bereich des Ästuars, etwa zwischen km 620 und km 670 von Relevanz, weil diese Bereiche von zentraler Bedeutung für den ästuartypischen Fischbestand sind und zugleich von zeitweilig fischkritischen Sauerstoffsituationen betroffen sind. Weiter stromauf sind zunehmend Süßwasserfische betroffen, die auch außerhalb des Elbeästuars große Bestände aufweisen. Gleiches gilt für die stromab von km 670 liegenden Abschnitte der Unterelbe sowie für die Außenelbe. Die dort vorkommenden, überwiegend marinen Arten haben sehr große Verbreitungsgebiete, so dass sich lokale Beeinträchtigungen in diesen Bereichen kaum auf die Gesamtpopulationen auswirken können.

6.3 Trübung und Sauerstoff

In diesem Abschnitt wird weitergehend auf die Zusammenhänge zwischen Schwebstoffverteilung, bei Dauermessungen als Trübungswert gemessen und Sauerstoffgehalt im Elbeästuar eingegangen. Dabei wird zunächst die bisherige Umlagerungspraxis im Hamburger Hafen mit der Umlagerung des Baggermaterials bei Neßsand (km 639) betrachtet. Zur Analyse der Auswirkungen dieser Umlagerungspraxis liefern kontinuierliche Messungen der Trübung und des Sauerstoffs an den Stationen Blankenese (km 635) und Seemannshöft (km 628) des Hamburger Hygieneinstituts des BSU wichtige Hinweise. Darüber hinaus können die an der Station Seemannshöft im Querprofil entnommenen Schwebstoffproben zu Aussagen über die räumliche Verteilung der Schwebstoffe genutzt werden (ARGE ELBE Daten 1996 bis 2005).

6.3.1 Trübung und Schwebstoffgehalte - Einfluss der Umlagerungs- baggerungen

In Kapitel 4.2.2.1 wird anhand von Dauermessungen der Trübung an der Station Blankenese die langfristige Schwebstoffdynamik im Bereich unterhalb des Hamburger Hafens und dabei wurde der Einfluss des Oberwasserabflusses sowie der Einfluss des Spring-/Nipp-Zyklus auf die Trübung beschrieben. Insbesondere in Springphasen mit niedrigem Oberwasserabfluss treten bei Flutstrom deutlich höhere Schwebstoffgehalte auf als bei Ebbestrom, was einen resultierend stromaufwärtigen Transport in diesem Gewässerabschnitt begünstigen kann. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass es sich bei der Dauermessung um eine Punktmessung handelt, die nicht die Schwebstoffverteilung im gesamten Querschnitt repräsentiert. So können z. B. sohnah bei den gleichen Abflussbedingungen andere resultierende Transportrichtungen auftreten.

Ein Hinweis auf die räumliche Verteilung der Schwebstoffgehalte innerhalb der Wassersäule kann aus den Querprofilen (sechs Probestellen im Querschnitt) an der Messstelle Seemannshöft abgeleitet werden (Abbildung 6-8). Diese bei Ebbestrom genommenen zweiwöchentlichen Proben zeigen an, dass zumeist bodennah höhere Schwebstoffgehalte zu finden sind. Diese Werte überschritten regelmäßig 80 mg/l und oft auch 100 mg/l, während oberflächennah nur Werte von 20 mg/l bis 80 mg/l auftraten. Im Mittel beider Tiefenstufen treten Schwebstoffgehaltsdifferenzen von 30 mg/l auf. Weitere Analysen sollen Aufschluss geben, inwieweit Umlagerungen oder Oberwasserabfluss diese vertikale Verteilung bestimmen haben.

Mit Hilfe der Daten der Station Blankenese wurden auch die Auswirkung von Baggergutumlagerungen bei Neßsand (km 639) auf die Schwebstoffgehalte in der Wassersäule untersucht. Dazu wurde zuerst die zeitliche Entwicklung des Oberwassers und der Trübung untersucht (Abbildung 6-9).

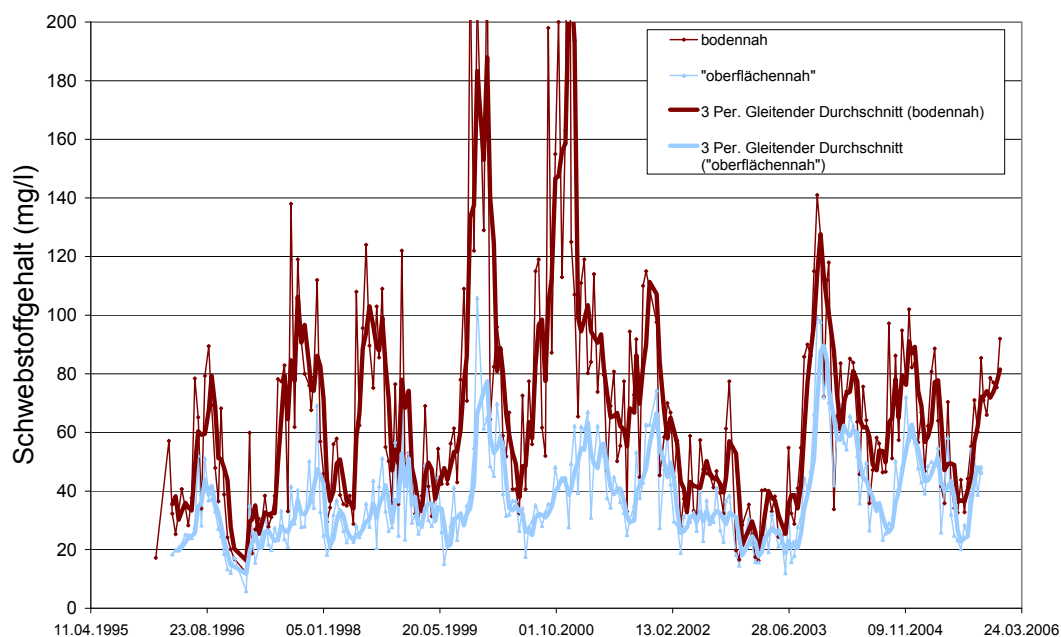


Abbildung 6-8: Schwebstoffgehalte (Ebbestrom) im Querprofil Seemannshöft 1996 bis 2005 (ARGE ELBE)

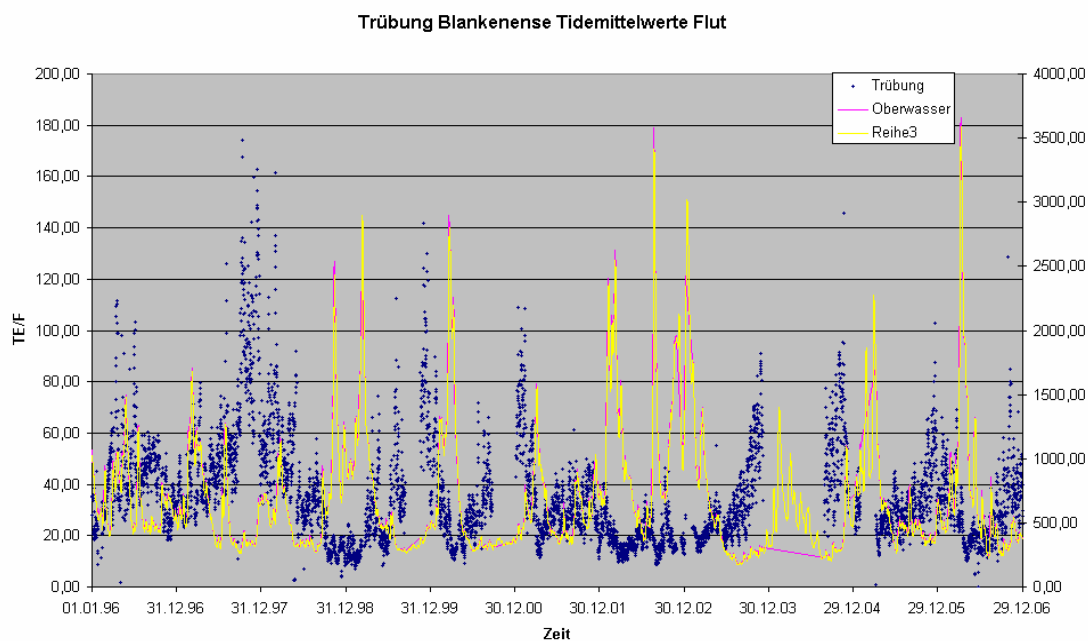


Abbildung 6-9: Trübung an der Messstelle Blankenese (Tidemittelwerte) sowie Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau; Daten BSU und DGJ.

Hier wird deutlich, dass es in längeren Phasen mit einem niedrigen Oberwasserabfluss zu einer Zunahme der Trübung und zu einer Materialakkumulation in diesem Bereich des

Ästuars kommt. Die Trübung steigt solange an, bis das Material durch ein hohes Oberwasser seewwärts verdriftet wird.

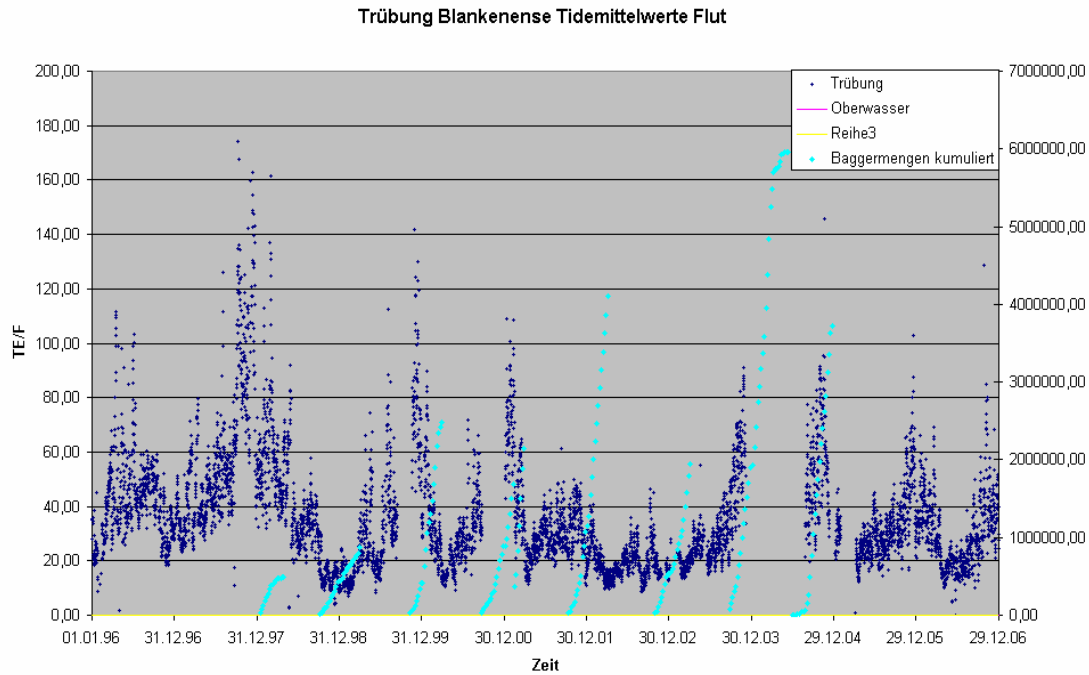


Abbildung 6-10: Trübung an der Messstelle Blankenese (Tidemittelwerte) sowie kumulierte Baggermengen aus dem Hamburger Hafen, die bei km 637 (Neßsand) umgelagert werden, Daten BSU und HPA-Teilberichte.

Das Umlagern des Baggergutes vom Hamburger Hafen an die Delegationsgrenze nach Neßsand (km 639) fand im Zeitraum 1998 bis 2006 zumeist in den Herbst- und Wintermonaten (Oktober bis März) statt (Abbildung 6-10). In manchen Jahren, so besonders 2003, herrschte dann schon seit einigen Monaten ein geringer Oberwasserabfluss aus dem Binnen- gebiet. Das Material wird also in Zeiträumen umgelagert, die aufgrund der hydrologischen Randbedingungen auf einen resultierend stromaufwärtigen Transport von Neßsand in Richtung Hamburger Hafen, und damit an Blankenese vorbei, hindeuten (zumindest oberflächennah). Gleichzeitig erreichen die Schwebstoffgehalte in diesem Bereich des Ästuars ein „natürliches“ Maximum.

Insbesondere in Jahren mit ausgeprägten Niedrigwasserzeiten in der Mittel- elbe kommt es zu einem vermehrten Baggerbedarf im Hamburger Hafen und daraus resultierenden höheren Umlagerungsmengen nach Neßsand. Die oberwasserabhängige Schwebstoffanreicherung und die Zunahme der Umlagerungsmengen sind also gleichgerichtete Prozesse. Auch wenn das Baggergut während des Ebbestroms umgelagert wurde, so ist es doch wahrscheinlich, dass gerade in solchen Phasen das Material zum Teil wieder recht schnell in Richtung Entnah- meort zurückkehrt. Auch trägt das zusätzliche Einbringen von Baggergut, gerade während Phasen mit sehr hohen natürlichen Schwebstoffgehalten, zu einer weiteren Akkumulation von Schwebstoffen in diesem Abschnitt der Tideelbe bei.

Inwieweit die Umlagerung nach Neßsand die Erhöhung der Schwebstoffgehalte in Blankenese zusätzlich verstärkt hat, ist aus den hier gezeigten Daten nicht zu ermitteln. Ein bestimmender Einfluss der Baggergutverbringungen in Neßsand auf die Trübung in Blankenese in ca. 5 km Abstand konnte aber nicht festgestellt werden.

6.3.2 Beeinflussung der Sauerstoffzehrung und der Sauerstoffgehalte

Anhand der kontinuierlichen Messungen bei Blankenese und Seemannshöft soll ebenfalls untersucht werden, ob es durch die Umlagerungen an der Delegationsgrenze zu einer Beeinflussung der Sauerstoffgehalte gekommen ist. Das im Herbst bzw. Winter umgelagerte Baggergut kann über eine erhöhte Sauerstoffzehrung den Sauerstoffgehalt des Wassers vermindern.

Ursache eines Anstieges der Sauerstoffzehrung im Wasser kann die Zunahme der Schwebstoffkonzentration und/oder eine Veränderung der Qualität der Schwebstoffe, d. h. eine verbesserte Abbaubarkeit durch Bakterien, sein. Gleichzeitig können beim Umlagern gelöste Kohlenstoffverbindungen, Ammonium und andere reduzierte Verbindungen freigesetzt werden, die dann unter Sauerstoffverbrauch mikrobiell aufoxidiert werden.

In den Jahren mit geringen Oberwasserabflüssen erfolgten die Umlagerungen nach Neßsand zu Phasen mit ansteigenden und hohen Trübungswerten bzw. Schwebstoffgehalten. Auch die Daten der Messstelle Seemannshöft (km 628,8) zeigen diese oberwasserabhängige zeitliche Entwicklung der Schwebstoffgehalte. Zudem liegen für diese Messstelle 14-tägige Daten zur Wasserbeschaffenheit und auch zur Sauerstoffzehrung des Wassers vor. Die Sauerstoffzehrung wird mittels der Methode zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) im Labor durch Inkubation einer Wasserprobe bei 20 °C bestimmt. Die BSB-Werte stellen also potenzielle Sauerstoffzehrungen dar und sind ein Maß für die Menge an Substrat (Kohlenstoff und Ammonium), das den Bakterien zur Verfügung steht.

Die Daten der Herbstmonate (Oktober bis Dezember) zeigen, dass einhergehend mit höheren Schwebstoffgehalten die Sauerstoffzehrung, in Abbildung 6-11 und Abbildung 6-12 dargestellt als Sauerstoffverbrauch einer Wasserprobe, innerhalb von 7 Tagen (BSB-7) anstieg. So war der Herbst 2002 (nach dem Augusthochwasser) geprägt durch niedrige Schwebstoffgehalte (15 mg/l - 25 mg/l) und niedrige Sauerstoffzehrungswerte von 2-3 mg O₂/l. Demgegenüber wurden im Herbst 2003 bei hohen Schwebstoffgehalten (um 70 mg/l) auch doppelt so hohe Zehrungen von 4-9 mg O₂/l bestimmt.

Die Jahre 2004 und 2005 mit Schwebstoffgehalten von 45 mg/l -65 mg/l in den Herbstmonaten wiesen Sauerstoffzehrungen zwischen 2,5 mg/l und 7 mg/l auf. Inwieweit die beim Umlagern freigesetzten, gelösten oder partikulären Stoffe eine erhöhte Sauerstoffzehrung bewirkt haben und damit zu einer Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes geführt haben, ist aus diesen Daten nicht abzuschätzen.

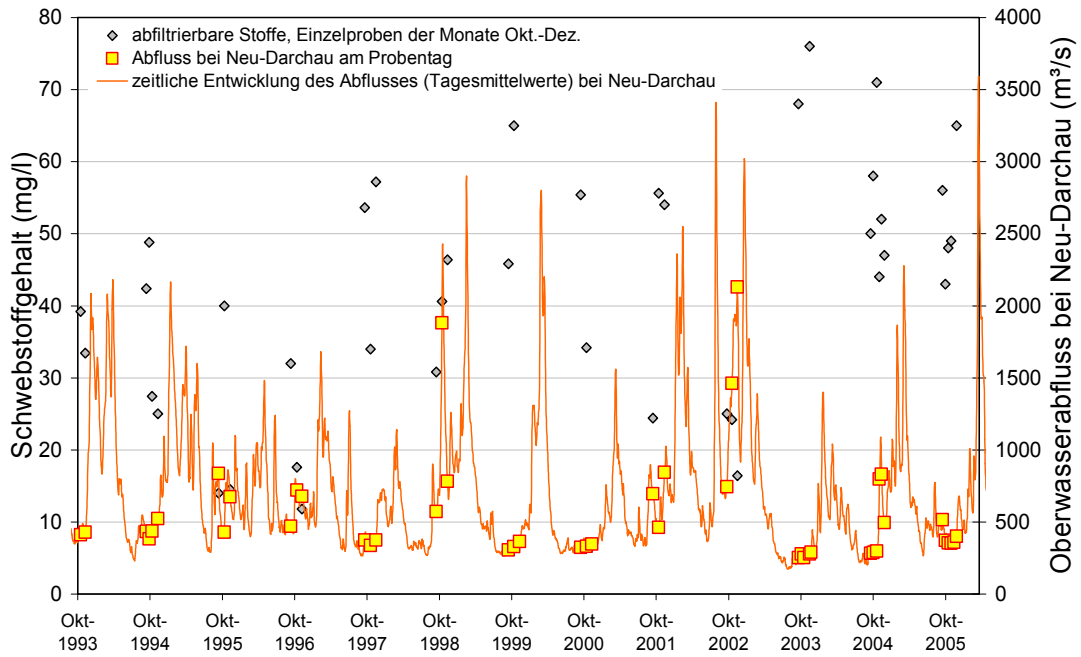


Abbildung 6-11: Schwebstoffgehalte (Einzelproben) an der Messstelle Seemannshöft in den Monaten Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 sowie Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses an der Station Neu Darchau. Abflusswerte der Probenahmetage der Schwebstoffe sind durch gelbe Kästchen hervorgehoben (ARGE ELBE Daten, DGJ).

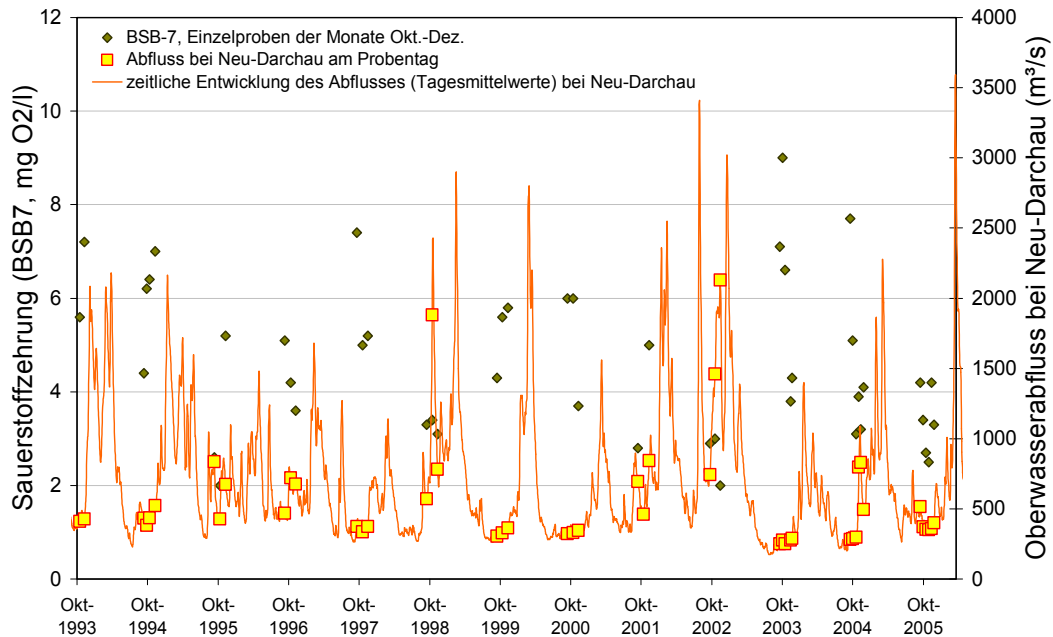


Abbildung 6-12: Sauerstoffzehrung (Einzelproben) an der Messstelle Seemannshöft in den Monaten Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 sowie Tagesmittelwerte des Oberwasserabflusses an der Station Neu Darchau. Abflusswerte der Probenahmetage des BSB-7 sind durch gelbe Kästchen hervorgehoben (ARGE ELBE Daten, DGJ).

Tabelle 6-2: Mittelwerte im Zeitraum Oktober bis Dezember der Jahre 1993 - 2005 an der Station Seemannshöft für Sauerstoffzehrung (n = 3 - 5 pro Jahr), Schwebstoffgehalte (n = 3 - 5 pro Jahr) Oberwasserabflüssen bei Neu Darchau (n = 273 pro Jahr) sowie Summe der im gleichen Zeitraum (Okt. bis Dez.) nach Neßsand umgelagerten Baggermengen, Daten DGJ, ARGE ELBE und HPA-Teilberichte.

Jahr	Q- Mittelwert	SS- Mittelwert	BSB7- Mittelwert	Baggermengen- Summe
	m ³ /s	mg/l	mg O ₂ /l	Mill m ³
1993	545	39	8,1	
1994	495	36	6	
1995	644	22,8	3,3	
1996	595	20,5	4,3	
1997	389	48	5,9	
1998	1051	39	3,3	0,4
1999	357	67	5,2	0,4
2000	348	55	5,2	0,9
2001	660	45	7,8	1,1
2002	1317	22	2,6	0,5
2003	286	89	6,2	1,9
2004	464	56	4,7	3,9
2005	411	59	3,6	1,3

Betrachtet man nun zusätzlich noch die Umlagerungsmengen aus dem Hamburger Hafen nach Neßsand (Tabelle 6-2), so werden wieder die extremen Unterschiede zwischen den Jahren 2002 und 2003 deutlich:

- > 2002 - mit hohem Oberwasserabfluss im Oktober - Dezember, geringen Schwebstoffgehalten, geringer Sauerstoffzehrung und geringen Umlagerungsmengen.
- > 2003 - mit niedrigem Oberwasserabfluss, hohen Schwebstoffgehalten, hoher Sauerstoffzehrung und hohen Umlagerungsmengen.

Vergleicht man die Jahre 1999 und 2000 mit Umlagerungsmengen nach Neßsand, die unter 1 Mio. m³ lagen, mit den Jahren 2004 und 2005 mit Umlagerungsmengen von 1,9 Mio. m³ und 3,9 Mio. m³, so sind geringe Unterschiede in den Schwebstoffgehalten, aber keine eindeutigen Unterschiede bezüglich der gemessenen Sauerstoffzehrungen zu erkennen: 1998 bis 2000 traten im Mittel Schwebstoffgehalte von 39 mg/l bis 67 mg/l und Zehrungen von 3,3 mg O₂/l bis 5,2 mg O₂/l auf. In den Jahren 2004 und 2005 traten im Mittel Schwebstoffgehalte von 56 mg/l und 59 mg/l und Zehrungen von 3,6 mg O₂/l bis 4,7 mg O₂/l (sowie ein Extremwert von 7,7 mg/l) auf.

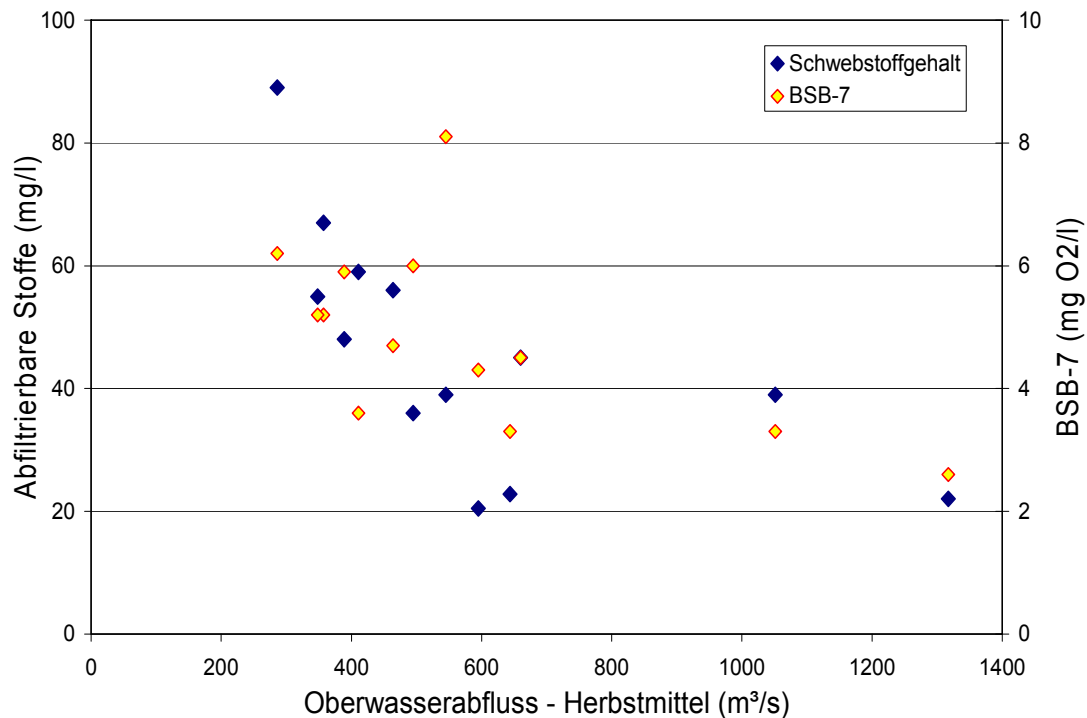


Abbildung 6-13: Abhängigkeit der Schwebstoffgehalte (Mittelwert der Monate Oktober bis Dezember, n = 3 - 5) und der Sauerstoffzehrung (BSB-7, n = 3 - 5) (Einzelproben der Monate Oktober bis Dezember) vom Oberwasserabfluss (Mittelwert Oktober bis Dezember) an der Messstelle Seemannshöft in den Jahren 1993 bis 2005; Daten ARGE ELBE und DGJ.

Festzuhalten bleibt, dass ein grundlegender Zusammenhang zwischen ansteigenden Trübungswerten bzw. Schwebstoffgehalten und Sauerstoffzehrungswerten mit zurückgehenden Oberwasserabflüssen für den Bereich Neßsand bis Hamburger Hafen besteht (Abbildung 6-13). Die vom Hamburger Hafen nach Neßsand umgelagerten Mengen zeigen eine ebensolche Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss, d. h. im Vergleich der Jahre fallen bei geringeren Abflüssen aus der Mittel-elbe höhere Umlagerungsmengen im Hamburger Hafen an (Tabelle 6-2). Daraus folgt, dass bei gleichgerichteter Abhängigkeit die höheren Umlagerungsmengen mit höheren Schwebstoffgehalten sowie auch höheren Sauerstoffzehrungswerten in die Elbe bei Neßsand korrelieren (Abbildung 6-14). Das Ausmaß des Einflusses des Umlagens nach Neßsand auf die Schwebstoffakkumulation insbesondere bei geringen Oberwasserabflüssen ist noch nicht abschließend geklärt. Daraus folgt, dass eine damit zusammenhängende Zunahme der Sauerstoffzehrung derzeit nicht eindeutig belegt werden kann.

Im Weiteren soll nun anhand der Daten der Dauermessstelle Blankenese (Abbildung 6-15) untersucht werden, ob eine Beeinflussung der Sauerstoffgehalte durch die Umlagerungen in der Tideelbe bei Neßsand zu erkennen war. Dabei muss beachtet werden, dass der Sauerstoffgehalt im Wasser das Ergebnis vieler, teilweise gegenläufiger, biologischer, chemischer

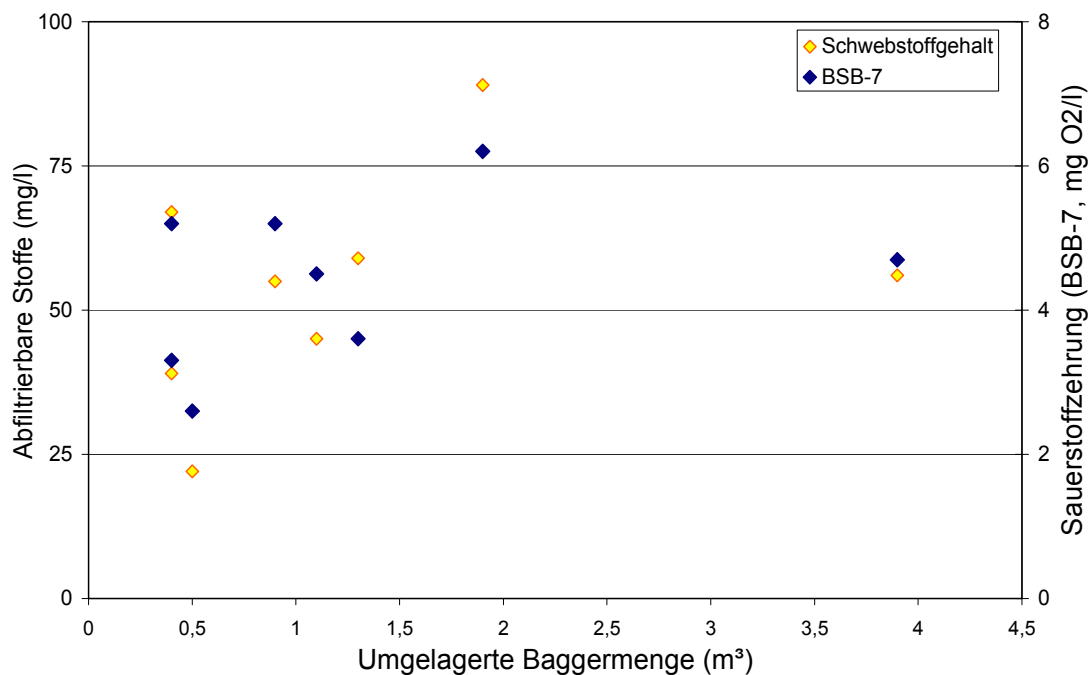


Abbildung 6-14: Abhängigkeit der Schwebstoffgehalte (Mittelwert der Monate Oktober bis Dezember, n = 3 - 5) und der Sauerstoffzehrung (BSB-7, n = 3 - 5) an der Messstelle Seemannshöft (km 628,8) von den Umlagerungsmengen bei Neßsand (kumulative Summe Oktober bis Dezember) in den Jahren 1998 bis 2005, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte.

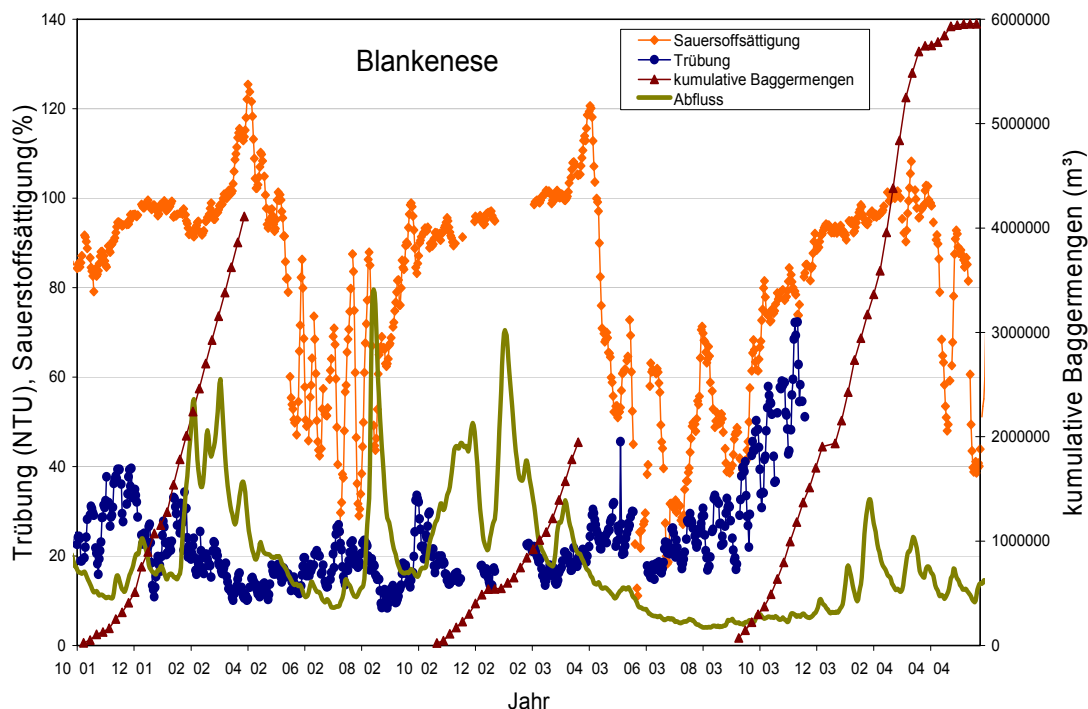


Abbildung 6-15: Trübung und Sauerstoffsättigung an der Station Blankenese sowie kumulative Baggermengen und Abflüsse bei Neu Darchau (Tagesmittelwert*1000, rechte Skala) in den Jahren 2001 bis 2004, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte und DGJ.

und physikalischer Prozesse ist (Kapitel 4). Der oben betrachtete Sauerstoffzehrungsprozess wird ständig durch sauerstoffeintragende Prozesse ausgeglichen, so dass eine erhöhte Sauerstoffzehrung u. U. nur zu sehr geringfügigen Änderungen im Sauerstoffgehalt des Wassers führt. Für die Jahreszeit Herbst/Winter ist die physikalische Wiederbelüftung über die Wasseroberfläche der bedeutendste eintragende Prozess. Im Herbst/Winter der Jahre 2001 und 2002, also in Jahren mit geringen Erhöhungen der Trübung und der Sauerstoffzehrung, ist eine Beeinflussung anhand der Sauerstoffgehalte nicht zu ersehen. In diesen Jahren lag die Sauerstoffsättigung ab 24.10.2001 bzw. sogar schon ab 23.09.2002 über 80 %. Im Jahr 2003 hingegen wurde der Sättigungswert von 80 % erst am 5.12.2003 erreicht. Hierzu könnten die höheren Sauerstoffzehrungsraten infolge erhöhter Schwebstoffgehalte mit beigetragen haben. Noch deutlichere Beeinflussungen des Sauerstoffgehaltes durch hohe Sauerstoffzehrungs-
raten dürften zu Beginn der Umlagerungen Ende September 2003 vorgelegen haben. Zu dieser Zeit lagen noch hohe Wassertemperaturen (> 15 °C) vor und die Sauerstoffsättigung überschritt erst am 6.10.2003 den Wert von 50 %. Die aufgrund meteorologischer und hydrologischer Bedingungen vergleichsweise hohen Wassertemperaturen im Herbst 2003 bei hohem Substratangebot (siehe BSB-7-Werte) hatten hohe Sauerstoffverbrauchsraten in der Elbe zur Folge und riefen damit die geringen Sättigungswerte hervor.

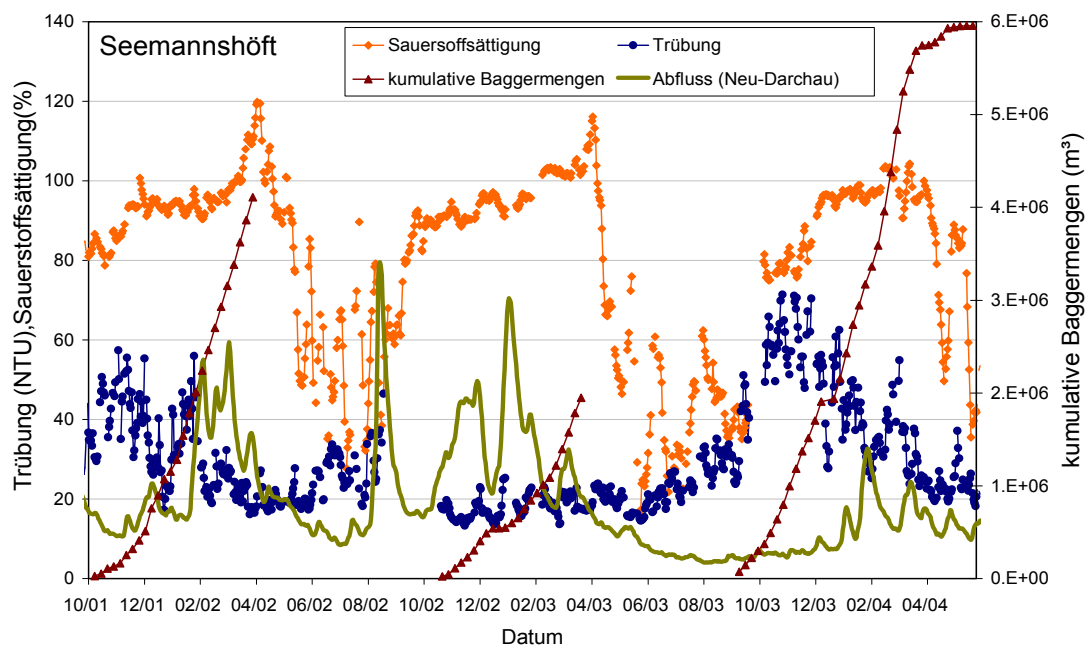


Abbildung 6-16: Trübung und Sauerstoffsättigung an der Station Seemannshöft sowie kumulative Baggermengen und Abflüsse bei Neu Darchau (Tagesmittelwert*1000, rechte Skala) in den Jahren 2001 bis 2004, Daten ARGE ELBE, HPA-Teilberichte und DGJ.

Die auftretenden Sauerstoffuntersättigungen sind sowohl in Blankenese als auch an der Station Seemannshöft (Abbildung 6-16) zu beobachten. Damit wird angezeigt, dass die Sauerstoffverhältnisse bei Blankenese im Wesentlichen nicht lokal verursacht sind, sondern

dass „großräumigere“ Ursachen, nämlich die aus der Mittelmeer stammenden organischen (= algenbürtigen) Belastungen die Sauerstoffgehalte in diesem Abschnitt der Tideelbe steuern.

Für die Auswirkungen von Umlagerungen auf den Sauerstoffgehalt sind die im System herrschenden Hintergrundwerte des Schwebstoffs von besonderer Bedeutung. Saisonale Änderungen der Schwebstoffkonzentration und -zusammensetzung, (großskaligere Abhängigkeiten zum Oberwasserabfluss und dem Algeneintrag aus der Mittelmeer) haben dabei auf die Sauerstoffzehrung und den Sauerstoffgehalt einen größeren Einfluss als die auf die Tidedynamik bzw. die Strömungsverhältnisse zurückzuführenden kleinskaligen Änderungen der Schwebstoffgehalte. Durch biologische Prozesse wird dabei mehr die Qualität der Schwebstoffe (und damit die Eigenschaften der Schwebstoffe) als die Quantität beeinflusst. Wichtig hierbei sind jahreszeitliche Aspekte, wie der sommerliche Eintrag großer Algenbiomassen in den oberen Abschnitt der Tideelbe und der damit zusammenhängende hohe organische Anteil (entspricht Abbaugrad) der Schwebstoffe (siehe hierzu auch Abschnitt Zehrung).

6.3.3 Sauerstoffdefizite durch sohlennah erhöhte Schwebstoffgehalte

Im Längsverlauf von Ästuaren kommt es im Bereich des Salzgradienten zur Ausbildung einer Trübungszone. Neben dieser longitudinalen Verteilung kommt es über die Tidephase auch zu einer vertikalen Zonierung der Schwebstoffe, wenn zu Kenterpunktzeiten die Strömungsgeschwindigkeiten klein werden. Dann sinken die Schwebstoffpartikel ab und reichern sich in den sohlennahen Wasserschichten an.

Bestehen Schichten mit höherer Dichte über längere Zeiträume (mehrere Tage bis Wochen), können Sauerstoff verbrauchende Prozesse in diesen zu einem reduktiven Milieu führen. Als Folge entstehen sohlennahe Schichten mit sehr geringen Sauerstoffgehalten bis hin zu sauerstofffreien Zonen. Durch die reduktiven Prozesse können zusätzlich reduzierte Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen sowie Ammonium entstehen. Werden diese Verbindungen wieder in die überliegenden Wasserschichten eingemischt, führen sie dort zu hohen chemischen und biologischen Sauerstoffverbräuchen. Zudem bilden die großen Partikeloberflächen eine hervorragende Aufwuchsfläche für Bakterien (> Festbettreaktor), d. h. in diesen Suspensionen ist eine hohe mikrobielle Aktivität zu finden, die dazu führt, dass der Sauerstoff schnell verbraucht wird. Da zudem diese bodennahen Schichten schlecht über die atmosphärische Wiederbelüftung mit Sauerstoff versorgt sind, kann die hohe Zehrung nicht ausgeglichen werden und der Sauerstoffgehalt in diesen Schichten geht zurück.

Diese Zusammenhänge sind für schwebstoffreiche Ästuare wie u. a. für die Gironde (Abril et al. 1999) beschrieben. Auch in der Ems treten über längere Zeiträume bei geringen Oberwasserabflüssen hohe sohlennahe Schwebstoffgehalte (> 50 g/l) auf. Diese Schichten können sauerstofffrei werden und damit den Sauerstoffgehalt der Unterems stark beeinträchtigen (Schöl et al. 2006c).

In der Tideelbe sind bisher keine räumlich und zeitlich ausgeprägten sohlennahen Schichten mit sehr hohen Schwebstoffgehalten beobachtet worden. Lokale Untersuchungen fanden im Vorhafen der NOK-Schleuse Brunsbüttel und der Rhinplate statt (Nasner 2006, Reimers et al. 1998). Einzelmessungen zur vertikalen Verteilung der Schwebstoffe und des Sauerstoffs in der Tideelbe bei km 639 und km 649 zeigten eine deutliche Zunahme der Schwebstoffe in

Richtung Sohle, aber keine Beeinflussung der Sauerstoffgehalte (Kerner et al. 1995). Bei Untersuchungen im Hamburger Hafen traten in den sohlennahen Proben, die zum Ebbkenterpunkt genommen wurden, deutlich höhere Schwebstoffgehalte mit höheren Sauerstoffzehrungen auf als in oberflächennahen Proben (Schöl & Kausch 1986).

Als Folge der Umlagerung von Baggermaterial kann sich, zumeist vorübergehend, eine sohlennahe Schicht mit hohen Schwebstoffgehalten bilden. Bei begleitenden Untersuchungen bei Umlagerungen im November 1995 vor Wittenbergen wurde nach dem Umlagern von überwiegend schlackigen Material eine sohlennahe Schwebstoffschicht mit hohen Konzentrationen (1,6 m dick und 25 g/l) detektiert (GKSS-DRL-RCL 1995). Messtechnisch erfassbare hohe Dichten traten in Teilbereichen (in diesem Fall nahe dem Nordufer bei Wittenbergen) noch bis zwei Stunden nach Umlagerung auf. Andere Umlagerungsverfahren, wie das Wasserinjektionsverfahren und das Schlick-Eggen, erzeugen eine sohlennahe Dichteströmung, mit der die Schwebstoffe/Sedimente mit der Ebbströmung aus Hafenbecken transportiert werden. Die mit diesen Verfahren erzeugten sohlennahen Schichten mit hohen Schwebstoffkonzentrationen weisen deutlich erhöhte Sauerstoffzehrungswerte auf. Zum Verhalten von Suspensionen hoher Dichte können auch Aussagen von Meyer-Nehls (2000) herangezogen werden. Diese Aussagen beziehen sich auf die Auswirkungen von Wasserinjektionsverfahren, bei denen Suspensionen mit hohen Dichten gezielt erzeugt werden. Ein nennenswerter Rückgang des Sauerstoffgehaltes war nur in wenigen Fällen und dann kurzzeitig feststellbar. Eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes ging stets mit Einmischung der remobilisierten Sedimente und einem Anstieg der Schwebstoffgehalte einher. Langfristige Auswirkungen auf die Gewässergüte wurden bei diesen Untersuchungen nicht ermittelt.

6.3.4 Beeinflussung der Primärproduktion

Die Trübung beeinflusst das Unterwasserlichtklima und damit die Lichtmenge und die spektrale Zusammensetzung der Strahlung, die den Algen zur Photosynthese zur Verfügung steht. Da das Algenwachstum in Flüssen und insbesondere in Ästuaren stark lichtabhängig ist (Schöl et al. 2002, Schöl et al. 2006 a/b, Becker et al. (eingereicht)), kann somit eine indirekte Beeinflussung der Primärproduktion infolge der durch Umlagerungsaktivitäten erhöhten Trübung vorliegen. Die Algenbiomasse in der Tideelbe zeigt eine deutliche Längszonierung auf (Kapitel 4). Die Abnahme der Algen im Hamburger Hafen und im unterhalb anschließenden Elbabschnitt ist im Wesentlichen auf den durch Lichtmangel bedingten Rückgang der Wachstumsrate der Algenzellen zurückzuführen. Die Kurven der Primärproduktion und der Biomasse (beide Größen sind dabei auf ein Wasservolumen bezogen) verlaufen somit im Längsschnitt der Tideelbe gleichsinnig. Die Gründe für die limitierende Lichtversorgung sind in den hohen Trübungswerten und den großen Wassertiefen zu finden. Die Wassertiefe steigt von Bunthaus (km 609) bis in den Hamburger Hafen (km 620) bezogen auf die Fahrrinne deutlich von 5 m auf 17 m an. Die Trübung hingegen hat ihren größten Gradienten, in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses, weiter stromab, meist im Bereich um Glückstadt (km 660).

Die Untergrenze der euphotischen Schicht, d. h. die Zone, in der ein Wachstum für Algen möglich ist, befindet sich ungefähr bei 1 % des Oberflächenlichtes. Wegen der hohen Schwebstoffgehalte liegt diese 1 %-Grenze in der Elbe bei sehr geringen Wassertiefen. In der

limnischen Zone kann die euphotische Schicht bis zu 2 m tief sein, in der Trübungszone bei Brunsbüttel hingegen nur 0,3 m. Die Tiefe der euphotischen Schicht verändert sich im Längsschnitt der Tideelbe. Aufgrund der hohen Turbulenz zu den meisten Zeiten der Tide ist bei großen Wassertiefen die Verweilzeit der Algen in der euphotischen Zone nur sehr kurz.

Die im Elbabschnitt vom Hamburger Hafen nach Neßsand zunehmende Trübung kann insbesondere bei geringen Oberwasserabflüssen zu einer Limitierung des Algenwachstums beitragen. Diese Auswirkungen auf das Algenwachstum sind dabei stark abhängig von der Jahreszeit bzw. der Vegetationsperiode der Algen. In den Monaten November bis Februar mit geringer Globalstrahlung und niedrigen Wassertemperaturen dürften durch eine erhöhte Trübung keine oder nur geringe Auswirkungen auf die dann geringe Algenbiomasse zu erwarten sein. In der Vegetationsperiode März bis Oktober kann ein Anstieg der Trübung bzw. ein Verschieben des sonst bei Glückstadt beginnenden Schwebstoffgradienten nach oberstrom eine Verstärkung der Lichtlimitierung bewirken.

6.3.5 Sauerstoffgehalte und Belastungssituation der Tideelbe

Die herrschenden Sauerstoffgehalte stellen für die Beurteilung der ökologischen Folgen von Umlagerungen einen wichtigen Hintergrundwert dar. Generell gilt, dass bei geringen Sauerstoffgehalten, also einer vorhandenen Vorbelastung, eine zusätzlich durch Umlagerungen bewirkte Belastung vermieden werden sollte. Die Sauerstoffgehalte in der Tideelbe liegen im Sommer innerhalb eines Bereiches von km 620 bis km 670 meist unter 6 mg O₂/l. Fischkritische Sauerstoffgehalte unter 3 mg/l treten seltener und räumlich begrenzter auf.

Die Hintergrundbelastung wird durch den Stoffeintrag in Form von lebender und abgestorbener Biomasse aus der Mittelelbe erzeugt. Wichtig für die Höhe der Belastung der Tideelbe ist die gegenläufige Korrelation von Oberwasserabfluss und Algenentwicklung in der Mittelelbe. D. h. bei abflussarmen Zeiten (in der Vegetationsperiode) wird aufgrund längerer Entwicklungszeiten mehr Algenbiomasse in der Mittelelbe produziert und damit am Wehr Geesthacht als abbaubares Material in die Tideelbe eingetragen (Abbildung 6-17).

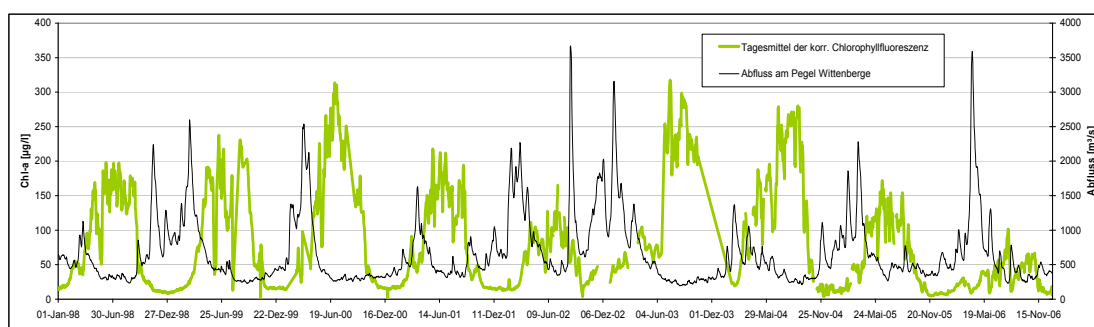


Abbildung 6-17: Abfluss am Pegel Wittenberge (idt. mit Neu Darchau) und auf Chlorophylla korrigierte kontinuierliche Fluoreszenz-Messwerte bei km 470 (Station Cumlosen, Daten des LUA Brandenburg und DGJ) der Jahre 1998 bis 2006.

Diese Belastung (organisches, algenbürtiges Material) akkumuliert bei geringen Abflüssen besonders stark im Hamburger Hafen und unterhalb bis ca. km 645. Damit fördert ein geringes Oberwasser die Algenentwicklung in der flachen Mittelelbe und gleichzeitig die

räumliche Einengung der Abbauprozesse im Bereich des Hamburger Hafens, wodurch die Intensität der Sauerstoffdefizite verstärkt wird. Beide Prozesse sind abhängig vom Oberwasser- und der davon bestimmten Aufenthaltszeit im System. Weitere wichtige Kofaktoren sind: (i) Eine hohe Wassertemperatur, welche die mikrobiellen Sauerstoff verbrauchenden Abbauprozesse fördert. (ii): Weiterhin trägt der Wegfraß der Algen durch das Zooplankton zu einem beschleunigten Abbau bei, da von den Zooplanktern gefressene Algen (bzw. die Ausscheidungsprodukte der Tiere) schon besser für den mikrobiellen Abbau aufgeschlossen sind.

Als Folge kann der hohe mikrobielle Sauerstoffverbrauch durch die aufgrund der hohen Wassertiefen nur geringe atmosphärische Wiederbelüftung nicht ausgeglichen werden.

Wie aus Abbildung 6-18 zu ersehen ist, verhalten sich die Chlorophyllkonzentration bei Cumlosen (Mittelbe, km 470) und der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe bei Seemanshöft (km 623,8) gegenläufig. Die Jahre mit hohen Frühjahrs- oder Sommerhochwässern, wie die Jahre 2002, 2005 und 2006, haben zu vergleichsweise geringen Algengehalten in der Mittelbe geführt. Durch die verringerte Belastung wurden günstigere (= weniger Untersättigung, keine Werte kleiner als 20 %) Sauerstoffgehalte in Hamburger Hafen bei Seemannshöft bewirkt.

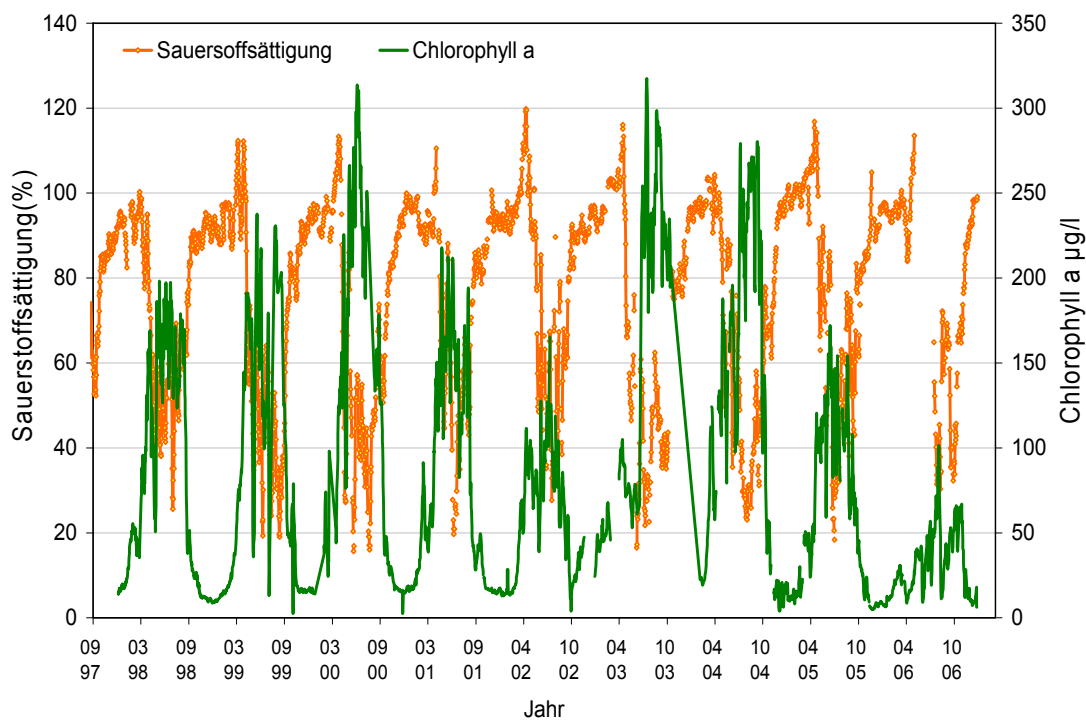


Abbildung 6-18: Chlorophyllkonzentration bei Cumlosen (Mittelbe, km 470) und der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe bei Seemanshöft (km 623,8), Daten LUA Brandenburg und ARGE ELBE.

Der Sauerstoffgehalt im Umlagerungsbereich bei Pagensand befindet sich am unteren Rand des sogenannten „Sauerstofftals“ der Tideelbe. Dies ist in Abbildung 6-19 veranschaulicht.

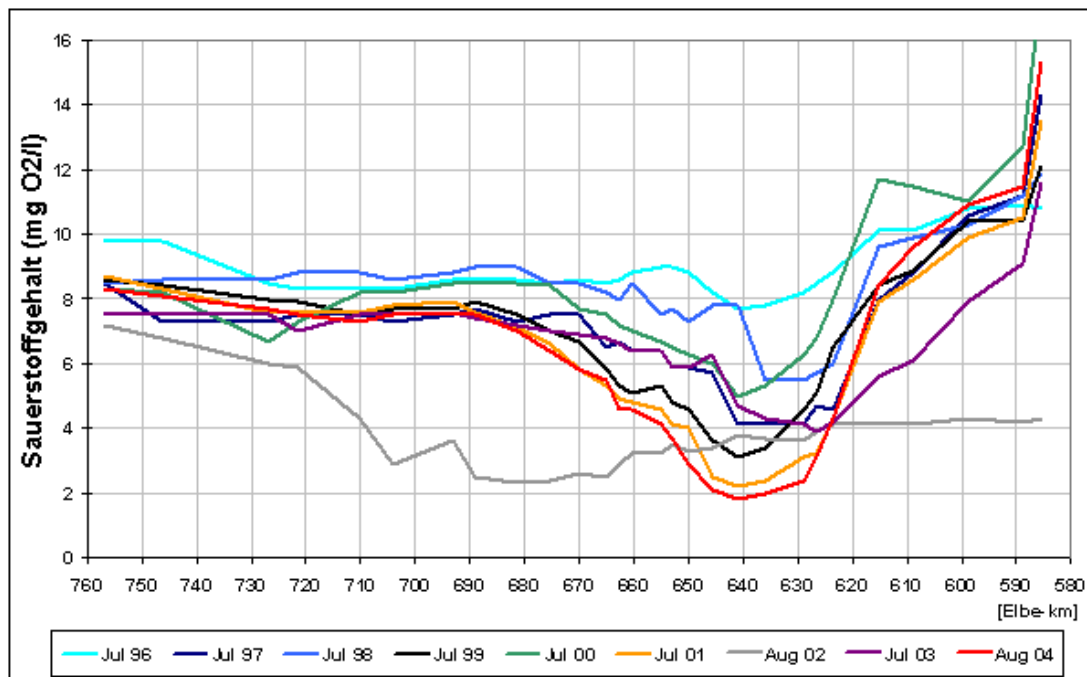


Abbildung 6-19: Elbe-Längsschnitt für die Sauerstoffgehalte in den Monaten Juli und August der Jahre 1996 bis 2004. (Daten ARGE ELBE)

An der nahegelegenen Dauermessstelle Grauerort (km 660,5) wurden in den Jahren 2003 und 2004 Sauerstoffgehalte kleiner 6 mg/l im Mai bis September zeitweise unterschritten, Gehalte unterhalb von 4 mg O₂/l wurden nicht registriert. Vor dem Hintergrund dieser Sauerstoffwerte sind zusätzliche Sauerstoffzehrungen, die durch das Verbringen von Baggergut in diesen Bereich bewirkt werden, als weniger belastend für den Sauerstoffhaushalt zu bewerten. Stromab von km 680 treten in den gemessenen Längsprofilen keine Sauerstoffwerte unterhalb 5 mg/l auf. Zudem sind die für Brunsbüttel (km 695) gemessenen Sauerstoffzehrungswerte trotz der hohen Schwebstoffgehalte mit im Mittel 2,5 mg O₂/l niedrig. Diese Daten zeigen einen vergleichsweise ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt an.

6.3.6 Einfluss von Trübung auf das Makrozoobenthos der Tideelbe

Eine erhöhte Trübung betrifft alle biologischen Prozesse, bei denen über Filtrationseinrichtungen Atemwasser und/oder Nahrungspartikel aufgenommen werden. Insofern sind fast alle Vertreter des Makrozoobenthos betroffen. Allerdings sind mir nur Untersuchungen über den Einfluss der Trübung auf Muscheln bekannt (von den 233 in der Tideelbe nachgewiesenen Arten gehören sieben zu den Muscheln). Wie sich eine erhöhte Trübung auf das übrige Makrozoobenthos auswirkt, kann daher nicht betrachtet werden. Bezüglich der Muschelfauna in der Elbe zeigt der historische Vergleich (Kapitel 4.6.1), dass diese heute stark dezimiert ist. Heute kommen in der Elbe noch folgende Arten vor: *Dreissena polymorpha*, *Ensis directus*, *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Mysella bidentata*, *Mytilus edulis* und *Pisidium* sp., wobei die Individuenzahlen meist relativ klein (etwa 20 bis 700 Ind/m²) sind. Die Hauptbesiedlungsschwerpunkte der Muscheln liegen in der Tideelbe bei km 650 (Übergang von Abschnitt 1 zu 2) und bei km 750 (Abschnitt 4). Eine höhere Schwebstofffracht in der Tideelbe hat

einen Verdünnungseffekt für die Nahrung der Muscheln zur Folge, so dass sich bei den meisten Muschelarten die Filtrationsleistung reduziert. Insofern kann die Reduktion der Schwebstoffe einen positiven Einfluss auf die Muschelfauna haben und eine Erhöhung zu einer negativen Beeinflussung führen. Bezüglich eines Sedimentmanagements ist es empfehlenswert, die noch vorhandenen Bereiche mit Muschelbesiedelung nicht zusätzlich durch Umlagerung negativ zu beeinflussen. Dies gilt sowohl für das Maximum im limnischen Bereich der Tideelbe bei km 650 als auch für den marinen Bereich ab km 730.

6.3.7 Einfluss des Sauerstoffgehalts auf das Makrozoobenthos der Tideelbe

In der Tideelbe liegt der Bereich mit dem geringsten Sauerstoffgehalt im Bereich von km 620 bis km 660 (Kapitel 4.3.1.1), wobei auch hier die Sauerstoffkonzentrationen meist noch oberhalb des für das Makrozoobenthos kritischen Werts von 2 mg/l liegen. Insofern scheint der Sauerstoffgehalt des Wasserkörpers der Tideelbe kein limitierender Faktor für das Makrozoobenthos zu sein. Somit ist es unwahrscheinlich, dass eine Verbesserung der Sauerstoffsituation in der Tideelbe zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung und damit zu einer Erhöhung der Diversität der Fauna in diesem Abschnitt der Tideelbe führen würde.

6.3.8 Trübung und Fischfauna

Für die Fischfauna relevante Aspekte im Rahmen eines Sedimentmanagements sind insbesondere Veränderungen der Schwebstoffgehalte in der Wassersäule und die damit in Zusammenhang stehenden Änderungen von Sauerstoffgehalten und Sedimentations- und Erosionsprozessen. Weiterhin sind die Auswirkungen von Schadstoffen in Schwebstoffen und Sedimenten auf die Fischbestände der Tideelbe zu betrachten.

Die Auswirkungen unterschiedlicher **Schwebstoffgehalte** auf Fische wurden für eine Reihe ästuariner Arten experimentell untersucht (aktuellste zusammenfassende Literaturlauswertung in Wilber & Clarke 2001 sowie, auf die Situation in der Tideelbe bezogen, in Haesloop 2004). Aus dem Freiland liegen nur vergleichsweise wenige Untersuchungen vor.

Im Allgemeinen sind die in Ästuaren häufig vorkommenden Arten ab dem Jungfischstadium gut an die dort natürlicherweise auftretenden, lokal und zeitweise sehr hohen Schwebstoffkonzentrationen angepasst. Gegenüber hohen Schwebstoffgehalten „tolerante“ ästuarine Arten überleben im Experiment Konzentrationen von mehr als 10 g Fullererde/l für mindestens 24 Stunden. Natürliche Sedimente können noch höher aufkonzentriert werden, bevor einzelne Fische sterben (Wilber & Clarke 2001). Für Regenbogenforellen, die vermutlich empfindlicher gegenüber hohen Schwebstoffgehalten sind als ästuarine Arten, werden von Petz-Glechner et al. (2001) bis zu 5 g/l über einen Zeitraum von 24 Stunden als unbedenklich eingestuft. Derartig hohe Schwebstoffgehalte treten in der Tideelbe vermutlich nur an Umlagerungsstellen auf, so dass dort einzelne Fische, die nicht rechtzeitig fliehen können, ersticken (Verstopfen der Kiemen) bzw. überdeckt werden. Dies ist insbesondere bei juvenilen Plattfischen denkbar, für die im Rahmen von HABAK-Untersuchungen geringere Dichten an Umlagerungsstellen nachgewiesen wurden (Haesloop 2004).

Wesentlich empfindlicher als Jung- und ausgewachsene Fische sind Fischeier und -larven. Die Trübungszone wird daher als Laichplatz gemieden. Häufige ästuarine Arten laichen entweder stromauf (z. B. Stint, Finte) oder stromab (z. B. Hering) der Trübungszone bzw. wandern erst als Jungfisch in das Gebiet der Tideelbe ein (z. B. Flunder). In Laborversuchen mit Eiern von 6 ästuarinen Fischarten der amerikanischen Atlantikküste wiesen Auld & Schubel (1978, zit. in Haesloop 2004) für zwei Arten einen reduzierten Schlupferfolg bei Schwebstoffgehalten von 1 g/l nach. Fischlarven dieser Arten erwiesen sich noch als deutlich empfindlicher als die Eier. Bei drei der sechs Arten wiesen die Larven bei Gehalten ab 500 mg/l reduzierte Überlebensraten auf und eine mit der einheimischen Finte verwandte amerikanische Art (*Alosa sapidissima*) zeigte bereits ab 100 mg/l reduzierte Überlebensraten. Kommen weitere negative Einflüsse wie z. B. geringe Sauerstoffgehalte hinzu, so ist mit noch deutlicheren Schäden an Fischeiern und -larven durch hohe Schwebstoffgehalte zu rechnen. „Diese Ergebnisse lassen Beeinträchtigungen von Eiern und Larven insbesondere von direkt in der Stromelbe ablaichenden Arten (Finte, Stint, Schnäpel, potenziell auch des Störs im Fall erfolgreicher Wiederansiedlungsversuche) möglich erscheinen, insbesondere zu Zeiten intensiver Umlagerungstätigkeiten, wie sie in den Sommermonaten auftreten können“ (Haesloop 2004).

Beeinträchtigungen bzw. Reaktionen des Stoffwechsel werden bei den Adulten der ästuarinen Fischarten etwa ab 1 g Fullererde/l nachgewiesen (Wilber & Clarke 2001). Da Schwebstoffe sich an den Kiemen anlagern, werden die Atmung und der Gasaustausch erschwert. Die Folgen sind u. a. eine erhöhte Schleimproduktion zur Säuberung der Kiemen, eine Erhöhung der Zahl roter Blutkörperchen sowie eine zunehmende Empfindlichkeit gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten im Wasser. Diese Auswirkungen hoher Schwebstoffgehalte können ebenfalls an Umlagerungsstellen, insbesondere im Bereich des sommerlichen „Sauerstofftales“ relevant sein.

Für einige Fischarten ist ein verminderter Erfolg bei der Beutesuche in trübem Wasser belegt. Viele ästuarine Arten zeigen allerdings spezielle Anpassungen wie einen reflektierenden Augenhintergrund, der Restlicht verstärkt. Dies ist z. B. bei Kaulbarsch und Zander der Fall, die in der Trübungszone der Untereelbe große Bestände und hohe Stückgewichte erreichen. Einige Fischarten sollen Trübungswolken und trübe Gewässerabschnitte auch gezielt aufsuchen, um sich vor Fressfeinden zu verbergen. Diese und ähnliche Effekte wirken sich unterschiedlich auf Wachstum und Überlebensraten der vorkommenden Fischarten aus. Bei großräumigen Änderungen der Schwebstoffsituation sind daher Artverschiebungen in den betroffenen Abschnitten der Tideelbe möglich.

6.3.9 Sauerstoff und Fischfauna

Die von Fischen der Tideelbe benötigten Sauerstoffgehalte variieren zwischen den Arten und deren verschiedenen Altersstadien. Ferner besteht eine hohe Temperaturabhängigkeit, d. h. bei hohen Wassertemperaturen benötigen die wechselwarmen Fische deutlich mehr Sauerstoff als bei niedrigen Wassertemperaturen. Dementsprechend sind sie in den warmen Sommermonaten erheblich empfindlicher gegenüber Sauerstoffmangel als im Winterhalbjahr.

Die von einigen, in der Tideelbe häufigen Fischarten bei sommerlichen Wassertemperaturen (20 °C) bevorzugten (Normal) und gerade noch ertragenen (Minimal) Sauerstoffgehalte sind

Tabelle 6-3 zu entnehmen. Ein normales Verhalten und Wachstum ist i. d. R. nur im Normalbereich (für die meisten Arten ab etwa 5 mg/l) möglich. Bei Sauerstoffgehalten zwischen Minimal und Normal reagieren die Tiere u. a. mit einer erhöhten Atemfrequenz (Kiemenbewegungen), einer Reduzierung oder Einstellung der Nahrungssuche und Ausweichbewegungen in sauerstoffreichere Gewässerabschnitte.

Tabelle 6-3: Sauerstoffbedarf einiger Fischarten der Tideelbe bei 20 °C Wassertemperatur (nach Daten in Wolter et al. 2003)

Fischart	O ₂ -Bedarf bei 20 °C (mg/l)		
	Minimal	Normal	Toleranz
Aal	0,4 - 0,8	2,0 - 4,0	tolerant
Brassen, Blei	0,6 - 1,1	6,0 - 8,0	unspezifisch
Rotauge, Plötze	1,2	5,0 - 7,0	unspezifisch
Dreistachliger Stichling	< 2,0	4,0 - 6,0	unspezifisch
Flussbarsch	0,4 - 1,2	5,0 - 6,0	unspezifisch
Kaulbarsch	0,8 - 1,2	5,0 - 6,0	unspezifisch
Zander	0,8 - 1,9	5,0 - 6,0	unspezifisch
Rapfen	2	7,0 - 8,0	intolerant
Quappe	1,4 - 2,0	7,0 - 9,0	intolerant

Speziell mit den Fischarten und der Sauerstoffsituation der Tideelbe hat sich Möller (1988) beschäftigt. Für eine Wassertemperatur von 8 °C (15 °C beim Aal) ermittelte er in Versuchen, dass die Sterblichkeit beim Kabeljau mit 5,0 mg O₂/l, bei der Kliesche und Scholle mit 2,5 mg O₂/l, bei der Flunder mit 1,5 mg O₂/l und beim Aal mit 0,4 mg O₂/l einsetzte. An der Untereelbe stellte Möller (1988) in den Monaten Juli bis Oktober 1985 fest, dass „keine bzw. nur sehr geringe Fänge an Stint auf Stationen gemacht wurden, auf denen der Sauerstoffgehalt 3,5 mg/l oder weniger betrug. Als weniger empfindlich erwiesen sich Kaulbarsch und Flunder, für welche die entsprechenden Werte 2,5 mg/l und 1,5 mg/l betragen. Gute Aalfänge wurden noch bei 0,8 mg/l gemacht.“ Für Salmoniden (Lachs, Meerforelle), welche die Tideelbe als Wanderkorridor nutzen, gelten 5 mg/l bis 5,5 mg/l im Sommer als kritisch. Bei 4 mg/l tritt Atemnot auf (Baur & Rapp 1988). Für ein gutes Gedeihen benötigen Salmoniden möglichst mehr als 10 mg O₂/l (Wootton 1992). Es bleibt festzuhalten, dass die Mehrzahl der in der Tideelbe vorkommenden Fischarten für ein gutes Gedeihen Sauerstoffgehalte über 5 mg/l benötigt. Marine Arten wie Kabeljau, Scholle und Kliesche sind empfindlicher. Einige häufige Arten des Ästuars wie Aal und Flunder sind toleranter.

Fischeier, Larven und kleine Jungfische sind deutlich empfindlicher gegenüber Sauerstoffmangel als die ausgewachsenen Tiere (Meyer-Nehls 1998) und können zudem sauerstoffarmen Bereichen nicht oder nicht rechtzeitig ausweichen. Bei den im Ästuar laichenden Arten wie Stint und Finte können Sauerstoffdefizite zur Laichzeit im Frühjahr und auch im Sommer (kleine Jungfische) daher zu merklichen Bestandseinbrüchen führen. So beschreibt Möller (1984) für eine Untersuchungsserie aus dem Jahr 1982 eine hohe Sterblichkeit der O-Gruppen von Stint und insbesondere Finte nach Auftreten eines Sauerstofftales zwischen

km 620 und km 660. Für juvenile Flundern, die den gleichen Elbeabschnitt besiedeln, wurde hingegen keine hohe Sterblichkeit ermittelt. Sie konnten offenbar erfolgreich stromab und in sauerstoffreichere Randbereiche wie die Pagensander Nebelbe ausweichen. Die Gefahr von Fischsterben ist in der Tideelbe, insbesondere für junge Stinte, bei Sauerstoffgehalten unter 3 mg/l gegeben (ARGE ELBE 2004a).

Da Fische etwa im Bereich zwischen km 620 und km 670 regelmäßig im Sommer durch Sauerstoffmangel beeinträchtigt werden, können sich auch geringe Veränderungen durch eine bestimmte Verbringungsstrategie auf die betroffenen Bestände negativ oder positiv auswirken. Geringe Änderungen des Sauerstoffhaushaltes in den stromauf und stromab anschließenden Gebieten der Tideelbe sind für die Fischfauna von geringerer Bedeutung.

7 Beschreibung der Szenarien

Zur Entwicklung eines Konzeptes für die Umlagerung der seit der letzten Vertiefung im Jahr 1999/2000 stark angestiegenen Baggermengen im Raum Wedel werden verschiedene Handlungsoptionen untersucht. Mit der Betrachtung von Szenarien soll abgeschätzt werden, welche ökologischen Auswirkungen verschiedene Umlagerungsstrategien haben. Dabei sollen die Auswirkungen auf das Gesamtsystem sowie langfristige Folgen bewertet werden. Neben ökologisch negativen Auswirkungen werden auch eventuelle Entlastungen des Systems betrachtet.

Für die Szenarienbetrachtung wird das Elbeästuar in Bereiche unterteilt, die sich primär aus hydrologischer und morphologischer Sicht sowie unter Beachtung charakteristischer Sauerstoffkonzentrationen und Salinitäten ergeben (Abbildung 7-1). Den tidebeeinflussten Flusslauf unterteilen die Bereiche 1 (Wedel - Pagensand) und 2 (Pagensand - Brunsbüttel), den Mündungstrichter deckt Bereich 3 (Brunsbüttel - Cuxhaven) ab und der Bereich 4 liegt in dem an die Seewasserstraßengrenze anschließenden Teil des Elbeästuars, der Außenelbe (Cuxhaven - See). Der Bereich 2 ist der Bereich, der maßgeblich durch die Trübungszone geprägt wird, ein Charakteristikum des Bereichs 1 ist das Sauerstoffdefizit im Sommer.

Als **Bezugszustand** wird der Zustand gewählt, der die Umlagerungspraxis für die Verbringung des Baggergutes aus dem Bereich Wedel bis 2005 einschließt. Er beinhaltet das Umlagern von 2 - 3 Mio. m³ Wedeler Baggergutes überwiegend in den Bereich 1 (km 646 bis km 665; Abbildung 7-1) sowie die Umlagerung von Baggergut aus der Delegationsstrecke Hamburg bei Neßsand (ca. 8 Mio. m³/Jahr).

Weitere Rahmenbedingungen stellt die Ausbautopographie von 1999/2000 dar. Das Baggergut aus der Delegationsstrecke ist in den BfG-Berichten BfG-1472 und BfG-1554 beschrieben (BfG 2005, 2007). Die Auswirkungen der Umlagerung im Bezugszustand ergeben sich aus der Zusammenfassung der Systembeschreibung sowie den funktionalen Zusammenhängen zwischen den verschiedenen abiotischen und biotischen Größen. Zu diesem Bezugszustand werden die in den Szenarien A bis E erwarteten Veränderungen der Auswirkungen herausgearbeitet und bewertet.

Ausgehend vom Bezugszustand werden nachfolgend die Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut für die verschiedenen Szenarien erörtert. Hierzu werden zunächst die maßgebenden Prozesse am Beispiel des Bezugszustandes auf Grundlage der Kapitel 4 „Ist-Zustand“ und 6 „Relevante Aspekte und Zusammenhänge“ detailliert beschrieben. Für die anschließende Betrachtung der Szenarien werden nur die jeweils relevanten Aspekte aufgegriffen und diskutiert.

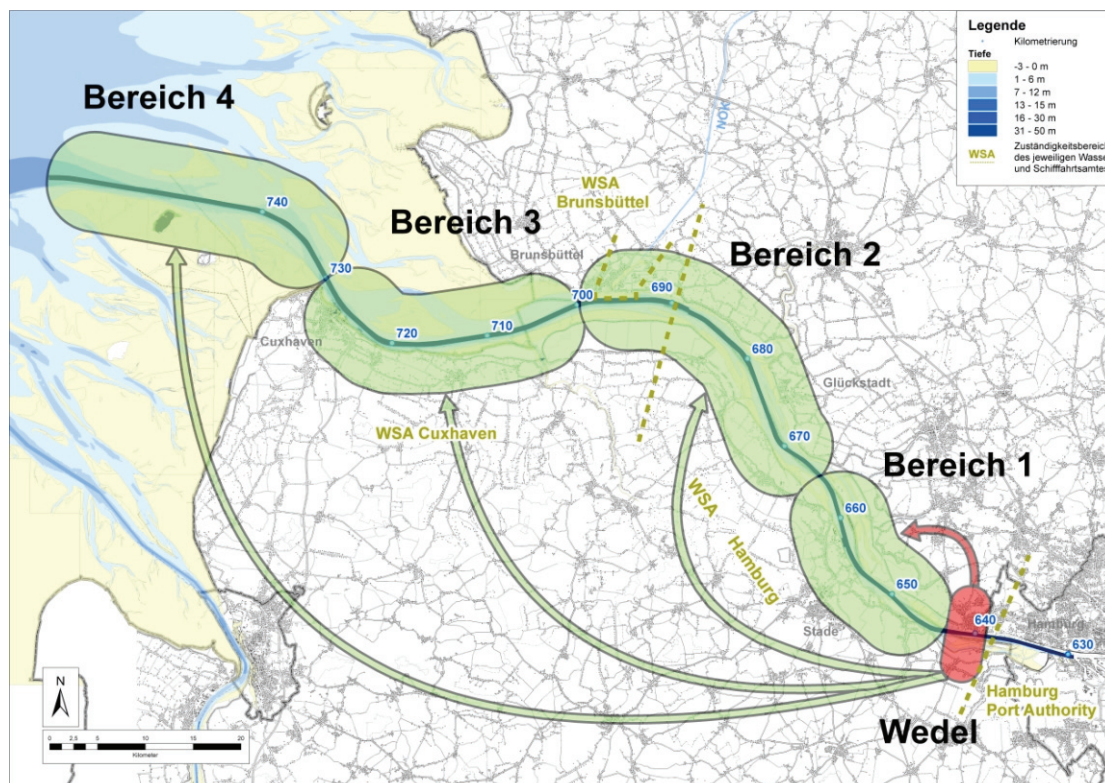


Abbildung 7-1: Übersicht der Tideelbe mit der Grobunterteilung der vier Betrachtungsräume

Entsprechend der Einteilung in die Bereiche 2 bis 4 werden alternativ drei Szenarien der Verbringung von Wedeler Baggergut betrachtet und mit dem Bezugszustand, der die Umlagerungspraxis bis 2005 beinhaltet (Umlagern von 2-3 Mio. m³/a im Bereich 1), verglichen. Zwei weitere Szenarien, in denen zum Einen

- > weder Wedeler Baggergut noch Baggergut aus der Delegationsstrecke in der Tideelbe umgelagert wird und zum anderen
- > im Bereich 1 ca. 10 Mio. m³ pro Jahr umgelagert werden,

sollen helfen, die Reaktionsmöglichkeiten des Systems auszuloten.

Szenario A:

Szenario A beinhaltet eine Situation, in der das WSV-Baggergut aus dem Wedeler Bereich und HPA-Baggergut aus der Delegationsstrecke nicht im System umgelagert, sondern aus der Tideelbe entfernt wird.

Szenario B:

Szenario B beinhaltet die Umlagerung von jährlich 10 Mio. m³ WSV-Baggergut aus dem Bereich Wedel in den Bereich 1 (km 646 bis km 665).

Szenario C:

Szenario C beinhaltet die Umlagerung von jährlich 2 - 3 Mio. m³ WSV-Baggergut aus dem Bereich Wedel in den Bereich 2 (km 665 bis km 700).

Szenario D:

Szenario D beinhaltet die Umlagerung von jährlich ca. 2 - 3 Mio. m³ WSV-Baggergut aus dem Bereich Wedel in den Bereich 3 von km 700 bis km 730.

Szenario E:

Szenario E beinhaltet die Umlagerung von jährlich ca. 2 - 3 Mio. m³ WSV-Baggergut aus dem Bereich Wedel in den weiter seewärts gelegenen Bereich 4 in der Außenelbe (km 730 bis Ende Wattenmeer, ca. km 760).

Es erfolgt eine vergleichende Bewertung der betrachteten Szenarien bzw. der vermuteten ökologischen Auswirkungen dieser Szenarien gegenüber einem Bezugszustand.

7.1 Bezugszustand

7.1.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Trübungserhöhung durch Umlagerung

Die Umlagerung von 2 - 3 Mio. m³/a (1,12 - 1,68 Mio. t/a) Wedeler Baggergut (Kapitel 5.2) im Bereich 1 führt zu einer temporären Trübungszunahme nach jeder Umlagerung. In Abhängigkeit der Korngrößenverteilung des verbrachten Materials sowie der hydrodynamischen Bedingungen im Umfeld der Umlagerungsstelle verbleibt ein Teil des Baggergutes in der Wassersäule, ein anderer Teil lagert sich temporär oder dauerhaft auf der Gewässersohle ab. Feines Material der Ton- und Schlufffraktion bleibt aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit der Teilchen länger in Suspension und stellt somit einen Großteil der Schwebstofffracht dar.

Direkt nach einer Umlagerung breitet sich das verbrachte Material gravitationsbedingt in Form eines Dichtestromes auf der Gewässersohle aus. Zu diesem Zeitpunkt weist die Trübung in der Wassersäule eine deutliche Schichtung mit sohnah sehr hohen Schwebstoffgehalten von mehreren g/l auf. Die Strömung sorgt für einen advektiven Transport dieses Dichtestromes. Ein Anstieg der Strömungsgeschwindigkeiten führt dazu, dass sich das verbrachte Material stärker in der Wassersäule verteilt, die Schichtung löst sich auf.

In Messkampagnen bei verschiedenen Randbedingungen in unterschiedlichen Bereichen der Tideelbe sowie bei numerischen Modellierungen konnte ein zeitlich begrenzter Trübungsanstieg im Nahfeld des Verbringungsgebietes beobachtet werden. Nach wenigen Stunden konnten messtechnisch keine Trübungserhöhungen mehr erfasst werden, die sich von der natürlichen Trübung im Bereich 1 unterscheiden. In der für die vorliegende Studie durchgeführten Modellierung (BAW 2007 sowie Kapitel 4.2.3), die auch deutlich geringere Schwebstoffgehalte darstellen kann, als messtechnisch erfassbar sind, konnte nach einigen Tiden keine Trübungserhöhung mehr beobachtet werden.

Der Median der oberflächennahen Schwebstoffgehalte beträgt im Bereich 1 (km 646 bis km 665) in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss zwischen 20 mg/l und 40 mg/l. Im Bereich der Trübungszone zwischen km 665 und km 700 (Bereich 2) können oberflächennah Schwebstoffgehalte von bis zu 600 mg/l auftreten, der Median beträgt etwa 130 mg/l.

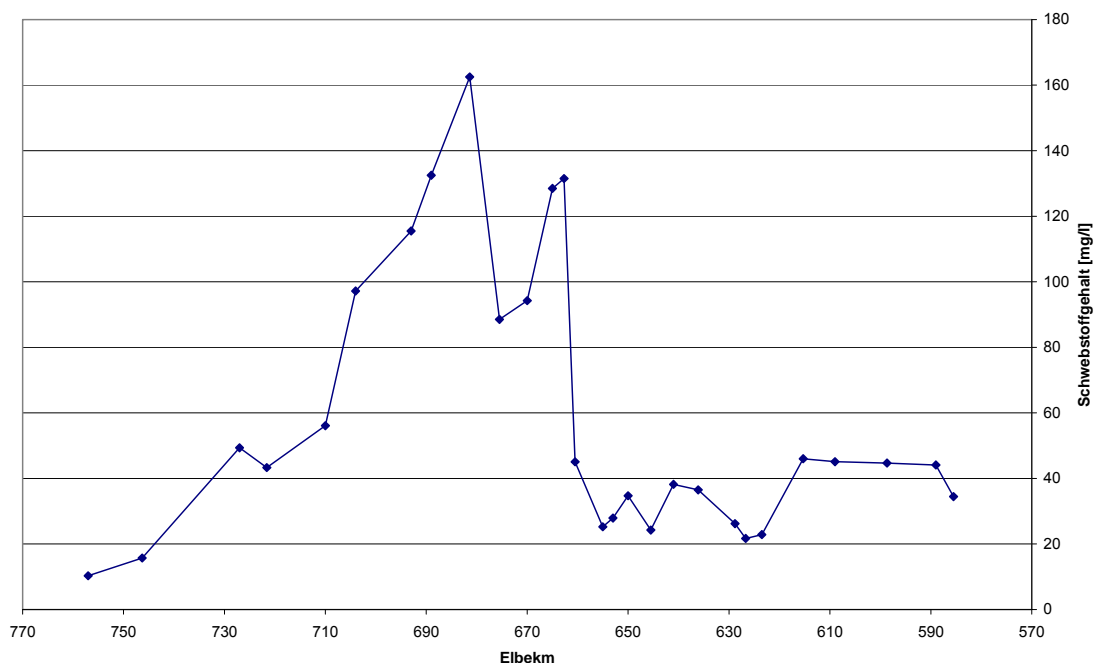


Abbildung 7-2: Längsprofil des Medians der Schwebstoffgehalte der Jahre 2003 bis 2005 (Bezugszustand) auf Basis der Hubschrauberlängsprofile der ARGE ELBE

Relativ gesehen führt somit eine Umlagerung von feinkörnigem Baggergut im Bereich 1 zu einer stärkeren Trübungserhöhung als eine Umlagerung im Zentrum der Trübungszone. In längeren Zeiträumen mit einem niedrigen Oberwasserabfluss aus dem Binnengebiet steigen jedoch die natürlichen Schwebstoffgehalte auch oberhalb der Trübungszone aufgrund von Materialakkumulationen an, so dass eine umlagerungsbedingte Trübungszunahme gegenüber dem natürlichen Hintergrund geringer ausfällt, allerdings trotzdem noch deutlicher sichtbar bleibt als in der Trübungszone.

Im betrachteten Zeitraum, der dem Bezugszustand zu Grunde gelegt wurde, wurden zusätzlich zu dem Baggergut aus Wedel auch noch bis zu 8 Mio. m³ Baggergut aus der an Hamburg delegierten Strecke (km 607,5 bis km 638,9) an der Landesgrenze bei Neßsand (km 638) umgelagert. Der Anteil der Feinkornfraktion < 63 µm ist im Mittel höher als der des Wedeler Baggergutes. Die Auswirkungen der Verbringung von Hamburger Baggergut auf eine Umlagerungsstelle zwischen km 637,5 und km 638,5 wurden mit Hilfe eines umfangreichen Messprogrammes erfasst und dokumentiert (Meyer-Nehls, 2001). Dabei wurde erkannt, dass die räumliche und zeitliche Ausprägung der Umlagerungseffekte maßgeblich von der Lage der Umlagerungsstelle im Gewässer, der Einbringtechnik, den vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeiten, dem Umlagerungszeitpunkt sowie von der Korngrößenver-

teilung des verbrachten Materials abhängt. Bei einer Umlagerung am südlichen Tonnenstrich, die auch die gängige Umlagerungspraxis repräsentiert, konnte eine umlagerungsbedingte Schwebstoffhöhung auf bis zu 1 g/l in den sohnnahen Schichten der Wassersäule im direkten Umfeld des Einbringungsbereiches beobachtet werden. Diese Werte liegen somit über der natürlichen Schwankung, da in diesem Bereich sohnnahe Schwebstoffgehalte zwischen 0,01 g/l und 0,3 g/l registriert werden. In weniger als einer Stunde konnten keine umlagerungsbedingten Schwebstoffhöhungen mehr erfasst werden. Die räumliche Ausdehnung der messtechnisch erfassten umlagerungsbedingten Trübungswolke liegt in Abhängigkeit der Strömungsgeschwindigkeit zum Umlagerungszeitpunkt zwischen wenigen 100 m und 1 - 2 km. Das Material breitet sich kaum über den Gewässerquerschnitt aus sondern bewegt sich in Form eines sohnnahen Dichtestromes überwiegend entlang der Hauptströmungsrichtungen. Aus diesem Grund kann auch weder in den mittleren noch in den oberflächennahen Wasserschichten eine umlagerungsbedingte Trübungserhöhung registriert werden.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Zunahme der Trübung umso stärker ausfällt, je feiner das verbrachte Material ist. Bei Umlagerungen von sehr feinem Material waren Schwebstoffeinträge in die nahegelegenen strömungsarmen Flachwasserbereiche am Ufer der Insel Neßsand messtechnisch nachweisbar.

Die lokal begrenzte (sohnnah und nur im direkten Einbringungsbereich) und kurzzeitige Auswirkung von Umlagerungen in Bereich 1 wird auch durch die Analyse der an Dauermessstationen oberflächennah erfassten Trübungsdaten bestätigt. Um einen Eindruck für die Wirkung von Umlagerungen auf die Wassertrübung in Bereich 1 zu erhalten, wurden Dauermessungen der Trübung in Blankenese (km 635), Seemannshöft (km 628,9) und Grauerort (km 660,5) herangezogen und mit den Umlagerungen auf den nahe gelegenen Verbringungsstellen Neßsand und Pagensand verglichen (Kapitel 4.2.2.1 und Kapitel 5.1). An den drei Messstellen war keine umlagerungsbedingte Zunahme der über eine Tide gemittelten Schwebstoffgehalte zu erkennen, auch dann nicht, wenn über längere Zeiträume große Mengen an Baggergut verbracht wurden. Auch diese Untersuchung weist auf die lokal begrenzte und kurzzeitige Auswirkung von Baggergutverbringungen auf die Trübung hin.

Materialtransport/Baggerkreisläufe

Untersuchungen der Verbringung von Baggergut auf die Umlagerungsstelle bei Neßsand (km 638) nahe der Landesgrenze deuten darauf hin, dass nur ein kleiner Teil des verbrachten Materials im direkten Umfeld der Umlagerungsstelle verbleibt (HPA, 1996). Ergebnisse der numerischen Modellierung der BAW (2007) machen deutlich, dass sich nach Umlagerungen hauptsächlich feinsandiges Material im Umfeld der Umlagerungsstellen ablagert. Traceruntersuchungen der GKSS konnten zeigen, dass auch dieses Material nur zu einem geringen Anteil dauerhaft dort verbleibt, während sich der Großteil innerhalb mehrerer Monate großräumiger verteilt. Der feine Schwebstoff verdriftet mit dem Wasserkörper, bis sich das Material in Abhängigkeit seiner Sinkgeschwindigkeit in Bereichen ablagern kann, in denen die kritische Strömungsgeschwindigkeit unterschritten wird.

In diesem Zusammenhang interessiert insbesondere die Richtung des resultierenden Transportes, da dies Aussagen ermöglicht, wo langfristig mit Materialakkumulation zu rechnen ist. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass verschiedene Kornfraktionen aufgrund ihrer

unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten ein unterschiedliches Transportverhalten mit möglicherweise entgegen gesetzten resultierenden Transportrichtungen aufweisen können, und dass letztere in hohem Maße vom Oberwasserabfluss beeinflusst werden.

Auf der Grundlage von Ergebnissen der Literaturstudie sowie der numerischen Modellierung der BAW (2005) wurden in Kapitel 4.2.3 Thesen zu resultierenden Transportrichtungen zusammengestellt.

Unterschiedliche Literaturquellen weisen darauf hin, dass in den flachen Seitenbereichen nahezu über die gesamte Länge des Ästuars Material aller Kornfraktionen resultierend stromauf transportiert wird. Oberhalb der Trübungszone ab km 660 werden Schwebstoffe sowie Feinsand in Abhängigkeit des Oberwassers auch in der Fahrrinne resultierend stromauf transportiert.

Analysen der Trübung an den Stationen Blankenese und Seemannshöft bestätigen vor allem in Zeiträumen mit niedrigem Oberwasserabfluss, insbesondere in Springphasen, einen resultierend stromauf gerichteten Transport von Schwebstoffen (Kapitel 4.2.2.1).

Während in Phasen mit hohem Oberwasserabfluss die mittleren Schwebstoffgehalte bei Flutstrom etwa denen bei Ebbestrom entsprechen, nehmen sie in längeren Phasen mit niedrigem Oberwasser gegenüber dem Ebbestrom deutlich zu. Auch wenn diese Ergebnisse nur durch Punktmessungen an den Dauermessstellen belegt sind, ist dieses Verhalten gleichermaßen in Blankenese und Seemannshöft zu beobachten und ist damit charakteristisch für die Schwebstoffverhältnisse im Bereich 1. Daraus lässt sich die Tendenz ableiten, dass in abflussarmen Zeiträumen im Bereich 1 umgelagertes Baggergut resultierend stromauf wandert, d. h. dass dann auch ein Nettotransport stromauf stattfindet. Dies gilt sowohl für die größeren Kornfraktionen wie Fein- und Mittelsand als auch für Schwebstoffe.

Auch die in Kapitel 5.1 durchgeführte Analyse der Entwicklung der Baggermengen in Wedel deutet auf Materialkreisläufe im Bereich 1 hin, die auf einem resultierenden Stromauftransport bzw. auf einen behinderten Stromabtransport von Schwebstoffen beruhen. Die Erkenntnisse der Baggermengenanalyse, die eine wichtige Grundlage für ein optimiertes Sedimentmanagement darstellen, können folgendermaßen zusammengefasst werden:

Eine Änderung des Ausbauzustandes hat seit 1999 zu einer Konzentration der zu baggernden Materialmengen auf die Delegationsstrecke und den oberen Bereich der WSV-Strecke (und dabei insbesondere auf die Baggerstelle Wedel) geführt. Das Material, das in Wedel entnommen wird, wird im Bezugszustand auf verschiedene Umlagerungsstellen in den Bereich 1 verbracht, die sich zum Teil nur wenige km stromab der Entnahmestelle befinden.

Die Materialkreisläufe werden gespeist durch:

- > die Umlagerung der erheblich angestiegenen Baggermengen in Bereiche, die eine räumliche Nähe zu den Unterhaltungsschwerpunkten aufweisen und durch
- > das vorherrschende Strömungsregime, das nicht dazu beiträgt, dass das Material das System verlassen kann.

Dies wird vor allem in Wedel sichtbar, da diese Baggerstelle sowohl von unterstrom als auch von oberstrom gespeist wird. Ein Großteil des in der Delegationsstrecke anfallenden Baggergutes wird auf die nahe Wedel gelegene Umlagerungsstelle bei Neßsand (km 638)

verbracht. Die Ergebnisse der Literaturstudie sowie der Datenanalyse deuten darauf hin, dass ein Teil des Materials zurück zum Entnahmeort verdriftet. Insbesondere die beiden Konvergenzzonen bei km 650 und km 660 verzögern einen seewärtigen Materialtransport.

Die Entwicklung der Baggermengen deutet jedoch darauf hin, dass die vergleichsweise größeren Baggermengen aus der Delegationsstrecke, die nach Neßsand verbracht werden, wahrscheinlich einen stärkeren Einfluss auf die Baggermengenentwicklung in Wedel haben als das von unterstrom nach Wedel zurücktransportierte Material.

Veränderung des Sohlsubstrates durch Umlagerung

Das anstehende Sohlsubstrat im Bereich von Umlagerungsstellen kann durch die Umlagerungen temporär oder dauerhaft verändert werden. Dies ist abhängig von den vorherrschenden Strömungsbedingungen im Umfeld der Umlagerungsstelle und von der Zusammensetzung des verbrachten Materials. Im Bezugszustand wird das Baggergut aus Wedel, welches im Jahr 2005 einen Feinkornanteil (Ton und Schluff) von 41 % aufwies, überwiegend auf die Umlagerungsstellen bei Pagensand (km 662,5 bis km 665), Lühesand (km 645 bis km 647) und Hetlingen (km 647 bis km 649) verbracht wurde. Während auf der Umlagerungsstelle bei Pagensand sowohl sandiges Material als auch Schlicke mit einem hohen Feinkornanteil anstehen, besteht die Gewässersohle im Bereich der anderen beiden Umlagerungsstellen aus überwiegend sandigem Sediment mit geringen Schlickanteilen. Dies deutet darauf hin, dass umgelagertes Material im Umfeld der Umlagerungsstellen Hetlingen und Lühesand nicht verbleibt und insbesondere der Feinkornanteil direkt verdriftet. Auf der Umlagerungsstelle Pagensand, wo im Bereich der Umlagerungsstelle geringfügige Sohlaufhöhungen zu beobachten sind, verbleibt wahrscheinlich ein Teil des verbrachten Materials. Doch kommt es dadurch dort nicht zu einer Änderung des anstehenden Sohlmaterials auf der Umlagerungsstelle, denn dieses weist sowohl eine ähnliche Zusammensetzung auf wie das verbrachte Baggergut als auch das anstehende Sohlsediment im Umfeld der Umlagerungsstelle Pagensand.

Sedimentation

Innerhalb weniger Tiden wird das umgelagerte Material der Ton- und Schlufffraktion meist großräumig verteilt. Ein Teil dieses feinen Materials sedimentiert in schwach durchströmten Uferbereichen und flachen Nebelben, die aufgrund der dort vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeiten meist ein feines Sohlsubstrat aufweisen. Somit stellen diese schwach durchströmten Bereiche eine potenzielle Senke insbesondere für den Feinkornanteil des verbrachten Wedeler Materials dar. Es überwiegen in der Rinne hinter Schwarztonnensand, in der Pagensander Nebelbe, im Mühlenberger Loch sowie bereichsweise in der Glückstädter Nebelbe schluffige und tonige Sohlsedimente.

Stärker durchströmte Rinnen, die auch im Hinblick auf ihre morphologische Entwicklung als stabil bezeichnet werden können (Hahnöfer Nebelbe, Lühesander Nebelbe), weisen einen höheren Sandanteil im Sohlsediment auf. Insbesondere in den schwach durchströmten Bereichen mit feinem Sohlsediment stellen die zusätzlichen feinen Schwebstoffe, die durch eine Baggergutumlagerung im Nahbereich der Nebelben eingebracht werden, eine weitere Materialquelle dar, die dort zur Verlandung beitragen kann. Bei einer Umlagerung bei Pagensand sind aufgrund ihrer Nähe zur Umlagerungsstelle insbesondere die Pagensander Nebelbe und die Rinne hinter Schwarztonnensand betroffen.

Für die Flachwasserbereiche am fahrrinnenseitigen Ufer der Insel Neßsand (km 635 bis km 640) stellt insbesondere die Umlagerung von Baggergut aus der Delegationsstrecke auf die nahegelegene Umlagerungsstelle an der Landesgrenze (km 638) eine zusätzliche Belastung dar. Wenn sehr feines Material in diesem Bereich verbracht wird, kann auch in den Flachwasserbereichen vor Neßsand eine umlagerungsbedingte Trübungserhöhung messtechnisch erfasst werden. Aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeiten kann ein Teil des Materials dort sedimentieren, mögliche Verlandungstendenzen werden durch die Umlagerung verstärkt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass einige schwach durchströmte Uferbereiche und Nebeneiben (zum Teil auch nur in bestimmten Abschnitten) zur Verlandung neigen. Ein durch Umlagerungen vergrößertes Materialangebot sowie ein verzögerter seewärtiger Transport von umgelagertem Material, welches lange stromauf der Trübungszone für morphologische Prozesse zur Verfügung steht, können zur Zunahme der Sedimentation in diesen schwach durchströmten Bereichen und Nebeneiben beitragen.

Erhöhtes Materialangebot durch Umlagerung

Auf der Grundlage verschiedener Untersuchungen (Kapitel 4.2.1.3) kann angenommen werden, dass natürlicherweise etwa 5.000 t bis 10.000 t Schwebstoffe pro Halbtide den Querschnitt bei Wedel passieren. Weiter stromab nehmen sowohl die Schwebstoffgehalte als auch die Größen der Gewässerquerschnitte zu, so dass durch einen Querschnitt bei km 690 im Zentrum der Trübungszone bis zu 60.000 t Schwebstoff während einer Halbtide transportiert werden. Wenn bei einer einzelnen Umlagerung etwa 5.000 m³ Material umgelagert werden, bedeutet das, dass im Bereich der Umlagerungsstelle zusätzlich etwa 2.800 t Schwebstoffe für morphologische Prozesse zur Verfügung stehen. Je weiter stromauf umgelagert wird, umso stärker wird der Materialpool in diesem Bereich im Vergleich zu dem natürlicherweise dort in Suspension befindlichen Material erhöht. Dies ist insbesondere relevant, da im Bereich 1 die natürliche morphologische Dynamik sehr viel geringer ist. Die Sedimentmengen, die natürlicherweise in diesem oberen Ästuarabschnitt bewegt werden, sind viel geringer als die in der Trübungszone (Bereich 2). Ein durch Umlagerungen erhöhtes Materialangebot hat in Bereich 1 auch aus diesem Grund sehr viel größere Auswirkungen auf den Sedimenthaushalt als in der Trübungszone. Aufgrund der kleineren Gewässerquerschnitte steht dem Material viel weniger Raum zur Ablagerung zur Verfügung, umlagerungsbedingte Abnahmen der Gewässertiefe fallen dementsprechend größer aus.

7.1.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte im Bereich der Umlagerungsstellen

Die Sauerstoffgehalte in der Tideelbe weisen insbesondere im Sommer einen deutlichen Gradienten vom Sauerstoffminimum bei ca. km 645 nach ca. km 690 auf. Bezogen auf die Längsprofilmessungen der ARGE ELBE lagen in den Jahren 2003 bis 2005 die 10-Perzentilwerte des Sauerstoffs im Bereich 1 bei Wedel (km 645) unter 4 mg O₂/l und bei Glückstadt (km 665) noch unter 6 mg O₂/l (Abbildung 7-3, graue Kurve). Das im August 2003 gemessene Längsprofil zeigt im oberen Abschnitt des Bereich 1 noch geringere Sauerstoffgehalte mit Werten < 3 mg/l an. Im Herbst kommt es zu einer Erholung der Sauerstoffgehalte im betrachteten Elbabschnitt, wobei z. B. im November 2004 im Bereich km 645 bis km 650

Sauerstoffgehalte von 6 mg/l noch nicht erreicht waren. Die Bereiche 2 bis 4 wiesen bei den Längsprofilmessungen der Jahre 2003 bis 2005 generell Sauerstoffgehalte größer 6 mg/l auf, nur im oberen Abschnitt des Bereich 2 (km 665 bis 675) traten noch Gehalte zwischen 5 mg O₂/l und 6 mg O₂/l auf.

Jahreszeitliche und interanuelle Schwankungen in Bezug auf die Ausprägung des Sauerstofftals der Tideelbe sind neben der Beeinflussung durch die Temperatur wesentlich durch einen unterschiedlichen Algeneintrag aus der Mittelbe und auf einen unterschiedlichen Oberwasserabfluss zurückzuführen.

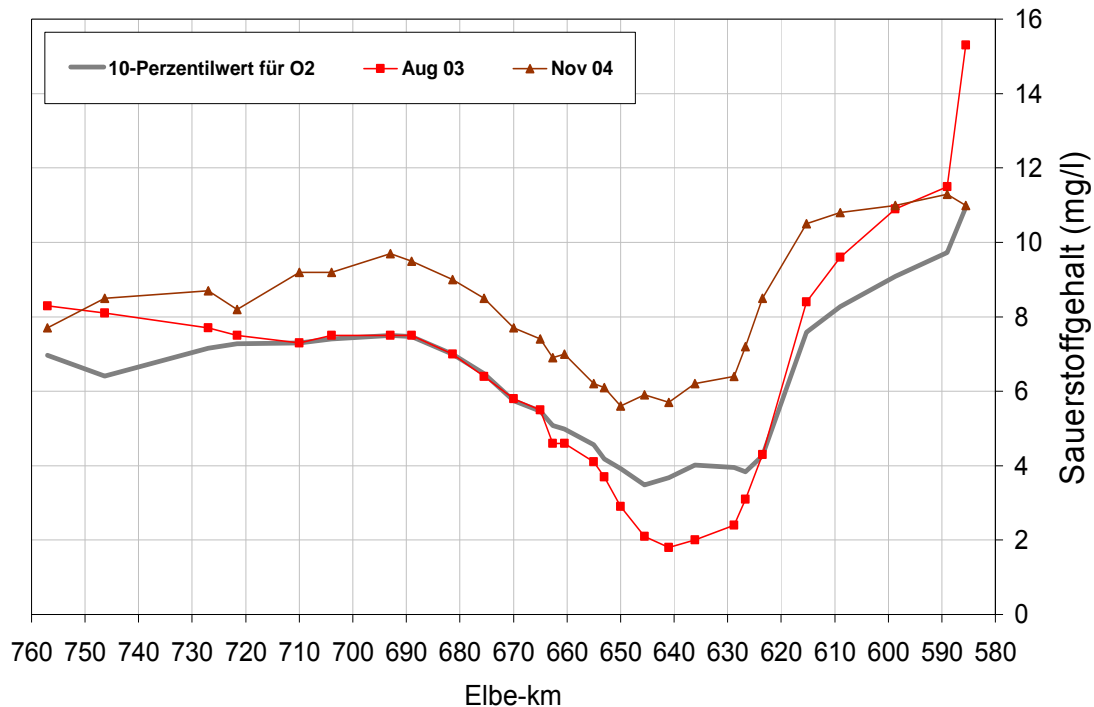


Abbildung 7-3: Sauerstofflängsprofile der Tideelbe im Zeitraum 2003 bis 2005 (ARGE ELBE)

Der Sauerstoffgehalt im Wasser ist das Ergebnis vieler, teilweise gegenläufiger, biologischer, chemischer und physikalischer Prozesse (Kapitel 4.3.1). Dabei werden Sauerstoffzehrungsprozesse ständig durch sauerstoffeintragende Prozesse ausgeglichen. Aufgrund dieser Zusammenhänge und der ständigen ablaufenden turbulenten Vermischungsvorgänge, die eine erhebliche Verdünnung bzw. Einmischung der beim Umlagern eingetragenen Wasserinhaltsstoffe und Schwebstoffe bewirken, führt die Umlagerungspraxis im Bezugszustand am ehesten zu einer zeitlich und räumlich begrenzten Erhöhung der Sauerstoffzehrung im oberstromigen Abschnitt des Bereichs 1. Diese Auswirkungen dürften insbesondere durch die Umlagerungen von 8 Mio. m³ Baggergut der HPA bei Neßsand hervorgerufen werden. Als Folge können in diesem Bereich geringfügige Absenkungen des Sauerstoffgehaltes auftreten.

Sauerstoffzehrung und Partikeloberflächen und deren Zusammensetzung

Dabei steigt einhergehend mit höheren Schwebstoffgehalten die Sauerstoffzehrung an. Die Umlagerungen bewirken einen temporären Trübungsanstieg bzw. eine Schwebstoffzunahme und führen damit zu einer temporären und auf die Umlagerungsstelle lokal begrenzten

Erhöhung der Sauerstoffzehrung. Dabei dürften, auch wiederum zeitlich begrenzt, die höchsten Sauerstoffzehrungen in der nach dem Umlagern entstehenden sohlennahen Schicht mit sehr hohen Schwebstoffgehalten von mehreren g/l auftreten. Diese Schichten treten in der Tideelbe nur über maximal eine Halbtide nach den Umlagerungen auf. Auch die Bildung von reduzierten Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen sowie Ammonium in diesen Schichten ist daher in nur sehr geringem Umfang möglich. Die umlagerungsbegleitende Freisetzung von Ammonium führt ebenfalls zu einem Anstieg der Sauerstoffzehrung (s. u.).

Die Oberflächen der Schwebstoffe bilden eine hervorragende Aufwuchsfläche für Bakterien, d. h. in Abhängigkeit der Schwebstoffkonzentration bzw. ihrer Oberflächen nimmt die mikrobielle Aktivität zu, wodurch der Sauerstoff bezogen auf ein Wasservolumen schneller verbraucht wird. Damit tragen temporär beim Umlagern entstehende Wasserkörper mit höheren Schwebstoffkonzentrationen zu einer Intensivierung der mikrobiellen Aktivität in diesem Gewässerabschnitt bei.

Insbesondere im für umlagerungsbedingte Auswirkungen empfindlichen Umlagerungsbereich 1 ist bei zurückgehenden Oberwasserabflüssen eine Zunahme der Schwebstoffgehalte zu beobachten. Dadurch werden das Dargebot an organischem Material und die potenzielle Aufwuchsfläche für Sauerstoff verbrauchende Bakterien erhöht. Durch das Umlagern werden diese Prozesse im Umlagerungsgebiet zusätzlich gefördert, und gleichzeitig die Detektion des Umlagerungseffektes aufgrund der erhöhten Hintergrundaktivität erschwert.

Qualität der Schwebstoffe

Neben dem Schwebstoffgehalt bedingt die qualitative Zusammensetzung der Schwebstoffe das Substratangebot für die Sauerstoff zehrenden Bakterien. Der organische Anteil der Schwebstoffe (POC-Gehalt) liegt im Untersuchungsgebiet zwischen 2 mg/l und 8 mg/l. Aufgrund der zur Trübungszone ansteigenden Schwebstoffgehalte nimmt der POC-Gehalt im Wasser stromabwärts zu. Dem entgegen sinkt der organische Anteil der Schwebstoffe und auch die biologische Abbaubarkeit der organischen Bestandteile der Schwebstoffe im Bereich 1 und 2 von km 646 nach km 700. Die Zusammensetzung der Schwebstoffe im Umlagerungsgebiet wird durch einen Algen- bzw. Detritusanteil mit hoher Abbaubarkeit, der von oberstrom eingetragen wird, und durch einen organischen Anteil mit geringerer Abbaubarkeit, der von unterstrom aufwärts transportiert wird, gesteuert.

Durch den Eintrag von organischem Material bei den Umlagerungen wird die Menge der abbaubaren Substanzen im Wasserkörper erhöht und die Qualität verändert. Die Steigerung der Sauerstoffzehrungsraten ist sehr gering, da das mit dem Baggergut eingebrachte organische Material i. d. R. eine geringe Abbaubarkeit besitzt und daher langsame Sauerstoffverbrauchsrate zeigt. D. h. die überwiegenden Anteile des organischen Materials werden über einen langen Zeitraum (Wochen-Monate) unter geringen Sauerstoffverbrauchsrate von den Bakterien umgesetzt.

Freisetzung von Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor)

Die Ammoniumgehalte im Bereich 1 reichten im Bezugszeitraum 2003 bis 2005 von sehr geringen Werten, die unterhalb der Nachweisgrenze von 0,04 mg NH₄-N/l lagen, bis zu moderaten Werten von 0,44 mg NH₄-N/l (Daten der ARGE-Längsprofilmessungen). In der Vegetationsperiode April bis September nimmt die hohe Algenbiomasse in der Mittel- und im oberen Abschnitt der Tideelbe bis zum Hamburger Hafen große Mengen Ammonium

als Nährstoff auf und bewirkt so sehr geringe Gehalte ($< 0,04 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) im gesamten Umlagerungsbereich 1. Zusätzlich ist zu dieser Zeit die Nitrifikationsrate aufgrund hoher Wassertemperaturen gesteigert, wodurch Ammonium zu Nitrat umgesetzt wird. Im Winter bei nur geringer Algen- und Nitrifikationsaktivität sind die höchsten Ammoniumgehalte zu messen, dann bildet sich meist ein abnehmender Gradient der Ammoniumgehalte im Bereich 1 von km 646 nach km 665 aus.

Während des Umlagerungsvorgangs wird das im Porenwasser des Baggerguts gelöste Ammonium in den Wasserkörper eingemischt. Zusätzlich werden Anteile des am Feststoff adsorbierten Ammoniums desorbiert und ebenfalls in den Wasserkörper eingemischt. Das so freigesetzte Ammonium kann unter Sauerstoffverbrauch mikrobiell zu Nitrat aufoxidiert werden (Nitrifikation) und so die Sauerstoffzehrung des Wassers erhöhen. Da der Nitrifikationsprozess relativ geringe Umsatzgeschwindigkeiten besitzt, erfolgt eine über mehrere Tage wirkende geringe Erhöhung der Sauerstoffzehrung.

Der freigesetzte Stickstoff und auch der ebenfalls beim Umlagern freigesetzte Phosphor können vom Phytoplankton aufgenommen werden und so eine Steigerung der Primärproduktion (Eutrophierung) bewirken. Da aber im Umlagerungsgebiet die Primärproduktion im Wesentlichen lichtlimitiert ist, führen Nährstoff erhöhungen im Hauptstrom der Tideelbe zu keiner Erhöhung der Primärproduktion.

Beeinflussung der Primärproduktion

Die Algenbiomasse in der Tideelbe zeigt eine deutliche Längszonierung. Dabei treten an der oberen Grenze des Umlagerungsgebietes (km 645) Algenbiomassen von $5 \mu\text{g}$ bis $50 \mu\text{g}$ Chlorophyll/l und im zentralen Bereich der Trübungszone Gehalte von nur $2 \mu\text{g}$ bis $5 \mu\text{g}$ Chlorophyll/l auf. Die Abnahme der Algen im Hamburger Hafen und im unterhalb anschließenden Abschnitt ist im Wesentlichen auf den durch Lichtmangel bedingten Rückgang der Wachstumsrate der Algenzellen zurückzuführen. Die Kurven der Primärproduktion (auf Wasservolumen bezogen) und der Biomasse verlaufen somit im Längsschnitt der Tideelbe gleichsinnig. Die Primärproduktion in diesem Abschnitt der Tideelbe ist generell lichtlimitiert. In schwächer lichtlimitierten Seitenbereichen kann in Abhängigkeit der Jahreszeit eine zusätzliche Nährstofflimitierung auftreten.

Eine durch das Umlagern zunehmende Trübung kann zu einer verstärkten Limitierung des Algenwachstums beitragen. Diese Auswirkungen auf das Algenwachstum sind dabei stark abhängig von der Jahreszeit bzw. der Vegetationsperiode der Algen. In den Monaten November - Februar mit geringer Globalstrahlung und niedrigen Wassertemperaturen dürften durch eine erhöhte Trübung keine oder nur geringe Auswirkungen auf die dann geringe Algenbiomasse zu erwarten sein. In der Vegetationsperiode März bis Oktober kann im Umlagerungsgebiet eine geringe Beeinflussung der Primärproduktion durch temporäre Trübungserhöhungen verursacht werden. Ein bei abnehmenden Oberwasserabflüssen stattfindender Anstieg der Trübung bzw. ein Verschieben des sonst bei Glückstadt beginnenden Schwebstoffgradienten nach oberstrom kann mögliche umlagerungsbedingte Auswirkungen deutlich überlagern, da so eine deutliche und anhaltende Verstärkung der Lichtlimitierung der Algen bewirkt wird.

Belüftungsfunktion der Seitenräume (Nebenelben)

In der in Hahnöfer Nebenelbe treten insbesondere zu sommerlichen Sauerstoffminima höhere Sauerstoffgehalte auf als im Hauptstrom. Der Eintrag von Schwebstoffen in die Seitenräume erhöht die Trübung und führt durch Sedimentation zu einem Verlust von Wasserkörpern mit einer positiven Sauerstoffbilanz (Flachwasserbereiche). Diese Zusammenhänge haben zu einer Verminderung der Belüftungsfunktion der Hahnöfer Nebenelbe mit beigetragen. Im Umlagerungsgebiet stromab von km 650 nimmt der Sauerstoffgehalt zu (siehe oben), und die dort liegenden Nebenelben zeigen nur noch geringere Unterschiede zum Hauptstrom. Eine mögliche Beeinträchtigung der Belüftungsfunktion bleibt dort daher ohne Einfluss auf die Sauerstoffgehalte.

7.1.3 Schadstoffe und Ökotoxikologie

Die Auswirkungen von Umlagerungen im Bezugszustand werden für die Schadstoffbelastungen und ökotoxikologischen Belastungen gemeinsam beschrieben, da ökotoxikologische Wirkungen durch Schadstoffbelastungen hervorgerufen werden (Kapitel 6.1.4). Die einzelnen Szenarien werden dann wieder jeweils separat für die Schadstoffe und toxische Wirkungen betrachtet.

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen und ökotoxikologischen Belastungen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Die Schadstoffgehalte sowie die ökotoxikologischen Belastungen zeigen einen abnehmenden Gradienten vom Tidewehr in Richtung Deutsche Bucht. Die als erhöht einzustufende mittlere Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente im Bereich der bis Pagensand liegenden Umlagerungsstellen entsprechen aber vermutlich aufgrund der intensiven tidebedingten Mischungsvorgänge und wahrscheinlich auch wegen der bereits seit vielen Jahren erfolgenden Umlagerungen von Baggergut aus dem Raum Wedel ungefähr den Belastungen der Sedimente im Bereich der Baggerungen bei Wedel (Kapitel 4.4.3, Abbildung 4-51 und Tabelle 4-12). Bei Umlagerung von Baggergut in den Bereich 1 ist nicht von einer damit verbundenen Änderung der Schadstoffgehalte auszugehen. Die bis zum Jahr 2005 im Bereich 2 umgelagerten geringen Mengen Baggergut führten bislang trotz einer geringeren Belastung der anstehenden Sedimente als des Baggergutes nicht zu einer Erhöhung der Schadstoffbelastungen in diesem Bereich. Die Schadstoffgehalte im Umlagerungsbereich 1 werden außerdem indirekt durch die Umlagerung großer Mengen des mit Schadstoffen belasteten Baggergutes der HPA und dessen teilweisen Transport in Richtung Wedel (Kapitel 7.1.1) beeinflusst. Erst mit einer Änderung der Belastung des Baggergutes ist auch eine Veränderung der Belastung der Oberflächensedimente zu erwarten.

Ebenso wie bei den Schadstoffdaten wurden bei den ökotoxikologischen Untersuchungen nach HABAB-WSV sowie beim biologischen Effektmonitoring der ARGE ELBE (2001) unterschiedlich starke Belastungen der Proben im Längsverlauf der Tideelbe ermittelt. Generell ist eine leichte Abnahme der Belastungen vom Mühlenberger Loch zum Pagensand bzw. Juellssand festzustellen. Im Gegensatz zu den ökotoxikologischen Untersuchungen wurden bei den Schadstoffuntersuchungen wesentlich mehr Proben berücksichtigt, die jedoch auch deutliche Variationen aufwiesen. Auch die Schadstoffbelastung der Schwebstoffe bzw. der schwebstoffbürtigen Sedimente aus dem Umfeld der Umlagerungsstelle Pagensand

(Messstellen Bützfleth (km 657,5) und Grauerort (km 660,5)) unterscheiden sich nicht wesentlich von der chemischen Belastung des Baggergutes bei Wedel.

Die Umlagerung des Wedeler Baggergutes in den Bereich 1 führt wahrscheinlich nur zu einer geringfügigen, nicht nachweisbaren Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotentials.

Veränderung der Schadstoffmengen im Umlagerungsbereich/Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Durch die Umlagerung von 2 m³/Jahr - 3 Mio. m³/Jahr Baggergut auf Umlagerungsstellen bis Pagensand wird die Schadstoffmenge im Bereich 1 vorübergehend deutlich erhöht. Das schadstoffbelastete Baggergut wird in ein Gebiet verbracht, in dem die Schadstoffmengen aufgrund der dort noch niedrigen Schwebstoffgehalte, aber auch aufgrund der relativ geringen Feinanteile im Sediment (Anlage 6.1-1 ff) gering sind. Nur Teile des umgelagerten Baggergutes und der damit verbundenen Schadstoffmengen verbleiben aber im Umlagerungsbereich. Teile werden wieder stromauf verfrachtet und fließen in die Sedimentkreisläufe ein (Kapitel 5.1), geringere Schadstoffmengen verdriften mit Feinanteilen seewärts. Genauere Aussagen zum Ausmaß der Erhöhung der Schadstoffmengen sind vor allem deshalb nicht möglich, weil die Anteile der Sedimente, die aufgrund von Kreislaufbaggerungen mehrfach umgelagert werden, nicht bekannt sind. Die Verdriftung eines Teils des bei Neßsand umgelagerten Baggergutes der HPA trägt im Umlagerungsbereich 1 ebenfalls zu einer Erhöhung der Schadstoffmengen gegenüber den unter den derzeitigen Randbedingungen natürlichen Mengen bei.

In den Bereich 2 wurden bis 2005 nur geringe Baggermengen aus Wedel verbracht. Der Einfluss dieser Umlagerungen auf die Schadstoffmengen ist vernachlässigbar, da dort durch die hohen Schwebstoffgehalte und z. T. hohen Feinanteile der Sedimente trotz abnehmender Konzentrationen die Schadstoffmengen im Vergleich zur Fracht aus den geringen Baggermengen hoch sind. Auch der Einfluss des Baggergutes der HPA wird im Bereich 2 sehr viel geringer als im Bereich 1 ausfallen.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Durch die Umlagerungen werden große Schadstoffmengen remobilisiert und in Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen zusätzlich zu den natürlich vorliegenden Schadstoffmengen transportiert. Es ist davon auszugehen, dass mit dem überwiegend stromauf transportierten Mittelschluff des umgelagerten Baggergutes, der entsprechend der Modellannahmen der BAW 25 % des Baggergutes (BAW 2006) ausmacht, auch ein Teil der umgelagerten Schadstoffmenge wieder zurück in Richtung Wedel und Hamburg verdriftet. Eine Änderung der Schadstoffbelastungen durch diese Feinanteile und des damit verbundenen ökotoxikologischen Belastungspotenzials ist bei Wedel nicht und in Hamburg nur in geringem Ausmaß zu erwarten.

Geringere Schadstoffmengen werden mit den Feinanteilen, insbesondere den Ton- und Feinschlufffraktionen, die ca. 10 % des Modellbaggergutes ausmachen, bevorzugt stromabwärts transportiert und gelangen durch die Umlagerung schneller und in höherem Maß in die seewärts gelegenen, weniger belasteten Bereiche. Die Verdriftung trägt damit mittel- und langfristig zur Höhe der Belastung der Feststoffe und des ökotoxikologischen Potenzials in den seewärts der Umlagerungsstelle Pagensand gelegenen Bereichen bei. Ein Teil des in Bereich 1 umgelagerten Materials sedimentiert auf dem Weg in Richtung See jedoch in

Sedimentationsräumen der Bereiche 1 bis 4 und erreicht die Deutsche Bucht zeitverzögert oder gar nicht. Die Verdriftung des bei Neßsand umgelagerten Baggergutes führt zu einer weiteren Erhöhung des Schadstofftransportes.

Erfolgt die Baggergutumlagerung bei hohen Oberwasserabflüssen, werden mit größeren Mengen an Feinmaterial auch größere Schadstoffmengen schneller in Richtung See transportiert. Es werden geringere Mengen in den Seitenräumen abgelagert. Bei einer Umlagerung bei niedrigen Oberwasserabflüssen wird der Stromauftransport von stärker marin beeinflussten und damit geringer belasteten Sedimenten durch den ebenfalls verstärkten Rücktransport der schadstoffbelasteten Feinanteile des Wedeler Baggergutes überlagert. Dies kann einen geringen Einfluss auf das Niveau der bei niedrigem Oberwasserabfluss auftretenden Schadstoffminima haben.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation in Sedimentationsräumen

Durch die Umlagerung können mit den erhöhten Feststoffmengen auch erhöhte Schadstoffmengen in strömungsberuhigten Seitenräumen, insbesondere in Bereichen im Umfeld der Umlagerung, akkumulieren und dort zur Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials beitragen. Im Bereich der Umlagerungsstelle sowie stromauf davon betrifft dies vor allem die Pagensander Nebanelbe, z. T. die Haseldorfer Binnenelbe, das Fährmannsander Watt und den Juelssand sowie das Mühlenberger Loch. In diesen Bereichen sind aber trotz der durch die Umlagerungen erhöhten sedimentierten Schadstoffmengen in den Oberflächen-sedimenten ähnliche Schadstoffkonzentrationen wie in den Schwebstoffen zu erwarten. Dies wurde durch Untersuchungen in ausgewählten Proben auch bestätigt (Kapitel 6.2.1). In den seewärts des Umlagerungsbereiches gelegenen Sedimentationsbereichen, z. B. der Südspitze des Schwarztonnensandes, Bereichen der Glückstädter Nebanelbe, vor Krautsand und Wischhafen führt die durch die Umlagerung verstärkte Verdriftung der Feinanteile des umgelagerten Materials nicht nur zu einer leichten Erhöhung der akkumulierten Schadstoffmengen, auch die Schadstoffbelastung ist geringfügig beeinflusst, da den stärker marin dominierten Sedimenten mit geringerer Belastung durch die Umlagerung größere Mengen belasteter Sedimente gegenüberstehen, als dies ohne Umlagerung der Fall wäre. Je weiter seewärts die Sedimentationsbereiche liegen, desto geringere Mengen der belasteten Feinanteile des bis Pagensand umgelagerten Baggergutes gelangen jedoch dorthin.

Auch die Verdriftung des von der HPA bei Neßsand umgelagerten Baggergutes führt wahrscheinlich vor allem in den Sedimentationsbereichen im Raum Wedel (z. B. Mühlenberger Loch, Fährmannsander Watt) zu einer Akkumulation größerer Mengen schadstoffbelasteter Sedimente. Die Verdriftung dieses Materials in Richtung See trägt vermutlich nur in geringem Maß zu einer Akkumulation der Schadstoffe in den seewärts von Wedel liegenden Depositionsgebieten bei.

7.1.4 Makrozoobenthos

Die Umlagerung von 2 - 3 Mio. m³ Wedeler Baggerguts sowie die Umlagerung von rund 8 Mio. m³ Baggergut aus der Delegationsstrecke bei Neßsand wirkt sich zur Hauptsache auf das Makrozoobenthos der Umlagerungsstellen aus. Untersuchungen an Umlagerungsstellen in der Tideelbe haben auf fast allen Umlagerungsstellen Auswirkungen auf die Artenzahl, die Besiedlungsdichten und Biomassen ergeben. Beim Umlagern kann es durch das im Bagger-

gut enthaltene organische Material zu Sauerstoff zehrenden Prozessen kommen. Allerdings ist der minimale Sauerstoffbedarf vieler Makrozoobenthosarten geringer als z. B. der vieler Fische, so dass nicht zu erwarten ist, dass hierdurch negative Störungen auftreten.

7.1.5 Fische

Die im Bezugsszenario betrachtete Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³ Wedeler Baggergut zwischen km 643 und km 663 sowie die Umlagerung von rd. 8 Mio. m³ Baggergut aus der Delegationsstrecke bei Neßsand wirkt sich auf die in Kapitel 4.7.2 näher beschriebene Fischfauna in den Elbeabschnitten vom Typ 22.3 (Marschengewässer) und T1 (Übergangsgewässer) aus.

Die mehr oder weniger direkten Auswirkungen der Baggergutverbringungen in diesem Bereich werden von Haesloop beschrieben, der fischereibiologische Untersuchungen an der Umlagerungsstelle Hetlingen durchführte sowie eine Literaturlauswertung vornahm (Haesloop 2004). Danach sind die Dichten von juvenilen Flundern an den Umlagerungsstellen geringer als in der Umgebung, was als Folge von Störungen und Vertreibung durch absinkendes Baggergut, eine erhöhte Sterblichkeit durch Überdeckung oder zeitweilig reduzierte Nährtierdichten gedeutet wird. Andere im Bereich der Umlagerungsstellen häufig vorkommende Arten wie Stint, Kaulbarsch und Finte sind vermutlich weniger von Überdeckung, aber von Vertreibung und reduzierten Nährtierdichten betroffen.

Die beim Umlagern auftretenden Störungen führen zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf der Fische. Da die Umlagerungsstellen von Neßsand bis km 670 im Bereich des sommerlichen Sauerstofftales liegen, sind in dieser Zeit deutliche Beeinträchtigungen bis hin zu kleinen Fischsterben im Bereich der Umlagerungsstellen möglich. Allerdings wird im Bezugszustand bei geringen Sauerstoffgehalten nicht oder nur selten umgelagert.

Im Zeitraum von ca. April bis Juni driften Eier und Larven von Stint und Finte an den im Bezugszustand betrachteten Umlagerungsstellen, z. T. auch in Bodennähe vorbei. Diese können bei den dort nach Umlagerungsvorgängen zu erwartenden Schwebstoffgehalten deutlich geschädigt bzw. abgetötet werden.

Ob die lokalen Beeinträchtigungen durch Umlagerungen auch die Bestandsgrößen der betroffenen Arten merklich verändern, ist nicht bekannt. Vermutlich sind die Auswirkungen auf dieser Ebene gering, da nur kleine Anteile der Wasserkörper vom Typ 22 und T1 betroffen sind. In vorliegenden HABAK-Berichten (BfG 1995, 1999b, 2002c, BfG & WSA Emden 2000, 2001, BfG & WSA Wilhelmshaven 2003) wird ebenfalls von keinen oder sehr geringen Auswirkungen auf dieser Ebene ausgegangen, wenn nur kleine Teile der betrachteten Gewässerabschnitte von Umlagerungsstellen eingenommen werden, und die Umlagerungsmengen von ähnlicher Größenordnung wie im betrachteten Bezugszustand sind.

Die zunehmende Verlandung von Randbereichen durch Materialkreisläufe und ein zusätzliches Materialangebot nach Umlagerungen beeinträchtigt in den südlichen Uferabschnitten zwischen Mühlenberger Loch und Schwingemündung Laich- und Aufwuchsgebiete, die für die ästuarinen Massenfischarten Stint und Finte von zentraler Bedeutung sind. Stromab gelegene Nebenelben wie die Pagensander Nebenelbe und die Rinne hinter dem Schwarztonnensand werden als wichtige Nahrungsgebiete, z. B. für die Flunder, beeinträchtigt. Alle

Randbereiche innerhalb des sommerlichen Sauerstofftales (etwa. km 620 bis km 670) werden bei zunehmender Verlandung zudem in ihrer Funktion als Rückzugsräume mit gegenüber der Strommitte höheren Sauerstoffgehalten beeinträchtigt.

Die genannten Auswirkungen zunehmender Verlandung (gegenüber einem Zustand mit gleicher Morphologie aber ohne Umlagerungen) sind mittel- bis langfristig deutlich gravierender für die Fische der Tideelbe als die meist nur lokal und temporär wirksamen Beeinträchtigungen durch Umlagerungen.

Die im Bezugszustand lokal, insbesondere in Randbereichen stromab von Pagensand erwarteten geringen Erhöhungen von Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten können dort auf Fische - sowie ihre Nahrung und ihre Fressfeinde - beeinträchtigend einwirken. Vermutlich sind diese Beeinträchtigungen für Fische als gering einzustufen, da auch zu Zeiten stärkerer Verschmutzung dieses Gebiet (und auch die noch stärker verschmutzten Becken des Hamburger Hafens) noch zahlreich von Fischen besiedelt waren (Möller 1988).

7.2 Szenario A: Keine Umlagerung im System

Szenario A beschreibt die Änderungen gegenüber dem Bezugszustand: es wird weder Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke noch Wedeler Baggergut im System umgelagert. Im Bezugszustand wird der größte Teil des Baggergutes aus der Norderelbe und aus dem Köhlbrand bis zur Süderelbe (BfG 2005, 2007) bei Neßsand an der Ländergrenze, das Baggergut aus dem Wedeler Bereich wird hauptsächlich im Bereich Pagensand umgelagert.

In dem Bereich der Delegationsstrecke und dem Wedeler Bereich sind die Baggermengen seit dem letzten Ausbau deutlich angestiegen. Szenario A stellt das Änderungspotential dar, wenn das Baggergut weder in einem bestimmten Tideelbeabschnitt noch sonst in der Tideelbe umgelagert wird.

7.2.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Trübung

Da in den bisherigen Untersuchungen und Modellierungen nur kurzzeitige und kleinräumige umlagerungsbedingte Trübungserhöhungen registriert werden konnten, ist durch eine Entnahme von jährlich etwa 2 - 3 Mio. m³ Wedeler Baggergut aus dem System keine nachweisbare Abnahme der großräumigen Gewässertrübung zu erwarten. Auch die Einstellung der Umlagerung bei Neßsand hat auf die Trübung des Gewässers nur kurzzeitige und lokale Auswirkungen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Frequenz, mit der Material auf den Umlagerungsstellen bei Neßsand verbracht wird, sehr hoch ist. Auch wenn das wahrscheinlich keinen Einfluss auf die großräumige Schwebstoffverteilung in Bereich 1 hat, überschreiten jedoch die sohlnahen Schwebstoffgehalte im Bereich der Einbringstelle häufig die Schwebstoffkonzentrationen, die natürlicherweise dort sohlnah auftreten würden.

Materialtransport/Baggerkreisläufe

Die Richtung des advektiven Restschwebstofftransportes, die in Bereich 1 überwiegend stromauf gerichtet ist, und die sowohl anhand von Dauermessungen der Trübung, numerischen Modellierungen als auch anhand von Baggermengenentwicklungen bestätigt werden konnte, wird sich durch eine Entnahme des in Wedel anfallenden Baggergutes nicht verändern. Die Menge an Schwebstoff, die im Bereich 1 für Transportprozesse zur Verfügung steht und die zu einem gewissen Anteil in Materialkreisläufen in diesem oberen Ästuarbereich bewegt wird, nimmt jedoch ab. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass das im Bereich 1 verbrachte Baggergut aus Wedel nur zum Teil an den Entnahmeort zurücktransportiert wird und nur zu einem geringen Anteil für das in der Delegationsstrecke und in Wedel anfallende Baggergut verantwortlich ist. Die Entwicklung der Baggermengen deutet darauf hin, dass die vergleichsweise größeren Baggermengen aus der Delegationsstrecke, die nach Neßsand verbracht werden, wahrscheinlich einen größeren Einfluss auf die Baggermengen in Wedel haben als das von unterstrom nach Wedel zurücktransportierte Material (Kapitel 5.1).

Somit ist es nicht auszuschließen, dass eine Verkleinerung des Materialpools durch die Einstellung der Umlagerung sowohl des Wedeler Baggergutes als auch des Baggergutes aus der Delegationsstrecke langfristig zu einer Abnahme der Baggermengen in diesem Bereich führen kann, da das Material nicht mehrfach bewegt werden muss und gegebenenfalls sich gegenseitig verstärkende Akkumulationsprozesse unterbrochen werden können. Wenn weniger mobiles Material im Bereich 1 zur Verfügung steht, wird wahrscheinlich auch weniger stromauf transportiert, dies hat möglicherweise eine Abnahme der Baggermengen im oberen Ästuarbereich zur Folge (Reduzierung von Kreisläufen). Ein Hinweis darauf liefert auch die Abnahme der Baggermengen in der Delegationsstrecke, seit ein Teil des Baggergutes durch eine Verbringung auf die Umlagerungsstelle E3 aus dem System entfernt wird. Auch die in den Jahren 2006 und 2007 herrschenden Oberwasserbedingungen können evtl. zu dem Rückgang der Baggermengen beigetragen haben. Ob die Änderung der Verbringungsstrategie auch langfristig zu einer Abnahme der Unterhaltungsmengen in der Delegationsstrecke führt, ist noch Gegenstand verschiedener Untersuchungen.

Hierbei ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass aufgrund der hydraulischen und morphologischen Randbedingungen der Baggerbereich in Wedel einen Sedimentations-schwerpunkt darstellt. Durch die Systemcharakteristik, die einen stromaufgerichteten Restschwebstofftransport im oberen Ästuarbereich begünstigt, wird auch bei der kompletten Einstellung der Umlagerungen von Hamburger und Wedeler Baggergut in Bereich 1 Material resultierend stromauf transportiert, welches sich sowohl im Depositionsgebiet in Wedel als auch in den strömungsberuhigten Bereichen des Hamburger Hafens ablagern kann.

Substratveränderung

Eine umlagerungsbedingte Änderung des Sohlsubstrates konnte auf den hauptsächlich mit Wedeler Baggergut beschickten Umlagerungsstellen nicht beobachtet werden. Eine Veränderung des anstehenden Sohlmaterials durch die Entnahme von Wedeler Baggergut aus dem System ist nicht zu erwarten. Bei den Umlagerungsstellen bei Neßsand, die sich zwischen km 636,5 und km 638,5 überwiegend südlich der Fahrrinnenbegrenzung befinden, handelt es sich um Durchgangsumlagerungsstellen mit mittel- und grobsandigem Sohlsubstrat.

Sedimentation/Materialangebot

Im Vergleich zu den natürlicherweise während einer Tide bewegten Schwebstoffmengen handelt es sich bei der Entnahme von jährlich 2 bis 3 Mio. m³ Baggergut aus dem System um eine geringe Menge Sediment. Wenn damit jedoch Materialkreisläufe reduziert werden, sind die Auswirkungen entsprechend größer. Negative Entwicklungstendenzen können durch die Entnahme von Baggergut und somit durch eine Verkleinerung des Materialpools möglicherweise abgeschwächt werden. Insbesondere in den Nebeneiben im Bereich 1, die Auflandungstendenzen aufweisen (insbesondere Mühlenberger Loch, Neßsand und Rinne hinter Schwarztonnensand), und die sich in der Nähe der Umlagerungsstellen befinden, steht somit weniger feinkörniges Material zur Sedimentation zur Verfügung. In der Tideelbe oberhalb der Trübungszone ist dies besonders relevant, da dort aufgrund der kleineren Gewässerquerschnitte und auch kleineren Watt- und Flachwasserflächen die potenziellen Sedimentationsbereiche kleiner sind. Aus diesem Grund kann sich im Bereich 1 eine, wenn auch nur geringe, Reduzierung des Materialangebotes stärker auf die Abnahme der Verlandungstendenzen von Sedimentationsbereichen auswirken als weiter seewärts. Die positiven Effekte verstärken sich tendenziell, wenn die Umlagerungen bei Neßsand ebenfalls eingestellt werden, und somit das mobile Material in Bereich 1 gegenüber dem Bezugszustand verringert wird.

7.2.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte als Hintergrundwerte

Die sommerlichen Sauerstoffminima in der Tideelbe im Bereich 1 bleiben auch bei einer Entnahme des Baggergutes unverändert bestehen, da diese durch den Abbau der aus der Mittelbe in die Tideelbe eingetragenen lebenden und abgestorbenen Algen verursacht sind. Zudem ist durch die Entnahme des Baggergutes aus dem System kein nachhaltiger Rückgang der Trübung und damit der feinen, die Sauerstoffzehrung verursachenden Partikelfraktion der Schwebstoffe im Bereich 1 zu erwarten. Eine geringe lokale Entlastung des Sauerstoffhaushaltes kann als Folge einer verringerten Sauerstoffzehrung im Wasser dadurch bewirkt werden, dass im Bereich der HPA-Einbringstelle Neßsand das Auftreten umlagerungsbedingter sohnlicher Schichten mit hohen Schwebstoffgehalten vermindert wird. Im Vergleich zum Bezugszustand mit den höchsten Umlagerungsaktivitäten im Herbst und Winter dürfte sich also eine Entnahme des Baggergutes aus dem Hamburger Hafen aus dem System am ehesten darin bemerkbar machen, dass die Sauerstoffgehalte der Tideelbe im Bereich von Wedel bis Blankenese im Herbst ansteigen und damit in der Tideelbe eine schnellere Erholung vom sommerlichen Sauerstoffdefizit erfolgt.

Sauerstoffzehrung und Partikelgehalte (Aufwuchsfläche) in der Wassersäule

Die Sauerstoffzehrung und die biologische Aktivität können lokal verringert sein, da ein leichter Rückgang der POC-Gehalte und verringerter Ammoniumeintrag in das Wasser durch die verringerten sohnennahen Schwebstoffkonzentrationen zu erwarten ist. Die geringfügige Abnahme der Ammoniumwerte führt auch zu einem verminderten Sauerstoffverbrauch durch den mikrobiellen Prozess der Nitrifikation. Auch hier sind die Auswirkungen im Vergleich zum Bezugszustand im Wesentlichen durch die Entnahme des Baggergutes aus dem Hamburger Hafen aus dem System begründet, da dieses Material im Vergleich zu dem von

unterstrom eingetriebenen Material sowohl die Quantität als auch die Qualität des Wedeler Baggergut bestimmt. Besonders bezüglich der Qualität weist es höhere organische Anteile und Sauerstoffzehrungen auf als das sohlennah von unterstrom antransportierte Material.

Nährstofffreisetzung

Eine sehr geringfügige Abnahme der Nährstoffgehalte im Bereich 1 ist in Folge der Entnahme des Baggergutes aus dem System zu erwarten. Generell ist zu beachten, dass die Nährstoffkonzentrationen in der Tideelbe durch den Eintrag von gelösten und partikulär gebundenen Nährstoffen aus der Mittelelbe gesteuert sind. Lokal bedeutsam sind auch die Einleitungen durch das Klärwerk Dradenau und andere kommunale und industrielle Einleitungen.

Beeinflussung der Primärproduktion

Die Lichtlimitierung des Algenwachstums im Bereich 1 bleibt bestehen, da keine großräumige Abnahme der Trübung zu erwarten ist. Eine sehr geringfügige Abnahme von Nährstoffgehalten wird daher auch nicht die Primärproduktion im Hauptstrom gegenüber dem Vergleichszustand verändern.

Belüftungsfunktion der Seitenräume (Nebanelben)

Das Algenwachstum in den Nebanelben, das aufgrund der geringeren mittleren Tiefe gegenüber dem Hauptstrom weniger stark lichtlimitiert ist, könnte am ehesten durch verringerte Nährstoffgehalte beeinflusst werden. Eine Abnahme der biogenen Belüftung könnte die Folge sein. Einen wichtigeren Einfluss auf die Belüftungsfunktion dürfte aber der verminderte Eintrag von Schwebstoffen und ein damit verbundener verringerter Rückgang der für das Algenwachstum günstigen Flachwasserbereiche sein. Insgesamt dürfte die Belüftungsfunktion der Nebanelben leicht verbessert werden. Dies gilt insbesondere für Hahnöfer Nebanelbe.

7.2.3 Schadstoffe

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Im Baggerbereich Wedel wird die Entnahme von 2 - 3 Mio. m³ Wedeler Baggergut aus dem System unter den derzeitigen Randbedingungen wahrscheinlich zu keiner messbaren Verringerung der Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente sowie der Schwebstoffe führen. Ohne den strömungsbedingten Rücktransport eines Teils des umgelagerten Baggergutes wird die Belastung der von unterstrom nach Wedel gelangenden Feinsedimente geringfügig niedriger ausfallen, solange von oberstrom weiterhin Feststoffe mit höherer Belastung als bei Wedel nachgeliefert werden. Wird auch die Umlagerung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke eingestellt, ist langfristig mit einer Abnahme der Schadstoffgehalte in den Schwebstoffen und Oberflächensedimenten zu rechnen. Das Mischungsverhältnis von hoch mit Schadstoffen belasteten Sedimenten zu feinkörnigen Feststoffen mariner Herkunft verschiebt sich zugunsten der marinen Sedimente, und die Belastung der Sedimente und Schwebstoffe wird langfristig geringer. Da nicht bekannt ist, welche Mengen an Baggergut in dem vermuteten Sedimentkreislauf mehrfach bewegt

werden, kann über die Größe der Abnahme der Schadstoffmengen und damit über das Ausmaß der Konzentrationsabnahme bei Wedel keine Aussage getroffen werden. Da nur ein Teil des bei Neßsand umgelagerten Baggergutes in den Umlagerungsbereich für Baggergut aus Wedel gelangt, könnte es dagegen bereits bei Aufgabe der Umlagerung des Wedeler Baggergutes mittel- bis langfristig zu einer geringen Abnahme der Schadstoffkonzentrationen in den Feststoffen kommen, da sich geringere Mengen belasteter Feststoffe mit den bei geringen Oberwasserabflüssen stromauf transportierten marin beeinflussten, gering belasteten Feinsedimenten vermischen.

Geht man davon aus, dass die Schadstoffbelastung der fluvialen Schwebstoffe zunächst konstant bleibt, wird sich die Belastungssituation in der Tideelbe aufgrund der weiterhin erfolgenden Verdriftung in Richtung See nur langsam ändern.

Veränderung der Schadstoffmengen im Bagger- und Umlagerungsbereich / Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Die im Umlagerungsbereich anfallenden Schadstoffmengen sind ohne Umlagerung des Baggergutes aus dem Bereich Wedel geringer als im Bezugszustand. Da jedoch nur ein kleiner Anteil der durch die Umlagerung eingetragenen Schadstoffmengen im Umlagerungsbereich verbleibt, ist die langfristige Verminderung der Schadstoffmengen eher gering. Entfällt auch die Umlagerung der großen Mengen Baggergut der HPA bei Neßsand, verringern sich die mobilen Schadstoffmengen deutlicher. Quantitativ lässt sich die Verringerung erst abschätzen, wenn der Anteil des umgelagerten Baggergutes am Sedimentkreislauf bekannt ist.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Ohne Umlagerung des Wedeler Baggergutes werden deutlich geringere Schadstoffmengen zum Transport zur Verfügung gestellt. Entsprechend können sich die mit den Feinanteilen stromauf bzw. in Richtung See transportierten Schadstoffmengen verringern, es sei denn, die Schwebstoffkonzentrationen würden mit Feststoffen aus der Umgebung der Umlagerungsstelle, die ähnlich belastet wie das Baggergut sind, wieder aufgefüllt. Ob eine solche Auffüllung erfolgt, ist zu überprüfen. Vor allem in die seewärts gelegenen Bereiche gelangen ohne Umlagerung geringere Schadstoffmengen. Wird auch die Umlagerung von Baggergut der HPA bei Neßsand eingestellt, fällt die Verringerung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes entsprechend größer aus.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation in Sedimentationsräumen

Wird das Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke und dem Bereich Wedel nicht mehr in der Tideelbe umgelagert, so werden die in die strömungsberuhigten Seitenbereiche gelangenden Schadstoffmengen insbesondere im Umfeld der Umlagerungsstellen in den Bereichen 1 und 2 geringer. Auf weiter entfernt liegende Depositionsräume wird sich ein Wegfall der Umlagerung weniger auswirken. Die Schadstoffkonzentrationen in den Depositionsräumen, auch die in der Elbemündung gelegenen, werden dagegen kaum beeinflusst.

7.2.4 Ökotoxikologie

Die ökotoxikologische Belastung des Materials im Bereich der Baggerstellen zeigt für die untersuchten Sedimente unterschiedlich starke Grade auf. Die Belastung reicht von der unbelasteten Toxizitätsklasse 0 bis hin zur Toxizitätsklasse III nach HABAK-WSV, die kritische Belastungen des Baggergutes anzeigt (Kapitel 5.2.3 und Tabellen im Anhang 4.4-1 bis -4).

Wird das teilweise ökotoxikologisch belastete Baggergut der Elbe entnommen und nicht an anderer Stelle wieder eingebracht, dann verringern sich auch die im System vorhandenen Schadstoffmengen. Die Entnahme von Schadstoffen aus dem System Tideelbe ist hinsichtlich des ökotoxikologischen Belastungspotenzials grundsätzlich positiv zu bewerten. Bei einer Entnahme von jährlich 2-3 Mio. m³ Baggergut bei Wedel ist weder mit einer kurz- noch mittelfristigen Verbesserung der ökotoxikologischen Sedimentbelastung in den Bereichen 1 und 2 zu rechnen.

Eine langfristige Prognose der Entwicklung der ökotoxikologischen Belastungssituation ist nicht möglich, da diese erheblich von den künftig ins System eingetragenen Schadstoffen abhängt. Die Gehalte vieler aktuell betrachteter Schadstoffe in den Schwebstoffen und Sedimenten nehmen zwar langsam ab, doch kann dies nicht direkt auf das ökotoxikologische Belastungspotential übertragen werden, da stetig neue Stoffe und Stoffgruppen in die Gewässer gelangen, die momentan noch nicht im Standarduntersuchungsprogramm enthalten sein können.

Dementsprechend würde eine Einstellung der Umlagerungsvorgänge im Bereich 1 nur sehr geringe positive Effekte haben, die wahrscheinlich mit den Messmethoden nicht zu differenzieren sein werden.

7.2.5 Makrozoobenthos

Die Aufgabe von Umlagerungen im Bereich 1 wird möglicherweise zu leichten Verbesserungen auf den nicht mehr genutzten Flächen führen. Untersuchungen an Umlagerungsstellen in der Tideelbe haben auf fast allen Umlagerungsstellen Auswirkungen auf die Artenzahl, die Besiedlungsdichten und Biomassen ergeben. Allerdings ist das Verbesserungspotential im Bereich 1 eher gering, da das Sediment im Bereich bis km 660 eine deutliche Schadstoffbelastung und ökotoxikologische Belastung aufweist, die bestehen bleibt, wenn dieses Material im System verbleibt. Die meisten Tiere leben grabend im Sediment und sind somit auch auf längere Sicht den Schadstoffbelastungen im Sediment ausgesetzt. Einzig für die in den Nebenarmen siedelnde Makrofauna könnte das mögliche Risiko der Verlandung dieser Flächen sinken. Eine Verbesserung der Sauerstoffsituation in diesem Teilabschnitt der Tideelbe wird wahrscheinlich nicht zu einer merklichen Veränderung der Makrozoobenthosgemeinschaft führen, da die derzeit dort vorkommenden Sauerstoffminima auch jetzt wahrscheinlich keinen negativen Einfluss auf die Makrofauna haben, weil die Werte meist noch über der kritischen Marke für Benthosorganismen von 2 mg/l Sauerstoff liegen (Eine zusammenfassende Übersicht über den Einfluss von Sauerstoffknappheit findet sich in Wetzel et al. (2001) für Meiofauna und Diaz und Rosenberg (2001) für Makrofauna), was für die dort siedelnde Fauna ausreichend ist.

7.2.6 Fische

Ohne die Umlagerungen von HPA- und Wedeler Baggergut entfallen die für den Bezugszustand beschriebenen negativen Auswirkungen auf die Fischfauna, wie u. a. die Störung, Vertreibung und Überdeckung von Fischen und Fischnährtieren bei Umlagerungsvorgängen sowie die lokale Belastung des Sauerstoffhaushaltes an den Umlagerungsstellen bei dort zugleich erhöhtem Sauerstoffbedarf der gestörten Fische. An Umlagerungsstellen auftretende Beeinträchtigung von in der Wassersäule driftenden Fischeiern und Larven (insbesondere Stint, Finte) würden ebenfalls entfallen.

Da im Szenario A von zurückgehenden Verlandungstendenzen der Seitenräume ausgegangen wird (Kapitel 7.2.1), bleiben diese in ihrer Funktion als Laich- und Jungfischhabitate sowie als Rückzugsräume bei sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen im Hauptstrom länger erhalten. Unter Umständen durchzuführende Entlandungsmaßnahmen (Ausbaggern verlandeter Nebenarme) müssten in geringerem Umfang erfolgen und würden dementsprechend seltener zu Störungen und weiteren Beeinträchtigungen der Fische führen.

Die erwartete schnellere Erholung der Sauerstoffgehalte im Herbst (Kapitel 7.3.2) wird zu einer entsprechend schnelleren Wiederbesiedlung der im Sommer verwaisten sauerstoffarmen Bereiche. Wanderbewegungen von Fischen können im Herbst etwas schneller wieder einsetzen.

Die im Szenario A mittel- bis langfristig erwarteten, geringfügig abnehmenden Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten im Bereich der Umlagerungsstelle (Pagensand) sowie auch seewärts davon (Kapitel 7.2.3) werden zu abnehmenden toxikologischen Beeinträchtigungen der Fische und ihrer Nährtiere in diesen Bereichen führen.

Da aber auch derzeit auf Bestandsebene der vorkommenden Fischarten keine Beeinträchtigungen durch Schadstoffeffekte erkennbar sind, werden vermutlich keine bzw. keine nachweisbaren Auswirkungen auf die Bestandsgrößen der vorkommenden Arten zu verzeichnen sein.

Insgesamt wird von einer gegenüber dem Bezugs-Szenario geringen Verbesserung der Situation für den ästuartypischen Fischbestand in dem Elbeabschnitt vom Typ 22.3 (Marschengewässer) und den seewärts anschließenden Teilen des Übergangsbereiches (Typ T1) gerechnet. Auswirkungen auf die ästuarinen Fischbestände in den seewärtigen Abschnitten der Übergangszone vom Typ T1 - sowie auch auf die marin geprägten Bestände seewärts davon - und auf die mehr limnisch geprägten Bestände stromauf von Hamburg sind nicht zu erwarten.

7.3 Szenario B: Verbringung von 10 Mio. m³ im Bereich 1

Szenario B beschreibt Änderungen gegenüber dem heutigen Zustand unter der Bedingung, dass die umzulagernden Mengen im Bereich Wedel auf 10 Mio. m³ ansteigen. Dies ist ein fiktives Szenario, was dabei helfen soll, Auswirkungen bei kreislaufbedingten Steigerungen der Baggermengen einzuschätzen. Als Umlagerungsbereich wird entsprechend der bisherigen

Praxis (bis 2005) der Bereich 1 angenommen. Entsprechende Unterschiede zum bestehenden Bezugszustand für die jeweiligen Fachgebiete werden im Folgenden aufgezeigt.

7.3.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Sedimentation/Materialangebot/Materialtransport:

Durch die Verbringung von 10 Mio. m³/a im Bereich 1 stünde dort eine größere Menge an Material für morphologische und schwebstoffdynamische Prozesse zur Verfügung. Bereiche, die auch jetzt schon aufgrund des vorherrschenden Strömungsregimes eine Senke für Schwebstoffe darstellen, würden möglicherweise stärker verlanden. Im Bereich 1 sind das insbesondere das Mühlenberger Loch, die südliche Rinne hinter Schwarztonnensand sowie die Pagensander Nebelbe an der Südspitze der Insel. Eine verstärkte Verschlickung dieser Bereiche kann auch eine Änderung der Gerinnehydraulik zur Folge haben, da durch die Konzentration der Strömung auf die tiefe Rinne eine Zunahme der Flutstromdominanz verursacht werden kann. Negative Entwicklungen des Transportregimes würden so ggf. noch verstärkt.

Es ist nicht auszuschließen, dass auch in der Fahrrinne im Bereich Wedel/Wedeler Au ein vermehrter Wiedereintrieb des verbrachten Materials zu beobachten wäre, da dieser Bereich eine Schwebstoffsенke darstellt. Somit würden schon existierende Materialkreisläufe verstärkt.

7.3.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte als Hintergrundwerte

Durch die deutliche Zunahme der Umlagerungsmengen im System wird das Auftreten umlagerungsbedingter sohnaher Schichten mit hohen Schwebstoffgehalten gefördert. Dies führt zu lokalen Belastungen des Sauerstoffhaushaltes.

Als Folge bestünde ein Risiko, dass über Tage bis Wochen sohnaher geringe Sauerstoffgehalte in lokalen Abschnitten des Bereichs 1 auftreten könnten. Dieses Szenario kann insbesondere dann Folgen für die sommerlichen minimalen Sauerstoffgehalte im Bereich 1 haben, wenn aufgrund der großen Umlagerungsmengen umfangreiche Umlagerungen im Juli und August notwendig würden.

Zu diesen Zeiten mit hohen biologischen Aktivitäten würden eingetragene Sauerstoffzehrende Stoffe schnell umgesetzt und so die deutlichsten Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt haben. Neben geringfügigen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes dürfte auch die im Herbst stattfindende Erholung des Sauerstoffhaushaltes verzögert werden.

Die Entstehung und wesentliche Ausprägung des Sauerstofftals in der Tideelbe würde aber auch bei diesem Szenario dadurch bedingt sein, dass im Bereich 1 durch den mikrobiellen Abbau der aus der Mittelbe in die Tideelbe eingetragenen lebenden und abgestorbenen Algen eine hohe Sauerstoffzehrung bewirkt wird.

Sauerstoffzehrung und Partikelgehalte (Aufwuchsfläche) in der Wassersäule

Es dürfte eine geringfügige Zunahme der Sauerstoffzehrung durch die mikrobiellen Prozesse Kohlenstoffoxidation und Nitrifikation aufgrund erhöhter POC- und Ammoniumgehalte bewirkt werden. Aufgrund höherer Aufwuchsflächen ist eine leichte Zunahme der biologischen Aktivität zu erwarten.

Nährstofffreisetzung und Beeinflussung der Primärproduktion

Eine geringfügige Zunahme der Nährstoffe könnte im Sommer bei geringen Nährstoffgehalten trotz bestehender Lichtlimitierung der Algen einen leicht fördernden Effekt auf die Primärproduktion haben.

Belüftungsfunktion der Seitenräume (Nebanelben)

Die Nebanelben im Umlagerungsgebiet dürften einer beschleunigten Verlandung unterliegen. Die Folge wären geringere Wasservolumina. Selbst bei gleichbleibenden Sauerstoffgehalten würde dadurch die Belüftungsfunktion der Nebanelbe verringert. Dabei ist dieser Effekt in der Hahnöfer Nebanelbe also im oberen Abschnitt des Bereichs 1 am größten.

7.3.3 Schadstoffe

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Der Baggerbereich würde durch den Rücktransport von deutlich größeren Mengen des umgelagerten Wedeler Baggergutes beeinflusst. Die von Oberstrom natürlich transportierten Schwebstoffe sowie die von der Umlagerungsstelle Neßsand verdrifteten Feinanteile des Baggergutes würden weiterhin in den Baggerbereich Wedel gelangen. Eine Veränderung der Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente sowie der Schwebstoffe wäre wegen der ähnlichen Belastungen nicht zu erwarten. Auch im Umlagerungsbereich ist keine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen zu erwarten, da das Szenario B von einem Anstieg der umgelagerten Baggermengen auf 10 Mio. m³ aufgrund von Sedimentkreisläufen und nicht durch eine Zunahme der Nettomengen belasteter Sedimente ausgeht.

Veränderung der Schadstoffmengen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Die Schadstoffmengen würden mit den großen Mengen an umgelagertem Baggergut vorübergehend mit jedem Umlagerungsvorgang sehr stark zunehmen. Auch der Anteil der im Umlagerungsbereich verbleibenden Schadstoffmengen würde sich evtl. vergrößern. Die Nettozunahme der Schadstoffmengen hängt vom Ausmaß der Kreislaufbaggerungen ab. Da bei 10 Mio. m³ Baggergut auch von einem verstärkten Kreislauf auszugehen ist, fielen die Zunahme wahrscheinlich nicht um den Faktor 3 bis 5 aus, wie der Baggermengenwachstum gegenüber dem Bezugszustand erwarten ließe.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Dem Transport würden durch die Mobilisierung der großen Mengen Baggergut wesentlich größere Mengen zur Verfügung gestellt. Entsprechend würden die mit den Feinanteilen stromauf bzw. in Richtung See transportierten Schadstoffmengen größer. Die größeren

Schadstoffmengen, die mit den Feinanteilen des umgelagerten Baggergutes stromauf wandern würden, ließen in den stromauf des Umlagerungsbereiches gelegenen Verdriftungsbereichen wie beim Bezugszustand keine Erhöhung der Schadstoffbelastung erwarten.

Eine Umlagerung bei hohen Oberwasserabflüssen würde zu einer schnelleren Verdriftung der schadstoffbelasteten Sedimente in Richtung See führen, während Umlagerungen bei niedrigen Oberwasserabflüssen verstärkten Rücktransport der mit dem Baggergut verbundenen Schadstoffe in Richtung Baggerbereich begünstigen würden.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation

Die in die strömungsberuhigten Seitenbereiche gelangenden Schadstoffmengen, insbesondere im Umfeld der Umlagerungsstellen im Bereich 1, würden deutlich größer. Im Nahbereich und stromauf der Umlagerung würden zwar die akkumulierten Schadstoffmengen steigen, nicht aber die Schadstoffkonzentrationen. Da durch die Zunahme der Sedimentkreisläufe eher mit einer Verstärkung der Flutstromdominanz zu rechnen ist, würde die Verdriftung der Feinanteile des umgelagerten Baggergutes in Richtung See nicht wesentlich größer als im Bezugszustand ausfallen. Es ist allenfalls von einer geringfügigen, wahrscheinlich nicht nachweisbaren Verschlechterung gegenüber dem Bezugszustand auszugehen. Je weiter seewärts die Sedimentationsgebiete liegen, desto geringer würde sich die Verdriftung auswirken. Zum Einen würden die dorthin gelangenden Anteile des umgelagerten Baggergutes geringer, zum Anderen wären die Sedimentationsbereiche größer.

7.3.4 Ökotoxikologie

Durch die Verbringung von jährlich 10 Mio. m³ WSV-Baggergutes in den Bereich 1 wäre nicht mit einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration, und somit auch nicht mit einer Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials im Umlagerungsbereich und in nahe liegenden Sedimentationsbereichen zu rechnen. Bei dementsprechend großen Umlagerungsmengen wäre jedoch mit einer Erhöhung der Schwebstoffkonzentration zu rechnen. Da viele Schadstoffe an Sediment- und Schwebstoffpartikel gebunden sind, bestünde z. B. für filtrierende Organismen die Gefahr, dass mit der Erhöhung der Schwebstoffkonzentration eine erhöhte Biokonzentration von Schadstoffen erfolgt. Durch eine über die Nahrungskette ebenfalls erhöhte Biomagnifikation könnten weitere Organismengruppen betroffen werden.

Im Bereich 1 sind somit bei Umlagerung von größeren Baggergutmengen leicht negative Effekte auf Organismen nicht auszuschließen.

7.3.5 Makrozoobenthos

Untersuchungen an Umlagerungsstellen in der Tideelbe haben auf fast allen Umlagerungsstellen Auswirkungen auf die Artenzahl, die Besiedlungsdichten und Biomassen ergeben (BfG 2006a). Bei der deutlichen Erhöhung der Umlagerungsmenge ist eventuell mit messbaren Verschlechterungen der Fauna auf den Umlagerungsstellen und im Umfeld zu rechnen. Eine weitere Verschlechterung bzw. Verschiebung in Lebensgemeinschaften gegenüber dem Status Quo folgt aus der beschleunigten Verschlickung oder Verlandung in den Sedimentationsbereichen von Flachwassergebieten. Die hohen Umlagerungsmengen bewirken möglicherweise umlagerungsinduzierte sohlnahe und hohe Schwebstoffkonzentrationen.

tration mit entsprechender Dichteschichtung, in denen zehrende Prozesse Sauerstoffmangelsituationen schaffen können. Sowohl die sohnahen hohen Trübungen als auch besondere Sauerstoffmangelsituationen können die vorhandenen Lebensgemeinschaften schädigen. Bezüglich der deutlichen Schadstoffbelastung und ökotoxikologischen Belastung dieses Tideelbeabschnitts ist bei der Verbringung von vergleichbar belastetem Material nicht mit einer zusätzlichen Beeinflussung durch Schadstoffe zu rechnen.

7.3.6 Fische

Bereich 1 ist als Laichplatz, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet sowie als Wanderkorridor von zentraler Bedeutung für den ästuartypischen Fischbestand der Tideelbe. Werden 10 Mio. m³ Baggergut in diesen Bereich umgelagert, so sind deutlich zunehmende direkte Auswirkungen auf die Fischfauna an den Umlagerungsstellen und deren näherer Umgebung zu erwarten, d. h. es kommt zu zunehmenden Störungen und Beeinträchtigungen insbesondere demersaler (= am Boden lebender) Fischarten wie der Flunder. Anhaltende Bestandsrückgänge an und im Umfeld der Umlagerungsstellen sind möglich. Die im stromaufwärtigen Teil von Bereich 1 etwa im Zeitraum Mai bis Juni driftenden Eier und Larven von Stint und Finte, die gegenüber hohen Schwebstoffgehalten und geringen Sauerstoffgehalten besonders empfindlich sind, können vermutlich ebenfalls in einem Ausmaß beeinträchtigt werden, das sich bereits nachteilig auf die Bestandsgrößen auswirkt.

Die erwartete zunehmende Verlandung des Mühlenberger Lochs, und stromab am Südufer anschließender Flachwasserzonen (vgl. Kap. 7.3.1), beeinträchtigt wichtige Laich- und Aufwuchsgebiete für Stint und Finte sowie ein wichtiges „Quellgebiet“ planktischer Fischnährtiere“, insbesondere des Kleinkrebses *Eurytemora affinis*.

Der mögliche Rückgang sommerlicher Sauerstoffgehalte und die langsamere Erholung im Herbst (vgl. Kap. 7.3.3) lassen zunehmende Beeinträchtigungen des gesamten Fischbestandes erwarten. Betroffen sind z. B. die Jungfische von Stint und Finte sowie sauerstoffbedürftige Fischarten, zu denen u. a. die nach FFH-Richtlinie besonders zu schützende Fischart Rapfen gehört. Gefährdet wären auch laufende bzw. geplante Wiederansiedlungsprojekte mit den nach FFH-Richtlinie prioritär zu schützenden Arten Nordseeschnäpel und Atlantischer Stör, da beide Arten zumindest potenziell im Bereich 1 reproduzieren, und die frühen Entwicklungsstadien beider Arten sensibel gegenüber geringen Sauerstoffgehalten sind.

Bei einer Umlagerung im Bereich 1 ist nicht oder allenfalls sehr lokal mit Veränderungen von Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen und frischen Sedimenten zu rechnen (vgl. Kap. 7.3.2), so dass keine Veränderung der Belastungssituation für Fische zu erwarten ist.

Insgesamt führt Szenario B bei Umlagerung in den Tideelbebereich vom Typ 22 zu deutlichen Beeinträchtigungen des gesamten Fischbestandes. Betroffen sind mit Stint und Flunder sowohl Massenarten mit hoher Bedeutung für das gesamte Ökosystem als auch etliche gefährdete Arten mit hoher naturschutzfachlicher Bedeutung wie z. B. die Finte. Die Beeinträchtigungen strahlen auf stromauf und stromab gelegene Elbeabschnitte aus, da die betroffenen ästuarinen Arten den beeinträchtigten Abschnitt zur Reproduktion nutzen und, von diesem ausgehend, andere Elbeabschnitte besiedeln.

7.4 Szenario C: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ Baggergut im Bereich 2

In Szenario C wird die Umlagerung von 2-3 Mio. m³ Wedeler Baggergut in den Bereich 2 von Pagensand Nord bis Brunsbüttel betrachtet. Entsprechende Unterschiede zum bestehenden Bezugszustand werden im Folgenden für die einzelnen Fachgebiete aufgezeigt.

7.4.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Trübung

Der Bereich 2 befindet sich bei mittleren Oberwasserverhältnissen im Zentrum der Trübungszone, d. h. die natürliche Schwebstoffdynamik sowie die Schwebstoffkonzentration sind dort sehr hoch. Umlagerungsbedingte Schwebstoffzunahmen sind in diesem Bereich wahrscheinlich messtechnisch nur direkt nach einer Umlagerung im direkten Umfeld der Verbringungsstelle erfassbar. Mit großräumigen und langfristigen Trübungserhöhungen ist in diesem Abschnitt nicht zu rechnen.

Materialtransport/Baggerkreisläufe/Sedimentation

Das verbrachte Material verteilt sich im Flussschlauch. Ein Teil wandert stromauf und lagert sich wieder an den bekannten Sedimentationsschwerpunkten (z. B. Wedel, Hafbereich Hamburg) ab, aber sicherlich weniger als bei einer Umlagerung im Bereich 1 (BAW 2007 sowie Kapitel 4.2.3).

Insbesondere Material, welches am unteren Ende des Bereichs 2 nahe des seewärtigen Randes der Trübungszone umgelagert wird, wird zu einem erheblich geringeren Anteil wieder stromauf verdriften, da in diesem Bereich (seewärts von km 690) der advective Restschwebstofftransport überwiegend stromab gerichtet ist. Dafür sedimentiert ein größerer Anteil in den Baggerstrecken im Bereich 2. Auch stellt die Schluff- und Tonfraktion des Wedeler Baggergutes, die im betrachteten Bezugszeitraum im Mittel 41 % betrug, eine Belastung für die schwach durchströmten Uferbereiche und Nebenrinnen in Abschnitt 2 dar, die auch derzeit schon Verlandungstendenzen aufweisen (Brammer Bank, Wischhafen).

Durch die Verbringung mit einem Bagger in Bereich 2 erreicht das Wedeler Baggergut schneller stromab diesen Gewässerabschnitt, als das natürlicherweise oder bei einer Umlagerung in den Bereich 1 der Fall wäre. Es wird auch mehr Material seewärts transportiert, da die Depositionsgebiete in Bereich 1, wo sich das Material aufgrund der natürlichen Transportbarriere, die die Trübungszone für den seewärtigen Transport darstellt, meist relativ lange aufhält, nicht zur Verfügung stehen. Von diesen größeren, seewärts verdrifteten Mengen sedimentiert wiederum ein bestimmter Anteil in den Wattgebieten, ein anderer Teil wird in die Deutsche Bucht transportiert.

7.4.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte als Hintergrundwerte

Die Sauerstoffgehalte liegen im Bereich 2 ganzjährig über 5 mg/l. Es treten zudem nur geringe jahreszeitliche Schwankungen auf. Umlagerungen dürften zu keinen Absenkungen unter den genannten Wert führen.

Sauerstoffzehrung und Partikelgehalte (Aufwuchsfläche) in der Wassersäule

Das verbrachte Baggergutmaterial weist höhere organische Gehalte als der in diesem Elbabschnitt vorhandene Schwebstoff auf. Als Folge der besseren Abbaubarkeit des durch die Umlagerungen eingebrachten Materials und einem damit ebenfalls einhergehenden geringen Eintrag von Ammonium ist mit einer leichten Zunahme der Sauerstoffzehrung zu rechnen. Die Zunahme der Aufwuchsflächen dürfte vor dem Hintergrund der vorhandenen hohen Schwebstoffgehalte keine Zunahme der biologischen Aktivität bewirken.

Nährstofffreisetzung

Eingetragene Nährstoffe können in diesem Umlagerungsgebiet nicht eutrophierend wirken (s. u.). Die hohe Verdünnung im großen Wasserkörper hat zudem nur sehr geringe Konzentrationserhöhungen zur Folge.

Beeinflussung der Primärproduktion

In diesem Elbabschnitt liegt eine extrem starke Lichtlimitierung der Algen vor. Auswirkungen auf die ohnehin sehr geringe Primärproduktion durch eine zusätzliche Erhöhung der Trübung sind kaum möglich. Die biogene Belüftung spielt im Sauerstoffhaushalt dieses Bereichs keine Rolle.

Belüftungsfunktion der Seitenräume

Nebengewässer und Seitenräume unterliegen einem hohen Sedimentationsdruck. Stützende Funktionen im ausgeglichenen Sauerstoffhalt bestehen nicht. Eine mögliche Beeinträchtigung dürfte daher keine Folgen für die Sauerstoffgehalte haben.

7.4.3 Schadstoffe

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Auf die Schadstoffbelastung im Baggerbereich wird sich die Umlagerung im Bereich 2 nicht auswirken (s. o.).

Durch Verbringung des Baggergutes in den Umlagerungsbereich 2 gelangen die mit dem Baggergut verbundenen Schadstoffe schneller in diesen Bereich, als dies beim natürlichen Transport oder bei Umlagerung in Bereich 1 der Fall wäre. Da ein Teil des umgelagerten Baggergutes in Bereich 2 verbleibt, können sich die Schadstoffgehalte der Feststoffe mittel- bis langfristig geringfügig erhöhen. Langfristig würden zwar auch Teile von Baggergut, das im Bereich 1 umgelagert wird, in Richtung See verdriften, es würden aber auf diesem Weg ein Teil der schadstoffbelasteten Feinkornfraktionen in strömungsberuhigten Bereichen sedimentieren, ein weiterer Teil würde stromauf transportiert. Bei Umlagerung in den Bereich

2 könnten die Schadstoffgehalte im Bereich 1 langsam geringfügig abnehmen, da sich das Mischungsverhältnis von marinen zu fluvial beeinflussten Sedimenten zugunsten der marin beeinflussten Sedimente verschieben würde. Allerdings würde diese positive Entwicklung durch den Stromauftransport eines Teils der in Bereich 2 umgelagerten Sedimente und den weiterhin erfolgenden Schadstoffeintrag von oberstrom zum Einem durch die in die Tideelbe eingetragenen Schadstoffe sowie durch das von HPA bei Neßsand umgelagerte Material überlagert.

Veränderung der Schadstoffmengen im Umlagerungsbereich/Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Im Bereich 2 sind die Schwebstoffgehalte zwar hoch, die Feinanteile der Sedimente sowie die Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion der Sedimente und Schwebstoffe aber geringer als im Baggergut, so dass relativ geringe Schadstoffmengen resultieren. Die Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³/Jahr Baggergut auf Umlagerungsstellen im Bereich 2 wird die Schadstoffmenge daher vorübergehend deutlich erhöhen. Der in den Umlagerungsbereichen verbleibende Teil der umgelagerten Sedimente und der damit verbundenen Schadstoffmengen wird dagegen geringer ausfallen, so dass eine Erhöhung der Schadstoffbelastung zunächst schwer messtechnisch zu erfassen sein wird.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Die durch die Umlagerungen mobilisierten Schadstoffmengen werden in Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen transportiert. Die Schadstoffmengen, die bis in den Bereich Wedel zurücktransportiert werden, sind vermutlich deutlich geringer als bei Umlagerung im Bereich 1 (BAW 2006). Ein Teil des umgelagerten Materials wird zwar im Bereich 2 sedimentieren, es werden jedoch größere Mengen der schadstoffbelasteten Feinanteile in die Bereiche 3 und 4 und in Richtung See transportiert als bei der Umlagerung im Bereich 1. Insgesamt werden die belasteten Feinanteile durch die Umlagerung schneller und in höherem Maß in die seewärts gelegenen weniger belasteten Bereiche gelangen. Die Verdriftung von ständig im Bereich 2 umgelagerten Wedeler Baggergut trägt damit mittel- und langfristig auch zu einer Erhöhung der Belastung der Feststoffe in seewärts der Umlagerungsstellen gelegene Bereiche bei. Messungen der ARGE ELBE und der BfG geben Hinweise auf vorübergehende Auswirkungen durch die Umlagerung des Ausbaubaggergutes. In den Jahren 2000 und 2001 beobachtete die ARGE ELBE an allen Stationen einen vorübergehenden Anstieg der Schadstoffkonzentrationen der Sedimente, der evtl. auf die Umlagerung großer Mengen Baggergut bzw. Verdriftungen des umgelagerten Materials im Rahmen des Ausbaus zurückzuführen ist (ARGE ELBE 2006a, b) (Kapitel 4.4.3.2, Abb. 4-54). Die Auswirkungen der Umlagerung des HPA-Baggergutes bei Neßsand nahe dem Bereich 1 sind nur noch gering.

Erfolgt die Baggergutumlagerung bei hohen Oberwasserabflüssen, werden größere feststoffgebundene Schadstoffmengen schneller in Richtung See transportiert. Bei einer Umlagerung bei niedrigen Oberwasserabflüssen wird der wieder stromauf gelangende Feinanteil des umgelagerten Baggergutes zunehmen, doch der Anteil, der Wedel oder Hamburg erreicht, wird vergleichsweise gering bleiben.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation in Sedimentationsräumen

Durch die Umlagerung in Bereich 2 werden vor allem die Sedimentationsräume in diesem Bereich, wie die Glückstädter Binnenelbe, die Brammer Bank und der Störbogen mit größeren Schadstoffmengen beaufschlagt. Da die derzeitige Belastung der Oberflächen-sedimente in den Sedimentationsbereichen ähnlich gering wie die Belastung der vor Ort anzutreffenden Schwebstoffe ist, kann die Umlagerung des höher schadstoffbelasteten Materials langfristig zu einer Erhöhung der Schadstoffbelastung führen. Da die Sedimenta-tionsgebiete z. T. groß sind und zudem die Schadstoffgehalte durch den Eintrag marin dominiertes Sedimente beeinflusst werden, wird die resultierende Erhöhung der Schadstoff-konzentrationen wegen der großräumigen Verteilung gering ausfallen und erst nach längerer Zeit der Umlagerung nachzuweisen sein. Die Anreicherung von Schadstoffen in den im Bereich 1 liegenden Sedimentationsräumen wird bei einer Umlagerung im Bereich 2 geringer ausfallen als bei einer Umlagerung im Bereich 1.

7.4.4 Ökotoxikologie

Der Bereich 2 seewärts von Pagensand von km 665 bis km 700 ist entsprechend den Untersuchungsergebnissen gemäß HABAK-WSV ökotoxikologisch nur sehr gering belastet. Auch die Untersuchungen der ARGE ELBE (2001) von Sedimenten aus diesem Abschnitt wiesen fast durchgehend gute Zustände der untersuchten Sedimente auf. Leichte ökotoxiko-logische Belastungen wurden wie bei den Schadstoffuntersuchungen im Bereich der Schleuse des Nord-Ostsee-Kanals bei Brunsbüttel festgestellt.

Das zu verbringende Baggergut aus dem Bereich Wedel weist im Gegensatz zu den Sedi-menten dieses Elbabschnittes höhere Schadstoffbelastungen und z. T. größere ökotoxikolo-gische Wirkungen auf (Kapitel 4.5). Obwohl das Material durch sedimentdynamische Umlagerungsprozesse eine Verdünnung erfahren würde, sind die ökotoxikologischen Belastungen noch vorhanden, wenngleich auch in geringerem Umfang aufgrund höherer Verdünnung.

Da mittel- bis langfristig eine geringfügige Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen nicht auszuschließen ist (Kapitel 7.4.3), ist vor allem bei einer längerfristigen Baggergutverbrin-gung in den Bereich 2 auch ein Anstieg des ökotoxikologischen Belastungspotenzials nicht auszuschließen.

7.4.5 Makrozoobenthos

Für das Szenario C kommen ähnlich mögliche Auswirkungen zum Tragen wie sie schon für das Szenario B beschrieben wurden, allerdings soll hierbei Sediment weiter flussabwärts verbracht werden, wodurch belastetes Material in Bereiche gelangt, die bisher noch ver-gleichsweise geringer belastet sind. Hiermit kann die ökotoxikologische Belastung steigen. So besteht die Gefahr, dass es zu einer Verschlechterung bzw. Verschiebung der Lebensge-meinschaften in diesem Bereich kommt. Ob sich solche Veränderungen aber nachweisen lassen, ist nicht klar, da die Benthosfauna des Ästuars starke natürliche Fluktuationen aufweist.

7.4.6 Fische

Dieser Bereich befindet sich inmitten der Trübungszone, so dass zusätzliche Einträge durch Umlagerungen nur relativ geringe Änderungen hervorrufen. Die Sauerstoffsituation ist i. d. R. deutlich weniger kritisch für Fische als in dem stromauf anschließenden Abschnitt der Tideelbe. Wichtige Fischlaichplätze sind nicht vorhanden.

Umlagerungen von 2-3 Mio. m³ Wedeler Baggergut in diesen Elbeabschnitt werden überwiegend lokale, auf die Umlagerungsstellen und deren Umfeld beschränkte Effekte haben. Dies sind insbesondere Störungen der Fische und u. U. lokale Nahrungsengpässe durch Überdeckung von Fischnährtieren am Boden.

Durch stromauf gerichtete Transportvorgänge kann ein Teil des umgelagerten Materials in den für Fische wichtigen Flachwassergebieten des Bereichs 1 nach wie vor zur Verlandung beitragen, jedoch in geringerem Umfang als im Bezugs-Zustand (Kapitel 7.4.1). Damit werden wichtige Reproduktions- und Rückzugsgebiete weniger beeinträchtigt.

Beeinträchtigungen durch Schadstoffe werden im Bereich 2 zunehmen, langfristig auch seewärts davon (Kapitel 7.4.3). Wenn deshalb auch keine Auswirkungen auf Bestandsebene der Fische zu erwarten sind, so kann dies dennoch zu zunehmenden Beeinträchtigungen einzelner Tiere führen sowie auch zu einer zunehmender Belastung nachfolgender Glieder der Nahrungskette (Seevögel, Meeressäuger, Kapitel 6.1, „Beeinflussung der Fischfauna“).

Insgesamt sind bei einer Umlagerung von Baggergut in Bereich 2 deutlich geringere Beeinträchtigungen der Fischfauna zu erwarten als bei einer Umlagerung in Bereich 1 (Bezugs-Zustand).

7.5 Szenario D: Verbringung im Bereich 3 (Mündungstrichter)

In Szenario D wird die Umlagerung von 2-3 Mio. m³ Wedeler Baggergut in den Bereich 3 (Brunsbüttel bis Cuxhaven) betrachtet. Auswirkungen dieser Umlagerungsstrategie auf die verschiedenen Fachaspekte werden herausgearbeitet und mit dem Bezugszustand verglichen.

7.5.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Der Bereich 3 zwischen km 700 und km 730 weist eine andere morphologische Charakteristik auf als die Bereiche 1 und 2.

Trübung

Der Bereich 3 befindet sich bei mittlerem Oberwasser seewärts der Trübungszone im Mündungstrichter der Tideelbe. Bei sehr hohem Oberwasserabfluss treten Zunahmen der Schwebstoffgehalte durch eine seewärtige Verschiebung der Trübungszone auf. Die mittleren Schwebstoffgehalte sind in diesem Bereich geringer als in der Trübungszone, jedoch deutlich höher und auch größeren natürlichen Schwankungen unterworfen als in Bereich 1. Die mittleren, oberflächennahen Konzentrationen an der Station Cuxhaven betragen etwa 50 mg/l. Im Bezugszustand wird hier überwiegend sandiges Material aus den nahegelegenen

Baggerbereichen verbracht. Insbesondere durch den hohen Anteil an feinkörnigem Sediment im Wedeler Baggergut werden die umlagerungsbedingten Trübungserhöhungen im Mündungstrichter der Tideelbe messtechnisch deutlicher zu erfassen sein als in der stromaufgelegenen Trübungszone. Langfristige und großräumige umlagerungsbedingte Trübungserhöhungen sind jedoch auch hier nicht zu erwarten.

Materialtransport/Baggerkreisläufe/Sedimentation

Aus verschiedenen Untersuchungen geht hervor, dass im Elbemündungstrichter in einigen Abschnitten der Fahrrinne sowohl sandiges Sediment als auch feine Schwebstoffe resultierend in Richtung Nordsee verdriftet werden, während in den flachen Uferbereichen sowie in den Wattgebieten Material resultierend stromauf transportiert wird.

Somit wird ein geringer Teil des im Mündungstrichter verbrachten Materials wieder zu den bekannten Sedimentationsschwerpunkten (Wedel) zurückverdriftet, aber sicherlich erheblich weniger als bei einer Umlagerung in den Bereichen 1 und 2 (BAW, 2007; Kapitel 4.2.3). Dafür sedimentiert ein größerer Anteil in den Baggerstecken im Bereich 3. Für die Sandfraktion stellt insbesondere der Abschnitt zwischen km 730 und km 720, der durch einen resultierenden Materialeintrag gekennzeichnet ist, einen möglichen Depositionsbereich dar. Bei entsprechender Verbringung steht die Sandfraktion für bettbildende Prozesse zur Verfügung und kann der abschnittsweisen Aufweitung des Mündungstrichters, die insbesondere zwischen km 710 und km 720 zu beobachten ist, entgegenwirken. Auch kann das Material dazu verwendet werden, die Erosion von strömungsexponierten Watten in diesem Bereich zu verzögern.

Durch die Verbringung mit einem Bagger in Bereich 3 erreicht das Wedeler Baggergut schneller stromab diesen Gewässerabschnitt, als das natürlicherweise oder bei Umlagerung in Bereich 1 der Fall wäre. Es wird auch mehr Material seewärts transportiert, da sich nichts beim Stromabtransport zwischen km 662 und km 700 ablagern kann. Von diesen größeren seewärts verdrifteten Mengen sedimentiert wiederum ein bestimmter Anteil in den Wattgebieten, ein anderer Teil wird in die Deutsche Bucht transportiert. Für die Ton- und Schlufffraktion stehen insbesondere die Wattgebiete des Mündungstrichters (Neufelder Sand/Neufelder Watt, Otterndorfer Watt) als Schwebstoffsinken zur Verfügung. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der hohen Morphodynamik das sedimentierte Material leichter wieder resuspendiert werden kann als im Flussschlauch (Bereiche 1 und 2).

Materialangebot

Durch eine Verbringung des Wedeler Baggergutes in den Mündungstrichter seewärts von km 700 wird ein größerer Anteil der Schwebstoffe das System resultierend in Richtung Nordsee verlassen als bei einer Verbringung in den Bereichen 1 und 2. Die Menge an Schwebstoff, welche für morphologische Prozesse im Ästuar zur Verfügung steht, nimmt somit ab.

7.5.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte als Hintergrundwerte

Die Sauerstoffgehalte liegen im Bereich 3 ganzjährig über 5 mg/l. Es treten zudem nur geringe jahreszeitliche Schwankungen (5,5 mg O₂/l - 11,9 mg O₂/l im Zeitraum 2003 bis 2005) auf. Die Umlagerung von Wedeler Baggergut in diesen Bereich dürfte zu keinen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes führen. Aufgrund der im Mündungstrichter hohen Turbulenz im Wasserkörper und der großen Wattflächen stabilisiert der hohe physikalische Sauerstoffeintrag den Sauerstoffhaushalt im Bereich 3.

Sauerstoffzehrung und Partikelgehalte (Aufwuchsfläche) in der Wassersäule

Das verbrachte Baggergutmaterial weist höhere organische Gehalte als die im Mündungstrichter der Tideelbe vorherrschenden feinsandigen Sedimente auf. Die Schwebstoffgehalte gehen im Vergleich zur benachbarten Trübungszone zurück, weisen aber ansteigende organische Gehalte auf. Der mit dem umgelagerten Material eingetragenen organische Kohlenstoff und das Ammonium bewirken aufgrund der raschen Verdünnung im Bereich 3 nur eine sehr geringe Zunahme der Sauerstoffzehrung. Die Zunahme der Aufwuchsflächen dürfte vor dem Hintergrund der vorhandenen Schwebstoffgehalte nur eine leichte Zunahme der biologischen Aktivität bewirken.

Nährstofffreisetzung

Eingetragene Nährstoffe können in diesem Umlagerungsgebiet nicht eutrophierend wirken (s. u.). Die hohe Verdünnung im großen Wasserkörper wird zudem nur sehr geringe Konzentrationserhöhungen zur Folge haben.

Beeinflussung der Primärproduktion

In diesem Elbabschnitt liegt eine starke Lichtlimitierung der Algen vor. Auswirkungen durch eine zusätzliche Erhöhung der Trübung dürften nicht bewirkt werden. Die biogene Belüftung spielt im Sauerstoffhaushalt dieses Bereiches eine geringe Rolle.

Belüpfungsfunktion der Seitenräume

Nebengewässer und Seitenräume unterliegen einem hohen Sedimentationsdruck. Stützende Funktionen im ausgeglichenen Sauerstoffhalt bestehen nicht. Eine mögliche Beeinträchtigung dürfte daher keine Folgen für die Sauerstoffgehalte haben.

7.5.3 Schadstoffe

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Auf die Schadstoffbelastung im Baggerbereich wird sich die Umlagerung im Bereich 3 nicht auswirken (s. o.).

Bei einer Baggergutumlagerung in den Bereich 3 gelangen die mit dem Baggergut verbundenen Schadstoffe schneller in diesen Bereich, als dies beim natürlichen Transport oder bei Umlagerung in Bereich 1 der Fall wäre. Da ein Teil des umgelagerten Materials in Bereich 3

verbleibt, können sich die Schadstoffgehalte der Feststoffe mittel- bis langfristig geringfügig erhöhen. Diese Erhöhung ist langfristig evtl. nachweisbar.

Auch die Menge des umgelagerten Baggergutes, das den Bereich 3 erreicht, wird größer als bei einer Umlagerung in den Bereich 1. Langfristig würden auch Teile von Baggergut, das im Bereich 1 umgelagert wird, in Richtung See verdriften. Ein Teil der in Bereich 1 umgelagerten schadstoffbelasteten Feinkornfraktionen würde aber auf diesem Weg in strömungsberuhigten Bereichen sedimentieren, ein weiterer Teil würde stromauf transportiert.

Die Umlagerung in Bereich 3 würde langfristig zu einer geringfügigen Abnahme der Schadstoffgehalte im Bereich 1 führen, da sich das Mischungsverhältnis von marinen zu fluvial beeinflussten Sedimenten zugunsten der marin beeinflussten Sedimente verschieben würde.

Allerdings würde diese positive Entwicklung durch den weiterhin erfolgenden Schadstoffeintrag von oberstrom zum Einen durch die in die Tideelbe eingetragenen Schadstoffe, zum Anderen durch das von HPA bei Neßsand umgelagerte Material überlagert. Der Rücktransport von schadstoffbelasteten Feinanteilen des in Bereich 3 umgelagerten Baggergutes fällt dagegen sehr gering aus.

Veränderung der Schadstoffmengen im Umlagerungsbereich/Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Die Schwebstoffgehalte, die Feinanteile der Sedimente sowie die Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion sind in Bereich 3 gering, so dass geringe Schadstoffmengen vorliegen. Die Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³/Jahr Baggergut im Bereich 3 wird die Schadstoffmenge im Verbringungsgebiet daher vorübergehend deutlich erhöhen. Ein Teil der mit den Feinsedimenten umgelagerten Schadstoffmengen wird stromauf verdriften, ein weiterer Teil wird in die Wattbereiche und die Deutsche Bucht transportiert werden, so dass der im Umlagerungsbereich 3 verbleibende Teil der umgelagerten Sedimente und der damit verbundenen Schadstoffmengen gering ausfallen wird. Eine Erhöhung der Schadstoffbelastung wird schwer messtechnisch zu erfassen sein.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Die durch die Umlagerungen mobilisierten Schadstoffmengen werden in Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen transportiert. Die Schadstoffmengen, die bis in den Bereich Wedel zurücktransportiert werden, sind vermutlich deutlich geringer als bei Umlagerung im Bereich 1 oder 2 (BAW 2006). Es werden dagegen größere Mengen der schadstoffbelasteten Feinanteile in Richtung See transportiert als bei der Umlagerung im Bereich 1 oder 2, die durch die Umlagerung zudem schneller und in höherem Maß in die seewärts gelegenen weniger belasteten Bereiche gelangen. Von dem im Bereich 1 oder 2 umgelagerten Material erreicht dagegen nur ein geringer Anteil die Bereiche 3 und 4 sowie die Deutsche Bucht, da Teile bereits vorher sedimentieren bzw. stromauf transportiert werden. Die Verdriftung von ständig im Bereich 3 umgelagerten Wedeler Baggergutes trägt damit mittel- und langfristig zu einer Erhöhung der Belastung der Feststoffe in den Flächen seewärts der Umlagerungsstellen bei. Messungen der ARGE ELBE und der BfG geben Hinweise auf vorübergehende Auswirkungen durch die Umlagerung des Ausbaubaggergutes. In den Jahren 2000 und 2001 beobachtete die ARGE ELBE an allen Stationen einen vorübergehenden Anstieg der Schadstoffkonzentrationen der Sedimente, der evtl. auf die Umlagerung großer Mengen

Baggergut bzw. Verdriftungen des umgelagerten Materials im Rahmen des Ausbaus zurückzuführen ist (ARGE ELBE 2006a, b) (Kapitel 4.4.3.2, Abb. 4-54).

Erfolgt die Baggergutumlagerung bei hohen Oberwasserabflüssen, werden mit größeren Mengen an Feinmaterial auch größere Schadstoffmengen schneller in Richtung See transportiert. Bei einer Umlagerung bei niedrigen Oberwasserabflüssen wird der wieder stromaufgelangende Feinanteil des umgelagerten Baggergutes zunehmen, doch der Anteil, der Wedel oder Hamburg erreicht, wird vergleichsweise gering bleiben.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation in Sedimentationsräumen

Durch die Umlagerung in Bereich 3 werden vor allem in dessen Sedimentationsräume, wie die Ostemündung und Osteriff, der Medemgrund oder das Neufelder Watt, größere Schadstoffmengen gelangen. Da die derzeitige Belastung der Oberflächensedimente in den Sedimentationsbereichen ähnlich gering wie die Belastung der vor Ort anzutreffenden Schwebstoffe ist, kann die Umlagerung des höher schadstoffbelasteten Materials langfristig zu einer Erhöhung der Schadstoffbelastung führen. Da die Sedimentationsgebiete z. T. groß sind und zudem die Schadstoffgehalte durch den Eintrag marin dominierter Sedimente beeinflusst werden, wird die resultierende Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen wegen der großräumigen Verteilung gering ausfallen und evtl. erst nach längerer Zeit der Umlagerung nachzuweisen sein. Ein dauerhafter Anstieg der Konzentrationen durch den natürlich stattfindenden Transport wurde in den letzten Jahren in den Küstensedimenten nicht nachgewiesen (Kapitel 4.2, ARGE ELBE 2006a, b). Doch wird der seewärtige Schadstofftransport im Ästuar auch durch den seit dem letzten Ausbau der Tideelbe verstärkten Stromauftransport gering belasteter Sedimente überlagert.

Die mengenmäßige Anreicherung von Schadstoffen in den im Bereich 1 oder 2 liegenden Sedimentationsräumen wird bei einer Umlagerung im Bereich 3 geringer ausfallen als bei einer Umlagerung im Bereich 1 oder 2.

7.5.4 Ökotoxikologie

Der Bereich 3 von km 700 bis km 730 ist nach den Untersuchungen gemäß HABAK-WSV ökotoxikologisch sehr gering belastet. So ist an einem Großteil der Untersuchungsstellen eine ökotoxikologische Belastung nicht nachweisbar, bzw. nur an wenigen Stellen eine sehr geringe ökotoxikologische Belastung festgestellt worden. Auch die Untersuchungen der ARGE ELBE (2001) von Sedimenten aus diesem Abschnitt zeigten fast durchgehend gute bis sehr gute Zustände der untersuchten Sedimente auf.

Das zu verbringende Baggergut aus dem Bereich Wedel weist im Gegensatz zu den Sedimenten des Elbabschnittes Bereich 3 erheblich höhere Schadstoffbelastungen und größere ökotoxikologische Wirkungen auf (Kapitel 4.4).

Da von einer geringen Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen im Verbringungsbereich auszugehen ist (Kapitel 7.5.3), ist vor allem bei einer längerfristigen Baggergutverbringung in den Bereich 3 ein Anstieg des ökotoxikologischen Belastungspotenzials im Bereich einer geplanten Verbringungsstelle nicht auszuschließen.

7.5.5 Makrozoobenthos

Die Fauna im Bereich 3 ist im Vergleich zu den Bereichen 1 und 2 deutlich artenreicher. Durch Umlagerungsaktivitäten werden also deutlich mehr Arten gestört. Insbesondere Muschelarten können durch Umlagerung negativ betroffen sein, sowohl durch direkte Überdeckung, als auch durch eine Erhöhung der Schwebstofffracht.

Wird schadstoffhaltiges Baggergut in diesen Bereich verbracht, so ist eine Erhöhung der ökotoxikologischen Belastung nicht auszuschließen. Dieses könnte dann zu einer Verringerung der Fitness der Benthosorganismen führen und möglicherweise Veränderungen der Lebensgemeinschaft zur Folge haben. Ob sich solche Veränderungen aber nachweisen lassen, ist nicht klar, da die Benthosfauna des Ästuars starke natürliche Fluktuationen aufweist.

7.5.6 Fische

Der Umlagerungsbereich 3 befindet sich im seewärtigen Teil der Brackwasserzone mit gegenüber Bereich 2 deutlich geringeren Schwebstoffgehalten und deutlich höheren Salzgehalten. Dieser Ästuarbereich weist für einige vom Meer einwandernde Fischarten bereits eine hohe Bedeutung als Nahrungsgebiet bzw. Aufwuchsgebiet auf (z. B. Mündung der Oste für junge Heringe). Am häufigsten sind jedoch typische ästuarine Arten wie Stint und Flunder. Als Laichgebiet ist Bereich 3 praktisch ohne Bedeutung für Fische. Sauerstoffmangelsituationen, die für Fische kritisch sind, treten i. d. R. nicht auf.

An den Umlagerungsstellen einschließlich näherer Umgebung werden Fische gestört und zum Teil auch, ebenso wie benthische Fischnährtiere, überdeckt. Bei einer Größenordnung von 2 -3 Mio. m³ Baggergut sind nur geringe Anteile des Mündungstrichters zeitweilig betroffen. Da dieses Gebiet zudem nicht von zentraler Bedeutung ist, z. B. für die Reproduktion der vorkommenden Arten, sind Veränderungen der Bestandsgrößen nicht oder nur in sehr geringem Umfang zu erwarten.

Beeinträchtigungen durch Belastungen des Sauerstoffhaushaltes sind ebenfalls nicht zu befürchten (Kapitel 7.5.2).

Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten können sowohl geringfügig abnehmen (stromauf von Bereich 3) als auch zunehmen (insbesondere Sedimentationsräume im Bereich 3 sowie seewärtige Bereiche, Kapitel 7.5.3). Diese geringen Änderungen werden sich voraussichtlich nicht merklich auf Fischbestände und nachfolgende Glieder der Nahrungskette wie Seevögel und Meeressäuger auswirken.

Die Verlandung fischökologisch wichtiger Randbereiche (Flachwasserzonen, Nebeneiben), z. B. durch Stromauftransport und anschließende Sedimentation in den Bereichen 1 und 2, ist gegenüber dem Bezugs-Szenario deutlich reduziert (Kapitel 7.5.1). Diese Bereiche bleiben im Szenario D mittelfristig erhalten.

Insgesamt führt eine Umlagerung in Bereich 3 nur zu geringen Beeinträchtigungen der Fischfauna, die sich vermutlich nicht bzw. nicht merklich auf die Bestandsgrößen der betroffenen Arten auswirken.

7.6 Szenario E: Verbringung im Bereich 4 (Außenelbe)

In Szenario E wird die Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³/Jahr Wedeler Baggergutes in den Bereich 4 (seewärts von Cuxhaven) betrachtet. Auswirkungen dieser Umlagerungsstrategie auf die verschiedenen Fachaspekte werden herausgearbeitet und mit dem Bezugszustand verglichen.

7.6.1 Morphologie (inkl. Hydrologie)

Der Bereich 4 ist gekennzeichnet durch eine hohe natürliche Morphodynamik (Seegangseinfluss), ausgedehnte potenzielle Sedimentationsbereiche, geringe Schwebstoffgehalte in der Wassersäule sowie einen geringen Anteil von Feinmaterial im Sohlsediment. Während die Wattgebiete eine Auflandungstendenz aufweisen, herrscht in der Fahrrinne in einigen Bereichen Materialaustrag mit sich aufweitenden Querschnitten vor, andere Abschnitte sind gekennzeichnet durch resultierende Materialeinträge und abnehmende Querschnittsflächen (Kapitel 4.2.2.4). Die Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³ Wedeler Baggergut pro Jahr hat dabei folgende Auswirkungen:

Trübung

Aufgrund der geringen Schwebstoffgehalte seewärts der Trübungszone ist die relative Trübungserhöhung durch die Umlagerung größer als weiter stromauf. Andererseits tragen das große Wasservolumen sowie die hohen Strömungsgeschwindigkeiten in der Außenelbe dazu bei, dass sich das Material sehr schnell großräumig verteilt. Umlagerungsbedingte Trübungserhöhungen sind somit auch hier nur kurzzeitig und lokal begrenzt zu erwarten.

Materialtransport/Materialangebot

Durch eine Umlagerung von Wedeler Baggergut in den äußeren Ästuarbereich wird das im inneren Ästuar zur Verfügung stehende Material verringert, denn nur ein kleiner Anteil des nach Bereich 4 verbrachten Materials verdriftet wieder zurück nach Wedel. Der Anteil, der stromauf verdriftet wird, kann sich in der gesamten Tideelbe (in strömungsberuhigten Depositionsbereichen) und den angrenzenden Watten (auch dort bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen) ablagern, umso mehr, je näher diese Bereiche an der Verbringungsstelle liegen.

Ein Teil (größer als bei Szenario B bis D) geht ins Wattenmeer, der seeseitige Austrag aus dem System wird somit gegenüber den anderen Alternativen verstärkt, das Materialdepot im Flussschlauch verringert. Dadurch können die Auswirkungen auf den Schwebstoffhaushalt sowie Verlandungstendenzen der Nebenelben in den Bereichen 1 bis 2 positiv sein.

Die räumlich weite Umlagerung insbesondere von feinem Material der Ton- und Schlufffraktion aus dem oberen schmalen Ästuarbereich in den Mündungstrichter stellt verglichen mit den anderen Szenarien den größten Unterschied zum natürlichen Transportregime dar. Eine Umlagerung ist immer ein konzentriertes Einbringen an einer Stelle, was so natürlicherweise nicht stattfinden würde.

Sedimentation

Da sich ein Teil des verbrachten Baggergutes im äußeren Ästuarbereich großräumig verteilt, ein anderer Teil auch resultierend das System in Richtung Nordsee verlässt und ihm aufgrund der großen Wattflächen auch große potenzielle Schwebstoffsinken zur Verfügung stehen, ist nicht mit umlagerungsbedingten Abnahmen der Wassertiefen zu rechnen. Die umlagerungsbedingten Sedimentationsraten sind in Bereich 4 um ein Vielfaches geringer als in den Bereichen 1 oder 2, wo potenzielle Schwebstoffsinken eine viel kleinere Fläche aufweisen.

Da das auf den Wattflächen anstehende Sohlsediment durch die starken Gezeitenströmungen sowie durch Seegangseinflüsse häufig remobilisiert wird und dort natürlicherweise große Massenbewegungen und Umlagerungsprozesse stattfinden, hat das Einbringen von zusätzlich 2 Mio. m³/a Wedeler Baggergut hier nur einen sehr geringen Einfluss auf die vorherrschende Morphodynamik.

Substratveränderung

Im äußeren Mündungsbereich seewärts von km 730 stehen sowohl in der Fahrinne als auch in den Flachwasser- und Wattgebieten, die eine potenzielle Schwebstoffsinke darstellen, überwiegend Fein- und Mittelsande mit geringem Ton- und Schluffanteil an. Auch wenn das durch Umlagerungen zusätzlich eingebrachte Material mengenmäßig kaum ins Gewicht fällt, ist der Feinkornanteil doch deutlich höher, die Korngrößenzusammensetzung entspricht somit nicht dem natürlicherweise dort anstehenden Material. Im Nahbereich der Verbringungsstellen ist eine umlagerungsbedingte Zunahme der Ton- und Schlufffraktion im Sediment nicht auszuschließen. Eine großräumige Zunahme der Feinkornfraktion in den potenziellen Depositionsgebieten ist jedoch nicht wahrscheinlich.

7.6.2 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Sauerstoffgehalte als Hintergrundwerte

Die Minimalwerte des Sauerstoffgehaltes für die Jahre 2003 bis 2005 liegen ganzjährig über 5 mg/l. Der Bereich 4 weist im Vergleich zu den Bereichen 2 und 3 stärkere jahreszeitliche Schwankungen im Sauerstoffgehalt auf. Der atmosphärische Sauerstoffeintrag ist aufgrund des Wellengangs und der ausgedehnten Wattgebiete hoch, zudem ist im Frühjahr bis Herbst zeitweise die biogene Belüftung des Wassers durch Algen für den Sauerstoffhaushalt von Bedeutung. Die Umlagerung von Wedeler Baggergut in diesen Bereich dürften zu keinen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes führen, da eine sehr geringe Zunahme der Sauerstoffzehrung durch Sauerstoff eintragende Prozesse ausgeglichen wird.

Sauerstoffzehrung und Partikelgehalte (Aufwuchsfläche) in der Wassersäule

Es ist mit einer sehr leichten Zunahme der Sauerstoffzehrung durch eine Zunahme der POC-Gehalte und Ammoniumgehalte zu rechnen. Die starke Verdünnung der eingetragenen Stoffe dürfte die Auswirkungen aber sehr gering halten. Die lokale und kurzfristig durch die Umlagerungen bewirkte Zunahme der Aufwuchsflächen dürfte vor dem Hintergrund der im Vergleich zu den Bereich 2 und 3 verhältnismäßig geringen Schwebstoffgehalte eine leichte Zunahme der biologischen Aktivität bewirken.

Nährstofffreisetzung

Eingetragene Nährstoffe können im Bereich 4 eutrophierend wirken, da das Algenwachstum hier nicht mehr ausschließlich licht- sondern zeitweise auch nährstofflimitiert ist. Die hohe Verdünnung der eingetragenen Nährstoffe im großen Wasserkörper lässt aber nur einen sehr geringen Effekt erwarten.

Beeinflussung der Primärproduktion

In diesem Elbabschnitt liegt eine Licht- und Nährstofflimitierung der Algen vor. Auswirkungen durch eine lokale und kurzfristige Erhöhung der Trübung dürften aber nur gering sein. Die biogene Belüftung dürfte entsprechend kaum vermindert werden.

Belüftungsfunktion von Seitenräumen (Wattgebiete)

Die Wattgebiete unterliegen einem hohen Sedimentationsdruck. Eine mögliche Beeinträchtigung durch vermehrten Eintrag an Schwebstoffen auf das auf den Wattflächen lebende Phyto-benthos dürfte sehr gering sein. Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt sind aufgrund der umfangreichen und turbulenten Flachwasserbereiche nicht zu erwarten.

7.6.3 Schadstoffe

Veränderung der Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Schwebstoffen im Bagger- und Umlagerungsbereich

Auf die Schadstoffbelastung im Baggerbereich wird sich die Umlagerung im Bereich 4 nicht auswirken (s. o.).

Bei Verbringung des Baggergutes in den Bereich 4 können sich die Schadstoffgehalte der Feststoffe langfristig erhöhen. Da sich die schadstoffbelasteten Feinkornfraktionen aus dem umgelagerten Baggergut großräumig verteilen können, wird sich diese Erhöhung schwer oder überhaupt nicht nachweisen lassen. Überlagert wird diese Erhöhung von dem weiterhin erfolgenden Transport von Feinsedimenten von oberstrom, der aber geringer als der Eintrag durch direkte Umlagerung im Bereich 4 ausfällt.

Die Auswirkungen auf die weiter stromauf gelegenen Bereiche durch Rücktransport schadstoffbelasteter Feinanteile aus dem umgelagerten Baggergut werden als sehr gering eingeschätzt.

Wie bei einer Umlagerung im Bereich 3, beschrieben in Szenario D, könnten die Schadstoffgehalte im Bereich 1 oder 2 bei Umlagerung in Bereich 4 langsam geringfügig abnehmen.

Veränderung der Schadstoffmengen im Umlagerungsbereich/Veränderungen der mobilen Schadstoffmengen

Auf den Umlagerungsstellen im Bereich 4 sind die Schwebstoffgehalte, die Feinanteile der Oberflächensedimente sowie die Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion gering. Damit sind auch die Schadstoffmengen gering, so dass die Umlagerung in den Umlagerungsbereichen vorübergehend zu einer deutlichen Erhöhung der Schadstoffmengen führt.

Der in den Umlagerungsbereichen längerfristig verbleibende Teil der umgelagerten Sedimente und der damit verbundenen Schadstoffmengen wird dagegen aufgrund der hohen Sedimentdynamik sehr gering ausfallen, so dass eine absolute Erhöhung der Schadstoffbelastung messtechnisch nicht zu erfassen sein wird.

Veränderung des feststoffgebundenen Schadstofftransportes

Durch die Umlagerungen werden große Schadstoffmengen mobilisiert, die bevorzugt in Richtung der Watten und Deutsche Bucht transportiert werden. Die Schadstoffmengen, die bis in den Bereich Wedel zurücktransportiert werden, sind vermutlich deutlich geringer als bei Umlagerung im Bereich 1, 2 oder 3 (BAW 2006). Die Schadstoffe erreichen die Küstenwatten und die Deutsche Bucht schneller als bei allen anderen Szenarien. Auch die Menge an Schadstoffen, die durch die Umlagerung direkt in diese Bereiche gelangt, ist größer, da die in Bereich 4 umgelagerten Sedimente aus dem Baggerbereich nicht wie bei einer Umlagerung in weiter binnenwärts gelegene Bereiche die weiter stromauf gelegenen Sedimentationsbereiche passieren und somit dort nicht, zumindest teilweise nicht, zurückgehalten werden. In dem auf den Ausbau folgenden Jahr 2000 fallen bei den Schwermetalluntersuchungen der ARGE ELBE (2006a, b) (Abbildung 4-29) im äußeren Elbeästuar (Kapitel 4.4.3.2) sowie des BSH (2007) (Abbildung 4-56) in Oberflächensedimenten der Schlickfallzone in der Deutschen Bucht erhöhte Schwermetallkonzentrationen auf, die evtl. auf einen Zusammenhang mit der Mobilisierung größerer Schadstoffmengen durch Umlagerungen des Ausbaubaggereutes hinweisen. Um einen sicheren Zusammenhang zwischen Umlagerung und Schadstoffmobilisierung herstellen zu können, sind aber gezielte Untersuchungen begleitend zu größeren Umlagerungsaktivitäten erforderlich.

Der Oberwasserabfluss wirkt sich auf Umlagerungen im Bereich 4 ebenso aus wie bei Umlagerungen im Bereich 3.

Erhöhung der Schadstoffakkumulation in Sedimentationsräumen

Umlagerungen in Bereich 4 führen vor allem in den Sedimentationsräumen im Bereich 4, z. B. dem Gelbsand sowie den Küstenwatten, zu erhöhter Schadstoffakkumulation. Da die derzeitige Belastung der Oberflächensedimente in den Sedimentationsbereichen ähnlich gering wie die Belastung der vor Ort anzutreffenden Schwebstoffe ist, kann die Umlagerung des höher schadstoffbelasteten Materials zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen führen. Der Unterschied der Belastungsniveaus zwischen Baggereut und Sedimentationsgebieten ist größer als im Bereich 3. Aufgrund der hohen Sedimentdynamik und der sehr großen zur Verfügung stehenden Sedimentationsräume erfolgt aber eine Verteilung der schadstoffbelasteten Feinanteile über sehr große Bereiche. Diese lässt eine starke Verdünnung der Schadstoffgehalte aus dem umgelagerten Material mit den anstehenden, überwiegend sehr gering belasteten Sedimenten erwarten. Die Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen wird daher gering ausfallen, so dass sie auch mittel- bis langfristig nur schwer zu erfassen sein wird.

Die Anreicherung von Schadstoffen in den im Bereichen 1 und 2 liegenden Sedimentationsräumen wird auch bei einer Umlagerung im Bereich 4 geringer ausfallen als bei einer weiterhin durchgeführten Umlagerung in den Bereichen 1 und 2.

7.6.4 Ökotoxikologie

Im Bereich 4 sind wie bei der Schadstoffbelastung auch die geringsten ökotoxikologischen Belastungen festgestellt worden. Auch wenn aus diesem Bereich nur zwei Stationen untersucht wurden, passt die Einstufung zu den vorhandenen Erfahrungen und entspricht der Bewertung auf Grundlage der chemischen Sedimentanalysen. Das Wedeler Baggergut weist im Gegensatz zu den hier vorhandenen Sedimenten eine deutlich höhere ökotoxikologische Belastung auf (Kapitel 4.5).

Bei Umlagerungen des Baggergutes in Erosionsgebiete würde dieses durch sedimentdynamische Umlagerungsprozesse weiträumig verteilt werden. Somit würden die im Sediment gebundenen Schadstoffe in die Deutsche Bucht und in Wattengebiete verdriftet werden.

Ebenso wie für andere Bereiche gilt auch hier, dass ökotoxikologische Belastungen trotz Verdünnung durch Sedimentdynamiken noch vorhanden sein können.

Da ein großer Teil der schadstoffbelasteten Sedimente trotz der wahrscheinlich großräumigen Verteilung längerfristig im Umlagerungsbereich und den Sedimentationsräumen verbleibt und mittel- bis langfristig eine, wenn auch wahrscheinlich nicht messbare, Erhöhung der Schadstoffbelastung durch Umlagerung des Wedeler Baggergutes in diesen Bereich erwartet wird, ist auch eine geringe Zunahme der ökotoxikologischen Belastung nicht auszuschließen. Diese können möglicherweise mit den Untersuchungsmethoden nach HABAK nicht nachgewiesen werden.

7.6.5 Makrozoobenthos

Die Fauna im Bereich 4 ist im Vergleich zum Rest der Tideelbe am artenreichsten. In diesem Bereich kommen z. B. noch vereinzelt Mytilus-Bänke vor. Wird schadstoffhaltiges Baggergut in diesen Bereich verbracht, so kann nicht ausgeschlossen werden, dass das ökotoxikologische Potenzial steigt und die Fauna negativ beeinflusst wird. Ob sich solche Veränderungen aber nachweisen lassen, ist nicht klar, da die Benthosfauna des Ästuars starke natürliche Fluktuationen aufweist.

7.6.6 Fische

Der Bereich 4 setzt sich aus fischökologischer Sicht aus den Teilbereichen „Polyhalines offenes Küstengewässer“ (Typ N3) und „Polyhalines Wattenmeer“ (Typ N4) zusammen. Beide Teilbereiche sind, vornehmlich im Sommerhalbjahr, wichtige Aufwuchsgebiete für marine Fischarten (u. a. Scholle, Seeszunge, Wittling, Hering, Kapitel 4.7.2).

Umlagerungsstellen in Bereich 4 nehmen nur einen sehr kleinen Anteil der deutschen Küstengewässer ein. Dementsprechend lokal begrenzt und auf Bestandesebene gering sind die direkten Auswirkungen von Umlagerungen auf die dortigen Fischbestände (Störungen, Überdeckung, lokale Nahrungsverknappung).

Die in den Bereichen 1 und 2 erwartete Abschwächung von Verlandungstendenzen ist aus fischökologischer Sicht positiv zu werten. Fischökologisch wertvolle Flachwasserzonen der Tideelbe bleiben somit länger erhalten als im Bezugszustand.

Geringfügig positiv ist auch die langfristig zu erwartende geringfügige Abnahme von Schadstoffgehalten im Bereich 1, auch wenn dies vermutlich keine Auswirkungen auf die Größe der dort vorkommenden Fischbestände hat (Kapitel 6.1.6, Beeinflussung der Fischfauna). Einzelne Fische könnten aber von Schadstoffeffekten wie z. B. Tumorbildungen verschont bleiben.

Umgekehrt lassen die sehr geringen Zunahmen von Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten an den Umlagerungsstellen im Wattenmeer sowie in deren näherer und weiterer Umgebung nur Effekte auf der Ebene einzelner Fische, nicht aber auf der Ebene ganzer Fischbestände, erwarten. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass sich die mit Schadstoffen belasteten Schwebstoffe bei Umlagerung in Bereich 4 großräumiger verteilen, sich möglicherweise in dünneren Schichten ablagern und somit in größerer Menge und über längere Zeiträume von Organismen aufgenommen werden können. Die Gefährdung der Fische und nachfolgender Glieder der Nahrungskette wäre dann gegenüber dem Bezugs-Szenario erhöht.

8 Gesetzlicher Rahmen

Die FFH- und WRRL-Thematik ist bei der Erarbeitung einer ökologischen Systemstudie nicht relevant, da diese europäischen Richtlinien und die deutsche Umsetzung gesetzliche Rahmen darstellen. Gleichwohl sind diese Themen bei der Suche nach neuen Umlagerungskonzepten zu berücksichtigen. Bestandsschutz gibt es für bestehende Unterhaltungsarbeiten. Wenn jedoch die Art der Unterhaltung deutlich geändert wird, ist zu prüfen, ob in solchen Fällen das BNatSchG und WHG analog der Vereinbarung von BMVBW und BMU (BMVBW 2005) Anwendung findet. Ebenso heranzuziehen sind verwaltungsinterne Vorgaben, z. B. die Handlungsanweisungen HABAK und HABAB (BfG 1999, BfG 2000).

8.1 Schutzgebiete

8.1.1 Bestandsbeschreibung Natura 2000

Im Rahmen des Ausweisungsverfahrens von Schutzgebieten für das Netz Natura 2000 wurde nahezu die gesamte Tideelbe als FFH-Gebiet und/oder EG-Vogelschutzgebiet gemeldet (Anlage 8-1).

Lediglich seewärts von km 730 wurden die Fahrinne sowie mehr oder weniger große Seitenbereiche von der Meldung an die EU-Kommission ausgespart. Stromauf von km 633 wurde der Flusslauf im Hamburger Stadtgebiet ebenfalls nicht als Natura 2000-Gebiet ausgewiesen.

Folgende Natura 2000 liegen im bzw. unmittelbar angrenzend an die betrachteten Umlagerungsgebiete:

FFH-Gebiete:

FFH-Gebiet Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-391)

FFH-Gebiet HH Wattenmeer (2916-301)

FFH-Gebiet Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (2306-301)

FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen (2323-392)

FFH-Gebiet Unterelbe (2018-331)

FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (2424-303)

FFH-Gebiet Komplex NSG Neßsand und LSG Mühlenberger Loch (2424-302)

EG-Vogelschutzgebiete:

Seevogelschutzgebiet Helgoland (1813-491)

EG-Vogelschutzgebiet Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-491)

EG-Vogelschutzgebiet Nationalpark HH Wattenmeer (2016-401)

EG-Vogelschutzgebiet Niedersächsisches Wattenmeer (2210-401)

EG-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (2323-401)

EG-Vogelschutzgebiet Unterelbe (2121-401)

EG-Vogelschutzgebiet Mühlenberger Loch (2424-401)

IBA-Gebiete:

IBA-Gebiet Östliche Deutsche Bucht mit Helgoland (DE 291)

IBA-Gebiet Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (DE 289)

IBA-Gebiet HH Wattenmeer (DE 034)

IBA-Gebiet Niedersächsisches Wattenmeer (DE 058)

IBA-Gebiet Elbmarsch Stade bis Otterndorf (DE 107)

IBA-Gebiet Pinneberger Elbmarschen (DE 025)

IBA-Gebiet Mühlenberger Loch (DE 036)

Detaillierte Informationen zu Erhaltungszielen, Lebensraumtypen, Arten etc. sind den Standarddatenbögen der Bundesländer Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein zu entnehmen.

8.1.2 Bestandsbeschreibung Schutzgebiete

Ausgedehnte Teilflächen der Tideelbe unterliegen dem nationalen sowie dem internationalen Naturschutz (Anlage 8-2). Als nationale Schutzgebiete sind insbesondere die Wattenmeer-Nationalparks und Naturschutzgebiete, als internationale Schutzgebiete die Ramsar-Gebiete zu nennen. Wie bereits im vorhergehenden Kapitel beschrieben, wurden alle diese Schutzgebiete der EU-Kommission als Natura 2000-Gebiete gemeldet. Detaillierte Informationen zu Schutzzwecken etc. sind den Schutzgebietsverordnungen der Bundesländer zu entnehmen.

8.1.3 Auswirkungen

Für die Betrachtung der Auswirkungen auf die Natura 2000 bzw. Schutzgebiete sind die folgenden Faktoren bedeutend: Schwebstoffkonzentration, Sedimentation, Schadstoffe und Sauerstoff. In den vorangegangenen Kapiteln sind die Wirkungszusammenhänge beschrieben, die den nachfolgenden Überlegungen zugrunde liegen. Da die Umlagerungen in bzw. in unmittelbarer Nähe zu Natura 2000- bzw. Schutzgebieten erfolgen, können die morphologischen Veränderungen, Schadstoff- und ökotoxikologische Belastungen, Überdeckung sowie Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes sich direkt bzw. indirekt auf den Erhaltungszustand der Gebiete auswirken.

Die Ausführungen zu den einzelnen Fachthemen führen insgesamt bezüglich der ökologischen Gesamtauswirkungen nicht zu einem einheitlichen Ranking der potenziellen Umlagerungsgebiete. Einige Schutzgebiete erstrecken sich über mehrere Umlagerungsbereiche und teilweise überlappen sich verschiedene Schutzgebiete. Beispielsweise würde das FFH-Gebiet Untere Elbe von Auswirkungen betroffen sein, egal ob die Baggergutumlagerung in Bereich 1, 2 oder 3 erfolgen würde. In jedem Umlagerungsbereich liegen mehrere Schutzgebiete mit jeweils unterschiedlichen Erhaltungszielen.

Ein Ranking für die Umlagerungsbereiche kann auf dieser Basis nicht abgeleitet werden, da bei allen Umlagerungsszenarien Beeinträchtigungen auf den günstigen Erhaltungszustand der nach FFH-RL geschützten Lebensraumtypen und Arten in den Natura 2000-Gebieten nicht auszuschließen sind. Eine genauere Analyse hinsichtlich des Ausmaßes und des Grades der Auswirkungen der verschiedenen Umlagerungsstrategien auf die Erhaltungsziele ist erst in einem späteren Planungsstadium möglich, wenn detaillierte Angaben zu den Umlagerungsstrategien und -stellen vorliegen.

Die anderen Schutzgebiete (Nationalparks, Naturschutzgebiete, Ramsar-Gebiete) entlang des Betrachtungsraumes der Tideelbe sind flächendeckend der EU-Kommission als Natura 2000-Gebiete gemeldet. Die möglichen Auswirkungen von Umlagerungen auf Natura 2000-Gebiete sind oben beschrieben; eine gesonderte Betrachtung hinsichtlich der Betroffenheit von Schutzgebieten ist daher nicht notwendig.

8.2 WRRL

8.2.1 Bestandsbeschreibung

Die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie geben den Mitgliedsstaaten der EU vor, alle Gewässer bis 2015 in einen guten ökologischen und chemischen Zustand (natürliche Gewässer) zu versetzen bzw. das gute ökologische Potenzial und den guten chemischen Zustand (erheblich veränderte/künstliche Gewässer) zu erreichen.

Innerhalb der Fließgewässer, der Übergangsgewässer und der Küstengewässer (der Bereich zwischen der Küste bzw. der äußeren Grenze der Übergangsgewässer und einer gedachten Linie, die eine Seemeile vor der Basislinie verläuft) müssen diese Umweltziele erreicht werden. Innerhalb der Küstenmeere (der Bereich, der sich im Anschluss der Küstengewässer bis zur Grenze des Hoheitsgebietes erstreckt) müssen nur die chemischen Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie erreicht werden.

Die Tideelbe (Fließgewässer und Übergangsgewässer) wurde im Rahmen der Bestandsaufnahme nach WRRL vorläufig als erheblich verändert ausgewiesen (Abbildung 8-1). Das Küstengewässer von Cuxhaven Richtung See wurde hingegen vorläufig als natürlich ausgewiesen. Folglich müssen im Küstengewässer bis 2015 der gute ökologische Zustand und binnenwärts das gute ökologische Potenzial erreicht werden.

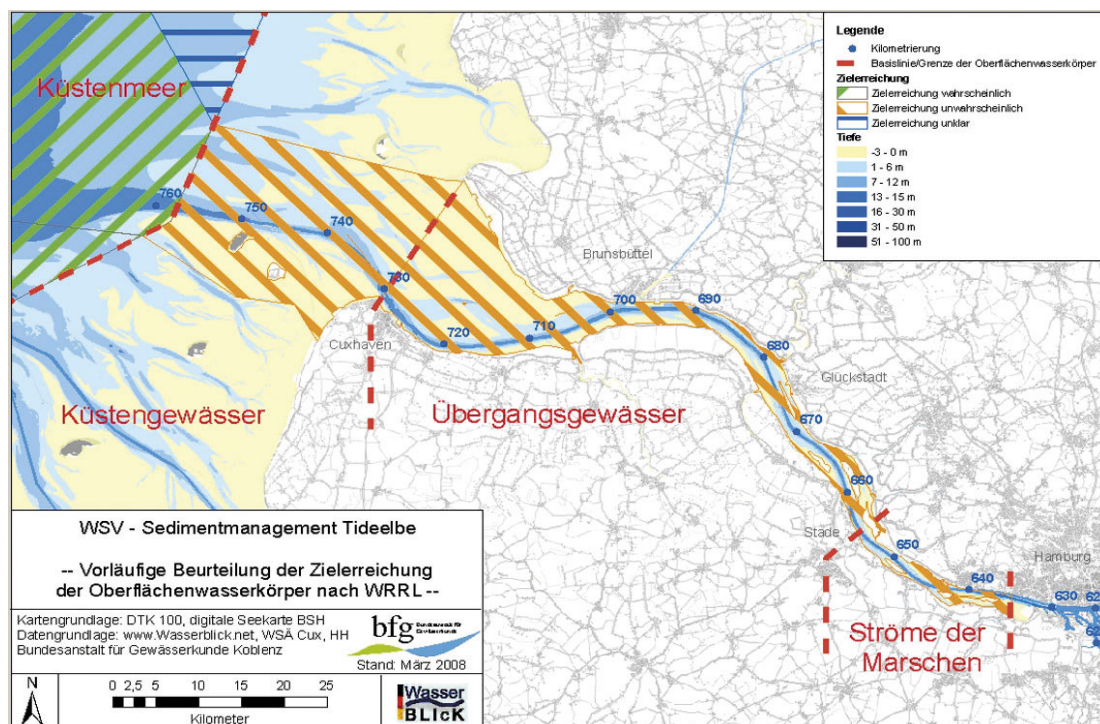


Abbildung 8-1: Zielerreichung der Oberflächenwasserkörper nach WRRL
(www.wasserblick.net)

Für alle Wasserkörper wurde die Zielerreichung vorläufig als unwahrscheinlich eingestuft. Lediglich für die chemische Beurteilung des Küstenmeeres der Elbe ist die Zielerreichung als wahrscheinlich dargestellt (Abbildung 8-1). Für das Küstengewässer wurden als Gründe für das Nichterreichen der Ziele vor allem die hohen Nährstoff- und Schadstoffkonzentrationen angegeben, die sich in signifikanter Weise auf die Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Lebensgemeinschaften und das Phytoplankton auswirken (BSU et al. 2004). Die Tideelbe im Betrachtungsraum gliedert sich nach WRRL in die Bereiche: Ströme der Marschen, Übergangs- und Küstengewässer, der Bereich 4 reicht noch wenige km in den Typ Küstenmeer hinein. Diese Bereiche werden teilweise weiter untergliedert (Tabelle 8-1).

Tabelle 8-1: Einteilung der Tideelbe in Wasserkörper und Gewässertypen (ARGE ELBE 2004c, 2005, LANU SH 2005)

Strom-km oder Lage	Gewässertyp	Bezeichnung
585,9 - 634,0	20	sandgeprägter Strom des Tieflandes
634,0 - 654,9	22.3	Ströme der Marschen
654,9 - 727,7	T1	Übergangsgewässer
727,7 - Basislinie + 1 sm	N3, N4	Küstengewässer: polyhalines offenes KG, polyhalines Wattenmeer
Basislinie + 1 sm - 12 sm-Zone um Helgoland	N0	Küstenmeer
Helgoland	N5	euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland

Die Ausweisung als stark veränderte Gewässerkörper sowie die Bewertungen der ökologischen Zustände und Potenziale sind bislang vorläufig bzw. noch in der Entwurfsphase, da die anzuwendenden Bewertungsverfahren noch nicht beschlossen sind (BioConsult 2007, NLWKN 2007). Dies ist bei der Darstellungen im Folgenden entsprechend zu beachten.

Qualitätskomponente „Schadstoffe“

In allen Gewässerkategorien bis auf das Küstenmeer werden die Ziele voraussichtlich nicht erreicht.

Qualitätskomponente Phytoplankton

Als besonders relevant zur Beurteilung des Zustandes des Phytoplanktons für Gewässer im Küstengebiet haben sich folgende Kriterien herausgestellt: die Kriterien: mittlerer Chlorophyll-a-Gehalt, Chlorophyll-a-Maxima, Gesamtbiovolumen, Biovolumen Biddulphiales, Blütenfrequenz von Phaeocystes spp. und potenzielle Zeigerarten (NLWKN 2007). Derzeit ist die Datenlage für eine Bewertung des Zustandes des Küstengewässers der Elbe nicht ausreichend, die Zielerreichung ist als unwahrscheinlich eingeschätzt. Phytoplankton wird im Übergangsgewässer Tideelbe nicht als Bewertungsparameter herangezogen. Für den Tideelbeabschnitt Ströme der Marschen (Typ 22.3) ist die Zielerreichung unwahrscheinlich.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Auf der Basis des AeTV (Ästuartypie-Verfahren, HUUG 2007) erfolgte eine erste Bewertung an Hand des Makrozoobenthos. Ob dieses Bewertungsverfahren das offizielle Verfahren wird oder nicht, ist noch offen. In der Diskussion steht auch das modifizierte spanische Verfahren, der „M-AMBI“.

In den Gewässertypen 22.3, T1 wird nach derzeitigem Stand (HUUG 2008) nur das mäßige ökologische Potenzial erreicht.

Für das polyhaline, offene Küstengewässer in Schleswig-Holstein wird der gute Zustand (N3) beschrieben (Daten in Wasserblick 2008). Die Bewertung der übrigen Küstengewässer ist noch offen (NLWKN 2007, Daten in Wasserblick 2008).

Qualitätskomponente Fische

Für die Gewässertypen 22.3 und T1 ist die Zielerreichung unwahrscheinlich (ARGE ELBE 2005).

Derzeit ist es noch schwer, Maßnahmen auf WRRL-Auswirkungen hin zu bewerten, da neben den noch nicht vollständig abgeschlossenen Bewertungsverfahren selbst die Bewirtschaftungspläne noch nicht vorliegen. Diese sollen bei festgestellten Defiziten die Aspekte herausarbeiten, die zu diesen Defiziten führten. Letztendlich lässt sich erst dann qualifiziert ermitteln, wie geplante Maßnahmen auf die Erhaltung oder Erreichung der/des guten ökologischen Zustandes/Potenzials wirken.

Bei der Bewertung von Maßnahmen, Eingriffen etc. in Wasserkörper ist entsprechend dem Verschlechterungsverbot (auch „Verschlechterungsverbot“ genannt) letztendlich nicht nur zu verhindern, dass sich der Zustand verschlechtert, sondern auch, dass das Erreichen des guten Zustandes/Potenzials nicht behindert wird. Die EU-Mitgliedsländer haben als Hilfestellung für eine einheitliche Umsetzung und einen einheitlichen Umgang mit Schwierigkeiten bei der Umsetzung, die in vielen Ländern vergleichbar auftreten, die

„Common Implementation Strategy (CIS)“ vereinbart, für die verschiedene Arbeitsgruppen eingerichtet wurden. Zum Thema „Verschlechterungsverbot“ haben die Wasserdirektoren der EU ein „policy paper“ verabschiedet, in dem zum Thema Verschlechterung Folgendes ausgeführt ist: „Im Sinne von Art. 4 Abs. 7 bezieht sich das Ziel der Verhinderung einer Verschlechterung des Zustandes auf Übergänge zwischen den Klassen und nicht auf Veränderungen innerhalb der Klassen (siehe auch Papier zu Umweltzielen, Abschnitt 2). Für negative Veränderungen innerhalb einer Klasse brauchen die Mitgliedstaaten Art. 4 Abs. 7 somit nicht anzuwenden.“ (EC 2007)

Aus diesem Grund wird in diesem Bericht bei der Betrachtung der WRRL-relevanten Aspekte das Augenmerk auf mögliche Änderungen von Kategorie-Einstufungen gelegt.

Die WSV hat gem. § 8 Abs. 1 Satz 4 WaStrG bei Maßnahmen an Gewässern (Neubau, Ausbau, Unterhaltung) die Ziele der WRRL zu berücksichtigen. Dies betrifft die nach dem Anhang V der WRRL maßgeblichen biologischen Qualitätskomponenten sowie die Schadstoffe. Hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten werden in Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten genutzt.

Die durch die Modifikation eines Sedimentmanagementkonzeptes (Umlagerungen im Gewässer) im Wesentlichen zu betrachtenden Komponenten sind Fische, Makrozoobenthos und Schadstoffe unter Beachtung der allgemeinen Bedingungen.

8.2.2 Szenarien

Die Beschreibung der Veränderungen, die bei der Szenarienbetrachtung erfolgen, orientiert sich in diesem Kapitel im Wesentlichen an den Fragen:

- > Wo (wasserkörperbezogen) treten Auswirkungen auf, die relevant für WRRL-Parameter sind?
- > Sind Änderungen zu erwarten, die sich auf die Zustandsbewertung auswirken? (Änderung der Einstufung?)
- > Können somit Fälle auftreten, die gegen das „Verschlechterungsverbot“ verstoßen?

8.2.2.1 Bezugszustand

Der Bezugszustand entspricht der Bestandsaufnahme für die Wasserkörper der Tideelbe und der dazu erfolgten Bewertung, soweit sie vorliegt. Die Zielerreichung wird für die Tideelbe mit Ausnahme des Küstenmeeres als unwahrscheinlich angesehen (BSU et al. 2004).

Qualitätskomponente Schadstoffe

Im länderübergreifenden C-Bericht zur Bestandsaufnahme im Zuge der WRRL für den Koordinierungsraum Tideelbe, Kategorie Küstengewässer, wird ausgeführt: „Aufgrund der unzureichenden Datenlage für eine Vielzahl von WRRL-relevanten Stoffen ist eine genauere Bewertung des chemischen Zustands derzeit nicht möglich. Da aber die Qualitätsnormen für einige der gemessenen Stoffe aktuell überschritten werden, ist die Zielerreichung im gesamten Küstengewässer Elbe als unwahrscheinlich einzustufen.“ (LANU 2004)

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Auf der Basis eines Praxistestes des Bewertungsverfahrens des Makrozoobenthos mittels „AeTI“, der an der Elbe für die WRRL entwickelt wurde, ergibt sich für 2006 die Gewässertypen Ströme der Marschen und Übergangsgewässer vorläufig der mäßige ökologische Zustand (HUUG 2007). Da der Bereich vorläufig als stark verändert ausgewiesen wurde, ist hier als Maß das gute ökologische Potenzial anzusetzen, das heißt, es könnte sein, dass im Rahmen einer endgültigen Bewertung noch das gute ökologische Potenzial konstatiert wird.

Für das Küstengewässer liegt bislang noch keine Einstufung anhand von Bewertungsverfahren vor.

Qualitätskomponente Fische

Für Fische ist von BioConsult (2006) ein Bewertungsverfahren für Übergangsgewässer entwickelt worden, das im Anwendungstest für das Übergangsgewässer Tideelbe einen mäßigen ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial ergeben hat. Es sind aber vor einer endgültigen Einstufung noch Untersuchungen des Zustandes erforderlich (NLWKN 2007).

In der Bestandsaufnahme und Erstbewertung der Qualitätskomponente Fischfauna (ARGE ELBE 2004c) wird folgendes Fazit gezogen: „Gemessen an dem Artenspektrum aus früheren Zeiten ergeben sich aktuell für die gesamte Tideelbe keine nennenswerten Defizite bei den Fischen und Rundmäulern.“

Indirekt kann daraus abgeleitet werden, dass auch die verschiedenen Altersstrukturen als Anzeiger für einen geschlossenen Lebenszyklus bei den einzelnen Arten ausgeprägt sind. Die Bestandsdichten insbesondere der Wanderfischarten erreichen gegenüber früher allerdings nicht das entsprechende Niveau. Vor diesem Hintergrund erscheint es als unwahrscheinlich, dass die Qualitätsziele erreicht werden.“

Verfahren zur Bewertung der Fischfauna der Tideelbe sind entwickelt worden und befinden sich derzeit in der Erprobung. Der aktuelle Stand kann auf den Internetseiten der ARGE ELBE (www.arge-elbe.de) eingesehen werden.

8.2.2.2 Szenario A: Keine Umlagerung im System

Wenn die Umlagerung des HPA und Wedeler Baggergutes entfällt (bei weiter durchgeführter Unterhaltung), werden die bislang entstehenden Störungen entfallen. Von daher ist hier ein grundsätzlich positiver Effekt zu konstatieren. Im Folgenden wird analysiert, inwieweit dies eine gravierende oder eine nur graduelle Verbesserung darstellt.

Qualitätskomponente Schadstoffe

Aus der Prognose, dass eine Aufgabe der Umlagerung zu keinen oder kaum messbaren Verringerungen der Schadstoffkonzentrationen führen wird, leitet sich ab, dass sich auch keine Verringerung der Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase ergäbe, die ggf. eine Verbesserung der chemischen Qualität des Wasserkörpers darstellen könnte. Es ist somit davon auszugehen, dass die Einstufung aus chemischer Sicht nicht verändert wird.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Wenn die Umlagerung von Wedeler und HPA Baggergut entfällt, ist nicht mit einer Absenkung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten zu rechnen. Es ist daher auch nicht wahrscheinlich, dass sich diese Aufgabe der Umlagerung auf die Einstufung des Wasserkörpers aus Sicht des Makrozoobenthos auswirken wird. Geringfügige Verbesserungen können in Bereichen entfallener Umlagerungsstellen und in Nebenarmen mit verminderter Verlandung auftreten.

Qualitätskomponente Fische

Es ergeben sich positive Effekte, insbesondere im Bereich der entfallenden Umlagerungsstellen. Eine andere Einstufung der Qualitätskomponente Fischfauna wird daraus aber wahrscheinlich nicht resultieren.

8.2.2.3 Szenario B: Verbringung von 10 Mio. m³ im Bereich 1

Qualitätskomponente Schadstoffe

Aus der Prognose, dass eine Umlagerung im Bereich 1 auch mit erhöhten Mengen zu keinen messbaren Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten führen wird, leitet sich ab, dass sich auch keine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase ergäbe, die ggf. die Einstufung aus chemischer Sicht verändern würde, auch wenn durch die Umlagerung mengenmäßig mehr Schadstoffe im Gebiet vorliegen.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Bei der Umlagerung von erhöhten Mengen im Bereich 1 ist nicht mit einer Anhebung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten und auch dementsprechend keinen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zu rechnen. Diese werden erwartet im Bereich von eher verlandenden Nebeneiben, erhöhter Trübung und besonderer Sauerstoffmangelsituationen in Sohlnähe sowie im Bereich der Umlagerungsstellen selbst. Ob dies zu einer Änderung der Einstufung nach dem Bewertungssystem führen würde, kann derzeit nicht prognostiziert werden.

Qualitätskomponente Fische

Bestandsrückgänge etlicher Fischarten sind in einem Ausmaß möglich, welches zu einer schlechteren Einstufung der Qualitätskomponente Fischfauna in der gesamten Tideelbe führen kann (Kapitel 7.3.5).

8.2.2.4 Szenario C: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 2

Qualitätskomponente Schadstoffe

Aus der Prognose, dass eine Umlagerung im Bereich 2 zu keinen oder maximal auf längere Sicht zu geringfügigen, messbaren Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten führen wird, leitet sich ab, dass sich keine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase ergäbe, die ggf. die Einstufung aus chemischer Sicht verändern würde, auch wenn durch die Umlagerung mengenmäßig mehr Schadstoffe im Gebiet vorlägen.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Bei der Umlagerung im Bereich 2 ist wahrscheinlich nur mit einer sehr geringen Anhebung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten zu rechnen. Auch kann sich evtl. eine solche Erhöhung in der Nahrungskette niederschlagen. Es besteht die Gefahr, dass es zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften kommt. Ob dies zu einer Änderung der Einstufung nach dem Bewertungssystem führen würde, kann derzeit nicht prognostiziert werden.

Qualitätskomponente Fische

Es ergeben sich aufgrund der entfallenden Umlagerung im Bereich 1 mit wichtigen Reproduktionsgebieten der ästuarinen Fischfauna positive Effekte. Eine andere Einstufung der Qualitätskomponente Fischfauna wird daraus aber wahrscheinlich nicht resultieren.

8.2.2.5 Szenario D: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 3 (Mündungstrichter)

Qualitätskomponente Schadstoffe

Aus der Prognose, dass eine Umlagerung im Bereich 3 zu keinen oder maximal auf längere Sicht zu geringfügigen, messbaren Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten führen wird, leitet sich ab, dass sich keine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase ergäbe, die ggf. die Einstufung aus chemischer Sicht verändern würde, auch wenn durch die Umlagerung mengenmäßig mehr Schadstoffe im Gebiet vorlägen.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Bei der Umlagerung im Bereich 2 ist wahrscheinlich nur mit einer sehr geringen Anhebung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten zu rechnen. Eventuell kann sich eine solche Erhöhung auch in der Nahrungskette niederschlagen. Daher kann nicht ausgeschlossen werden, dass Veränderungen in den Lebensgemeinschaften erfolgen. Ob dies zu einer Änderung der Einstufung nach dem Bewertungssystem führen würde, kann derzeit nicht prognostiziert werden.

Qualitätskomponente Fische

Es ergeben sich aufgrund der entfallenden Umlagerung im Bereich 1 mit wichtigen Reproduktionsgebieten der ästuarinen Fischfauna positive Effekte. Eine andere Einstufung der Qualitätskomponente Fischfauna wird daraus aber wahrscheinlich nicht resultieren.

8.2.2.6 Szenario E: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 4 (Außenelbe)

Qualitätskomponente Schadstoffe

Aus der Prognose, dass eine Umlagerung im Bereich 4 zu keinen oder maximal auf längere Sicht zu geringfügigen, messbaren Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten führen wird, leitet sich ab, dass sich keine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase ergäbe, die ggf. die Einstufung aus chemischer Sicht verändern

würde, auch wenn durch die Umlagerung mengenmäßig mehr Schadstoffe im Gebiet vorlägen.

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Bei der Umlagerung im Bereich 2 ist wahrscheinlich nur mit einer sehr geringen Anhebung der Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten zu rechnen. Da nicht auszuschließen ist, dass das ökotoxikologische Potenzial steigt, kann es sein, dass das Makrozoobenthos negativ beeinflusst wird. Ob dies zu einer Änderung der Einstufung nach dem Bewertungssystem führen würde, kann derzeit nicht prognostiziert werden.

Qualitätskomponente Fische

Es ergeben sich aufgrund der entfallenden Umlagerung im Bereich 1 mit wichtigen Reproduktionsgebieten der ästuarinen Fischfauna positive Effekte. Eine andere Einstufung der Qualitätskomponente Fischfauna wird daraus aber wahrscheinlich nicht resultieren.

8.3 HABAK/HABAB

Die Bewertung des Baggergutes nach den Handlungsanweisungen der WSV erfolgt in Abhängigkeit des Umlagerungsortes. Oberhalb des Freiburger Hafendriels (km 683) ist die HABAB, unterhalb davon die HABAK heranzuziehen. Entscheidungskriterien mit Richtwerten werden zu beiden Handlungsanweisungen für Schadstoffe und Ökotoxikologie vorgegeben, für Nährstoffe gibt es Richtwerte nur in der HABAK. Die Bestandsbeschreibung ist in Kapitel 5.2 ausführlich dargelegt.

8.3.1 Szenarien

8.3.1.1 Bezugszustand

Schadstoffe

Die Mittelwerte der Schadstoffkonzentrationen im Baggergut sind in der Tabelle 8-2 für die Jahre 2002 und 2005 dargestellt. Für die meisten organischen Substanzen sind die Konzentrationen rückläufig, und dies z. T. sehr deutlich.

Für zwei Schwermetalle (Cu, Ni) und drei organische Substanzen/-klassen (α -HCH, Σ 6 PAK, Σ 13 PAK) erfolgte dagegen ein Anstieg im Vergleich der beiden Jahre. Eine detailliertere Beschreibung der Situation ist in Kapitel 5.2.3 zu finden.

Die Bewertung gemäß HABAB mit Richtwerten, die aus den Ergebnissen an der DMS Wedel abgeleitet wurden, führt für die Proben aus dem Jahr 2005 zu einer Einstufung in Fall 1. Lediglich die Nickelgehalte liegen im Bereich des unteren Richtwertes RW1.

Tabelle 8-2: Schadstoffgehalte in Sedimenten des Baggerbereiches Wedel und in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Dauermessstelle Wedel mit Richtwerten (RW) nach HABAB und HABAK

Probenahmebereich	Zeitraum	Anzahl der Proben	Elbe-km	TOC			Σ 7 PCB µg/kg	α-HCH µg/kg	Penta- chlor- benzol µg/kg	Hexa- chlor- benzol µg/kg	p,p-DDE µg/kg	p,p-DDD µg/kg	p,p-DDT µg/kg	Kohlenwasserstoffe			TBT in <2mm µg/kg	TBT in <20µm µg/kg
				Gew.-%	Anteil <20 µm Gew.-%	Anteil <63 µm Gew.-%								Σ 6 PAK mg/kg	Σ 13 PAK mg/kg	mg/kg		
Baggerbereich Wedel/Wedeler Au	2002	2	643	2,6	38	65	45,9	1,59	6,3	32,6	8,1	24,5	10,3	488	1,3	2,5	158	415
	2005	10	642,2 - 644,4	1,7	21	42	32,1	2,00	3,3	15,8	4,9	23,3	5,5	363	2,0	4,1	34	165
Dauermessstationen																		
Wedel 2004-2006			642	5,2	51	82	30,1	1,53	4,5	15	7,1	21	8,8	290	1,8	3,5	129	285
Bützfleth 2004 - 2006			657,5	6,0	36	61	29,1	1,79	3,4	12	8,0	22	10	220	1,5	3,3	74	216
Brunsbüttel 2004-2006			696,3	4,6	63	89	16,8	0,87	2,0	5,6	3,6	11	2,3	180	0,9	1,7	79	123
HABAB RW "Wedel"																		
RW 1							45,2	2,30	6,7	23,2	10,6	31,2	13,2	435	2,6	5,3	194	427
RW 2							90,3	4,59	13,4	46,4	21,2	62	26,4	870	5,3	10,6	387	855
HABAB RW "Bützfleth"																		
RW 1							43,6	2,69	5,1	18,1	12,1	33	15,3	330	2,3	5,0	111	324
RW 2							87,2	5,38	10,3	36,3	24,1	66	30,5	660	4,6	10	222	648
HABAB RW "Mittelwert Bützfleth-Brunsbüttel"																		
RW 1							34,4	2,00	n.b.	13,2	8,7	25	9,3	n.b.	1,9	3,8	115	254
RW 2							68,8	4,00	n.b.	26,5	17,4	49,7	18,7	n.b.	3,7	7,6	229,5	508,2
HABAK																		
RW 1							20	0	1	2	1	3	1	300	1		20 (a)	
RW 2							60	1	3	6	3	10	3	1000	3		600 (a)	

Probenahmebereich	Zeitraum	Anzahl der Proben	Elbe-km	TOC			As mg/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Hg mg/kg	Zn mg/kg
				Gew.-%	Anteil <20 µm Gew.-%	Anteil <63 µm Gew.-%								
Baggerbereich Wedel/Wedeler Au	2002	2	643	2,6	38	65	33,0	82,5	2,25	91,0	59,5	43,0	1,30	505
	2005	10	642,2 - 644,4	1,7	21	42	33,5	81,5	2,08	82,9	111,7	81,2	1,56	556
Dauermessstationen														
Wedel 2004-2006			642	5,2	51	82	36,7	91,1	2,28	67,4	89,5	55,2	1,55	926
Bützfleth 2004 - 2006			657,5	6,0	36	61	38,2	94,6	1,98	84,3	61,3	54,6	1,49	528
Brunsbüttel 2004-2006			696,3	4,6	63	89	34,9	84,3	0,92	81,6	43,6	48,0	1,02	367
HABAB RW "Wedel"														
RW 1							55,0	137	3,42	101	134	83	2,33	1389
RW 2							110	273	6,84	202	269	166	4,65	2779
HABAB RW "Bützfleth"														
RW 1							57,3	142	2,97	126	92	82	2,23	792
RW 2							115	284	5,94	253	184	164	4,47	1583
HABAB RW "Mittelwert Bützfleth-Brunsbüttel"														
RW 1							54,8	134	2,17	124	79	77	1,88	671
RW 2							110	268	4,35	249	157	154	3,76	1341
HABAK														
RW 1							30	100	2,50	150	40	50	1,00	350
RW 2							150	500	12,5	750	200	250	5,00	1750

Ökotoxikologie

Im Jahr 2005 wurde eine Beprobung der potentiellen Baggerbereiche im oberen Abschnitt der Tideelbe durchgeführt. Die Korngrößenverteilungen und Feinkornanteile der Sedimentproben waren mit denen der vorhergehenden Untersuchungen zu vergleichen.

Für den Bereich Wedel ergab sich in den Untersuchungen mit der limnischen Biotestpalette nach HABAB-WSV eine Zuordnung der Sedimentproben in die Toxizitätsklassen I, II und III. Überwiegend waren die Sedimente des Baggergutes der Toxizitätsklasse II zuzuordnen. Entsprechend HABAB-WSV können die im Einzelfall zu betrachtenden Sedimente ebenfalls umgelagert werden. Die mit der marinen Testpalette untersuchten Sedimentproben zeigten gegenüber dem Leuchtbakterien- und Amphipodentest keine toxische Wirkung. Beim marinen Algentest wiesen die Ergebnisse ebenso wie im limnischen Algentest auf vorhandene phytotoxische Stoffe in den untersuchten Sedimenten hin. Sollte das Baggergut aus diesem Bereich in den marinen Bereich umgelagert werden, so ist es vorwiegend der Toxizitätsklasse II zuzuordnen.

Entsprechend HABAB- und HABAK-WSV ist bei einer Gesamteinstufung des Baggergutes in Fall 1 aus ökotoxikologischer Sicht eine uneingeschränkte Umlagerung von Baggergut erlaubt. Beruhend auf den entsprechend implementierten Handlungsanweisungen kann aus ökotoxikologischer Sicht unter rechtlichen Aspekten eine Verbringung des Baggergutes erfolgen.

Aus diesen Gründen wird das Thema Ökotoxikologie bei der folgenden Szenarienbetrachtung nicht weiter betrachtet.

Nährstoffe

Phosphor

Bei der Beprobung im Sommer 2005 lagen die Gesamt-Phosphorgehalte im Sediment im Bereich Wedeler Au (km 642,2 bis km 644,4) bei neun von zehn Proben über dem RW1-Wert von 500 mg P/kg TS (Abbildung 5-15). Von diesen überschritten drei Proben den Wert nur geringfügig für Gesamt-Phosphor im Sediment.

Die Überschreitung des Richtwerts 1 beträgt im Durchschnitt ca. 30 %. Diese geringfügige Überschreitung und die Einschätzung zum Thema Nährstofffreisetzung in den jeweiligen Unterkapiteln des Kapitels 7, dass unabhängig von den Szenarien maximal geringfügige Veränderungen zu erwarten sind, hat dazu geführt, dass dieses Thema bei der folgenden Szenarienbetrachtung nicht weiter verfolgt wird.

8.3.1.2 Szenario C: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 2

Das Umlagern in diesen Bereich ist sowohl nach HABAB (bis km 683) als auch nach HABAK (seewärts von km 683) zu beurteilen.

HABAB: Für die Beurteilung des Wedeler Baggergutes, das in Bereich 2 bis zur Grenze der Geltungsbereiche HABAB/HABAK bei km 683 umgelagert werden soll, werden gemäß HABAB Richtwerte verwendet, die aus den Dreijahresmittelwerten der Schadstoffbelastungen von Proben der Dauermessstationen Wedel und Bützfleth (2004 bis 2006) abgeleitet werden. Mit zwei Ausnahmen liegen die Konzentrationen aller Substanzen unter dem RW1. Eine Ausnahme bilden die Konzentrationen von Kupfer, welches den RW1 der Station Bützfleth deutlich und von Kohlenwasserstoffen, die den RW1 von Bützfleth geringfügig überschreiten. Nach HABAB ist eine Einzelfallbetrachtung durchzuführen, sobald die Konzentration eines Schadstoffes den RW1 überschreitet. Der RW2 wird von keiner Substanzkonzentration überschritten. Dies gilt auch, wenn man entsprechend der Lage im Bereich bis km 683 die RW auf der Basis von Mittelwerten der Messstationen Bützfleth und Brunsbüttel ermittelt.

HABAK: Das Umlagern von Wedeler Baggergut in den Bereich 2 erfordert nach Beurteilung auf Basis der HABAK eine aufwändige Auswirkungsprognose, da die Konzentrationen einiger chlororganischer Verbindungen den oberen RW2 z. T. deutlich überschreiten.

8.3.1.3 Szenario D: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 3 (Mündungstrichter)

Das Umlagern von Wedeler Baggergut in den Bereich 3 würde nach Beurteilung auf Basis der HABAK wegen Überschreitens des RW2 für mehrere chlororganische Substanzen eine aufwändige Auswirkungsprognose erfordern.

8.3.1.4 Szenario E: Verbringung von 2 bis 3 Mio. m³ im Bereich 4 (Außenelbe)

Das Umlagern von Wedeler Baggergut in den Bereich 4 würde nach Beurteilung auf Basis der HABAK wegen Überschreitens des RW2 für mehrere chlororganische Substanzen ebenfalls eine aufwändige Auswirkungsprognose erfordern.

9 Vergleichende Bewertung der Szenarien

Das Kapitel 9 fasst die wichtigsten Schlussfolgerungen der Diskussion verschiedener Strategien für die Umlagerung von Sedimenten aus Unterhaltungsbaggerungen im Raum Wedel zusammen. Es beinhaltet eine vergleichende Bewertung der untersuchten Szenarien. Dabei werden auch die Unsicherheiten bei der Abschätzung der Auswirkungen benannt, und wichtige Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Fachaspekten sowie Einflussfaktoren auf ein nachhaltiges Sedimentmanagementkonzept aufgezeigt.

Ziel der Studie ist eine Bewertung der ökologischen Auswirkungen verschiedener Strategien für die Umlagerung des Wedeler Baggergutes aus der Gewässerunterhaltung auf der Grundlage einer umfassenden Beschreibung des Systems und einer Analyse der Zusammenhänge von Hydrologie, Feststoffdynamik und ökologischen Aspekten. Damit soll, abweichend von der üblichen Praxis, erreicht werden, dass die ökologischen Folgen bereits bei der Planung und Entwicklung einer zukünftigen Sedimentumlagerungsstrategie Berücksichtigung finden.

Neben der bei Unterhaltungsmaßnahmen bisher üblichen Vorgehensweise, die Umlagerungsfolgen am Ort und im näheren Umfeld der Umlagerung zu untersuchen und abzuschätzen, sollten in dieser Studie auch weiterreichende Folgen der Strategien für den gesamten Bereich Tideelbe und Deutsche Bucht ermittelt und bewertet werden. Mit der Berücksichtigung der Auswirkungen auf das Gesamtsystem und der Betrachtung langfristiger als auch mittelbarer Folgewirkungen erfolgt eine umfassende Bewertung, die als Basis für die Optimierung eines Umlagerungskonzeptes dienen kann.

Jede Strategie hat langfristig Auswirkungen auf den Zustand und die Zustandsentwicklung des gesamten Systems und beeinflusst damit auch das Erreichen paralleler oder konkurrierender ökologischer und wasserwirtschaftlicher Ziele. Schutzgebiete und die EU-WRRL sind wichtige Randbedingungen bei der Entwicklung eines zukünftigen Sedimentmanagements. Dabei können Umlagerungen nicht nur als zusätzliche Belastung betrachtet werden, sondern können ggf. zum Erreichen der ökologischen Ziele unterstützend genutzt werden.

9.1 Unsicherheiten bei der Abschätzung der Auswirkungen

Grundlegende Zusammenhänge zwischen Umlagerungen und ökologischem Zustand der Tideelbe

Eine ständige, mehrere Millionen Tonnen umfassende, Umlagerung von Sedimenten hat auf sehr unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen Auswirkungen auf den Zustand der Tideelbe. Einen einzelnen dominierenden Wirkungsfaktor für den derzeitigen ökologischen Zustand der Tideelbe gibt es nicht. Dementsprechend haben auch die Sedimentumlagerungen nur mitwirkende und in Abhängigkeit anderer Faktoren (Ausbauzustand, Oberwasserabfluss, Belastungssituation aus der Mittelelbe, Einwanderung von Neozoen) wirksame Einflüsse auf

den jetzigen ökologischen Zustand der Tideelbe. Daher sind insbesondere die Abgrenzung gegenüber bzw. Abhängigkeiten der Auswirkungen der Sedimentumlagerungen von stärker wirksamen Einflüssen, wie etwa dem Oberwasserabfluss aus der Mittelelbe, von entscheidender Bedeutung für ein nachhaltiges Sedimentmanagement. Nur bei Kenntnis der tatsächlichen Wirkpfade und Zusammenhänge kann auf zukünftige Änderungen wichtiger Randbedingungen, wie möglicherweise durch den Klimawandel hervorgerufen, richtig reagiert werden.

Nachweisbarkeit der prognostizierten Auswirkungen

Probleme bei der Erfassung der Auswirkungen der Sedimentumlagerungen bestehen zunächst in den Messunsicherheiten. Dies wird z. B. bei der Verfolgung der umlagerungsbedingten Trübungswolke und der sohlennahen Dichteströme deutlich. Die Nachweisbarkeit beider Effekte hängt entscheidend von den vorhandenen Hintergrundkonzentrationen ab. Herrschen am Umlagerungsort hohe natürliche Schwebstoffgehalte vor, sind umlagerungsbedingte Erhöhungen der Schwebstoffgehalte nicht oder nur sehr kurzzeitig gegenüber den Hintergrundwerten zu erfassen. In einem Umlagerungsgebiet mit geringen Schwebstoffkonzentrationen ist die Nachverfolgung der Trübungswolke über längere Zeitabschnitte messtechnisch möglich.

Auch wenn Auswirkungen messtechnisch nicht oder nur kurzzeitig erfassbar sind, darf daraus nicht in jedem Fall geschlossen werden, dass die Umlagerungen keine oder nur geringe Auswirkungen haben. Insbesondere bei einer Prognose über die Auswirkungen einer zukünftigen Sedimentmanagementstrategie könnte dies u. U. zu Fehleinschätzungen und Fehlentscheidungen führen. So ist z. B. nicht auszuschließen, dass auch eine geringfügige und mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht nachweisbare Erhöhung der Schadstoffbelastung Effekte bei Biota hervorrufen kann.

Die Messung von Sauerstoff-, Nährstoff- und Schadstoffgehalten im Umlagerungsgebiet weist eine ähnliche Problematik auf. Insbesondere der Sauerstoff ist ein Parameter mit hoher biologischer Umsatzrate und unterliegt daher schnellen Veränderungen. Dies gilt, wenn auch eingeschränkter, für die in biologischen Kreisläufen genutzten Nährstoffe. Hinzu kommt, dass gelöste Stoffe eine hohe Dispersion aufweisen und so durch das Umlagern bedingte Konzentrationsunterschiede schnell ausgeglichen werden. Die meisten Schadstoffe sind aufgrund ihrer größeren biologischen Inertie nicht oder nur in geringem Umfang in Stoffkreisläufe eingebunden. Daher sind durch das Umlagern bedingte Einträge und mögliche Akkumulationen je nach Stoffklasse messtechnisch eher zu erfassen, wenn auch natürliche Vermischungs- bzw. Transportprozesse zu einer Überlagerung der umlagerungsbedingten Effekte führen können. Bei einigen organischen Schadstoffen ist die Erfassung der Auswirkungen allerdings aufgrund der hohen Messunsicherheiten, die für die niedrigen vorliegenden Konzentrationen üblich sind, erschwert.

Bei sehr komplexen Wirkpfaden ist eine direkte Messung der Auswirkungen nicht möglich. Hier dienen Laborexperimente, wie ökotoxikologische Tests, zur Bestimmung der Intensität der Wirkungen. Die Übertragbarkeit von Laborergebnissen und damit deren Relevanz für den Zustand bzw. die Beeinträchtigungen der Organismen im Freiland ist aber oft ein Problem, da sowohl Artenzahlen als auch Abundanzen natürlichen Schwankungen unterliegen. Auch die nichttoxischen Wirkungen auf die Organismen bzw. Populationen, wie Sedimentüberdeckung

oder die schwebstoffbedingte Beeinflussung von Filtrierleistungen, können nur im Labor eindeutig erfasst werden. Im Freiland gewonnene Besiedlungsdaten können nur vergleichend (vor und nach einer Umlagerungsmaßnahme) zur Bestimmung der Auswirkungen verwendet werden.

Zusätzlich zu den oben angeführten Problemen bei der messtechnischen Erfassung von sensitiven Parametern wird die Ermittlung der Auswirkungen von Umlagerungen im Freiland dadurch erschwert, dass diese punktuell und diskontinuierlich stattfinden, wodurch un stetige Belastungen erzeugt werden. Diese Signale werden in der Regel auch nur lokal erfasst. Die Wirkungen auf den Zustand der Tideelbe, insbesondere auf die belebte Welt, sind stark von der Häufigkeit, der Intensität und dem (jahreszeitlichen) Zeitpunkt der Umlagerungen abhängig. Diese Faktoren können den Grad der Belastung beeinflussen, der durch das Umlagern verursacht wird. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigen, dass die Auswirkungen der Umlagerungsstrategien große Bereiche der Tideelbe und der angrenzenden Gebiete betreffen. Ein Sedimentmanagement muss daher die gesamte Tideelbe berücksichtigen und die Auswirkungen müssen, soweit möglich, für das gesamte System abgeschätzt werden.

9.2 Szenarienbetrachtung, Vor- und Nachteile der Umlagerung in die Bereiche 1 bis 4

In dieser Studie werden drei Szenarien mit der Umlagerung von 2 bis 3 Mio. m³ in die Bereiche 2 bis 4 vergleichend behandelt. Ein weiteres Szenario beschreibt die Zustände, wenn in der Tideelbe kein Material aus Wedel oder Hamburg umgelagert wird und das fünfte Szenario beschreibt eine Situation, in der 10 Mio. m³ Wedeler Baggergut im Bereich 1 untergebracht werden (Kapitel 7). Im Folgenden werden die Auswirkungen auf die vier Bereiche aus Sicht der verschiedenen Fachaspekte für die Umlagerung von Baggergut aus dem Raum Wedel nach Lühesand bis Pagensand (km 646 bis km 665; Bereich 1), nach Pagensand bis Brunsbüttel (km 665 bis km 700; Bereich 2), nach Brunsbüttel bis Cuxhaven (km 700 bis km 730, Bereich 3) sowie seewärts Cuxhaven (km 730 bis km 760, Bereich 4) vergleichend betrachtet.

Die Wahl der Umlagerungsbereiche orientiert sich an prägenden morphologischen Strukturen und ergänzend an der Trübungszone, den Sauerstoffkonzentrationen und den Salinitäten. Sie stellen also aus hydrologisch-morphologischer Sicht unterscheidbare Alternativen dar. Daneben sind die vier Bereiche im Grundsatz auch bezüglich ihrer Salinitätsverhältnisse unterscheidbar: Der Bereich 1 ist bis km 650 limnisch, der Bereich 2 oligohalin bis mesohalin, der Bereich 3 fast nur polyhalin, während Bereich 4 euhaline Verhältnisse aufweist. Der steilste Salinitätsgradient, der mit dem seeseitigen Ende der Trübungszone zusammenfällt, befindet sich in Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss im Bereich 3, seltener im Bereich 2, und hat für die Schwebstoffverteilung sowie die pflanzliche und tierische Besiedlung einen bestimmenden Einfluss.

Zunächst werden die wichtigsten Aussagen für jeden Fachaspekt zusammengefasst, um in Kapitel 9.2.6 die Vor- und Nachteile der Umlagerung in die vier Bereiche fachübergreifend darzustellen.

9.2.1 Morphologie

Die umlagerungsbedingten Auswirkungen auf Trübung und Sedimenthaushalt sind in Bereich 1 größer als in der Trübungszone (Bereich 2). Jedoch konnte für Bereich 1 bei den bisherigen Untersuchungen messtechnisch keine großräumige und dauerhafte umlagerungsbedingte Schwebstoffhöhung erfasst werden.

In Bereichen mit vergleichsweise geringer natürlicher Morphodynamik führt eine umlagerungsbedingte Erhöhung des Materialpools zu stärkeren morphologischen Änderungen als im morphologisch aktiven Mündungstrichter mit hoher natürlicher Sedimentdynamik.

Bei einer Umlagerung des Wedeler Baggergutes in Bereich 1 ist die Entfernung zwischen Unterhaltungsschwerpunkt und Verbringungsgebiet gering. Aufgrund des vorherrschenden Strömungsregimes stromauf der Trübungszone wird vermutlich der Transport des verbrachten Materials in Richtung See gegenüber einer Verbringung auf weiter seewärts gelegene Umlagerungsstellen erschwert und gleichzeitig der Restschwebstofftransport stromauf verstärkt.

Aus Sicht der Morphologie hat eine Verbringung des Wedeler Baggergutes stromab von km 700, also im Mündungstrichter (Bereiche 3 und 4), verschiedene positive Auswirkungen für den Sedimenthaushalt und die Schwebstoffdynamik der gesamten Tideelbe. Der grobe Anteil des verbrachten Materials (Sandfraktion etwa 60 %) entspricht dem natürlicherweise dort anstehenden Sohl sediment und könnte dem Materialaustrag in einigen Bereichen des Mündungstrichters entgegenwirken. Die Ton- und Schlufffraktionen des umgelagerten Baggergutes, die überwiegend als suspendierter Schwebstoff transportiert werden, würden das System zu einem größeren Anteil und schneller verlassen, als das bei einer weiter stromaufwärtigen Verbringung der Fall wäre (siehe BAW (2007), Kapitel 4.2.3).

Der Anteil des Wedeler Baggergutes, das im Mündungstrichter sedimentiert, führt dort aufgrund der großen Wattflächen und Flachwasserbereiche zu geringeren umlagerungsbedingten Erhöhungen der Sedimentationsraten als im Flussschlauch. Sedimentiert der gleiche Anteil des Baggergutes in den flächenmäßig viel kleineren potenziellen Schwebstoffsinken im Flussschlauch (Bereiche 1 und 2), sind die umlagerungsbedingten Sedimentationsraten deutlich höher. Aufgrund der hohen Morphodynamik im Mündungstrichter ist außerdem damit zu rechnen, dass das Wedeler Baggergut mobiler bleibt, häufiger resuspendiert wird und nicht, wie im Flussschlauch, in schwach durchströmten Bereichen als konsolidiertes Sohl sediment über einen längeren Zeitabschnitt verbleibt.

Die Menge an feinem Schwebstoff aus der Umlagerung, der im Flussschlauch (Bereiche 1 und 2) zur Verlandung schwach durchströmter Bereiche beiträgt, würde durch eine Verbringung im Mündungstrichter reduziert. Eine Zunahme der Verlandung der Nebelben im Flussschlauch aufgrund der Umlagerungen hätte eine weitere Änderung der Gerinnehydraulik zur Folge, da sich die Strömung zunehmend auf die tiefe Rinne konzentrieren würde. Aufgrund der sich dadurch einstellenden größeren Wassertiefe würde der Einfluss der Sohlreibung auf die einlaufende Tidewelle abnehmen, wodurch die bereichsweise schon beobachtete Flutstromdominanz im oberen Ästuarbereich zunehmen könnte. Negative Entwicklungen des Transportregimes würden so ggf. noch verstärkt. Somit könnte eine seewärtige Verbringung von Material zu einer Entlastung der Nebelben im gesamten Ästuar beitragen. Die derzeit im oberen Ästuarbereich (Bereiche 1 und 2) vermuteten

Materialkreisläufe können durch eine Verbringung im Mündungstrichter (Bereiche 3 und 4) möglicherweise verringert werden. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass das von HPA nach Neßsand verbrachte Baggergut aus dem Hamburger Hafen wahrscheinlich einen größeren Einfluss auf die Baggermengenentwicklung in Wedel hat als das von unterstrom nach Wedel zurücktransportierte Material.

Weiterhin ist zu beachten, dass alle zuvor beschriebenen Prozesse in hohem Maße von äußeren Einflussfaktoren moduliert werden (Oberwasser, Spring-/Nipp-Zyklus sowie meteorologische Einflüsse).

Aus Sicht der Morphologie ist es empfehlenswert, das in Wedel entnommene Material in den Mündungstrichter der Tideelbe zu verbringen. Somit ergibt sich folgende Reihung der Szenarien: **4 > 3 > 2 > 1**.

Im Hinblick auf die in Kapitel 3 formulierten Ziele ist durch die Umlagerung von Baggergut aus dem Bereich Wedel in den Mündungstrichter des Ästuars tendenziell eine positive Entwicklung bezüglich der Entwicklung der Nebelben, der Niveauflächenverteilung, der morphologischen Strukturvielfalt sowie der Regimestabilität zu erwarten. Materialkreisläufe im limnischen Bereich des Ästuars können möglicherweise verringert werden.

9.2.2 Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt, Primärproduktion

Die in der Tideelbe bestehende Sauerstoffsituation ist für die Umlagerung der Sedimente im System eine wesentliche Randbedingung. Auch wenn die großräumigen Sauerstoffdefizite in der Tideelbe nicht durch das Umlagern verursacht sind, so haben sie zu Umweltauflagen geführt, die beim Umlagern zu beachten sind. Durch den Eintrag von gelösten Stoffen (u. a. Ammonium) und überwiegend partikulärem organischem Material bei den Umlagerungen wird die Menge der abbaubaren Substanzen im Wasserkörper erhöht und die Qualität der Schwebstoffe verändert. Die dadurch verursachte Steigerung der Sauerstoffzehrungsraten ist sehr gering, da das mit dem Baggergut eingebrachte organische Material in der Regel eine geringe Abbaubarkeit besitzt und daher langsame Sauerstoffverbrauchsraten zeigt. Die überwiegenden Anteile des organischen Materials werden über einen langen Zeitraum (Wochen bis Monate) unter geringen Sauerstoffverbrauchsraten von den Bakterien umgesetzt.

Sauerstoffgehalte über 6 mg/l und eine Wassertemperatur unter 10 °C sind oft angeführte Kriterien der Wasserbeschaffenheit, um mögliche Auswirkungen des Umlagerns zu minimieren. Die Bedingungen bezüglich der Sauerstoffgehalte sind im Elbabschnitt oberhalb km 660 (Bereich 1) insbesondere in den Sommer- und Herbstmonaten (bis in den Oktober hinein) nicht erfüllt.

Die durch das Umlagern, wenn auch nur temporär und gering, erhöhte Sauerstoffzehrung stellt im Bereich 1 aufgrund der in diesem Abschnitt bestehenden Sauerstoffdefizite im Sommer und Herbst eine größere Belastung für den Sauerstoff als in den Bereichen 2 bis 4 dar.

Die Auswirkungen einer Erhöhung der Partikeloberflächen durch den Eintrag von Baggergut sind von der vorhandenen Längsverteilung der Schwebstoffgehalte abhängig. Hier sind die Bereiche ober- und unterhalb der Trübungzone, also die Bereiche 1 und 4, sensibler als der

Bereich 2 in der Trübungszone und der am seeseitigen Rand der Trübungszone liegende Bereich 3. Das Einbringen von Baggergut aus dem limnischen Elbeabschnitt führt in den Bereichen 2 bis 4 zu größeren Veränderungen der Schwebstoffqualität als die Verbringung in den Bereich 1.

Die Erhöhung der Trübung und die Freisetzung von Nährstoffen haben eine gegenläufige Wirkung auf die Primärproduktion. Eine durch das Umlagern zunehmende Trübung kann zu einer verstärkten Limitierung des Algenwachstums beitragen. Demgegenüber kann das Algenwachstum durch den Eintrag von Nährstoffen gefördert werden. Beide Auswirkungen auf das Algenwachstum sind dabei stark abhängig von der Jahreszeit bzw. der Vegetationsperiode der Algen. In den Bereichen 1 und 4 können Nährstoffe eine Förderung und eine erhöhte Trübung eine Reduktion der Primärproduktion bewirken, während Umlagerungen im Bereich 2 keine Auswirkung, und im Bereich 3 nur sehr geringe auf die dort durch hohe Schwebstoffgehalte stark lichtlimitierte Primärproduktion, haben dürften.

Der Eintrag von Schwebstoffen in die Seitenräume und die dort anschließende Sedimentation dieser Schwebstoffe kann zu einem Verlust von Wasserkörpern mit einer positiven Sauerstoffbilanz (Flachwasserbereiche) führen. Diese Zusammenhänge haben in der Vergangenheit zu einer Verminderung der Belüftungsfunktion der Hahnöfer Nebelbe mit beigetragen. Im Umlagerungsgebiet stromab von km 660 (Bereiche 2 bis 4) nimmt der Sauerstoffgehalt zu (siehe oben), und die in diesen Bereichen liegenden Seitenräume bzw. Nebelbe zeigen nur noch geringere Unterschiede zum Hauptstrom. Eine mögliche Beeinträchtigung der Belüftungsfunktion der Seitenräume ist daher im Bereich 1 zu erwarten, während für die Bereiche 2 bis 4 keine oder nur eine sehr geringe negative Beeinflussung auftreten dürfte.

Eine Umlagerung von Wedeler Baggergut in die Bereiche 2 bis 4 bedeutet, dass Baggergut aus dem limnischen Abschnitt der Tideelbe in den meso- bis polyhalinen Bereich verbracht wird. Für den Bereich 1 ist bei einer Entnahme des Baggergutes (Szenario A) sowie bei den Szenarien C bis D eine leicht verringerte Belastung des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten, die am ehesten in höheren Sauerstoffgehalten in den Herbstmonaten sichtbar werden dürfte. Zudem kann ein verringerter Sedimentationsdruck in der Hahnöfer Nebelbe deren Belüpfungsfunktion erhalten. Beide Auswirkungen könnten dazu führen, dass in diesem Elbabschnitt das Leitbild für die Wasserbeschaffenheit (Kapitel 3) wieder über einen längeren Zeitabschnitt des Jahres erreicht würde. Gemäß dem Leitbild sollten keine deutlichen Sauerstoffuntersättigungen (< 60 %) auftreten.

Auch die Entlastung des Schwebstoffhaushaltes kann autotrophe Prozesse, d. h. die Primärproduktion des Phytoplanktons und damit die trophischen Strukturen in diesem Elbabschnitt stärken, wodurch eine „angemessene“ Nahrungsgrundlage für das nachfolgende Nahrungsnetz (Sekundärproduzenten bis Watvögel) bewirkt wird.

Für die Bereiche 2 bis 3 bedeutet eine Umlagerung einen Eintrag von organischem Material und Nährstoffen, der dazu führt, dass die im meso- bis polyhalinen Abschnitt der Tideelbe dominierenden und damit leitbildtypischen heterotrophen Prozesse weiter gefördert werden. Eine merkliche Absenkung des Sauerstoffgehaltes ist aufgrund des stabilen Sauerstoffhaushaltes aber nicht zu erwarten. Der Bereich 4 weist zeitweise einen autotrophen Charakter auf, d. h. die Algen können durch die Primärproduktion mehr organisches Material aufbauen als durch heterotrophe Prozesse abgebaut wird. In diesem Bereich kann die sowohl licht- als

auch nährstofflimitierte Primärproduktion am ehesten empfindlich gegenüber Folgen der Umlagerungen reagieren. Zu bestimmten Jahreszeiten kann nämlich ein zusätzlicher Eintrag von Nährstoffen die Nährstofflimitierung abschwächen und so die Primärproduktion fördern. Zu anderen Zeiten kann eine lokal und kurzfristig bewirkte erhöhte Trübung die Lichtlimitierung verstärken, wodurch die Primärproduktion gemindert wird.

Aus den genannten Auswirkungen und dem Vergleich der daraus abgeleiteten Veränderung der Zustände in den jeweiligen Bereichen der Tideelbe wird für die Themen Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie Primärproduktion folgende abschließende Reihung bezogen auf die Umlagerungsbereiche gegeben: **2 > 3 > 4 > 1**.

9.2.3 Schadstoffgehalte und ökotoxikologische Belastungen

Die Sedimente der Tideelbe zeigen eine deutliche Schadstoffbelastung und ökotoxikologische Belastung mit abnehmendem Gradienten vom inneren Ästuar in Richtung See. Vor allem die feinkörnigen Sedimente können problematisch sein, da sich die Schadstoffe bevorzugt in den Fraktionen < 20 µm anreichern.

Die Unterschiede zwischen den Belastungen des Baggergutes und der anstehenden Sedimente im Umlagerungsbereich sind umso größer, je weiter seewärts das Material umgelagert wird. Bei einer Umlagerung des Wedeler Baggergutes in den Bereich 1 ist gegenüber dem Bezugszustand mit keiner oder nur mit einer geringen umlagerungsbedingten Änderung der Schadstoffbelastung und der ökotoxikologischen Wirkungen an den Umlagerungsstellen sowie in den nahe gelegenen Sedimentationsbereichen zu rechnen.

Eine Umlagerung in die Bereiche 2 oder 3 führt dagegen mittel- bis langfristig zu einer geringfügigen Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen in den Umlagerungsbereichen und den angrenzenden Sedimentationsgebieten. Damit ist auch ein Anstieg der ökotoxikologischen Belastungen nicht auszuschließen. Die Belastungssituation im Bereich 1 würde sich durch eine Umlagerung auf weiter seewärts gelegene Umlagerungsstellen langfristig wahrscheinlich nicht oder nur geringfügig verbessern.

Da die Sedimentationsgebiete von Bereich 1 bis zum Bereich 4 zunehmend größere Flächen aufweisen, erfolgt bei einer Umlagerung in den Bereich 4 die weiträumigste Verdriftung der Feinanteile bis in die Küstenwatten und die Deutsche Bucht. Aufgrund der größeren Flächen der potenziellen Sedimentationsbereiche im Bereich 4 sowie der häufigen morphodynamisch bedingten Sedimentumlagerungen werden die relativen Konzentrationserhöhungen im Bereich 4 wahrscheinlich geringer ausfallen als in den Bereichen 2 und 3. Jedoch gelangt auch bei einer Umlagerung in den Bereichen 2 oder 3 ein Teil der Schadstofffracht aus dem Baggergut mit zeitlicher Verzögerung weiter seewärts.

Wenn auch Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen und des ökotoxikologischen Potenzials aufgrund der Verdriftung und damit der Verdünnung der Feinanteile des Baggergutes sehr gering ausfallen und messtechnisch wahrscheinlich erst nach längerer Zeit nachweisbar sind, so befinden sich die mit dem umgelagerten Baggergut eingetragenen Schadstoffmengen doch im System und können in Biota akkumulieren und/oder auf Biota wirken. Wahrscheinlich kann eine mögliche umlagerungsbedingte Erhöhung der in den Organismen akkumulierten Schadstoffe bei Umlagerung in die Bereiche 3 und 4 nicht

nachgewiesen oder auf die Umlagerung zurückgeführt werden, da angenommen wird, dass in diese Bereiche eingebrachtes Baggergut weiträumig verteilt wird.

Die mit den Feinanteilen des Baggergutes verbundenen Schadstoffe, die je nach Konzentration ökotoxikologisch wirken können, gelangen bei einer Umlagerung in den Bereich 2 schneller als bei einer Umlagerung im Bereich 1 in die Deutsche Bucht und die See. Noch schneller erfolgt dieser Transport bei einer Umlagerung im Bereich 3 oder im Bereich 4. Auch die Mengen an belasteten Feinanteilen, die die Deutsche Bucht erreichen, werden mit zunehmender Nähe der Umlagerungsstelle zur See größer, da weniger Material in den weiter stromauf gelegenen Sedimentationsgebieten abgelagert und damit dem weiteren Transport entzogen wird. Es ist zu beachten, dass die Vorländer als mögliche Bereiche der Sedimentation und Schadstoffakkumulation auf Grund bislang unzureichender Datenlage nicht in die Bewertungen mit einbezogen wurden.

Hinsichtlich der Schadstoff- und der ökotoxikologischen Belastungen sollte das Baggergut aus dem Bereich Wedel in Bereiche mit ähnlicher Vorbelastung umgelagert werden. So kann die weiträumige Verteilung belasteter Feinsedimente und die Verschlechterung der Sedimentqualität in bisher wenig belasteten Bereichen möglichst gering gehalten werden. Treten als Folge einer Verdriftung belasteter Feinanteile aus dem Baggergut negative Effekte auf Biota auf, so lassen sich die belasteten Sedimente nicht mehr aus den Watten und der Deutschen Bucht entfernen.

Die stromaufwärts gerichtete Verdriftung eines Teils der umgelagerten Feinanteile in Richtung des Entnahmebereiches ist aus Sicht der Schadstoffbelastungen und des ökotoxikologischen Potenzials ohne nennenswerte Auswirkungen auf die Qualität der stromauf des Umlagerungsbereiches liegenden Sedimente. Damit sind die Umlagerungsbereiche wie folgt zu reihen: **1 > 2 > 3 > 4**.

Das kurzfristige ökologische Ziel, eine Zunahme der Belastungen zu vermeiden, ist am ehesten durch die Aufgabe der Umlagerung der belasteten Feinanteile des Baggergutes oder die Beibehaltung der Umlagerung im Bereich 1 zu erreichen. Dem langfristigen Ziel, die Belastungen zu verringern bzw. natürliche Hintergrundbelastungen zu erreichen, kann man sich nur durch die weitgehende Einstellung der Schadstoffeinträge in das Ästuar und in das gesamte Einzugsgebiet der Elbe nähern. Auch die Entnahme hoch belasteter Sedimente aus dem Hamburger Hafen und Aufbereitung von belasteten Sedimenten über die METHA liefert einen Beitrag zur Verringerung der Schadstoffbelastungen.

9.2.4 Makrozoobenthos

Für den größten Teil aller Makrozoobenthosarten in der Tideelbe fehlen genaue Informationen über ihre Toleranz gegenüber Sedimentabdeckung und einen umlagerungsbedingten Einfluss der Trübung auf diese Organismen. Trotzdem lässt sich ein solcher Einfluss grob abschätzen. Im Bereich 1 (bis etwa km 660) kommen vor allem Oligochaeten und Turbellarien vor. Beide Tiergruppen sind typische Vertreter des Sandlückensystems, die aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer hohen Reproduktionsleistung Übersättigungen relativ gut tolerieren sollten, oder aber zu einer schnellen Wiederbesiedelung überschütteter Flächen in

der Lage sind. Da in diesem Bereich bisher keine umlagerungsbedingte Schwebstoffhöhung nachweisbar war (Kapitel 9.2.1), ist auch der Nachweis eines Einflusses auf die dort lebende Fauna unwahrscheinlich. Trotzdem kann ein Einfluss nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden.

Wichtiger in Bezug auf eine Umlagerungsstrategie ist aber die ökotoxikologische Belastung des Sediments, da sie direkt die Fitness der Makrozoobenthosorganismen beeinflusst. Wie in Kapitel 9.2.3 erläutert, steigt bei einer seewärtigen Verbringung des Baggerguts die Differenz zwischen der schon vorhandenen Sedimentbelastung und der Belastung der verbrachten Sedimente. Zwar werden die Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen und des ökotoxikologische Potenzials aufgrund der Verdriftung und der damit verbundenen Verdünnung geringer ausfallen und messtechnisch wahrscheinlich erst nach längerer Zeit nachweisbar sein, aber die eingetragenen Schadstoffmengen können sich trotzdem in den Biota akkumulieren und damit eine negative Wirkung entfalten. Ein Beispiel für diese Wirkungskette ist z. B. die Wirkung von TBT, welches in hohen Konzentrationen im Wedeler Baggergut vorhanden ist. Tributylzinn kann bei einigen Organismen die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen. Zwar ist in der Elbe über die letzten Jahrzehnte einen Trend zu abnehmenden TBT-Konzentrationen zu verzeichnen gewesen aber selbst diese Konzentrationen liegen noch deutlich über der vom BLABAK-TBT-Konzept (Anonymus 2001) angegebenen Wirksamkeitsschwelle von 20 µg TBT/kg in der Gesamtfraktion (Kapitel 6.1.5). Eine Erhöhung der TBT-Belastung in bisher gering belastete Bereiche sollte daher vermieden werden. Die Umlagerung belasteten Wedeler Baggergutes in die Bereiche seewärts von km 660 könnte aber dort zu einer Erhöhung der Belastung mit Schadstoffen führen. Bei einer Verbringung in die Bereiche 2 bis 4 ist eine Schädigung der Fauna dann nicht auszuschließen. Damit sind die Umlagerungsbereiche wie folgt zu reihen: **1 > 2 > 3 > 4**.

9.2.5 Fische

Für die Fischfauna der Tideelbe ist Bereich 1 (zuzüglich stromauf anschließende Elbeabschnitte) von zentraler Bedeutung. Dort befinden sich die Hauptaufwachs- und z. T. auch Laichgebiete der Massenfischart Stint, die den Fischbestand der gesamten Tideelbe stark dominiert und wichtigste Nahrungsgrundlage für zahlreiche Raubfische sowie z. T. auch für Seevögel und marine Säuger (Seehunde) ist. Auch junge Flundern, die in der Tideelbe an der Gewässersohle sehr häufig und somit dort ein sehr wichtiger Bestandteil des Ökosystems sind, konzentrieren sich in Bereich 1. Für die besonders gefährdeten und u. a. nach FFH-Richtlinie zu schützenden Fischarten dient Bereich 1 ebenfalls als Laichplatz und Aufwuchsgebiet (Finte), als ganzjährig besiedelter Lebensraum (Rapfen) oder wegen der zeitweilig geringen Sauerstoffgehalte als Engstelle bei Wanderungen (z. B. Lachs, Fluss- und Meerneunauge).

Zugleich weisen die Fische im Bereich 1 die höchste Empfindlichkeit gegenüber direkten und indirekten Auswirkungen von Umlagerungen auf. Die dort abgelegten bzw. driftenden Fischeier und -larven sind empfindlich gegenüber hohen Schwebstoff- und geringen Sauerstoffgehalten. Sie gelten ebenso als besonders empfindlich gegenüber den im Bereich 1 vergleichsweise hohen Schadstoffgehalten. Schließlich können sich umlagerungsbedingt zunehmende Verlandungen besonders nachteilig auf die in Randbereichen lokalisierten

Laich-, Aufwachs- und, gegenüber dem Hauptstrom, sauerstoffreicheren Rückzugsgebiete auswirken.

Bei Umlagerung in die Bereiche 2, 3 und 4 nehmen die nachteiligen Auswirkungen auf die Verlandung der für den ästuarinen Fischbestand besonders wertvoller Randbereiche sukzessive ab. Die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt nehmen ebenfalls in gleicher Richtung ab bzw. verlieren seewärts ausgeglichenerer Sauerstoffbedingungen an Bedeutung für die Fische. Ferner ist zu berücksichtigen, dass in den Bereichen 2, 3 und 4 zunehmend marine Arten vorkommen. Diese Arten haben meist erheblich größere Verbreitungsgebiete als die ästuarinen Fischarten, so dass mögliche Beeinträchtigungen durch Umlagerungen die Gesamtbestände dieser Arten weniger schädigen können.

Die Schadstoffgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten können bei Umlagerung in den Bereichen 2, 3 und insbesondere 4 in größeren Gebieten geringfügig zunehmen, werden aber gegenüber den Gehalten in Bereich 1, in dem eine geringfügige Entlastung möglich ist, weiterhin zurückbleiben (Kapitel 9.2.3). Aus fischökologischer Sicht ist die evtl. geringere Belastung des elbetypischen und z. T. gefährdeten Fischbestandes in Bereich 1 positiv zu werten. Geringe positive Effekte, z. B. auf die Reproduktion in diesem Gebiet sind u. U. möglich. Demgegenüber sind die Nachteile einer leicht zunehmenden Beeinträchtigung in den Bereichen 2, 3 und 4 klein, da geringere Belastungen als in Bereich 1 erreicht werden, diese vermutlich weit weniger auf Bestandesebene wirksam sind als beispielsweise die Auswirkungen der Fischerei, und überwiegend weit verbreitete und wenig gefährdete Arten betroffen sind. Allerdings bestehen erhebliche Wissensdefizite hinsichtlich der Auswirkungen von Schadstoffen auf Fischbestände (und die Bestände nachgeordneter Glieder der Nahrungskette wie z. B. Seehunde), so dass diese Einschätzung mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet ist.

Die Reihung aus fischökologischer Sicht zu bevorzugenden Umlagerungsbereiche lautet: **4 > 3 > 2 > 1**. In dieser Reihenfolge zeigen die betrachteten Umlagerungsstrategien zunehmend Übereinstimmung mit den in Kapitel 3 genannten Zielsetzungen wie geringen Verlandungstendenzen fischökologisch wichtiger Randbereiche und Vermeidung fischkritischer Sauerstoffmangelsituationen.

9.2.6 Zusammenfassende Bewertung der Szenarien

Für die Schadstoffbelastung, die ökotoxikologischen Belastungen und das Makrozoobenthos sind durch Beibehaltung der Umlagerung im **Bereich 1** keine Änderungen gegenüber dem Bezugszustand zu erwarten und daher die bevorzugte Umlagerungsvariante. Der Transport feststoffgebundener Schadstoffe in Richtung See erfolgt bei geringen bis mittleren Abflussverhältnissen langsam, wobei Teile des umgelagerten Materials auf diesem Weg in den Bereichen 1 bis 4 sedimentieren. Die Materialkreisläufe und damit die Kreislaufbaggerei würden dagegen bei Umlagerungen im Bereich 1 wahrscheinlich aufrecht erhalten und Verlandungstendenzen in den schwach durchströmten Seitenbereichen des Bereiches 1 und 2 begünstigen. Eine verstärkte Verlandung der Nebelben könnte zum Einen zu einer weiteren Zunahme der Flutstromdominanz in diesem Bereich des Ästuars führen. Zum Anderen würde sie den Verlust von Flachwasserbereichen mit positiver Sauerstoffbilanz und hoher Bedeutung als Reproduktionsgebiete der Fischfauna verstärken. Die Belastung des Sauerstoffhaus-

haltes ist bei Umlagerung im Bereich 1 am größten, aber insgesamt sind die Auswirkungen des Umlagerens auf die Sauerstoffgehalte gering. Die Fische weisen im Bereich 1 die höchste Empfindlichkeit gegenüber direkten und indirekten Auswirkungen von Umlagerungen auf.

Eine Umlagerung in den **Bereich 2** mit den höchsten Schwebstoffgehalten und ausreichend hohen Sauerstoffgehalten führt hinsichtlich des Stoffhaushaltes zu den geringsten Beeinträchtigungen. Die Materialkreisläufe im inneren Ästuar könnten damit evtl. bereits verringert werden. Bei Umlagerungen im Bereich 2 wäre eine geringe Erhöhung der Schadstoffbelastungen in diesem Bereich sowie eine leichte Verstärkung und Beschleunigung des seewärtigen feststoffgebundenen Schadstofftransportes anzunehmen.

Insbesondere im Mündungstrichter der Tideelbe, der den **Bereich 3** darstellt, führt die Umlagerung von Wedeler Baggergut aufgrund der hohen natürlichen Morphodynamik sowie der großen Sedimentationsräume zu geringen umlagerungsbedingten Erhöhungen der Sedimentationsraten. Auch die Auswirkungen auf die Fische wären in diesem Bereich geringer als im Bereich 1. Die Umlagerungen würden wahrscheinlich zu einer geringen, aber relativ großräumigen Erhöhung der Schadstoffbelastung in diesem Abschnitt der Elbe und vor allem zu einem beschleunigten und stärkeren Austrag schadstoffbelasteter Feinstoffe in Richtung See führen. Eine Verschlechterung der Belastungssituation wäre, trotz der durch Umlagerung zugeführten umfangreichen Schadstoffmengen, messtechnisch wahrscheinlich erst nach länger erfolgreicher Umlagerung im Bereich 3 nachzuweisen. Durch Verdriftung des umgelagerten Materials sind, wenn auch in noch geringerem Maße, ebenfalls Konzentrationserhöhungen im Bereich 4 zu erwarten. Diese erhöhte Schadstoffbelastung könnte ökotoxikologische Effekte gegenüber der Biozönose zur Folge haben, z. B. über eine verstärkte Bioakkumulation von Schadstoffen, deren Ausmaß derzeit nicht abschätzbar ist. Eine evtl. eintretende Verbesserung der Sedimentqualität im Bereich 1 bei Umlagerung in die seewärtigen Bereiche 3 und 4 ist wahrscheinlich sehr gering, zumal von oberstrom weiterhin schadstoffbelastete Sedimente in den Bereich 1 gelangen.

Die Umlagerung im **Bereich 4** ist aus morphologischer Sicht die beste Lösung und ist auch im Hinblick auf den Sauerstoffhaushalt sowie die Fischfauna ohne größere negative Auswirkungen. Durch umlagerungsbedingte Nährstoffeinträge kann die Primärproduktion der Algengemeinschaft in sehr geringem Umfang gefördert werden, wodurch aber keine unerwünschten Eutrophierungserscheinungen hervorgerufen werden, wie z. B. eine Verschiebung der Artenzusammensetzung oder Sauerstoffmangel aufgrund des bakteriellen Abbaus der abgestorbenen pflanzlichen Biomasse. Die Verbringung des Wedeler Baggergutes in den Bereich 4 würde vor allem zu einer geringen, aber nachhaltigen Verschlechterung der Schadstoffbelastung und der ökotoxikologischen Belastungen beitragen und entsprechende Auswirkungen auf das Makrozoobenthos bedingen. Es ist eine großräumige Verteilung der durch die Umlagerungen erhöhten Schadstoffmengen in die Küstenwatten und die Deutsche Bucht anzunehmen, die dort langfristig verbleiben und nicht dem Leitbild für Schadstoff- und ökotoxikologische Belastungen entspricht.

9.2.7 Bewertung aus rechtlicher Sicht

FFH: Da die Umlagerungen in bzw. in unmittelbarer Nähe zu Natura 2000- bzw. Schutzgebieten erfolgen, können die morphologischen Veränderungen, Schadstoff- und ökotoxikolo-

gische Belastungen, Überdeckung sowie Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes sich direkt bzw. indirekt auf den Erhaltungszustand der Gebiete auswirken. Die Bereiche 1 bis 3 sind flächendeckend mit FFH-Gebieten abgedeckt, im Bereich 4 sind zwar die Fahrrinne und die Hänge ausgespart, die erwarteten Wirkungen von Umlagerungen strahlen aber deutlich in die Watten und damit in die angrenzenden Schutzgebiete aus. Ein Ranking für die Umlagerungsbereiche kann auf dieser Basis nicht abgeleitet werden, da bei allen Umlagerungsszenarien Beeinträchtigungen auf den günstigen Erhaltungszustand der nach FFH-RL geschützten Lebensraumtypen und Arten in den Natura 2000-Gebieten nicht auszuschließen sind.

WRRL: Eine Einschätzung aus Sicht von WRRL-Themen ist erschwert, da die Bewertungsverfahren noch nicht abgestimmt sind und Bewirtschaftungsmaßnahmen/-pläne noch nicht vorliegen. Trotzdem hat eine Einschätzung auf der Basis der bisherigen Umsetzung der WRRL sowie der vorliegenden Einstufungen und diskutierten Verfahren ergeben, dass für keine Qualitätskomponente eine Verschlechterung nach WRRL, d. h. eine Schlechterstellung um eine Stufe, zu erwarten wäre. Eine Ausnahme stellt das Makrozoobenthos dar, für welches eine Einschätzung derzeit nicht möglich ist.

HABAB/K: Die Beurteilung nach HABAB ergibt für das Umlagern in den Bereichen 1 und 2 bis km 683 (Ende Geltungsbereich) nur Überschreitungen des RW1, die eine Einzelfallbetrachtung erfordern. Die Umlagerung seewärts im Bereich 2 sowie in den Bereichen 3 und 4 ist nach HABAK nur mit aufwändiger Auswirkungsprognose möglich.

Fazit: Nach FFH ergibt sich keine Reihung, da die Bereiche 1 bis 4 in der Tideelbe fast durchgehend als Schutzgebiete ausgewiesen sind. Die Einschätzung nach WRRL bleibt offen, möglicherweise ist die Umlagerung in Richtung See aufgrund von möglichen Reaktionen des Makrozoobenthos eher kritischer zu werten, dies kann derzeit aber nicht ausreichend konkret prognostiziert werden. Nach HABAK ist der Bereich 2 seewärts von km 683 sowie die Bereiche 3 und 4 als kritisch für die Umlagerung von Wedeler Baggergut einzustufen.

9.3 Handlungsoptionen zur Optimierung der Baggergutverbringung aus ökologischer Sicht unter Berücksichtigung der Randbedingungen

9.3.1 Fazit

Die Auswahl eines optimalen Umlagerungsbereiches setzt eine Festlegung des Zieles voraus, das mit einer Umlagerungsstrategie erreicht werden soll. Für die Nutzung als Schifffahrtsstrasse ist die Aufrechterhaltung der Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs die vorrangige Randbedingung. Die vorliegende Studie soll Grundlagen zur Optimierung der Verbringung von Baggergut aus dem Raum Wedel aus ökologischer Sicht unter Berücksichtigung dieser Randbedingung bereitstellen. Insbesondere soll ein Beitrag der Baggergutumlagerungen zu negativen Entwicklungen des Transportregimes der Tideelbe und zu ökologischen Auswirkungen möglichst gering gehalten werden.

Unabhängig von dem gewählten Verbringungsereich ist hinsichtlich eines nachhaltigen Sedimentmanagements zu überprüfen, ob bei zukünftigen Ausbauzuständen der Tideelbe die Annahmen zu den Transportwegen des Materials noch Bestand haben. Wie der vergangene Ausbau der Tideelbe für den Stromauftransport der feinkörnigen Feststoffe zeigte, haben Ausbaumaßnahmen im Vergleich zum Umlagern von Baggergut oft deutlich stärkere Auswirkungen auf das hydrologisch-morphologische System zur Folge.

Für die Bearbeitung wurde das System Tideelbe stromab von Wedel auf der Basis seiner Charakteristika in vier Bereiche unterteilt. Für die festgelegten Bereiche wurden die durch die Umlagerungen hervorgerufenen Auswirkungen prognostiziert und es wurde geprüft, inwieweit diese die in Kapitel 3 formulierten Ziele der einzelnen Schutzgüter beeinträchtigen. Die vergleichenden Betrachtungen (Kapitel 9.2) zeigen, dass unter den z. Zt. in der Tideelbe bestehenden Bedingungen bei allen Umlagerungsszenarien für einzelne fachliche Leitbilder eine Verschlechterung des Zustandes zu erwarten ist.

Unter Berücksichtigung der verschiedenen Vor- und Nachteile für die einzelnen Fachaspekte stellt die Umlagerung in den Bereich 3 einen Kompromiss dar. Die Lage des ausgewählten Bereiches wird durch die Feststoffdynamik mitbestimmt. Das Baggergut sollte seewärts der Trübungszone umgelagert werden, da dadurch u. U. der Baggerkreislauf reduziert werden kann. Dieser Kompromiss beinhaltet aber auch für verschiedene Fachaspekte, wenn auch z. T. nur geringfügige positive Effekte durch die Aufgabe der WSV-Umlagerung in der Nähe des Baggerbereiches. Die Umlagerung in Bereich 3 hätte zudem den Vorteil, dass kein weiterer umlagerungsbedingter Anstieg der Baggermengen zu erwarten ist, der negative Effekte für verschiedene Fachaspekte zur Folge haben würde (siehe Kapitel 7.3) Nur für den Sauerstoffhaushalt stellt die Umlagerung in den Bereich 3 und zugleich in den Bereich 2 die beste Umlagerungsalternative dar.

Zur Auswahl des Bereiches 3 haben im Detail folgende Überlegungen geführt:

Eine Verbringung des Baggergutes in den Bereich 3 stellt eine Möglichkeit dar, das derzeit bestehende Transportregime der Tideelbe mit Sandverlusten im Mündungstrichter und Anreicherungen feinen Materials im Raum Wedel/Hamburg zu verbessern, ohne die natürlichen Stoffkreisläufe (Sauerstoff, Nährstoffe) stark zu beeinträchtigen. Dabei wäre allerdings eine Zunahme der Schadstoff- und der ökotoxikologischen Belastungen in Kauf zu nehmen. Eine permanente zunehmende Anreicherung von Schwebstoffen und resuspendierbarem Material im Bereich 3 sollte vermieden werden.

Auch dem ökologischen Ziel, eine umlagerungsbedingte Belastung des Sauerstoffhaushalts weitgehend zu vermeiden, kann durch die Verbringung des Baggergutes in den Bereich der Tideelbe, in dem die Trübungszone seewärts ausklingt, d.h. im Bereich 3, entsprochen werden. Umlagerungsbedingte Auswirkungen auf die Sauerstoffgehalte können durch den stabilen Sauerstoffhaushalt ausgeglichen werden. Auch Nährstoffhaushalt und Primärproduktion würden nicht maßgeblich beeinträchtigt. Die Beeinträchtigung der Fischfauna würde bei Umlagerung des Wedeler Baggergutes in den Bereich 3 ebenfalls geringer als bei Umlagerung in den Bereich 1 und 2 ausfallen.

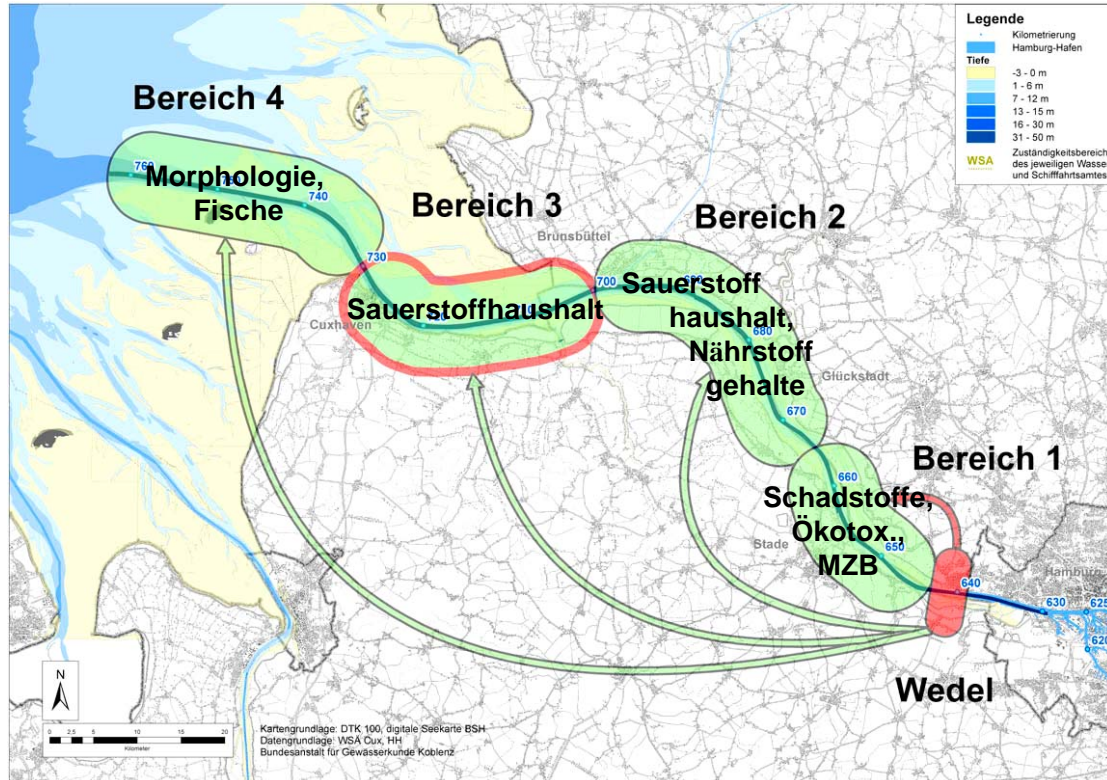


Abbildung 9-1: Lage der betrachteten Umlagerungsbereiche 1 - 4 für Wedeler Baggergut mit einer Empfehlung (rot umrandet). Dargestellt sind für jeden betrachteten Fachaspekt Bereiche mit den jeweiligen geringsten Auswirkungen im System.

Wird das Baggergut in den Bereich 3 verbracht, der sich seewärts der Trübungszone befindet, ist damit zu rechnen, dass weniger Material - insbesondere bei Umlagerung zu Zeiten hohen Abflusses aus dem Binnenland – an den Entnahmeort zurück verdriftet und die Menge an Schwebstoffen, die für morphologische Prozesse zur Verfügung steht, im Bereich 1 und dem Baggerbereich Wedel sowie in der Delegationsstrecke abnimmt. Bei einer Verbringung des Wedeler Baggergutes in den Mündungstrichter stromab von km 700 kann zudem der Sandanteil des verbrachten Baggergutes, der im Mittel etwa 60 % ausmacht, dazu beitragen, der Erosionstendenz in einigen Bereichen des Mündungstrichters entgegenzuwirken.

Das außerdem aus ökologischer Sicht bestehende Ziel, eine Erhöhung der derzeitigen Schadstoffkonzentrationen und des ökotoxikologischen Potenzials aufgrund von Umlagerungen zu vermeiden, wird bei einer Verbringung des Baggergutes aus Wedel seewärts der Trübungszone jedoch nicht erfüllt. Mit einer Umlagerung in den Bereich 3 würden größere Mengen an Schadstoffen schneller als bisher in die derzeit gering belasteten Bereiche 3 und 4 gelangen, in die Küstenwatten und die Deutsche Bucht verdriften und zu einer wahrscheinlich geringen, aber weiträumigen Erhöhung der Belastung führen. Die großräumige Verteilung in die Deutsche Bucht wird aber als geringer als bei einer Umlagerung in Bereich 4 eingeschätzt.

9.3.2 Mögliche Optimierungen der Verbringungsstrategie

Die Optimierung der Umlagerungsszenarien bezüglich der Ökologie mit der gleichzeitigen Randbedingung, die Schifffahrt wirtschaftlich aufrecht zu erhalten und zu sichern, kann auch durch Berücksichtigung natürlicher, das Systemverhalten beeinflussende Faktoren, erfolgen bzw. noch verstärkt werden. Doch wie in Kapitel 9.3.1 beschrieben, führt auch diese Optimierung bzgl. der Schadstoff- und ökotoxikologischen Belastungen zu Verschlechterungen, da der seewärtige Transport verstärkt wird.

Um sowohl die positiven Effekte für das Transportregime, den Schwebstoff- und Stoffhaushalt und die Fische nutzen zu können als auch die Belastung der empfindlichen Watten durch Schadstoffe möglichst gering zu halten, sind weitergehende Alternativen erforderlich.

Umlagern bei hohem Oberwasserabfluss

Unabhängig davon, in welchem Bereich der Tideelbe umgelagert wird, sollten die hydrologischen und meteorologischen Randbedingungen berücksichtigt werden, die die Verdriftung und den Verbleib des Baggergutes beeinflussen. Um den Stromauftransport im Bereich 1 zu minimieren, könnte bei hohen Oberwasserabflüssen, bei Ebbestrom sowie während einer Nipphase umgelagert werden. So könnte der Schwebstoffaustrag aus dem Tidefluss maximiert und die Verlandung der Nebelben im Flussschlauch (Bereiche 1 und 2) verringert werden. Bei diesen Rahmenbedingungen kann auch aus morphologischer Sicht im Bereich 1 umgelagert werden. Mit der Maximierung des Feststofftransportes in Richtung See ist aber auch eine Verstärkung des Schadstofftransportes verbunden.

Erfolgen die Umlagerung bei niedrigen Wassertemperaturen ($< 15\text{ C}^\circ$), können die mikrobiellen Sauerstoffzehrungsraten verlangsamt und so die Belastung für den Sauerstoffhaushalt minimiert werden. Diese Randbedingung ist in der Tideelbe zumeist in den Monaten November bis Februar, in denen gehäuft hohe Oberwasserabflüsse auftreten, erfüllt.

Entnahme der Feinkornfraktion

Dem Vorteil einer Verbringung des Baggergutes in den äußeren Mündungstrichter steht vor allem die Schadstoffbelastung des Feinmaterials entgegen, die negative Auswirkungen auf verschiedene Schutzgüter haben kann.

Durch eine Entnahme der Ton- und Schlufffraktion des Baggergutes aus dem Gewässer würde die größte Verbesserung gegenüber der derzeitigen Umlagerungspraxis erzielt werden, da so die großräumige Verteilung der Schadstoffbelastung im System reduziert und die Sandfraktion gezielt genutzt werden könnte. Auch die ortsfeste Unterbringung entweder des gesamten Baggergutes oder der belasteten Feinfraktionen im Gewässer oder Entnahme aus dem Gewässer würde die Gefahr, dass sich belastetes Baggergut großräumig in bisher gering belastete Bereiche verteilt, stark vermindern. Bei der Festlegung des gesamten Baggergutes würde allerdings der zur Stabilisierung des Mündungstrichters benötigte Sandanteil verloren gehen.

Mit Hilfe wasserbaulicher Maßnahmen, wie z. B. der Schaffung einer Schwebstoffsenske im limnischen Teil des Ästuars, könnte evtl. eine gezielte Abtrennung der schadstoffbelasteten Ton- und Schlufffraktion erreicht werden, die dann untergebracht werden könnte.

Verringerung der Schadstoffeinträge

Eine überwiegend durch morphodynamische und wirtschaftliche Aspekte gesteuerte Umlagerung des Baggergutes wäre auch möglich, wenn sichergestellt wird, dass sich die Schadstoffbelastung der Feinanteile den natürlichen Hintergrundwerten nähert. Dazu müssten gezielte Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffeinträge in die Tideelbe forciert werden. Dabei sind auch Maßnahmen vorzusehen, die den Eintrag bisher nicht regelmäßig überwachter Schadstoffe reduzieren bzw. vermeiden.

9.4 Untersuchungsbedarf

Wenn ein oder mehrere Umlagerungsbereiche ausgesucht sind, so sollten im Rahmen der detaillierteren Planung eine Auswirkungsprognose und ein Monitoring nach den Vorgaben der HABAK-WSV erfolgen und Belange nach WRRL und FFH betrachtet werden. Es sind dabei u. a. die Lage gegenüber der sich in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses ändernden Salzgehalte und der Trübungszone eingehender zu analysieren. Zudem sollten Langzeit-Modellrechnungen zum Verbleib des Materials durchgeführt werden. Die kontinuierliche Überwachung der Parameter Trübung und Sauerstoff im Nahfeld der Umlagerungen ist notwendig, um die Hintergrundwerte dieser Parameter und umlagerungsbedingte Veränderungen zu erfassen.

Zum kausalen Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastungen und ökotoxikologischen Wirkungen sowie den beeinflussenden Faktoren gibt es für den Bereich der Tideelbe bisher wenige Informationen. Insbesondere umfangreiche Meso-/Makrokosmosuntersuchungen oder Freilanduntersuchungen fehlen. Hier besteht langfristig Untersuchungsbedarf. Weitergehende Untersuchungen sollten auch die Besiedlung der Sedimente mit einbeziehen (TRIAD-ANSATZ). Diesbezügliche Untersuchungen der Zusammenhänge von Schadstoffbelastungen, Ökotoxikologie und Besiedlung der Sedimente, wie sie z. B. von Hollert et al. (2002) mit dem TRIAD-ANSATZ aufgezeigt werden, sollten auch für Ästuarie wie die Tideelbe intensiviert werden.

Für eine Bewertung der Auswirkung von Umlagerungen auf Makrozoobenthos, die auch die Nebenebenen berücksichtigt, sind Untersuchungen in diesen Bereichen erforderlich. Zusätzlich ist die Untersuchung der Nahrungsnetze in der Tideelbe nötig, um ein besseres Prozessverständnis zu erlangen und so auch potentiell relevante Schadstoffanreicherungen in der Nahrungskette besser beurteilen zu können.

Um einen sicheren Zusammenhang zwischen Umlagerung und der Verdriftung von Feststoffen sowie der Schadstoffmobilisierung herstellen zu können, sind gezielte Untersuchungen begleitend zu größeren Umlagerungsaktivitäten erforderlich. Dabei sollte auch das Ausmaß und die Reichweite der Auswirkungen auf die Schadstoffbelastungen und ökotoxi-

kologischen Belastungen durch ein Monitoring im Umlagerungsbereich und in ausgewählten Sedimentationsbereichen erfasst werden.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht bei der Erfassung der großräumigen Schwebstoffdynamik. Einen Schwerpunkt sollte dabei die Analyse der Aufenthaltsdauer der feinkörnigen Feststoffe in der Trübungszone und damit eng verbunden auch eine über die derzeitigen Ansätze hinausgehende Bilanzierung der Schwebstoffmengen darstellen. Da dies jedoch auf Grund der starken räumlichen und zeitlichen Schwankungen der Schwebstoffkonzentrationen mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist, sollten zusätzlich Volumenbilanzierungen auf der Basis von Vermessungen der Topographie zum besseren Verständnis des Sedimenttransportverhaltens durchgeführt werden.

Untersuchungen zur Deposition und Erosion von Feststoffen und den daran gebundenen Schadstoffen in Sedimentationsbereichen wie Wattbereichen, Nebeneiben, aber auch Vorländern sollten durchgeführt werden, da diese Bereiche zudem einen Einfluss auf den Fest- und Schadstofftransport haben.

10 Literatur

ABRIL, G.; ETCHEBER, H.; LEHIR, P.; BASSOULLET, P.; BOUTIER, B.; FRANKIGNOULLE, M. (1999): Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnol. Oceanogr.*, 44(5): S. 1304-1315.

ACKERMANN, F. (1998): Dynamik der Schwermetallbelastung in feinkörnigen Sedimenten und Schwebstoffen im Tidebereich von Ems, Weser und Elbe. BfG-1188, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

ACKERMANN, F. (2006): Trace metals as indicators for the dynamics of suspended particulate matter in the tidal reach of the River Elbe. Förstner, Kapitel 7.6.

ACKERMANN, F.; SCHUBERT, B.; KREBS, F. (2002): Bewertung der Schadstoffbelastung und ökotoxikologischen Wirkungen bei Baggergut-Umlagerungen im Rahmen von Neubau- und Ausbaumaßnahmen in Bundeswasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Jahresbericht 2001/2002.

ANONYMUS (2001): Konzept zur Handhabung von Tributylzinn (TBT)-belastetem Baggergut im Küstenbereich. Vereinbarung zwischen den Bundesministerien für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen und Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie den für Umwelt bzw. Verkehr zuständigen Landesministerien der Länder Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein, Dezember 2001.

ARGE ELBE (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe von Schnackenburg bis zur See. Hamburg, 98 S.

ARGE ELBE (1992): Salzgehalts- und Trübungsverhältnisse in dem oberen Brackwasser-gebiet der Elbe. Wassergütestelle Elbe, Riedel-Lorje et al., Juli 1992.

ARGE ELBE (2001): Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius) reticulata* (Gastropoda: Prosobranchia).

ARGE ELBE (2002): Typisierung des Übergangsgewässers in der Flussgebietseinheit Elbe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.arge-elbe.de>.

ARGE ELBE (2004a): Sauerstoffhaushalt der Tideelbe, 7 S.

ARGE ELBE (2004b): Die Trübungszone in der Tideelbe - Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung. Wassergütestelle Elbe, Michael Bergemann.

ARGE ELBE (2004c): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - Koordinierungsraum Tideelbe - Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II/Anhang IV der WRRL) des Tideelbestroms. C-Bericht, 49 S. und Anhang.

ARGE ELBE (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie. Konzept zur Überwachung des Zustands der Gewässer - Bearbeitungsgebiet Tideelbestrom (C-Ebene), Stand: 17.10.2005.

- ARGE ELBE (2006a): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafel, 2005.
- ARGE ELBE (2006b): Jahresfrachten der Elbe von 1985 bis 2006. Persönliche Mitteilung von Herrn Bergemann.
- ARGE ELBE (2006c): Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring).
- ARGE ELBE (2007a): Schadstoffgehalte in Sediment- und Schwebstoffproben im Längsverlauf der Elbe (1986 bis 2005 bzw. 1995 bis 2005). Persönliche Mitteilung von Herrn Bergemann.
- ARGE ELBE (2007b): Elbe. Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe): Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes, Entwurf mit Stand vom 22.01.2007, 16 S.
- ARNDT, G.-M. (1998): Stand und Perspektiven der Bemühungen zur Wiedereinbürgerung des Störs *Acipenser sturio* L. unter besonderer Berücksichtigung der Zusammenarbeit mit Georgien und Frankreich und der laufenden Aktivitäten in Mecklenburg-Vorpommern. Fisch und Umwelt Mecklenburg Vorpommern e. V., Jahreshaft 1997/1998, S. 4-25.
- BAUR, W. H.; RAPP, J. (1988): Gesunde Fische. Parey, Hamburg/Berlin, 238 S.
- BAW (1996): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, MATERIALBAND I - Zusammenfassendes Gutachten Hydromechanik. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg, Nov. 1996.
- BAW (2003): Tätigkeitsbericht der Bundesanstalt für Wasserbau. Kap.4 „Wasserbau im Küstenbereich“, S. 59-69.
- BAW (2005): Untersuchung des Sedimenttransportregimes in der Unterelbe als Grundlage für die Optimierung der Baggerstrategie für den Hamburger Hafen. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg, 205 S.
- BAW (2006): Anpassung an die Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt - Gutachten zur ausbaubedingten Änderung der morphodynamischen Prozesse. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg, 102 S.
- BAW (2007): WSV Sedimentmanagement-Systemanalyse Elbe - Gutachten zu Simulation und Analyse der Verdriftung von Baggergut. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg, Nr. A39550310069, 09.08.2006, mit Ergänzungen 12. Juli 2007.
- BECKER, A.; KIRCHESCH, V.; BAUMERT, H. Z.; FISCHER, H.; SCHÖL, A. (2006): Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river, River research and application.
- BERGEMANN, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 39, 1995, H 4/5, S. 134-137.
- BERGEMANN, M. (2004): Gewässergütebericht der Elbe 2003. ARGE ELBE, Hamburg, Download der pdf-Datei unter <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/03Guetebericht.pdf>, 30 S.

BERGEMANN, M.; STACHEL, B. (2004): Gewässergütebericht der Elbe 2002. ARGE ELBE, Hamburg, Download der pdf-Datei unter <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/02Guetebericht.pdf>, 24 S.

BERICHT ZUR BEWEISSICHERUNG (2005): Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffe. Teil A - Textband.

BERTSCH, W.; SEEHAUS, H.-M. (2002): Einsatz von Schlackensteinen im Wasserbau - Bewertung der Ergebnisse von Ring-, Trog- und Perkolationsversuchen in: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 46, S. 12-24.

BEWEISSICHERUNGSDATENBANK TIDEELBE: <http://www.bs-elbe.de/html/Main-Seite/Beweissicherungsdatenbank/index.html>. Stand August 2007.

BFG (1995): Untersuchung der Einbringung von Baggergut aus dem Bereich der Schleuse Brunsbüttel in die Außenelbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-0874.

BFG (1999a): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV). 2. überarbeitete Fassung, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1100.

BFG (1999b): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Außenweser, 2 Bd., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1146.

BFG (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV). 2. überarbeitete Fassung, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1251.

BFG (2001): BfG-Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung; Anlage zum Leistungskatalog Teil 5 der AVEU 5/94: „Gewinnung sowie physikalische, chemische und biologische Untersuchung von Eluaten und Porenwässern“. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, März 2001.

BFG (2002a): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe (Ökologische Potenzialanalyse), Teil 1. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1346.

BFG (2002b): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe Teil 2 - Konkretisierung von Maßnahmen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1388.

BFG (2002c): HABAK-WSV-Untersuchungen im Ems-Ästuar, Klappstelle Borssum. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1348, 48 S.

BFG (2004a): Feststofftransport und Flussbettentwicklung an der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1431.

BFG (2004b): Methode der Umweltrisikoeinschätzung und FFH-Verträglichkeitseinschätzung für Projekte an Bundeswasserstraßen. Ein Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-Mitteilungen Nr. 26, Mai 2004.

BFG (2005): Abschätzung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn, Zwischenbericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1472.

BFG (2006a): Untersuchung von Bagger- und Umlagerungsbereichen in Unter- und Außenelbe in Anlehnung an HABAK/HABAB-WSV. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1373.

BFG (2006b): Die Elbevertiefung 1999 - Ökologische Zusammenhänge zu Sauerstoffhaushalt und Sedimentdynamik. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1523.

BfG (2007): Prüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn - im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe, Zwischenbericht 2006. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1554.

BFG; WSA EMDEN (2000): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Emsästuar, Zwischenbericht zu den Klappstellen 5, 6, 7. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1254.

BFG; WSA EMDEN (2001): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Emsästuar, Klappstellen 1 bis 7. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1329, 111 S. und 28 Anl.

BFG; WSA WILHELMSHAVEN (2003): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1349, 103 S.

BIJKERK, R. (1988): Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek rdd , aquatic ecosystems, Groningen, 72 S.

BIOCONSULT (1997a): Methodenvergleich zur Beprobung von Makrozoobenthos in Unter- und Außenelbe. Gutachten i. A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 40 S.

BIOCONSULT (1997b): Faunistische Erhebungen (Makrozoobenthos) und Bewertungen in den Bereichen Wischhafener Fahrwasser und Hahnöfer Nebelbe/Mühlenberger Loch (Unterelbe). Gutachten i. A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 70 S.

BIOCONSULT (2001): BfG Ästuarmonitoring 1999 in Ems, Jade, Weser und Eider. Gutachten i. A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 143 S.

BIOCONSULT (2002): BfG Ästuarmonitoring 2001 in Ems, Jade, Weser und Eider. Gutachten i. A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 60 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2003): BfG Ästuarmonitoring 2002 in Ems, Jade, Weser und Eider. Gutachten i. A. der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 62 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2004a): Beweissicherung Außenelbe 2003, Jahresergebnisse 2003. Gutachten i. A. des WSA Hamburg, Polykopie, Bremen, 122 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2004b): Beweissicherung Fahrrinnenanpassung 2003 - Fahrrinne Unterelbe (km 647-653). Jahresergebnisse 2003 und interannueller Vergleich 1998-2003. Gutachten i. A. des WSA Hamburg, 60 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2004c): Beweissicherung Fahrrinnenanpassung 2003 - Baggergutablagerungsfläche Twielenfleth, Unterelbe. Jahresergebnisse 2003 und interannueller Vergleich 1998-2003. Gutachten i. A. des WSA Hamburg, 58 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2004d): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich verschiedener Klappstellen der Unter- und Außenelbe, Band 1. Komplett Auswertung HABAK/HABAB Elbe 2002/2003. Gutachten i. A. des WSA Hamburg, 249 S.

BIOCONSULT (2004e): Monitoring des Zoobenthos im Einbringungsbereich von Hamburger Baggergut bei Neßsand in der Unterelbe. Gutachten i. A. der Freien und Hansestadt Hamburg. 111 S. und Anhang.

BIOCONSULT (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Projektbericht i. A. von Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

BIOCONSULT (2007): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Ems-Dollart-Ästuar. Stand der Entwicklung der Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten im Dezember 2007. Unveröffentlichter Berichtsentwurf i. A. des NLWKN Brake-Oldenburg, Bremen, S. 56.

BLOHM, H.-P.; GAUMERT, D.; KÄMMEREIT, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. Binnenfischerei in Niedersachsen 3, 90 S.

BMVBW (2005): Grundsätze für das Fachkonzept der Unterhaltung der Elbe zwischen Tschechien und Geesthacht. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen, Bonn.

BÖHLICH, M. (2003): Tidedynamik der Elbe, Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau.

BORJA, A.; FRANCO, J.; PEREZA, V. (2000): Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. Marine Pollution Bulletin, Bd. 40, Nr. 12, S. 1100-1115.

BOS, A. R. (1999): Tidal transport of flounder larvae (*Pleuronectes flesus*) in the Elbe River. Germany, Arch. Fish. Mar. Res. 47 (1), S. 47-60.

BROSSE, L. (2003): Caractérisation des habitats des juvéniles d'esturgeon européen, *Acipenser sturio*, dans l'estuaire de la Gironde: Relations trophiques, hiérarchisation et vulnérabilité des habitats. Doktorarbeit: Université Paul Sabatier, Toulouse, 258 S.

BRUMM-SCHOLZ, M.; FIORINO, P.; IDE, I.; LIEBE, S.; OEHLMANN, J.; STROBEN, E.; WATERMANN, B. (1994): Durch Organozinnverbindungen (TBT) aus Unterwasseranstrichen hervorgerufene Schäden bei der Strandschnecke (*Littorina littorea*). In: Lozan, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; Westernhagen von, H.; Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer: wissenschaftliche Fakten. Blackwell 1994, Berlin/Oxford, ISBN 3-8262-3025-0, S. 159-163

BSU, NDS. MU; MUNL-SH (2004): Bericht über die Umsetzung der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im Koordinierungsraum Tideelbe (B-Bericht). Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg (BSU), Niedersächsisches Umweltministerium (Nds. MU), Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein (MUNL-SH) (Hrsg.), <http://fgg-elbe.de>, S. 60.

BULGER, A. J.; HAYDEN B. P.; MONACO, M. E.; NELSON, D. M.; MCCORMICK-RAY, M. G. (1993): Biologically-Based Estuarine Salinity Zones Derived from a Multivariate Analysis - Estuaries. Bd. 16 (2), S. 311-322.

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, Bonn-Bad Godesberg, 434 S.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE BEWEISSICHERUNG (1995): Ausbau der Unter- und Außenelbe zur Herstellung der Fahrwassertiefe von 13,5 m unter Kartennull, Strömungsmessungen in den Nebeneiben. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, 26 S.
- BURGUN, V. (2005): Eléments de connaissance de l'aspe *Aspius aspius* (Linné, 1758) du bassin Rhin-Meuse. Rapport de Conseil Supérieur de la Peche, 58 S.
- CAMERON, P.; BERG, J.; WESTERNHAGEN VON, H.; DETHLEFSEN, V. (1990): Missbildungen bei Fischembryonen der südlichen Nordsee.. In: Lozán, J. L., Lenz, W.; Rachor, E., Watermann, B.; Westernhagen von, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey; Berlin/Hamburg, S. 281-294.
- CASPERS, H. (1949): Ökologische Untersuchungen über die Wattentierwelt im Elbeästuar. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft; 12/1948; Stuttgart 1949.
- CASPERS, H. (1954a): Biologische Untersuchungen über die Lebensräume der Unterelbe und des Vormündungsgebiets der Nordsee. Mitt. Geol. Sataatsinst. Hamburg, Heft 23, S. 76-85.
- CASPERS, H. (1954b): Biologie der Brackwasserregionen im Elbe-Ästuar. Verh. Int. Ver. Limnol. 13, S. 687-698.
- CASPERS, H. (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur (The Venice System). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 44, S. 313-316.
- CASPERS, H. (1984): Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbeästuars - Untersuchungen im „Mühlenberger Loch“ in Hamburg. Archiv für Hydrobiologie, Suppl.-Bd. 62, Heft 5, S. 509-542.
- CHRISTIANSEN, H. (1987): Verhalten von Schlick und Schwebstoffen in Ästuaren (KFKI Projekt). KFKI Abschlussbericht, Anhang BD 2, Hamburg.
- CHRISTIANSEN, H. (1996): Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Feststofftransport der Tideelbe. Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenanbau, Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 7.
- DAU, K.; BILDSTEIN, T.; SCHULZE, S.; BRANDT, T.; HEIN, M.; VECKENSTEDT, J. (2006): Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle E3. Bestandsentwicklung nach zwei Umlagerungsphasen. Entwurf, BIOCONSULT-Gutachten im Auftrag der Hamburg Port Authority, 104 S.
- DAUVIN, J.-C.; RULLET, T.; DESROY, N.; JANSON, A.-L. (2007): The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. Marine Pollution Bulletin 55, S. 241-257.
- DGJ (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch): Elbegebiet, Teil III, Jahrgänge 1949 bis 2003, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Hamburg Port Authority (Hrsg.).
- DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. (2001): Overview of Antropogenically-Induced Hypoxic Effects on Marine Benthic Fauna. Rabalais, N.; Turner, R. (Hrsg.), Coastal Hypoxia:

Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58, American Geophysical Union, Washington D. C., ISBN 0-87590-272-3 (2001), 460 S.

DIERCKING, R.; WEHRMANN, L. (1991): Artenschutzprogramm Fische und Rundmäuler in Hamburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg 38, 126 S.

DIETRICH, G.; KALLE, K.; KRAUSS, W.; SIEDLER, G. (1975): Allgemeine Meereskunde - Eine Einführung in die Ozeanographie, 3. Auflage. Gebr. Bornträger, Berlin/Stuttgart, S. 593.

DIETRICH, G.; KALLE, K.; KRAUSS, W.; SIEDLER, G. (1992): Allgemeine Meereskunde - Eine Einführung in die Ozeanographie. 3. neubearb. Aufl.. Gebr. Borntraeger, Stuttgart, S. 593.

DIN 4049-3: 1994-10: Deutsche Norm, Hydrologie, Teil 3. Begriffe zur quantitativen Hydrologie.

DRENKELFORT, C. (1994): Verbreitung und Nahrungsökologie der 0-Gruppen-Flundern (*Pleuronectes flesus* (L.)) in der Tideelbe.

EC (2007): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Exemptions to the Environmental Objectives under the water Framework Directive allowed for new modifications or new sustainable human development activities (WFD Article 4.7). Policy Paper, <http://forum.europa.eu.int/public/irc/env/wfd/library>

EG (DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN) (1992): Richtl. 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften, Reihe L 206, S. 7-50.

EICHWEBER, G. (2005): Integration von wasserbaulichen und ökologischen Zielsetzungen. Beitrag zur BUND Veranstaltung „Tide-Elbe: Naturraum oder Wasserstraße?“ Hamburg.

EICHWEBER, G. (2006a): Aspekte einer zukünftigen/veränderten Umlagerungsstrategie an der Tideelbe. Vortrag beim Symposium am 6./7. November 2006 in Hamburg, Integration von verkehrlicher Nutzung und Umweltzielen an der Tideelbe.

EICHWEBER, G. (2006b): State of knowledge on sediment budgets, transport processes, dredging strategies and river engineering in the Elbe estuary, WSD Nord, Kiel, Mai 2006.

ELLIOTT, M.; DEWAILLY, F. (1995): The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Neth. J. of Aquatic Ecology* 29, S. 397-417.

EPER: Europäisches Schadstoffemissionsregister, www.home.eper.de.

ERNST, A. (1998): Tonminerale in Schwebstoffen und schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe. Dissertation an der Ruprecht-Karls-Universität in Heidelberg, Mai 1998.

ESSINK, K. (1993): Ökologische Folgen von Baggern und Verklappen von Baggergut im Ems-Dollart-Ästuar und im Wattenmeer (Übersetzung von D. O. Stehen, WSA Emden, 1997). *Baghwad Produkt* 42, Schlussbericht des Projektes Baghwad 3, Bericht DGW-93.020, (Original in Niederländisch, 64 S., 1993 in Haren erschienen), 57 S.

ESSINK, K. (1996): Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos. Eine Übersicht der niederländischen Untersuchungen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-Mitteilung 11, S. 12-17.

FENT, K. (1998): Ökotoxikologie-Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York, 1998.

FFH (1998): Handlungskonzept Umlagern; Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Stromelbe. Vereinbarung des Handlungskonzeptes erarbeitet von der Behörde für Wirtschaft - Strom und Hafenbau - und der Behörde für Umwelt und Gesundheit - Amt für Umweltschutz, Gewässer- und Bodenschutz, Oktober 1998.

FHH (2005): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Zusammenfassender Bericht über die Hamburger Bearbeitungsgebiete. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Freie und Hansestadt Hamburg, 31.01.2005.

FIEDLER, M. (1983): Nahrungsuntersuchungen an Elbfischen. Diplomarbeit am Institut für Meereskunde der Universität Kiel, 53 S.

FREDERICH, F. (2003): Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. J. Appl. Ichthyol. 19 (5), S. 294-302.

FREYHOF, J.; SCHÖTER, C. (2005): The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. Journal of Fish Biology 67, S. 713-729.

FRICKE, R.; BERGHAHN, R.; NEUDECKER, T. (1995): Rote Liste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs (mit Anhängen: nicht gefährdete Arten). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 44, S. 101-113.

FRICKE, R.; BERGHAHN, R.; RECHLIN, O.; NEUDECKER, T.; WINKLER, H.; BAST, H.-D.; HAHLBECK, E. (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces) (Bearbeitungsstand: 1994). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, S. 60-64.

FÜLLNER, G.; PFEIFER, M.; GEISLER, J. (2003): Der Elblachs ist zurück. Broschüre der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), 25 S.

FÜRST, D.; SCHOLLES, F. (Hrsg.) (2001): Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Reihe: Handbücher zum Umweltschutz Bd. 4.

GAUMERT, D.; KÄMMEREIT, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.), 161 S.

GKSS (1991): Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe.

GKSS (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt, Materialband II A - Schwebstoffregime und gelöste Stoffe. Geesthacht, Hamburg.

- GKSS (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee. GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht 2007/20, ISSN 0344-9629.
- GKSS; DREDGING RESEARCH LTD.; RAVENSRODD CONSULTANTS LTD (1995): Erfassung von Baggergutausbreitungen nach Verklappung vor dem Ness-Sand. Gutachten für Strom- und Hafenausbau, Wirtschaftsbehörde Hamburg, August 1995. S. 1-26. (Vergabe-Nr. SB 70/95 F).
- GÖNNERT, G.; HEYER, H.; GIESE, H.; ISERT, N.; MARUŠIĆ, A.; PLÜSS, A. (2001): Charakterisierung der Tidekurve, Zwischenbericht. KFKI Signatur: E 34 280 Lit.
- GREISER, N. (1988): Zur Dynamik von Schwebstoffen und ihren biologischen Komponenten in der Elbe bei Hamburg. Dissertation FB Biologie, Universität Hamburg.
- GREISER, N. (1996): Oberwasserwirkung in Tideflüssen auf die Sedimentation. Abschlussbericht KFKI Vorhaben 515-3892 MTK 0540, Mai 1996.
- HAESLOOP, U. (2004): Fischereibiologische Untersuchungen im Rahmen der HABAK/B Elbe. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 57 S. und Anhang.
- HARMS, H.; NEHLS, R. (1995): Bestimmung der Sedimentherkunft im Hamburger Hafen aus stromabliegenden Elbabschnitten. Forschungsvorhaben i. A. und in Zusammenarbeit mit der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt Strom- und Hafenausbau, Abschlussbericht Dezember 1995.
- HARTOG DEN, C. (1964): Typologie des Brackwassers. Helgoländer wiss. Meeresuntersuchung 10, S. 377-390.
- HASS, H. (1968): Untersuchungen über die vertikale und horizontale Verteilung der Eier der Finte *Alosa fallax* (Lacépède 1803) in der Elbe. Archiv für Fischereiwissenschaft 19, S. 46-55.
- HEYER, H. (2006): Sedimentdynamik und morphologische Prozesse der Tideelbe. Vortrag beim Symposium am 6./7. November 2006 in Hamburg, Integration von verkehrlicher Nutzung und Umweltzielen an der Tideelbe.
- HINRICHSSEN, A. (1991): Der Einfluss des Oberwassers auf die Tideparameter der Elbe. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Kiel.
- HOLLERT, H.; HEISE, S.; PUDENZ, S.; BRÜGGEMANN, R.; AHLF, W.; BRAUNBECK, T. (2002): Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11, S. 311-321.
- HPA (HT) (1996): Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Tideelbe - Zusammenfassung der Ergebnisse der Untersuchungen in den Jahren 1994 bis 1996. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft, Strom- und Hafenausbau, Hamburg.

HPA (1998): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.1997. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau.

HPA (1999): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.1998. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau.

HPA (2000): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.1999, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, Juli 2000.

HPA (2001): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2000. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, April 2001.

HPA (2002): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2001. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, April 2002.

HPA (2003): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2002, Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, Juni 2003.

HPA (2004): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2003. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, März 2004.

HPA (2005a): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2004. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft und Arbeit, Strom- und Hafenaufbau, August 2005.

HPA (2005b): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet - Ursachen und Trends. Bearbeitung: S. Heise; E. Claus; P. Heining; T. Krämer; F. Krüger; R. Schwartz; U. Förstner; erstellt im Auftrag der Hamburg Port Authority, Dezember 2005.

HPA (2006): Umgang mit Baggergut im Hamburger Hafen - Teilbericht Umlagerung von Baggergut nach Neßsand, Bericht über den Zeitraum 01.01. bis 31.12.2005. Hamburg Port Authority, Mai 2006.

HPA (2007): Umlagerung von Baggergut nach Neßsand im Zeitraum 01.01. bis 31.12.2005. Persönliche Mitteilung von Axel Netzband.

HUBER, K. (2000): Hochwasserstände an Nord- und Ostseeküsten, High Water-levels at North Sea and Baltic Sea Coasts. Mitteilungen des Franzius-Instituts 85, Artikel 2, S. 12.

HUUG (2007): Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe (2006), Bericht i. A. des Sonderaufgabenbereichs Tideelbe der ARGE ELBE Wassergütestelle Elbe. Februar 2007

HUUG (2008): Überblicksweise Überwachung der Tideelbe - Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna), Koordinierungsraum Tideelbe (2007), Bericht i. A. d. KOR-TEL FFH NI SH - FH Hamburg/BSU WG Elbe, Februar 2008, 39 S. und Anhang und CD-ROM.

IBL/IMS (IBL UMWELTPLANUNG GBR/IMS INGENIEURGESELLSCHAFT MBH) (2007a): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz, Umweltverträglichkeitsuntersuchung Unterlage E - sowie Teilgutachten, Unterlagen H1 bis H5. Gutachten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes und der Freien und Hansestadt Hamburg, Download unter <http://www.zukunftelbe.de/Projektbuero/service/index.php>.

IBL/IMS (IBL UMWELTPLANUNG GBR/IMS INGENIEURGESELLSCHAFT MBH) (2007b): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz, Verträglichkeitsuntersuchung nach § 34 BNatSchG (FFH-VU), Unterlage F.1. Gutachten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes und der Freien und Hansestadt Hamburg, 341 S., Download unter: <http://www.zukunftelbe.de/Projektbuero/service/index.php>.

INSTITUT FÜR HYDROBIOLOGIE UND FISCHEREIWISSENSCHAFT DER UNIVERSITÄT HAMBURG (1997): Tiere und Pflanzen, Aquatische Lebensgemeinschaften. UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, i. A. des WSA Hamburg, Polykopie, Hamburg, 567 S und Anhang.

IOC (2006): Manual on Sea Level Measurements and Interpretation, Volume IV: An update to 2006. Paris, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 78 S., IOC Manuals and Guides Nr. 14, Bd. IV; JCOMM Technical Report Nr. 31; WMO/TD Nr. 1339.

IRION, G.; WUNDERLICH, F.; SCHWEDHELM, E. (1987): Transport of clay minerals and anthropogenic compounds into the German Bight and the provenance of fine-grained sediments SE of Helgoland. *Journal of the Geological Society, London*, Bd. 144, 1987, S. 153-160.

JÄGER-KLEINICKE, T. (2003): Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. In: VDSF - Verband Deutscher Sportfischer (Hrsg.): *Fisch des Jahres 1999: Der Nordseeschnäpel*, 3-11 - aktualisierte Version 2003 auf www.jaeger-kleinicke.de/wiedereinbuengerung.html.

JANKOWSKI, R. (2001): Nahrung und Habitatwahl von Rapfen *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758) der Altersgruppe 0 in der limnischen Tideelbe. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg, 74 S.

JENSEN, J. (2000a): Extremereignisse an Nord- und Ostseeküsten - Ermittlung von Bemessungsereignissen; Extreme Events at North Sea and Baltic Sea Coasts - Estimation of Design Criteria. *Mitteilungen des Franzius-Instituts*, Nr. 85, Artikel 4, S. 19.

JENSEN, J. (2000b): Systemhydrologische Begutachtung der Tideästuarien Ems, Weser und Elbe. Untersuchung im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Forschungsstelle Wasserwirtschaft und Umwelt an der Universität GH Siegen, S. 92.

JENSEN, J., MUDERSBACH, C. (2004): Analyses of Variations in Water Level Time-Series at the North Sea Coastlines. Proceedings 7th Littoral 2004-Conference, Bd. 2, S. 794-795, Aberdeen (UK).

KAMMERAD, B. (2001a): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe - Teil 1. Fischer & Teichwirt 52 (5), S. 176-178.

KAMMERAD, B. (2001b): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe - Teil 2, Fischer & Teichwirt 52 (6), S. 204-207.

KAPPENBERG, J.; GRABEMANN, I. (2001): Variability of the Mixing Zones and Estuarine Turbidity Maxima in the Elbe and Weser Estuaries. Estuaries Bd. 24, Nr. 5, S. 699-706.

KASTENS, M. (2005): Entwicklung der Wasserstände in der Tideelbe ermittelt durch das Partialtiden(PT)-Verfahren. Bundesanstalt für Wasserbau, BAW - DH / 2005-11.

KERNER, M. (2007): Effects of deepening the Elbe Estuary on sediment regime and water Quality, Estuar, Coast. Shelf Sci, doi:10.1016/j.ecss.2007.05.033, S. 9.

KERNER, M.; KAPPENBERG, J.; BROCKMANN, U.; EDELKRAUT, F. (1995): A case study on the oxygen budget in the freshwater part of the Elbe estuary: Part 1, The effect of changes in physico-chemical conditions on the oxygen consumption. Arch. Hydrobiol/Suppl. 110, 1, S. 1-25.

KERSTAN, M. (1991): The importance of rivers as nursery grounds for 0- and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison to the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 27, S. 353-366.

KIRCHENPAUER, G. H. (1862): Die Seetonnen der Elbmündung. Ein Beitrag zur Thier- und Pflanzentopographie. Abh. a. d. Geb. d. Naturw., Naturw. Verein Hamburg, 4 (3) (Hrsg.), S. 1-59.

KNAUTH, H.-D. (1993): Vorkommen und Verhalten organischer und anorganischer Mikroverunreinigungen in der mittleren und unteren Tideelbe. Forschungsbericht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berichte 8/93.

KOOPMANN, C.; FALLER, J.; VAN BERNEM, K.-H.; PRANGE, A.; MÜLLER, A. (1993): Schadstoffkartierung in Sedimenten des deutschen Wattenmeeres, Juni 1989 bis Juni 1992. GKSS Forschungszentrum Geesthacht, S. 1-156.

KOTTELAT, M.; FREYHOF J. (2007): Handbook of European freshwater fishes, Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 S.

KREBS, F. (1988): Der pT-Wert - ein gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab. GIT-Fachzeitschrift für das Laboratorium 32, S. 293-296.

KREBS, F. (1992): Gewässeruntersuchung mit dem durch Alkali- und Erdalkaliionen-Zugabe optimierten DIN-Leuchtbakterientest, dargestellt am Beispiel der Saar. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 89, S. 657-673.

KREBS, F. (2000): Ökotoxikologische Bewertung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen mit Hilfe der pT-Wert-Methode. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 44, S. 301-307.

KREBS, F. (2001): Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung, Baggergutklassifizierung und Handhabungskategorien für Baggergutumlagerungen. In: W. Calmano (Hrsg.): Untersuchung und Bewertung von Sedimenten - ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, S. 333-352.

KREBS, F. (2005): The pT-method as a Hazard Assessment Scheme for sediments and dredged material. In: C. Blaise and J.-F. Féraud (eds.): Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, Bd. 2: Hazard Assessment Schemes, Kap. 9, S. 281-304. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

KRIEG, H.-J. (1999): Hydrobiologische Bestandsaufnahme zum Ist-Zustand der wirbellosen Bodenfauna auf der Baggergutablagerungsfläche Twielenfleth und zwei benachbarten Referenztransekten. Gutachten i. A. des WSA Hamburg, 33 S. und Anhang.

KRIEG, H.-J. (2005): Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. Gutachten i. A. der ARGE ELBE-FFH/BSUWG Elbe, 38 S.

LANU SH - LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2004): Länderübergreifender Bericht zur Bestandsaufnahme im Zuge der WRRL für den Koordinierungsraum Tideelbe - C-Ebene, Kategorie Küstengewässer, Stand: Juni 2004, <http://www.arge-elbe.de/wge/WRRL/WRRLStart>, 33 S. und Anhang.

LANU SH - LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2005): Konzept zur Überwachung der Gewässer. Detailbericht für das Küstengewässer der FGE Elbe, Stand: 17. Oktober 2005, 15 S.

LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer - Band I, Teil 1: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Stand 6. Mai 1993. Erarbeitet vom Bund/Länder-Arbeitskreis „Qualitätsziele“ (BLAK QZ), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), ISBN 3-88961-214-8.

LIMNOBIOS (2004): Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg am Elbewehr bei Geesthacht Oktober bis Dezember 2003/Januar 2004. Arbeitsbericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 4 S., Arbeitsbericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 20 S.

LIMNOBIOS (2005): Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg am Elbewehr bei Geesthacht Oktober bis Dezember 2004.

LÜCHTENBERG, H. (1986): Kannibalismus beim Elbstint. Diplomarbeit, Institut für Meereskunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 29 S. und Anh.

MANN, H. (1968): Die Beeinflussung der Fischerei in der Unterelbe durch zivilisatorische Maßnahmen. Helgol. wiss. Meeresunters. 17, S. 168-181.

MAYER, B. (1995): Ein dreidimensionales, numerisches Schwebstoff-Transportmodell mit Anwendung auf die Deutsche Bucht. Dissertation Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg, GKSS 95/E/59.

MEYER, L.; BEYER, K. (2002): Zum Laichverhalten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) im gezeitenbeeinflussten Unterlauf der Luhe (Niedersachsen). *Verh. Ges. Ichthyol* 3, S. 45-70.

MEYER-NEHLS, R. (1998): Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen auf die benthische Lebensgemeinschaft und die Fischfauna der Tideelbe - Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenausbau, 147 S.

MEYER-NEHLS, R. (2000): Das Wasserinjektionsverfahren - Ergebnisse einer Literaturstudie sowie Untersuchungen im Hamburger Hafen. Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenausbau, 117 S.

MEYER-NEHLS, R. (2001): Umlagerungen von Baggergut aus dem Hamburger Hafen im September und Oktober 2000 - Untersuchungen zur Feststoffausbreitung und Gewässergüte.

MICHAELIS, H.; FOCK, H.; GROTHJAHN, M.; POST, D. (1992): The status of intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. *Neth. J. Sea Res.* 30, S. 201-207.

MICHAELIS, H.; REISE, K. (1994): Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; Westernhagen von, H.; Lenz, W. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, S. 106-116.

MOHR, E. (1952): *Der Stör*. Akademische Verlagsges. Geest & Portig KG, Leipzig, 66 S.

MÖLLER, H. (1984): *Daten zur Biologie der Elbfische*. Möller, Kiel, 217 S.

MÖLLER, H. (1988): *Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984-1986*. Möller, Kiel, 344 S.

MÖLLER, H.; DIEKWISCH, B. (1991): Larval fish production in the tidal River Elbe. *Journal of Fish Biology* 38, S. 829-838.

MUXIKA, I.; BORJA, A.; BONNE, W. (2005): The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological indicators* 5, S. 19-31.

NAFFKE, B. (2003): *Strombau in der Unter- und Außenelbe*, Häusliche Prüfungsarbeit bei Strom- und Hafenausbau Hamburg, 164 S.

NASNER, H. (2006): Umgang mit Fluid Mud in Brackwasserhäfen, Baggerungen und wirtschaftliche Nutzung des Baggermaterials. In: XXXI. Internationaler Schifffahrtskongress Estoril/Portugal (Mai 2006) PIANC AIPCN Deutsche Beiträge, 2006, S. 209-216.

NEHRING, S.; KINDER, M. (2000): Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt - Beweissicherung Makrozoobenthos: Statistische Analyse zur Ermittlung der Anzahl notwendiger Parallelproben. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1227, 75 S.

NEUMANN, M. (2002): *Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins - Rote Liste*. Landesamt für Naturschutz und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.). 3. Fassung, 58 S.

NIEDERSÄCHSISCHES ELBSCHLICKFORUM (1994): Abschlussbericht über die Arbeit des Niedersächsischen Elbschlickforums, Lüneburg.

NLWKN (2007): Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras), Teil B: Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos und Schadstoffe, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

NORDHEIM V., H.; MERCK, T. (1995): Rote Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 44, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 139 S.

NORDHEIM V., H.; NORDEN ANDERSEN, O.; THISEN, J. (Hrsg.) (1996): Red lists of biotops, flora and fauna of the trilateral wadden sea area, 1995. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 47, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 136 S.

OSPAR COMMISSION (2000): Quality Status Report 2000 - Region II Greater North Sea. OSPAR Commission London, 136 S.

PETERMEIER, A.; SCHÖLL, F. (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fischfauna) im deutschen Abschnitt der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-0832.

PETZ-GLECHNER, R.; PATZNER, R. A.; JAGSCH, A. (2001): Auswirkungen resuspendierter Sedimente bei Stauraumpülungen auf einige Organe der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*): eine qualitative Studie. Verh. Ges. Ichthyol. 2, S. 131-141.

PFITZNER, S.; KREBS, F. (2001): Ökotoxikologische Tests in Küstengewässern. 2. Ostsee-Workshop „Sedimentuntersuchungen in Ostseeküstengewässern und Schlussfolgerungen für Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen in der WSV“, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-Veranstaltungen 4/2001, S. 19-25.

PÖUN - PLANUNGSGRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT NORD (1997): Umweltverträglichkeitsstudie zur Anpassung der Fahrhinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Teil 1: Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVS), Untersuchung im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg und der Freien und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenaufbau, Hamburg. (Einschließlich Materialbände I bis XV).

POSEWANG-KONSTANTIN, G.; SCHÖL, A.; KAUSCH, H. (1992): Hydrobiologische Untersuchung des Mühlenberger Lochs. Gutachten für Amt Strom- und Hafenaufbau, Hamburg, 116 S.

PROJEKTGRUPPE STROMBAU (2007): Ganzheitliches Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Unter- und Außenelbe. Unveröffentl. Bericht der Projektgruppe, Version 1.01.

PULS, W.; HEINRICH, H.; MAYER, B. (1997): Suspended particulate Matter Budget for the German Bight. Marine Pollution Bulletin, Bd. 34, Nr. 6, S. 398-409 (12).

REIMERS, H.-C.; RICKLEFS, K.; STÖRTENBECKER, M.; MEIER, B. (1998): Erfassung von Sedimenten geringer Dichte. Jahresbericht 1998, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Büsum, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

REINCKE, H. (1950/51): Höhen und Reichweiten der Flut in und bei Hamburg. Hammaburg. Bd. 2, in Rhode, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße, Mitteilungen des Franzius-Instituts, Heft 36, 1971.

RELEXANS, J. C.; MEYBECK, M.; BILLEN, G.; GRUGEAILLE, M.; ETCHEBER, H.; SOMVILLE, V. (1988): Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire Estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Bd. 27, S. 625-644.

REMANE, A. (1934): Die Brackwasserfauna, Verh. Deutsche Zoologische Gesellschaft (Zool. Anz. Suppl., Bd. 7)36, S. 34-74.

WWW.RETTET-DIE-ELBE.DE (2006): Peildaten - ein tieferes Bild der Elbe.

RHODE, H. (1967): Strömungsverhältnisse und Wassermengen der Tideelbe (1960-1966) Mitteilungen der WSD Hamburg, Nr. 16. 1967 in Rhode, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße, Mitteilungen des Franzius-Instituts, Heft 36, 1971.

RHODE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße, Mitteilungen des Franzius-Instituts, Heft 36, 1971, S. 17-241.

ROLINSKI, S. (1997): Zur Schwebstoffdynamik in der Tideelbe - Numerische Simulationen mit einem Lagrangeschen Verfahren, Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimafor- schung, Reihe B: Ozeanographie.

ROLINSKI, S.; EICHWEBER, G. (2000): Deformations of the Tidal Wave in the Elbe Estuary and their Effect on Suspended Particulate Matter Dynamics. Phys. Chem. Earth (B), Bd. 25, Nr. 4, S. 355-358.

RUDOLPH, E. (2003): Sturmfluten in Deutschen Ästuaren. Mitteilungen der Bundesanstalt für Wasserbau 86, S. 69-73.

SCHERER, B. (2007): Bedeutung des Meeresschutzes für die Umsetzung der Wasserrahmen- richtlinie in der Elbe, Schwerpunkt Eutrophierung, Vortrag auf dem Internationalen Elbefo- rum am 28.03.2007 in Usti nad Labem.

SCHMIDT, G. W. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein- Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiederein- bürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg, LÖBF-Schriftenreihe 11, 194 S.

SCHÖL, A.; KAUSCH, H. (1986): Untersuchung sauerstoffzehrender Prozesse an einer Pilotanlage des Klärwerks Dradenau, Gutachten für die Baubehörde Hamburg, 79 S.

SCHÖL, A.; KIRCHESCH, V.; BERGFELD, T.; SCHÖLL, F.; BORCHERDING, J.; MÜLLER, D. (2002): Modelling the Chlorophyll a content of the River Rhine - Interaction between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, International Review of Hydrobiology 87, S. 295-317.

SCHÖL A, EIDNER R, BÖHME M, KIRCHESCH V (2006a): Einfluss der Bühnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. 243-263. In: Pusch M & Fischer H (Hrsg.) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, Berlin, 385 S.

SCHÖL, A.; EIDNER, R.; BÖHME, M.; KIRCHESCH, V. (2006b): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim, S. 233-242. In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.) (2006) Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Weißensee Verlag, Berlin, 385 S.

SCHÖL, A.; GÜNSTER, C.; KRINGS, W.; KIRCHESCH, V.; RÄTZ, W. (2006c): Zusammenhänge zwischen Sauerstoffhaushalt und Schwebstoffverteilung in der Unterems, Naturmessungen und Laboruntersuchungen.
http://www.baw.de/downloads/veranst/vortraege/Vortrag4_Schoel.pdf.

SCHÖLL, F.; FUKSA, J. (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Koblenz/Prag, 29 S.

SCHOLLE, J.; SCHUCHARDT, B.; KRAFT, D. (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Gutachten im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, 95 S.

SCHUBERT, H.-J. (2005): Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg am Elbewehr bei Geesthacht Oktober - Dezember 2004. Arbeitsbericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 20 S.

SCHUCHARDT, B. (1990): Zur Bedeutung physikalischer Prozesse für die Dynamik organischer Seston-Komponenten im inneren Weser-Ästuar. Dissertation am FB Biologie/Chemie, Universität Bremen.

SEPÛLVEDA, A.; THIEL, R.; NELLEN, W. (1993): Distribution patterns and production of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus* L., from the Elbe River, Comm. Meet. int. Coun. Explor. Sea C.M.-ICES/M:52, S. 20.

SIEFERT, W.; JENSEN, J. (1993): Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe. HANSA, 130. Jhg., Nr.10, S. 119-125.

SIMBOURA, N.; REIZOPOULOU, S. (2007): A comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of Eastern Mediterranean. Ecological Indicators 7, S. 455-468.

SONDERFORSCHUNGSBERICHT 327 (1994): Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tideelbe - Transport von Schweb- und Spurenstoffen. Teilprojekt A 1b, Universität Hamburg, März 1994.

STEINMANN, I.; BLESS, R. (2004): Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) der FFH-Richtlinie. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietsystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, Bd. 2: Wirbeltiere, S. 199-341.

STERNER, E. (1918): Die niederelbische Küstenfischerei, II. Die Fischereiarten, 5. Der Maifischfang. Der Fischerbote 10, S. 13-16.

STRÄTER, D. (1988): Szenarien als Instrument der Vorausschau in der räumlichen Planung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Regionalprognosen, Methoden und ihre Anwendung, 417440. Hannover, Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Forschungs- und Sitzungsberichte, S. 175.

SUTHERLAND, R. A. (1998): Loss-on-ignition estimates of organic matter and relationships to organic carbon in fluvial bed sediments, *Hydrobiologia* 389, S. 153-167.

THIEL, R. (2001): Spatial gradients of food consumption and production of juvenile fish in the lower River Elbe, *Large Rivers* 12, S. 441-462.

THIEL, R., SEPÛLVEDA, A., OESMANN, S. (1996): Occurrence and distribution of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) in the lower Elbe River, Germany. In: Kirchhofer, A.; Hefti, D. (Hrsg.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser, Basel, S. 157-170.

THIEL, R.; SALEVSKI, V. (2003): Verteilung und Wanderung von Neunaugen im Elbe-ästuar (Deutschland), *Limnologia* 33, S. 214-226.

TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological society of America bulletin* 72, S. 175-192.

VENICE SYSTEM (1959): The final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. *Archo Océanogr.Limnol.* 11 (suppl), S. 243-248.

WAHRENDORF, D.-S.; KREBS, F.; MANZ, W. (2006): Wirkung von Ammonium-Stickstoff auf den Wachstumshemmtest mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* nach DIN 38412-L33. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1468.

WATERMANN, B.; KRANZ, H. (1990): Fischkrankheiten. In: Lozán, J. L.; Lenz, W.; Rachor, E.; Watermann, B.; Westernhagen von, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin/Hamburg, S. 294-305.

WESTRICH, B; FÖRSTNER, U. (HRSG) (2007): Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers - an interdisciplinary approach. Springer-Verlag, 430 S.

WETZEL, M.; FLEEGER, J.; POWERS, S. P. (2001): Effects of Hypoxia and Anoxia on Meiofauna: A Review With new Data From the Gulf of Mexico. Nancy N. Rabalais, N.; Turner, R. (Hrsg.), Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58, American Geophysical Union, Washington, D.C., ISBN 0-87590-272-3, (2001), 460 S.

WILBER, D. H.; CLARKE, D. G. (2001): Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21, S. 855-875.

WILKEN, R. D.; CHRISTIANSEN, H.; FANGER, H.-U.; GREISER, N.; HAAR, S.; PULS, W.; REINCKE, H.; SPOTT, D. (1991): Fakten und Hypothesen zum Schwebstofftransport in der Elbe. *Vom Wasser* 76, S. 167-189.

WOLTER, C.; ARLINGHAUS, R.; GROSCH, U. A.; VILCINSCAS, A. (2003): Fische und Fischerei in Berlin. *Z. Fischkunde, Suppl.* 2, 156 S.

WOOTTON, R.J. (1992): Fish Ecology: Blackie, Glasgow/London, 212 S.

Daten

ARGE ELBE: Daten unter www.arge-elbe.de , und unveröffentlichte Daten.

BAW (2006): Korngrößenverteilung von 930 Sohlproben Tideelbe.

BEWEISSICHERUNGSDATENBANK TIDEELBE, MESSREIHEN (ONLINERE-
CHERCHE): mittlere und maximale Flut- und Ebbströmungsgeschwindigkeiten an Stationen
entlang der Tideelbe (1998 bis 2005)

BfG (1999): Messungen des Schwebstoffgehaltes getrennt nach Ebb- und Flutstrom jeweils
über einen Spring-/Nipp-Zyklus von 8/97 bis 8/98 bei km 644,5.

BfG (2003): Sedimentproben im Rahmen der HABAK an Bagger- und Verbringungsstellen.

BfG (2004): Sedimentproben im Rahmen der HABAK an Bagger- und Verbringungsstellen.

BfG (2006): Korngrößenverteilungen von monatlichen Schwebstoff- bzw. Sedimentproben
an den Stationen Cuxhaven, Brunsbüttel, Juelssand, Wedel und Bützfleth.

BSH (2007): Ergebnisse von Schadstoffuntersuchungen des BSH: Schwermetalle und
organische Schadstoffe. Persönliche Mitteilung von Dr. Stefan Schmolke und Dr. Norbert
Theobald, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg. MURSYS,
[http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem
/index.jsp](http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/index.jsp).

BSU: Daten des Hygieneinstitutes der Hamburger Behörde für Stadtentwicklung und
Umwelt.

DGM: Deutsche Gewässerkundliche Jahrbücher

GRÖNGRÖFT, A. (2007): Unveröffentlichte Rohdaten aus UVU (IBL/IMS 2007a), Institut
für Bodenkunde der Universität Hamburg.

NLWKN (2007): Unveröffentlichte Daten des Niedersächsischen Landesbetriebes für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.

WASSERBLICK (2008): Daten unter www.wasserblick.net (Bund-Länder-Informations- und
Kommunikationsplattform)

WSA CUXHAVEN (2006): Baggermengen monatlich 1979 bis 2005 nach Baggerbereichen
unterteilt für WSA HH und WSA Cuxhaven.

WSA CUXHAVEN (2007): Entwicklung von Gewässerquerschnitten, Auswertung von
Peildaten.

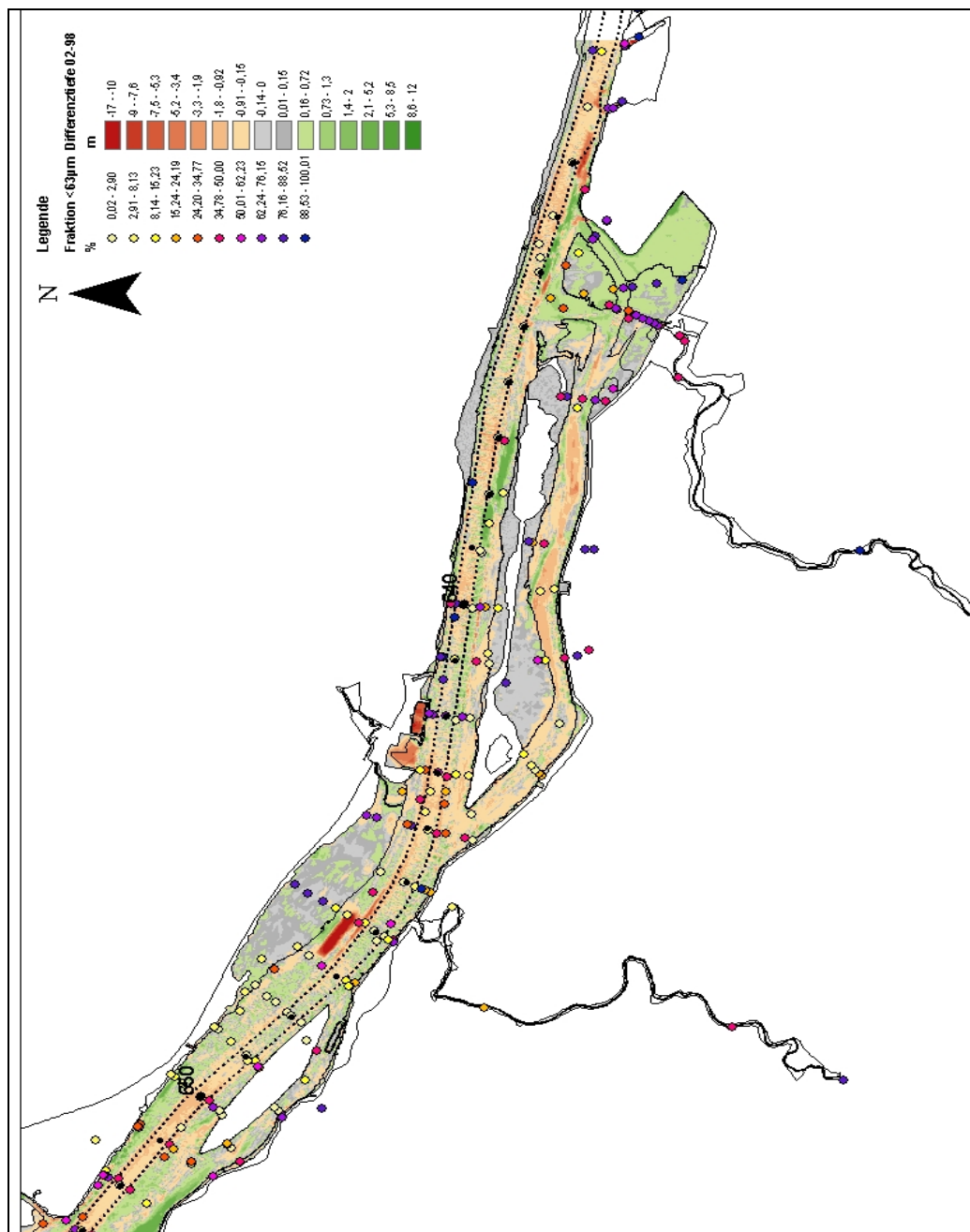
WSA HAMBURG (2006): Sedimentkataster mit 2500 Sedimentproben.

WSA TÖNNING: Pegeldaten

11 Anlagen

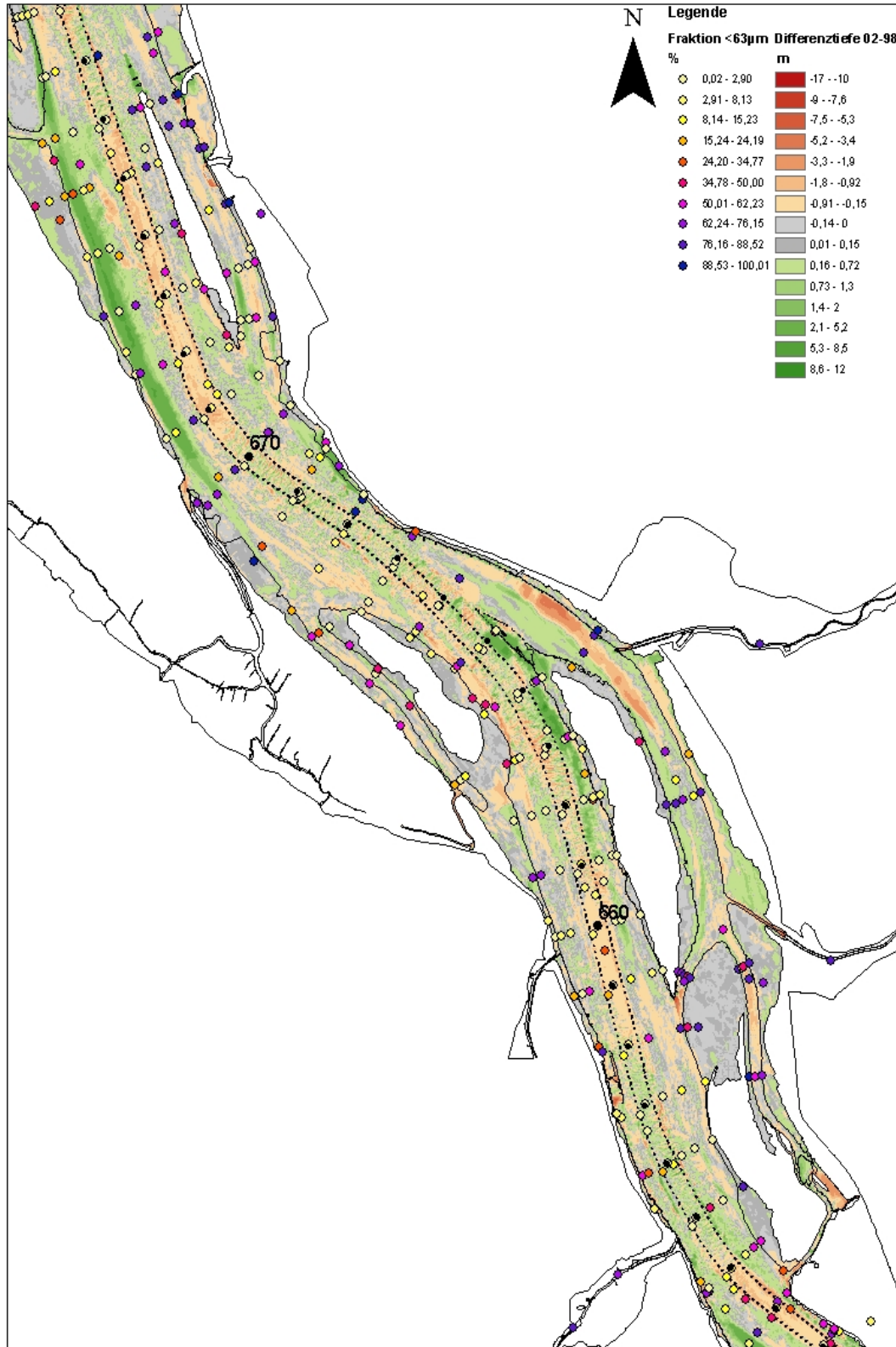
Anlage 4.1-1

Differenzen der DGM der Jahre 2002 und 1998 sowie prozentualer Anteil < 63 µm in Sedimentproben



Anlage 4.1-2

Differenzen der DGM der Jahre 2002 und 1998 sowie prozentualer Anteil < 63 µm in Sedimentproben



Anlage 4.1-3

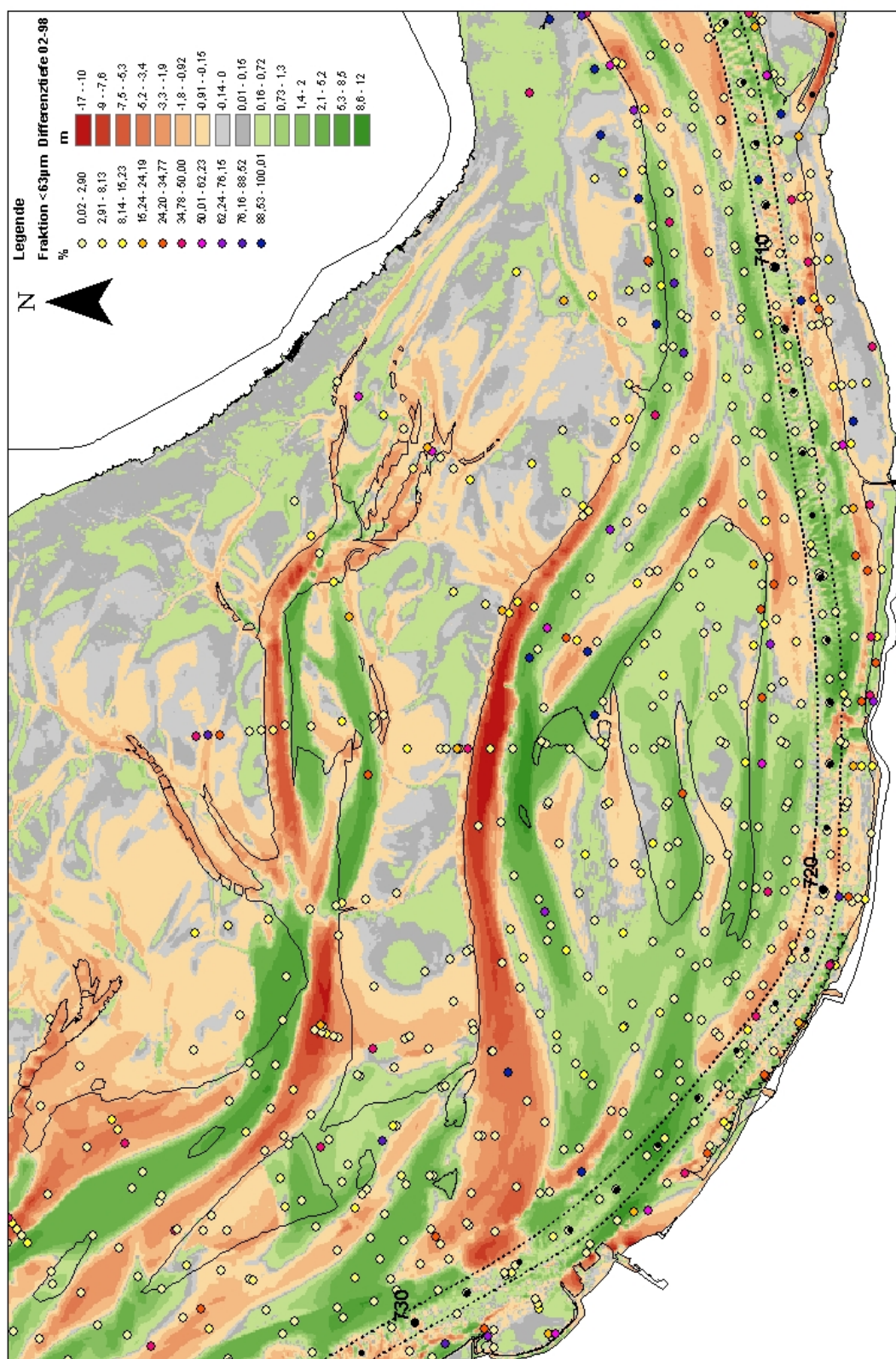
WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

Differenzen der DGM der Jahre 2002 und 1998 sowie prozentualer Anteil < 63 µm in
Sedimentproben



Anlage 4.1-4

Differenzen der DGM der Jahre 2002 und 1998 sowie prozentualer Anteil < 63 µm in Sedimentproben



Anlage 4.2-1

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

Grenzkonzentrationen der Wertstufen für Schadstoffgehalte (bezogen auf < 20 µm)

Wertstufen		sehr hoch	hoch	mittel	gering	sehr gering
		5	4	3	2	1
Organische Schadstoffe		nat. HG	RW1	RW2	3 x RW2	> 3 x RW2
		(gerundet)				
PCB 28	µg/kg	0	2	6	20	> 20
PCB 52	µg/kg	0	1	3	10	> 10
PCB 101	µg/kg	0	2	6	20	> 20
PCB 118	µg/kg	0	3	10	30	> 30
PCB 138	µg/kg	0	4	12	40	> 40
PCB 153	µg/kg	0	5	15	45	> 45
PCB 180	µg/kg	0	2	6	20	> 20
Summe 7 PCB	µg/kg	0	20	60	200	> 200
a-HCH	µg/kg	0	0,4	1	3	> 3
g-HCH	µg/kg	0	0,2	0,6	2	> 2
HCB	µg/kg	0	2	6	20	> 20
PeCB	µg/kg	0	1	3	10	> 10
p,p' – DDT	µg/kg	0	1	3	10	> 10
p,p' – DDE	µg/kg	0	1	3	10	> 10
p,p' – DDD	µg/kg	0	3	10	30	> 30
Summe 6 PAK (TVO)	µg/kg	50	1.000	3.000	9.000	> 9.000
Summe 16 PAK (EPA)	µg/kg	100	2.000	6.000	18.000	> 18.000
MKW	mg/kg	50	300	1.000	3.000	> 3.000
TBT	µg/kg	0	20	60	200	> 200
Schwermetalle		nat. HG	ZV	2 x ZV	4 x ZV	> 4 x ZV
As	mg/kg	10	20	40	80	> 80
Cd	mg/kg	0,3	1,2	2,4	4,8	> 4,8
Cr	mg/kg	80	100	200	400	> 400
Cu	mg/kg	20	60	120	240	> 240
Hg	mg/kg	0,2	0,8	1,6	3,2	> 3,2
Ni	mg/kg	30	50	100	200	> 200
Bb	mg/kg	25	100	200	400	> 400
Zn	mg/kg	100	200	400	800	> 800

Anlage 4.4-1

Legende zu „Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse“

- 1) Sedimententnahmen des Jahres 2002 erfolgten vom 04.06.2002 bis zum 31.07.2002 durch die jeweils zuständigen WSÄ (Cuxhaven, Brunsbüttel und Hamburg) begleitet durch die BfG. Die Sedimente wurden mit van Veen-Greifern aus dem Gewässer entnommen. Das mit den ökotoxikologischen Tests untersuchte Probenmaterial war größtenteils schluffiges bis feinsandiges Material.
Die Beprobung vom 02.08.2005 wurde vom WSA Lübeck in Vertretung für das WSA Hamburg durchgeführt. Hierbei wurden das größtenteils ebenfalls schluffige bis feinsandige Sediment mit Hilfe eines van Veen-Greifers entnommen.
Die Probennahme im Herbst 2006 wurde von der BfG vom 02.10.2006 bis zum 05.10.2006 mit Unterstützung des WSA Cuxhaven und vom 16.10.2006 bis zum 19.10.2006 mit Unterstützung des WSA Hamburg durchgeführt. Mit einem van Veen-Greifer (Einstechtiefe ca. 40cm) wurden oberflächennahe Sedimentproben entnommen. Sandiges Material wurde ökotoxikologisch nicht untersucht.
- 2) BfG-Nr.: Fachgebietsübergreifende Nr. der Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- 3) Wassergehalt in Prozent vom Frischgewicht nach DIN 38 414 Teil 2 (1985).
- 4) Porenwassergewinnung: Zentrifugation 20 min bei 17000g (BfG 1999)
Eluatgewinnung: Eluens: Verdünnungswasser nach DIN 38 412 Teil 30 (1989)
Elutionsverhältnis: 1 Gewichtsteil Trockenmasse + 3 Gewichtsteile Wasser
(Porenwasser ergänzt mit Eluens)
Elutionsdauer: 24 h; Überkopfschüttler; Zentrifugation 20 min bei 17.000 g
- 5) Messung 30 min nach Gewinnung des Testgutes: pH-Wert, NH₄⁺-N = Ammoniumgehalt (mg/l) mit Küvettestest der Firma Dr. Lange, O₂1 = Sauerstoffgehalt (mg/l); LF 1 = Leitfähigkeit (mS/cm). Erneute Bestimmung der Leitfähigkeit (mS/cm) / Salinität des Testgutes nach Aufsalzung mit NaCl für den Leuchtbakterientest. PW = Porenwasser, EL = Eluat.
- 6) Algentest nach DIN 38 412 Teil 33 (1991) mit *Desmodesmus subspicatus*; Zellvermehrungshemmtest. Testansatz: 4 ml in mit Kapsenbergkappen verschlossenen Reagenzglaschen. Inkubation: 72 Stunden im Rotationslichtschrank (Firma Rumed). Messung: Fluoreszenzspektrometer Hitachi F-2000, Ex. 435nm, Em. 685nm. Auswertung: Biomasseproduktion nach 72 Stunden.
- 7) A % = prozentuale Wachstumsänderung im Testansatz mit der höchsten Testgutkonzentration (hier 80 % - Testansatz). Nach der DIN-Testvorschrift ist eine Wachstumshemmung ab 20 % als signifikant zu bewerten.
- 8) Der pT-Wert dient zur Charakterisierung der von einer Umweltprobe ausgehenden Toxizität auf einen Modellorganismus (siehe Erläuterungen im Text).
- 9) Leuchtbakterientest nach DIN 38 412 Teil 34 (1991) mit *Vibrio fischeri*, Verfahren mit gefriergetrockneten Bakterien, akuter Toxizitätstest über 30 min, Leuchtbakterienpräparat: 2002 und 2005 BioFix® Lumi, Firma Macherey-Nagel; 2006 LUMIStox®, Firma Dr. Lange. Testdurchführung mit (L-)ASW-Medium (Krebs 1992) gemäß BfG-Merkblatt. Das (L-)ASW-Medium dient zur Herstellung der Bakterientestsuspension.
- 10) L% = prozentuale Änderung der Leuchtintensität im Testansatz mit der höchsten Testgutkonzentration (hier 80 % - Testansatz). Gemäß DIN ist eine Leuchthemmung ab 20 % als signifikant zu bewerten.
- 11) Daphnientest nach DIN 38 412 Teil 30 (1989) mit *Daphnia magna*. Akuter Toxizitätstest mit Kleinkrebsen über 24 Stunden.
- 12) D % = Anzahl der schwimmunfähigen Daphnien nach 24 h in Prozent. Die kleinste Verdünnungsstufe, bei der mindestens 9 von 10 Daphnien ihre Schwimmfähigkeit behalten haben, bestimmt den pT-Wert.
- 13) Die Toxizitätsklasse von Baggergut wird durch den pT-Wert des empfindlichsten Organismus innerhalb einer Testpalette verschiedener Biotestverfahren bestimmt (s. Erläuterungen im Text).
- 14) Mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253 (2004) mit *Phaeodactylum tricornutum*. 2005: Filtration des Testgutes über einen Glasfaserfilter MN GF-5 Nr. 4150050. Testansatz: 4ml in mit Kapsenbergkappen verschlossenen Reagenzglaschen. Inkubation: 72 Stunden, Rotationslichtschrank (Firma Rumed). Messung: Fluoreszenzspektrometer Hitachi F-2000, Ex. 435nm, Em. 685nm. Auswertung: Biomasseproduktion nach 72 Stunden.
- 15) M % = prozentuale Wachstumsänderung im Testansatz mit der höchsten Testgutkonzentration (hier 80 % - Testansatz). Nach der DIN-Testvorschrift ist eine Wachstumshemmung von 20 % als signifikant zu bewerten.
- 16) Amphipodentest: Sedimentkontakttest mit Kleinkrebsen nach ISO/DIS 16712 (2005) mit dem marinen Amphipoden *Corophium volutator*, akuter Toxizitätstest über 10 Tage. 2005 entstammen die Testorganismen dem Norderneyer Watt und wurden im Labor gezüchtet. 2006 wurden die Testorganismen kurz vor den Tests dem Sylter Watt entnommen.
- 17) C% = Mortalität der Amphipoden nach 10 Tagen in Prozent. Wenn weniger als 20% der Versuchstiere sterben, erfolgt die Zuordnung zum pT-Wert 0.

Die Testergebnisse sind analog zur Zuordnung in Handhabungskategorien farbig hinterlegt.

Die Untersuchungen wurden im Ökotoxikologischen Labor der BfG im Jahr 2002/05 von Frau Kirchesch, Frau Koppers, Frau Wunsch von Herrn Groß durchgeführt. Im Jahr 2006 wurde das Probenmaterial vom Limnologischen Institut Dr. Nowak, Ottersberg untersucht.

Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung von Oberflächensedimenten der Tidelbe und des Nord-Ostsee-Kanals.

Untersuchungsjahr 2002, Limnische Biotestpalette. Erläuterungen zu den Indizes befinden

Probenahme ¹⁾ im Sommer 2002																	
BiG-Nr. ²⁾	Elbe-km	Bereich	Probenamedatum	H ₂ O ³⁾ %						PW ⁴⁾ EL	Algen-test ⁶⁾		Leuchtbakt.-test ⁹⁾		Daphnien-test ¹¹⁾		Toxizitätsklasse ¹²⁾
					pH ⁵⁾	NH ₄ ⁺ -N ⁵⁾ mg/l	O ₂ I ⁵⁾ mg/l	LF1 ⁵⁾ mS/cm	Salinität ⁵⁾ vor LB-T		A % ⁷⁾	pI ⁸⁾	L % ¹⁰⁾	pI ⁸⁾	D % ¹⁰⁾	pI ⁸⁾	
M-05494	642,98	Wedel	30.07.2002	59	7,5	n.b.	4,4	2,00	20,7	PW	17	0	1	0	0	0	0
M-05493	643,00		30.07.2002	60	7,6	n.b.	2,9	1,90	20,7	PW	1	0	-2	0	0	0	0
M-05513	652,03	Juellsand	30.07.2002	60	7,5	n.b.	3,1	1,90	20,8	PW	-10	0	-5	0	0	0	0
M-05515	652,10		30.07.2002	50	7,6	n.b.	4,2	1,87	20,9	PW	-9	0	0	0	0	0	0
M-05518	653,08		30.07.2002	54	7,5	n.b.	4,6	1,82	21,0	PW	3	0	-2	0	0	0	0
M-05519	658,97	Pagensand	30.07.2002	42	8,0	n.b.	7,6	1,82	20,8	PW	-14	0	-3	0	0	0	0
M-05532	671,03	Rhinplate	31.07.2002	48	7,7	n.b.	7,6	1,27	21,0	PW	3	0	1	0	0	0	0
M-05536	672,07		31.07.2002	41	7,5	n.b.	7,2	1,34	21,0	PW	-14	0	-4	0	0	0	0
M-05553	682,20	Schelenkuhlen	31.07.2002	42	7,7	n.b.	6,7	1,27	20,9	PW	-22	0	7	0	0	0	0
N-01541	703,00	Osteriff	05.06.2002	26	7,9	n.b.	9,5	14,09	18,3	PW	n.b. ¹	n.b. ¹	15	0	n.b. ¹	n.b. ¹	0
				7,3	n.b.	8,8	13,12	18,0	EL	n.b.	n.b.	6	0	0	0	0	
N-01550	707		04.07.2002	39	7,9	n.b.	10,7	11,62	n.b.	PW	(50*)	(1)	8	0	0	0	0
N-01549	707		04.07.2002	42	7,9	n.b.	11,7	14,54	n.b.	PW	(73*)	(2)	11	0	(90*)	(1)	0
N-01548	707		04.07.2002	37	7,9	n.b.	10,7	18,34	n.b.	PW	(93*)	(3)	6	0	(100*)	(1)	0
N-01529	NOK 7,4	Brunsbüttel	04.06.2002	43	7,4	n.b.	4,2	5,89	18,4	PW	-12	0	7	0	0	0	0
				64	7,7	n.b.	8,6	8,60	19,7	EL	n.b.	n.b.	0	0	0	0	0
N-01528	NOK 6,0		04.06.2002	43	7,5	n.b.	3,8	5,18	18,0	PW	-7	0	28	1	0	0	I
				74	7,2	n.b.	7,1	7,72	19,7	EL	n.b.	n.b.	-6	0	0	0	0
N-01527	NOK 3,7		04.06.2002	73	7,3	n.b.	3,0	7,30	19,0	PW	7	0	9	0	0	0	I
				74	7,4	n.b.	6,9	8,20	20,1	EL	n.b.	n.b.	26	1	0	0	0
N-01526	NOK 2,1	04.06.2002	74	7,4	n.b.	2,6	7,41	19,1	PW	13	0	5	0	0	0	0	
			72	7,2	n.b.	8,3	11,46	21,6	EL	n.b.	n.b.	-7	0	0	0	0	
N-01525	NOK 1,0	04.06.2002	64	7,5	n.b.	2,2	5,55	18,5	PW	8	0	5	0	0	0	I	
				7,0	n.b.	8,5	11,97	21,8	EL	n.b.	n.b.	-13	0	20	1	0	

n.b. nicht bestimmt
 n.b.¹ keine ausreichende Porenwassergewinnung möglich
 * Letalität der Testorganismen aufgrund der Salinität

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet

sich in der vorangestellten Anlage 4.4-1.

Anlage 4.4-3

**Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung von Oberflächensedi-
menten des Nord-Ostsee-Kanals.**

Untersuchungsjahr 2005, Erläuterungen zu den Indizes befinden sich in der vorangestellten
Legende in Anlage 4.4-1.

Probenahme¹⁾ am 02.08.05 durch WSA Hamburg

BfG- Nr. ²⁾	Elbe- km	Bereich	Probenname- datum	H ₂ O ³⁾ %						PW ⁴⁾ EL	Algen- test ⁶⁾		Leuchtbakt.- test ⁹⁾		Daphnien- test ¹¹⁾		Toxizitäts- klasse ¹³⁾
					pH ⁵⁾	NH ₄ ^{+-N⁵⁾} mg/l	O ₂ ¹⁵⁾ mg/l	LF1 ¹⁵⁾ mS/cm	Salinität ¹⁵⁾ vor LB-T		A % ⁷⁾	pT ⁸⁾	L % ¹⁰⁾	pT ⁸⁾	D % ¹⁰⁾	pT ⁸⁾	
050710	642,2	Wedel	02.08.2005	56	7,6 7,3	13,1 1,9	1,9 6,5	1,8 1,2	20,0 20,3	PW EL	28 -29	1 0	-8 -11	0 0	0 0	0 0	I III
050712	642,6 n		02.08.2005	43	7,3 7,2	40,9 12,4	1,0 6,6	2,7 1,1	20,0 20,0	PW EL	63 35	3 2	13 -8	0 0	0 0	0 0	III
050713	642,6 s		02.08.2005	40	7,7 7,2	8,4 1,9	5,0 7,1	1,4 0,9	20,2 20,0	PW EL	5 27	0 2	7 -6	0 0	0 0	0 0	II
050715	643 n		02.08.2005	41	7,6 7,2	9,3 1,9	4,4 7,6	1,6 0,9	20,3 20,0	PW EL	39 2	2 0	-1 -11	0 0	0 0	0 0	II
050716	643 s		02.08.2005	54	7,5 7,2	16,8 1,9	1,1 6,8	2,2 1,2	20,3 20,2	PW EL	30 12	1 3	-7 -14	0 0	0 0	0 0	III
050718	643,5 n		02.08.2005	52	7,6 7,3	10,9 2	2,8 7,2	1,6 1,1	20,0 20,0	PW EL	11 29	0 2	-3 -14	0 0	0 0	0 0	II
050726	651,05		Lübesand	02.08.2005	49	7,7 7,2	6,2 0,9	4,6 7,4	1,7 1,0	20,2 20,0	PW EL	20 2	1 0	-4 -7	0 0	0 10	0 0
050727	651,35	02.08.2005		50	7,6 7,2	10 0,9	2,8 7,7	1,9 1,1	20,1 20,0	PW EL	48 3	2 0	-5 -11	0 0	0 0	0 0	II
050728	651,65	02.08.2005		52	7,9 7,1	3,6 0,8	5,4 7,4	1,2 0,9	20,3 20,0	PW EL	29 -24	2 0	-6 -6	0 0	0 0	0 0	II
050729	651,9	02.08.2005		44	7,5 7,1	15,3 0,8	2,3 7,9	2,1 1,0	20,1 20,0	PW EL	54 38	2 2	-4 -14	0 0	0 0	0 0	II
050730	652,16	Julessand	02.08.2005	54	7,5 7,0	9,7 1,1	1,6 5,9	1,8 1,1	20,2 20,5	PW EL	6 36	0 (4)**	-7 -18	0 0	0 0	0 0	0 IV
050731	652,55		02.08.2005	50	7,3 7,0	30,6 1,1	0,6 5,9	2,3 1,1	20,0 20,5	PW EL	37 36	1 (4)**	-3 -18	0 0	0 0	0 0	IV
050732	652,95		02.08.2005	53	7,3 7,0	28,2 1,8	0,8 6,1	2,2 1,2	20,1 20,2	PW EL	26 3	1 0	-7 -15	0 0	0 0	0 0	I
050733	653,35		02.08.2005	35	7,6 7,3	7,5 0,9	5,4 8,5	1,9 0,8	20,6 20,1	PW EL	1 -43	0 0	-1 -13	0 0	0 0	0 0	0
050734	653,8		02.08.2005	48	7,6 7,3	5,5 1	3,7 7,6	1,6 0,9	20,3 20,0	PW EL	-5 -31	0 0	0 -10	0 0	0 0	0 0	0
050710	642,2		Wedel	02.08.2005	56	7,6 7,3	n.b. 23	2,6 6,7	1,8 27,1	20,0 17,6*	PW EL	29 28	1 1	-8 -11	0 0	0 0	0 0
050712	642,6 n	02.08.2005		43	7,3 7,2	n.b. 30,6	2,1 7,6	2,4 33,8	20,0 22,0*	PW EL	51 17	2 0	13 -22	0 0	3 0	0 0	II
050713	642,6 s	02.08.2005		40	7,7 7,2	n.b. 10	2,1 8,0	1,4 35,2	20,2 22,9*	PW EL	38 -36	1 0	7 -23	0 0	2 0	0 0	I
050715	643 n	02.08.2005		41	7,6 7,2	n.b. 9,9	2,9 8,3	1,6 34,7	20,3 22,6*	PW EL	13 -29	0 0	-1 -20	0 0	3 0	0 0	0
050716	643 s	02.08.2005		54	7,4 7,2	n.b. 21	1,6 7,5	2,0 28,8	20,3 18,7*	PW EL	43 21	1 1	-7 -24	0 0	2 0	0 0	I
050718	643,5 n	02.08.2005		52	7,5 7,2	n.b. 13,3	1,9 7,7	1,8 29,0	20,0 18,9*	PW EL	35 -27	1 0	-3 -16	0 0	0 0	0 0	I
050726	651,05	Lübesand		02.08.2005	49	7,7 7,2	6,2 0,9	4,6 7,4	1,7 1,0	20,2 20,0	PW	16	0	-4 -7	0 0	n.b.	0
050727	651,35		02.08.2005	50	7,6 7,2	10 0,9	2,8 7,7	1,9 1,1	20,0 20,0	PW	33	1	-5 -11	0 0	n.b.	I	
050728	651,65		02.08.2005	52	7,9 7,1	3,6 0,8	5,4 7,4	1,2 0,9	20,0 20,0	PW	21	1	-6 -6	0 0	n.b.	I	
050729	651,9		02.08.2005	44	7,5 7,1	15,3 0,8	2,3 7,9	2,1 1,0	20,0 20,0	PW	48	1	-4 -14	0 0	n.b.	I	
050730	652,16	Julessand	02.08.2005	54	7,5 7,2	9,7 1	1,6 7,7	1,8 1,1	20,3 20,3	PW	37	1	-7 -13	0 0	n.b.	I	
050731	652,55		02.08.2005	50	7,3 7,0	30,6 1,1	0,6 5,9	2,3 1,1	20,5 20,5	PW	41	2	-3 -18	0 0	n.b.	II	
050732	652,95		02.08.2005	53	7,3 7,0	28,2 1,8	0,8 6,1	2,2 1,2	20,2 20,2	PW	43	2	-7 -15	0 0	n.b.	II	
050733	653,35		02.08.2005	35	7,6 7,3	7,5 0,9	5,4 8,5	1,9 0,8	20,1 20,1	PW	42	1	-1 -13	0 0	n.b.	I	
050734	653,8		02.08.2005	48	7,6 7,3	5,5 1	3,7 7,6	1,6 0,9	20,0 20,0	PW	38	1	0 -10	0 0	n.b.	I	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

* nicht aufgezogen (Salinität aufgrund der Elutionsmethode)
** siehe Text
n.b. nicht bestimmt

Limnische
Biotest-
palette.

Marine
Biotest-
palette.

Anlage 4.4-4

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung von
Oberflächensedimenten der Tideelbe und des Nord-Ostsee-Kanals.

Untersuchungsjahr 2006, Limnische Biotestpalette. Erläuterungen zu den Indizes befinden
sich in der vorangestellten Legende in Anlage 4.4-1.

Probenahme¹⁾ im Oktober 2006 durch die BfG

BfG-Nr. ²⁾	Elbe- km	Beprobungs- datum	Breitengrad	Längengrad	Wasser- tiefe	H ₂ O ³⁾ [%]	pH ⁵⁾	NH ₄ ⁻ N ⁵⁾ [mg/l]	O ₂ I ⁵⁾ [mg/l]	LF1 ⁵⁾ [mS/cm]	PW ⁴⁾ EL ⁴⁾	Algen- test ⁶⁾		Leuchtbakt. -test ⁹⁾		Daphnien -test ¹¹⁾		Toxizitäts- klasse ¹³⁾
												A % ⁷⁾	pT ⁸⁾	L % ¹⁰⁾	pT ⁸⁾	D % ¹⁰⁾	pT ⁸⁾	
061005	634,2	17.10.2006	53°33'24"	09°48'01"	4	55	8,1	34,0	9,3	1,97	PW	0	0	3	0	0	0	I
							7,5	26,0	9,2	1,18	EL	-29	0	3	0	30	1	
061060	634,2	17.10.2006	53°33'10"	09°47'46"	4,5	46	8,0	68,0	9,4	2,06	PW	-39	0	22	1	90	1	I
							7,3	35,0	8,8	1,18	EL	-40	0	0	0	0	0	
061006	634,2	17.10.2006	53°32'52"	09°47'41"	3,5	56	7,8	23,0	9,2	2,02	PW	-24	0	3	0	0	0	0
							7,3	19,0	9,0	1,28	EL	-26	0	-1	0	0	0	
061007	638,8	17.10.2006	53°33'51"	09°44'21"	3	80	7,9	2,1	9,8	1,43	PW	-38	0	6	0	0	0	0
							7,8	7,3	9,7	1,85	PW	-56	0	10	0	0	0	
061059	641,5	17.10.2006	53°34'08"	09°41'52"	3,5	52	7,5	2,5	8,8	1,19	EL	-58	0	7	0	0	0	0
							7,9	1,4	9,4	1,15	PW	-6	0	4	0	0	0	
061009	646,0	16.10.2006	53°35'05"	09°38'29"	1,5	33	7,6	<0,4	8,8	0,96	EL	-99	0	6	0	0	0	0
							8,2	4,0	9,3	1,32	PW	-25	0	14	0	0	0	
061010	645,8	16.10.2006	53°34'38"	09°38'25"	11,5	34	7,5	0,4	8,9	0,91	EL	-166	0	6	0	0	0	0
							7,9	18,0	8,5	1,66	PW	-80	0	10	0	0	0	
061011	645,8	16.10.2006	53°34'25"	09°37'54"	3,5	51	7,5	14,0	8,8	1,08	EL	-171	0	5	0	0	0	0
							7,9	18,0	9,0	1,81	PW	-60	0	11	0	0	0	
061012	650,7	16.10.2006	53°36'33"	09°34'55"	3,5	52	7,7	14,0	8,9	1,19	EL	-180	0	2	0	0	0	0
							8,2	4,3	9,2	1,47	PW	-36	0	4	0	0	0	
061014	650,6	16.10.2006	53°35'60"	09°34'18"	3,5	48	7,7	<0,4	8,9	1,18	EL	-123	0	2	0	10	0	0
							8,2	4,5	9,2	1,81	PW	-74	0	8	0	0	0	
061066	654,4	19.10.2006	53°37'53"	09°32'53"	3,5	49	7,1	<0,4	5,6	1,10	EL	-78	0	8	0	0	0	0
							7,9	<0,4	9,7	1,34	PW	-42	0	15	0	10	0	
061065	658,8	19.10.2006	53°39'50"	09°32'43"	4,5	58	7,2	<0,4	6,5	1,21	EL	-53	0	1	0	0	0	0
							8,3	1,0	9,3	1,53	PW	-20	0	8	0	0	0	
061015	658,8	19.10.2006	53°39'46"	09°31'47"	1	35	7,6	<0,4	9,0	0,93	EL	-52	0	4	0	0	0	0
							8,2	1,1	9,3	1,39	PW	-44	0	12	0	0	0	
061064	661,0	53°41'37"	09°31'41"	19.10.2006	5,5	48	7,5	<0,4	8,6	1,00	EL	-193	0	2	0	0	0	0
							8,1	4,0	9,8	1,42	PW	-71	0	7	0	0	0	
061018	664,0	53°42'47"	09°30'43"	18.10.2006	2,5	38	7,1	0,9	6,3	1,10	EL	-100	0	3	0	0	0	0
							8,0	1,4	10,7	1,76	PW	-40	0	7	0	0	0	
061019	663,5	53°42'18"	09°29'06"	18.10.2006	18	32	7,1	0,4	5,6	1,06	EL	-45	0	2	0	0	0	0
							7,9	<0,4	10,5	1,90	PW	-42	0	11	0	0	0	
061020	663,2	53°41'42"	09°28'22"	19.10.2006	3	31	7,2	<0,4	7,1	0,94	EL	-56	0	10	0	0	0	0
							8,0	0,8	10,2	1,75	PW	-47	0	2	0	0	0	
061063	667,0	53°42'55"	09°26'25"	18.10.2006	2,5	33	7,2	<0,4	7,4	1,01	EL	-67	0	6	0	0	0	0
							7,7	<0,4	10,6	1,79	PW	-58	0	3	0	0	0	
061021	671,0	53°45'14"	09°25'34"	18.10.2006	3,5	25	7,3	<0,4	8,6	0,80	EL	-73	0	-1	0	0	0	0
							8,1	<0,4	10,4	1,74	PW	-58	0	6	0	0	0	
061022	670,0	53°44'43"	09°25'27"	18.10.2006	10	44	7,3	<0,4	9,2	1,07	EL	-82	0	0	0	0	0	0
							8,1	7,7	10,0	1,90	PW	-76	0	7	0	0	0	
061023	670,0	53°44'15"	09°24'31"	18.10.2006	7	48	7,2	5,2	9,3	1,35	EL	-104	0	1	0	0	0	0
							8,1	<0,4	10,2	2,70	PW	-34	0	8	0	10	0	
061062	673,3	53°45'58"	09°22'58"	18.10.2006	11	38	7,5	<0,4	9,0	1,17	EL	-42	0	6	0	0	0	0
							8,2	3,1	9,6	2,72	PW	-46	0	12	0	0	0	
061061	676,4	53°47'43"	09°23'48"	18.10.2006	11	41	7,2	1,1	7,6	1,50	EL	-54	0	4	0	0	0	0
							8,0	1,1	10,2	2,10	PW	-29	0	0	0	0	0	
060946	676,4	53°47'17"	09°23'42"	02.10.2006	8	30	7,6	<0,4	7,7	0,95	EL	-63	0	-4	0	0	0	0
							7,9	1,9	10,3	2,60	PW	-31	0	1	0	0	0	
060948	675,9	53°47'14"	09°22'11"	02.10.2006	5,2	31	7,5	<0,4	7,5	1,10	EL	-66	0	1	0	0	0	0
							7,9	1,7	9,9	4,30	PW	11	0	3	0	0	0	
060949	680	53°51'29"	09°19'25"	02.10.2006	9	64	7,5	1,6	6,5	3,20	EL	-39	0	1	0	0	0	0
							7,8	1,6	10,2	6,77	PW	-23	0	2	0	0	0	
060951	680	53°50'50"	09°18'20"	02.10.2006	5,4	32	7,7	<0,4	7,6	1,80	EL	-55	0	0	0	0	0	0
							8,1	23,0	10,5	6,71	PW	-17	0	4	0	0	0	
060952	693	53°53'19"	09°11'23"	04.10.2006	7,5	54	7,8	15,0	6,8	3,13	EL	-50	0	4	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Anlage 4.4-4

Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung von Oberflächensedimenten der Tideelbe und des Nord-Ostsee-Kanals.

Untersuchungsjahr 2006, Limnische Biotestpalette. Erläuterungen zu den Indizes befinden
sich in der vorangestellten Legende in Anlage 4.4-1.

Probennahme¹⁾ im Oktober 2006 durch die BfG

BfG-Nr. ²⁾	Elbe- km	Breitengrad	Längengrad	Beprobungs- datum	Wasser- tiefe	H ₂ O ₃ [%]	pH ⁵⁾	NH ₄ ⁺ -N ⁵⁾ [mg/l]	O ₂ ¹⁵⁾ [mg/l]	LF1 ⁵⁾ [mS/cm]	Sali- nität ⁵⁾	PW ⁴⁾ EL ⁴⁾	mariner Algentest ¹⁴⁾		Leuchtbakt.- test ⁹⁾		Amphipoden- test ¹⁶⁾		Toxizitäts- klasse ¹³⁾
													M % ¹⁵⁾	pI ⁸⁾	L % ¹⁰⁾	pI ⁸⁾	C % ¹⁷⁾	pI ⁸⁾	
060954	692	53°52'13"	09°12'13"	04.10.2006	6	35	7,8	1,7	10,4	10,8	6,1	PW	-125	0	5	0	5	0	0
							7,9	0,8	10,5	28,5	17,4	EL	-115	0	11	0	0	0	
060955	700	53°53'16"	09°03'56"	04.10.2006	7,6	50	8,1	21,0	11,1	12,4	7,0	PW	-97	0	22	1	0	0	I
							7,8	18,0	10,5	26,8	16,0	EL	-91	0	9	0	0	0	
060956	700	53°52'20"	09°04'36"	04.10.2006	19	49	7,6	21,0	10,1	13,9	8,0	PW	-116	0	17	0	5	0	0
							8,0	15,0	10,7	27,0	16,2	EL	-116	0	13	0	0	0	
060957	700	53°51'58"	09°05'03"	04.10.2006	3,7	42	7,9	2,2	10,1	14,6	8,5	PW	-101	0	9	0	0	0	0
							7,7	<0,4	10,6	28,6	17,5	EL	-110	0	11	0	0	0	
060958	710	53°51'43"	08°56'36"	04.10.2006	9,5	43	8,0	7,1	10,0	16,5	9,7	PW	-121	0	11	0	0	0	0
							8,0	<0,4	10,8	28,6	17,4	EL	-109	0	17	0	0	0	
060960	710	53°50'29"	08°56'56"	05.10.2006	6,8	38	8,0	1,3	10,3	18,7	11,1	PW	-126	0	10	0	5	0	0
							7,7	0,5	10,7	30,0	18,3	EL	-133	0	13	0	0	0	
060963	720	53°50'06"	08°47'41"	05.10.2006	10	31	7,8	<0,4	11,4	33,6	20,5	PW	-30	0	9	0	0	0	0
							8,3	0,9	9,6	33,0	20,1	EL	-104	0	12	0	0	0	
060977	722	53°52'39"	08°47'06"	05.10.2006	6	39	8,2	6,9	10,3	32,6	20,0	PW	-137	0	23	1	5	0	I
							7,8	0,7	9,4	32,8	20,2	EL	-102	0	14	0	0	0	
060964	729	53°54'20"	08°44'07"	05.10.2006	3,8	31	7,7	<0,4	11,6	36,0	21,7	PW	-72	0	11	0	5	0	0
							8,0	<0,4	9,9	32,8	20,4	EL	-108	0	14	0	0	0	
060976	729	53°53'23"	08°41'16"	05.10.2006	10	36	7,7	5,2	11,5	27,2	23,1	PW	-83	0	6	0	0	0	0
							7,9	<0,4	9,6	33,8	20,7	EL	-114	0	12	0	0	0	
060979	728	53°52'48"	08°41'48"	05.10.2006	4,3	31	8,1	<0,4	11,5	39,0	23,7	PW	-68	0	11	0	10	0	0
							8,0	<0,4	10,0	33,8	20,9	EL	-104	0	13	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Rezente Fischarten in der Tideelbe und den/dem vorgelagerten Küstengewässern / Küstenmeer (verändert nach IBL/IMS 2007a, Gildenzuordnung autochthoner Arten n. BioConsult 2006, für allochthone Arten eigene Einstufung, Zusammenstellung mariner Arten IBL/IMS 2007a und Fricke et al. 1995); Legende: s. Tabellenende

WSV
Sedimentmanagement Tideelbe,
Strategien und Potenziale
- eine Systemstudie -

Gilde/Art	Rote-Liste-Status						FF H- Sta- tus ⁷
	Nds. 1	SH 2	HH 3	BRD 4	WM/Nord- see ⁵	Nord- + Ost- see ⁶	
Süßwasserarten							
Aland	-		3	3		3	
Bachneunauge	2	3	2	2			II
Barbe	2	0	1	2		2	V
Bitterling	1	?	2	2			II
Blaubandbärbling	-						
Brassen	-						
Döbel	-	R	3				
Flussbarsch	-						
Giebel	-						
Graskarpfen	-						
Gründling	-						
Güster	-						
Hasel	-	3	3	3			
Hecht	3	3	3	3		3	
Karusche	3		4	3		3	
Karpfen	2 (Wild- form)			2 (Wild- form)			
Kaulbarsch			3				
Kleine Maräne		R		3			
Marmorkarpfen							
Moderlieschen	4	V	3	3			
Nase				2			
Plötze							
Quappe	3	3	2	2		2	
Rapfen	3	3	3	3		3	II
Rotfeder			3				
Schlammpeitzger	2	2	2	2			II
Schleie							
Silberkarpfen							
Steinbeißer	2		2	2		2	II
Sterlet				0			V
Ukelei		3	3				
Weißflossiger Gründling				2			II
Wels	2	R	0	2			
Zährte		0	1	2		2	
Zander	4						
Zope		R	4	3		3	

Anlage 4.6-1

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

Zwergstichling			4				
Diadrome Arten							
Aal		3		3		3	
Dreistachliger Stichling			4				
Dünnlippige Meeräsche							
Finte	2		1	2	3/3	2	II, V
Flussneunauge	2	3	2	2	2/2	2	II
Lachs*	1	1	0	1	1/1	1	II, V
Maifisch	1	0	0	1	1/1	1	II, V
Meerforelle	2	2	2	2	2/2	2	
Meerneunauge	1	2	2	2	2/2	2	II
Regenbogenforelle							
Russischer Stör							
Schnäpel* (C. maraena)	0	1	1	0	0/0	0	II, IV, prioritäre Art
Sibirischer Stör							
Stint	4		4				
Streifenbarbe							
Weißer Stör							
Ästuarine Arten							
Aalmutter							
Butterfisch							
Fleckengrundel					-/P	R	
Flunder			4				
Froschdorsch							
Glasgrundel							
Grasnadel					2?/2	3	
Großer Scheibenzauch					3/3	3	
Große Seenadel					2/3	3	
Kleiner Sandaal							
Kleine Schlangennadel							
Kleine Seenadel							
Sandgrundel							
Schwarzgrundel					-/3?		
Seeskorpion							
Seestichling					3/3	3	
Steinpicker							
Strandgrundel			4				
Marine Arten - juvenil							
Dorsch							
Franzosendorsch							
Glattbutt							
Hering							
Kliesche							
Pollack							
Roter Knurrhahn							

Scholle							
Seezunge							
Steinbutt							
Wittling							
Wolfsbarsch					D/D	D	
Marine Arten - saisonal							
Dicklippige Meeräsche							
Fünbärtige Seequappe							
Goldmeeräsche							
Grauer Knurr- hahn					3/-		
Hornhecht							
Sardelle							
Seehase					-/P	R	
Sprotte							
Stechrochen					0/3	3	
Marine Gäste/Marine Arten							
Achselfleckbras- sen							
Adlerfisch					D/D	D	
Adlerrochen					-/D	D	
Augenschuppen- Lippfisch							
Bandfisch						1	
Blauer Seewolf							
Blauer Wittling							
Blauhai					-/D	D	
Blonde					-/3	3	
Brachsenmakrele							
Boyers- Ährenfisch							
Chagrin-Rochen							
Doggerscharbe							
Dornhai					-/3	3	
Dreibärtelige Seequappe							
Drückerfisch					-/D	D	
Eberfisch							
Einfarbiger Pelamide					-/D	D	
Eishai					-/D	D	
Fleckhai							
Fleckrochen					-/3	3	
Fliegender Fisch							
Fries-Grundel					-/P	R	
Froschdorsch							
Fuchshai					-/3	3	
Fyllas-Rochen							
Gabelmakrele							
Gefleckter Flügelbutt							

Anlage 4.6-1

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

Gefleckter Glatthai					-/P	R	
Gefleckter Leierfisch					-/3	3	
Gefleckter Lippfisch					-/2	2	
Gestreifter Knurrhahn							
Gestreifter Leierfisch							
Gestreifter Schleimfisch							
Glattrochen							
Goldstriemen							
Gotteslachs					-/D	D	
Graubarsch							
Grauhai							
Großer Gabeldorsch					D/P		
Großer Sandaal							
Große Schlangennadel					P/P	R	
Großgefleckter Katzenhai						R	
Guillet-Grundel					-/P	R	
Haarbutt							
Hammerhai					-/D	D	
Heilbutt							
Hellfleckiger Rochen							
Heringshai					-/3	3	
Heringskönig					-/2	2	
Hundshai							
Hundszunge							
Inger							
Jeffrey-Grundel					-/P	R	
Kleine Brachsenmakrele							
Kleine Goldmakrele					-/D	D	
Kleine Seenadel							
Kleiner Scheibebauch					3/3	3	
Kleines Petermännchen					D/3	3	
Kleingefleckter Katzenhai							
Kliesche							
Klippenbarsch					-/P		
Kristallgrundel							
Krummschnauzige Seenadel							
Kuckuckslippfisch							
Kuckucksrochen							
Kurzangel-Seeteufel							

Lammzunge							
Langflossen- Brachsenmakrele							
Langstachliger Knurrhahn							
Leng							
Leuchtsardine							
Limande							
Lozano-Grundel							
Makrele							
Makrelenhecht							
Marmorrochen							
Marmor-Zitter- rochen							
Meeraal							
Meerengel							
Mittelmeermak- rele							
Mittelmeer Seequappe							
Mondfisch				D/D	D		
Murray-Groppe							
Nacktsandaal							
Nadelfisch				-/3	3		
Nagelrochen				0/3	3		
Nördliche Fünfbartelquappe				-/P	R		
Norwegischer Zwergbutt							
Norwegische Sandgrundel							
Pelamide				-/D	D		
Riemenfisch				-/D	D		
Riesenhai				-/D	D		
Rotbrassen							
Rote Meerbarbe							
Sägebarsch							
Sandaal							
Sandrochen							
Sardine							
Schan							
Scheefsnut							
Schellfisch							
Schiffshalter							
Schnepfenfisch							
Schwarzer Zitterrochen							
Schwarzfisch				-/D	D		
Schwertfisch				-/D	D		
Schwimmgrundel							
Seebull							
Seehecht							
Seekuckuck							
Seelachs							
Seeratte							
Seeteufel							

Anlage 4.6-1

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

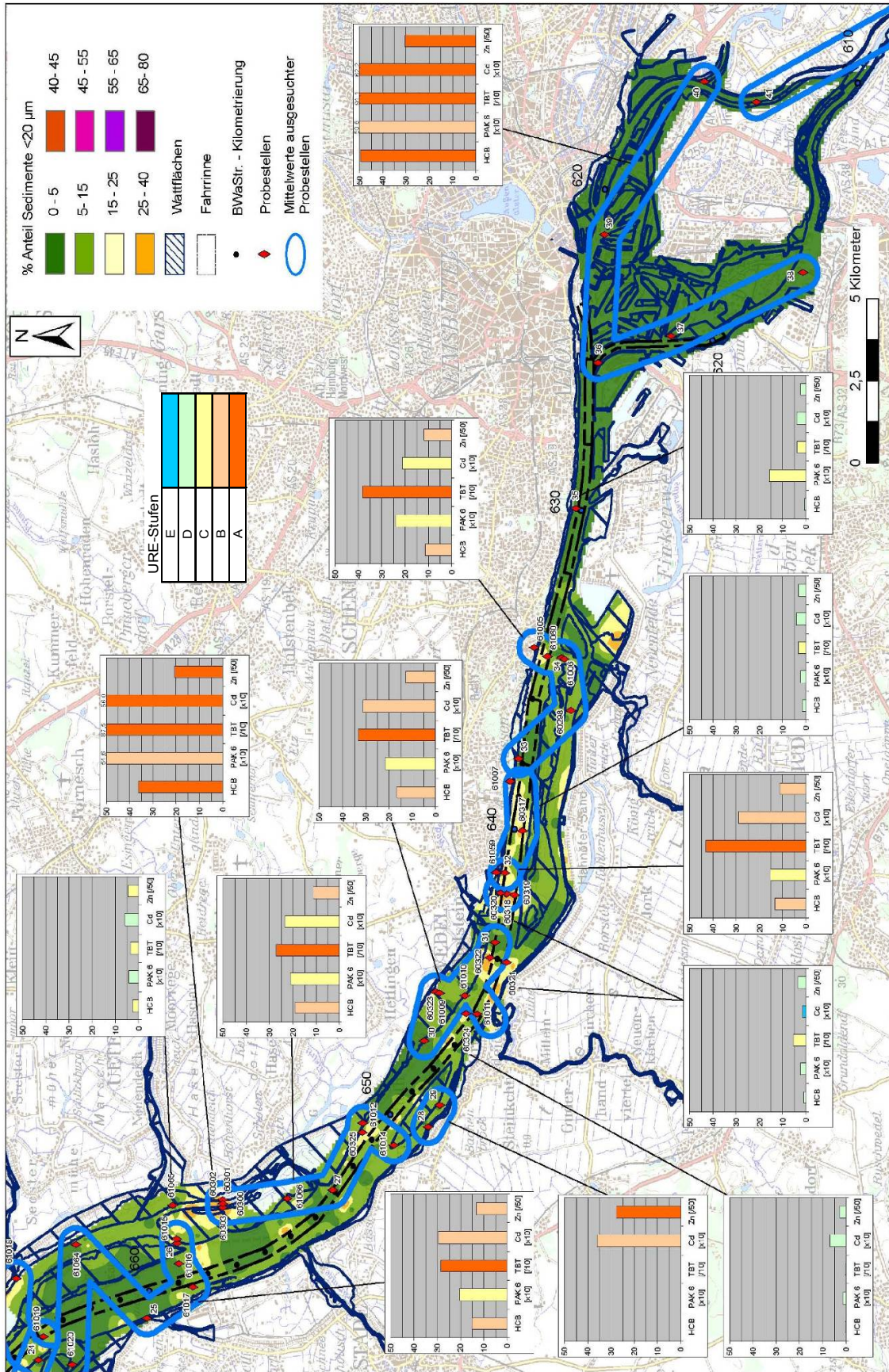
Seewolf							
Silberbrassen							
Skorpionsgrundel					-/P	R	
Spitzrochen							
Sternrochen							
Stintdorsch							
Stöcker							
Südlicher Glatthai							
Thunfisch					-/D	D	
Vierbärtlige Seequappe							
Wrackbarsch					-/D	D	
Zahnbrassen							
Zungenbutt							
Zweiflecken-Ansauger					-/P	R	
Zweifleck-Lippfisch							
Zwergdorsch							
Zwergzunge							
<p>1 = n. Gaumert & Kämmereit (1993), 2 = n. Neumann (2002), 3 = n. Diercking & Wehrmann (1991), 4 = n. Bless et al. (1998), 5 = n. Fricke et al. (1995), 6 = n. Fricke et al. 1998, 7 = n. Der Rat der Europäischen Gemeinschaften 1992 Blaubandbärbling = allochthone Fischart/Fremdfischart * = Vorkommen in der Elbe beruhen ausschließlich oder überwiegend auf Besatzmaßnahmen - = nicht in entsprechender Liste geführt, 0 = ausgestorben/verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, P = potenziell gefährdet, R = Arten mit geografischer Restriktion, D = gefährdeter Durchzügler II = FFH-Anhang II: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen, IV = FFH-Anhang IV: Streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse; V = FFH-Anhang V: Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können</p>							

Anlage 6.1-1

Gehalte ausgewählter Schadstoffe im Längsverlauf der Elbe und Anteile der Feinkornfraktion <20 µm.

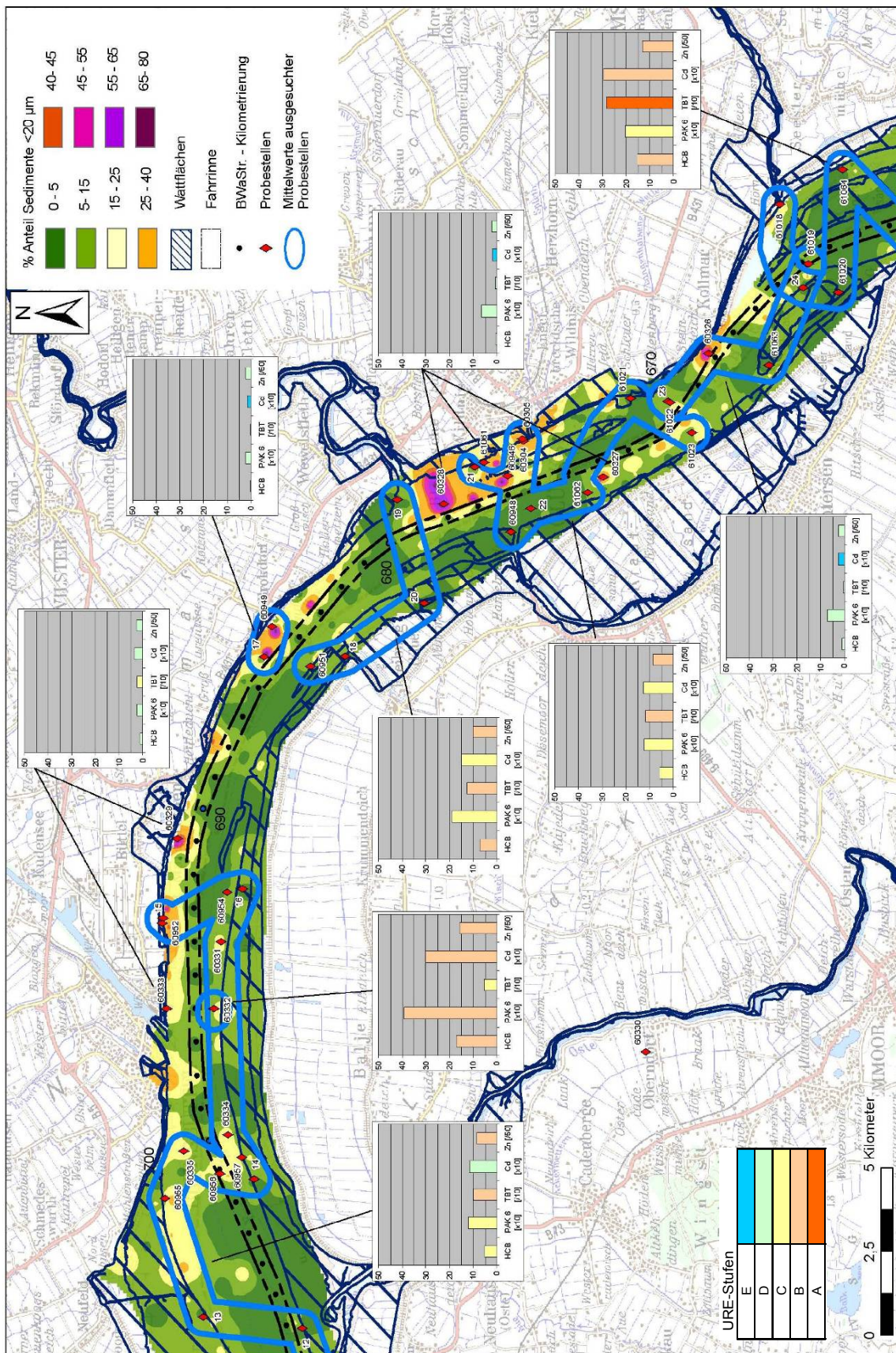
Bundesanstalt für Gewässerkunde

WSV Sedimentmanagement Tidelbe, Strategien und Potenziale - eine Systemstudie -



Gehalte ausgewählter Schadstoffe im Längsverlauf der Elbe und Anteile der Feinkornfraktion <20 µm.

WSV Sedimentmanagement Tidelbe, Strategien und Potenziale - eine Systemstudie -

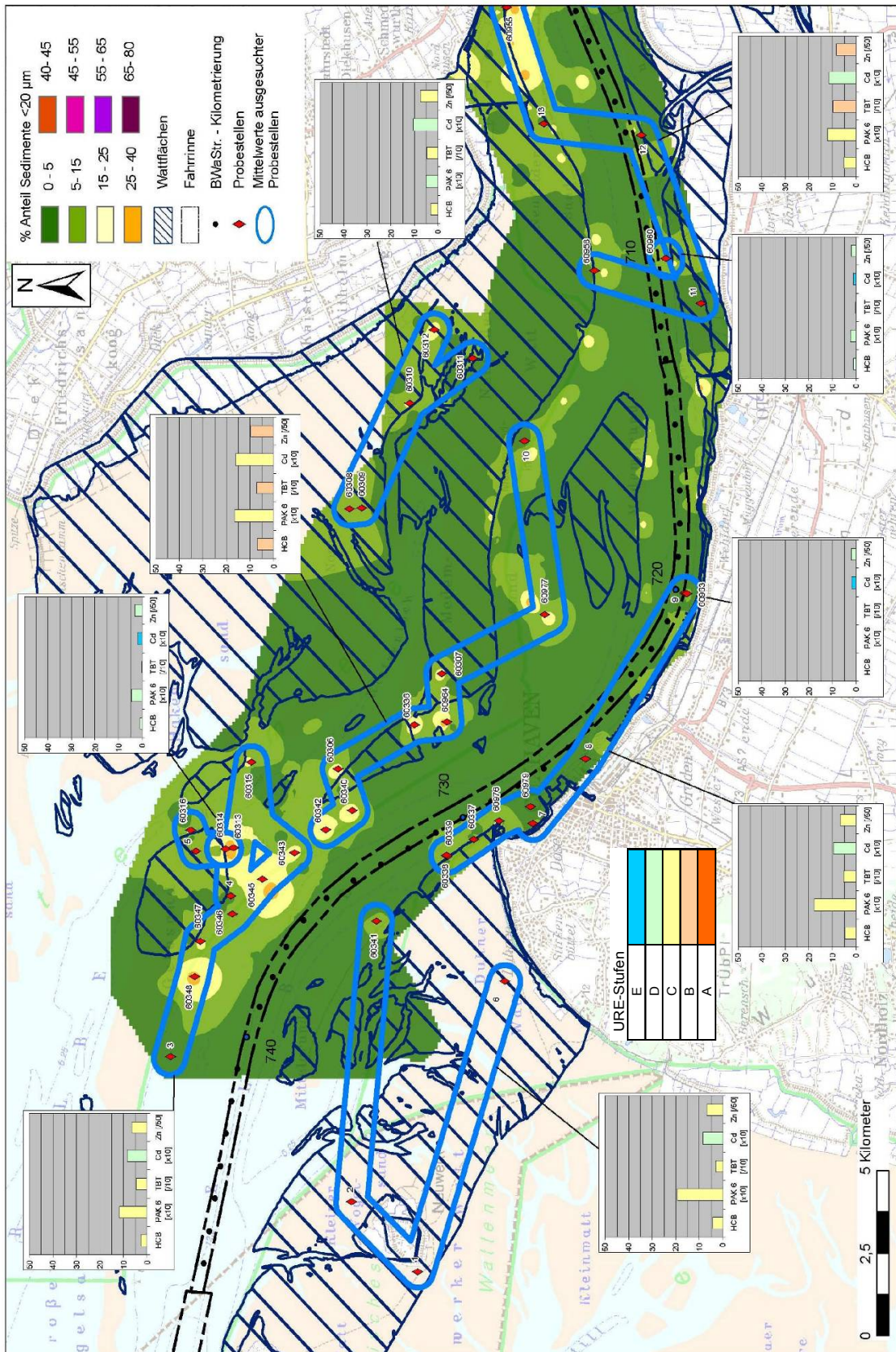


Anlage 6.1-3

Gehalte ausgewählter Schadstoffe im Längsverlauf der Elbe und Anteile der Feinkornfraktion < 20 µm.

Bundesanstalt für Gewässerkunde

WSV Sedimentmanagement Tidelbe, Strategien und Potenziale - eine Systemstudie -



Anlage 6.2-1

Übersichtskarte und schadstoff-bezogene Darstellung von Erosions- und Depositionsbereichen, ermittelt anhand von Schadstoffen

Erosions- und Depositionsbereiche

- A Ablagerungen
- Deposition
- Erosion
- Lokale Unterschiede (Depos./Erosion)

Sonstige

Elbe Gewässerbezeichnung

Neßsand Lagebezeichnungen

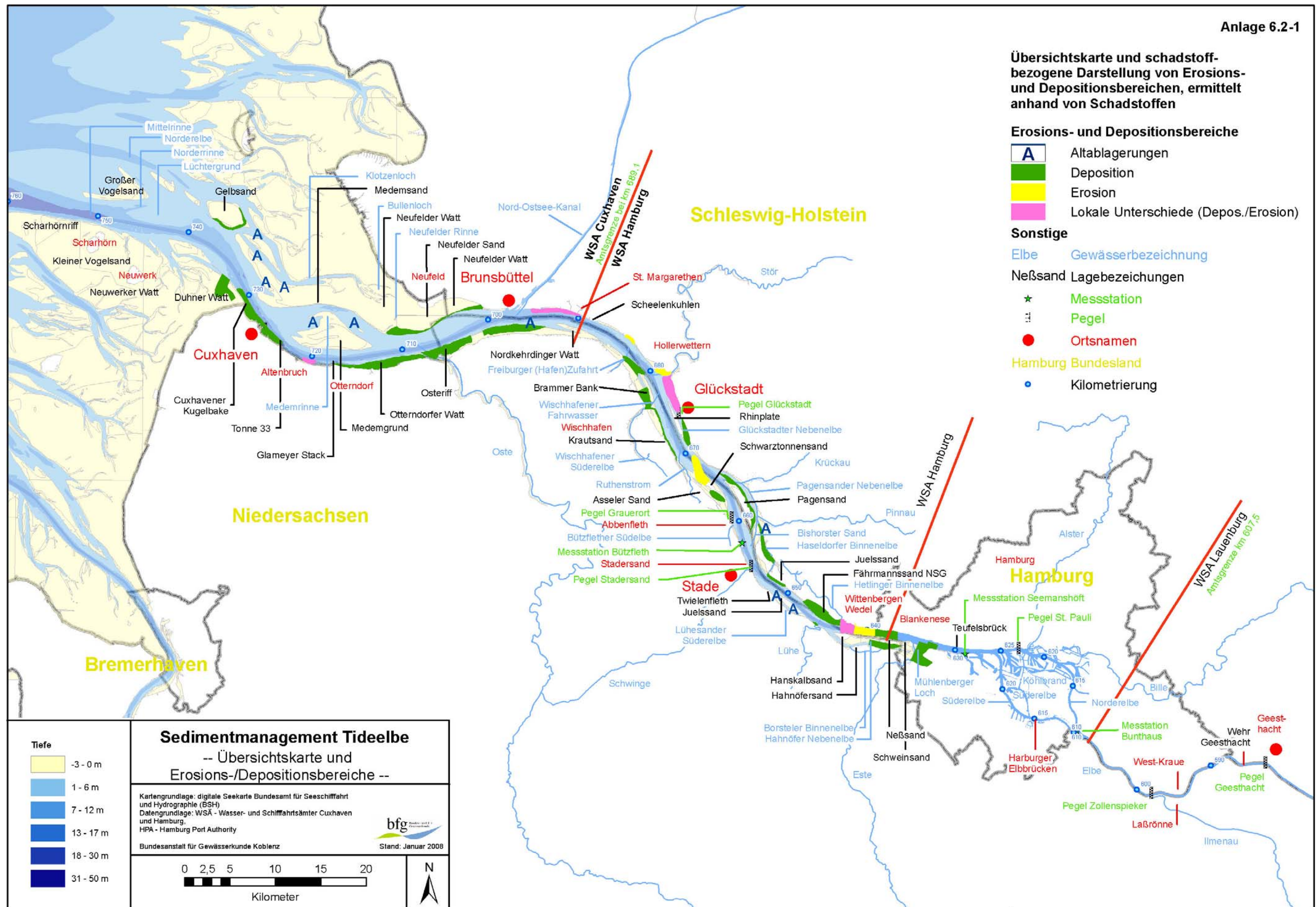
★ Messtation

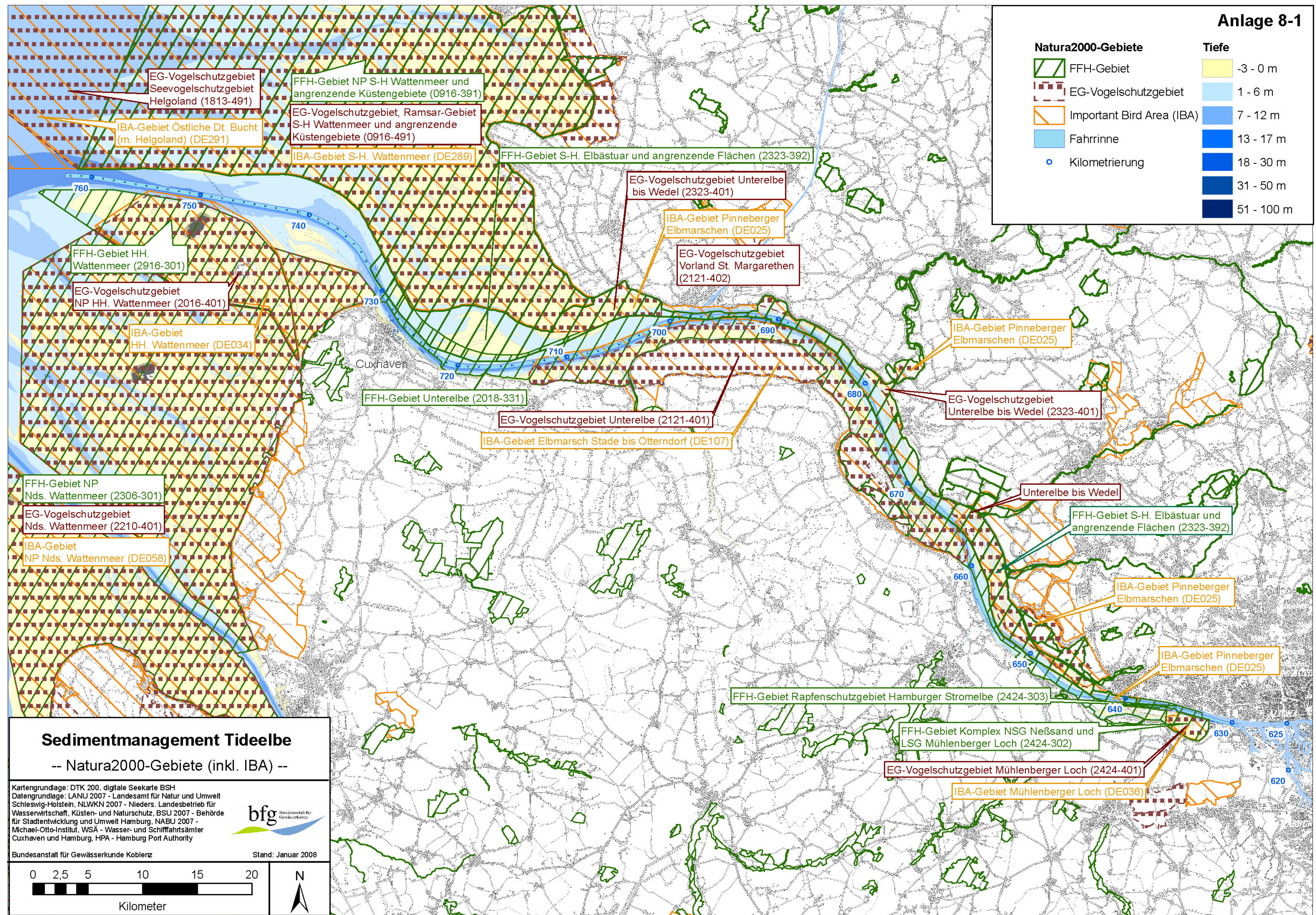
⋮ Pegel

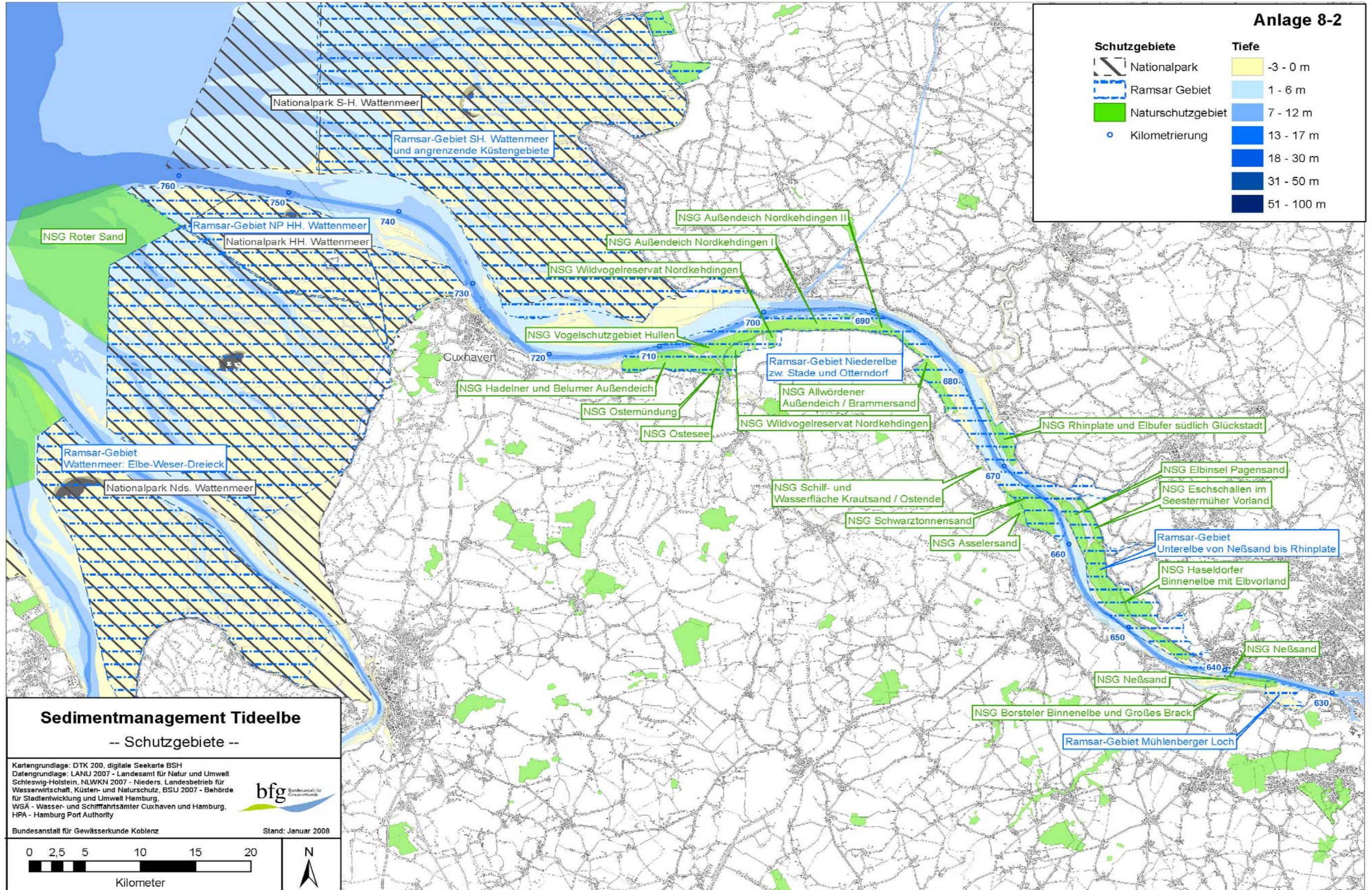
● Ortsnamen

Hamburg Bundesland

● Kilometrierung







Grundlegende Informationen zu Schadstoffen

Schwermetalle

Metalle und metalloide Elemente sind ubiquitäre Bestandteile der Natur und treten, mit deutlich zunehmender Tendenz, in vielfältigen chemischen Verbindungsformen in der Umwelt auf. Durch Verwitterung, Vulkanismus und Ausgasungen werden sie für den geochemischen Kreislauf mobilisiert. Elementkonzentrationen, die aus natürlichen Prozessen resultieren, werden als Hintergrundkonzentrationen bezeichnet. Wesentliche Quellen für anthropogen verursachte Exposition sind industrielle oder kommunale Abwässer, atmosphärische Deposition, Offshore-Aktivitäten wie Rohstofferkundung und Förderung sowie Umlagerung von Baggergut (siehe Abbildung 1).

WSV
Sedimentma-
nagement Tide-
elbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

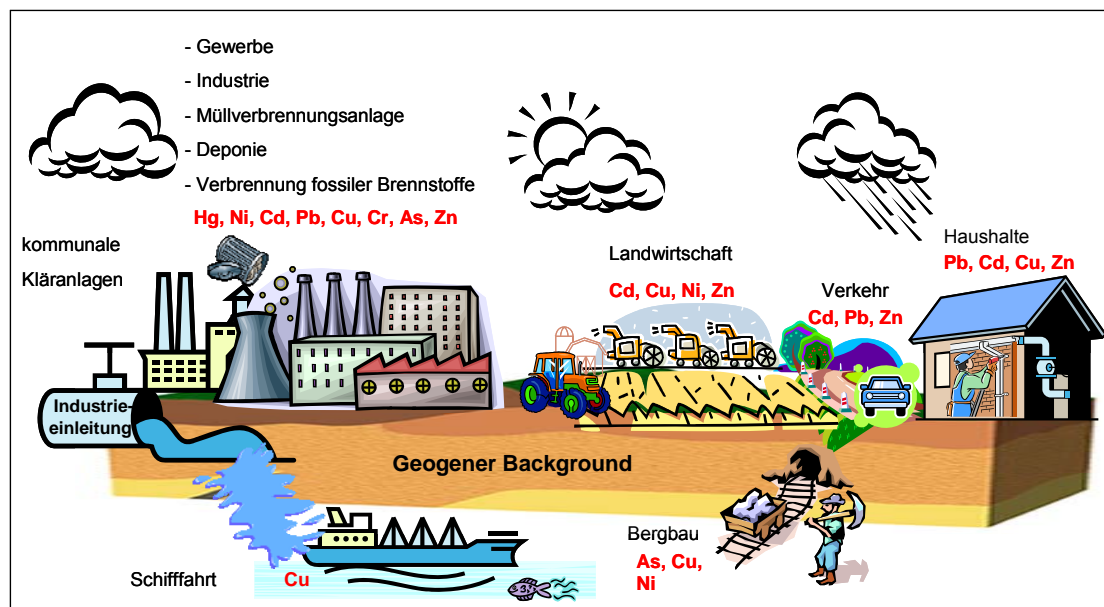


Abbildung 1: Mögliche Eintragspfade von Schwermetallen in die Umwelt

Arsen

Arsenverbindungen sind mit die am meisten verbreiteten Stoffe in der Erdkruste, die bei Bergbauaktivitäten freikommen und sich in der Umwelt verbreiten können. So ist etwa auch in Grundwasser Arsen zu finden, das bei der Verwitterung von Gesteinen und Böden gelöst wird. Metallisches Arsen wird in Legierungen mit anderen Metallen, wie Blei oder Kupfer, verarbeitet, um deren Härte zu erhöhen. Das extrem toxische Arsengas (AsH_3) nimmt einen wichtigen Platz in der Herstellung von Mikrochips ein. Zur Schädlingsbekämpfung im Weinbau eingesetztes Kupferarsenitacetat ist inzwischen in vielen Ländern verboten. Auch Kupferarsenit kann als Insektizid und Fungizid verwendet werden. Andere Arsenverbindungen dienen wiederum als Holzschutzmittel, oder werden in der Glasverarbeitung, der chemischen Industrie oder zusammen mit Gallium und Indium in der Halbleitertechnik verwendet.

Die Toxizität von As ist abhängig von Wertigkeit und Art der jeweiligen Verbindung. Reines Arsen selbst ist zwar nicht giftig, dafür umso mehr seine Verbindungen Arsentrioxid.

Arsenige Säure ist als krebserzeugend eingestuft. Arsen ist für einige Tierarten essentiell und hilft bei der Proteinsynthese. Andererseits ist seine Toxizität von großer Bedeutung für Organismen. Bei Süßwasseralgen gelten Konzentrationen von 2-46 ppm als Grenze für eine Schädigung.

Blei

Früher wurden oft Wasserleitungen aus Blei verwendet. Organisches Blei wird zur Herstellung von verschiedenen Erdölprodukten genutzt und anorganisches Blei zum Beispiel zur Produktion von Batterien und Farben. Ein großer Teil des in der Industrie verwendeten Bleis ist nötig zur Herstellung von Computer- und Fernsehbildschirmen. Auch als Antiklopfmittel in Brennstoffen kann Blei in Form von Tetraethylblei Verwendung finden. Tetraethylblei-Emissionen sind aber deutlich zurückgegangen, nachdem in Deutschland kein verbleites Benzin mehr angeboten wird (seit 1980 verboten). Im Allgemeinen stammt das meiste Blei, das in gelöster oder suspensierter Form schließlich ins Abwasser gelangt, aus Straßen- und Dachabschwemmungen, Abwasserrohren und dem Erdboden.

Blei und Bleiverbindungen gelten als giftig und umweltgefährdend. Ökotoxikologisch sehr wichtig sind vor allem Blei(II)salze und Organobleiverbindungen. Blei hemmt die Chlorophyllsynthese von Pflanzen, die jedoch noch einen relativ hohen Bleigehalt im Boden, nämlich bis zu 500 ppm, tolerieren. Bei höheren Konzentrationen wird das Pflanzenwachstum dennoch beeinflusst. Blei kann so in die Nahrungskette gelangen und ist deswegen u. a. in Pflanzenschutzmitteln verboten.

Es reichert sich in Lebewesen genau wie in Sedimenten und Klärschlämmen an. Blei wird in den Körpern von Wasser- und Bodenlebewesen akkumuliert, die dadurch vergiftet werden können. Schalentiere erleiden schon bei sehr geringen Konzentrationen eine Bleivergiftung. Blei stört auch die Körperfunktionen bei Phytoplankton, was vor allem deshalb sehr negativ ist, da Phytoplankton ja in der Sauerstoffproduktion im Meer eine wichtige Rolle spielt.

Cadmium

Cadmium wird in der Galvanoindustrie verwendet und kann in gelben und roten Farbpigmenten enthalten sein, die für Farben, Keramikglasuren und Emaille verwendet werden. Ein sehr bekannter Verwendungszweck ist der Einsatz in Nickel-Cadmium-Batterien, die zahlreiche Male wiederaufgeladen werden können. Cadmium kann zudem Bestandteil von Solarzellen und anderer elektronischer Teile sein. In der Kunststoffherstellung dienen Cadmiumverbindungen als Stabilisator von PVC. Auch Kunststoffe, die für elektrische Geräte verwendet werden, enthalten häufig jenes Element.

Nicht zu unterschätzen ist die Cadmiummenge, die bei der Produktion von Zink freigesetzt wird. Gleiches geschieht in kleineren Mengen bei der Herstellung von Kupfer und Blei.

Cadmium ist oft in Phosphatdüngern und auch Klärschlämmen enthalten. Auch bei der Herstellung von Phosphorsäure kann das Element freikommen. Zudem werden seine Verbindungen in der Fotografie und als Katalysatoren verwendet. Es ist Bestandteil einiger Legierungen, die etwa für Feuermelder und elektrische Sicherungen verwendet werden. In Kernreaktoren dient Cadmium als Schutzschicht und wird in Regelstäben genutzt.

Als Korrosionsschutz für Autos und Flugzeuge wird Cadmium eigentlich nicht mehr verwendet, da die Umweltverschmutzung hierdurch sehr groß war. Es kann jedoch noch immer aus verzinkten Dachrinnen und Regenrohren gelöst werden.

Als Oxid lagert sich Cadmium gerne an kleinen Aerosolpartikeln an. Es wird trotz der Verwendung von Abgasfiltern bei der Müllverbrennung freigesetzt und ist auch in Schweißdämpfen enthalten. Zudem entsteht Cadmiumstaub beim Recycling von Eisen und Stahl.

Chrom

Das Element und seine Verbindungen können durch verschiedenste Industrieabwässer in Oberflächengewässer gelangen. So wird es etwa zum Veredeln von Metalloberflächen oder in Metalllegierungen verwendet. Aus der Metallindustrie gelangt Chrom vor allem in dreiwertiger Form ins Wasser. Die sechswertige Form in industriellen Abwässern stammt hingegen meist aus der Gerberei und Färberei. Chromverbindungen werden nämlich auch als Farbpigmente und zum Gerben von Leder verwendet. Sie sind außerdem von Nutzen als Katalysatoren, in der Holzimprägnierung, bei der Herstellung von Audio- und Videokassetten und in Lasern. In den Hausmüll gelangt Chrom als Zusatzstoff verschiedener Kunststoffe. Über die Müllverbrennung kann es bei schlechten Sicherungsmaßnahmen in die Umwelt gelangen.

Kupfer

In natürlichen Gewässern ist Cu trotz möglicher Verwitterung nur in kleinen Mengen zu finden. Durch Bergbau können jedoch größere Mengen freigesetzt werden. Kupfermetall wird auf kommerziellem Gebiet zu circa 50 % in der Elektroindustrie verwendet, unter anderem, da es eine gute Leitfähigkeit hat. Auch im Rohrleitungsbau und Maschinenbau spielt es eine wichtige Rolle, und in Dachabdeckungen, Haushaltswaren und Münzen wird es teilweise in Form von Legierungen genutzt. Die wichtigsten Kupferlegierungen sind wohl Messing und Bronze.

Auch in der Landwirtschaft werden Kupferverbindungen genutzt und somit in die Umwelt freigesetzt. Kupfersulfat dient als Zusatz zu Grünfütter bei Kupfermangel des Viehs und wird in der Schweinemast verwendet. Andere Verbindungen dienen als Insektizid, Fungizid oder Bakterizid. Im Wasser werden sie als Algizide oder Molluskizide verwendet. Auch in Holzschutzmitteln und verschiedenen Farbstoffen sind Kupferverbindungen zu finden.

Sie können sowohl zur Lackierung von Schiffsrümpfen, als auch zum Färben von Glas oder Emaille verwendet werden. Kupfer und seine Verbindungen können teilweise recycelt werden. Oft enden sie jedoch in Müllverbrennungsanlagen, woraus sie wiederum in gewissem Maße in die Umwelt gelangen können.

Nicht zu unterschätzen ist die Menge an Kupfer, die bei Wechselwirkungen von Regenwasser mit Dachmaterialien gelöst wird. Auch hierdurch nehmen die Kupfergehalte in Klärschlämmen oft zu.

Nickel

In Gewässer kann Nickel sowohl aus diffusen Quellen, als auch aus punktuellen Quellen gelangen. So kommen diffuse Nickelemissionen etwa aus Großfeuerungsanlagen, Müllverbrennungsanlagen und Metallindustrie frei. Aus verschiedenen Industrien kann Nickel auch direkt durch die Abwasserleitung eingeleitet werden. So wird es in der Galvanik-

industrie, in Legierungen zur Oberflächenbehandlung von Metallen, in Nickel-Cadmium-Batterien, als Katalysator und als Pigment verwendet. Pures Nickel wird oft als Schutzschicht auf Stahl- und Kupfergegenstände aufgebracht. Etwa für Münzen werden schon seit langer Zeit Nickel-Kupfer-Legierungen eingesetzt. Andere Legierungen benutzt man für Küchengeräte, Schmuck, Turbinen etc.. Nickel kann als Antikorrosionsmittel fungieren.

Nickelacetat findet außer in der Galvanotechnik auch als Beize im Textildruck Verwendung und Nickelcarbonat als Katalysator für die Fetthärtung und zur Produktion keramischer Farben, genau wie Nickelchlorid. Nickelverbindungen sind auch in der Landwirtschaft zu finden. So kommen deren Spuren in Phosphatdüngern vor und sind auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Nähe von kohle- und ölverbrennenden Industrien zu finden.

Quecksilber

Verwendung findet Quecksilber als Amalgam (Quecksilberlegierung) in Zahnfüllungen, bei der Chloralkalielektrolyse, in Quecksilberdampflampen (senden Licht im UV-Bereich aus) sowie in Baro-, Hydro- und Thermometern. Relevant ist auch das Quecksilber in Batterien, in denen es für Probleme beim Recycling sorgt.

Als Emissionsquelle ist die Chloralkalielektrolyse (Amalgamverfahren) besonders relevant. Beim Amalgamverfahren der Chloralkalielektrolyse wird Quecksilber als Kathodenmaterial benutzt. Beim Reinigen der Anlage und der gewonnenen Natronlauge ist in der Vergangenheit viel Quecksilber in die Flüsse gelangt. Weitere anthropogene Emissionsquellen sind die Verbrennung von Kohle und Müll sowie die Verhüttung.

Über die Verbrennung quecksilberhaltiger Abfälle gelangen Quecksilber und Quecksilberverbindungen über die Luft in den Boden, und weiter durch Auswaschung in die Gewässer. In den Gewässern setzen sich Quecksilber und anorganische Quecksilberverbindungen im Schlamm ab, wo sie von Mikroorganismen zu organischen Quecksilberverbindungen (Organoquecksilberverbindungen, besonders Methyl-Quecksilber) umgesetzt werden. Diese Verbindungen lagern sich in den Wasserbewohnern an, worüber sie wiederum in die Nahrungskette des Menschen gelangen. Besonders Raubfische enthalten deshalb hohe Quecksilbergehalte.

Zink

Etwa drei Viertel des Zinks findet als Metall Verwendung. Der Rest wird als Zinkverbindungen in verschiedenen Industrien verwendet. In den Industrieabwässern aus der Galvanikindustrie, Beizereien, der Batterieherstellung etc. ist folglich Zink enthalten. Zinkverbindungen finden auch viele andere Verwendungen. Zinkchlorid wird u. a. zur Herstellung von Pergamentpapier verwendet, Zinkoxid in Salben und Farbe, sowie für Katalysatoren, Zinkvitriol als Dünger und Zinkbacitracin als wachstumsförderndes Mittel in der Tierzucht. Doch der größte Teil des im Abwasser und Klärschlamm enthaltenen Zinks stammt nicht aus diesen punktuellen Quellen, sondern von größeren Oberflächen.

Insbesondere durch Wasser mit hohem Kohlensäuregehalt kann Zink aus verzinkten Rohren und Regenrinnen gelöst werden. Zinkhaltige Autoreifen und Motoröl aus verzinkten Tanks hinterlassen Zink auf den Straßen. Außerdem werden zinkhaltige Verbindungen als Fungizide oder Insektizide verwendet und können so ins Wasser gelangen.

Bei ungenügenden Sicherheitsvorkehrungen treten erhöhte Zinkemissionen auch bei (Sonder)Mülldeponien oder Deponien für Bauschutt auf.

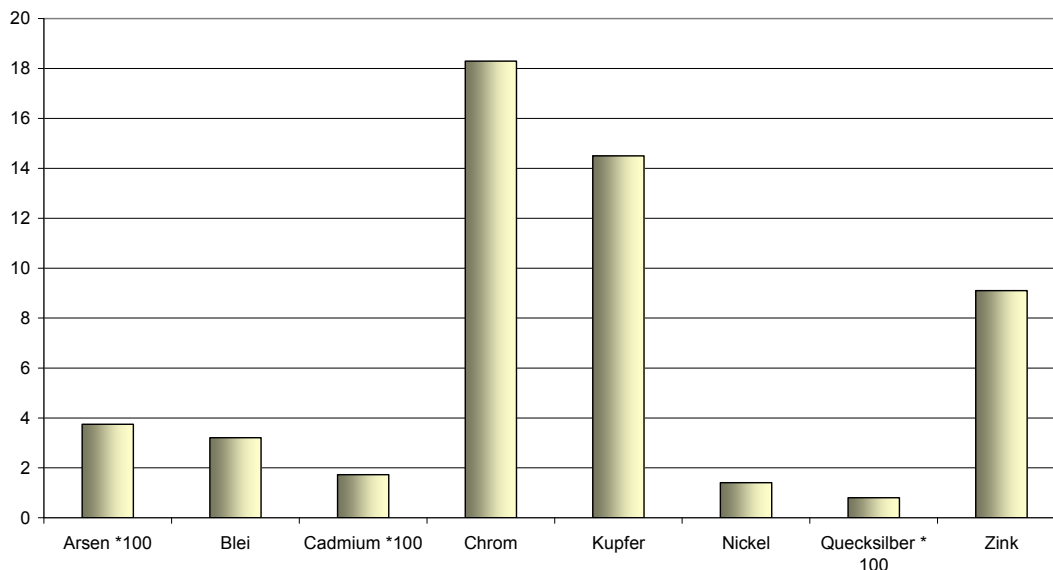


Abbildung 2: Weltproduktion (in Tonnen) ausgewählter Schwermetalle im Jahr 2004 [10]

Organische Schadstoffe

Anthropogene organische Schadstoffe sind im Meer ungleichmäßig verteilt und kommen in sehr unterschiedlichen Konzentrationen vor. Ihre Verteilung in der marinen Umwelt ist von vielfältigen Faktoren abhängig. Neben den Eintragsquellen (Schifffahrt, Industrie, Haushalt, Landwirtschaft), Eintragsmengen und Eintragspfaden (direkt über Flüsse, diffus über Atmosphäre) sind die charakteristischen physikalischen und chemischen Eigenschaften der Schadstoffe und der dynamisch-thermodynamische Zustand des Meeres für Ausbreitungs-, Vermischungs- und Verteilungsprozesse relevant. [1] S.141

Organozinnverbindungen (OZV)

Organozinnverbindungen werden seit vielen Jahrzehnten kommerziell und in den unterschiedlichsten industriellen Anwendungen eingesetzt. Organozinnprodukte werden z. B. als Biozide für landwirtschaftliche Anwendungen, als Wirkstoffe in Antifoulingfarben, als Wärme- und Lichtstabilisatoren für PVC-Kunststoffe, als Katalysatoren für spezielle Polyurethan-, Silikon- und Polyestersysteme und zur Vergütung von Glasoberflächen verwendet. Bei Tributylzinn (auch TBT genannt) handelt es sich um eine Organozinnverbindung, die seit den 70er Jahren in der Schifffahrt als Wirkstoff in Antifoulingfarben verwendet wird. [5]

Die negativen Auswirkungen von Organozinnverbindungen führten zur Verabschiedung einer Antifouling-Konvention der International Maritime Organisation (IMO), die sich zum Ziel setzte, die Anwendung von Organozinnverbindungen in Antifoulinganstrichen weltweit zu verbieten (Antifoulingssysteme-Übereinkommen). In diesem AFS-Übereinkommen wurden

Anlage A

WSV
Sedimentma-
nagement Tiede-
lbe,
Strategien und
Potenziale
- eine System-
studie -

der 01. Januar 2003 als Zeitpunkt, ab dem zinnorganische Verbindungen auf Schiffen nicht mehr aufgetragen werden dürfen, und der 01. Januar 2008 als Zeitpunkt, ab dem Schiffe nicht mehr über zinnorganische Verbindungen verfügen dürfen, festgelegt.

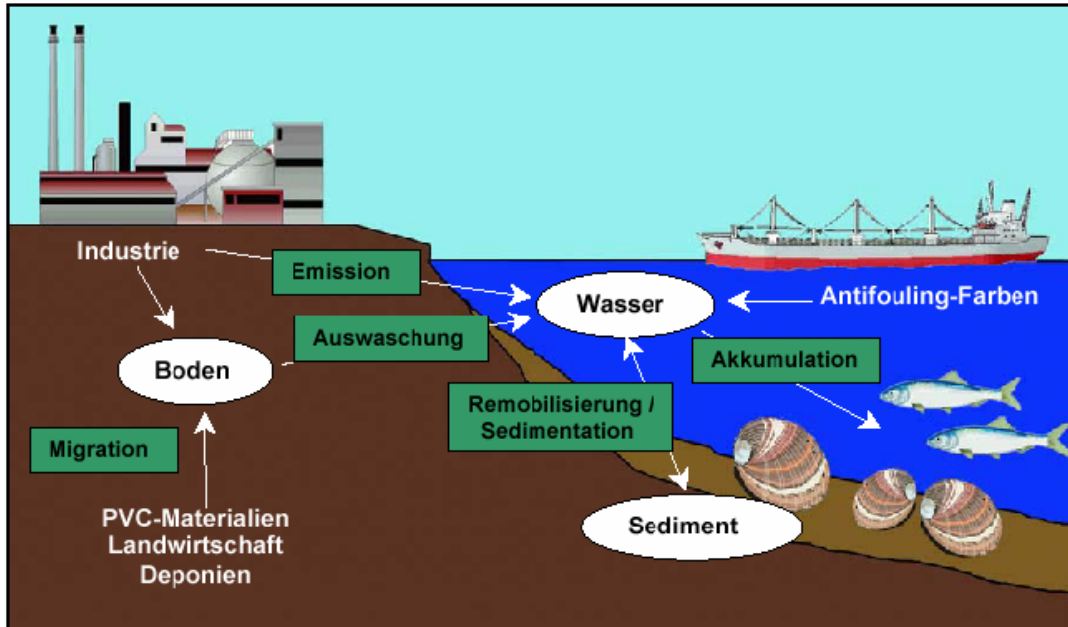


Abbildung 3: Mögliche Eintragspfade von TBT

Die Toxizität einer OZV hängt im Wesentlichen von der Art und Anzahl der an Zinn gebundenen organischen Gruppen ab. Die stärksten Auswirkungen auf Lebewesen haben trisubstituierte OZV. Als derzeit sensitivster Parameter für TBT-Toxizität bei Säugern werden Wirkungen auf Organe des lymphatischen Systems bzw. das Immunsystem angesehen (Greim 1999). [6]

Wirkungen von Organozinnverbindungen (Tributyl- und Triphenylzinnchlorid)

Ort	Wirkung
Molekül	Hemmung der Energiebildung (oxidative Phosphorylierung) Hemmung von Ionenkanälen (ATPasen) Hemmung von Cytochrom P450 (Entgiftungsenzyme, Aromatase)
Zelle	Zerstörung der Zellmembran Schädigung empfindlicher Immunzellen (Lymphozyten)
Organismus	Schädigung von Organen - Immuntoxizität (Fische und Säuger) - Nervensystem und Augen (Fische) - Niere (Fische) Verhaltensänderungen (Nahrungssuche, Feindvermeidung) Wachstum, Entwicklung (Verzögerung der Metamorphose bei Fröschen) Fortpflanzung - Schädigung von Fischlarven - Vermännlichung von Wasserschnecken
Population	Wasserschnecken: Rückgang der Weibchen, Populationseinbruch
Gemeinschaft	Hemmung der Primärproduktion (Algen)
Ökosystem	Artenverlust

Hexachlorcyclohexan-Isomere (α -, β -, γ -HCH)

HCH wird seit 1950 weltweit in großen Mengen als Insektizid eingesetzt. Ursprünglich wurde ein technisches HCH-Gemisch verwendet, das aus verschiedenen HCH-Isomeren besteht. [1] S.143. HCH umfasst eine Gruppe von 8 Isomeren, von denen nur das γ -Isomer (Lindan) insektizide Wirkung aufweist. Lindan wird neben seiner Verwendung in der Land- und Forstwirtschaft auch im Holzschutz, im Haushalt und Hausgarten (Ameisen, Schaben, Läuse), zum Textilschutz (Mottenbekämpfungsmittel) und zur äußerlichen Anwendung beim Menschen (Jacutin® Gel gegen Läuse, als auch Krätzmilben) eingesetzt. [2] S.188

Die Anwendung von Isomerengemischen (technischem HCH) als Insektizid ist seit 1981 in der EU verboten. In den Industrieländern wird inzwischen nur das reine γ -Isomer Lindan verwendet, während in einigen Entwicklungsländern weiterhin auch technisches HCH hergestellt und eingesetzt werden darf. [3]

Chlorierte Kohlenwasserstoffe sind persistent und werden in größerem Umfang von organischer Substanz absorbiert und gespeichert. Durch die Kumulation in den Nahrungsketten der Organismen erreichen diese Rückstände toxische Dimensionen. Auf der Ebene der Nahrungskette findet eine annähernd zehnfache Anreicherung der Schadstoffe statt, so dass bei den am Ende der Nahrungskette stehenden Spezies schwere Schäden auftreten können. [7] Lindan wirkt bienentoxisch und ist hochgiftig für Fische. [8]

Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol ist ein Fungizid. Es wurde zusammen mit anderen Wirkstoffen als Saatgutbeizmittel verwendet. Technisch wird es als Flammschutzmittel und Weichmacher eingesetzt. HCB ist Ausgangsprodukt für die Herstellung verschiedener Verbindungen (z. B. Pentachlorphenol) und entsteht auch als Nebenprodukt bei chemischen Prozessen.

Pflanzenschutzmittel, die aus HCB entstehen oder HCB enthalten, dürfen seit 1981 in der Bundesrepublik Deutschland nicht mehr angewendet werden. Die Herstellung und Weiterverarbeitung wurden in Deutschland 1993 eingestellt.

Hexachlorbenzol zeigt besonders gegenüber Kleinkrebsen und Fischen eine hohe Toxizität.

HCB reichert sich im tierischen und menschlichen Organismus vorwiegend im Fettgewebe, im Blut und in der Muttermilch an und kann zu Stoffwechselstörungen und Organschäden führen. HCB weist in der Umwelt eine hohe Persistenz auf.

Pentachlorphenol (PCP)

Pentachlorphenol wird als Algizid, Fungizid, Desinfektionsmittel, Holz-, Textil- und Lederschutzmittel verwendet. PCP kann bei der Zellstoffbleiche mit Chlor entstehen und befindet sich als Zusatzstoff in Kautschuk und Kosmetika. PCP ist ein Abbauprodukt von Hexachlorbenzol. Eine weitere Umweltgefährdung kann von den in handelsüblichen PCP als Verunreinigungen enthaltenen polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen ausgehen. Auch bei der Verbrennung PCP-haltiger Produkte oder durch Lichteinwirkung können Dioxine entstehen. PCP weist eine starke akute Toxizität für eine Vielzahl von Organismen auf, es verteilt sich weiträumig in der Umwelt und ist biologisch schwer abbaubar. Das Herstellen, in Verkehr bringen und die Anwendung von PCP und seinen Verbindungen wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1989 verboten.

PCP weist eine starke akute Toxizität für eine Vielzahl von Organismen auf, es verteilt sich weiträumig in der Umwelt und ist biologisch schwer abbaubar.

Die toxische Wirkung des PCP beruht auch bei aquatischen Pflanzen auf der Beeinträchtigung der Photosynthese.

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)

Das Schädlingsbekämpfungsmittel DDT ist ein Insektizid, das seit den 1930er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt wurde. In der Bundesrepublik Deutschland sind die Herstellung, Einfuhr, Ausfuhr, der Erwerb und die Anwendung von DDT seit 1972 (in der DDR seit 1988) verboten. In tropischen Entwicklungsländern ist DDT noch aus seuchenhygienischen Gründen im Gebrauch. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa. [1] S. 151 Durch Transformation auf unterschiedlichen Wegen (mikrobiell und photochemisch) entstehen aus DDT die Abbauprodukte 4,4'-DDD und 4,4'-DDE. [3]

DDT ist von außergewöhnlich hoher Persistenz und ist durch den massiven, langjährigen weltweiten Einsatz heute in allen Umweltkompartimenten nachzuweisen. DDT ist schwer abbaubar und reichert sich aufgrund seines lipophilen Charakters über die Nahrungskette auch im menschlichen Körper an. DDT gilt als minder bienengiftig aber als toxisch für Fische und Fischnährtiere. DDT wird in Fischen bis auf das Einhunderttausendfache der Konzentrationen im Wasser angereichert und im Organismus zu DDE verändert. Das mit der Fischnahrung aufgenommene DDE bewirkt bei Kormoran- und Seeadlerweibchen, dass diese Schwierigkeiten bei der Bildung der kalkigen Eischale haben. Die Schalendicke ist geringer als bei DDE-freier Nahrung. Die zu dünne Eischale hält die Belastungen beim Brutgeschäft nicht aus. Die Embryonen sterben dann nicht an DDE-Vergiftung, sondern wegen Bruch der Eischale. Im Tierversuch wurden kanzerogene Effekte nachgewiesen.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle stellen eine Verbindungsklasse dar, die aus 209 Isomeren und homologen Vertretern (Kongoneren) besteht. PCB wurden seit Ende der 1920er Jahre industriell in großen Mengen (weltweit ca. $1,2 \times 10^6$ t) hergestellt. [1] S. 151

Hervorragende chemische und physikalische Eigenschaften der PCB führten zu einer breiten Anwendung, z. B. als Hydrauliköle, Schmier- und Flammschutzmittel und Isolatoren in Transformatoren. Obwohl die Verwendung der PCB wegen ihrer Persistenz in Luft, Boden und Wasser seit 1978 eingeschränkt und seit 1989 in Deutschland verboten wurde, wirken sie in Farben, Dichtungsmassen, Klebern und Kunststoffen als Quelle für Außen- und Innenraumbelastungen weiter. [2] S. 108

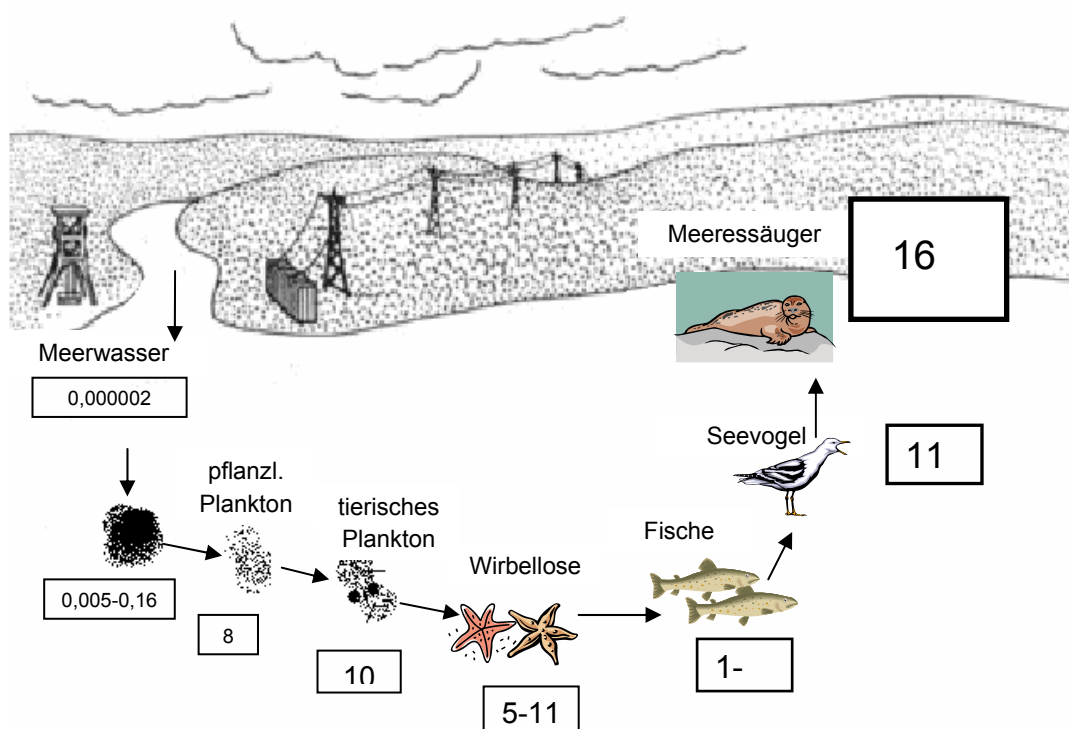


Abbildung 4: PCB-Gehalt in mg/L bzw. mg/kg Fett

PCB reichern sich aufgrund ihrer hohen Lipophilie und ihrer schlechten biologischen Abbaubarkeit entlang der Nahrungskette im Fettgewebe von Organismen an (siehe Abbildung).

Die toxischen Wirkungen von PCB sind sehr vielfältig; es sind genotoxische, immuntoxische, neurotoxische und tumorpromovierende Effekte beobachtet worden. Bei aquatischen Organismen und Vögeln manifestiert sich eine PCB-Kontamination vor allem in Reproduktionsstörungen und Wachstumshemmungen.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

PAK sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. PAK entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl) und sind ferner in Steinkohleteer und im Erdöl vorhanden. [1] S. 161 Da der bei der Verkokung von Steinkohle anfallende Teer hohe Anteile an PAK enthält ist seine Verwendung im Straßenbau und z. B. als Dachpappe in der BRD seit etwa 1970 verboten.

Die Schadstoffklasse der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ist ubiquitär in der Umgebung des Menschen anzutreffen und verursacht, in entsprechend langen Zeiträumen und hohen Konzentrationen, wie sie z. B. beim Zigarettenrauchen entstehen, auch beim Menschen Krebs. Ihre Bioverfügbarkeit hängt von der Desorbierbarkeit aus den verschiedenen Matrices ab. So werden PAH von Rußpartikeln nur langsam abgelöst, was andererseits beim Menschen zu einer verlängerten Expositionsdauer und damit zu einem höheren Gesundheitsrisiko führen dürfte. Aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften reichern sich PAK in der Nahrungskette an. Verbindungen mit vier und mehr Ringen zeigen kanzerogene und mutagene Wirkungen. Die kanzerogene Wirkung von Benzo(a)pyren ist im Tierversuch über alle Aufnahmepfade nachgewiesen.

Persistenz

Klassifizierung der Schadstoffe auf der Basis der Stoffeigenschaften „Persistenz“, „Adsorption/Bioakkumulation“ und die regulatorische Einstufung des Stoffes als prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL (PGS), als zu überprüfender Stoff nach WRRL (PPS), als prioritärer Stoff (PS) oder als „persistent organic pollutant“ (POP) nach UNEP (United Nations Environment Programme).

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

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

Organische Schadstoffe	Persistenz 1: HWZ < 1 Jahr 2: HWZ 1-10 Jahre 3: HWZ > 10 Jahre	Adsorption / Akkumula- tion log Kow	Einstu- fung	„Hazard class“
TBT	2	3,59	PGS	1
TeBT	?			1
DBT	?	1,49		1
TPT	?	3,53		1
HCHs (α, β, γ)	1-2	3,6-3,8	PGS	1
PCB 28	3	5,8	POP	2
PCB 52			POP	2
PCB 101			POP	2
PCB 118			POP	2
PCB 138			POP	2
PCB 153	3	6,87	POP	2
PCB 180	3	7,36	POP	2
HCB	3	5,91	POP/PG S	2
Pentachlorbenzol	?	?	PGS	2
DDTs	3	6,19	POP	2
Dioxin	3	z. B. 6,9	POP	2
Furan	3	z. B. 6,1	POP	2
PAK	1		PGS	2
Naphthalin	1	3,36	PPS	1
Acenaphthylen	k. A.	4,07		1
Acenaphthen	1	4,2		1
Fluoren	3	4,32		1
Phenantren	1	4,43-4,45		1
Anthracen	1	4,56		1
Fluoranthen	1	5,13		2
Pyren	1	5,1		2
Benz(a)anthracen	2	5,8		2
Chrysen	k. A.	5,6		2
Benzo(b)fluor- anthen	k. A.	6,04-6,57		2
Benzo(k)fluor- anthen	k. A.	6,57		2
Benzo(a)pyren	2-3	6,04-6,15		2
Dibenz(ah)anthra- cen	2 (?)	6,39		2
Benzo(ghi)perylen	k. A.	7,23		2
Indeno(1,2,3- cd)pyren	k. A.	4,19		1
Pentachlorphenol	2	5,23	PPS	
1,2,3-Trichlorben- zol	?	?	PPS	
1,3,5- Trichlorben- zol	?	?	PPS	
1,2,4- Trichlorben- zol	3	4,12	PPS	

PGS = Prioritär gefährlicher Stoff nach WRRL

PPS = zu überprüfender prioritärer Stoff nach WRRL

PS = Prioritärer Stoff nach UNEP

POP = „persistent organic pollutant“ nach UNEP

Information zu log Kow-Werten:

Ein Maß für die Tendenz einer Substanz, sich in der lipiden Phase (z. B. Klärschlamm, Sediment) und in der Wasserphase zu verteilen, wird durch den 1-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient beschrieben.

Der Kow-Wert ist wie folgt definiert:

$$K_{ow} = \frac{c_{Octanol}(X)}{c_{Wasser}(X)}$$

Je größer der Kow-Wert ist, desto besser löst sich die Substanz in Fett und umso schlechter in Wasser. Da Kow-Werte mehrere Zehnerpotenzen überstreichen, gibt man meist „log Kow“ an (Bliefert, 2002).

Literaturverzeichnis

- [1] Loewe P., Becker G., Brockmann U. et al., (2004): Nordseezustand 2004; Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Nr.40/2006
- [2] Reichl F.-X., (2002): Taschenatlas der Toxikologie. 2. aktualisierte Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- [3] <http://www.umweltbundesamt.de/umweltproben/upb19.htm> (01.05.2007)
- [4] Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Sekretariat BLMP Nord- und Ostsee, (2002), Meeresumwelt 1997-1998
- [5] <http://www.ortepa.org/aboutorganotin-german.htm>
- [6] http://www.ifado.de/topic/fuer_die_praxis/schriften_anwender/AP_4_2002_S47.pdf
- [7] Mutschler E: Arzneimittelwirkungen. Lehrbuch der Pharmakologie und Toxikologie. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart (D); 879 pp, 1991, ISBN: 3-8047-1118-9
- [8] Ungemach FR: Antiparasitika. In: Grundlagen der Pharmakotherapie bei Haus- und Nutztieren (W Löscher, FR Ungemach & R Kroker, eds), Parey, Berlin (D); pp 243-283, 1994
ISBN: 3-489-56716-1 URL: <http://www.parey.de>
- [9] <http://www.uniterra.de/rutherford/ele080.htm> (10.05.2007)
- [10] http://www.bm-warehouse.org/front_content.php?idart=462

**Bundesanstalt für
Gewässerkunde**

Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

Postfach 20 02 53
56002 Koblenz

Tel. 0261/1306-0
Fax 0261/1306-53 02

E-Mail: posteingang@bafg.de
Internet: www.bafg.de



**Bundesministerium
für Verkehr, Bau
und Stadtentwicklung**