

BfG-1744

Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut im Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686 und 690

Koblenz, den 03.04.2012

Auftraggeber: Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg
Wasser- und Schifffahrtsamt Cuxhaven

SAP Nr.: M 39610304029

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

Bearbeiter(Innen) in der BfG:

Federführung: Dr.-Ing. Axel Winterscheid

Fachliche Bearbeitung:

Hydrologie: Dr.-Ing. Axel Winterscheid

Morphologie : Dr.-Ing. Axel Winterscheid

Nicole Gehres

Schadstoffe: Dr. Birgit Schubert

Dr. Carmen Kleisinger

Sauerstoff-/Nährstoffhaushalt: Andreas Schöl

Makrozoobenthos: Dr. Markus Wetzel

Ökotoxikologie: Dr. Ute Feiler

Steffen Wahrendorf

Ilona Kirchesch

Fische: Christian von Landwüst

FFH, Schutzgebiete: Dr. Heike Büttner

Unter Mitwirkung von:

Bearbeiter im WSA Hamburg: Dr.-Ing. Ingo Entelmann

Bearbeiter im WSA Cuxhaven Bernd Vaessen

Inhaltsverzeichnis

1	VERANLASSUNG	1
2	GEMEINSAME ÜBERGANGSBESTIMMUNGEN ZUM UMGANG MIT BAGGERGUT IN DEN KÜSTENGEWÄSSERN (GÜBAK)	3
3	UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE BAGGERGUT UND BAGGERABSCHNITTE	4
3.1	INFORMATIONEN ZUR UNTERSUCHUNGSMETHODIK	6
3.1.1	<i>Sedimentologische Untersuchungen</i>	6
3.1.2	<i>Chemische Untersuchungen</i>	7
3.1.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungen</i>	8
3.2	BAGGERABSCHNITT WEDEL (BA 1) – ELBE-KM 638,9 BIS 644,0	10
3.2.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 1</i>	11
3.2.2	<i>Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 1</i>	13
3.2.3	<i>Untersuchungsergebnisse Nährstoffe und Sauerstoffzehrung in BA 1</i>	17
3.2.4	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 1</i>	18
3.3	BAGGERABSCHNITT JUELSSAND (BA 3) – ELBE-KM 649,5 BIS 654,5	20
3.3.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 3</i>	20
3.3.2	<i>Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 3</i>	24
3.3.3	<i>Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 3</i>	29
3.3.4	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 3</i>	29
3.4	BAGGERABSCHNITT PAGENSAND (BA 5) – ELBE-KM 659,0 BIS 664,5	31
3.4.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 5</i>	32
3.4.2	<i>Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 5</i>	34
3.4.3	<i>Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 5</i>	40
3.4.4	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 5</i>	40
3.5	BAGGERABSCHNITT RHINPLATE (BA 7) – ELBE-KM 670,0 BIS 676,0	42
3.5.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 7</i>	42
3.5.2	<i>Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 7</i>	46
3.5.3	<i>Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 7</i>	51
3.5.4	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 7</i>	52
3.6	ZUSAMMENFASSUNG DER DATENGRUNDLAGE ZU DEN ÜBRIGEN BAGGERABSCHNITTEN	53
3.6.1	<i>Baggerabschnitt Lühesand (BA 2) – Zusammenfassung</i>	53
3.6.2	<i>Baggerabschnitt Stadersand (BA 4) – Zusammenfassung</i>	53
3.6.3	<i>Baggerabschnitt Steindeich (BA 6) – Zusammenfassung</i>	54

Inhaltsverzeichnis

3.6.4	<i>Baggerabschnitt Wischhafen / Freiburg / Scheelenkuhlen (BA 8 - 10) – Zusammenfassung</i>	54
3.7	FISCHE	54
3.7.1	<i>Vorkommen und Verbreitung von Fischarten</i>	55
3.7.2	<i>Gefährdete Arten</i>	56
3.7.3	<i>Zusammenfassung</i>	60
3.8	SCHUTZGEBIETE	61
4	UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE VERBRINGSTELLENBEREICH 686/690	66
4.1	SEDIMENTOLOGISCHE UND MORPHOLOGISCHE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	73
4.1.1	<i>Sedimente und morphologische Strukturen im Verbringstellenbereich 686/690</i>	73
4.1.2	<i>Morphodynamik der Gewässersohle im Verbringstellenbereich 686/690</i>	84
4.1.3	<i>Veränderungen in der Korngrößenverteilung der Sedimentproben zwischen März 2009 und Juni 2010</i>	97
4.1.4	<i>Verdriftungswege</i>	106
4.2	CHEMISCHE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	113
4.2.1	<i>Stoffhaushalt</i>	113
4.2.2	<i>Schadstoffe</i>	115
4.3	BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	126
4.3.1	<i>Ökotoxikologie</i>	126
4.3.2	<i>Makrozoobenthos</i>	128
4.3.3	<i>Fischbiologische Untersuchungen</i>	130
4.4	SCHUTZGEBIETE	130
4.4.1	<i>Beschreibung IST-Zustand und Erhaltungsziele</i>	130
4.4.2	<i>Mögliche Auswirkungen des VSB 686/690 auf die Erhaltungsziele</i>	133
5	AUSWIRKUNGSPROGNOSE	135
5.1	BAGGERGUTZUSAMMENSETZUNG UND -QUALITÄT	135
5.2	PHYSIKALISCHE AUSWIRKUNGEN	138
5.2.1	<i>Auswirkungsprognose „Sedimentzusammensetzung“</i>	139
5.2.2	<i>Auswirkungsprognose „Morphodynamik“</i>	140
5.2.3	<i>Auswirkungsprognose „Trübung“</i>	141
5.2.4	<i>Auswirkungsprognose „Verdriftung“</i>	141
5.3	CHEMISCHE AUSWIRKUNGEN	142
5.3.1	<i>Schadstoffbelastung der Sedimente</i>	142

Inhaltsverzeichnis

5.3.2	<i>Sauerstoffhaushalt</i>	143
5.3.3	<i>Ökotoxikologische Belastungen</i>	143
5.4	BIOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN	143
5.4.1	<i>Makrozoobenthos</i>	143
5.4.2	<i>Fische und Neunauge</i>	146
5.5	AUSWIRKUNGEN AUF SCHUTZGEBIETE	148
5.5.1	<i>Baggerbereiche</i>	148
5.5.2	<i>Verbringstellenbereich VSB 686/690</i>	148
6	ABSCHLIEßENDE BEURTEILUNG DER AUSWIRKUNGEN AUF DIE UMWELT	150
6.1	AUSGANGSSITUATION	150
6.2	ZUSAMMENFASSUNG DER AUSWIRKUNGSPROGNOSE	152
6.2.1	<i>Baggerabschnitte</i>	152
6.2.2	<i>Verbringstellenbereich 686/690</i>	152
6.3	FAZIT UND BEURTEILUNG DER AUSWIRKUNGEN	155
7	ZUKÜNFTIGES ÜBERWACHUNGSPROGRAMM	157
8	LITERATURVERZEICHNIS	159
9	ANHÄNGE	163

Bundesanstalt
für
Gewässerkunde

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Übersicht über die analysierten Fraktionen in Anlehnung an GÜBAK	7
Tabelle 3-2: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach (BfG, 2000) / GÜBAK (2009) Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien	10
Tabelle 3-3: Mittelwerte (2008-2010) der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel)	14
Tabelle 3-4: Übersicht über die im Sedimentfang bei Wedel festgestellten ökotoxikologischen Belastungspotentiale von August 2005 bis März 2011. Dargestellt ist die Anzahl bzw. Häufigkeit der jeweils festgestellten Toxizitätsklassen der limnischen und der marinen Biotestpalette.	19
Tabelle 3-5: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand)	26
Tabelle 3-6: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß BfG (2000): Beprobung Tideelbe-Juelssand August 2010	30
Tabelle 3-7: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (2009): Beprobung Tideelbe-Juelssand August 2010	30
Tabelle 3-8: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand)	36
Tabelle 3-9: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß HABAB-WSV (2000): Beprobung Tideelbe-Pagensand August 2010	41
Tabelle 3-10: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (ANONYMUS, 2009): Beprobung Tideelbe-Pagensand August 2010	41
Tabelle 3-11: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate)	48
Tabelle 3-12: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß HABAB-WSV (2000): Beprobung Tideelbe-Rhinplate August 2010	52
Tabelle 3-13: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (ANONYMUS, 2009): Beprobung Tideelbe-Rhinplate August 2010	52
Tabelle 4-1: Übersicht 2008 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven	69
Tabelle 4-2: Übersicht 2009 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven	70
Tabelle 4-3: Übersicht 2010 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-4: Übersicht der im Zeitraum April 2009 bis Juni 2010 im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven	72
Tabelle 4-5: Veränderung Sohlvolumina im Bereich der nördlichen Verbringstellen des VSB 686/690 im Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010	87
Tabelle 4-6: Veränderung Sohlvolumina im Bereich der südlichen Verbringstellen des VSB 686/690 im Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010	91
Tabelle 4-7: Quantifizierung der morphologischen Tendenzen im Fahrrinnenbereich im VSB 686/690, Werte gerundet auf Tausend m³	96
Tabelle 4-8: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] auf VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich	99
Tabelle 4-9: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] stromab und seitlich VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich	101
Tabelle 4-10: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] stromauf VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich	102
Tabelle 4-11: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] auf VS 690 und 690_2., Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich	103
Tabelle 4-12: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich	105
Tabelle 4-13: Schadstoffgehalte in den Sedimentproben 685_687_1.1 bis 685_687_1.6, Probenahmedatum Juni 2010	117
Tabelle 4-14: Schadstoffgehalte in den Sedimentproben 685_687_2.1 bis 685_687_2.6, Probenahmedatum Juni 2010	118
Tabelle 4-15: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den marinen Biotestverfahren nach HABAK-WSV, Probenahmedatum März 2009	127
Tabelle 4-16: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit der marinen Biotestpalette nach GÜBAK, Probenahmedatum Juni 2010	128
Tabelle 6-1: Schadstoffe, die aufgrund Richtwertüberschreitung nach GÜBAK eine Einstufung des Baggergutes in den Fall 3 bewirkt haben	151
Tabelle 6-2: Wesentliche Auswirkungen von Baggerung in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) und Umlagerung im VSB 686/690	155
Tabelle 7-1: Erforderliches Überwachungsprogramm aufgrund der wesentlichen Auswirkungen durch Baggerung und Umlagerung	158

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: In BfG (2008) untersuchte Verbringungsstrategien in die Bereiche 1 bis 4. Nicht dargestellt ist die fünfte untersuchte Strategie, welche den Zustand der Tideelbe im Fall von keiner Umlagerung von Baggergut untersucht.....	1
Abbildung 2-1: Deutsches OSPAR-Übereinkommensgebiet und „innere Gewässer“ (Nr. 3) an der Nordsee (ANONYMUS, 2009).....	3
Abbildung 3-1: Unterhaltungsbaggergutmengen im Amtsbereich des WSA Hamburg im Zeitraum 2005 bis 2010, Datenquelle: WSA Hamburg.....	4
Abbildung 3-2: Eingesetzte Probenahmegerätschaften: a) van Veen Greifer, b) Kastengreifer, c) Kolbenlot und d) Vibrococer für die Entnahme von Sedimentkernen.....	6
Abbildung 3-3: Probenahmeraster und Positionen der Freigabeuntersuchung vom 17.03.2009, Sedimentfang vor Wedel in BA 1.....	11
Abbildung 3-4: Mittlere Korngrößenverteilung und –durchmesser aus fünf Freigabegabebeprobungen im Maßnahmenbereich des Sedimentfangs vor Wedel, Zeitraum September 2009 bis August 2010.....	12
Abbildung 3-5: Mittlere Unterhaltungsbaggergutmengen im BA 3 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle: WSA Hamburg.....	20
Abbildung 3-6: Probenahmepositionen im BA 3 mit Datum August 2010 und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk und Ward, 1957).....	21
Abbildung 3-7: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, genommen auf Seite des roten Tonnenstrichs, Probenahmedatum August 2010.....	23
Abbildung 3-8: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, genommen in Fahrrinnenmitte und auf Seite des grünen Tonnenstrichs, Probenahmedatum August 2010.....	23
Abbildung 3-9: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 3 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrrinnenmitte.....	24
Abbildung 3-10: Mittlere Unterhaltungsbaggergutmengen im BA 5 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle: WSA Hamburg.....	31
Abbildung 3-11: Probenahmepositionen im BA 5 mit Datum August 2010 und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk und Ward, 1957).....	32
Abbildung 3-12: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus Baggerabschnitt Pagensand, Probenahmedatum August 2010.....	33
Abbildung 3-13: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 5 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrrinnenmitte.....	34
Abbildung 3-14: Mittlere jährliche Unterhaltungsbaggergutmengen im BA 7 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle WSA Hamburg.....	42
Abbildung 3-15: Probenahmepositionen im BA 7 mit Datum August 2010 – Darstellung getrennt nach südlichem und nördlichem Teilabschnitt - und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk und Ward, 1957).....	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-16: Summenkurven der Korngrößenverteilung der Sedimentproben im BA 7 (südlicher Bereich), Probenahmedatum August 2010.....	45
Abbildung 3-17: Summenkurven der Korngrößenverteilung der Sedimentproben im BA 7 (nördlicher Bereich), Probenahmedatum August 2010.....	45
Abbildung 3-18: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 7 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrrinnenmitte.....	46
Abbildung 3-19: Kaulbarsch und Flunder: Charakterarten der Tideelbe	56
Abbildung 3-20: Übersichtskarte von Natura2000 Gebieten im Untersuchungsgebiet	62
Abbildung 3-21: Übersichtskarte von Internationalen Schutzgebieten im Untersuchungsgebiet.....	63
Abbildung 4-1: Übersicht aktuell betriebener und zurzeit geschlossener Verbringstellen im VSB 686/690	66
Abbildung 4-2: Bathymetrie der Gewässersohle auf VS 686 R (Peildatum März 2010) und Positionen der Sedimentproben vom Juni 2010.....	74
Abbildung 4-3: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R, Probenahmedatum Juni 2010	75
Abbildung 4-4: Bathymetrie der Gewässersohle auf VS 687 R (Peildatum 16. März 2010) und Positionen der Sedimentproben vom Juni 2010.....	75
Abbildung 4-5: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R, Probenahmedatum Juni 2010	76
Abbildung 4-6: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich VS 689 R (Peildatum Juni 2009) und Positionen der Sedimentproben aus März 2009	77
Abbildung 4-7: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 R, Datum der Probenahme März 2009, Quelle: BfG (2010)	78
Abbildung 4-8: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_45 stromab VS 689 R, Probenahmedatum Juni 2010.....	79
Abbildung 4-9: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_29 stromauf VS 689 R, Probenahmedatum Juni 2010	79
Abbildung 4-10: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich der südlichen Verbringstellen des VSB 686/690 und Positionen der Sedimentproben aus März 2009.....	80
Abbildung 4-11: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Bereich der südlich der Verbringstellen des VSB 686/690	81
Abbildung 4-12: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_36 im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010.....	82
Abbildung 4-13: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_38 im südlichen Seitenbereich von VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010.....	83
Abbildung 4-14: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_44 im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010.....	83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4-15: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_48 am südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010.....	84
Abbildung 4-16: Tiefenlinien auf VS 689 R, Vergleich der Peilungen von Juli 2008 mit März 2010	85
Abbildung 4-17: Differenzenplot der Peilungen mit Datum Juni 2007 und Dezember 2009 mit Fokus auf die nördlichen Verbringstellen	86
Abbildung 4-18: Morphodynamische Entwicklung auf den nördlichen Verbringstellen im VSB 686/690 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-5	88
Abbildung 4-19: Differenzenplot der Peilungen vom Juni 2007 (Referenzzustand) und Dezember 2009 mit Fokus auf die südlichen Verbringstellen im VSB 686/690	89
Abbildung 4-20: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6	92
Abbildung 4-21: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690_2.1 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6	92
Abbildung 4-22: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690_2.2 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6	93
Abbildung 4-23: Morphodynamische Entwicklung auf VS 689 1G bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6	93
Abbildung 4-24: Differenzenplot der Peilungen vom Juni 2007 (Referenzzustand) und Mai 2010 im Bereich der Fahrrinne	95
Abbildung 4-25: Morphodynamische Entwicklung der Fahrrinne im Abschnitt von VSB 686/690 und der Verbringstellen bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-7	96
Abbildung 4-26: Veränderungen bei der Korngrößenzusammen von März 2009 und Juni 2010 auf VS689R.....	98
Abbildung 4-27: Morphologische Tendenzen an den Probenahmepunkten auf VS 689 R im Zeitraum zwischen den Probenahmekampagnen vom März 2009 und Juni 2010.....	99
Abbildung 4-28: Veränderungen bei der Korngrößenzusammen von März 2009 und Juni 2010 im Bereich stromab und seitlich VS 689 R	100
Abbildung 4-29: Veränderungen bei der Korngrößenzusammen von März 2009 und Juni 2010 stromauf VS 689 R.....	101
Abbildung 4-30: Veränderungen bei der Korngrößenzusammen von März 2009 und Juni 2010 im Bereich der Verbringstellen 690 und 690_2.1	103
Abbildung 4-31: Veränderungen bei der Korngrößenzusammen von März 2009 und Juni 2010 entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690.....	104

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4-32: Tendenz der Verfeinerung durch höhere Schluffanteile in den Sedimentproben aus dem Verbringstellenbereich 686/690 mit Datum März 2009 und Juni 2010	105
Abbildung 4-33: Probenahmepositionen (Datum Oktober 2008 bzw. März 2009) mit Hinweis auf verdriftetes Baggergut aus BA 1 (Wedel), welches auf VSB 686/690 umgelagert worden ist.....	107
Abbildung 4-34: Maximale Konzentration der von VS 689 R (siehe im Bild links oben) verdrifteten Baggergutanteile (Fein- Mittel- und Grobschluff) bei variierenden Oberwasserzuflüssen, dargestellt ist der Teilausschnitt des Modells zwischen Elbe-km 680 und 700, Quelle BAW (2011)	110
Abbildung 4-35: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung $Q_{const} = 180 \text{ m}^3/\text{s}$, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)	111
Abbildung 4-36: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung $Q_{const} = 720 \text{ m}^3/\text{s}$, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)	112
Abbildung 4-37: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung $Q_{const} = 1260 \text{ m}^3/\text{s}$, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)	112
Abbildung 4-38: Sauerstoffsättigung bei Brunsbüttel (km 691) der Jahre 2004 bis 2006 (Datenquelle FGG-Elbe)	114
Abbildung 4-39: Sauerstoffzehrung und Ammoniumgehalt bei Brunsbüttel (km 691) der Jahre 2004 bis 2006 (Datenquelle FGG-Elbe).....	114
Abbildung 4-40: Tiefenverteilung von ausgesuchten Schwermetallen in mg/kg an Position 690-36.....	122
Abbildung 4-41: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-36	123
Abbildung 4-42: Tiefenverteilung von ausgesuchten Schwermetallen in mg/kg an Position 690-38.....	123
Abbildung 4-43: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-38	124
Abbildung 4-44: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-44	124
Abbildung 4-45: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-48	125
Abbildung 4-46: Bewertung der an Sedimentproben aus dem VSB 686/690 festgestellten Sedimentproben	126
Abbildung 4-47: Positionsübersicht der auf ökotoxikologisches Belastungspotenzial untersuchten Sedimentproben	127

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht aktualisiert die im Dezember 2006 durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) erstellte Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut im Amtsbereich des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg (WSA Hamburg). Diese Aktualisierung erfolgt vor dem Hintergrund einer grundlegenden Änderung in der Umlagerungsstrategie des WSA Hamburg. Des Weiteren sind die Untersuchungen zur Erstellung einer Auswirkungsprognose nach den zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“ (ANONYMUS, 2009)¹ erfolgt, die seit November 2009 anstatt der HABAK-WSV (BfG, 1999) Anwendung finden. Nach Einrichtung des Verbringstellenbereichs zwischen Elbe-km 686 und 690 (im Folgenden als **VerbringStellenBereich VSB 686/690** bezeichnet), welcher Kernbestandteil der neuen Umlagerungsstrategie ist, wird heute das gesamte, im Amtsbereich des WSA Hamburg gebaggerte Sediment in diesen Bereich stromabwärts der in ANONYMUS (2009) bei Elbe-km 683 definierten Süßwassergrenze verbracht. Damit befindet sich der VSB 686/690 im Geltungsbereich der GÜBAK.

Mit dieser Strategie entspricht das Vorgehen des WSA Hamburg der Empfehlung einer im Jahr 2008 veröffentlichten BfG-Studie, in der die erwarteten ökologischen Auswirkungen in vier verschiedenen Umlagerungsbereichen von Wedel bis in die Außenelbe bei Verbringung von feinkörnigem Baggergut aus dem Baggerabschnitt Wedel (BA 1) untersucht worden sind (siehe BfG, 2008 – kurz als BfG-Systemstudie bezeichnet).

Der vorliegende Bericht beschreibt die erwarteten physikalischen, chemischen und biologischen Auswirkungen sowie die Auswirkungen auf Schutzgebiete für die Baggerung und Umlagerung von Baggergut aus dem gesamten Amtsbereich des WSA Hamburg in den VSB 686/690. Dieser umfasst zurzeit vier ausgewiesene Verbringstellen. Weitere Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 können durch das WSA Hamburg zukünftig eingerichtet werden. Die gegebene Prognose basiert auf der Annahme von einer jährlichen Umlagerungsmenge, die bis zu 5,5 Mio. m³ betragen kann. Gegenüber den bislang mengenstärksten Umlagerungsjahren 2008 und 2009 bedeutet diese Annahme eine Steigerung der jährlichen Umlagerungsmenge um ca. 1 Mio. m³. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass sich Korngrößenzusammensetzung und Schadstoffbelastung des zukünftigen Baggergutes nicht wesentlich zum aktuell dorthin verbrachten Baggergut ändern werden.

Der vorliegende Bericht ist in drei wesentliche Bestandteile gegliedert. Zu Anfang beschreibt das Kapitel 3 die Eigenschaften des Baggergutes aus den mengenstärksten Baggerabschnitten im Amtsbereich des WSA Hamburg: Wedel (BA 1), Juelssand (BA 3), Pagensand (BA 5) und Rhinplate (BA 7). Hierzu wurden Sedimentproben des potenziellen Baggergutes auf Korngrößenverteilung, Schadstoffbelastung, Nährstoffe und Sauerstoffzehrung sowie auf ökotoxikologische Wirkpotenziale untersucht. Das untersuchte Baggergut ist überwiegend

¹ Im Folgenden als GÜBAK bezeichnet

Zusammenfassung

schluffig bis feinsandig. Mit durchschnittlich höheren Sandanteilen im Baggergut muss in den Baggerabschnitten BA 5 und BA 7 gerechnet werden. Das Baggergut aus allen untersuchten Baggerabschnitten ist in den Fall 3 nach GÜBAK² einzuordnen. Grund für diese Einordnung war eine Überschreitung des Richtwertes 2 bei mindestens einem der nachfolgend genannten Schadstoffe: p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT, Hexachlorbenzol und Pentachlorbenzol. Geringe bis mäßige ökotoxikologische Belastungspotenziale konnten nur an den Sedimentproben aus dem Baggerabschnitt Wedel (BA 1) festgestellt werden, in den anderen untersuchten Baggerabschnitten wurden solche Potenziale nicht nachgewiesen. Bezogen auf den Mittelwert kann die Sauerstoffzehrung der Sedimente in allen untersuchten Baggerabschnitten als gering eingestuft werden.

Eine Beschreibung der zurzeit vier aktiv genutzten Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 und die Erläuterung von aktuellen Untersuchungsergebnissen erfolgt in Kapitel 4. Darin enthalten sind auch die bereits in BfG (2010a) dargestellten Ergebnisse eines seit 2008 durch die BfG durchgeführten und vom WSA Hamburg beauftragten Monitorings der Sedimentdynamik und der Schadstoffbelastung von Sedimenten der Seitenbereiche.

In Kapitel 5 ist die Auswirkungsprognose beschrieben. Sie unterscheidet zwischen Auswirkungen durch die Unterhaltungsbaggerung in den Baggerabschnitten und möglichen Auswirkungen aufgrund der Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690. Des Weiteren werden nach GÜBAK (ANONYMUS, 2009) die Auswirkungen differenziert nach physikalischen, chemischen und biologischen Auswirkungen sowie den Auswirkungen auf Schutzgebiete beschrieben.

Kapitel 6 gibt eine abschließende Beurteilung der Auswirkungen auf die Umwelt. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse und Kenntnisse sind keine starken Auswirkungen auf die Umwelt sowohl im Bereich der Baggerabschnitte als auch im VSB 686/690 zu erwarten. Eine mögliche und zu beachtende Auswirkung von Unterhaltungsbaggerungen ist der Individuenverlust von Fischen, vor allem der Finte. Eine Auswirkung der Umlagerung von Baggergut aus oberstromigen Baggerabschnitten in den VSB 686/690 kann ein möglicher Anstieg der regionalen Schadstoffbelastung in den Sedimenten sein. Ursache hierfür sind die nach jedem Umlagerungsvorgang verdriftenden Feinkornanteile im vergleichsweise höher belasteten Baggergut, die sich in den strömungsberuhigten Seitenbereichen und auch stromauf und stromab des VSB 686/690 in bekannten Sedimentationsbereichen langfristig ablagern können. Zugleich kann dies eine fortschreitende Tendenz der Verlandung von Flachwasserzonen im Elbeabschnitt des VSB 686/690 bedeuten. Unmittelbar auf den Verbringstellen ist der Aufwuchs von mittelsandigen Ablagerungskörpern beobachtet worden, welche die Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle z.B. aufgrund zu geringer Wassertiefen reduzieren können.

² Schadstoffbelastung der Sedimente deutlich höher als bei Sedimenten des Küstennahbereichs

Zusammenfassung

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

Für die weitere Beobachtung der zuvor beschriebenen Auswirkungen wird im letzten Kapitel 7 ein Überwachungsprogramm formuliert, das Art und Umfang der tatsächlichen Auswirkungen der jährlichen Umlagerung von bis zu 5,5 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut im VSB 686/690 erfassen soll.

Bundesanstalt
für
Gewässerkunde

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

1 Veranlassung

Der Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686 und 690 (im Folgenden als Verbringstellenbereich VSB 686/690 bezeichnet) nimmt in der Umlagerungsstrategie des WSA Hamburg eine zentrale Stellung ein. Ziel dieser Strategie ist die Durchbrechung von Sediment- und Baggerkreisläufen. Erreicht werden soll dies durch Umlagerung von im Amtsbereich des WSA Hamburg gebaggerten Sedimenten in die ebbestromdominierten Bereiche stromab des Störbogens ab Elbe-km 677 (WSA Hamburg, 2010). Seit 2008 wird Baggergut daher fast ausschließlich in den VSB 686/690 umgelagert. Die Umsetzung dieser Strategie (auch vor dem Hintergrund ökologischer Zielvorstellungen) stützt sich sowohl auf die Ergebnisse von Beprobungskampagnen als auch auf ein umfangreiches Berichtswesen (siehe BfG, 2008; BfG, 2010a; BAW 2011).

In BfG (2008)³ werden die erwarteten ökologischen Auswirkungen für vier Verbringungsstrategien für Baggergut aus dem Baggerabschnitt Wedel (BA 1) untersucht.

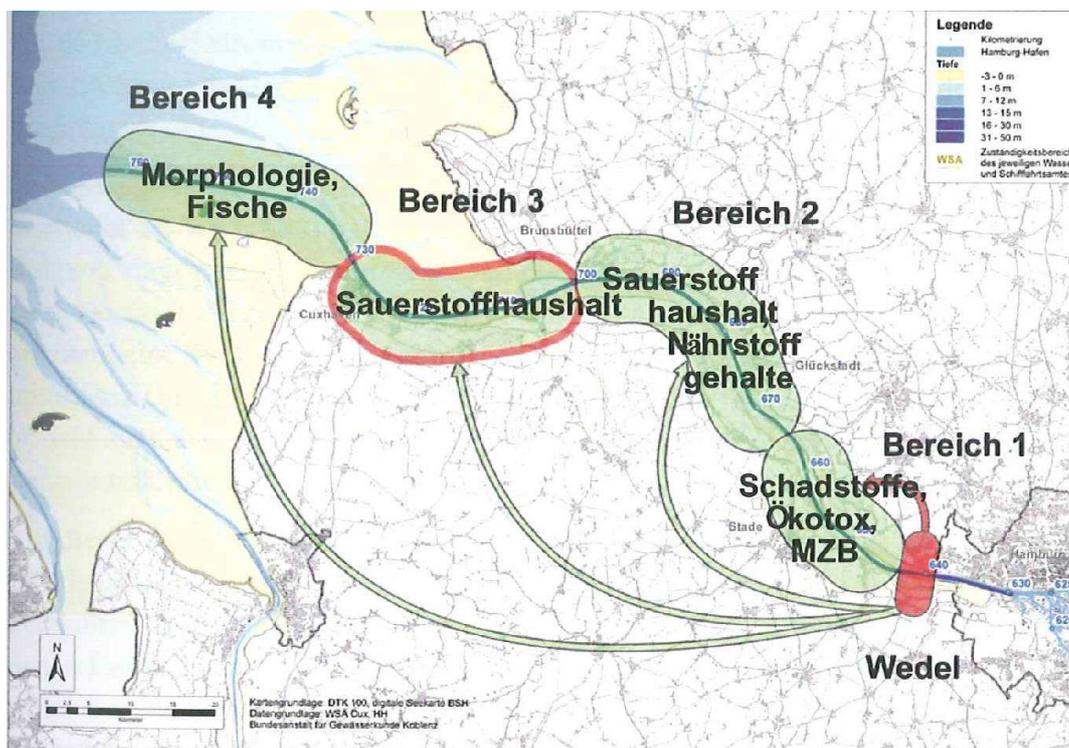


Abbildung 1-1: In BfG (2008) untersuchte Verbringungsstrategien in die Bereiche 1 bis 4. Nicht dargestellt ist die fünfte untersuchte Strategie, welche den Zustand der Tidelbe im Fall von keiner Umlagerung von Baggergut untersucht.

³ Allgemeiner Hinweis: In der Arbeitssprache der WSV wird diese Studie oftmals auch als BfG-Systemstudie bezeichnet.

Diese Untersuchung erfolgte vor dem Hintergrund eines starken Anstiegs der erforderlichen Unterhaltungsbaggergutmengen im Baggerabschnitt Wedel (BA 1). Kreislaufbaggerungen von Verbringstellen sowohl stromauf als auch stromab des Baggerabschnitts Wedel sind eine Ursache für diese Entwicklung (vgl. BfG, 2008). Die Beurteilung der fünf Verbringstrategien erfolgt sowohl vor dem Hintergrund des Ziels minimaler ökologischer Auswirkungen als auch der Notwendigkeit erneute Baggerkreisläufe zu minimieren oder gar zu unterbinden. Die BfG-Untersuchung kommt unter Abwägung aller Vor- und Nachteile zu der Schlussfolgerung, dass die Umlagerung von Wedeler Baggergut bevorzugt im Bereich 3 erfolgen soll. Damit soll u.a. auch das Ziel einer Entlastung des Feinsedimenthaushaltes vor allem in den Hauptbaggerbereichen erreicht werden, weil die im Bereich 3 umgelagerten feinkörnigen Baggergutanteile überwiegend stromabwärts in Richtung Deutsche Bucht verdriften. Dieser Empfehlung ist das WSA Hamburg mit der anfangs beschriebenen und seit 2008 in die Praxis umgesetzten neuen Verbringungsstrategie gefolgt, wobei die Grenzen des Bereichs als nicht „kilometerscharf“ zu betrachten sind. Die Umlagerung von Baggergut in den nun zentralen VSB 686/690 wird durch ein maßnahmenbezogenes Schadstoffmonitoring begleitet und schließt unmittelbar an die „BfG-Systemstudie“ (damit bezeichnet ist BfG, 2008) an. Die Ergebnisse dieses Monitorings (Verdriftungswege sowie Schadstoffbelastung der Sedimente in den Seitenbereichen stromauf und stromab vom VSB 686/690) der Jahre 2008 und 2009 sind in BfG (2010a) dokumentiert.

Der vorliegende Bericht ergänzt das bisherige Berichtswesen um eine Auswirkungsprognose für die Umlagerung von feinkörnigem Unterhaltungsbaggergut im VSB 686/690 in Anlehnung an die zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“ (ANONYMUS, 2009), welche im Folgenden als GÜBAK bezeichnet werden. Die Erstellung dieses Berichts erfolgt im Auftrag des WSA Hamburg und des WSA Cuxhaven. Dieser Bericht soll die letztmalige im Dezember 2006 durch die BfG fertig gestellte Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut im Amtsbereich des WSA Hamburg (siehe BfG, 2006) aktualisieren. Diese Aktualisierung ist aufgrund der zuvor beschriebenen, grundlegenden Änderungen in der Umlagerungsstrategie für feinkörniges Baggergut erforderlich geworden.

Die in diesem Bericht beschriebene Auswirkungsprognose bezieht sich auf die Umlagerung von Baggergut im gesamten VSB 686/690. Dieser Bereich umfasst zum Zeitpunkt der Berichtserstellung vier ausgewiesene Verbringstellen: **VS 689 1G, VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R**. Die in Kapitel 5 beschriebene und in Kapitel 6 zusammengefasste Auswirkungsprognose trifft ebenfalls auf weitere Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 zu, die dort zukünftig durch das WSA Hamburg eingerichtet werden können.

2 Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK)

Die „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern“ (GÜBAK) in der Fassung vom August 2009 haben zum Ziel, *einheitliche Maßstäbe und Kriterien für den Umgang mit Baggergut zu schaffen und negative Auswirkungen auf die Umwelt und legitime menschliche Nutzungen weitestgehend zu minimieren* (ANONYMUS, 2009). Die Übergangsbestimmung hat vorläufigen Charakter. Zurzeit erfolgt eine Überarbeitung der bisherigen Handlungsanleitungen zum Umgang mit Baggergut. Ein Termin für das Inkrafttreten der aktualisierten Fassung dieser Handlungsanweisung lag zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht vor.

Der Geltungsbereich der GÜBAK umfasst die Küstengewässer und damit die in Abbildung 2-1 dargestellten Küstenmeere und inneren Gewässer.

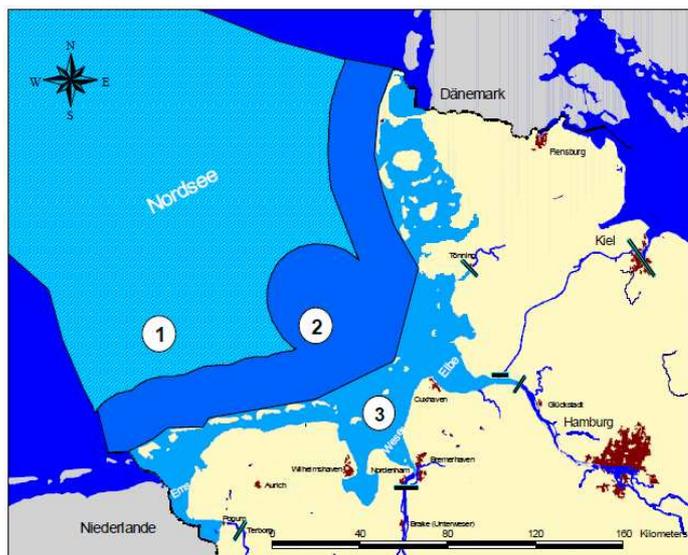


Abbildung 2-1: Deutsches OSPAR-Übereinkommensgebiet und „innere Gewässer“ (Nr. 3) an der Nordsee (ANONYMUS, 2009)

Die Süßwassergrenze der inneren Gewässer bestimmt den Geltungsbereich der GÜBAK. Diese Grenze ist definiert als *die Stelle in einem Wasserlauf, an der bei Ebbe und zu einer Zeit schwachen Süßwasserflusses aufgrund des Vorhandenseins von Meerwasser eine erhebliche Zunahme des Salzgehaltes festzustellen ist* (ANONYMUS, 2009). Die Süßwassergrenze ist für die Tideelbe bei Elbe-km 683 festgelegt. Damit befindet sich der VSB 686/690 jenseits der Süßwassergrenze im Geltungsbereich der GÜBAK.

Die nachfolgende Auswirkungsprognose für die Umlagerung des feinkörnigen Unterhaltungsbaggerguts aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg im VSB 686/690 erfolgt daher in Anlehnung an die in den GÜBAK benannten Grenzwerte für Schadstoffe und das dort beschriebene Untersuchungsprogramm.

3 Untersuchungsergebnisse Baggergut und Baggerabschnitte

Der Amtsbereich des WSA Hamburg gliedert sich in zehn BaggerAbschnitte (BA)⁴. Eine Übersicht über die gebaggerten Mengen im Zeitraum 2005 bis 2010 sind in Abbildung 3-1⁵ dargestellt. Zum Zeitpunkt der Berichterstattung lagen vollständige und geprüfte Angaben zu den Baggergutmengen bis einschließlich des Jahres 2010 vor.

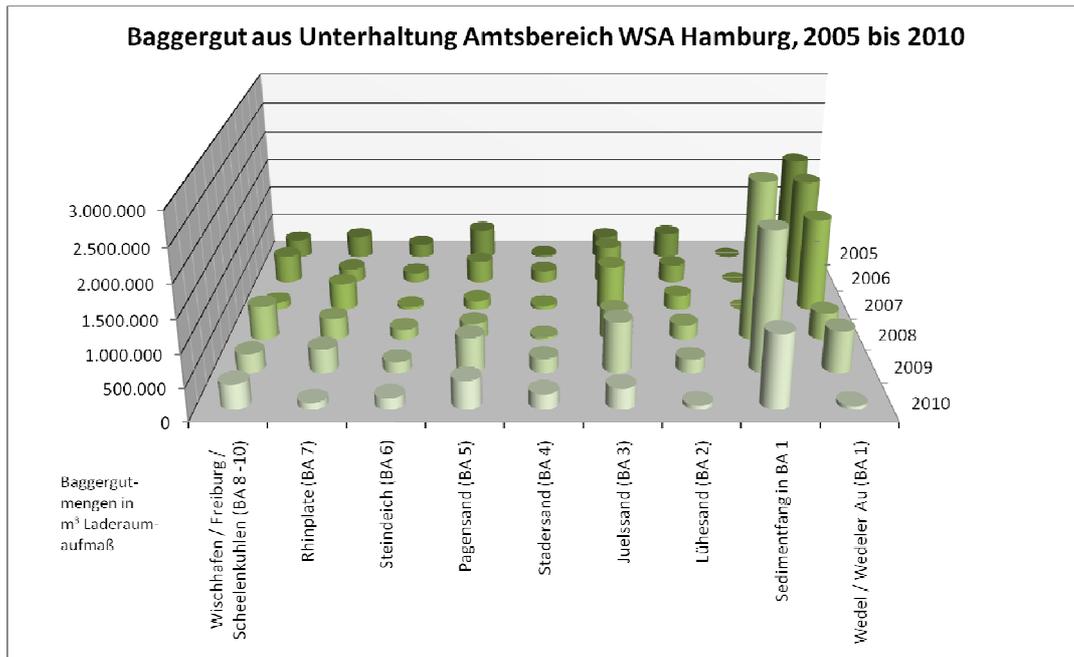


Abbildung 3-1: Unterhaltungsbaggergutmengen im Amtsbereich des WSA Hamburg im Zeitraum 2005 bis 2010, Datenquelle: WSA Hamburg

Seit 2007 sieht die Gesamt-Baggerstrategie der WSÄ Hamburg und Cuxhaven den ständigen Einsatz von Wasserinjektionsgeräten zur Baggerung von lokalen Untiefen (vor allem sandige Transportkörperstrukturen) auf der Hauptelbe vor. Seitdem wurden ca. 1,5 Mio. m³ pro Jahr mittels Wasserinjektionsverfahren gebaggert. Diese Mengen sind in der obenstehenden Abbildung 3-1 nicht enthalten. Sie sind auch nicht Gegenstand dieser Auswirkungsprognose, da durch den Einsatz eines Wasserinjektionsgeräts eine lokale Umlagerung und keine Verbringung des Baggerguts an entfernter Stelle im Gewässer stattfindet. Informationen zum

⁴ Eine Übersichtskarte der Tideelbe in die genannten Baggerabschnitte ist diesem Bericht im Anhang beigefügt. Die genauen Elbe-km Angaben dieser Baggerabschnitte können z.B. der Tabelle 4-1 entnommen werden.

⁵ Die Zahlen zu dieser Abbildung finden sich in tabellarischer Aufstellung im Anhang zu diesem Bericht.

Einsatz des Wasserinjektionsverfahrens in der Tideelbe sowie Angaben zu Baggergutmengen finden sich in Entelmann (2010).

Der durchgehend seit 2005 mengenstärkste Baggerabschnitt ist BA 1 (Wedel). In den Jahren 2005 bis 2007 wurden hier jährlich ca. 1,5 Mio. m³ (Laderaumaufmaß)⁶ Sediment gebaggert. Seit Juni 2008 wird in BA 1 durch die Hamburg Port Authority (HPA) ein Sedimentfang betrieben. Die Baggergutmengen aus Herstellung und Unterhaltung eines Sedimentfangs vor Wedel durch die Hamburg Port Authority (HPA) sind in Abbildung 3-1 gesondert dargestellt. Das feinkörnige Baggergut aus der erstmaligen Herstellung und der anschließenden regelmäßigen Wiederherstellung des Sedimentfangs wurde im Verbringstellenbereich (VSB) 686/690 umgelagert. Die erstmalige Herstellung des Sedimentfangs ist gleichzeitig Ursache für den Anstieg der Gesamtbaggergutmengen (Mengen aus BA 1 plus Sedimentfang in Abbildung 3-1) gegenüber den Jahren 2005 bis 2007. Die Untersuchungen sowie die Berichterstattung über ein Sedimentfangmonitoring erfolgt durch die BfG im Auftrag der HPA (siehe BfG, 2009a; BfG, 2010b; BfG, 2011 und BfG, 2012). Für die Erstellung der vorliegenden Auswirkungsprognose nach GÜBAK werden in Kapitel 3.2 die wichtigsten Ergebnisse und Daten aus der zuvor genannten Berichtsreihe zum Sedimentfangmonitoring zusammengefasst.

Die jährlichen Baggergutmengen aus BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) bewegen sich seit 2005 in einer Größenordnung von weniger als 1 Mio. m³ pro Baggerabschnitt und Jahr und liegen damit deutlich unter den Mengen aus BA 1 (Wedel). In einer aktuellen Kampagne im August 2010 wurde das potenzielle Baggergut aus diesen Abschnitten beprobt. Die Ergebnisse dieser Kampagne werden in den Kapiteln 3.3 bis 3.5 zusammengefasst. Zusammen mit den Ergebnissen des Sedimentfangmonitorings bilden sie die Datengrundlage, welche die Eigenschaften und die Schadstoffbelastung des im VSB 686/690 umgelagerten Baggerguts beschreibt. Aktuelle Beprobungsergebnisse der Sedimente aus BA 2 (Lühesand), BA 4 (Stadersand) sowie BA 8 bis 10 (Wischhafen / Freiburg / Scheelenkuhlen) wurden nicht erhoben. Es soll an dieser Stelle auf die Ergebnisse der letzten Baggerabschnittsbeprobung aus Juni / Juli 2002 und Juli 2005 zurückgegriffen werden. Die wichtigsten Daten hierzu werden in Kapitel 3.6 zusammengefasst. Eine umfassende Dokumentation und Erläuterung dieser Ergebnisse findet sich in BfG (2006). Die in den BA 2, 4, 6 sowie 8 bis 10 gebaggerten Mengen sind im Vergleich zu den Mengen aus BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) gering. Zusätzlich ist die Gewässersohle in diesen Baggerabschnitten überwiegend sandig. Solches Baggergut mit einem hohen Anteil der Sedimentfraktionen > 63 µm ist von weiteren Untersuchungen nach Absatz 3 der GÜBAK ausgenommen. Erwähnt sei zudem, dass es in diesen Abschnitten vorrangig zum Einsatz von Wasserinjektionsgeräten kommt, um lokale Untiefen im Bereich der Fahrrinne zu beseitigen.

⁶ Alle Angaben zu Baggergutmengen erfolgen in diesem Bericht in [m³ Laderaumaufmaß] sofern im Text nicht anders gekennzeichnet.

3.1 Informationen zur Untersuchungsmethodik

3.1.1 Sedimentologische Untersuchungen

Die Sedimentproben sind entweder mit Hilfe eines van Veen Greifers, eines Kastengreifers oder eines Vibrococers genommen worden. Alle Sedimentproben wurden als Mischprobe aufbereitet und anschließend labortechnisch untersucht. Erkennbare Sedimentschichtungen oder –auflagen sind im Probenahmeprotokoll vermerkt. Bei der Beprobung der BA 3, 5 und 7 im August 2010 ist ein Kastengreifer eingesetzt worden. Bei weichen Sedimenten ist mit diesem eine Probenahmetiefe von bis zu 80 cm möglich. Der Einsatz eines van Veen Greifers hingegen ermöglicht eine nur ca. 20 – 30 cm tiefe Sedimententnahme. Im Gegensatz dazu gelingt mit dem Vibrococer die Entnahme von bis zu 150 cm langen Sedimentkernen. Die stückweise Zerteilung und Untersuchung des Kerns ermöglicht dann eine tiefengeschichtete und differenzierte Analyse des Aufbaus der Gewässersohle.



Abbildung 3-2: Eingesetzte Probenahmeegerätschaften: a) van Veen Greifer, b) Kastengreifer, c) Kolbenlot und d) Vibrococer für die Entnahme von Sedimentkernen

Grundsätzlich ist das zu baggernde Sediment an repräsentativen Probenahmestellen zu untersuchen. Nach Absatz 4.2.2 der GÜBAK ist die Anzahl der in den Baggerbereichen zu nehmenden Proben abhängig von der Menge des zu baggernden Sediments. Bei den Mengenangaben wird davon ausgegangen, dass es sich um einmalige Baggerkampagnen

handelt und die Flächengröße des Baggerfeldes mit der Baggermenge steigt. Die Fahrrinne der Tideelbe wird jedoch größtenteils kontinuierlich unterhalten, so dass an derselben Position mehrfach im Jahr frisches Sediment gebaggert wird. Dies ist gleichbedeutend mit einer Konzentration größerer Baggergutmenge in kleinerer Fläche, so dass die erforderliche Anzahl an Probenahmestellen unter der in der GÜBAK genannten Anzahl liegen kann.

Labortechnisch wurde das Probematerial auf Korngrößenzusammensetzung in den in Tabelle 3-1 genannten Fraktionen untersucht. Für jede Sedimentfraktion wurde der prozentuale Gewichtsanteil an der gefriergetrockneten Gesamtprobe ermittelt. Die angewandten Verfahren zur Trocknung und Bestimmung der Korngrößenverteilung werden in Anhang 3 und 4 der GÜBAK beschrieben.

Tabelle 3-1: Übersicht über die analysierten Fraktionen in Anlehnung an GÜBAK

Fraktion	Benennung	Anmerkungen gemäß GÜBAK
$\leq 20 \mu\text{m}$	Ton, Fein- und Mittelschluff	Bestimmung Schwermetallgehalte an dieser Fraktion
$> 20 \mu\text{m bis } \leq 63 \mu\text{m}$	Grobschluff	Umrechnung Gehalt organischer Parameter auf Gehalt der Gesamtfraktion $\leq 63 \mu\text{m}$
$> 63 \mu\text{m bis } \leq 200 \mu\text{m}$	Feinsand	
$> 200 \mu\text{m bis } \leq 630 \mu\text{m}$	Mittelsand	
$> 630 \mu\text{m bis } \leq 2000 \mu\text{m}$	Grobsand	
$> 2000 \mu\text{m}$	Kies	Probe $\leq 2000 \mu\text{m}$ wird als Gesamtprobe bezeichnet

3.1.2 Chemische Untersuchungen

Baggergut sollte im Rahmen von Baggermaßnahmen nur dann im Gewässer umgelagert werden, wenn es bestimmten Qualitätsanforderungen genügt, die in den Handlungsanweisungen des Bundes für den Umgang mit Baggergut festgelegt sind. Der VSB 686/690, in den das feinkörnige Baggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg umgelagert wird, liegt im Geltungsbereich der GÜBAK. Nachfolgend werden wichtige Hinweise zur Methodik gegeben, welche Grundlage der qualitativen Beurteilung von Sedimenten auf deren Belastung mit Schadstoffen sind.

Umgang mit Werten kleiner als Bestimmungsgrenze: Messergebnisse von Schadstoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze werden bei Berechnungen (Korngrößenkorrekturen, Mittelwert- oder Summenbildungen) mit dem Absolutwert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Diese Ergebnisse stellen Maximalkonzentrationen dar; die tatsächlichen Konzentrationen können geringer sein. Sind mehr als 75 % der zur Mittelwert- oder Summenbildung verwendeten Werte kleiner als die Bestimmungsgrenze, ist der berechnete Wert mit „<“ gekennzeichnet. In diesem Fall erfolgt bei Überschreitung des Richtwertes 2 (RW2) keine Einstufung in den Fall 3 nach GÜBAK.

Messunsicherheit: Während die Ergebnisunsicherheit der Schwermetallmessungen im Bereich von ca. 10 bis 15 % liegt, ist sie für organische Schadstoffe oft wesentlich größer. Für chlororganische Verbindungen liegt sie bei Konzentrationen $> 5 \mu\text{g/kg}$ z.B. je nach Einzelstoff im Bereich von 25 bis 35 %, kann aber bei geringeren Konzentrationen auch 50 % übersteigen.

Methodik der Korngrößenkorrektur: Da sich die hier untersuchten Schwermetalle und organischen Schadstoffe bevorzugt in den feinkörnigen Fraktionen der Sedimente anreichern, werden die Schadstoffgehalte mit Ausnahme der TBT-Gehalte für die Bewertung von Baggergut nach GÜBAK normiert auf die Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$. Die Schwermetalle werden direkt in der abgetrennten $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion gemessen. Dagegen erfolgt die Bestimmung der organischen Schadstoffe in der Regel aus den Gesamtproben ($< 2 \text{ mm}$). Für die Berechnung der Konzentrationen organischer Schadstoffe in der $< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion wird jeweils die aus der Probe ($< 2 \text{ mm}$) bestimmte Konzentration durch den Anteil der $< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion geteilt. Dabei wird angenommen, dass sich die organischen Schadstoffe vollständig in der Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ befinden. Bei Proben, in denen der Anteil der $< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion kleiner als 10 % ist, werden die normierten Ergebnisse wegen der zu großen resultierenden Ergebnisunsicherheit nicht für die Bewertung der Schadstoffbelastung herangezogen.

Bewertungsgrundlagen der chemischen Parameter: Die zugrunde liegenden Richtlinien beinhalten einen unteren Richtwert 1 (RW 1) und einen oberen Richtwert 2 (RW 2). Unterschreiten die Schadstoffkonzentrationen im zu baggernden Sediment RW 1, erfolgt eine Zuordnung in Fall 1 und eine Verbringung an anderer Stelle im Gewässer ist ohne Einschränkungen möglich. Liegen die Schadstoffgehalte mindestens eines Stoffes zwischen RW 1 und RW 2 und damit in Fall 2, so ist eine Abwägung der Ablagerung im Gewässer gegenüber der an Land durchzuführen. Eine Ablagerung im Gewässer ist möglich, ggf. mit Einschränkungen, wenn eine Auswirkungsprognose keine erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen erwarten lässt. Überschreiten die Schadstoffkonzentrationen mindestens eines Stoffes RW 2, so erfolgt eine Einstufung des Baggergutes in Fall 3. Im Küstenbereich ist eine Umlagerung nach umfangreicher Abwägung der Auswirkungen einer Ablagerung im Gewässer gegenüber der Landlagerung u.U. möglich.

3.1.3 Ökotoxikologische Untersuchungen

Das ökotoxikologische Wirkpotenzial von Sedimenten und Baggergut sowie die integrale Belastung durch Schadstoffe wurden mit ausgewählten ökotoxikologischen Tests überprüft. Hierbei können auch Schadstoffbelastungen festgestellt werden, die durch die expliziten chemischen Analysen nicht erfasst werden.

Ökotoxikologische Wirkungen der Sedimente aus dem Bereich der Tideelbe wurden im Regelfall mit Organismen der drei Trophieebenen (Produzenten, Konsumenten, Destruenten) gemäß der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut, HABAB-WSV (BfG, 2000), HABAK-WSV (BfG, 1999), GÜBAK (ANONYMUS, 2009) und dem BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" (BfG, 2009b) untersucht.

Die Abschätzung des Toxizitätspotenzials der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten erfolgte im Porenwasser und/oder im Eluat.

Da die zu verbringenden Sedimente voraussichtlich im VSB 686/690 und damit im marinen Bereich abgelagert werden sollen, das Baggergut aber zum Teil aus Bereichen mit limnischen Salinitätsverhältnissen stammt, wurden die entnommenen Sedimentproben, je nach Bedarfssituation, mit limnischen und/oder marinen Biotestverfahren untersucht.

Die angewandten ökotoxikologischen Testverfahren repräsentieren die drei trophischen Ebenen eines aquatischen Ökosystems.

Limnische Biotestpalette:

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

Marine Biotestpalette:

- **Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-3 (Annex D):** "Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest)"
- **Mariner Algentest nach ISO/DIS 10253:** Wachstumshemmtest mit der marinen Alge *Phaeodactylum tricornutum*
- **Amphipodentest nach ISO 16712:** Sedimentkontakttest mit dem marinen amphipoden Kleinkrebs *Corophium volutator*

Fachlich notwendige Modifikationen wurden gegebenenfalls gemäß der angegebenen Literatur berücksichtigt. Zur Überprüfung und zur Einhaltung der Testbedingungen wurden im Testgut physiko-chemische Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und Salinität sowie Nährstoffkonzentrationen (Ammonium-Stickstoff) bestimmt.

Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden durch ein extern beauftragtes Labor geleistet, qualitätssichernde Überprüfungen wurden im Ökotoxikologischen Labor der BfG im Referat G3 durchgeführt.

Bewertungsgrundlage: Sollen Sedimente und Baggergut in Hinblick auf eine Umweltverträglichkeit bewertet werden, sind sowohl chemische als 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 der ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsstufe in einer Verdünnungsreihe mit dem Verdünnungsfaktor 2. Der pT-Wert gibt an, wievielmals 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 verschiedener aber gleichrangiger Biotestverfahren. Die durch die höchsten pT-Werte (pT_{max}-Werte) definier-

ten Toxizitätsklassen werden mit römischen Zahlen gekennzeichnet. Für den Spezialfall der Baggergutklassifizierung wird diese offene Skala auf sieben Stufen eingengt. Alle pTmax-Werte > 6 werden der höchsten Stufe, der Klasse VI, zugeordnet (Krebs 2001, 2005). Die mit Hilfe der pT-Wert-Methode ermittelten Toxizitätsklassen werden in Bezug auf die Handhabung von Baggergut den Handhabungskategorien "nicht", "unbedenklich", "kritisch" und "gefährlich belastet" zugeordnet. Der in Tabelle 3-2 angegebene Farbcode kennzeichnet die ermittelten Handhabungskategorien in Tabellen und graphischen Darstellungen.

Tabelle 3-2: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach (BfG, 2000) / GÜBAK (2009) Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien

höchste Verdünnungsstufe ohne Effekt	Verdünnungsfaktor	pT-Wert	Toxizitätsklassen		Handhabungskategorien	
			7stufiges System	Bezeichnung	4stufige Bewertung	Bezeichnung
Originalprobe	2 ⁰	0	0	Toxizität nicht nachweisbar	0	nicht belastet
1:2	2 ⁻¹	1	I	sehr gering toxisch belastet	I	unbedenklich
1:4	2 ⁻²	2	II	gering toxisch belastet	II	belastet
1:8	2 ⁻³	3	III	mäßig toxisch belastet	III	kritisch
1:16	2 ⁻⁴	4	IV	erhöht toxisch belastet	IV	belastet
1:32	2 ⁻⁵	5	V	hoch toxisch belastet	V	gefährlich
≤ (1:64)	≤ 2 ⁻⁶	≥ 6	VI	sehr hoch toxisch belastet	VI	belastet

3.2 Baggerabschnitt Wedel (BA 1) – Elbe-km 638,9 bis 644,0

Seit Juni 2008 betreibt die Hamburg Port Authority (HPA) im BA 1 einen Sedimentfang. Vor Unterhaltungsbaggerungen zur Wiederherstellung des Sedimentfangs wurde die Umlagerungsfähigkeit des Baggerguts geprüft. Bis zu der Unterhaltung des Sedimentfangs im Frühjahr 2010 ist das potenzielle Baggergut vor jeder Baggerung geprüft worden. Auf Antrag der HPA ist im Januar 2011 durch das WSA Hamburg gemeinsam unter Einbeziehung der BfG beschlossen worden, dass ab sofort das Ergebnis einer Freigabeuntersuchung die Gültigkeit von 3 Jahren besitzt. Die erste Freigabebeprobung gemäß diesem Beschluss hat am 03.03.2010 stattgefunden (vgl. BfG, 2011). Im Zuge einer Freigabebeprobung sind an 16 Positionen im Maßnahmenbereich des Sedimentfangs Sedimentproben entnommen und überprüft worden. Um die Beurteilung des Baggergutes über die gesamte Schnitttiefe zu ermöglichen, wurden Sedimentkerne mit Hilfe eines Kolbenlots entnommen. Die schwerpunktmäßigen Baggerfelder, aus denen das WSV-Unterhaltungsbaggergut stammt, liegen im Bereich des Sedimentfangs. Folgerichtig können die Ergebnisse der HPA-seitig durchgeführten Überprüfungen der Umlagerungsfähigkeit des Baggerguts aus dem Sedimentfang für das WSV-Unterhaltungsbaggergut aus dem Baggerabschnitt Wedel verwendet werden. Die

nachfolgenden Fachkapitel geben eine Übersicht über die wesentlichen Ergebnisse dieser Freigabeuntersuchungen. Die vollständigen Ergebnisse sind dokumentiert in BfG (2009), BfG (2010b), BfG (2011) und BfG (2012).

3.2.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 1

Die Sedimente, welche sich im Sedimentfang vor Wedel abgelagert haben, wurden in regelmäßigen Freigabeuntersuchungen vor jeder Wiederherstellung des Sedimentfangs möglichst über die gesamte Schnitttiefe des Baggerguts untersucht. Das Probenahmeraster sowie beispielhaft die exakten Positionen der Beprobung vom 17.03.2009 sind in Abbildung 3-3 dargestellt. Darunter liegend abgebildet sind die vorhandenen morphologischen Strukturen der Gewässersohle, die mittels eines Schummerungsplans dargestellt sind.



Abbildung 3-3: Probenahmeraster und Positionen der Freigabeuntersuchung vom 17.03.2009, Sedimentfang vor Wedel in BA 1

Der Sedimentfang wird zwischen Elbe-km 641,8 und 643,8 über die gesamte Breite der Fahrrinne hergestellt. Der Maßnahmenbereich des Sedimentfangs umfasst damit beinahe vollständig die Sedimentations- und damit Baggerschwerpunkte im BA 1 (vgl. BfG, 2011). Außerhalb des Sedimentfangs muss das WSA Hamburg einzig in den Rasterfeldern Z-Nord und B-Süd Unterhaltungsbaggerungen durchführen. Der Schummerungsplan in Abbildung 3-3 zeigt stromauf und stromab des Sedimentfangs Transportkörperstrecken. In diesen Bereichen liegen mittelsandige Sedimente vor. Im Maßnahmenbereich des Sedimentfangs liegt eine strukturarme Gewässersohle vor, die auf feinkörniges Sediment hinweist.

In Abbildung 3-4 dargestellt sind die mittleren Korngrößenverteilungen und –durchmesser aller Freigabebehebungen bis einschließlich März 2010 sowie einer im Umfang gleichwertigen Sedimentbehebung am 03.08.2010. Nicht dargestellt sind die weiter östlich im Maßnahmenbereich des Sedimentfangs genommenen Proben, da im Regelfall in diesem Bereich keine Unterhaltungsbaggerungen durch das WSA Hamburg erforderlich sind (Beginn der Transportkörperstrecke stromauf des Sedimentfangs). Ebenfalls nicht dargestellt sind die Ergebnisse der Nullbehebung vom 07.03.2008 vor der erstmaligen Herstellung des Sedimentfangs, da damals die anstehende Gewässersohle unterhalb der nautischen Solltiefe beprobt worden ist.

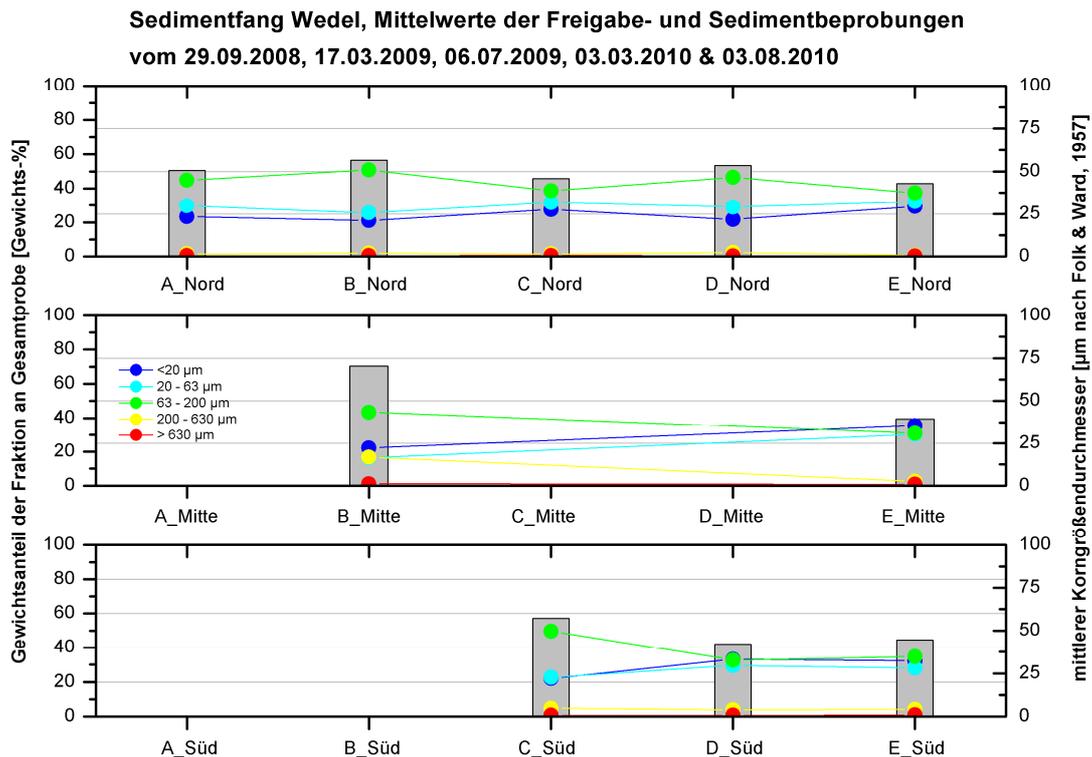


Abbildung 3-4: Mittlere Korngrößenverteilung und –durchmesser aus fünf Freigabebehebungen im Maßnahmenbereich des Sedimentfangs vor Wedel, Zeitraum September 2009 bis August 2010

Bei den beprobten Sedimenten bzw. Baggergut handelt es sich um feinsandige Schluffe mit einem mittleren Korndurchmesser von $< 63 \mu\text{m}$ (dargestellt als grauer Balken in Abbildung 3-4 und berechnet in Anlehnung an Folk & Ward, 1957). Einzig das Sediment an der Position B_Mitte kann im Mittelwert als schluffiger Feinsand klassifiziert werden. Entlang der nördlichen Probenahmepositionen hat der mittlere Anteil an schluffigen Sedimenten ($\leq 63 \mu\text{m}$) über alle Freigabebehebungen 55,8 Gew.-% an der Gesamtprobe betragen. Damit ist Schluff der prägende Anteil am Baggergut im BA 1, wobei auch hier der mittlere Feinsandanteil 42,1 Gew.-% betragen hat. Die Schluffanteile an den Positionen D_Süd und E_Süd sind im Vergleich zum gesamten Nordstreifen mit 61 Gew.-% geringfügig höher. Der Feinsandanteil liegt bei 34 Gew.-%.

Im Zuge des Sedimentfangmonitorings liegen für das Unterhaltungsbaggergut aus dem Abschnitt Wedel repräsentative und seit dem Jahr 2008 regelmäßige Beprobungen der frisch abgelagerten Sedimente vor. Die Beprobungsergebnisse zeigen im langfristigen Mittel ein Baggergut in BA 1, welches durch dominante Schluff- und Feinsandanteile geprägt ist.

3.2.2 Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 1

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung der Sedimente nach GÜBAK wurden die Ergebnisse der fünf Freigabeuntersuchungen im Zeitraum zwischen 29.09.2008 und 03.08.2010 herangezogen. Für jede Freigabegabeuntersuchung wurden Mittelwerte von allen gezogenen Proben über den gesamten Bereich gebildet. Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 1 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 3-3 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der im potenziellen Baggergut aus BA 1 vorkommenden Schadstoffgehalte enthält Tabelle 3-3 weiterhin

- die 3-Jahresmittelwerte (01.08.2008 – 09.08.2010) gemessen an der Dauermessstation (DMS) Wedel bei Elbe-km 642. Hierbei handelt es sich um schwebstoffbürtige Sedimentproben aus einem Sedimentationsbecken.
- die mittleren Belastungen von zehn Sedimentproben aus 2005 (dokumentiert in BfG, 2006)

Tabelle 3-3: Mittelwerte (2008-2010) der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel)

		Sedimentfang Wedel (Untersuchung von Sedimentkernen an 16 Positionen; Probenahmeterminen)					Mittelwert Wedel/Wedeler Au	RW1	RW2	DMS Wedel (km 642)
		29.09.2008	17.03.2009	06.07.2009	03.03.2010	03.08.2010	2005 (10 oberflächige Greiferproben)	GÜBAK		Mittelwert (01.08.2008-09.08.2010)
Trockenrückstand	Gew.-%	53	52	51	54	48				27,56
Fraktion 20-63µm	Gew.-% TM	28,8	24,8	23,3	29,0	31,6	21,0			39,5
Fraktion <20µm	Gew.-% TM	27,8	28,7	29,3	31,2	23,9	21,0			49,7
Gesamtfraktion <63µm	Gew.-% TM	56,6	53,5	52,5	60,1	55,5	42,0			89,2
Schwermetalle										
Arsen (in <20µm)	mg/kg TM	34	31	33	35	37	33	40	120	27
Blei (in <20µm)	mg/kg TM	73	86	92	83	88	81	90	270	69
Cadmium (in <20µm)	mg/kg TM	1,44	2,08	2,48	1,81	2,56	2,10	1,50	4,50	1,91
Chrom (in <20µm)	mg/kg TM	88	95	96	63	59	83	120	360	61
Kupfer (in <20µm)	mg/kg TM	52	62	69	54	66	112	30	90	83
Nickel (in <20µm)	mg/kg TM	45	45	47	39	40	81	70	210	43
Quecksilber (in <20µm)	mg/kg TM	0,96	1,43	1,55	1,02	1,27	1,56	0,70	2,10	1,27
Zink (in <20µm)	mg/kg TM	478	480	558	478	569	556	300	900	694
Kohlenwasserstoffe										
Kohlenwasserstoffe (in <63µm)	mg/kg TM	115	204	197	90	88	188	200	600	106
PAK-Summe 16 EPA (in <63µm)	mg/kg TM	2,06	1,57	1,93	1,31	1,59	1,89	1,80	5,50	1,93

Fortsetzung Tabelle 3-3

		Sedimentfang Wedel (Untersuchung von Sedimentkernen an 16 Positionen; Probenahmeterminen)					Mittelwert Wedel/Wedeler Au	RW1	RW2	DMS Wedel (km 642)
Chlororganische Verbindungen		29.09.2008	17.03.2009	06.07.2009	03.03.2010	03.08.2010	2005 (10 oberflächige Greiferproben)	GÜBAK		Mittelwert (01.08.2008-09.08.2010)
Pentachlorbenzol (in <63µm)	µg/kg TM	1,07	1,76	2,64	1,09	1,18	1,97	1,00	3,00	1,58
Hexachlorbenzol (in <63µm)	µg/kg TM	4,62	10,43	9,58	5,08	6,52	9,35	1,80	5,50	8,07
Summe 7 PCB (in <63µm)	µg/kg TM	13,30	17,18	21,91	13,49	13,99	15,23	13	40	15,41
α-HCH (in <63µm)	µg/kg TM	0,37	0,84	0,77	0,39	0,44	0,93	0,50	1,50	0,53
γ-HCH (in <63µm)	µg/kg TM	0,19	0,93	0,80	0,19	0,17	0,12	0,50	1,50	0,22
p,p-DDE (in <63µm)	µg/kg TM	2,98	4,45	5,71	2,84	3,94	2,35	1,00	3,00	3,80
p,p-DDD (in <63µm)	µg/kg TM	7,54	10,48	16,06	7,70	9,73	11,10	2,00	6,00	9,52
p,p-DDT (in <63µm)	µg/kg TM	3,29	4,22	2,48	2,35	2,42	2,40	1,00	3,00	3,94
Organozinnverbindungen										
Tributylzinn-Kation (in <2mm)	µg/kg TM	28,2	75,9	51,4	42,0	31,0	76,4	20,0	300	75,74
Phosphor ges. (in <2mm)	mg/kg TM	834	908	929	846	838		500		
Stickstoff ges. (in <2mm)	Gew.-% TM	0,18	0,21	0,21	0,22	0,25		0,15		0,35

3.2.2.1 Beurteilung der Schwermetallgehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte für Cadmium (außer bei Beprobung vom 29.09.2008, hier Unterschreitung von RW1), Kupfer, Zink und Quecksilber überschreiten den RW1 bei allen Beprobungen. Bei der Belastung mit Blei konnte einzig bei der Beprobung vom 06.07.2009 eine Überschreitung von RW1 festgestellt werden. Für alle Schwermetalle gilt, dass bei keiner Beprobung der Mittelwert über alle Einzelproben den RW2 überschritten hat.

Die bei den Freigabeuntersuchungen festgestellten Schwermetallgehalte spiegeln die 3-Jahresmittelwerte der DMS Wedel wider. Teilweise zeigen sie etwas höhere Gehalte an, bleiben aber deutlich unterhalb des RW2.

Die mittleren Schwermetallgehalte der zehn Sedimentproben aus dem Jahr 2005 (BfG, 2006) zeigen ausgenommen vom Kupfer (Überschreitung RW2) keinen Unterschied zu den Gehalten, die im Zuge der Freigabeuntersuchungen festgestellt wurden. Somit sind auch diese mit den 3-Jahresmittelwerten, die an der DMS Wedel gemessen wurden, vergleichbar.

3.2.2.2 Beurteilung der organischen Schadstoffgehalte und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Nach Normierung unter Verwendung der Bestimmungsgrenze als theoretisch ungünstigsten Fall liegen die Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen, der zehn Sedimentproben aus 2005 und der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel unter RW1. Nur die Kohlenwasserstoffgehalte der Proben mit Entnahmedatum 17.03.2009 zeigen im Mittel eine leichte Überschreitung von RW1 an.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW1 im Mittel bei den Freigabeuntersuchungen am 29.09.2008 und am 06.07.2009. Dasselbe gilt für den Mittelwert der zehn Proben aus 2005 sowie dem 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel. Die Gehalte liegen aber unterhalb des RW2. In den restlichen drei Freigabeuntersuchungen wird RW1 unterschritten. In Anbetracht der Messunsicherheit liegen sämtliche Gehalte in vergleichbarer Größenordnung.

Chlororganische Verbindungen: Die mittleren Gehalte des Pentachlorbenzol überschreiten RW1 bei allen Freigabeuntersuchungen. Auch an der DMS Wedel und in den Untersuchungen aus 2005 wird RW1 überschritten. RW2 wird jedoch eingehalten.

Die mittleren HCB-Gehalte aus den Untersuchungen vom 29.09.2008 und vom 03.03.2010 überschreiten RW1, die mittleren Gehalte der restlichen Untersuchungen zeigen sogar eine deutliche Überschreitung von RW2 an. Auch der 3-Jahresmittelwert der DMS Wedel und der Mittelwert der zehn Sedimentproben an den Sedimentproben aus 2005 überschreiten RW2 deutlich.

Bei allen Freigabeuntersuchungen überschreiten die mittleren Gehalte der PCBs (Summe 7 PCB) den RW 1 geringfügig. Dasselbe gilt für den 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel und die mittlere Belastung der zehn Sedimentproben aus 2005.

Die mittleren Gehalte des α -HCH liegen in den Freigabeuntersuchungen zum Teil über und zum Teil unter RW1. Die Gehalte des γ -HCH liegen nur am 17.03.2009 und am 06.07.2009 über RW 1, aber noch unter RW 2. Im Rahmen der Messunsicherheit sind die bei den Freigabeuntersuchungen ermittelten Gehalte gut mit dem 3-Jahresmittelwert an der DMS

Wedel vergleichbar. Auch die Sedimentproben von 2005 zeigen im Mittel keine Unterschiede.

Die Gehalte des p,p'-DDE zeigen in den Freigabeuntersuchungen vom 29.09.2008 und 03.03.2010 und in der mittleren Belastung der zehn Sedimentproben aus 2005 eine Überschreitung des RW1. Der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel und die mittleren Belastungen der restlichen Freigabeuntersuchungen überschreiten den RW2. Die mittleren Gehalte des p,p'-DDD liegen bei allen Freigabeuntersuchungen oberhalb des RW2. Diese Überschreitung ist auch an der DMS Wedel und bei den Sedimentproben aus 2005 zu sehen. Im Fall des p,p'-DDT wird RW2 an der DMS Wedel und bei den Freigabeuntersuchungen vom 29.09.2008 und 17.03.2009 überschritten. In den restlichen Untersuchungen liegen die mittleren Gehalte zwischen RW1 und RW2.

Zinnorganische Verbindungen: Die mittleren TBT-Gehalte in allen Freigabeuntersuchungen, der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel und die mittlere Belastung der zehn Sedimentproben von 2005 liegen oberhalb von RW1. RW2 wird jedoch deutlich unterschritten.

3.2.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen in BA 1

Die mittleren Gehalte der Schwermetalle, der organischen Schadstoffe sowie des TBT zeigen im Zeitraum der Freigabeuntersuchungen Schwankungen im Rahmen der Messunsicherheit und des Jahresgangs an. Sie lassen sich gut mit den 3-Jahresmittelwerten der DMS Wedel und mit den 2005 an zehn Sedimentproben festgestellten Belastungen vergleichen. Sie liegen somit auf einem vergleichbaren Niveau.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 1 (Wedel) ist aufgrund der Gehalte des p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT und des HCBs in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Aber auch die Schwebstoffe aus der DMS Wedel sind in den Fall 3 einzustufen. Damit zeigen die Sedimente im BA 1 die aktuell dort herrschende Belastung der Elbe an.

3.2.3 Untersuchungsergebnisse Nährstoffe und Sauerstoffzehrung in BA 1

Die bei den Kampagnen am 03.08.2010 (Sedimentkerne an 16 Positionen) und 22.03.2011 (Sedimentkerne an 8 Positionen) entnommenen Sedimente besitzen einen mittleren Anteil in der Feinkornfraktion < 20 µm von 28 Gew.-% und einen TOC-Gehalt von 2,1 %. Bei diesen Proben handelt es sich um die aktuellsten Untersuchungsergebnisse an Sedimenten aus dem Sedimentfang bzw. aus dem BA 1 und haben das Sedimentationsgeschehen dort sowohl in einer sommerlichen als auch winterlichen Jahreszeit erfasst.

Die Nährstoffgehalte in der Gesamtfraktion lagen im Mittel bei ca. 2500 mg N/kg Trockenmasse (TM) und ca. 950 mg P/kg TM. Damit überschreiten beide Mittelwerte den von der GÜBAK für die beiden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor angegebenen Grenzwerte für RW 1. Bezogen auch die Einzelproben trat eine Überschreitung für den Phosphor in allen Proben und für den Stickstoff in 21 der insgesamt 24 Proben auf.

Die Sauerstoffzehrung ist nur bei den 16 Proben im August 2010 erfasst worden. Die Zehrung schwankt zwischen 0,4 und 1,5 mg O₂/ kg TM und beträgt im Mittel 0,9 g O₂/ kg TM. Bezogen auf den Mittelwert kann nach Müller et al. (1998) die Sauerstoffzehrung als gering eingestuft werden.

3.2.4 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 1

Das Sediment in BA 1 ist an 16 Positionen, die im Zuge der Freigabeuntersuchungen für das Sedimentfangprojekt beprobt worden sind, charakterisiert (siehe Abbildung 3-3). Ein Teil dieser entnommenen Sedimente wird ökotoxikologisch untersucht. Die Untersuchungen erfolgen sowohl mit der limnischen als auch mit der marinen Biotestpalette, da das Unterhaltungsbaggergut aus dem Sedimentfang in den Brackwasserbereich der Elbe im VSB 686/690 umgelagert wird.

Die Bewertung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials dieses Bereiches erfolgt nach GÜBAK-WSV anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse. In Tabelle 3-4 sind die Untersuchungsergebnisse der Jahre 2005 bis 2011 zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Übersicht der Untersuchungsergebnisse der jeweiligen Kampagnen enthalten die entsprechenden Freigabeberichte (BfG, 2009a; BfG, 2010b und BfG, 2012). Die Ergebnisse der im Jahr 2005 erfolgten ökotoxikologischen Untersuchungen an Sedimentproben aus BA 1 sind dokumentiert in BfG (2008).

Im Zeitraum von August 2005 bis März 2011 wurden in BA 1 insgesamt ca. 80-90 Sedimentproben mit der limnischen und der marinen Biotestpalette untersucht. Die Ergebnisse der Baggergutuntersuchungen seit 2008 aus diesem Bereich weisen ein zu vorangegangenen Untersuchungen (BfG, 2008) vergleichbares ökotoxikologisches Belastungspotenzial auf. Ausnahmen bilden die Untersuchungen vom März 2009 und vom August 2011. Die Freigabeuntersuchung im März 2009 (BfG, 2010) wies ein in der Tendenz geringeres ökotoxikologisches Belastungspotenzial auf. Diese tendenziell sehr geringeren Toxizitäten im Frühjahr 2009 wurden in den Folgeuntersuchungen in den Jahren 2009, 2010 und 2011 nicht erneut festgestellt. In diesen Jahren lagen die Belastungspotenziale der Sedimente wieder in dem für dieses Gebiet erwarteten Bereich tendenziell geringer Toxizitäten. Auszunehmen ist hier jedoch eine Sedimentbeprobung im August 2010. Bei der Untersuchung dieser Sedimente wurden tendenziell erhöhte Belastungspotenziale festgestellt (BfG, 2012). Die Ursache für die aufgetretenen Unterschiede bzw. Schwankungen in der Sedimentbelastung sind unbekannt. Eine systematische und längerfristige Veränderung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials ist auf Grundlage der bislang vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht abzuleiten.

Tabelle 3-4: Übersicht über die im Sedimentfang bei Wedel festgestellten ökotoxikologischen Belastungspotentiale von August 2005 bis März 2011. Dargestellt ist die Anzahl bzw. Häufigkeit der jeweils festgestellten Toxizitätsklassen der limnischen und der marinen Biotestpalette.

Toxizitäts- klasse	August 2005		März '08	September 2008		März 2009		Juli 2009		März 2010		August 2010		März 2011		Fall- einstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigk. Toxkl.	Häufigkeit Toxizitätsklasse												
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste											
0		1			2	7	6	1		4						Fall 1
I	1	4		9	14	9	10	5	7	2	4	1				
II	3	1	2	4				10	9	4	6			5	8	
III	2		1	3				1	1			7	4	3		Fall 2
IV												2	4			
V													2			Fall 3
VI																

3.3 Baggerabschnitt Juelssand (BA 3) – Elbe-km 649,5 bis 654,5

Die Baggerschwerpunkte der letzten Jahre in BA 3 sind in Abbildung 3-5 dargestellt. Die Baggergutmengen wurden nochmals in Längsrichtung nach Elbe-km und in Querrichtung im Bereich der Fahrrinne räumlich nach grünem bzw. rotem Tonnenstrich sowie Fahrinnenmitte unterschieden.

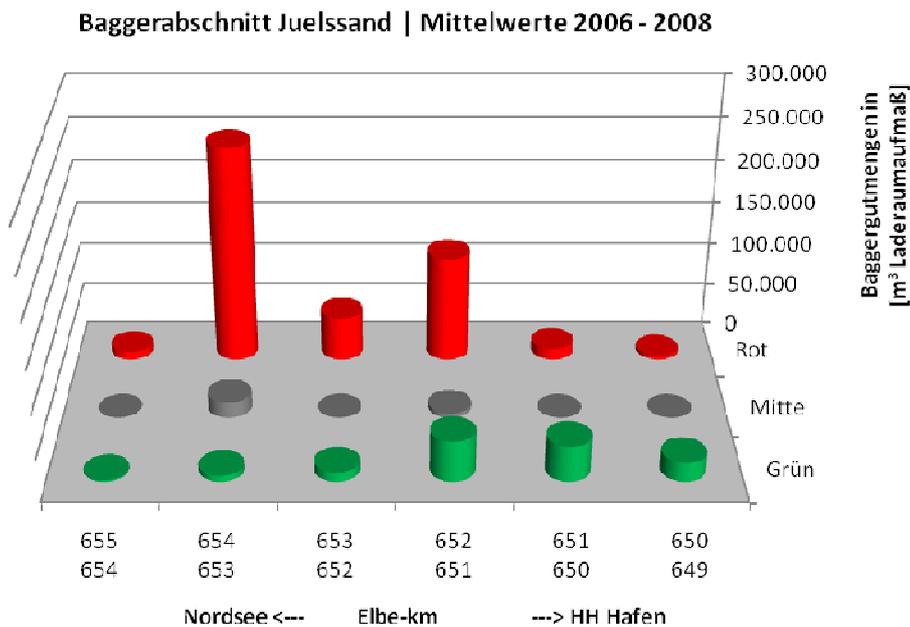


Abbildung 3-5: Mittlere Unterhaltungsbaggergutmengen im BA 3 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle: WSA Hamburg

Baggerschwerpunkt im BA 3 ist der Bereich auf der Seite des roten Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 651 und 654. Die im August 2010 durchgeführte Probenahmekampagne hat sich bei der Auswahl der Probenahmepositionen anhand der in Abbildung 3-5 dargestellten Baggerschwerpunkte und des Umrisses eines zukünftig möglichen Sedimentfangs bei Juelssand orientiert (vgl. BfG Stellungnahme – Einschätzung Baggerguteigenschaften bei Herstellung eines Sedimentfangs vor Juelssand, Aktenzeichen M3/406/1935, 2011).

3.3.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 3

Insgesamt wurden im BA 3 zwölf Sedimentproben mit Hilfe eines Kastengreifers über eine Tiefe von 7 cm (Probe 116) bis zu 70 cm (Probe 120) entnommen. Die Probenahmepositionen sowie eine Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korndurchmessers (berechnet nach Folk und Ward, 1957) sind in Abbildung 3-6 dargestellt. Darunter liegend abgebildet sind die vorhandenen morphologischen Strukturen, die mittels eines Schummergeplans dargestellt sind. Zusätzlich enthält Abbildung 3-6 die Umringe der Baggerfelder

der letzten 3 Monate vor der Probenahme im August 2010 sowie eine Angabe zu den Baggerschwerpunkten und jährlichen Baggergutmengen im Durchschnitt in Anlehnung an Abbildung 3-5. Die Korngrößenverteilung aller Proben ist dann in nachfolgender Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8 dargestellt, worauf im nachfolgenden Text nicht nochmals hingewiesen wird. Die Informationen des Probenahmeprotokolls und die Ergebnisse der labortechnischen Sedimentuntersuchungen können in tabellarischer Form dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

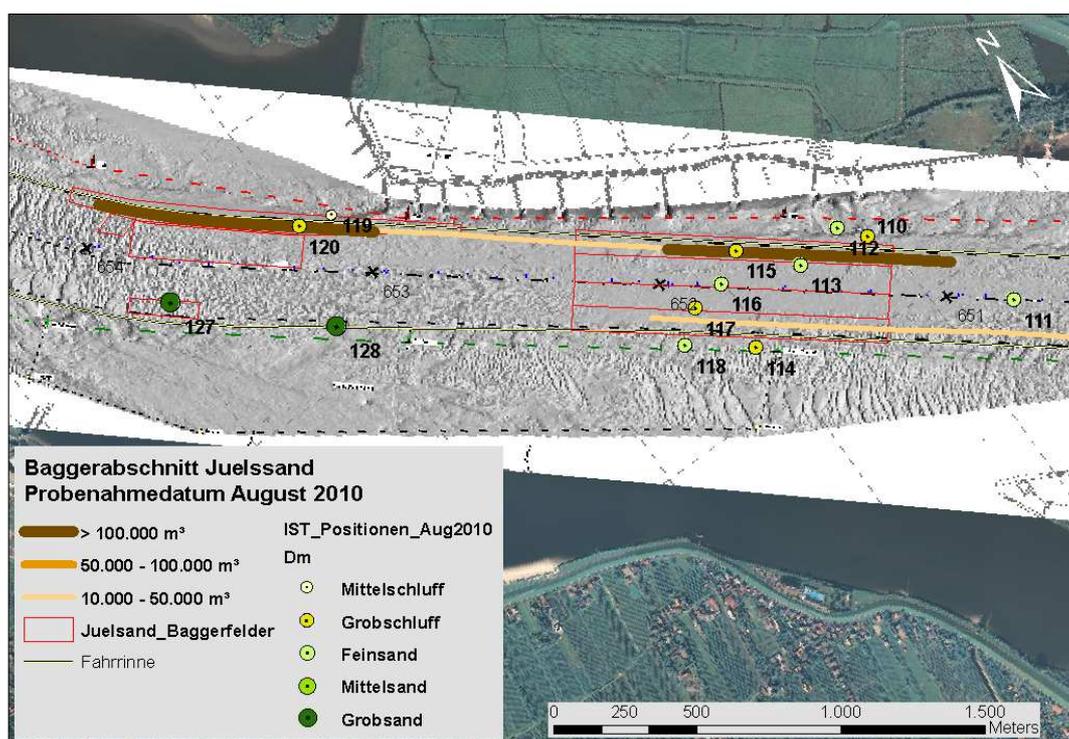


Abbildung 3-6: Probenahmepositionen im BA 3 mit Datum August 2010 und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk und Ward, 1957)

Der Schummerungsplan zeigt ungefähr stromab von Elbe-km 652,5 Transportkörper, welche die morphologische Struktur der Gewässersohle prägen. Entsprechend unterscheiden sich die Proben 127 und 128 – genommen auf der Seite des grünen Tonnenstrichs in einem Bereich mit sehr geringen Mengen an Unterhaltungsbaggergut – von den restlichen Proben durch einen Hauptanteil an Mittel-, Grobsand bzw. (nur zutreffend auf Probe 128) Feinkies. In beiden Proben sind konsolidierte Schlicklinsen gefunden worden, welche den Feinkornanteil in der Sieblinie ausmachen. Im Bereich der Probe 127 hat es zeitnah den Einsatz eines Wasserinjektionsgeräts gegeben.

Auf der gegenüberliegenden Seite entlang des roten Tonnenstrichs und in Gleithanlage befindet sich zwischen Elbe-km 653 und 654 ein erster Baggerschwerpunkt des BA 3, welcher durch die Probe 120 erfasst wird. Probe 120 ist über die gesamte Probenahmetiefe von 70 cm sehr schluffig mit Feinsandanteilen. In unmittelbarer Nähe, jedoch etwas seitlich des roten Tonnenstrichs in einer Wassertiefe von ca. -10 m (Bezug SKN) wurde Probe 119

genommen, die ebenfalls sehr schluffig ist und in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ einen Anteil von 84 Gew.-% aufweist. Das Sediment an dieser Stelle ist jedoch stark konsolidiert, so dass es sich hierbei um Reste der erosionsstabilen Kleischicht handeln kann, die anderenorts während der vergangenen Fahrrinnenvertiefungen durchbaggert worden ist. Dies bestätigt ebenfalls die sehr geringe Schadstoffbelastung der Probe, die bei einigen Schadstoffgruppen unterhalb der labortechnischen Bestimmungsgrenze gelegen hat. Ein zusätzliches Merkmal dieser Probe war eine 5 cm dicke Auflage von Bauschuttresten, die vermutlich aus einer nach dem II. Weltkrieg betriebenen Bauschuttdeponie im Bereich des Dwarsloches stammt.

Zwischen Elbe-km 651 und 652 hat es im August 2011 zeitnah zur Beprobungskampagne im gesamten Bereich der Fahrrinne Unterhaltungsbaggerungen gegeben. Dennoch war die Neusedimentation ausreichend, so dass in keiner der nachfolgend beschriebenen Proben die anstehende, durch Unterhaltungsbaggerung unbeeinflusste Gewässersohle erreicht worden ist. Dies wäre in der noch nicht homogenisierten Greiferprobe durch eine starke mittelsandige Sedimentschicht zu erkennen gewesen.

Der Baggerschwerpunkt zwischen Elbe-km 651 und 652 auf der Seite des roten Tonnenstrichs wird durch die Proben 110 bis 113 sowie durch Probe 114 erfasst. Die Proben 110 und 115 weisen etwa gleichgroße Feinsand- und Schluffanteile auf. Die Probe 112 weist darüber hinaus noch Grobsand- und Feinkiesanteile auf, denen eine dunkle Schluffschicht eingeschaltet war. Die näher zur Fahrrinnenmitte genommene Probe 113 hingegen weist einen höheren Feinsand- und sogar einen Mittelsandanteil von 8 Gew.-% auf. Bezogen auf den mittleren Korndurchmesser nach Folk & Ward (1957) handelt es sich bei allen Proben entweder um Grobschluff oder um Feinsand.

Die Sohl-sedimente der Fahrrinnenmitte zwischen Elbe-km 651 und 652 werden durch die Proben 111 und 116 erfasst. Die Fahrrinnenmitte im gesamten BA 3 ist kein Baggerschwerpunkt. Die hier angetroffenen Sedimente können als schluffiger Feinsand mit variierenden Mittelsandanteilen beschrieben werden. Entsprechend strukturarm ist hier der Schumme-rungsplan in Abbildung 3-6. Auf der Seite des grünen Tonnenstrichs wird zwischen Elbe-km 651 und 652 das potenzielle Baggergut durch die Proben 117 und 118 erfasst. Bei beiden Proben handelt es sich um Feinsand jedoch mit einem hohen Schluffanteil von 36 bzw. 41 Gew.-%. Etwas weiter stromauf, nahe dem grünen Tonnenstrich ist die Probe 114 genommen worden. Ebenso wie bei Probe 119 ist an dieser Position die erosionsstabile Kleischicht erfasst worden. Bei es dem Sediment handelt es sich um reinen Schluff mit 59 Gew.-% in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ mit einer je Stoffgruppe sehr geringen bis nicht nachweisbaren Schadstoffbelastung.

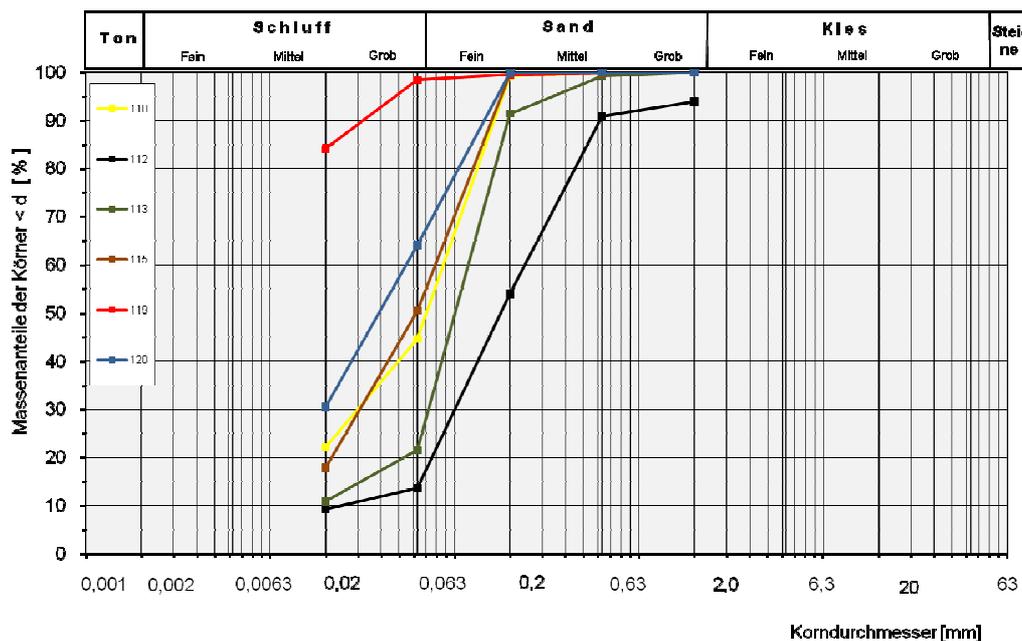


Abbildung 3-7: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, genommen auf Seite des roten Tonnenstrichs, Probenahmedatum August 2010

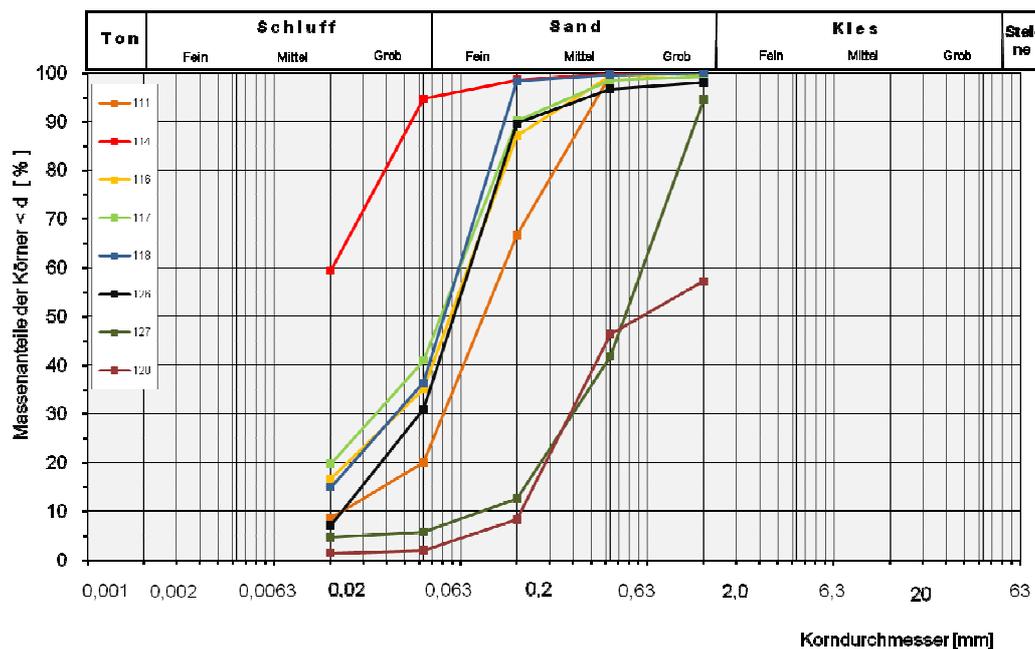


Abbildung 3-8: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, genommen in Fahrrinnenmitte und auf Seite des grünen Tonnenstrichs, Probenahmedatum August 2010

Aus der Gesamtheit der zuvor beschriebenen Sedimentproben wurden die nachfolgenden Proben ausgeschlossen, welche das potenzielle Baggergut aus BA 3 nicht repräsentieren und im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen ebenfalls nicht im VSB 686/690 umgelagert werden.

Diese Proben sind dann auch nicht Bestandteil der Datengrundlage zur Bestimmung der Belastung des potenziellen Baggerguts mit Schadstoffen (vgl. nachfolgendes Kapitel 3.3.2). Es wurden aus der Datengrundlage die folgenden Proben ausgeschlossen:

- Proben 127 und 128: Hierbei handelt es sich um grobkörniges Baggergut aus einer Transportkörperstrecke
- Proben 114 und 119: An diesen Positionen ist die anstehende Kleischicht erfasst worden.

Abbildung 3-9 fasst abschließend die Ergebnisse der Sedimentbeprobung im BA 3 zusammen. Dies geschieht in Anlehnung an Abbildung 3-5, die Baggergutmengen werden jedoch erweitert um die Angabe der mittleren Korngröße des Baggerguts darstellt.

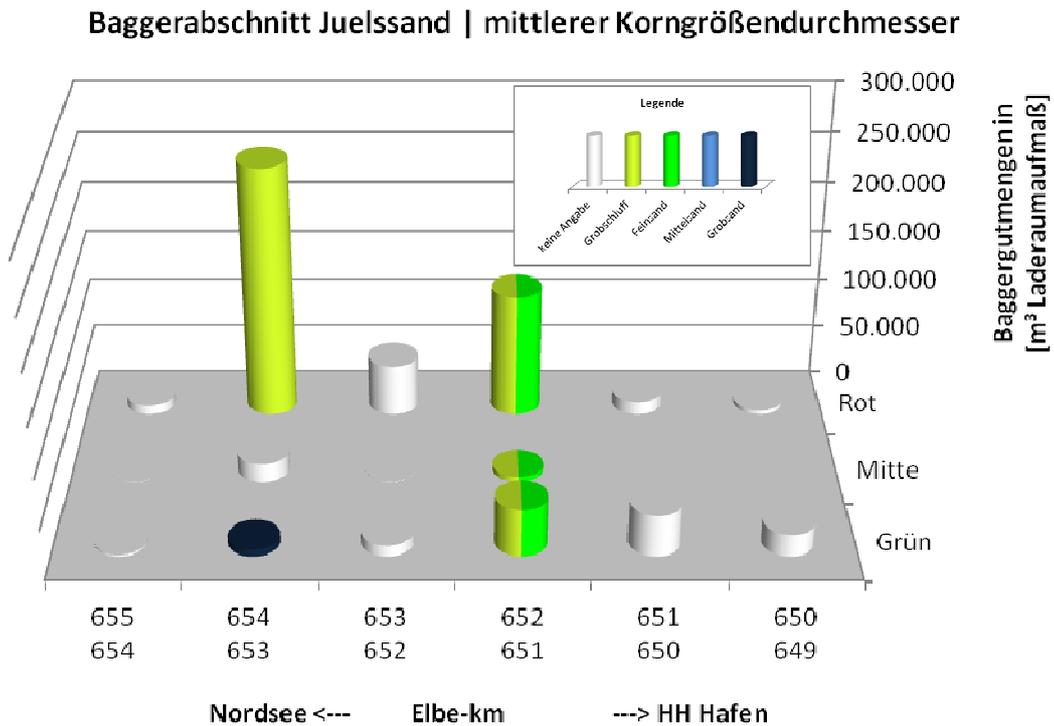


Abbildung 3-9: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 3 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrinnenmitte

3.3.2 Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 3

Es liegen in BA 3 für insgesamt zwölf Sedimentproben die Ergebnisse aus chemischen Untersuchungen zur Bewertung nach GÜBAK vor. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang beigefügt. Die sehr geringe und den Hintergrundwerten entsprechende Schadstoffbelastung der Proben 114 und 119 weist darauf hin, dass es sich hier - abgesehen von einer Bauschuttauflage bei Probe 119 - wahrscheinlich um Proben aus der anstehenden Kleischicht handelt (vgl. Kapitel 3.3.1). Die Ergebnisse wurden daher bei der Gesamtbewertung nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse für Probe 119b, die bei einem zweiten Versuch an derselben Position 119 genommen worden ist, wurden jedoch bei der Berechnung der mittleren Belastung einbezogen. Die genaue Entnahmetiefe dieser mit einem Vibrococer

entnommenen Probe ist nicht bekannt, da ein Teil des Sedimentkerns bei der Entnahme verloren ging. Auch Probe 114 wurde bei der Gesamtbewertung nicht berücksichtigt. Sie liegt außerhalb des Fahrrinnenbereichs und es handelt sich bei dieser sehr gering mit Schadstoffen belasteten Probe wahrscheinlich ebenfalls um Sediment aus dem gewachsenen Gewässergrund. Bei Probe 112 wurden zwei Probenteile separat analysiert, einmal die Deckschicht (0-5 cm) mit einem höheren Feinanteil (im Folgenden als 112/1 bezeichnet) und der darunterliegende Rest (5-20 cm) mit einem geringeren Feinanteil (im Folgenden als 112/2 bezeichnet). Für die nachfolgende Beurteilung der Baggergutqualität wurde an dieser Position ein mittlerer Gehalt aus den beiden Probenteilen entsprechend ihrer Schichtstärke berechnet.

Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 3 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 3-5 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der mit im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 3-5 weiterhin

- die mittleren Belastungen von fünf Sedimentproben, die in 2005 im BA 3 genommen worden sind (dokumentiert in BfG, 2006).
- die Jahresmittelwerte (Zeitraum Juni 2009 bis Juni 2010) gemessen an der ca. 10 km stromaufwärts gelegenen Dauermessstelle (DMS) Wedel bei Elbe-km 642.

Tabelle 3-5: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand)

		Mittelwert ⁷	Mittelwert	RW1	RW2	Jahresmittelwert (2009-2010)
		Termin 2010	Termin 2005	GÜBAK		DMS Wedel,
Trockenrückstand	Gew.-%	63	57			24
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	20,9	17,3			43,5
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	18,6	23,8			48,3
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	39,5	41,1			91,8
Schwermetalle						
Arsen (in <20µm)	mg/kg TM	35	34	40	120	28
Blei (in <20µm)	mg/kg TM	73	89	90	270	72
Cadmium (in <20µm)	mg/kg TM	1,8	1,98	1,50	4,50	1,97
Chrom (in <20µm)	mg/kg TM	84	82	120	360	66
Kupfer (in <20µm)	mg/kg TM	59	82	30	90	89
Nickel (in <20µm)	mg/kg TM	45	52	70	210	43
Quecksilber (in <20µm)	mg/kg TM	1,4	1,58	0,70	2,10	1,36
Zink (in <20µm)	mg/kg TM	468	522	300	900	732

⁷ Mittelwert bei Kornfraktionen und Schwermetallbelastung über die Proben: 110, 111, 112/1 & 112/2 (gewichtet nach Schichtstärke), 113-118, 119b, 120. Mittelwert der organischen Schadstoffbelastungen jedoch ohne Probe 114. Mittelwert für Nährstoffe über die Proben 110 bis 120 ohne die Proben 114 und 119b

Fortsetzung Tabelle 3-5

		Mittelwert	Mittelwert	RW1	RW2	Jahresmittelwert (2009-2010)
		Termin 2010	Termin 2005	GÜBAK		DMS Wedel
Kohlenwasserstoffe						
Kohlenwasserstoffe (norm. <63µm)	mg/kg TM	171	275	200	600	113
PAK-Summe 16 EPA (norm. <63µm)	mg/kg TM	1,70	2,12*	1,80	5,50	1,96
Chlororganische Verbindungen						
Pentachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	1,1	1,6	1,00	3,00	1,56
Hexachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	5,87	6,84	1,80	5,50	8,12
Summe 7 PCB (norm. <63µm)	µg/kg TM	12,5	23,5	13	40	15,81
α-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,40	0,86	0,50	1,50	0,49
γ-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,31	0,35	0,50	1,50	0,20
p,p-DDE (norm. <63µm)	µg/kg TM	2,8	2,8	1,00	3,00	3,84
p,p-DDD (norm. <63µm)	µg/kg TM	7,4	11,1	2,00	6,00	9,28
p,p-DDT (norm. <63µm)	µg/kg TM	2,1	2,1	1,00	3,00	4,28
Organozinnverbindungen						
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	27,3	35	20,0	300,0	81,0
Nährstoffe						
Phosphor ges. (in <2mm)	mg/kg TM	524	672	500		
Stickstoff ges. (in <2mm)	Gew.-% TM	0,08		0,15		0,52

* Summe 13 PAK

3.3.2.1 Beurteilung der Schwermetallgehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte für Arsen, Blei, Chrom und Nickel in den Proben aus dem Fahrrinnenbereich im BA 3 unterschreiten den RW1. Die mittlere Belastung aller Proben mit Cadmium liegt geringfügig oberhalb RW1. Für Kupfer, Quecksilber und Zink wird der RW1 in allen Proben deutlich überschritten. RW2 wird jedoch in keiner Einzelprobe überschritten.

Im Vergleich zu den mittleren Schwermetallgehalten der fünf, im Sommer 2005 genommenen Sedimentproben zeigen die aktuellen Werte einen Rückgang der Belastung an.

Im Vergleich zu den Jahresmittelwerten an der DMS Wedel liegen die Werte in den Sedimenten für Arsen und Chrom um ca. 20-25% höher und die Werte für Kupfer und Zink um ca. 40% niedriger. Die restlichen Schwermetalle zeigen kaum Unterschiede in den Gehalten zur DMS Wedel.

3.3.2.2 Beurteilung der organischen Schadstoffgehalte und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die Werte in den Proben 111 und 113 liegen oberhalb von RW1. Der Mittelwert über alle Proben unterschreitet jedoch RW1. Die aktuelle Belastung ist geringer im Vergleich zu der mittleren Belastung, die bei den in 2005 erhobenen Sedimentproben festgestellt worden ist; sie liegt jedoch zugleich über dem an der DMS Wedel angetroffenen Jahresmittelwert.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW 1 im Mittel nicht. Nur bei den Proben 110, 111 und 113 liegen die Gehalte der Summe der 16 PAK knapp oberhalb des RW1. Die Probe 112/2 überschreitet RW1 deutlich. Die Belastung ist in Anbetracht der Messunsicherheit vergleichbar mit dem Jahresmittelwert an der DMS Wedel und den Untersuchungen an den Sedimentproben aus 2005.

Chlororganische Verbindungen: Die HCB-Gehalte von neun der zwölf Einzelproben liegen oberhalb des RW1. Die Gehalte der Proben 111 und 112/2 überschreiten RW2 um mehr als das 2-fache. Somit liegt die mittlere HCB-Belastung geringfügig oberhalb des RW2. Auch der Jahresmittelwert an der DMS Wedel liegt deutlich über RW2.

Die mittleren Gehalte der PCBs (Summe 7 PCB) und der Hexachlorcyclohexane sind gering und liegen unterhalb von RW1. Nur in einzelnen Proben überschreiten die Gehalte RW1, wobei für das γ -HCH alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze waren.

Die Gehalte des p,p'-DDE der Einzelproben überschreiten teilweise den RW2. Die mittlere Belastung der Proben liegt nur wenig unterhalb von RW2. Die Gehalte des p,p'-DDT der Einzelproben bewegen sich mit einer Ausnahme in allen Proben zwischen RW1 und RW2. Für p,p'-DDD liegt dagegen sowohl für die meisten Einzelproben als auch für die mittlere Belastung eine Überschreitung von RW2 vor. Für p,p'-DDD liegen die Gehalte für die Proben 115 und 120 leicht unter RW2, alle anderen liegen über RW2. Aber auch der an der DMS Wedel angetroffene Jahresmittelwert für p,p'-DDD zeigt eine Überschreitung von RW2.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT-Gehalte liegen in fast allen Einzelproben sowie bei der mittleren Belastung nur wenig oberhalb von RW1. Nur in drei Proben wird RW1 unterschritten.

3.3.2.3 Zusammenfassende Beurteilung chemische Untersuchungsergebnisse in BA 3

Für die meisten Schwermetalle und organischen Schadstoffe wurden in den Sedimenten der Probenahme aus 2010 im Vergleich zu den in 2005 beprobten Sedimente geringere Belastungen angetroffen. Mit Ausnahme der Kohlenwasserstoffe liegen die mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe aus dem Jahr 2010 im Vergleich zu den an der DMS Wedel angetroffenen Jahresmittelwerten auf vergleichbarem Niveau, zum Teil aber auch darunter.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 3 ist aufgrund der Gehalte des p,p'-DDD und des HCB in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs.

3.3.3 Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 3

Insgesamt wurden Sedimentproben von zehn Positionen der Probenahme im August 2010 auf verschiedene Nährstoffparameter untersucht und bei der Mittelwertbildung in Tabelle 3-5 berücksichtigt. Nicht berücksichtigt worden sind die an zwei weiteren Positionen aus einer Kleinschicht entnommenen Sedimentproben 114 und 119. Der Feinkornanteil in der Fraktion < 20 µm lag bei den zehn untersuchten Proben im Mittel bei 19 Gew.-% bei einer Schwankungsbreite von 9 bis zu 33 Gew.-%. Der mittlere TOC-Gehalt lag bei 1,3 % bei einer Schwankungsbreite von 0,6 bis zu 2,2 %.

Alle nachfolgend genannten Richtwerte (RW) sind der GÜBAK entnommen. Bei sechs Einzelproben wurde der RW1 für Gesamt-Phosphor von 500 mg P/kg Trockenmasse (TM) überschritten. Im Mittel liegen die Gesamt-Phosphorgehalte mit 530 mg P/kg TM. Auch der Gesamt-Stickstoffgehalt wies in drei der zehn Proben Überschreitungen des RW1-Wertes von 1500 mg N/ kg TM auf. Der Gesamt-Stickstoff wies im Mittel über die zehn untersuchten Proben einen Gehalt von 1500 mg N/ kg TM auf.

Die an vier Proben bestimmten Ammonium- und Phosphorgehalte im Eluat lagen nach GÜBAK in allen Proben unter den RW1 von 6 mg N/l und 2 mg P/l. Die ebenfalls an vier Proben bestimmte Sauerstoffzehrung schwankte zwischen 0,2 und 0,5 g O₂/kg TM. Damit wiesen nach einer von Müller et al. (1998) vorgeschlagenen Einschätzung die beprobten Sedimente eine als gering einzustufende Sauerstoffzehrung auf.

3.3.4 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 3

Zur Feststellung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials wurden Eluate von fünf Sedimentproben untersucht, die im August 2010 im BA 3 (Juelssand) genommen worden sind. Es handelt sich hierbei um die Proben 111, 113 bis 115 sowie 118 (siehe Abbildung 3-6). Da das feinkörnige Baggergut aus diesem Abschnitt bevorzugt im VSB 686/690 und damit im marinen Bereich abgelagert werden soll, das Baggergut aber aus Bereichen mit limnischen Salinitätsverhältnissen stammt, wurden die entnommenen Sedimentproben mit limnischen und marinen Biotestverfahren untersucht. Die pH-Werte, Sauerstoff- und NH₄-N-Konzentrationen der zu untersuchenden Testgüter lagen in Bereichen, die keine negativen Beeinträchtigungen der Testorganismen verursachten (siehe Tabelle 3-6 und Tabelle 3-7).

Tabelle 3-6: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß BfG (2000): Beprobung Tideelbe-Juessand August 2010⁸

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
100874 Juessand 111	25.08.2010	59	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	<1	7,1	1	4	0	0	0	
100876 Juessand 113	25.08.2010	62	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	<1	7,2	1	8	0	0	0	
100877 Juessand 114	25.08.2010	57	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	1,8	5,3	1	2	0	0	0	
100878 Juessand 115	25.08.2010	56	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	<1	6,3	1	5	0	0	0	
100881 Juessand 118	25.08.2010	56	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,2	<1	6,1	1	1	0	0	0	

Tabelle 3-7: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (2009): Beprobung Tideelbe-Juessand August 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Toxizitäts-klasse	
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert		
100874 Juessand 111	25.08.2010	59	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	7	7,9	33	20,8	-134	0		
100876 Juessand 113	25.08.2010	62	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	6,0	8,1	33	20,6	-129	0		
100877 Juessand 114	25.08.2010	57	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,3	4,7	7,9	34	21,0	-140	0		
100878 Juessand 115	25.08.2010	56	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	11,2	7,8	34	21,1	-116	0		
100881 Juessand 118	25.08.2010	56	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,3	17,3	7,7	34	21,1	-110	0		

Die Untersuchungsergebnisse der drei Biotestverfahren (Daphnientest, Leuchtbakterientest, mariner Algentest) zeigen pT-Werte von 0 an, somit wurden keine toxischen Effekte

⁸ Die Sedimente wurden ebenfalls mit dem limnischen Algentest mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* untersucht. Basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG sind die Testergebnisse des limnischen Grünalgentests für die Bewertung nicht zu berücksichtigen. Die qualitätssichernden Untersuchungen der BfG für dieses Testsystem ergaben pT-Werte von pT 0 bis pT 2. Die Bewertung der Sedimente beruht auf den verbleibenden Biotestverfahren. Die angeführte Bewertung bleibt bestehen.

ermittelt. Aufgrund der Biotestergebnisse der Sedimentuntersuchungen ist das ökotoxikologische Potential des Baggerguts entsprechend den festgestellten pT-Werten der Toxizitätsklasse 0 „Toxizität nicht nachweisbar“ zuzuordnen. Aus ökotoxikologischer Sicht ist das durch die Proben repräsentierte Baggergut in Übereinstimmung mit der HABAB-WSV / GÜBAK als „nicht belastet“ zu klassifizieren.

3.4 Baggerabschnitt Pagensand (BA 5) – Elbe-km 659,0 bis 664,5

Die letztjährigen Bagger Schwerpunkte des BA 5 sind in Abbildung 3-10 dargestellt. Die Gesamtbaggergutmengen wurden nochmals in Längsrichtung nach Elbe-km und in Querrichtung im Bereich der Fahrrinne räumlich nach grünem bzw. rotem Tonnenstrich sowie Fahrrinnenmitte unterschieden.

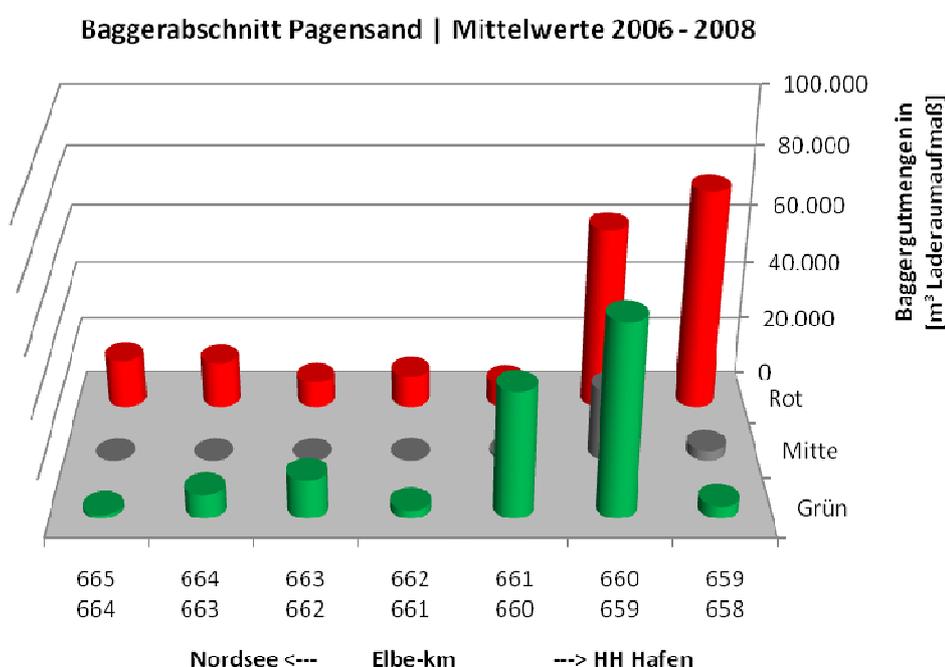


Abbildung 3-10: Mittlere Unterhaltungsbaggergutmengen im BA 5 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle: WSA Hamburg

Unterhaltungsbaggerungen finden im gesamten BA 5 auf der Seite des roten Tonnenstrichs mit Schwerpunkt im Bereich zwischen Elbe-km 658 und 660 statt. Zwischen Elbe-km 659 und 660 ist der gesamte Fahrrinnenbereich Bagger Schwerpunkt. Auf der Fahrrinnenseite des grünen Tonnenstrichs erstreckt dieser sich noch stromab bis Elbe-km 661. Ein weiterer, kleiner Bagger Schwerpunkt liegt auf der Seite des grünen Tonnenstrichs weiter stromab zwischen Elbe-km 662 und 664.

3.4.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 5

Insgesamt wurden im BA 5 neun Sedimentproben mit Hilfe eines Kastengreifers von 30 cm (Probe 211) bis zu 50 cm (Probe 216) Tiefe entnommen. Schwerpunktbereich der Beprobung war der Abschnitt zwischen Elbe-km 658 und 660 mit dem größten Aufkommen an Unterhaltungsbaggergut in BA 5. Die Probenahmepositionen sowie eine Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korndurchmessers (berechnet nach Folk & Ward, 1957) sind in Abbildung 3-11 dargestellt. Im darunter liegenden Schummerungsplan sind die vorhandenen morphologischen Strukturen zu erkennen. Zusätzlich enthält Abbildung 3-11 die Umränge der Baggerfelder der letzten 3 Monate vor der Probenahme im August 2010 sowie eine Angabe zu den Baggerschwerpunkten und jährlichen Baggergutmengen im Durchschnitt in Anlehnung an Abbildung 3-10. Die Korngrößenverteilung aller Proben ist dann in nachfolgender Abbildung 3-12 dargestellt, worauf im nachfolgenden Text nicht nochmals hingewiesen wird. Die Informationen des Probenahmeprotokolls und die Ergebnisse der labortechnischen Sedimentuntersuchungen können in tabellarischer Form dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

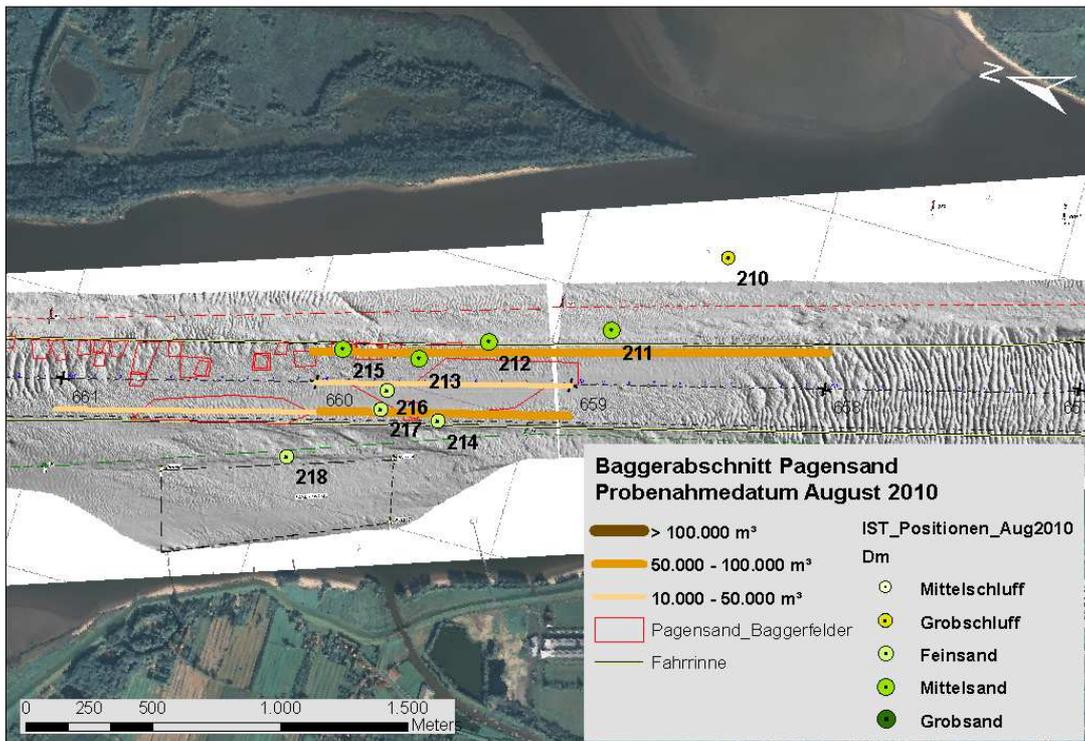


Abbildung 3-11: Probenahmepositionen im BA 5 mit Datum August 2010 und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk & Ward, 1957).

Der Schummerungsplan zeigt stromauf und stromab der Baggerschwerpunkte Transportkörperstrecken, welche die morphologische Struktur der Gewässersohle prägen. Die Bagger-schwerpunkte liegen größtenteils in strukturarmen Bereichen des Schummerungsplans, welches ein Hinweis auf schluffige bis feinsandige Sohlsedimente ist. Diese Ersteinschätzung wird durch die genommen Proben bestätigt.

In den drei Monaten vor der Probenahme im August 2011 hat es im BA 5 Unterhaltungsbaggerungen gegeben. Die Proben 215 und 216 sind in solchen Bereichen genommen worden. Aufgrund ähnlicher Korngrößenverteilungen im Vergleich zu Proben, die in von Baggerung unbeeinflussten Bereichen genommen worden sind, kann ausgeschlossen werden, dass beide Proben die anstehende, durch Unterhaltungsbaggerung unbeeinflusste Gewässersohle erreicht haben.

Die Sedimentproben 211, 212, 213 und 215 wurden im Baggerschwerpunkt auf der Seite des roten Tonnenstrichs bis in eine Tiefe von 40 cm genommen. Bei allen vier Proben handelt es sich um feinsandige Mittelsande mit sowohl geringen Anteilen an Schluff als auch Grobsand. Die Probe 215 ist an einer Position mit ausgeprägten Transportkörperstrukturen genommen worden und zeichnet sich gegenüber den Proben 211 bis 213 durch die geringsten Feinsandanteile aus. Die Probe 210 (Probenahmetiefe 50 cm) wurde östlich der Fahrrinne fast im Zufahrtbereich zur Pagensander Nebenelbe genommen. Es handelt sich hierbei um schluffigen Feinsand mit einem geringen Mittelsandanteil, jedoch nicht um potenzielles Baggergut.

Die Proben 214, 216 und 217 haben das potenzielle Baggergut des Baggerschwerpunktes in Fahrinnenmitte und entlang des grünen Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 659 und 660 erfasst. Trotz zeitnaher Unterhaltungsbaggerungen konnte frisch sedimentiertes Baggergut über eine Schnitttiefe von bis zu 50 cm erfasst werden. Bei allen Proben handelt es sich um schluffigen Feinsand. Die Probe 214 enthielt darüber hinaus einen Mittelsandanteil von 24-Gew.-%. Insgesamt wurden auf der Seite des grünen Tonnenstrichs im Vergleich zur gegenüber liegenden Fahrinnenseite feinere Sedimente erfasst. Die Probe 218 wurde jenseits des Tonnenstrichs genommen, sie besitzt jedoch eine Korngrößenverteilung, die mit der von Probe 214 vergleichbar ist.

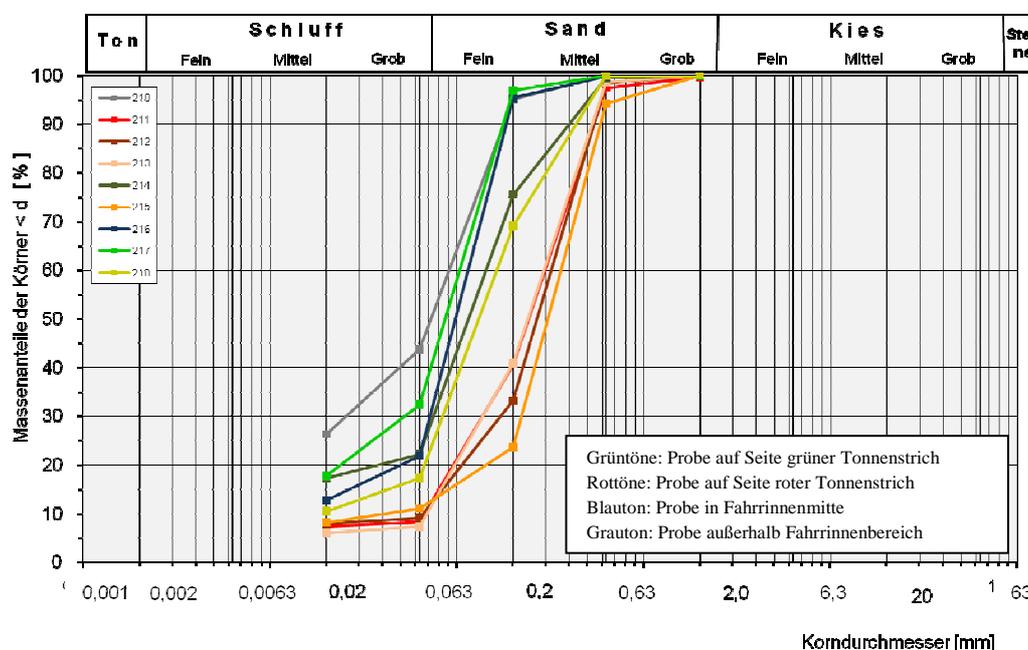


Abbildung 3-12: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus Baggerabschnitt Pagensand, Probenahmedatum August 2010.

Bei allen Sedimentproben außer Probe 210 handelt es sich um potenzielles Baggergut aus BA 5. Die Probe 210 ist jenseits des roten Tonnenstrichs außerhalb des Fahrwasserbereichs genommen worden. Trotzdem verbleibt sie in der Datengrundlage zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des potenziellen Baggerguts (vgl. nachfolgendes Kapitel 3.4.2).

Abschließend fasst Abbildung 3-13 die Ergebnisse der Sedimentbeprobungen in BA 5 zusammen, in der in Anlehnung an Abbildung 3-10 die Baggergutmengen erweitert um die Klassifikation der mittleren Korngröße des Baggerguts dargestellt sind.

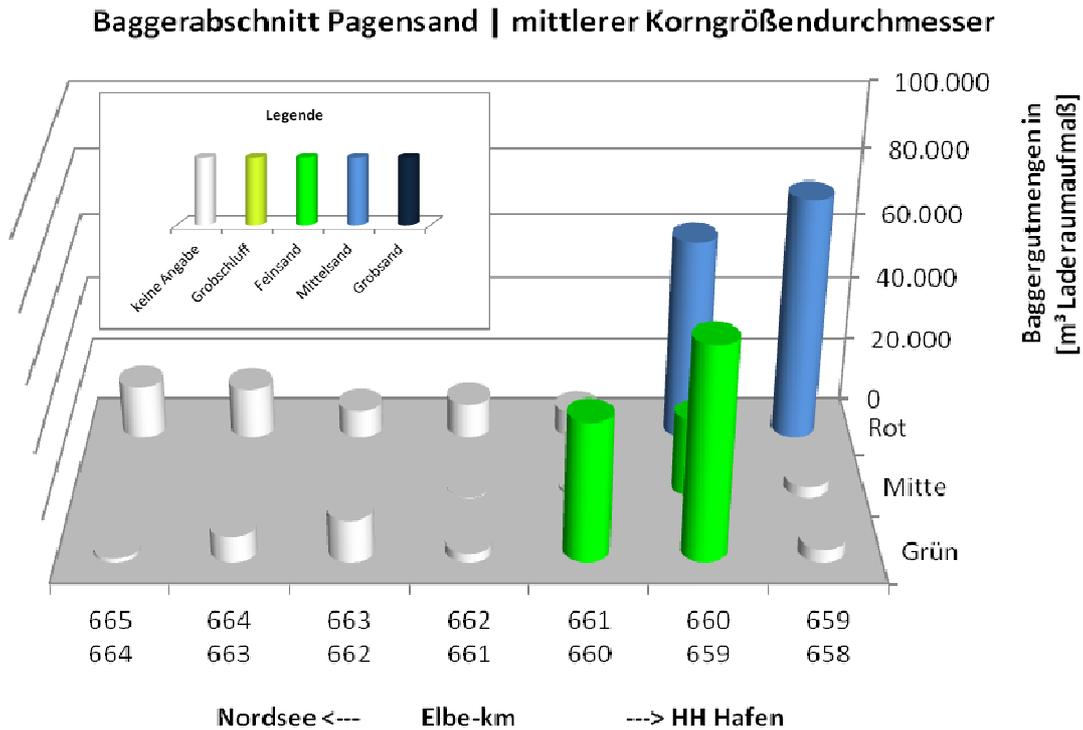


Abbildung 3-13: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 5 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrrinnenmitte

3.4.2 Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 5

Es liegen in BA 5 für insgesamt neun Sedimentproben die Ergebnisse aus chemischen Untersuchungen zur Bewertung nach GÜBAK vor. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang beigelegt. Die Proben 211, 212 und 213 sind auf Grund des niedrigen Feinkornanteils nicht in die Bewertung nach GÜBAK für organische Schadstoffe eingegangen. Das Sediment der Probe 210 wird beschrieben und beurteilt, es handelt sich hierbei jedoch nicht um potenzielles Baggergut, da die Probe jenseits des roten Tonnenstrichs und damit außerhalb der unterhaltenen Fahrrinne genommen worden ist. Daher ist diese Probe bei der Berechnung der mittleren Belastung nicht berücksichtigt worden.

Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 5 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 3-8 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine

weitergehende Einordnung der mit im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 3-8 weiterhin

- den Jahresmittelwert (Zeitraum zwischen Mai 2009 und Juni 2010) der ca. 1 km stromaufwärts gelegenen Dauermessstelle (DMS) Bützfleth bei Elbe-km 657,5. Bei den Proben der DMS Bützfleth handelt es sich um monatliche Sedimentproben, die mittels eines van Veen Greifers genommen werden.

Darüber hinaus enthält Tabelle 3-8 die Analyseergebnisse für eine Sedimentprobe aus 2005 (dokumentiert in BfG, 2006). Weil es sich hierbei um eine Einzelprobe handelt, wird diese nicht bei der abschließenden Beurteilung berücksichtigt.

Tabelle 3-8: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand)

		Mittelwert ⁹		RW1	RW2	Jahresmittelwert
		Termin 2010	Termin 2002	GÜBAK		DMS Bützfleth
Trockenrückstand	Gew.-%	70				38
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	5,3	15,2			31,9
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	11,0	19,4			40,1
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	16,2	34,6			72,0
Schwermetalle						
Arsen (in <20µm)	mg/kg TM	33	30	40	120	30
Blei (in <20µm)	mg/kg TM	68	76	90	270	81
Cadmium (in <20µm)	mg/kg TM	1,48	2,00	1,50	4,50	1,80
Chrom (in <20µm)	mg/kg TM	82	93	120	360	79
Kupfer (in <20µm)	mg/kg TM	58	53	30	90	58
Nickel (in <20µm)	mg/kg TM	48	44	70	210	46
Quecksilber (in <20µm)	mg/kg TM	1,16	1,70	0,70	2,10	1,36
Zink (in <20µm)	mg/kg TM	432	460	300	900	464

⁹ Mittelwert bei Kornfraktionen und Schwermetallbelastung über die Proben: 211-218. Mittelwert der organischen Schadstoffbelastungen über die Proben 214-218. Mittelwert für Nährstoffe über die Proben 210 bis 218

Fortsetzung Tabelle 3-8

		Mittelwert	RW1	RW2	Jahresmittelwert	
		Termin 2010	Termin 2002	GÜBAK	DMS Bützfleth	
Kohlenwasserstoffe						
Mineralölkohlenwasserstoffe (norm. <63µm)	mg/kg TM	275	260	200	600	84
PAK-Summe 16 EPA (norm. <63µm)	mg/kg TM	2,49	1,43*	1,80	5,50	1,37
Chlororganische Verbindungen						
Pentachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,8	2,6	1,00	3,00	0,97
Hexachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	3,6	7,20	1,80	5,50	4,64
Summe 7 PCB (norm. <63µm)	µg/kg TM	11,5	23,0	13	40	11,97
α-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,55	1,45	0,50	1,50	0,38
γ-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,54	1,88	0,50	1,50	0,14
p,p-DDE (norm. <63µm)	µg/kg TM	2,3	4,9	1,00	3,00	2,82
p,p-DDD (norm. <63µm)	µg/kg TM	6,2	16,0	2,00	6,00	7,94
p,p-DDT (norm. <63µm)	µg/kg TM	2,0	1,4	1,00	3,00	1,99
Organozinnverbindungen						
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	8	215	20,0	300,0	67,0
Nährstoffe						
Phosphor ges. (in <2mm)	mg/kg TM	289		500		
Stickstoff ges. (in <2mm)	Gew.-% TM	0,05		0,15		

* Summe 13 PAK

3.4.2.1 Beurteilung der Schwermetallgehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte der aktuellen Messungen der Schwermetalle Kupfer, Quecksilber und Zink überschreiten den RW1 nach GÜBAK, nicht aber den RW2. Die restlichen Schwermetallgehalte liegen unterhalb von RW1.

Im Vergleich zu der im Jahr 2002 genommenen Probe (dokumentiert in BfG, 2006) aus diesem Bereich zeigen die aktuellen Schwermetallgehalte einen leichten Rückgang der Belastung an. Nur Kupfer und Nickel lassen eine leichte Erhöhung der Gehalte in den aktuellen Proben erkennen. Diese liegt aber im Bereich der Messunsicherheit bei Schwermetallen. Die gemessenen Gehalte entsprechen weitgehend den Jahresmittelwerten der nahe gelegenen DMS Bützfleth.

Eine Ausnahme stellt die jenseits des roten Tonnenstrichs genommene Probe 210 dar. Die Gehalte von Arsen, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink überschreiten zum Teil deutlich den RW2. Der Quecksilber Wert wird um mehr als das 2-fache überschritten. Die Gehalte von Blei und Chrom überschreiten den RW1, Nickel liegt unterhalb von RW1. Die Schwermetallbelastung der Probe 210 unterscheidet sich von den seit 1999 gemessenen Schwermetallgehalten in Proben der DMS Bützfleth. Die Belastung der Sedimente im Bereich Bützfleth war 1999 schon geringer als die der Sedimentprobe 210. Die ca. 15 km stromauf von BA 5 gelegene DMS Wedel wird seit 1980 betrieben und zeigt entsprechend hohe Gehalte bis Anfang der 1990er Jahre an.

3.4.2.2 Beurteilung der Gehalte organischer Schadstoffe und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die Belastung sämtlicher Proben außer der Probe 217 liegt zwischen RW1 und RW2. Die Probe 217 unterschreitet RW1. Im Mittel wird RW1 jedoch überschritten. Die aktuelle Belastung liegt über dem an der DMS Bützfleth angetroffenen Jahresmittelwert.

Der Gehalt der MKW in Probe 210 zeigt im Gegensatz zu den Schwermetallen vergleichbare Gehalte zu den übrigen Proben aus BA 5.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW1 im Mittel, unterschreiten aber RW2 noch deutlich. Die bei den Proben 216 und 217 gemessenen Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA liegen unterhalb des RW1. Die mittlere Belastung liegt jedoch über dem Niveau des Jahresmittelwertes an der DMS Bützfleth.

Der Gehalt in Probe 210 ist vergleichbar mit den Gehalten in den Proben aus dem Fahrrinnenbereich und liegt oberhalb von RW1.

Chlororganische Verbindungen: Die HCB-Gehalte von drei Einzelproben liegen oberhalb des RW1. Nur der Gehalt der Probe 214 überschreitet RW2. Eine Probe unterschreitet RW1. Die mittlere HCB-Belastung der Sedimente im BA 5 liegt zwischen RW1 und RW2. Damit ist die Belastung niedriger als der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth. In Anbetracht der Messunsicherheit sind die Belastungen dennoch vergleichbar. Der HCB-Gehalt der Probe

210 überschreitet RW1 und ist vergleichbar mit der Belastung in den Proben 216, 217 und 218.

Der mittlere Gehalt der PCBs (Summe 7 PCB) liegt unterhalb des RW1. Bei zwei Proben wurde eine Belastung oberhalb von RW1 und bei drei Proben unterhalb von RW1 nachgewiesen. Der Gehalt der PCBs in Probe 210 überschreitet RW2 um fast das Doppelte und liegt damit deutlich über dem Belastungsniveau der anderen Proben aus dem Fahrrinnenbereich und dem Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth.

Die normierten Gehalte von α -HCH und γ -HCH liegen bei allen Proben außer Probe 218 und 215 unter RW1. Die Belastung dieser beiden Proben überschreitet RW 1, aufgrund von Normierung und geringer Feinkornanteile ($< 63 \mu\text{m}$) liegt der berechnete Werte bei beiden Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Im Mittel über alle Proben liegt die Belastung knapp über RW1 und über dem Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth. In Probe 210 liegt die Belastung mit α -HCH über RW2 und mit γ -HCH über RW1.

Die Gehalte des p,p'-DDE in drei Proben überschreiten RW1, in einer Probe überschreitet der Wert knapp den RW2. Somit liegt die mittlere Belastung der Proben unterhalb von RW2 und im Bereich des Jahresmittelwertes an der DMS Bützfleth. Die Gehalte des p,p'-DDT zeigen in zwei Proben eine Überschreitung des RW1 und in einer Probe eine Überschreitung des RW2. Im Mittel liegen die Proben zwischen RW1 und RW2. Der Jahresmittelwert des p,p'-DDT an der DMS Bützfleth liegt über RW1 und entspricht somit der mittleren Belastung der Sedimentproben aus 2010. Für p,p'-DDD wird der RW2 sowohl bei den meisten Einzelproben als auch bei der mittleren Belastung überschritten. Nur bei zwei Proben liegt der p,p'-DDD Gehalt unter RW2. Aber auch der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth zeigt in den p,p'-DDD Gehalten eine Überschreitung des RW2. Die Probe 210 übersteigt den RW2 von p,p'-DDD um fast das 5-fache.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT-Gehalte liegen in allen acht Einzelproben sowie bei der mittleren Belastung unter RW1. Der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth überschreitet RW1, liegt aber deutlich unter RW2.

3.4.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der chemischen Untersuchungsergebnisse in BA 5

Die mittlere Belastung der Sedimentproben aus 2010 mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen - mit Ausnahme der Kohlenwasserstoffe – liegt auf einem vergleichbaren, teilweise auch auf einem höheren Niveau verglichen mit den Jahresmittelwerten an der DMS Bützfleth. Die Belastung mit Kohlenwasserstoff liegt deutlich über dem Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth, jedoch noch deutlich unterhalb RW2.

Die Schadstoffbelastung des untersuchten, potenziellen Baggerguts im BA5 (Pagensand) ist aufgrund des mittleren Gehaltes von p,p'-DDD in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Baggergut als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Der Jahresmittelwert der DMS Bützfleth ist nach GÜBAK ebenfalls in den Fall 3 einzuordnen. Die Sedimente des Baggerbereiches spiegeln also die aktuelle Belastung der Elbe in diesem Bereich wider.

Die höher belastete Probe 210 liegt nicht im unmittelbaren Bereich der Fahrrinne und repräsentiert somit kein potenzielles Unterhaltungsbaggergut. Bei diesen Sedimenten handelt es sich wahrscheinlich um ältere Sedimentablagerungen aus den 80er oder 90er Jahren. Die ca. 15 km stromauf gelegene DMS Wedel (betrieben seit 1980) zeigt für diesen Zeitraum vergleichbare Belastungen. Ein Vergleich mit der DMS Bützfleth ist nicht möglich, da diese erst seit 1999 betrieben wird. Seit Beginn der Messaufzeichnungen lagen die Belastungen weit unterhalb der in Probe 210 gemessenen Gehalte. Für eventuelle weitere Maßnahmen sollte deshalb beachtet werden, dass im Bereich um die Probenahmeposition 210 höher belastete Sedimente angetroffen werden können.

3.4.3 Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 5

Alle neun Sedimentproben, die bei der Kampagne im August 2010 genommen worden sind, werden für die Beurteilung der Nährstoffparameter herangezogen. Der Feinkornanteil in der Fraktion < 20 µm liegt bei den Proben im Mittel bei 11 % bei einer Schwankungsbreite von 6 bis 26 %. Der mittlere TOC-Gehalt liegt bei 0,5 % bei einer Schwankungsbreite von 0,1 bis 1 %.

Alle nachfolgend genannten Richtwerte (RW) sind der GÜBAK entnommen. Der Gesamt-Stickstoffgehalt weist im Mittel 500 mg N/kg Trockenmasse (TM) auf. In keiner der untersuchten Proben trat eine Überschreitung von RW1 von 1500 mg N/kg TM auf. Der mittlere Gesamt-Phosphorgehalte beträgt 289 mg P/kg TM. Bei einer der insgesamt neun Proben wird der RW1 für Gesamt-Phosphor von 500 mg P/kg (TM) überschritten.

Die an vier Proben bestimmten Ammonium- und Phosphorgehalte im Eluat lagen in allen Proben unter RW1 von 6 mg N/l bzw. 2 mg P/l. Die ebenfalls an vier Proben bestimmte Sauerstoffzehrung schwankte zwischen 0,2 und 0,6 g O₂/kg TM. Damit wiesen nach einer von Müller et al. (1998) vorgeschlagenen Einschätzung die beprobten Sedimente eine als gering einzustufende Sauerstoffzehrung auf.

3.4.4 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 5

Zur Feststellung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials wurden Eluate von vier Sedimentproben (Proben 210, 214, 216 und 218, siehe Abbildung 3-11) in BA 5 untersucht. Da das feinkörnige Baggergut aus diesem Abschnitt bevorzugt im VSB 686/690 und damit im marinen Bereich abgelagert werden sollen, das Baggergut aber aus Bereichen mit limnischen Salinitätsverhältnissen stammt, wurden die entnommenen Sedimentproben mit limnischen und marinen Biotestverfahren untersucht. Die pH-Werte, Sauerstoff- und NH₄-N-Konzentrationen der zu untersuchenden Testgüter lagen in Bereichen, die keine negativen Beeinträchtigungen der Testorganismen verursachten (siehe Tabelle 3-10 und Tabelle 3-12).

Tabelle 3-9: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß HABAB-WSV (2000): Beprobung Tideelbe-Pagensand August 2010¹⁰

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
100893 Pagensand 210	25.08.2010	59	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,0	12,9	5,8	1	1	0	10	0	
100897 Pagensand 214	25.08.2010	58	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	<1	6,5	1	2	0	0	0	
100899 Pagensand 216	25.08.2010	60	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	<1	7,1	1	3	0	0	0	
100901 Pagensand 218	25.08.2010	71	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	6,6	7,5	1	3	0	0	0	

Tabelle 3-10: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (ANONYMUS, 2009): Beprobung Tideelbe-Pagensand August 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Toxizitäts-klasse	
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert		
100893 Pagensand 210	25.08.2010	59	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,2	26	7,7	33	20,7	14	0		
100897 Pagensand 214	25.08.2010	58	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	12,5	7,5	34	21,1	-149	0		
100899 Pagensand 216	25.08.2010	60	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	12	7,9	33	20,9	-121	0		
100901 Pagensand 218	25.08.2010	71	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	7,2	7,5	34	21,0	-139	0		

Die Untersuchungsergebnisse der drei Biotestverfahren (Daphnientest, Leuchtbakterientest, mariner Algentest) zeigten pT-Werte von 0 an, somit wurden keine toxischen Effekte ermittelt. Aufgrund der Biotestergebnisse der Sedimentuntersuchungen ist das ökotoxikologische Potential des Baggerguts entsprechend den festgestellten pT-Werten der Toxizitätsklasse 0 „Toxizität nicht nachweisbar“ zuzuordnen.

¹⁰ Die Sedimente wurden ebenfalls mit dem limnischen Algentest mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* untersucht. Basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG sind die Testergebnisse des limnischen Grünalgentests für die Bewertung nicht zu berücksichtigen. Die qualitätssichernden Untersuchungen der BfG für dieses Testsystem ergaben pT-Werte von pT 0 bis pT 2. Die Bewertung der Sedimente beruht auf den verbleibenden Biotestverfahren. Die angeführte Bewertung bleibt bestehen.

3.5 Baggerabschnitt Rhinplate (BA 7) – Elbe-km 670,0 bis 676,0

Die letztjährigen Bagger Schwerpunkte des BA 7 sind in Abbildung 3-14 dargestellt. Die Gesamt-baggergut-mengen wurden nochmals in Längsrichtung nach Elbe-km und in Querrichtung im Bereich der Fahrrinne räumlich nach grüner bzw. roter Tonnenstrich sowie Fahrinnenmitte unterschieden.

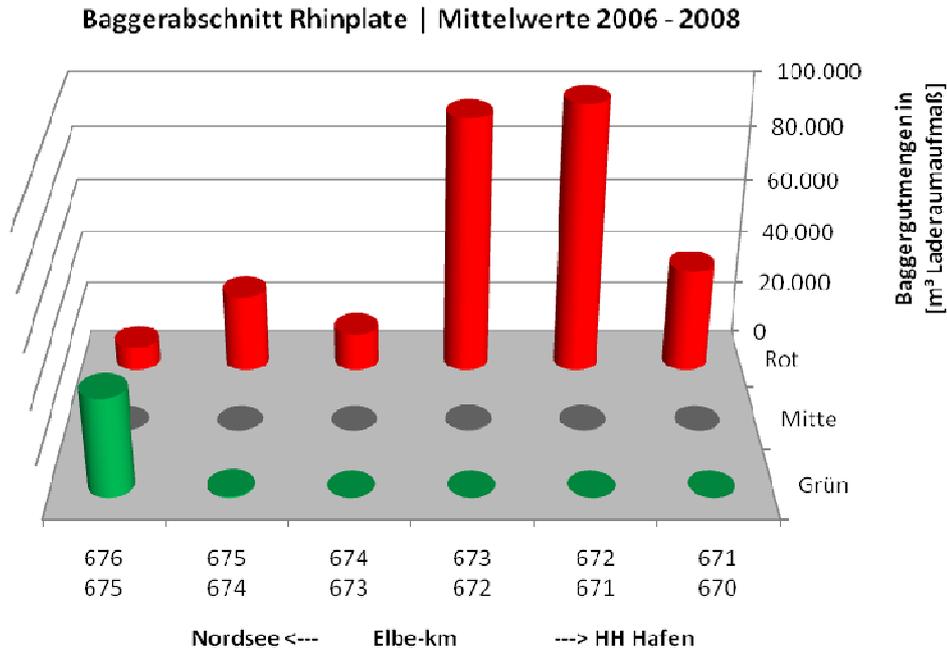


Abbildung 3-14: Mittlere jährliche Unterhaltungsbaggergut-mengen im BA 7 im Zeitraum 2006 bis 2008, Quelle WSA Hamburg

Unterhaltungsbaggerungen finden im gesamten BA 7 auf der Seite des roten Tonnenstrichs statt. In der Fahrinnenmitte finden keine Unterhaltungsbaggerungen statt. Einziger Bagger-schwerpunkt auf der Seite des grünen Tonnenstrichs ist der Abschnitt zwischen Elbe-km 675 und 676.

3.5.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 7

Insgesamt wurden in BA 7 neun Sedimentproben mit einem Kastengreifer bis in eine Tiefe von 40 cm entnommen; mit Ausnahme der Positionen 311 und 312, an denen eine Probe-nahmetiefe von nur 20 bis 30 cm erzielt werden konnte. Die Probenahmepositionen sowie eine Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korndurchmessers (berechnet nach Folk & Ward, 1957) sind in Abbildung 3-15 dargestellt. Ebenfalls abgebildet sind die vorhandenen morphologischen Strukturen, die mittels eines Schummerungsplan dargestellt sind. Zusätzlich enthält Abbildung 3-15 die Umringe der Baggerfelder der letzten 3 Monate vor der Probenahme im August 2010 sowie eine Angabe zu den Baggerschwerpunkten und

jährlichen Baggergutmengen im Durchschnitt in Anlehnung an Abbildung 3-14. Die Korngrößenverteilung aller Proben ist in nachfolgender Abbildung 3-16 und Abbildung 3-17 dargestellt, worauf im nachfolgenden Text nicht nochmals hingewiesen wird. Die Informationen des Probenahmeprotokolls und die Ergebnisse der labortechnischen Sedimentuntersuchungen können in tabellarischer Form dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

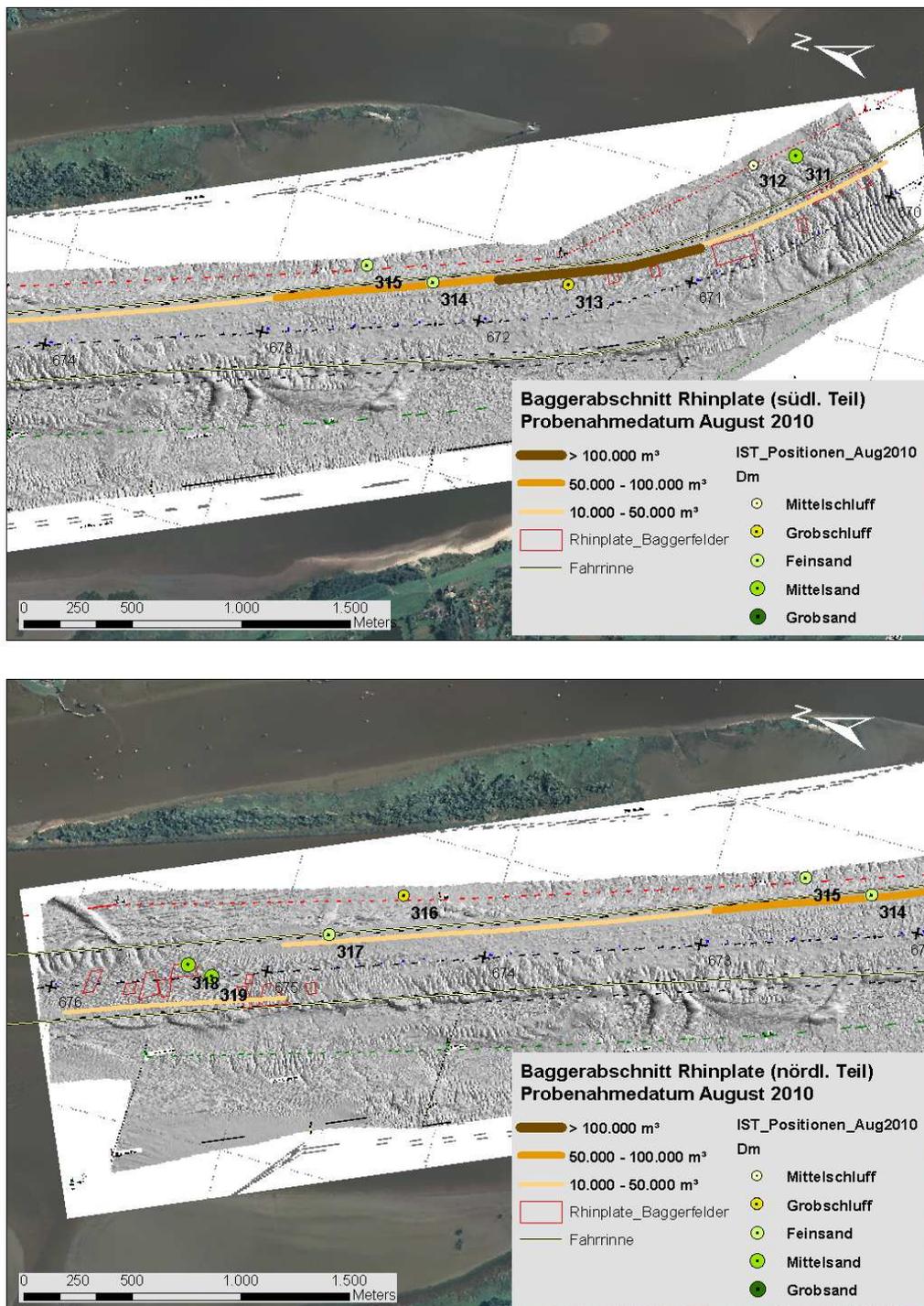


Abbildung 3-15: Probenahmepositionen im BA 7 mit Datum August 2010 – Darstellung getrennt nach südlichem und nördlichem Teilabschnitt - und Klassifizierung der Sedimente anhand des mittleren Korngrößendurchmessers (berechnet nach Folk & Ward, 1957).

Der Schummerungsplan zeigt in BA 7 eine morphologische Struktur der Gewässersohle, welche flächenhaft durch Transportkörper geprägt wird. Die Baggerschwerpunkte konzentrieren sich vor allem in den weniger bis kaum strukturierten Bereichen sowie auf der Seite des roten Tonnenstrichs entlang des Gleithangbereichs etwa von Elbe-km 670 bis 673. Im 3-Monatszeitraum vor der Probenahmekampagne im August 2010 hat es in BA 7 keine flächenhaften Unterhaltungsbaggerungen gegeben. Nur zwischen Elbe-km 670 und 671 bzw. Elbe-km 675 und 676 hat es kleinräumig den Einsatz eines Wasserinjektionsgeräts gegeben.

Die Probe 311 (Probenahmetiefe 30 cm) ist seitlich der Fahrrinne im Bereich einer Transportkörperstrecke genommen worden. Es handelt sich hierbei um eine mittelsandige Probe mit Anteilen an Feinsand, Schluff und etwas Grobsand. Die Probe 312 ist wenige Meter stromab auf dem roten Tonnenstrich in etwa -10 m Wassertiefe (Bezug SKN) und etwas abseits der Transportkörperstrecke genommen worden. Bei dieser Probe handelt es sich um einen stark konsolidierten Schluff, die Schadstoffanalytik hat bei dieser Probe sehr geringe bis nicht nachweisbare Belastungen ergeben. Demzufolge ist an dieser Position die anstehende Kleischicht erfasst worden.

Bei den Proben 313 bis 315 (Probenahmetiefe 40-50 cm), die alle im Baggerschwerpunkt zwischen Elbe-km 671 und 673 genommen worden sind, liegt eine stromabwärts gerichtete Tendenz zu größeren Sedimenten vor. Bei der Probe 313 handelt es sich um einen stark feinsandigen Schluff. Die Probe 314 ist Feinsand mit nur geringen Anteilen an Schluff und Mittelsand. Bei Probe 315 handelt es sich um einen stark feinsandigen Mittelsand.

Weiter stromab am Baggerschwerpunkt zwischen Elbe-km 675 und 676 wurden die Proben 318 und 319 in Fahrinnenmitte genommen. Bei diesen Proben handelt es sich um Mittelsand mit Anteilen von Feinsand und (nur zutreffend auf Probe 319) Grobsand. Der geringe Gewichtsanteil der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ resultiert aus vereinzelt Schlicklinsen, die in beiden Proben enthalten waren. In diesem Bereich hat es zuvor den Einsatz eines Wasserinjektionsgeräts zur Beseitigung lokaler Mindertiefen gegeben. Wieder etwas stromauf auf der Seite des roten Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 674 und 675 wurden die Proben 316 und 317 genommen. Probe 316, bei der es sich um feinsandigen Schluff handelt, ist vergleichbar mit Probe 312, sie besitzt jedoch mehr Feinsandanteile. Bei der Probe 317 dominieren wieder die Grobkornanteile. Diese Probe kann als mittelsandiger Feinsand mit nur geringen Schluffanteilen klassifiziert werden.

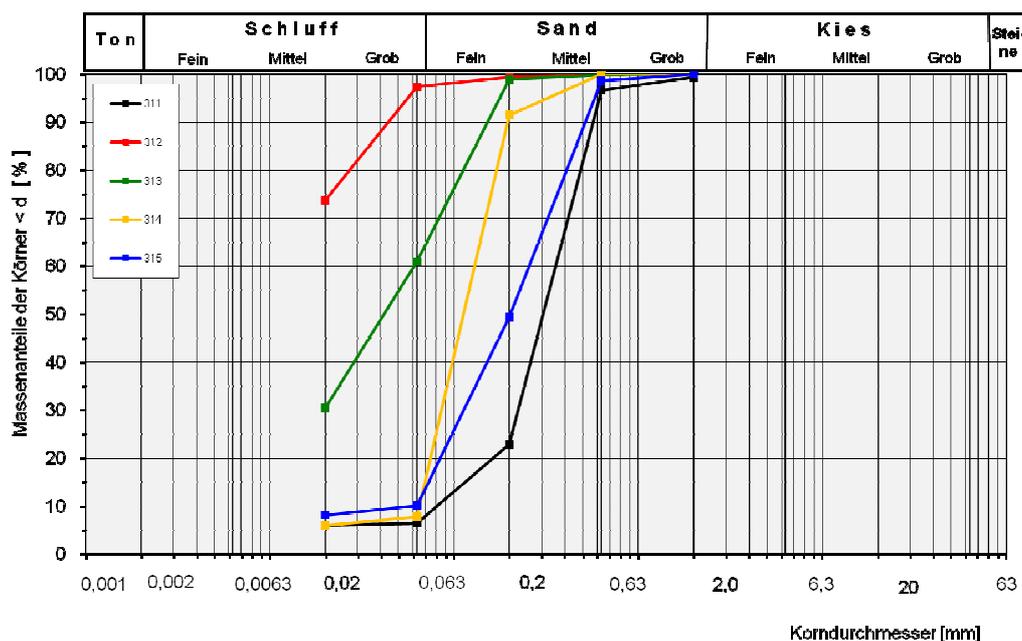


Abbildung 3-16: Summenkurven der Korngrößenverteilung der Sedimentproben im BA 7 (südlicher Bereich), Probenahmedatum August 2010.

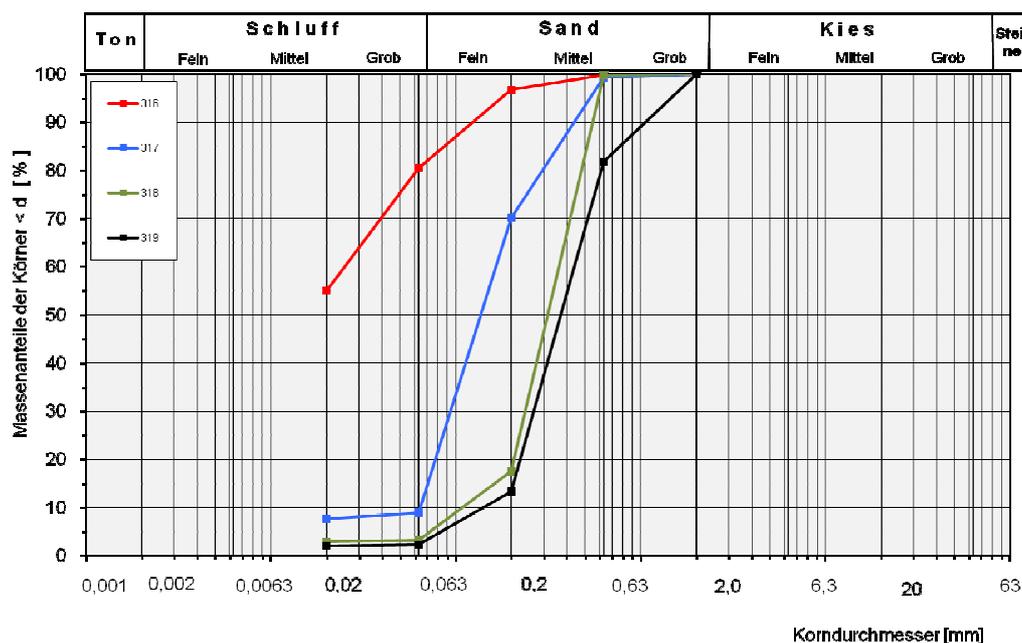


Abbildung 3-17: Summenkurven der Korngrößenverteilung der Sedimentproben im BA 7 (nördlicher Bereich), Probenahmedatum August 2010.

Bei allen zuvor beschriebenen Sedimentproben außer den nachfolgend genannten Proben wurde potenzielles Baggergut aus BA 3 erfasst, welches in den VSB 686/690 verbracht wird.

- Proben 311, 318 und 319: Hierbei handelt es sich um stark mittelsandiges aus einer Transportkörperstrecke, welches bevorzugt mit Wasserinjektion gebaggert wird.

- Proben 312: An diesen Positionen ist die anstehende Kleischicht erfasst worden.

Abschließend zusammengefasst werden die Ergebnisse der Sedimentbeprobungen in BA 7 in der nachfolgenden Abbildung 3-18, welche in Anlehnung an Abbildung 3-14 die Baggergutmengen jedoch erweitert um die Angabe der mittleren Korngröße des Baggerguts darstellt.

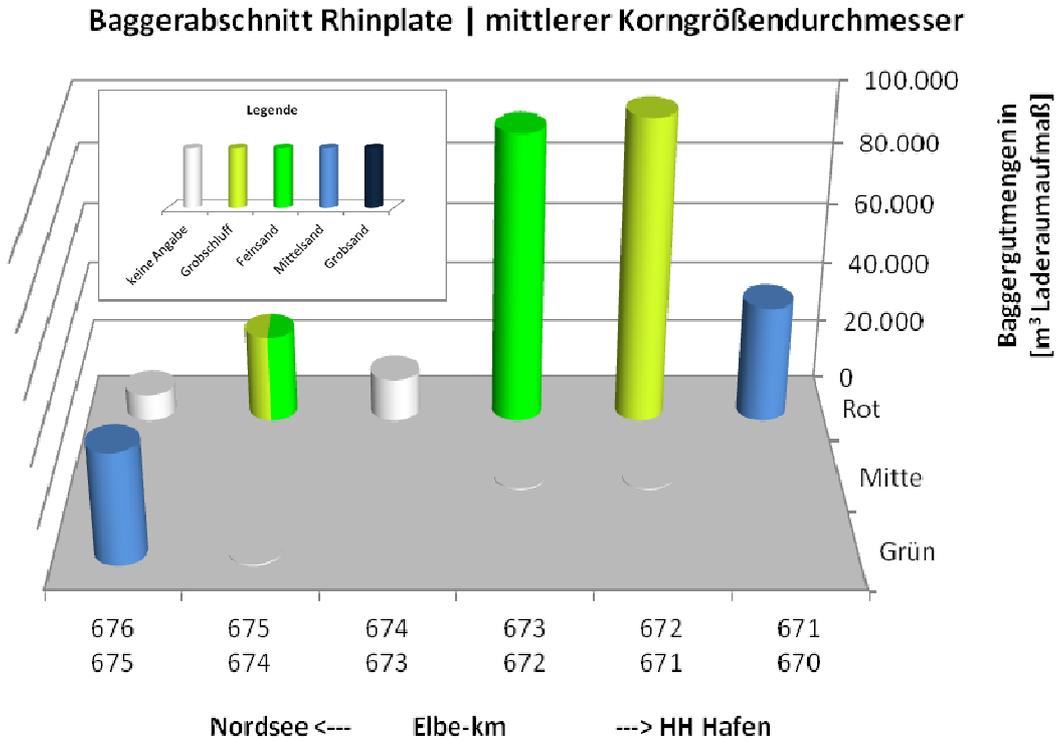


Abbildung 3-18: Erwarteter, mittlerer Korngrößendurchmesser des Baggerguts in BA 7 auf Seiten des roten, grünen Tonnenstrichs sowie in Fahrinnenmitte

3.5.2 Chemische Untersuchungsergebnisse in BA 7

Aus BA 7 liegen insgesamt neun Sedimentproben vor. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang beigelegt. Die Proben 311, 318 und 319 werden weder für Schwermetalle noch für organische Schadstoffe in die Bewertung nach GÜBAK einbezogen, da es sich um stark mittelsandiges Material handelt, das bevorzugt mit Wasserinjektion gebaggert wird. Drei weitere Proben (314, 315 und 317) sind ebenfalls auf Grund des niedrigen Feinkornanteils nicht in die Beurteilung nach GÜBAK für organische Schadstoffe eingegangen. Auch die Probe 312 wird bei der Beurteilung nicht betrachtet. An dieser Position ist die anstehende Kleischicht und kein potenzielles Baggergut erfasst worden. Entsprechend zeigen die Ergebnisse der Schadstoffanalytik an dieser Position Hintergrundbelastung, also eine geringe Belastung ähnlich der Wattenmeer- und küstennahen Sedimente des Nord- und Ostsee (vgl. ANONYMUS, 2009). Damit stehen für Schwermetalle und TBT insgesamt fünf Proben und für organische Schadstoffe nur zwei Proben zur Beurteilung der Qualität des Baggergutes aus BA 7 zur Verfügung.

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des potenziellen Baggerguts aus BA 7 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 3-11 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 3-11 weiterhin

- die mittleren Belastungen von zwei Sedimentproben aus BA 7, die in 2002 genommen worden sind (dokumentiert in BfG, 2006)
- den Jahresmittelwert (Zeitraum zwischen Mai 2009 und Juni 2010) der ca. 14 km stromaufwärts gelegenen Dauermessstelle (DMS) Bützfleth bei Elbe-km 657,5. Bei den Proben der DMS Bützfleth handelt es sich um monatliche Sedimentproben, die mittels eines van Veen Greifers genommen werden.

Tabelle 3-11: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate)

		Mittelwert ¹¹	Mittelwert	RW1	RW2	Jahresmittelwert
		Termin 2010	Termin 2002	GÜBAK		DMS Bützfleth
Trockenrückstand	Gew.-%	62				38
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	14,9	14,9			31,9
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	25,0	31,0			40,1
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	39,7	47,0			72,0
Schwermetalle						
Arsen (in <20µm)	mg/kg TM	42	36	40	120	30
Blei (in <20µm)	mg/kg TM	94	81	90	270	81
Cadmium (in <20µm)	mg/kg TM	1,59	1,60	1,50	4,50	1,80
Chrom (in <20µm)	mg/kg TM	87	98	120	360	79
Kupfer (in <20µm)	mg/kg TM	59	50	30	90	58
Nickel (in <20µm)	mg/kg TM	47	49	70	210	46
Quecksilber (in <20µm)	mg/kg TM	1,54	2,30	0,70	2,10	1,36
Zink (in <20µm)	mg/kg TM	480	420	300	900	464

¹¹ Mittelwert bei Kornfraktionen und Schwermetallbelastung über die Proben: 313-316. Mittelwert der organischen Schadstoffbelastungen über die Proben 313 und 316. Mittelwert für Nährstoffe über die Proben 311 bis 317.

Fortsetzung Tabelle 3-11

		Mittelwert	Mittelwert	RW1	RW2	Jahresmittelwert
		Termin 2010	Termin 2002	GÜBAK		DMS Bützfleth
Kohlenwasserstoffe						
Mineralölkohlenwasserstoffe (norm. <63µm)	mg/kg TM	134	414	200	600	84
PAK-Summe 16 EPA (norm. <63µm)	mg/kg TM	1,98	1,70	1,80	5,50	1,37
Chlororganische Verbindungen						
Pentachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	3,7	3,6	1,00	3,00	0,97
Hexachlorbenzol (norm. <63µm)	µg/kg TM	8,4	11,45	1,80	5,50	4,64
Summe 7 PCB (norm. <63µm)	µg/kg TM	8,6	20	13	40	11,97
α-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,22	0,51	0,50	1,50	0,38
γ-HCH (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,14	0,25	0,50	1,50	0,14
p,p-DDE (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,9	4,3	1,00	3,00	2,82
p,p-DDD (norm. <63µm)	µg/kg TM	2,0	15,1	2,00	6,00	7,94
p,p-DDT (norm. <63µm)	µg/kg TM	0,2	1,5	1,00	3,00	1,99
Organozinnverbindungen						
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	9,0	181	20,0	300,0	67
Nährstoffe						
Phosphor ges. (in <2mm)	mg/kg TM	435			500	
Stickstoff ges. (in <2mm)	Gew.-% TM	0,09			0,15	

* Summe 13 PAK

3.5.2.1 Beurteilung der Schwermetallgehalte nach GÜBAK

In den fünf untersuchten Proben aus 2010 überschreiten die Gehalte von Kupfer, Quecksilber und Zink jeweils den RW1. Die mittlere Belastung der Proben zeigt eine Überschreitung von RW1 für alle Schwermetalle außer Chrom und Nickel. RW2 wird nicht überschritten.

Der Vergleich mit den zwei Sedimentproben aus 2002 zeigt aktuell einen Rückgang der Sedimentbelastung mit Quecksilber. Die restlichen Gehalte liegen im Rahmen der Messunsicherheit auf gleichem Niveau und entsprechen weitgehend den Jahresmittelwerten an der 14 km entfernten DMS Bützfleth.

3.5.2.2 Beurteilung der Gehalte organischer Schadstoffe und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die normierten Werte der zwei Proben aus 2002 liegen unter RW1. Die aktuelle mittlere Belastung der Sedimentproben aus 2010 ist nochmals geringer im Vergleich mit den Ergebnissen aus 2002, liegt jedoch über dem an der DMS Bützfleth angetroffenen Jahresmittelwert.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW1 im Mittel, wobei die Probe 313 unter RW1 liegt. RW2 wird nicht überschritten. Die mittlere Belastung ist höher als der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth, aber vergleichbar mit der Belastung gemessen an den zwei Proben aus 2002.

Chlororganische Verbindungen: Der HCB-Gehalt von Probe 316 überschreitet RW2 um fast das 3-fache, während die Probe 313 mit 1,8 µg/kg dem RW1 entspricht. Auf Grund der hohen Belastung von Probe 316 liegt die mittlere Belastung der beiden Proben aus 2010 über RW2 und damit höher als der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth. Insgesamt hat jedoch die Belastung gegenüber 2002 abgenommen. Auch der Gehalt des Pentachlorbenzol überschreitet in Probe 316 den RW2 um das 2-fache, während in Probe 313 der RW1 unterschritten wird. Die Mittelwerte dieser beiden Proben aus 2010 sowie der zwei Proben aus 2002 überschreiten den RW2.

Der mittlere Gehalt der PCBs (Summe 7 PCB) liegt unterhalb des RW1. Die Belastung im BA 7 hat gegenüber den beiden Proben aus 2002 abgenommen. Die Gehalte liegen ebenfalls unterhalb des Jahresmittelwertes an der DMS Bützfleth.

Die Gehalte von α -HCH und γ -HCH liegen unter RW1 und sind mit dem Jahresmittelwert der DMS Bützfleth vergleichbar.

Die Gehalte von p,p'-DDE, p,p'-DDD und p,p'-DDT der Probe 316 liegen deutlich unter RW1. In einer Probe überschreiten die Gehalte von p,p'-DDE und p,p'-DDD den RW1, der p,p'-DDT-Wert liegt unterhalb RW1. Die mittlere Belastung zeigt eine Überschreitung von RW1 mit p,p'-DDE und p,p'-DDD, liegt aber deutlich unter dem Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth. Die aktuelle Belastung der Sedimente im BA 7 hat gegenüber den beiden Proben aus 2002 deutlich abgenommen.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT-Gehalte liegen in den fünf Einzelproben sowie beim Mittelwert unter RW1. Der Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth überschreitet RW1, liegt aber deutlich unter RW2.

3.5.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der chemischen Untersuchungsergebnisse im BA 7

Ein Großteil der organischen Schadstoffe zeigt in 2010 niedrigere Gehalte im BA 7 (Rhinplate) verglichen zu den zwei Sedimentproben aus 2002. Im Vergleich mit den an der DMS Bützfleth angetroffenen Jahresmittelwerten weist die Mehrzahl der untersuchten Schadstoffe geringere Gehalte auf. Höhere Gehalte sind in den Kohlenwasserstoffen, in den PAKs, im Pentachlorbenzol und im Hexachlorbenzol zu finden.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 7 ist aufgrund der Gehalte von Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Die Jahresmittelwerte an der DMS Bützfleth liegen für Pentachlorbenzol unter RW1 und für Hexachlorbenzol über RW1. Das potenzielle Baggergut in BA 7 ist somit höher belastet.

3.5.3 Untersuchungsergebnisse Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in BA 7

Insgesamt wurden sieben (Proben 311 bis 317) der insgesamt neun genommenen Sedimentproben für die Beurteilung der Nährstoffparameter herangezogen. Der Anteil in der Feinkornfraktion < 20 µm liegt bei den sieben Proben im Mittel bei 27 % bei einer Schwankungsbreite von 6 bis 74 %. Der mittlere TOC-Gehalt liegt bei 0,9 % bei einer Schwankungsbreite von 0,1 bis 1,9 %.

Insgesamt war das Probenmaterial sehr inhomogen. Zwei Proben zeigen sehr hohe Feinkornanteile (> 50 % bei Probe 312 und Probe 316), eine Probe hohe und die übrigen vier Proben geringe Feinkornanteile bzw. TOC-Gehalte auf. Dementsprechend zeigen auch die nachfolgenden Parameter eine inhomogene Verteilung, bei der insbesondere die Pr.-Nr. 312 und 316 auffällig waren.

Der Gesamt-Stickstoffgehalt wies im Mittel 1900 mg N/ kg Trockenmasse (TM) auf. Bei zwei der sieben Proben gibt es bei Stickstoff eine Überschreitung des RW 1 von 1500 mg N/kg TM. Der mittlere Gesamt-Phosphorgehalt beträgt 350 mg P/kg TM. Bei ebenfalls zwei der sieben Proben wird der RW1 für Gesamt-Phosphor von 500 mg P/kg TM überschritten.

Von den 4 Proben an denen Ammonium- und Phosphorgehalte im Eluat bestimmt wurden, zeigte eine Probe eine Überschreitung des RW 1 für Ammonium (= 6 mg N/l) an. Der RW 1 für Phosphor im Eluat von 2 mg P/l wurde in keiner Probe überschritten.

Die ebenfalls an 4 Proben bestimmte Sauerstoffzehrung schwankte zwischen 0,1 und 1,1 g O₂/ kg TM. Damit wiesen nach einer von Müller et al. (1998) vorgeschlagenen Einschätzung die beprobten Sedimente eine als gering einzustufende Sauerstoffzehrung auf.

3.5.4 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 7

Zur Feststellung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials wurden Eluate von zwei Baggergutproben (Proben 313 und 316, siehe Abbildung 3-15) aus BA 7 untersucht. Da das feinkörnige Baggergut aus diesem Abschnitt bevorzugt im VSB 686/690 und damit im marinen Bereich abgelagert werden soll, das Baggergut aber aus Bereichen mit limnischen Salinitätsverhältnissen stammt, wurden die entnommenen Sedimentproben mit limnischen und marinen Biotestverfahren untersucht. Die pH-Werte, Sauerstoff- und NH₄-N-Konzentrationen der zu untersuchenden Testgüter lagen in Bereichen, die keine negativen Beeinträchtigungen der Testorganismen verursachten (siehe Tabelle 3-12 und Tabelle 3-13).

Tabelle 3-12: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den limnischen Biotestverfahren gemäß HABAB-WSV (2000): Beprobung Tideelbe-Rhinplate August 2010¹²

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
100910 Rhinplate 313	24.08.2010	51	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	<1	7,2	1	0	0	0	0	
100913 Rhinplate 316	24.08.2010	41	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,4	14,1	5,4	2	1	0	0	0	

Tabelle 3-13: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit dem marinen Biotestverfahren gemäß GÜBAK (ANONYMUS, 2009): Beprobung Tideelbe-Rhinplate August 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Unter-suchungs-matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Toxizitäts-klasse	
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert		
100910 Rhinplate 313	24.08.2010	51	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,5	5	7,0	34	21,1	-164	0		
100913 Rhinplate 316	24.08.2010	41	PW	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0
			EL	7,2	34,6	6,2	34	21,2	-21	0		

¹² Die Sedimente wurden ebenfalls mit dem limnischen Algentest mit der Grünalge *Desmodesmus subspicatus* untersucht. Basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG sind die Testergebnisse des limnischen Grünalgentests für die Bewertung nicht zu berücksichtigen. Die qualitätssichernden Untersuchungen der BfG für dieses Testsystem ergaben pT-Werte von pT 0 bis pT 2. Die Bewertung der Sedimente beruht auf den verbleibenden Biotestverfahren. Die angeführte Bewertung bleibt bestehen.

Die Ergebnisse der aufgeführten Untersuchungen in den drei Biotestverfahren (Daphnientest, Leuchtbakterientest, mariner Algentest) zeigen pT-Werte von 0 an, somit wurden keine toxischen Effekte ermittelt. Aufgrund der Biotestergebnisse der Sedimentuntersuchungen ist das ökotoxikologische Potenzial des Baggerguts entsprechend den festgestellten pT-Werten der Toxizitätsklasse 0 „Toxizität nicht nachweisbar“ zuzuordnen.

3.6 Zusammenfassung der Datengrundlage zu den übrigen Baggerabschnitten

Wichtigste Datenquelle für die Beschreibung des Baggerguts sowie dessen Belastung mit Schadstoffen in BA 2 (Lühesand), BA 4 (Stadersand), BA 6 (Steindeich) sowie BA 8-10 (Wischhafen / Freiburg / Scheelenkuhlen) sind die zuletzt durchgeführten und in BfG (2006) dokumentierten Untersuchungen von Baggerbereichen in der Unter- und Aussenelbe. Diese Untersuchungen basieren auf den Ergebnissen von Probenahmekampagnen, die im Juni/Juli 2002 bzw. im Juli 2005 genommen worden sind. Die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus BfG (2006) werden in den nachfolgenden Kapiteln 3.6.1 bis 3.6.4 zusammengefasst. Auf zusätzliche Literatur und weitere Datenquellen wird gegebenenfalls gesondert hingewiesen.

3.6.1 Baggerabschnitt Lühesand (BA 2) – Zusammenfassung

Die Baggergutmengen in BA 2 (Elbe-km 644,0 – 649,5) sind kontinuierlich seit 2005 von 0,42 Mio. m³ auf zuletzt 0,21 Mio. m³ im Jahr 2009 gesunken. Anstelle dessen sind jährlich seit 2007 im Bereich der Fahrrinnen zwischen 50.000 m³ und 100.000 m³ (aus Vorpeilung) durch Einsatz von Wasserinjektionsgeräten gebaggert worden (vgl. Entelmann, 2010). Das Baggergut setzt sich überwiegend aus Mittelsanden mit Anteilen von Fein- und Grobsand zusammen.

Im Jahr 2005 sind im Baggerabschnitt Lühesand im Rahmen der Untersuchung von Bagger- und Umlagerungsbereichen in Unter- und Außenelbe in Anlehnung an HABAK/HABAB-WSV (BfG, 2006) vier Proben aus dem Baggerbereich entnommen worden. Die Schwermetalle zeigen im Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink eine Überschreitung von RW1 nach GÜBAK an. Arsen, Chrom und Nickel liegen darunter.

Die Gehalte von HCB und p,p'-DDD überschreiten nach GÜBAK den RW2 zum Teil deutlich. Die restlichen organischen Schadstoffe sowie TBT überschreiten den RW1, nicht aber RW2. Nach heutiger Beurteilung müssten die Sedimente in Fall 3 eingestuft werden. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs.

3.6.2 Baggerabschnitt Stadersand (BA 4) – Zusammenfassung

In BfG (2006) sind keine Ergebnisse über BA 4 (Elbe-km 654,5 – 650,0) enthalten. Dies ist dort mit dem einleitenden Hinweis begründet, dass in BA 4 seit Anfang der 2000er Jahre keine regelmäßigen bzw. flächenhaften Baggerungen stattgefunden haben. In 2005, 2007 und 2008 lag die jährliche Baggergutmenge bei 0,050 Mio. m³. Nur in 2006 und 2009 wurden mit

0,188 Mio. m³ bzw. 0,225 Mio. m³ etwas größere Mengen an Sediment gebaggert und umgelagert. Das anstehende Sediment im Bereich der Fahrrinne wird als weitgehend sandig geprägt beschrieben (WSA Hamburg, 2010). Zuletzt wurden in 2009 wurden in diesem Abschnitt nur 0,025 Mio. m³ (aus Vorpeilung) im Gegensatz zu 0,130 Mio. m³ in 2008 mittels Wasserinjektion gebaggert (vgl. Entelmann, 2010).

In den letzten 10 Jahren wurden im BA 4 keine chemischen Untersuchungen durchgeführt.

3.6.3 Baggerabschnitt Steindeich (BA 6) – Zusammenfassung

BA 6 (Elbe-km 670,0 – 676,0) ist ebenfalls kein Bestandteil der Untersuchungen in BfG (2006), da auch in diesem Abschnitt seit Anfang der 2000er Jahre keine regelmäßigen bzw. flächenhaften Baggerungen stattgefunden haben. Seit 2005 wurden in BA 6 zwischen 0,160 Mio. m³ und 0,226 Mio. m³ pro Jahr gebaggert. In 2007 wurden nur 0,047 Mio. m³ gebaggert. Die anstehenden Sedimente werden im Bereich der Fahrrinne als sandig geprägt beschrieben (WSA Hamburg, 2010). In 2007 und 2008 wurden in diesem Abschnitt 0,150 Mio. m³ (aus Vorpeilung) pro Jahr im Gegensatz zu nur 0,060 Mio. m³ in 2009 mittels Wasserinjektion gebaggert.

In den letzten 10 Jahren wurden im BA 6 keine chemischen Untersuchungen durchgeführt.

3.6.4 Baggerabschnitt Wischhafen / Freiburg / Scheelenkuhlen (BA 8 - 10) – Zusammenfassung

BA 8 – 10 (Elbe-km 676,0 – 689,8) werden aufgrund der sehr geringen Unterhaltungsbaggergutmengen gemeinsam bearbeitet. In der Summe über alle drei Baggerabschnitte werden jährlich etwas 0,334 Mio. m³ Sediment gebaggert und umgelagert. Das Baggergut setzt sich vor allem aus Mittelsanden (Transportkörperstrecken) und nur zum Teil aus Feinsanden zusammen (WSA Hamburg, 2010). BA 8 -10 sind aber ein Schwerpunkt für den Einsatz des Wasserinjektionsgeräts im Amtsbereich des WSA Hamburg. So wurden in 2008 in BA 9 mehr als 0,300 Mio. m³ (aus Vorpeilung) mittels Wasserinjektionsgerät gebaggert.

In den letzten 10 Jahren wurden in den Baggerabschnitten BA 8-10 keine chemischen Untersuchungen durchgeführt.

3.7 Fische

Im Rahmen dieser Auswirkungsprognose wurden keine eigenen fischbiologischen Untersuchungen durchgeführt, da vorhandene Publikationen einen guten und hinreichend aktuellen Überblick über die Fischfauna der Tideelbe - einschließlich der zu betrachtenden Baggerabschnitte und des Verbringstellenbereichs - ermöglichen (insbes. Haesloop, 2004; BfG, 2006 & 2008; BioConsult, 2006, 2009 & 2010; BSU HH et al., 2011; IBL & IMS, 2007; IKSE, 2008; Limnobios, 2009 & 2011).

3.7.1 Vorkommen und Verbreitung von Fischarten

In der Tideelbe sind nach IBL & IMS (2007) aktuell 100 Fisch- sowie die drei Rundmaular- ten Bach-, Fluss- und Meerneunauge nachgewiesen. Im angrenzenden Küstenmeer ist mit dem Vorkommen etlicher weiterer (mariner) Arten zu rechnen (BfG, 2008).

Die Verbreitung der Fisch- und Neunaugenarten im Längsverlauf des Ästuars wird im Wesentlichen durch den Salzgehalt bestimmt. Weitere wichtige Einflussfaktoren sind das Nahrungsangebot, die Sauerstoffverhältnisse sowie saisonale Aspekte (z. B. Laichwanderungen). Dementsprechend können im Längsverlauf der Tideelbe unterschiedliche Lebensräume mit unterschiedlichen Artengemeinschaften und unterschiedlichen fischökologischen Funktionen unterschieden werden. Dies spiegelt sich auch in den fischökologischen Beiträgen für die Wasserrahmenrichtlinie (s. z. B. BioConsult, 2009) und für die integrierte Bewirtschaftungsplanung (BSU et al., 2011) wider, in denen unterschiedliche (Teil-) Lebensräume im Längsverlauf der Tideelbe getrennt voneinander betrachtet und bewertet werden. Für die Wasserrahmenrichtlinie sind dies die Wasserkörper Elbe Ost und Hafen, die beide dem Typ 20 „sandgeprägter Strom des Tieflandes zugeordnet werden, der Wasserkörper Elbe West (Typ 22.3 „Ströme der Marschen“) und das Übergangsgewässer Elbe (Typ T1 „Übergangsgewässer“). In der integrierten Bewirtschaftungsplanung werden fünf Funktionsräume unterschieden, die weitgehend deckungsgleich mit den Wasserkörpern nach Wasserrahmenrichtlinie sind, wobei das Übergangsgewässer Elbe allerdings nochmals in die Funktionsräume 4, 5 und 6 unterteilt wird. Relevant für diese Auswirkungsprognose sind nur die Funktionsräume 3, 4 und 5, welche die mengenstärksten Baggerabschnitte BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) umschließen.

Eine detaillierte Analyse der Artengemeinschaften der Wasserkörper nach Wasserrahmenrichtlinie wurde von BioConsult (2009) vorgenommen. Datengrundlage waren mit vergleichbarer Methodik durchgeführte Befischungen mit Hamennetzen (= stationäre Netze, in die Fische mit der Tidenströmung eingetrieben werden) aus den Jahren 1982, 1984-86 und 2000-2007. In dieser Fischerei wurden insgesamt 76 Arten erfasst, die hinsichtlich ihrer Lebensraumansprüche folgenden ökologischen Gilden nach Elliot & Dewailly (1995) zugeordnet werden:

- Limnische Arten (27): enge Bindung an das Süßwasser, Verbreitungsschwerpunkt in den Wasserkörpern Elbe Ost, Hafen und Elbe West; häufigste Vertreter dieser Gilde sind in der gesamten Tideelbe Kaulbarsch und Brassen (zusammen > 95 % Individuenanteil an der Gesamtindividuenanzahl limnischer Arten), im Übergangsgewässer Elbe Kaulbarsch und Zander
- Ästuarine Arten (13): Anpassung an unterschiedliche und schwankende Salzgehalte; Verbreitungsschwerpunkt ist der Wasserkörper T1 Übergangsgewässer Elbe, häufigste Vertreter sind Kleine Seenadel und Strandgrundel (zusammen > 90 %)
- Diadrome Wanderfische (11): Wanderungen zwischen Süß- und Salzwasser; z. T. nur bis in den limnischen Abschnitt der Tideelbe (diadrom-ästuarin wie Stint, Finte, Flunder), z. T. bis über Geesthacht hinaus bzw. bis weit in Zuflüsse der Tideelbe hinein (z. B. Lachs, Meer- und Flussneunauge); Diadrome Arten und von diesen insbesondere der Stint (nach BSU et al. 2011 Schlüsselart für den Biomassehaushalt und die Nahrungskette des FFH-Lebensraumtyps 1130 Ästuarien) dominieren die Fischgemeinschaften aller

betrachteten Wasserkörper; häufigste Vertreter sind neben dem Stint die Flunder (zusammen > 98 %), im Wasserkörper Elbe West Stint und Finte sowie im Übergangsgewässer Stint und Dreistachliger Stichling.

- Marine Gäste (9): gelegentliche Nachweise weniger Individuen in den Wasserkörpern Elbe West und Übergangsgewässer; z. B. Lammzung und Sardine
- Marin-juvenil (10): Arten, die das Ästuar (Wasserkörper T1) zum Heranwachsen nutzen, häufigste Vertreter sind Hering und Wittling
- Marin-saisonal (6): saisonale Nutzung des Wasserkörpers T1 durch adulte Fische als Rückzugs- und Nahrungsgebiet; z. B. Sprotte und Fünfbärtelige Seequappe

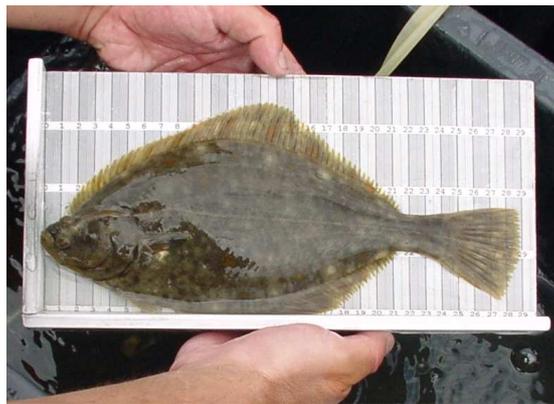


Abbildung 3-19: Kaulbarsch und Flunder: Charakterarten der Tideelbe

3.7.2 Gefährdete Arten

Von den aktuell nachgewiesenen 103 Fisch- und Neunaugenarten werden 48 in den relevanten landes- und bundesweiten Roten Listen mit einem Gefährdungsstatus (inkl. potenziell gefährdet und potenzieller Durchzügler) geführt (IBL & IMS, 2007). Elf Arten sind im Anhang II der europäischen FFH-Richtlinie (Der Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1992) gelistet. Von diesen sind im Rahmen dieser GÜBAK Auswirkungsprognose insbesondere diejenigen zu betrachten, die nach integriertem Bewirtschaftungsplan (BSU et al., 2011) in den relevanten FFH-Gebieten (siehe nachfolgendes Kapitel 3.8) mit dem Ziel der Erhaltung und Entwicklung vitaler, langfristig überlebensfähiger Populationen geschützt werden sollen. Dies sind fünf diadrome (Meerneunauge, Flussneunauge, Finte, Lachs, Schnäpel) und eine limnische Art (Rapfen), auf die nachfolgend etwas näher eingegangen wird:

Das **Meerneunauge** (*Petromyzon marinus*) ist sowohl im östlichen als auch im westlichen Nordatlantik verbreitet. Dort leben die Tiere parasitisch von größeren Fischen und Walen, von denen sie mit ihrer Mundscheibe Gewebestücke abraspeln. Die geschlechtsreif werdenden Tiere wandern im Frühjahr (insbesondere Mai bis Anfang Juni nach Hardisty, 1986) zum Laichen in Flüsse ein. Die kiesig-steinigen Laichplätze werden zwischen Mai und Juli aufgesucht. Die Elterntiere sterben nach der Eiablage. Die als Querder bezeichneten Larven leben etwa sechs bis acht Jahre grabend in Sand- und Schlammablagerungen, bevor sie sich

zum adulten Tier umwandeln (Steinmann & Bless, 2004). Die meerwärts gerichtete Abwanderung der Tiere findet im Winterhalbjahr statt (Hardisty, 1986).

Die Tideelbe dient dem Meerneunauge als Wanderkorridor. Im Übergangsgewässer halten sich die auf- und abwärts wandernden Tiere wahrscheinlich längere Zeit auf, um sich an die geänderten Salzgehaltskonzentrationen anzupassen (BSU et al., 2011). Seit etwa 1995 hat das Meerneunauge 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 einem 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 Flussneunauge (s. u.) - geringere Verantwortung Deutschlands für die Erhaltung der Art.

Der allgemeine Erhaltungszustand in der Tideelbe wird nach BSU et al. (2011) von Hamburg und Schleswig-Holstein mit B (gut) und von Niedersachsen mit C (mittel – schlecht) angegeben.

Flussneunaugen (*Lampetra fluviatilis*) besiedeln Küstengewässer und Ästuar des östlichen Nordatlantiks einschließlich der Nord- und der Ostsee. Dort parasitieren sie an kleineren Fischen. Die geschlechtsreif werdenden Tiere wandern im Winterhalbjahr zum Laichen flussaufwärts. Die Larvalphase ähnelt derjenigen des Meerneunauges (s. o.), ist aber bereits nach durchschnittlich viereinhalb Jahren beendet. Die Abwanderung erfolgt im Spätsommer und Herbst (Steinmann & Bless, 2004).

Die Tideelbe und die vorgelagerten Küstengewässer sind Nahrungsgebiet und Wanderkorridor für Flussneunaugen (Thiel & Salewski, 2003). Im Übergangsgewässer halten sich die auf- und abwärts wandernden Tiere wahrscheinlich längere Zeit auf, um sich an die geänderten Salzgehaltskonzentrationen anzupassen (BSU et al., 2011). Nach verschiedenen Untersuchungen mittels Hamennetzen (Thiel & Salewski, 2003) sowie Kontrollreusen in der Fischeaufstiegsanlage 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.

Der allgemeine Erhaltungszustand in der Tideelbe wird nach BSU et al. (2011) von Hamburg und Schleswig-Holstein mit B (gut) und von Niedersachsen mit C (mittel – schlecht) angegeben.

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 Ästuar, wo sie in noch gezeitenbeeinflussten Süßwasserbereichen ihre Eier in das freie Wasser abgeben. Die Eier driften bis zum Schlupf der Larven einige Tage mit den Gezeitenströmungen. 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 derzeit wichtigsten Laichplätze befinden sich nach Integriertem Bewirtschaftungsplan (BSU et al., 2011) im Funktionsraum 3 bzw. Wasserkörper Elbe West (Laichgebiet von > 90 % des Bestandes) und dort insbesondere im Bereich von Hahnöfer Nebelbe und Mühlenberger Loch. Nach BioConsult (2011) werden hohe Ei- und Larvendichten auch noch in den an Funktionsraum 3 angrenzenden Abschnitten des Funktionsraumes 4 angetroffen. Ältere Jungfische und Adulte halten sich – im Gegensatz zu vielen anderen Fischarten – überwiegend im tiefen Wasser des Hauptstroms auf (Thiel et al., 1996). Nach Steinmann & Bless (2004) kommt Deutschland aufgrund der wichtigen und gefährdeten Vorkommen in der Elbe (und in geringerem Umfang der Weser) eine hohe Verantwortung für die Erhaltung der Finte zu.

Der allgemeine Erhaltungszustand der Finte in der Tideelbe wird nach BSU et al. (2011) von Hamburg und Schleswig-Holstein mit B (gut) und von Niedersachsen mit C (mittel – schlecht) angegeben, während nach BioConsult (2010) in der gesamten Tideelbe von einem mittleren bis schlechten Erhaltungszustand (C) auszugehen ist, weil die Bestandsgröße deutlich unter Referenzwerten liegt und seit 2000 kein deutlicher Bestandszuwachs nachgewiesen wurde.

Der Fintenbestand der Tideelbe ist (potenziell) durch geringe Sauerstoffgehalte sowie durch zunehmende Verlandungen von Flachwasserzonen im Hauptlaichgebiet (Elbe West bzw. Funktionsraum 3) gefährdet (BSU et al., 2011; BioConsult, 2010). Darüber hinaus werden Eier und Larven durch Kühlwasserentnahmen und in geringerem Umfang durch Baggerungen (insbesondere Hopperbagger) der Tideelbe entnommen (BSU et al., 2011).

Der **Lachs** (*Salmo salar*) 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 wieder angesiedelt. Aufgrund von Verbesserungen der Wasserqualität und der Gewässerdurchgängigkeit (z. B. Eröffnung der neuen Fischeufstiegsanlage Südufer Geesthacht 1998 und Nordufer 2010) zeigen die Bemühungen zur Wiederansiedlung erste Erfolge, d. h. Laichfische kehren aus dem Meer zurück und reproduzieren sich bereits in einigen Gewässerstrecken erfolgreich.

Die Tideelbe hat für den Lachs eine Funktion als Wanderkorridor. Der Laichaufstieg der Adulten kann zu jeder Jahreszeit stattfinden, was auch die bisher am Fischpass Geesthacht erzielten Fänge von Lachsen belegen (Schubert, 2005). Die in kleinen Schwärmen zum Meer ziehenden Jungtiere (Smolts) sind in den Monaten März bis Juni zu erwarten. Im Übergangsgewässer halten sich die auf- und abwärts wandernden Tiere wahrscheinlich längere Zeit auf, um sich an die geänderten Salzgehaltskonzentrationen anzupassen (BSU et al., 2011).

Der allgemeine Erhaltungszustand des Lachses in der Tideelbe wird nach BSU et al. (2011) von Hamburg, Niedersachsen Schleswig-Holstein mit C (mittel – schlecht) angegeben. Der

Bestand ist nach wie vor von Besatzmaßnahmen abhängig. Zur nachhaltigen Bestandssicherung sind noch weitere Verbesserungen der Gewässerdurchgängigkeit und der Qualität von Laichplätzen im gesamten Elbeinzugsgebiet erforderlich.

Der **Nordseeschnäpel** (*Coregonus oxyrhynchus*) gehört zu der großen Familie der Renken (= Maränen, Felchen, Coregonen). Nach neueren Untersuchungen an rezentem und Museumsmaterial gilt der eigentliche Nordseeschnäpel allerdings seit ca. 1940 als ausgestorben (Freyhof & Schöter, 2005). Die durch regelmäßigen Besatz wieder in der Elbe nachweisbaren Tiere sind nach Kottelat & Freyhof (2007) anadromen (= in Flüssen laichenden) Populationen der Art *C. maraena* oder einer bislang unbenannten Renkenart zuzuordnen. Diese Tiere sind als Nordseeschnäpel im Sinne der FFH-Richtlinie zu betrachten (vgl. BioConsult, 2010). Die Fische 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 Mittel-elbe) 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).

In niedersächsische Elbezuflüsse werden seit 1997 und in die Mittel-elbe seit 2000 Satz-fische eingebracht (Jäger-Kleinicke 2003). In der Folge werden Schnäpel in der Tideelbe wieder vereinzelt nachgewiesen. Es gibt auch Hinweise auf eine Reproduktion in der limnischen Tideelbe (BioConsult, 2010). Bislang werden aber die Bestände von allen Bundesländern an der Tideelbe als nicht signifikant (D) eingestuft, so dass in FFH-Verträglichkeitsprüfungen derzeit auch keine Betroffenheit festgestellt werden kann (BioConsult, 2010). Steinmann & Bless (2004) sehen aufgrund der Lage im ehemaligen Verbreitungszentrum dieser Art eine besondere Verantwortung Deutschlands für die Erhaltung.

Die Tideelbe dient dem Nordseeschnäpel als Wanderkorridor, das Übergangsgewässer Elbe möglicherweise auch als Sammlungs- und Adaptationsraum sowie als Nahrungsgebiet.

Der **Rapfen** (*Aspius aspius*) 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. Hafenbecken, 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).

In der Tideelbe kommen größere reproduzierende Rapfenbestände vor (IBL & IMS, 2007). Jungfische können in verschiedenen strömungsberuhigten Randbereichen regelmäßig nachgewiesen werden (Jankowski 2001). In jüngerer Zeit gelangen auch mehrere Nachweise larvaler und juveniler Rapfen in Mühlenberger Loch und Hahnöfer Nebelbe (Limnobios, 2011). Zum Schutz des Rapfens hat Hamburg im Jahr 2006 die Stromelbe zwischen Mühlenberger Loch und Landesgrenze bei Wedel als FFH-Gebiet ausgewiesen.

Der Erhaltungszustand des Rapfens in der (limnischen) Tideelbe wird von allen drei Bundesländern als gut (B) eingestuft (BSU et al., 2011).

3.7.3 Zusammenfassung

Zusammenfassend lassen sich die Fischgemeinschaften und fischökologischen Funktionen der von den Baggerungen betroffenen Wasserkörper (nach WRRL) bzw. Funktionsräume (nach Integriertem Bewirtschaftungsplan) folgendermaßen charakterisieren:

Elbe West / Funktionsraum 3 (Mühlenberger Loch bis Lühesand, Elbe-km 633 - 650), der die Baggerabschnitte BA 1 (Wedel) und BA 2 (Lühesand) vollständig und den BA 3 (Juelssand) zu einem geringen Teil umfasst.

Dieser limnisch geprägte Elbeabschnitt ist ganzjährig der Lebensraum von Süßwasserfischen, darunter die FFH-Art Rapfen. Für ästuarin-diadrome Arten ist er im Frühjahr (etwa ab April) und Sommer das Hauptlaich- und Aufwuchsgebiet. Zu nennen sind die FFH-Art Finte und der Stint, der aufgrund seiner großen Häufigkeit in der Tideelbe eine Schlüsselart im Nahrungsnetz ist. Ferner nutzt die Flunder (häufigste am Boden anzutreffende Fischart der Tideelbe) vorrangig diesen Bereich als Aufwuchsgebiet. Die Laich- und Aufwuchsgebiete konzentrieren sich insbesondere in Nebelbeben und Flachwasserzonen des Südufers. Für diadrome Arten mit Laichplätzen stromauf der Tideelbe (darunter FFH-Arten: Meer- und Flussneunauge, Lachs, Schnäpel) ist dieser Elbeabschnitt Wanderkorridor bei den i. d. R. (Ausnahme: Aal) stromauf gerichteten Laichwanderungen sowie den stromab gerichteten Wanderungen der Jungtiere. Überwiegend im Sommer kann die Funktion als Aufwuchsgebiet sowie als Wanderkorridor durch geringe Sauerstoffgehalte beeinträchtigt werden. Als besonders „fischkritisch“ (Gefahr von Fischsterben) gelten Sauerstoffgehalte von weniger als 3 mg O₂/l (ARGE Elbe, 2004). Für ein normale Verhalten und Wachstum werden jedoch deutlich höhere Sauerstoffgehalte, für die meisten Arten ab etwa 5 mg O₂/l (BfG, 2008) benötigt. Der Integrierte Bewirtschaftungsplan (BSU et al., 2011) nennt als allgemeinen Zielwert 6 mg O₂/l. Weitere Beeinträchtigungen des Wasserkörpers Elbe West resultieren aus dem Verlust von Laich- und Aufwuchsgebieten in Flachwasserzonen durch Sedimentation/Verlandung. Dennoch wird das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie derzeit mit gut angegeben (IKSE, 2008).

Übergangsgewässer / Funktionsraum 4 (Lühesand bis Brokdorf, Elbe-km 650 - 682), der den Baggerabschnitt BA 3 (Juelssand) fast vollständig und die mengenstarken Baggerabschnitte BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) vollständig umfasst.

In diesem oligohalinen Bereich werden Süßwasserfische seltener. Dominant sind ästuarine Arten, die an wechselnde Salzgehalte angepasst sind (z. B. Stint und Flunder). Die Bedeutung als Laichgebiet für Finte und Stint ist geringer als die des Funktionsraumes 3. Die ausgedeh-

ten Flachwassergebiete und Nebelnelben sind insbesondere als Aufwuchsgebiet und Nahrungsgebiet für diese und andere ästuarine Arten von Bedeutung. Von diadromen Arten wird dieser Abschnitt i.d.R. zügig durchquert (BSU et al., 2011). Die Sauerstoffgehalte sind in diesem Abschnitt i.d.R. so hoch, dass sie nicht beeinträchtigend auf Fische einwirken. Durch Sedimentation sind z.T. Flachwassergebiet und Nebelnelben in ihrer Funktion als Aufwuchs- und Nahrungsgebiet für Fische gefährdet. Das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie wird derzeit für das Übergangsgewässer Elbe (weitgehend deckungsgleich mit den Funktionsräumen 4-6 nach Integriertem Bewirtschaftungsplan) mit mäßig angegeben (IKSE, 2008).

Übergangsgewässer / Funktionsraum 5 (Brokdorf bis Brunsbüttel/Ostemündung, Elbe-km 682 -700 am Nordufer bzw. Elbe-km 703 am Südufer), der den Verbringstellenbereich VSB 686/690 umfasst.

Dieser Elbeabschnitt ist überwiegend als mesohalin einzustufen. Er beinhaltet die Zone maximaler Trübung. Es dominieren ästuarine Arten, von denen insbesondere die Watten und Flachwasserzonen des Südufers als Nahrungshabitat genutzt werden. Ferner gilt dieser Abschnitt als Adaptations- und Sammelraum für diadrome Wanderfische, u.a. für die FFH-Arten Meerneunauge, Flussneunauge, Lachs und Schäpel. Die Tiere halten sich vermutlich längere Zeit im Übergangsgewässer, insbesondere in den Funktionsräumen 5 und 6 auf, um sich an zu- bzw. abnehmende Salzgehalte (je nach Wanderrichtung) physiologisch anzupassen. Jungfische aus den Funktionsräumen 3 und 4 halten sich vom Hochsommer bis zum frühen Herbst im Funktionsraum 5 auf (BSU et al., 2011). Das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie gilt als mäßig (IKSE, 2008).

3.8 Schutzgebiete

Bei Unterhaltungsbaggerungen im Bereich von FFH-Gebieten bzw. in Bereichen, die unmittelbar an FFH-Gebiete grenzen, sind die möglichen Auswirkungen der Baggerung in Hinblick auf die Vorgaben des Verschlechterungsgebotes nach Art. 6 Abs. 2 FFH-RL (in das nationale Recht umgesetzt durch §33 BNatSchG) durch eine Auswirkungsprognose abzuschätzen (Schreiben WSD Nord vom 25.03.2011).

Der zu betrachtende Baggerbereich erstreckt sich von Elbe-km 638,9 bis 689,8 und umfasst die Baggerabschnitte BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen). In folgenden Natura 2000-Gebieten und IBA-Gebieten wird für die Unterhaltung der Schiffbarkeit gebaggert (siehe Abbildung 3-20 und Abbildung 3-21):

- FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE 2323-392)
- FFH-Gebiet Unterelbe (DE 2018-331)
- EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE 2121-401)
- IBA Gebiet Pinneberger Elbmarschen (DE 025)
- IBA Gebiet Elbmarsch Stade-Otterndorf (DE 107)
- FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (DE 2424-303)

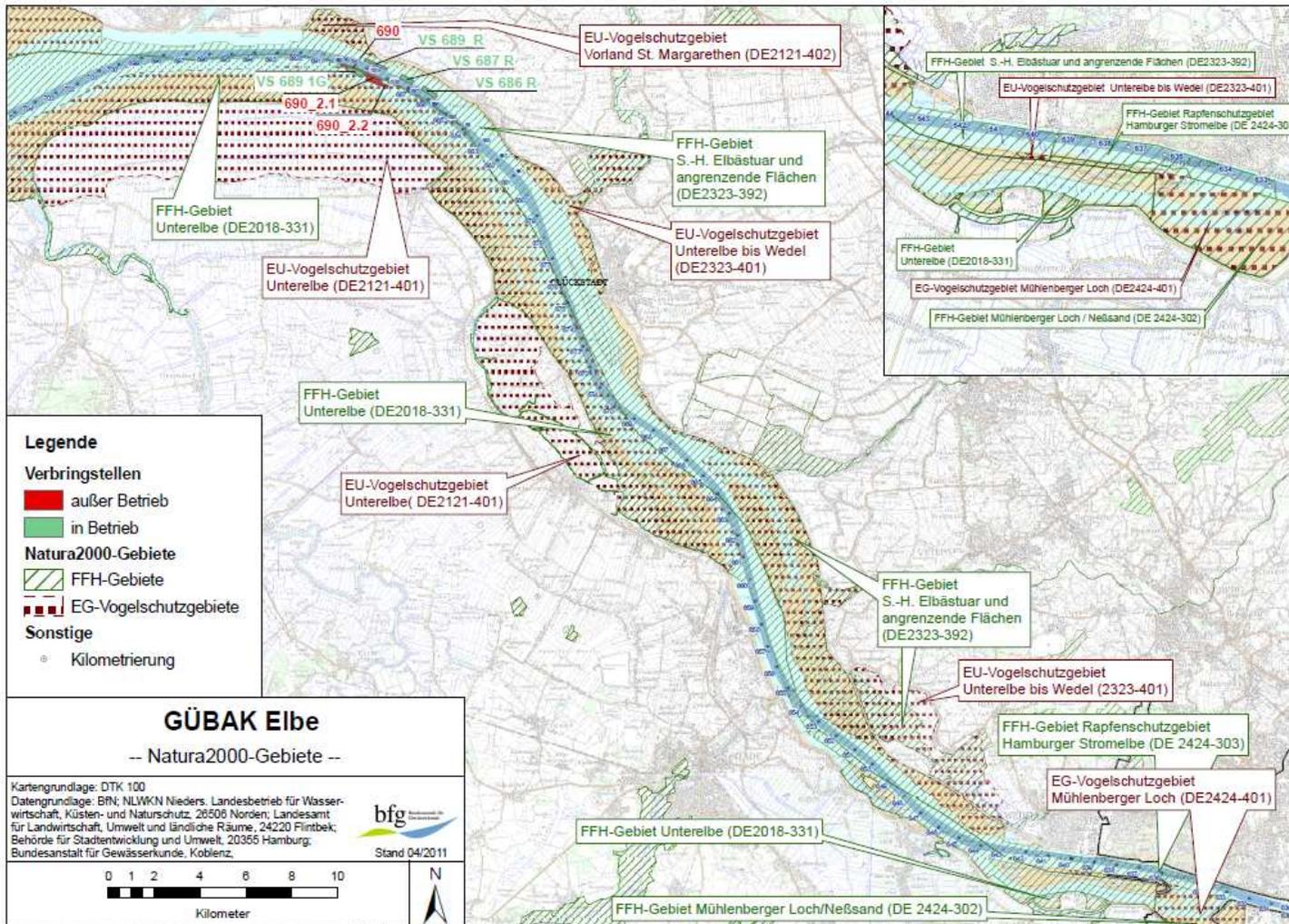


Abbildung 3-20: Übersichtskarte von Natura2000 Gebieten im Untersuchungsgebiet

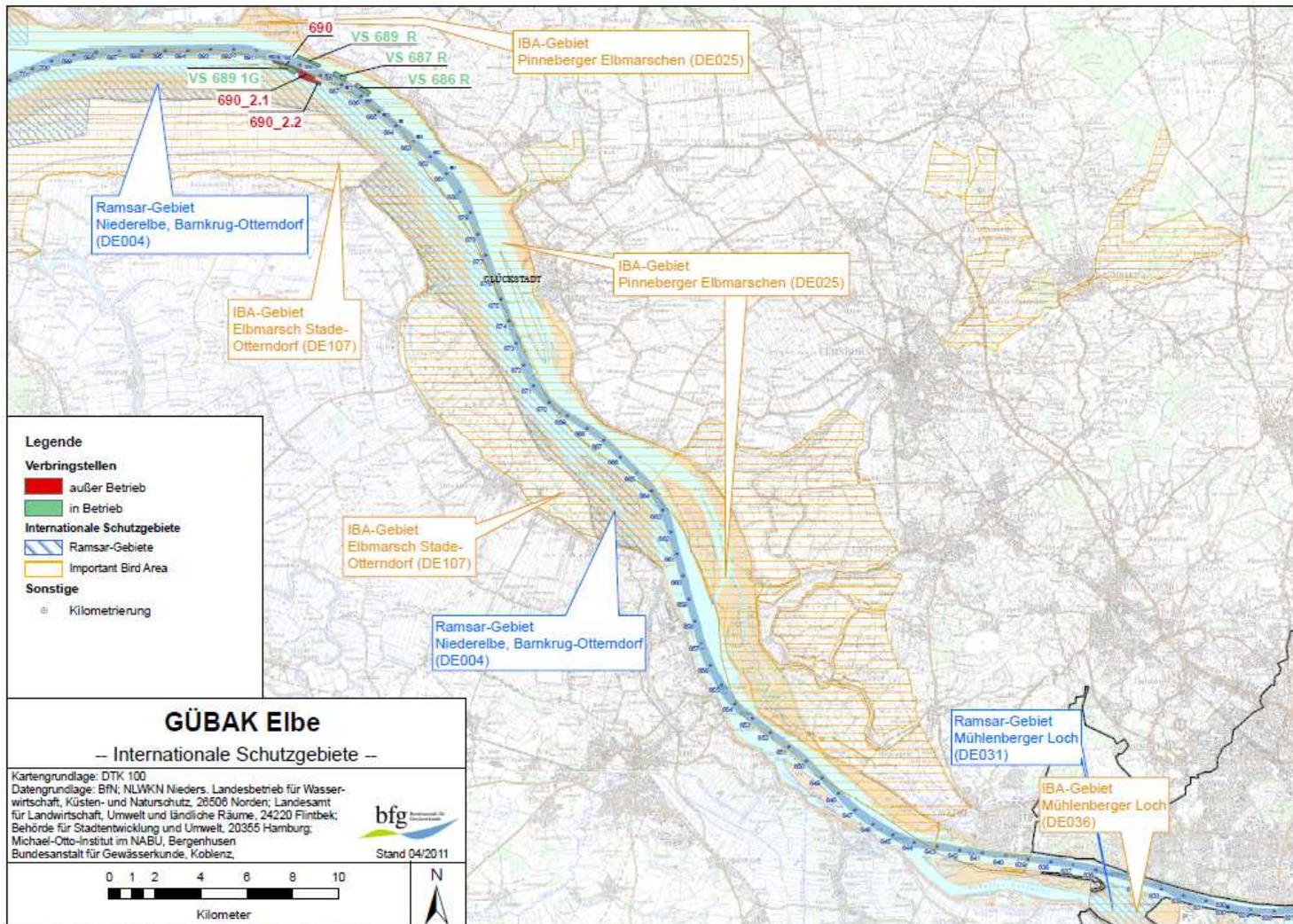


Abbildung 3-21: Übersichtskarte von Internationalen Schutzgebieten im Untersuchungsgebiet

Das Gebiet „EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE 2323-401)“ grenzt teilweise an die Eingriffsbereiche der zu betrachtenden Unterhaltungsbaggerungen in der Unterelbe. Die beiden IBA-Gebiete Pinneberger Elbmarschen und Elbmarsch Stade-Otterndorf werden nicht näher betrachtet, da sie flächendeckend als EU-Vogelschutzgebiete ausgewiesen sind und im Folgenden genauer betrachtet werden.

Nachfolgend werden die betroffenen Natura 2000-Gebiete kurz vorgestellt und die für die Auswirkungsprognose relevanten Erhaltungsziele aufgeführt. Die FFH-Gebiete DE 2323-392 und DE 2018-331 sowie das Vogelschutzgebiet DE 2121-401 werden im Kapitel 4.5.2 beschrieben. Eine gesonderte Betrachtung anderer Schutzgebietskategorien (z.B. Naturschutzgebiet) erfolgt nicht, da diese in den betroffenen Bereichen flächendeckend als Natura 2000-Gebiete ausgewiesen sind.

- **FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (DE 2424-303)** Dieses 420 ha große Gebiet umfasst den Bereich der Hamburger Stromelbe zwischen Tinsdal und Nienstedten und grenzt direkt an das Untersuchungsgebiet. Das **vorläufige Erhaltungsziel** ist die Erhaltung und Entwicklung eines durchgängigen Flusslaufes als (Teil-) Lebensraum von FFH Anhang II Fischarten Flussneunauge *Lampetra fluviatilis*, Meerneunauge *Petromyzon marinus*, Finte *Alosa fallax* und Rapfen *Aspius aspius* sowie im Süßwasserbereich des Lachses *Salmon salar*.
- **EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE 2323-401)** Das Gebiet mit 7.426 ha Größe umfasst den schleswig-holsteinischen Teil der Elbmündung mit dem Neufelder Vorland sowie weite Teile des Elbästuars. Dazu gehören die Unterelbe mit den Inseln zwischen der Krückau-Mündung und Wedel, die Mündungsbereiche von Pinnau und Stör sowie die eingedeichte Haseldorfer und Wedeler Marsch. Besonders schutzwürdig ist das Gesamtgebiet aufgrund des zahlreichen Vorkommens von Brut- und Rastvogelarten sowie als Überwinterungsgebiet u.a. für Gänse. Übergreifendes Schutzziel ist die Erhaltung der besonderen Bedeutung der Unterelbe als Brutgebiet für Blaukehlchen, Flusseeeschwalben, Vögel des Grünlands und der Röhrichte sowie als Rastgebiet insbesondere für Watvögel, Seeschwalben und Enten.

Der gesamte Baggerbereich von km 638,9 bis km 689,8 liegt innerhalb von Natura 2000-Gebieten (vgl. Kap. 4.5.1). Maßgebliche Faktoren für die Betrachtung der Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerung auf die Schutzgebiete sind die Tötung von Fauna, Trübungserhöhung, Einsaugen von Jungfischen, Fischlaich und -larven, Schadstofffreisetzung und Scheueffekte.

Auf- oder Abstiegswanderungen von geschützten Fischarten und Neunaugen werden durch die Unterhaltungsbaggerung nicht behindert. Von einem Saugbagger geht eine Stör- und Scheuchwirkung aus und ein Einsaugen von Fischlarven und -laich kann nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der Nähe zum Hauptlaichgebiet der Finte kann die Unterhaltungsbaggerei sich nachteilig auf den Fintenbestand auswirken.

Durch die Unterhaltungsbaggerei wird das Makrozoobenthos in der ohnehin spärlich besiedelten Fahrrinne abgetötet und je nach Baggerfrequenz eine Wiederbesiedlung der betroffenen Bereiche erschwert werden.

In den Biotestverfahren waren keine toxischen Effekte des Baggergutes aus den Baggerabschnitten BA 1, 3, 5 und 7 nachweisbar (vgl. Kapitel 3.2.4, 3.3.4, 3.4.4 und 3.5.4).

Zwar liegen die Baggerbereiche z.T. weniger als 1 km von bedeutsamen Brut-, Rast-, oder Nahrungsplätzen entfernt, Störungen bzw. Scheueffekte der Vögel durch Baggerschiffe sind jedoch unwahrscheinlich.

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

4 Untersuchungsergebnisse Verbringstellenbe- reich 686/690

Der Verbringstellenbereich VSB 686/690 umfasst mehrere Verbringstellen, die gegenwärtig mit Baggergut beaufschlagt werden. Die Festlegung von Verbringstellen, deren Umrisslinie und die Einrichtung neuer Verbringstellen innerhalb dieses Bereichs erfolgt nach Bedarf durch das WSA Hamburg. Aus diesem Grund bezieht sich die in dem vorliegenden Bericht beschriebene Auswirkungsprognose nicht auf eine einzelne Verbringstelle sondern auf die Möglichkeit der Ablagerung von feinkörnigem, d.h. überwiegend schluffigem Baggergut im gesamten VSB 686/690 (vgl. Kapitel 1). Abbildung 4-1 zeigt die Umrisslinien der zurzeit (Stand Herbst 2011) beaufschlagten Verbringstellen (grün) sowie der in der Vergangenheit genutzten Verbringstellen (rot). Nicht dargestellt sind die ehemaligen Verbringstellen AG 1 bis 3 (Amtsgrenze) und SK 1 bis 5 (Scheelenkuhlen), welche im direkten Fahrrinnenbereich etwa zwischen Elbe-km 688 und 689,5 bzw. nördlich von VS 687 R und VS 686 R positioniert waren. Auf SK 1 bis 5 wurde hauptsächlich Baggergut aus der letzten Fahrrinnenanpassung verbracht. Auf AG 1-3 wurden bis 2006 Baggergut aus verschiedenen Baggerabschnitten verbracht. In 2007 und 2008 wurden hier nur noch geringe Mengen an Baggergut verbracht.

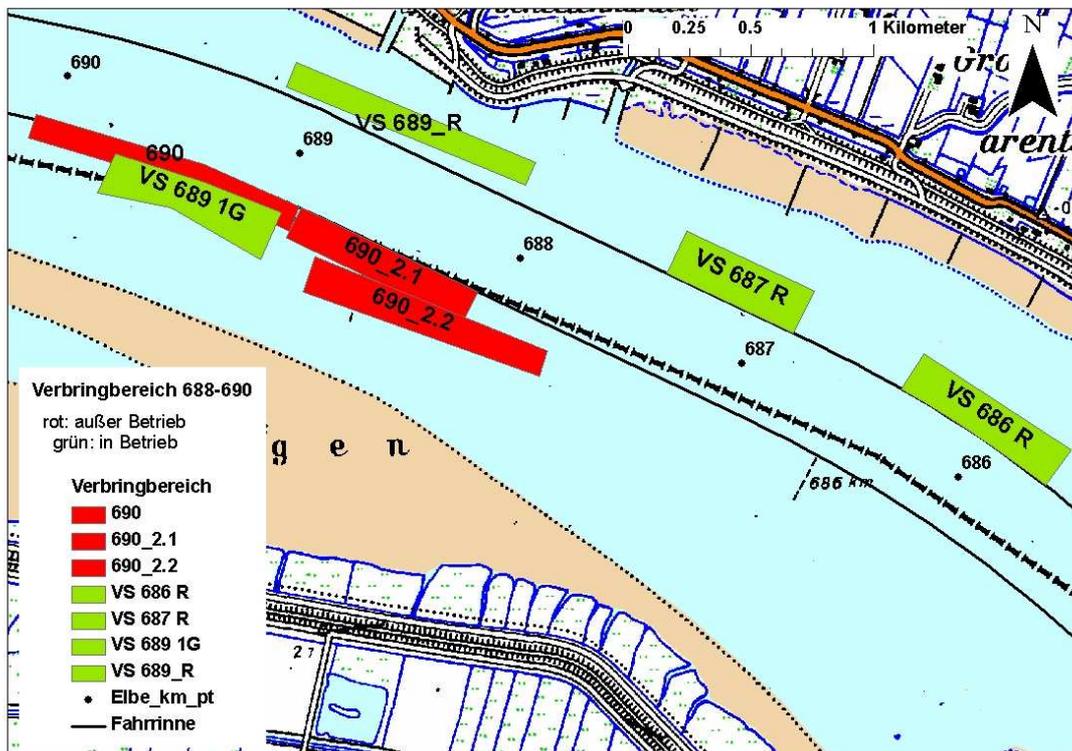


Abbildung 4-1: Übersicht aktuell betriebener und zurzeit geschlossener Verbringstellen im VSB 686/690

Seit 2006 findet eine neue Umlagerungsstrategie Anwendung, die nach einer Übergangsphase in 2008/2009 erstmals vollständig umgesetzt wurde. Die fachlich ökologische Grundlage

hierfür ist durch die „BfG-Systemstudie“ (hiermit gemeint ist BfG, 2008) beschrieben. Seit 2009 wird das gesamte feinkörnige Unterhaltungsbaggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg (BA 1 bis BA 10) in den VSB 686/690 auf verschiedene Verbringstellen umgelagert.

Die ursprüngliche VS 690 ist von 2001 bis 2005 mit Baggergut aus den weiter stromab im Amtsbereich des WSA Cuxhaven gelegenen Baggerabschnitten Brunsbüttel, Osterriff, Altenbruch, Medemgrund und Östliche Mittelrinne beaufschlagt worden. Seit Änderung der Umlagerungsstrategie im Jahr 2006 wurden zunächst auf die VS 690 und später auch auf die neu eingerichteten VS 690_2.1 und VS 690_2.2 zunehmend größere Mengen und höher schadstoffbelastetes Baggergut aus BA 1 (Wedel) verbracht. Zur Entlastung dieser südlichen Verbringstellen wurde zusätzlich die nördlich der Fahrrinne gelegene VS 689 R eingerichtet. Im März 2010 wurde anstelle der VS 690, VS 690_2.1 bzw. _2.2 die VS 689 1G auf Seite des grünen Tonnenstrichs eingerichtet und betrieben.

Mit Einrichtung des VSB 686/690 als zentraler Bereich für die Umlagerung von gebaggertem Feinsediment ist geplant, in Zukunft jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut (vorwiegend Feinsedimente) hierher zu verbringen. Aus diesem Grund hat das WSA Hamburg die BfG mit der Durchführung eines Monitorings beauftragt, welches zum Ziel hat, das Verständnis der Sedimentdynamik im VSB 686/690 (bei Auftragsvergabe an die BfG noch von Elbe-km 688 bis 690) zu verbessern. Dieses Monitoring hat zum Ziel, die Verdriftwege des hier umgelagerten Baggerguts nachzuvollziehen und ggfls. eine maßnahmebedingte Erhöhung der Schadstoffbelastung in Sedimenten der Seitenbereiche stromab bzw. stromauf des VSB 686/690 zu erkennen. Die Ergebnisse einer ersten Monitoringphase sind in BfG (2010a) dokumentiert. Im Folgenden werden die in BfG (2010a) dokumentierten Ergebnisse und Analysedaten ebenfalls Eingang für die in diesem Bericht zu erstellende Auswirkungsprognose finden.

In 2010 wurde der bisherige VSB 688/690 durch die Einrichtung der neuen VS 687 R und VS 686 R um ca. 2 km in Richtung stromaufwärts erweitert, so dass dieser nun als VSB 686/690 bezeichnet wird. Dies geht einher mit einer Neukonzeption für die Bewirtschaftung des VSB 686/690 (WSA Hamburg, 2010). Dieses Konzept beschreibt eine bevorzugte Umlagerung:

- des Baggerguts aus BA 1 (Wedel inklusive Baggergut aus der Unterhaltung eines Sedimentfangs vor Wedel) und BA 3 (Juelssand) auf VS 689 R.
- des etwas größeren Baggerguts aus BA 4, BA 6 und BA 8 auf VS 689 1G.
- des überwiegend mittelsandigen Baggerguts aus BA 2, BA 5 und BA 7 alternierend auf VS 687 R und VS 686 R.

Die folgenden Zielvorstellungen sind mit diesem Konzept verbunden (WSA Hamburg, 2010):

- langfristige Sicherung von VS 689 R als Verbringstelle für Feinmaterial aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg.
- Herstellung eines Gleichgewichts Umlagerung / Sedimentation – Erosion auf VS 686 R, VS 687 R und VS 689 1G

Das bereits begonnene und in BfG (2010a) dokumentierte Schadstoffmonitoring sowie die hier in Berichtsform vorliegende Auswirkungsprognose sollen diese Konzeption zur Bewirtschaftung des VSB 686/690 ergänzen.

Abschließend ist in Tabelle 4-1 bis Tabelle 4-3 eine Übersicht über die seit 2008 im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutmengen gegeben. In Tabelle 4-4 sind ergänzend die Baggergutmengen dargestellt, welche im Zeitraum nach einer Sedimentprobenahme im März 2009 sowie unmittelbar in den Monaten vor der Sedimentprobenahme im Juni 2010 in den damit beprobten VSB 686/690 verbracht worden sind. Die Ergebnisse dieser beiden Probenahmekampagnen sind in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben.

Tabelle 4-1: Übersicht 2008 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven

Baggermengen in 2008 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)

Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 1G	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R	AG 1 - 3	Summe
BA 1	638,9-644,0	Wedel	0,247		0			0,009	0,256
		Sedimentfang (HPA)	1,235		0,976			0	2,211
BA 2	644,0-649,5	Lühesand	0,182		0			0,005	0,187
BA 3	649,5-654,5	Juelssand	0,354		0			0,058	0,412
BA 4	654,5-659,0	Stadersand	0		0			0,038	0,038
BA 5	659,0-664,5	Pagensand	0,055		0			0,21	0,265
BA 6	664,5-670,0	Steindeich	0,120		0			0,045	0,165
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate	0,341		0			0	0,341
BA 8 – 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.	0,070		0			0	0,070
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel	0,490		0			0	0,490
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.	0,048		0			0	0,048
Summe			3,143		0,976			0,364	4,484

Tabelle 4-2: Übersicht 2009 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven

Baggermengen in 2009 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)

Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 1G	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R	AG 1 - 3	Summe
BA 1	638,9-644,0	Wedel	0,116		0,391				0,507
		Sedimentfang (HPA)	0		2,100				2,100
BA 2	644,0-649,5	Lühesand	0,058		0,089				0,147
BA 3	649,5-654,5	Juelssand	0,033		0,606				0,639
BA 4	654,5-659,0	Stadersand	0,089		0,136				0,225
BA 5	659,0-664,5	Pagensand	0,220		0,225				0,445
BA 6	664,5-670,0	Steindeich	0,170		0				0,170
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate	0,101		0,270				0,371
BA 8 – 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.	0		0,008				0,008
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel	0,008		0,010				0,018
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me	0		0,003				0,003
Summe			0,796		3,837				4,633

Tabelle 4-3: Übersicht 2010 der im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven

Baggermengen in 2010 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 1G	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R	AG 1 - 3	Summe
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0,049	0	0	0,005		0,054
		Sedimentfang (HPA)		0	1,138	0	0		1,138
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0,063	0	0	0		0,063
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0,271	0,053	0	0		0,324
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0,160	0	0,075	0		0,235
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0,264	0,005	0,074	0		0,343
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0,115	0,004	0	0		0,119
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0,102	0	0	0		0,102
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.		0,020	0,006	0	0		0,026
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0	0	0	0		0
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0,015	0,005	0	0		0,020
Summe				1,058	1,211	0,149	0,005		2,423

Tabelle 4-4: Übersicht der im Zeitraum April 2009 bis Juni 2010 im VSB 686/690 verbrachten Baggergutmengen, geschlossene bzw. noch nicht eingerichtete Verbringstellen sind grau hinterlegt, Auswertung basierend auf der vorliegenden Datengrundlage bei WSA Hamburg und WSA Cuxhaven

Im Verbringstellenbereich 686/690 umgelagerte Baggermengen von Januar bis Juni 2010 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)

Monat.	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 1G	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R	AG 1 - 3	Summe
April bis Dezember 2009	0,008 ¹⁾	0	3,835				3,843
Januar 2010		0	0				0
Februar 2010		0	0				0
März 2010		0,130	0,027				0,157
April 2010		1,138	0				1,138
Mai 2010		0,198	0				0,198
Juni 2010		0,650	0				0,65
Summe April bis Dezember 2009	0,008	0	3,835				3,843
Summe Januar bis Juni 2010		1,532	0,027				1,559

¹⁾ Umlagerung erfolgte ausschließlich im April 2009, während des März 2009 sind 0,120 Mio. m³ auf VS 690_2.2 umgelagert worden

4.1 Sedimentologische und morphologische Untersuchungsergebnisse

Die sedimentologischen und morphologischen Verhältnisse im VSB 686/690 werden seit 2008 sukzessive erfasst und beobachtet. Die Daten und Auswertungsergebnisse zweier Probenahmekampagnen im Oktober 2008 und März 2009 sind bereits in BfG (2010a) beschrieben worden. Weitere Probenahmekampagnen im VSB 686/690 haben im Juni 2010 stattgefunden. Diese Ergebnisse werden im vorliegenden Bericht detailliert beschrieben und analysiert sowie um Daten und Ergebnisse aus BfG (2010a) ergänzt. Im Zuge der Probenahmekampagnen seit 2008 wurden die Verbringstellen sowie die Seitenbereiche stromauf sowie stromab des gesamten Bereichs durch Greiferproben oder die Entnahme von Sedimentkernen erfasst. Einige Positionen konnten seit 2008 mehrfach beprobt werden. Damit ist es möglich, zeitliche Entwicklungen aufzuzeigen oder auch ggfls. in BfG (2010a) gezogene Schlussfolgerungen zu überprüfen. Ein Überblick über die bei den Kampagnen im März 2009 sowie Juni 2010 genommenen Sedimentproben wird in den nachfolgenden Abbildungen gegeben. Ein Übersichtsplan der Probenahmepositionen im VSB 686/690, auf den im nachfolgenden Text bei Bedarf hingewiesen wird, liegt dem Anhang zu diesem Bericht bei.

4.1.1 Sedimente und morphologische Strukturen im Verbringstellenbereich 686/690

4.1.1.1 Verbringstellen VS 686 R und VS 687 R

Auf VS 686 R und VS 687 R wurde erstmals im August bzw. November 2010 Baggergut umgelagert. Daher beschreiben die im Juni 2010 genommenen Sedimentproben einen Referenzzustand.

In nachfolgender Abbildung 4-2 sind zunächst für VS 686 R die Bathymetrie der Gewässer-
sohle (Peildatum März 2010) und die Probenahmepositionen (Probenahmedatum Juni 2010) dargestellt. Die VS 686 R liegt seitwärts der Fahrrinne in Prallhanglege in einem Bereich mit Wassertiefen von -20 bis -22 m (Bezug SKN). Nahe der Fahrrinne ist die morphologische Struktur der Gewässersohle geprägt von Transportkörpern, weiter seitlich sind kleinere Auskolkungen sowie eine 4 bis 6 m tiefe Auskolkung zu erkennen. Etwa entlang der uferseitigen Umrisslinie der Verbringstelle erstreckt sich eine sehr steile, 6 bis 10 m hohe Abbruchkante.

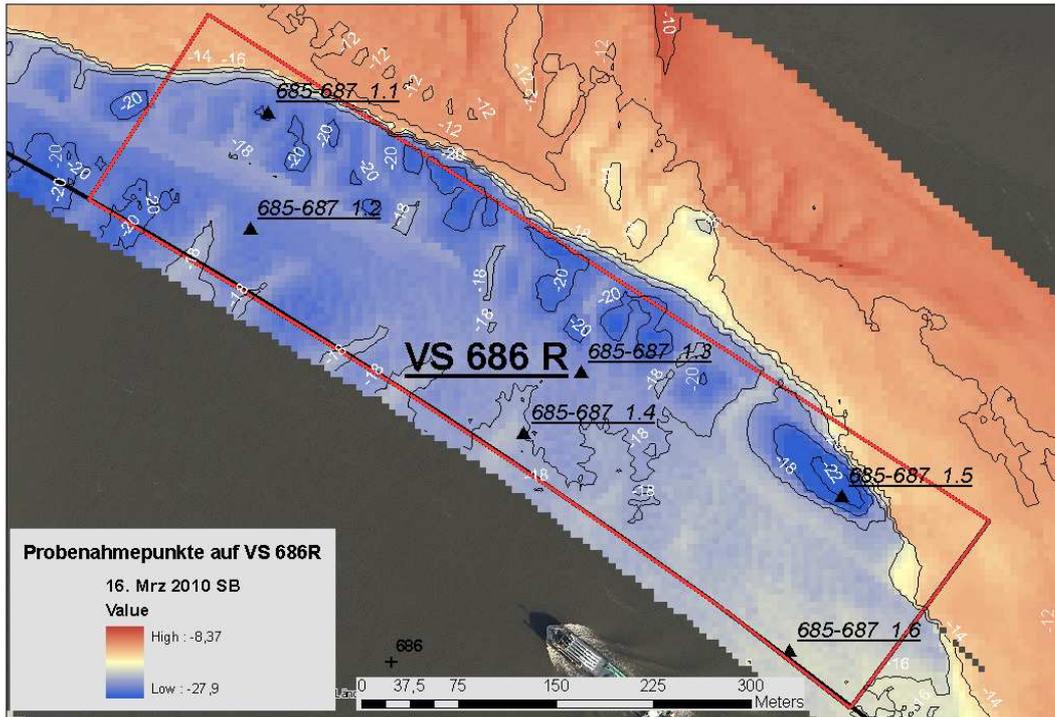


Abbildung 4-2: Bathymetrie der Gewässersohle auf VS 686 R (Peildatum März 2010) und Positionen der Sedimentproben vom Juni 2010

Im Juni 2010 sind auf VS 686 R sechs Sedimentproben (Proben 685-687_1.1 bis _1.6 in Abbildung 4-2) mit einem van Veen Greifer genommen worden. Die Korngrößenverteilungen dieser sechs Proben sind in Abbildung 4-3 dargestellt. Die beprobten Sedimente sind mit 68 bis 90 Gew.-% an der Gesamtprobe stark mittelsandig. Die Sedimentproben 685-687_1.4 und _1.6 wurden in Bereichen geringerer Wassertiefen genommen und unterscheiden sich von den anderen Proben durch einen höheren Feinsand- (19 bzw. 16 Gew.-%) und Schluffanteil (8,5 bzw. 5 Gew.-%). Aufgrund eines Anteils von 90 Gew.-% Schluff unterscheidet sich die Probe 685-687_1.5 von den anderen Proben. Die chemische Analyse des beprobten Sediments zeigt für alle Schadstoffe eine Belastung auf Hintergrundniveau (siehe. Kapitel 4.2.2.1). Diese Probe ist direkt im Bereich einer 4 bis 6 m tiefen Auskolkung genommen worden (siehe Abbildung 4-2). Es handelt sich hierbei vermutlich um Sediment aus einer anstehenden Kleischicht. In allen Sedimentproben (mit Ausnahme 685-687_1.5) konnten darüber hinaus Grobsand- und Feinkiesanteile von maximal 18,2 Gew.-% in der Probe 685-687_1.1 festgestellt werden.

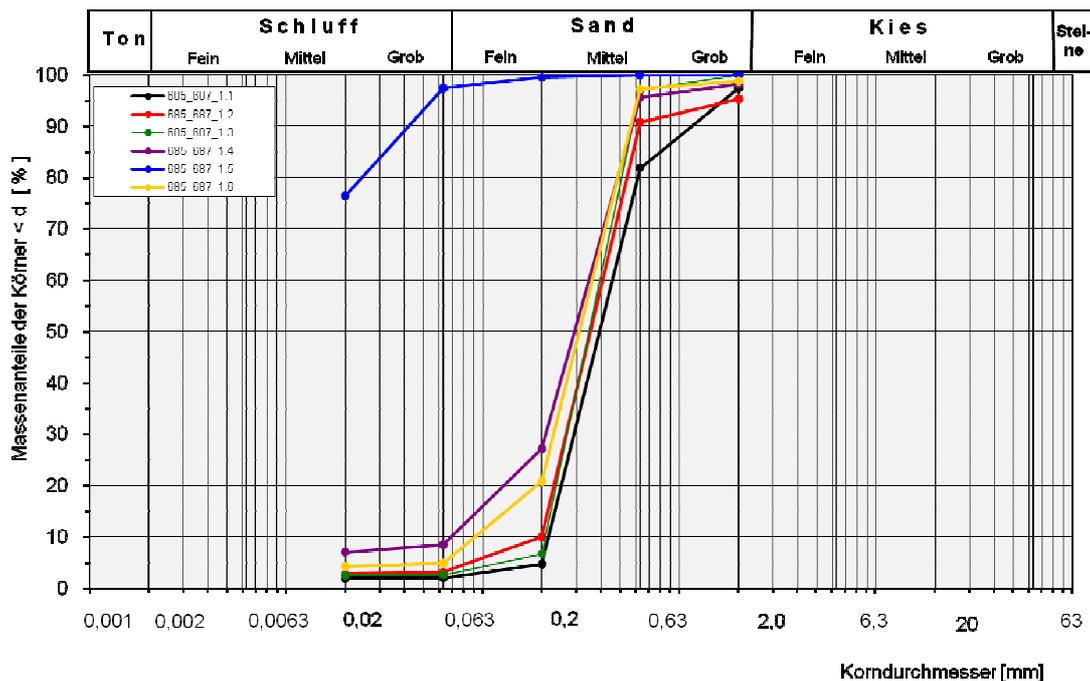


Abbildung 4-3: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R, Probenahmedatum Juni 2010

Etwa einen Flusskilometer stromab liegt VS 687 R in vergleichbarer Lage am Prallhang. Die Morphologie der Gewässersohle ist jedoch stärker als auf VS 686 R durch Transportkörper geprägt (siehe Abbildung 4-4).

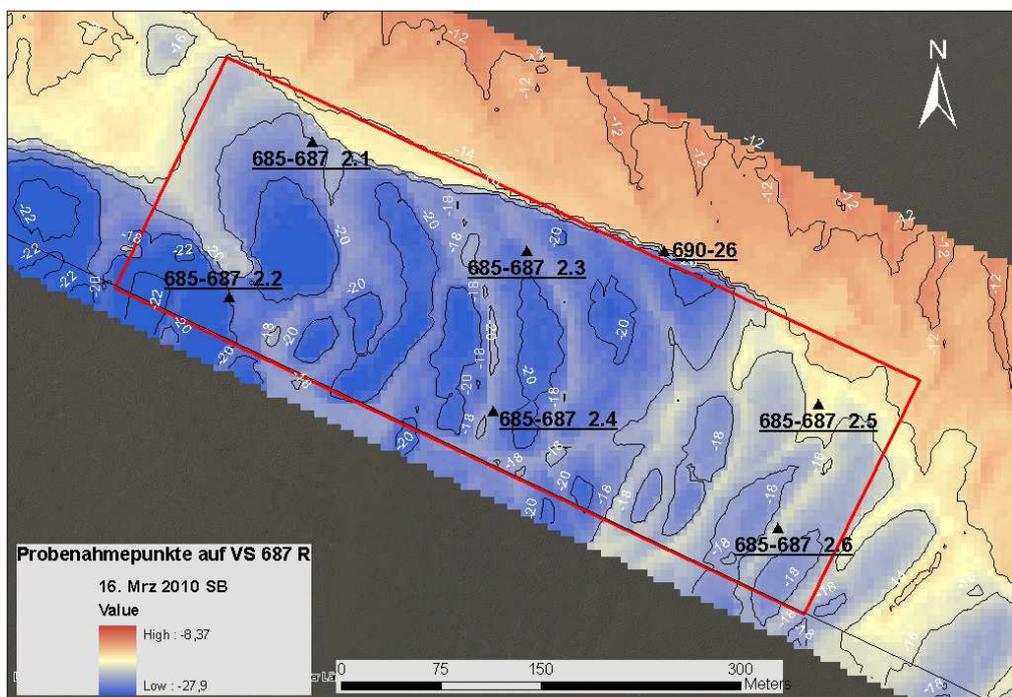


Abbildung 4-4: Bathymetrie der Gewässersohle auf VS 687 R (Peildatum 16. März 2010) und Positionen der Sedimentproben vom Juni 2010

Die Wassertiefen im Bereich der Verbringstelle betragen bis zu -20 m (Bezug SKN). Entlang der uferseitigen Umrisslinie von VS 687 R erstreckt sich auch hier eine sehr steile, 6 bis 10 m hohe Abbruchkante. Die Wassertiefen nehmen in Richtung stromauf ab, ebenso gibt es hier keine Abbruchkante mehr.

Im Juni 2010 sind auf VS 687 R sechs Sedimentproben mit einem van Veen Greifer genommen worden (Proben 685-687_2.1 bis _2.6 in Abbildung 4-4). Die Korngrößenverteilung ist aufgrund des ebenfalls hohen Mittelsandanteil zwischen 56 und 87 Gew.-% sowie Anteilen an Grobsand und Kies (Abbildung 4-5) vergleichbar mit der Verteilung in den Proben, die auf VS 686 R genommen worden sind (Abbildung 4-3). Die Probe 685-687_2.2 und 690-26 unterscheiden sich von den anderen Proben durch einen höheren Schluffanteil von ca. 15 Gew.-%, weisen aber ebenfalls Grobsand- und Kiesanteile auf. Die Sedimentprobe 685-687_2.1 unterscheidet sich ebenfalls von den anderen Proben aufgrund ihres sehr hohen Feinsandanteils von 92,9 Gew.-%.

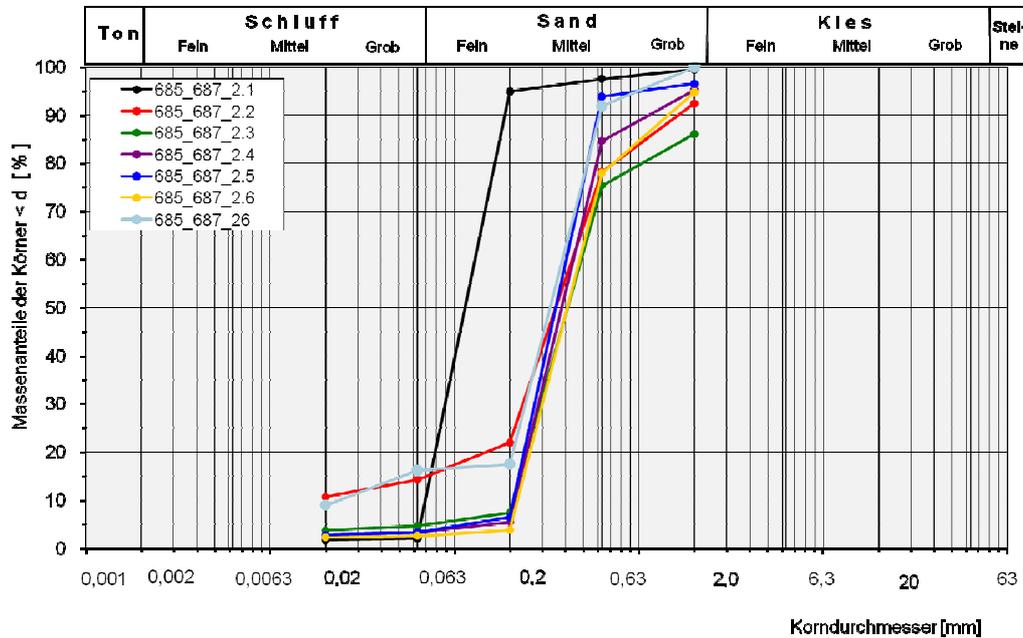


Abbildung 4-5: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R, Probenahmedatum Juni 2010

4.1.1.2 Verbringstelle VS 689 R sowie Positionen stromauf und stromab dieser Stelle

Seit Beginn der Umlagerung von Baggergut in der 2. Jahreshälfte 2008 ist es auf VS 689 R zu einer flächenhaften Akkumulation von Grobsedimentanteilen aus Baggergut an der Sohle gekommen. Trends bei der Morphodynamik der Gewässersohle im Bereich von VS 689 R werden in Kapitel 4.1.2 beschrieben. Nachfolgend beschrieben und zusammen mit den Probenahmepositionen von März 2009 (siehe Abbildung 4-6) ist die Morphologie der Gewässersohle mit Datum Juli 2009, wenige Monate nach der Sedimentprobenahme.

Seitlich der Verbringstelle in Richtung Ufer schließt die bereits auf VS 686 R und VS 687 R beschriebene, steile Abbruchkante an. Besonders geprägt ist die Morphologie auf VS 689 R durch zwei mächtige bis zu -26 m (Bezug SKN) tiefe Auskolkungen, die durch eine ca. 8 m hohe Dünenstruktur voneinander getrennt werden. Weiter stromaufwärts auf VS 689 R ist die Morphologie der Gewässersohle durch Transportkörperstrukturen geprägt (siehe Abbildung 4-6). Die wesentlichen morphodynamischen Strukturen der Gewässersohle (Kolke, größere Dünenstrukturen und Abbruchkanten) im Zustand vor Beginn der Baggergutumlagerung sind bis heute erhalten geblieben (vgl. Kapitel 4.1.2).

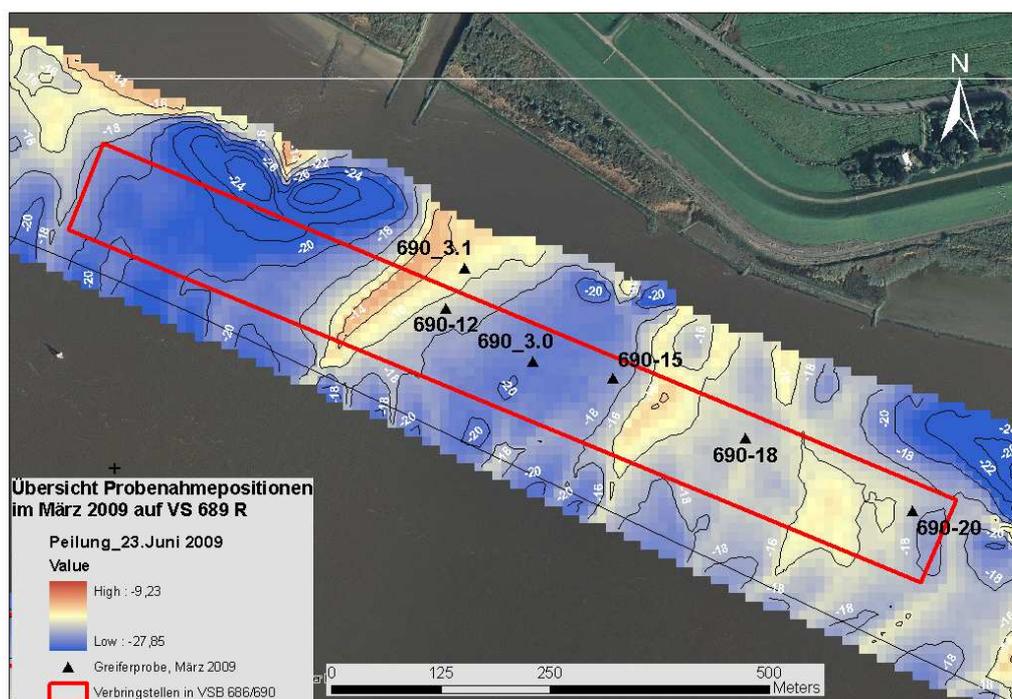


Abbildung 4-6: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich VS 689 R (Peildatum Juni 2009) und Positionen der Sedimentproben aus März 2009

Die Ergebnisse der Probenahme sind in BfG (2010a) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die wichtigsten Informationen für den Zweck einer Auswirkungsprognose nochmals kurz dargestellt und zusammengefasst (siehe Abbildung 4-7).

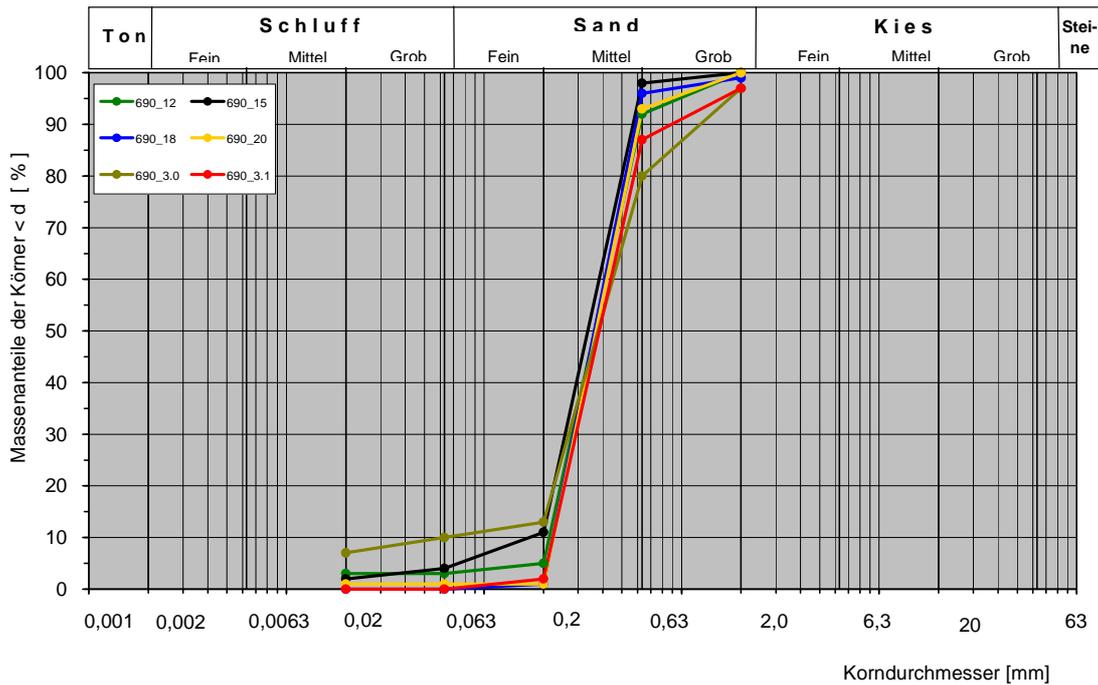


Abbildung 4-7: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 R, Datum der Probenahme März 2009, Quelle: BfG (2010)

Alle auf VS 689 R genommenen Sedimentproben waren durch einen hohen Mittelsandanteil zwischen 87 und 95 Gew-% sowie Anteilen an Grobsand und Feinkies von bis zu 10 Gew.-% charakterisiert. An den Positionen 690_3.0 und 690_15 wurde ein vergleichsweise leicht erhöhter Feinkornanteil festgestellt. Als eine mögliche Herkunftsquelle für den Feinsand wurde in BfG (2010a) das auf VS 689 R verklappte Baggergut genannt. Bei der Siebung der Probe von Position 690_12 ist ein fast 4%-iger Massenverlust aufgetreten. Aufgrund der Darstellung der Ergebnisse als Siebkurve erscheint in Abbildung 4-7 ein Feinkornanteil in dieser Größenordnung. Der wahre Anteil ist jedoch unbekannt.

An neun Positionen (zwei Positionen stromab und drei Positionen stromauf von VS 689 R sowie vier Positionen unmittelbar auf VS 689 R) wurden im Juni 2010 erneut Sedimentproben genommen. Mögliche Änderungen der Korngrößenverteilung im Zeitraum März 2009 bis Juni 2010 werden in Kapitel 4.1.3 diskutiert. An zwei Positionen sind anstatt Greiferproben Sedimentkerne entnommen worden, welche einen verbesserten Aufschluss der in der Gewässersohle vorliegenden Sedimente ermöglichen. Der erste, ca. 40 cm lange Sedimentkern ist stromab der VS 689 R an der Position 690_45 (vgl. Übersichtsplan in Anhang) genommen worden und wurde schichtweise auf Korngrößenverteilung und Schadstoffgehalte (siehe Kapitel 4.2.2) untersucht. Die Korngrößenverteilung über die Tiefe ist in Abbildung 4-8 aufgetragen. Die Korngrößenverteilung zeigt über die gesamte Länge des Kerns ein schluffiges Sediment mit nur geringen Sandanteilen von deutlich weniger als 10 Gew.-% an der Gesamtprobe. Der Schluffanteil setzt sich überwiegend aus der Fraktion < 20 µm zusammen. Gegenüber der Grobschlufffraktion kommt es in den tieferen Sedimentschichten zu einer leichten Zunahme dieses Anteils der Fraktion < 20 µm. Es sind über die Länge des entnommenen Kerns keine auffälligen Unstetigkeiten in Bezug auf die Korngrößenverteilung

zu erkennen, welche ein Hinweis auf eine plötzliche Ablagerung größerer Mengen eines anderen Sediments sein könnten.

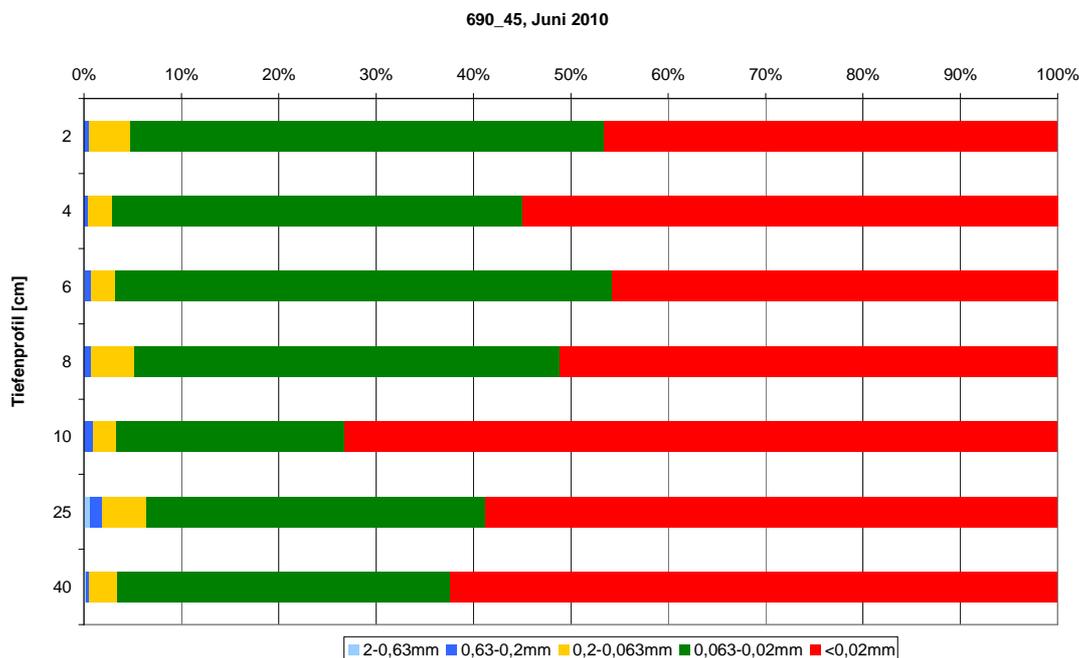


Abbildung 4-8: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_45 stromab VS 689 R, Probenahmedatum Juni 2010

Der zweite Sedimentkern ist über eine Länge von 75 cm stromauf von VS 689 R an der Position 690_29 (siehe Übersichtsplan in Anhang) genommen worden.

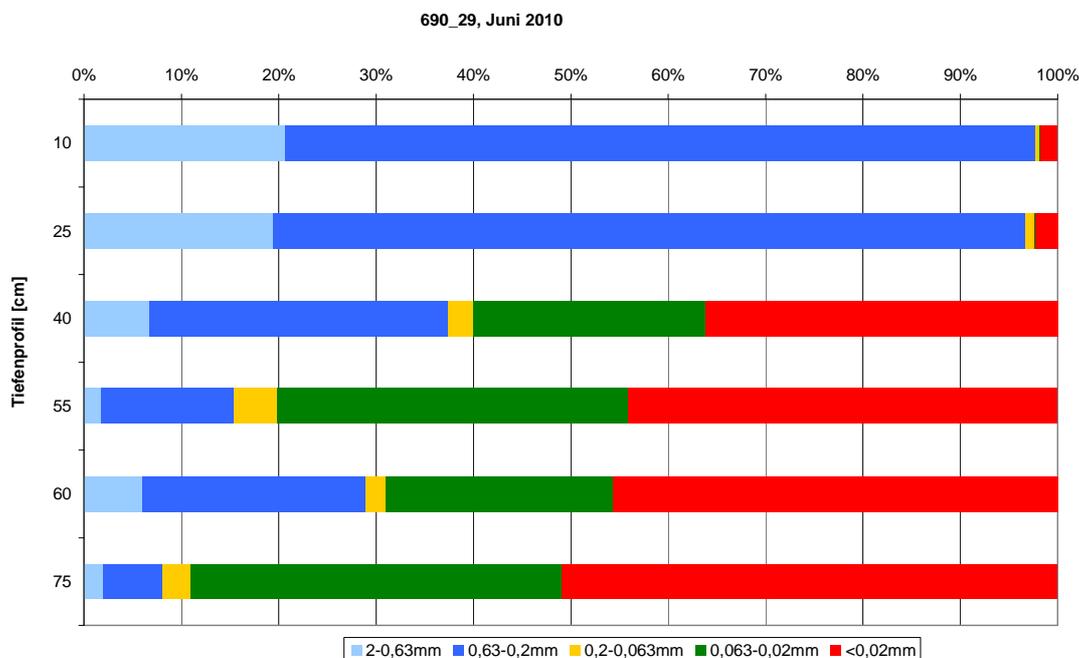


Abbildung 4-9: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_29 stromauf VS 689 R, Probenahmedatum Juni 2010

Die Korngrößenverteilung zeigt in den ersten 25 cm eine Mittelsandauflage mit Grobsandanteilen. Darunter sind bis in die untersuchte Tiefe von 75 cm schluffige Sedimente mit einem Sandanteil von etwas mehr als 10% bis zu 40% mit abnehmender Tendenz anzutreffen. Die Probenahmeposition 690_29 liegt jenseits der Fahrrinne, am Rand der ehemaligen Verbringstelle Scheelenkuhlen in einer Wassertiefe von ca. 12 m (Bezug SKN). Die vorliegenden Flächenpeilungen geben keine Hinweise auf eine durch Transportkörperstrukturen geprägte Morphologie der Gewässersohle. Eine naheliegende These für die Herkunft der Mittelsandauflage ist Baggergut aus der letzten Fahrriinnenanpassung, welches auf der Verbringstelle Scheelenkuhlen verbracht worden ist.

4.1.1.3 Sedimentproben auf den südlich in der Fahrrinne gelegenen Verbringstellen

Die südlichen Verbringstellen liegen in einem Gleithangbereich. Die VS 690, VS 690_2.1 und VS 690_2.2 wurden nacheinander im Zeitraum Frühjahr 2008 bis 2010 wegen Kapazitätsgründen und Sedimenteintreibungen in die Fahrrinne geschlossen. Anstelle dessen wurde VS 689 1G im März 2010 eingerichtet. Im Vergleich zu den nördlich gelegenen Verbringstellen liegen im Bereich dieser Verbringstellen geringere Wassertiefen vor (vgl. Abbildung 4-6 und Abbildung 4-10). Die im März 2009 mit einem van Veen Greifer genommenen Sedimentproben decken den Bereich der zwischenzeitlich nicht mehr genutzten VS 690, VS 690_2.1 und VS 690_2.2 ab (vgl. Abbildung 4-10). Die Korngrößenverteilungen dieser Proben sind in BfG (2010a) beschrieben und werden nochmals in Abbildung 4-11 dargestellt.

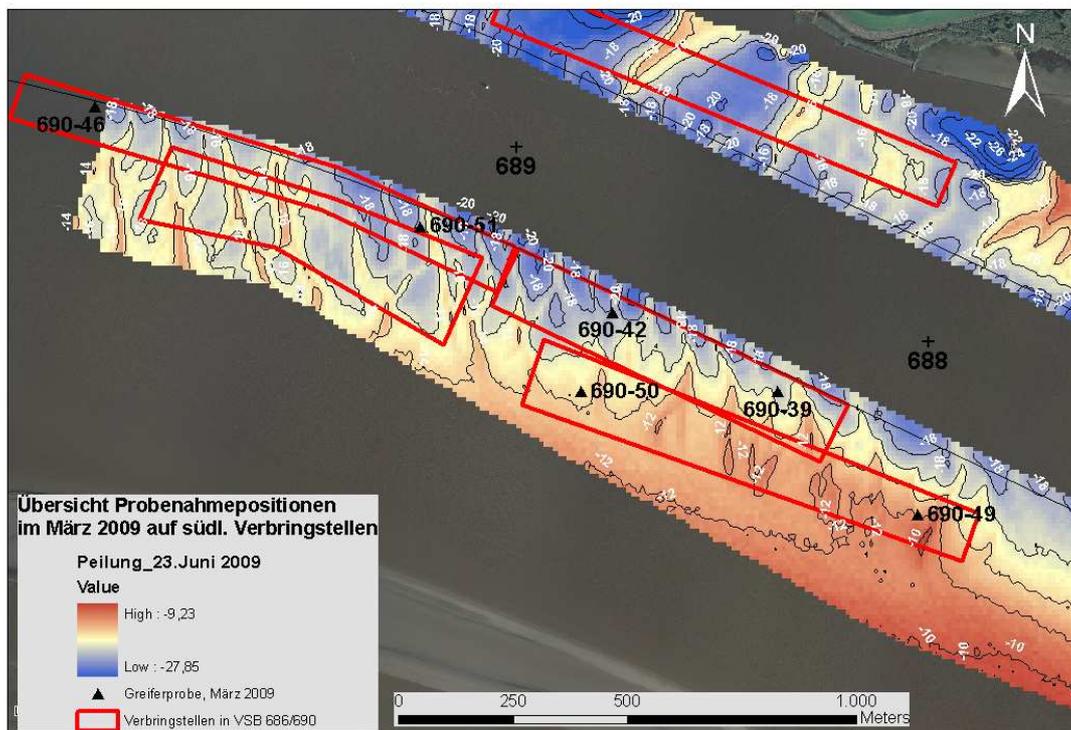


Abbildung 4-10: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich der südlichen Verbringstellen des VSB 686/690 und Positionen der Sedimentproben aus März 2009

Bei der letzten Probenahmekampagne im Juni 2010 wurden erneut Proben an den Positionen 690_46 und 690_42 genommen. Für die im März 2010 neu eingerichtete VS 689 1G liegen keine Sedimentproben zur Auswertung vor. In unmittelbarer Nähe wurde im März 2009 eine Probe an Position 690-51 genommen. Die Korngrößenverteilung der Proben aus der Kampagne vom Juni 2010 sowie festgestellte Veränderungen bei der Sedimentzusammensetzung an den Positionen 690_46 und 690_42 werden später in Kapitel 4.1.3 beschrieben.

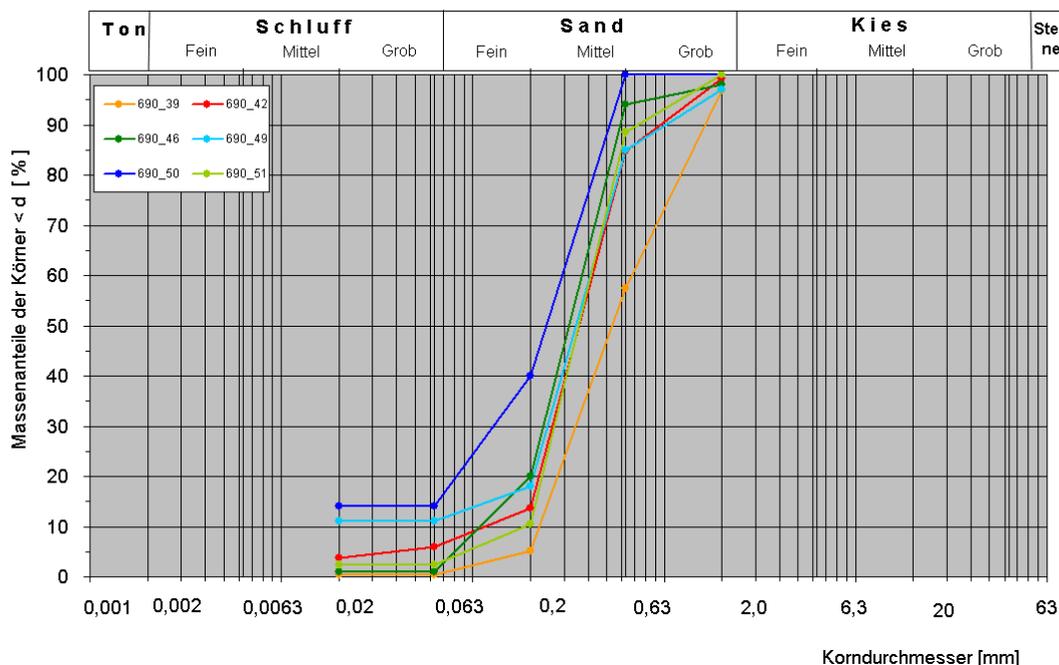


Abbildung 4-11: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Bereich der südlich der Verbringstellen des VSB 686/690

Alle im März 2009 genommenen Sedimentproben zeigen einen dominanten Mittelsandanteil. Die Sedimentproben mit dem größten Grobkornanteil wurden auf der VS 690 und VS 690_2.1 genommen. Die zwei auf VS 690_2.2 genommenen Sedimentproben (690-49 und 690-50) weisen einen deutlich höheren Schluffanteil auf. Im Vergleich zu den anderen Verbringstellen liegt VS 690_2.2 weiter entfernt von der Fahrrinnenmitte und die Morphologie der Gewässersohle ist nicht von Transportkörperstrukturen geprägt. Dies ist ein Hinweis auf eine Zusammensetzung der Gewässersohle aus feineren Sedimenten mit nur geringen Sandanteilen im gesamten Bereich von VS 690_2.2. Aufgrund der ufernahen Lage am Gleithang und der vergleichsweise geringen Wassertiefen ist auf VS 690_2.2 mit den im Mittel niedrigsten Strömungsgeschwindigkeiten im VSB 686/690 zu rechnen.

4.1.1.4 Sedimentproben im südlichen Seitenbereich des Verbringstellenbereichs 686/690

Entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690 wurden im Juni 2010 vier Sedimentkerne mit Längen von 55 bis zu 85 cm an den Positionen 690_36, _38, _44 und _48 entnommen. Die SOLL-Probenahmepositionen waren dabei identisch mit den Positionen, an denen in der vorangegangenen Kampagne im März 2009 Greiferproben entnommen worden sind. Die Untersuchung dieser Greiferproben in BfG (2010a) haben auf Grund von baggergutähnlichen Schadstoffmustern die Vermutung begründet, dass die Feinkornanteile des im VSB 686/690 umgelagerten Baggerguts zumindest anteilig (der genaue Prozentsatz ist unbekannt und noch zu untersuchen) in diesen Seitenbereich hätten verdriften können.

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung bei den im Juni 2010 genommenen Sedimentkernen ist schichtweise erfolgt und in Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15 dargestellt. Veränderungen bei den Korngrößenverteilungen sowie der Schadstoffmuster im Vergleich mit den Greiferproben aus dem März 2009 werden in Kapitel 4.1.2 und Kapitel 4.2.2.3 beschrieben.

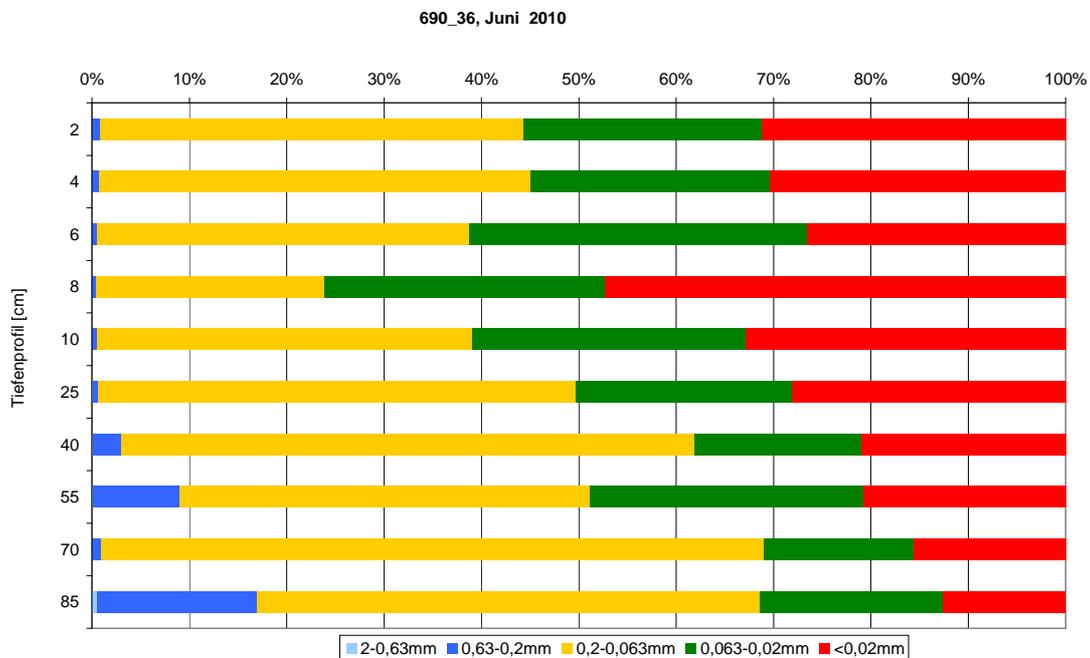


Abbildung 4-12: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_36 im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010

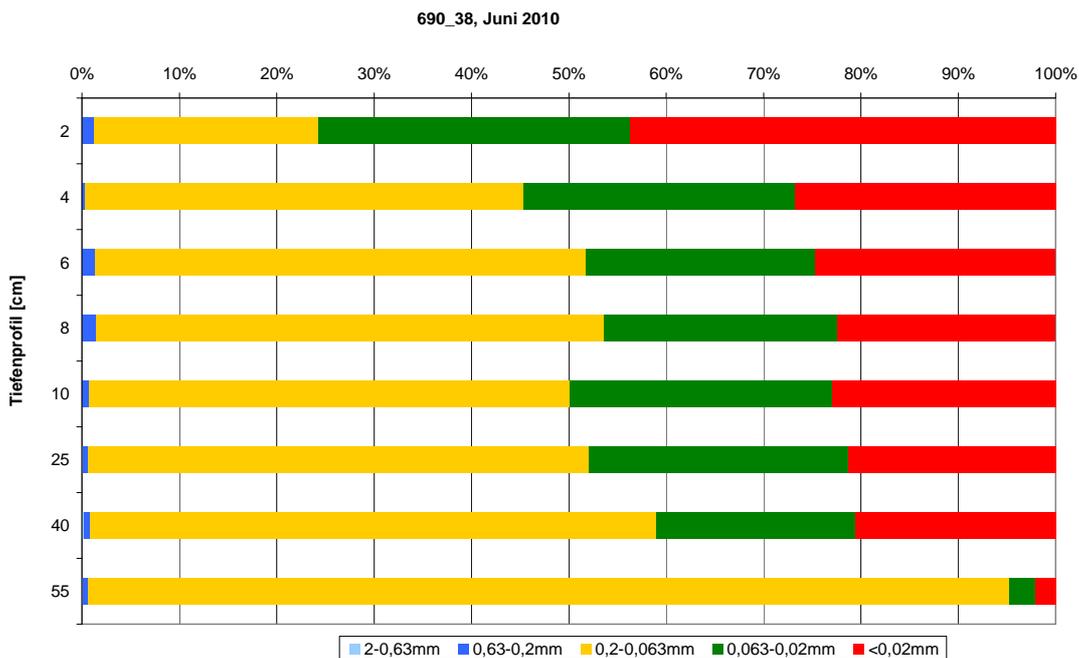


Abbildung 4-13: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_38 im südlichen Seitenbereich von VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010

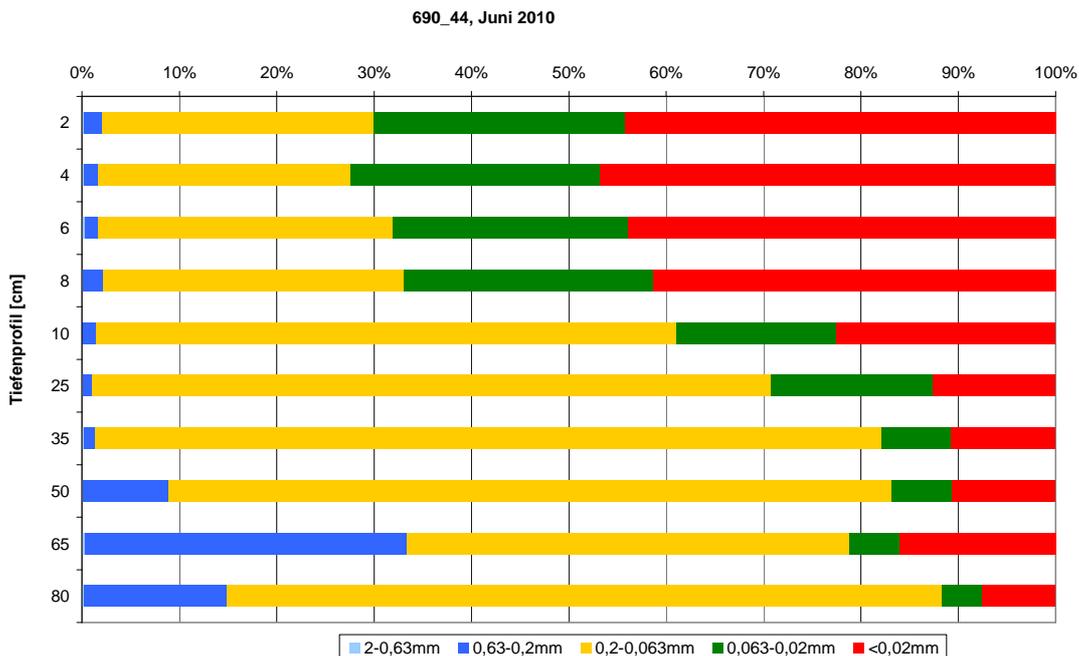


Abbildung 4-14: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_44 im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010

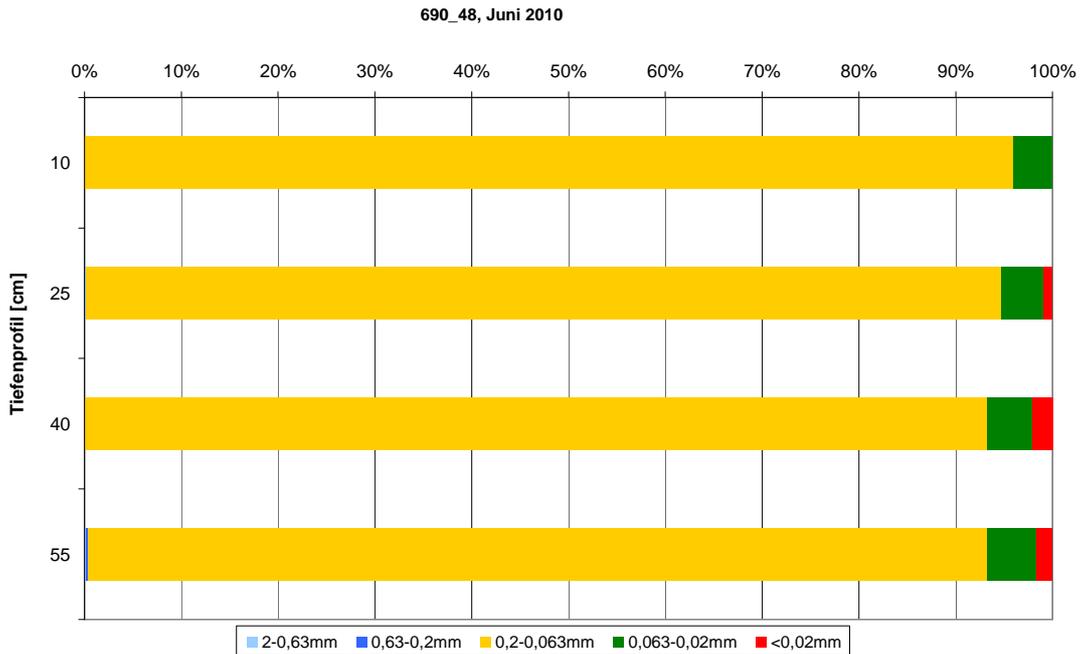


Abbildung 4-15: Korngrößenverteilung in unterschiedlichen Schichttiefen an Position 690_48 am südlichen Seitenbereich des VSB 686/690, Probenahmedatum Juni 2010

In Bezug auf Korngrößenverteilung unterscheidet sich der an Position 690_48 entnommene Sedimentkern (Abbildung 4-15) deutlich von den anderen drei Kernen. Dieser Kern besteht über die gesamte Länge (55 cm) aus Feinsand mit nur geringen Schluffanteilen. Die anderen Sedimentkerne weisen in allen Schichten deutlich höhere Schluffanteile auf. Der an Position 690_44 entnommene Sedimentkern (Abbildung 4-14) zeigt bei einer Tiefe von 8 cm eine signifikante Unstetigkeit bei den Schluffgehalten. Die darunter liegenden Sedimentschichten haben einen höheren und über die Tiefe ansteigenden Feinsandanteil. Ab einer Tiefe von 35 cm mischen sich Mittelsandanteile dazu. Bei dieser obersten Sedimentschicht kann es sich jedoch nicht um frische Sedimentablagerungen handeln, da bei den Schadstoffuntersuchungen in dieser sowie in den darunter liegenden Sedimentschichten Hintergrundgehalte und keine aktuellen Belastungen festgestellt worden sind (vgl. Kapitel 4.2.2.4).

Dieselbe Tendenz einer Zunahme der Feinsandanteile in der Tiefe bzw. umgekehrt einer Zunahme von Schluffanteilen in den oberen Sedimentschichten ist bei den Sedimentkernen an den Positionen 690_38 (Abbildung 4-13) und 690_36 (Abbildung 4-12) zu erkennen. Im Kern bei Position 690_36 sind vergleichbar zu Kern bei Position 690_44 ab einer Tiefe von 25 cm Mittelsandanteile enthalten.

4.1.2 Morphodynamik der Gewässersohle im Verbringstellenbereich 686/690

Den Referenzzustand für die nachfolgende Beschreibung der Morphodynamik im VSB 686/690 bildet die Peilung vom Juni 2007. Dieser Zeitpunkt liegt vor der Einrichtung und erstmaligen Nutzung der nördlich der Fahrrinne gelegenen VS 689 R, VS 687 R und

VS 686 R. Dies gilt auch bereichsweise für die südlich der Fahrrinne gelegene VS 689 1G bzw. für die seit 2010 geschlossenen VS 690_2.1 und 690_2.2.

Gegenstand der Untersuchung in diesem Kapitel ist die Wechselwirkung zwischen Baggergutumlagerung im VSB 686/690 und der Akkumulation von Grobsedimenten an der Gewässersohle sowie der daraus resultierenden morphodynamischen Tendenzen. Die Datengrundlage bilden acht Fächerecholotpeilungen des VSB 686/690 im Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010. Im Zeitraum vor Juni 2007 hat das WSA Hamburg Verkehrssicherungspeilungen als Linienpeilungen durchgeführt. Die erstmalig durchgeführte Fächerecholotpeilung im Juni 2007 bildet die Referenzpeilung für die Erstellung der nachfolgend für die Analyse verwendeten Differenzenpläne. Diese Pläne werden im Folgenden auf morphodynamische Tendenzen innerhalb der Umrisspolygone der Verbringstellen ausgewertet.

4.1.2.1 Morphodynamische Tendenzen auf den nördlichen Verbringstellen

Auf VS 689 R ist erstmals im Oktober 2008 Baggergut umgelagert worden. Bis einschließlich Dezember 2009 ist hier ein Gesamtladerraumvolumen von 4,813 Mio. m³ an überwiegend feinsandig-schluffigem Baggergut vorwiegend aus BA 1 (Wedel) und des in diesem Abschnitt betriebenen Sedimentfangs umgelagert worden. Dargestellt in Abbildung 4-16 sind die Tiefenlinien auf Grundlage der Peilungen von Juli 2008 und März 2010.

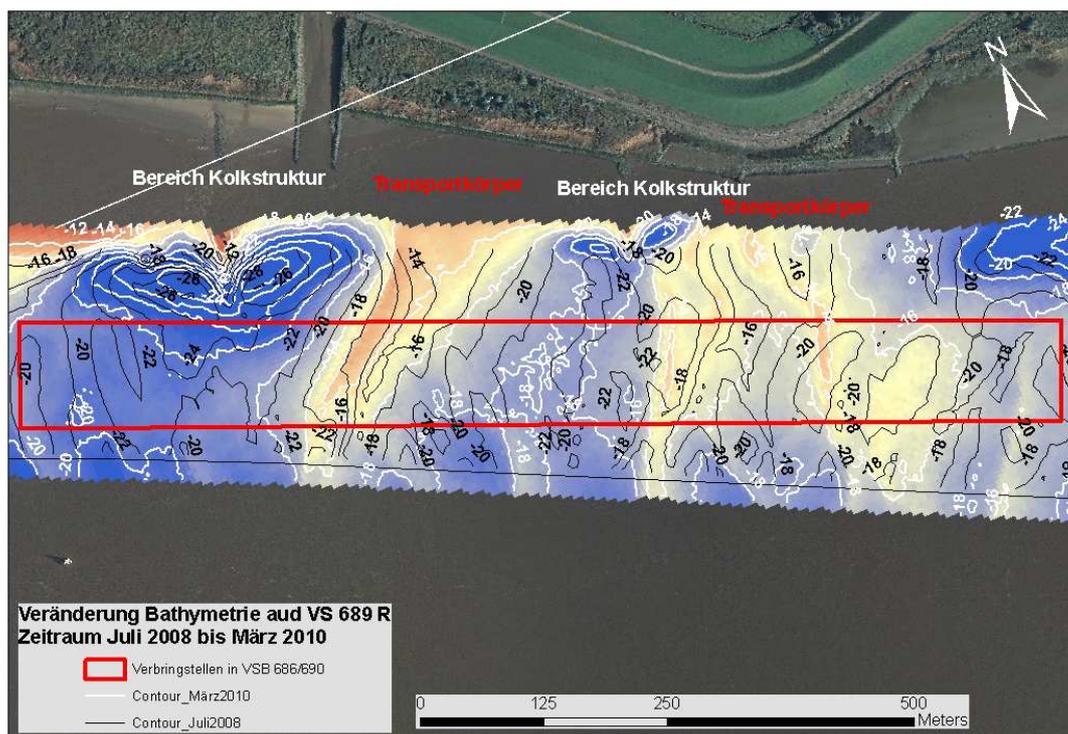


Abbildung 4-16: Tiefenlinien auf VS 689 R, Vergleich der Peilungen von Juli 2008 mit März 2010

Der Vergleich des Verlaufs der Tiefenlinien beider Peilungen zeigt flächenhafte, bis zu 4 m mächtige Auflandungen, die nachfolgend in Abbildung 4-17 noch deutlicher zu erkennen sind. Die Morphologie der Gewässersohle ist geprägt durch zwei mächtige Auskolkungen,

drei große Transportkörperstrukturen sowie einer steilen Abbruchkante nahe des Ufers (vgl. Kapitel 4.1.1). Beide Kolkstrukturen sind im Zustand März 2010 erhalten geblieben, die maximale Tiefe der nordwestlichen Kolkstruktur hat jedoch um ca. 2 m abgenommen. Der zweite Kolk ist bei der Peilung vom Juli 2008 (dargestellt in Abbildung 4-16 als Tiefenlinien) nicht erfasst worden. Die zuvor erwähnten flächenhaften Auflandungen sind in den Talbereichen zwischen den drei Hauptdünenstrukturen passiert (vgl. auch Abbildung 4-17). Die nordöstlichste und dritte Dünenstruktur ist im Zeitraum Juli 2008 bis März 2010 neu entstanden. In der Peilung mit Datum Juli 2008 ist diese in Ansätzen und ufernah anhand der dortigen 16 m Tiefenlinie zu erkennen. In der langfristigen Tendenz weisen die erkennbaren Dünenstrukturen eine stromabwärts gerichtete Wanderungsbewegung auf, welche für den Untersuchungszeitraum auf einen ebenfalls stromabwärts gerichteten Nettosedimenttransport an der Sohle hindeutet.

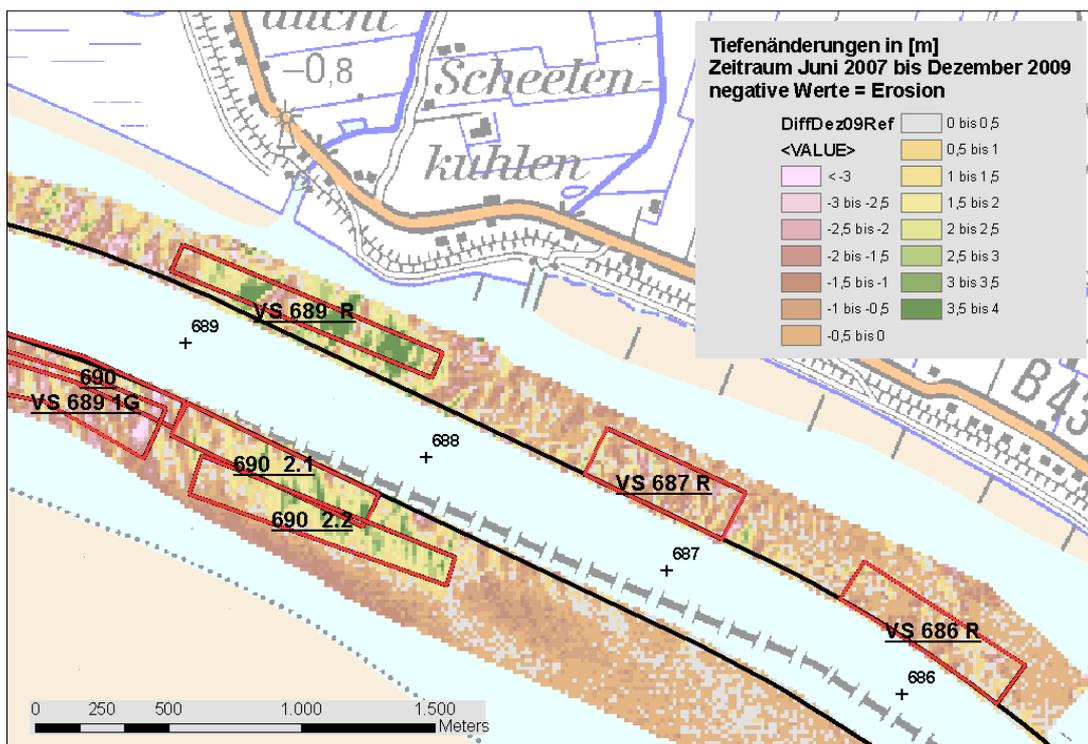


Abbildung 4-17: Differenzenplot der Peilungen mit Datum Juni 2007 und Dezember 2009 mit Fokus auf die nördlichen Verbringstellen

Die zuvor bereits beschriebenen Auflandungen sind in der räumlichen Ausdehnung auf den Bereich von VS 689 R beschränkt. Im selben Zeitraum hat es auf VS 686 R und VS 687 R, auf welche erstmalig im März 2010 Baggergut verbracht worden ist, eine Volumenänderung der Sohle von nur -0,039 bzw. -0,001 Mio. m³ gegeben, im Gegensatz zu einer Volumenzunahme von +0,207 Mio. m³ auf VS 689 R. In einer groben Übersichtsrechnung bedeutet diese Änderung des Sohlvolumens, dass sich langfristig ca. 4% des auf VS 689 R umgelager-

ten Baggerguts an der Sohle abgelagert haben¹³. Dieser Anteil von 4% entspricht etwa dem mittleren Gewichtsanteil an Mittelsanden im Unterhaltungsbaggergut aus dem Sedimentfang, welches auf VS 689 R umgelagert worden ist (vgl. BfG, 2010a, Abbildung 3-12, Unterhaltungskampagnen seit Oktober 2008)¹⁴. Diese Überschlagsrechnung ist als eine Art „Faustformel“ zu betrachten, da sie unterschiedliche Volumeneinheiten und Gewichtsangaben miteinander verrechnet bzw. in Beziehung setzt. Eine zeitlich differenzierte Auswertung der verfügbaren acht Fächerecholotpeilungen für den Teilbereich der nördlichen Verbringstellen wird diese Berechnung nochmals bestätigen. Die Ergebnisse hierzu können Tabelle 4-5 entnommen werden und sind nachfolgend in Abbildung 4-18 graphisch aufbereitet und zusammengefasst.

Tabelle 4-5: Veränderung Sohlvolumina im Bereich der nördlichen Verbringstellen des VSB 686/690 im Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010

Bilanz- zeitraum	von	bis	Umlagerung Baggergut auf VS 689 R ¹⁾	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R
			Laderaum- volumen in [Mio. m ³]	Delta Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta Sohl- volumen in [Mio. m ³]
1	06.2007	11.2007	0,000	-0,034	-0,021	-0,027
2	11.2007	02.2008	0,000	-0,005	-0,004	-0,003
3	02.2008	06.2008	0,000	-0,009	0,001	0,007
4	06.2008	06.2009	3,443	0,188	-0,013	0,003
5	06.2009	12.2009	1,370	0,068	-0,026	-0,003
6	12.2009	03.2010	0,027	0,024	-0,008	0,008
7	03.2010	05.2010	0,000	-0,029	n.a. ²⁾	n.a. ²⁾

¹⁾ im selben Zeitraum ist auf VS 687 R und VS 686 R kein Baggergut umgelagert worden

²⁾ die Peilung vom Mai 2010 war auf den Bereich von VS 689 R beschränkt

¹³ $0,04 = +0,207 \text{ Mio. m}^3 \text{ (Veränderung Sohlvolumen)} / 4,813 \text{ Mio. m}^3 \text{ (Laderaumvolumen Baggergut)}$

¹⁴ Ein Vergleich des Unterhaltungsbaggerguts aus dem Sedimentfang mit dem Baggergut aus den Baggerabschnitten Wedel (BA 1) sowie Juellssand (BA 3) zeigt ähnliche, mittlere Korngrößenzusammensetzungen. Insgesamt stammen 85% des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts aus diesen Bereichen.

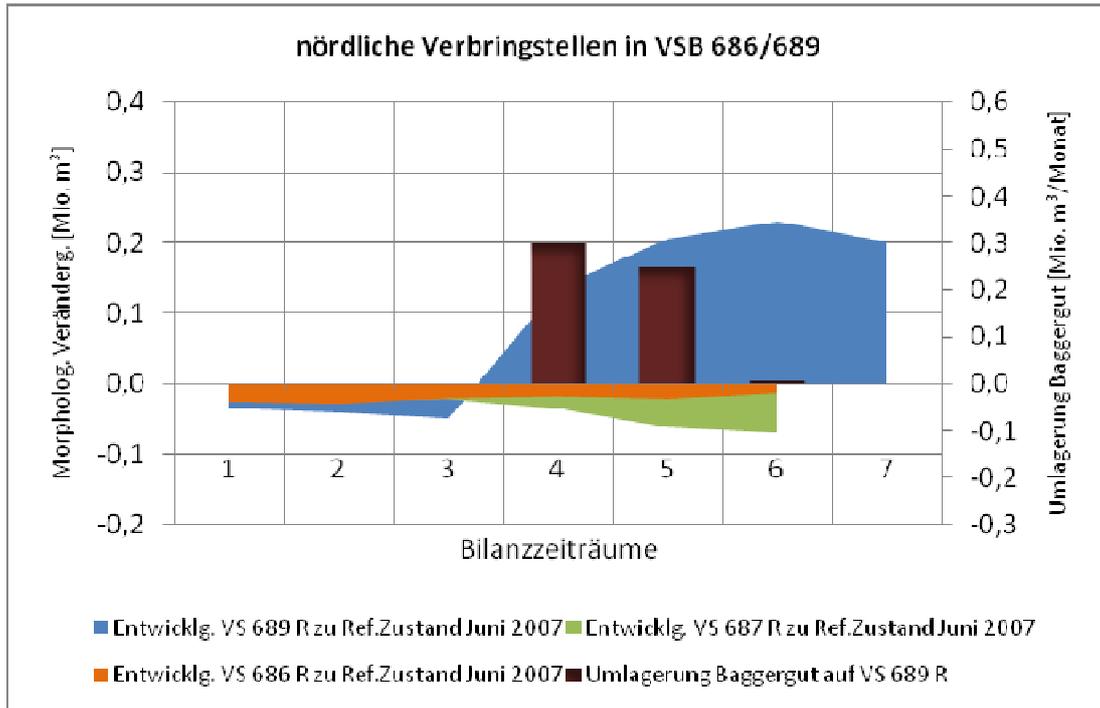


Abbildung 4-18: Morphodynamische Entwicklung auf den nördlichen Verbringstellen im VSB 686/690 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-5

In den Bilanzzeiträumen 1 bis 3 (Juni 2007 bis Juni 2008), in denen keine Baggergutumlagerungen auf VS 689 R erfolgt sind, sind die morphologischen Veränderungen von geringer Intensität und beschreiben die natürliche Transportkörperdynamik in diesem Bereich unter den gegebenen Randbedingungen. Mit der Einrichtung von VS 689 R im Oktober 2008 und der erstmaligen Umlagerung von 3,443 Mio. m³ Baggergut im Bilanzzeitraum 4 (Juni 2008 bis Juni 2009) ist es zu einer deutlichen Zunahme des Sohlvolumens um 0,188 Mio. m³ gekommen. Dieser Trend der Zunahme des Sohlvolumens setzt sich in den Bilanzzeitraum 5 und 6 fort. Erst im Bilanzzeitraum 7, in der kein Baggergut auf VS 689 R umgelagert worden ist, hat es wieder einen geringen Nettoaustrag von Sediment gegeben.

Die Differenzenplots der Fächerecholotpeilungen bestätigen nochmals den zeitlichen und sachlichen Zusammenhang zwischen Baggergutumlagerung und der Akkumulation von Grobsedimenten an der Gewässersohle im Bereich der Verbringstellen. Die individuellen Ergebnisse der Bilanzzeiträume 5 und 6 bestätigen die zuvor für den Gesamtzeitraum Juni 2007 bis Dezember 2009 gemachte Übersichtsrechnung einer längerfristigen Ablagerung an der Gewässersohle von ca. 4 % - 5 % des auf VS 689 R verbrachten Baggerguts.

Darüber hinaus lassen die Ergebnisse in Abbildung 4-18 den Rückschluss zu, dass der durch Baggergutumlagerung entstandene Ablagerungskörper auf VS 689 R Einfluss auf die Morphodynamik im Nahbereich hat; z.B. ist zu erkennen, dass die Morphodynamik auf VS 687 R zeitgleich mit der erstmaligen Baggergutumlagerung auf VS 689 R in Bilanzzeitraum 4 eine beschleunigte Tendenz zur Erosion erfährt. Diese Theorie bzw. diesen beobachteten Sachverhalt gilt es weiter zu untersuchen, z.B. durch Verwendung hydrodynamischer Simulationsmodelle.

4.1.2.2 Morphodynamische Tendenzen auf den südlichen Verbringstellen

Die südlichen Verbringstellen VS 690, VS 90_2.1 und VS 690_2.2 sind in 2010 nicht mehr mit Baggergut beaufschlagt worden (vgl. Tabelle 4-1 bis Tabelle 4-3). Das WSA Hamburg berichtet in einem Aktenvermerk (WSA Hamburg, 2009), dass die VS 690 wegen Kapazitätsproblemen im Frühjahr 2008 geschlossen und stromauf nach Osten verschoben (Einrichtung VS 690_2.1) worden ist. Aufgrund von Eintreibungen in den Fahrrinnenbereich ist in der 2. Jahreshälfte 2008 eine Verlagerung der Verbringstelle weiter weg vom Tonnenstrich erfolgt (Einrichtung VS 690_2.2). Zusätzlich ist im Oktober 2008 die nördlich gelegene VS 689 R eingerichtet worden.

Die zuletzt eingerichtete VS 689 1G ist erstmals im März 2010 mit Baggergut beaufschlagt worden (vgl. Tabelle 4-4). Aufgrund der noch geringen Datengrundlage und den bereits laufenden Untersuchungen zu diesem Bericht liegen für VS 689 1G keine spezifischen Ergebnisse vor.

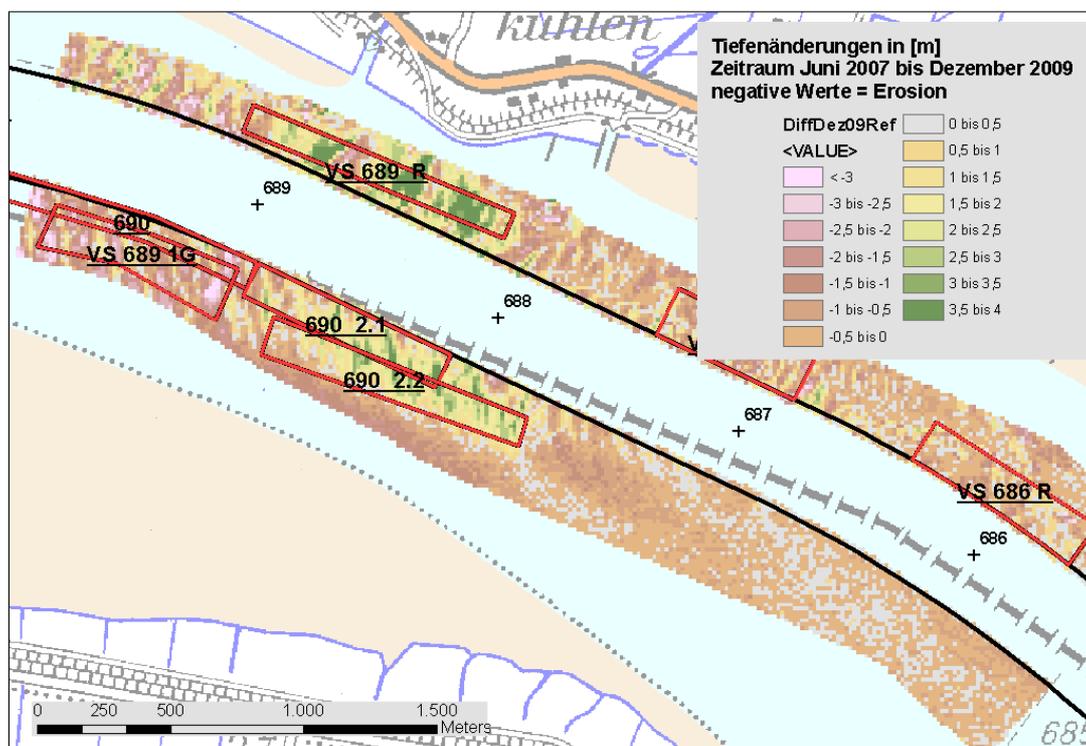


Abbildung 4-19: Differenzenplot der Peilungen vom Juni 2007 (Referenzzustand) und Dezember 2009 mit Fokus auf die südlichen Verbringstellen im VSB 686/690

Vergleichbar mit der Situation auf der nördlich gelegenen VS 689 R zeigt der Differenzenplot in Abbildung 4-19 (Peildatum Dezember 2009 zu Referenzpeilung im Juni 2007) flächenhafte Auflandungen der Mächtigkeit von bis zu ca. 4 m im Bereich der VS 690_2.1 und 690_2.2. Im Bereich von VS 690 ist eine Tendenz zur Ausräumung (Erosion in Abbildung 4-19) der dort bis Juni 2007 verbrachten und an der Sohle akkumulierten Baggergutanteile zu erkennen.

Die weitere Auswertung der verfügbaren acht Fächerecholotpeilungen für den Teilbereich der südlichen Verbringstellen erlaubt eine zeitlich differenzierte Beschreibung der morphodynamischen Entwicklungstendenzen, die wie der nördliche Verbringstellenbereich durch die Umlagerungsmengen beeinflusst wird. Eine Zusammenfassung der Veränderungen der Sohlvolumina im Zusammenspiel mit den umgelagerten Baggergutmengen ist in Tabelle 4-6 dargestellt. Es ist zu beachten, dass aufgrund der nahen Amtsgrenze zwischen den WSÄ Hamburg und Cuxhaven bei Elbe-km 689,1 die VS 690 nicht vollständig durch die vom WSA Hamburg durchgeführten Fächerecholotpeilungen erfasst worden ist. VS 689 1G wird in den nachfolgenden Auswertungen als Referenzfläche mitgeführt, obwohl diese im Untersuchungszeitraum Juni 2007 bis Dezember 2009 nicht mit Baggergut beaufschlagt worden ist.

Tabelle 4-6: Veränderung Sohlvolumina im Bereich der südlichen Verbringstellen des VSB 686/690 im Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010

Bilanz- zeitraum	von	Bis	Umlagerung Baggergut südliche Ver- bringstellen ¹⁾	VS 690		VS 690_2.1		VS 690_2.2		VS 689 1G	Bemerkung
				Delta	Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta	Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta	Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta	
1	06.2007	11.2007	0,756	0,002	-0,036	-0,064	-0,036			VS 690 ²⁾	
2	11.2007	02.2008	0,280	-0,004	0,000	0,036	0,001			VS 690 ²⁾	
3	02.2008	06.2008	1,998	0,104	0,083	0,027	0,068			VS 690_2.1 ³⁾	
4	06.2008	06.2009	1,414	-0,116	0,094	0,263	-0,094			VS 690_2.2 ⁴⁾	
5	06.2009	12.2009	0,000	-0,023	-0,012	-0,039	-0,036				
6	12.2009	03.2010	0,000	0,015	-0,009	-0,023	0,021				

¹⁾ Summe Baggergut über VS 690, VS 690_2.1, VS 690_2.2, keine Umlagerung auf VS 689 1G während dieser Bilanzzeiträume

²⁾ Umlagerung nur auf VS 690

³⁾ Schließung von VS 690, Umlagerung nun auf VS 690_2.1

⁴⁾ VS 690 und VS 690_2.1 geschlossen, Umlagerung nun auf VS 690_2.2

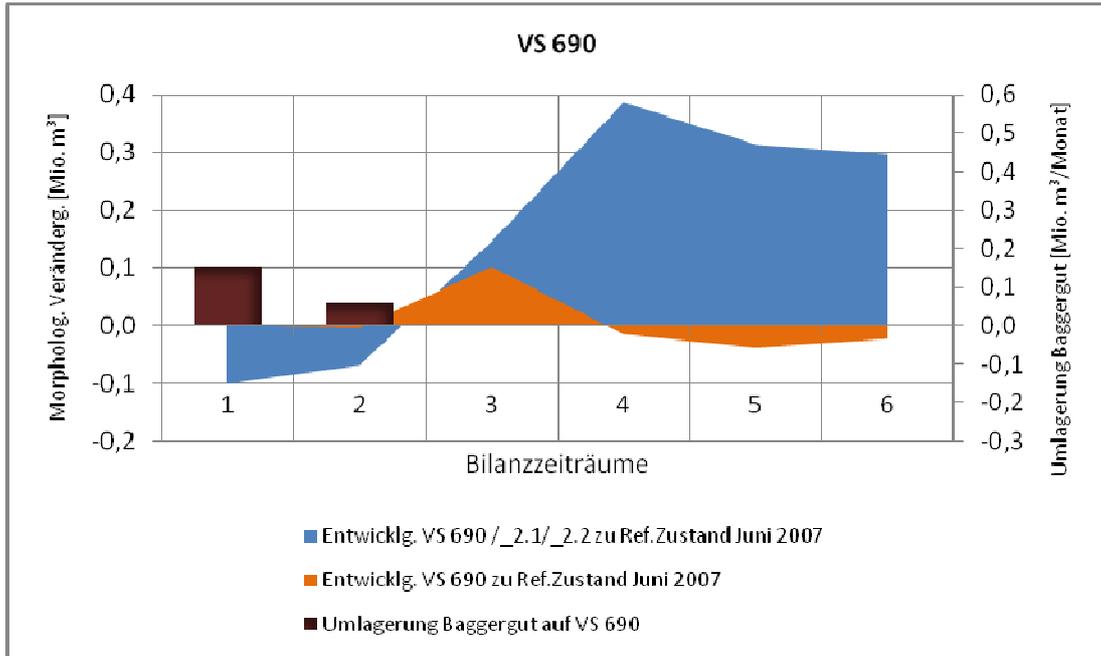


Abbildung 4-20: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6

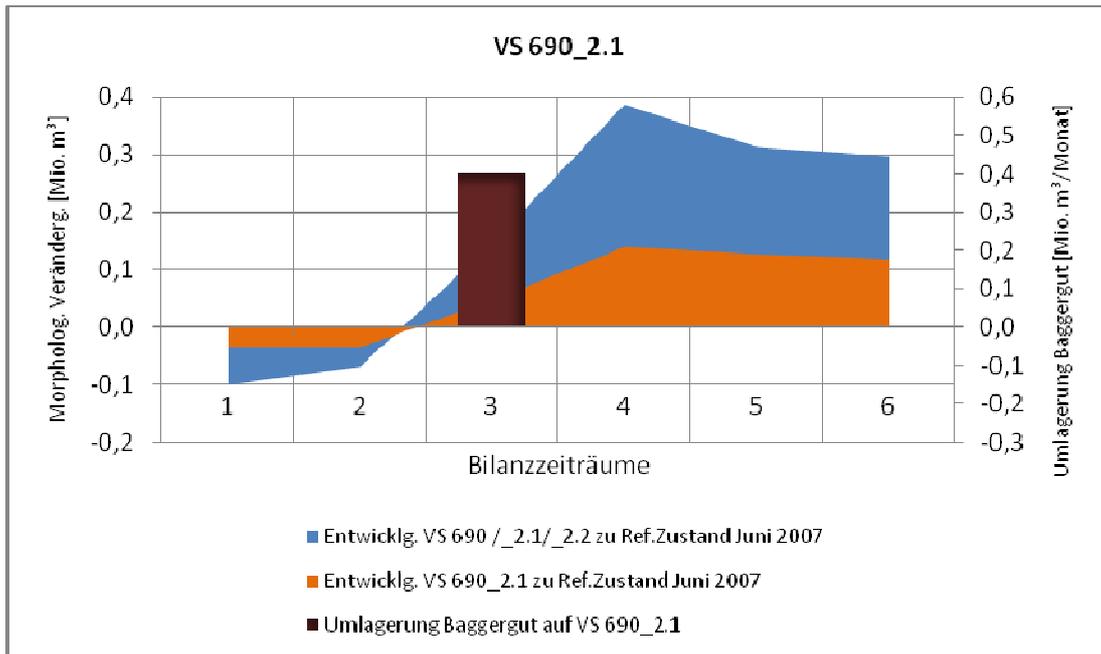


Abbildung 4-21: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690_2.1 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6

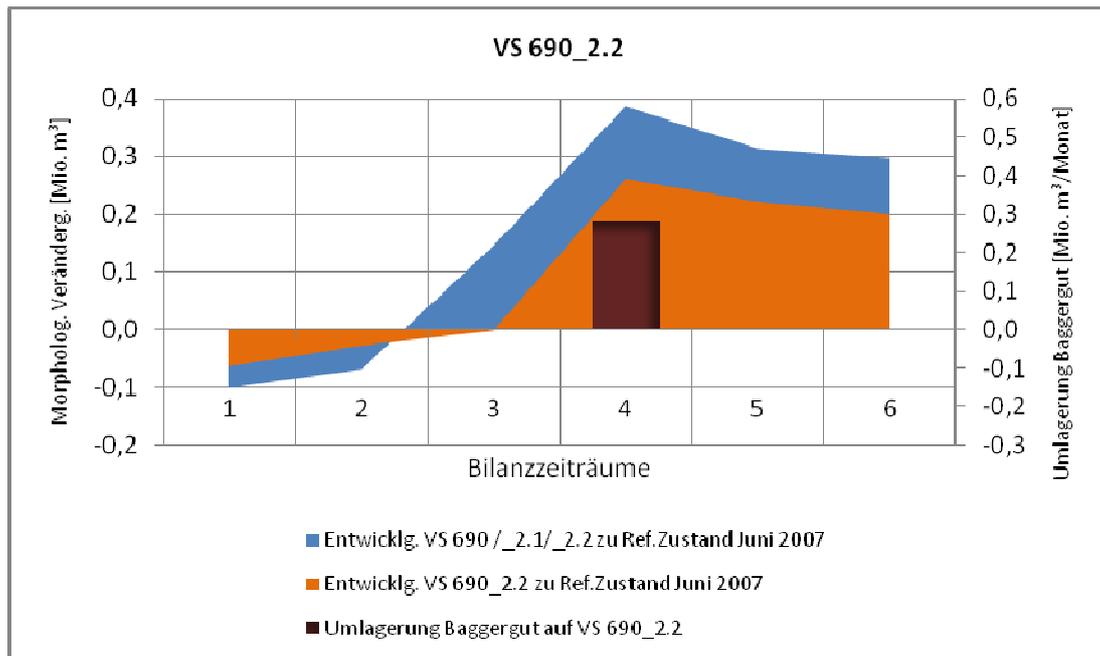


Abbildung 4-22: Morphodynamische Entwicklung auf VS 690_2.2 bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6

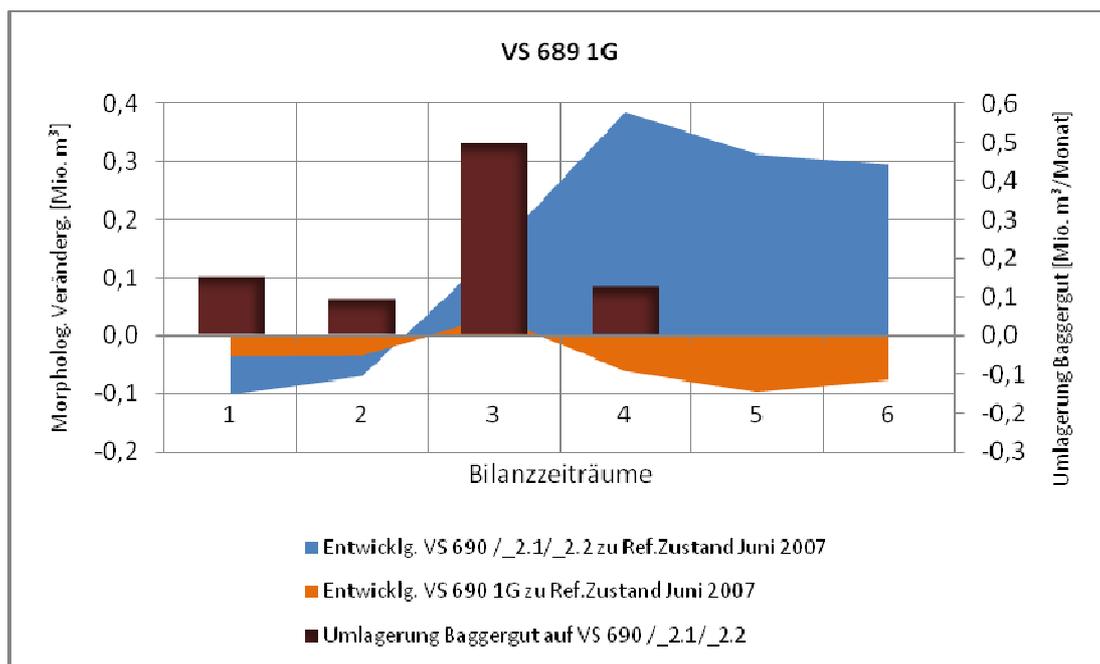


Abbildung 4-23: Morphodynamische Entwicklung auf VS 689 1G bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-6

Im Vergleich zu den anderen Verbringstellen im VSB 686/690 hat auf VS 690 die Baggergutumlagerung eine zeitlich verzögerte Reaktion der Morphodynamik bewirkt (siehe Abbildung 4-20). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass auf VS 690 bereits im Zeitraum vor Juni 2007 Baggergut umgelagert worden ist¹⁵ und entsprechend zu Beginn des Untersuchungszeitraums eine Beeinflussung der morphologischen Tendenz bestanden haben kann. Es ist zu erkennen, dass eine Zunahme des Sohlvolumens aufgrund der Baggergutumlagerung während der Bilanzzeiträume 1 und 2 erst nachfolgend in Bilanzzeitraum 3 auftritt. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass auf VS 690 die morphologische Struktur der Gewässersohle stark durch Transportkörperstrukturen geprägt ist, deren Migration ebenfalls einen Einfluss auf die Bilanzierung der Sohlvolumina hat. Nach Schließung von VS 690 zu Beginn des Bilanzzeitraums 3 kommt es zu einer Nettoerosion von Sohl sediment, so dass das zuletzt in Bilanzzeitraum 6 erfasste Sohlvolumina gegenüber dem Anfangsvolumen sogar leicht abgenommen hat.

Die morphologische Entwicklung auf VS 690_2.1 (siehe Abbildung 4-21) und VS 690_2.2 (siehe Abbildung 4-22) zeigt einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen Baggergutumlagerung und der Akkumulation von Grobsedimenten an der Gewässersohle. Die stärkste Zunahme des Sohlvolumens hat es auf der ufernahen VS 690_2.2 gegeben. Nach Beendigung der Baggergutumlagerung auf die südlichen Verbringstellen zu Beginn des Bilanzzeitraums 5 hat es auf allen Verbringstellen eine Nettoaustragung von Sediment und damit eine Abnahme der Sohlvolumina gegeben. Eine vollständige Abtragung der auf VS 690_2.1 und VS 690_2.2 entstandenen Ablagerungskörper ist zum Ende des Untersuchungszeitraums im März 2010 noch nicht erreicht worden.

Zwischen den südlichen Verbringstellen, die räumlich unmittelbar aneinander grenzen, sind im Zusammenhang mit Baggergutumlagerungen morphologische Wechselwirkungen beobachtet worden. Zum einen hat die Umlagerung großer Mengen von Baggergut auf die VS 690_2.1 ebenfalls eine Zunahme der Sohlvolumina auf der inzwischen geschlossenen VS 690 bewirkt (vgl. Bilanzzeitraum 3 in Abbildung 4-20 und Abbildung 4-21). Die VS 690_2.2 ist hiervon nicht betroffen gewesen. Aber die Umlagerung ebenfalls größerer Mengen von Baggergut auf VS 690_2.2 hat eine Zunahme der Sohlvolumina auf der benachbarten VS 690_2.1 verursacht (vgl. Bilanzzeitraum 4 in Abbildung 4-21 und Abbildung 4-22).

Die VS 689 1G ist im gesamten Untersuchungszeitraum nicht direkt mit Baggergut beaufschlagt worden. Kurzzeitig im Bilanzzeitraum 3 - dem Zeitraum mit der höchsten Umlagerungsaktivität auf den südlichen Verbringstellen - kann ebenfalls auf VS 689 1G eine kurzfristige Zunahme der Sohlvolumina beobachtet werden. Mögliche Ursachen können der Sedimenttransport von VS 690_2.1 hierher und / oder eine Beeinflussung des Strömungsfeldes in Richtung und Geschwindigkeit durch den auf VS 690_2.1 entstandenen Ablagerungskörper gewesen sein. Eine ähnliche Wechselwirkung ist zuvor im Bereich der nördlichen Verbringstellen zwischen VS 689 R und VS 687R beschrieben worden.

¹⁵ Im Bilanzzeitraum 1 (vgl. Tabelle 4-6) ist im Zeitraum Januar bis Juni 2007 auf VS 690 eine vergleichbare Menge von insgesamt 0,749 Mio. m³ Baggergut umgelagert worden.

4.1.2.3 Morphodynamische Tendenzen im Fahrrinnenbereich zwischen Elbe-km 685,5 und 689,9

Für den Fahrrinnenbereich (Elbe-km 685,5 bis 689,9) liegen regelmäßige Verkehrsicherungspeilungen vor. Gegenstand der Auswertung sind jedoch nur Datensätze, die zeitgleich zu den Fächerecholotpeilungen in den Seitenbereichen nördlich und südlich der Fahrrinne aufgenommen worden sind. Die Peilung vom Juni 2007 wird auch hier als Referenzzustand der Fahrrinne betrachtet. In Abbildung 4-24 dargestellt ist der Differenzenplot aus Referenzzustand und Peilung im Mai 2010.

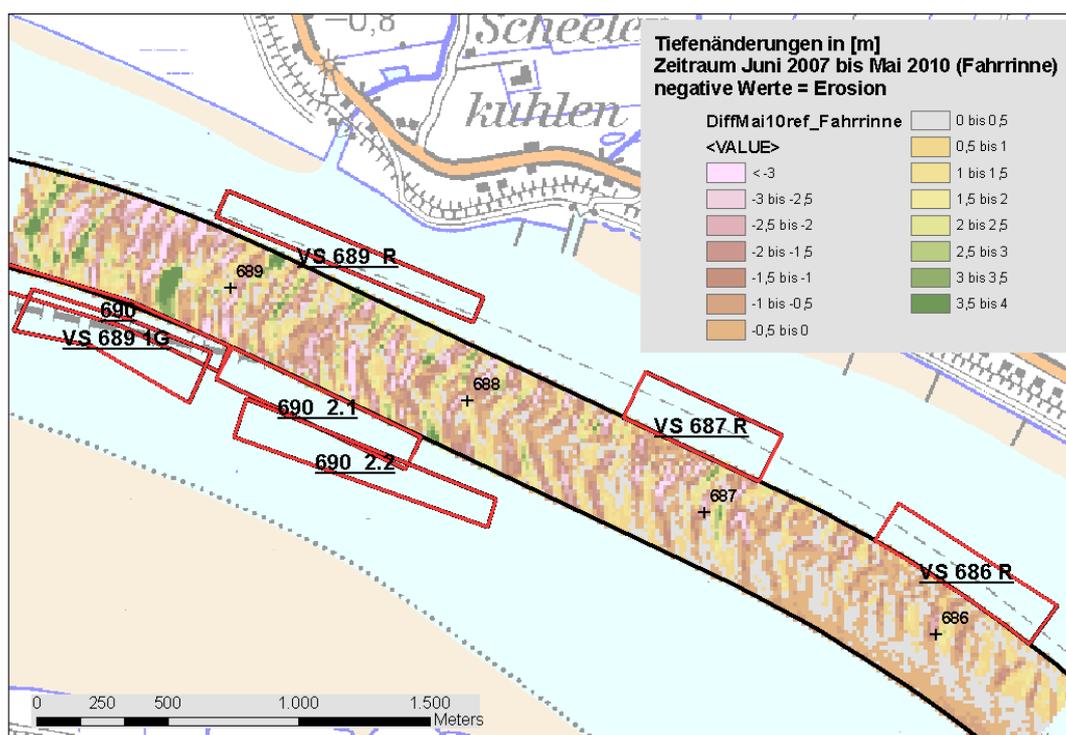


Abbildung 4-24: Differenzenplot der Peilungen vom Juni 2007 (Referenzzustand) und Mai 2010 im Bereich der Fahrrinne

Der Differenzenplot zeigt die für eine Dünenstrecke typischen Abfolgen von Erosion und Deposition entlang der Fahrrinnenachse. Die stärksten morphodynamischen Tendenzen sind im Bereich entlang der Verbringstellen stromab von Elbe-km 688 (VS 689 R, VS 690 / VS 690 1G, VS 690_2.1 und VS 690_2.2) zu erkennen. Im Gesamtzeitraum Juni 2007 bis Mai 2010 sind in diesem Bereich insgesamt 11,19 Mio. m³ Baggergut umgelagert worden. Das Sohlvolumen im Bereich der Fahrrinnen zwischen Elbe-km 685,5 bis 689,1 hat sich im selben Zeitraum nur geringfügig geändert (Veränderung -0,064 Mio. m³); d.h. eventuelle Sedimenteintreibungen von den Verbringstellen in den Fahrrinnenbereich werden durch einen erhöhten Sedimenttransport wieder aus dem Bilanzgebiet herausgetragen. Diese Schlussfolgerung schließt nicht aus, dass es kurzzeitig zu einer verstärkten Sedimentablagerung im Bereich der Fahrrinne mit der Folge von Unterhaltungsbaggerungen kommen kann. Die zeitlich differenzierten Auswertergebnisse der Differenzenplots sind nachfolgend in der

Tabelle 4-7 dargestellt. Für die Zeitpunkte Dezember 2009 und März 2010 liegen keine zeitgleichen Peilungen für den Fahrrinnenbereich und die Seitenbereiche vor.

Tabelle 4-7: Quantifizierung der morphologischen Tendenzen im Fahrrinnenbereich im VSB 686/690, Werte gerundet auf Tausend m³

Bilanz- zeitraum	von	bis	Umlagerung Baggergut VSB 686/690	Fahrrinne		Σ (Verbring- stellen) in VSB 686/690	
				Delta	Sohl- volumen in [Mio. m ³]	Delta	Sohl- volumen in [Mio. m ³]
1	06.2007	11.2007	0,756	-0,292	-0,241		
2	11.2007	02.2008	0,453	0,080	0,018		
3	02.2008	06.2008	2,189	0,176	0,285		
4	06.2008	07.2009	4,857	-0,132	0,312		
1_S1	07.2009	05.2010	2,929	0,066	n.a.		
1_S2	12.2009	05.2010	11,119	-0,064	n.a.		

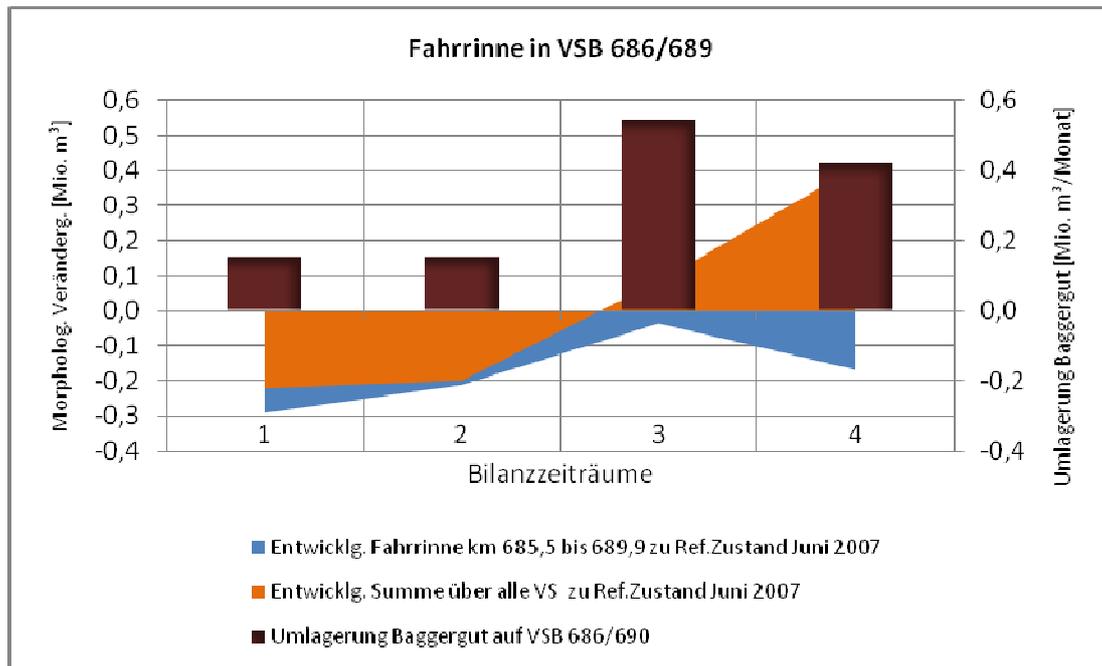


Abbildung 4-25: Morphodynamische Entwicklung der Fahrrinne im Abschnitt von VSB 686/690 und der Verbringstellen bezogen auf Referenzzustand Juni 2007, Benennung der Bilanzzeiträume zuvor in Tabelle 4-7

In den Bilanzzeiträumen 1 bis 3 ist ein gleichgerichteter morphodynamischer Trend im Bereich der Fahrrinne sowie im Bereich sämtlicher Verbringstellen des VSB 686/690 zu erkennen. Im Bilanzzeitraum 4 ist hingegen ein entgegengesetzter Trend zu erkennen. Im

Fahrrinnenbereich hat es eine Abnahme des Sohlvolumens gegeben; dieser entgegengesetzt hat es auf den Verbringstellen eine Zunahme des Sohlvolumens gegeben. Inwiefern verstärkte Unterhaltungsbaggerungen im Bereich der Fahrrinne, die in der Bilanzierung unberücksichtigt geblieben sind, oder die Oberwasserverhältnisse am letzten binnenseitigen Pegel der Elbe bei Neu-Darchau die Morphodynamik zusätzlich zu der Menge an umgelagertem Baggergut beeinflusst haben, verbleibt Gegenstand zukünftiger Untersuchungen.

4.1.3 Veränderungen in der Korngrößenverteilung der Sedimentproben zwischen März 2009 und Juni 2010

An ausgewählten Positionen der Probenahme im März 2009 sind bei der Probenahmekampagne im Juni 2010 erneut Sedimentproben entnommen worden. Die Auswahl dieser Positionen erfolgte auf Grundlage erster Erkenntnisse zu möglichen Verdriftungswegen des im VSB 686/690 umgelagerten Baggerguts (vgl. BfG, 2010a). An einigen Positionen wurden wiederholt Sedimentproben mit einem van Veen Greifers genommen, an anderen Positionen wurden Sedimentkerne entnommen und diese schichtweise im Labor auf Korngrößenzusammensetzung (vgl. Kapitel 4.1.1) und Schadstoffkonzentrationen (vgl. Kapitel 4.2.2) untersucht. Die neu im März 2010 eingerichteten VS 687 R und VS 686 R wurden im Juni 2010 erstmals beprobt. Veränderungstendenzen können hier nicht untersucht werden.

Methodisch wird die Korngrößenverteilung der positionsgleichen Sedimentproben vom März 2009 und vom Juni 2010 miteinander verglichen. Veränderungen der Morphologie der Gewässersohle sowie die im Sediment festgestellten Schadstoffmuster ermöglichen Rückschlüsse auf mögliche Ursachen für diese Veränderungen. Bei der weiteren Diskussion ist jedoch zu beachten, dass aus technischen Gründen bei zwei Probenahmekampagnen Sedimentproben nicht wiederholt an der exakt selben (!) Position entnommen werden können. Bei der laboranalytischen Bestimmung der Korngrößenverteilung sind weitere Unsicherheiten zu berücksichtigen. Die Abstände zwischen den Probenahmepositionen kann dem Übersichtsplan der Probenahmepositionen im Anhang dieses Berichts entnommen werden. Die Mächtigkeit der mit Hilfe eines van Veen Greifers beprobten Sedimentschicht kann ebenfalls variieren, obwohl bei beiden Kampagnen derselbe Greifer verwendet worden ist. Für den Vergleich einer Greiferprobe mit einem Sedimentkern wurde die mittlere Korngrößenzusammensetzung der obersten, 25 cm mächtigen Sedimentschicht des Kerns berechnet und mit der Korngrößenverteilung der Greiferprobe verglichen. Es wird dabei angenommen, dass die mittlere Eindringtiefe des eingesetzten Greifers dieser Tiefe von 25 cm entsprochen hat.

An die Darstellung und den Vergleich der Ergebnisse schließt eine Beurteilung der Veränderungen differenziert für jede Fraktion und Probenahmeposition an. Diese wird tabellarisch für jede Verbringstelle bzw. jeden Untersuchungsbereich zusammengestellt. Stärke und Richtung der Veränderungstendenz werden mit Hilfe von Pfeil- und Farbdarstellungen¹⁶ markiert.

¹⁶ Pfeildarstellung: (starke) Verfeinerung [↓], (starke) Vergrößerung [↑], keine Tendenz [→]

Farbdarstellung: grau Unterlegung - kaum Veränderung, hellbraune Unterlegung – geringfügig

Veränderung bis Δ +/-20 Gew.-%, dunkelbraune Veränderung – starke Veränderung $>$ +/-20 Gew.-%

Dabei werden in der Beurteilung Verschiebungen zwischen den Fraktionen Sand und Schluff stärker gewichtet als eine Verschiebung innerhalb der Sandfraktionen, z.B. Verschiebung von Gewichtsanteilen zwischen Grob- und Mittelsand.

4.1.3.1 Probenahmepositionen auf VS 689 R

Auf der VS 689 R sind im Juni 2010 an drei Positionen wiederholt Sedimentproben mit einem van Veen Greifers genommen worden, die in Abbildung 4-26 den Ergebnissen der Kampagne vom März 2009 gegenübergestellt sind.

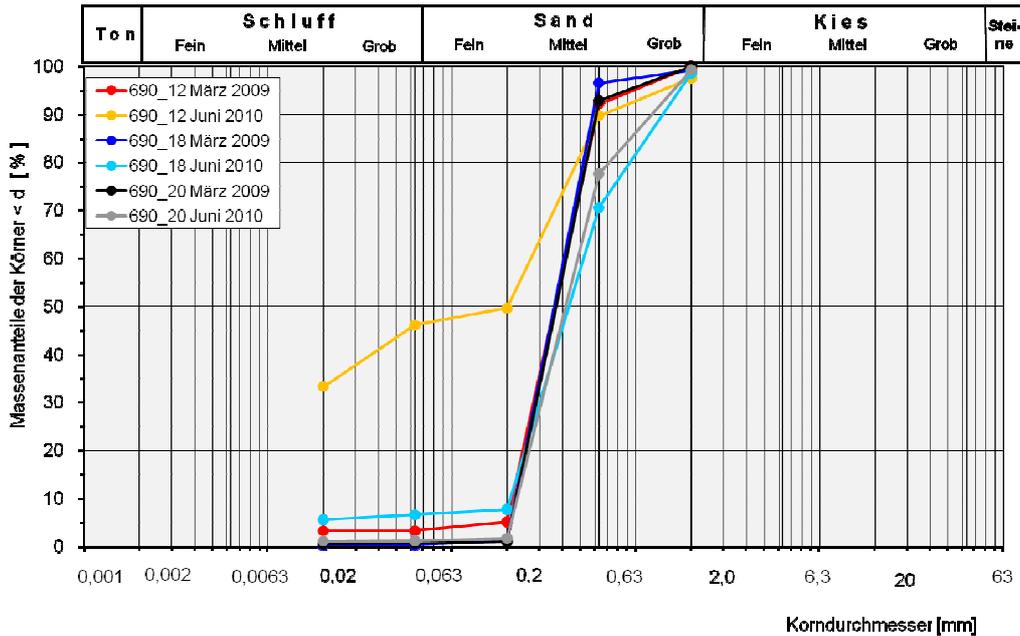


Abbildung 4-26: Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung von März 2009 und Juni 2010 auf VS689R

An der Position 690-12 kann eine deutliche Zunahme der Schluffanteile im Sediment gegenüber der Probe mit Datum März 2009 festgestellt worden. An der Position 690-18 ist eine geringfügige Zunahme der Schluffanteile zu erkennen, dafür hat es im Vergleich zur Sedimentprobe mit Datum März 2009 eine deutliche Vergrößerung im Sandbereich (Zunahme Grobsand zu Lasten Mittelsand) gegeben. Dieselbe Tendenz der Vergrößerung innerhalb der Sandfraktion ist ebenfalls an der Position 690-20 zu erkennen.

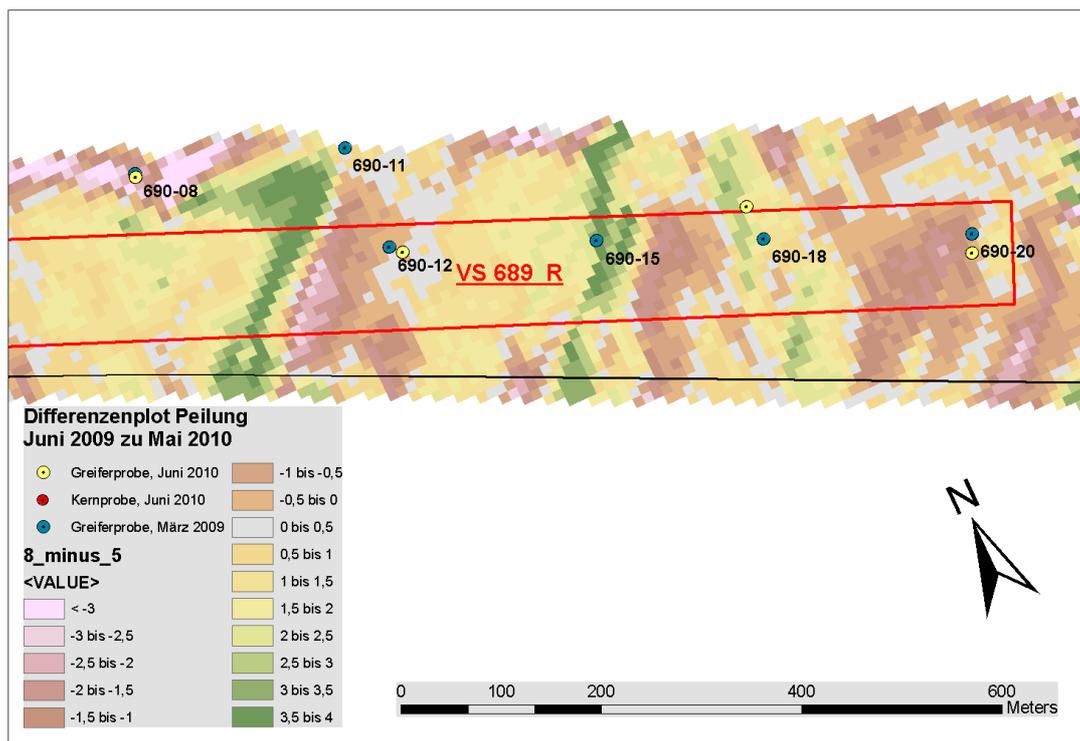


Abbildung 4-27: Morphologische Tendenzen an den Probenahmepunkten auf VS 689 R im Zeitraum zwischen den Probenahmekampagnen vom März 2009 und Juni 2010

Die morphologischen Tendenzen auf VS 689 R (siehe Abbildung 4-27) zeigen für Position 690-18, dass es hier im Zeitraum zwischen beiden Probenahmen zu einer Nettsedimentation von $> 0,5$ m gekommen ist. Eine solche Aussage an den beiden anderen Probenahmepositionen ist schwieriger zu treffen, da diese im Übergangsbereich zwischen Erosion und Deposition liegen. Die Genauigkeit der Positionsangabe ist mit Unsicherheiten von geschätzten 20 m behaftet. Die räumliche Auflösung des in Abbildung 4-27 dargestellten Rasters beträgt 10 m.

Eine Zusammenfassung der festgestellten Veränderungen bei der Korngrößenverteilung kann Tabelle 4-8 entnommen werden. Auffällig ist hier die starke Zunahme schluffiger Anteile an der Probe 690_12 (Tendenz starke Verfeinerung). Es ist jedoch zugleich möglich, dass aufgrund von Erosion, welche der Differenzenplan in Abbildung 4-27 im Nahbereich der Probenahmeposition zeigt, bei der Kampagne im Juni 2010 tiefer liegendes Sediment als bei der vorangegangenen Probenahme im März 2009 erfasst worden ist. Zugleich ist bei dieser aktuellen Probe gegenüber der Probe aus dem März 2009 eine deutlich geringere Schadstoffbelastung festgestellt worden (vgl. Kapitel 4.2.2.2).

Tabelle 4-8: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] auf VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich

Position	Tendenz	< 20 μm	20-63 μm	63-200 μm	200-630 μm	630-2000 μm	> 2000 μm
			Grobschluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Kies
690_12	↓	33,3	12,8	1,7	-47,0	0,0	2,5
690_18	→	5,4	1,0	0,3	-32,4	25,3	0,7
690_20	→	0,8	0,0	0,1	-15,9	14,5	0,7

4.1.3.2 Probenahmepositionen stromauf, stromab und seitlich von VS 689 R

Stromauf und im Seitenbereich nördlich von VS 689 R wurden im Juni 2010 an drei Positionen (Sedimentkern an Position 690-45 sowie Greiferproben an den Positionen 690-08 und 690_04) vergleichende Sedimentproben genommen. Die Korngrößenverteilungen beider Kampagnen im Vergleich sind in Abbildung 4-28 dargestellt.

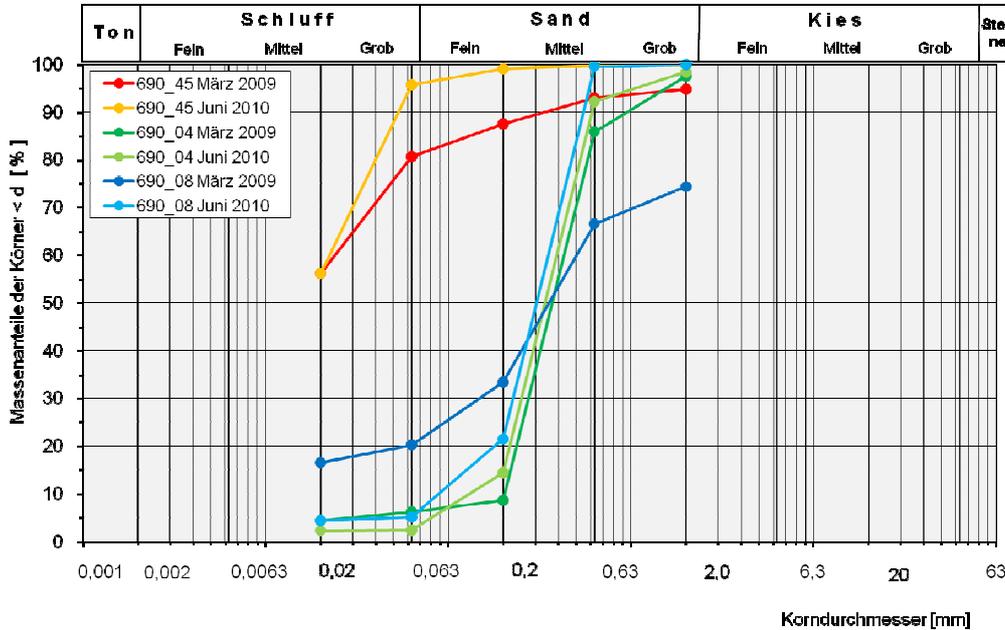


Abbildung 4-28: Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung von März 2009 und Juni 2010 im Bereich stromab und seitlich VS 689 R

An der Position 690-08, nördlich der VS 689 R am seitlichen Rand einer mächtigen Kolkstruktur, ist eine Abnahme der Schluffanteile zu Gunsten höherer Mittelsandanteile festzustellen. Gemäß Protokoll der Probenahme bilden Schlicklinsen jedoch den schluffigen Anteil an der Probe vom März 2009. Das im Feinkorn bzw. diesen Schlicklinsen festgestellte Belastungsniveau entspricht demselben Belastungsniveau wie dieses in Baggergut aus BA 1 (Wedel) festgestellt wird (vgl. BfG, 2010a). In BfG (2010a) ist dies noch als ein Hinweis für die Verdriftung und Ablagerung schluffiger Baggergutanteile von VS 689 R hierher bewertet worden. Da es sich um Schlicklinsen handelt, kann dieser Anteil des Baggerguts jedoch nicht in der Wasserphase sondern muss sohnah und eingearbeitet in das vorliegende Grobsediment transportiert worden sein. Des Weiteren zeigt der Differenzenplot in Abbildung 4-27 für diese Position 690-08 eine starke Erosion von Sediment für den Zeitraum zwischen beiden Beprobungskampagnen. Es sind daher mit hoher Wahrscheinlichkeit im Juni 2010 ältere Sedimentablagerungen als zuvor im März 2009 beprobt worden. Der Vergleich der Proben bezüglich Schwermetallgehalte zeigt bei beiden Kampagnen ähnliche Belastungsniveaus, die typisch für Baggergut aus dem BA 1 (Wedel) sind – vgl. Kapitel 4.2.2.3 sowie BfG (2010a). Demzufolge handelt es sich bei den Schluffanteilen in beiden Proben nachweislich um Baggergut, dass im VSB 686/690 verbracht worden ist.

Der Vergleich der Korngrößenverteilung an der Position 690-04 ist unauffällig und zeigt in keiner Fraktion Veränderungstendenzen, die als signifikant zu bewerten wären. Der im Juni

2010 an Position 690-45 entnommene Sedimentkern zeigt in der obersten 25 cm Schicht (Korngrößenverteilung 0 – 25 cm in Abbildung 4-29 und schichtweise differenzierte Darstellung Korngrößenverteilung in Abbildung 4-8) eine Zunahme der Gewichtsanteile in der Grobschlufffraktion zu Lasten aller Sandfraktionen. Die Schadstoffbelastung der Sedimente in dieser obersten Schicht und der Greiferprobe mit Datum März 2009 sind auf einem vergleichbaren Niveau wie die Schadstoffkonzentrationen in Wattenmeer- und küstennahen Sedimenten (vgl. Kapitel 4.2.2.3). Weitere Informationen aus dem Differenzenplan für beide Positionen liegen nicht vor.

Stromab und seitlich der VS 689 R ist nur an der ufernahen Position 690-45 die Tendenz zunehmender Schluffanteile bei der Sedimentzusammensetzung festgestellt worden (siehe Tabelle 4-9), die Herkunft der Schluffanteile ist vermutlich kein Baggergut. Insgesamt sind die Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung als gering zu beurteilen.

Tabelle 4-9: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] stromab und seitlich VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich

Position	Tendenz	< 20 µm	20-63 µm Grobschluff	63-200 µm Feinsand	200-630 µm Mittelsand	630-2000 µm Grobsand	> 2000 µm Kies
690_45	↘	3,5	15,0	-3,5	-4,8	-1,7	-5,1
690_04	→	-1,4	-1,7	9,5	0,5	-5,5	-0,8
690_8	↗	-7,2	-3,0	3,3	44,9	-7,4	-25,6

Zuletzt sind im Juni 2010 drei Proben an Positionen stromauf von VS 689 R genommen worden (Sedimentkern an Position 690-29 sowie Greiferproben an Positionen 690-23 und 690-26). Der Vergleich mit den Ergebnissen der Probenahme vom März 2009 ist in Abbildung 4-29 dargestellt.

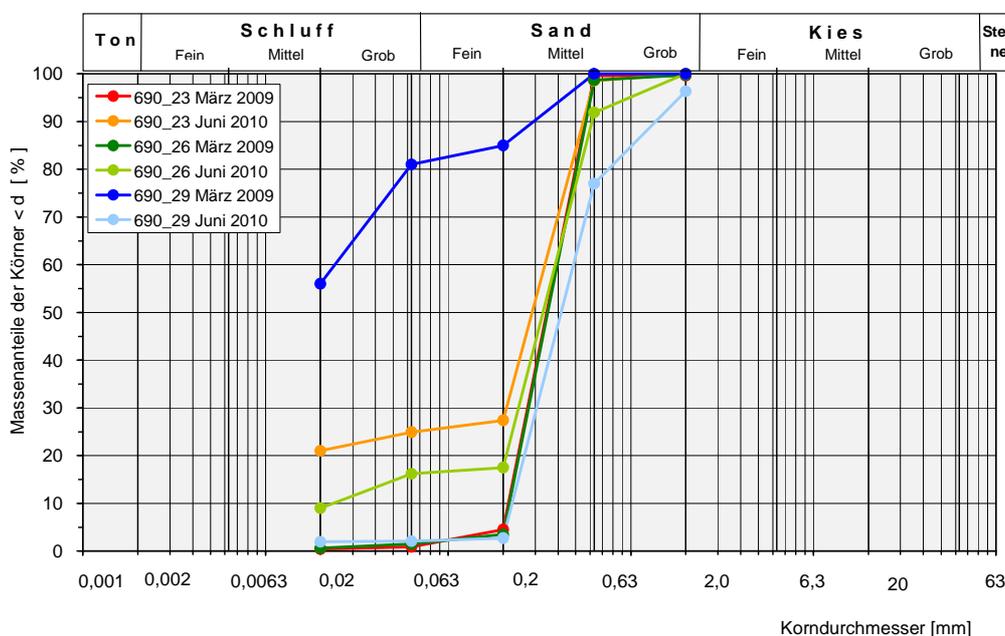


Abbildung 4-29: Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung von März 2009 und Juni 2010 stromauf VS 689 R

An Position 690-29 ist zu beachten, dass die beiden Proben mit Datum März 2009 (Greiferprobe) bzw. Juni 2010 (Kernprobe) in einem Abstand von ca. 70 m zueinander genommen worden sind. Mittel- und Grobsand prägen die oberste 25 cm starke Schicht des Sedimentkerns (Probenahmedatum Juni 2010, vgl. Abbildung 4-9). Aufgrund der Nähe zur ehemaligen Verbringstelle Scheelenkuhlen wird vermutet, dass Baggergut aus der letzten Fahrrinnenanpassung Herkunftsquelle dieser Mittelsandauflage und folglich ortsstabilen Auflage ist (vgl. Kapitel 4.1.1). Die darunter liegenden Sedimentschichten - mittlere Schluffanteile von 70 Gew.-%, geringe Feinsandanteile und mittlere Mittelsandanteile von 15 Gew.-% - besitzen wieder eine ähnliche Korngrößenzusammensetzung wie die im März 2009, ca. 70 m stromauf genommene Greiferprobe. Die Niveaus für die Schadstoffbelastung beider Proben stimmen ebenfalls überein (Hintergrundbelastung – vgl. Kapitel 4.2.2.3). Die formale Tendenz einer starken Vergrößerung (vgl. Tabelle 4-10) ist jedoch aufgrund des zuvor genannten Sachverhaltes bezüglich Verbringstelle Scheelenkuhlen mit großer Wahrscheinlichkeit nicht zutreffend. Für beide Positionen liegen keine weiteren Informationen aus dem Differenzenplot vor.

Die Korngrößenzusammensetzungen der im März 2009 an den Positionen 690-23 und 690-26 genommenen Greiferproben sind fast identisch. Der Vergleich mit den Greiferproben vom Juni 2010 zeigt an beiden Positionen eine Tendenz der Zunahme an Schluffanteilen zu Lasten der Mittelsandanteile; an der Position 690_23 ist die Zunahme jedoch als deutlich stärker einzuschätzen, insbesondere in der Fraktion < 20 µm. Weitere Informationen durch Auswertung des Differenzenplot (Vergleich Peilungen Juni 2009 zu März 2010) liegen nicht vor, da zum einen der Abstand der Beprobungspunkte an beiden Positionen 40 bzw. 80 m (vgl. Übersichtsplan im Anhang) recht groß ist und die Punkte im Übergangsbereich einer schwachen Erosion bzw. Deposition liegen. Es bleibt daher die formale Feststellung, dass es in den beprobten Bereichen stromauf von VS 689 R an zwei der drei Positionen eine Zunahme der Schluffanteile zu Lasten der Mittelsandanteile gegeben hat (siehe Tabelle 4-10). Ein gleichgerichteter Trend ist zuvor stromab an der ufernahen Position 669-45 festgestellt worden (vgl. Tabelle 4-9).

Tabelle 4-10: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] stromauf VS 689 R, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich

Position	Tendenz	< 20 µm	20-63 µm Grobschluff	63-200 µm Feinsand	200-630 µm Mittelsand	630-2000 µm Grobsand	> 2000 µm Kies
690_23	↓	20,7	3,5	-1,2	-24,0	1,5	-0,4
690_26	↘	8,8	6,3	-0,7	-20,8	7,0	-0,3
690_29	↑	-49,1	-24,9	-3,4	59,3	19,3	3,7

4.1.3.3 Sedimentproben auf den südlich in der Fahrrinne gelegenen Verbringstellen

Auf den südlich der Fahrrinne gelegenen Verbringstellen (VS 689 1G sowie die zurzeit geschlossenen VS 690, VS 690_2.1 und VS 690_2.2) sind im Juni 2010 an zwei Positionen Greiferproben genommen worden. Auf VS 689 1G sind keine Proben genommen worden. Die Korngrößenzusammensetzungen beider Proben im Vergleich mit den Ergebnissen vom März 2009 sind in Abbildung 4-30 dargestellt.

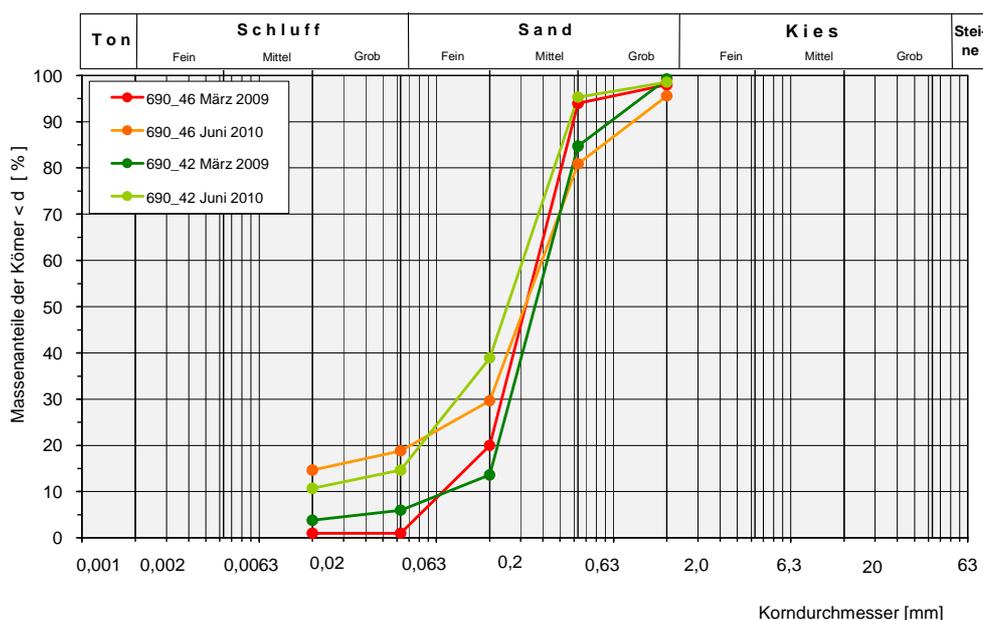


Abbildung 4-30: Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung von März 2009 und Juni 2010 im Bereich der Verbringstellen 690 und 690_2.1

An beiden Positionen 690-42 und 690-46 ist es zu einem Anstieg der Anteile in den Fraktion < 20 µm vor allem zu Lasten der Mittelsandanteile und damit zu einer deutlichen Verfeinerung der oberflächennahen Sedimente gekommen. An der Position 690-46 wurden in der Probe vom Juni 2010 geringere Feinsandanteile als zuvor im März 2009 festgestellt.

An der Position 690_42 kann ein nachhaltiger Anstieg der Feinsandanteile zu Lasten der Mittel- und Grobsandanteile festgestellt werden. Bei der Probenahme im März 2009 ist hier auf der VS 690_2.1 unmittelbar zuvor umgelagertes Baggergut erfasst worden. Dagegen ist im Juni 2010 kein frisch umgelagertes Baggergut mehr erfasst worden, da VS 690_2.1 in der 2. Jahreshälfte 2009 geschlossen worden ist. Weitere Informationen durch Auswertung des Differenzenplots (Vergleich Peilungen Juni 2009 zu März 2010) liegen nicht vor, da dieser Plan die Position 690-46 nicht umfasst und Position 690-26 im Übergangsbereich einer schwachen Erosion bzw. Deposition liegt.

An beiden Probenahmepositionen (siehe Tabelle 4-12) auf den südlichen Verbringstellen des VSB 686/690 ist eine geringe Verfeinerung der Sedimente aufgrund von höheren Schluffanteilen zu Lasten der Mittelsandanteile festgestellt worden, die jedoch unterschiedlich bezüglich ihrer Ursachen zu bewerten sind.

Tabelle 4-11: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] auf VS 690 und 690_2., Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich

Position	Tendenz	< 20 µm	20-63 µm	63-200 µm	200-630 µm	630-2000 µm	> 2000 µm
			Grobschluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Kies
690_46	↘	13,1	4,2	-8,2	-22,8	10,7	2,4
690_42	↘	7,8	1,7	16,6	-14,7	-11,3	0,7

4.1.3.4 Sedimentproben im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690

Entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690 wurden im Juni 2010 an den Positionen 690-48, 690-44, 690-38 und 690-36 Sedimentkerne entnommen. Die schichtweise ermittelten Korngrößenverteilungen über die gesamte Länge der Sedimentkerne wurden bereits in Abbildung 4-12 bis Abbildung 4-15 dargestellt. Entsprechend beschriebener Untersuchungsmethodik (siehe Einleitung zu diesem Kapitel) wird in Abbildung 4-31 die mittlere Korngrößenverteilung der obersten, 25 cm mächtigen Schicht des Kerns mit der im März 2009 ermittelten Korngrößenverteilung der Greiferprobe verglichen. Differenzenplots für diesen Bereich liegen nicht vor, da Verkehrssicherungspeilungen jenseits des Tonnenstrichs in diesem ufernahen Bereich nicht durchgeführt werden.

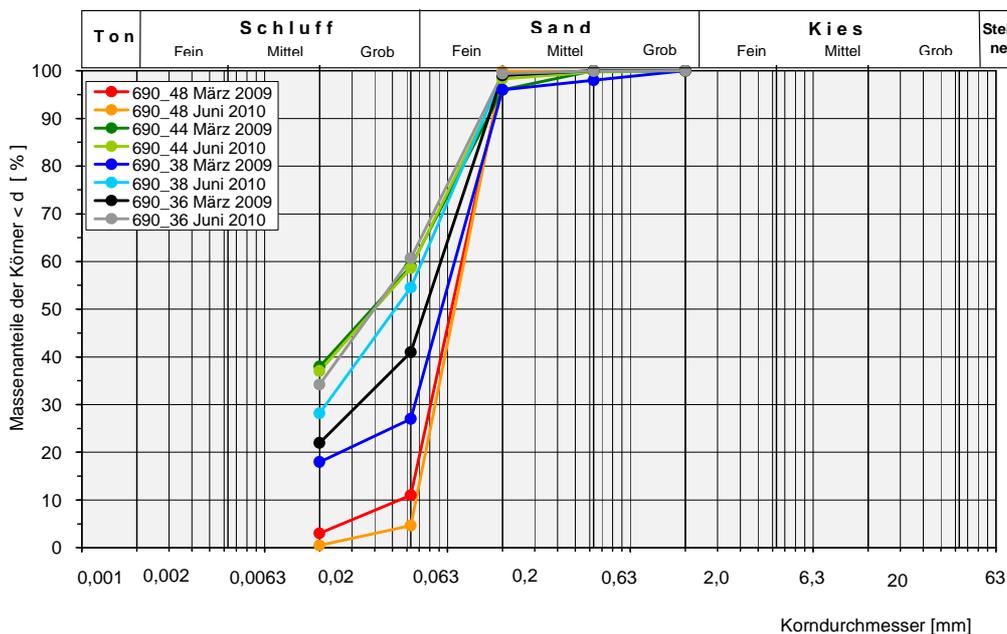


Abbildung 4-31: Veränderungen bei der Korngrößenzusammensetzung von März 2009 und Juni 2010 entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690

An der Position 690-44 zeigt der Vergleich der Proben vom März 2009 und Juni 2010 nur geringe Unterschiede bei der Korngrößenverteilung. An der Position 690-48 können bis auf eine geringe Zunahme der Feinsandanteile zu Lasten der Schluffanteile in der Probe mit Datum Juni 2010 ebenfalls keine Veränderungen festgestellt werden. An den letzten beiden Positionen 690_36 und 690_38 gibt es einen Anstieg der Schluffanteile zu Lasten der Feinsandanteile. Derselbe Trend einer Zunahme von Schluffanteilen in den oberen Sedimentschichten ist an beiden Kernen festgestellt worden.

An zwei der vier Positionen konnte ein Trend zur Verfeinerung der oberflächennahen Sedimente für den Zeitraum März 2009 bis Juni 2010 nachgewiesen werden; konkret um eine deutliche Abnahme der Feinsandanteile zugunsten der Schluffanteile (siehe Tabelle 4-12). Die Veränderungen bei der Korngrößenverteilung an den Positionen 690-44 und 690-44 ist unauffällig.

Tabelle 4-12: Verschiebungen bei der Korngrößenverteilung [in Gew.-%] entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690, Probenahmen März 2009 und Juni 2010 im Vergleich

Position	Tendenz	< 20 µm	20-63 µm	63-200 µm	200-630 µm	630-2000 µm	> 2000 µm
			Grobschluff	Feinsand	Mittelsand	Grobsand	Kies
690_48	→	-2,6	-3,8	7,2	-1,0	0,1	0,1
690_44	→	-0,1	0,6	2,7	-2,6	0,2	0,1
690_38	↘	10,5	17,4	-24,5	-1,1	-2,0	0,0
690_36	↘	13,0	7,5	-19,3	-0,4	0,0	0,0

4.1.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Untersucht wurde an 15 Positionen im VSB 686/690 die Veränderung bei der Korngrößenverteilung im Zeitraum zwischen März 2009 und Juni 2010. Auffällig ist eine Tendenz der Verfeinerung von Sedimentproben mit Datum Juni 2010 gegenüber den Proben mit Datum März 2009 (vgl. Abbildung 4-32).

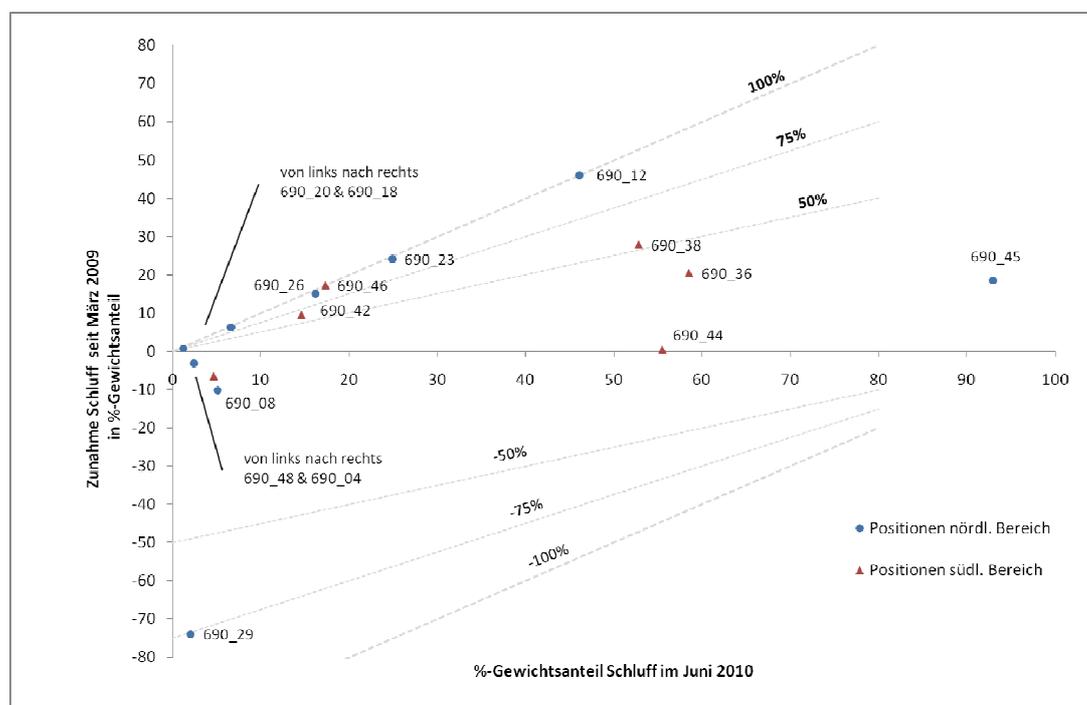


Abbildung 4-32: Tendenz der Verfeinerung durch höhere Schluffanteile in den Sedimentproben aus dem Verbringstellenbereich 686/690 mit Datum März 2009 und Juni 2010

Nach einer individuellen Prüfung sämtlicher Einzelposition konnte dieser Trend an den im südlichen Seitenbereich genommenen Positionen 690_36 und 690_38 weiter gefestigt werden. Des Weiteren wurde festgestellt, dass:

- 1) beide Sedimentkerne mit Datum Juni 2010 ansteigende Schluffanteile in den oberen Schichten aufweisen und

- 2) auf die südlichen Verbringstellen verbrachtes und von dort verdriftetes Baggergut sich unmittelbar stromauf in den Seitenbereichen an den Positionen 690-36 und 690-38 ablagert (vgl. BfG, 2010).
- 3) das Niveau der Schadstoffbelastung der Proben vom Juni 2010 wiederholt die für Baggergut aus BA 1 (Wedel) typischen Schwermetallkonzentrationen aufweist (vgl. Kapitel 4.2.2.3). Damit ist der Ursprung der beprobten Schluffanteile im VSB 686/690 umgelagertes Baggergut.

Unter Hinzunahme von Differenzenplots musste jedoch die in Abbildung 4-32 dargestellte Tendenz einer flächenhaften Verfeinerung der Sedimente im VSB 686/690 relativiert werden. Zahlreiche Proben mit Datum Juni 2010 sind an Positionen genommen worden, an denen zumindest eine Erosion und damit die Freilegung von „älteren“ Sedimenten nicht sicher ausgeschlossen werden kann. Die Morphologie im gesamten VSB 686/690 ist in vielen Teilbereichen durch Transportkörper und einer hohen Morphodynamik geprägt. Es bleibt jedoch weiterhin auffällig, dass beim strikt formalen Vergleich der Korngrößenverteilungen an der überwiegenden Anzahl von Probenahmepositionen eine Verfeinerung der beprobten Sedimente festgestellt werden kann.

Einzig an Position 690-29 ist beim Vergleich eine starke Abnahme der Schluffgehalte festgestellt worden. Hier besteht jedoch die Vermutung, dass der im Juni 2010 gewonnene Sedimentkern im Gegensatz zu der Greiferprobe vom März 2009 eine ortstabile, ca. 25 cm mächtige Mittelsandschicht auf der ehemaligen Verbringstelle Scheelenkuhlen erfasst hat. An drei weiteren Positionen ist eine nur schwache Vergröberung durch Abnahme der Schluffanteile festgestellt worden.

4.1.4 Verdriftungswege

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass grobkörnige Baggergutanteile bei Umlagerung im VSB 686/690 an der Gewässersohle akkumulieren. Feinsandige und schluffige Baggergutanteile hingegen verdriften. Diese Verdriftungswege werden u.a. in einem gesonderten Monitoring untersucht, über das in BfG (2010) berichtet wird. Ergänzend können Studien der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) hinzugezogen werden, in denen unter anderem die Verdriftung des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts untersucht wurde (BAW, 2011). Es werden im Folgenden die wesentlichen Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieser beiden Untersuchungen dargestellt.

4.1.4.1 Ergebnisse zur Dynamik von Feststoffen für den VSB 688/690 aus BfG, 2010a

Die Korngrößenzusammensetzung und Schadstoffbelastung von Sedimentkernen aus den Seitenbereichen stromauf und stromab des VSB 686/690 sowie Greiferproben¹⁷ direkt aus dem Bereich des VSB 686/690 sind in BfG (2010) untersucht worden. Der Vergleich der

¹⁷ Die Ergebnisse der Greiferproben sind ebenfalls Bestandteil der Datenbasis für diesen Bericht und sind in Kapitel 4.1.1 dargestellt.

Korngrößenverteilung zwischen den Greiferproben und dem auf VS 689 R umgelagerten Baggergut zeigt, dass die Sedimentfraktionen Schluff und Feinsand überwiegend verdriften. Die Sedimentkerne dokumentieren die historische Entwicklung der Schadstoffsituation und können hinsichtlich einer morphologischen Tendenz interpretiert werden. Baggergutanteile, die in strömungsberuhigte Seitenbereiche verdriftet sind und sich dort abgelagert haben können, wurden aufgrund der folgenden zwei Kriterien nachgewiesen:

- Die Schichtungen eines Sedimentkerns lässt auf die zeitnahe Deposition von schluffigen bis feinsandigen Sedimenten schließen, zumindest kann aber eine Nettoerosion von Sediment für diesen Zeitraum ausgeschlossen werden. Dazu wurden Sedimentkerne aus zwei Beprobungskampagnen (Oktober 2008 und März 2009) von denselben Probenahmepositionen schichtweise untersucht und miteinander verglichen.
- Die Schadstoffbelastung (gemessen in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) des Sedimentkerns, zeigt die für Baggergut aus dem BA 1 (Wedel) typische Schadstoffsignatur. Im Frühjahr 2008 und im November 2008 sind im Zuge der Herstellung und Unterhaltung des Sedimentfangs vor Wedel insgesamt 2,211 Mio. m^3 Baggergut im VSB 686/690 umgelagert worden. Die Schadstoffbelastung dieses Baggerguts ist durch ein Sedimentfangmonitoring detailliert erfasst und analysiert worden (vgl. BfG, 2009a und BfG, 2010a).

Die Untersuchungen haben an den in Abbildung 4-33 dargestellten Positionen Hinweise auf die Ablagerung von verdriftetem Baggergut und damit entsprechende Verdriftungswege aufzeigen können.

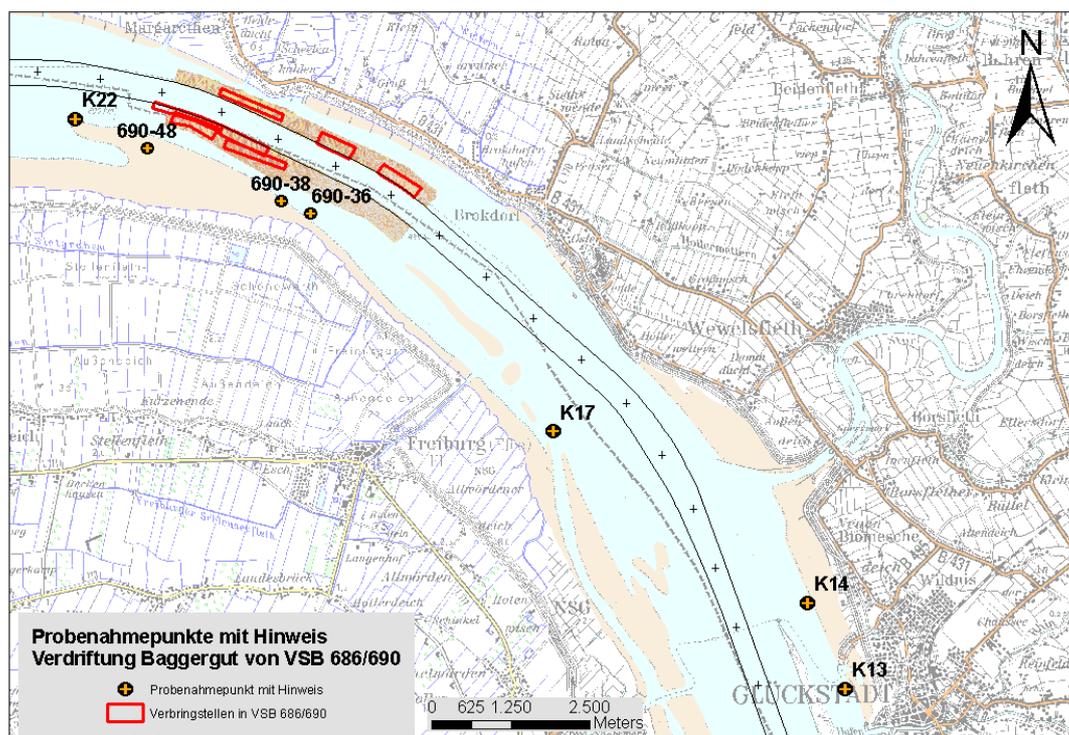


Abbildung 4-33: Probenahmepositionen (Datum Oktober 2008 bzw. März 2009) mit Hinweis auf verdriftetes Baggergut aus BA 1 (Wedel), welches auf VSB 686/690 umgelagert worden ist

Auf die Positionen 690-36 und 690-38 als mögliche Punkte, zu denen umgelagertes Baggergut verdriftet ist und sich dort abgelagert hat, wurde bereits in Kapitel 4.1.3 hingewiesen. Die in BfG (2010a) an Position 690-48 untersuchte Greiferprobe (Probenahme März 2009) zeigt eine für Baggergut aus BA 1 (Wedel) typische Schadstoffbelastung. Der im Juni 2010 wiederholt an der Position 690-48 genommene Sedimentkern konnte diesen früheren Hinweis jedoch nicht erneut bestätigen. Weiter stromab werden in BfG (2010a) an Position K22 für beide Sedimentproben (Probenahmen Oktober 2008 und März 2009) Schadstoffbelastungen typisch für BA 1 beschrieben.

Bei den weiter stromab in Richtung Nordsee genommenen Sedimentkernen liegen keine zwingenden Hinweise auf Baggergut vor, welches aus Richtung VSB 686/690 an die untersuchten Positionen verdriftet ist. Dies bedeutet aber nicht, dass das im VSB 686/690 umgelagerte Baggergut überwiegend stromauf transportiert wird, was der Zielsetzung der gegenwärtigen Umlagerungsstrategie des WSA Hamburg widerspräche. Vielmehr bedeutet dies, dass es bislang keine Hinweise auf eine dauerhafte Ablagerung des verdrifteten Baggerguts in den untersuchten Seitenbereiche gibt. Die nachfolgenden Ergebnisse der hydro-numerischen Modellierung zeigen, dass das im VSB 686/690 umgelagerte Baggergut vor allem bei hohen Oberwasserzuflüssen (Referenz Pegel Neu-Darchau bei Elbe-km 536) stromab in Richtung Nordsee und damit aus dem System Tideelbe heraus transportiert wird.

Weiter stromauf an den Positionen K17, K14 und K13 sind in BfG (2010a) ebenfalls Sedimentkerne mit einer BA 1-typischen Schadstoffbelastung bei den Kampagnen im Oktober 2008 und März 2009 entnommen worden. Aufgrund der großen Entfernung zum VSB 686/690 und Vermischungseffekten von verdriftendem Baggergut mit dem natürlichen Schwebstoffinventar können jedoch weitere Herkunftsquellen für das untersuchte Sediment noch ausgeschlossen werden.

4.1.4.2 Modelluntersuchungen zur Verdriftung von Baggergut (BAW, 2011)

Die BAW hat Modellrechnungen durchgeführt, um die Verdriftung unterschiedlicher Sedimente aus dem Bereich derzeit ausgewiesener Verbringstellen zu untersuchen. Dabei wurde auch die Verbringstelle VS 689 R untersucht. Mit Hilfe solcher Modellstudien können Transportpfade und Einflussbereiche der Verbringstellen identifiziert werden. Die Analyseergebnisse dieser speziellen Anwendung des dreidimensionalen Elbe-Modells geben einen vertieften Einblick in die Charakteristik des Sedimenttransportes in der Tideelbe und bilden eine Basis, um die bestehende Baggerpraxis zu beurteilen und zu optimieren.

Mit dem topografischen Zustand aus dem Jahr 2006 wurde ein 4-wöchiger Zeitraum (02.06.-30.06.2006) simuliert und analysiert. In verschiedenen Modellsimulationen wurden zusätzlich zum sonst vorgegebenen Sedimentinventar in den Bereichen der Verbringstellen drei Schwebstofffraktionen (30% Grobschluff, 40% Mittelschluff, 30% Feinschluff) an der Sohle vorgegeben, die während der Simulation erodiert werden und sich durch den Transport in Suspension im Modellgebiet ausbreiten können. Die verwendeten Schwebstofffraktionen unterscheiden sich durch ihre Sinkgeschwindigkeiten (Grobschluff ~ 2mm/s, Mittelschluff ~0.5 mm/s, Feinschluff ~0.13 mm/s). Je geringer die Sinkgeschwindigkeit ist umso weiter wird der Schwebstoff im Wasserkörper transportiert.

Diese Systemstudien wurden für drei verschiedene konstante Abflüsse durchgeführt: $Q = 180 \text{ m}^3/\text{s}$ (niedriger Abfluss), $Q = 720 \text{ m}^3/\text{s}$ (mittlerer Abfluss) und $Q = 1260 \text{ m}^3/\text{s}$ (zwischen MQ und MHQ = $1920 \text{ m}^3/\text{s}$). Je geringer das Oberwasser ist umso stärker ist die Tendenz zum Transport stromauf ausgeprägt. Weitere Details zum erstellten Modell und den Rechenläufen können BAW (2011) entnommen werden. Wesentliche Simulationsergebnisse sind in Abbildung 4-34 bis Abbildung 4-37 dargestellt.

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

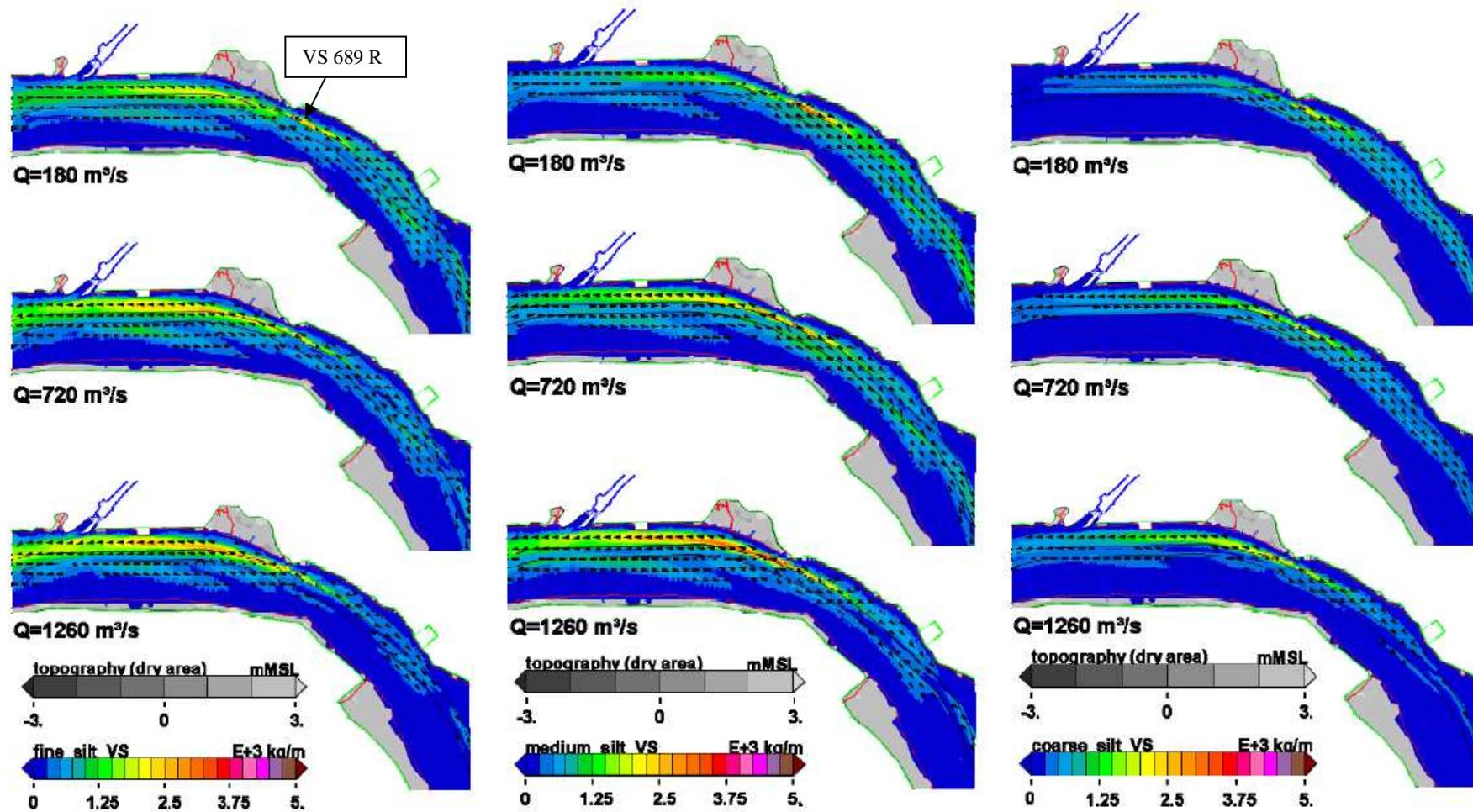


Abbildung 4-34: Netto-Schwabstofftransport der von VS 689 R (siehe im Bild links oben) verdrifteten Baggergutanteile (Fein- Mittel- und Grobschluff) bei variierenden Oberwasserzuflüssen, dargestellt ist der Teilausschnitt des Modells zwischen Elbe-km 680 und 700, Quelle BAW (2011)

Eine aufschlussreiche Analysegröße ist der advektive Netto-Schwebstofftransport der jeweiligen Fraktionen, da anhand dieser der jeweilige Einflussbereich und die vorherrschende Transportrichtung erkannt werden kann. Die Rechenläufe wurden ohne Berücksichtigung der natürlichen Hintergrundkonzentration von Schwebstoffen (Trübungszone) durchgeführt.

Die Rechenläufe zeigen eine Verdriftung des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts vor allem entlang des nördlichen Ufers. Eine Verdriftung der Fraktionen Fein- und Mittelschluff in Richtung südliches Ufer ist bei höheren Oberwasserzuflüssen zu erkennen. Für alle Sedimentfraktionen korreliert die Stärke des stromabwärts gerichteten Transports (siehe Abbildung 4-35 bis Abbildung 4-37) positiv mit ansteigenden Oberwasserabflüssen. Zugleich nimmt der stromaufwärts gerichtete Transport ab. Bei allen drei Oberwassersituationen wird der größte Stromauftransport für die Fraktion Mittelschluff berechnet. Auch bei einem höheren Oberwasser von 1260 m³/s werden ca. 30 % der verdriftenden Grobschluffanteile noch stromaufwärts transportiert. Der größte Stromabwärtstransport wird für die Fraktion Feinschluff berechnet. Für die südlichen Verbringstellen (VS 690 1G, VS 690, VS 690_2.1 und VS 690_2.2) wurden diese Modellstudien noch nicht durchgeführt. Sedimente aus diesen Bereichen verdriften vermutlich stärker entlang des südlichen Ufers, die Oberwasserabhängigkeit dürfte ähnlich wie bei VS689R sein.

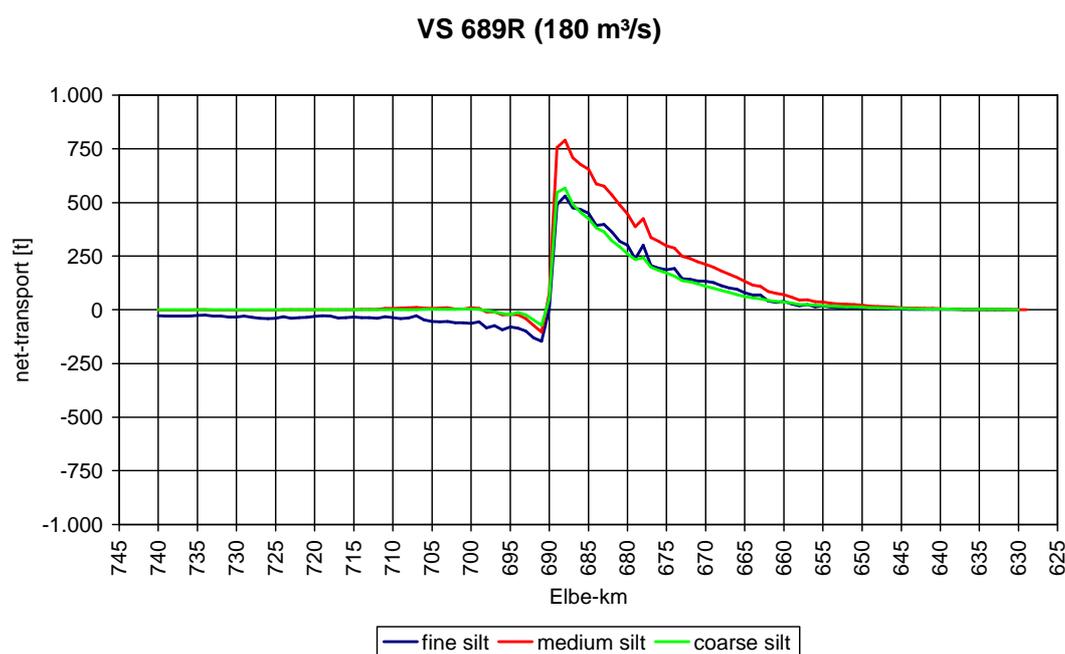


Abbildung 4-35: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung Qconst = 180 m³/s, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)

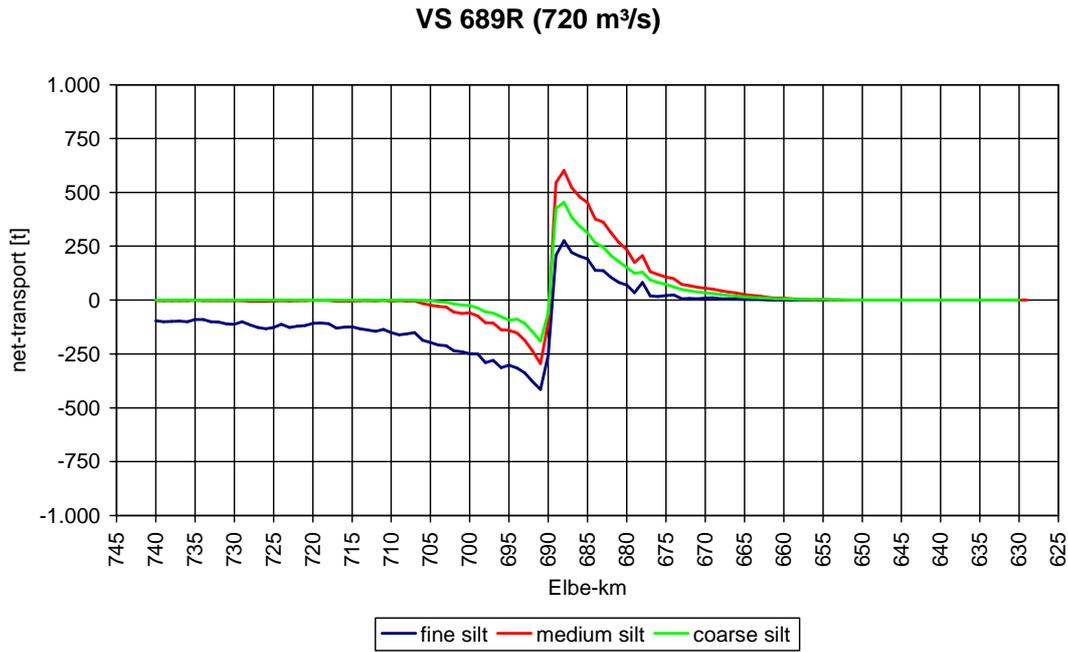


Abbildung 4-36: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung $Q_{const} = 720 \text{ m}^3/\text{s}$, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)

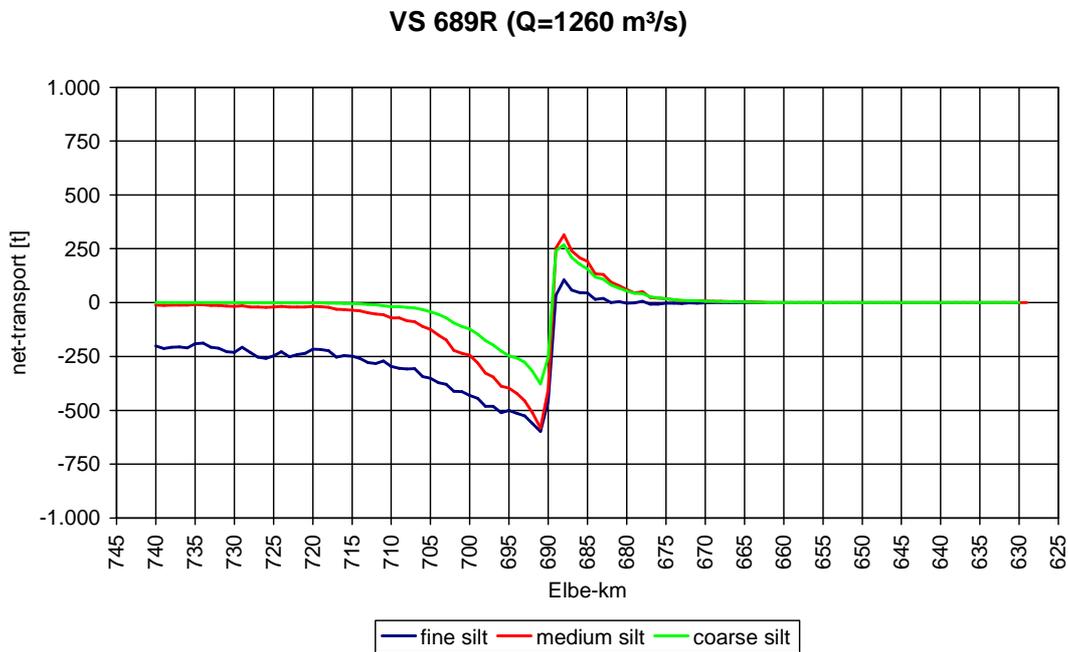


Abbildung 4-37: Berechneter Nettosedimenttransport (2-D Profil) des auf VS 689 R umgelagerten Baggerguts, hydrologische Randbedingung $Q_{const} = 1260 \text{ m}^3/\text{s}$, Simulationszeitraum 2 Wochen, Quelle BAW (2011)

4.1.4.3 Zusammenfassung

Die in BfG (2010a) und BAW (2011) beschriebenen Untersuchungsergebnisse zeigen, dass das im VSB 686/690 umgelagerte Baggergut sowohl stromaufwärts als auch stromabwärts verdriftet. In Übereinstimmung mit den Simulationsergebnissen werden in BfG (2010a) Hinweise auf verdriftetes Baggergut aufgrund von Untersuchungen an Sedimentkernen beschrieben, welche beidseitig des VSB 686/690 in den ufernahen Seitenbereichen genommen worden sind. Mit steigenden Oberwasserabflüssen zeigen die Rechenläufe einen stärker werdenden Stromabwärtstransport für alle Fraktionen; dennoch wird stets ein Anteil am Baggergut stromaufwärts transportiert. In Abbildung 4-35 bis Abbildung 4-37 ist für die verschiedenen konstanten Abflüsse jeweils der Nettotransport der verschiedenen Fraktionen dargestellt. Daran kann man auch erkennen, wie weit sich welche Fraktion in dem 4-wöchigen Simulationszeitraum ausgebreitet hat. In der Realität wie im Modell wird Baggergut noch weiter im Ästuar verteilt werden. Entsprechend werden in BfG (2010a) an den Positionen K13 und K14 bei Glückstadt in den Sedimentkernen mögliche Hinweise auf verdriftetes Baggergut beschrieben.

4.2 Chemische Untersuchungsergebnisse

4.2.1 Stoffhaushalt

Im VSB 686/690 sind ganzjährig gute Sauerstoffverhältnisse mit Sauerstoffsättigungen zwischen 80 und 100 % anzutreffen. Dies belegen die in Abbildung 4-38 für die Jahre 2004 bis 2006 dargestellten Messdaten. Die Daten der Sauerstoffzehrung zeigen einen Jahresgang mit höheren Werten im Winter. Dies wird durch die dann höheren Ammoniumwerte verursacht, welche im Winter bei schwächeren mikrobiellen Aktivitäten auftreten. Insgesamt liegt aber wie die Sauerstoffsättigung in Abbildung 4-39 zeigt, keine starke Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes durch Zehrungsvorgänge vor.

Eine Verbringung des Baggergutes im VSB 686/690 wird voraussichtlich zu keiner Beeinflussung der Sauerstoffgehalte führen, da in diesem Gewässerabschnitt der Tideelbe recht stabile Sauerstoffverhältnisse bestehen. Auf Grund der starken Verdünnung des Materials beim Verbringen ist nur mit einer sehr geringen Erhöhung der Sauerstoffzehrung zu rechnen. Eine eutrophierende Wirkung der mit dem Baggergut eingebrachten Nährstoffe ist nicht zu erwarten, da der VSB 686/690 in der Trübungszone der Elbe liegt, und hierdurch das Algenwachstum durch Lichtmangel unterdrückt wird. Daher können zusätzliche Nährstoffe nicht zum Aufbau von Algenbiomasse genutzt werden.

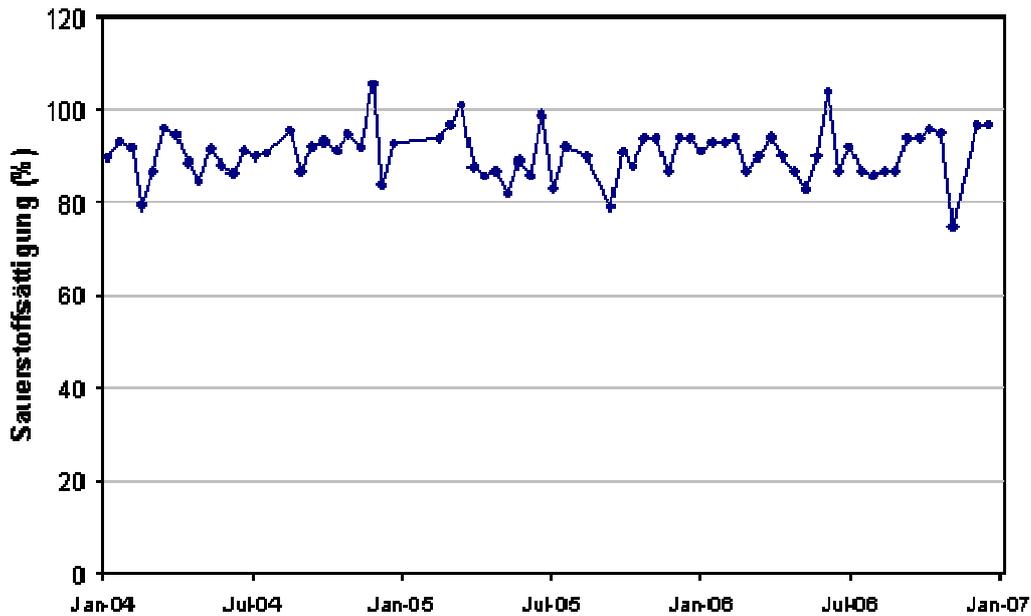


Abbildung 4-38: Sauerstoffsättigung bei Brunsbüttel (km 691) der Jahre 2004 bis 2006 (Datenquelle FGG-Elbe¹⁸)

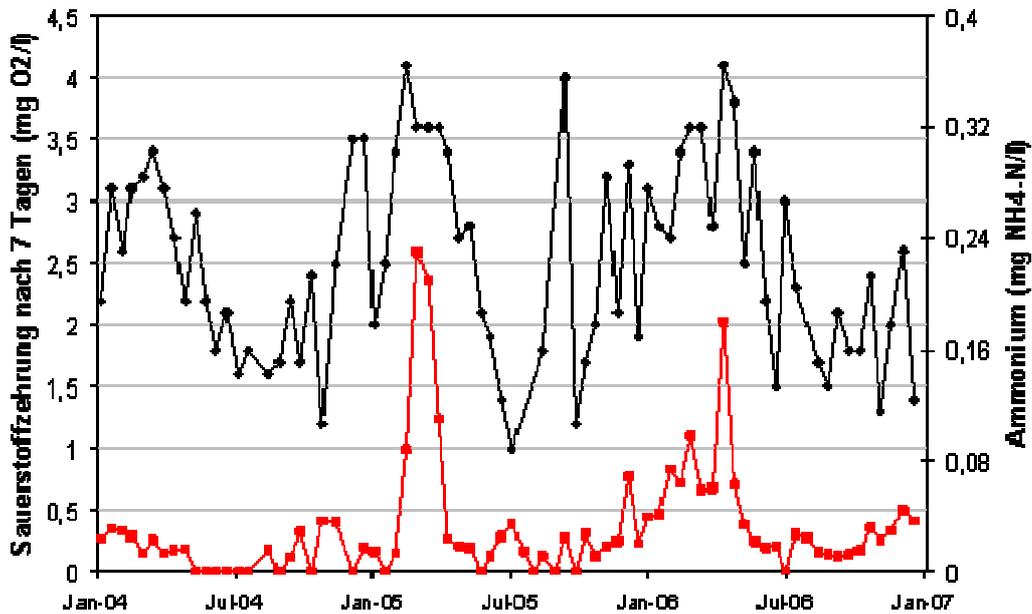


Abbildung 4-39: Sauerstoffzehrung und Ammoniumgehalt bei Brunsbüttel (km 691) der Jahre 2004 bis 2006 (Datenquelle FGG-Elbe)

¹⁸ Der Urheber der Daten war die Arbeitsgemeinschaft Elbe (ARGE Elbe), die in die Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) aufgegangen ist.

4.2.2 Schadstoffe

Wie bereits in Kapitel 4.1 beschrieben werden im VSB 686/690 seit 2008 sukzessive Daten aus chemischen Analysen der Sedimente aus diesem Bereich erfasst. Erste Ergebnisse aus den Probenahmekampagnen im Oktober 2008 und März 2009 sind in BfG (2010a) zusammengefasst. Im Folgenden sollen diese Daten um die Ergebnisse der Probenahmekampagne im Juni 2010 ergänzt werden. Eine Gesamtübersicht der Probenahmepositionen liegt dem Anhang zu diesem Bericht bei. Die Sedimentologie der Proben ist detailliert in den Kapiteln 4.1.1 und 4.1.3 beschrieben.

Bei der aktuellen Kampagne vom Juni 2010 wurden erstmals die neu in 2010 eingerichteten Verbringstellen VS 686 R und VS 687 R mittels van-Veen Greifer beprobt. Des Weiteren sind bei dieser Kampagne im VSB 686/690 an sechs Positionen anstatt Greiferproben Sedimentkerne entnommen und dann schichtweise auf Korngrößenverteilung (siehe Kapitel 4.1.1) und Schadstoffe untersucht worden. Der Vergleich von Ergebnissen unterschiedlicher Probenahmekampagnen zeigt für den Nahbereich des VSB 686/690 die Entwicklung der Schadstoffgehalte in Sedimenten auf. Die fachliche Einschätzung dieser Entwicklung ist dann Grundlage für eine weitergehende Diskussion der bereits in Kapitel 4.1.4 aufgezeigten möglichen Verdriftungswege des im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutes

4.2.2.1 Chemische Untersuchungen an den Verbringstellen VS 686 R und VS 687 R

Im Juni 2010 wurden auf VS 686 R und VS 687 R jeweils sechs Greiferproben für chemische Analysen entnommen (für Korngrößenverteilung siehe Kapitel 4.1.1). Zum Zeitpunkt der Probenahme sind beide Verbringstellen noch nicht mit Baggergut beaufschlagt worden, so dass in diesem Bereich ein Nullzustand angenommen werden kann, der mit dieser Probenahme erfasst wurde.

Dieser Nullzustand wird im Folgenden sowohl mit den 3-Jahresmittelwerten (Juni 2007-Juni 2010) der Dauermessstation (DMS) Brunsbüttel (Elbe-km 696,3 bzw. N-O-Kanal-km 0,97) als auch mit dem Belastungsniveau in den Baggerabschnitten verglichen. Für die Ergebnisse an der DMS Brunsbüttel werden monatliche Greiferproben aus frisch abgelagerten Sedimenten entnommen und analysiert.

Nullzustand VS 686 R

Die Schwermetallgehalte der Sedimentproben von VS 686 R sind vergleichbar mit den 3-Jahresmittelwerten der DMS Brunsbüttel und spiegeln die aktuelle Belastung des Bereiches wider. Nur die Probe 685-687_1.1 liegt in den Schwermetallgehalten höher (Tabelle 4-13).

Die Ergebnisse der Probenahme vom August 2010 zeigen in den untersuchten Baggerbereichen gegenüber den Ergebnissen von VS 686 R z.T. etwas höhere Belastungen. Für die Lage der Probenahmepositionen vergleiche Abbildung 4-2. Das Sediment aus BA 1 (Wedel) zeigt in allen Schwermetallen eine leicht höhere Belastung an. In BA 3 (Juelssand) und BA 5 (Pagensand) sind die Gehalte von Zink, Quecksilber, Kupfer und Cadmium höher. Sedimente aus BA 7 (Rhinplate) zeigen in der Gesamtheit wieder höhere Gehalte. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass aus diesem Bereich nur zwei Proben in die Beurteilung für Schwermetalle, TBT und organische Schadstoffe eingegangen sind (vgl. Kapitel 3.5.2).

Die mittleren Gehalte der auf VS 686 R genommenen Greiferproben zeigen, wie auch die Proben aus den Baggerbereichen, nur eine Überschreitung des Richtwerts (RW) 1 nach GÜBAK in den Schwermetallen Kupfer, Quecksilber und Zink. Aufgrund des geringen Feinkornanteils bei fünf der sechs Proben konnten nur an Probe 685_1.5 (Schluffanteil > 95 Gew.-%) die organischen Schadstoffgehalte bestimmt werden. Alle Schadstoffgehalte - auch die organischen Schadstoffgehalte - liegen auf Hintergrundniveau. Sehr wahrscheinlich ist diese Probe einer anstehenden Kleischicht entnommen worden (vgl. Kapitel 4.1.1).

Nullzustand VS 687 R

Die in Sedimenten auf VS 687 R festgestellte Belastung mit Schwermetallen liegt etwas unterhalb des Belastungsniveaus der Baggerabschnitte. Damit ist die Situation vergleichbar zu VS 686 R. Die mittleren Gehalte der auf VS 687 R genommenen Greiferproben zeigen eine Überschreitung des RW 1 nach GÜBAK in den Schwermetallen Kupfer, Quecksilber und Zink.

Aufgrund des geringen Feinkornanteils bei fünf von sechs Proben konnten die organischen Schadstoffgehalte nur an Probe 685-687_2.2 (leicht schluffiger Mittelsand) bestimmt werden. Hexachlorbenzol, p,p'-DDE und p,p'-DDD zeigen erhöhte Gehalte und zeigen so eine leichte Überschreitung von RW1. Die restlichen Schadstoffgehalte sind unauffällig. Insgesamt liegen die Gehalte der organischen Schadstoffe bei dieser untersuchten Probe unterhalb der 3-Jahresmittelwerte an der DMS Brunsbüttel und somit auch auf einem geringeren Niveau als in den untersuchten Baggerbereichen festgestellt worden ist.

Tabelle 4-13: Schadstoffgehalte in den Sedimentproben 685_687_1.1 bis 685_687_1.6, Probenahmedatum Juni 2010

		Verbringstelle 686 R (10.06.2010)						MW	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	83	84	84	71	43	77	74	34	
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	0,1	0,3	0,1	1,5	21,0	0,6	4	25	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	1,9	2,8	2,5	7,0	76,4	4,2	16	58	
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	2,0	3,1	2,6	8,5	97,4	4,8	20	83	
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	56	30	38	32	18	35	35	29	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	92	71	87	63	18	72	67	78	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	2	1	1	1	0	2	1	1	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	129	65	72	70	44	75	76	76	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	66	47	54	36	13	54	45	44	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	79	38	47	39	26	44	46	44	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1	1	1	1	<0,050	1	1	1	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	528	434	473	309	70	403	370	344	
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	26	n.b.	26	128	
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	1	
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	1	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	3	
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	12	
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	0	
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	0	
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	2	
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	7	
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	0	1	
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	<0,1	1	22	3	<0,1	2	7	53	
Phosphor ges.	mg/kg TM	64	79	86	230	1100	150	285		
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0	<0,05	0	0	
Phosphor ges.	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	<0,1	<0,1	0,12	0		
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	0,3	1,4	0,4	1		

Tabelle 4-14: Schadstoffgehalte in den Sedimentproben 685_687_2.1 bis 685_687_2.6, Probenahmedatum Juni 2010

		Verbringstelle 687 R (10.06.2010)						MW	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		2.1	2.2	2.3	2.4	2.5	2.6		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	79	73	75	80	78	81	78	34	
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	0,3	3,6	0,9	0,5	0,5	0,3	1	25	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	1,8	10,7	3,7	2,8	2,8	2,3	4	58	
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	2,1	14,3	4,6	3,3	3,3	2,6	5	83	
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	37	25	29	28	24	33	29	29	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	88	61	79	78	70	83	77	78	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,30	0,72	1,30	2,00	1,20	1,10	1,27	0,99	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	74	66	66	58	63	65	65	76	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	59	32	49	53	44	46	47	44	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	44	35	38	36	36	39	38	44	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1,20	0,65	1,10	1,20	0,97	1,20	1,05	0,99	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	421	260	390	471	366	409	386	344	
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	n.b.	175	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	175	128	
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	1,12	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,12	1,38	
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	0,35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,35	0,96	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	1,96	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,96	3,46	
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	5,24	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5,24	11,91	
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	0,35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,35	0,35	
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	0,35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,35	0,23	
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	1,05	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1,05	2,50	
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	3,57	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,57	7,32	
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	0,35	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,35	1,38	
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	2,1	17,0	4,0	3,6	3,2	2,1	5,33	52,94	
Phosphor ges.	mg/kg TM	130	320	160	86	150	120	161		
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		0,33	
Phosphor ges.	mg/L	n.b.	0,12	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	0		
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	n.b.	0,5	n.b.	n.b.	0,3	n.b.	0		

4.2.2.2 Chemische Untersuchungen an der nördlichen Verbringstelle VS 689 R sowie an Positionen stromauf und stromab

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen der Probenahme vom März 2009 sind in BfG (2010) detailliert beschrieben und werden im Folgenden kurz zusammengefasst. Die Untersuchungswerte können nochmals dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden. Die Lage sämtlicher Probenahmepositionen kann am besten der Übersichtskarte im Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

Zwei der im März 2009 unmittelbar auf VS 689 R genommenen Sedimentproben zeigen erhöhte Schwermetallgehalte. In BfG (2010) ist die Schlussfolgerung gezogen worden, dass ein Teil des hier umgelagerten Baggerguts zumindest zeitweilig an Ort und Stelle verbleibt. Insgesamt ist das untersuchte Material sehr sandig mit geringen Feinkornanteilen, so sind - bezogen auf die Gesamtprobe - erhöhte Schadstoffgehalte nicht zu erwarten. Im Nahbereich der untersuchten VS 689 R konnten drei Belastungssituationen festgestellt werden:

- Bei der seitlich von VS 689 R genommenen Probe 690-08 wurde eine Belastung ähnlich der von Baggergut aus BA 1 (Wedel) vorgefunden.
- Bei den Proben 690-45 und 690-29 wurden Schadstoffgehalte auf Hintergrundniveau festgestellt.
- Ansonsten war die Belastung seitlich von VS 689 R sowie stromauf und stromab vergleichbar den Werten an der DMS Brunsbüttel.

Im Juni 2010 sind auf VS 689 R sowie stromauf und stromab von VS 689 R insgesamt sieben Greiferproben und zwei Sedimentkerne genommen worden. Der Sedimentkern 690-45 liegt stromab, der zweite Kern 690_29 stromauf der Verbringstelle. Um eine bessere Auflösung der Schadstoffentwicklung in diesem Bereich zu erhalten, wurden die Kerne schichtweise auf Korngrößenverteilung (siehe Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9) und Schadstoffgehalte untersucht. Vier Greiferproben wurden direkt im Bereich der Verbringstelle entnommen und drei außerhalb. Die Schadstoffgehalte der Kerne sowie der Greiferproben sind tabellarisch im Anhang dargestellt.

Bei den direkt auf VS 689 R genommenen Greiferproben 690-18 und 690-20 handelt es sich um sandiges Material, so dass die Proben nicht auf organische Schadstoffgehalte analysiert worden sind. In der Probe 690-18 sind Schwermetallgehalte festgestellt worden, die auf Hintergrundniveau liegen. Somit haben die Schwermetallgehalte gegenüber der positionsgleichen Probe vom März 2009 deutlich abgenommen und liegen auch unterhalb des aktuellen, an der DMS Brunsbüttel erfassten Belastungsniveaus. Die bei der Probe 690-20 festgestellten Schwermetallgehalte liegen sowohl über dem 3-Jahresmittelwert an der DMS Brunsbüttel als auch über dem im BA 1 (Wedel) festgestellten Belastungsniveau. Aufgrund erosiver Tendenzen an dieser Position wurden hier jedoch tiefer liegende Sedimente als bei der Probenahme im März 2009 erfasst (vgl. Kapitel 4.1.3). Zudem besitzt diese Probe einen sehr geringen Schluffanteil von nur wenigen Gewichtsprozenten. Bei der Analyse solcher Proben hat die Erfahrung gezeigt, dass hierbei im Labor systematisch ungewöhnlich hohe Schwermetallgehalte bestimmt werden, die der aktuellen Belastungssituation nicht entsprechen (vgl. BfG, 2010a). Das Ergebnis dieser Probe wird daher im Folgenden nicht berücksichtigt.

Die im Juni 2010 genommene Greiferprobe 690-12 besitzt mit ca. 45 Gew.-% einen sehr hohen Schluffanteil. Die Schadstoffanalyse zeigt Hintergrundbelastung bei den Schwermetallen und den organischen Schadstoffen. Damit liegt sie unter dem Schadstoffniveau der DMS Brunsbüttel. Ein Vergleich des Belastungsniveaus mit der im März 2009 positionsgleich genommenen Probe ist nicht möglich, da bei der damals stark sandigen Probe keine organischen Schadstoffgehalte bestimmt worden sind und auch die Ergebnisse der Schwermetallanalytik mit größeren Unsicherheiten behaftet sind.

Bei der stromab der VS 689 R im Juni 2010 genommenen sandigen Sedimentprobe 690-4 sind die gemessenen Schwermetallgehalte vergleichbar mit Jahresmittelwerten aus 2010 an der DMS Brunsbüttel. Gegenüber 2009 ist keine Veränderung zu erkennen. Die etwas nördlich von VS 689 R genommene Greiferprobe 690-8 ist sandig und die Schwermetallgehalte sind ebenfalls vergleichbar mit dem an der DMS Brunsbüttel erfassten mittleren Belastungsniveau (3-Jahresmittelwert, 2007 bis 2010). Die Schwermetallgehalte haben im Vergleich zu den Ergebnissen der Probenahme im März 2009 abgenommen.

Die im Juni 2010 stromauf von VS 689 R genommenen Sedimentproben 690-23 und 690-26 sind schluffig und zeigen Schadstoffgehalte (Schwermetalle und organische Schadstoffe) auf Hintergrundniveau. Sie liegen somit unter dem Niveau der Gehalte gemessen an der DMS Brunsbüttel. Im Vergleich zu 2009 haben die Gehalte an Position 690-26 und 690-23 abgenommen, zugleich ist das Material schluffiger geworden (vgl. Kapitel 4.1.3).

Der stromab von VS 689 R entnommene Sedimentkern an Position 690-45 ist 40 cm lang und zeigt in allen Schichten ein stark schluffiges Sediment (siehe Abbildung 4-8) mit Schadstoffgehalten auf Hintergrundniveau. Die Untersuchung der positionsgleich genommenen Greiferprobe vom März 2009 hat ein ähnliches Belastungsniveau ergeben.

Der entnommene Kern an Position 690-29 ist 75 cm lang. Das Sediment in den obersten 25 cm ist stark sandig (siehe Abbildung 4-9) mit hohen Schadstoffgehalten in der ersten 10 cm mächtigen Schicht. Auch bei dieser Probe ist davon auszugehen, dass aufgrund des sehr geringen Feinkornanteils das Ergebnis der Schwermetallanalytik mit einer hohen Messunsicherheit belegt ist. Aus diesem Grund wird dieses Messergebnis von der Bewertung ausgeschlossen. Ab 25 cm wird das Sediment schluffig und die Schadstoffgehalte sinken auf Hintergrundniveau.

4.2.2.3 Schadstoffentwicklung im Zeitraum März 2009 bis Juni 2010 in Sedimenten an VS 689 R sowie stromauf und stromab der Verbringstelle VS 689 R

Zusammenfassend kann für diesen Bereich gesagt werden, dass an den Positionen stromab der VS 689 R bei der Schadstoffbelastung der Sedimente keine Veränderung im Untersuchungszeitraum von März 2009 bis Juni 2010 festgestellt werden konnte. Es liegt Hintergrundbelastung vor. Stromauf an zwei Positionen haben die Schadstoffgehalte in den Sedimenten abgenommen. Bei der Entnahme des Sedimentkerns an Position 690-29 ist in den ersten 25 cm eine ortsstabile Mittelsandaufgabe erfasst worden (vgl. Kapitel 4.1.3). Das tiefer liegende Sediment ist - vergleichbar zur im März 2009 in ca. 70 m Entfernung genommenen Greiferprobe 690-29 - schluffig und weist eine Hintergrundbelastung auf. Die hohen Schwermetallgehalte in den ersten 10 cm sind wahrscheinlich auf den geringen Feinkornan-

teil und die daraus resultierende Messunsicherheit zurückzuführen. Unmittelbar auf VS 689 R sind bei der Probenahme im Juni 2010 geringere Schadstoffgehalte als zuvor bei der Probenahme im März 2009 festgestellt worden. Diese Aussage muss jedoch dahingehend relativiert werden, da bei den im Juni 2010 genommenen Proben nicht ausgeschlossen werden kann, dass an zahlreichen Positionen „ältere“, weil durch Erosion freigelegte Sedimente erfasst worden sind (vgl. Kapitel 4.1.3.5).

4.2.2.4 Chemische Untersuchungen im Bereich der südlichen Verbringstellen

Die Ergebnisse der Untersuchungen von zehn Greiferproben, die im März 2009 sowohl auf als auch im Umfeld der südlichen Verbringstellen genommen wurden, sind in BfG (2010) detailliert beschrieben und werden hier nur kurz zusammengefasst. Die Untersuchungswerte können nochmals dem Anhang zu diesem Bericht entnommen werden.

Sechs dieser zehn Proben sind im März 2009 unmittelbar auf VS 690, VS 690_2.1 und VS 690_2.2 genommen worden. Die Lage dieser Probenahmepositionen kann der Übersichtskarte im Anhang zu diesem Bericht oder der Abbildung 4-10 entnommen werden. Diese überwiegend sandigen Proben weisen größtenteils Hintergrundgehalte von Schwermetallen auf. Eine Belastung mit organischen Schadstoffen ist auf Grund des geringen Schluffanteils nicht analysiert worden. Lediglich eine Probe zeigt in den Schwermetallgehalten ein höheres und zu Sedimenten aus dem BA 1 (Wedel) vergleichbares Belastungsniveau an. Im südlichen Seitenbereich des VSB 686/690 wurden im März 2009 vier Greiferproben genommen. Die in diesen Proben festgestellten Schadstoffgehalte sind vergleichbar zu den Gehalten, die an der DMS Wedel in Schwebstoffen oder auch in Sedimentproben aus dem BA 1 gemessen werden. Aus diesem Grund sind im Juni 2010 an genau diesen vier Positionen (690-36, 690-38, 690-44 und 690-48) anstatt Greiferproben Sedimentkerne gezogen worden. Drei Greiferproben sind darüber hinaus unmittelbar im Bereich von Verbringstellen an den Positionen 690-42, 690-46 und 690-50 genommen worden.

Das Sediment der Greiferprobe 690-42 – genommen auf VS 690_2.1 - zeigt Schwermetallgehalte, die nur in manchen Schadstoffen über den an der DMS Brunsbüttel gemessenen Gehalten (siehe Anhang 9-15) liegen. Zugleich liegen sie aber unter den an der DMS Wedel gemessenen Belastungswerten. Im Vergleich zu Ergebnissen der Kampagne vom März 2009 sind die Schadstoffgehalte leicht angestiegen. Das Material aus Greiferprobe 690-50 – genommen im Juni 2010 in unmittelbarer Nähe zu VS 690_2.2 - zeigt z.T. sehr hohe Schwermetallgehalte. Auch dieses Ergebnis ist auf Messunsicherheiten aufgrund des sehr geringen Feinkornanteils zurückzuführen. Die erfassten Schwermetallgehalte lassen sich mit keinen Gehalten aus dorthin verbrachten Sedimenten vergleichen. Im März 2009 lagen die Schwermetallgehalte auf Hintergrundniveau. Es ist jedoch zu beachten, dass die Probenahmepositionen von März 2009 und Juni 2010 relativ weit auseinander liegen, so dass ein direkter Vergleich nur eingeschränkt möglich ist.

Das Sediment der Probe 690-46 zeigt Schwermetallgehalte, die fast auf Hintergrundniveau liegen. Die organischen Schadstoffgehalte sind vergleichbar mit der an der DMS Brunsbüttel erfassten Belastungssituation. Für diese Position liegen aus der Kampagne vom März 2009 keine Ergebnisse zur Schadstoffbelastung vor, da die damals genommene Probe aufgrund des fast ausschließlichen Sandanteils nur auf Korngrößenverteilung analysiert worden ist.

Der im Juni 2010 entnommene Kern 690-36 hat eine Länge von 85 cm und weist bis in diese Tiefe hohe Schadstoffbelastungen auf (siehe Anhang 9-16). In 85 cm Tiefe ist kein Hintergrundniveau der Schadstoffe erreicht. In der ersten, 10 cm mächtigen Schicht weisen fast alle Schadstoffe (ausgenommen Chrom, Nickel, Mineralölkohlenwasserstoffe, γ -HCH und p,p'-DDT) sehr hohe Gehalte auf. Die Gehalte des α -HCH steigen bis auf 2,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ an, die Summe 7 PCB auf 52,58 $\mu\text{g}/\text{kg}$, das p,p'-DDE auf 8,81 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und das p,p'-DDD auf 74,54 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nach GÜBAK müssten die Sedimente in Fall 3 eingestuft werden, also eine deutliche Überschreitung von RW 2. Die Belastung in diesen ersten 10 cm ist mit keinen aktuellen Belastungen in der Tideelbe vergleichbar, sie liegt in den organischen Schadstoffen deutlich höher. Die Schwermetallbelastung hingegen zeigt z.T. Gehalte, die im BA 1 (Wedel) an der DMS Wedel in Schwebstoffen erfasst werden, z.T. bei Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber sogar noch höhere Gehalte. In 10 bis 25 cm Tiefe zeigen die Schwermetalle sehr hohe Gehalte. Sie sind vergleichbar mit Belastungen, die in BA 1 (Wedel) in den 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts gemessen wurden. Sie sind aber mit Gehalten vergleichbar, die an der DMS Brunsbüttel aus dieser Zeit erfasst wurden (Abbildung 4-40). Das p,p'-DDE und p,p'-DDD weist bis in eine Tiefe von 55 cm hohe Gehalte auf. Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol zeigen in den Schichten 40-55 cm und 55-70 cm ihre höchsten Gehalte (Pentachlorbenzol bis 5,33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und HCB bis 9,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Die Schadstoffbelastung über die Tiefe ist somit sehr heterogen und zeigt keinen gemeinsamen Entwicklungstrend für die einzelnen Schadstoffgruppen. Insgesamt ist das Sediment an dieser Stelle bis in die Tiefe als hoch belastet einzustufen. Im Vergleich zu 2009 sind die aktuell erfassten Schadstoffgehalte im Sediment angestiegen (Abbildung 4-41). Während Schadstoffgehalte im Sediment der Kampagne vom März 2009 mit Gehalten an der DMS Wedel verglichen werden konnte, ist dies mit den Sedimenten aus Juni 2010 nicht möglich.

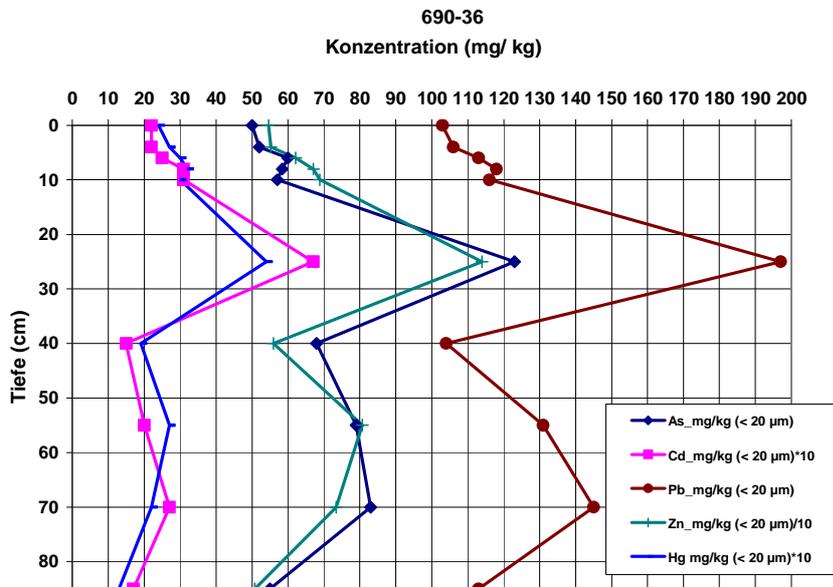


Abbildung 4-40: Tiefenverteilung von ausgesuchten Schwermetallen in mg/kg an Position 690-36

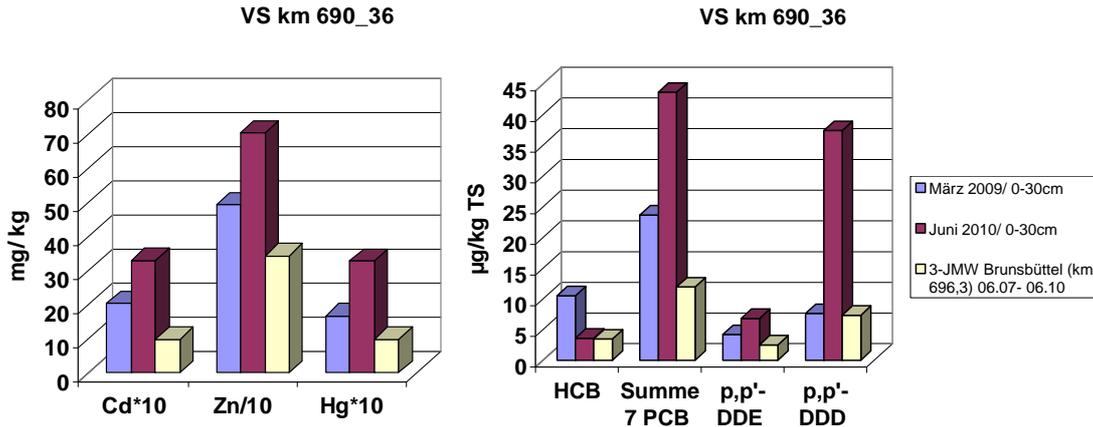


Abbildung 4-41: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-36

Kern 690-38 hat eine Länge von 55 cm. Dieser zeigt wie schon der benachbarte Kern 690-36 bis in die Tiefe eine hohe, jedoch im direkten Vergleich etwas geringere Schadstoffbelastung als im Kern 690-36 (Abbildung 4-42). Hohe Gehalte weisen hier Quecksilber (3 mg/kg), Hexachlorbenzol (19,61 µg/kg), p,p'-DDE (3,79 µg/kg) und p,p'-DDD (9,62 µg/kg) auf (Tabelle 9). Aufgrund des geringen Feinkornanteils wurden die organischen Schadstoffe in der Schicht 40-55 cm nicht bestimmt. An Position 690-38 lassen sich die Gehalte der Schadstoffe in den ersten 10 cm mit den in Schwebstoffen gemessenen 3-Jahresmittelwerten der DMS Wedel gut vergleichen. Sie sind somit höher als die aktuelle Belastung im Bereich Brunsbüttel, die an der DMS Brunsbüttel erfasst wird. Insgesamt nimmt die Belastung in die Tiefe etwas ab. Im Vergleich zu der positionsgleichen im März 2009 genommen Greiferprobe gibt es kaum Veränderungen in der Schadstoffbelastung (Abbildung 4-43).

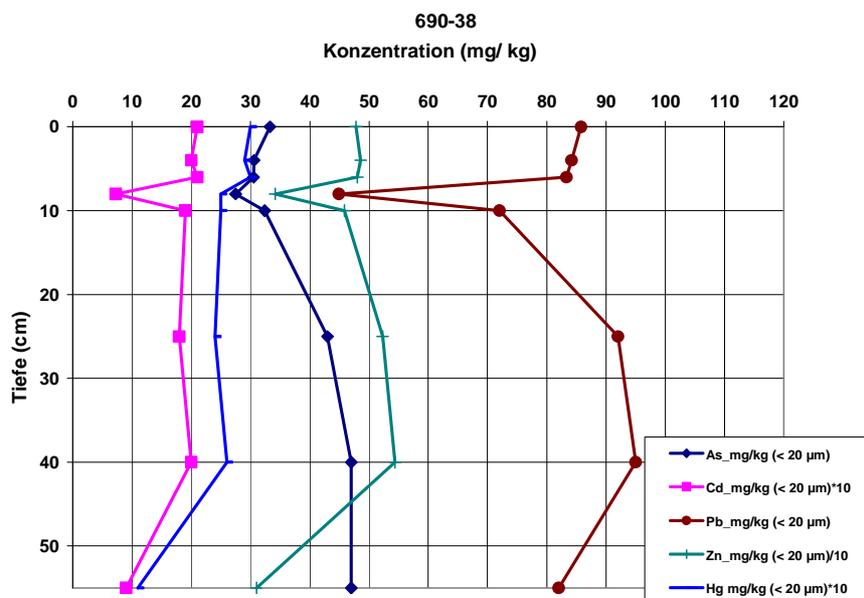


Abbildung 4-42: Tiefenverteilung von ausgesuchten Schwermetallen in mg/kg an Position 690-38

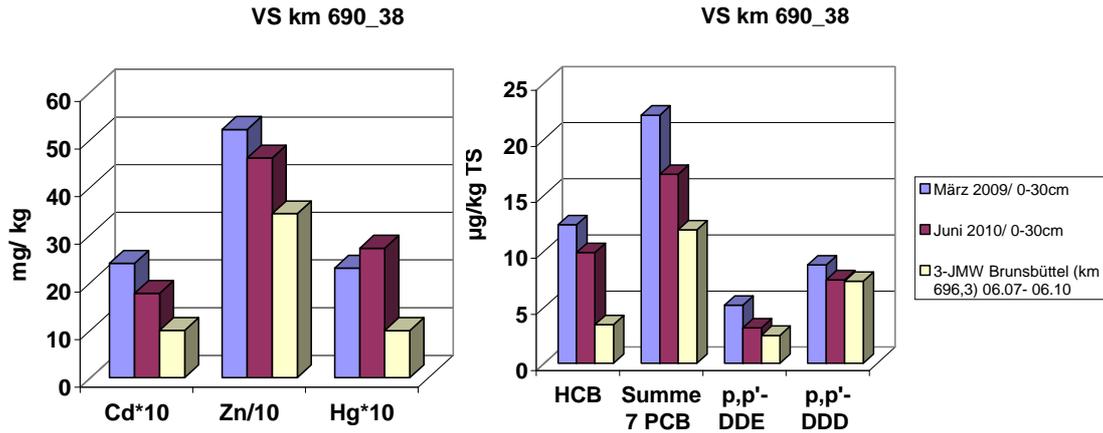


Abbildung 4-43: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-38

Der seitlich der südlichen Verbringstellen an der Position 690-44 genommene Sedimentkern hat eine Länge von 80 cm und zeigt in allen Tiefen niedrige und relativ gleichbleibende Schadstoffgehalte. Sie sind niedriger als die an der DMS Brunsbüttel aktuell erfasste Belastung (siehe Anhang 9-16). Im Vergleich zu der positionsgleich genommenen Greiferprobe vom März 2009 gibt es keine Veränderung in den Schadstoffgehalten (Abbildung 4-44).

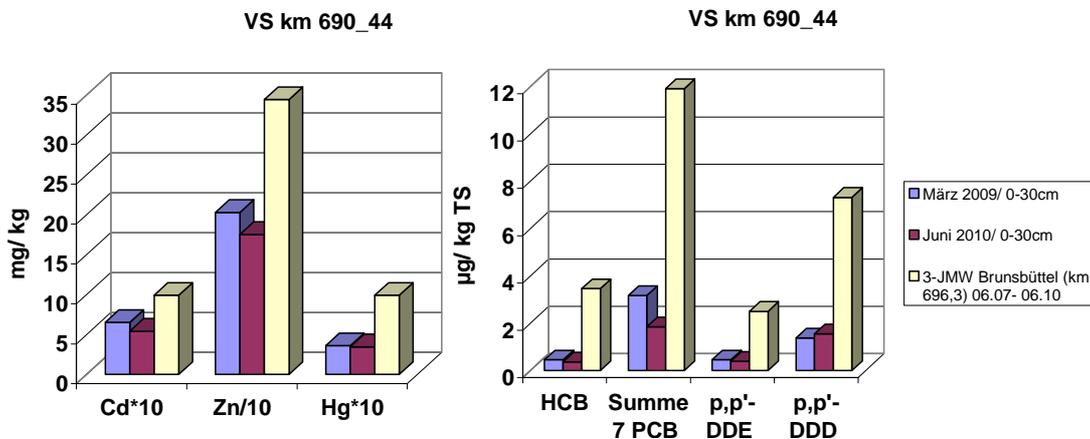


Abbildung 4-44: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle (links) und organischen Schadstoffe (rechts) aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-44

Der an Position 690-48 genommene Sedimentkern hat eine Länge von 55 cm. Die organischen Schadstoffgehalte wurden aufgrund des niedrigen Feinkornanteils in den ersten 40 cm nicht bestimmt. Die Schwermetallgehalte sind in den ersten 25 cm erhöht, z.T. auch etwas höher als die an der DMS Brunsbüttel an frisch abgelagerten Sedimenten erfasste mittlere (3-Jahreszeitraum, 2007 bis 2010) Belastung. Während die Gehalte von 0-40 cm sinken, nehmen sie ab 40 cm wieder etwas zu (Tabelle 12). In diesem Fall könnte es sich um Sedimente handeln, die zu Zeiten einer höheren Belastung abgelagert wurden. Im Vergleich zu der positionsgleich im März 2009 genommenen Greiferprobe ist kaum eine Veränderung in der Schadstoffbelastung zu verzeichnen (Abbildung 4-45).

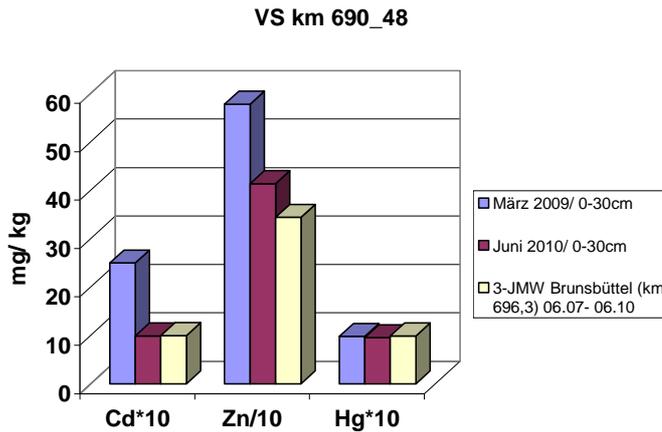


Abbildung 4-45: Vergleich Schadstoffentwicklung der Schwermetalle aus Kampagnen 2009 und 2010 an Position 690-48

4.2.2.5 Schadstoffentwicklung 2009-2010 in Sedimenten auf den südlichen Verbringstellen

Zusammenfassend kann für den südlichen Verbringstellenbereich gesagt werden, dass an den stromauf gelegenen zwei Probenahmepositionen 690-36 und 690-38 eine Zunahme der Schadstoffbelastung zu erkennen ist. An Position 690-36 handelt es sich um stark belastetes Sediment, das bis in eine Tiefe von 85 cm anzutreffen ist. Für Position 690-38 ergibt sich eine gleichgerichtete Tendenz, aber nicht so ausgeprägt. Es ist davon auszugehen, dass dieser Bereich einen bevorzugten Sedimentationsbereich darstellt, in welchem unter anderen das auf VSB 686/690 umgelagerte Baggergut verdriftet und sich an der Gewässersohle längerfristig ablagert, was zu einer Erhöhung der Schadstoffgehalte führt. Die Schadstoffgehalte sind im Vergleich der Ergebnisse der Probenahmen von März 2009 und Juni 2010 etwas gestiegen. In diesem Zeitraum wurde nicht nur Baggergut auf VS 689 R umgelagert sondern auch Baggergut aus verschiedenen Baggerabschnitten auf VS 689 1G. An den anderen beiden Positionen 690-44 und 690-48 ist für den Juni 2010 wiederum keine Veränderung in den Schadstoffgehalten zum Vorjahr 2009 zu erkennen.

4.2.2.6 Beurteilung Schadstoffgehalte im VSB 686/690

In Abbildung 4-46 ist zusammengefasst dargestellt die Bewertung der in den Sedimentproben aus dem VSB 686/690 ermittelten Schadstoffbelastung. In Kapitel 4.2.2 und den enthaltenen Unterkapiteln sind die Schadstoffbelastungen der einzelnen Sedimente an den Positionen detailliert beschrieben.

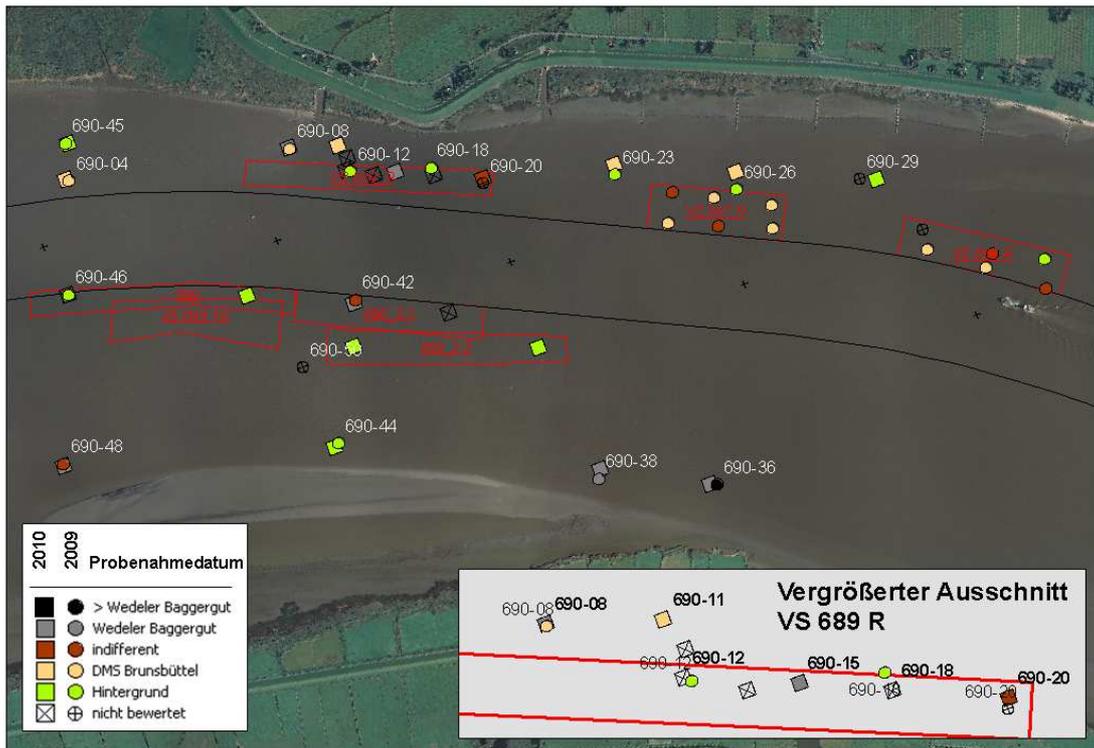


Abbildung 4-46: Bewertung der an Sedimentproben aus dem VSB 686/690 festgestellten Sedimentproben

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Schadstoffbelastung der Sedimente innerhalb eines Jahres gleich geblieben ist oder sich verbessert hat. Nur an einer Position (690-36) ist eine deutliche Verschlechterung, die vermutlich auf Verdriftung von Baggergut zurückzuführen ist, eingetreten. Die Belastung der neuen Verbringstellen 686R und 687R im erfassten Nullzustand liegt zumeist im Bereich der in diesem Bereich aktuell herrschenden Belastung, d.h. im Bereich der an der DMS Brunsbüttel erfassten Belastung.

4.3 Biologische Untersuchungsergebnisse

4.3.1 Ökotoxikologie

Zur Feststellung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials wurden Porenwasser und Eluate von insgesamt acht Sedimentproben aus dem VSB 686/690 untersucht. Sechs dieser Proben sind im März 2009 und weitere zwei Proben im Juni 2010 auf VS 686 R genommen und untersucht worden. Voraussetzung für die ökotoxikologischen Untersuchungen sind schluffige Sedimente bzw. ein ausreichend großer Schluffanteil an der Gesamtprobe. Die Positionen der untersuchten Proben sind in Abbildung 4-47 dargestellt.

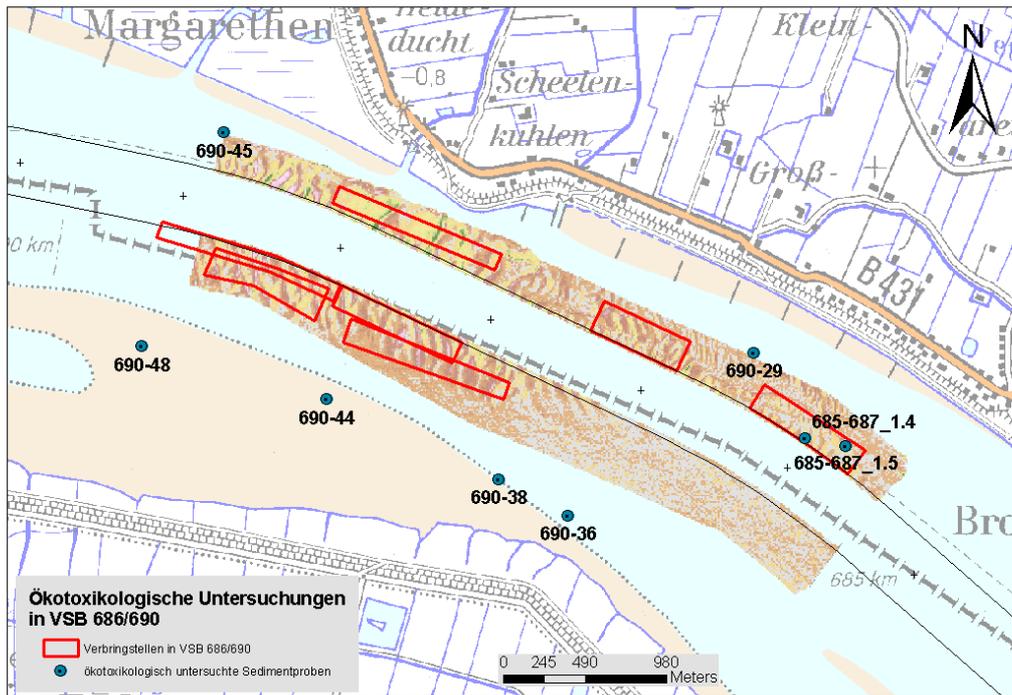


Abbildung 4-47: Positionsübersicht der auf ökotoxikologisches Belastungspotenzial untersuchten Sedimentproben

Da die zu untersuchenden Stellen im marinen bzw. brackigen Bereich der Tideelbe liegen, wurden die entnommenen Sedimentproben mit marinen Biotestverfahren untersucht. Die pH-Werte, Sauerstoff- und NH₄-N-Konzentrationen der zu untersuchenden Testgüter lagen in Bereichen, die keine negativen Beeinträchtigungen der Testorganismen verursachten (siehe

Tabelle 4-15: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit den marinen Biotestverfahren nach HABAK-WSV, Probenahmedatum März 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Algentest (mAT) DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test (mLb) DIN EN ISO 113482		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	NH ₄ ⁺ -N [mAT]	O ₂ [mg/l]	LF mAT [µS/cm]	LF mLb [µS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
090415 KS 690-29 km 686,8	24.03.2009	58,8	PW	8,0	3,3	3,3	8,0	2	2	-8	0	11	0	0
			EL	7,5	8,2	2,7	7,3	34	2	-85	0	-4	0	
090366 KS 690-36 km 688,2	26.03.2009	72,5	PW	8,0	9,6	9,6	7,8	2	2	1	0	23	1	I
			EL	7,4	9,2	4,4	7,8	34	1	-79	0	-5	0	
090367 KS 690-38 km 687,5	26.03.2009	59,5	PW	7,9	6,3	6,3	7,7	1	1	-1	0	12	0	0
			EL	7,2	5,4	2,6	7,6	34	1	-88	0	-9	0	
090370 KS 690-44 km 688,7	26.03.2009	67,0	PW	7,9	1,0	1,0	7,1	3	3	-5	0	12	0	0
			EL	7,6	1,0	<1	7,8	33	1	-76	0	5	0	
090371 KS 690-45 km 690	26.03.2009	60,0	PW	8,0	11,7	11,7	6,4	4	4	14	0	25	1	I
			EL	7,5	17,7	9,3	7,1	34	2	-63	0	-4	0	
090373 KS 690-48 km 690	26.03.2009	55,2	PW	8,0	2,4	2,4	8,1	2	2	1	0	14	0	0
			EL	7,6	1,3	<1	8,4	34	1	-77	0	-12	0	

Tabelle 4-16: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse und Klassifizierung mit der marinen Biotestpalette nach GÜBAK, Probenahmedatum Juni 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungs- datum	TR [%]	Unter- suchungs- matrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Toxizitäts- klasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salini- tät	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
100654 VS 686R km 685-687 (1.4)	10.06.2010	68,2	PW	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0
			EL	7,8	<1	8,0	33	20,5	-316	0	15	0	
100655 VS 686R km 685-687 (1.5)	10.06.2010	42,8	PW	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0
			EL	7,1	<1	8,8	33	20,6	-336	0	8	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Die Ergebnisse der aufgeführten Untersuchungen in den beiden Biotestverfahren (Leuchtbakterientest, mariner Algentest) zeigten pT-Werte von 0 bis 1 an. In diesen Fällen wurden folglich keine toxischen Effekte bzw. nur sehr geringe toxischen Effekte nachgewiesen.

Aufgrund der Biotestergebnisse der hier durchgeführten Sedimentuntersuchungen ist das ökotoxikologische Potential des beprobten Sediments entsprechend den festgestellten pT-Werten der Toxizitätsklasse 0 (Toxizität nicht nachweisbar) und I (sehr gering toxisch belastet) zuzuordnen.

Aus ökotoxikologischer Sicht ist das durch die Proben repräsentierte Sediment in Übereinstimmung mit der HABAK-WSV bzw. der GÜBAK als unbedenklich belastet zu klassifizieren.

4.3.2 Makrozoobenthos

Für die Benthosfauna wurden alle verfügbaren Daten aus dem BfG-Bestand analysiert und ausgewertet. Für die hier vorliegende Auswirkungsprognose für den VSB 686/690 wurden daher keine gesonderten Beprobungen der Benthosfauna durchgeführt worden. Die Beschreibung des Ist-Zustands und die spätere Auswirkungsprognose in Kapitel 5 stützt sich auf die Auswertung der BfG-Daten und vorliegende Berichte. Die Auswertung der Benthosfauna zeigt, dass im Elbeabschnitt des VSB 686/690 vor allem mobile Arten vorkommen; sessile Arten wie z.B. Muscheln kommen im Bereich km 670 bis km 700 der Tideelbe nicht vor. Im VSB 686/690 sind vor allem die Anneliden *Marenzelleria spp.* (im Mittel 28 Individuen m⁻²), *Boccardiella ligERICA* (97 Ind. m⁻²), *Alitta succinea* (2 Ind. m⁻²) und nicht näher spezifizierte Tubificidae (9 Ind. m⁻²) anzutreffen. Daneben kommen die Crustaceen (Krebstiere) *Bathyporeia elegans* (13 Ind. m⁻²), *Bathyporeia pilosa* (21 Ind. m⁻²), *Bathyporeia sarsi* (8 Ind. m⁻²), *Apocorophium lacustre* (3 Ind. m⁻²) und *Mesopodopsis slabberi* (3 Ind. m⁻²) vor. *Boccardiella ligERICA* ist auf der „roten Liste“ als „stark gefährdet“ (RL 2) vermerkt. *Boccardiella ligERICA* 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 im Jahr 2001 nicht mehr nachgewiesen werden. Erst 2002 gelangen wieder Nachweise dieser Art (BioConsult, 2003). Im Weser Ästuar kommt *Boccardiella ligERICA* vor allem auf künstlichen Hartsubstraten

(Buhnen) vor. Es ist anzunehmen, dass auch in der Tideelbe sich das Hauptvorkommen dieser Art auf den Steinschüttungen der Buhnen befindet.

Bezüglich der potenziell negativen Folgen einer Sedimentumlagerung (Überdeckung, Sauerstoffzehrung, Erhöhung der Trübung des Wasserkörpers; vgl. zu den beiden letztgenannten auch Kapitel 4.2.1) sollte die Benthosfauna aufgrund ihrer relative hohen Mobilität, oder ihrer hohen Reproduktivität, ein relative hohe Belastbarkeit gegenüber Störungen aufweisen.

Bezüglich des ökologischen Zustands nach der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL) muss die Benthosfauna im Bereich um Elbe-km 690 derzeit, je nach verwendetem WRRL-Indikator (M-AMBI, BO2A,W-Wert), als „unbefriedigend“ bis „mäßig“ bewertet werden.

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

Unter dem in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur gegenwärtig geplanten Fahrrinnenanpassung (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 sogenannten Vorwarnliste und bei zwei weiteren Arten wird eine Gefährdung angenommen. Streng und besonders geschützte Arten kommen in der Tideelbe nicht vor (IBL/IMS, 2007b). Die Arten mit der höchsten Gefährdungseinstufung sind der Polychaet *Boccardia ligERICA* und die Muschel *Pisidium amnicum*. Beide gelten als „stark gefährdet“ (RL 2). *Boccardia ligERICA* 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 im Jahr 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 Twielenfleth (Elbe-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. Der Brackwasser präferierende Krebs *Corophium lacustre* zeigt in seiner Besiedelung ein uneinheitliches Muster. Er besiedelt sowohl das Polyhalinikum als auch den oligohalinen Bereich. Von den Arten der Vorwarnliste bzw. den potentiell gefährdeten Arten (RL-Status V, G, s. o.) sind der Polyp *Cordylophora caspia* und der Schlickkrebis *Corophium lacustre* über den gesamten limnischen und oligohalinen Bereich der Tideelbe verbreitet. Ebenfalls auf der Vorwarnliste sind der Polychaeten *Harmothoe impar* und die Häubchenmuschel. Für beide Arten liegen nur Einzelnachweise der Tideelbe vor.

4.3.2.2 Schweinswale und Seehunde

Die geschätzte Schweinswaldichte in der deutschen Bucht schwankte in den letzten Jahren zwischen 11.000 bis 51.000 Individuen (GILLES et al. 2007), so dass in der Nordsee von einer durchschnittlichen Dichte von knapp über einem Tier pro Quadratkilometer ausgegangen werden kann (GILLES et al., 2010). Im Frühjahr finden sich Schweinswale vor allem im Bereich des Borkum Riffgrunds und bei Sylt (GILLES et al., 2007). Im Bezug auf die Tideelbe kann aufgrund dieser starken Konzentration außerhalb des Ästuars davon ausgegan-

gen werden, dass das Ästuar als Lebensraum für Schweinswale nur eine untergeordnete Rolle spielt. Anders verhält es sich in Bezug auf die Seehunde. Sie nutzen regelmäßig Sandbänke in der Tideelbe als Ruheplätze.

4.3.3 Fischbiologische Untersuchungen

Es wurden keine separaten fischereibiologischen Untersuchungen durchgeführt. Eine allgemeine Beschreibung der Fischfauna mit Fokus auf FFH-Arten in der Tideelbe einschließlich des Abschnitts mit den Verbringstellen findet sich in Kapitel 3.7.

Die Verbringstellen liegen nach Einteilung für die Wasserrahmenrichtlinie im Übergangsgewässer Elbe bzw. nach Einteilung des Integrierten Bewirtschaftungsplans (BSU et al., 2011) im Funktionsraum 5. Dominierend sind euryhaline, d.h. an unterschiedliche bzw. schwankende Salzgehalte speziell angepasste Fischarten wie Flunder und Stint. Die Flachwasserzonen und Watten im Funktionsraum 5 (vorwiegend am Südufer/Gleithang) haben vermutlich insbesondere für Flundern eine hohe Bedeutung als Nahrungsgebiet, während die Fahrrinne und die als Verbringstellen genutzten tiefen Randbereiche – wie in anderen Ästuaren auch – nahrungsricher sein dürften. Eine gewisse Bedeutung kommt diesen Bereichen jedoch als Rückzugsraum bei Tideniedrigwasser zu. Am Boden lebende Fischarten wie Flunder und Aal warten dann eingegraben in Flachwasserzonen und Randbereichen der Fahrrinne (möglicherweise weniger in der Fahrrinne selbst, genaue Daten zur Verteilung dieser Arten im Flussquerschnitt liegen nicht vor) auf das Einsetzen der Flut, um mit auflaufendem Wasser wieder zu den Nahrungsgründen im Flachwasser und Watt vorzudringen. Der Funktionsraum 5 gilt ferner als Adaptations- und Sammelraum für diadrome Wanderfische, u. a. für die FFH-Arten Meerneunauge, Flussneunauge, Lachs und Schnäpel. Die Tiere halten sich nach BSU et al. (2011) längere Zeit im Übergangsgewässer, insbesondere in den Funktionsräumen 5 und 6 auf, um sich an zu- bzw. abnehmende Salzgehalte (je nach Wanderrichtung) physiologisch anzupassen. Jungfische aus den Funktionsräumen 3 und 4, insbesondere der Arten Finte und Stint sind vom Hochsommer bis zum frühen Herbst im Funktionsraum 5 anzutreffen (BSU et al., 2011).

Wichtige Fischlaichgebiete befinden sich nicht im bzw. in unmittelbarer Nähe zum VSB 686/690. Das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie gilt im gesamten Übergangsgewässer Elbe als mäßig (IKSE, 2008).

4.4 Schutzgebiete

Gemäß GÜBAK ist zu prüfen, ob sich aufgrund der Einbringung von Baggergut Konflikte mit den Schutz- und Erhaltungszielen von Natura 2000-Gebieten bzw. Schutzgebieten anderer Kategorien ergeben.

4.4.1 Beschreibung IST-Zustand und Erhaltungsziele

Der Verbringstellenbereich VSB 686/690 und damit die Verbringstellen VS 686 R, VS 687 R, VS 689 R, VS 689_1G, 690, 690_2.1 und 690_2.2 liegen innerhalb bzw. in der Nähe von Schutzgebieten unterschiedlicher Kategorien, die sich z.T. überlappen. Die Lage

der Natura 2000-Gebiete in Abbildung 3-20, und die Schutzgebiete anderer Kategorien (IBA, Ramsar) sind in Abbildung 3-21 dargestellt (beide Abbildungen finden sich in ist in Kapitel 3.8). Bei Baggergutverbringungen auf diese Verbringstellen können folgende Natura 2000-Gebiete bzw. IBA- und Naturschutzgebiete durch indirekte bzw. direkte Auswirkungen der Umlagerung betroffen sein:

- FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE 2323-392)
- EU-Vogelschutzgebiet Vorland St. Margarethen (DE 2121-402)
- FFH-Gebiet Unterelbe (DE 2018-331)
- EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE 2121-401)
- IBA Pinneberger Elbmarschen (DE 025)
- IBA Elbmarsch Stade-Otterndorf (DE 107)
- Ramsar-Gebiet Niederelbe zw. Stade und Otterndorf
- Naturschutzgebiet Außendeich Nordkehdingen

Das Ramsar Gebiet, das IBA-Gebiet Elbmarsch Stade-Otterndorf sowie das Naturschutzgebiet Außendeich Nordkehdingen werden nicht weiter betrachtet, da sie flächendeckend als EU-Vogelschutzgebiet ausgewiesen sind und nachfolgend näher betrachtet werden.

Detaillierte Informationen zu den Natura 2000-Gebieten mit Erhaltungszielen, Artenlisten, Angaben zu Flächen etc. sind den jeweiligen Standarddatenbögen der Länder zu entnehmen.

Im Folgenden werden die potenziell betroffenen Gebiete kurz charakterisiert und die relevanten übergreifenden sowie speziellen Erhaltungsziele aufgeführt (Quellen: NLWKN und MLUR SH), die für eine Auswirkungsprognose bedeutsam sind.

FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE 2323-392)

Dieses FFH-Gebiet mit einer Größe von ca. 19.280 ha umfasst den schleswig-holsteinischen Teil der Elbe vom Mündungsgebiet bis zur Unterelbe bei Wedel, inkl. diverser Unterläufe (Stör, Krückau, Pinnau, Wedeler Au), Vorland St. Margarethen und Haseldorfer sowie Wedeler Marsch.

Flächenmäßig bedeutsam ist der Lebensraumtyp Ästuar (1130), welcher Salzwiesen (1330) sowie vorgelagerte Watten, teils mit Quellerbeständen (1140, 1310) Sandbänke und Flachwasserzonen einschließt. Das Elbmündungsgebiet bietet insbesondere für die Finte (*Alosa fallax*) einen bedeutsamen Teil-Lebensraum und der Medemgrund ist Ausgangspunkt für die Seehund-Besiedlung stromauf bis Hamburg. Als Rast- und Brutgebiet ist das Elbe-Ästuar für zahlreiche Vogelarten von internationaler Bedeutung.

Übergreifende Erhaltungsziele für das zu betrachtende Teilgebiet Elbe bei Brunsbüttel/St. Margarethen beinhalten u.a. den Erhalt

- der weitgehend natürlichen Bodenstruktur und Morphodynamik

- der weitgehend natürlichen Sedimentations- und Strömungsverhältnisse sowie die weitgehend natürliche Dynamik im Fluss- und der Uferbereiche vor St. Margarethen
- der Funktion als barrierefreie Wanderstrecke für an Wasser gebundenen Organismen insbesondere zahlreicher Fischarten und Neunaugen zu Laichgebieten an den Oberläufen.

FFH-Gebiet Untere Elbe (DE 2018-331)

Das 18.680 ha große Gebiet umfasst die Außendeichsflächen im Elbe-Ästuar mit u.a. Brack- und Süßwasserwatten, Röhrichten, Salzwiesen, artenreichen Mähwiesen und Altarmen zwischen Cuxhaven und dem Mühlenberger Loch.

Die allgemeinen Erhaltungsziele für dieses Gebiet umfassen u.a.:

- Schutz und Entwicklung naturnaher Ästuarbereiche und ihrer Lebensgemeinschaften mit einem dynamischen Mosaik aus Flach- und Tiefwasserbereichen, Stromarmen, Watt- und Röhrichtflächen, Inseln, Sänden und terrestrischen Flächen und einer möglichst naturnahen Ausprägung von Tidekennwerten, Strömungsverhältnisse, Transport- und Sedimentationsprozessen etc.
- Erhaltung und Entwicklung einer ökologisch durchgängigen Elbe und ihrer Nebengewässer (u.a. Borsteler Binnenelbe, Ruthenstrom, Wischhafener Nebene Elbe) als (Teil-)Lebensraum von Wanderfischarten

Für vorkommende Arten des Anhanges II der FFH-RL gelten folgende speziellen Erhaltungsziele:

- Schweinswal und Seehund: Erhaltung geeigneter Lebensräume inkl. störungsarmer Liegeplätze, ausreichende Nahrungsverfügbarkeit sowie Sicherung der unbehinderten Wechselseitigkeit zu anschließenden Teillebensräumen.
- Finte: Erhaltung und Entwicklung von vitalen, langfristig überlebensfähigen Laichpopulationen; ungehinderte Aufstiegsmöglichkeiten aus dem marinen Bereich in die Flussunterläufe in enger Verzahnung mit naturnahen Laich- und Aufwuchsgebieten in Flachwasserbereichen, Nebengerinnen und Altarmen der Ästuar.
- Rapfen: Erhaltung und Entwicklung von vitalen, langfristig überlebensfähigen Populationen in durchgängigen, großen zusammenhängenden Stromsystemen mit intakten Flussauen mit kiesig, strömenden Abschnitten und strukturreichen Uferzonen sowie naturraumtypischer Fischbiozönose.
- Fluss- und Meererneunauge: Erhaltung und Entwicklung von vitalen, langfristig überlebensfähigen Populationen in bis zu den Laichgewässern durchgängigen und unbelasteten von Ebbe und Flut geprägten, vielfältig strukturierten Flussunterläufen und –mündungsbereichen mit Flachwasserzonen, Prielen, Neben- und Altarmen, geeigneten flachen Laichgebieten mit kiesig-steinigem, strukturreichen Grund sowie feinsandigen Sedimentbänken als Aufwuchsgebiete.
- Lachs: Aufbau und Entwicklung der Vorkommen, von vitalen, langfristig überlebensfähigen Populationen in bis zu den Laichgewässern durchgängigen, unverbauten und unbelasteten, vielfältig strukturierten Fließgewässern; Wiederherstellung und Schutz von Laich- und Aufwuchshabitaten in sauerstoffreichen Nebengewässern mit mittlerer bis

starker Strömung, kiesig-steinigem Grund, naturnahen Uferstrukturen sowie naturraumtypischer Fischbiozönose.

EU-Vogelschutzgebiet Vorland St. Margarethen (DE 2121-402)

Das 244 ha große Gebiet umfasst einen Teil der letzten Deichvorländer der Elbe. Hier finden sich tidebeeinflusste beweidete Grünländer und ausgedehnte Röhrichte, teilweise von Prielern durchzogen, sowie Stillgewässer, Flutmulden und Weidengebüsche.

Erhaltungsziele: Hier brütet verbreitet der Wachtelkönig und das Blaukehlchen. Von den Rastvögeln sind insbesondere Nonnengänse und Kampfläufer zu nennen. Für diese Arten von besonderer Bedeutung (nach Anhang I der VS-RL) ist das Vorland mit seinen o.g. Strukturen als bedeutendes Brut-, Nahrungs- und Rastgebiet besonders schutzwürdig.

EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE 2121-401)

Insgesamt erstreckt sich dieses Gebiet über 16.715 ha. Teile zählen zum Feuchtgebiet internationaler Bedeutung (Ramsar-Gebiet). Es besteht aus einem Mosaik tidebeeinflusster Brack- und Süßwasserbereiche, sowie Salzwiesen, Röhrichten und extensiv genutztes Grünland. Es handelt sich um ein wichtiges Brut- und Rastgebiet insbesondere als Winterastplatz und Durchzugsgebiet für nordische Gänse, andere Wasservögel und Limikolen, sowie als Brutplatz für Vogelarten des Grünlandes, Salzwiesen und Röhrichte.

Zu den allgemeinen Erhaltungszielen zählt u.a. die Erhaltung und Wiederherstellung

- von Brack- und Süßwasserwatten
- von der natürlichen Gewässerdynamik geprägten Standorten
- eines Strukturmosaiks mit enger Verzahnung offener Wasserflächen, Flachwasser- und Verlandungszonen und strukturreicher Priele und Gräben

IBA Pinneberger Elbmarschen (DE 025)

In diesem ca. 7.500 ha großen IBA-Gebiet bevölkern regelmäßig mehr als 20.000 Wasservögel auf ihrem Durchzug das Gebiet. Zudem brütet hier der Wachtelkönig – eine weltweit in ihrem Bestand gefährdete Vogelart, die jedoch nicht die IBA-Kriterien erfüllt. Für den Zwergschwan, Nonnengans und Zwergmöwe ist das Gebiet von internationaler Bedeutung. Für die Graugans sind diese Elbmarschen europaweit bedeutend.

4.4.2 Mögliche Auswirkungen des VSB 686/690 auf die Erhaltungsziele

Der VSB 686/690 sowie die darin bislang und zurzeit benutzten Verbringstellen liegen innerhalb der FFH-Gebiete „Schleswig-Holsteinisches Elbästuar“ und „Unterelbe“, sowie innerhalb des EU-Vogelschutzgebietes „Unterelbe“ und des IBA-Gebietes „Pinneberger Elbmarschen“.

Die Aussagen, ob und inwieweit die Baggergutverbringung aus der Fahrrinnenunterhaltung Beeinträchtigungen des günstigen Erhaltungszustandes der nach FFH-RL und VS-RL geschützten Lebensraumtypen und Arten verursachen, stützen sich u.a. auf die Ergebnisse der Untersuchungen zur Schadstoffbelastung, sowie der Auswirkungen der Baggergutverbrin-

gung auf die Fauna, Nährstoff- und Sauerstoffbelastung, ökotoxikologischen Wirkungen und Morphologie.

Unmittelbar auf dem VSB 686/690 kommt es nur zeitweise zu einer Verschlechterung der Sedimentqualität, da das Baggergut beidseitig in die ufernahen Bereiche verdriftet. Aufgrund der Vermischung mit geringer belasteten Sedimenten mariner Herkunft ist stromauf und stromab vom VSB 686/690 mit einer leichten, aber nicht signifikanten Erhöhung der Schadbelastung im Sediment zu rechnen.

Mit den Biotestverfahren waren keine bzw. nur sehr geringe toxischen Effekte des Sedimentes aus dem Bereich der Verbringstellen nachweisbar (vgl. Kap. 4.3.1).

Durch Überschüttung werden bodenlebende Wirbellose zwar abgetötet, jedoch erfolgt eine Wiederbesiedlung. Die Auswirkungen bleiben somit zeitlich und räumlich begrenzt. Eine Veränderung der Sedimentzusammensetzung wird zu geringfügigen Verschiebungen im Artenspektrum führen.

Der zu betrachtende Verbringstellenbereich ist als Lebensraum für Fische wenig bedeutsam (vgl. Kap. 4.3.3). Die zu erwartende Dezimierung an Fischnährtieren infolge von Überschüttung wird sich daher allenfalls geringfügig auf die Fischfauna auswirken.

Zwar liegen die Verbringstellen z.T. weniger als 1 km zu Nahrungsgründen und Brut- und Rastplätze von Vögeln entfernt, jedoch sind nur in sehr geringem Umfang Scheuchwirkungen auf Vögel möglich. Die Baggerschiffe unterscheiden sich wenig vom regulären Schiffsverkehr. Aufgrund des Tiefgangs muss ein bestimmter Abstand zu trockenfallenden Flächen und Flachwasserbereichen eingehalten werden, wo sich nahrungssuchende Vögel aufhalten können.

Im untersuchten Bereich von Elbe-km 686 bis 690 wurden im südlichen ufernahen Bereich Hinweise auf dorthin verdriftendes Baggergut gefunden (vgl. Kapitel 4.1.4). Bestehende Verlandungstendenzen in diesem Bereich können dadurch verstärkt werden.

5 Auswirkungsprognose

Die in diesem Bericht dargestellte Datengrundlage und Untersuchungsergebnisse haben die Auswirkungen der Umlagerung von Baggergut in den Jahren 2008 bis 2010 im Verbringstellenbereich VSB 686/690 erfasst. Damit ist sichergestellt, dass ebenfalls die Auswirkungen der neuen Umlagerungsstrategie des WSA Hamburg erfasst worden sind. Nach einer Übergangsphase in 2006/2008 ist in 2009 erstmals das gesamte feinkörnige Unterhaltungsbaggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg (BA 1 bis BA 10) in den VSB 686/690 und dort auf verschiedene Verbringstellen umgelagert worden.

In Zukunft plant das WSA Hamburg die Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690, was gegenüber den Jahren 2008 und 2009 eine Steigerung der jährlichen Umlagerungsmenge um ca. 1 Mio. m³ bedeutet¹⁹. Aufgrund günstiger Oberwasserhältnisse wurden in 2010 nur ca. 2,4 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690 umgelagert. Es wird nachfolgend bei der Auswirkungsprognose angenommen, dass

- jährlich 5,5 Mio. m³ an Baggergut im VSB 686/690 umgelagert werden sollen und
- sich Korngrößenzusammensetzung und Schadstoffbelastung des zukünftigen Baggergutes nicht wesentlich zu den Eigenschaften des aktuell verbrachten Baggergutes ändern werden.

Gemäß GÜBAK (ANONYMUS, 2009) sind die zu erwartenden Auswirkungen physikalischer, chemischer und biologischer Art auf die Umwelt an der Ablagerungsfläche bzw. auf umgebende Schutzgebiete darzustellen. Im Fall der nachfolgend beschriebenen Auswirkungsprognose gilt der gesamte Gewässerabschnitt im VSB 686/690 innerhalb der seitlichen Abgrenzungen der Bundeswasserstraße als potenzielle Ablagerungsfläche. Eine Umlagerung von Baggergut direkt in den Bereich der Fahrrinne wird seitens des WSA Hamburg nicht beabsichtigt. Damit kann die Prognose und ihre wesentlichen Aussagen auch auf neu eingerichtete Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 übertragen werden.

In Ergänzung dazu werden mögliche Auswirkungen durch Unterhaltungsbaggerung auf die Umwelt in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) betrachtet. Diese Anforderung resultiert aus der Tatsache, dass die Baggerabschnitte BA 1 bis BA 10 im Bereich von FFH-Gebieten bzw. in Bereichen, die unmittelbar an FFH-Gebiete grenzen, liegen (vgl. WSD-Nord, 2011).

5.1 Baggergutzusammensetzung und -qualität

Neben Baggergutmenge haben Baggergutzusammensetzung und die Schadstoffbelastung der Sedimente einen großen Einfluss auf die zu erwartenden Auswirkungen durch Umlagerung von Baggergut im VSB 686/690. In Anlehnung an die Ergebnisse der „BfG-Systemstudie“

¹⁹ Baggergutmengen werden stets in m³ Laderaumvolumen angegeben.

(siehe BfG, 2008) sieht die Neukonzeption für die Bewirtschaftung des VSB 686/690 (vgl. WSA Hamburg, 2010) die Umlagerung des gesamten Baggergutes aus den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Wischhafen) dorthin vor.

Die zu erwartende mittlere Korngrößenverteilung und Schadstoffbelastung des Baggergutes aus den aktuell beprobten und mengenmäßig stärksten Baggerabschnitten BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) wird nachfolgend zusammengefasst. In der Beschreibung nicht enthalten sind stark sandige Abschnitte mit Transportkörperstrukturen, da hier durch das WSA Hamburg lokale Untiefen bevorzugt durch Einsatz von Wasserinjektionsgeräten beseitigt werden. Eine Übersicht über die Eigenschaften des Baggergutes aus den übrigen, sowohl mengenschwachen als auch überwiegend sandigen Baggerabschnitten kann Kapitel 3.6 entnommen werden. An Dauermessstellen entlang der Tideelbe wird in schwebstoffbürtigen Sedimentproben bzw. in Proben von frisch abgelagerten Sedimenten monatlich ein Referenzwert für die aktuelle Belastungssituation ermittelt. Für eine Einordnung der in Sedimenten aus den vier genannten Baggerabschnitten festgestellten Schadstoffbelastung werden hierzu je nach Lage des Baggerabschnittes die Dauermessstationen (DMS) Wedel (Elbe-km 642) oder Bützfleth (Elbe-km 657,5) herangezogen. Für die Einordnung der Belastungssituation im VSB 686/690 werden die Messdaten der DMS Brunsbüttel (Elbe-km 696,3) verwendet.

BA 1 (Wedel, Elbe-km 638,9 bis 644,0): Das Sedimentmonitoring im Zuge des Sedimentfangprojektes (Projektträger Hamburg Port Authority (HPA), Ergebnisse dokumentiert in BfG, 2009a; BfG, 2010b; BfG 2011; BfG, 2012) zeigt sowohl auf der Seite des roten als auch des grünen Tonnenstrichs schluffige Sedimente mit einem mittleren Korndurchmesser von $40 \mu\text{m} > D_m < 60 \mu\text{m}$ (Grobschluff). In der Fahrrinnenmitte ist das Sediment weiterhin schluffig, weist jedoch höhere Mittelsandanteile von bis zu 15 Gew.-% auf. Die Feinsandanteile haben in Teilbereichen bis zu 50 Gew.-% betragen. Diese mittlere Korngrößenverteilung und auch die nachfolgenden Aussagen zu den Schadstoffbelastungen können als Stellvertreter für die Eigenschaften des im BA 1 WSV-seitig anfallenden Unterhaltungsbaggergutes genommen werden. Der BA 1 ist der mengenstärkste Baggerabschnitt im Amtsbereich des WSA Hamburg.

Die an diesen Sedimenten erfasste mittlere Schadstoffbelastung entspricht der Belastung, die an der DMS Wedel erfasst worden ist. Nach GÜBAK ist das potenzielle Baggergut aufgrund der p,p'-DDE-, p,p'-DDD-, p,p'-DDT- und HCB-Gehalte in den Fall 3 einzustufen. Damit liegen die Schadstoffgehalte im Baggergut um den Faktor 1,5 (p,p'-DDD) bis 3 (p,p'-DDT) über dem an der DMS Brunsbüttel für den Elbeabschnitt des VSB 686/690 erfassten Belastungsniveaus.

Bei den zuletzt in den Jahren 2010 und 2011 untersuchten Sedimentproben aus BA 1 haben sowohl die Mittelwerte als auch die Ergebnisse bei fast allen Einzelproben die jeweiligen RW 1 nach GÜBAK für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor überschritten. Bezogen auf den Mittelwert über sämtliche Proben kann die Sauerstoffzehrung der Sedimente als gering eingestuft werden.

Seit 2008 wurden im BA 1 im Zuge des Sedimentfangmonitorings durch die HPA das potenzielle Baggergut mehrfach auf ökotoxikologische Belastungen untersucht (vgl. BfG, 2009a; BfG, 2010b; BfG, 2012). Es konnten dabei in der Tendenz geringe Toxizitäten

festgestellt werden. Bei einer Probenahme im August 2010 wurden tendenziell erhöhte Belastungspotenziale festgestellt. Die Ursachen, welche zu dieser erhöhten Belastung geführt haben, sind unbekannt. Eine systematische und längerfristige Veränderung der Belastungspotenziale kann jedoch aufgrund der vorliegenden Gesamtheit der Untersuchungsergebnisse ausgeschlossen werden.

BA 3 (Juelssand, Elbe-km 649,5 bis 654,5): In den Baggerschwerpunkten des BA 3 ist überwiegend grobschluffiges, teilweise auch feinsandiges Baggergut zu erwarten. Der Anteil Mittelsand ist sehr gering; jedoch muss bei Unterhaltungsbaggerungen hin zur Fahrrinnenmitte mit höheren Mittelsandanteilen von ca. 10 Gew.-% im Baggergut gerechnet werden. Die Baggergutmengen in BA 3 bewegen sich seit 2005 in einer Größenordnung von weniger als 1 Mio. m³ und liegen damit deutlich unter den Mengen aus BA 1 (Wedel).

Die Schadstoffgehalte der beprobten Sedimente im BA 3 sind denen im BA 1 (Wedel) ähnlich, z.T. etwas geringer. Nach GÜBAK muss das potenzielle Baggergut aufgrund der p,p'-DDD- und HCB-Gehalte in den Fall 3 gestuft werden. Die Gehalte der organischen Schadstoffe liegen z.T. über und z.T. unter dem an der DMS Brunsbüttel erfassten Belastungsniveau im Elbeabschnitt des VSB 686/690.

Bei den im August 2010 im BA 3 entnommenen Sedimentproben sind mittlere Gehalte der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor festgestellt worden, die im jeweils zutreffenden Wertebereich von RW 1 nach GÜBAK lagen. Bezogen auf den Mittelwert über sämtliche Proben kann die Sauerstoffzehrung der Sedimente als gering eingestuft werden.

Bei der ökotoxikologischen Untersuchung der Sedimentproben konnten keine toxischen Effekte festgestellt werden. Diese Beurteilung basiert auf den Ergebnissen der Biotestverfahren mit Daphnien, Leuchtbakterien und marinen Algen. Die Ergebnisse des limnischen Algentestes sind basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG in der Bewertung des Belastungspotenzials nicht berücksichtigt worden.

BA 5 (Pagensand, Elbe-km 659,0 bis 664,5): Im Baggerschwerpunkt auf der Seite des roten Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 658 und 660 liegen stark mittelsandige Sedimente vor. In Fahrrinnenmitte und im zweiten Baggerschwerpunkt auf der anderen Seite entlang des grünen Tonnenstrichs ist das Baggergut feinsandig, enthält jedoch weiterhin Mittelsandanteile zwischen 5 und 30 Gew.-%. Die Baggergutmengen in BA 5 bewegen sich seit 2005 in einer Größenordnung von weniger als 1 Mio. m³ und liegen damit deutlich unter den Mengen aus BA 1 (Wedel).

Die Schadstoffgehalte der beprobten Sedimente im BA 5 (Pagensand) sind vergleichbar mit den an der DMS Bützfleth erfassten Gehalten der Sedimente, liegen z.T. aber etwas darüber. Nach GÜBAK ist das potenzielle Baggergut aufgrund des p,p'-DDD-Gehaltes in den Fall 3 einzustufen. Die Belastung mit organischen Schadstoffen ist ähnlich der Belastung an der DMS Brunsbüttel. Die Schwermetallbelastung der Sedimente im BA 5 liegt jedoch über dem mittleren Belastungsniveau an der DMS Brunsbüttel.

Die bei der Probenahme im August 2010 entnommenen Sedimentproben weisen Gehalte der Nährstoffe Stickstoff und Phosphat auf, die bis auf eine Einzelprobe für Phosphor die jeweiligen RW 1 nach GÜBAK nicht überschreiten. Bezogen auf den Mittelwert über sämtliche Proben kann die Sauerstoffzehrung der Sedimente als gering eingestuft werden.

Bei der ökotoxikologischen Untersuchung der Sedimentproben konnten keine toxischen Effekte festgestellt werden. Diese Beurteilung basiert auf den Ergebnissen der Biotestverfahren mit Daphnien, Leuchtbakterien und marinen Algen. Die Ergebnisse des limnischen Algentestes sind basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG in der Bewertung des Belastungspotenzials nicht berücksichtigt worden.

BA 7 (Rhinplate, Elbe-km 670,0 bis 676,0): Die Zusammensetzung des Baggergutes auf der Seite des roten Tonnenstrichs kann bei den Hauptbestandteilen zwischen Grobschluff, Feinsand oder Mittelsand je nach Ort der Baggerung variieren. Im Baggerschwerpunkt zwischen Elbe-km 671 und 673 ist das Baggergut schluffig bis feinsandig, jedoch kann es auch hier höhere Mittelsandanteile aufweisen. Die Baggergutmengen in BA 7 bewegen sich seit 2005 in einer Größenordnung von weniger als 1 Mio. m³ und liegen damit deutlich unter den Mengen aus BA 1 (Wedel).

Die Sedimente des BA 7 sind höher belastet als die an der DMS Bützfleth erfassten Referenzproben. Aufgrund der Pentachlorbenzol- und der HCB-Gehalte muss nach GÜBAK das potenzielle Baggergut in den Fall 3 eingestuft werden. Im Vergleich zu den anderen Baggerabschnitten zeigt BA 7 ein etwas anderes Schadstoffmuster bei den organischen Schadstoffen. Hier sind die Gehalte der DDX-Verbindungen und des PCB niedrig und die Gehalte des HCB und Pentachlorbenzols hoch. Insgesamt liegt die gemessene Schwermetallbelastung über dem an der DMS Brunsbüttel erfassten mittleren Belastungsniveau.

Die auf Nährstoffe untersuchten Sedimentproben waren in Bezug auf ihre Korngrößenzusammensetzung sehr unterschiedlich. Drei dieser Proben haben sehr hohe bzw. hohe Feinkornanteile aufgewiesen. Bei zwei der drei Proben wird der jeweilige RW 1 gemäß GÜBAK für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor überschritten. Die jeweiligen Mittelwerte über alle Proben für beide Nährstoffe unterschreiten RW 1.

Die ökotoxikologischen Untersuchungen an zwei Sedimentproben konnten keine toxischen Effekte feststellen. Diese Beurteilung basiert auf den Ergebnissen der Biotestverfahren mit Daphnien, Leuchtbakterien und marinen Algen. Die Ergebnisse des limnischen Algentestes sind basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG in der Bewertung des Belastungspotenzials nicht berücksichtigt worden.

5.2 Physikalische Auswirkungen

Die physikalischen Auswirkungen der Baggergutumlagerung im VSB 686/690 werden in die folgenden Fachthemen gegliedert und sukzessive beschrieben:

- Veränderung der Sedimentzusammensetzung im Bereich der Ablagerungsfläche
- Einfluss auf die Morphodynamik, damit verbunden der Erhalt der Leistungsfähigkeit der Verbringstellen im VSB 686/690
- Anreicherung des Wasserkörpers mit Schwebstoffanteilen (Trübung)
- Verdriftung von Baggergut

5.2.1 Auswirkungsprognose „Sedimentzusammensetzung“

Bereits die Untersuchungen in BfG (2010a) haben gezeigt, dass grobkörnige Baggergutanteile (Mittelsand und gröbere Bestandteile), die auf VS 689 R umgelagert werden, an der Gewässersohle verbleiben und dort Bestandteil des sohlgebundenen Sedimenttransports werden. Die feineren Baggergutanteile, vor allem die schluffigen Anteile verdriften weiträumig. Dies bestätigen ebenfalls die Ergebnisse der Modellrechnungen in BAW (2011). Die Untersuchungsergebnisse in dem vorliegenden Bericht bestätigen diese Schlussfolgerung ebenfalls für die Umlagerung von Baggergut auf die anderen Verbringstellen im VSB 686/690, mit Einschränkungen für die VS 690_2.2.

Die Sedimente der Gewässersohle auf VS 687 R und VS 686 R sind im Juni 2010 in einem Zustand vor der erstmaligen Umlagerung von Baggergut beprobt worden. Die Sohlsedimente auf beiden Verbringstellen im Nullzustand sind überwiegend stark mittelsandig. Bei Sedimentproben aus den strömungsberuhigteren Teilbereichen der Verbringstellen wurden Schluff- und Feinsandanteile von insgesamt bis zu 20 Gew.-% gefunden. Die Sedimente auf der VS 689 R, auf die erstmals im Oktober 2008 und seitdem bis Ende 2010 insgesamt ca. 6 Mio. m³ Baggergut umgelagert worden ist, sind ebenfalls stark mittelsandig. Im Vergleich zu VS 687 R und VS 686 R weisen die hier genommenen Proben geringere Schluff- und Feinsandanteile auf.

Die beprobten Sedimente auf den südlichen Verbringstellen weisen im Vergleich zu den Proben von den nördlichen Verbringstellen im Mittel etwas höhere Schluff- und Feinsandanteile auf; Mittelsand ist jedoch auch hier die prägende Sedimentfraktion. Die mit bis zu 40 Gew.-% Feinsand und Schluff feinsten Sedimente sind auf VS 690_2.2 erfasst worden. Für die Fläche von VS 689 1G sowie der Fahrrinne liegen keine Sedimentproben vor. Die Morphologie der Gewässersohle ist in beiden Bereichen durch Transportkörperstrukturen geprägt. Daher kann hier von mittel- und grobsandige Sedimenten ausgegangen werden.

Der Vergleich der Ergebnisse von zwei Beprobungskampagnen (März 2009 und Juni 2010), bei denen an 15 Positionen wiederholt Sedimentproben genommen worden sind, hat keine belastbaren Hinweise auf eine flächenhafte Veränderung der Sedimentzusammensetzung im Bereich der Verbringstellen sowie der Bereiche stromauf und stromab dieser Ablagerungsflächen ergeben. Das natürliche Sediment im VSB 686/690 ist somit insgesamt stark mittelsandig. Bei Umlagerung von Baggergut kommt es zwar zu einer Überlagerung des anstehenden Sohlsediments, der mittelsandige Charakter bleibt jedoch erhalten, weil die feineren Baggergutbestandteile mittelfristig verdriften.

Einzig für die ufernahen Bereiche unmittelbar stromauf und stromab der südlichen Verbringstellen liegen Hinweise auf eine Zunahme der schluffigen Anteile am Sediment und damit auf eine Veränderung der Sedimentzusammensetzung vor. Hier konnten – wie schon in BfG (2010a) beschrieben – an zwei Positionen weitere Hinweise auf die Ablagerung schluffiger Anteile von Baggergut gefunden werden, welches im VSB 686/690 umgelagert und hierher verdriftet ist. Es ist zu erwarten, dass es im Zuge weiterer Umlagerungen zu einer weiteren Zunahme der Schluffanteile im Sediment von ufernahen Bereichen entlang des grünen Tonnenstrichs kommt.

5.2.2 **Auswirkungsprognose „Morphodynamik“**

Die Auswertung einer Zeitreihe von Fächerecholotpeilungen für den Zeitraum Juni 2007 bis Mai 2010 zeigt flächenhafte, bis zu 4 m mächtige Auflandungen auf den Verbringstellen, deren Entstehung in einem unmittelbaren zeitlichen Zusammenhang zu der Umlagerung von Baggergut steht. Sedimentproben von dort zeigen, dass es die mittelsandigen Anteile am Baggergut sind, welche durch Akkumulation an der Gewässersohle die Ablagerungskörper gebildet haben.

Bei Verringerung oder Einstellung der Umlagerungsaktivitäten konnte unabhängig der untersuchten Verbringstelle eine Ausräumung der zuvor dort an der Sohle akkumulierten Sedimente beobachtet werden. Auf die seit März 2010 genutzte VS 690 1G kann aufgrund der räumlichen Nähe zu VS 690 und gleichen morphologischen Strukturen (Transportkörper) mit einem vergleichbaren Potenzial für die Ausräumung gerechnet werden. Auf VS 689 R konnte eine deutliche Verlangsamung der Auflandungstendenz durch eine erheblich verminderte Baggergutmenge bzw. der zwischenzeitlichen Unterbrechung von Baggergutumlagerungen erreicht werden. Vermutlich wird die zukünftige Entwicklung von VS 687 R und VS 686 R aufgrund der gleichen Lage auf der Prallhangseite im VSB 686/690 vergleichbar zu der auf VS 689 R beobachteten Entwicklung verlaufen. Die geringste Tendenz zur Erosion der durch Baggergutumlagerung entstandenen Ablagerungskörper wurde im VSB 686/690 auf den zwischenzeitlich geschlossenen VS 690_2.1 und VS 690_2.2 festgestellt.

Des Weiteren ist festgestellt worden, dass ein durch Baggergutumlagerung entstandener Ablagerungskörper einen maßgeblichen Einfluss auf die Morphodynamik im Nahbereich haben kann (z.B. Wechselwirkung zwischen VS 689 R und VS 687 R oder VS 690_2.1 mit VS 690, siehe Kapitel 4.1.2). Der Ablagerungskörper beeinflusst das Strömungsfeld und bewirkt bzw. verstärkt somit möglicherweise eine Tendenz der Erosion oder Deposition an anderer Stelle. Diese Auswirkung ist bedarfsweise im Einzelfall für eine Verbringstelle zu prüfen, z.B. durch Berechnung der Veränderungen bei den auf die Sohle wirkenden Bodenschubspannungen mit Hilfe eines hydrodynamischen Simulationsmodells.

Die Steigerung der jährlichen Umlagerungsmenge von ca. 4,5 Mio. m³ (Gesamtmenge jeweils in den Jahren 2008 und 2009) auf zukünftig bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut könnte die Schließung bzw. zusätzliche Ausweisung weiterer Verbringstellen im VSB 686/690 erforderlich machen. Dies gilt insbesondere für den Fall, dass das Baggergut im Mittel einen höheren Mittelsandanteil aufweist und dass in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren kontinuierlich hohe Baggergutmengen im VSB 686/690 umgelagert werden sollen.

Trotz der Umlagerung von insgesamt ca. 11,5 Mio. m³ Baggergut in den Jahren 2008 bis 2010 konnten keine langfristigen Auswirkungen auf die Sedimentbilanz der Fahrrinne im Bereich des VSB 686/690 festgestellt werden. Dennoch sind kurzfristige Sedimentablagerungen und lokale Untiefen im Fahrrinnenbereich möglich. Solche lokalen Untiefen sind in der nahen Vergangenheit durch das WSA Hamburg beobachtet worden und haben Unterhaltungsbaggerungen, z.B. mittels des Einsatzes eines Wasserinjektionsgerätes, veranlasst. Die Umlagerung von zukünftig bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut pro Jahr im VSB 686/690 wird an dieser Situation im Wesentlichen nichts ändern; vorausgesetzt der zukünftige Anteil von Grobsedimenten (Mittelsand, Grobsand) an dem hier umgelagerten Baggergut wird sich nicht deutlich erhöhen.

5.2.3 Auswirkungsprognose „Trübung“

Der VSB 686/690 befindet sich im Bereich eines der beiden Maxima der Trübungszone bei Elbe-km 690. Das zweite Maximum wird in den längjährigen Längsprofilmessungen der ARGE Elbe bei Elbe-km 670 immer wieder gefunden (vgl. GKSS, 2007). Die selben Messungen zeigen, dass sich die Trübungszone vor allem bei hohen Oberwasserabflüssen > 2000 m³/s (Bezugspegel Neu Darchau) seewärts verlagert. Für diesen Fall sind im Elbeabschnitt des VSB 686/690 die im Mittel geringsten oberflächennahen Schwebstoffgehalte von etwas weniger als 100 mg/l beobachtet worden. Bei niedrigen Oberwasserhältnissen wurden Schwebstoffgehalte (oberflächennah) von bis zu 600 mg/l beobachtet (siehe z.B. BfG, 2008). Bei Umlagerung von feinkörnigem Baggergut sind im VSB 686/690 im Vergleich zu anderen stromauf und stromab des Trübungsmaximums gelegenen Verbringstellen die geringstmöglichen Auswirkungen auf den natürlichen Schwebstoffhaushalt bzw. die Trübung zu erwarten. Großräumige und langfristige Erhöhungen des Schwebstoffgehaltes und damit der Trübungsverhältnisse bzw. des Lichtklimas unter Wassers aufgrund der Umlagerung von Baggergut im VSB 686/690 sind nicht zu erwarten. In BfG (2010a) konnte an der 4 km stromab gelegenen Dauermessstelle LZ1 (Elbe-km 693,6) keine erhöhte Trübung während zeitgleicher Baggergutumlagerungen auf VS 689 R festgestellt werden.

5.2.4 Auswirkungsprognose „Verdriftung“

Untersuchungen in BfG (2010a) und BAW (2011) zeigen, dass das im VSB 686/690 umgelagerte Baggergut sowohl stromaufwärts als auch stromabwärts verdriftet. Die Tendenz zum Transport stromauf steigt mit geringerem Oberwasser und mit höherer Sinkgeschwindigkeit an. Stromauf und stromab der südlichen Verbringstellen liegen Hinweise auf verdriftetes Baggergut vor, welches sich dort in den strömungsberuhigten Seitenbereichen abgelagert hat.

Ziel der seit 2006 umgesetzten neuen Umlagerungsstrategie ist die Verbringung des gesamten feinkörnigen Baggergutes in den VSB 686/690, um damit eine "gewollte" Auswirkung zu erreichen, nämlich eine Entlastung des Feinsedimenthaushaltes der Tideelbe und ein Durchbrechen von Baggerkreisläufen. Die Umlagerung in den VSB 686/690 erfolgt aufgrund der Annahme von überwiegend ebbestromdominanten Strömungsverhältnissen.

Die Modellrechnungen in BAW (2011) zeigen zu Zeiten hoher Oberwasserzuflüsse (Bezugspegel Neu Darchau) einen verstärkten Nettostromabwärtstransport bei der simulierten Schlufffraktion in Richtung Deutsche Bucht. Zugleich zeigen die Simulationsergebnisse am Beispiel der grobschluffigen Baggergutbestandteile einen etwa 30 %-igen Anteil, welcher auch im Fall des maximal untersuchten Oberwasserzuflusses (konstant 1260 m³/s im Simulationszeitraum) wieder stromauf in Richtung der Herkunftsbaggerabschnitte verdriftet. Dieser Anteil nimmt bei geringer werdenden Abflüssen weiter zu und verringert damit die eigentlich „gewollte“ Auswirkung eines weitgehenden Materialaustrags in Richtung Nordsee.

Betrachtet man den Anteil des im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutes, welcher stromabwärts verdriftet, so ist in Folge dessen nicht auszuschließen, dass dieser zusätzlich das Sedimentationsgeschehen im Vorhafen des Nord-Ostsee-Kanals sowie in dem sehr mengenstarken Baggerabschnitt Osterriff (Amtsbereich WSA Cuxhaven, Elbe-km 698,5 bis

709) verstärken kann (vgl. auch BfG, 2008). Hierüber liegen aktuell keine Untersuchungsergebnisse vor, um diesen Effekt in Zahlen fassen zu können. In jedem Fall bewirkt die Umlagerung von Baggergut im VSB 686/690 kurzfristig eine Materialanreicherung im lokalen Feinsedimenthaushalt mit der Folge erhöhter Transportraten in diesem Elbeabschnitt vor Brunsbüttel.

5.3 Chemische Auswirkungen

5.3.1 Schadstoffbelastung der Sedimente

Die Sedimentuntersuchungen im VSB 686/690 zeigten eine Schadstoffbelastung, die unter der in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) erfassten Sedimentbelastung (gleich Schadstoffbelastung des potenziellen Baggergutes) aber über der an der DMS Brunsbüttel gemessenen Belastung liegt. Bei einer fortgesetzten Umlagerung von Baggergut der derzeitigen Qualität und bei einer jährlichen Menge von 5,5 Mio. m³ in den VSB 686/690 kann langfristig eine Verschlechterung der Sedimentqualität nicht ausgeschlossen werden, d.h. die Schadstoffbelastung der Sedimente in dem Elbeabschnitt bei Brunsbüttel kann ansteigen. Eine zukünftig verringerte Schadstoffbelastung der von Oberstrom in die Tideelbe eingetragenen Schwebstoffe wird dieser Auswirkung im positiven Sinne entgegen wirken können.

Unmittelbar auf den einzelnen Verbringstellen des VSB 686/690 kommt es nur zeitweise zu einer Verschlechterung der Sedimentqualität. Gemäß der Auswirkungsprognose für Verdriftung (vgl. Kapitel 5.2.4) verdriften die schadstoffbelasteten Anteile des im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutes sowohl weiträumig stromauf und stromab als auch beidseitig des VSB 686/690 in die ufernahen Bereiche. Auf entsprechendes weisen die Untersuchungsergebnisse an den Positionen 690-36, 690-38 und 690-48 hin. Hier sind bei den Probenahmen sowohl im März 2009 als auch im Juni 2010 Sedimentbelastungen festgestellt worden, die über dem 3-Jahresmittelwert der DMS Brunsbüttel liegen und in der Tendenz den mittleren Belastungen entsprechen, die an der DMS Wedel erfasst werden. Im Juni 2010 sind an der Position 690-36 Schadstoffgehalte im Sediment festgestellt worden, die über dem Belastungsniveau der DMS Wedel liegen und bei p,p'-DDD ist ein Gehalt festgestellt worden, der gegenüber dem 3-Jahresmittelwert der DMS Brunsbüttel sogar 6-fach erhöht ist. Bei zukünftigen Probenahmen ist dieser Sachverhalt weiter zu beobachten.

Über die dauerhafte Lagestabilität dieser Sedimente liegen zurzeit keine gesicherten Informationen vor. Die Lagestabilität der Sedimente wird aber im Zuge eines Monitorings der Sedimentdynamik im VSB 686/690 überwacht (siehe BfG, 2010a). Es ist zu erwarten, dass eine für den Sommer 2012 geplante Wiederholung der in 2008 begonnenen Sedimentuntersuchungen weitere Aufschlüsse zu der Lagestabilität wird geben können.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen in BAW (2011) zeigen eine weiträumige Verdriftung des im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutes. Tatsächlich geschieht dies jedoch mit einer zunehmenden Vermischung mit „natürlichen“, geringer belasteten Schwebstoffen. Eine mögliche Erhöhung der Schadstoffgehalte in Sedimentationsbereichen stromauf und stromab

des VSB 686/690 wird vermutlich gegenüber der bestehenden Variabilität bei der Schadstoffbelastung keine Signifikanz besitzen.

Aufgrund der möglichen Verdriftungswege (vgl. Kapitel 5.2.4) der feinkörnigen Baggergutanteile kann eine Erhöhung der Schadstoffbelastungen im Umfeld der VSB 686/690 sich ebenfalls auf die Qualität der großen Mengen Baggergut, die regelmäßig in den Vorhäfen der Schleusen Brunsbüttel sowie im Baggerabschnitt Osterriff anfallen, auswirken.

5.3.2 Sauerstoffhaushalt

Aufgrund der ganzjährig guten und stabilen Sauerstoffbedingungen im Elbeabschnitt des VSB 686/690 kann auch für eine Umlagerung von zukünftig bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut eine Beeinflussung der Sauerstoffgehalte ausgeschlossen werden. Da der VSB 686/690 im Trübungsmaximum liegt, kann eine euthrophierende Wirkung der mit dem Baggergut eingebrachten Nährstoffe ebenfalls ausgeschlossen werden.

5.3.3 Ökotoxikologische Belastungen

Die ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen haben für die Proben keine bzw. an zwei der neun untersuchten Proben nur sehr geringe toxische Effekte nachweisen können. Da der VSB 686/690 im marinen bzw. brackigen Bereich der Tideelbe liegt, sind die Proben mit Hilfe von marinen Biotestverfahren (Leuchtbakterientest, mariner Algentest) untersucht worden.

5.4 Biologische Auswirkungen

5.4.1 Makrozoobenthos

5.4.1.1 Baggerbereiche

In den Baggerabschnitten werden die Benthosorganismen durch die Aktivität der Hopperbagger eingesaugt und getötet. Diese Beeinträchtigungen treten allerdings räumlich und zeitlich begrenzt auf, so dass i. d. R. eine Wiederbesiedelung der betroffenen Bereiche ausreichen sollte die entstandenen Verluste auszugleichen. Die Baggerung betrifft den Bereich der Fahrrinne, die weniger artenreich im Vergleich zu ungestörten Randbereichen ist. Sie ist ein durch den Schiffsverkehr aber auch bereichsweise durch Sedimentverlagerungen in Transportkörperstrecken gestörtes Habitat.

5.4.1.2 Verbringstellenbereich VSB 686/690

Zu den Wirkungen von Sedimentumlagerungen auf das Makrozoobenthos liegen eine Vielzahl unterschiedlicher Studien vor (z.B. Newell et al., 1998; Essink, 1999). Zusätzlich wurden im Rahmen von HABAK-WSV Untersuchungen Studien in der Ems, Elbe, Weser und Jade durchgeführt (z.B. Leuchs et al., 1996; Bioconsult & Universität Bremen, 1998;

Bioconsult 2000, 2002; BfG 1999, 2001, 2003). Für die hier vorliegende Auswirkungsprognose für den VSB 686/690 sind keine gesonderten Beprobungen der Benthosfauna durchgeführt worden. Die Beschreibung der Auswirkungsprognose stützt sich auf vorliegende Untersuchungsergebnisse. Das an den Verbringstellen und dem Verdriftungsbereich des Baggergutes lebende Makrozoobenthos kann durch Umlagerungen sowohl direkt als auch indirekt geschädigt werden. Überdeckung der Zönosen durch die abgelagerten Sedimente sowie die Störung filtrierender Organismen durch Schwebstoffe sind hierbei die bedeutendsten Umlagerungswirkungen.

Auswirkungen durch Überdeckung der Fauna

Negative Auswirkungen durch Überdeckung mit Sediment sind insbesondere bei sessilen und endobenthischen Arten zu erwarten. Je nach Überdeckungshöhe kann u. U. ein großer Teil der Individuen vernichtet werden, was zu einer sichtbaren Verringerung der Besiedlungsdichten führt. Die Empfindlichkeit gegenüber einer Überdeckung ist artspezifisch (Bijkerk, 1988) und die tolerierbare Überdeckungshöhe kann je nach Art von wenigen Millimetern bis zu einem Meter reichen. Als wenig tolerant gelten z.B. Seeanemonen, Bohrmuscheln, Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Sandkoralle (*Sabellaria spinulosa*); alle Arten die im VSB 686/690 nicht vorkommen.

Andere Arten, wie die auch in der Unter- und Außenelbe präsenten Vielborster (*Marenzelleria cf. viridis*, *Marenzelleria cf. wireni*), können Überdeckungen bis zu einem gewissen Grad (mehrere cm bis mehrere dm) überstehen (u.a. Kleine, 2003). Auch Flohkrebse wie *Bathyporeia spp.* vermögen geringe Sedimentüberdeckungen zu überstehen. Die hohe Unempfindlichkeit dieser Arten gegenüber Sedimentüberdeckungen ist auch daran zu erkennen, dass diese Arten mit deutlich höheren Abundanzen in der Fahrrinne vorkommen als in den Randbereichen (vgl. Wetzel et al., 2012). In der Fahrrinne sind Störungen durch Sedimentumlagerungen die Regel, was die hohe Toleranz dieser Art gegenüber Störungen unterstreicht.

Auswirkungen durch Erhöhung der Schwebstoffkonzentration

Vor allem die Umlagerung feinkörniger Baggergutanteile kann zu temporären Erhöhungen der Schwebstoffkonzentration in der Umgebung der Verbringstelle führen. Zu Auswirkungen kann es vor allem bei Muscheln als filtrierende Organismen kommen. In den Untersuchungen zur HABAK Elbe 2006 (BfG-1373) konnten Muscheln sowohl auf der damaligen Umlagerungsstelle Amtsgrenze (AG 1-3, Elbe-km 688 bis 689,7) als auch im Referenzbereich nur vereinzelt nachgewiesen werden. Belastbare Aussagen bezüglich möglicher Auswirkungen durch Umlagerung der feinkörnigen Baggergutanteile sind daher in BfG (2006) nicht getroffen worden. Aufgrund der Lage des VSB 686/690 unmittelbar in der Trübungszone ist eine sowohl großräumige als auch langfristige Erhöhung des Schwebstoffgehaltes aufgrund von Baggergutumlagerung nicht zu erwarten bzw. konnte messtechnisch bislang nicht nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 5.2.3). Damit sind negative Auswirkung infolge einer Erhöhung der Trübung bzw. des Schwebstoffgehaltes nicht zu erwarten.

Auswirkungen durch eine veränderte Sedimentzusammensetzung bzw. erhöhte Beaufschlagungsmenge

Ein wichtiger Faktor für die Veränderung von Benthoslebensgemeinschaften an Verbringstellen ist die Veränderung der Sedimenteigenschaften als Folge der Umlagerungen. Eine

flächenhafte Veränderung der Sedimentzusammensetzung im Bereich der mit Baggergut beaufschlagten Verbringstellen, aber auch im gesamten VSB 686/690 ist im Zuge der Sedimentbeprobungen nicht nachgewiesen worden und kann daher zukünftig weiterhin ausgeschlossen werden (vgl. Kapitel 5.2.1). Das typische Sohlsediment im VSB 686/690 ist stark mittelsandig und nur mittelsandige Baggergutanteile verbleiben an der Gewässersohle. Eine strukturelle Veränderung der bodenlebenden Wirbellosengemeinschaft kann damit wie bereits in BfG (2006) erläutert und begründet ebenfalls ausgeschlossen werden.

Neben der Art hat natürlich auch die Menge des beaufschlagten Materials großen Einfluss auf die Makrozoobenthosgemeinschaft, denn sie steht in engem Zusammenhang mit der Frequenz der Beaufschlagung und damit der Störung. Die im Rahmen einer Untersuchung nach HABAK-WSV betrachteten Verbringstellen in der Unterelbe (siehe BfG, 2006) wurden seit 2000 jeweils unterschiedlich intensiv beaufschlagt, wobei die hierbei ermittelten Befunde zeigten, dass die Intensität der Beaufschlagung (bezogen auf die Fläche der Verbringstelle) einen wesentlichen Einfluss auf die Veränderungen der Benthoslebensgemeinschaften hatte, ob aber ein messbarer Unterschied zwischen den bislang umgelagerten 4,5 Mio m³ pro Jahr (Maximalwert) und der geplanten 5,5 Mio m³ pro Jahr auftritt, ist fraglich.

Regeneration der Benthosfauna

Viele benthische Wirbellosen-Gemeinschaften im Küsten- und Ästuarbereich weisen insgesamt ein hohes Regenerationspotenzial auf. Nach Störungen, wie sie auch eine Umlagerung von Baggergut darstellt, sind Regenerationszeiten von Zönosen zwischen wenigen Wochen und mehreren Jahren dokumentiert (siehe Gosselck et al., 1996; Schuchardt & Grann, 1998; Essink, 1993; Newell et al., 1998).

Die Ergebnisse der letztmaligen HABAK-WSV Untersuchungen an der Tideelbe (BfG, 2006) zeigen, dass Hinweise auf Umlagerungswirkungen zu identifizieren waren. Hierbei wiesen alle damals untersuchten Verbringstellen hinsichtlich ihrer Rahmenbedingungen und Analyse-Ergebnisse folgende Gemeinsamkeiten auf:

- Die Verbringstellen wurden vor allem in den Monaten vor der Makrozoobenthosuntersuchung im Vergleich zu ihrer Flächengröße intensiv genutzt. Die durchschnittlich umgelagerten Baggergutmengen/m²/Monat entsprachen dabei in etwa denjenigen, die auch auf Umlagerungsstellen anderer Ästuarare (z.B. Ems, Weser) zu Wirkungen geführt haben, wie im Rahmen verschiedener HABAK-Untersuchungen dokumentiert werden konnte (z.B. Leuchs et al. 1996, Bioconsult & Universität Bremen, 1998, Bioconsult 2000, 2002, BfG 1999, 2001, 2003).
- (temporäre) Aufhöhungen in Folge der Umlagerungen. Entsprechende Aufhöhungen sind auch in der aktuellen Untersuchung auf den Verbringstellen im VSB 686/690 festgestellt worden (vgl. Kapitel 5.2.2).
- Im Vergleich zum jeweiligen Referenzbereich wiesen alle Umlagerungsstellen eine reduzierte Besiedlung bezüglich der Taxazahl, Besiedlungsdichte und Biomasse auf.

Die in BfG (2006) beschriebenen Ergebnisse lassen eine direkte Auswirkung der Umlagerungen plausibel erscheinen, einen direkten Beweis stellen diese Beobachtungen allerdings nicht dar. Die Benthosgemeinschaften waren durch geringere Taxazahlen und v.a. durch deutlich geringere Besiedlungsdichten und Biomassen gekennzeichnet als die jeweils zugehörigen und

von jeglichen Baggergutumlagerungen unbeeinflussten Referenzstandorte. Wesentliche Wirkfaktoren sind hier sehr wahrscheinlich die Umlagerungsintensität (umgelagerte Menge an Baggergut und Frequenz) und die damit verbundenen direkten Wirkungen wie z.B. Überdeckung der Organismen. Wirkungen außerhalb, also im Bereich der untersuchten „Fahnen“ ließen sich mit Ausnahme eines Untersuchungsbereiches nicht feststellen.

Bezüglich der Sedimentumlagerungen im VSB 686/690 bedeutet dies, dass mit negativen Auswirkungen (Verringerung der Besiedelungsdichte und Veränderung der Artenzusammensetzung) auf die Benthosgemeinschaft zu rechnen ist. Die gute Regenerationsfähigkeit des Makrozoobenthos wird aber wahrscheinlich eine Wiederbesiedelung nach Beendigung der Umlagerung ermöglichen.

5.4.2 Fische und Neunauge

5.4.2.1 Baggerbereiche

Bei **Baggerungen** können folgende wesentliche Effekte auftreten:

- direkte Verluste von Tieren durch das Einsaugen beim Hopperbaggereinsatz,
- Störungen/Vergrämung (z. B. mit der Folge der Beeinträchtigung wandernder oder laichender Fische),
- Reduzierung und Veränderung des Nahrungsangebotes an der Flusssohle,
- Schäden durch freigesetzte Schwebstoffe (z. B. durch Zusetzen der Kiemen durch Schwebstoffe)
- Freisetzung von Schadstoffen, sauerstoffzehrenden Substanzen und Nährstoffen mit der Folge von Fischschäden oder Veränderungen des Nahrungsangebotes.

Vom Hopperbagger können insbesondere Fischeier sowie kleine, zu aktiver Flucht nur begrenzt fähige Fischlarven und Jungfische eingesaugt werden. Dies betrifft insbesondere ästuarin-diadrome Fischarten wie Finte, Stint und Flunder. Die empfindlichen Entwicklungsstadien (Eier, Larven, kleine Jungfische) treten in der Elbe etwa von April bis Juni auf (z. B. BioConsult, 2011; Bos, 1999). Verluste durch das Einsaugen sind an allen Baggerabschnitten möglich, fallen aber mit hoher Wahrscheinlichkeit in der Umgebung der Hauptlaich- und/oder Aufwuchsgebiete der drei genannten Arten am deutlichsten aus. Diese Gebiete liegen entsprechend dem Integrierten Bewirtschaftungsplan im Funktionsraum 3 und z. T. noch im Funktionsraum 4, welche die mengenstarken Baggerabschnitte BA 1 (Wedel) sowie BA 3 (Juelssand) beinhalten. In BioConsult (2010) wird der Aspekt des Einsaugens für die Finte genauer beleuchtet. Die dort aufgeführten Rechenbeispiele lassen erwarten, dass nur geringe Bestandsverluste in Folge von Unterhaltungsbaggerungen zu befürchten sind. Erwartungsgemäß gilt dies analog auch für Stint und Flunder, da auch bei diesen Arten keine Konzentrationen in den Baggerabschnitten bekannt sind und somit nur ein sehr kleiner Anteil der insgesamt vorhandenen Tiere durch Hopperbagger eingesaugt werden kann.

Störungen laichender Fische sind in allen Baggerabschnitten nicht zu erwarten, da Baggergebiete (Fahrrinne) und Laichgebiete (Flachwasserzonen) räumlich voneinander getrennt sind. Geringe Störungen wandernder Neunaugen und Fische durch Baggerungen sind möglich,

aber lokal und zeitlich sehr begrenzt. In der Regel steht uferseitig ausreichend Raum für die Fortsetzung der Wanderungen zur Verfügung. Bei im Gebiet geringen Sauerstoffkonzentrationen (unabhängig von den sehr geringen Auswirkungen der Baggerungen auf den Sauerstoffhaushalt, s.u.) können die geringen Störungen allerdings einzelne Tiere kritisch schädigen, wenn zuviel Sauerstoff für Fluchtbewegungen verbraucht wird. Betroffen wären dann u. a. im Sommer wandernde Fische (z. B. Auf- und Abwanderung Lachs). Um Fische bei geringen Sauerstoffkonzentrationen nicht zusätzlich zu stressen, könnte die Baggertätigkeit dann, d. h. bei Unterschreiten von ca. 3 mg O₂/l, in den Baggerabschnitten mit hohen Feinsedimentanteilen wie BA 1 (Wedel) oder auch BA 3 (Juelssand) unterbrochen werden.

Die weiteren oben benannten Auswirkungen von Baggerungen auf Fische und Neunaugen (Verletzungen der Kiemen durch Schwebstoffe, Reduzierung/Veränderung Nahrungsangebot an der Flusssohle, Freisetzung von Schad- und Nährstoffen sowie sauerstoffzehrenden Substanzen) sind nach derzeitigem Kenntnisstand in der Tideelbe ohne oder nur von sehr geringer Bedeutung (vgl. BfG, 2008).

5.4.2.2 Verbringstellenbereich VSB 686/690

Für Verbringstellen von Baggergut werden gelegentlich reduzierte Bestandsdichten von Fischen beschrieben. In der Tideelbe betrifft dies insbesondere die Flunder (Haesloop 2004). Im Wesentlichen können folgende Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen durch Verklappung von Baggergut in die fließende Welle (Umlagerung) erwartet werden (vgl. auch Haesloop, 2004 und BfG, 2008):

- Überdeckung von am Boden lebenden Fischen (z. B. Flundern) sowie Fischnährtieren,
- Störungen/Vergrämung,
- Reduzierung und Veränderung des Nahrungsangebotes an der Flusssohle.

Diese Effekte werden im VSB 686/690 räumlich und zeitlich begrenzt auftreten. Mit der Freisetzung von Schadstoffen, sauerstoffzehrenden Substanzen und Nährstoffen ist nur in geringem, für Fische und Neunaugen unkritischem Ausmaß zu rechnen. Die Schwebstoffkonzentrationen werden innerhalb der Trübungszone, in welcher sich die Verbringstelle befindet, nicht wesentlich erhöht bzw. überschreiten keine Werte, die für die vorkommenden, i.d.R. an hohe Schwebstoffkonzentrationen angepassten Arten als Beeinträchtigung anzusehen wären (vgl. Kapitel 5.2.3).

Laich- und Aufwachsgebiete (überwiegend weiter stromauf des VSB 686/690) oder Adaptationsräume an sich ändernde Salzgehalte für Wanderfische (weiter seewärts des VSB 686/690) sind nicht betroffen. Wandernde Fische haben in der in diesem Bereich noch sehr breiten Elbe ausreichend Möglichkeiten, vor Störungen durch Baggergutverbringungen auszuweichen. Wichtige Nahrungsgründe (Flachwasserzonen am Südufer) werden durch die Verbringungsaktivitäten nicht oder nur sehr wenig beeinflusst, langfristig aber können sie in diesen, dem VSB 686/690 nahe gelegenen Zonen eine fortschreitende Verlandungstendenz bewirken.

Somit ist aufgrund der Umlagerungen im VSB 686/690 von nur geringen Beeinträchtigungen der Fisch- und Neunaugenbestände auszugehen. Jedoch weiterhin unterliegt das hierher verbrachte Feinsediment teilweise einem Stromauftransport und kann zur weiteren Verlan-

dung fischökologisch wichtiger Seitenbereiche in den Funktionsräumen 4 und 3 (nach Integriertem Bewirtschaftungsplan) beitragen (vgl. BfG, 2008 und Kapitel 5.2.3). Gegenüber einer Umlagerung des Baggergutes auf Verbringstellen im oberstromigen Bereich ist die seit 2006 umgesetzte neue Umlagerungsstrategie (Einrichtung VSB 686/690 als zentraler Bereich für die Umlagerung von gebaggerten Feinsedimenten) jedoch vergleichsweise positiv zu bewerten.

5.5 Auswirkungen auf Schutzgebiete

5.5.1 Baggerbereiche

Die betrachteten Unterhaltungsbaggerungen finden ausschließlich im Bereich der Fahrrinne statt. Für die Erhaltung des günstigen Erhaltungszustandes für Vogelarten zu berücksichtigende Aspekte wie störungsarme Rast-, Schlaf- und Nahrungsgebiete in Flachwasserbereichen, Wattflächen, Grünlandgebieten usw., günstige Nahrungsverfügbarkeit etc. sind davon nicht unmittelbar betroffen.

Die relevanten möglichen Auswirkungen der Baggerung wie Trübungserhöhung oder Verlust von Nährtieren treten kurzzeitig und räumlich begrenzt auf. Zudem ist die Fahrrinne aufgrund der Tiefe und des Schiffsverkehrs kein häufig frequentiertes Nahrungsgebiet. Zwar können einzelne Individuenverluste durch Einsaugen von Fischen und Larven insbesondere der Finte möglich sein, jedoch werden keine erheblichen Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung erwartet (vgl. Kapitel 5.4). Die Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerung auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete werden insgesamt als unerheblich eingeschätzt.

5.5.2 Verbringstellenbereich VSB 686/690

Insgesamt treten Auswirkungen auf den LRT Ästuar infolge der Umlagerung von Baggergut im VSB 686/690 zeitlich und räumlich begrenzt auf. Beeinträchtigungen von Tieren in den Schutzgebieten der Unterelbe infolge der Baggergutverbringung sind nach vorliegenden Erkenntnissen allenfalls bedingt feststellbar.

Eine mögliche Verstärkung der Verlandungstendenz im südlichen ufernahen Bereich aufgrund der Baggergutverbringung ist als nachteilige Auswirkung zu werten, da Flachwasserbereiche prinzipiell wertvolle (Teil-)Lebensräume in der Unterelbe darstellen. Aufgrund der Geringfügigkeit der bisher beobachteten Verlandungstendenz wird diese Auswirkung als unerheblich für die Erhaltungsziele des FFH- und Vogelschutz-Gebietes Unterelbe eingestuft. Da die anzunehmende Erhöhung der Schadstoffgehalte in den Seitenbereichen stromauf und stromab des VSB 686/690 nur leicht sein wird und zudem keine Signifikanz dieser Veränderung gegenüber der bestehenden Variabilität bei der Schadstoffbelastung zu erwarten ist, werden allenfalls geringfügige Auswirkungen auf die Schutzgebiete erwartet. Erhebliche Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele infolge der Baggergutverbringung auf die Verbringstellen VS 686 R, VS 687 R, VS 689 R, VS 689 1G, 690, 690_2.1 und 690_2.2 sind nach vorliegenden Erkenntnissen derzeit nicht nachweisbar.

Die zukünftig geplante Menge von ca. 5,5 Mio. m³ Baggergut pro Jahr wird die beschriebenen und zu erwartenden Auswirkungen intensivieren. Um möglichen Auswirkungen infolge der Baggergutverbringung auf die Schutz- und Erhaltungsziele gegensteuern zu können, sollten relevante Fragestellungen im Rahmen eines Überwachungsprogrammes untersucht werden (vgl. Kapitel unterhaltungsbezogenes FFH-Monitoring im Integrierten Bewirtschaftungsplan Elbe-Ästuar, 2011).

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690

6 Abschließende Beurteilung der Auswirkungen auf die Umwelt

Die mit diesem Bericht gegebene Auswirkungsprognose gemäß den zurzeit gültigen "Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässer GÜBAK)" (ANONYMUS, 2009) umschließt

- die Baggerabschnitte zwischen Elbe-km 638,9 bis 689,8 - BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) - sowie
- den Verbringstellenbereich (VSB) 686/690 bei Brunsbüttel, sowohl bezüglich derzeit betriebener wie auch zukünftig in diesem Bereich (Elbe-km 685,5 bis 690) neu ausgewiesener Verbringstellen.

6.1 Ausgangssituation

Mit Beginn der vollständigen Umsetzung der neuen Umlagerungsstrategie des WSA Hamburg im Jahr 2008 (vorab im Zeitraum 2006/2007 nur teilweise bzw. sukzessive Umsetzung) bis einschließlich des Jahres 2010 sind in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) insgesamt 11,54 Mio. m³ an Sedimenten gebaggert und im VSB 686/690 umgelagert worden. Die mengenstärksten Baggerabschnitte sind der BA 1 (Wedel) gefolgt in dieser Reihenfolge von BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate). Die durchschnittlich zu erwartenden, nachfolgend beschriebenen Eigenschaften des Baggergutes basieren auf den Ergebnissen aktueller Probenahmen aus den Jahren 2008 bis 2010.

Korngrößenzusammensetzung:

In BA 1 (Wedel) und BA 3 (Juelssand) fällt überwiegend schluffig bis feinsandiges Sediment im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen an, welches dann im VSB 686/690 umgelagert wird. Die Mittelsandanteile sind im Mittel geringer als 10 Gew.-%. Die Anteile Mittelsand am Baggergut aus den BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) variieren je nach Baggerfeld innerhalb dieser Abschnitte. In der Tendenz sind hier die durchschnittlichen Sandanteile im Baggergut höher als in den BA 1 und BA 3.

Schadstoffbelastung der Sedimente:

Das Baggergut aus allen untersuchten Baggerabschnitten ist in den Fall 3 nach GÜBAK einzuordnen (Schadstoffbelastung der Sedimente deutlich höher als bei Sedimenten des Küstennahbereichs). Die Einordnung in den Fall 3 erfolgt aufgrund einer Überschreitung des Richtwertes (RW) 2 bei den folgenden in Tabelle 6-1 dargestellten Stoffen. Die Gehalte weiterer, gemäß GÜBAK überprüfter Schadstoffe lagen im Durchschnitt unterhalb des RW 2.

Tabelle 6-1: Schadstoffe, die aufgrund Richtwertüberschreitung nach GÜBAK eine Einstufung des Baggergutes in den Fall 3 bewirkt haben

Baggerabschnitt	Schadstoff mit Richtwert 2 Überschreitung (bezogen auf Mittelwert über Gesamtheit der Proben)				
	p,p'-DDD	p,p'-DDE	p,p'-DDT	Hexachlor- benzol	Pentachlor- benzol
BA 1 (Wedel)	X	X	X	X	
BA 3 (Juelssand)	X			X	
BA 5 (Pagensand)	X				
BA 7 (Rhinplate)				X	X

Stoffhaushalt und Sauerstoffzehrung:

Bezogen auf die Mittelwerte kann die Sauerstoffzehrung der Sedimente in allen untersuchten Baggerabschnitten als gering eingestuft werden. Bei den Nährstoffgehalten für Stickstoff und Phosphor kann ein stromabwärts gerichteter Gradient beobachtet werden. Im BA 1 überschreiten die Gehalte von Stickstoff und Phosphor bei fast allen Einzelproben den RW 1 nach GÜBAK. Im BA 3 sind es bei Stickstoff immer noch 6 von 10 Einzelproben und bei Phosphor 3 von 10 Einzelproben, die den RW 1 überschreiten. Die Mittelwerte über alle zehn Proben liegen im Nahbereich der jeweiligen Grenzwerte für den RW 1. Im BA 5 überschreitet lediglich der Phosphorgehalt in einer Probe den RW 1. In BA 7 überschreiten Gehalte bei zwei Proben mit sehr hohem Feinkornanteil den RW 1 für Stickstoff und Phosphor. Der Mittelwert über die Gesamtheit der Proben liegt unter RW 1.

Ökotoxikologische Untersuchungen:

In der Regel sind bei den Sedimentproben aus BA 1 geringe bis mäßige ökotoxikologische Belastungspotenziale festgestellt worden. In den anderen untersuchten Baggerabschnitten konnten toxische Effekte am Sediment mit den verwendeten Biotestverfahren nicht nachgewiesen werden. Die Ergebnisse eines weiteren Verfahrens (limnischer Algentest) sind basierend auf den qualitätssichernden Begleituntersuchungen der BfG nicht berücksichtigt worden.

Ein Unterhaltungsbaggergut mit den zuvor beschriebenen sedimentologischen Eigenschaften bildet die Grundlage für die nachfolgend in der Zusammenfassung gegebene Auswirkungsprognose (Kapitel 6.2). Herkunft des Baggergutes sind vor allem die mengenstärksten Baggerabschnitte im Amtsbereich des WSA Hamburg: BA 1, BA 3, BA 5 und BA 7. Des Weiteren basiert die Auswirkungsprognose auf der Annahme, dass zukünftig jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ (Laderaumvolumen) Baggergut mit vergleichbaren Eigenschaften im VSB 686/690 umgelagert werden sollen. Im Zuge von Probenahmen und von im VSB 686/690 durchgeführten Messungen ist ein Zustand nach Baggergutumlagerungen von maximal 4,6 Mio. m³ im Jahr 2009 und insgesamt 11,54 Mio. m³ im Zeitraum 2008 bis 2010 erfasst worden. In Ergänzung zu den Ergebnissen der durchgeführten Probenahmen und Messungen werden für die Erstellung der Auswirkungsprognose weitere Planunterlagen sowie andere, zum Teil auch durch Dritte durchgeführte Untersuchungsergebnisse herangezogen.

6.2 Zusammenfassung der Auswirkungsprognose

Sowohl der VSB 686/690 als auch die Baggerabschnitte liegen im Bereich bzw. in der Nähe von Natura 2000 Gebieten oder Schutzgebieten einer anderen Kategorie. Der VSB 686/690 liegt in seiner räumlichen Ausdehnung innerhalb der FFH-Gebiete "Schleswig-Holsteinisches-Elbästuar" sowie innerhalb des EU-Vogelschutzgebietes "Untere Elbe" und des IBA-Gebietes "Pinneberger Elbmarschen".

6.2.1 Baggerabschnitte

Bei Unterhaltung der Soll-Wassertiefen werden in den mengenstärksten Baggerabschnitten BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelssand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) durch Hopperbaggerung frisch abgelagerte Feinsedimente mit unterschiedlich großen Grobsedimentanteilen aufgenommen. Beim Baggervorgang können Benthosorganismen und Fische (insbesondere Eier und wenig bewegliche Larven und Jungfische der Finte) eingesaugt und getötet werden. Im Fall der Fische handelt sich hierbei jedoch um einzelne Individuenverluste, die insgesamt keine erheblichen Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung erwarten lassen. Das Makrozoobenthos ist im Bereich der Fahrrinne reduziert, kann aber die entstehenden Verluste durch Wiederbesiedlung auffangen. Weitere Auswirkungen des Baggerns sind ein verändertes bzw. reduziertes Nahrungsangebot an der Flusssohle; dies gilt gleichermaßen für die Benthosfauna. Der Bereich der Fahrrinne stellt jedoch aufgrund der großen Wassertiefe und des intensiven Schiffsverkehrs kein häufig frequentiertes Nahrungsgebiet für Fische dar. Des Weiteren können Fischwanderungen durch Störeffekte beeinträchtigt werden. Diese Beeinträchtigungen, genauso wie eine erhöhte Trübung im Zuge von Baggerungen treten räumlich und zeitlich begrenzt auf, so dass sie i.d.R. auf einzelne Tiere beschränkt bleiben und keine erheblichen Veränderungen von Beständen zu erwarten sind. Die Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerung auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete werden insgesamt als unerheblich eingeschätzt.

6.2.2 Verbringstellenbereich 686/690

Die gegebene Prognose der möglichen Auswirkungen auf die Umwelt aufgrund der Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690 unterscheidet zwischen

- (1) Auswirkungen durch Umlagerung der im Baggergut enthaltenen Grobsedimentanteile, hier definiert als Mittelsand und gröbere Sedimente sowie den
- (2) Auswirkungen durch Umlagerung der im Baggergut enthaltenen Feinsedimentanteile, hier definiert als Feinsand, Schluff sowie Ton, der in der kleinsten labortechnisch erfassten Fraktion < 20 µm enthalten ist.

6.2.2.1 Auswirkung durch Umlagerung der Grobsedimentanteile am Baggergut

Messungen und Probenahmeergebnisse haben bestätigt, dass sich auf den untersuchten Verbringstellen Grobsedimentanteile des im VSB 686/690 umgelagerten Baggergutes an der Gewässersohle ablagern. Obwohl Hauptbestandteil des Baggergutes Feinsediment ist, waren aufgrund der großen und teilweise in kurzer Zeit umgelagerten Mengen an Baggergut die

verhältnismäßig geringen Grobsedimentanteile ausreichend, um an der Sohle flächenhaft bis zu 4 m hohe Ablagerungskörper in den Bereichen der Verbringstellen zu bilden. Bei Einstellung oder Verringerung der Umlagerungsaktivitäten auf einer Verbringstelle konnte eine über Monate fortschreitende Erosion dieses Körpers beobachtet werden. In dieser Zeit war jedoch die "Leistungsfähigkeit" der Verbringstelle nicht oder nur eingeschränkt gegeben. Über die Leistungsfähigkeit bzw. Aufnahmekapazität einer Verbringstelle entscheiden demnach diese drei Faktoren: (1) umgelagerte Baggergutmenge, (2) Grobsedimentanteile des umgelagerten Baggergutes sowie (3) mittlere und maximale Strömungsverhältnisse im Bereich der Verbringstelle. Als leistungsfähigste Verbringstellen im VSB 686/690 werden die Stellen in Prallhanglage entlang des roten Tonnenstrichs bewertet (VS 689 R, VS 687 R und

VS 686 R). Für den Fall dass die zukünftig geplante jährliche Baggergutmenge von 5,5 Mio. m³ höhere Grobsedimentanteile im Vergleich zum aktuell beprobten Unterhaltungsbaggergut aufweist, muss verstärkt damit gerechnet werden, dass - wie bereits im Fall 690_2.1 und 690_2.2 geschehen - Verbringstellen geschlossen und andere Verbringstellen intensiver beaufschlagt bzw. neue Verbringstellen im VSB 686/690 eingerichtet werden müssen. Ebenfalls muss dann auch mit einem verstärkten Auftreten von lokalen Untiefen im Fahrrinnenbereich gerechnet werden.

Durch die Ablagerung von Grobsedimenten an der Sohle kommt es zu einer immer wiederkehrenden und plötzlichen Überdeckung der Sohle inklusive der darin enthaltenen Benthosfauna sowie z. T. auch der sohlnah lebenden Fische (z. B. junge Flundern). Derzeit wird der Zustand der Benthosfauna im Elbeabschnitt der VSB 686/690 nach EU-Wasser-Rahmenrichtlinie als "unbefriedigend" bis "mäßig", derjenige der Fische als „mäßig“ bewertet. Eine Verschlechterung des aktuellen Zustands ist auch bei einer Umlagerungsmenge von bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut nicht zu erwarten. Die physikalische Auswirkung einer plötzlichen Überdeckung ist insgesamt auf den Bereich der jeweiligen Verbringstelle beschränkt.

6.2.2.2 Auswirkungen durch Umlagerung der Feinsedimentanteile am Baggergut

Im Gegensatz zum Grobsediment verdriften die Feinsedimentanteile am Baggergut weiträumig und lagern sich nicht an der Gewässersohle im Bereich der Verbringstelle ab. Dieses zeigen Modellrechnungen (siehe BAW, 2011). Diese Einschätzung wird auch durch das Ergebnis der Analyse von Sedimentproben bestätigt, die direkt auf oder sehr nahe der Verbringstelle genommen worden sind. Die Ergebnisse zeigen, dass eine flächenhafte Verfeinerung der Sohlsedimente ausgeschlossen werden kann. Des Weiteren kann eine dauerhaft erhöhte Schadstoffbelastung der Sedimente unmittelbar auf den Verbringstellen weitestgehend ausgeschlossen werden.

An zwei ufernahen Probenahmepositionen im VSB 686/690 sind jedoch signifikant erhöhte Schadstoffbelastungen bei einem zugleich hohen Feinkornanteil festgestellt worden. In diesem der VSB 686/690 nahegelegenen strömungsberuhigten Seitenbereich muss daher mittel- bis langfristig mit einer Verschlechterung der Sedimentqualität aufgrund von verdrifteten Baggergutanteilen gerechnet werden. Entsprechend ist hier auch mit einer langfristigen Beeinträchtigung der Benthosfauna zu rechnen. Die Entwicklung der Sediment-

qualität wird abhängig sein von der zukünftig im VSB 686/690 tatsächlich umgelagerten Baggergutmenge, -zusammensetzung und -qualität. Bei den ökotoxikologischen Untersuchungen von Sedimentproben sind an diesen Positionen keine bzw. nur sehr geringe toxische Effekte festgestellt worden.

Eine stark nachteilige Auswirkung auf die Sauerstoffgehalte kann auch zukünftig bei einer Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut ausgeschlossen werden. Die Sauerstoffbedingungen im Elbeabschnitt des VSB 686/690 sind ganzjährig gut und stabil. Zudem kann aufgrund der Lage des VSB 686/690 im Trübungsmaximum eine eutrophierende Wirkung der mit dem Baggergut eingebrachten Nährstoffe ebenfalls ausgeschlossen werden.

In weiter entfernten, stromauf und stromab des VSB 686/690 gelegenen Sedimentationsbereichen ist im Vorfeld (auf den Verdriftungswegen der umgelagerten Feinsedimentanteile) von einer zunehmenden Vermischung mit "natürlichen", geringer belasteten Schwebstoffen auszugehen. Ein möglicher Anstieg der Schadstoffbelastungen wird vermutlich gegenüber der bestehenden Variabilität bei den Schadstoffbelastungen keine Signifikanz besitzen. Diese Einschätzung entspricht dem aktuellen Berichtsstand des bereits im Jahr 2008 begonnenen Schadstoffmonitorings der Sedimentationsbereiche stromauf und stromab des VSB 686/690 (vgl. BfG, 2010). Eine erneute Entnahme von Sedimentproben zur Überwachung der Schadstoffbelastung ist für das Jahr 2012 geplant.

Durch Umlagerung von feinkörnigem Baggergut in den VSB 686/690 soll ein Materialaustrag stromabwärts in Richtung Deutsche Bucht und damit eine Entlastung des Feinsedimenthaushalts der Tideelbe erreicht werden. Die Modellrechnungen in BAW (2011) zeigen bei hohen Oberwasserverhältnissen (Rechenlauf mit konstanten Oberwasserzuflusses von 1260 m³/s am Pegel Neu Darchau) für alle untersuchten Fraktionen einen deutlich ausgeprägten Nettotransport stromab. Zugleich aber zeigen die Ergebnisse auch, dass u.a. etwa 30 % der grobschluffigen Baggergutanteile stromauf wieder in Richtung der Herkunftsaggerabschnitte verdriften. Dieser stromaufwärts transportierte Anteil am Baggergut steigt mit geringer werdenden Oberwasserzuflüssen weiter an. Zusammenfassend zeigen die Modellrechnungen, dass ein Materialaustrag in Richtung Deutsche Bucht vor allem bei Umlagerung zu Zeiten hoher Oberwasserverhältnisse erreicht wird. Feinkörnige Baggergutanteile, die stromabwärts verdriften, erhöhen dort das Materialangebot und können auf diese Weise zu einer Erhöhung des Sedimentationsgeschehen und damit zu höheren Baggergutmengen, möglicherweise auch erhöhten Schadstoffbelastungen, in den Vorhäfen des Nord-Ostsee-Kanals sowie im Baggerabschnitt Osterriff (Amtsbereich Cuxhaven) führen. Es liegen hierüber aber keine aktuellen Untersuchungsergebnisse vor, die Schlussfolgerungen dahingehend zulassen, ob signifikante Auswirkungen gegeben bzw. nachweisbar sind.

Mit Blick auf die Feinkornfraktion im Baggergut kann auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse zu den physikalischen als auch den chemischen Auswirkungen einer geplanten Umlagerung von bis 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690 davon ausgegangen werden, dass eine solche Aktivität zu keinen bzw. nur geringfügigen Beeinträchtigungen des günstigen Erhaltungszustandes der nach FFH-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie geschützten Lebensraumtypen und Arten führen wird. Die Steigerung der jährlichen Umlagerungsmenge von derzeit maximal 4,6 Mio. m³ auf zukünftig bis zu 5,5 Mio. m³ wird die gegebene Einschätzung nicht signifikant beeinflussen.

6.3 Fazit und Beurteilung der Auswirkungen

Sowohl die Untersuchungen im Zuge des hier vorliegenden Berichts als auch die bereits in BfG (2010a) vorliegenden Ergebnisse des im Jahr 2008 begonnenen Schadstoffmonitorings ergeben zum jetzigen Zeitpunkt keine Hinweise auf starke Auswirkungen auf die Umwelt im Bereich der Baggerabschnitte BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) sowie an und im Bereich der Ablagerungsflächen im VSB 686/690. Der VSB 686/690 und die Baggerabschnitte liegen im Bereich bzw. in der Nähe von Natura 2000 Gebieten oder Schutzgebieten einer anderen Kategorie. Die Auswirkungen durch Baggerung und Umlagerung auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete werden insgesamt, auch bei der beabsichtigten Steigerung der jährlichen Umlagerungsmenge von derzeit bis zu 4,6 Mio. m³ auf zukünftig bis zu 5,5 Mio. m³, als unerheblich eingeschätzt. Diese Aussage erfolgt unter der Voraussetzung, dass Zusammensetzung und Qualität des zukünftigen Baggergutes sich nicht erheblich verändern wird.

Tabelle 6-2 fasst die durch Baggerung und Umlagerung im VSB 686/690 als wesentlich erachteten Auswirkungen auf die Umwelt sowie die als wesentlich für eine weitere Optimierung der Umlagerungsstrategie erachteten Auswirkungen zusammen. Die in Tabelle 6-2 genannten Auswirkungen sind Grundlage für das in Kapitel 7 beschriebene auswirkungsbezogene Überwachungsprogramm bei einer fortgesetzten Verbringung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690.

Tabelle 6-2: Wesentliche Auswirkungen von Baggerung in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) und Umlagerung im VSB 686/690

Auswirkung auf die Umwelt	Begründung
Individuenverluste von Fischen, vor allem bei der Finte im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen.	Tötung von Fischen (insbesondere Eier und wenig bewegliche Larven und Jungfische der Finte) durch Einsaugen beim Baggervorgang.
Eventuelle Erhöhung der Schadstoffbelastung der Sedimente im VSB 686/690, vor allem in den strömungsberuhigten Seitenbereichen, aber auch stromauf und stromab in bekannten Sedimentationsbereichen.	In den VSB 686/690 wird im Wesentlichen Baggergut umgelagert, dass aufgrund der Belastung mit Schadstoffen in den Fall 3 nach GÜBAK (ANONYMUS, 2009) eingestuft werden muss.
Fortschreitende Tendenz der Verlandung von Flachwasserzonen im Elbeabschnitt des VSB 686/690.	Flachwasserzonen sind wertvolle (Teil-) Lebensräume in der Untereibe und eine Verdriftung von feinkörnigen Baggergutanteilen konnte in diese Bereiche nachgewiesen werden.

Tabelle 6-2 (Fortsetzung)

Auswirkung auf die Umwelt	Begründung
<p>Aufwuchs von Ablagerungskörpern unmittelbar auf den Verbringstellen durch Ablagerung von Mittelsand- und gröberen Baggergutanteilen, die an der Gewässer- sohle sich ablagern.</p>	<p>Ablagerungskörper reduzieren die Leistungs- fähigkeit von Verbringstellen (Erreichung unzureichender Wassertiefen) und / oder verstärkte Eintreibungen in den Fahr- rinnenbereich sind zu erwarten; die Verbringstelle muss ggfls. zeitweise geschlossen bzw. die Umlagerung von Baggergut eingeschränkt werden.</p>
<p>Größerer Stromauftransport von Feinmaterial bei Umlagerung im VSB 686/690 zu Zeiten geringerer Oberwasserhältnisse.</p>	<p>Entlastung des Feinsedimenthaushalts ist wichtigstes Ziel der Umlagerungsstrategie im VSB 686/690. Die Modellrechnungen in BAW (2011) zeigen bei hohen Oberwasser- verhältnissen einen maximalen Nettostrom- abwärtstransport, aber zugleich auch eine stromaufwärts gerichtete Verdriftung von z.B. 30 % der grobschluffigen Bagger- gutanteile.</p>
<p>Erhöhtes Angebot an Feinmaterial, welches im Vorhafen des Nord-Ostsee-Kanals bzw. im Baggerabschnitt Osteriff zusätzlich sedimentieren kann und dort zu einer Erhöhung der Baggergutmengen führen kann.</p>	<p>Erhöhtes Materialdargebot als Folge von Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690. Auswirkung kann zurzeit nicht quantifiziert werden, da abschließende und erschöpfende Ergebnisse von Untersuchungen hierzu nicht vorliegen.</p>
<p>Auf den Verbringstellen Verringerung der Abundanz und Veränderung der Arten- zusammensetzung der Benthosfauna möglich.</p>	<p>Überdeckung durch Grobsedimentanteile im Baggergut können wenig mobile Arten abtöten und die Artenzusammensetzung verändern.</p>

7 Zukünftiges Überwachungsprogramm

Die in Kapitel 6, dort in Tabelle 6-2 genannten Auswirkungen sind Grundlage für die Festlegung von Art und Umfang eines erforderlichen Überwachungsprogramms. Das Überwachungsprogramm soll die tatsächlichen Auswirkungen der Umlagerung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im Verbringstellenbereich (VSB) 686/690 erfassen können.

Für die Einordnung und Beurteilung der Ergebnisse des Überwachungsprogramms im Bereich der Ablagerungsstelle ist es grundsätzlich erforderlich, Baggergutzusammensetzung (Korngrößenverteilung) und Baggergutqualität (v.a. Schadstoffbelastung, Nährstoffe, toxische Belastungen) in den Herkunftsbaggerabschnitten in ausreichender Detailliertheit zu kennen. Eine fortlaufende Überwachung der frischen Sedimente in den Baggerschwerpunkten ist geboten, da das Baggergut qualitativ in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen ist (Schadstoffbelastung der Sedimente deutlicher höher als bei Sedimenten des Küstennahbereichs). Darüber hinaus können die Grobkornanteile im Baggergut (Mittelsand und gröbere Sedimente) je nach Baggerabschnitt und Baggerfeld variieren. Diese Anteile im Baggergut führen bei Umlagerung zu der Bildung von Ablagerungskörpern und in Folge dessen zu einer Einschränkung der Leistungsfähigkeit der Verbringstelle.

Im Bereich der Baggerabschnitte werden erhebliche Auswirkungen auf die NATURA 2000 Erhaltungsziele nicht erwartet. Um jedoch das Sedimentmanagement hinsichtlich der NATURA 2000 Erhaltungsziele optimieren zu können, werden bereits Untersuchungen zu Auswirkungen der Unterhaltung auf die Finte durchgeführt (siehe Bioconsult, 2011b im Auftrag des WSA Hamburg). Es wird erwartet, dass sich aus dem Vergleich der räumlich-zeitlichen Verteilung der Finte beim Laichen, des Laiches und der juvenilen Finten mit der räumlich-zeitlichen Verteilung der Bagger- und Umlagerungsaktivitäten im Laich- und Aufwuchsareal der Finte Hinweise für eine Optimierung der Unterhaltung ableiten lassen.

Das Überwachungsprogramm im Elbeabschnitt Brunsbüttel, der den VSB 686/690 beinhaltet, aber auch ggfls. in Abschnitten darüber hinaus, ist durch die in Kapitel 6, dort in Tabelle 6-2 beschriebenen wesentlichen Auswirkungen definiert. Art und Umfang des erforderlichen Überwachungsprogramms ist in nachfolgender Tabelle 7-1 dargelegt.

Tabelle 7-1: Erforderliches Überwachungsprogramm aufgrund der wesentlichen Auswirkungen durch Baggerung und Umlagerung

Auswirkung auf die Umwelt	erforderliches Überwachungsprogramm
Individuenverluste von Fischen, vor allem bei der Finte im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen.	Untersuchung zur zeitlichen und räumlichen Verteilung von Finteneiern und Fintenlarven in der Elbe bei km 643 sowie im Längsverlauf zwischen km 630 und 680 (bereits durch WSA Hamburg in Auftrag gegeben).
Eventuelle Erhöhung der Schadstoffbelastung der Sedimente im VSB 686/690, vor allem in den strömungsberuhigten Seitenbereichen, aber auch stromauf und stromab in bekannten Sedimentationsbereichen.	Überwachung Schadstoffbelastung von Sedimenten im VSB 686/690 aber auch im weiteren Umfeld (v.a. Sedimentationsbereiche und strömungsberuhigte Seitenbereiche) durch Fortführung des im Jahr 2008 begonnenen und in BfG (2010a) dokumentierten Schadstoffmonitorings.
Fortschreitende Tendenz der Verlandung von Flachwasserzonen im Elbeabschnitt des VSB 686/690.	Entnahme und Analyse weiterer Sedimentkerne im VSB 686/690 (v.a. in Flachwasserzonen entlang des südlichen Ufers im VSB 686/690, z.B. an Positionen 690_36, 690_38 und 690_44). Einmal jährlich Peilung der Bathymetrie ausgewählter Referenzgebiete in Flachwasserzonen.
Aufwuchs von Ablagerungskörpern unmittelbar auf den Verbringstellen durch Ablagerung von Mittelsand- und größeren Baggergutanteilen, die an der Gewässersohle sich ablagern.	Peilung der Bathymetrie von aktiven Verbringstellen vor und nach der Umlagerung von größeren Baggergutmengen in kurzer Zeit.
Größerer Stromauftransport von Feinmaterial bei Umlagerung im VSB 686/690 zu Zeiten geringerer Oberwasserverhältnisse.	Kein Überwachungsprogramm erforderlich, bedarfsweise Durchführung erweiterter Untersuchungen zur Verbesserung Systemverständnis und zur Bilanzierung der Verdriftungswege des im VSB 686/690 umgelagerten Baggegutes.
Erhöhtes Materialdargebot, welches im Vorhafen des Nord-Ostsee-Kanals bzw. im Baggerabschnitt Osteriff zursätzlich sedimentieren kann und dort zu einer Erhöhung der Baggergutmengen führen kann.	Kein Überwachungsprogramm erforderlich, bedarfsweise Durchführung erweiterter Untersuchungen zur Verbesserung Systemverständnis und zur Bilanzierung der Verdriftungswege des im VSB 686/690 umgelagerten Baggegutes.
Auf den Verbringstellen Verringerung der Abundanz und Veränderung der Artenzusammensetzung der Benthosfauna möglich.	Kein Überwachungsprogramm erforderlich, da eine Verschlechterung des aktuellen, "unbefriedigenden" bis "mäßigen" Zustands (nach EU-Wasser-Rahmenrichtlinie) auch bei einer Umlagerungsmenge von bis zu 5,5 Mio. m ³ Baggergut nicht zu erwarten ist.

8 Literaturverzeichnis

ANONYMUS (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern (GÜBAK)

ARGE Elbe - Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (2004): Sauerstoffhaushalt der Tideelbe, 5 S.

BAW – Bundesanstalt für Wasserbau (2011): Model Validation and System Studies for Hydrodynamics, Salt and Sediment Transport in the Elbe Estuary – Basic Information for the River Engineering and Sediment Management Concept. Hamburg, A39550310069 - Version 0.2

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2000): Handlungsanweisung zum Umgang mit Baggergut in Binnengewässern (HABAB-WSV). 2. Überarbeitete Fassung, Koblenz, BfG-1251

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2006): Untersuchung von Bagger- und Umlagerungsbereichen in Unter- und Außenelbe in Anlehnung an HABAK/HABAB-WSV. Koblenz, BfG-1373

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2008): WSV Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Koblenz, BfG-1584

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2009a): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe – Bericht 2008. Koblenz, BfG-1655

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2009b): BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" - Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern, Stand September 2009, Koblenz

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2010a): Untersuchungen zur Dynamik von Feststoffen und feststoffgebundenen Schadstoffen für den Verbringbereich bei Elbe-km 688/690. Koblenz, BfG-1691

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2010b): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe – Zwischenbericht 2009. Koblenz, BfG-1692

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2011): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe – Bericht 2009/2010. Koblenz, BfG-1716

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2012): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe – Zwischenbericht 2010/2011. Koblenz, BfG-1737

BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Gutachten im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein

BioConsult (2009): Fischfauna des Elbeästuars. Vergleichende Darstellung von Bewertungsergebnissen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in den verschiedenen Gewässertypen des Elbeästuars. Gutachten im Auftrag des Sonderaufgabenbereichs Tideelbe

BioConsult (2010): Gutachten zur FFH-Erheblichkeit bei der FFH-Verträglichkeitsprüfung zur Fahrrinnenanpassung Unter- und Außenelbe. Gutachten im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord

BioConsult (2011a): Untersuchung zur zeitlichen und räumlichen Verteilung von Finteneiern und Fintenlarven in der Elbe bei km 643 sowie im Längsverlauf zwischen km 630 und 680. Eingangsuntersuchung 2011 von Ende April – Anfang Juni 2011. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, Entwurfsfassung vom 9.12.2011

Bioconsult (2011b – im Entwurf): Untersuchung zur zeitlichen und räumlichen Verteilung von Finteneiern und Fintenlarven in der Elbe bei km 643 sowie im Längsverlauf zwischen km 630 und 680. Im Auftrag des WSA Hamburg.

Bos, A. R. (1999): Tidal Transport of Flounder Larvae (*Pleuronectes flesus*) in the Elbe River, Germany. Arch. Fish. Mar. Res. 47 (1)

BSU HH – Behörde für Stadtentwicklung Hamburg, NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, MLUR SH – Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, WSD N – Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, und HPA – Hamburg Port Authority (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar. <http://www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php>, Entwurf November 2011

Burgun, V. (2005): Eléments de connaissance de l'aspe *Aspius aspius* (Linné, 1758) du bassin Rhin-Meuse. Rapport de Conseil Supérieur de la Pêche

Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie 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, 7-50

Entelmann (2010): WI-Einsatz im Kontext des Strombau- und Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen. WSV-Workshop am 21./22. Juni 2010 in Bremerhaven, Bundesanstalt für Gewässerkunde, S. 103-115

Folk, R.L. & Ward, W.C. (1957): Brazos River Bar: A Study in the Significance of Grain Size Parameters. Journal of Sedimentary Petrology, No. 27

Freyhof, J. & C. Schöter (2005): The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. Journal of Fish Biology 67

GKSS – GKSS Forschungszentrum Geesthacht (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee, GKSS 2007-20

Haesloop, U. (2004): Fischereibiologische Untersuchungen im Rahmen der HABAK/B Elbe. unveröfftl. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg

Hardisty, M.W. (1986): *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758. In : Holcik, J. (ed.): The freshwater Fishes of Europe, Vol. 1, Part I Petromyzontiformes. Aula-Verlag, Wiesbaden

IBL & IMS (2007): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz. Schutzgut Tiere und Pflanzen, aquatisch – Teilgutachten Aquatische Fauna – (Bestand und Prognose). Unterlage H.5b. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg und der Hamburg Port Authority

IKSE _ Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (2008): Die Fischfauna des Elbestroms – Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie

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.

Kammerad, B. (2001a): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe. Teil 1. Fischer & Teichwirt 52 (5)

Kammerad, B. (2001b): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe. Teil 2. Fischer & Teichwirt 52 (6)

Kottelat, M. & J. Freyhof (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany

Krebs, F. (1988): Der pT-Wert - ein gewässerökologischer Klassifizierungsmaßstab. Fachzeitschrift für das Laboratorium 32

Krebs, F. (2000): Ökotoxikologische Bewertung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen mit Hilfe der pT-Wert-Methode. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 44: 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: 333-352.

Krebs, F. (2005): The pT method as a Hazard Assessment Scheme for Sediments and Dredged Materials. In C.Blaise and J.-F. Fèrard (eds.): Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, Vol. 2: Hazard Assessment Schemes, Chapter 9: pp 281-304, Springer, Dordrecht, The Netherlands

Limnobios (2009): Das Fischlarvenaufkommen im Bereich des Sedimentfanges bei Wedel. – Gutachten im Auftrag der Hamburg Port Authority

Limnobios (2011): Fischlarven Monitoring im Mühlenberger Loch. – Gutachten im Auftrag der Hamburg Port Authority.

Meyer, L. & K. Beyer (2002): Zum Laichverhalten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) im gezeitenbeeinflussten Unterlauf der Luhe (Niedersachsen). Verh. Ges. Ichthyol. 3, 45-70

Müller D., Pfitzner S., Wunderlich M. (1998): Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. Wasser & Boden, Vol 50/10

Schubert, H.-J. (2005): Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg am Elbewehr bei Geesthacht. Oktober – Dezember 2004. – Arbeitsbericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 20 S. Stand 06.12.2011 auf <http://vattenfall.de/de/fischtreppe-geesthacht.de>

Steinmann, I. & R. Bless (2004): Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) der FFH-Richtlinie. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69, Bd. 2: Wirbeltiere, 199-341

Thiel, R., Sepúlveda, A. & S. Oesmann (1996): Occurrence and distribution of Twaité shad (*Alosa fallax Lacépède*) in the lower Elbe River, Germany. In: Kirchhofer, A. & D. Hefti (eds.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser: Basel, 157-170

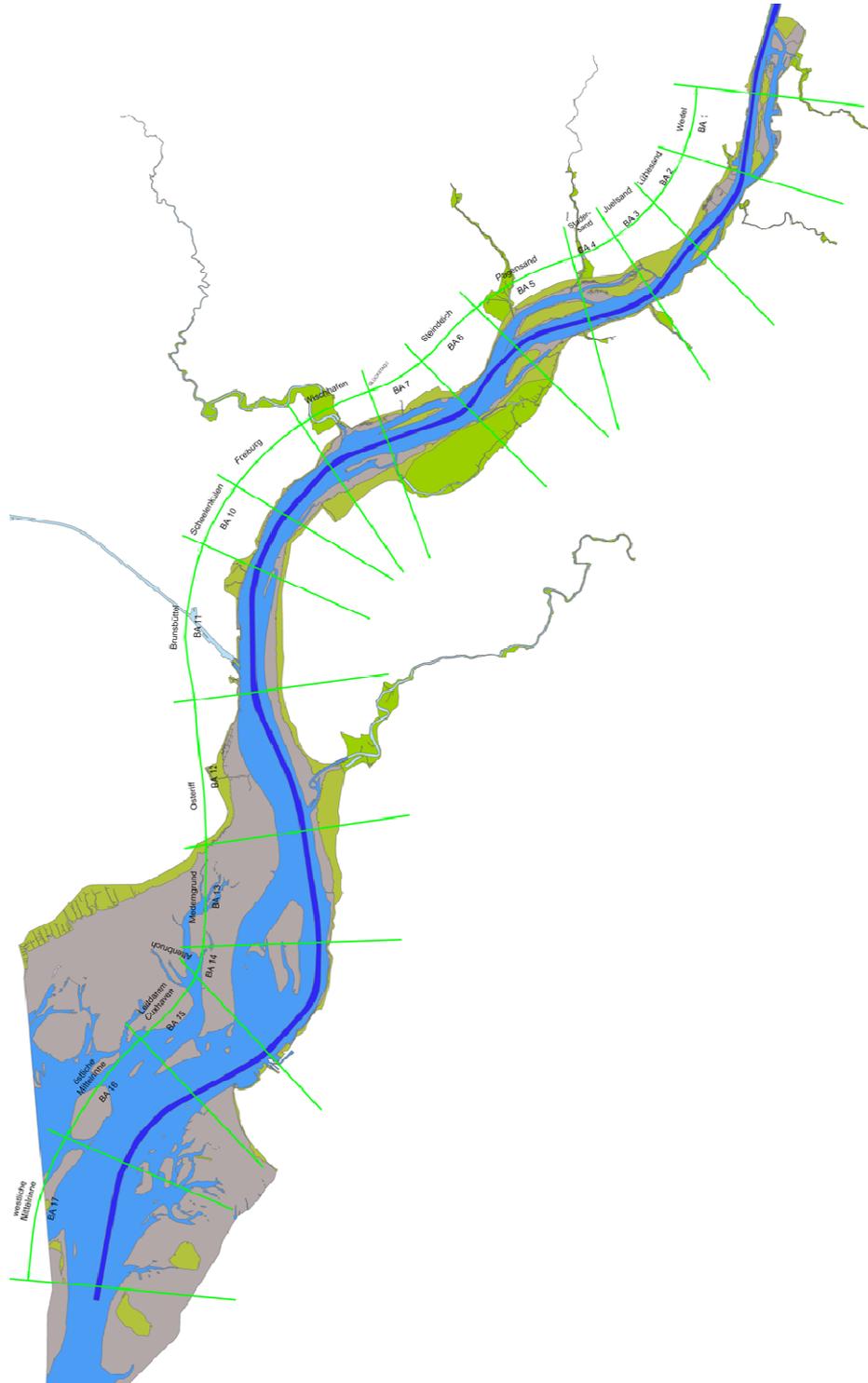
Thiel, R. & V. Salewski (2003): Verteilung und Wanderung von Neunaugen im Elbeästuar (Deutschland). *Limnologica* 33, 214-226

WSA Hamburg (2010). Gewässerkundlicher Bericht 1/2010 – Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe, Verbringstellenkonzept WSA Hamburg, Sachstand und weiteres Vorgehen. Az. 2-231.2 EI/107, Hamburg

9 Anhänge

Anhang 9-1: Übersichtsplan Baggerabschnitte Tideelbe (Quelle WSA Hamburg)

Auswirkungs-
prognose für die
Umlagerung
von Baggergut
im Verbringstel-
lenbereich
zwischen Elbe-
km 686 und 690



Anhang 9-2: Angaben zu Baggergutmengen in Abbildung 3-1

Bagger- abschnitt	Name	jährliche Baggergutmengen [in Mio. m ³ Laderaumaufmaß]					
		2005	2006	2007	2008	2009	2010
BA 1	Wedel / Wedeler Au (BA 1)	1,713	1,722	1,499	0,437	0,658	0,055
BA 1	Sedimentfang in BA 1	0,000	0,000	0,000	2,502	2,185	1,138
BA 2	Lühesand (BA 2)	0,419	0,294	0,234	0,243	0,212	0,063
BA 3	Juelsand (BA 3)	0,370	0,606	0,722	0,468	0,792	0,324
BA 4	Stadersand (BA 4)	0,033	0,188	0,065	0,038	0,224	0,235
BA 5	Pagensand (BA 5)	0,483	0,359	0,152	0,264	0,552	0,439
BA 6	Steindeich (BA 6)	0,227	0,160	0,043	0,165	0,170	0,172
BA 7	Rhinplate (BA 7)	0,369	0,233	0,435	0,341	0,371	0,102
BA 8 - 10	Wischhafen / Freiburg / Scheelenkuhlen (BA 8 - 10)	0,307	0,450	0,118	0,539	0,298	0,380

Anhang 9-3: Angaben zu Baggergutmengen in Abbildung 3-5, Abbildung 3-10 und Abbildung 3-14

BA 3 (Juelsand)

Elbe-km		2008			2007			2006		
von	bis	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün
649	650	0	0	20.663	4.680	0	17.064	8.082	0	28.257
650	651	2.350	0	21.605	27.739	0	62.748	9.426	0	39.535
651	652	65.301	15.501	27.181	213.448	0	13.232	90.528	0	100.583
652	653	30.676	1.163	0	83.413	0	2.108	39.541	0	30.466
653	654	228.812	55.426	2.947	289.604	0	6.993	237.080	0	10.300
654	655	0	617	0	3.579	0	0	24.567	0	5.150

BA 5 (Pagensand)

Elbe-km		2008			2007			2006		
von	bis	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün
658	659	36.358	0	2.158	50.737	0	5.581	137.147	10.088	4.954
659	660	48.136	52.861	63.706	31.185	19.408	40.738	106.641	0	91.764
660	661	2.461	0	63.706	9.298	0	35.937	12.018	2.482	29.143
661	662	12.473	0	2.804	10.310	0	0	10.068	434	5.843
662	663	12.116	0	0	2.527	0	0	11.496	0	39.700
663	664	4.846	0	0	2.670	0	0	39.258	0	24.086
664	665	0	0	0	5.135	0	0	44.103	0	3.992

BA 7 (Rhinplate)

Elbe-km		2008			2007			2006		
von	bis	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün	Rot	Mitte	Grün
670	671	38.715	0	0	45.870	0	0	31.440	0	0
671	672	107.157	1.058	0	173.117	0	0	63.945	0	0
672	673	134.357	1.356	0	79.893	0	0	70.720	0	0
673	674	20.958	0	0	9.572	0	0	11.716	0	0
674	675	5.718	0	1.299	60.267	0	0	20.044	0	204
675	676	7.257	0	22.258	15.596	0	50.395	3.934	0	37.002

Hinweis: Alle Angaben zu Baggergutmengen in m³ Laderaumaufmaß

Anhang 9-4: Protokoll der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 3 zusammen mit den labortechnischen Ergebnissen der Korngrößenanalyse

Proben ID	Datum	RW	HW	Sedimentansprache		Korngrößenverteilung					
				Mächtigkeit (cm)	Ansprache/Kommentar	< 20 µm Gew.-% TS	20-63 µm Gew.-% TS	63-200 µm Gew.-% TS	200-630 µm Gew.-% TS	630-2000 µm Gew.-% TS	>2000 µm Gew.-% TS
110	26.08.2010	3538074	5942318	0-20	fs, U homogenisiert, fS Eintreibungen	22,2	22,5	54,6	0,8	0	0
111	25.08.2010	3538367	5941846	0-5 5-20	fs 'U fS	8,6	11,3	46,7	32,8	0,5	0
112	26.08.2010	3538008	5942405	0-5 5-20	U/fS Auflage, seperate Probe fS mit mS Anteilen und sogar fG Anteilen dazwischen ca. 5 cm dicke schwarze Schluffschicht	9,4	4,3	40,3	36,9	3,1	6,1
113	25.08.2010	3537827	5942370	0-5 5-70	fS fs, U	10,9	10,6	69,9	7,9	0,7	0
114	25.08.2010	3537534	5942221	0-5 5-10 10-15	Deckschicht mit gG und Steinen gs, mS U	59,4	35,2	3,9	1,3	0,2	0
115	25.08.2010	3537671	5942538	0-35 35-40	fs, U fS	17,9	32,6	49	0,3	0,2	0,8
116	25.08.2010	3537565	5942476	0-1 1-7	fS fs, U	16,7	18,4	52	12,3	0,4	0
117	26.08.2010	3537441	5942454	0-2 2-20	u,fS fs', U	19,7	21,2	49,2	8,3	0,8	1,5
118	25.08.2010	3537338	5942370	0-5 5-50	Auflage aus fs, U u, fS bei ca. 10 cm Humusschicht	14,9	21,5	61,9	1,3	0,4	0
119	26.08.2010	3536594	5943442	0-5	U, konsolidiert, Kastengreifer kaum gefüllt Bauschuttdeponie Dwarssloch	84,3	14,2	1,1	0,4	0,1	0
120	25.08.2010	3536475	5943476	0-70	fs, U immer wieder fS-Eintreibungen	30,5	33,6	35,7	0,1	0,1	0
127	25.08.2010	3535956	5943511		fs', mS; mit konsolidierten Schlicklinsen	4,8	1,1	6,8	29,2	52,7	5,5
128	25.08.2010	3536381	5943115		gesamtes Spektrum von fS bis mG, mit Schlicklir	1,5	0,6	6,3	38	10,9	42,8

Anhang 9-5: Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 3 (Juelssand)

Probenahmenummer		110	111	112	112	113	115	116	117	118	119b	120	126	127	128	BA 3 (Juelssand)	GÜBAK	
km		651,19	650,71	651,29	651,29	651,43	651,65	651,71	651,82	651,86	653,22	653,32	655,66	653,66	653,09	MW		
Probenahme		26.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010			
				0-5 cm	5-20 cm													
Trockenrückstand	Gew.-%	51	68		69	68	57	57	60	59	42	46	69	77	80	61		
Fraktion >2000 µm	Gew.-% TM	0,0	0,1	0,0	6,0	0,0	0,0	0,2	0,8	0,0	1,7	0,0	2,1	5,4	42,7			
Fraktion 600-2000 µm	Gew.-% TM	0,0	0,5	2,7	3,1	0,7	0,2	0,4	0,8	0,4	0,2	0,1	1,3	52,7	10,9			
Fraktion 200-600 µm	Gew.-% TM	0,7	32,8	21,0	36,9	7,9	0,3	12,3	8,3	1,3	0,5	0,1	7,1	29,2	38,0			
Fraktion 60-200 µm	Gew.-% TM	54,6	46,7	36,3	40,3	69,9	49,0	52,0	49,2	61,9	35,3	35,7	58,7	6,8	6,3			
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	22,5	11,3	21,1	4,3	10,6	32,6	18,4	21,2	21,5	29,1	33,6	23,8	1,1	0,6	17,5		
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	22,2	8,6	16,6	9,4	10,9	17,9	16,7	19,7	14,9	33,2	30,5	7,0	4,8	1,5	15,9		
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	44,70	19,9	37,7	13,7	21,5	50,5	35,1	40,9	36,4	62,3	63,9	30,8	5,9	2,1	33,4		
TOC	Gew.-% TM	2,91	2,91		11,68	3,67	2,77	2,62	3,18	3,85	2,20	2,57	0,84			3,84		
TOC Standardabweichung	%	0,00	24,62		32,12	8,37	19,80	6,55	0,00	6,40	0,00	0,00			9,79			
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	36	37	31	30	35	35	35	40	38	35	35	26			35	40	120
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	74	75	80	55	74	73	71	79	78	72	74	24			73	90	270
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,80	1,70	2,00	1,60	1,70	1,80	1,70	1,90	2,20	1,60	1,55	0,56			1,78	1,50	4,50
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	86	91	76	78	80	79	87	89	88	78	89	80			84	120	360
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	60	60	54	58	57	61	56	61	66	57	55	30			59	30	90
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	44	46	54	44	44	43	44	45	47	42	45	41			45	70	210
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1,40	1,40	1,10	1,10	1,40	1,40	1,30	1,60	1,50	1,30	1,35	0,17			1,35	0,70	2,10
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	481	491	486	367	463	478	446	503	529	447	456	163			468	300	900
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	112	251	159	365	233	99	142	122	137	136	126	162			171	200	600
Fraktion C10-C22	mg/kg TM	112	251		365	233	99	142	122	137	80	78	162			162		
Naphthalin	mg/kg TM	0,065	0,101	0,074	0,146	0,093	0,048	0,057	0,059	0,055	0,058	0,044	0,065			0,073		
Acenaphthylen	mg/kg TM	0,045	0,101	0,007	0,146	0,093	0,040	0,057	0,049	0,055	0,032	0,031	0,065			0,060		
Acenaphthen	mg/kg TM	0,045	0,101	0,014	0,146	0,093	0,040	0,057	0,049	0,055	0,032	0,031	0,065			0,060		
Fluoren	mg/kg TM	0,045	0,101	0,040	0,146	0,093	0,040	0,057	0,049	0,055	0,032	0,031	0,065			0,063		
Phenanthren	mg/kg TM	0,150	0,116	0,143	0,168	0,144	0,109	0,108	0,139	0,126	0,119	0,086	0,065			0,128		
Anthracen	mg/kg TM	0,049	0,101	0,042	0,146	0,093	0,040	0,057	0,049	0,055	0,040	0,031	0,065			0,064		
Fluoranthren	mg/kg TM	0,268	0,216	0,223	0,314	0,242	0,176	0,185	0,244	0,212	0,209	0,168	0,065			0,223		
Pyren	mg/kg TM	0,224	0,181	0,114	0,277	0,205	0,149	0,154	0,213	0,179	0,177	0,141	0,065			0,183		
Benz(a)anthracen	mg/kg TM	0,141	0,131	0,117	0,190	0,126	0,091	0,100	0,134	0,113	0,106	0,081	0,065			0,121		
Chrysen	mg/kg TM	0,139	0,126	0,103	0,182	0,126	0,087	0,094	0,132	0,107	0,101	0,078	0,065			0,116		
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TM	0,179	0,156	0,151	0,197	0,144	0,113	0,108	0,154	0,137	0,130	0,104	0,065			0,143		
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TM	0,078	0,101	0,058	0,146	0,093	0,048	0,057	0,073	0,060	0,058	0,046	0,065			0,074		
Benzo(a)pyren	mg/kg TM	0,128	0,116	0,093	0,161	0,116	0,079	0,085	0,117	0,104	0,091	0,071	0,065			0,106		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TM	0,163	0,131	0,106	0,190	0,153	0,099	0,105	0,154	0,126	0,127	0,101	0,065			0,132		
Dibenz(ah)anthracen	mg/kg TM	0,045	0,101	0,015	0,146	0,093	0,040	0,057	0,049	0,055	0,032	0,031	0,065			0,060		
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg TM	0,125	0,101	0,111	0,146	0,116	0,075	0,080	0,117	0,096	0,091	0,074	0,065			0,103		
PAK-Summe 6	mg/kg TM	0,94	0,82	0,74	1,15	0,87	0,59	0,62	0,86	0,74	0,71	0,56	0,39			0,78		
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	1,89	1,97	1,41	2,85	2,02	1,27	1,42	1,78	1,59	1,43	1,15	1,04			1,71	1,80	5,50
1,2,4,5-/1,2,3,5-Tetrachlorbenzol	µg/kg TM	1,30	1,16	1,72	1,75	1,16	1,05	1,08	1,56	1,18	1,38	0,94	0,32			1,30		
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	0,98	1,41	1,38	2,12	0,98	0,79	0,71	0,95	0,88	0,96	0,64	0,32			1,07	1,00	3,00
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	4,25	11,56	5,30	16,79	4,09	3,37	4,27	3,67	3,85	4,49	2,89	0,32			5,87	1,80	5,50

Anhang 9-6: Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 3 (Juelssand)

Probenahmenummer		110	111	112	112	113	115	116	117	118	119b	120	126
km		651,19	650,71	651,29	651,29	651,43	651,65	651,71	651,82	651,86	653,22	653,32	655,66
Probenahme		26.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010
				0-5 cm	5-20 cm								
PCB 28	µg/kg TM	0,63	0,50	0,72	0,73	0,84	0,46	0,51	0,56	0,47	0,51	0,32	0,32
PCB 52	µg/kg TM	0,60	0,55	0,66	0,73	0,88	0,42	0,51	0,76	0,69	0,74	0,59	0,65
PCB 101	µg/kg TM	1,48	1,26	1,54	1,82	1,81	1,27	1,25	1,78	1,95	1,77	1,53	4,55
PCB 118	µg/kg TM	0,87	0,70	0,82	1,02	0,93	0,67	0,71	0,98	1,02	0,98	0,80	1,82
PCB 153	µg/kg TM	3,58	3,07	3,97	3,72	4,37	3,17	3,13	4,16	5,22	4,49	4,29	15,91
PCB 138	µg/kg TM	2,46	1,81	2,91	2,41	2,79	1,98	2,11	2,93	3,30	2,89	2,96	12,34
PCB 180	µg/kg TM	2,24	1,71	2,15	1,75	2,98	1,78	1,91	2,69	3,30	2,57	2,73	12,66
Summe PCB	µg/kg TM	11,86	9,60	12,77	12,19	14,60	9,74	10,14	13,86	15,93	13,95	13,21	48,25
α-HCH	µg/kg TM	0,40	0,50	0,12	0,73	0,47	0,40	0,28	0,37	0,36	0,32	0,28	0,32
β-HCH	µg/kg TM	0,94	0,95	1,35	1,39	1,26	0,69	0,77	0,68	1,21	0,85	0,70	0,32
γ-HCH	µg/kg TM	0,22	0,50	0,05	0,73	0,47	0,20	0,28	0,24	0,27	0,16	0,16	0,32
o,p-DDE	µg/kg TM	0,29	0,50	0,26	0,73	0,47	0,24	0,28	0,34	0,27	0,32	0,20	0,32
p,p-DDE	µg/kg TM	2,91	2,41	2,91	3,28	2,88	2,18	2,28	3,42	3,02	3,21	2,03	0,32
o,p-DDD	µg/kg TM	2,68	2,36	2,15	3,43	2,93	2,18	2,36	2,93	3,02	2,89	1,95	0,32
p,p-DDD	µg/kg TM	7,38	6,03	9,80	8,76	7,91	5,74	6,27	7,58	7,97	8,51	5,69	0,42
o,p-DDT	µg/kg TM	0,22	0,50	0,32	0,73	0,47	0,30	0,28	0,24	0,27	0,64	0,16	0,32
p,p-DDT	µg/kg TM	0,49	0,70	5,03	1,17	0,47	0,46	1,57	2,13	1,79	8,19	1,34	0,32
Monobutylzinn-Kation	µg/kg TM	15,0	13,0	19,0	3,6	13,0	20,0	20,0	32,0	19,0	24,0	16,0	1,0
Dibutylzinn-Kation	µg/kg TM	13,0	5,1	7,3	1,5	5,0	9,4	7,6	21,0	11,0	16,0	10,5	1,0
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	28,0	13,0	21,0	5,3	12,0	28,0	27,0	53,0	33,0	45,0	35,5	1,4
Monooktylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,6	1,0	1,0	1,0	1,0	1,2	1,0	1,4	1,0	1,0
Tetrabutylzinn-Kation	µg/kg TM	4,7	2,6	6,7	1,0	2,3	6,4	3,5	9,4	5,4	13,0	9,1	1,0
Dioktylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,7	1,1	1,0
Triphenylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	5,2	2,2	1,0	1,0
Tricyclohexylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	<0,4	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Sauerstoffzehrung (180 min)	g/kg TM		0,2			0,2	0,5			0,5			
Phosphor ges.	mg/kg TM	590	320	240		400	600	410	610	550	800	730	200
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	0,15	0,065(0,01)	0,052(0,01)		0,079(0,01)	0,13	0,1	0,13	0,13	0,22	0,17	0,033(0,01)
pH-Wert			8			8	8			8			
Ammonium-N	mg/L		0,08			0,02	0,02			0,93			
ortho-Phosphat	µg/L		92			170	110			70			
Phosphor ges.	mg/L		0,09			0,09	0,08			0,09			
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L		1,3			0,8	1,0			3,1			

Anhang 9-7: Protokoll der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 5 zusammen mit den labortechnischen Ergebnissen der Korngrößenanalyse

Proben ID	Datum	RW	HW	Sedimentansprache		Korngrößenverteilung					
				Mächtigkeit (cm)	Ansprache/Kommentar	< 20 µm Gew.-% TS	20-63 µm Gew.-% TS	63-200 µm Gew.-% TS	200-630 µm Gew.-% TS	630-2000 µm Gew.-% TS	>2000 µm Gew.-% TS
210	25.08.2010	3534504	5947921	0-5 5-50	u', fS (hell) fs, U (dunkel)	26,3	17,4	51,4	4,8	0,1	0
211	26.08.2010	3534102	5948285	0-30	fS mit fs', U Eintreibungen (dunkler)	7,4	0,9	32,3	56,8	2,2	0,4
212	26.08.2010	3533926	5948740	0-40	fS mit fs', U Eintreibungen, im Kern ganz unten auch ms-Anteile	8	1,1	24,1	65,3	1,5	0
213	26.08.2010	3533784	??	0-30	fS mit fs', U Eintreibungen, oben relativ homogen untere Hälfte stark konsolidierte Schlicklinsen	6	1,3	33,6	57,7	1,4	0
214	25.08.2010	3533568	5948846	homogenisiert	u', fS	17,2	5	53,3	24	0,4	0,1
215	25.08.2010	3533740	5949285		ms, fS mit fs' U Eintreibungen, diese dann stark konsolidiert	8,3	2,9	12,5	70,6	5,8	0
216	25.08.2010	3533630	5949070	0-5 5-50	fs, U fS	12,7	9,2	73,5	4,4	0,1	0,1
217	25.08.2010	3533555	5949073	0-5 5-40	fs', U fS	17,7	14,7	64,5	3	0	0,1
218	24.08.2010	3533270	5949378	0-5 5-40	fs,U fS	10,4	6,9	51,8	30,8	0,1	0

Anhang 9-8: Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 5 (Pagensand)

Probenahmenummer		210	211	212	213	214	215	216	217	218	Pagensand	GÜBAK	
km													
		658,28	658,77	659,26	659,54	659,48	659,83	659,67	659,70	660,09	Mittelwert		
Probenahme		25.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	24.08.2010			
Trockenrückstand	Gew.-%	59,6	74	76	72	56,1	73	62	62	74	70,4		
Fraktion >2000 µm	Gew.-% TM	0,0	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,1		
Fraktion 600-2000 µm	Gew.-% TM	0,1	2,2	1,5	1,4	0,4	5,7	0,1	0,0	0,1	1,4		
Fraktion 200-600 µm	Gew.-% TM	4,8	56,8	65,3	57,7	24,0	70,6	4,4	3,0	30,8	39,1		
Fraktion 60-200 µm	Gew.-% TM	51,4	32,3	24,1	33,6	53,3	12,5	73,5	64,5	51,8	43,2		
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	17,4	0,9	1,1	1,3	5,0	2,9	9,2	14,7	6,9	5,3		
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	26,3	7,4	8,0	6,0	17,2	8,3	12,7	17,7	10,4	11,0		
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	43,7	8,3	9,1	7,3	22,2	11,2	21,9	32,2	17,3	16,2		
TOC	Gew.-% TM	2,20				3,74	1,96	2,97	2,76	2,49	2,8		
TOC Standardabweichung	%	5,03				38,29	28,57	10,05	10,03	28,32	23,1		
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	137	36	35	33	28	25	36	37	37	33	40	120
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	184	60	58	68	69	37	79	81	95	68	90	270
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	5,90	1,30	1,20	1,50	1,30	0,46	1,60	1,65	2,80	1,48	1,50	4,50
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	122	80	82	89	69	64	92	95	88	82	120	360
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	118	51	60	52	53	53	58	59	78	58	30	90
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	64	44	60	46	41	52	45	49	50	48	70	210
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	5,10	1,00	0,83	1,20	1,20	0,37	1,40	1,45	1,80	1	0,70	2,10
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1080	407	383	447	393	210	471	473	669	432	300	900
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	320				257		228	156	289	232	200	600
Fraktion C10-C22	mg/kg TM	114				225		228	154	289	224		
Naphthalin	mg/kg TM	0,160				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Acenaphthylen	mg/kg TM	0,046				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Acenaphthen	mg/kg TM	0,046				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Fluoren	mg/kg TM	0,078				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Phenanthren	mg/kg TM	0,275				0,140	0,179	0,100	0,105	0,185	0,14		
Anthracen	mg/kg TM	0,105				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Fluoranthren	mg/kg TM	0,412				0,288	0,179	0,164	0,181	0,451	0,25		
Pyren	mg/kg TM	0,389				0,252	0,179	0,142	0,154	0,353	0,22		
Benzo(a)anthracen	mg/kg TM	0,229				0,144	0,179	0,091	0,091	0,532	0,21		
Chrysen	mg/kg TM	0,206				0,135	0,179	0,091	0,088	0,405	0,18		
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TM	0,275				0,203	0,179	0,114	0,110	0,457	0,21		
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TM	0,126				0,090	0,179	0,091	0,062	0,220	0,13		
Benzo(a)pyren	mg/kg TM	0,215				0,153	0,179	0,091	0,085	0,399	0,18		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TM	0,343				0,180	0,179	0,096	0,106	0,324	0,18		
Dibenzo(ah)anthracen	mg/kg TM	0,085				0,090	0,179	0,091	0,062	0,116	0,11		
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg TM	0,222				0,140	0,179	0,091	0,080	0,254	0,15		
PAK-Summe 6	mg/kg TM	1,59				1,05	1,07	0,65	0,62	2,10	1,10		
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	3,21				2,27	2,86	1,62	1,43	4,27	2,49	1,80	5,50
1,2,4,5-/1,2,3,5-Tetrachlorbenzol	µg/kg TM	3,89				1,44	0,89	0,82	0,90	1,04	1,02		
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	2,52				1,13	0,89	0,59	0,66	0,75	0,81	1,00	3,00
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	4,58				6,31	1,34	2,74	4,26	3,29	3,59	1,80	5,50

Anhang 9-9 (Fortsetzung): Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 5 (Pagensand)

Probenahmenummer			210	211	212	213	214	215	216	217	218	Pagensand	GÜBAK	
km			658,28	658,77	659,26	659,54	659,48	659,83	659,67	659,70	660,09	Mittelwert		
Probenahme			25.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	26.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	25.08.2010	24.08.2010			
PCB 28	µg/kg TM		3,20				0,63	0,89	0,46	0,45	0,58	0,60		
PCB 52	µg/kg TM		4,81				0,95	0,89	0,50	0,52	0,58	0,69		
PCB 101	µg/kg TM		11,67				2,12	0,89	1,28	1,44	1,56	1,46		
PCB 118	µg/kg TM		5,26				1,17	0,89	0,64	0,80	0,87	0,87		
PCB 153	µg/kg TM		22,88				5,41	0,89	2,88	3,55	4,34	3,41		
PCB 138	µg/kg TM		16,25				3,56	0,89	1,96	2,44	3,12	2,39		
PCB 180	µg/kg TM		13,96				3,02	0,89	1,74	2,02	2,66	2,07		
Summe PCB	µg/kg TM		78,03				16,85	6,25	9,45	11,22	13,70	11,49	13,00	40,00
α-HCH	µg/kg TM		2,75				0,50	0,89	0,46	0,34	0,58	0,55	0,50	1,50
β-HCH	µg/kg TM		2,97				1,35	0,89	0,73	0,79	0,81	0,91		
γ-HCH	µg/kg TM		0,94				0,45	0,89	0,46	0,31	0,58	0,54	0,50	1,50
o,p-DDE	µg/kg TM		3,20				0,45	0,89	0,46	0,31	0,58	0,54		
p,p-DDE	µg/kg TM		22,88				3,51	0,89	2,10	2,30	2,54	2,27	1,00	3,00
o,p-DDD	µg/kg TM		9,38				3,29	1,07	2,01	2,22	2,49	2,22		
p,p-DDD	µg/kg TM		29,75				9,01	2,59	5,94	6,48	6,94	6,19	2,00	6,00
o,p-DDT	µg/kg TM		0,98				0,45	0,89	0,46	0,40	0,58	0,56		
p,p-DDT	µg/kg TM		2,29				1,26	0,89	4,16	2,65	0,81	1,95	1,00	3,00
Monobutylzinn-Kation	µg/kg TM		8,3	3,7	1,5	4,4	7,5	1,8	6,6	11,8	8,1	5,68		
Dibutylzinn-Kation	µg/kg TM		5,1	1,0	1,0	1,2	4,4	1,0	3,6	5,0	3,4	2,58		
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM		6,0	4,1	2,4	4,6	10,0	3,0	10,0	16,0	10,0	7,51	20,0	300,0
Monoalkylzinn-Kation	µg/kg TM		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,00		
Tetraalkylzinn-Kation	µg/kg TM		32,0	1,0	1,0	1,0	3,2	1,0	3,7	4,6	2,1	2,19		
Dioktylzinn-Kation	µg/kg TM		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,00		
Triphenylzinn-Kation	µg/kg TM		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,00		
Tricyclohexylzinn-Kation	µg/kg TM		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,00		
Sauerstoffzehrung (180 min)	g/kg TM		0,6				0,3		0,3		0,2	0,28		
Phosphor ges.	mg/kg TM		610	150	130	250	470	200	360	450	300	289		500
Stickstoff ges.	Gew.-% TM		0,11	0,03(0,01)	0,018(0,01)	0,033(0,01)	0,11	0,038(0,01)	0,063(0,01)	0,096(0,01)	0,053(0,01)	0,05		0,15
pH-Wert			7				8		8		8	7,57		
Ammonium-N	mg/L		4,30				0,02		0,06		1,10	0,39		
ortho-Phosphat	µg/L		740				150		170		150	157		
Phosphor ges.	mg/L		0,33				0,08		0,10		0,15	0,11	2,00	2,00
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L		4,4				0,8		1,4		2,3	1,5	6,0	6,0

Anhang 9-10: Protokoll der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 7 zusammen mit den labortechnischen Ergebnissen der Korngrößenanalyse

Proben ID	Datum	RW	HW	Sedimentansprache		Korngrößenverteilung					
				Mächtigkeit (cm)	Ansprache/Kommentar	< 20 µm Gew.-% TS	20-63 µm Gew.-% TS	63-200 µm Gew.-% TS	200-630 µm Gew.-% TS	630-2000 µm Gew.-% TS	>2000 µm Gew.-% TS
311	24.08.2010	3527762	5957413	0-30	unten u, fS nach oben etw as gröber, u', ms', fS, tw. organische Anteile	6	1	16	74	3	1
312	24.08.2010	3527669	5957589	0-20	U, kaum fs''U, stark konsolidiert	73	24	2	1	0	0
313	24.08.2010	3526900	5958257	0-50	Wechselschichtung u,fS mit fs, U	31	30	38	1	0	0
314	24.08.2010	3526742	5958860	0-2	U	6	2	84	9	0	0
				2-40	fS						
315	24.08.2010	3526736	5959174	0-40	fs, mS mit Einschaltungen aus fs, U	8	2	39	49	1	0
316	24.08.2010	3526146	5960933	0-40	feine Auflage aus mS (-0,5 cm), dann U, unten fs', U	55	26	16	3	0	0
317	24.08.2010	3525880	5961215		fS mit 5 cm dicken Einschaltungen aus u, fS	8	1	61	29	1	0
318	24.08.2010	3525567	5961803		fS mit Schlicklinsen obendrauf, Schlicklinsen w urden nicht für Probe entnommen	3	0	14	82	0	0
319	24.08.2010	3525543	5961682	0-10	mS	2	0	11	69	18	0
				10-15	mS mit Schlicklinsen						
				15-40	mS						

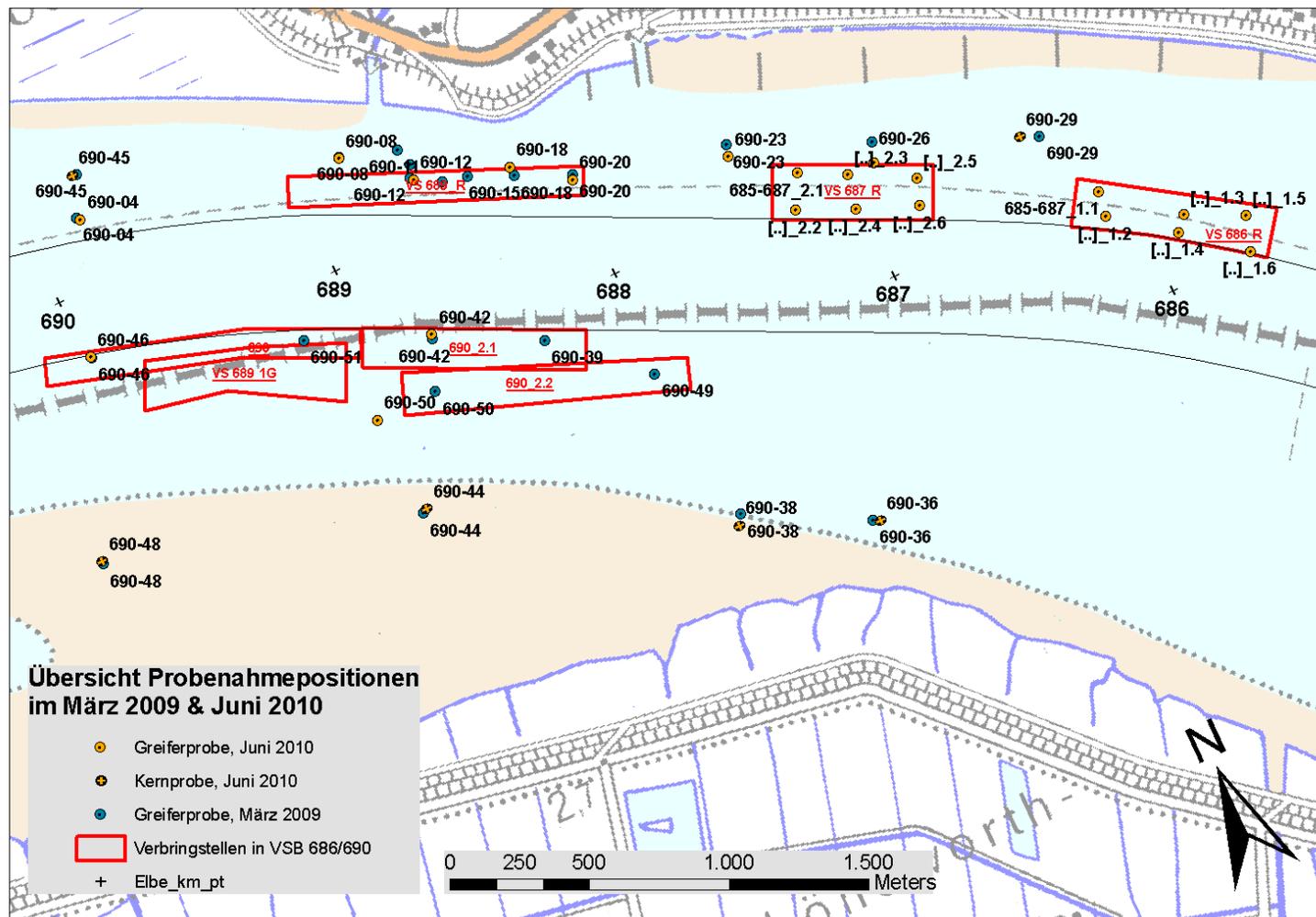
Anhang 9-11: Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 7 (Rhinplate)

Probenahmenummer		311	312	313	314	315	316	317	318	319	320	Rhinplate	GÜBAK		
km															
		670,07	670,27	671,27	671,87	672,15	674,04	674,41	675,07	674,97	675,41				
Probenahme		24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010				
Trockenrückstand	Gew.-%	76	51	54	76	74	45	72	78	81	80	62,18			
Fraktion >2000 µm	Gew.-% TM	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0				
Fraktion 600-2000 µm	Gew.-% TM	2,7	0,1	0,1	0,0	1,3	0,2	0,7	0,1	18,2	9,3				
Fraktion 200-600 µm	Gew.-% TM	73,7	0,5	0,9	8,6	49,2	3,1	29,2	82,3	68,5	74,5				
Fraktion 60-200 µm	Gew.-% TM	16,4	2,1	38,0	83,6	39,3	16,2	61,2	14,3	11,0	15,2				
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	0,5	23,6	30,4	1,8	1,9	25,5	1,2	0,3	0,2	0,3	14,90			
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	6,0	73,7	30,6	6,0	8,3	55,0	7,6	3,0	2,1	0,7	24,98			
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	6,5	97,3	61,0	7,3	10,2	80,5	8,8	3,3	2,3	1,0	39,74			
TOC	Gew.-% TM	0,17	1,9	1,4	0,21	0,25	2,2	0,34		0,059(0,05)		1,02			
TOC Standardabweichung	%		0,00	0,00		27,45	11,93					13,13			
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	27	15	33	35	35	64	32		37		39,80	40	120	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	72	18	77	73	93	131	61		80		87,00	90	270	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,20	0,19	1,10	1,25	2,10	1,90	1,20		1,00		1,51	1,50	4,50	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	74	61	90	81	93	83	82		82		85,80	120	360	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	50	15	50	55	71	62	57		65		58,90	30	90	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	40	31	43	45	55	44	48		55		46,90	70	210	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1,10	0,10	1,20	1,25	1,70	2,00	1,20		1,20		1,47	0,70	2,10	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	406	81	387	419	551	562	389		432		461,60	300	900	
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM		51	82			186					134,15	200	600	
Fraktion C10-C22	mg/kg TM		51	82			62					72,04			
Naphthalin	mg/kg TM		0,021	0,033			0,101					0,07			
Acenaphthylen	mg/kg TM		0,021	0,033			0,025					0,03			
Acenaphthen	mg/kg TM		0,021	0,033			0,025					0,03			
Fluoren	mg/kg TM		0,021	0,033			0,055					0,04			
Phenanthren	mg/kg TM		0,021	0,072			0,261					0,17			
Anthracen	mg/kg TM		0,021	0,033			0,097					0,06			
Fluoranthren	mg/kg TM		0,021	0,130			0,422					0,28			
Pyren	mg/kg TM		0,021	0,108			0,348					0,23			
Benz(a)anthracen	mg/kg TM		0,021	0,066			0,199					0,13			
Chrysen	mg/kg TM		0,021	0,064			0,224					0,14			
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TM		0,021	0,084			0,311					0,20			
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TM		0,021	0,041			0,137					0,09			
Benzo(a)pyren	mg/kg TM		0,021	0,062			0,186					0,12			
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg TM		0,021	0,075			0,286					0,18			
Dibenz(ah)anthracen	mg/kg TM		0,021	0,033			0,062					0,05			
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg TM		0,021	0,067			0,261					0,16			
PAK-Summe 6	mg/kg TM		0,12	0,46			1,60					1,03			
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM		0,33	0,97			3,00					1,98	1,80	5,50	
1,2,4,5-/1,2,3,5-Tetrachlorbenzol	µg/kg TM		0,10	0,66			5,84					3,25			
Pentachlorbenzol	µg/kg TM		0,10	0,49			6,83					3,66	1,00	3,00	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM		0,10	1,80			14,91					8,36	1,80	5,50	

Anhang 9-12: (Fortsetzung) Ergebnis Laboranalytik (Schadstoffe) der Probenahme mit Datum August 2010 in BA 7 (Rhinplate)

Probenahmenummer		311	312	313	314	315	316	317	318	319	320	Rhinplate	GÜBAK	
km		670,07	670,27	671,27	671,87	672,15	674,04	674,41	675,07	674,97	675,41			
Probenahme		24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010	24.08.2010			
PCB 28	µg/kg TM		0,10	0,23			0,12					0,18		
PCB 52	µg/kg TM		0,10	0,31			0,46					0,39		
PCB 101	µg/kg TM		0,10	0,84			1,61					1,23		
PCB 118	µg/kg TM		0,10	0,44			0,57					0,51		
PCB 153	µg/kg TM		0,10	2,13			4,10					3,12		
PCB 138	µg/kg TM		0,10	1,34			1,99					1,67		
PCB 180	µg/kg TM		0,10	1,13			1,99					1,56		
Summe PCB	µg/kg TM		0,72	6,43			10,84					8,64	13,00	40,00
α-HCH	µg/kg TM		0,10	0,31			0,12					0,22	0,50	1,50
β-HCH	µg/kg TM		0,10	0,49			0,12					0,31		
γ-HCH	µg/kg TM		0,10	0,16			0,12					0,14	0,50	1,50
o,p-DDE	µg/kg TM		0,10	0,16			0,12					0,14		
p,p-DDE	µg/kg TM		0,10	1,30			0,45					0,87	1,00	3,00
o,p-DDD	µg/kg TM		0,10	1,34			0,14					0,74		
p,p-DDD	µg/kg TM		0,10	3,61			0,41					2,01	2,00	6,00
o,p-DDT	µg/kg TM		0,10	0,16			0,12					0,14		
p,p-DDT	µg/kg TM		0,10	0,21			0,12					0,17	1,00	3,00
Monobutylzinn-Kation	µg/kg TM	12,0	1,0	16,0	2,3		1,0	2,6		2,7		6,43		
Dibutylzinn-Kation	µg/kg TM	2,9	1,0	6,2	1,2		1,0	1,9		1,6		2,78		
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	3,8	1,0	17,0	4,5		1,0	8,1		4,3		7,48	20,0	300,0
Monoöktylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0		1,0		1,00		
Tetrabutylzinn-Kation	µg/kg TM	2,6	1,0	3,5	1,1		1,0	1,0		1,1		1,85		
Diöktylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0		1,0		1,00		
Triphenylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0		1,0		1,00		
Tricyclohexylzinn-Kation	µg/kg TM	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0		1,0		1,00		
Sauerstoffzehrung (180 min)	g/kg TM		0,6	0,2			1,1	0,1			0,0	0,66		
Phosphor ges.	mg/kg TM	190	380	520	180	200	840	170		270		435	500	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	0,024(0,01)	0,21	0,12	0,026(0,01)	0,047(0,01)	0,25	0,028(0,01)		0,011(0,01)		0,09	0,15	
pH-Wert			8	8			8	8				7,70		
Ammonium-N	mg/L		0,58	0,20			6,80	0,02				3,50		
ortho-Phosphat	µg/L		15	300			580	330				440,00		
Phosphor ges.	mg/L		0,02	0,16			0,40	0,13				0,28	2,00	2,00
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L		1,2	1,3			5,5	0,4				3,40	6,0	6,0

Anhang 9-13: Übersicht der Probenahmepositionen im VSB 686/690, Kampagnen März 2009 und Juni 2010



Anhang 9-14: Untersuchungsergebnisse an Greiferproben von und aus Umfeld VS 689 R, Kampagne März 2009

		Probenahmepositionen 690 Nord (26.03.2009)											R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel		
		690-3	690-4	690-8	690-11	690-12	690-15	690-18	690-20	690-23	690-26	690-29	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010	
Trockenrückstand	Gew.-%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.					34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	2,7	1,8	3,7	0,5	0,0	2,0	0,0	0,1	0,4	0,9	24,5					25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	5,5	3,7	11,6	0,9	0,0	1,4	0,2	0,3	0,3	0,2	51,1					58
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	8,3	5,6	15,3	1,4	0,0	3,4	0,3	0,4	0,8	1,1	75,6					83
Schwermetalle																	
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	16	22	34	29	98	31	78	30	29	32	13	40	120			29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	70	76	107	84	180	90	170	79	73	77	20	90	270			78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	0	2	5			1
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	74	56	62	47	42	49	60	54	65	91	57	120	360			76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	47	46	68	49	63	67	46	55	59	46	11	30	90			44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	63	48	83	74	218	79	331	70	78	62	34	70	210			44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	2			1
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	358	387	625	408	1151	542	1062	464	413	418	89	300	900			344
Kohlenwasserstoffe																	
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	200	600			128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			1
Chlororganische Verbindungen																	
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			3
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	13	40			12
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	2			0
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	2			0
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			2
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			7
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			1
Organozinnverbindungen																	
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	20	300			53
Phosphor ges.																	
Phosphor ges.	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	500				
Stickstoff ges.																	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0				0
Phosphor ges.																	
Phosphor ges.	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2	2			
Stickstoff ges. (CFA)																	
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6	6			

Anhang 9-15: Untersuchungsergebnisse an Greiferproben von und aus Umfeld der südlichen Verbringstellen, Kampagne März 2009

		Probenahmepositionen 690 Süd (26.03.2009)											R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel		
		690-36	690-38	690-39	690-42	690-44	690-45	690-46	690-48	690-49	690-50	690-51	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010	
Trockenrückstand	Gew.-%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.					34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	19	9	0	2	21	25	0	8	0	0	0					25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	19	16	0	3	34	50	0	3	1	6	0					58
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	38	25	0	5	55	74	0	10	1	6	1					83
Schwermetalle																	
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	33	39	n.b.	32	31	19	n.b.	28	33	22	26	40	120			29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	95	97	n.b.	95	69	15	n.b.	89	43	25	39	90	270			78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	2	2	n.b.	2	1	0	n.b.	3	1	0	1	2	5			1
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	54	84	n.b.	83	64	47	n.b.	77	64	76	79	120	360			76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	58	63	n.b.	64	27	11	n.b.	83	30	27	32	30	90			44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	54	57	n.b.	63	41	29	n.b.	64	48	73	54	70	210			44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	2	2	n.b.	2	0	0	n.b.	1	0	0	0	1	2			1
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	492	521	n.b.	568	203	73	n.b.	578	250	140	280	300	900			344
Kohlenwasserstoffe																	
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	200	600			128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	2	2	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			1
Chlororganische Verbindungen																	
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	2	1	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	10	12	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			3
Summe 7 PCB	µg/kg TM	24	22	n.b.	n.b.	3	2	n.b.	17	n.b.	n.b.	n.b.	13	40			12
α-HCH	µg/kg TM	1	1	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	1	2			0
γ-HCH	µg/kg TM	0	0	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	1	2			0
p,p-DDE	µg/kg TM	4	5	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			2
p,p-DDD	µg/kg TM	8	9	n.b.	n.b.	1	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	2	6			7
p,p-DDT	µg/kg TM	1	13	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	2	n.b.	n.b.	n.b.	1	3			1
Organozinnverbindungen																	
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	27	24	n.b.	n.b.	6	<1	n.b.	6	n.b.	n.b.	n.b.	20	300			53
Phosphor ges.	mg/kg TM	640	470	n.b.	n.b.	560	680	n.b.	190	n.b.	n.b.	n.b.	500				
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0				0
Phosphor ges.	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2	2			
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6	6			

Anhang 9-16: Untersuchungsergebnisse an Greiferproben von und aus Umfeld VS 689 R, Kampagne Juni 2010

		Probenahmepositionen 690 Nord (10.06.2010)							R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		690 -04	690-08	690-12	690-18	690-20	690-23	690-26	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	77	81	72	80	82	64	81				34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	1,5	0,7	12,8	1,0	0,1	3,9	7,2				25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	5,2	4,4	33,3	5,6	1,1	21,0	9,0				58
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	6,7	5,1	46,1	6,6	1,2	24,9	16,2				83
Schwermetalle												
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	27	38	23	25	71	16	14	40	120		29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	79	78	27	37	119	19	20	90	270		78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,30	1,40	0,37	0,74	2,60	0,21	0,23	1,50	4,50		0,99
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	74	71	53	55	77	48	50	120	360		76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	48	57	19	26	109	10	16	30	90		44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	40	40	31	33	57	29	27	70	210		44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1,20	0,95	0,12	0,52	1,90	<0,050	<0,050	0,70	2,10		0,99
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	390	422	129	204	666	95	100	300	900		344
Kohlenwasserstoffe												
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	n.b.	n.b.	54	n.b.	n.b.	100	154	200	600		128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	n.b.	0,35	n.b.	n.b.	0,64	n.b.	1,80	5,50		1,38
Organochlorverbindungen												
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	1,00	3,00		0,96
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	1,80	5,50		3,46
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,76	n.b.	n.b.	1,41	n.b.	13,00	40,00		11,91
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	0,50	1,50		0,35
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	0,50	1,50		0,23
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	1,00	3,00		2,50
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	2,00	6,00		7,32
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,11	n.b.	n.b.	0,20	n.b.	1,00	3,00		1,38
Organozinnverbindungen												
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	3,3	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	20,0	300,0		52,94
Phosphor ges.												
Phosphor ges.	mg/kg TM	140	88	240	100	62	590	54	500			
Stickstoff ges.												
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,10	<0,05	0,15			0,33
Phosphor ges.												
Phosphor ges.	mg/L	0,13	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	<0,1	n.b.	2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)												
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	0,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,6	n.b.	6,0	6,0		

Anhang 9-17: Untersuchungsergebnisse an Greiferproben von und aus Umfeld der südlichen Verbringstellen, Kampagne Juni 2010

		Probenahmepositionen 690 Süd (10.06.2010)			R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		690-42	690-46	690-50	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	76	68	85			34	
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	3,9	5,1	0,1			25	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	10,7	11,6	2,3			58	
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	14,6	16,7	2,4			83	
Schwermetalle								
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	46	22	90	40	120	29	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	79	38	162	90	270	78	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,40	0,54	4,00	1,50	4,50	1	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	68	50	83	120	360	76	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	47	23	126	30	90	44	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	43	32	80	70	210	44	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	1,20	0,33	2,60	0,70	2,10	1	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	421	172	901	300	900	344	
Kohlenwasserstoffe								
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	171	150	n.b.	200	600	128	
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	6,62	2,06	n.b.	1,80	5,50	1	
Organochlorverbindungen								
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	0,89	0,84	n.b.	1,00	3,00	1	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	3,22	3,83	n.b.	1,80	5,50	3	
Summe 7 PCB	µg/kg TM	10,55	9,28	n.b.	13,00	40,00	12	
α-HCH	µg/kg TM	0,34	0,30	n.b.	0,50	1,50	0	
γ-HCH	µg/kg TM	0,34	0,30	n.b.	0,50	1,50	0	
p,p-DDE	µg/kg TM	2,19	2,10	n.b.	1,00	3,00	2	
p,p-DDD	µg/kg TM	7,53	6,59	n.b.	2,00	6,00	7	
p,p-DDT	µg/kg TM	0,34	1,62	n.b.	1,00	3,00	1	
Organozinnverbindungen								
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	11,0	5,0	<1,0	20,0	300,0	53	
Phosphor ges.								
Phosphor ges.	mg/kg TM	300	500	80	500			
Stickstoff ges.								
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,05	<0,05	<0,05	0,15		0	
Phosphor ges.								
Phosphor ges.	mg/L	0,17	n.b.	n.b.	2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)								
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L	<0,20	n.b.	n.b.	6,0	6,0		

Anhang 9-18: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-29, Kampagne Juni 2010

		Verbringstelle 690 -29, 10.06.2010						R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		0-10 cm	10-25 cm	25-40 cm	40-55 cm	55-65 cm	65-75 cm	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	82	84	68	67	63	62				34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	0,1	0,1	23,7	35,8	22,4	38,0				25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	1,7	2,2	36,0	43,7	43,8	50,7				58
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	1,8	2,3	59,7	79,5	66,2	88,7				83
Schwermetalle											
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	55	33	17	21	23	17	40	120		29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	103	52	21	19	21	21	90	270		78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	1,80	0,54	0,18	0,20	0,22	0,18	1,50	4,50		1
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	82	66	41	39	43	41	120	360		76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	111	35	17	17	16	18	30	90		44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	75	39	29	28	30	30	70	210		44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	2,00	0,47	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,70	2,10		1
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	606	299	97	93	95	94	300	900		344
Kohlenwasserstoffe											
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	<0,050	<0,050	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	200	600		128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	n.b.	0,27	0,20	0,24	0,18	1,80	5,50		1
Chlororganische Verbindungen											
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	1,00	3,00		1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,15	1,80	5,50		3
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,59	0,44	0,53	0,39	13,00	40,00		12
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	0,50	1,50		0
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	0,50	1,50		0
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	1,00	3,00		2
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	2,00	6,00		7
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	n.b.	0,08	0,06	0,08	0,06	1,00	3,00		1
Organozinnverbindungen											
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	20,0	300,0		53
Phosphor ges.											
Phosphor ges.	mg/kg TM	96	150	400	420	550	1400	500			
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,050	<0,050	0,09	0,12	0,12	0,15	0,15			0
Phosphor ges.	mg/L							2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L							6,0	6,0		

Anhang 9-19: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-36, Kampagne Juni 2010

		Verbringestelle 690 -36, 10.06.2010										R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel
		0-2 cm	2-4 cm	4-6 cm	6-8 cm	8-10 cm	10-25 cm	25-40 cm	40-55 cm	55-70 cm	70-85 cm	GÜBAK		Juni 2007- 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	65	63	64	70	61			34,01
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	23,5	24,0	33,5	27,9	27,9	22,2	17,1	28,0	15,4	18,8			25,15
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	30,1	29,6	25,7	45,9	32,8	28,1	21,0	20,8	15,6	12,6			57,86
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	53,6	53,5	59,2	73,8	60,7	50,3	38,1	48,8	31,0	31,4			83,01
Schwermetalle														
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	50	52	60	58	57	123	68	79	83	55	40	120	28,94
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	103	106	113	118	116	197	104	131	145	113	90	270	77,88
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	2,20	2,20	2,50	3,10	3,10	6,70	1,50	2,00	2,70	1,70	1,50	4,50	0,99
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	98	90	95	99	106	115	70	74	67	55	120	360	75,89
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	62	62	68	78	77	149	51	66	76	54	30	90	44,10
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	57	61	61	79	87	57	38	42	46	35	70	210	44,39
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	2,40	2,70	3,00	3,20	3,00	5,40	1,90	2,70	2,20	1,30	0,70	2,10	0,99
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	547	552	622	671	688	1140	560	807	734	507	300	900	344,07
Kohlenwasserstoffe														
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	168	187	203	258	247	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	200	600	127,83
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	2,07	1,95	1,88	2,77	2,44	1,36	2,15	2,77	1,52	2,38	1,80	5,50	1,38
Chlororganische Verbindungen														
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,62	1,57	1,47	2,17	1,81	1,09	1,44	5,33	4,19	1,27	1,00	3,00	0,96
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	3,36	3,18	3,38	5,15	4,12	2,19	2,49	9,63	6,77	1,88	1,80	5,50	3,46
Summe 7 PCB	µg/kg TM	47,82	42,01	42,63	52,58	50,18	26,44	32,62	14,65	6,35	2,23	13,00	40,00	11,91
α-HCH	µg/kg TM	1,77	1,72	2,03	2,03	1,27	1,05	1,26	0,45	0,16	0,16	0,50	1,50	0,35
γ-HCH	µg/kg TM	0,10	0,10	0,15	0,85	0,86	0,36	0,39	0,20	0,16	0,16	0,50	1,50	0,23
p,p-DDE	µg/kg TM	5,97	5,60	5,74	8,81	7,91	6,76	8,40	3,28	0,16	0,16	1,00	3,00	2,50
p,p-DDD	µg/kg TM	24,27	22,42	30,39	74,54	57,70	14,91	28,87	11,68	0,39	0,16	2,00	6,00	7,32
p,p-DDT	µg/kg TM	0,77	1,57	1,22	0,64	0,38	1,45	0,89	0,51	0,16	0,16	1,00	3,00	1,38
Organozinnverbindungen														
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	5,5	3,5	3,8	9,5	6,9	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	20,0	300,0	52,94
Phosphor ges.	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	640	590	630	400	550	500		
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,08	0,10	0,11	0,06	0,12	0,15		0,33
Phosphor ges.	mg/L											2,00	2,00	
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L											6,0	6,0	

Anhang 9-20: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-38, Kampagne Juni 2010

		Verbringstelle 690 -38, 10.06.2010								R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		0-2 cm	2-4 cm	4-6 cm	6-8 cm	8-10 cm	10-25 cm	25-40 cm	40-55 cm			GÜBAK	
Trockenrückstand	Gew.-%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	65	71	81				34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	31,2	26,9	23,5	23,8	26,2	26,6	20,4	2,7				25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	42,6	25,9	24,5	22,1	22,4	21,3	20,6	2,1				58
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	73,8	52,7	48,1	45,9	48,6	47,9	41,0	4,8				83
Schwermetalle													
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	33	31	31	28	32	43	47	47	40	120		29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	86	84	83	45	72	92	95	82	90	270		78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	2,10	2,00	2,10	0,73	1,90	1,80	2,00	0,90	1,50	4,50		0,99
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	97	104	99	58	102	71	71	72	120	360		76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	60	59	60	37	56	60	64	48	30	90		44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	73	79	68	32	69	47	48	42	70	210		44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	3,00	2,90	3,00	2,50	2,50	2,40	2,60	1,10	0,70	2,10		0,99
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	478	486	480	342	458	523	544	310	300	900		344
Kohlenwasserstoffe													
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	163	114	166	174	165	52	n.b.	n.b.	200	600		128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	1,83	1,56	1,51	1,64	1,60	1,10	0,86	n.b.	1,80	5,50		1,38
Organochlorverbindungen													
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,49	1,27	1,60	1,55	1,21	1,00	0,85	n.b.	1,00	3,00		0,96
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	8,81	8,34	8,32	19,61	7,40	6,89	5,37	n.b.	1,80	5,50		3,46
Summe 7 PCB	µg/kg TM	20,06	18,22	16,94	17,73	16,51	11,73	9,61	n.b.	13,00	40,00		11,91
α-HCH	µg/kg TM	0,04	0,06	0,06	0,08	0,04	0,23	0,12	n.b.	0,50	1,50		0,35
γ-HCH	µg/kg TM	0,07	0,09	0,03	0,09	0,05	0,10	0,27	n.b.	0,50	1,50		0,23
p,p-DDE	µg/kg TM	3,79	3,22	3,33	3,27	3,08	2,30	2,05	n.b.	1,00	3,00		2,50
p,p-DDD	µg/kg TM	9,62	7,96	7,49	7,41	7,40	4,80	4,15	n.b.	2,00	6,00		7,32
p,p-DDT	µg/kg TM	0,38	0,74	0,50	0,70	0,51	0,54	0,37	n.b.	1,00	3,00		1,38
Organozinnverbindungen													
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	53,0	36,0	32,0	29,0	19,0	25,0	9,5	2,3	20,0	300,0		53
Phosphor ges.													
Phosphor ges.	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	620	410	170	500			
Stickstoff ges.													
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	0,23	0,13	0,12	0,12	0,11	0,10	0,07	<0,050	0,15			0,33
Phosphor ges.													
Phosphor ges.	mg/L									2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)													
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L									6,0	6,0		

Anhang 9-21: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-44, Kampagne Juni 2010

		Verbringstelle 690 -44, 10.06.2010										R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel		
		0-2 cm	2-4 cm	4-6 cm	6-8 cm	8-10 cm	10-25 cm	25-35 cm	35-50 cm	50-65 cm	65-80 cm	GÜBAK		Juni 2007- 2010	Juni	
Trockenrückstand	Gew.-%						62	69	74	74	72					34
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	23,8	25,4	23,2	24,2	16,1	16,7	7,2	6,3	5,1	4,2					25
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	40,9	46,4	42,3	39,3	22,0	12,6	10,7	10,6	16,0	7,5					58
Gesamtfraction <63 µm	Gew.-% TM	64,8	71,8	65,6	63,5	38,0	29,3	17,9	16,9	21,1	11,7					83
Schwermetalle																
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	31	31	31	31	32	44	35	36	48	44	40	120			29
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	69	71	70	72	71	78	52	57	60	58	90	270			78
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	0,53	0,52	0,49	0,49	0,58	0,63	0,33	0,31	0,45	0,43	1,50	4,50			0,99
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	81	73	70	68	78	69	53	54	67	57	120	360			76
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	31	28	31	33	34	37	29	31	32	28	30	90			44
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	44	41	44	50	47	38	34	35	43	41	70	210			44
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	0,41	0,32	0,33	0,28	0,34	0,39	0,18	0,18	0,41	0,29	0,70	2,10			0,99
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	171	173	173	167	179	190	142	154	152	144	300	900			344
Kohlenwasserstoffe																
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	77	56	61	79	105	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	200	600			128
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	0,90	0,44	0,52	0,62	0,98	0,59	0,89	0,95	0,76	1,37	1,80	5,50			1,38
Organochlorverbindungen																
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	0,13	0,11	0,10	0,09	0,16	0,17	0,28	0,30	0,24	0,43	1,00	3,00			0,96
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	0,49	0,31	0,37	0,33	0,50	0,17	0,28	0,30	0,24	0,43	1,80	5,50			3,46
Summe 7 PCB	µg/kg TM	1,83	1,23	1,77	1,59	3,17	1,50	1,96	2,07	1,66	2,99	13,00	40,00			11,91
α-HCH	µg/kg TM	0,13	0,12	0,03	0,03	0,03	0,17	0,28	0,30	0,24	0,43	0,50	1,50			0,35
γ-HCH	µg/kg TM	0,14	0,03	0,04	0,04	0,02	0,17	0,28	0,30	0,24	0,43	0,50	1,50			0,23
p,p-DDE	µg/kg TM	0,66	0,28	0,41	0,22	0,42	0,34	0,28	0,30	0,24	0,43	1,00	3,00			2,50
p,p-DDD	µg/kg TM	2,78	1,04	1,51	0,82	1,84	1,30	0,28	0,30	0,24	0,43	2,00	6,00			7,32
p,p-DDT	µg/kg TM	0,34	0,24	0,12	0,07	0,63	0,17	0,28	0,30	0,24	0,43	1,00	3,00			1,38
Organozinnverbindungen																
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	2,1	3,1	5,2	2,5	4,7	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	20,0	300,0			53
Phosphor ges.																
Phosphor ges.	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	460	300	220	340	350	500				
Stickstoff ges.																
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,10	0,05	<0,050	0,08	<0,050	0,15				0,33
Phosphor ges. (CFA)																
Phosphor ges.	mg/L											2,00	2,00			
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L											6,0	6,0			

Anhang 9-22: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-45, Kampagne Juni 2010

		Verbringstelle 690 -45 Nord, 10.06.2010							R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		0-2 cm	2-4 cm	4-6 cm	6-8 cm	8-10 cm	10-25 cm	25-40 cm	GÜBAK		Juni 2007- 2010	Juni
Trockenrückstand	Gew.-%	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	51	51			34	
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	47,9	40,6	49,4	42,0	22,4	34,7	34,2			25	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	45,8	53,0	44,4	49,2	69,9	58,5	62,4			58	
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	93,6	93,5	93,7	91,2	92,4	93,2	96,6			83	
Schwermetalle												
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	15	15	15	15	23	21	19	40	120	29	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	12	<5	11	12	15	17	16	90	270	78	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	0,12	0,11	0,11	0,11	0,15	0,19	0,20	1,50	4,50	0,99	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	57	57	55	57	64	41	36	120	360	76	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	10	9	10	9	11	17	16	30	90	44	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	33	35	37	35	38	28	25	70	210	44	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,07	<0,050	0,70	2,10	0,99	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	71	62	62	64	75	84	74	300	900	344	
Kohlenwasserstoffe												
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	32	21	21	22	22	27	n.b.	200	600	128	
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	0,05	0,01	0,03	0,03	0,03	0,17	0,17	1,80	5,50	1,38	
Chlororganische Verbindungen												
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	1,00	3,00	0,96	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	0,08	0,02	0,03	0,01	0,03	0,05	0,05	1,80	5,50	3,46	
Summe 7 PCB	µg/kg TM	0,15	0,11	0,13	0,09	0,08	0,38	0,36	13,00	40,00	11,91	
α-HCH	µg/kg TM	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,50	1,50	0,35	
γ-HCH	µg/kg TM	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,05	0,05	0,50	1,50	0,23	
p,p-DDE	µg/kg TM	0,10	0,02	0,03	0,02	0,03	0,05	0,05	1,00	3,00	2,50	
p,p-DDD	µg/kg TM	0,31	0,01	0,02	0,02	0,02	0,05	0,05	2,00	6,00	7,32	
p,p-DDT	µg/kg TM	0,74	0,05	0,05	0,04	0,04	0,36	0,05	1,00	3,00	1,38	
Organozinnverbindungen												
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	0,7	0,8	0,9	0,9	1,5	<1,0	<1,0	20,0	300,0	53	
Phosphor ges.	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	720	1200	500			
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	0,13	0,15	0,12	0,15	0,24	0,24	0,26	0,15		0,33	
Phosphor ges.	mg/L								2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L								6,0	6,0		

Anhang 9-23: Untersuchungsergebnisse an Kern 690-48, Kampagne Juni 2010

		Verbringstelle 690 -48, 10.06.2010				R1	R2	3-Jahresmittelwert Brunsbüttel	
		0-10 cm	10-25 cm	25-40 cm	40-55 cm	GÜBAK		Juni 2007-	Juni 2010
Trockenrückstand	Gew.-%	74	77	80	78			34	
Fraktion 20-63 µm	Gew.-% TM	4,0	4,4	4,6	5,2			25	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	0,0	0,9	2,1	1,6			58	
Gesamtfraktion <63 µm	Gew.-% TM	4,0	5,3	6,7	6,8			83	
Schwermetalle									
Arsen in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	44	38	32	37	40	120	29	
Blei in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	75	69	62	70	90	270	78	
Cadmium in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	0,99	0,99	0,88	1,30	1,50	4,50	0,99	
Chrom in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	68	62	58	64	120	360	76	
Kupfer in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	57	50	45	56	30	90	44	
Nickel in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	40	37	34	36	70	210	44	
Quecksilber in 20 µm-Fraktion	mg/kg TM	0,81	1,10	0,59	0,92	0,70	2,10	0,99	
Zink in 20µm-Fraktion	mg/kg TM	429	398	356	411	300	900	344	
Kohlenwasserstoffe									
Mineralölkohlenwasserstoffe	mg/kg TM	<50	n.b.	n.b.	n.b.	200	600	128	
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	2,35	1,80	5,50	1,38	
Organochlorverbindungen									
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	0,74	1,00	3,00	0,96	
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	1,47	1,80	5,50	3,46	
Summe 7 PCB	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	5,88	13,00	40,00	11,91	
α-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	0,74	0,50	1,50	0,35	
γ-HCH	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	0,74	0,50	1,50	0,23	
p,p-DDE	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	0,74	1,00	3,00	2,50	
p,p-DDD	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	2,94	2,00	6,00	7,32	
p,p-DDT	µg/kg TM	n.b.	n.b.	n.b.	0,74	1,00	3,00	1,38	
Organozinnverbindungen									
Tributylzinn-Kation	µg/kg TM	1,1	<1,0	<1,0	1,7	20,0	300,0	53	
Phosphor ges.									
Phosphor ges.	mg/kg TM	200	190	190	240	500			
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,15		0,33	
Phosphor ges.									
Phosphor ges.	mg/L					2,00	2,00		
Stickstoff ges. (CFA)									
Stickstoff ges. (CFA)	mg/L					6,0	6,0		