

BfG-1930

Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 686/690 zwischen Elbe-km 686 und 690

Koblenz, den 20.06.2017

Auftraggeber: Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Hamburg
Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Cuxhaven

SAP Nr.: M 39620104009

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

Zitervorschlag:

BfG (2017): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 686/690 zwischen Elbe-km 686 und 690. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1930.

Bearbeiter(Innen) in der BfG:

Koordination:

Dr. Carmen Kleisinger

Dr. Birgit Schubert

Fachliche Bearbeitung:

Hydrologie:

Dr. Hartmut Hein

Morphologie :

Dr.-Ing. Axel Winterscheid

Schadstoffe:

Dr. Carmen Kleisinger

Dr. Birgit Schubert

Dr. Uwe Hentschke

Sauerstoff-/Nährstoffhaushalt:

Andreas Schöl

Ökotoxikologie:

Dierk-Steffen Wahrendorf

Makrozoobenthos:

Dr. Markus Wetzel

Fische:

Christian von Landwüst

Meeressäuger/Vögel:

Dr. Markus Wetzel

Thomas Taupp

Vegetation:

Katja Behrendt

FFH, Schutzgebiete:

Dr. Heike Büttner

Artenschutzrecht:

Dr. Heike Büttner

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL):

Volker Hüsing

Unter Mitwirkung von:

Bearbeiter im WSA Hamburg:

Dr.-Ing. Ingo Entelmann

Bearbeiter im WSA Cuxhaven

Bernd Vaessen

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	1
2	VERANLASSUNG	5
3	GEMEINSAME ÜBERGANGSBESTIMMUNGEN ZUM UMGANG MIT BAGGERGUT IN DEN KÜSTENGEWÄSSERN (GÜBAK)	7
4	METHODIK UND DATENGRUNDLAGE	8
4.1	BAGGERGUTMENGEN	8
4.2	MORPHOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN	9
4.3	SCHADSTOFFUNTERSUCHUNGEN	11
4.4	ÖKOTOXIKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN	13
5	HYDROLOGIE	16
6	UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE BAGGERGUT UND BAGGERABSCHNITTE	22
6.1	BAGGERABSCHNITT WEDEL (BA 1) – ELBE-KM 638,9 BIS 644,0	26
6.1.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse BA 1 (Wedel)</i>	27
6.1.2	<i>Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 1</i>	34
6.1.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 1</i>	39
6.2	BAGGERABSCHNITT JUELSSAND (BA 3) – ELBE-KM 649,5 BIS 654,5	41
6.2.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 3</i>	41
6.2.2	<i>Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 3</i>	45
6.2.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 3</i>	48
6.3	BAGGERABSCHNITT PAGENSAND (BA 5) – ELBE-KM 659,0 BIS 664,5	49
6.3.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 5</i>	50
6.3.2	<i>Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 5</i>	53
6.3.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 5</i>	57
6.4	BAGGERABSCHNITT RHINPLATE (BA 7) – ELBE-KM 670,0 BIS 676,0	58
6.4.1	<i>Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 7</i>	59
6.4.2	<i>Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 7</i>	62
6.4.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 7</i>	65
6.5	HAMBURGER DELEGATIONSSTRECKE UND HAFENZUFahrTEN	66
6.5.1	<i>Morphologie</i>	67
6.5.2	<i>Schadstoffe</i>	69
6.5.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse Delegationsstrecke Hamburg</i>	75
6.6	NÄHRSTOFFGEHALTE UND SAUERSTOFFZEHRUNG IN DEN BAGGERABSCHNITTEN (BA) 1, 3, 5 UND 7 DER HAFENZUFahrTEN DES HAMBURGER HAFENS SOWIE DER DELEGATIONSSTRECKE	79
6.7	BAGGERABSCHNITTE MIT ÜBERWIEGEND SANDIGEM UNTERHALTUNGSBAGGERGUT	83
6.8	MAKROZOOBENTHOS	84
6.9	FISCHE UND NEUNAUGEN	85
6.9.1	<i>Vorkommen und Verbreitung von Fischarten</i>	85
6.9.2	<i>Gefährdete Arten</i>	87
6.9.3	<i>Zusammenfassung</i>	91
6.10	MEERESSÄUGER	93
6.11	VÖGEL	93
6.12	VEGETATION	94
6.13	SCHUTZGEBIETE UND ERHALTUNGSZIELE	96
7	UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE VERBRINGSTELLENBEREICH 686/690	98

Inhaltsverzeichnis

7.1	MORPHOLOGIE	101
7.1.1	<i>Gewässerbettentwicklung, Sedimentinventar und morphologische Strukturen im VSB 686/690102</i>	
7.1.2	<i>Verdriftungswege</i>	130
7.2	CHEMISCHE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	134
7.2.1	<i>Stoffhaushalt</i>	134
7.2.2	<i>Schadstoffe</i>	135
7.2.3	<i>Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse VSB 686/690</i>	146
7.3	BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE	147
7.3.1	<i>Makrozoobenthos</i>	147
7.3.2	<i>Fische und Neunaugen</i>	149
7.3.3	<i>Meeressäuger</i>	150
7.3.4	<i>Vögel</i>	150
7.3.5	<i>Vegetation</i>	150
7.4	SCHUTZGEBIETE UND ERHALTUNGSZIELE	150
8	AUSWIRKUNGSPROGNOSE	153
8.1	BAGGERGUTZUSAMMENSETZUNG UND -QUALITÄT	154
8.2	PHYSIKALISCHE AUSWIRKUNGEN	158
8.2.1	<i>Gewässerbettentwicklung und morphologische Strukturen</i>	158
8.2.2	<i>Leistungsfähigkeit</i>	159
8.2.3	<i>Sedimentzusammensetzung</i>	160
8.2.4	<i>Trübung</i>	160
8.2.5	<i>Verdriftung</i>	161
8.2.6	<i>Sedimentkreisläufe und Feinsedimenthaushalt</i>	162
8.3	CHEMISCHE AUSWIRKUNGEN	163
8.3.1	<i>Schadstoffbelastung der Sedimente</i>	163
8.3.2	<i>Sauerstoffhaushalt</i>	177
8.3.3	<i>Ökotoxikologische Belastungen</i>	177
8.4	BIOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN	178
8.4.1	<i>Makrozoobenthos</i>	178
8.4.2	<i>Fische und Neunaugen</i>	180
8.4.3	<i>Meeressäuger</i>	182
8.4.4	<i>Vögel</i>	183
8.4.5	<i>Vegetation</i>	184
8.5	AUSWIRKUNGSPROGNOSE NATURSCHUTZFACHLICHE UND WASSERWIRTSCHAFTLICHE BELANGE	185
8.5.1	<i>Schutzgebiete</i>	185
	<i>Verbringstellenbereich VSB 686/690</i>	186
8.5.2	<i>Artenschutzrecht</i>	187
8.5.3	<i>Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)</i>	189
9	ABSCHLIEßENDE BEURTEILUNG DER AUSWIRKUNGEN AUF DIE UMWELT	194
9.1	ZUSAMMENFASSUNG DER AUSWIRKUNGSPROGNOSE	194
9.1.1	<i>Baggerabschnitte</i>	194
9.1.2	<i>Verbringstellenbereich 686/690</i>	195
9.2	FAZIT UND BEURTEILUNG DER AUSWIRKUNGEN	197
10	ZUKÜNFTIGES ÜBERWACHUNGSPROGRAMM	200

Bundesanstalt
für
Gewässerkunde

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

Inhaltsverzeichnis

11	LITERATURVERZEICHNIS	203
12	ANHÄNGE	216
12.1	MORPHOLOGIE	216
12.2	SCHADSTOFFE	229
12.3	ÖKOTOXIKOLOGIE	236
12.4	FISCHE UND NEUNAUGEN	253

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4-1: Übersicht über die analysierten Fraktionen in Anlehnung an GÜBAK	10
Tabelle 4-2: Datengrundlage der GÜBAK bzw. Auswirkungsprognose zur VSB 686/690	12
Tabelle 4-3: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach GÜBAK (ANONYMUS 2009) Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien	15
Tabelle 6-1: Sedimentfang Wedel, Vergleich der mittleren Korngrößenverteilungen	30
Tabelle 6-2: Mittelwerte (2008 - 2015) der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel)	36
Tabelle 6-3: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 1 bei Wedel (km 638 - 645) für die Jahre 2010 bis 2015.	40
Tabelle 6-4: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand)	46
Tabelle 6-5: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 3 bei Juelssand (km 649,5 – 654,5) für die Jahre 2010 bis 2015.	49
Tabelle 6-6: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand)	55
Tabelle 6-7: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 5 bei Pagensand (km 659,0 - 664,5) für die Jahre 2010 bis 2015.	58
Tabelle 6-8: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate)	63
Tabelle 6-9: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 7 bei Rhinplate (km 670,0 - 676,0) für die Jahre 2010 bis 2015.	66
Tabelle 6-10: Einstufung der gewichteten, arithmetischen Mittelwerte von Schadstoffgehalten in den Sedimenten der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Beprobungen 2014 und 2015, den Freigabebeprobungen des Sedimentfangs bzw. BA 1 und der Dauermessstelle Wedel im Vergleich zu den Richtwerten RW1 und RW2	74
Tabelle 6-11: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen der Baggerabschnitte in der Delegationsstrecke Hamburg (Norderelbe, Köhlbrand, Süderelbe) für die Jahre 2012 bis 2015.	76
Tabelle 6-12: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen der limnischen und marinen Biotestpalette des Baggergutes aus den Hafenzufahrten und Vorhäfen der Hamburger Delegationsstrecke für die Jahre 2005 bis 2015.	78
Tabelle 6-13: Medianwerte für Gesamt-N und -P der einzelnen Baggerabschnitte	79
Tabelle 6-14: Medianwerte für Gesamt-N und -P, Sauerstoffzehrung sowie TOC-Gehalt der Sedimente aus den einzelnen Baggerabschnitten der Delegationsstrecke und der Hafenzufahrten	80
Tabelle 7-1: Strömungsparameter im Umfeld des VSB 686/690 (Zeitraum 2010 - 2014).	132
Tabelle 7-2: Schadstoffgehalte südlich des Verbringstellenbereiches 2012	139
Tabelle 7-3: Schadstoffgehalte nördlich des Verbringstellenbereiches 2012	140
Tabelle 7-4: Schadstoffgehalte nördlich des Verbringstellenbereiches 2014	143
Tabelle 7-5: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen auf der Verbringstelle VSB 686/690 und des umgebenden Bereiches (km 681,0 bis 695,0) für die Jahre 2009 bis 2015.	147
Tabelle 9-1: Wesentliche Auswirkungen von Baggerungen in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) und Baggergutverbringung im VSB 686/690	198
Tabelle 10-1: Erforderliches Überwachungsprogramm aufgrund der wesentlichen Auswirkungen durch Baggerung und Unterbringung	201
Tabelle 12-1: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2008	217
Tabelle 12-2: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2009	218
Tabelle 12-3: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2010	219

Tabellenverzeichnis

Tabelle 12-4: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2011	220
Tabelle 12-5: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2012	221
Tabelle 12-6: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2013	222
Tabelle 12-7: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2014	223
Tabelle 12-8: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2015	224
Tabelle 12-9: Auf VS 686 R untergebrachte Baggergutmengen	225
Tabelle 12-10: Auf VS 687 R untergebrachte Baggergutmengen	226
Tabelle 12-11: Auf VS 689 R untergebrachte Baggergutmengen	227
Tabelle 12-12: Auf VS 689 1G untergebrachte Baggergutmengen	228
Tabelle 12-13: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel) 2014	229
Tabelle 12-14: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im Sedimentfang bei Wedel 2015	230
Tabelle 12-15: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand) 2014	231
Tabelle 12-16: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand) 2014	232
Tabelle 12-17: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate) 2014	233
Tabelle 12-18: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2012	234
Tabelle 12-19: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2013	234
Tabelle 12-20: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2014	235
Tabelle 12-21: Mittlere Abflüsse (mQ) der einzelnen Monate in den Jahren 2012 bis 2014 mit den berechneten bzw. interpolierten stromab und stromauf transportierten Anteilen in % (mit den von der BAW modellierten Anteilen als Grundlage: 180 m³/s: 10 % stromab und 90 % stromauf; 720 m³/s: 43 % stromab und 57 % stromauf; 1260 m³/s: 80 % stromab und 20 % stromauf)	235
Tabelle 12-22: Limnische Biotestpalette – Proben aus dem gesamten Baggerabschnitt 2010-2014	236
Tabelle 12-23: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2010	237
Tabelle 12-24: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2010	238
Tabelle 12-25: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang August 2010	238
Tabelle 12-26: Marine Biotestpalette – Sedimentfang August 2010	239
Tabelle 12-27: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2011	239
Tabelle 12-28: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2011	240
Tabelle 12-29: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2012	240
Tabelle 12-30: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2012	241
Tabelle 12-31: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2013	241
Tabelle 12-32: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2013	242
Tabelle 12-33: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang Februar 2014	242
Tabelle 12-34: Marine Biotestpalette – Sedimentfang Februar 2014	243
Tabelle 12-35: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2015	243
Tabelle 12-36: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2015	244
Tabelle 12-37: Limnische Biotestpalette – Proben aus dem gesamten Baggerabschnitt 2010-2015	244
Tabelle 12-38: Limnische Biotestpalette – August 2010	245

Tabellenverzeichnis

Tabelle 12-39: Marine Biotestpalette – August 2010	245
Tabelle 12-40: Limnische Biotestpalette – Schwarztonnensandes Nebelbe, September 2010	246
Tabelle 12-41: Marine Biotestpalette – Schwarztonnensandes Nebelbe, September 2010	247
Tabelle 12-42: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Mai 2011	247
Tabelle 12-43: Limnische Biotestpalette – Barnkruger Loch, August 2008	247
Tabelle 12-44: Limnische Biotestpalette – Baggerabschnitt BA5, September 2014	248
Tabelle 12-45: Limnische Biotestpalette – Baggerabschnitt BA5, August 2015	248
Tabelle 12-46: Limnische Biotestpalette – BA 7 Rhinplate	248
Tabelle 12-47: Marine Biotestpalette – BA 7 Rhinplate	248
Tabelle 12-48: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Mai 2011	248
Tabelle 12-49: Limnische Biotestpalette – Wischhafen, Juni 2011	249
Tabelle 12-50: Limnische Biotestpalette – Sedimentkerne aus BA7, September 2014	249
Tabelle 12-51: Limnische Biotestpalette – Oberflächensedimente, August 2015	249
Tabelle 12-52: Limnische Biotestpalette – Monitoring Seitenbereiche um VSB 686/690, März 2009	249
Tabelle 12-53: Marine Biotestpalette – Monitoring Seitenbereiche um VSB 686/690, März 2009	250
Tabelle 12-54: Limnische Biotestpalette – VSB 686/690, März 2009	250
Tabelle 12-55: Marine Biotestpalette – VSB 686/690, März 2009	251
Tabelle 12-56: Limnische Biotestpalette – VSB 686/690 und Seitenbereiche, Oktober 2009	251
Tabelle 12-57: Marine Biotestpalette – VSB 686/690 und Seitenbereiche, Oktober 2009	251
Tabelle 12-58: Marine Biotestpalette – VS686R, Juni 2010	252
Tabelle 12-59: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Proben aus dem Bereich VSB 686/690 - Mai 2011	252
Tabelle 12-60: Limnische Biotestpalette – Sedimentkerne Seitenbereiche, September 2014	252
Tabelle 12-61: Historische Referenzfischfauna nach BioConsult 2009 und 2006 (Gilde der „marinen Gäste) sowie Angaben zur Gefährdung nach Roten Listen und FFH-Richtlinie (Legende: s. Tabellenende)	253

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Deutsches OSPAR-Übereinkommensgebiet und „innere Gewässer“ (Nr. 3) an der Nordsee (ANONYMUS 2009).....	7
Abbildung 4-1: Definition der Maßeinheiten Aufmaßvolumen und Laderaumvolumen [m ³] in Anlehnung an Hahlbrock Marine Technologie (2012)	8
Abbildung 4-2: Eingesetzte Probennahmegerätschaften a) van-Veen-Greifer, b) Vibrocorer für die Entnahme von Sedimentkernen	10
Abbildung 5-1: Longitudinaler Verlauf der mittleren Tidekennwerte in der Tideelbe aus Pegelmessungen.....	16
Abbildung 5-2: Mittlere Strömungsgeschwindigkeiten über den Tidezyklus an den Messstationen D1(Elbe-km 642), D2 (Elbe-km 651), D3 (Elbe-km 662), D4 (Elbe-km 676).....	18
Abbildung 5-3: Mittlere Salzgehalte über den Tidezyklus an den Messstationen D1(Elbe-km 642), D2 (Elbe-km 651), D3 (Elbe-km 662), D4 (Elbe-km 676).....	19
Abbildung 5-4: Abfluss am Pegel Neu Darchau, als jährliche Verteilungsfunktionen der Jahre 1903 - 2015.....	20
Abbildung 5-5: Abfluss am Pegel Neu Darchau für die gewässerkundlichen Jahre 2006 bis 2015.....	21
Abbildung 6-1: Baggergutmengen (Hopper, in m ³ Aufmaßvolumen) zur Unterbringung im Amtsbereich des WSA Hamburg	22
Abbildung 6-2: Baggergutmengenentwicklung in BA 1 (Wedel) mit Sedimentfang ab 2008.....	24
Abbildung 6-3: Jahresmittelwerte der sandigen Baggermengen im Amtsbereich WSA Hamburg (BfG 2015 a)	25
Abbildung 6-4: Intensität der Hopperbaggerung im BA 1 zur Unterhaltung der Fahrrinne (Zeitraum 2010 bis 2015).....	26
Abbildung 6-5: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 1 (Wedel).....	27
Abbildung 6-6: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 2 (Lühesand).....	28
Abbildung 6-7: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für Unterhaltungsbaggergut aus BA 1 (maximale und minimale Masseanteile).....	28
Abbildung 6-8: Probennahmeraster und Positionen der Freigabeuntersuchungen von März 2013 und März 2015, Sedimentfang vor Wedel in BA 1.....	29
Abbildung 6-9: Mittlere Korngrößenverteilung der Sedimente aus der Freigabebeprobung für Sedimentfang Wedel März 2013	30
Abbildung 6-10: Mittlere Korngrößenverteilung der Sedimente aus der Freigabebeprobung für Sedimentfang Wedel März 2015	31
Abbildung 6-11: Probennahmepunkte im BA 1 (inklusive Übergangsbereich zu BA 2) Kampagne September 2014.....	32
Abbildung 6-12: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 1 (inklusive Übergang zu BA2).....	32
Abbildung 6-13: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 1 im September 2014.....	33
Abbildung 6-14: Anteile Feinkorn (< 63 µm) zu Feinsand (63 – 200 µm)	34
Abbildung 6-15: Intensität der Hopperbaggerung im BA 3 zur Unterhaltung der Fahrrinne	41
Abbildung 6-16: Mengenverhältnisse an bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 3 (Juelssand)	42
Abbildung 6-17: Bandbreite an Korngrößenverteilungen für schllickiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 3.....	42
Abbildung 6-18: Bandbreite an Korngrößenverteilungen für <u>sandiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 3</u>	43

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 6-19: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, September 2014.....	44
Abbildung 6-20: Anteile Feinkorn (< 63 µm) zu Feinsand (63 – 200 µm) in BA 3 und BA 1 (Sedimentfang)	44
Abbildung 6-21: Gegenüberstellung Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus September 2014 vs. August 2010.....	45
Abbildung 6-22: Intensität der Hopperbaggerung im BA 5 zur Unterhaltung der Wassertiefen im Bereich des Fahrwassers (Zeitraum 2006 und 2010 bis 2015)	50
Abbildung 6-23: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 5 (Pagensand)	51
Abbildung 6-24: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für schlickiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 5.....	51
Abbildung 6-25: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 5 (Pagensand) Probennahmedatum September 2014.	52
Abbildung 6-26: Vergleich Korngrößenverteilung für die Kampagnen September 2014 und August 2010.....	53
Abbildung 6-27: Intensität der Hopperbaggerungen im BA 7 zur Unterhaltung der Fahrrinne (Zeitraum 2010 bis 2015).....	59
Abbildung 6-28: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 7 (Rhinplate).....	60
Abbildung 6-29: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für schlickiges Unterhal- tungsbaggergut aus BA 7.....	60
Abbildung 6-30: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 7, Kampagne im September 2014	61
Abbildung 6-31: Karte der Bereiche und Beprobungsstationen im HPA Baggerrevier zwischen Elbe-km 620 und 630, die in die Bewertung des Hamburger Hafen Baggergutes eingegangen sind.....	67
Abbildung 6-32: Box-and Whisker Plot der Anteile der Fraktionen < 63 µm, 63-100 µm, 100 – 200 µm und 200 - 630 µm im Baggergut der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5) zwischen 2005 und 2015	69
Abbildung 6-33: Box-and Whisker Plot der TBT-Gehalte im Baggergut der Delegations-strecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5) zwischen 2005 und 2015.....	72
Abbildung 6-34: Zeitreihe (2006 - 2015) der Stickstoffgehalte der Sedimente aus den Stromelbeabschnitten der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5).	81
Abbildung 6-35: Mediane der N-Gesamtgehalte der Sedimente in den Hafenzufahrten, der Delegationsstrecke und der WSV-Strecke mit Angabe des Richtwertes 1 (RW 1).	82
Abbildung 6-36: Mediane der P-Gesamtgehalte der Sedimente in den Hafenzufahrten, der Delegationsstrecke und der WSV-Strecke mit Angabe des Richtwertes 1 (RW 1).	82
Abbildung 6-37: Kaulbarsch und Flunder: Charakterarten der Tideelbe	87
Abbildung 6-38: Übersichtskarte von Natura 2000-Gebieten im Untersuchungsgebiet.....	96
Abbildung 7-1: Übersicht der gegenwärtig betriebenen (grün) und geschlossenen (rot) Verbringstellen im VSB 686/690.....	98
Abbildung 7-2: mittlere und maximale Jahresmengen an Baggergut zur Unterbringung seit Inbetriebnahme [in Mio. m ³], Stellen VS 689 1G, VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R.....	100
Abbildung 7-3: Höhenänderung für Fahrrinnenbereich und Fahrwasserränder des BA 10 von März 2008 bis März 2014.....	102
Abbildung 7-4: Entwicklung Gewässersohle auf VS 686 R in Abhängigkeit von der Baggergutunterbringung	104

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 7-5: (oben) Differenzenplan für BLZ #6 (13.07.2010 - 22.03.2011), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 686 R.....	105
Abbildung 7-6: (oben) Differenzenplan für BLZ #11 (12.03.2012 - 30.08.2012), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 686 R.....	106
Abbildung 7-7: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 686 R im Referenzzustand (26.02.2008, linke Darstellung) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015, rechte Darstellung)	107
Abbildung 7-8: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R	108
Abbildung 7-9: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R	109
Abbildung 7-10: Entwicklung Gewässersohle auf VS 687 R in Abhängigkeit von der Baggergutunterbringung.....	110
Abbildung 7-11: (oben) Differenzenplan für BLZ #6 (13.07.2010 – 22.03.2011), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 687 R.....	111
Abbildung 7-12: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 687 R im Referenzzustand (26.02.2008, linke Darstellung) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015, rechte Darstellung)	112
Abbildung 7-13: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R.....	113
Abbildung 7-14: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R.....	114
Abbildung 7-15: Entwicklung Gewässersohle auf VS 689 R in Abhängigkeit von Baggergutunterbringung.....	115
Abbildung 7-16: BLZ #3 (10.03. – 08.09.2009), (oben): Differenzenplan und (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 R.....	116
Abbildung 7-17: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 689 R im Referenzzustand (26.02.2008) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015).....	117
Abbildung 7-18: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Nahbereich von VS 689 R (Kampagne August 2012)	118
Abbildung 7-19: Bathymetrie der Gewässersohle auf und im Nahbereich von VS 689 R.....	119
Abbildung 7-20: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Nahbereich von VS 689 R (Kampagne September 2014)	119
Abbildung 7-21: Entwicklung Gewässersohle auf VS 689 1G in Abhängigkeit von Baggergutunterbringung.....	121
Abbildung 7-22: (oben) BLZ #5 bis #6 (08.09.2009 – 22.03.2011), (unten)Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 1G	122
Abbildung 7-23: (oben) Differenzenplan für BLZ #17 und #18 (24.10.2013 – 11.08.2014), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 1G	123
Abbildung 7-24: Morphologische Strukturen der Gewässersohle auf VS 689 1G vor der erstmaligen Unterbringung von Baggergut (Peilung vom 08.09.2009, oben) und im Zustand (Peilung vom 24.10.2013, unten) nach einer mehrjährigen Phase von April 2011 bis Oktober 2013 ohne Unterbringung größere Baggergutmengen.....	124
Abbildung 7-25: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 1G sowie im stromauf anschließenden Nahbereich zur Stelle.....	125
Abbildung 7-26: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich VS 689 1G.....	125
Abbildung 7-27: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 1G sowie im stromauf anschließenden Nahbereich zur Stelle.....	126
Abbildung 7-28: Korngrößenverteilungen der in BA 4 genommenen Laderaumproben, nur Homogenbereich Sand, Quelle BAW (2016).....	126
Abbildung 7-29: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (van-Veen-Greifer) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen	127
Abbildung 7-30: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (Sedimentkerne) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen	128
Abbildung 7-31: Korngrößenverteilung der Sedimentproben 685-1, 685_3 und 685_5	129

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 7-32: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (Sedimentkerne) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen	130
Abbildung 7-33: Lage der Strömungsmessstellen LZ1, LZ1a und D4.	131
Abbildung 7-34: Verhältnis des Abflusses (Q) zum Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit.	133
Abbildung 7-35: Sauerstoffsättigung bei Brunsbüttelkoog (km 694) der Jahre 2009 bis 2014 (Daten FGG-Elbe)	134
Abbildung 7-36: Sauerstoffzehrung und Ammoniumgehalt bei Brunsbüttelkoog (km 694) der Jahre 2009 bis 2014 (Daten FGG-Elbe).....	135
Abbildung 7-37: Karte der Positionen der Greiferproben und der Sedimentkerne im VSB 686/690 in den Jahren 2012 und 2014.....	136
Abbildung 7-38: Tiefenverläufe ausgewählter Schadstoffe in Kernen der näheren Umgebung des Verbringstellenbereiches	146
Abbildung 7-39: Vorkommende Makrozoobenthosarten im Bereich der VSB 686/690.....	148
Abbildung 8-1: Gehalte ausgewählter Schadstoffe an Dauermessstellen und in den Baggerabschnitten BA 1 bis BA 12 von Elbe-km 642 -727 (oben) und von Elbe km 580 – 727 (unten) im Längsverlauf der Tideelbe.....	165
Abbildung 8-2: Aus dem VSB 686/690 transportierte Mengen an p,p`-DDT, p,p´-DDD- und HCB und Menge der Fraktion < 63 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013.....	169
Abbildung 8-3: Aus dem VSB 686/690 transportierte HCB-Mengen und Menge der Fraktion < 63 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013 und eine angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m ³ und die dabei transportierte Schadstoffmenge.....	171
Abbildung 8-4: Aus dem VSB 686/690 transportierte Zink-Mengen und Menge der Fraktion < 20 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013 und eine angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m ³ und die dabei transportierte Schadstoffmenge.....	172
Abbildung 8-5: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte Mengen an p,p´-DDD- und HCB Menge	173
Abbildung 8-6: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte HCB- Mengen	174
Abbildung 8-7: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte Zink- Mengen.....	174
Abbildung 8-8: Vergleich der Schadstoffmengen von 1 Mio. m ³ Baggergut (BG) aus den BA 1 bis 3 mit 1 Mio. m ³ Baggergut aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten des Hamburger Hafens	176
Abbildung 8-9: Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial und chemischer Zustand der Oberflächenwasserkörper der Tideelbe, Bewirtschaftungszeitraum 2016 - 2021 (FGG Elbe 2015 a)	190
Abbildung 12-1: Übersichtsplan Baggerabschnitte Tideelbe (Quelle WSA Hamburg).....	216

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht aktualisiert die im April 2012 (Datenlage bis 2010) durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) erstellte Auswirkungsprognose (BfG 2012 a) für die Unterbringung von Baggergut im Amtsbereich des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Hamburg (WSA Hamburg). Die Untersuchungen zur Erstellung einer Auswirkungsprognose wurden nach den zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK)“ (ANONYMUS 2009) durchgeführt. Eine Aktualisierung ist aufgrund der Bestimmungen in der GÜBAK nach fünf Jahren erforderlich. In den im Geltungsbereich der GÜBAK liegenden Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686 und 690 (im Folgenden als **Verbringstellenbereich VSB 686/690** bezeichnet) wird gegenwärtig noch das gesamte, im Amtsbereich des WSA Hamburg gebaggerte Sediment untergebracht. Aus Wasserrahmenrichtlinien-Perspektive liegt der VSB im Wasserkörper (WK) Elbe-Übergangsgewässer, Elbe-km 654,9 bis 727,7. Die Empfehlungen aus der Systemstudie II (2014 a) legen ein flexibles und adaptives Sedimentmanagement nahe, im Rahmen dessen u.a. bei lang anhaltenden niedrigen Oberwasserabflüssen die Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Baggerrevier der Hamburg Port Authority (HPA) in den VSB 686/690 vorgeschlagen wurde. Entsprechend wird dieses Baggergut in die vorliegende Bewertung einbezogen. Für die Umsetzung dieser Option wird angenommen, dass gleichzeitig in der Summe bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den Baggerabschnitten 1 (Wedel) bis 3 (Juelssand) in den VSB 730/740 gebracht werden.

Der Bericht beschreibt die erwarteten physikalischen, chemischen und biologischen Auswirkungen sowie die Auswirkungen auf Schutzgebiete für die Baggerung und Unterbringung von Baggergut. Im Kern der Betrachtung steht die Verbringung feinkörnigen Baggergutes aus den Baggerabschnitten (BA) Wedel (BA 1), Lühesand (BA 2, hier lokal beschränkt auf die Übergangsbereiche zu den benachbarten BA 1 und BA 3), Juelssand (BA 3), Pagensand (BA 5) und Rhinplate (BA 7) des WSA Hamburg und vorbehaltlich des Einvernehmens der zuständigen Behörden als Option in Einzeljahren auch die Verbringung feinkörnigen Baggergutes aus der Delegationsstrecke mit den Abschnitten Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7, Süderelbe Blatt 5 und den Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Strandhafen und Vorhafen der HPA in den VSB 686/690. In den WSV-Baggerabschnitten Stadersand (BA 4), Steindeich (BA 6), Wischhafen (BA 8), Freiburg (BA 9) und Scheelenkuhlen (BA 10) wird hauptsächlich Sand gebaggert, der zurzeit noch vollständig im VSB 686/690 untergebracht wird. Durch das WSA Hamburg wird künftig möglichst eine ortsnahe Unterbringung sandiger Baggergutmengen angestrebt. Potenzielle Verbringstellen weiter stromauf des VSB 686/690 sowie die möglichen Auswirkungen sind in BfG (2015 a) beschrieben.

Der VSB 686/690 umfasst zurzeit vier ausgewiesene Verbringstellen. Weitere Verbringstellen innerhalb des Verbringbereiches können durch das WSA Hamburg zukünftig eingerichtet werden. Die in Kapitel 8 beschriebenen Auswirkungen treffen ebenfalls auf diese eventuell weiter einzurichtenden Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 zu. Die gegebene Prognose basiert auf der Annahme von einer jährlichen Unterbringungsmenge, die bis zu 5,5 Mio. m³ betragen kann. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass sich Korngrößenzu-

sammensetzung und Schadstoffbelastung des zukünftigen Baggergutes nicht wesentlich zum aktuell dorthin verbrachten Baggergut ändern werden.

Zur Erfassung der Baggerguteigenschaften wurden Sedimentproben des potenziellen Baggergutes auf Korngrößenverteilung, Schadstoffbelastung und Nährstoffe sowie auf ökotoxikologische Wirkpotenziale untersucht. Das untersuchte feinkörnige Baggergut aus den BA 1, 3, 5 und 7 ist überwiegend schluffig bis feinsandig, wobei in den BA 5 und BA 7 bereichsweise mit höheren Sandanteilen im Baggergut gerechnet werden muss. In den Baggerbereichen Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 der Delegationsstrecke werden Sedimente gebaggert, die als feinsandiger Schluff bzw. schluffiger Feinsand klassifiziert werden können. Das Baggergut aus allen oben genannten feinkörnigen WSV-Baggerabschnitten und der betrachteten Bereiche aus dem Hamburger Hafen ist in den Fall 3 nach GÜBAK¹ einzuordnen. Grund für diese Einordnung ist eine Überschreitung des Richtwertes 2 bei mindestens einem der nachfolgend genannten Schadstoffe: p,p'-DDD, p,p'-DDE, p,p'-DDT und Hexachlorbenzol. Ökotoxikologisch ist das Baggergut aus dem Baggerabschnitt 1 (Wedel) als unbedenklich (Fall 1) bis kritisch belastet (Fall 2) einzustufen. In den anderen untersuchten WSV-Baggerabschnitten kann das Baggergut aus ökotoxikologischer Sicht als unbedenklich belastet (Fall 1) eingestuft werden. Baggergut aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten ist ökotoxikologisch meist kritisch belastet (Fall 2). In den Baggerabschnitten der WSV und der Delegationsstrecke wird der RW 1 von den Nährstoffen meist überschritten, während sie in den Bereichen der Hafenbecken und der Delegationsstrecke deutlich höher liegen als in den Baggerabschnitten der WSV. Die Sauerstoffzehrung wurde in den Baggerabschnitten der WSV im Untersuchungszeitraum nicht betrachtet. In den untersuchten Bereichen des Hamburger Hafens ist sie als gering bis mittel und vereinzelt als erhöht zehrend einzustufen. Die Biologie im Bereich der untersuchten Baggerabschnitte wird i. A. übergreifend betrachtet. Demnach existieren in den Baggerbereichen zwei Lebensgemeinschaften an Benthosfauna. Weiter kommen in der gesamten Tideelbe etwa 120 heimische Fisch- und Neunaugenarten sowie einige eingeschleppte bzw. eingesetzte Arten vor. Sie verteilen sich innerhalb des Ästuars mit unterschiedlichen Artengemeinschaften auf unterschiedliche Lebensräume. 27 % der 120 Fisch- und Neunaugenarten sind in den Roten Listen der angrenzenden Bundesländer und/oder der BRD einer Gefährdungsklasse zugeordnet. Die Bedeutung der Tideelbe als Lebensraum für Meeressäuger kann als gering eingestuft werden. Für Brut- und Rastvögel ist das gesamte Gebiet der Tideelbe als Nahrungsfläche und Ruheraum von Bedeutung. Zum Thema Vegetation wird ausschließlich der Schierlings-Wasserfenchel betrachtet (prioritär nach FFH-Richtlinie, vom Aussterben bedroht, gesetzlich streng geschützt). Das Vorkommen ist weltweit auf den Süßwasser-Tidebereich der Elbe und den Mündungsbereich einiger Nebenflüsse zwischen Glückstadt und Geesthacht beschränkt. Das Hauptverbreitungsgebiet liegt zwischen Hanskalbsand und Geesthacht.

Anhand aktueller Untersuchungsergebnisse wurde eine Beschreibung der zurzeit vier aktiv genutzten Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 vorgenommen. Aus morphologischer

¹ Schadstoffbelastung der Sedimente deutlich höher als bei Sedimenten des Küstennahbereichs

Sicht kann festgehalten werden, dass im gesamten VSB seit Beginn der Untersuchungen 2008 durch die Baggergutunterbringung ein Materialzuwachs von hauptsächlich mittelsandigen Sedimenten an der Sohle zu beobachten ist. Dieser Zuwachs erstreckt sich auch auf die Fahrwasserränder, so dass dort regelmäßige Unterhaltungsbaggerungen erforderlich sind. Alle bisher ausgewiesenen Verbringstellen weisen einen leicht feinsandigen Mittelsand auf. In den vom VSB südlich gelegenen Bereichen werden feinkörnigere Sedimente in strömungsberuhigten Bereichen vorgefunden, in stärker durchströmten Bereichen ist wiederum eine Vergrößerung der Sedimente zu beobachten. Aus Berechnungen der BAW und Strömungsmessungen geht hervor, dass feinkörnige Sedimentanteile sowohl stromauf als auch stromab und in Seitenbereiche verdriften. Die Sauerstoffverhältnisse im VSB sind ganzjährig als gut zu bezeichnen. Innerhalb des Verbringstellenbereiches kann aufgrund von fehlenden feinkörnigen Sedimenten nur wenig schadstoffbelastetes Material gefunden werden. Nur in den im südlichen Bereich des VSB angrenzenden Seitenbereichen können teilweise erhöhte Schadstoffbelastungen nachgewiesen werden. Es ist nicht auszuschließen, dass diese zumindest zu einem Teil auf die Baggergutverbringung zurückzuführen ist. Ökotoxikologisch können die Sedimente des VSB als nicht bzw. unbedenklich belastet eingestuft werden. Auswertungen der Benthosfauna zeigen, dass im VSB vor allem mobile Arten anzutreffen sind. Es kommen in diesem Bereich keine „rote Liste“ Arten vor. Wichtige Fischlaichgebiete befinden sich nicht im VSB, der Bereich wird als Rückzugsraum bei Tideniedrigwasser von Fischen wie Stint und Flunder genutzt. Seehunde wurden vereinzelt in der Nähe des VSB gesichtet. Der Schierlings-Wasserfenchel hat sein Verbreitungsgebiet außerhalb des VSB. Die Natura 2000-Gebiete FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (2323-392), EU-Vogelschutzgebiet Vorland St. Margarethen (2121-402), FFH-Gebiet Unterelbe (2018-331), EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (2121-401) können bei Baggergutverbringung in den VSB durch indirekte bzw. direkte Auswirkungen der Unterbringung betroffen sein.

In der Auswirkungsprognose wird zwischen direkten Auswirkungen durch Unterhaltungsbaggerungen in den Baggerabschnitten und möglichen Auswirkungen aufgrund der Unterbringung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690 (inklusive optional bis zu 1 Mio. m³ Baggergut der Hamburg Port Authority in Einzeljahren) unterschieden. Die Auswirkungen werden entsprechend der GÜBAK (ANONYMUS 2009) differenziert nach physikalischen, chemischen und biologischen Auswirkungen sowie den Auswirkungen auf Schutzgebiete und die Einhaltung der Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beschrieben

Durch die Unterbringung großer sandiger Baggergutmengen im VSB entstehen im Fahrwasserbereich des BA 10 verstärkt Einzeluntiefen, die zu erhöhten Baggergutmengen und WE-Einsatzstunden geführt haben. Unmittelbar auf den Verbringstellen ist der Aufwuchs von mittelsandigen Ablagerungskörpern beobachtet worden, welche die Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle z. B. aufgrund zu geringer Wassertiefen reduziert. So zeigen die einzelnen Verbringstellen im VSB eine unterschiedliche Leistungsfähigkeit. Die nach jedem Unterbringungsvorgang verdriftenden Feinkornanteile des vergleichsweise höher belasteten Baggergutes können sich in den strömungsberuhigten Seitenbereichen sowie stromauf und stromab des VSB 686/690 in Sedimentationsbereichen auch längerfristig ablagern. Messtechnisch ist dies allerdings nur in unmittelbarer Nähe des VSB 686/690 anhand erhöhter Schadstoffwerte

nachweisbar. Bei Unterbringung von Baggergut mit einem hohen Feinkornanteil in den VSB 686/690 ist in Phasen eines lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflusses ein verstärkter Stromauftransport zu beobachten, der wiederum verstärkt eine Kreislaufbaggerung initiiert. Als Auswirkung der Unterbringung von Baggergut aus oberstromigen Baggerabschnitten in den VSB 686/690 aufgrund der Verdriftung schadstoffbelasteter Feinanteile wurde an einigen Stellen eine z. T. nur vorübergehende Erhöhung der regionalen Schadstoffbelastung in den Sedimenten in unmittelbarer Nähe des Verbringstellenbereiches beobachtet. Eine mögliche dauerhafte Ablagerung schadstoffbelasteter Sedimente in diesen Bereichen ist zwar derzeit nicht nachweisbar, kann aber für die Zukunft nicht ausgeschlossen werden. Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt werden nicht gesehen. Eine Verschlechterung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials der im Bereich der Verbringstelle vorhandenen Sedimente, die messtechnisch kurz bzw. mittelfristig nachweisbar sein wird, ist nicht anzunehmen. Bei Unterbringung von bis zu 1 Mio m³ Baggergut aus dem Baggerrevier der HPA ist das Risiko einer Verschlechterung des ökologischen Belastungspotenzials ein wenig höher. Das Makrozoobenthos kann in den Baggerbereichen durch Baggerungen eingesaugt und getötet werden. Allerdings ist dies zeitlich und räumlich begrenzt, so dass eine Wiederbesiedlung schnell erfolgen kann. Auch Fische können durch den Baggervorgang Individuenverluste erleiden, insbesondere die FFH-Art Finte. Im Unterbringungsbereich können das MZB und Jung- sowie Kleinfische durch die Unterbringung des Baggergutes überdeckt werden und zu einer Verringerung der Besiedlungsdichte führen. Auswirkungen der Baggerung und Unterbringung von Baggergut auf Meeressäuger und Vögel werden als gering betrachtet. Auswirkungen aufgrund der Verdriftung von Feinmaterial aus der Baggergutunterbringung auf den Schierlings-Wasserfenchel werden als gering eingestuft und Auswirkungen aus den Baggeraktivitäten ausgeschlossen. Die prognostizierten Auswirkungen der betrachteten Unterhaltungsbaggerungen wirken sich insgesamt nicht nachweisbar nachteilig auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete aus. Besonders und streng geschützte Arten können infolge der Baggerung und Sedimentverbringung durch Individuenverluste betroffen sein, das allgemeine Lebensrisiko der Tiere wird jedoch nicht signifikant erhöht. Nach WRRL ergaben die Prüfung auf mögliche Behinderung der im gültigen Maßnahmenprogramm formulierten Verbesserungsmaßnahmen keine maßnahmenbedingte Be- oder Verhinderung in den im Betrachtungsbereich liegenden Oberwasserkörpern..

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

2 Veranlassung

Der Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686 und 690 (im Folgenden als **Verbringstellenbereich VSB 686/690** bezeichnet) nimmt in der Unterbringungsstrategie des WSA Hamburg eine zentrale Stellung ein. Dieser Bereich umfasst zum Zeitpunkt der Berichterstellung vier ausgewiesene **Verbringstellen: VS 689 1G, VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R**. Jährlich können hier 5,5 Mio m³ Baggergut, aufgeteilt in 1,5 Mio m³ nicht bindige sowie 4 Mio m³ bindige Sedimente, untergebracht werden. Ziel der Strategie des WSA Hamburg ist die Entlastung des Feinsedimenthaushalts der Tideelbe und damit auch die Schwächung von Kreislaufbaggerungen. Seit 2008 wird feinkörniges Baggergut ausschließlich im VSB 686/690 untergebracht. Die Untersuchungen der Systemstudie II (siehe BfG 2014 a) führen zu der Schlussfolgerung, dass das aus morphologischer Sicht zu verfolgende Ziel eines ausgeglichenen Feinsedimenthaushaltes derzeit noch nicht erreicht wird. Daher ist ein verstärkter Austrag an Feinsedimenten erforderlich, um unter anderem eine Reduzierung bestehender Kreislaufbaggerungen, insbesondere im Bereich der oberen Tideelbe bis Hamburg zu erreichen. Die nach erster Abschätzung erforderlichen Mengen werden in BfG (2014 a) mit zusätzlich etwa 1 Mio. m³/a Feinsedimentmenge (0,5 Mio. t TS/a) angegeben. Dieser zusätzliche Austrag soll durch eine gezielte Unterbringung des feinkörnigen Baggergutes zu Zeiten niedriger Oberwasserabflüsse auf weiter stromab gelegene Stellen als bisher erreicht werden.

Eine Option zur Entlastung des Feinsedimenthaushaltes in Zeiten eines dauerhaft niedrigen Oberwasserabflusses, welche die Systemstudie II beschreibt, besteht in der Unterbringung von Anteilen (bis zu 1 Mio. m³) des Baggergutes aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten des Hamburger Hafens im VSB 686/690 anstatt auf die Stelle Neßsand. Ein dauerhaft niedriger Oberwasserabfluss stellt eine hydrologische Ausnahmesituation dar, so dass die Umsetzung dieser Option vorbehaltlich eines Einvernehmens der zuständigen Landesbehörden nur in Einzeljahren infrage kommen wird. Lang anhaltende niedrige Oberwasserabflüsse bewirken bei Unterbringung größerer Mengen feinkörnigen Baggergutes einen stark intensivierten Rücktransport (Tidal Pumping Effekt) und Wiederablagerung des überwiegenden Anteils der feinkörnigen Baggergutsedimente in bereits stark vorbelastete Sedimentationsbereiche stromauf des VSB 686/690. Als noch intensiver kann der Rücktransport von der Stelle Neßsand in Richtung des Hamburger Hafens beschrieben werden. Zugleich bewirkt der intensivierter Stromauftransport eine Vergrößerung des Anteils mariner Sedimente und damit im Bereich des Hamburger Hafens auch eine vergleichsweise geringere Schadstoffkonzentration des Unterhaltungsbaggergutes. Die Unterbringung von bis zu 1 Mio m³ Baggrgut aus dem Baggerrevier der HPA setzt aber voraus, dass gleichzeitig bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den Baggerabschnitten 1 (Wedel) bis 3 (Juelssand), dessen Material normalerweise im VSB 686/690 untergebracht wird, weiter stromab im VSB 730/740 untergebracht werden kann. Damit soll sichergestellt werden, dass die Gesamtbaggergutmenge von 5,5 Mio. m³ im Jahr, die auf den VSB 686/690 untergebracht werden kann, nicht überschritten wird. Die vorliegende Auswirkungsprognose bewertet daher zusätzlich zur Unterbringung von Unterhaltungsbaggergut im VSB 686/690 aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg (BA 1 bis BA 10) auch die Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Feinmaterial aus dem Baggerrevier der HPA. Die Erstellung der Auswirkungsprognose erfolgt gemäß den

zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“ (ANONYMUS 2009), welche im Folgenden als GÜBAK bezeichnet werden.

Dieser Bericht soll die letztmalige im April 2012 durch die BfG fertig gestellte Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Amtsbereich des WSA Hamburg (siehe BfG 2012 a) aktualisieren und um die Option der Unterbringung von Baggergut aus ausgewählten Bereichen des Baggerrevertiers der HPA– wie in den Absätzen zuvor beschrieben - erweitern. Die Erstellung erfolgt im Auftrag des WSA Hamburg und des WSA Cuxhaven.

Neben einer ausführlichen Abschätzung der Auswirkungen der Unterbringung feinkörnigen Baggergutes im VSB 686/690 beinhaltet die Auswirkungsprognose auch eine kurze Beschreibung der Auswirkungen der Unterbringung sandigen Baggergutes aus den BA 4 bis BA 9.

3 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 3-1 dargestellten Küstenmeere und inneren Gewässer.

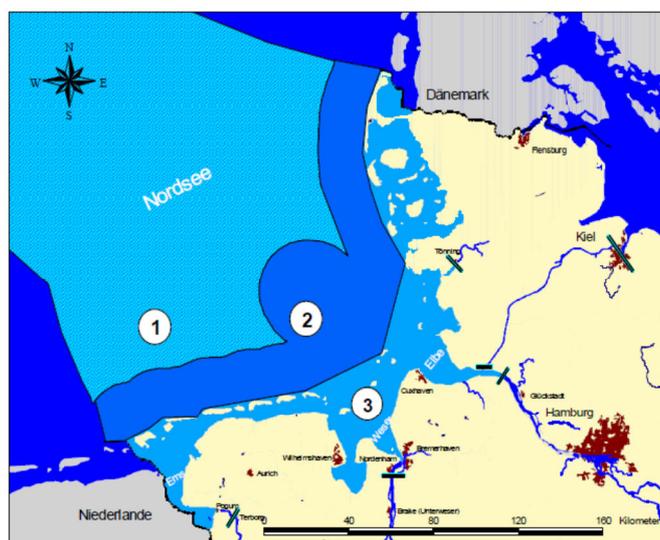


Abbildung 3-1: Deutsches OSPAR-Übereinkommensgebiet und „innere Gewässer“ (Nr. 3) an der Nordsee (ANONYMUS 2009)

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 Unterbringung des feinkörnigen Unterhaltungsbaggerguts aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg im VSB 686/690 erfolgt daher gemäß den Anforderungen der GÜBAK benannten Grenzwerte für Schadstoffe und das dort beschriebene Untersuchungsprogramm.

4 Methodik und Datengrundlage

4.1 Baggergutmengen

Sämtliche Angaben zu Baggergutmengen basieren auf Zahlen, die durch das WSA Cuxhaven (dort das Baggerbüro) zur Verfügung gestellt wurden. Die Angaben zu Baggergutmassen und -volumina sowie zu zahlreichen weiteren Betriebsdaten stehen umlaufgenau zur Verfügung. Erhoben und abgelegt sind diese Zahlen und Informationen im WSV-internen System MoNa (Monitoring Naßbaggerei, eingeführt 2012).

Alle Angaben zu Baggergutmengen werden in dieser Auswirkungsprognose in der Einheit m^3 Aufmaßvolumen gemacht. Die Unterschiede der Definitionen von Aufmaßvolumen und dem ebenfalls geläufigen Laderaumvolumen sind in Abbildung 4-1 dargestellt. Die im Text nachfolgenden Erläuterungen sind, wie auch die Abbildung, sinngemäß aus Hahlbrock Marine Technologie (2012) entnommen und durch eigene Anmerkungen ergänzt.

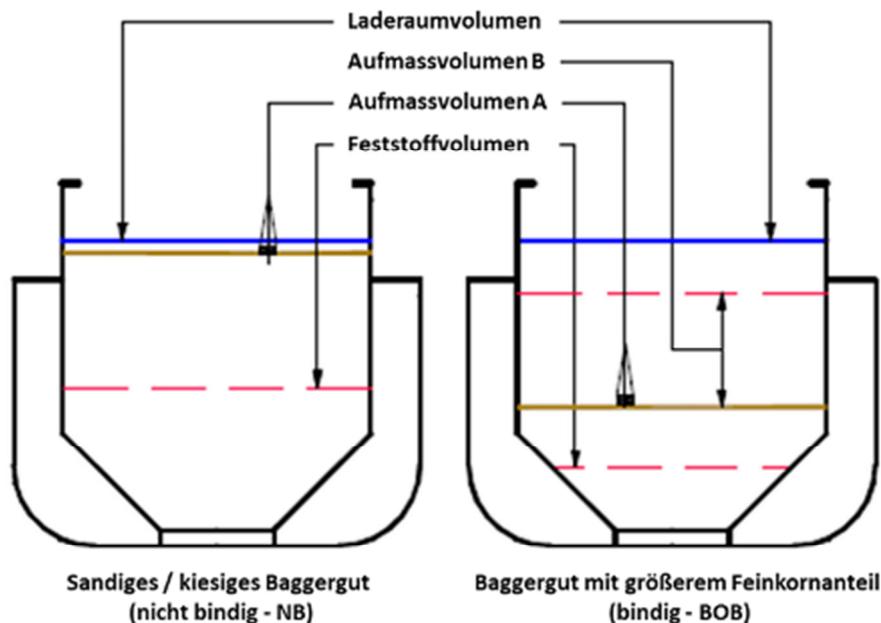


Abbildung 4-1: Definition der Maßeinheiten Aufmaßvolumen und Laderaumvolumen [m^3] in Anlehnung an Hahlbrock Marine Technologie (2012)

Das Laderaumvolumen ist das durch Füllstandmessung errechnete Volumen. Dieses schließt alle in der Ladung vorkommenden Anteile wie Feststoff, Porenwasser, Suspension und eventuell auf der Ladung stehendes Wasser ein. Letzteres ist der Fall bei sandigem bzw. kiesigem Baggergut mit keinen oder nur geringen Feinkornanteilen. Das Aufmaßvolumen setzt sich aus zwei Anteilen zusammen. Das Aufmaßvolumen A erfasst das Feststoffvolumen und das Porenwasservolumen. Dieses wird durch manuelles Aufmaß im Laderaum ermittelt. Das Aufmaßvolumen B beziffert das Feststoffvolumen in Suspension, das über dem Aufmaßvolumen A ansteht. Dazu werden Wasserproben aus dem Laderaum des Hopperbag-

gers entnommen und die Suspensionskonzentration bestimmt. Bei Baggerung von sandigem / kiesigem Baggergut ist das Aufmaßvolumen B gleich Null aufgrund des fehlenden Feinkornanteils, welches in Suspension bleiben kann. Das Aufmaßvolumen ist die Summe aus den Anteilen A und B und ist stets kleiner als das Laderaumvolumen.

Die Angaben in früheren Berichten, wie z. B. BfG (2012 a) sind in m³ Laderaumvolumen angegeben. Tatsächlich handelt es sich bei diesen Zahlen um m³ Aufmaßvolumen. Diese Zahlenangaben zu Volumina können daher bei beiden Berichten unmittelbar miteinander verglichen werden. Mit Einführung von MoNa 2012 wurden diese Begriffe vereinheitlicht, einander angepasst und allgemein definiert.

Das betrachtete Baggergut wird nach BAW (2016) den Homogenbereichen Schlick (schwach bis stark sandiger Schluff nach DIN EN ISO 14688-1) und Sand (überwiegend Fein- und Mittelsand mit unterschiedlichen Anteilen an Feinmaterial, Grobsand und Kies, siehe DIN EN ISO 14688-1) zugeordnet. Dazu werden bei jedem Baggerfeld bei einem Umlauf dem Laderaum des eingesetzten Hopperbaggers Proben entnommen und auf Korngrößenverteilung sowie weitere bodenphysikalische Parameter untersucht.

4.2 Morphologische Untersuchungen

Grundsätzlich ist das zu baggernde Sediment an repräsentativen Probennahmestellen 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 Baggergutmenge steigt. Die Fahrrinne der Tideelbe wird jedoch größtenteils kontinuierlich unterhalten, so dass an derselben Position mehrfach im Jahr frisch abgelagertes Sediment gebaggert wird. Dies ist gleichzusetzen mit der Konzentration einer größeren Baggergutmenge in kleineren Flächen, so dass die erforderliche Anzahl an Probennahmestellen unter der in der GÜBAK genannten Anzahl liegen kann.

Bei einer nachfolgend vorrangig berücksichtigten Probennahme im September 2014 sind alle Sedimentproben in den Baggerabschnitten BA 1 bis BA 3, BA 5, BA 7 (siehe Anlage Kapitel 12.1, Abbildung 12-1) sowie im VSB 686/690 mit Hilfe eines van-Veen-Greifers genommen worden (Abbildung 4-2 a). In den Seitenbereichen stromauf und stromab des VSB 686/690 sind bei mehreren Probennahmekampagnen Sedimentkerne mit Hilfe eines Vibrocokers genommen worden (Abbildung 4-2 b). Alle Sedimentproben wurden als Mischprobe aufbereitet und anschließend im Labor untersucht. Beim Einsatz des van-Veen-Greifers war eine Entnahmetiefe von ca. 20 – 30 cm möglich. Im Gegensatz dazu gelingt mit dem Vibrocoker die Entnahme von bis zu 120 cm langen Sedimentkernen. Die Zerteilung und Untersuchung des Kerns ermöglicht eine tiefengeschichtete und differenzierte Analyse des Aufbaus der Gewässersohle.

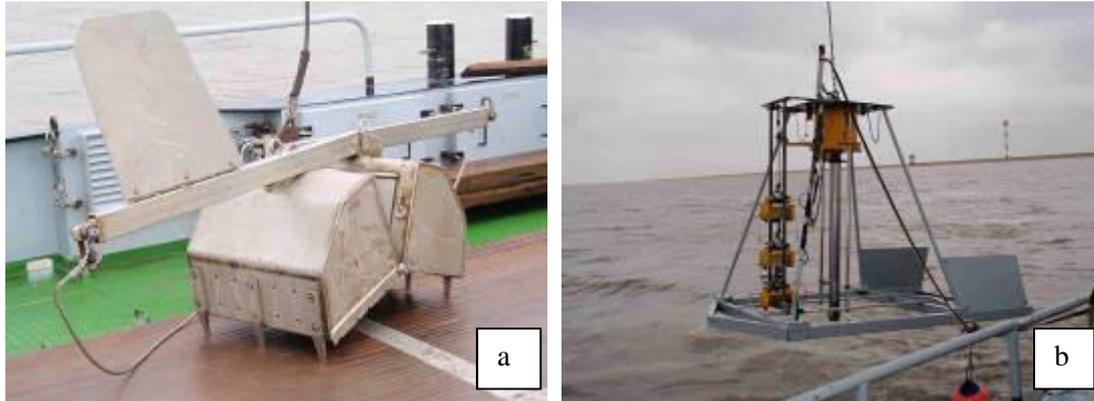


Abbildung 4-2: Eingesetzte Probennahmegerätschaften a) van-Veen-Greifer, b) Vibrocorer für die Entnahme von Sedimentkernen

Im Labor wurde das Probematerial auf Korngrößenzusammensetzung in den in Tabelle 4-1 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 4-1: 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 und Arsen in dieser Fraktion
$> 63 \mu\text{m}$ bis $\leq 125 \mu\text{m}$	feiner Feinsand	Unterteilung Fraktion Feinsand nach GÜBAK nicht erforderlich, jedoch für Zweck morphologischer Betrachtungen analysiert
$> 125 \mu\text{m}$ bis $\leq 200 \mu\text{m}$	grober 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

Die sedimentologischen Eigenschaften des Baggerguts wurden für eine aktualisierte Auswirkungsprognose durch Nutzung von drei Informationsquellen beschrieben. Diese Grundlage setzt sich aus Daten der folgenden Quellen zusammen:

- **Laderaumproben aus dem Hopperbagger:** Die BAW führt kontinuierlich im Auftrag des WSA Cuxhaven Laboruntersuchungen an Sedimentproben durch. Für jedes neue Baggerfeld wird aus dem Laderaum der für die Unterhaltungsbaggerungen in Unter- und Außenelbe eingesetzten Hopperbagger eine repräsentative Probe entnommen. Die aktuellen Ergebnisse sind in BAW (2016) dargestellt;
- **Datenhaltung MoNa:** Auf dem Hopperbagger werden zur betriebstechnischen Überwachung umlaufgenau Daten u.a. zu Sedimentvolumen, -masse und -dichte erfasst und elektronisch an die Datenhaltung MoNa (Monitoring des Nassbaggerbetriebs der WSV) übermittelt. Es wird zwischen bindiger (entsprechend hoher Feinkornanteil) und

nicht-bindiger (entsprechend hoher Grobkornanteil) Ladung unterschieden. Als ein vereinfachtes Kriterium zur Unterscheidung wird eine Grenzdichte (hier $1,5 \text{ t/m}^3$ für Ladungsdichte) definiert;

- **Sedimentproben:** Das potenzielle Baggergut wird zum Zeitpunkt der Probennahme punktuell erfasst und u.a. auf Korngrößenverteilung untersucht. Probennahmen sind zu den Terminen März 2013, März 2015 (nur BA 1 / Sedimentfang) und September 2014 (BA 1, BA 3, BA 5, BA 7 sowie VSB 686/690 und Umgebung) durchgeführt worden. Die Ergebnisse früherer Probennahmen sind in BfG (2012 a) beschrieben;

Einen Hinweis auf die morphologischen Verhältnisse an der Gewässersohle liefern ebenfalls die Daten der Verkehrssicherungspeilungen. Diese geben Aufschluss über die Struktur der Gewässersohle. Strukturlose bzw. strukturarme Oberflächen sind ein Hinweis auf Sedimente mit hohen und daher prägenden Feinkornanteilen. Die Darstellung der Topographie der Gewässersohle in Form einer Schummerungskarte ist eine weitere Methode, um morphologische Strukturen durch Beleuchtung mit einer imaginären Leuchtquelle verbessert sichtbar zu machen.

4.3 Schadstoffuntersuchungen

Baggergut sollte im Rahmen von Baggermaßnahmen nur dann im Gewässer untergebracht werden, wenn es bestimmten Qualitätsanforderungen genügt, die in der GÜBAK festgelegt sind. Nachfolgend werden wichtige Hinweise zur Methodik gegeben, welche Grundlage der qualitativen Beurteilung von Sedimenten auf deren Belastung mit Schadstoffen ist. Anschließend wird die Datengrundlage, die dieser Auswirkungsprognose zugrunde liegt, kurz aufgezeigt.

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, Arsen 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 Unterbringung im Gewässer gegenüber der an Land durchzuführen. Eine Unterbringung 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 Unterbringung nach umfangreicher Abwägung der Auswirkungen einer Unterbringung im Gewässer gegenüber der Landlagerung u. U. möglich.

Datengrundlage

Die Unterbringung von Baggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg in den zentralen VSB 686/690 wird seit 2008 durch ein maßnahmenbezogenes Sediment- und Schadstoffmonitoring begleitet, das die Empfehlungen der „BfG-Systemstudie I“ (BfG 2008) umsetzt. 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 (2010 a) dokumentiert. Die Ergebnisse der Monitoringkampagne im Jahr 2010 wurden in BfG (2012 a) bereits berücksichtigt. Inzwischen wurden weitere Monitoringkampagnen in den Jahren 2012 und 2014 durchgeführt, die Ergebnisse hierzu werden im Folgenden dargestellt und bewertet (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Datengrundlage der GÜBAK bzw. Auswirkungsprognose zur VSB 686/690

Verbringstellenbereich (Greifer)	Baggerabschnitte (Greifer)	Kerne VSB und Umgebung	Sedimentfang (Greifer + Kerne)
2012	2014	2012	2013 - 2015
2014		2014	
HH-Hafen + Hafenzufahrten (Kerne)	DMS Wedel (Sedimentationsbecken monatlich)	DMS Bützfleth (Greifer)	DMS Brunsbüttel (Greifer)
2005 - 2009	2011 - 2015	2011 - 2013	2011 - 2013
2014/2015			

Um die Entwicklung der Schadstoffbelastung in den Baggerabschnitten und im Verbringbereich besser beurteilen zu können, wurden die Ergebnisse der in Tabelle 4-2 aufgeführten Probennahmen den aktuellen Werten der regionalen Belastung (Dauermessstellen (DMS) Wedel, Bützfleth und Brunsbüttel) gegenübergestellt und zusätzlich mit vorangegangenen Untersuchungen verglichen (Baggerabschnitte: 2002, 2005 und 2010; Sedimentfang: 2008-2012; VSB 686/690: 2008, 2009 und 2010). Für die Berechnungen der Schadstofffrachten aus den BA 1 - 3 in der Auswirkungsprognose wurden die tatsächlich verbrachten Baggergutmengen (bindiges Baggergut) dieser Baggerabschnitte der Jahre 2012-2014 und eine angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m³ (bindiges Baggergut) verwendet. Für die Jahre 2012-2014 wurden jeweils die mittleren Schadstoffkonzentrationen der einzelnen Jahre aus dem Sedimentfang verwendet. Für die angenommene Baggergutmenge wurde für die Berechnung bei mittleren bis hohen Zuflüssen der Schadstoffmittelwert der Jahre 2012 - 2014 der Sedimente aus dem Sedimentfang eingesetzt und für die Situation mit niedrigen Zuflüssen der Mittelwert der Schadstoffbelastung im Sedimentfang aus dem Jahr 2015, da dies ein Jahr mit niedrigen Zuflüssen widerspiegelt.

4.4 Ökotoxikologische Untersuchungen

Um eine nachteilige Beeinträchtigung der Umwelt bei der Handhabung von Baggergut zu vermeiden und um einer Verschlechterung der Ist-Situation an einem möglichen Verbringungsort entgegenzuwirken, erfolgt entsprechend den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut (HABAB-WSV und GÜBAK) im Vorfeld einer Baggergutverbringung eine Gefährdungsabschätzung. Neben analytischen Untersuchungen des Baggerguts zu den enthaltenen Schadstoffbelastungen erfolgen hierbei auch ökotoxikologische Untersuchungen zur Erfassung und Charakterisierung des Belastungspotenzials, das von den Sedimenten ausgehen kann. Dabei werden Bioteste mit Testspezies unterschiedlicher Trophieebenen herangezogen, um so die Belastungspotenziale gegenüber typischen Vertretern einer modellhaften aquatischen Lebensgemeinschaft zu charakterisieren. Über das ökotoxikologische Wirkpotenzial von Sedimenten und Baggergut und die Erfassung der integralen Belastung durch Schadstoffe können auch Schadstoffbelastungen festgestellt werden, die durch die expliziten chemischen Analysen nicht erfasst werden.

Richtlinien, angewandte Normen und Methoden

Die ökotoxikologischen Wirkungen der Sedimente aus dem Bereich der Tideelbe wurden gemäß der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut (HABAB 2000 und GÜBAK 2009) und dem BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" (BfG 2011 b) untersucht.

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

Limnische Biotestpalette

- Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2
Toxizitätstest mit flüssig getrockneten Bakterien *Aliivibrio fischeri*,
- Grünalgentest nach DIN 38412 Teil 33
Zellvermehrungshemmtest mit der limnischen Alge *Desmodesmus subspicatus*,
- Daphnientest nach DIN 38412 Teil 30
Akuter Toxizitätstest mit dem Kleinkrebs *Daphnia magna*.

Marine Biotestpalette

- Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 (Annex D)
Toxizitätstest mit flüssig getrockneten Bakterien *Aliivibrio fischeri*,
- Mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253
Zellvermehrungshemmtest mit der marinen Alge *Phaeodactylum tricornutum*,
- Amphipodentest nach ISO 16712
Sedimentkontakttest mit dem marinen Kleinkrebs *Corophium volutator*.

Die Abschätzung des Toxizitätspotenzials der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten der untersuchten Proben erfolgt mittels aus den Sedimenten gewonnenen Porenwässern und Eluat. Die Erstellung und Gewinnung geschieht gemäß BfG-Merkblatt. Ökotoxikologische Untersuchungen und chemische Schadstoffanalysen wurden am selben Probenmaterial durchgeführt. Zur Überprüfung und zur Einhaltung der in den Normen geforderten Testbedingungen wurden im Testgut physikalische und chemische Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Salzgehalt und Nährstoffkonzentration (Ammonium-N) bestimmt.

Die ökotoxikologischen Untersuchungen erfolgten durch ein extern beauftragtes Labor, qualitätssichernde Untersuchungen wurden parallel im Ökotoxikologischen Labor der BfG durchgeführt.

Bewertungsgrundlage für die Ökotoxikologie

Zur Charakterisierung der von einer Umweltprobe auf einen Modellorganismus ausgehenden Toxizität dient gemäß den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut der pT-Wert (*potentia toxicologiae* = toxikologischer Exponent). Er ist der negative binäre Logarithmus des ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsfaktors in einer Verdünnungsreihe mit dem Verdünnungsfaktor 2. Der pT-Wert gibt an, wievielfach eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt (Krebs 1988, 2000).

Der pT-Wert ermöglicht eine zahlenmäßige und nach oben hin offene gewässertoxikologische Kennzeichnung. Mit Hilfe dieser Ökotoxizitätsskala ist es möglich, eine Probe leicht verständlich und quantifiziert zu charakterisieren. Ausschlaggebend für die Einstufung von Sedimenten und Baggergut in die zur Bewertung herangezogene Toxizitätsklasse ist der pT-Wert des empfindlichsten Testsystems innerhalb einer Testpalette verschiedener aber gleichrangiger Biotestverfahren. Die vom höchsten pT-Wert (pT_{max}-Wert) abgeleitete Toxizitätsklasse wird in römischen Zahlen angegeben und ist auf 7 Toxizitätsklassen begrenzt. Alle pT_{max}-Werte größer 6 sind der höchsten Toxizitätsklasse VI zuzuordnen (Krebs 2001, 2005). Die ermittelten Toxizitätsklassen werden in Bezug auf die Handhabung

von Baggergut den Handhabungskategorien "nicht belastet/unbedenklich belastet", "kritisch belastet" und "gefährlich belastet" zugeordnet. Die in Tabelle 4-3 angegebene Farbkodierung kennzeichnet die ermittelten Handhabungskategorien in Tabellen und graphischen Darstellungen.

**Tabelle 4-3: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach GÜBAK (ANONYMUS 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

5 Hydrologie

Die Hydrologie der Tideelbe ist geprägt von den astronomischen Gezeiten, dem Oberwasserabfluss am Wehr in Geesthacht und dem Windstau in der Deutschen Bucht. Im Bereich der Brackwasserzone kommt die dichtegetriebene Dynamik hinzu.

Eine umfangreiche Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse der Tideelbe ist in Böhlich und Strotmann (2008) zu finden. Demnach wird die ursprünglich fast sinusförmige Tidewelle von der Nordsee auf dem Weg zum Wehr verformt. Während der Flut wird die Steigung der Tidekurve steiler je weiter diese sich in Richtung Wehr bewegt, im Umkehrschluss wird während Ebbe die Steigung zunehmend geringer. Der Einfluss von Wind oder Sturm aus nordwestlicher Richtung führt zu einer erheblichen Zunahme des Tidehochwassers an der Elbe. Wind oder Sturm aus dem Osten führt auch zu erheblichen Veränderungen des Wasserstandes, dieses kann bei Niedrigwasser für die Navigation zu Behinderungen führen (Böhlich und Strotmann, 2008).

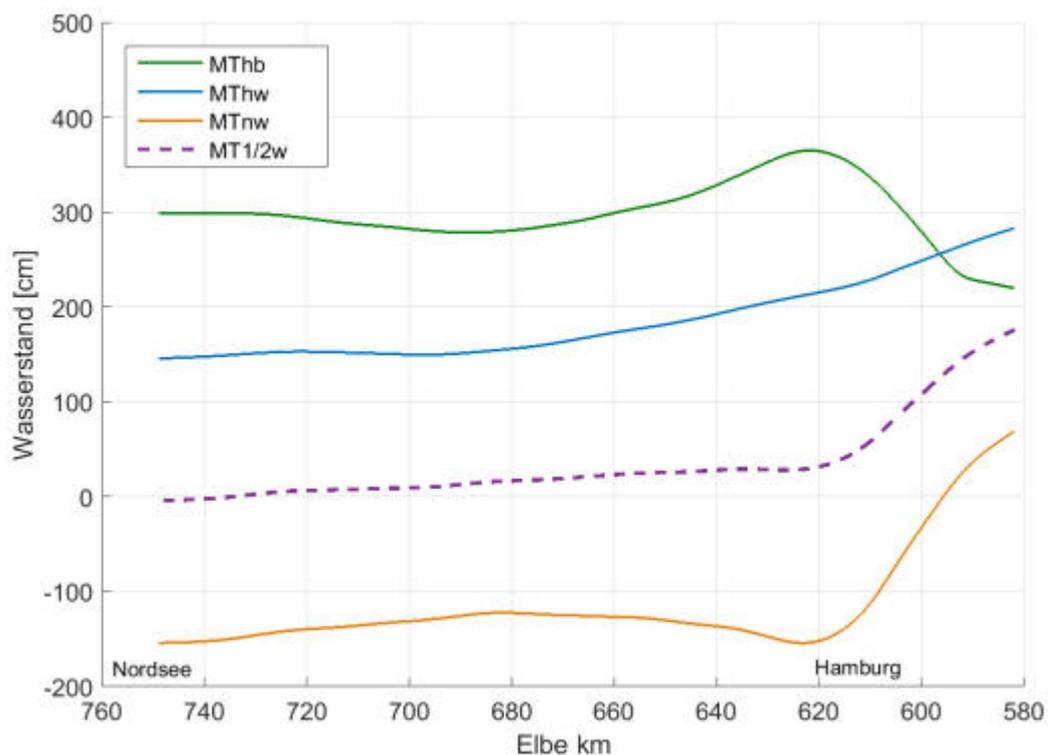


Abbildung 5-1: Longitudinaler Verlauf der mittleren Tidekennwerte in der Tideelbe aus Pegelmessungen.

Medianwert der Jahresmittelwerte der gewässerkundlichen Jahre 1995 bis 2013. Grundlage sind die Pegel: Geesthacht, Altengamme, Drennhausen, Zollenspieker, Over, Bunthaus, Hamburg St.Pauli, Cranz, Blankenese, Schulau, Lühort, Hetlingen, Stadersand, Grauerort, Kollmar, Krautsand, Glückstadt, Brokdorf, Brunsbüttel, Osteriff, Otterndorf, Cuxhaven Steubenhöft, Mittelgrund, Scharhörn. Datenquelle: WSA Hamburg, WSA Cuxhaven, HPA Hamburg, Gewässerkundliche Jahrbücher.

Abbildung 5-1 zeigt den longitudinalen Verlauf verschiedener Tidekennwerte in der Tideelbe als Median über einen aktuellen Nodaltidezyklus (etwa 19 Jahre). Das mittlere Tidehochwasser (MThw) und das mittlere Tidehalbwasser ($MT_{1/2w}$) nehmen von der Nordsee bis zum Wehr kontinuierlich zu. Während das MThw gleichmäßig zunimmt, nimmt das $MT_{1/2w}$ bis Elbe-km 620 nur wenig zu, auf den letzten 50 km bis zum Wehr steigt es jedoch noch einmal um 1,5 m an.

Das mittlere Tideniedrigwasser (MTnw) nimmt von der Mündung bis Elbe-km 680 um 30 cm zu, fällt dann aber bis Elbe-km 620 wieder um 40 cm ab um dann um etwa 2 m bis zum Wehr anzusteigen. Der Tidenhub an der Mündung beträgt etwa 3 m. Der longitudinale Verlauf des mittleren Tidenhubes entlang der Tideelbe ist entsprechend des Verlaufs von MThw und MTnw komplex und nimmt trotz der Konvergenz im Mündungsbereich zunächst um etwa 20 cm leicht ab um dann zwischen Elbe-km 680 und Elbe-km 620 auf bis über 3,5 m anzusteigen. Am Wehr in Geesthacht beträgt der Tidenhub immerhin noch etwa 2,2 m.

Der oben gezeigte longitudinale Verlauf des Tidenhubes lässt sich möglicherweise nicht nur durch Dämpfung und durch Reibung, sowie Amplifikation durch Konvergenz erklären, sondern nach Eichweber und Lange auch durch die Überlagerung von einlaufender und reflektierter Welle der dominierenden halbtägigen Mondgezeit (M_2) (Eichweber & Lange, 1996, 1998). Die Länge des Elbeästuars entspricht dabei etwas weniger als der Wellenlänge der dominierenden Gezeit, wodurch die Laufzeit der Gezeitenwelle zwischen Eintritt in und Rückkehr aus dem Ästuar etwa gleich groß ist wie der Zeitabstand zweier aufeinanderfolgender Hochwasserstände (12 Stunden und 25 Minuten).

Modellexperimente von Rolinski und Eichweber (2000), sowie Hein et al. (2014 a) bestätigen grundsätzlich diese Form der Überlagerung. Indem die halbtägige Gezeit sich mit ihren eigenen Obertiden überlagert, kommt es nicht nur zu einer Zunahme des Tidenhubes, sondern gleichzeitig auch zu einer Deformation der Gezeitenwelle. Entsprechend der unterschiedlichen, sich überlagernden Prozesse ändert sich die Dynamik entlang der Tideelbe.

Hein et al. (2015) beschreiben die Dynamik der hydrologischen Prozesse entlang der Tideelbe während eines mittleren Tidezyklus. Dazu wurden Messdaten der Messstationen D1, D2, D3 und D4 über die Jahre 1998 bis 2013 gemittelt. Die Messstationen liegen bei Elbe-km 642, 651, 662 sowie 676. Es wurden Strömungsgeschwindigkeiten und Salzgehalte ausgewertet. Daraus entnommen zeigt Abbildung 5-2 die Strömungsgeschwindigkeiten über den mittleren Tidezyklus.

Die Asymmetrie der Tidekurve bildet sich auch in den Strömungen ab. Die Flutstromgeschwindigkeiten sind größer als die Ebbestromgeschwindigkeiten. Zu erkennen ist auch die Abweichung von einer einfachen Sinuskurve. Durch die Überlagerung der halbtägigen Mondgezeit mit Ihren Obertiden ergibt sich ein „Bauch“, dieser ist etwa ein bis zwei Stunden nach der maximalen Flutstromgeschwindigkeit gut zu sehen. Es zeigt sich auch: Die Form der Tidekurve ist an jedem Ort entlang der Tideelbe ein wenig anders ausgeprägt.

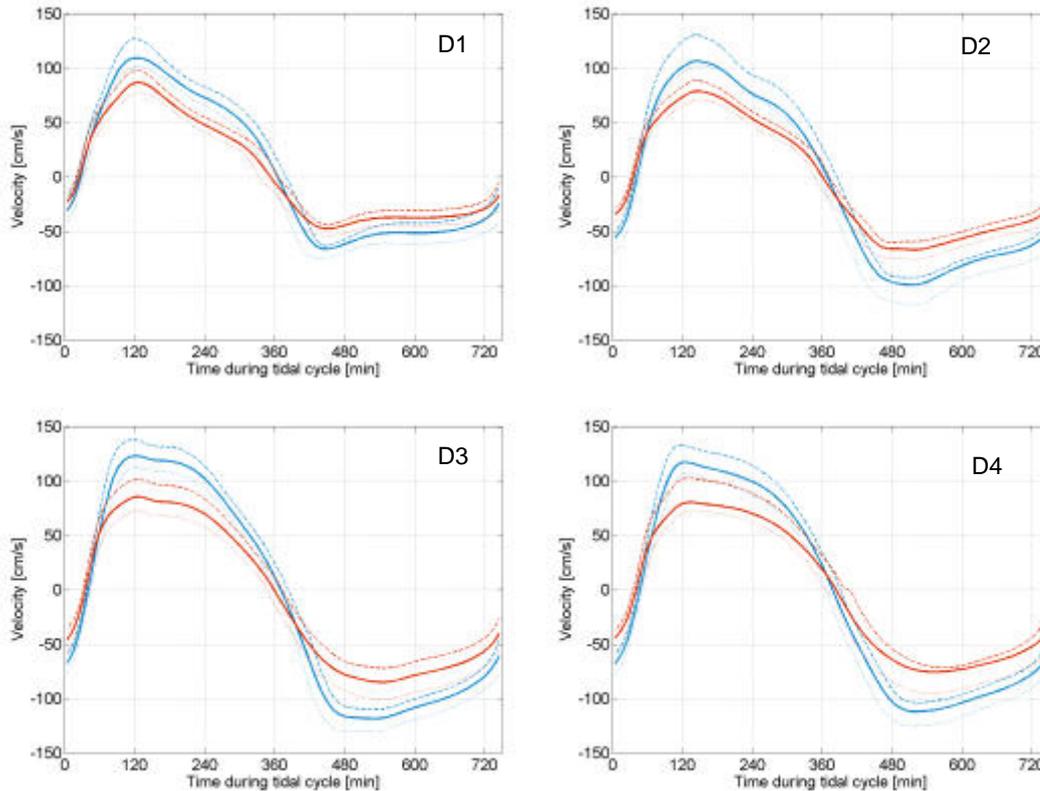


Abbildung 5-2: Mittlere Strömungsgeschwindigkeiten über den Tidezyklus an den Messstationen D1(Elbe-km 642), D2 (Elbe-km 651), D3 (Elbe-km 662), D4 (Elbe-km 676).

Blaue Linien beschreiben Strömungsgeschwindigkeiten nahe der Oberfläche, rote Linien beschreiben Strömungsgeschwindigkeiten nahe der Gewässersohle. Die gestrichelten Linien sind jeweils die 95 % Konfidenzintervalle.

Der Oberwasserabfluss (Referenzpegel für die Tideelbe ist Neu-Darchau) ist ein wichtiger Einflussfaktor auf weitere Prozesse. Von hier aus benötigt ein Wasserkörper noch etwa einen Tag, bis er am Wehr in Geesthacht in den tidebeeinflussten Bereich eintritt. Der Oberwasserabfluss bewirkt einen mittleren tiefen- und breitengemittelten Transport des gesamten Wasserkörpers in Richtung Mündung. Die durchschnittliche Verweildauer eines Wasserkörpers zwischen Wehr und Mündung beträgt dabei fast einen Monat, gleichzeitig lassen sich Tidewege von bis zu 20 km berechnen (Hein et al 2014 b). Beides zusammen führt zu einer hohen Dispersion einzelner Wasserkörper des Oberwasserabflusses in der Tideelbe.

Zusätzlich hat das Frischwasser des Oberwasserabflusses eine geringere Dichte als das Seewasser in der Deutschen Bucht. Dieser Eintrag von potenzieller Energie erzeugt im Bereich der Brackwasserzone, also des Übergangsbereichs zwischen Frisch- und Seewasser, eine dichtegetriebene Strömung. Der Salzgehalt in der Tideelbe reicht von Frischwasser (der Salzgehalt im Oberwasserabfluss beträgt im Mittel etwa 0,4 bis 0,5 PSU) bis zu typischem frischwasserbeeinflussten Meerwasser mit einem Salzgehalt von bis zu 32 PSU in der Deutschen Bucht.

Die Lage und Ausdehnung der Brackwasserzone wird durch das Volumen des Frischwassereintrages, durch das Tidemittelwasser und vom Tidenhub bestimmt (Böhlich und Strotmann 2008). Unter durchschnittlichen Bedingungen erstreckt sich die Brackwasserzone

zwischen Elbe-km 660 und Elbe-km 680. Bei einem langanhaltend niedrigen Oberwasserabfluss bewegt sich die obere Grenze der Brackwasserzone stromaufwärts bis Elbe-km 645 (Bergemann, 1995).

Hein et al. (2015) beschreibt auch die dichtegetriebenen hydrologischen Prozesse der oberen Brackwasserzone auf Basis eines mittleren Tidezyklus und unter Verwendung der Messstationen D1, D2, D3 und D4. Bei Tidehochwasser lässt sich ein Einfluss des Meerwassers bis Elbe-km 642 nachweisen und bestätigt damit die Angaben von Bergemann (1995). Insbesondere in der Zeitspanne während und nach dem Flutkenterpunkt ist eine signifikante Schichtung des Wasserkörpers zu beobachten. Dichtegetriebene Strömungen führen hierbei zum Schichtungsabbau und als Gegenspieler sind es die Gezeitenströmungen die die Wassersäule wieder vertikal durchmischen. Hydrologisch ist dies ein fortlaufender Kreislauf zwischen potenzieller und kinetischer Energie (Abbildung 5-3).

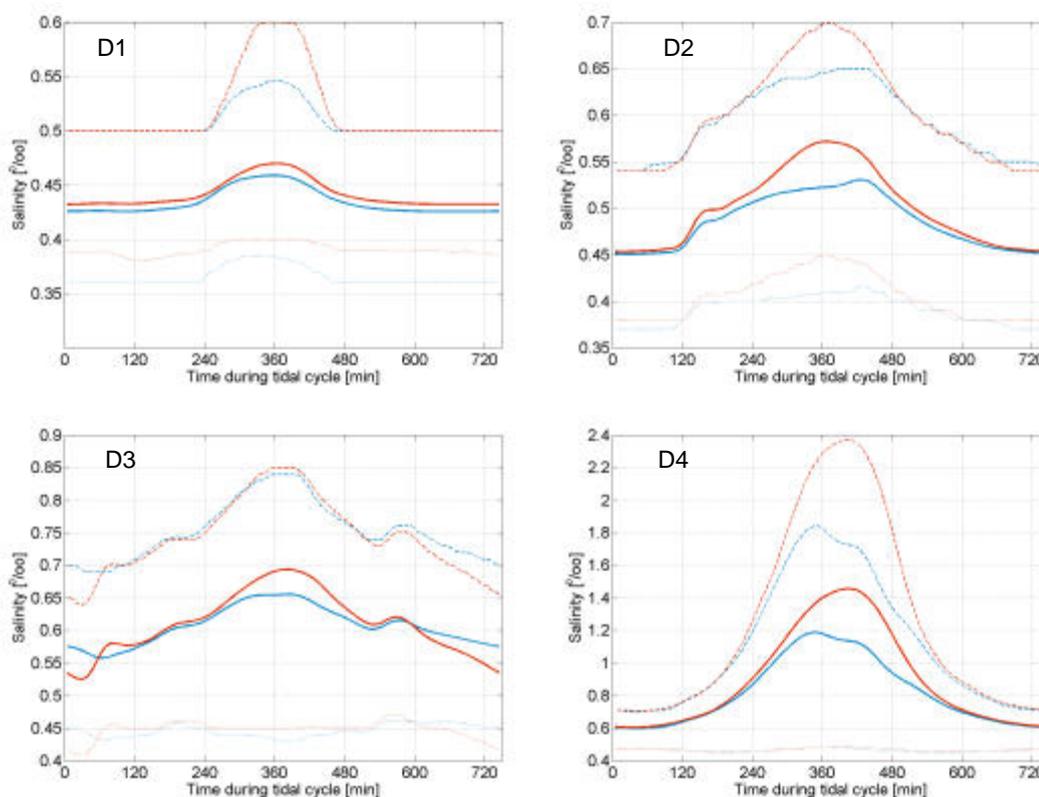


Abbildung 5-3: Mittlere Salzgehalte über den Tidezyklus an den Messstationen D1(Elbe-km 642), D2 (Elbe-km 651), D3 (Elbe-km 662), D4 (Elbe-km 676).

Blaue Linien beschreiben Salzgehalte nahe der Oberfläche, rote Linien beschreiben Salzgehalte nahe der Gewässersohle. Die gestrichelten Linien sind jeweils die 95 % Konfidenzintervalle.

Da der Oberwasserabfluss ein wichtiger Einflussfaktor auf die Prozesse ist, wird das hydrologische Regime des Oberwasserabflusses seit 1903 in der nachfolgenden Abbildung 5-4 mittels der jährlichen Verteilungsfunktionen von Tagesabflusswerten dargestellt. Der mittlere Abfluss (MQ) in die Tideelbe beträgt demnach $MQ = 702 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, wegen der Schiefe der statischen Verteilung des Abflusses liegt der Median (ZQ) des Abflusses bei $ZQ = 577 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, also wesentlich niedriger als der MQ. Der MQ für die Betrachtungszeitspanne 2009 bis 2015 liegt mit $MQ_{2009-2015} = 763 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ etwa 10 % über dem Durchschnitt, der ZQ

für die Betrachtungszeitspanne liegt mit $ZQ_{2009-2015} = 603 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ etwa 5 % über dem Durchschnitt. Es traten in der Betrachtungszeitspanne zwei Hochwasserereignisse auf, mit einem im Sommer 2013 neuem historischen Hochwasser ($\text{HHQ} = 4071 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

Abbildung 5-4 zeigt die einzelnen Verteilungen für die verschiedenen gewässerkundlichen Abflussjahre. Das Jahr 2012 ist am ehesten als typisch anzusehen, 2010, 2011 und 2013 sind Jahre mit erhöhtem Abfluss, insbesondere fehlen hier längere Zeiten mit niedrigem Abfluss. Für die letzte Dekade stellt das extreme Hochwasser im Juni 2013 einen Schnitt dar, seit diesem Hochwasser ist die Elbe durch ein geringes Abflussgeschehen geprägt, es fehlen vor allem typische längere Zeitspannen mit Abflüssen über $1000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Abbildung 5-4, Abbildung 5-5).

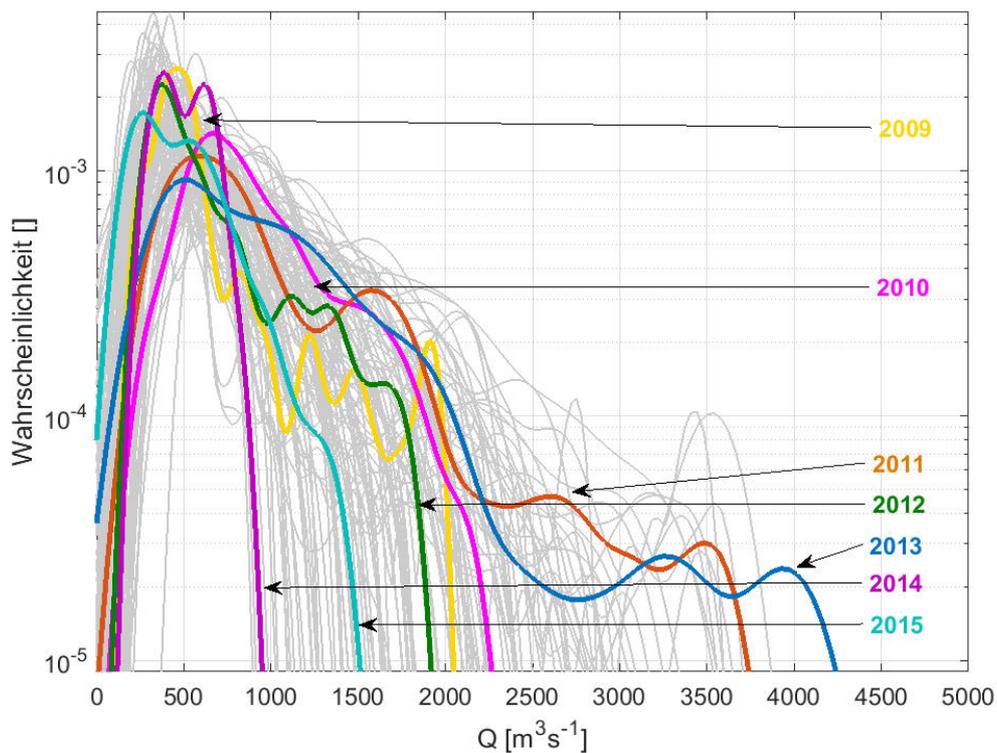


Abbildung 5-4: Abfluss am Pegel Neu Darchau, als jährliche Verteilungsfunktionen der Jahre 1903 - 2015.

Die Zeitspanne 1903 bis 2008 ist in grau dargestellt. Die Farben für die Jahre 2009 bis 2015 sind der Legende zu entnehmen.

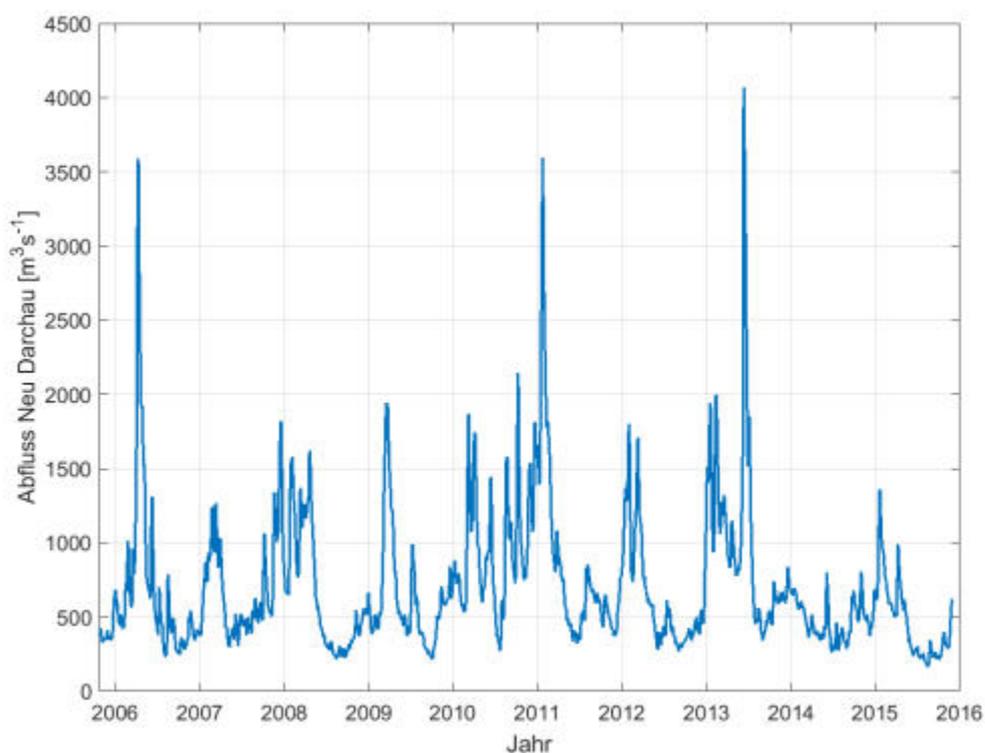


Abbildung 5-5: Abfluss am Pegel Neu Darchau für die gewässerkundlichen Jahre 2006 bis 2015.

Der Oberwasserabfluss nimmt Einfluss auf die Lage der Brackwasserzone und die Entwicklung der Schwebstoffkonzentrationen in dieser Zone, die Intensität des Stromauftransports von Schwebstoffen (auch als Tidal Pumping Effekt bezeichnet) und zuletzt auch auf die Baggermengenentwicklung und Schadstoffbelastung der Sedimente. Der gegenwärtige Stand des Wissens über das System ist z. B. in BfG (2014 a) und BAW (2012) erläutert. Langfristig sind die Form der Tidekurve, die Ausdehnung von Wattflächen sowie stromauf oder stromab gerichtete Sedimentbewegungen durch Wechselwirkungen verbunden.

6 Untersuchungsergebnisse Baggergut und Baggerabschnitte

Der Amtsbereich des WSA Hamburg gliedert sich in zehn **BaggerAbschnitte (BA)**². Eine Übersicht über die gebaggerten Mengen im Zeitraum 2006 bis 2015 ist in Abbildung 6-1 dargestellt. Zum Zeitpunkt der Berichterstattung lagen vollständige und geprüfte Angaben zu den Baggergutmengen bis einschließlich des Jahres 2015 vor. Seit 2008/2009 wird Baggergut aus den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 8 (Wischhafen) ausschließlich auf Stellen innerhalb des VSB 686/690 untergebracht. Baggergut aus BA 9 (Freiburg) wurde nur teilweise auf Stellen innerhalb des VSB 686/690 untergebracht, die anderen Anteile wie auch das gesamte im BA 10 (Scheelenkuhlen) anfallende Baggergut werden revierübergreifend weiter stromab auf Stellen im Amtsbereich des WSA Cuxhaven untergebracht.

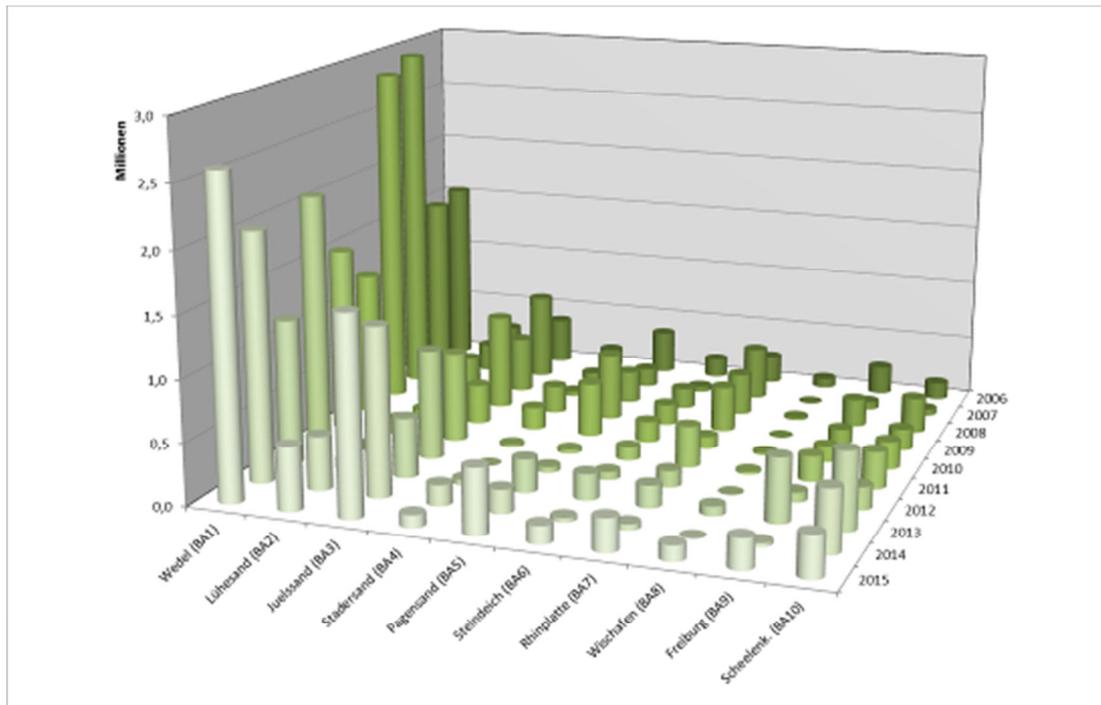


Abbildung 6-1: Baggergutmengen (Hopper, in m³ Aufmaßvolumen) zur Unterbringung im Amtsbereich des WSA Hamburg
Zeitraum 2006 bis 2015, Datenquelle: WSA Hamburg

Der durchgehend mengenstärkste Baggerabschnitt ist BA 1 (Wedel), gefolgt von BA 3 (Juelssand). In beiden Bereichen werden überwiegend Feinsedimente gebaggert und mit durchschnittlich 3 Mio. m³ fallen hier fast 70 % der im Amtsbereich des WSA Hamburg gebaggerten Sedimentmengen an (Bezugszeitraum 2009 – 2015). Im dazwischen liegenden BA 2 (Lühesand) fallen in den unmittelbaren Übergangsbereichen zu den BA 1 (hier auf

² Eine Übersichtskarte der Tideelbe der genannten Baggerabschnitte ist diesem Bericht im Anhang beigelegt (Kap. 12.1, Abbildung 12-1).

Seite des roten Tonnenstrichs) und BA 3 (hier auf Seite des grünen Tonnenstrichs) ebenfalls Baggergutmengen mit einem hohen Feinkornanteil an. In der Reststrecke von BA 2 werden überwiegend sandige Sedimente jedoch nur in geringen Mengen gebaggert. In BfG (2015 a) werden diese sandigen Mengen auf wenige Zehntausende Kubikmeter pro Jahr abgeschätzt. Mit der Einführung des Systems MoNa (Monitoring Nassbaggergut³) im Jahr 2012 und der in BfG (2015 a) erstmals durchgeführten gewässerkundlichen Auswertung der in MoNa abgelegten Datenbestände für den Amtsbereich WSA Hamburg konnte für diese Baggerabschnitte gegenüber früheren Berichten (z. B. BfG 2012 a) eine verbesserte Abschätzung für die Baggergutmengen durchgeführt werden. Im Ergebnis kann nun das Baggergut anhand der Korngrößenzusammensetzung in zwei Kategorien unterschieden werden: Die erste Kategorie ist eindeutig charakterisiert durch einen hohen Anteil an Feinkorn (Feinmaterial, in MoNa klassifiziert als bindiges Baggergut - BOB). Die zweite Kategorie ist eindeutig charakterisiert durch einen hohen Sandanteil (i. A. mit 90 Gew.-% in der Fraktion > 63 µm, in MoNa klassifiziert als nicht-bindiges Baggergut – NB).

Die WSV-seitig geführte langjährige Baggergutstatistik hat bislang nicht zwischen bindigem und nicht-bindigem Baggergut unterschieden. Neben BA 2 ist auch bekannt, dass in den BA 5 und BA 7 sowohl größere Mengen an bindigem Feinmaterial und nicht-bindigen Sedimenten gebaggert werden. Neuere Auswertungen in BfG (2015 a) schätzen, dass es sich im langjährigen Durchschnitt in BA 5 bei 25 % des Baggerguts und in BA 7 bei 40 % des Baggerguts um bindige Sedimente handelt.

Im BA 1 wird seit Juni 2008 ein Sedimentfang vor Wedel betrieben. Die Ergebnisse eines mehrjährigen Sedimentfangmonitorings sind in BfG (2012 b) zusammengefasst. Die Baggergutmengen differenziert nach erstmaliger Herstellung in 2008 und 2009 (siehe BfG 2012 b), der jährlich im März bis April durchgeführten Unterhaltung des Sedimentfangs sowie die im weiteren Verlauf eines Jahres kurzfristigen zur Unterhaltung der Fahrwassertiefe erforderlichen Baggerungen sind nochmals in der folgenden Abbildung 6-2 dargestellt.

³ MoNa ist WSV-seitig zur verbesserten Abrechnung und vollautomatischen Erfassung der beauftragten Baggerleistungen sowie entsprechender Baggerparameter entwickelt und eingeführt worden.

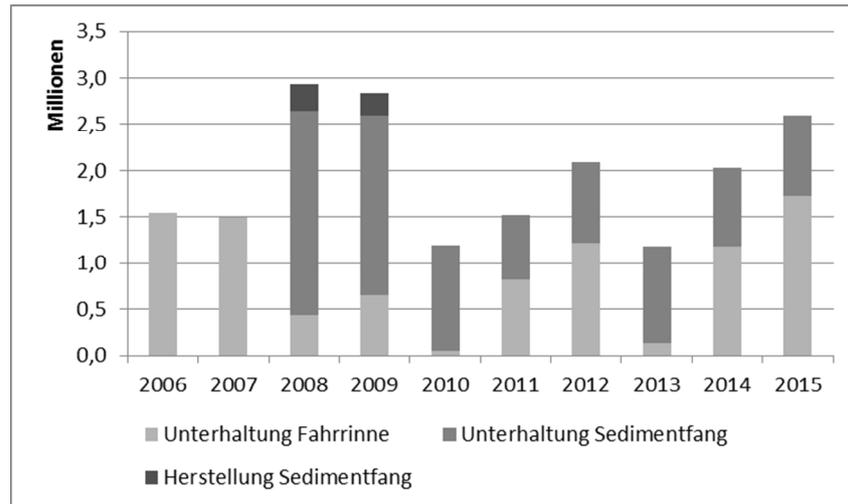


Abbildung 6-2: Baggergutmengenentwicklung in BA 1 (Wedel) mit Sedimentfang ab 2008

Der Sedimentfang funktioniert als ein zusätzlicher Sedimentationsraum unterhalb der nautischen Sohle und kann daher den Umfang kurzfristiger und nautisch erforderlicher Baggerungen zur Unterhaltung der Fahrrinne deutlich verringern. Seit der Inbetriebnahme des Sedimentfangs bei Wedel sind die Baggergutmengen, die in BA 1 zur Unterhaltung der nautischen Sohle (Fahrrinne) im Zeitraum nach der jährlichen Unterhaltung des Sedimentfangs im März und April gebaggert werden, zurückgegangen (siehe BfG 2012 b). Erstmals in 2015 übersteigen die Mengen (siehe „Unterhaltung Fahrrinne“ in Abbildung 6-2) das Niveau der früheren Jahre 2006 und 2007, wobei es sich bei 2015 um ein Jahr mit überdurchschnittlich hohen Mengen an schlickigem Baggergut gehandelt hat (vgl. Abbildung 6-1, dort BA 2, 3 und 5).

Fokusgebiete für die Beprobung der Sohlsedimente, z. B. im Rahmen eines Überwachungsprogramms wie in BfG (2012 a) beschrieben, sind sowohl die Verbringstellen als auch die Baggerschwerpunkte. Zuletzt hat eine Probennahme aller Bereiche im September 2014 stattgefunden, der BA 1 inklusive Sedimentfang ist im März 2015 erneut beprobt worden. Eine Beschreibung des bindigen Baggerguts anhand seiner Korngrößenverteilung, erfolgt in den Kapiteln 6.1.1 (BA 1), 6.2.1 (BA 3), 6.3.1 (BA 5) und 6.4.1 (BA 7).

In den übrigen Baggerabschnitten werden überwiegend sandige und damit nicht-bindige Sedimente gebaggert. Diese Mengen sind gegenüber den bindigen Feinmaterialmengen vergleichsweise gering. Die Entwicklung der mittleren Jahresmengen an sandigem Baggergut separat für jeden Baggerabschnitt ist in Abbildung 6-3 dargestellt.

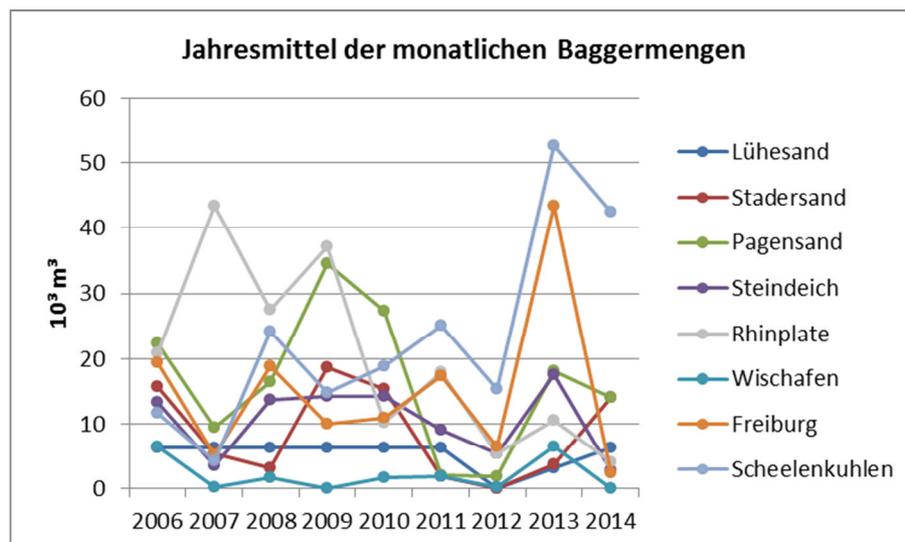


Abbildung 6-3: Jahresmittelwerte der sandigen Baggermengen im Amtsbereich WSA Hamburg (BfG 2015 a)

Hauptbaggerschwerpunkt im Amtsbereich des WSA Hamburg für sandige Sedimente ist der BA 10 (Scheelenkuhlen). Hier sind in den letzten Jahren größere Mengen an sandigem Baggergut angefallen, Es fielen im August und Oktober 2013 im BA 10 jeweils über 200.000 m³ an, im November wurden im BA 9 ebenfalls über 200.000 m³ überwiegend sandiges Sediment gebaggert.

Da sich der VSB 686/690 innerhalb des BA 10 befindet, sind die dort anfallenden Baggergutmengen zum großen Teil auf die Unterbringung von Baggergut aus den stromauf gelegenen Baggerabschnitten im VSB 686/690 zurückzuführen (siehe Kap. 7.1.1.1). Das in BA 10 anfallende Unterhaltungsbaggergut wird nicht im VSB 686/690 sondern weiter stromab auf andere Stellen im Amtsbereich des WSA Cuxhaven untergebracht. Teilweise wird auch das Baggergut aus BA 9 auf Stellen im Amtsbereich des WSA Cuxhaven untergebracht.

Für sandige Sedimente wird zurzeit am WSA Hamburg die Strategie einer ortsnahen Unterbringung des Baggergutes erarbeitet. Es soll eine Entlastung der Verbringstellen im VSB 686/690 erreicht werden, um damit den zuletzt in den BA 9 und BA 10 gestiegenen Baggergutmengen entgegenzuwirken. Eine vom WSA Hamburg beauftragte Auswirkungsprognose nach HABAB hat zehn potenzielle Verbringstellen im gesamten Amtsbereich zwischen Elbe-km 644 und 682 betrachtet (siehe BfG 2015 a). Damit wird es zukünftig möglich sein, anstelle weiter stromab im VSB 686/690 sandiges Baggergut ortsnah auf eine dieser Stellen unterzubringen. Es soll aber weiterhin möglich sein, sandiges Baggergut auf Stellen im VSB 686/690 unterzubringen.

Untersuchungen des Sandhaushaltes und der residuellen Sandtransporte im inneren Ästuar⁴ haben gezeigt, dass die derzeitige Praxis der Unterbringung auch des grobkörnigen Bagger-

⁴ Bezeichnet ist hier das Elbeästuar stromauf von Brunsbüttel

gutes aus dem gesamten Amtsbereich des WSA Hamburg weit stromab auf Stellen im VSB 686/690 einen andauernden Verlust mittel- und grobsandiger Sedimente bedeutet. Mit Hilfe der Möglichkeit einer ortsnahen Unterbringung der sandigen Sedimente soll zukünftig eine Stützung des Sandhaushaltes durch Minimierung des Verlustes an sandigen Sedimenten im inneren Ästuar erreicht werden (siehe BfG 2015 a).

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

Der BA 1 ist ein Baggerschwerpunkt für Feinsedimente. Dieser liegt stromab von Elbe-km 642 und erstreckt sich über die gesamte Breite der Fahrrinne. Die Umrissgeometrie des Sedimentfangs vor Wedel erfasst diesen Baggerschwerpunkt beinahe vollständig (siehe Abbildung 6-4).

Der Baggerschwerpunkt reicht in Richtung stromab bis in den BA 2 (Lühesand), dort jedoch nur bis etwa Elbe-km 645 auf der Seite des roten Tonnenstrichs. Für das in diesem Übergangsbereich zu BA 2 anfallende Baggergut werden vergleichbare Sedimenteigenschaften wie für den BA 1 angenommen, da diese demselben Sedimentationsgeschehen entstammen. Abbildung 6-4 zeigt auch die Intensität der Hopperbaggerung zur Unterhaltung der Fahrwassertiefen in BA 1 (durchschnittliche Verhältnisse in den Jahren 2010 bis 2015) wobei die Unterhaltungsbaggermengen zur Räumung des Sedimentfangs nicht enthalten sind (nur Betrachtung der Verkehrssicherungsmengen).

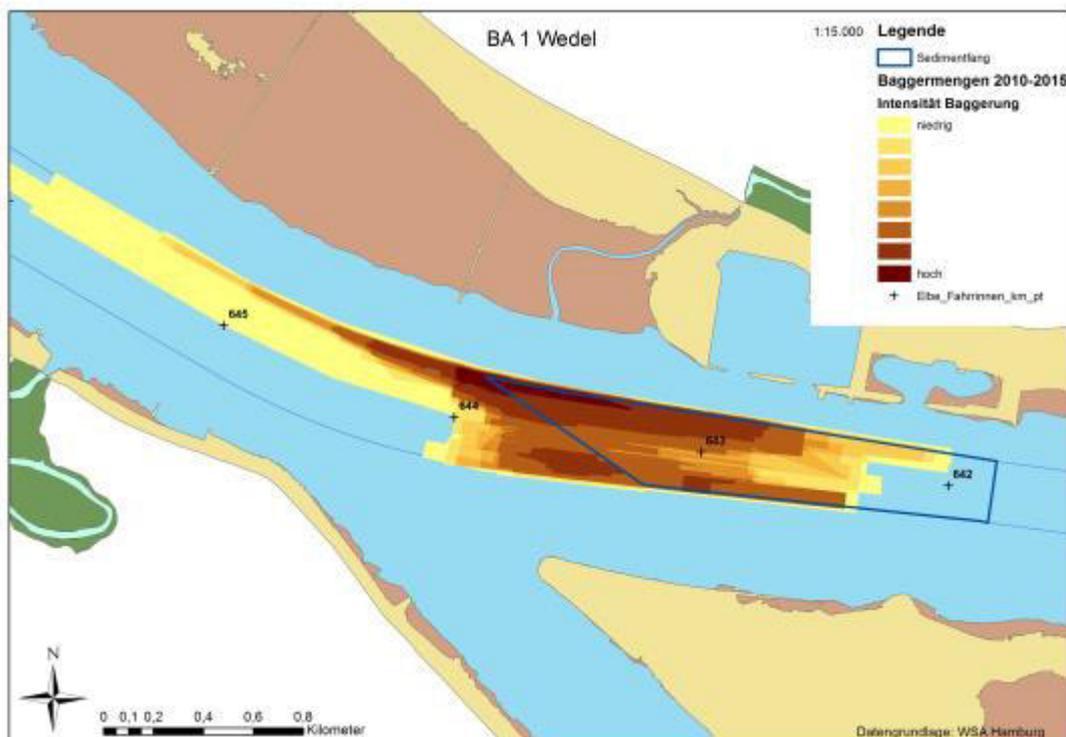


Abbildung 6-4: Intensität der Hopperbaggerung im BA 1 zur Unterhaltung der Fahrrinne (Zeitraum 2010 bis 2015)

Quelle: WSA Hamburg

6.1.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse BA 1 (Wedel)

Datenbasis MoNa

Die überwiegende Anzahl der Laderaum- und Sohlproben im BA 1 (Wedel) zeigen einen hohen Feinkornanteil ($< 63 \mu\text{m}$) und werden durch die in MoNa abgelegten Baggergutklassifizierungen bestätigt. Im BA 1 fällt nahezu ausschließlich Baggergut an, das der Kategorie BOB (bindiger Oberboden) zugeordnet wird. Sandiges und damit nicht-bindiges Baggergut fällt nur vereinzelt an (Abbildung 6-5).

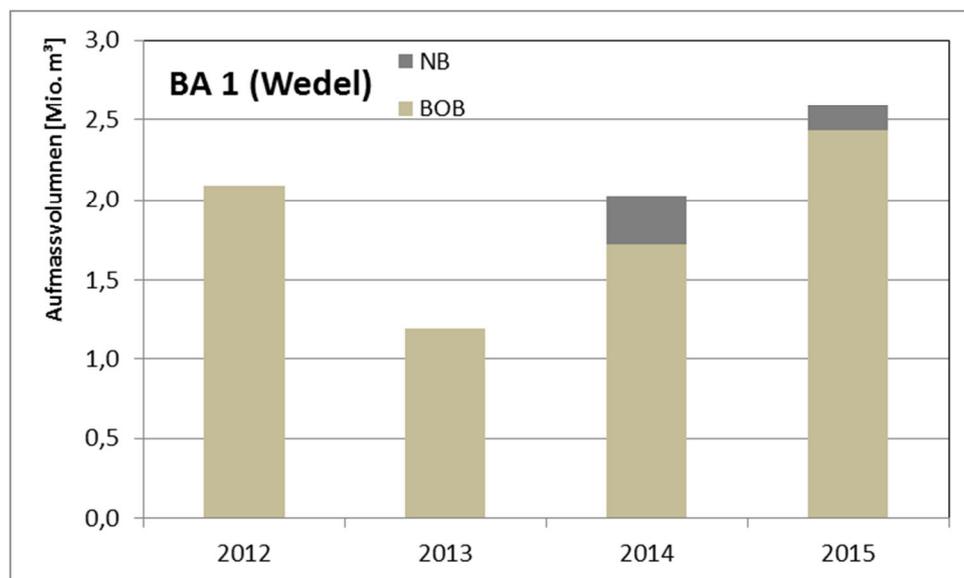


Abbildung 6-5: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 1 (Wedel)

In den Übergangsbereichen zwischen BA 1 und BA 2 aber auch zwischen BA 2 und BA 3 fallen größere Baggergutmengen an, die aufgrund der verwaltungstechnischen Betrachtung und Statistik dem BA 2 zugeordnet werden. Im restlichen BA 2 fallen geringe Mengen nicht-bindiges Baggergut an (Abbildung 6-6), weshalb der BA 2 nicht gesondert in einem separaten Kapitel bearbeitet wird.

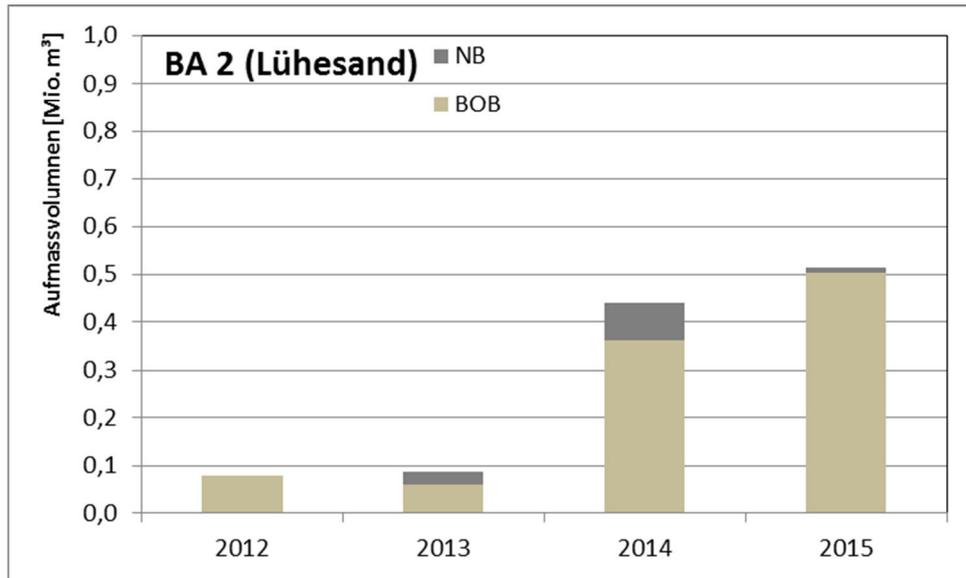


Abbildung 6-6: Mengengerhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 2 (Lühesand)

Laderaumproben aus Hopperbagger

Bei Baggerungen im BA 1 entnommene Laderaumproben zeigen, dass in diesem Abschnitt nahezu ausschließlich breiiger bis weicher Schlack gebaggert wird.

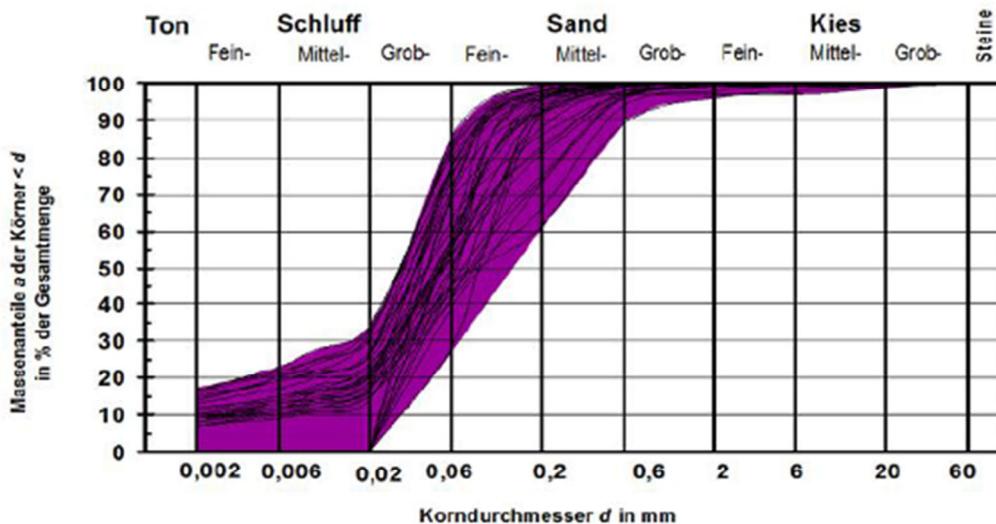


Abbildung 6-7: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für Unterhaltungsbaggergut aus BA 1 (maximale und minimale Masseanteile)

Datengrundlage Sedimentproben genommen aus Laderaum Hopperbagger (Entnahmedatum zwischen September 2012 und September 2015), Quelle BAW (2016).

BAW (2016) beschreibt das in BA 1 anfallende schlackige Baggergut kornanalytisch als ein Gemisch aus schwach tonigem Schlack und Fein- und Mittelsand mit geringen Anteilen (< 10 %) an Grobsand und/oder Kies (siehe Abbildung 6-7).

Sedimentproben

Für die bislang gültige Auswirkungsprognose (siehe BfG 2012 a) wurden die Ergebnisse des im Zuge der Erprobung des Sedimentfangs bei Wedel durchgeführten Monitorings genutzt. Bis zum Frühjahr 2010 ist vor jeder Baggerkampagne zur Unterhaltung des Sedimentfangs die Unterbringungsfähigkeit des Baggerguts geprüft worden. durch das WSA Hamburg gemeinsam unter Einbeziehung der BfG beschlossen, dass ab dem Jahr 2010 das Ergebnis einer Freigabeuntersuchung die Gültigkeit von drei Jahren besitzt. Die erste Freigabebe-
probung gemäß dieser fachlichen Einschätzung hat im März 2010 stattgefunden (vgl. BfG 2011). Wiederholte Beprobungen haben dann im März 2013, September 2014 und März 2015 stattgefunden.

Entnahme von Sedimentkernen: Probennahmen März 2013 und März 2015

Im Zuge einer wiederholten Freigabebe-
probung für den Sedimentfang Wedel sind mittels eines Kolbenlots im März 2013 an 16 Positionen und im März 2015 an 8 Positionen Sedimentkerne genommen und u. a. auf die Korngrößenverteilung untersucht worden. Die Länge der Sedimentkerne hat je nach Probennahme-
position zwischen 1 und 2 m betragen. Die Lage der Positionen orientiert sich an dem Probennahmeraster wie in Abbildung 6-8 dargestellt. Es handelt sich hier um das Raster, welches für ein früheres Monitoring im Bereich des Sedimentfangs genutzt wurde (siehe BfG 2012 b).

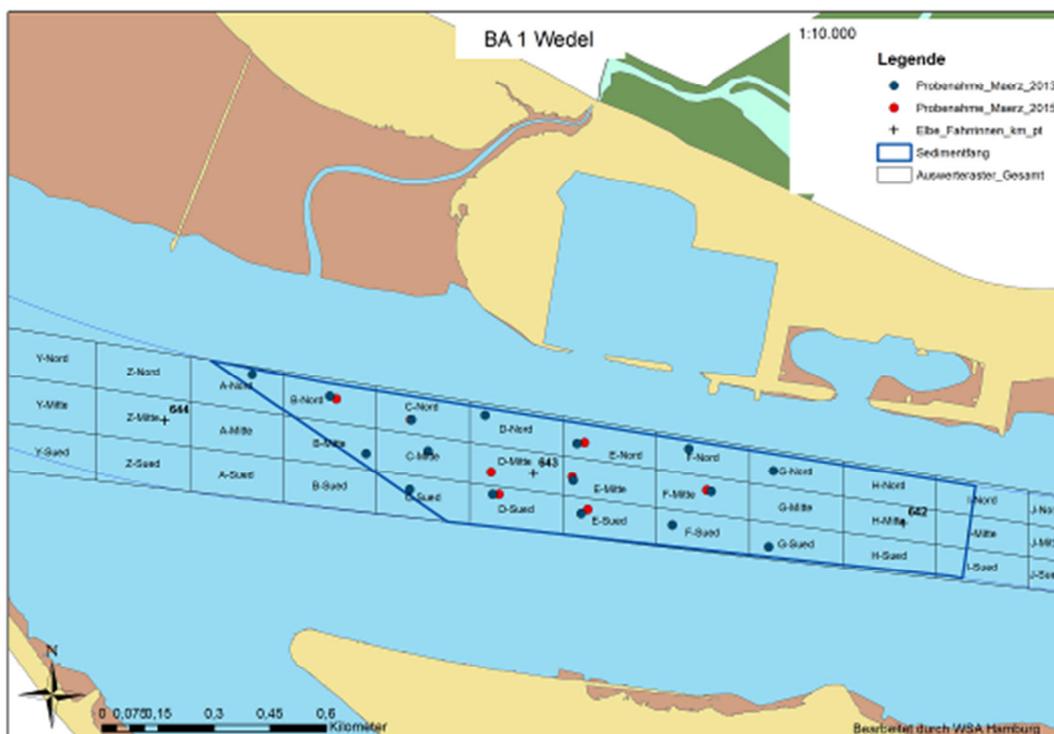


Abbildung 6-8: Probennahmeraster und Positionen der Freigabeuntersuchungen von März 2013 und März 2015, Sedimentfang vor Wedel in BA 1

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Probennahme aus März 2013 und im Anschluss daran die Ergebnisse aus März 2015 beschrieben. Die mittleren Korngrößenverteilungen der Sedimentproben aus dem März 2013 über die gesamte Länge der entnommenen Sedimentkerne sind in Abbildung 6-9 dargestellt.

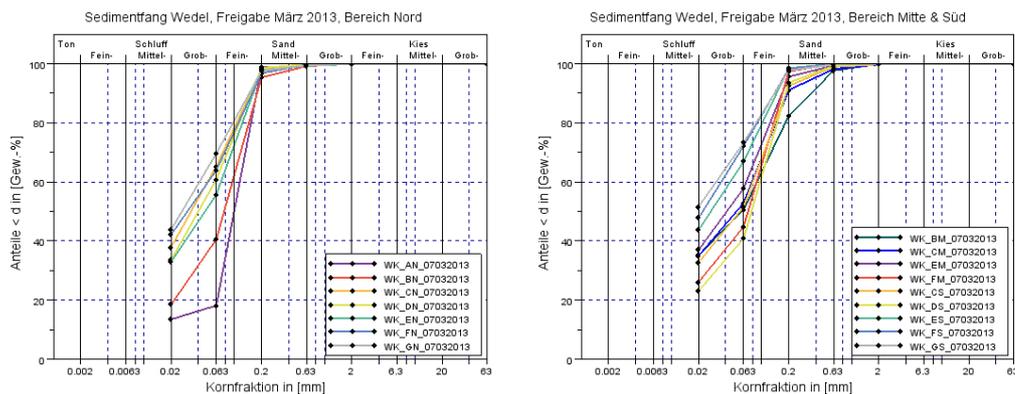


Abbildung 6-9: Mittlere Korngrößenverteilung der Sedimente aus der Freigabebeobachtung für Sedimentfang Wedel März 2013
Entnahme von Sedimentkernen

Bei den über die Schnitttiefe erfassten frischen Ablagerungen im Bereich des Sedimentfangs handelte es sich um feinsandig schluffige bzw. schluffig feinsandige Sedimente. Der Feinkornanteil (Fraktion < 63 µm) liegt zwischen 40 und etwas mehr als 70 Gew.-% (Ausnahme ist ein in Rasterfeld A-Nord genommener Sedimentkern mit einem Feinkornanteil < 20 Gew.-%). Damit entspricht die Sedimentzusammensetzung den mittleren Verhältnissen wie diese im Zuge des Sedimentfangmonitorings seit 2008 beobachtet worden sind. Im Mittel über alle Probenahmepositionen weichen die Gewichtsanteile um nur wenige Gewichtsprozent voneinander ab (März 2013 vs. mittlere Verhältnisse 2008 bis 2011, siehe Tabelle 6-1). Die maximale Abweichung von 36 Gew.-% in der Feinsandfraktion (63 – 200 µm) entfiel auf die Position A-Nord. Von dieser Position ist bekannt, dass es hier sporadisch zu Feinsandeintreibungen kommen kann (vgl. BfG 2012 c). An sämtlichen Probenahmepositionen sind jedoch im März 2013 geringere Grobschluffanteile (20 – 63 µm) verglichen zum langjährigen Mittel erfasst worden.

Tabelle 6-1: Sedimentfang Wedel, Vergleich der mittleren Korngrößenverteilungen

mittlere sowie maximale und minimale Abweichung zwischen dem langjährigen mittleren Verhältnissen (Sedimentfangmonitoring 2008 bis 2011, nur Sedimentkerne, siehe BfG 2012 b) und Freigabebeobachtung März 2013

Fraktion	< 20 µm	20 - 63 µm	63 - 200 µm	200 - 630 µm	630-2000 µm	> 2000 µm
Mittlere Abweichung	6	-7	2	-1	0	0
Maximale Abweichung	17	0	36	3	1	0
Minimale Abweichung	-10	-25	-12	-6	-1	0

Die mittleren Korngrößenverteilungen der im März 2015 entnommenen Sedimentproben über die gesamte Länge der entnommenen Sedimentkerne sind in Abbildung 6-10 dargestellt.

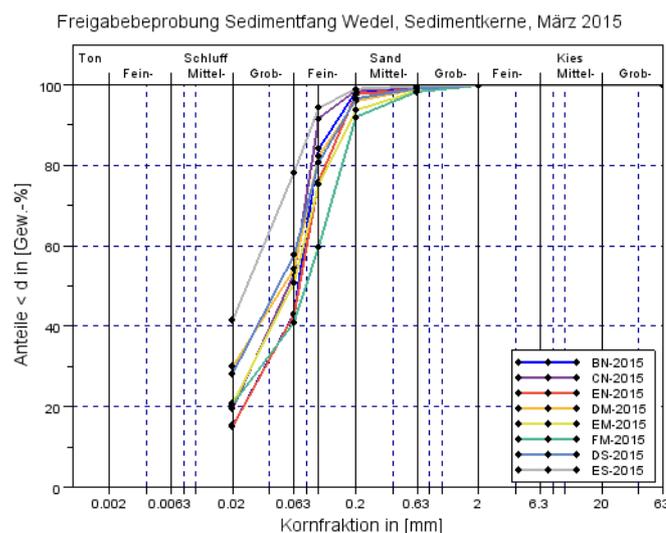


Abbildung 6-10: Mittlere Korngrößenverteilung der Sedimente aus der Freigabebehebung für Sedimentfang Wedel März 2015

Entnahme von Sedimentkernen, mittlere Korngrößenverteilung über die gesamte Länge der Sedimentkerne

Bei den im März 2015 erfassten Sedimenten im Bereich des Sedimentfangs handelt es sich um feinsandig schluffige bzw. schluffig feinsandige Sedimente, also um Feinmaterial bzw. bindiges Baggergut. Der Feinkornanteil (Fraktion $< 63 \mu\text{m}$) liegt zwischen 40 und knapp 60 Gew.-% (Ausnahme Probe ES-2015 mit einem Feinkornanteil von 80 Gew.-%). Damit entspricht auch diese Sedimentzusammensetzung den mittleren Verhältnissen wie diese im Zuge des Sedimentfangmonitorings seit 2008 beobachtet worden sind und ist auch vergleichbar mit den Proben vom März 2013.

Entnahme von Greiferproben: Probennahme September 2014

Im September 2014 sind insgesamt 18 Sedimentproben im BA 1 (Wedel) inklusive des Übergangsbereichs zum BA 2 (Lühesand) mit einem van-Veen-Greifer entnommen worden (Abbildung 6-11).

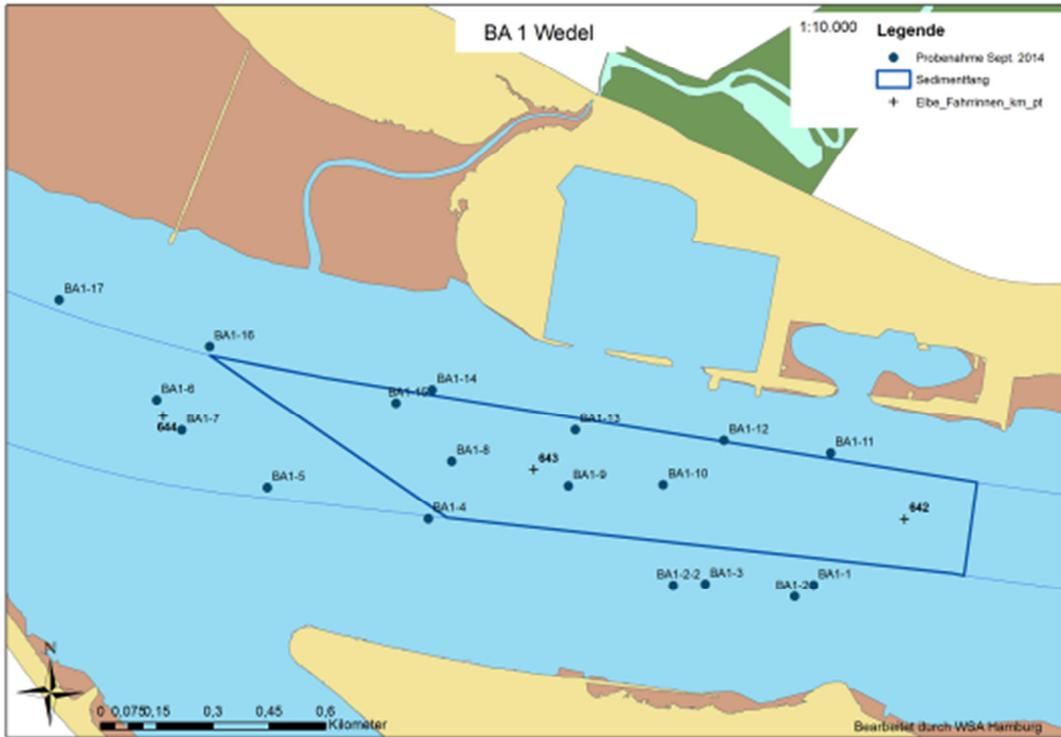


Abbildung 6-11: Probennahmepunkte im BA 1 (inklusive Übergangsbereich zu BA 2) Kampagne September 2014

Die mittleren Korngrößenverteilungen der im September 2014 entnommenen Sedimentproben sind in Abbildung 6-12 dargestellt.

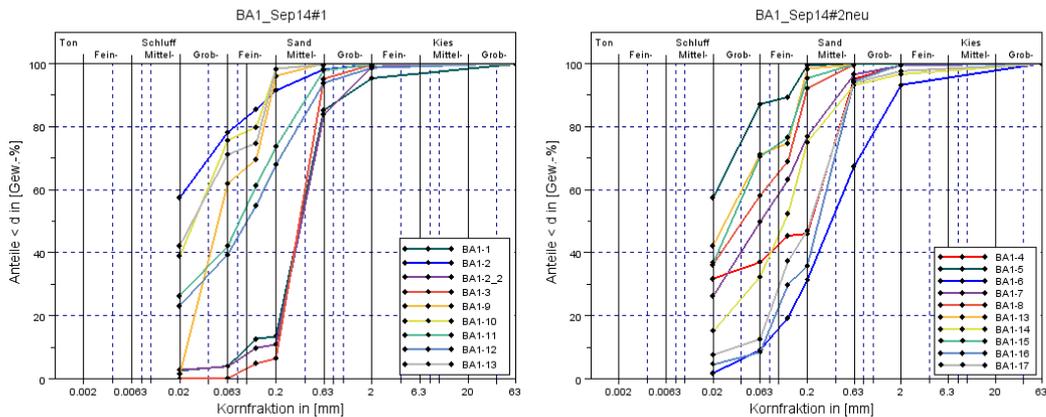


Abbildung 6-12: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 1 (inklusive Übergang zu BA2)

Kampagne im September 2014, Entnahme von Greiferproben

Die Proben BA 1-1 bis BA 1-3 sind außerhalb der Fahrrinne genommen worden, sie haben also kein potenzielles Baggergut erfasst. Mit Ausnahme von BA 1-2 handelt es sich hierbei um Sande. BA 1-11 und BA 1-12 wurden am äußersten Rand der Fahrrinne genommen und weisen gegenüber den benachbarten, unmittelbar im Fahrinnenbereich genommenen Proben BA 1-9, BA 1-10 und BA 1-13 höhere Mittelsandanteile auf. Das Baggergut in der Fahrrinne

weist Feinkornanteile ($< 63 \mu\text{m}$) von bis zu 80 Gew.-% auf. Stromab von Elbe-km 643, in den Teilbereichen mit den größten Baggergutmengen, sind vier Proben (BA 1-5, BA 1-7, BA-8 und BA-15) genommen worden. Bei allen Proben handelt es sich um feinsandig schluffige Sedimente mit einem Mittelsandanteil von unter 10 Gew.-% (Ausnahme BA 1-7 mit Mittelsandanteil von etwas mehr als 20 Gew.-%). Die anderen Sedimentproben wurden alle erneut am Randbereich der Fahrrinne genommen bzw. knapp stromab des Baggerschwerpunktes (BA 1-6). Allesamt sind es sandige Sedimente mit einem Feinkornanteil von etwa 10 Gew.-% (bzw. > 30 Gew.-% bei BA 1-14).

In Abbildung 6-13 sind die Ergebnisse der Beprobung vom September 2014 (Greiferprobe, Achtung nur oberste Sedimentschicht bis in eine Tiefe von max. 20 cm!) den mittleren Sedimentverhältnissen wie diese im Zuge des Sedimentfangmonitorings von 2008 bis 2011 festgestellt worden sind, gegenüber gestellt. Bei diesen Daten handelt es sich um die mittlere Korngrößenverteilung von frisch abgelagerten Sedimenten, die mittels Entnahme von bis zu 2 m langen Sedimentkernen gewonnen wurden.

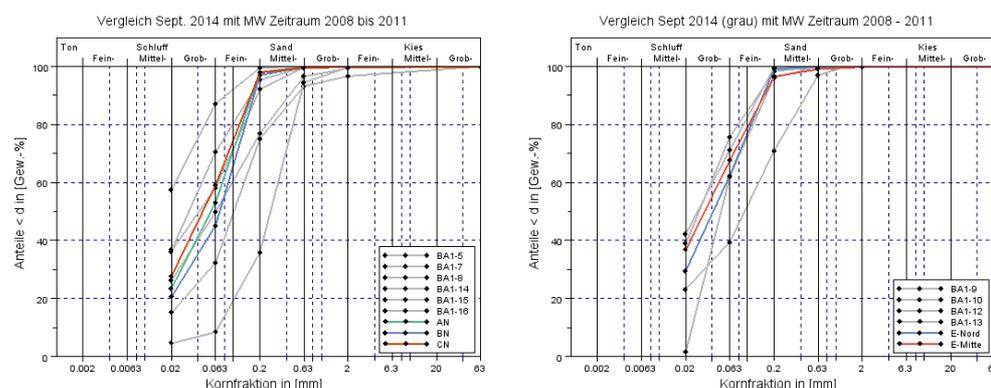


Abbildung 6-13: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 1 im September 2014
Kampagne im September 2014 (graue Linien) im Vergleich zu mittleren Sedimentverhältnissen aus Sedimentfangmonitoring 2008 - 2011 (grüne, blaue und rote Linie) (BfG 2012 c)

Die Ergebnisse zeigen weder eine systematische Über- noch Unterschreitung der mittleren Verhältnisse, einzig weisen einige Proben aus September 2014 einen höheren Mittelsandanteil auf. Dieser Sachverhalt kann gegebenenfalls auch auf die Nutzung verschiedener Probennahmetechniken (van-Veen-Greifer in Kampagne 2014 gegenüber Kolbenlot und der Möglichkeit zur Entnahme von bis zu 2 m langen Sedimentkernen im Zuge des Sedimentfangmonitorings) zurückgeführt werden.

Fazit zu langjährigen Sedimentverhältnissen

Für den Baggerschwerpunkt BA 1 (Wedel) liegt ein umfassender Datenbestand über die Sedimentverhältnisse in diesem Bereich vor. Die beiden neueren Probennahmen aus März 2013 und September 2014 bestätigen die bisherigen Ergebnisse des Sedimentfangmonitorings der Jahre 2008 bis 2011. Es handelt sich bei den frischen Sedimentablagerungen um feinkörnige ($< 63 \mu\text{m}$) und feinsandige Sedimente und damit beim Baggergut stets um Feinmaterial mit bindigen Eigenschaften.

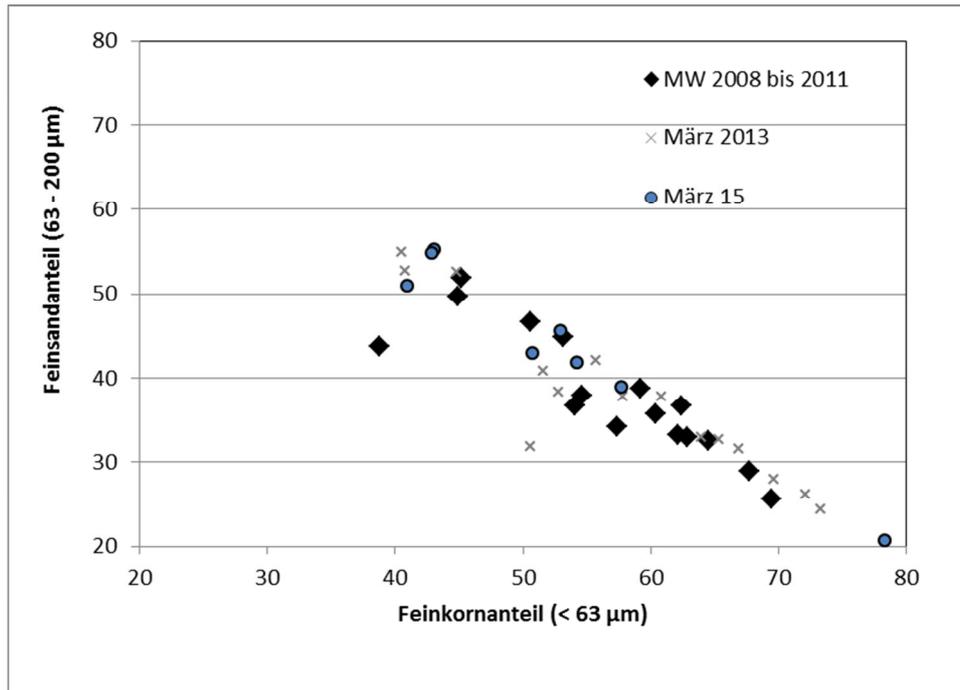


Abbildung 6-14: Anteile Feinkorn (< 63 µm) zu Feinsand (63 – 200 µm)

Sedimentkerne aus Sedimentfangmonitoring (2008 – 2011) zu Freigabebeprobung März 2013 und Freigabebeprobung März 2015

In der Tendenz überwiegt der Feinkornanteil (bis zu 70 Gew.-%), wohingegen die mittleren Feinsandanteile bei bis zu 50 Gew.-% liegen können (siehe Abbildung 6-14). Erneut ist anhand von Abbildung 6-14 zu erkennen dass bei der Freigabebeprobung im März 2013 in etwa durchschnittliche Sedimentverhältnisse erfasst worden sind. Bei den Proben aus März 2015 liegt der Feinkornanteil zwischen 40 und 60 Gew.-%, eine Probe sticht durch einen besonders hohen Feinkornanteil von rd. 80 Gew.-% heraus. Die Proben liegen aber auch hier im Bereich der Beprobung 2013 und der Durchschnittswerte in den Jahren 2008-2011.

Bei hohen Oberwasserabflüssen konnte im BA 1 ein verstärkter Eintrag von mittelsandigen Sedimenten beobachtet werden, was in diesem Fall zu einer leichten Vergröberung des Baggerguts insbesondere in Fahrrinnenmitte führt (vgl. BfG 2012 c). Im langjährigen Durchschnitt (2008 bis 2013) liegt der Mittelsandanteil bei 4,4 Gew.-%.

6.1.2 Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 1

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung der Sedimente nach GÜBAK wurden die Ergebnisse der sechs Freigabeuntersuchungen (vgl. Abschnitt 6.1.1) im Zeitraum zwischen September 2008 und März 2015 und der durch die BfG durchgeführten Beprobung des Baggerabschnitts im September 2014 herangezogen. Für jede Untersuchung wurden Mittelwerte von allen gezogenen Proben über den gesamten Bereich gebildet. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang Kap. 12.2, Tabelle 12-13 und Tabelle 12-14 beigefügt. Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 1 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 6-2 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der im potenziellen Baggergut aus BA 1 vorkommenden Schadstoffgehalte enthält Tabelle 6-2 weiterhin die 3-Jahresmittelwerte (01.01.2013 –

31.12.2015) gemessen an der Dauermessstation (DMS) Wedel bei Elbe-km 642. Hierbei handelt es sich um schwebstoffbürtige Sedimentproben aus einem Sedimentationsbecken.

Tabelle 6-2: Mittelwerte (2008 - 2015) der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel)

BA 1		Sedimentfang Wedel (Freigabebeobachtungen)								RW 1	RW 2	3- Jahresmittel wert Wedel 2013 - 2015
		29.09.2008	17.03.2009	06.07.2009	03.03.2010	03.08.2010	07.03.2013	Sep 14	Mrz 15			
Trockenrückstand	Gew.-%	53	52	51	54	48						
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TM	29	25	23	29	32	21	25	30			
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	28	29	29	31	24	35	26	24			
Gesamtfraktion < 63 µm	Gew.-% TM	57	54	53	60	56	55	51	54			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)												
Arsen	mg/kg TM	34	31	33	35	37	34	31	27	40	120	30
Blei	mg/kg TM	73	86	92	83	88	75	73	67	90	270	70
Cadmium	mg/kg TM	1,4	2,1	2,5	1,8	2,6	2,1	1,4	2,0	1,5	4,5	1,9
Chrom	mg/kg TM	88	95	96	63	59	96	94	75	120	360	80
Kupfer	mg/kg TM	52	62	69	54	66	69	57	70	30	90	81
Nickel	mg/kg TM	45	45	47	39	40	46	45	39	70	210	42
Quecksilber	mg/kg TM	0,96	1,4	1,6	1,0	1,3	1,3	1,1	1,3	0,7	2,1	1,2
Zink	mg/kg TM	478	480	558	478	569	491	404	412	300	900	569
Kohlenwasserstoffe (in < 63 µm)												
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	mg/kg TM	115	204	197	47	88	156	126	93	200	600	130
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	2,1	1,6	1,9	1,2	1,6	1,6	1,2	1,5	1,8	5,5	1,8
Chlororganische Verbindungen (in < 63 µm)												
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,1	1,8	2,6	0,91	1,2	1,2	1,5	1,3	1,0	3,0	1,9
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	4,6	10	9,6	5,1	6,5	5,7	5,4	7,7	1,8	5,5	10
Summe 7 PCB	µg/kg TM	13	17	22	12	14	18	15	14	13	40	19
α-HCH	µg/kg TM	0,37	0,84	0,77	0,39	0,44	0,6	0,6	0,7	0,5	1,5	0,80
γ-HCH	µg/kg TM	0,19	0,93	0,8	0,14	0,17	0,2	0,2	0,3	0,5	1,5	0,30
p,p-DDE	µg/kg TM	3,0	4,5	5,7	2,8	3,9	3,8	4,5	3,8	1,0	3,0	4,9
p,p-DDD	µg/kg TM	7,5	10	16	7,7	9,7	15	14	9	2,0	6,0	11
p,p-DDT	µg/kg TM	3,3	4,2	2,5	2,2	2,4	20,3 (2)	1,7	1,7	1,0	3,0	3,3
Organozinnverbindungen												
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg/kg TM	28	76	51	42	31	51	20	31	20	300	55
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg TM	834	908	929	846	838	937		937	500		1492
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-% TM	0,18	0,21	0,21	0,22	0,25		0,18	0,18	0,15		0,4

6.1.2.1 Beurteilung der Schwermetall- und Arsengehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte für Cadmium (außer bei Beprobung vom 29.09.2008 und Sept. 2014, hier Unterschreitung von RW 1), Kupfer, Zink und Quecksilber überschreiten den RW 1 in allen Kampagnen. Für Blei konnte nur eine Überschreitung von RW 1 bei der Beprobung vom 06.07.2009 festgestellt werden. Für alle Schwermetalle und Arsen gilt, dass der Mittelwert über alle Einzelproben den RW 2 nie überschritten hat.

Die bei den neuesten Untersuchungen im September 2014 und März 2015 festgestellten Schwermetall- und Arsengehalte zeigen keine deutlichen Unterschiede zu den 3-Jahresmittelwerten (2013 - 2015) der DMS Wedel. Teilweise zeigen sie etwas höhere Gehalte, bleiben aber deutlich unterhalb des RW 2. Nur der Zinkgehalt des 3-Jahresmittelwertes liegt deutlich höher.

6.1.2.2 Beurteilung der organischen Schadstoffgehalte und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Nach Normierung unter Verwendung der Bestimmungsgrenze als theoretisch ungünstigsten Fall liegen die Mittelwerte der Untersuchungen und der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel unter RW 1. Nur die Kohlenwasserstoffgehalte der Proben mit Entnahmedatum 17.03.2009 zeigen im Mittel eine leichte Überschreitung von RW 1.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW 1 im Mittel bei den Untersuchungen am 29.09.2008 und am 06.07.2009. Der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel erreicht mit 1,8 mg/kg RW 1. In den restlichen sechs Untersuchungen wird RW 1 unterschritten. Im September 2014 und im März 2010 werden die niedrigsten Gehalte gemessen (Tabelle 6-2). In Anbetracht der Messunsicherheit liegen sämtliche Gehalte in vergleichbarer Größenordnung.

Chlororganische Verbindungen: Die mittleren Gehalte des Pentachlorbenzol überschreiten RW 1 bei allen Untersuchungen (außer am 03.03.2010). Auch an der DMS Wedel wird RW 1 überschritten und der 3-Jahresmittelwert 2013 - 2015 ist höher als bei den meisten Untersuchungen im BA 1. RW 2 wird jedoch eingehalten.

Die mittleren HCB-Gehalte aus den Untersuchungen vom 29.09.2008, 03.03.2010 und vom September 2014 überschreiten RW 1, die mittleren Gehalte der restlichen Untersuchungen zeigen sogar eine deutliche Überschreitung von RW 2. Eine Mittelwertbildung über alle Probennahmen ergibt auch eine Überschreitung des RW 2. Ebenso überschreitet der 3-Jahresmittelwert der DMS Wedel RW 2 deutlich und liegt generell höher als in den Sedi-mentproben aus diesem Baggerabschnitt.

Bei fast allen Untersuchungen (ausgenommen 03.03.2010) überschreiten die mittleren Gehalte der PCBs (Summe 7 PCB) den RW 1 geringfügig. Dasselbe gilt für den 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel.

Die mittleren Gehalte des α -HCH liegen in den Untersuchungen zum Teil oberhalb und zum Teil unterhalb von RW 1. Bei einer Mittelwertbildung über alle Probennahmen wird RW 1 überschritten. Die Gehalte des γ -HCH liegen nur am 17.03.2009 und am 06.07.2009 oberhalb von RW 1, aber noch unterhalb von RW 2. Im Rahmen der Messunsicherheit sind die bei den Untersuchungen ermittelten Gehalte gut mit dem 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel vergleichbar.

Die Gehalte des p,p'-DDE zeigen in den Untersuchungen vom 29.09.2008 und 03.03.2010 eine Überschreitung des RW 1. Der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel und die mittleren Belastungen der restlichen Untersuchungen überschreiten den RW 2. Die mittleren Gehalte des p,p'-DDD liegen bei allen Untersuchungen z. T. weit oberhalb des RW 2. Diese Überschreitung ist auch an der DMS Wedel zu sehen. Im Fall des p,p'-DDT wird RW 2 an der DMS Wedel und bei den Untersuchungen vom 29.09.2008, 17.03.2009 und vom 07.03.2013 überschritten. In den restlichen Untersuchungen liegen die mittleren Gehalte zwischen RW 1 und RW 2. Der hohe p,p'-DDT Gehalt im Jahr 2013 von 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ resultiert aus einer sehr hoch belasteten Probe (290 $\mu\text{g}/\text{kg}$), die im BA 1 entnommen wurde. Ohne diese Probe liegt die Belastung im Mittel bei 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Tabelle 6-2) und überschreitet lediglich RW 1.

Zinnorganische Verbindungen: Die mittleren TBT-Gehalte in allen Untersuchungen und der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel liegen oberhalb von RW 1. RW 2 wird jedoch deutlich unterschritten.

6.1.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen im BA 1

Die mittleren Gehalte der Schwermetalle und des Arsens, der organischen Schadstoffe sowie des TBT zeigen im Zeitraum der Untersuchungen Schwankungen im Rahmen der Messunsicherheit und des Jahresgangs. Sie lassen sich gut mit den 3-Jahresmittelwerten der DMS Wedel 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 im Mittel über alle Probennahmen in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Im September 2014 wurde der RW 2 von HCB nicht überschritten. Das Material gilt als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Auch die Schwebstoffe aus der DMS Wedel sind in den Fall 3 einzustufen, so dass die Sedimente im BA 1 die aktuelle Belastung der Sedimente in diesem Bereich widerspiegelt und es sich damit um frisch abgelagertes Material handelt.

6.1.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 1

Für die Zusammenstellung der Daten zur ökotoxikologischen Belastungssituation des Baggerabschnittes Wedel BA 1 dienten die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Jahre 2010 bis 2015 aus diesem Bereich. Bei den untersuchten Proben handelt es sich vorrangig um Proben von der Sedimentoberfläche. Grundsätzlich handelt es sich bei den Sedimenten des Baggerabschnitts BA 1 um Material mit limnischen Eigenschaften. Die Untersuchungen des Materials aus dem Sedimentfang Wedel erfolgten sowohl mit der limnischen als auch mit der marinen Biotestpalette, da das Unterhaltungsbaggergut aus dem Sedimentfang in den Übergangsbereich bei VSB 686/690 verbracht werden soll.

In Tabelle 6-3 sind die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Jahre 2010 bis 2015 für den Baggerabschnitt BA 1 bei Wedel zusammenfassend dargestellt. Eine detailliertere Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse der einzelnen Sedimentproben dieses Baggerabschnittes, die mittels der jeweiligen Bioteste gewonnen wurden, findet sich im Anhang (Kap. 12.3., Tabelle 12-22 bis Tabelle 12-36).

Die gegenüber den Biotesten festgestellten Belastungen lagen teilweise im unproblematischen, teilweise im kritischen Bereich. Im August 2010 und im Februar 2014 wurden temporär leicht höhere Belastungen im Vergleich zum Durchschnitt verzeichnet. Im März 2010 und im März 2015 hingegen waren die Belastungspotenziale vergleichsweise niedrig. Das im Baggerabschnitt BA 1 Wedel im Baggergut festgestellte Belastungspotenzial zeigt deutliche ökotoxikologische, schadstoffinduzierte Belastungen. Gemäß den Handlungsanweisungen zum Umgang mit Baggergut (HABAB und GÜBAK) ist das Baggergut aus BA 1 unbedenklich (Fall 1) bis kritisch (Fall 2) belastet.

Tabelle 6-3: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 1 bei Wedel (km 638 - 645) für die Jahre 2010 bis 2015.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse	Sedimentfang März 2010		Sedimentfang August 2010		Sedimentfang März 2011		Sedimentfang März 2012		Sedimentfang März 2013		Sedimentfang Februar 2014		BA 1 Sep. '14	Sedimentfang März 2015		Fall- einstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigk. Toxkl.	Häufigkeit Toxizitätsklasse		
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste											
0	4							1						2	4	Fall 1
I	2	4	1				1		1	1	1		1	6	4	
II	4	6			5	8	6	7	5	9		7	3			
III			7	4	3		1		4		4	1				Fall 2
IV			2	4							3					
V				2												Fall 3
VI																

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

Abbildung 6-15 zeigt die Intensität der Hopperbaggerung zur Unterhaltung der Fahrwasser-tiefen in BA 3 (durchschnittliche Verhältnisse in den Jahren 2010 bis 2015).

Unterhaltungsbaggerungen finden fast im gesamten Bereich der Fahrrinne statt. Die Baggerschwerpunkte innerhalb des BA 3 liegen auf der Seite des roten Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 651 und 654 sowie auf der Seite des grünen Tonnenstrichs zwischen Elbe-km 649 und 652. Dieser Baggerschwerpunkt reicht stromauf wenige hundert Meter in den BA 2 (Lühesand) hinein. Für das in diesem Übergangsbereich zu BA 2 anfallende Baggergut werden vergleichbare Sedimenteigenschaften wie für den BA 3 angenommen.

Vergleichbare Verhältnisse der räumlichen Verteilung von Hopperbaggermengen sind in BfG (2012 a) auf Grundlage der Daten von 2006 bis 2008 beschrieben worden.

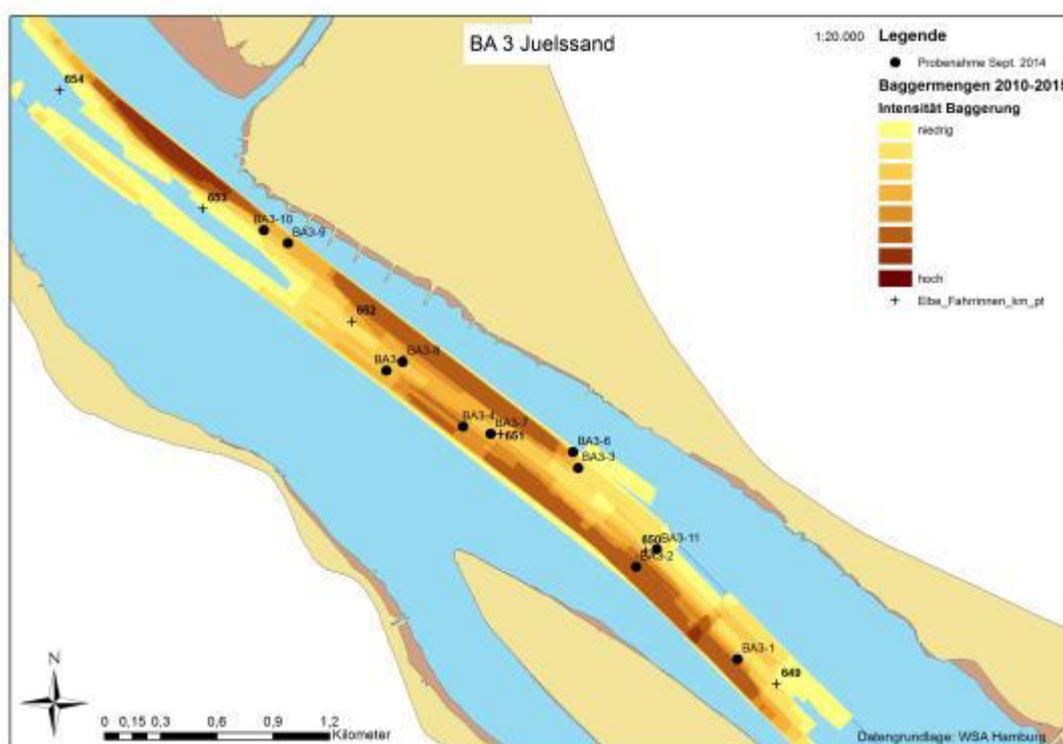


Abbildung 6-15: Intensität der Hopperbaggerung im BA 3 zur Unterhaltung der Fahrrinne
(Zeitraum 2010 bis 2015, und Positionen der Probenahmepunkte für die Kampagne im September 2014, Quelle: WSA Hamburg)

6.2.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 3

Datenbasis MoNa

Der BA 3 (Juelssand) ist neben BA 1 (Wedel) ein zweiter Baggerschwerpunkt, in dem große Mengen an bindigen Sedimenten anfallen (Abbildung 6-16). Nur geringe Mengenanteile werden als nicht bindiges Baggergut klassifiziert. Im Übergangsbereich zwischen BA 2 und BA 3 werden ebenfalls bindige Sedimente gebaggert (vgl. Kap. 6.1.1).

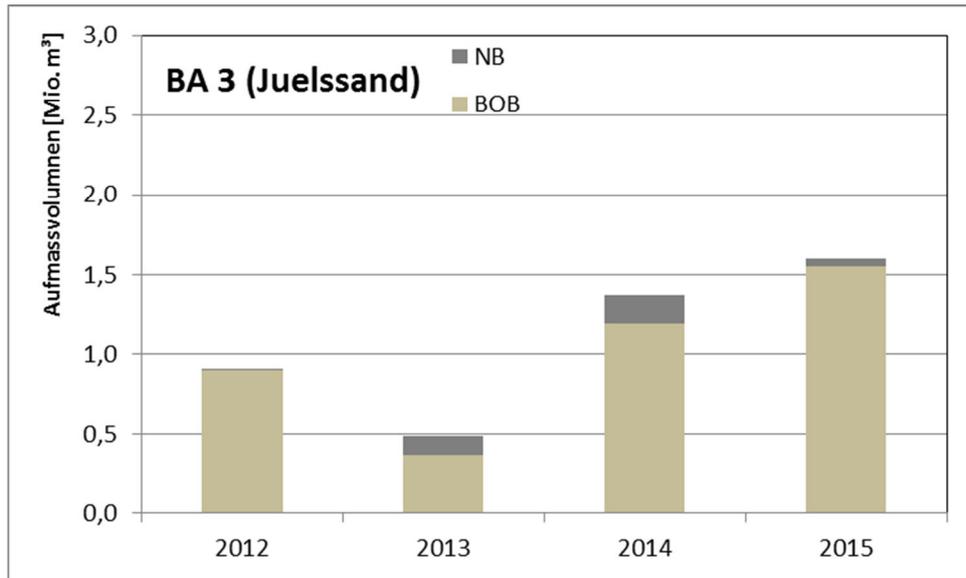


Abbildung 6-16: Mengenverhältnisse an bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 3 (Juelssand)

Laderaumproben

Die bei Baggerungen im BA 3 entnommenen Laderaumproben zeigen, dass in diesem Abschnitt nahezu ausschließlich breiiger bis weicher Schlack gebaggert wird. Kornanalytisch ist es vergleichbar mit dem Baggergut aus BA 1 (Abbildung 6-17).

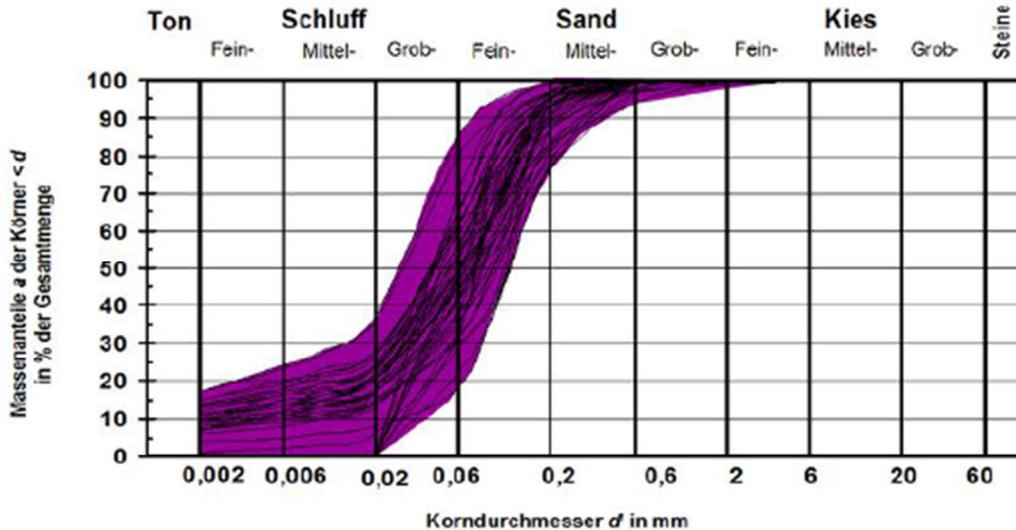


Abbildung 6-17: Bandbreite an Korngrößenverteilungen für schlackiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 3

(maximale und minimale Massenanteile), Datengrundlage Sedimentproben genommen aus Laderaum Hopperbagger (Entnahmedatum zwischen September 2012 und September 2015), Quelle BAW, 2016.

Bei den geringen Mengen an nicht bindigem Baggergut handelt es sich um Sedimente, die dem Homogenbereich Sand zugeordnet werden. Hierbei handelt es sich um schlufffreie bis schluffige Fein- und Mittelsande mit stark schwankenden Grobsandanteilen; örtlich ist der

Sand auch schwach kiesig (BAW 2016). Das entsprechende Körnungsband ist in Abbildung 6-18 dargestellt.

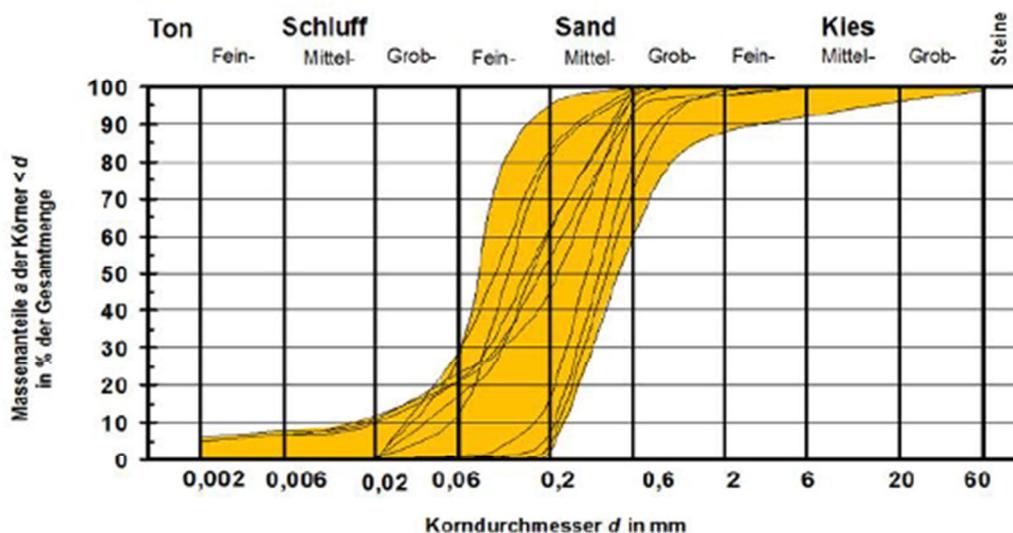


Abbildung 6-18: Bandbreite an Korngrößenverteilungen für sandiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 3 (maximale und minimale Massenanteile), Datengrundlage Sedimentproben genommen aus Laderaum Hopperbagger (Entnahmedatum zwischen September 2012 und September 2015), Quelle BAW, 2016.

Sedimentproben

Die bislang gültige Auswirkungsprognose (BfG 2012 a) stützt sich auf Sedimentproben, die bei der Kampagne im August 2010 genommen worden sind. Aktualisiert wird dieser Datenbestand um die Ergebnisse einer im September 2014 wiederholt durchgeführten Probennahme.

Hierbei sind im BA 3 elf Sedimentproben genommen worden. Der Schwerpunkt der Beprobung (s. o. Abbildung 6-15) lag zwischen Elbe-km 650 und 652 auf der Seite des grünen Tonnenstrichs. Im August 2014 sind Unterhaltungsbaggerungen in den lokalen Baggerschwerpunkten (Elbe-km 651 bis 652 sowie Elbe-km 653 bis 654) entlang des roten Tonnenstrichs am gegenüber liegenden Ufer durchgeführt worden. Frische Sedimentablagerungen mit ausreichender Mächtigkeit wurden hier zum Zeitpunkt der Beprobung nicht erwartet, entsprechend sind hier keine Proben in diesen Bereichen genommen worden. Die Beprobung im August 2010 hat für diese Bereiche potenzielles Baggergut erfasst, das sich aus schluffig feinsandigen bzw. feinsandig schluffigen Sedimenten zusammengesetzt hat. Die Korngrößenverteilung der im September 2014 entnommenen Sedimentproben ist in Abbildung 6-19 dargestellt.

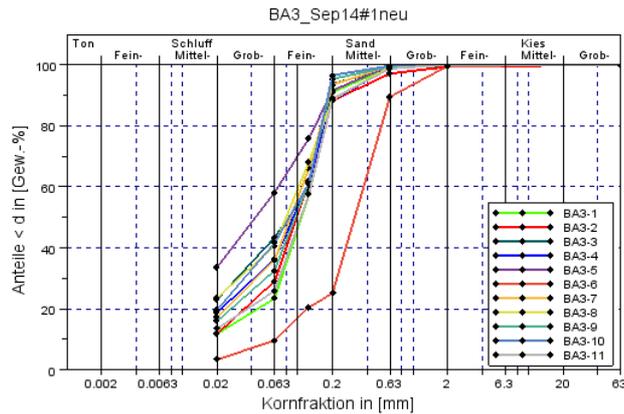


Abbildung 6-19: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 3, September 2014

In Bezug auf die Korngrößenverteilung ist im September 2014 ein sehr homogenes Sedimentinventar erfasst worden, das durch einen Anteil Feinsand von über 50 Gew.-% geprägt wird. Die Feinkornanteile (Fraktion < 63 µm) liegen in einem Bereich von 20 bis 40 Gew.-%. Die Probe BA 3-5 weist mit fast 60 Gew.-% die höchsten Feinkornanteile auf. Einzig die Probe BA 3-2 ist stark mittelsandig mit einem Feinkornanteil von < 10 Gew.-%. Der Feinkornanteil in BA 3 ist jedoch systematisch geringer im Vergleich zum Sedimentinventar aus BA 1 (siehe Abbildung 6-20).

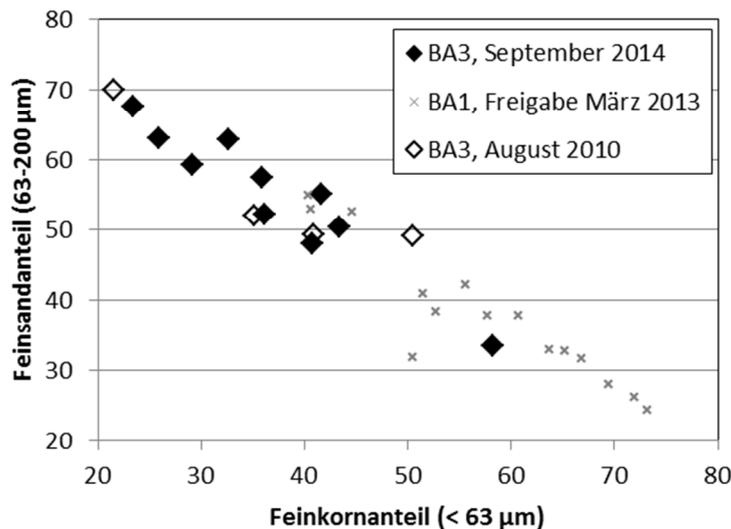


Abbildung 6-20: Anteile Feinkorn (< 63 µm) zu Feinsand (63 – 200 µm) in BA 3 und BA 1 (Sedimentfang)
Sedimentprobennahme im BA 3 im August 2010 und September 2014 im Vergleich zu Freigabebeobachtung März 2013 (Sedimentfang Wedel in BA 1)

Vergleich mit Probenergebnissen aus August 2010 sowie Fazit zu langjährigen Sedimentverhältnissen

Im August 2010 (siehe BfG 2012 a) wurden mit Hilfe eines Kastengreifens zwölf Sedimentproben bis zu einer Tiefe von 70 cm genommen. Die damals als 113 sowie 115 bis 117 bezeichneten Proben wurden in etwa demselben Bereich wie zuletzt die Proben BA 3-4 bis BA 3-8 genommen. Diese Korngrößenverteilungen sind in Abbildung 6-21: nochmals den aktuellen Proben des Jahres 2014 gegenüber gestellt.

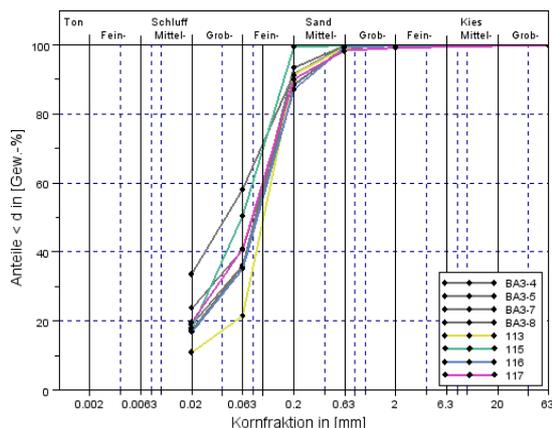


Abbildung 6-21: Gegenüberstellung Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus September 2014 vs. August 2010

Probennahmestandorte etwa zwischen Elbe-km 651,5 und 652 auf der Seite des grünen Tonnenstrichs

Dieser Vergleich bestätigt die (dauerhafte) Homogenität des sich im BA 3 ablagernden Sediments bzw. potenziellen Baggerguts, das in seiner Korngrößenzusammensetzung als stark schluffiger Feinsand beschrieben werden kann. Im BA 3, stromab von Elbe-km 653 auf der Seite des grünen Tonnenstrichs können auch geringe Mengen an mittelsandigen Sedimenten baggert werden (siehe BfG 2012 a).

6.2.2 Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 3

Aus den Untersuchungen vom September 2014 liegen im BA 3 für insgesamt elf Sedimentproben die Ergebnisse aus Schadstoffuntersuchungen zur Bewertung nach GÜBAK vor. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang Kap. 12.2, Tabelle 12-15 beigefügt. Aufgrund eines Korngrößenanteils $< 10\%$ in der $63\ \mu\text{m}$ Fraktion konnte eine Probe nicht auf organische Schadstoffe untersucht werden.

Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 3 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 6-4 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der mit im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 6-4 weiterhin

- die mittleren Belastungen von fünf Sedimentproben, die im Jahr 2005 und von zwölf Sedimentproben, die im Jahr 2010 im BA 3 genommen worden sind (dokumentiert in BfG, 2006 und BfG, 2012 a);
- die 3-Jahresmittelwerte (2011 - 2013) gemessen an der ca. 10 km stromaufwärts gelegenen Dauermessstelle (DMS) Wedel bei Elbe-km 642.

Tabelle 6-4: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand)

BA 3					RW 1	RW 2	3- Jahresmittel wert Wedel 2011 - 2013
					Juelssand 2014	Juelssand 2010	
Trockenrückstand	Gew.-%		63	57			
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TM	17	21	17			
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	18	19	24			
Gesamtfraktion < 63 µm	Gew.-% TM	34	40	41			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)							
Arsen	mg/kg TM	29	35	34	40	120	29
Blei	mg/kg TM	69	73	89	90	270	73
Cadmium	mg/kg TM	1,1	1,8	2,0	1,5	4,5	2,1
Chrom	mg/kg TM	93	84	82	120	360	75
Kupfer	mg/kg TM	52	59	82	30	90	101
Nickel	mg/kg TM	44	45	52	70	210	46
Quecksilber	mg/kg TM	1,0	1,4	1,6	0,7	2,1	1,2
Zink	mg/kg TM	354	468	522	300	900	761
Kohlenwasserstoffe (in < 63 µm)							
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	mg/kg TM	88	171	275	200	600	112
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	1,6	1,7	2,1	1,8	5,5	2,0
Chlororganische Verbindungen (in < 63 µm)							
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,5	1,1	1,6	1,0	3,0	2,1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	6,1	5,9	6,8	1,8	5,5	12
Summe 7 PCB	µg/kg TM	18	13	24	13	40	19
α-HCH	µg/kg TM	0,6	0,4	0,9	0,5	1,5	0,68
γ-HCH	µg/kg TM	0,2	0,3	0,4	0,5	1,5	0,25
p,p-DDE	µg/kg TM	4,7	2,8	2,8	1,0	3,0	5,2
p,p-DDD	µg/kg TM	16	7,4	11	2,0	6,0	12
p,p-DDT	µg/kg TM	2,4	2,1	2,1	1,0	3,0	3,8
Organozinnverbindungen							
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg/kg TM	18	27	35	20	300	56
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg TM	596	524	672	500		1662
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-% TM	0,13	0,08		0,15		0,4

6.2.2.1 Beurteilung der Schwermetall- und Arsengehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom und Nickel in den Proben aus dem BA 3 unterschreiten den RW 1. Für Kupfer, Quecksilber und Zink wird der RW 1 in fast allen Proben deutlich überschritten. RW 2 wird jedoch von allen Proben eingehalten.

Im Vergleich zu den mittleren Schwermetallgehalten der 2005 und 2010 genommenen Sedimentproben zeigen die aktuellen Werte einen Rückgang der Belastung.

Im Vergleich zu den 3-Jahresmittelwerten an der DMS Wedel sind die meisten Schwermetallgehalte der Sedimentproben von September 2014 außer für Chrom niedriger (Tabelle 6-4). Die Gehalte des Cadmiums, des Kupfers und des Zinks liegen sogar 50 % unterhalb der 3-Jahresmittelwerte. Arsen und Nickel zeigen kaum Unterschiede zur DMS Wedel.

6.2.2.2 Beurteilung der organischen Schadstoffgehalte und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die mittlere Belastung sowie die Gehalte jeder Einzelprobe unterschreiten RW 1. Die aktuelle Belastung ist geringer im Vergleich zu der mittleren Belastung, die bei den in 2005 und 2010 genommenen Sedimentproben festgestellt worden ist und geringer als der an der DMS Wedel angetroffene 3-Jahresmittelwert.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW 1 im Mittel nicht. Nur bei zwei Proben BA 3-2 und BA 3-3 liegen die Gehalte der Summe der 16 PAK knapp oberhalb des RW 1. Die Probe BA 3-2 überschreitet RW 1 deutlich. Die Belastung ist in Anbetracht der Messunsicherheit vergleichbar mit dem 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel und den Untersuchungen an den Sedimentproben aus 2005 und 2010.

Chlororganische Verbindungen: Die HCB-Gehalte von vier der zehn Einzelproben liegen oberhalb des RW 1. Die Gehalte der restlichen Proben überschreiten RW 2. Somit liegt die mittlere HCB-Belastung oberhalb des RW 2. Auch der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel liegt deutlich über RW 2. Die Belastung der Sedimentproben aus dem Jahr 2014 liegt mit den Belastungen in den Jahren zuvor in Anbetracht der Messunsicherheit auf gleichem Niveau, während der 3-Jahresmittelwert an der DMS Wedel ungefähr doppelt so hoch ist.

Der mittlere Gehalt der PCBs (Summe 7 PCB) überschreitet RW 1. Nur zwei Einzelproben (BA 3-7 und BA 3-8) unterschreiten RW 1. Im Vergleich zu der mittleren Belastung im Jahr 2010 ist der Summe 7 PCB Gehalt gestiegen und vergleichbar mit dem 3-Jahresmittelwert der DMS Wedel. Im Jahr 2005 sind die höchsten PCB Belastungen festgestellt worden.

Im Gegensatz zu 2010 überschreitet der mittlere Gehalt des α -HCH im Jahr 2014 RW 1 und liegt auf dem Niveau des 3-Jahresmittelwertes der DMS Wedel. Die Gehalte des γ -HCH unterschreiten RW 1 in allen Proben.

Die Gehalte des p,p'-DDE der Einzelproben mit Ausnahme der Probe BA 3-7 überschreiten den RW 2. Somit liegt auch die mittlere Belastung der Proben oberhalb von RW 2. Die Belastung mit p,p'-DDE ist mit der Belastung an der Dauermessstelle vergleichbar und liegt höher als in den Jahren zuvor. Die Gehalte des p,p'-DDT der Einzelproben sind sehr heterogen. Zum Teil liegen sie unterhalb RW 1, zum Teil oberhalb RW 1 und auch oberhalb RW 2. Die mittlere Belastung überschreitet RW 1, liegt auf gleichem Niveau der Vorjahre aber unter den Gehalten der DMS Wedel. Für p,p'-DDD liegt dagegen sowohl für die Einzelproben als auch für die mittlere Belastung eine Überschreitung von RW 2 vor. Aber auch der an der DMS Wedel angetroffene 3-Jahresmittelwert für p,p'-DDD zeigt eine deutliche Überschreitung von RW 2. Im Vergleich zu den Vorjahren sind höhere Gehalte gemessen worden.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT-Gehalte in vier von zehn Proben liegen nur wenig oberhalb von RW 1. Von den restlichen Proben und somit auch im Mittel wird RW 1 unterschritten. Im Vergleich zu den vorigen Untersuchungen in den Jahren 2010 und 2005 hat die Belastung abgenommen und liegt auch deutlich unter der Belastung an der DMS Wedel.

6.2.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Schadstoffuntersuchungen im BA 3

Für die meisten Schwermetalle wurden in den Sedimenten der Probennahme aus dem Jahr 2014 im Vergleich zu den in 2005 und 2010 beprobten Sedimenten geringere Belastungen angetroffen. Für die organischen Schadstoffe wurden teilweise höhere Belastungen als in den Jahren 2005 und 2010 vorgefunden. Mit Ausnahme des p,p'-DDD liegen die mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe aus dem Jahr 2014 im Vergleich zu den an der DMS Wedel angetroffenen 3-Jahresmittelwerten aber niedriger.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 3 ist aufgrund der Gehalte des p,p'-DDD, p,p'-DDE und des HCB in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs und dürfen nur nach genauer Prüfung der Auswirkungen am Unterbringungsort (Erstellung einer Auswirkungsprognose) in Bereiche mit geringerer Vorbelastung untergebracht werden.

6.2.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 3

In Tabelle 6-5 sind die Untersuchungsergebnisse des Baggerabschnitts BA 3 bei Juelssand zusammengefasst. Eine detailliertere Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse der einzelnen Sedimentproben dieses Baggerabschnittes, die mittels der jeweiligen Bioteste gewonnen wurden, findet sich im Anhang (Kap. 12.3, Tabelle 12-37)

Mit Ausnahme von September 2014 sind zu den anderen Untersuchungsterminen (August 2010, Mai 2011 und August 2015) keine ökotoxikologischen Belastungspotenziale gegenüber den eingesetzten Biotestpaletten festgestellt worden (Toxizitätsklasse 0). Ebenso wie in BA 1, BA 5 und BA 7 sind in BA 3 im Frühjahr 2014 Belastungserhöhungen ermittelt worden. Mit Toxizitätsklasse II wurden hier temporäre leicht erhöhte, aber geringe und noch unbedenkliche Belastungspotenziale im Baggergut verzeichnet.

In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material des Baggerabschnittes BA 3 gemäß den Handlungsanweisungen (HABAB und GÜBAK) als unbedenklich belastet zu klassifizieren.

Tabelle 6-5: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 3 bei Juellssand (km 649,5 – 654,5) für die Jahre 2010 bis 2015.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse	August 2010		Mai '11 Tideber.	Sept. 2014	August 2015	Fall- einstufung
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
0	5	5	2		1	Fall 1
I						
II				4		Fall 2
III						
IV						Fall 3
V						
VI						

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

Abbildung 6-22 zeigt für den Zeitraum 2010 bis 2015 die Intensität der Hopperbaggerungen zur Unterhaltung der Wassertiefe im BA 5 (Pagensand). Unterhaltungsbaggerungen werden schwerpunktmäßig in den seitlichen Bereichen der Fahrrinne auf Seiten des grünen Tonnenstrichs durchgeführt. Die größten Baggermengen fallen hier zwischen Elbe-km 658 und 661 über die gesamte Breite der Fahrrinne an. Die Gesamtmenge Baggergut ist jedoch verglichen zu denen in BA 1 oder BA 3 eher gering.

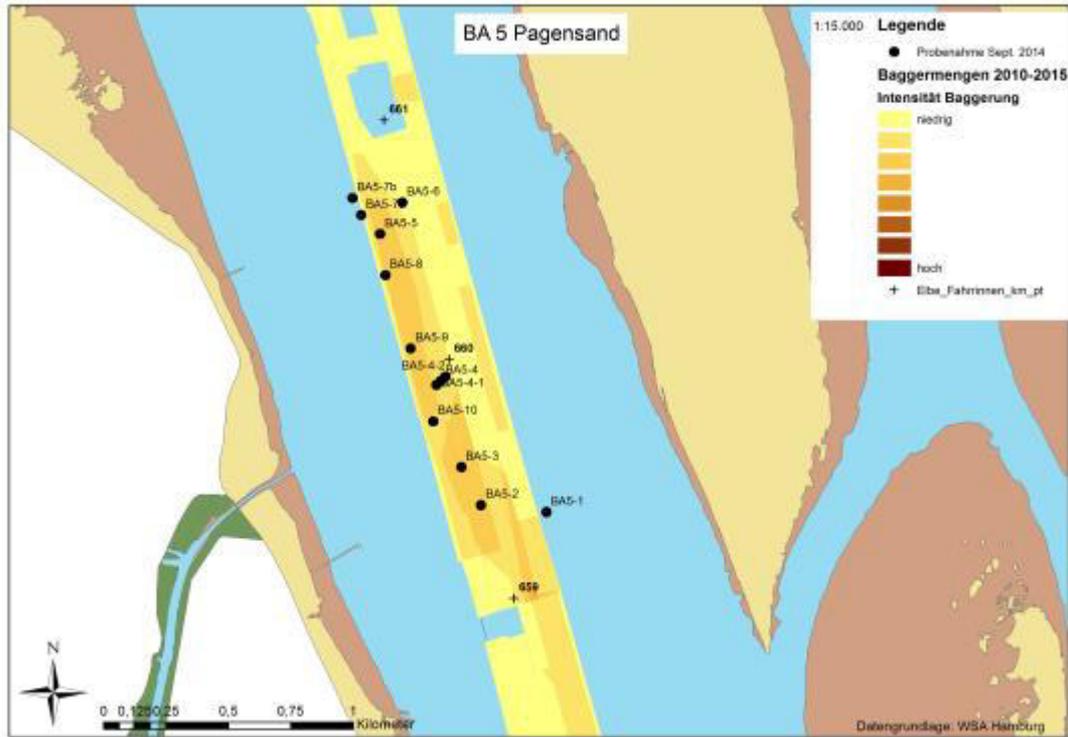


Abbildung 6-22: Intensität der Hopperbaggerung im BA 5 zur Unterhaltung der Wassertiefen im Bereich des Fahrwassers (Zeitraum 2006 und 2010 bis 2015)
(und Positionen der Probennahmepunkte für die Kampagne im September 2014, Quelle: WSA Hamburg)

6.3.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 5

Datenbasis MoNa

Im BA 5 (Pagensand) werden gemäß den Angaben aus MoNa überwiegend nicht-bindige Sedimente im Zuge der Unterhaltung gebaggert. In einem lokal begrenzten Schwerpunktbereich zwischen Elbe-km 659 und 661 entlang des grünen Tonnenstrichs (Abbildung 6-22) werden bindige Sedimente gebaggert; verglichen zu BA 1 bis BA 3 handelt es sich hierbei jedoch um geringe Mengen (Abbildung 6-23).

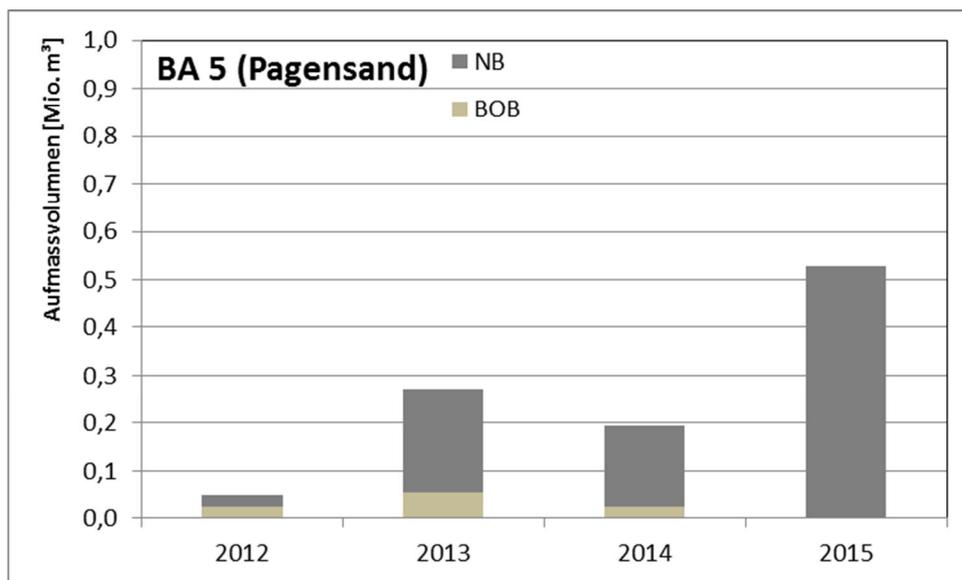


Abbildung 6-23: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 5 (Pagensand)

Laderaumproben

Die bei Baggerungen im BA 5 entnommenen Laderaumproben zeigen, dass in diesem Abschnitt zumeist Sedimente gebaggert werden, die dem Homogenbereich Sand zugeordnet werden können. Lokal begrenzt wird auch breiiger bis weicher Schlack gebaggert.

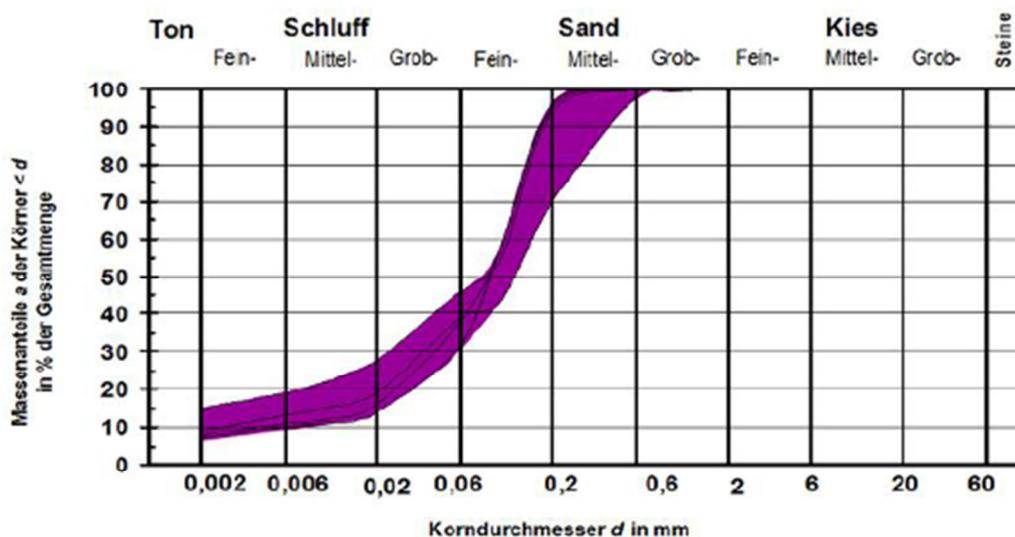


Abbildung 6-24: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für schlackiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 5 (maximale und minimale Massenanteile), Datengrundlage: Sedimentproben genommen aus Laderaum Hopperbagger (Entnahmedatum zwischen September 2012 und September 2015), Quelle BAW, 2016.

Beim diesem Schlack handelt es sich kornanalytisch um schwach tonigen, örtlich mittelsandigen, schluffigen bis stark schluffigen Feinsand (BAW 2016) (Abbildung 6-24). Die Korngrößenverteilung ist damit sehr breit gestuft, was das Material von den gebaggerten bindigen

Sedimenten in den BA 1 bis BA 3 unterscheidet. Der Feinkornanteil ($< 63 \mu\text{m}$) liegt zwischen 32 und 46 Gew.-%, diese Datenbasis umfasst jedoch nur vier Laderaumproben.

Sedimentproben

In der aktuellen Kampagne vom September 2014 wurden im BA 5 elf Sedimentproben zwischen Elbe-km 659 und 661, dem lokalen Baggerschwerpunkt für bindige Sedimente innerhalb von BA 5, genommen (siehe Abbildung 6-22). Hier ist die Gewässersohle eben und strukturarm, was ein überwiegend feinkörniges bis feinsandiges Sedimentinventar anzeigt. Stromab von Elbe-km 661 ist die Gewässersohle im Bereich der Fahrrinne von Transportkörperstrecken und damit von einem sandigen Sedimentinventar geprägt (vgl. BfG 2012 a, 2015 a). Die Korngrößenverteilung aller Proben ist in Abbildung 6-25 dargestellt. Der Baggerbereich entlang des roten Tonnenstrichs konnte damals nicht beprobt werden. Kurz zuvor im Juli 2014 sind hier noch Unterhaltungsbaggerungen durchgeführt worden.

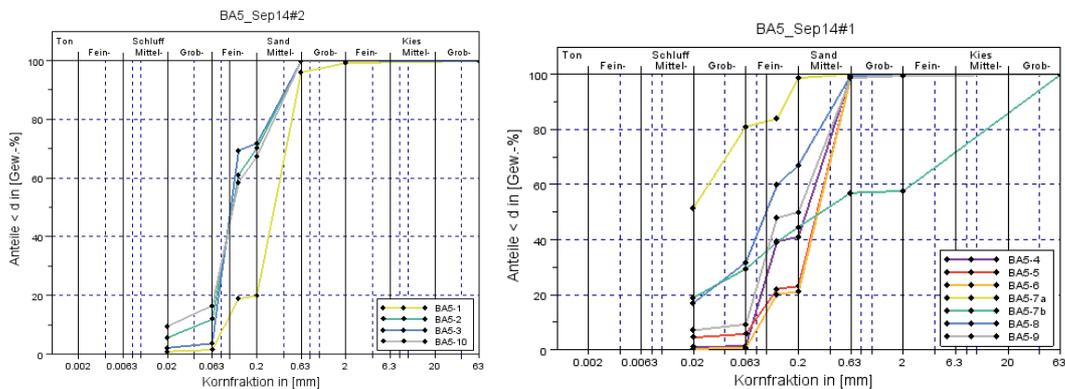


Abbildung 6-25: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 5 (Pagensand) Probennahmedatum September 2014.

Zwischen Elbe-km 659 und 660 sind bei den innerhalb der Fahrrinne genommenen Proben enggestufte Sande (mittelsandiger Feinsand) erfasst worden (Abbildung 6-25, links). Der Feinkorngehalt ($< 63 \mu\text{m}$) liegt bei 10 Gew.-% und darunter. Die Probe BA 5-1 ist außerhalb der Fahrrinne genommen worden und zeigt ein mittelsandiges Sediment. Im Kilometerabschnitt zwischen Elbe-km 660 und 661 ist ein vergleichsweise höherer Mittelsandanteil festzustellen (Abbildung 6-25, rechts). Der Feinkornanteil ist tendenziell etwas geringer. Nur in Probe BA 5-9 ist ein Feinkornanteil von etwa 20 Gew.-% festgestellt worden. Die Proben BA 5-7a und 7b sind am Fahrinnenrand bzw. knapp außerhalb genommen worden. Der hohe Feinkornanteil von rd. 80 Gew.-% und die zugleich sehr niedrigen Schadstoffgehalte bei BA 5-7a zeigen, dass hier keine frisch abgelagerten Sedimente sondern die anstehende Kleischicht erfasst worden ist. Die Probe BA 5-7b unterscheidet sich aufgrund des hohen Kiesanteils von allen anderen Proben, auch der Proben früherer Kampagnen.

Vergleich mit Probenergebnissen aus August 2010 sowie Fazit zu langjährigen Sedimentverhältnissen

Der BA 5 ist zuletzt im August 2010 beprobt worden. Die Proben 214, 216 und 217 (siehe BfG 2012 a) sind in etwa gebietsgleich im Kilometerabschnitt zwischen Elbe-km 659 und 660 mit den aktuellen Proben BA 5-2 bis BA 5-4 sowie BA 5-10 genommen worden. Die Ergebnisse der verschiedenen Jahre sind in Abbildung 6-26 vergleichend dargestellt.

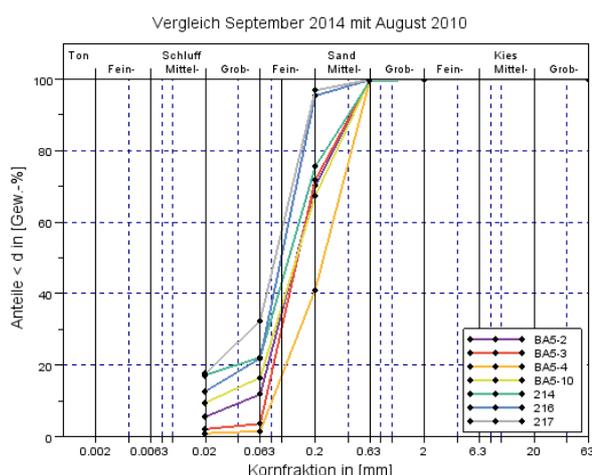


Abbildung 6-26: Vergleich Korngrößenverteilung für die Kampagnen September 2014 und August 2010

alle Proben sind zwischen Elbe-km 659 und 660 auf der Seite des grünen Tonnenstrichs genommen

Im Ergebnis dieses Vergleichs ist im September 2014 ein gegenüber August 2010 gröberes Sedimentinventar festgestellt worden. Die Vergröberung ist vor allem auf die größeren Mittelsandanteile zu Lasten der Feinkornanteile zurückzuführen. Eine Aussage zu einer dauerhaften Veränderung des Sedimentinventars lässt sich daraus jedoch nicht ableiten. Dazu wäre eine systematische und häufigere Beprobung der Sedimentablagerungen in BA 5 erforderlich. Die hier beobachtete Vergröberung steht nicht den Zielen eines ausgeglichenen Feinsedimenthaushaltes entgegen (vgl. BfG 2014 a). Daher besteht an dieser Stelle kein weiterer Handlungsbedarf.

6.3.2 Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen im BA 5

Es liegen im BA 5 für insgesamt acht Sedimentproben die Ergebnisse aus Schadstoffuntersuchungen zur Bewertung nach GÜBAK vor. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang Kap. 12.2, Tabelle 12-16 beigelegt. Drei Proben (BA 5-3, BA 5-5, BA 5-9) sind auf Grund des niedrigen Feinkornanteils nicht in die Bewertung nach GÜBAK für organische Schadstoffe eingegangen. Außerdem wurden zwei Proben (BA 5-7a und BA 5-7b) aufgrund ihrer niedrigen Gehalte nicht in die Mittelwertbildung einbezogen. Bei der Probe BA 5-7a handelt es sich wahrscheinlich um eine Kleischicht und bei der Probe BA 5-7b um ein Gemisch aus Schlick und Kies mit Ziegelbruch.

Zur Bewertung der Schadstoffbelastungen des anfallenden Baggerguts aus BA 5 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 6-6 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der mit im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 6-6 weiterhin

- den 3-Jahresmittelwert (Zeitraum 2011 - 2013) der ca. 1 km stromaufwärts gelegenen Dauermessstelle (DMS) Bützfleth bei Elbe-km 657,5. Bei den Proben der DMS Bütz-

fleth handelt es sich um monatliche Sedimentproben, die mittels eines van-Veen-Greifers genommen werden;

- Darüber hinaus enthält Tabelle 6-6 die Analyseergebnisse aus 2010 und 2002 (dokumentiert in BfG, 2006 und BfG, 2012 a).

Tabelle 6-6: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand)

BA 5					RW 1	RW 2	3- Jahresmittelwert Büztfleth 2011 - 2013
					GÜBAK		
		Pagensand 2014	Pagensand 2010	Pagensand 2002			
Trockenrückstand	Gew.-%						
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TM	9,1	5,3	15			
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	15	11	19			
Gesamtfraktion < 63 µm	Gew.-% TM	24	16	35			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)							
Arsen	mg/kg TM	30	33	30	40	120	32
Blei	mg/kg TM	71	68	76	90	270	79
Cadmium	mg/kg TM	1,6	1,5	2	1,5	4,5	2,1
Chrom	mg/kg TM	98	82	93	120	360	90
Kupfer	mg/kg TM	64	58	53	30	90	66
Nickel	mg/kg TM	49	48	44	70	210	45
Quecksilber	mg/kg TM	1,1	1,2	1,7	0,7	2,1	1,3
Zink	mg/kg TM	426	432	460	300	900	484
Kohlenwasserstoffe (in < 63 µm)							
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	mg/kg TM	135	275	260	200	600	88
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	1,6	2,5	1,4	1,8	5,5	1,3
Chlororganische Verbindungen (in < 63 µm)							
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,5	0,8	2,6	1,0	3,0	1,1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	5,4	3,6	7,2	1,8	5,5	5,2
Summe 7 PCB	µg/kg TM	14	12	23	13	40	12
α-HCH	µg/kg TM	0,6	0,55	1,5	0,5	1,5	0,43
γ-HCH	µg/kg TM	0,4	0,54	1,9	0,5	1,5	0,24
p,p-DDE	µg/kg TM	4,9	2,3	4,9	1,0	3,0	3,1
p,p-DDD	µg/kg TM	16	6,2	16	2,0	6,0	8,7
p,p-DDT	µg/kg TM	2,1	2,0	1,4	1,0	3,0	1,8
Organozinnverbindungen							
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg/kg TM	13	8,0	215	20	300	29
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg TM	318	289		500		
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-% TM	0,11	0,05		0,15		

6.3.2.1 Beurteilung der Schwermetall- und Arsengehalte nach GÜBAK

Die mittleren Gehalte der aktuellen Messungen der Schwermetalle Kupfer, Quecksilber und Zink überschreiten den RW 1 nach GÜBAK, nicht aber den RW 2. Die restlichen Schwermetallgehalte und das Arsen liegen unterhalb von RW 1.

Im Vergleich zu den im Jahr 2002 und 2010 genommenen Proben (dokumentiert in BfG, 2006 und BfG, 2012 a) aus diesem Bereich sind die aktuellen Schwermetallgehalte geringfügig höher (Nickel, Kupfer, Chrom) oder geringfügig niedriger (Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink). Die gemessenen Gehalte zeigen nur geringe Unterschiede zu den 3-Jahresmittelwerten der nahe gelegenen DMS Bützfleth.

6.3.2.2 Beurteilung der Gehalte organischer Schadstoffe und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die Belastung aller fünf Proben und somit auch die mittlere Belastung liegen unterhalb von RW 1. Sie liegt um ca. 35 % über dem an der DMS Bützfleth angetroffenen 3-Jahresmittelwert ist aber niedriger als in den Jahren zuvor.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA unterschreiten den RW 1. Die mittlere Belastung liegt geringfügig oberhalb des 3-Jahresmittelwertes der DMS Bützfleth und ist niedriger als in den Jahren zuvor.

Chlororganische Verbindungen: Die HCB-Gehalte von drei Einzelproben liegen oberhalb des RW 1. Die mittlere HCB-Belastung der Sedimente im BA 5 liegt knapp unterhalb des RW 2. Die mittlere Belastung ist vergleichbar mit dem 3-Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth. Die Belastung ist höher als die Belastung aus dem Jahr 2010 und niedriger als im Jahr 2002

Der mittlere Gehalt der PCBs (Summe 7 PCB) liegt oberhalb des RW 1. Bei einer Probe wurde eine Belastung oberhalb von RW 1 und bei zwei Proben unterhalb von RW 1 nachgewiesen. Im Vergleich zum Jahr 2002 haben die Gehalte stark abgenommen. Der 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth sowie der mittlere Gehalt aus dem Jahr 2010 liegen ca. 14 % niedriger.

Die Gehalte von α -HCH überschreiten in drei Proben RW 1 somit wird RW 1 auch im Mittel überschritten. Im Vergleich zu 2002 hat die Belastung abgenommen liegt aber höher als im Jahr 2010 und als der 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth. Für das γ -HCH wird RW 1 nur von einer Probe überschritten, die restlichen Proben und somit auch die mittleren Gehalte unterschreiten RW 1. Im Vergleich zu den Vorjahren hat die Belastung abgenommen und sie ist in Anbetracht der Messunsicherheit vergleichbar mit der DMS Bützfleth.

Die betrachteten Proben zeigen Gehalte des p,p'-DDE, die den RW 2 überschreiten und auch oberhalb des 3-Jahresmittelwertes der DMS Bützfleth liegen. Die Gehalte des p,p'-DDT zeigen in einer Probe eine deutliche Überschreitung des RW 2 und in den restlichen Proben eine Unterschreitung des RW 1. Im Mittel wird daher RW 1 überschritten. Der 3-Jahresmittelwert des p,p'-DDT an der DMS Bützfleth liegt über RW 1 und unter dem mittleren Gehalt der Proben aus dem Jahr 2014. Im Jahr 2010 wurden geringfügig niedrigere Gehalte gemessen. Für p,p'-DDD wird der RW 2 von allen Einzelproben deutlich überschritten. Aber auch der 3-Jahresmittelwert des p,p'-DDD an der DMS Bützfleth zeigt eine Überschreitung des RW 2. Im Jahr 2014 sind die Gehalte des p,p'-DDD um das 2,5-fache höher als im Jahr 2010.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT Gehalte liegen in zwei Einzelproben sowie bei der mittleren Belastung unterhalb von RW 1. Nur eine Probe überschreitet RW 1 leicht. Der 3-Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth überschreitet RW 1, liegt aber deutlich unterhalb von RW 2. Im Vergleich zu der Belastung im Jahr 2010 ist der TBT Gehalt um ca. 38 % gestiegen.

6.3.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Schadstoffuntersuchungen in BA 5

Die mittlere Belastung der Sedimentproben aus 2014 mit Schwermetallen und Arsen ist niedriger (ausgenommen Chrom und Nickel) als der 3-Jahresmittelwert an der nächsten gelegenen DMS Bützfleth und ähnlich der Belastung der Proben aus dem Jahr 2010. Die mittlere Belastung der organischen Schadstoffe liegt bei der Beprobung 2014 zum Teil oberhalb der aktuellen Belastung an der Dauermessstelle und zum Teil auf vergleichbarem Niveau. Nur die Belastung mit p,p'-DDD ist deutlich höher. Die Gehalte der chlororganischen Verbindungen sind 2014 oft auch höher als 2010.

Die Schadstoffbelastung des untersuchten, potenziellen Baggerguts im BA 5 ist noch ähnlich hoch wie in BA 3 und ist aufgrund des mittleren Gehaltes von p,p'-DDD und p,p'-DDE in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Baggergut als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Der 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth ist nach GÜBAK ebenfalls auf Grund der Gehalte dieser Schadstoffe in den Fall 3 einzuordnen.

6.3.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 5

Die Untersuchungsergebnisse des Baggerabschnitts BA 5 bei Pagensand sind in Tabelle 6-7 zusammenfassend dargestellt. Eine detailliertere Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse der einzelnen Sedimentproben dieses Baggerabschnittes, die mittels der jeweiligen Bioteste gewonnen wurden, findet sich im Anhang (Kap. 12.3, Tabelle 12-38 bis Tabelle 12-45).

Die ökotoxikologischen Belastungen der in diesem Bereich entnommenen Sedimente sind den Toxizitätsklassen 0 bis II zuzuordnen, und sind somit nicht bzw. unbedenklich belastet. Die Untersuchungsergebnisse der marinen Biotestpalette aus dem Jahr 2010 sind mit den Ergebnissen der limnischen Biotestpalette vergleichbar. Ebenso wie in BA 1, BA 3 und BA 7

sind temporär die ökotoxikologischen Belastungen der Sedimente mit der Toxizitätsklasse II leicht erhöht (tendenziell auf Grund der geringen Probenanzahl mit n = 2).

In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material gemäß den Handlungsanweisungen (HABAB und GÜBAK) aus ökotoxikologischer Sicht unbedenklich belastet (Fall 1).

Tabelle 6-7: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 5 bei Pagensand (km 659,0 - 664,5) für die Jahre 2010 bis 2015.
Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse	August 2010		Schwarztonnens. Nebeneibe Sep. 2010		Mai '11 Tideber.	Barkug. Loch Aug. 2012	BA 5 Sep. 2014	BA 5 Aug. 2015	Fall- einstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	
0	3	3	16	17	2	1			Fall 1
I			1		1	1		1	
II						1	2		
III									Fall 2
IV									
V									Fall 3
VI									

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

Die Intensitäten der Hopperbaggerungen zur Unterhaltung der Wassertiefe im BA 7 (Rhinplate) sind für den Zeitraum 2010 bis 2015 in Abbildung 6-27 dargestellt.

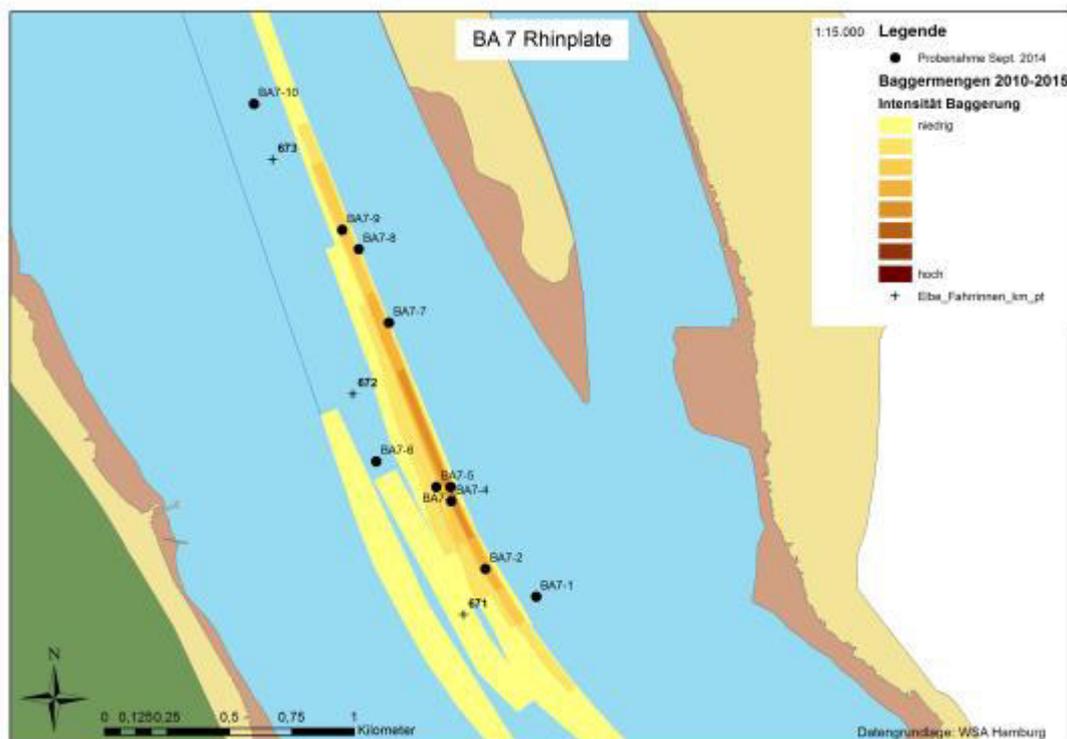


Abbildung 6-27: Intensität der Hopperbaggerungen im BA 7 zur Unterhaltung der Fahrrinne (Zeitraum 2010 bis 2015)
(und Positionen der Probennahmepunkte für die Kampagne im September 2014; Quelle WSA Hamburg)

Die Unterhaltungsbaggerungen im BA 7 konzentrieren sich auf den Bereich vor der Einmündung der Glückstädter Nebenelbe um den Elbe-km 671 und dann stromab fortgesetzt am Rand der Fahrrinne auf Seite des roten Tonnenstrichs. Zwischen Elbe-km 675 und 676 liegt auf Seite des grünen Tonnenstrichs ein weiterer Baggerbereich von jedoch nur geringer Intensität.

Die anfallenden Baggergutmengen liegen in einer Größenordnung vergleichbar zum BA 5 (Pagensand) und liegen damit auch deutlich unter den Mengen, die weiter stromauf in den BA 1 bis BA 3 anfallen.

6.4.1 Sedimentologische Untersuchungsergebnisse in BA 7

Datenbasis MoNa

Im BA 7 werden gemäß den Angaben aus MoNa überwiegend nicht-bindige Sedimente im Zuge der Unterhaltung gebaggert (Abbildung 6-28). In lokal begrenzten Schwerpunktbereichen werden auch geringe Sedimentmengen gebaggert, die aufgrund der am Hopper erfassten Laderaumdichten der Kategorie BOB (bindiger Oberboden) zugeordnet werden können. Laderaum- und Sohlproben aber auch Schummerungspläne (siehe z. B. in BfG 2015 a) haben diesen Bereich im Zufahrtsbereich zur Glückstädter Nebenelbe etwa zwischen Elbe-km 671 und 672 entlang des roten Tonnenstrichs als Sedimentationsschwerpunkt für bindige Sedimente lokalisiert.

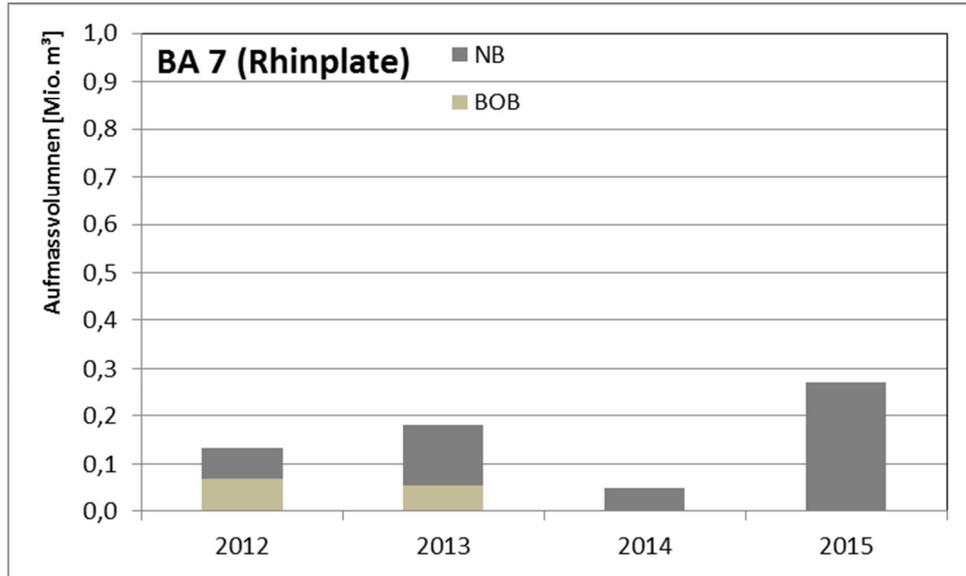


Abbildung 6-28: Mengenverhältnisse von bindigem und nicht bindigem Baggergut im BA 7 (Rhinplate).

Laderaumproben

Die bei Baggerungen im BA 7 entnommenen Laderaumproben zeigen, dass es sich bei den in diesem Abschnitt gebaggerten und dem Homogenbereich Schlick zugeordneten Sedimenten um einen breiigen bis weichen Schlick handelt, der kornanalytisch in BAW (2016) als ein schwach toniger, schluffiger, örtlich mittelsandiger Feinsand beschrieben wird (siehe Abbildung 6-29). Der Feinkornanteil (< 63 μm) im Fall der schlackigen Sedimente liegt zwischen 21 und 43 Gew.-% bzw. im Mittel bei 35 Gew.-%.

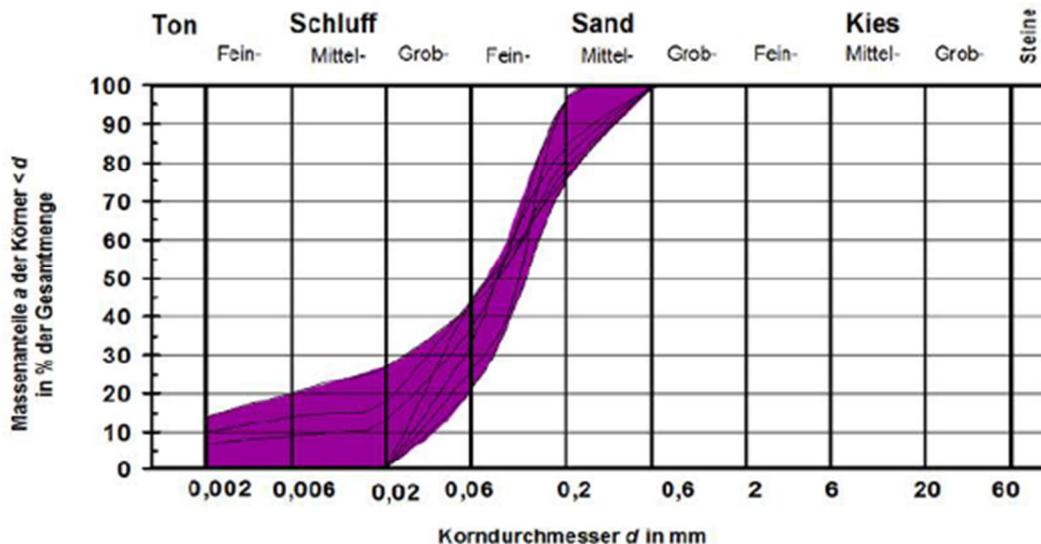


Abbildung 6-29: Bandbreite der Korngrößenverteilungen für schlackiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 7 (maximale und minimale Massenanteile), Datengrundlage Sedimentproben genommen aus Laderaum Hopperbagger (Entnahmedatum zwischen September 2012 und September 2015), Quelle BAW, 2016.

Sedimentproben

Bei der Beprobung im September 2014 wurden in BA 7 zehn Sedimentproben mit einem van-Veen-Greifer bis in eine Tiefe von 20 cm entnommen (für die Probennahmepositionen siehe vorherige Abbildung 6-27).

Das bei der Beprobung erfasste Sediment kann anhand der Korngrößenverteilungen in zwei Gruppen aufgeteilt werden. Die erste Gruppe der Sedimentproben (BA 7-3 bis BA 7-7, siehe Abbildung 6-30) wurde schwerpunktmäßig auf Höhe von Elbe-km 672,5 genommen und weist einen hohen Feinkornanteil (Fraktion < 63 µm) von 40 bis 80 Gew.-% auf. Die Sedimente können allesamt als stark feinsandiger Schluff beschrieben werden. Etwas weiter stromab wurde die Probe BA 7-7 genommen, die einen Feinkornanteil von nur noch 20 Gew.-% aufweist. Die restlichen Anteile entfallen auf die Fraktionen Fein- und Mittelsand.

Die zweite Gruppe der Sedimentproben (BA 7-1 und BA 7-2 sowie BA 7-8 bis BA 7-10, siehe Abbildung 6-30) wurde an Positionen stromauf und stromab der ersten Gruppe genommen. Diese zweite Gruppe von Proben ist durch hohe Mittelsandanteile (zwischen 40 und 95 Gew.-%) und geringe Feinkornanteile (weniger als 10 Gew.-%) charakterisiert.

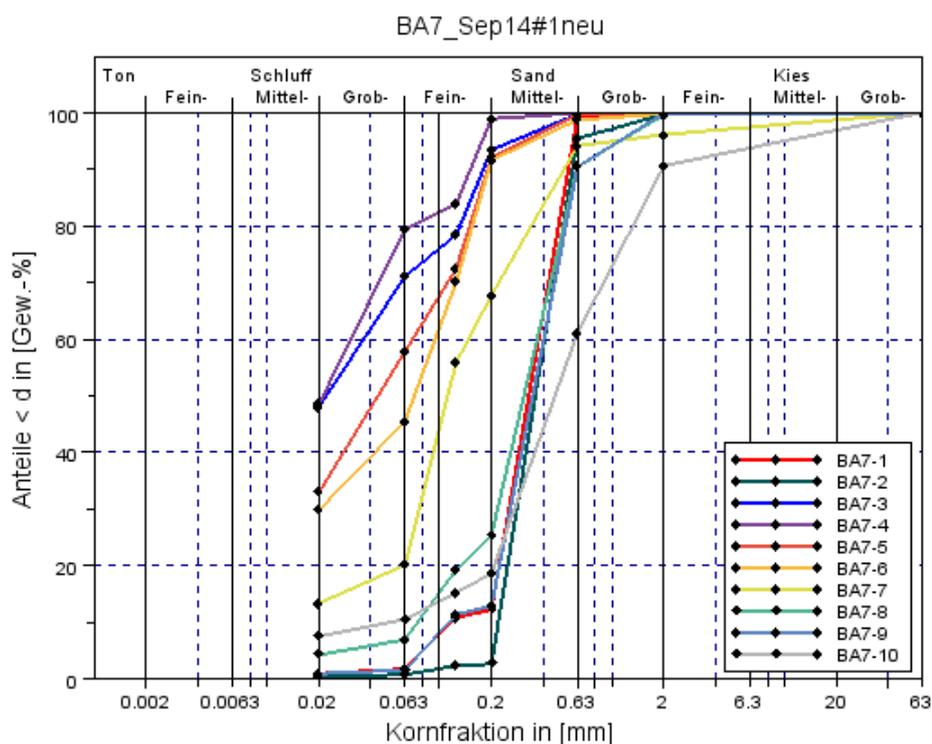


Abbildung 6-30: Korngrößenverteilung der Sedimentproben aus BA 7, Kampagne im September 2014

Vergleich mit Probennahme August 2010 und Fazit zu langjährigen Sedimentverhältnissen

In unmittelbarer Nähe zu den feinsandig schluffigen Proben BA 7-3 bis BA 7-5 ist im August 2010 die Probe 313 genommen worden. Auch diese Probe ist ein feinsandig schluffiges

Sediment mit einem Feinkornanteil von rd. 60 Gew.-%. Nahe der Probe BA 7-7 ist im August 2010 die Probe 317 genommen worden. Auch hier gibt es in Bezug auf die Korngrößenzusammensetzung eine gute Übereinstimmung, einzig der Feinkornanteil bei der früheren Probe 317 war mit 10 Gew.-% nur halb so hoch. Bei der Probennahme im August 2010 wurden im Gegensatz zu September 2014 auch weiter stromab von Elbe-km 673 noch Sedimentproben genommen. Im Bereich der Fahrrinne zeigten sie überwiegend sandige Sedimente (in der Spannweite von einem mittelsandigen Feinsand bis zu grobsandigen Mittelsand) mit nur geringen Schluffanteilen. Die Ergebnisse der Probennahme aus dem September 2014 ergeben keine Hinweise auf eine nachhaltige Veränderung beim Sedimentinventar in BA 7.

6.4.2 Ergebnisse Schadstoffuntersuchungen in BA 7

Aus BA 7 liegen insgesamt sieben Sedimentproben vor, die auf Schadstoffe untersucht wurden. Die Einzelergebnisse aller Proben sind diesem Bericht im Anhang Kap. 12.2, Tabelle 12-17 beigefügt. Für die Schwermetall- und Arsenuntersuchungen stehen insgesamt sieben Proben und für organische Schadstoffe sechs Proben zur Beurteilung der Qualität des Baggergutes aus dem BA 7 zur Verfügung.

Zur Beurteilung der Schadstoffbelastung des potenziellen Baggerguts aus BA 7 erfolgt der Vergleich mit den in Tabelle 6-8 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Für eine weitergehende Einordnung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Schadstoffgehalte in Sedimenten enthält Tabelle 6-8 weiterhin

- die mittleren Belastungen von Sedimentproben aus BA 7, die in den Jahren 2002 und 2010 genommen worden sind (dokumentiert in BfG, 2006, BfG, 2012 a);
- den 3-Jahresmittelwert (2011 - 2013) der ca. 14 km stromaufwärts gelegenen Dauer-
messstelle (DMS) Bützfleth bei Elbe-km 657,5. Bei den Proben der DMS Bützfleth
handelt es sich um monatliche Sedimentproben, die mittels eines van-Veen-Greifens
genommen werden.

Tabelle 6-8: Mittelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate)

BA 7					RW 1	RW 2	3-Jahresmittelwert Bützfleth 2011 - 2013
					GÜBAK		
		Rhinplate 2014	Rhinplate 2010	Rhinplate 2002			
Trockenrückstand	Gew.-%						
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TM	15	15	15			
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	26	25	31			
Gesamtfraktion < 63 µm	Gew.-% TM	42	40	47			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)							
Arsen	mg/kg TM	29	42	36	40	120	32
Blei	mg/kg TM	62	94	81	90	270	79
Cadmium	mg/kg TM	1,0	1,6	1,6	1,5	4,5	2,1
Chrom	mg/kg TM	90	87	98	120	360	90
Kupfer	mg/kg TM	47	59	50	30	90	66
Nickel	mg/kg TM	43	47	49	70	210	45
Quecksilber	mg/kg TM	1,0	1,5	2,3	0,7	2,1	1,3
Zink	mg/kg TM	322	480	420	300	900	484
Kohlenwasserstoffe (in < 63 µm)							
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	mg/kg TM	92	134	414	200	600	88
PAK-Summe 16 EPA	mg/kg TM	1,5	2,0	1,7	1,8	5,5	1,3
Chlororganische Verbindungen (in < 63 µm)							
Pentachlorbenzol	µg/kg TM	1,4	3,7	3,6	1,0	3,0	1,1
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	6,4	8,4	11	1,8	5,5	5,2
Summe 7 PCB	µg/kg TM	13	8,6	20	13	40	12
α-HCH	µg/kg TM	0,5	0,22	0,51	0,5	1,5	0,43
γ-HCH	µg/kg TM	0,3	0,14	0,25	0,5	1,5	0,24
p,p-DDE	µg/kg TM	4,1	0,90	4,3	1,0	3,0	3,1
p,p-DDD	µg/kg TM	16	2	15	2,0	6,0	8,7
p,p-DDT	µg/kg TM	1,1	0,20	1,5	1,0	3,0	1,8
Organozinnverbindungen							
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg/kg TM	15	9	181	20	300	29
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg TM	630	435		500		
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-% TM	0,14	0,09		0,15		

6.4.2.1 Beurteilung der Schwermetall- und Arsengehalte nach GÜBAK

In allen sieben untersuchten Proben aus dem Jahr 2014 überschreiten die Gehalte von Kupfer und Quecksilber jeweils den RW 1. In vier Proben wird auch von Zink RW 1 überschritten. Die mittlere Belastung der Proben zeigt eine leichte Überschreitung von RW 1 für die drei Schwermetalle Kupfer, Quecksilber und Zink. RW 2 wird nicht überschritten (Tabelle 6-8). Der Vergleich mit den Sedimentproben aus den Jahren 2002 und 2010 zeigt aktuell einen Rückgang der Sedimentbelastung. Die Gehalte liegen auch niedriger als die 3-Jahresmittelwerte an der 14 km entfernten DMS Bützfleth, während sie im Jahr 2010 den damaligen aktuellen Gehalten noch entsprachen.

6.4.2.2 Beurteilung der Gehalte organischer Schadstoffe und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die aktuelle mittlere Belastung der Sedimentproben aus dem Jahr 2014 ist geringer im Vergleich mit den Ergebnissen aus den Jahren 2002 und 2010, entsprechen aber der Belastung mit MKW an der DMS Bützfleth. Der RW 1 wird nicht überschritten.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA überschreiten den RW 1 nur in einer Probe, im Mittel jedoch nicht. RW 2 wird nicht überschritten. Die mittlere Belastung liegt auf dem Niveau des 3-Jahresmittelwertes an der DMS Bützfleth und ist somit etwas geringer als im Jahr 2010.

Chlororganische Verbindungen: Der HCB-Gehalt von vier der sechs untersuchten Proben sowie der mittlere Gehalt überschreiten RW 2 zum Teil deutlich (bis um das doppelte). Die Belastung mit HCB ist auch höher als an der DMS Bützfleth. Im Vergleich zu den Vorjahren hat sie allerdings abgenommen. Der mittlere Gehalt sowie die Einzelgehalte des Pentachlorbenzol überschreiten RW 1. Damit liegen sie auf dem Niveau des 3-Jahresmittelwertes der DMS Bützfleth und deutlich niedriger als in den Jahren zuvor.

Der mittlere Gehalt der PCBs (Summe 7 PCB) trifft mit 13 µg/kg den RW 1. Die Belastung im BA 7 hat gegenüber den Proben aus dem Jahr 2010 zugenommen (ca. 40 %) liegt aber noch unterhalb der Gehalte aus dem Jahr 2002. Die Belastung mit PCBs an der DMS Bützfleth ist vergleichbar mit der Belastung im Jahr 2014.

Bis auf eine Probe unterschreiten die Gehalte von α -HCH RW 1. Im Mittel wird dabei der RW 1 erreicht und liegt damit etwas höher als an der DMS Bützfleth und höher als im Jahr 2010. Auch das γ -HCH überschreitet in einer Probe RW 1 bleibt aber im Mittel unter diesem Richtwert und ist mit dem 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth vergleichbar. Im Vergleich zu den vorigen Jahren ist der Gehalt gestiegen.

Die Gehalte von p,p'-DDE und p,p'-DDD überschreiten in den Einzelproben alle RW 2 (ausgenommen Probe BA 7-6 für p,p'-DDE). Im Vergleich zu den Ergebnissen aus dem Jahr 2010 sind die Gehalte deutlich höher, aber vergleichbar mit den Proben aus dem Jahr 2002. Die 3-Jahresmittelwerte für p,p'-DDE und p,p'-DDD an der DMS Bützfleth sind niedriger als

im BA 7, im Fall des p,p'-DDD sogar um die Hälfte. Die Gehalte des p,p'-DDT überschreiten in drei Proben RW 1 und somit auch im Mittel. Der Mittelwert ist etwas niedriger als der 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth und deutlich höher als im Jahr 2010. Drei Einzelproben zeigen allerdings p,p'-DDT Gehalte die mit denen aus dem Jahr 2010 vergleichbar sind.

Zinnorganische Verbindungen: Die TBT Gehalte liegen in den fünf Einzelproben sowie beim Mittelwert unterhalb von RW 1. Nur eine Probe liegt oberhalb von RW 1. Der 3-Jahresmittelwert an der DMS Bützfleth überschreitet RW 1, liegt aber deutlich unterhalb von RW 2. Somit ist die aktuelle Belastung in BA 7 niedriger als an der DMS, aber höher als im Jahr 2010 (ca. 40 %).

6.4.2.3 Zusammenfassende Beurteilung der Schadstoffuntersuchungen im BA 7

Ein Teil der organischen Schadstoffe zeigt 2014 höhere Gehalte im BA 7 (Rhinplate) verglichen zu den Sedimentproben aus dem Jahr 2010. Hier fallen vor allem die Gruppe der p,p'-DDX und die Summe 7 PCB auf. Auch im Vergleich mit den an der DMS Bützfleth angetroffenen 3-Jahresmittelwerten weisen einige der untersuchten Schadstoffe höhere Gehalte auf. Sie sind zum Teil vergleichbar mit den Belastungen aus dem Jahr 2002. Die Gehalte der Schwermetalle haben im Gegensatz dazu abgenommen.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 7 ist aufgrund der Gehalte von Hexachlorbenzol, p,p'-DDE und p,p'-DDD in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Die 3-Jahresmittelwerte an der DMS Bützfleth liegen für Hexachlorbenzol unterhalb von RW 2 und für p,p'-DDE und p,p'-DDD aber ebenfalls über RW 2 sind aber insgesamt niedriger als die Werte, die für das potenzielle Baggergut erfasst wurden. Die höheren Gehalte des potenziellen Baggergutes sind eventuell auf Sediment- bzw. Baggergutkreisläufe, bei der schon ab BA 1 Richtung stromauf gebaggerte und im VSB 686/690 untergebrachte belastete Sedimente wieder stromauf transportiert wurden und sich dabei z. T. im Baggerabschnitt 7 ablagerten, zurückzuführen.

6.4.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse in BA 7

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen des Baggerabschnitts BA 7 (Rhinplate) sind in Tabelle 6-9 zusammenfassend dargestellt. Eine detailliertere Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse der einzelnen Sedimentproben dieses Baggerabschnittes, die mittels der jeweiligen Bioteste gewonnen wurden, findet sich im Anhang (Kap. 12.3, Tabelle 12-46 bis Tabelle 12-51).

Die ökotoxikologischen Belastungen der in diesem Bereich entnommenen Oberflächensedimente sind den Toxizitätsklassen 0 bis I zuzuordnen und sind somit nicht bzw. unbedenklich belastet. Die Untersuchungsergebnisse der marinen Biotestpalette aus dem Jahr 2010 sind mit den Ergebnissen der limnischen Biotestpalette vergleichbar. Ebenso wie in BA 1, BA 3 und

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

BA 5 sind die ökotoxikologischen Belastungen der im September 2014 beprobten Sedimente mit Toxizitätsklasse II tendenziell leicht erhöht (tendenziell auf Grund der geringen Probenanzahl mit n = 2). In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material gemäß den Handlungsanweisungen (HABAB und GÜBAK) aus ökotoxikologischer Sicht unbedenklich belastet (Fall 1).

Tabelle 6-9: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen für Baggerabschnitt BA 7 bei Rhinplate (km 670,0 - 676,0) für die Jahre 2010 bis 2015.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse	Rhinplate August 2010		Tideelbe- Bereisung Mai 2011	Beprobung Wischhafen Juni 2011	Sediment- kerne BA7 Sep. 2014	Oberfl.- probe Aug. 2015	Fall- einstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	Häufigk. Toxkl.	
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	
0	2	2	1	1			Fall 1
I						1	
II					2		
III							Fall 2
IV							
V							Fall 3
VI							

6.5 Hamburger Delegationsstrecke und Hafenzufahrten

Als eine Option des flexiblen und adaptiven Sedimentmanagements zur Entlastung des Feinsedimenthaushaltes der Tideelbe beschreibt die Systemstudie II (siehe BfG,2014 a) die Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Baggerrevier weiter stromab als bisher auf Neßsand im VSB 686/690. Diese Option bleibt auf Einzeljahre mit einem dauerhaft niedrigen Oberwasserabfluss beschränkt. Für die Erstellung einer Auswirkungsprognose wird nachfolgend das Baggergut aus den Bereichen Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7, Süderelbe Blatt 5 (Abbildung 6-31) sowie den Teilbereichen der ausgewählten Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Strandhafen zzgl. Norderelbe Blatt 6 und Vorhafen) betrachtet.

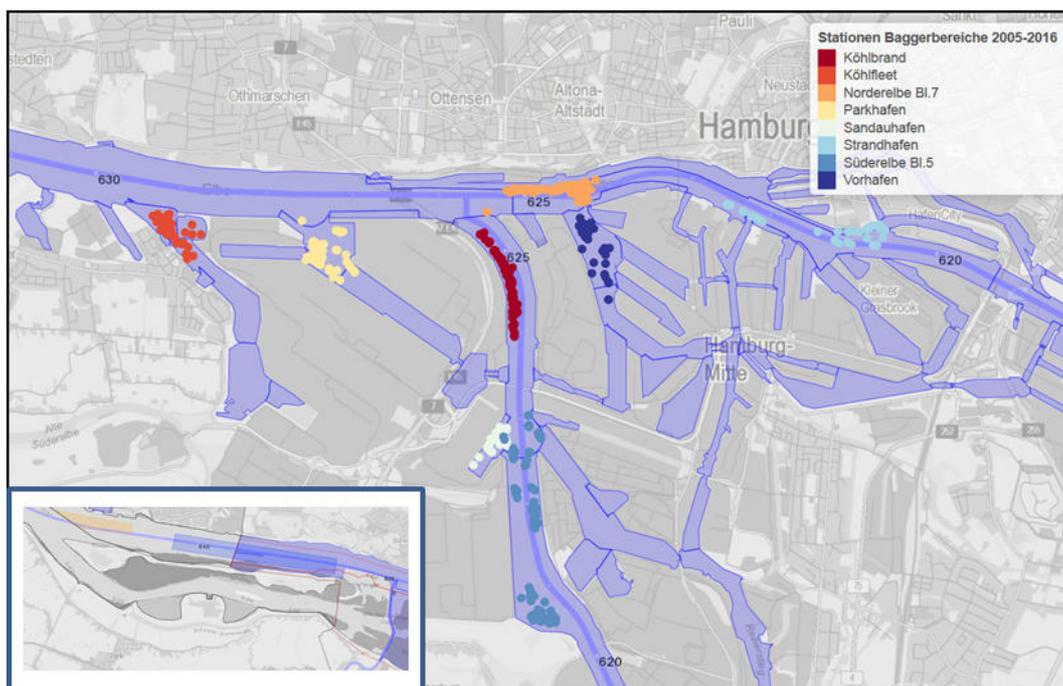


Abbildung 6-31: Karte der Bereiche und Beprobungsstationen im HPA Baggerrevier zwischen Elbe-km 620 und 630, die in die Bewertung des Hamburger Hafen Baggergutes eingegangen sind

Zusätzlich sind in dem Inset-Diagramm die Polygone des Sedimentfangs (orange) westlich des Elbe-km 640 und der Verbringstelle Neßsand an der Landesgrenze (östlich Elbe-km 640) dargestellt. Das umschließende Polygon der Unterbringungsstelle repräsentiert den Kontrollbereich für Sedimentuntersuchungen der HPA.

Die Bewertung der Sedimentqualität der Delegationsstrecke (Norderelbe Blatt7, Köhlbrand und Süderelbe Blatt 5) bezieht sich auf den Datensatz der Freigabebehebungen für das Material, das an der Tonne E3 verbracht wurde (BfG, 2013).

Aufgrund der hohen Abflüsse im Oberlauf der Elbe und den damit verbundenen geringen Sedimentationsraten in der Hamburger Delegationsstrecke musste zwischen 2011 und 2013 kein Material zur Tonne E3 gebracht werden. Eine Freigabebehebung war somit für diesen Zeitraum nicht erforderlich. Es liegen für diesen Zeitraum Kontrollproben vor und werden in der Auswertung berücksichtigt auch wenn der Probenumfang nicht dem der Freigabebehebung entspricht.

Die Unterbringungen endeten im Februar 2010 und wurden im Sommer 2014 – wie auch die Beprobungen der Sedimente der Delegationsstrecke - wieder aufgenommen.

Die Bewertung der Sedimentqualität der Hafenzufahrten bezieht sich auf Untersuchungen aus den Jahren 2014 und 2015, in denen niedrige Oberwasserabflüsse vorherrschten.

6.5.1 Morphologie

Sedimentproben sind in der Delegationsstrecke in den Baggerbereichen Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 genommen (siehe Abbildung 6-31) und auf Korngrö-

ßenverteilung untersucht worden. Es liegen Ergebnisse aus jährlich durchgeführten Proben-
nahmen im Zeitraum 2005 – 2015 vor.

In allen drei Teilbereichen werden Sedimente gebaggert, die als feinsandiger Schluff bzw.
schluffiger Feinsand klassifiziert werden können (siehe Abbildung 6-32). Aufgrund des
vorhandenen Feinkornanteils handelt sich bei den Sedimenten um bindiges Baggergut. Die
höchsten Feinkorngehalte (Fraktion < 63 µm) liegen im Baggergut aus der Süderelbe Blatt 5
vor. Im Mittel über alle Proben beträgt hier der Feinkornanteil zwischen 58 und 76 Gew.-%.
Der Mittelsandanteil liegt bei < 5 Gew.-%, das Jahr 2009 ist eine Ausnahme mit einem
mittleren Anteil von beinahe 10 Gew.-%.

Im Teilbereich Norderelbe Blatt 7 ist die Schwankungsbreite innerhalb der verschiedenen
Kornfraktionen am größten. Der mittlere Feinkornanteil liegt je nach Kalenderjahr zwischen
10 und 62 Gew.-%, zumeist jedoch bei > 25 Gew.-%. Relativ konstant liegt der Anteil des
feinen Feinsands (63 – 100 µm) bei etwa 30 Gew.-%. Wiederum variabel ist der Anteil des
groben Feinsandes, der im Mittel zwischen 8 und 45 Gew.-% schwankt. Der mittlere Anteil
an Mittelsand liegt zumeist bei unter 10 Gew.-%. Ein vergrößertes Sedimentinventar ist in
den Jahren 2009 bis 2013 zu beobachten. Bis auf das Jahr 2012 waren dies stets Jahre mit
einem überdurchschnittlich hohem Abflussgeschehen (vgl. Kap. 5). In solchen durch einen
hohen Oberwasserabfluss geprägten Jahren ist in Folge dessen im Teilbereich Norderelbe
Blatt 7 mit einem Baggergut zu rechnen, dass als leicht mittelsandiger, schluffiger Feinsand
zu beschreiben ist.

Im Teilbereich Köhlbrand liegt der mittlere Feinkornanteil relativ konstant bei etwa 50 Gew.-
%. Ausnahmen sind hier die Jahre 2010 bis 2013, in denen der Feinkornanteil bei deutlich
unter 50 Gew.-% liegt. Es ist auch hier vergleichbar zum Teilbereich Norderelbe Blatt 7
davon auszugehen, dass dies durch einen überdurchschnittlich hohen Oberwasserabfluss
bewirkt wird. Der restliche Anteil entfällt auf die Fraktion des Feinsands; der Mittelsandan-
teil ist hier sehr gering. Das Baggergut kann entweder als stark feinsandiger Schluff bzw.
stark schluffiger Feinsand klassifiziert werden.

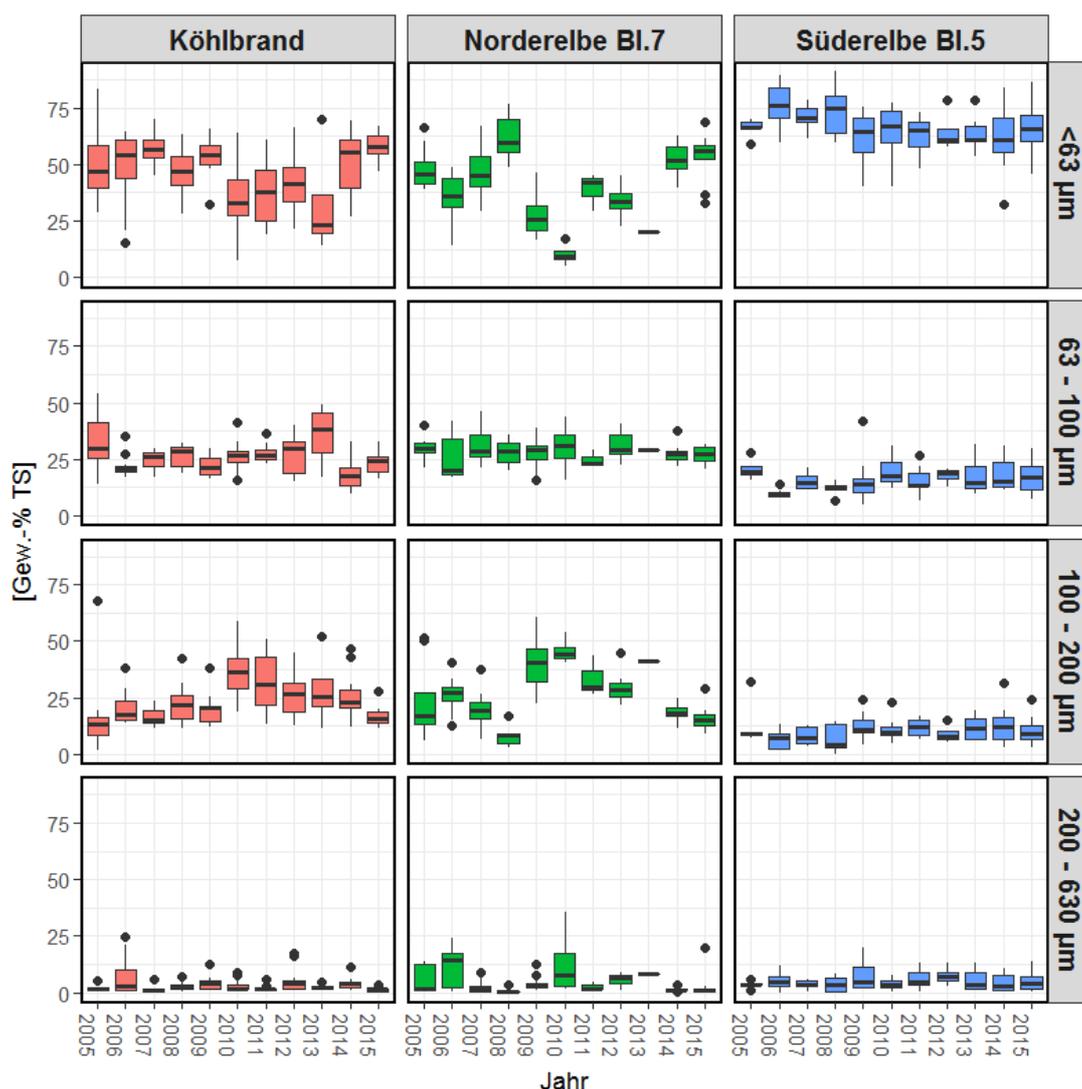


Abbildung 6-32: Box-and Whisker Plot der Anteile der Fraktionen $< 63 \mu m$, $63-100 \mu m$, $100 - 200 \mu m$ und $200 - 630 \mu m$ im Baggergut der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5) zwischen 2005 und 2015

Box-and-Whisker Diagramm mit Darstellung des Medianwertes, der Box als $Q_{25}-Q_{75}$ Bereich und den Whiskern mit dem 1,5-fachen Interquartilbereich

6.5.2 Schadstoffe

Zur Bewertung der Sedimente aus dem Hamburger Hafen wurden Jahre ausgewählt, in denen niedrige bis mittlere Oberwasserabflüsse dominierten ($\sim 450 \text{ m}^3/\text{s}$ bis $\sim 700 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahresmittel), d. h. Jahre, in denen Hamburger Hafengebaggergut zur Tonne E3 verbracht werden musste (2005 - 2009 und 2014/2015). Nur unter diesen Bedingungen soll es möglich sein, Baggergut aus dem Hamburger Hafen in den VSB 686/690 unterzubringen. Dabei werden die Sedimente aus den Bereichen betrachtet, die auch zur Tonne E3 verbracht werden plus einiger Hafenzufahrten (BfG 2016). Die Hauptbaggerbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 (s. Abbildung 6-31) wurden in den Jahren 2005 bis 2009

(mittlere Abflussverhältnisse), dem Ende der ersten Unterbringungsphase zur Tonne E3, sowie nach ihrer Wiederaufnahme in den Jahren 2014 und 2015 (niedrige Abflussverhältnisse) jeweils vor Beginn der Unterbringungskampagnen beprobt (Freigabebeprobungen). Die zwischen 2005 und 2009 entnommenen 198 Sedimentproben aus den Teilgebieten Norderelbe Blatt 7, Köhlbrand und Süderelbe Blatt 5 der Delegationsstrecke repräsentieren in der Regel eine Schnitttiefe von mindestens 80 cm. Zusätzlich zu 71 Sedimentproben aus der Delegationsstrecke für den Beprobungszeitraum 2014/2015 gehen in die Bewertung 98 Proben aus den Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Strandhafen und dem Vorhafen ebenfalls aus den Jahren 2014/2015 ein.

Entsprechend der Anforderungen der GÜBAK (Anonymus 2009) umfasste das Untersuchungsprogramm Korngrößenverteilungen, TOC-Gehalte, Belastungen mit Nähr- und Schadstoffen, ökotoxikologische Wirkungen sowie die Sauerstoffzehrung. Eine detaillierte Übersicht über die Ergebnisse der Baggergutbeprobungen von 2005 bis 2009 findet sich in BfG (2013).

In dem folgenden Abschnitt werden eine Übersicht der Ergebnisse der Beprobungen 2005 bis 2009 aus BfG (2013) und eine Bewertung der neuen Beprobungen 2014 und 2015 gegeben. Beide Zeiträume in denen Baggergut zur Tonne E3 gebracht wurde, repräsentieren ein Szenario mit geringen bis mittleren Oberwasserabflüssen. Besonders niedrige Abflüsse wurden 2014 und 2015 mit 475 und 483 m³/s als arithmetische Jahresmittelwerte aufgezeichnet.

Zur Bewertung nach GÜBAK werden die gewichteten, arithmetisch gemittelten Jahresmittelwerte der Verbringzeiträume 2005 - 2009 (BfG 2013) und 2014 - 2015 (Tabelle 6-10) herangezogen. In der Tabelle 6-10 sind zusätzlich zu den Belastungen der Sedimente der Delegationsstrecke auch die Belastungen der Sedimente der Hafenzufahrten, die 2-Jahresmittelwerte der Sedimente aus dem Sedimentfang (BA 1) und der DMS Wedel im Zeitraum 2014 bis 2015 zusammengefasst.

6.5.2.1 Beurteilung der Schwermetall- und Arsengehalte nach GÜBAK

Die Konzentrationen der Schwermetalle Chrom und Nickel sowie Arsen liegen in allen Bereichen und Jahren unterhalb des Richtwertes 1 der GÜBAK während die Bleikonzentrationen etwas höher eingestuft werden und um den Richtwert 1 streuen, meist aber leicht darunter liegen.

Die mittleren Gehalte der Schwermetalle Zink, Quecksilber, Cadmium und Kupfer liegen oberhalb des Richtwertes 1 der GÜBAK, überschreiten im Mittel aber nicht den Richtwert 2. Insgesamt sind die Belastungen meist etwas höher als die des BA 1 oder der DMS Wedel (bis zu 83 % für Cadmium, beim Vergleich der Jahre 2014/2015). Im Mittel liegt der prozentuale Unterschied der Schadstoffgehalte von Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink der Hafensedimente zu den Gehalten in den Sedimenten aus BA 1 und der DMS nicht über 40 %.

Vereinzelt weisen die Hafensedimente auch niedrigere Schadstoffgehalte als in den Sedimenten aus BA 1 und der DMS auf.

6.5.2.1 Beurteilung der organischen Schadstoffgehalte und TBT nach GÜBAK

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die Gehalte der MKW zeigen keine Richtwertüberschreitungen und weichen nur innerhalb der Messungenauigkeit von den Gehalten der DMS Wedel und des BA 1 ab (mit Ausnahme Parkhafen (2014/2015), Süderelbe Bl. 5 und Norderelbe Bl. 5 und 7 im Mittel von 2005 - 2009).

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Polyzyklischen Aromaten zeigen im Baggergut aller Teilbereiche ein Konzentrationsniveau, das um den Richtwert 1 variiert. Der Richtwert 2 der GÜBAK wird nicht überschritten. Mit mittleren prozentualen Abweichungen von 30 bis 40 % liegen sie zum Teil noch im Rahmen der Messungenauigkeiten und sind somit vergleichbar mit den Gehalten der DMS Wedel und des BA 1. Allerdings zeigen sich auch Abweichungen von bis zu 86 %.

Chlororganische Verbindungen: Die Gehalte der organischen Schadstoffe p,p'-DDX und des HCB liegen deutlich oberhalb der Richtwerte 2 der GÜBAK. Die p,p'-DDD Konzentrationen in den Sedimenten des Köhlbrands und der Norderelbe überschreiten den Richtwert 2 um etwa das Doppelte, während in den feinkörnigeren Sedimenten der Süderelbe und den Hafenzufahrten auch Überschreitungen um bis zu dem Dreifachen des Richtwertes 2 festgestellt werden können. Im Vergleich zur DMS Wedel und des BA 1 sind die Gehalte des p,p'-DDD um 116 % bzw. 94 % höher (Vergleich der Jahre 2014/2015).

Auch für p,p'-DDE und p,p'-DDT wird der Richtwert 2 der GÜBAK im Baggergut deutlich überschritten. Konzentrationen in den Sedimenten unterhalb des Richtwertes 2 können nur für den Bereich der Norderelbe und im Falle des p,p'-DDT im Baggergut des Köhlfleets für den Datensatz der Jahre 2014/2015 festgestellt werden. Im Vergleich zur DMS Wedel und des BA 1 sind die Gehalte des p,p'-DDT in den Bereichen des Hamburger Hafens um 19 bzw. 52 % höher, und das p,p'-DDE ist vergleichbar (liegt innerhalb der Messungenauigkeit). Die Schadstoffgehalte der Hexachlorcyclohexane und Polychlorierten Biphenyle zeigen im Baggergut aller Teilbereiche ein Konzentrationsniveau, das um den Richtwert 1 variiert. Der Richtwert 2 der GÜBAK wird nicht überschritten. Die Gehalte sind vergleichbar mit denen der DMS Wedel und des BA 1.

Zinnorganische Verbindungen: Während in der Unterbringungsphase bis 2010 in Einzelproben der Delegationsstrecke noch Richtwert 2-Überschreitungen an TBT festzustellen waren (Abbildung 6-33), sind 2014 und 2015 die Konzentrationen im Baggergut von im Mittel 150 µg OZK/kg (OZK – Organozinn Kation) im Sediment auf unter 50 µg OZK/kg zurückgegangen. Auch in den Sedimenten der Hafenzufahrten sind keine Richtwert 2 Überschreitungen zu beobachten. Im Strandhafen, Parkhafen, Sandauhafen und Vorhafen liegen die Gehalte zwischen 54 und 83 µg OZK/kg (Tabelle 6-10).

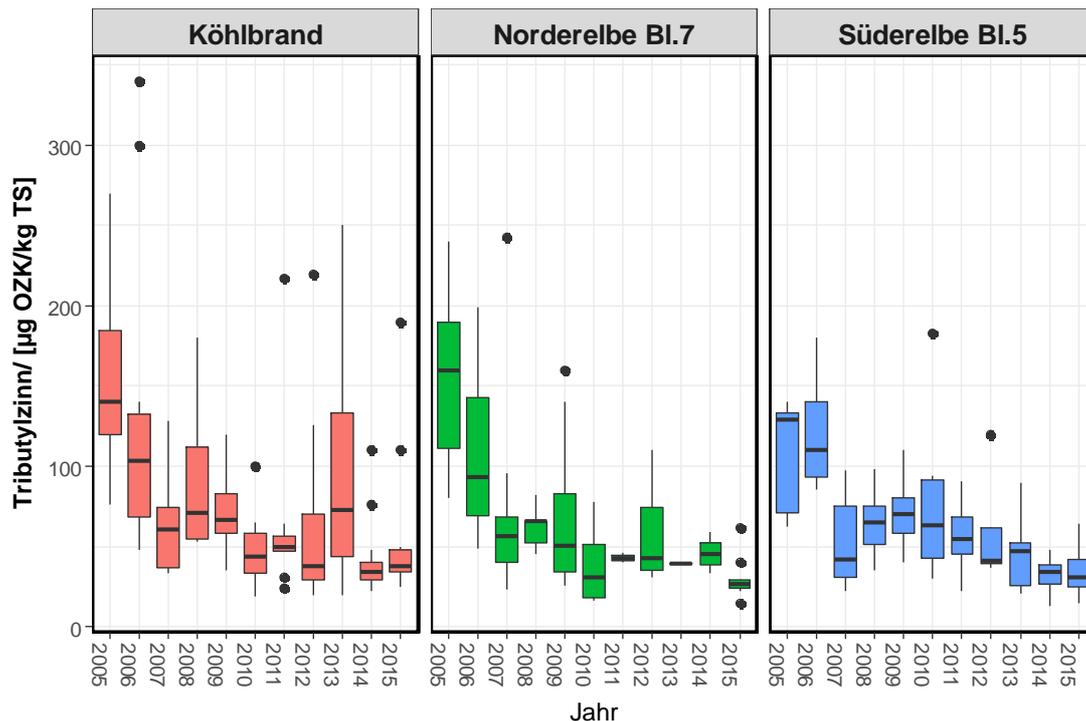


Abbildung 6-33: Box-and Whisker Plot der TBT-Gehalte im Baggergut der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5) zwischen 2005 und 2015

Box-and-Whisker Diagramm mit Darstellung des Medianwertes, der Box als Q_{25} - Q_{75} Bereich und den Whiskern mit dem 1,5-fachen Interquartilbereich.

Im Vergleich zur DMS Wedel liegen die Gehalte nur geringfügig höher (im Maximum bei 49 %). Im Vergleich zu BA 1 liegen die Gehalte im Mittel um 77 % höher.

Zusammenfassende Beurteilung der Schadstoffuntersuchungen aus dem Hamburger Hafen

Die Schadstoffbelastung der Sedimente der Teilgebiete der Hamburger Delegationsstrecke zeigt generell in Jahren mit mittleren Abflüssen (2005 - 2009) höhere Schadstoffgehalte als in den Jahren mit niedrigen Oberwasserabflüssen (2014 und 2015, Tabelle 6-10) Die Vergleichswerte der DMS Wedel (2-Jahresmittel 2014/2015 zu 2-Jahresmittelwerte Hamburger Hafen 2014/2015) zeigen bei den Schwermetallen und den meisten organischen Schadstoffen geringere Schadstoffgehalte als in Sedimenten des Hamburger Hafens (Schwermetalle bis zu 45 % niedriger und organische Schadstoffe bis zu 54 % niedriger (p,p'-DDD)). Im Vergleich zu den Mittelwerten 2005 - 2009 des Hamburger Hafens, d.h. der Jahre in denen mittlere Abflussverhältnisse herrschten, sind die Unterschiede in den Schadstoffgehalten zur DMS Wedel größer. Die Belastung der Sedimente aus den Freigabebeprobungen des Sedimentfangs bzw. des BA 1 (Tabelle 6-10) zeigen für die Jahre 2014/2015 nur geringe Unterschiede zur Belastung der Schwebstoffe aus der DMS Wedel und somit die gleichen Unterschiede zu den Sedimenten des Hamburger Hafens.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts der betrachteten Bereiche im Hamburger Hafen ist aufgrund der Gehalte von Hexachlorbenzol, p,p'-DDE, p,p'-DDD und p,p'-DDT in den

Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs.

Tabelle 6-10: Einstufung der gewichteten, arithmetischen Mittelwerte von Schadstoffgehalten in den Sedimenten der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Beprobungen 2014 und 2015, den Freigabebeprobungen des Sedimentfangs bzw. BA 1 und der Dauermessstelle Wedel im Vergleich zu den Richtwerten RW1 und RW2

Parameter	Einheit	RW1	RW2	Köhlbrand 2005-2009	Köhlbrand 2014-2015	Norderelbe B1.7 2005-2009	Norderelbe B1.7 2014-2015	Süderelbe B1.5 2005-2009	Süderelbe B1.5 2014-2015	Köhlflleet 2014-2015	Parkhafen 2014-2015	Sandauf- hafen 2014-2015	Strand- hafen 2014-2015	Vorhafen 2014-2015	Sediment- fang 2014-2015	2-Jahres- MW Wedel 2014-2015
Arsen	mg/kg	40	120	36	33	36	32	36	35	32	34	33	33	33	30	29
Blei	mg/kg	90	270	88	88	88	84	93	93	86	89	88	78	83	70	68
Cadmium	mg/kg	1,5	4,5	2,9	2,5	2,6	1,7	3,9	3,1	1,9	2,5	2,8	2,0	2,1	2,1	1,7
Chrom	mg/kg	120	360	78	88	78	76	70	78	90	80	86	84	84	84	82
Kupfer	mg/kg	30	90	72	69	75	57	87	72	68	66	77	65	68	68	65
Nickel	mg/kg	70	210	42	44	43	42	42	44	46	42	44	44	43	42	41
Quecksilber	mg/kg	0,7	2,1	1,7	1,9	1,6	1,3	2,0	1,7	1,5	1,7	1,8	1,4	1,4	1,3	1,1
Zink	mg/kg	300	900	632	606	596	516	728	683	515	613	605	512	542	463	449
Organik in der Fraktion <63µm																
Chlorbenzole																
Hexachlorbenzol	µg/kg	1,8	5,5	9,9	7,0	7,0	5,6	13,6	9,4	6,7	6,9	7,9	6,5	7,6	6,1	6,8
Pentachlorbenzol	µg/kg	1	3	1,7	1,7	1,5	1,3	2,3	2,0	1,5	1,4	1,5	1,3	1,5	1,1	1,5
DDT + Metabolite																
p,p'-DDD	µg/kg	2	6	15,3	11,4	11,9	9,4	21,1	15,5	12,4	11,0	18,6	12,9	13,5	9,6	8,6
p,p'-DDE	µg/kg	1	3	5,1	3,7	4,6	2,9	7,1	4,9	4,5	4,2	5,5	4,0	4,8	4,1	3,9
p,p'-DDT	µg/kg	1	3	5,7	4,7	3,2	2,3	10,3	5,6	2,5	4,6	4,6	3,2	2,8	2,5	3,2
ppDDX				26,1	19,7	19,7	14,6	38	26	19,4	19,8	29	20	21	16	
Hexachlorcyclohexane																
a-HCH	µg/kg	0,5	1,5	0,97	0,72	0,72	0,59	1,35	0,95	0,70	0,61	0,61	0,39	0,56	0,53	0,66
g-HCH	µg/kg	0,5	1,5	0,41	0,24	0,50	0,18	0,44	0,27	0,19	0,18	0,24	0,13	0,16	0,25	0,24
Mineralölkohlenwasserstoffe																
Kohlenwasserstoffe (C10 bis C40)	mg/kg	300	1.000	192	131	203	86	271	124	169	204	166	137	148		130
Polychlorierte Biphenyle																
PCB S7	µg/kg	13	40	22,9	16,5	22,9	14,1	22,7	15,3	19,7	16,2	23	16,6	20	15	16
Polycyclische Aromate																
PAK S16	mg/kg	1,8	5,5	2,7	2,1	2,5	2,0	2,8	2,6	1,8	1,8	2,2	1,5	1,7	1,4	1,5
Organozinnverbindungen																
Tributylzinn-Kation <63µm	µg OZK/kg			188	98	240	72	110	52	82	76	98	61	98	57	
Tributylzinn-Kation <2mm	µg OZK/kg	20	300	89	51	91	38	74	33	70	57	69	54	83	32	56
Feststoffe in der Fraktion <2mm																
TOC	Gew.-%			2,2	2,2	1,7	1,7	3,5	2,8	4,2	3,2	3,7	4,2	4,1	2,2	
Trockenrückstand	Gew.-%			54	48	57	46	44	43	33	40	33	31	32	52	
Nährstoffe																
Phosphor	mg/kg	500		920	949	724	930	1.457	1.299	1.624	1.399	1.564	1.530	1.602	988	
Stickstoff	mg/kg	1.500		2.318	2.131	1.759	2.092	3.696	3.311	4.417	3.693	5.116	5.123	4.496	1.600	
Sauerstoffzehrung																
02-zehrung n. 180 min	g O2/kg	1,5	3	0,86	0,82	0,72	0,85	1,1	1,1	0,99	1,3	1,4	1,5	1,4	0,6	
Siebanalyse																
Fraktion < 0,02 mm	Gew.-%			28	31	21	27	39	38	66	50	55	63	65	29	
Fraktion < 0,063 mm	Gew.-%			50	55	41	53	66	65	87	73	77	89	86	57	

Grün hinterlegte Zellen <RW1, gelb zwischen RW1 und RW2, rot > RW2

6.5.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse Delegationsstrecke Hamburg

Das aus dem limnischen Bereich stammende Baggergut der Delegationsstrecke Hamburg wurde sowohl mit der limnischen Biotestpalette als auch mit der marinen Biotestpalette untersucht, da die zu verbringenden Sedimente u.a. im marinen Bereich bei Tonne E3 untergebracht werden sollten. Eine Übersicht über die ökotoxikologischen Ergebnisse der Baggergutuntersuchungen der Jahre 2010 bis 2015 ist in Tabelle 6-11 zusammenfassend dargestellt. Eine detailliertere Zusammenstellung der ökotoxikologischen Ergebnisse der einzelnen Sedimentproben dieses Baggerabschnittes, die mittels der jeweiligen Bioteste gewonnen wurden, findet sich in den entsprechenden Berichten der HPA und der BfG.

In den Jahren 2010 bis 2012 waren auf Grund der verhältnismäßig hohen Oberwasserabflüsse in der Elbe zunächst keine weiteren Unterbringungen in den Verbringbereich bei Tonne E3 erforderlich. Somit erfolgten auch keine Freigabeuntersuchungen in den Baggerabschnitten. Das Baggergut der Bereiche Norderelbe, Köhlbrand und Süderelbe wies über den hier dargestellten Untersuchungszeitraum von 2012 bis 2015 durchgehend deutliche ökotoxikologische Effekte gegenüber den verschiedenen Biotestsystemen auf. In den Jahren 2012 bis 2014 wies das Baggergut ein ähnliches Belastungspotenzial wie das Baggergut der vorangegangenen Zeitabschnitte 2005 - 2007 und 2005 - 2009 auf. Die für die einzelnen Bereiche (Norderelbe, Köhlbrand und Süderelbe) gemittelten Toxizitätsklassen wichen um weniger als eine halbe Klasse von den Werten aus 2005 bis 2009 ab. Zudem waren auch die Mediane in den Bereichen übereinstimmend. Dies gilt sowohl für die Untersuchungen mit der limnischen als auch mit der marinen Biotestpalette. Lediglich die limnischen Untersuchungen im Köhlbrand bilden eine kleine Ausnahme, hier verbesserte sich der Median von Toxizitätsklasse III auf II um eine Stufe. Auch in 2005 - 2007 waren die Belastungen z. T. leicht höher (im Mittel maximal um eine Drittel Toxizitätsklasse bei den marinen Testergebnissen vom Köhlbrand). Wie schon ganzjährig in 2014, war das hydrologische Sommerhalbjahr 2015 durch eine anhaltende Phase niedriger Oberwasserabflüsse und in Folge dessen durch einen stark intensivierten Stromauftransport gering belasteter Feinsedimente aus den stromabliegenden Bereichen geprägt. Dies führte zu einem vermehrten Eintrag von geringer belasteten Feinkornfraktionen aus den stromabliegenden Bereichen und dem marinen System, wodurch die Sedimentbelastungen auch in den einzelnen Bereichen des Hamburger Hafens abnahmen. Dieser Rückgang, der in der chemischen Sedimentbelastung entsprechend gemessen wurde, ist auch in den ökotoxikologischen Belastungen des Baggergutes im Folgejahr 2015 registriert worden. Der stärkste Rückgang der ökotoxikologischen Baggergutbelastung erfolgte für den Bereich der Norderelbe. Die gemittelte Belastung gegenüber der limnischen Testpalette und auch der Median sanken hier deutlich (limnisch um zwei Klassen, marin um eine Klasse). Der Belastungsrückgang im Köhlbrand und in der Süderelbe war nicht ganz so deutlich; zwar sank die gemittelte Toxizitätsklasse leicht, für den Median war jedoch nur im Bereich Köhlbrand eine Verringerung von Toxizitätsklasse II auf I festzustellen.

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

Tabelle 6-11: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen der Baggerabschnitte in der Delegationsstrecke Hamburg (Norderelbe, Köhlbrand, Süderelbe) für die Jahre 2012 bis 2015.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen. (Details siehe Anhang)

Toxizitäts- klasse	Norderelbe 2012		Köhlbrand 2012		Süderelbe 2012		Falleinstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	
0			2				Fall 1
I	2	2	1				
II	2	3	5	3		1	
III	4	2	2	5	3	1	Fall 2
IV		1		2	1	1	
V						1	Fall 3
VI							
Toxizitäts- klasse	Norderelbe 2014		Köhlbrand 2014		Süderelbe 2014		Falleinstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	
0				1			Fall 1
I		2		1			
II	3	4	5	6		14	
III	7	4	6	2	8		Fall 2
IV					6		
V							Fall 3
VI							
Toxizitäts- klasse	Norderelbe 2015		Köhlbrand 2015		Süderelbe 2015		Falleinstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	
0	3	1		2			Fall 1
I	6	8	1	6		2	
II	1	1	8	2	6	14	
III				1	10	1	Fall 2
IV					1		
V							Fall 3
VI							

In Tabelle 6-12 sind die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Sedimentproben aus den Hafenzufahrten und Vorhäfen der Delegationsstrecke Hamburg dargestellt. 2015 erfolgte die Untersuchung der Baggergutproben mit der limnischen und der marinen Biotestpalette, da das Material auf eine mögliche Verbringung in den marinen Bereich hin geprüft werden sollte. Auch in den Hafenzufahrten und Vorhäfen sanken 2015 die ökotoxikologischen Belastungen im Mittel um mehr als eine Stufe gegenüber der Belastung der Jahre 2005 - 2007 und 2012 - 2014 und der Median veränderte sich von Toxizitätsklasse

III auf Toxizitätsklasse II (gilt für die limnischen Untersuchungen, da marine Untersuchungen nur 2015). Im Sandau- und Strandhafen erfolgten 2015 zwei Probennahmen, bei der ersten Kampagne im Juli wurden höhere Belastungen im Sediment verzeichnet als in der Untersuchung im September 2015. Da das im Juli 2015 untersuchte und durch die Proben repräsentierte Material nicht zur Tonne E3 verbracht wurde, werden hier nur die Daten der aktuellsten Untersuchung dargestellt, die das im Jahr 2016 verbrachte Material am ehesten repräsentieren und für die Freigabe herangezogen wurden. 2015 wurden für die Sedimentproben auch marine Untersuchungen durchgeführt, die in einem vergleichbaren Bereich lagen wie die limnischen Untersuchungen. Ebenso wie bei den Baggerabschnitten der Stromelbe waren diese marinen Testergebnisse leicht niedriger als bei den limnischen Untersuchungen.

Meist ist das Material aus der Delegationsstrecke und den Hafenbereichen gemäß den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut (HABAB und GÜBAK) der Handhabungskategorie Fall 2 - kritisch belastet - zuzuordnen.

Tabelle 6-12: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen der limnischen und marinen Biotestpalette des Baggergutes aus den Hafenzufahrten und Vorhäfen der Hamburger Delegationsstrecke für die Jahre 2005 bis 2015.
 Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse pT _{max} -Wert	Köhlflleet	Parkhafen	Kuhwerder Vorhafen, Norderelbe Bl. 8	Strandhafen, Hansahafen, Norderelbe Bl.6, Norderelbe Bl.6/7	Sandaufhafen, Rethel	Köhlflleet	Parkhafen	Kuhwerder Vorhafen	Strandhafen	Sandaufhafen	Köhlflleet	Parkhafen	Kuhwerder Vorhafen	Strandhafen	Sandaufhafen	Falleinstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut				
	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert	Häufigkeit pT-Wert					
	2005-2007 (nur limnisch)	2005-2007 (nur limnisch)	2005-2007 (nur limnisch)	2005-2007 (nur limnisch)	2005-2007 (nur limnisch)	2012-2014 (nur limnisch)	2015 limnisch	2015 marin	2015 limnisch	2015 marin	2015 limnisch		2015 marin	2015 limnisch	2015 marin					
0																				
I											2	4			1		5	4	2	3
II	4	2	2	5		2	1	3			4	2	4	6	4	6	1	2	4	3
III		1	5	5	2	3	3	1	1				2		1					
IV	2	2	2	1	1	1	2	2	4	3										
V		2	1	5	2															
VI																				

6.6 Nährstoffgehalte und Sauerstoffzehrung in den Baggerabschnitten (BA) 1, 3, 5 und 7 der Hafenzufahrten des Hamburger Hafens sowie der Delegationsstrecke

Zur Beurteilung der Auswirkungen von Baggergutunterbringungen werden die Parameter Gesamt-Stickstoff (N) und Gesamt-Phosphor (P) des Baggergutes der WSV- und Delegationsstrecke der Tideelbe untersucht und nach GÜBAK eingeordnet. Proben mit Gehalten über 1500 mg N/kg Trockengewicht (TRG) oder 500 mg P/kg TRG überschreiten den Richtwert 1 der GÜBAK. Für dieses Baggergut muss dann – wie im Kap. 8.3.2 erfolgt – eine Auswirkungsprognose durchgeführt werden, d. h. die potenziellen Auswirkungen der Unterbringung des betrachteten Baggergutes auf den Sauerstoffhaushalt und mögliche Eutrophierungsfolgen abgeschätzt werden. Der ebenfalls in der GÜBAK aufgeführte Parameter eluierbares Ammonium wurde aktuell nicht untersucht. Daten zum Sauerstoffzehrungsverhalten der Sedimente liegen nur für die Delegationsstrecke und die in Betracht gezogenen Hafenbereiche vor.

Für die WSV-Strecke (BA 1, BA 3, BA 5 und BA 7) basiert die Datengrundlage auf einem Monitoringprogramm der Sedimente der Jahre 2012 bis 2015 (Daten des Zeitraums 2005 bis 2011 sind in der Systemstudie II zusammengestellt). Insgesamt wurden für die hier beschriebenen Parameter Gesamt-N und Gesamt-P 58 Sedimentproben analysiert. Im Vergleich zur morphologischen Untersuchung der Sedimentproben wurden die Nährstoffgehalte nur in ausgewählten Proben, d.h. sichtbar feinkörnigen Proben untersucht. Ausgewertet wurden dann nur Proben mit einem Feinkornanteil der < 63 µm Fraktion über 10 %. Daraus resultiert eine gegenüber der Delegationsstrecke vergleichsweise geringe Anzahl von 30 auf Nährstoffgehalte ausgewerteten Sedimentproben.

In einer zusammenfassenden Tabelle (Tabelle 6-13) werden die Medianwerte der Parameter N- und P-Gesamtgehalt der Baggerabschnitte 1, 3, 5 und 7 gelistet. Zudem wird die Gesamtanzahl der Proben sowie die Anzahl der Proben, die eine Überschreitung des Richtwertes 1 aufweisen, angegeben.

Tabelle 6-13: Medianwerte für Gesamt-N und –P der einzelnen Baggerabschnitte mit Gesamtanzahl der Proben sowie Anzahl der Überschreitungen des RW 1.

	BA 1	BA 3	BA 5	BA 7
N-Gesamt (mg N/kg TRG)	2000	1500	1000	2050
n (Probenanzahl)	11	9	5	5
Anzahl der RW1- Überschreitungen	10	5	1	4
P-Gesamt (mg P/kg TRG)	870	640	420	615
N (Probenanzahl)	11	9	5	5
Anzahl der RW1- Überschreitungen	11	9	4	3

Die Ergebnisse zeigen, dass die Medianwerte der N- und P-Gehalte der Sedimente im BA 1 am höchsten waren und die Medianwerte sowohl für N als auch für P über dem Richtwert 1 lagen. Hier traten für Stickstoff bei 10 der insgesamt 11 Proben und für Phosphor in allen 11 Proben Überschreitungen des Richtwertes 1 auf. Die Sedimente der BA 3 und BA 7 wiesen ebenfalls N- und P-Medianwerte über dem jeweiligen RW 1 auf und nur die N- und P-Gehalte der Proben im BA 5 lagen unterhalb des Richtwertes.

Die Datengrundlage für das Hamburger Baggerrevier ist deutlich umfangreicher sowohl bezogen auf die zeitliche als auch auf die räumliche Auflösung. Hier liegen Ergebnisse zur Baggergutqualität der Jahre 2013 bis 2015 vor, die teilweise in Zusammenhang mit der Unterbringung zur Tonne E3 und teilweise im Rahmen des Monitorings von HPA im Hafen erhoben wurden. An den insgesamt 164 Proben wurden sowohl Nährstoffgehalte (N und P) als auch die Sauerstoffzehrung bestimmt. Auf dieser Datengrundlage können räumliche Unterschiede und auch zeitliche Trends herausgearbeitet werden.

Tabelle 6-14: Medianwerte für Gesamt-N und –P, Sauerstoffzehrung sowie TOC-Gehalt der Sedimente aus den einzelnen Baggerabschnitten der Delegationsstrecke und der Hafenzufahrten
mit Gesamtanzahl der Proben bzw. Messwerte (n) (2013 – 2015)

Parameter	Einheit	Köhlbrand	Norderelbe	Süderelbe	Köhlfleet	Parkhafen	Sandau-	Strand-	Vorhafen
		Bl.7	Bl.5	Bl.5	Bl.5	Bl.5	hafen	hafen	Bl.5
		2013-2015	2013-2015	2013-2015	2013-2015	2013-2015	2013-2015	2013-2015	2013-2015
Anzahl der Messwerte (n)		24	21	31	18	38	18	17	17
TOC	Gew.-%	2,1	1,9	2,9	4,0	3,1	3,7	3,8	3,8
Nährstoffe									
Phosphor	mg/kg	960	930	1.300	1.600	1.400	1.500	1.500	1.600
Stickstoff	mg/kg	2.190	2.010	3.420	4.360	3.820	4.390	4.600	4.555
Sauerstoffzehrung									
02-zehrung n. 180 min	g O2/kg	0,8	0,8	1,1	1,2	1,2	1,7	1,7	1,3

In allen Baggerbereichen der Delegationsstrecke ist der Medianwert für den Stickstoffgehalt und den Phosphorgehalt der Sedimente über dem Richtwert 1 von 1500 mg N/kg TRG und 500 mg P/kg TRG überschritten (Tabelle 6-14). Für den Stickstoffgehalt lagen nur wenige Einzelproben unterhalb des RW 1: Im Baggerbereich Köhlbrand fünf von insgesamt 24 Proben, im Baggerbereich Norderelbe Bl.7 drei von insgesamt 21 Proben sowie Süderelbe Bl. 5 und Strandhafen jeweils eine von 31 bzw. 17 Proben. Für den Phosphorgehalt war jeweils nur eine Probe im Baggerbereich Norderelbe Bl. 7 und im Strandhafen geringer als der RW 1.

Die in der Stromelbe stromab liegenden Baggergebiete (Köhlbrand und Norderelbe) sind mit Medianwerten von 2010 bis 2190 mg N/kg TRG und 930 bis 960 mg P/kg TRG vergleichsweise geringer belastet als die der Sedimente der Süderelbe BL. 5 und der Hafenbecken mit Werten von 3420 bis 4600 mg N/kg TRG bzw. 1300 bis 1600 mg P/kg TRG. Damit wird der Richtwert in der Süderelbe BL. 5 und den Hafenbecken für Stickstoff um mehr als das 2-fache und für Phosphor um mehr als das 2 bis 3-fache überschritten. Als ein wichtiger Faktor für die höheren Gehalte sind die höheren Feinkornanteile (20 und 63 µm Fraktion) der Sedimente in den Hafenbecken anzuführen, da in dieser Fraktion die organischen Bestandteile (siehe TOC-Gehalte in Tabelle 6-14) und Nährstoffe angereichert sind.

Bei einer zeitlich aufgelösten Betrachtung der Stickstoffgehalte der Sedimente in den Stromelberegionen Köhlbrand, Norderelbe und Süderelbe wird deutlich, dass in den einzelnen Messkampagnen unterschiedlich hohe N-Gehalte in den einzelnen Abschnitten gemessen wurden (Abbildung 6-34). So wurden in der Norderelbe in den Frühjahrsmonaten 2006, 2009 und 2010 deutlich geringere Medianwerte für den Stickstoffgehalt der Sedimente bestimmt als in den Jahren 2008 und 2015. Es besteht eine interannuelle und auch saisonale Variabilität, die auf die Sedimentationsbedingungen und damit auf die Oberwasserabflussverhältnisse zurückzuführen sein dürfte.

Die Mediane der Sauerstoffzehrung der Sedimente der Abschnitte der Stromelbe (Köhlbrand und Norderelbe Bl. 7) betragen 0,8 g O₂/kg TRG (Tabelle 6-14). Nach Müller et al. (1998) können Sedimente bis 1,5 g O₂/kg als gering bis mittel zehrend eingestuft werden. Auch die Süderelbe Bl. 5 sowie die Hafengebiete Köhlfleet, Parkhafen und Vorhafen fallen mit Werten von 1,1 bis 1,3 g O₂/kg TRG in diese Kategorie, während die Sedimente der übrigen beiden Hafengebiete (Sandauhafen und Strandhafen) mit einem Wert von 1,7 g O₂/kg TRG als erhöht zehrend einzustufen sind.

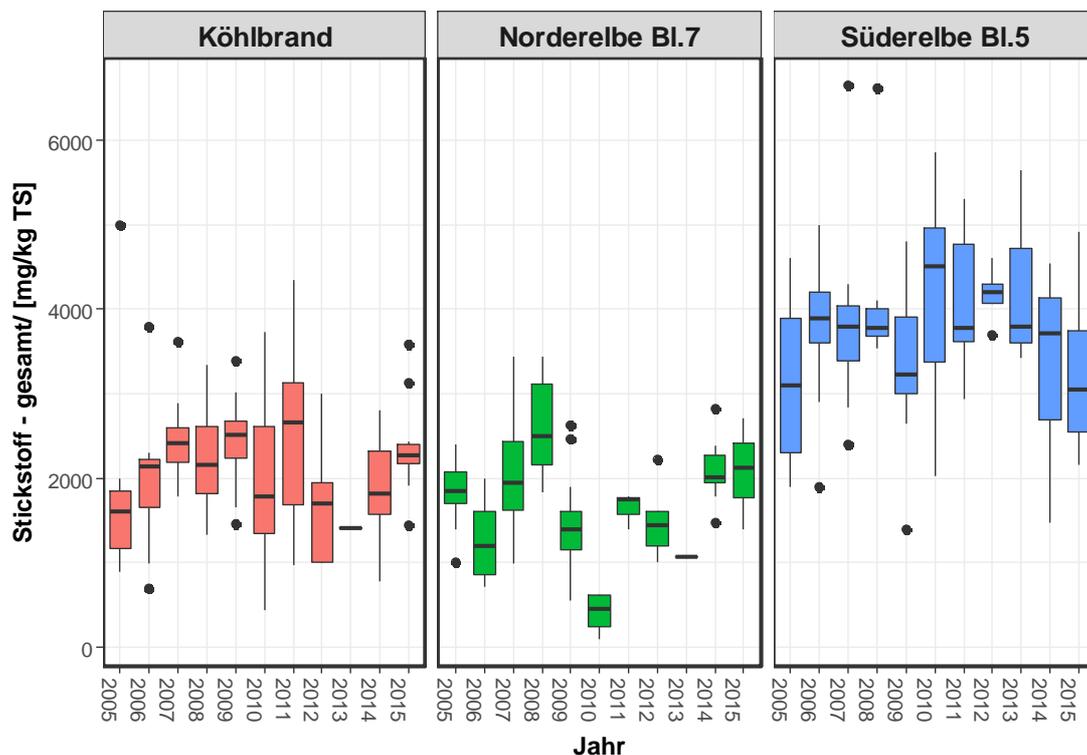


Abbildung 6-34: Zeitreihe (2006 - 2015) der Stickstoffgehalte der Sedimente aus den Stromelbeabschnitten der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5).

Box-and-Whisker Diagramm mit Darstellung des Medianwertes, der Box als Q₂₅-Q₇₅ Bereich und den Whiskern mit dem 1,5-fachen Interquartilsbereich

Zusammenfassende Betrachtung

In Abbildung 6-35 und Abbildung 6-36 wird die räumliche Verteilung der N- und P-Gesamtgehalte der Sedimente im Längsverlauf der Tideelbe aus dem Hamburger Baggerrevier stromab zu den WSV- Baggerabschnitten betrachtet. Dabei ist die Delegationsstrecke in

zwei Untergruppen aufgeteilt: die Hafenecken (Vorhafen, Strandhafen, Sandhafen, Parkhafen und Köhlfleet) und die Stromelbe (Norderelbe und Köhlbrand). Dazwischen sind die Medianwerte für die Süderelbe einzuordnen. Für die Medianwerte der Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalte sind die höchsten Gehalte in den Hafenecken zu messen, während in der Stromelbe generell geringere Gehalte vorliegen. Der Baggerabschnitt Süderelbe hat zwischen diesen Gruppen eine mittlere Stellung. Bezogen auf die Längsachse der gesamten Tideelbe ist ein deutlicher Gradient mit stromab abnehmenden Gehalten erkennbar. Nur der BA 7 ist nicht Bestandteil dieses Gradienten in der Stromelbe, sondern weist gleich hohe Nährstoffgehalte in den Sedimenten auf wie der weiter stromauf liegende BA 1. Der Grund hierfür ist bislang unbekannt. Aus BA 7 liegen nur wenige Proben vor, so dass es sich auch um einen Ausreißer handeln könnte. Für die beschriebene generelle Verteilung dürften hauptsächlich die Höhe der Feinkornanteile und damit die Sedimentationsverhältnisse für organik- und nährstoffreiche Schwebstoffe verantwortlich sein.

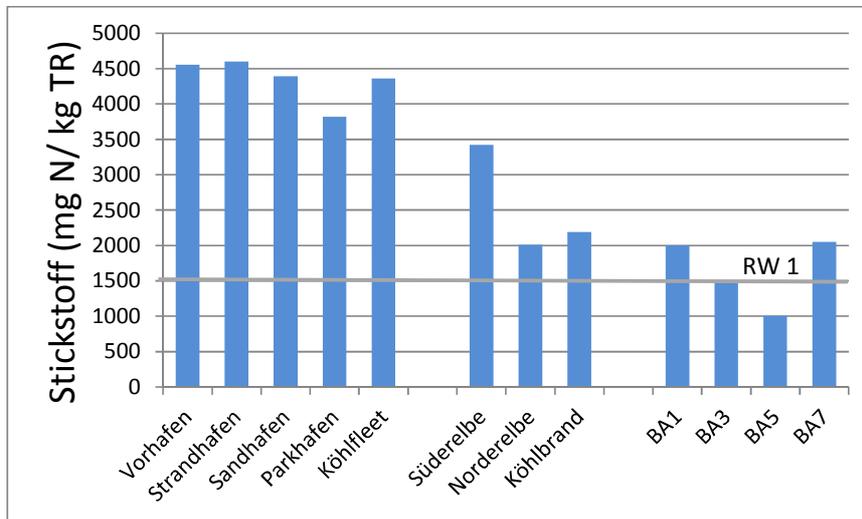


Abbildung 6-35: Mediane der N-Gesamtgehalte der Sedimente in den Hafenzufahrten, der Delegationsstrecke und der WSV-Strecke mit Angabe des Richtwertes 1 (RW 1).

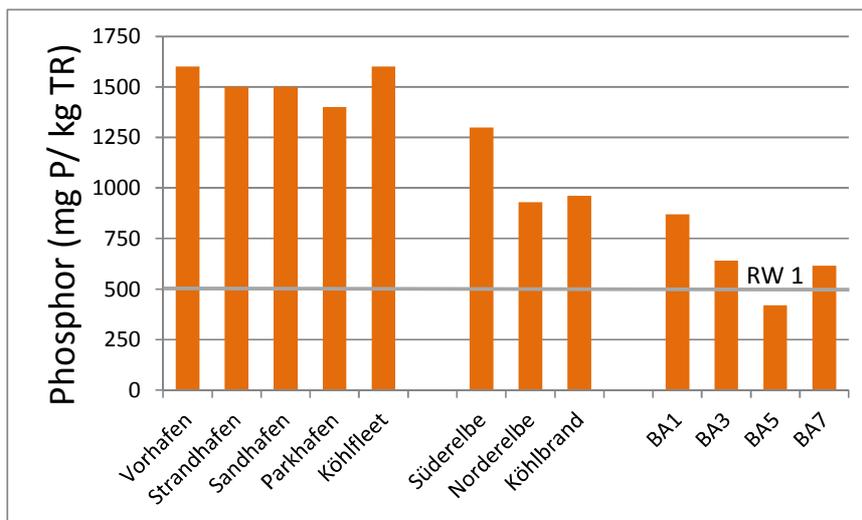


Abbildung 6-36: Mediane der P-Gesamtgehalte der Sedimente in den Hafenzufahrten, der Delegationsstrecke und der WSV-Strecke mit Angabe des Richtwertes 1 (RW 1).

6.7 Baggerabschnitte mit überwiegend sandigem Unterhaltungsbaggergut

Feinmaterial wird größtenteils in den Abschnitten BA 1 bis BA 3 sowie lokal in BA 5 und BA 7 gebaggert. Das in den übrigen Abschnitten gebaggerte Sediment ist sandig mit einem sehr geringen Feinkornanteil (nicht-bindiges Baggergut). Die Auswirkungsprognose in Kapitel 8 erfolgt auf Grund der verschiedenen Eigenschaften differenziert für Baggergut mit einem erhöhten Feinkornanteil (in MoNa als bindiges Material erfasst) und sandige Sedimente (in MoNa als nicht-bindiges Material erfasst).

- Im Fall von Sedimenten mit einem Grobkornanteil ($> 63 \mu\text{m}$) von über 90 Gew.-% kann eine Belastung des Baggerguts mit Schadstoffen und eine stark und anhaltend erhöhte Gewässertrübung bei Baggerung und Unterbringung grundsätzlich ausgeschlossen werden;
- Das Transportverhalten von grobkörnigen Sedimenten wie z. B. Sand ist grundverschieden vom Transportverhalten feinkörniger Sedimente. Grobkörnige Sedimente werden überwiegend sohlgebunden als Geschiebe oder sohlnah als suspendierter Sand (hier vor allem Feinsand) transportiert. Eine weiträumige Verdriftung wie im Fall stark schluffiger oder toniger Sedimente kann ausgeschlossen werden.

Eine detaillierte Beschreibung von Zusammensetzung, aber auch der Mengenentwicklung speziell für das sandige, im Amtsbereich des WSA Hamburg anfallende Baggergut ist in BfG (2015) gegeben. Auf diese Ergebnisse soll hier für die Beschreibung der Eigenschaften des sandigen Baggerguts zurückgegriffen werden.

Baggerabschnitt BA 2 (Lühesand)

In BA 2 wird überwiegend Feinmaterial gebaggert. Die Baggerschwerpunkte liegen jedoch lokal sehr begrenzt in den unmittelbaren Übergangsbereichen zu BA 1 und BA 3. Auf den übrigen Flächen des BA 2 fällt sandiges Baggergut an (vgl. Kap. 6.1). Die Datenlage zur genauen Klassifizierung des sandigen Baggerguts ist schwierig. In BAW (2016) konnten zwei Laderaumproben, die dem Homogenbereich Sand zugeordnet wurden, untersucht werden. Diese zeigten einen schluffigen Fein- und Mittelsand. Der vorhandene Bestand an Sohlproben zeigt ein sandiges Sedimentinventar, das durch eine schlechte Sortierung der Kornfraktionen charakterisiert ist. Die Variation der Korngrößenverteilung innerhalb der beprobten Strecke entspricht dem granulometrischen Wechsel, der innerhalb von Dünenfeldern bzw. abhängig von der Lage auf einzelnen subaquatischen Dünen mehrfach beschrieben wurde (z. B. Terwindt 1971 und Davis et al. 1993). Bei Proben innerhalb eines tiefen Teils eines Dünentroges können z. B. vereinzelt Korngrößen im Schluffbereich in den Vordergrund treten. Die exakte Lage der Proben, ob im Dünentrog oder auf dem Dünenrücken gelegen, kann nicht mehr nachvollzogen werden.

Baggerabschnitte BA 4 (Stadersand) bis BA 6 (Steindeich)

In den BA 4 und 6 werden ausschließlich sandige Sedimente gebaggert. In BA 5 werden sowohl sandige als auch Sedimente mit einem höheren Feinkornanteil gebaggert (siehe Kapitel 6.3). Für das sandige Baggergut liegen die mittleren Korngrößen nach Folk & Ward

(1957) zwischen 60 und 800 µm. Gemittelt über den Gesamtbestand an sandigen Sohlproben (Anzahl 19 Proben) liegt die mittlere Korngröße bei 333 µm (Mittelsand). Der entsprechende Sortierungsgrad der Kornfraktionen rangiert hauptsächlich im schlechten bis in den mittleren Bereich. Analog zum BA 2 gilt, dass die Variation der Korngrößenverteilung bzw. die mittlere Korngröße von den Positionen der Proben in Bezug zu den Transportkörpern abhängt. Die Untersuchung von Laderaumproben (nur Homogenbereich Sand) hat gemäß BAW (2016) ergeben:

- Der Sand in BA 4 ist kornanalytisch ein ton-, schluff- und kiesfreier Mittelsand mit stark schwankenden Anteilen an Fein- und Grobsand (Ergebnis auf der Basis von neun Laderaumproben);
- Der Sand in BA 5 ist ein örtlich schwach schluffiger Mittelsand mit stark schwankenden Anteilen aus Fein- und Grobsand (Ergebnis auf der Basis von 34 Laderaumproben). Nur in 2 der 34 sandigen Laderaumproben liegen Feinkornanteile von > 1 Gew.-% vor;
- Im BA 6 wird Sand in Form örtlich schwach feinsandiger Mittelsande mit stark schwankenden Grobsand-Anteilen gebaggert (Ergebnis auf der Basis von 22 Laderaumproben).

Baggerabschnitt BA 7 (Rhinplate)

Im ehemaligen Baggerschwerpunkt für Feinmaterial werden mittlerweile überwiegend Substrate im Mittel- und Feinsandbereich gebaggert. Der Grund ist eine mit der letzten Fahrrinnenanpassung umgesetzte Maßnahme eines subaquatischen Längsbauwerks, welche lokal eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten bewirkt hat (WSA Hamburg 2013). In BAW (2016) liegen für den BA 7 zehn Laderaumproben vor, die in den Homogenbereich Sand fallen. Hierbei handelt es sich kornanalytisch um örtlich schluffige Fein- und Mittelsande. Die enthaltenen Feinkornanteile liegen in einem niedrigen einstelligen Prozentbereich.

Baggerabschnitte BA 8 (Wischhafen) und BA 9 (Freiburg)

In beiden Baggerabschnitten werden ausschließlich sandige Sedimente gebaggert. Die mittleren Korngrößen nach Folk & Ward liegen zwischen 170 und 730 µm. In 2005 sind in beiden Abschnitten 12 Sohlproben genommen worden, die mittlere Korngröße liegt bei 440 µm (Mittelsand). Die Untersuchung von Laderaumproben (nur Homogenbereich Sand) hat gemäß BAW (2016) ergeben:

- Der Sand in BA 8 ist ein örtlich schwach feinsandiger, örtlich schwach grobsandiger bis grobsandiger Mittelsand (Ergebnis auf der Basis von neun Laderaumproben);
- In BA 9 werden ausschließlich örtlich schwach feinsandige, örtlich schwach grobsandige bis grobsandige Mittelsande gebaggert (Ergebnis auf der Basis von 33 Laderaumproben).

6.8 Makrozoobenthos

Die Benthosfauna der Tideelbe (von den Hafengebieten im Hamburger Hafen bis zur Elbmündung jenseits Cuxhaven) unterteilt sich in vier verschiedene Lebensgemeinschaften.

Lebensgemeinschaft 1 befindet sich im Bereich von km 600 bis km 650 und besiedelt damit die Baggerbereiche BA 1 bis 3. Lebensgemeinschaft 2 besiedelt den Bereich von km 660 bis km 680, was in etwa der Ausdehnung der Baggerbereiche BA 5 bis BA 7 entspricht (km 659 bis km 676). Die anderen Lebensgemeinschaften (3 und 4) besiedeln die Bereiche von km 690 bis km 750 und werden deshalb im Folgenden nicht näher beschrieben. Eine Liste der in den verschiedenen Lebensgemeinschaften vorkommenden Arten mit ihrer mittleren Abundanz findet sich im Anhang zur Systemstudie II der BfG (BfG 2014 a).

Lebensgemeinschaft 1 (km 600 bis km 650): Diese Lebensgemeinschaft ist vor allem durch einen hohen Anteil an Oligochaeten, die mit 90 % die größte Artengruppe der dortigen Benthosfauna bilden, gekennzeichnet. Daneben kommen vor allem Chironomiden mit bis zu 10 % vor. Die Gesamtartenzahl beträgt in diesem Bereich 128. In einigen Untersuchungen (Krieg 2010 a/b, 2011) wurden die Großmuschelarten Teichmuschel (*Anodonta anatina*) und viele Leerschalen der aufgeblasenen Flussmuschel (*Unio tumidus*) gefunden. Alle einheimischen Großmuschelarten sind besonders geschützte Arten gemäß § 10 (2) Nr. 10 BNatSchG.

Lebensgemeinschaft 2 (km 660 bis km 680): Wie im Hamburger Hafengebiet bilden Oligochaeten die dominanteste Gruppe mit relativen Abundanzen von 80 % bis zu über 90 %, wobei sich der Verbreitungsschwerpunkt der meisten Oligochaetenarten in der Fahrrinne befindet (vgl. Wetzel et al. 2012, Krieg 2007). Daneben kommen hier Amphipoden wie *Bathyporeia pilosa* und *Corophium lacustre* vor. Auch bei diesen Arten ist das Hauptverbreitungsgebiet die Fahrrinne (vgl. Wetzel et al. 2012). An Muscheln kommt in diesem Bereich heute noch die Art *Pisidium moitessierianum* mit einem Mittelwert von 3 Individuen pro 0,1 m² vor (Wetzel et al. 2012). Die mittlere Gesamtabundanz (Anzahl der Individuen aller Arten) ist mit 414 Individuen 0,1 m² (Fahrrinne) und 563 Individuen 0,1 m² (Randbereich) relativ hoch. Im Ganzen kommen hier 80 verschiedene Benthosarten vor.

6.9 Fische und Neunaugen

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, Thiel 2015).

6.9.1 Vorkommen und Verbreitung von Fischarten

In der gesamten Tideelbe kommen etwa 120 heimische Fisch- und Neunaugenarten (Kapitel 12.4) sowie einige eingeschleppte bzw. eingesetzte Arten vor (BioConsult 2009, 2010). 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 Wasserrahmenrichtlinienumsetzung (s. z. B. BioConsult 2009) und für die integrierte Bewirtschaftungsplanung (IBP) (BSU HH et al. 2011) wider, in denen unterschiedliche (Teil-) Lebensräume im Längsverlauf der Tideelbe getrennt voneinander betrachtet und bewertet werden. Für die Wasserrahmenrichtlinienumsetzung 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 (BSU HH et al. 2011) werden mehrere Funktionsräume unterschieden, die weitgehend deckungsgleich mit den Wasserkörpern nach Wasserrahmenrichtlinie sind, wobei das Übergangsgewässer Elbe allerdings nochmals in die IBP-Funktionsräume 4, 5 und 6 unterteilt wird.

Relevant für die betrachteten Baggerabschnitte sind die Funktionsräume 2 / WRRL-Wasserkörper Hafen (mit Baggerbereichen Hamburgs: Elbe-km 615,3-Norderelbe bzw. 614,5-Süderelbe bis Mühlenberger Loch, Elbe-km 633), 3 / WRRL-Wasserkörper Elbe-West (Mühlenberger Loch bis Lühesand, Elbe-km 633 – 650 (BA 1 Wedel und kleiner Anteil von BA 3 Juellssand)) und 4 / Teile des WRRL-Wasserkörpers Elbe-Übergangsgewässer (Lühesand bis Brokdorf, Elbe-km 650 – 682 (Hauptteil von BA 3 Juellssand, BA 5 Pagensand und BA 7 Rhinplate)).

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 - 1986 und 2000 - 2007. In diesen Befischungen wurden insgesamt 76 Arten erfasst, die hinsichtlich ihrer Lebensraumsprüche folgenden ökologischen Gilden nach Elliot & Dewailly (1995) zugeordnet werden:

- Limnische Arten (27): enge Bindung an das Süßwasser, Verbreitungsschwerpunkt in den Wasserkörpern Elbe Ost (IBP-Funktionsraum 1), Hafen (IBP-Funktionsraum 2) und Elbe West (IBP-Funktionsraum 3); häufigste Vertreter dieser Gilde sind in der gesamten Tideelbe Kaulbarsch (Abbildung 6-37) und Brassen (zusammen > 95 % Individuenanteil an der Gesamtindividuenanzahl limnischer Arten), im WRRL-Wasserkörper Elbe Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 - 6) Kaulbarsch und Zander;
- Ästuarine Arten (13): Anpassung an unterschiedliche und schwankende Salzgehalte; Verbreitungsschwerpunkt ist der WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 - 6), 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 (Abbildung 6-37)), 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 HH et al. 2011 Schlüsselart für den Bi-

omassehaushalt 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 (IBP-Funktionsraum 3) Stint und Finte sowie im WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 --6) Stint und Dreistachliger Stichling;

- Marine Gäste (9): gelegentliche Nachweise weniger Individuen in den WRRL-Wasserkörpern Elbe West (IBP-Funktionsraum 3) und Elbe-Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 - 6); z. B. Lammzunge und Sardine;
- Marin-juvenil (10): Arten, die das Ästuar (WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer / IBP-Funktionsräume 4 - 6) zum Heranwachsen nutzen, häufigste Vertreter sind Hering und Wittling;
- Marin-saisonal (6): saisonale Nutzung des WRRL-Wasserkörpers Elbe-Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 - 6) durch adulte Fische als Rückzugs- und Nahrungsgebiet; z. B. Sprotte und Fünfbärtige Seequappe.



Abbildung 6-37: Kaulbarsch und Flunder: Charakterarten der Tideelbe

6.9.2 Gefährdete Arten

Zweiunddreißig Arten bzw. 27 % der in der Tideelbe vorkommenden 120 Fisch- und Neunaugenarten sind in den Roten Listen der angrenzenden Bundesländer und/oder der BRD einer Gefährdungskategorie zugeordnet und/oder als europäische Arten gemeinschaftlichen Interesses gemäß FFH-Richtlinie eingestuft (siehe Kap. 12.4, Tabelle 12-61). Von diesen werden im Rahmen dieser Auswirkungsprognose insbesondere diejenigen näher betrachtet, die nach integriertem Bewirtschaftungsplan (BSU HH et al. 2011) in den relevanten FFH-Gebieten (siehe Kapitel 6.13) mit dem Ziel der Erhaltung und Entwicklung vitaler, langfristig überlebensfähiger Populationen geschützt werden sollen. Dies sind fünf diadrome Arten (Meerneunauge, Flussneunauge, Finte, Lachs, Schnäpel) und eine limnische Art (Rapfen).

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 Meerneunaue als Wanderkorridor. Im WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer (IBP-Funktionsräume 4 - 6) halten sich die auf- und abwärts wandernden Tiere wahrscheinlich längere Zeit auf, um sich an die geänderten Salzgehaltskonzentrationen anzupassen (BSU HH et al. 2011). Seit etwa 1995 hat das Meerneunaue 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 Flussneunaue (s. u.) - geringere Verantwortung Deutschlands für die Erhaltung der Art.

Der allgemeine FFH-Erhaltungszustand in der Tideelbe wird nach BSU HH 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 HH et al. 2011). Nach verschiedenen Untersuchungen mittels Hamennetzen (Thiel & Salewski 2003) sowie Kontrollreusen in der Fischeaufstiegsanlage Geesthacht (Schubert 2005) ist 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 HH 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 IBP (Integriertem Bewirtschaftungsplan) (BSU HH et al. 2011) im IBP-Funktionsraum 3 / WRRL-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 IBP-Funktionsraum 3 / WRRL-Wasserkörper Elbe-West angrenzenden Abschnitten des IBP-Funktionsraumes 4 / Teilbereich WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer 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 FFH-Art Finte in der Tideelbe wird nach BSU HH 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 den für die Tideelbe definierten Referenzwerten liegt. Nach aktueller Einschätzung von BioConsult (2015) weisen die Fintendaten aus dem laufenden Monitoring des WSA Hamburg sowie aktuelle Literaturangaben darauf hin, dass sich der Fintenbestand in den letzten Jahren vergrößert hat. Vor diesem Hintergrund kann der Aspekt „Zustand der Population“ als ein Teilkriterium für die Bewertung des „Erhaltungszustandes“ der Finte aktuell mit „gut“ (B) eingeordnet werden. Der Fintenbestand der Tideelbe ist (potenziell) durch geringe Sauerstoffgehalte sowie durch zunehmende Verlandungen von Flachwasserzonen im Hauptlaichgebiet (IBP-Funktionsraum 3 / WRRL-Wasserkörper Elbe West) gefährdet (BSU HH 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 HH 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 Fischaufstiegsanlage 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 HH et al. 2011).

Der allgemeine Erhaltungszustand des Lachses in der Tideelbe wird nach BSU HH et al. (2011) von Hamburg, Niedersachsen und 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 2001 a). Durch Buhnenbau und den damit verbundenen Verlust der Hauptlaichplätze (große Sandbänke in der Mittelelbe) gingen die Bestände bereits im 19. Jahrhundert stark zurück. Die Restbestände verschwanden bis Ende der 1930er Jahre aufgrund zunehmender Wasserverschmutzung, welche die sehr sauerstoffbedürftigen Eier in ihrer Entwicklung beeinträchtigte (Kammerad 2001 b).

In niedersächsische Elbezuflüsse werden seit 1997 und in die Mittelelbe seit 2000 Satzische 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, der WRRL-Wasserkörper Elbe-Übergangsgewässer Elbe (IBP-Funktionsräume 4 - 6) 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. Hafengebiete, verdriftet oder suchen diese gezielt auf. Später werden bevorzugt Freiwasserbereiche in großen Flüssen und Strömen besiedelt (Steinmann & Bless 2004). Die Art ist in allen großen Flusssystemen Deutschlands verbreitet. 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). Im Zeitraum bis 2011 gelangen auch mehrere Nachweise larvaler und juveniler Rapfen im Mühlenberger Loch und in der 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 HH et al. 2011).

6.9.3 Zusammenfassung

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

WRRL-WK Hafen / Funktionsraum 2 (Elbe-km 615,3-Norderelbe bzw. 614,5-Süderelbe bis Mühlenberger Loch, Elbe-km 633), der die Baggerbereiche Hamburgs umfasst.

In diesem Elbeabschnitt mit limnischen (Süßwasser-) Verhältnissen ist der Strom einschließlich der fischökologisch wichtigen Uferbereiche stark anthropogen geprägt, so dass die ganzjährig vorkommenden Süßwasserfische nur bedingt geeignete Lebens- und Vermehrungsbedingungen vorfinden. Strömungsberuhigten Teilabschnitten wie einigen Hafengebieten kann eine Ersatzfunktion als Aufwuchsgebiet für Jungfische zukommen. Hinsichtlich der FFH-Anhang-II-Arten ist festzustellen, dass der Hafen (sowie der stromauf anschließende Funktionsraum 1 und kleine Teile des stromab anschließenden Funktionsraums 3) zum Hauptverbreitungsgebiet des Rapfens innerhalb der Tideelbe zählt. Für Meer- und Flussneunauge sowie Lachs und Schnäpel hat der Wasserkörper „Hafen“ eine wichtige Verbindungsfunktion zwischen stromauf gelegenen Reproduktionsgebieten und stromab gelegenen Nahrungsgebieten. Das gleiche gilt für die mengenmäßig bedeutendste Fischart der Tideelbe,

den Stint. Die Finte hingegen nutzt, vom Meer kommend, vorwiegend stromab des Hafens gelegene Elbeabschnitte des Funktionsraums 3 zur Vermehrung. Sauerstoffengpässe im Sommerhalbjahr können sich beeinträchtigend auf die Verbindungsfunktion auswirken und dazu führen, dass Fische sich zeitweilig in sauerstoffreichere Tideelbeabschnitte des stromauf gelegenen Funktionsraums 1 sowie in stromab gelegene Funktionsräume zurückziehen. Das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie wird im aktuellen Bewirtschaftungsplan (FGG 2015a) - wie für die anderen Wasserkörper der Tideelbe auch - mit „mäßig“ angegeben.

WRRL-WK 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 Nebenelben 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 normales 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 HH 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. Das fischökologische Potenzial nach Wasserrahmenrichtlinie wird derzeit mit „mäßig“ angegeben (FGG 2015 a).

Teile des WRRL-WK Elbe-Übergangsgewässer / Funktionsraum 4 (Lühesand bis Brokdorf, Elbe-km 650 - 682), der den Baggerabschnitt BA 3 (Juelssand) fast vollständig und die 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 ausgedehnten Flachwassergebiete und Nebenelben 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 HH 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. Flachwassergebiete und Nebenelben in ihrer Funktion als Aufwuchs- und Nahrungsgebiet für Fische gefährdet. Das fischökologische Potenzial nach

Wasserrahmenrichtlinie wird im ersten Bewirtschaftungsplan für den WK Elbe-Übergangsgewässer (weitgehend deckungsgleich mit den Funktionsräumen 4 - 6 nach Integriertem Bewirtschaftungsplan) mit „mäßig“ angegeben (FGG 2015 a).

6.10 Meeressäuger

Als Vertreter der Meeressäuger leben im Wattenmeer ständig der Seehund (*Phoca vitulina*), die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) und der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (Schwarz und Heidemann 1994). Seit Mitte der 1970er Jahre ist bei im Rahmen von Befliegungen auf Ruheplätzen gesichteten Seehunden und Kegelrobben im Wattenmeer ein positiver Bestandstrend zu verzeichnen (Galatius et al., 2016; van Neer et al., 2016). Gleiches gilt für den Bestand an Schweinswalen (Gilles et al., 2010). Kegelrobben kommen im Vergleich zu Seehunden im Wattenmeer generell weniger häufig vor, da sie ungestörte und im Winter überflutungsfreie Wurfplätze für die Geburt der Jungtiere benötigen, welche im Wattenmeer relativ selten sind (Schwarz und Heidemann 1994). Im Gegensatz dazu benötigen Seehunde nicht zwangsläufig überflutungsfreie Wurfplätze (Burns, 2009). Im Vergleich zum angrenzenden Wattenmeer kann die Bedeutung der Tideelbe als Lebensraum für Meeressäuger als gering eingestuft werden. Bislang existieren hier keine Nachweise von Kegelrobben-Liegeplätzen, Schweinswale werden nur sporadisch im Elbeästuar gesichtet. Seehunde nutzen vereinzelt Flächen (Sandbänke, Wattflächen) in der Tideelbe als Liege- und Ruheplätze, jedoch findet innerhalb des Ästuars keine Reproduktion statt. Seehunde werden regelmäßig auf dem Bishorster Sand (in Nähe zu BA3, BA5), auf dem Schwarztonnensand (in Nähe zu BA5), auf der Brammer Bank (in Nähe zu BA7) gesichtet. Vereinzelt wurden Tiere auch im Mühlenberger Loch und auf dem Hanskalbsand (in Nähe zu BA1) beobachtet (IBL & IMS 2007).

6.11 Vögel

Das Gesamtgebiet der Tideelbe ist bedeutend für viel Brut- und Rastvogelarten, die die Außendeichsbereiche im Elbeästuar vor allem als Nahrungsflächen und Ruheräume nutzen. Hierbei spielt das Nahrungsangebot und die Größe dieser Flächen eine wesentliche Rolle. Bei Hochwasser nutzen die meisten Wat- und Wasservögel vor allem die an das Watt angrenzenden Flächen wie zum Beispiel Salzwiesen, Sandbänke oder die hinter den Deichen liegenden Feuchtgebiete oder Marschen als Rastfläche. Eine Ausnahme stellt zum Beispiel die Eiderente dar, die weiter vom Land entfernt rastet (Blew et al. 2005).

Bezogen auf TK-25 Quadranten (ca. 5,6 x 5,6 km) liegt die Artenzahl an Brutvögeln im Bereich der gesamten Tideelbe zwischen 50 und 125 Arten, darunter 9 bis 32 Rote-Liste Arten. Besondere Bedeutung hat das Gebiet für die Fortpflanzung von Wiesen-, Küsten- und Schwimmvögeln sowie für Arten der Röhrichte und Verlandungszonen. Der Bereich der Tideelbe ist ein wichtiges Brutgebiet für Rote Liste Status 1 Arten (Bestand vom Erlöschen bedroht) wie zum Beispiel Knäkente, Seeregenpfeifer und Kampfläufer. Zu den Rote Liste

Status 2 Arten (stark gefährdet) zählen hier beispielsweise Wachtelkönig, Bekassine und Rotschenkel (Krüger 2014).

6.12 Vegetation

Die Vegetation des Elbeästuars wird neben verschiedenen anderen Faktoren (Ausbildung des Uferbereichs, Oberwasserabfluss, Nutzung, u. a.) sehr stark vom Tidegeschehen beeinflusst. Dieser Einfluss reicht von der Seegrenze bei Cuxhaven (Elbe-km 727,0) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 585,9). Das Elbeästuar ist ein hochgradig dynamisches System (Faude et al. 2011). Die darin lebenden Pflanzenarten sind an die vorherrschenden hydrochemischen Parameter wie Salzkonzentration des Wassers, Tidehub, Strömungsregime, Nährstoff-, Schadstoff- und Sedimenthaushalt angepasst.

Im aquatischen Bereich und im Vorland wird die räumliche Abfolge (Zonierung) der Vegetation von den ausgeprägten Längs- und Quergradienten des Ästuars bestimmt. Der wichtigste Standortfaktor für die Ausprägung der Vegetation im Längsverlauf der Tideelbe ist der Salzgehalt in der Bodenlösung (BfG 2004). Im Querprofil haben die Lage zu MThw (Differenz der Geländehöhe zum mittleren Tidehochwasser (MThw)) und der Tidehub die größte Bedeutung für die Ausprägung der Vegetationszonen. Strömungsverhältnisse bestimmen über die Korngrößenzusammensetzung des Substrats die Vegetationszusammensetzung mit. Nachhaltig überprägt wird die Vegetationsdecke durch landwirtschaftliche Nutzung und flussbauliche Maßnahmen.

In der vorliegenden GÜBAK wird zum Thema Vegetation ausschließlich der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) betrachtet. Die Art ist nach BNatSchG streng geschützt, gilt nach den Roten Listen gefährdeter Pflanzen Deutschlands (Ludwig & Schnittler 1996), Hamburgs (Poppendieck et al. 2010), Schleswig-Holsteins (Mierwald & Romahn 2006) und Niedersachsens (Garve 2004) als vom Aussterben bedroht und wird als prioritäre Art in der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie des Europarates (FFH-Richtlinie 92/43/EWG vom 21.05.1992) geführt. Die Bundesrepublik Deutschland und die genannten Länder sind in besonderem Maße für die weltweite Erhaltung der gefährdeten Art verantwortlich (Neubcker et al. 2005), weshalb in der vorliegenden GÜBAK mögliche Auswirkungen – resultierend aus den Baggertätigkeiten und der Baggergutverbringung – auf aktuelle und potenzielle Standorte und Vorkommen der Art mitbetrachtet werden.

Das Vorkommen des Schierlings-Wasserfenchels ist weltweit auf den Süßwasser-Tidebereich der Elbe und den Mündungsbereich einiger Nebenflüsse (Störmündung)/Glückstadt und Geesthacht beschränkt. Dabei wird das Verbreitungsgebiet elbaufwärts durch das Wehr (Elbe-km 586) und seewärts durch die Brackwassergrenze begrenzt (Below & Bracht 2009, Kurz & Below 2012). Der zweijährige Doldenblütler siedelt auf strömungsberuhigten Schlickufeln, seltener auch auf strömungsberuhigten Sandufeln, wobei er sowohl die weit unter MThw liegenden Flächen als auch die Bereiche meidet, die im Sommer für längere Zeit trocken liegen können. Nach unten begrenzen die langen Überflutungszeiten, nach oben u. a. die Konkurrenz der Begleitvegetation das Vorkommen, so dass die Art auf den Bereich

zwischen ca. MThw -30 bis -130 (-170) cm angewiesen ist. Als Lichtkeimer mit geringer Konkurrenzkraft benötigt die Pflanze Sonderstandorte – offene, lichte Stellen in Weiden- oder Röhrichtgürteln (z. B. Störstellen infolge Eisgang, Sturmfluten, starker Sedimentdynamik), an denen die Wüchsigkeit der Röhrichte herabgesetzt ist. So kommt die Art z. B. an Prielenden, offenen Ufern oder in flachen Senken vor. Der Schierlings-Wasserfenchel bildet im ersten Jahr eine Grundblattrosette, mit der er überwintert und im nächsten Jahr zur Blüte gelangt. Die Samen bleiben ca. 30 Jahre im Elbsediment keimfähig (Botanischer Verein zu Hamburg e.V., Stand Internet 2016; Neubecker 2010, u. a.). Die Populationsgröße und der Anteil reproduktiver Pflanzen ist bei allen Vorkommen von Jahr zu Jahr großen Schwankungen unterworfen (Below & Bracht 2009).

Das Hauptverbreitungsgebiet des Schierlings-Wasserfenchels liegt etwa zwischen Hanskalbsand und Geesthacht.

Das bedeutendste Vorkommen im Tideauwald des Naturschutzgebietes Heuckenlock an der Hamburger Süderelbe ist seit den 1980er Jahren bekannt (Below & Bracht 2014, Kurz & Below 2012). In den Jahren 2002/2003 wurde dort, seit Beginn der systematischen Untersuchungen im Jahr 2000, mit 1711 Individuen die höchste Zahl an Pflanzen des Schierlings-Wasserfenchels festgestellt (Neubecker & Below 2006). In den Folgejahren traten große Populationsschwankungen mit großen Individuenverlusten (Bsp. Jahr 2009 mit 179 Individuen) auf. Aktuell sind im NSG Heuckenlock 751 Exemplare des Schierlings-Wasserfenchels gezählt worden (599 Rosetten, 152 Adulte), verteilt auf 20 Wuchsorte (Below & Bracht 2014).

Weitere bedeutende Bestände finden sich im NSG Schweenssand, an der Norder- und der Süderelbe, an der Seevemündung sowie im Stromabschnitt westlich der Linie Zollenspieker/Laßrönne. Weiter stromaufwärts tritt die Art bis knapp vor dem Geesthachter Wehr vereinzelt und unet an wenigen Stellen auf (Arbeitsgruppe Elbeästuar 2012).

Stromab kommt die Art bis etwa Höhe Glückstadt/Störmündung (Elbe-km 677) vor. Im zu betrachtenden Baggerbereich (Elbe-km 638,9 bis 689,8) befinden sich die aktuellen Hauptvorkommen auf den Elbinseln Hanskalbsand und Neßsand, sowie im Bereich der Ausgleichsmaßnahme Hahnöfersand und dort insbesondere an Standorten abseits des Fahrwassers (IBL 2015 a).

Alle – seit Beginn der systematischen Untersuchungen im Jahr 2000 – jährlich bis heute kartierten Fundorte der Art mit Anzahl der Individuen und Angaben über potenzielle Standorte wurden für das Gutachten „Planergänzungsunterlage II zur Fahrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe – 5.1 Schierlings-Wasserfenchel: Eingriffsermittlung und Bilanzierung“ vom Büro IBL Umweltplanung (2015 a) zusammengetragen und die Erfassungsergebnisse und Monitoringberichte der einzelnen Gutachter ausgewertet. Die folgende Auswirkungsprognose stützt sich auf die darin enthaltene, derzeit aktuellste, Datengrundlage.

6.13 Schutzgebiete und Erhaltungsziele

Für im Wirkungsbereich einer Unterhaltungsmaßnahme gelegenen Natura2000-Gebiete und Schutzgebiete anderer Kategorien sind die Auswirkungen der Maßnahme auf Schutzzweck und Erhaltungsziele einzuschätzen (BMVI 2015).

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 wird für die Unterhaltung der Schiffbarkeit gebaggert (s. Abbildung 6-38):

- FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (2323-392),
- FFH-Gebiet Unterelbe (2018-331),
- EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (2121-401),
- FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (2424-303).

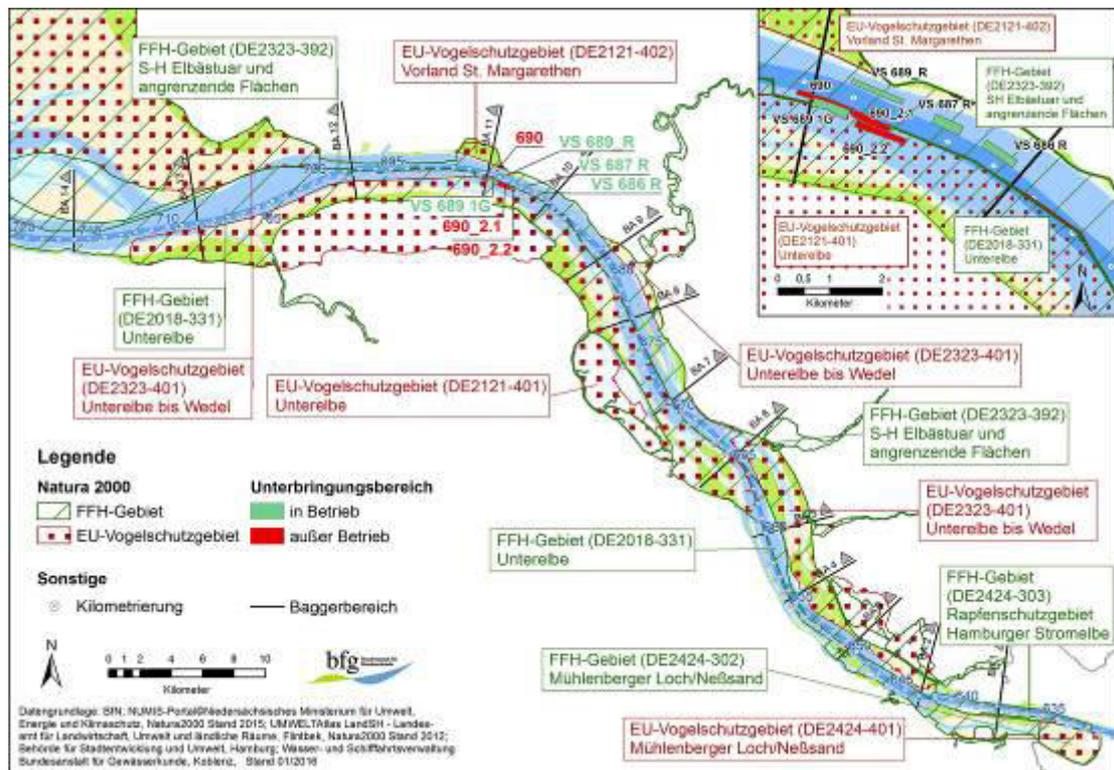


Abbildung 6-38: Übersichtskarte von Natura 2000-Gebieten im Untersuchungsgebiet

Das EU-Vogelschutzgebiet „Unterelbe bis Wedel (2323-401)“ grenzt teilweise an die Eingriffsbereiche der zu betrachtenden Unterhaltungsbaggerungen in der Unterelbe.

Nachfolgend werden die betroffenen Natura 2000-Gebiete kurz vorgestellt und die für die Auswirkungsprognose relevanten Erhaltungsziele aufgeführt (Quelle: BfN, NLWKN, MELUR). Die FFH-Gebiete „Schleswig Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (2323-392)“ und „Unterelbe (2018-331)“ sowie das Vogelschutzgebiet „Unterelbe (2121-401)“ werden in Kapitel 7.4 beschrieben. Eine gesonderte Betrachtung anderer Schutzge-

bietskategorien erfolgt nicht, da diese in den betroffenen Bereichen flächendeckend als Natura 2000-Gebiete ausgewiesen sind.

FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe (2424-303) Dieses 340 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 Untereibe bis Wedel (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 Untereibe 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 Untereibe als Brutgebiet für Blaukehlchen, Flussseseschwalben, Vögel des Grünlands und der Röhrichte sowie als Rastgebiet insbesondere für Watvögel, Seeschwalben und Enten.

7 Untersuchungsergebnisse Verbringstellenbereich 686/690

Der Verbringstellenbereich VSB 686/690 umfasst aktuell auf der Seite des roten Tonnenstrichs die Stellen VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R sowie auf der gegenüber liegenden Seite des grünen Tonnenstrichs die Stelle VS 689 1G. Alle Stellen werden gegenwärtig mit Unterhaltungsbaggergut beaufschlagt. Die Festlegung von Stellen innerhalb des VSB 686/690 erfolgt durch das WSA Hamburg. Aus diesem Grund bezieht sich die in dem vorliegenden Bericht beschriebene Auswirkungsprognose nicht auf eine einzelne Stelle sondern auf die Möglichkeit der Ablagerung von sowohl bindigem als auch nicht-bindigem Baggergut im gesamten VSB 686/690.

Abbildung 7-1 zeigt die Umrisslinien der gegenwärtig (Stand Oktober 2016) beaufschlagten Verbringstellen (grün) sowie der in der Vergangenheit vor Einrichtung des VSB 686/690 genutzten Verbringstellen (rot). Nicht dargestellt sind die ehemaligen Verbringstellen AG 1 bis 3 (Amtsgrenze) und SK 1 bis 5 (Scheelenkuhlen), welche im direkten Fahrinnenbereich 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 Fahrinnenanpassung untergebracht. Auf AG 1-3 wurde bis 2006 Baggergut aus verschiedenen Baggerabschnitten untergebracht. In 2007 und 2008 wurden hier zuletzt nur noch geringe Mengen Baggergut untergebracht.



Abbildung 7-1: Übersicht der gegenwärtig betriebenen (grün) und geschlossenen (rot) Verbringstellen im VSB 686/690

Seit 2006 findet eine neue Unterbringungsstrategie Anwendung, die nach einer Übergangsphase in 2008/2009 erstmals vollständig umgesetzt wurde. Die fachlich ökologische Grundlage hierfür ist in zwei „BfG-Systemstudien“ (hiermit gemeint sind BfG 2008 und BfG 2014 a) beschrieben. Seit 2009 wird das gesamte Unterhaltungsbaggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg (BA 1 bis BA 10) im VSB 686/690 auf verschiedene Stellen untergebracht. Neuere Untersuchungen in BfG (2013 und 2015) haben die Notwendigkeit einer stärkeren Differenzierung der Unterhaltungsstrategie in Bezug auf fein- und grobkörniges Baggergut ergeben. Im Grunde berücksichtigt eine solche differenzierte Strategie die unterschiedlichen physikalischen Prozesse, die dem Transport von feinkörnigen Sedimenten (Transport in Suspension) und grobkörnigen Sedimenten (sohlnaher bzw. sohlgebundener Transport als Geschiebe) zugrunde liegen. So sind zum Beispiel grobkörnige Sedimente nicht wie die feinkörnigen in Suspension transportierten Sedimente dem „Tidal Pumping“ Effekt unterworfen bzw. können sich nicht in der Wassersäule anreichern und dort eine erhöhte Trübung verursachen.

Im Ergebnis soll das im Amtsbereich des WSA Hamburg gebaggerte feinkörnige Baggergut weiterhin vollständig im VSB 686/690 untergebracht werden. Das anfallende sandige Baggergut soll zukünftig zur Stützung des Sandhaushaltes der stromauf liegenden Baggerabschnitte BA 1 bis BA 9 möglichst ortsnah auf neu einzurichtenden Stellen untergebracht werden (siehe BfG 2015). Die Kapazitäten dieser Stellen sind jedoch begrenzt, so dass auch weiterhin, wenn auch geringere Mengen sandiges Baggergut im VSB 686/690 untergebracht werden können.

Die Untersuchungen der Systemstudie II (BfG 2014 a) kommen zudem zu der Schlussfolgerung, dass das aus morphologischer Sicht zu verfolgende Ziel eines ausgeglichenen Feinsedimenthaushaltes derzeit nicht erreicht wird. Es wird die Empfehlung gegeben, bestehende Kreislaufbaggerungen abzuschwächen, z. B. indem unter bestimmten Voraussetzungen⁵ ein verstärkter Austrag von Feinsedimenten durch Unterbringung von Baggergut aus der Delegationsstrecke des Hamburger Hafens plus aus ausgewählten Hafenzufahrten weiter stromab auf Stellen im VSB 686/690 anstatt auf der Stelle Neßsand erreicht werden kann. In der konkreten Umsetzung würde das für den VSB 686/690 die Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ bindiges Baggergut aus dem Hamburger Hafen bedeuten und eine gleichzeitige Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 in den weiter stromab liegenden VSB 730/740 voraussetzen. Die hierzu erforderliche Auswirkungsprognose ist in BfG 2017 beschrieben.

Der VSB 686/690 ist der zentrale Bereich für die Unterbringung von bindigem Baggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg. Es sollen hier jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut untergebracht werden. Die gegenwärtig im VSB 686/690 eingerichteten Stellen werden gemäß der im Folgenden beschriebenen Konzeption bewirtschaftet (vgl. WSA Hamburg, 2010):

⁵ lang anhaltend und sehr niedrige Oberwasserabflüsse (vgl. BfG 2014) sowie Unterbringung beschränkt auf Baggergut mit möglichst geringer Schadstoffbelastung (vgl. Kap. 6.5.2)

- Baggergut mit hohem Feinkornmaterial aus BA 1 (Wedel inklusive Baggergut aus der Unterhaltung eines Sedimentfangs vor Wedel) bis BA 3 (Juelssand) sowie geringere Mengen aus BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) auf VS 689 R;
- sandiges Baggergut aus BA 4, BA 6 und BA 8 auf VS 689 1G;
- überwiegend mittelsandiges Baggergut 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 von Unterbringung / Sedimentation – Erosion auf VS 686 R, VS 687 R und VS 689 1G

Abbildung 7-2 zeigt für die in VSB 686/690 eingerichteten Stellen eine Übersicht der durchschnittlich untergebrachten Baggergutmengen; zusätzlich dargestellt sind die Jahresmaximalmengen. Die Einzeldaten dieser Mengen seit 2008 können monatsgenau dem Anhang zu diesem Bericht entnommen (Kapitel 12.1, Tabelle 12-9) werden.

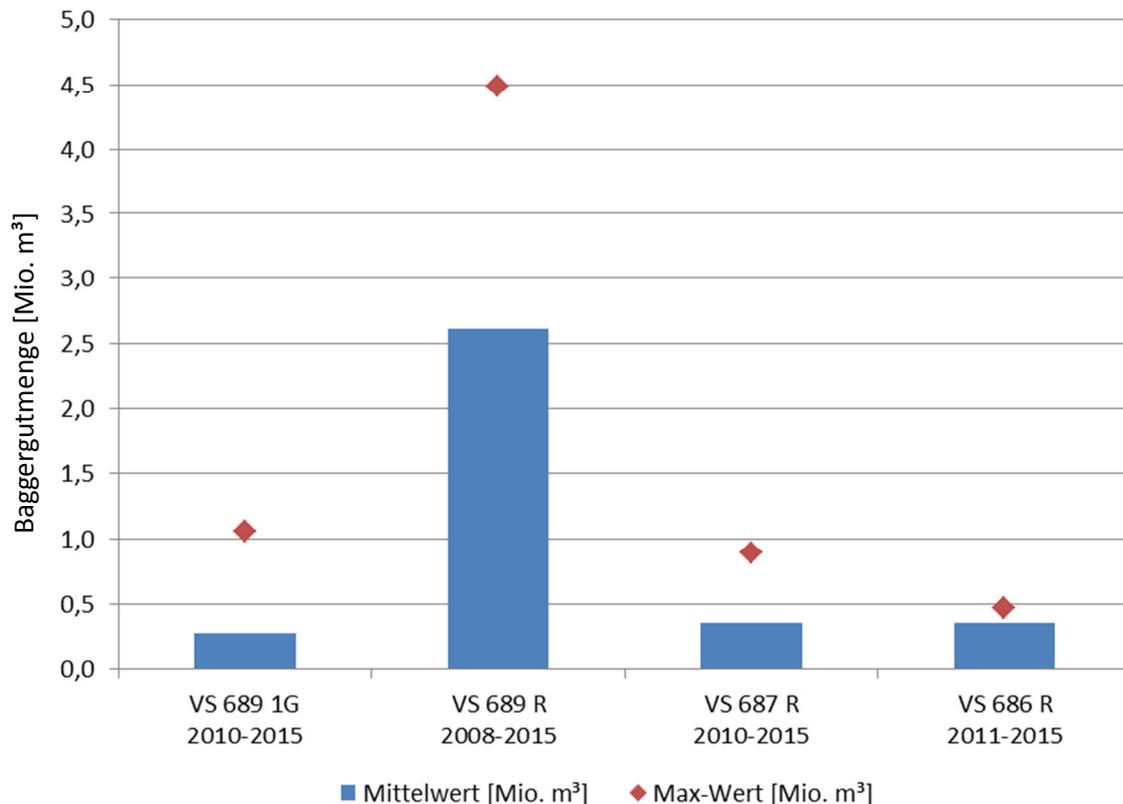


Abbildung 7-2: mittlere und maximale Jahresmengen an Baggergut zur Unterbringung seit Inbetriebnahme [in Mio. m³], Stellen VS 689 1G, VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R
Datenquelle WSV

7.1 Morphologie

Die sedimentologischen und morphologischen Verhältnisse im VSB 686/690 werden seit 2008 sukzessive erfasst und beobachtet. Die Daten und Auswertungsergebnisse früherer Probennahmekampagnen sind in BfG (2010 a, 2012 a) beschrieben. Die zur Probennahme eingesetzten Gerätschaften sind in Kapitel 4.2 dargestellt. Weitere Probennahmekampagnen im VSB 686/690 haben im August 2012 und September 2014 stattgefunden. Die Ergebnisse werden in Kapitel 7.1.1 dargestellt, wobei der Fokus auf dem zuletzt im September 2014 erfassten Zustand liegt; wo erforderlich ergänzen die Ergebnisse vom August 2012 die Zustandsbeschreibungen. Auf mögliche Veränderungen bei den Korngrößenverteilungen soll ebenfalls verwiesen werden.

Fächerlotpeilungen werden im Amtsbereich des WSA Hamburg seit 2008 durchgeführt. Ab diesem Zeitpunkt kann die Gewässerbettentwicklung mit Hilfe flächenhafter und räumlich hochaufgelöster Vermessungsdaten untersucht werden. Der im Bereich der Fahrwasserränder liegende Teil des VSB 686/690 wird dabei mindestens 2-mal im Jahr vollständig erfasst. Der seit 2008 bis einschließlich September 2015 verfügbare Gesamtdatenbestand an Fächerlotpeilungen ist kleinräumig und detailliert für die innerhalb des VSB 686/690 mit Baggergut beaufschlagten Stellen in BfG (2015 b) ausgewertet worden. Der Fokus der Auswertungen lag auf der Beschreibung der Morphodynamik und Beschaffenheit der Gewässersohle auf den Verbringstellen sowie auf der Analyse unterbringungsbedingter Auswirkungen. In Ergänzung hierzu wird in WSA Hamburg (2016) die langjährige Auf- und Abtragsdynamik auf der größeren räumlichen Ebene des gesamten BA 10, in dem der VSB 686/690 liegt, untersucht. Die als wesentlich für die Beurteilung der unterbringungsbedingten Auswirkungen erachteten Schlussfolgerungen aus beiden Untersuchungen sind in Kapitel 7.1.1 zusammenfassend dargestellt.

Die Verdriftung und der Verbleib feinkörniger Baggergutanteile, wie in Kapitel 7.1.2 beschrieben, werden u.a. in einem gesonderten Monitoring untersucht (siehe BfG 2010 a und 2012 a). Ergänzend liegen Studien der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) vor, in denen die modellgestützten Verdriftungswege des auf VS 689R untergebrachten Baggerguts untersucht wurden (BAW 2012). Die für die Erstellung einer Auswirkungsprognose für den VSB 686/690 wesentlichen Ergebnisse und Schlussfolgerungen sind in BfG (2012 a) bzw. zuletzt in BfG (2014 a) zusammengefasst worden. Neuere Ergebnisse aus modellbasierten Untersuchungen liegen derzeit nicht vor, so dass hier auf eine erneute Darstellung der Ergebnisabbildungen verzichtet wird. Anstelle dessen sei auf die bereits bekannten Berichtsdokumente zu BAW (2012) oder auch dargestellt in BfG (2012 a und 2014 a) verwiesen.

7.1.1 Gewässerbettentwicklung, Sedimentinventar und morphologische Strukturen im VSB 686/690

7.1.1.1 Großräumige Auf- und Abtragsdynamik innerhalb von BA 10

Die Gesamtvolumenänderung im Zeitraum März 2008 bis März 2014 zeigt für den Fahrrinnenbereich und die Fahrrinnenränder – die zuletzt genannten Ränder enthalten die Stellen zur Unterbringung des Baggerguts im VSB 686/690 – einen fortlaufenden Materialzuwachs (siehe Abbildung 7-3).

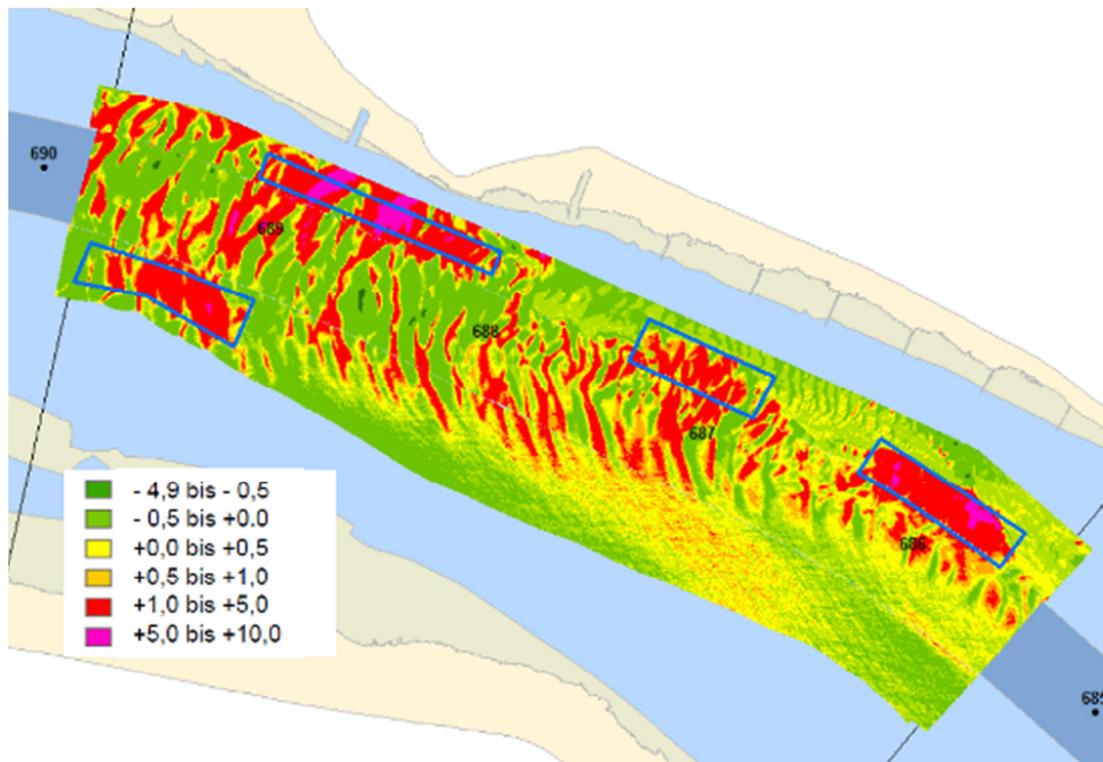


Abbildung 7-3: Höhenänderung für Fahrrinnenbereich und Fahrwasserränder des BA 10 von März 2008 bis März 2014
(aus WSA Hamburg 2016)

Deutlich zu erkennen ist, dass dieser Materialzuwachs flächenhaft auf die Fahrwasserränder bzw. dort mit Schwerpunkt auf die gegenwärtig im VSB 686/690 zur Unterbringung von Baggergut genutzten Stellen konzentriert ist. Der Gesamthöhenzuwachs beträgt seit 2008 mehrere Meter, teilweise auch zusammenhängend auf größeren Flächen und ist eindeutig durch die Unterbringung von Baggergut bedingt. Dies gilt ausnahmslos für alle gegenwärtig innerhalb des VSB 686/690 genutzten Stellen; auch für VS 689 R, auf der überwiegend Feinmaterial untergebracht wird. Es sind hier die im Feinmaterial enthaltenen Mittelsandanteile, welche zur Ablagerung kommen. Der mittlere Anteil an Mittelsand liegt in BA 1 zwar nur bei rd. 5 Gew-% (vgl. Kap. 6.1.1), es werden hier jedoch zugleich sehr große Mengen an Feinmaterial untergebracht, so dass der darin enthaltene Mittelsand an der Gewässersohle deutlich zum Vorschein kommt. Bindiges Baggergut aus den anderen Baggerabschnitten weist sogar noch etwas größere Mittelsandanteile auf.

Auch im Bereich der Fahrrinne gibt es einen Materialzuwachs. Dieser rührt indirekt von der Unterbringung von Baggergut auf Stellen im Bereich der Fahrwasserränder und erfordert zur Sicherung der Leichtigkeit und Sicherheit der Schifffahrt fortlaufende Unterhaltungsbaggerungen (vgl. WSA Hamburg 2016). Verglichen zu allen anderen Baggerabschnitten im Amtsbereich des WSA Hamburg fallen im BA 10 seit 2008 ansteigende und inzwischen die größten sandigen Baggergutmengen an. Die Mengen schwanken pro Jahr zwischen 0,18 und 0,63 Mio. m³ (Zeitraum 2008 - 2014, siehe BfG 2015 a). Sandige Sedimente werden sohnlah aus dem Bereich der Stellen VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R, wo sie sich auf der Sohle abgelagert haben, in den Bereich der Fahrrinne transportiert und bewirken dort ein Aufwachsen der vorhandenen Transportkörperstrukturen. Die in BA 10 gebaggerten Sedimente werden stromab auf andere Stellen im Amtsbereich des WSA Cuxhaven untergebracht (siehe auch BfG 2017 – GÜBAK 730/740). Es ist davon auszugehen, dass ein Rückgang der Unterhaltungsbaggergutmengen zukünftig nur durch eine Verringerung der sandigen Baggergutmengen zur Unterbringung im VSB 686/690 erreicht werden kann.

7.1.1.2 Verbringstelle VS 686 R

Auf VS 686 R wurde erstmals im Juli 2010 Baggergut untergebracht. Der sedimentologisch-morphologische Referenzzustand vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut ist in BfG (2012 a) dargestellt. Die VS 686 R liegt seitlich der Fahrrinne in Prallhanglage, im Referenzzustand lag die Gewässersohle in einer Tiefenlage von etwa -19 bis -16 m (Bezug m üNN). Nahe der Fahrrinne war die morphologische Struktur der Gewässersohle geprägt von Transportkörpern und einer 4 bis 6 m tiefen Auskolkung. Etwa entlang der uferseitigen Umrisslinie der Verbringstelle erstreckt sich eine sehr steile, 6 bis 10 m hohe Abbruchkante.

Gewässerbettentwicklung

Die Entwicklung des Volumens der Gewässersohle seit 2008 in Abhängigkeit von den auf VS 686 R untergebrachten Baggergutmengen (unterschieden nach bindigen und nicht-bindigen Sedimenten) ist in Abbildung 7-4 dargestellt. Die dazugehörigen Zeiträume (x-Achse) und Baggergutmengen zur Unterbringung (y-Achse) sind im Anhang in Tabelle 12-9 dargestellt.

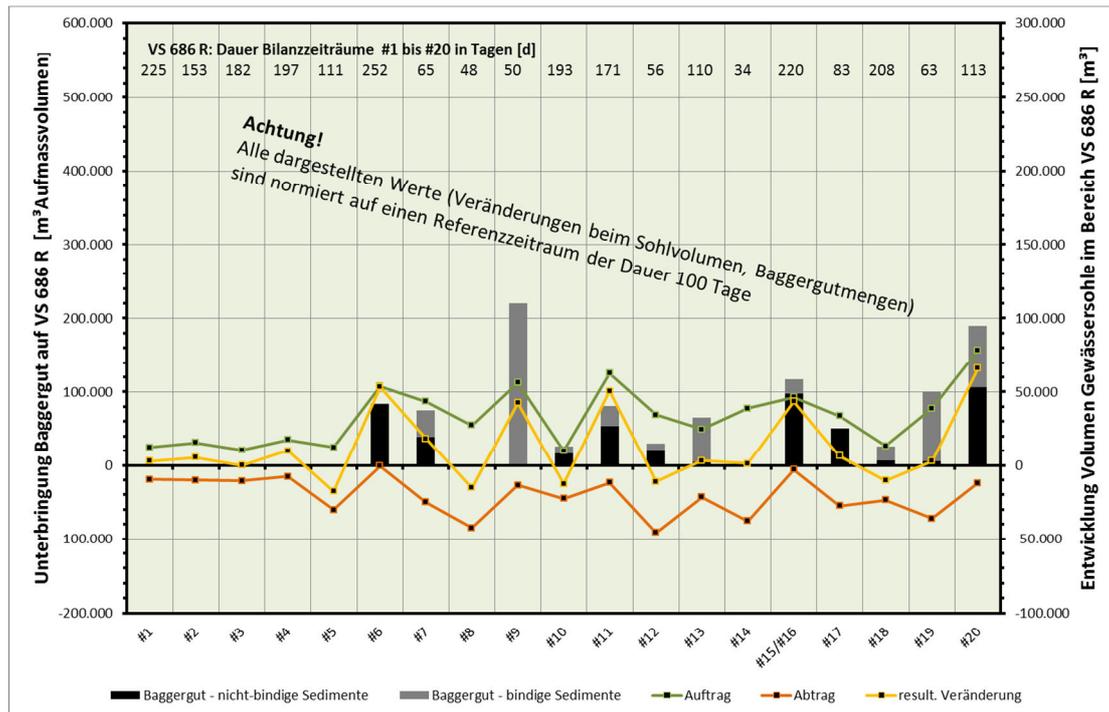


Abbildung 7-4: Entwicklung Gewässersohle auf VS 686 R in Abhängigkeit von der Baggergutunterbringung

Zeitraum Februar 2008 bis Februar 2015, für Anfangs- und Enddatum der Bilanzzeiträume siehe Tabelle 12-9 (aus BfG 2015 b)

Die Bilanzzeiträume (BLZ) #1 bis einschließlich #5 können als Referenzzustand betrachtet werden, da Baggergut auf VS 686 R erstmals in BLZ #6 untergebracht worden ist. Während des Referenzzeitraums befindet sich die Gewässersohle in einem morphologischen Gleichgewichtszustand. Volumenabträge und -aufträge erfolgen in ungefähr demselben Maße.

Durch die **erstmalige Unterbringung von nicht-bindigem Baggergut** in BLZ #6 und im darauf folgenden BLZ #7 hat es auf VS 686 R eine flächenhafte Sedimentablagerung gegeben, welche die morphologischen Strukturen im Referenzzustand auf der VS 686 R fast vollständig überlagert hat bzw. die Kolkstruktur verfüllt hat. Die Mächtigkeit dieser Sedimentablagerung beträgt flächenhaft 1 bis 2 m, in Teilbereichen wie die nun verfüllte Kolkstruktur kann die Mächtigkeit auch mehrere Meter betragen (siehe Abbildung 7-5).

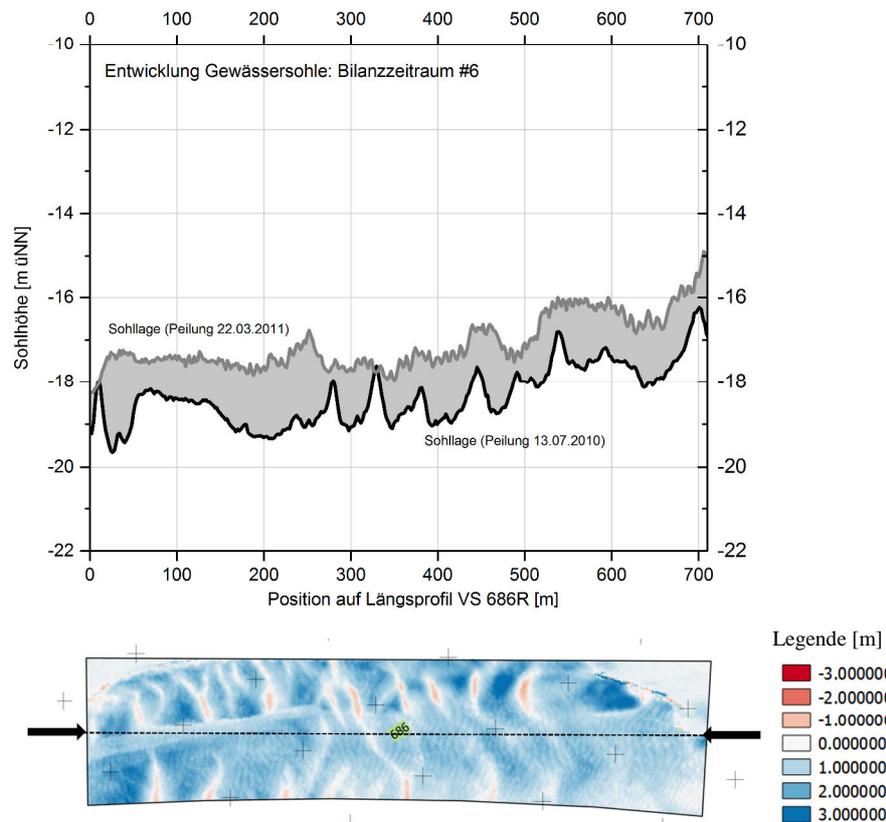


Abbildung 7-5: (oben) Differenzenplan für BLZ #6 (13.07.2010 - 22.03.2011), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 686 R

Im weiteren Verlauf ist ein starker Volumenzuwachs bei der Gewässersohle stets mit der Unterbringung größerer Mengen an nicht-bindigem Baggergut in Verbindung zu bringen (siehe BLZ #11, BLZ #15/16 und BLZ #20 in Abbildung 7-4). Beispielhaft ist in Abbildung 7-6 der Volumenzuwachs für den BLZ #11 dargestellt. Im Vergleich zur Referenzsituation (erfasst durch Peilung vom 13.07.2010) haben sich im Bereich der VS 686 R fortlaufend flächenhafte Ablagerungen mit einer Gesamtmächtigkeit von 3 bis 4 Metern gebildet.

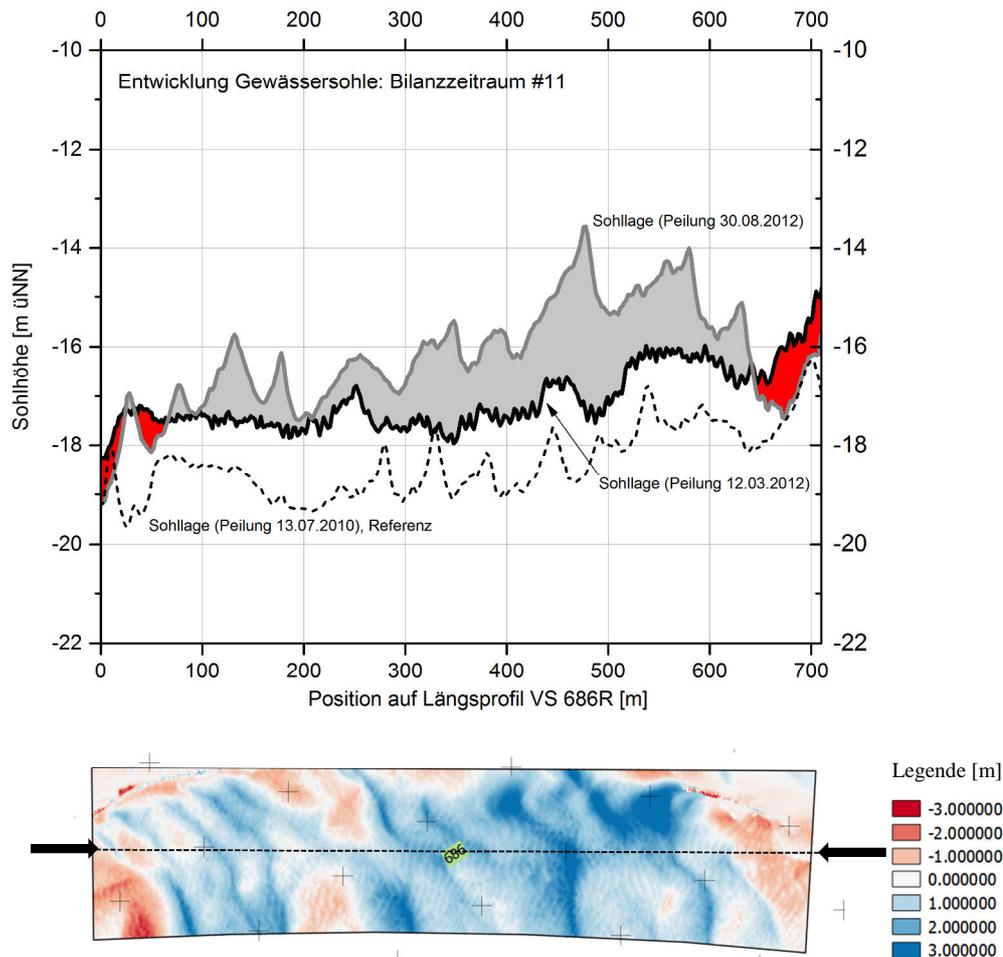


Abbildung 7-6: (oben) Differenzenplan für BLZ #11 (12.03.2012 - 30.08.2012), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 686 R

Im BLZ #9 sind möglicherweise⁶ auch einmalig große Mengen an bindigen Sedimenten auf der VS 686 R untergebracht worden. Mit 220.000 m³/100 d hat es in diesem Zeitraum zugleich auch die intensivste Beaufschlagung der Stelle VS 686 R gegeben. Der Zuwachs an Sohlvolumen ist ein Hinweis darauf, dass neben den sandigen Anteilen auch geringe Anteile des bindigen Baggerguts über kürzere Zeit auf der Sohle zur Ablagerung kommen können, bevor diese wieder erodiert werden (siehe Volumenabnahme in BLZ #10 trotz fortgesetzter Unterbringung von Baggergut, vgl. Abbildung 7-4).

⁶ Der BLZ #9 beginnt am 13.07.2011 und endet am 01.09.2011. Die Unterbringung des bindigen Baggerguts erfolgte im Juli 2011 durch WSV-eigenen Saugbagger „Nordsee“. In 2011 wurden mittels MoNa (vgl. Kap. 4.1) die Baggergutdaten auf der „Nordsee“ noch nicht umlauf genau erfasst, daher ist eine Unterbringung des Baggerguts in der ersten Juli-Hälfte und damit in BLZ #8 ebenfalls möglich.

Diese Ergebnisse, die in BfG (2015 b) detaillierter ausgeführt sind, geben einen Hinweis darauf, dass mindestens die Hälfte der nicht-bindigen Baggergutmengen längerfristig im Bereich der Verbringstelle bleibt. Zeitweise wie z. B. in BLZ #11 können noch größere Anteile des Baggerguts auf der VS 686 R geblieben sein. Gleiches wird durch die Schlussfolgerung der Untersuchungen auf der VS 687 R (siehe Kapitel 7.1.1.3) bestätigt, wobei im direkten Vergleich beider Stellen auf der VS 686 R mit etwas stärkeren Ablagerungen zu rechnen ist.

Die Unterbringung von Baggergut hat auf der VS 686 R zu einer flächenhaften Bildung einer mehreren Meter mächtigen Sedimentablagerung geführt, die bei jeder weiteren Unterbringung von nicht-bindigen Baggergutmengen weiter angewachsen ist. Es konnte beobachtet werden, dass diese Ablagerung durch die angreifenden Strömungskräfte nur relativ langsam abtransportiert wird. Auch ohne die Unterbringung von Baggergut oder bei Unterbringung von nur geringen Mengen ist es mehrfach auf VS 686 R zu einer geringen Nettovolumenzunahme aber zu keiner Abnahme gekommen.

Morphologische Strukturen

In Abbildung 7-7 sind die morphologischen Strukturen im Referenzzustand (erfasst durch Peilung am 26.02.2008) und im zuletzt untersuchten Zustand (erfasst durch Peilung am 03.02.2015) dargestellt. Mit den Peildaten als Datenbasis wurden die Strukturen der Gewässersohle mittels einer speziellen Schummerungsdarstellung sichtbar gemacht.

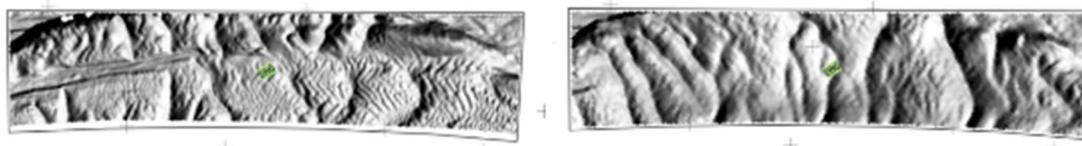


Abbildung 7-7: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 686 R im Referenzzustand (26.02.2008, linke Darstellung) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015, rechte Darstellung)

Im Referenzzustand ist die Morphologie der Gewässersohle auf VS 686 R vor allem durch Transportkörperstrukturen und entlang einer steilen Abbruchkante durch mehrere übertiefe Strukturen geprägt. Durch die nachfolgende Ablagerung der sandigen Baggergutanteile auf der Gewässersohle sind die Transportkörperstrukturen im Referenzzustand auf VS 686 R vollständig überlagert worden und es hat sich ein mehrerer Meter mächtiger Ablagerungskörper gebildet (siehe auch vorangehende Abbildung 7-5 und Abbildung 7-6). Der durch Baggergutunterbringung überprägte Zustand der Gewässersohle weist weiterhin eine durch Transportkörperstrukturen geprägte Morphologie auf (Abbildung 7-7, rechte Darstellung). Transportkörperstrukturen werden zwar fortlaufend durch Baggergut überlagert, bilden sich in ähnlicher Form und Geometrie wieder aus. Dies konnte mehrfach anhand weiterer Peilaufnahmen aus dem Zeitraum 2008 bis 2015 beobachtet werden (vgl. BfG 2015 b). Die Sohlhöhen im Bereich der Verbringstelle haben aufgrund der mächtigen Sedimentablagerung um mehrere Meter zugenommen. Das gilt vor allem lokal für die Übertiefen auf VS 686 R. Die im Referenzzustand größte und tiefste Struktur mit einer Tiefenlage von mehr als 22 m unter NN hat zum Ende des Untersuchungszeitraums aufgrund der Verfüllung mit sandigen

Baggergutsedimenten nur noch eine Tiefenlage von 17 m aufgewiesen; die Struktur selber ist aber weiterhin erkennbar.

Sedimentinventar

Trotz vorangegangener Überdeckung der Gewässersohle mit Baggergut hat sich auf der VS 686 R die Korngrößenzusammensetzung und damit das Sedimentinventar der aktuellen Gewässersohle gegenüber den Sedimenten im Referenzzustand (Zustand vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut im November 2010) nicht geändert.

Bei der Kampagne im August 2012 sind auf VS 686 R sechs Proben entnommen worden und zeigen ein zu den Ergebnissen vom September 2014 vergleichbares Sedimentinventar (Abbildung 7-8). Auch bei dieser Probennahme ist in den Wochen zuvor bindiges Baggergut aus BA 2 (Lühesand) auf der VS 686 R untergebracht worden.

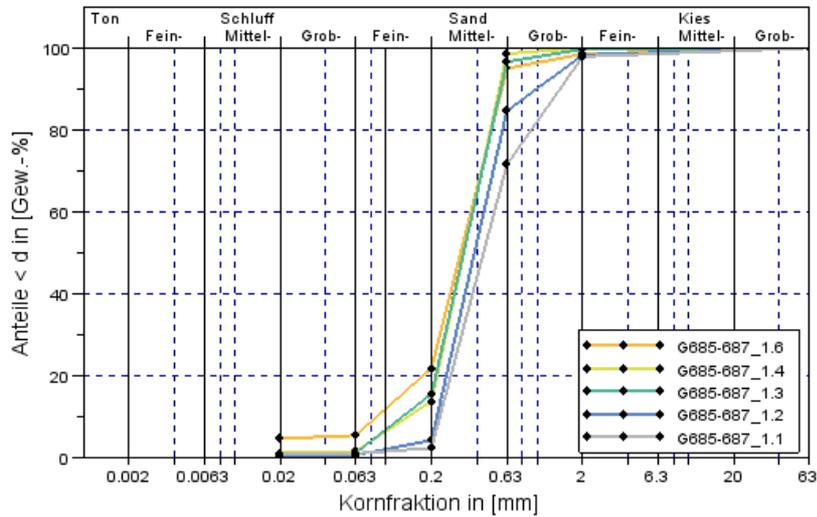


Abbildung 7-8: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R
(Kampagne August 2012)

In der Woche vor der Probennahme im September 2014 sind rd. 60.000 m³ bindiges Baggergut mit Herkunft BA 2 (Lühesand) auf VS 686 R untergebracht worden. Das durch die Proben in demselben Monat erfasste Sedimentinventar ist weiterhin mittelsandig und weist maximale Feinsandanteile von rd. 20 Gew.-% auf. Die Feinkiesanteile sind gering, die Grobsandanteile liegen in der Bandbreite von 10 bis zu rd. 30 Gew.-% (Abbildung 7-9).

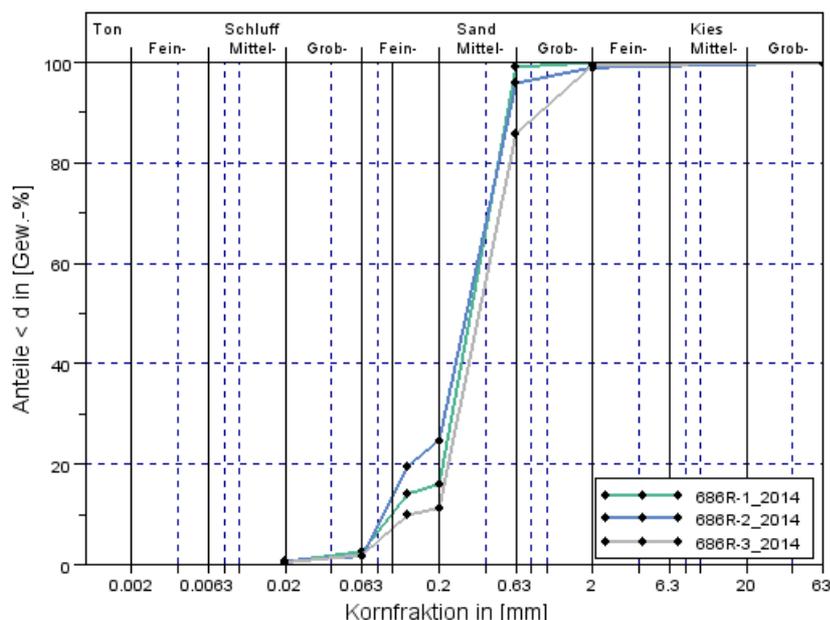


Abbildung 7-9: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 686 R
(Kampagne September 2014)

7.1.1.3 Verbringstelle VS 687 R

Auf VS 687 R wurde erstmals im Juli 2010 Baggergut untergebracht. Der sedimentologisch-morphologische Referenzzustand vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut ist in BfG (2012 a) dargestellt. Die VS 687 R liegt seitlich der Fahrrinne in Prallhanglage. Im Referenzzustand lag die Gewässersohle in einer Tiefenlage von etwa -21 bis -16 m (Bezug m üNN). Die Gewässersohle war durch zergliederte bzw. aufgefächerte Dünenstrukturen geprägt. Auf diesen Strukturen waren außerdem sekundäre Transportkörper zu erkennen. Die vorherrschende Wanderrichtung der Transportkörperstrukturen in diesem Flussabschnitt ist stromab in Richtung Nordsee (WSA Hamburg 2010). Darauf weisen auch die barchanoiden Kammverläufe⁷ benachbarter Transportkörper im Fahrinnenbereich hin. Der nördliche Rand ist durch eine steile und erosionsstabile Kleikante begrenzt. Weiter findet man auf der Gewässersohle ortsstabile Strukturen gefolgt von kleineren Kolkstrukturen.

Gewässerbettentwicklung

Die Entwicklung des Volumens der Gewässersohle seit 2008 in Abhängigkeit von den auf VS 687 R untergebrachten Baggergutmengen (unterschieden nach bindigen und nicht-bindigen Sedimenten) ist in Abbildung 7-10 dargestellt. Die dazugehörigen Zeiträume (x-Achse) und Baggergutmengen zur Unterbringung (y-Achse) sind im Anhang in Kapitel 12.1, Tabelle 12-10 aufgezeigt.

⁷ barchanoide Dünen bzw. Transportkörperstrukturen: abgeleitet aus dem turkmenischen "Barchan" für Sieldüne; sind Querdünen, deren größte Masse im Zentrum lagert. Dieses Massezentrum bewegt sich langsamer als die nach außen kleiner werdenden Flanken der Düne (Barchanhörner).

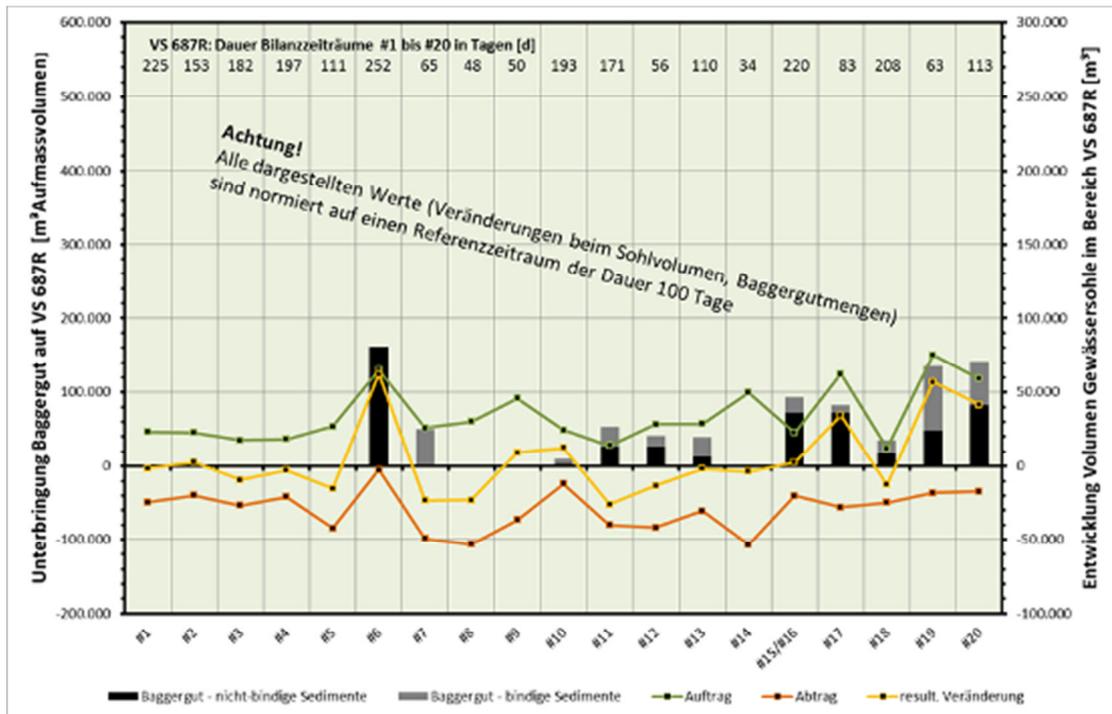


Abbildung 7-10: Entwicklung Gewässersohle auf VS 687 R in Abhängigkeit von der Baggergutunterbringung.

Zeitraum Februar 2008 bis Februar 2015, für Anfangs- und Enddatum der Bilanzzeiträume siehe Tabelle 12-10

Die Bilanzzeiträume (BLZ) #1 bis einschließlich #5 können als Referenzzustand betrachtet werden, da Baggergut auf VS 687 R erstmals im BLZ #6 untergebracht worden ist. Dieser Referenzzeitraum kann als eine Phase des morphologischen Gleichgewichtszustands beschrieben werden. Volumenabtrag und –auftrag erfolgen in ungefähr demselben Maße (Abbildung 7-10). Insgesamt kann eine leichte Tendenz zur Abnahme festgestellt werden. Mit der erstmaligen Unterbringung von Baggergut in BLZ #6 hat es einen starken Auftrag an Sedimenten gegeben (Abbildung 7-11).

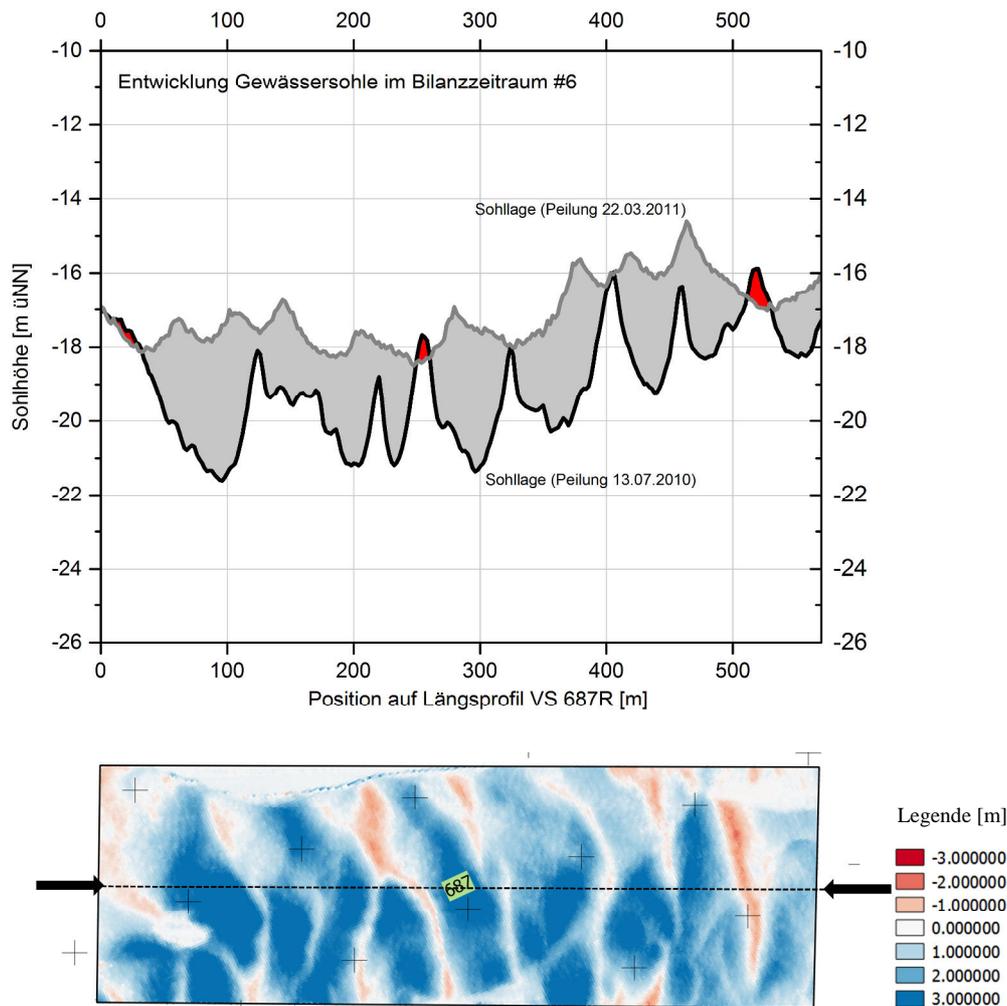


Abbildung 7-11: (oben) Differenzenplan für BLZ #6 (13.07.2010 – 22.03.2011), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 687 R

Durch Unterbringung des nicht-bindigen Baggerguts hat es in BLZ #6 eine beinahe vollständige Überlagerung der Gewässersohle sowie der Transportkörperstrukturen mit Baggergut-sedimenten gegeben. Die Mächtigkeit dieser Ablagerungen beträgt in den ehemaligen Talbereichen etwa 3 bis 4 m. Während der BLZ #7 bis #10 sind keine weiteren nicht-bindigen Baggergutmengen untergebracht worden. Ein Abtrag der in BLZ #6 entstandenen Sedimentauflage kann jedoch nicht beobachtet werden (Abbildung 7-10). Im Vergleich zum Referenzzustand gibt es etwas größere Auf- und Abträge, die auf eine etwas intensivere Morphodynamik hinweisen, ggf. kleinräumigere Verbringungen der in BLZ #6 entstandenen Sedimentablagerungen. Die Volumenentwicklung der Gewässersohle besitzt keinen Trend und kann als stabil bezeichnet werden.

Während BLZ #11 hat es trotz der Unterbringung von nicht-bindigem Baggergut einen resultierenden Abtrag von Sedimenten im Bereich der VS 687 R gegeben. Dieser Abtrag war nicht flächenhaft. Vielmehr ist es zu einer Umformung der morphologischen Strukturen an der Gewässersohle gekommen. Es haben sich erneut Transportkörperstrukturen gebildet, die den Strukturen des Referenzzustandes geometrisch ähnlich sind. Die zeitgleiche Unterbringung geringerer Baggergutmengen scheinen diesen Prozess nicht weiter erkennbar beeinflusst

zu haben. Trotz der Erosion wurde dennoch die ursprüngliche Sohltiefe (Referenzzustand) nicht wieder erreicht. Weiterhin sind in Teilabschnitten noch Ablagerungsmächtigkeiten von mehreren Metern (gegenüber Referenzzustand) zu erkennen. Erst in BLZ #17 ist es wieder zu einer nennenswerten Neuablagerung von Sedimenten auf der Gewässersohle gekommen, die jedoch im anschließenden BLZ #18 trotz einer zeitgleich erfolgten Unterbringung von Baggergut zumindest teilweise wieder abgetragen worden ist. Die morphologischen Entwicklungen während BLZ #11 und BLZ #18 sind qualitativ vergleichbar.

Aufgrund dieser Ergebnisse, die in BfG (2015 b) weiter im Detail ausgeführt sind, ist davon auszugehen, dass sich über die Hälfte der nicht-bindigen Baggergutmengen längerfristig auf VS 687 R abgelagert hat. Es handelt sich hier vor allem um die mittel- bis grobsandigen Baggergutanteile; auch bindiges Baggergut kann Anteile dieser Sedimente aufweisen, die dann ebenfalls zur Ablagerung kommen.

Morphologische Strukturen

In Abbildung 7-12 sind die morphologischen Strukturen im Referenzzustand (erfasst durch Peilung am 26.02.2008) und im zuletzt untersuchten Zustand (erfasst durch Peilung am 03.02.2015) dargestellt. Wie schon in Kapitel 7.1.1.2 wird hierzu eine spezielle Schummelungsdarstellung verwendet.

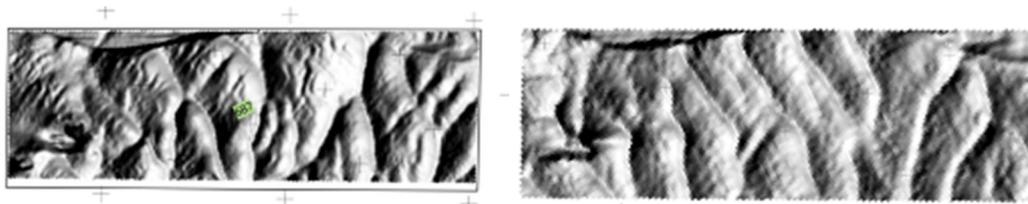


Abbildung 7-12: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 687 R im Referenzzustand (26.02.2008, linke Darstellung) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015, rechte Darstellung)

Im Referenzzustand (vgl. auch BfG 2012 a) ist die Morphologie der Gewässersohle auf VS 687 R durch Transportkörperstrukturen und uferseitig durch eine sehr steile und mehrere Meter hohe Abbruchkante geprägt. Erneut haben hier die Ablagerungen der sandigen Baggergutanteile auf der Gewässersohle zu einer vollständigen Überlagerung der Transportkörperstrukturen im Referenzzustand geführt. Transportkörperstrukturen werden zwar fortlaufend durch Baggergut überlagert, bilden sich in ähnlicher Form und Geometrie aber wieder aus. Dies konnte mehrfach anhand weiterer Peilaufnahmen aus dem Zeitraum 2008 bis 2015 beobachtet werden (vgl. BfG 2015 b).

Sedimentinventar

Trotz vorangegangener Überdeckung der Gewässersohle mit Baggergut hat sich auf der VS 687 R die Korngrößenzusammensetzung und damit das Sedimentinventar der aktuellen Gewässersohle gegenüber den Sedimenten im Referenzzustand (Zustand vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut im November 2010) nicht geändert.

Im Unterschied zum Sediment des Referenzzustandes (vgl. BfG 2012 a) und den Ergebnissen der Probennahme vom September 2014 (siehe oben bzw. auch für VS 686 R in Kapitel 7.1.1.2) sind bei der Probennahme im August 2012 bei einzelnen Proben Sedimente mit

erhöhten Feinkornanteilen festgestellt worden. Die Feinkornanteile waren nicht den sandigen Sedimentanteilen beigemischt, sondern in der Probe in Form von kompakten Schlickbrocken enthalten gewesen. Zwei Wochen vor der Probennahme sind auf VS 687 R rd. 11.000 m³ an bindigem Baggergut aus dem BA 2 (Lühesand) untergebracht worden.

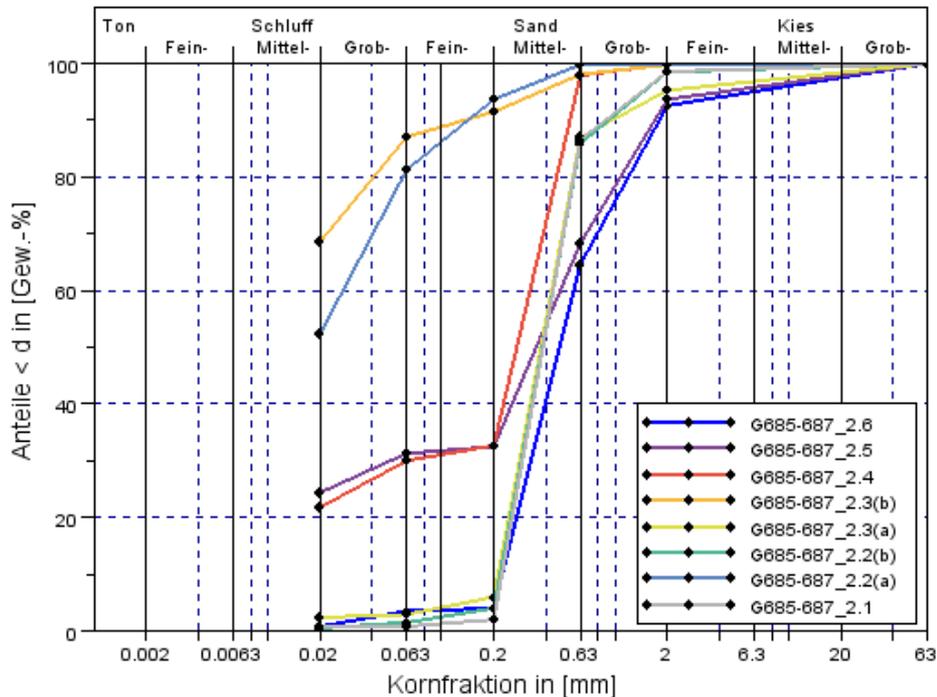


Abbildung 7-13: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R
(Kampagne August 2012)

Bei G685-687_2.3(b) handelt es sich um eine Unterprobe von G685-687_2.3(a). Hierfür wurde ein Schlickbrocken, der im Greifer auf dem sonst mittelsandigen Sediment lag, gesondert untersucht. Sehr kompakte und konsolidierte Schlickbrocken haben in gleicher Weise auch bei G685-687_2.2(a) für den vergleichsweise hohen Feinkornanteil gesorgt. Die zweite Probe an derselben Position G685-687_2.2(b) hat wieder sehr mittelsandiges Sediment erfasst. Des Weiteren sind die Proben G685-687_2.4 und G685-687_2.5 durch erhöhte Feinkornanteile von rd. 30 Gew.-% geprägt, auch in diesen Proben waren kompakte Schlickbrocken enthalten (Abbildung 7-13). Aufgrund der niedrigen Schadstoffgehalte (siehe Kap. 7.2.2.1 und Tabelle 7-3) handelt es sich bei den Schlickbrocken mit großer Wahrscheinlichkeit um eine Kleischicht, die entweder in BA 2 gebaggert oder auf der VS 687 R mit dem Greifer erfasst wurde. Durch angreifende Strömungskräfte und Reibung an den sandigen Sedimenten ist davon auszugehen, dass diese Schlickbrocken fortlaufend zu Linsen kleineren Durchmessers zerkleinert werden.

Vergleichbar zur VS 686 R sind in der Woche vor der Probennahme im September 2014 ebenfalls rd. 55.000 m³ an bindigem Baggergut aus BA 2 (Lühesand) hier untergebracht worden. Das durch die Proben im September 2014 erfasste Sedimentinventar ist weiterhin mittelsandig und weist maximale Feinsandanteile von rd. 20 Gew.-% auf. Die Feinkiesanteile

sind gering, die Grobsandanteile liegen in der Bandbreite von wenigen Gew.-% bis zu rd. 15 Gew.-% (Abbildung 7-14).

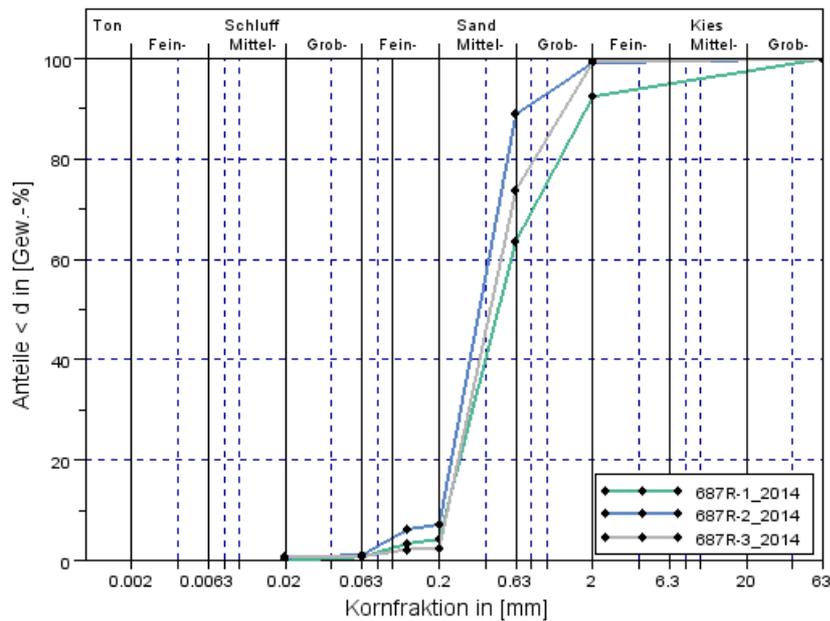


Abbildung 7-14: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 687 R
(Kampagne September 2014)

7.1.1.4 Verbringstelle VS 689 R

Die Verbringstelle VS 689 R (Gesamtfläche ca. 0,11 km²) befindet sich etwa zwischen Elbe-km 688 und 689. Eine erstmalige Nutzung der VS 689 R erfolgte im Oktober 2008 zur Unterbringung des bindigen Baggerguts, das bei der erstmaligen Unterhaltung des Sedimentfangs vor Wedel angefallen ist. Bis heute wird die VS 689 R vor allem zur Unterbringung bindigen Baggerguts genutzt, u.a. weiterhin für das Baggergut aus der Unterhaltung des Sedimentfangs vor Wedel. Die Unterhaltung des Sedimentfangs erfolgt in der Regel einmal jährlich in den Monaten März und April. Dabei werden zumeist innerhalb eines Monats mehr als 1 Mio. m³ bindige Sedimente gebaggert und auf VS 689 R untergebracht. Das gesamte Unterhaltungsbaggergut (Sedimentfang und Sicherstellung Wassertiefe) ist in seiner Zusammensetzung geprägt durch Schluff- und Feinsandanteile; die frisch abgelagerten Sedimente können zeitweise auch Mittelsandanteile von bis zu 5 Gew.-% (BA 1) oder auch darüber (BA 3, BA 5 und BA 7) aufweisen (siehe Kapitel 6.1.1).

Gewässerbettentwicklung

Die Entwicklung des Volumens der Gewässersohle seit 2008 in Abhängigkeit von den auf VS 689 R untergebrachten Baggergutmengen (unterschieden nach bindigen und nicht-bindigen Sedimenten) ist in Abbildung 7-15 dargestellt. Die dazugehörigen Zeiträume (x-Achse) und Baggergutmengen zur Unterbringung (y-Achse) sind im Anhang in Kapitel 12.1, Tabelle 12-11 aufgezeigt.

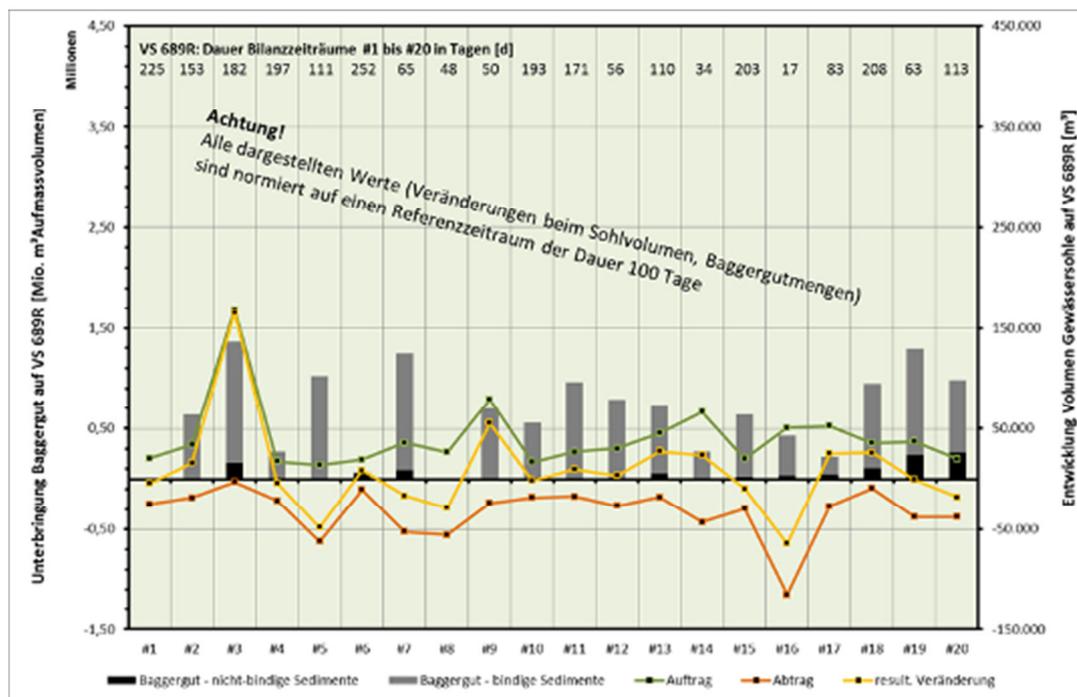


Abbildung 7-15: Entwicklung Gewässersohle auf VS 689 R in Abhängigkeit von Baggergutunterbringung

Zeitraum Februar 2008 bis Februar 2015, für Anfangs- und Enddaten der Bilanzzeiträume siehe Tabelle 12-11 im Anhang. Achtung! Alle dargestellten Werte sind normiert auf einen Referenzzeitraum der Dauer 100 Tage.

Im Gegensatz zu den vorherigen VS 686 R und VS 687 R sind hier Aussagen über die Morphodynamik im Referenzzustand nicht möglich. Für die VS 689 R liegt nur ein einzelner Differenzenplot, aber keine Zeitreihe an Differenzenplots vor. Bereits ab dem Bilanzzeitraum (BLZ) #2 ist die VS 689 R fast durchgängig mit Baggergut beaufschlagt worden. Der in BLZ #1 beobachtete Wert für Auf- und Abtrag liegt jedoch in vergleichbarer Größenordnung zu solchen Werten, die auf der benachbarten VS 687 R beobachtet wurden (siehe Kapitel 7.1.1.3).

Auf der VS 689 R ist im Unterschied zu den anderen Stellen im VSB 686/690 fast durchgängig bindiges Baggergut untergebracht worden. Größere Mengen an nicht-bindigen Sedimenten sind hier nur in den BLZ #3, #7 sowie den BLZ #18 bis #20 untergebracht worden. Im BLZ #3 hat die markanteste Entwicklung beim Sohlvolumen stattgefunden. Die Größenordnung dieser Zunahme übersteigt die zweitgrößte Zunahme im BLZ #9 um das 3-fache. Des Weiteren konnte in BLZ #3 im Gegensatz zu allen anderen Bilanzzeiträumen beinahe auf der gesamten Verbringstelle eine resultierende Ablagerung von Sedimenten festgestellt werden. Erosion hingegen hat nur in ganz wenigen Teilbereichen stattgefunden (siehe Abbildung 7-16).

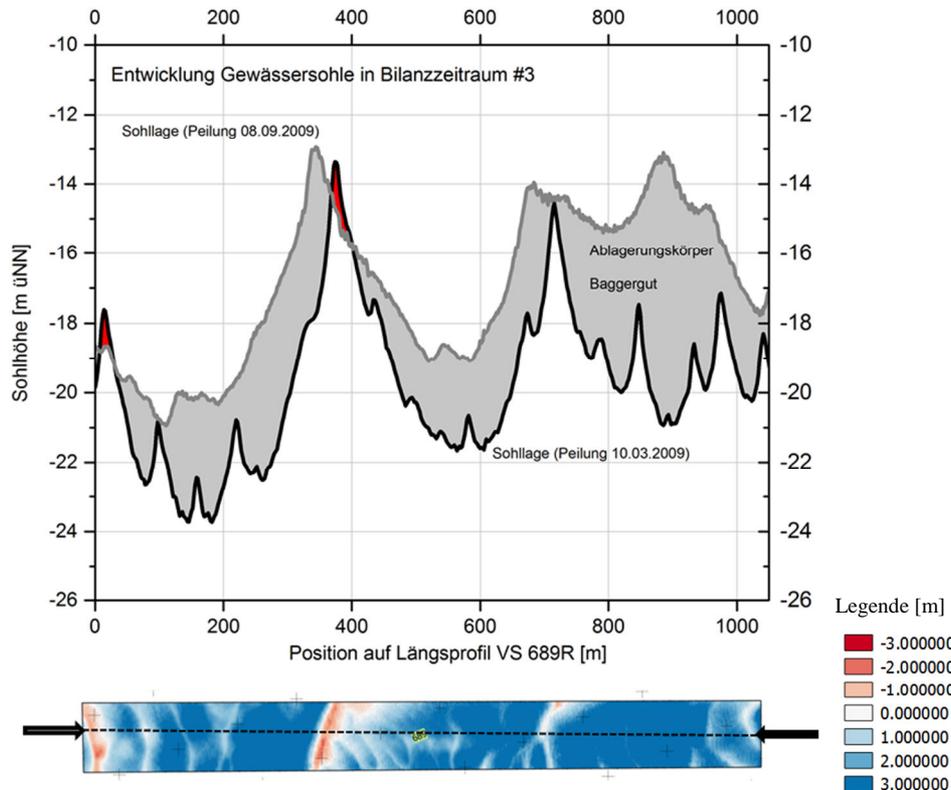


Abbildung 7-16: BLZ #3 (10.03. – 08.09.2009), (oben): Differenzenplan und (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 R

Im BLZ #3 sind auf VS 689 R sowohl nicht-bindiges Baggergut als auch große Mengen an bindigem Baggergut untergebracht worden (vgl. Tabelle 12-11). Auch das bindige Baggergut weist im Mittel Mittelsandanteile von rd. 5 Gew.-% und darüber auf. Für den BLZ #3 ergibt sich unter Berücksichtigung einzig der nicht-bindigen Baggergutmengen (hier 286.500 m³) und des durch Peilung erfassten Zuwachses an Sohlvolumen (hier 306.627 m³) ein Volumenverhältnis von 1,07 (=306.627 / 286.500). Es ist davon auszugehen, dass die grobkörnigen Anteile des bindigen Baggerguts auf VS 689 R fast vollständig zur Ablagerung gekommen sind. Dabei ist es zu einer initialen (Teil-)Verfüllung der übertiefen Strukturen gekommen. Richtet man den Blick auf die darauf folgenden Bilanzzeiträume (BLZ #4 bis einschließlich BLZ #17) und die weitere Entwicklung der Gewässersohle, so kann trotz der fortgesetzten Unterbringung von überwiegend bindigem Baggerguts von einem morphologischen Gleichgewichtszustand im Bereich der VS 689 R gesprochen werden (Abbildung 7-15). Erst im BLZ #18 ist es wieder zu einer größeren resultierenden Ablagerung von Sedimenten auf der Gewässersohle gekommen. BLZ #18 ist dann auch der Bilanzzeitraum, der nach BLZ #3 die zweitgrößte Intensität bei der Unterbringungsmenge aufweist (siehe Abbildung 7-15).

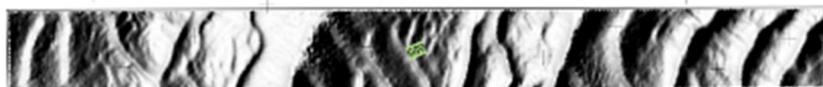
Verglichen zur anfänglichen Situation im Verlauf von BLZ #3 weisen die für die BLZ #4 bis BLZ #20 fortgesetzten Untersuchungen der Volumenverhältnisse (berechnet als Quotient aus Zuwachs an Sohlvolumen und Menge an nicht bindigem Baggergut) darauf hin, dass im Anschluss an diese initiale Teilverfüllung von morphologischen Strukturen deutlich geringere Baggergutanteile längerfristig auf der VS 689 R verbleiben. **Es hat sich auf VS 689 R ein**

morphologischer Zustand ergeben, in dem die angreifenden Strömungskräfte ausreichend groß sind, auch auf der Gewässersohle frisch abgelagerte mittelsandige Sedimente rasch aus dem Bereich der VS 689 R abzutransportieren.

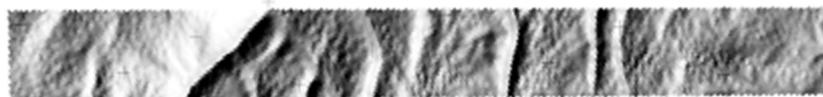
Morphologische Strukturen

Die VS 689 R liegt am nördlichen Ufer der Tideelbe im Abschnitt vor St. Margarethen. Bei dieser Uferseite handelt es sich um eine Prallhanglage, die Morphologie der Gewässersohle im Referenzzustand war durch mehrere Übertiefen (maximale Tiefe bei fast 30 m unter NN) geprägt (Abbildung 7-17). Diese liegen nördlich der Verbringstelle, die seitlichen Flanken reichen aber in den Bereich der Verbringstelle hinein. Weiterhin war die Morphologie der Gewässersohle durch Transportkörperstrukturen geprägt.

Diese ursprünglichen Strukturen sind durch Baggergut bzw. durch die darin enthaltenen mittelsandigen und noch gröberen Baggergutanteile überdeckt sowie die ehemaligen Übertiefen teilverfüllt worden. Im Laufe der Zeit hat sich ein mächtiger Ablagerungskörper auf VS 689 R gebildet (siehe z. B. Abbildung 7-16). Das Baggergut ist zwar überwiegend feinkörnig bei einem geringen Mittelsandanteil von zumeist weniger als 10 Gew.-%, es wurden seit 2008 jedoch sehr große Mengen Baggergut in der Größenordnung von mehreren Millionen m³ auf VS 689 R untergebracht. Trotz fortlaufender Überdeckung mit neuem Baggergut bilden sich Ablagerungskörper auf der Gewässersohle bedingt durch den Strömungsangriff wieder zu Transportkörperstrukturen binnen Monaten um (siehe BfG 2015 b). Die morphologischen Strukturen der Gewässersohle im Referenzzustand sowie im zuletzt untersuchten Zustand Februar 2015 sind in Form eines Schummerungsplans in Abbildung 7-17 dargestellt.



Referenzzustand (26.02.2008)



Zustand (03.02.2015)

Abbildung 7-17: Morphologische Strukturen der Gewässersohle im Bereich von VS 689 R im Referenzzustand (26.02.2008) und im zuletzt untersuchten Zustand (03.02.2015)

Sedimentinventar

Trotz vorangegangener Überdeckung der Gewässersohle mit Baggergut hat sich auf der VS 689 R die Korngrößenzusammensetzung und damit das Sedimentinventar der aktuellen Gewässersohle gegenüber den Sedimenten im Referenzzustand (Zustand vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut im Oktober 2008) nicht geändert. Das zeigen die Ergebnisse von Sedimentprobennahmen im März 2009 (dokumentiert in BfG 2010 a), Juni 2010 (dokumentiert in BfG 2012 a), August 2012 und zuletzt im September 2014.

Die Ergebnisse der Probennahmekampagne aus dem August 2012 sind in Abbildung 7-18 dargestellt. Einzig die Proben G690-08(a) und (b) weichen aufgrund der erhöhten Feinkorn-

und Feinsandanteile von dem charakteristischen Sedimentinventar eines leicht feinsandigen Mittelsands ab. Diese Probe wurde zwar auf Höhe von VS 689 R jedoch außerhalb der Begrenzung der Verbringstelle in Ufernähe genommen. Bei G690-08(b) handelt es sich um eine Unterprobe von G690-08(a). Für diese Probe wurde ein in der Greiferprobe oben aufliegender Schlickbrocken entnommen und separat analysiert.

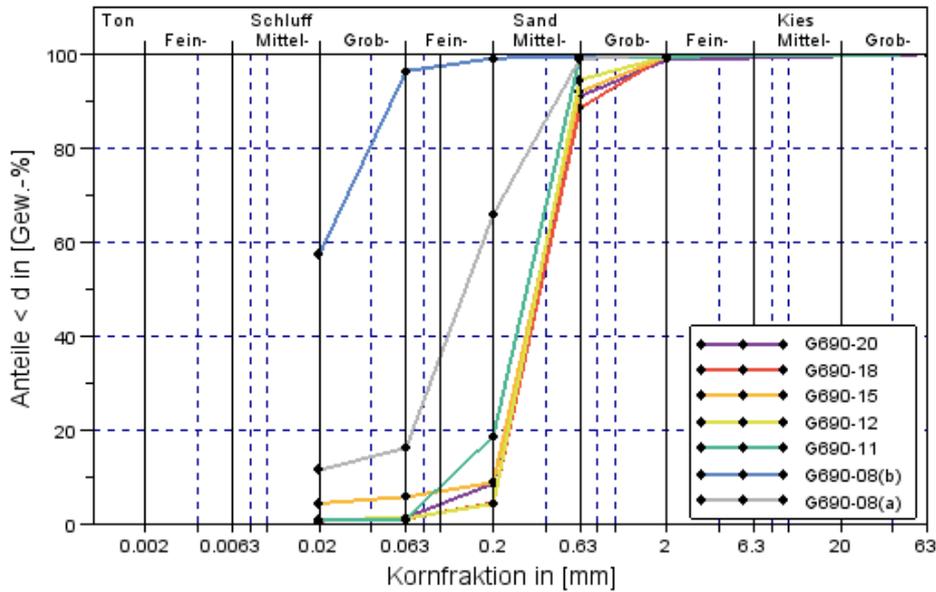


Abbildung 7-18: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Nahbereich von VS 689 R (Kampagne August 2012)

Die Positionen der zuletzt im September 2014 genommenen Sedimentproben sind in Abbildung 7-19 dargestellt. Es konnte nur eine Probe unmittelbar auf VS 689 R genommen werden, die anderen vier Proben wurden im unmittelbaren Nahbereich von VS 689 R entnommen. Die Korngrößenverteilungen aller zehn aktuellen Proben sind in Abbildung 7-20 dargestellt.

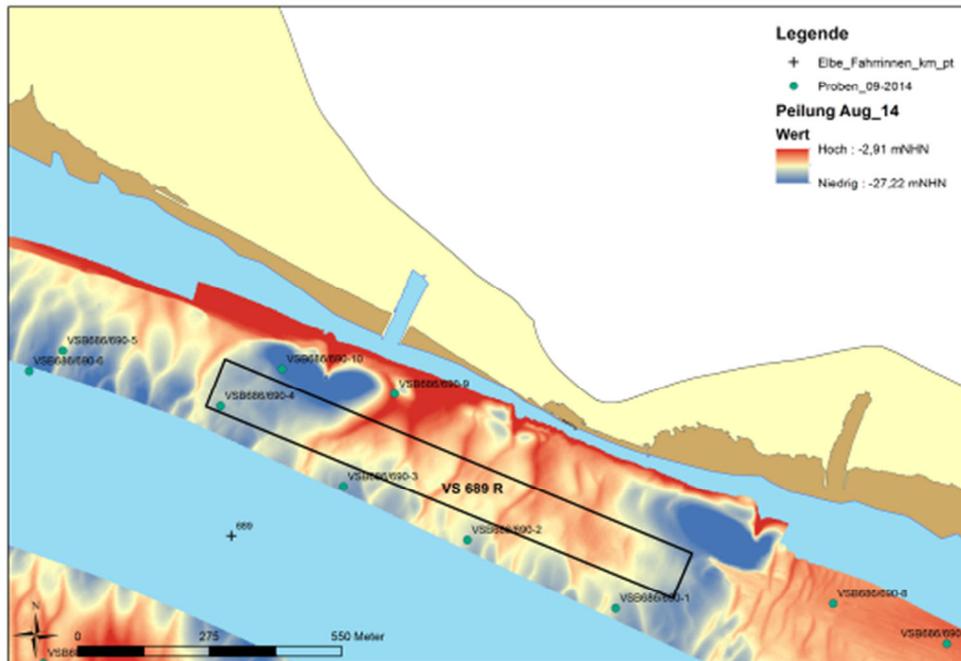
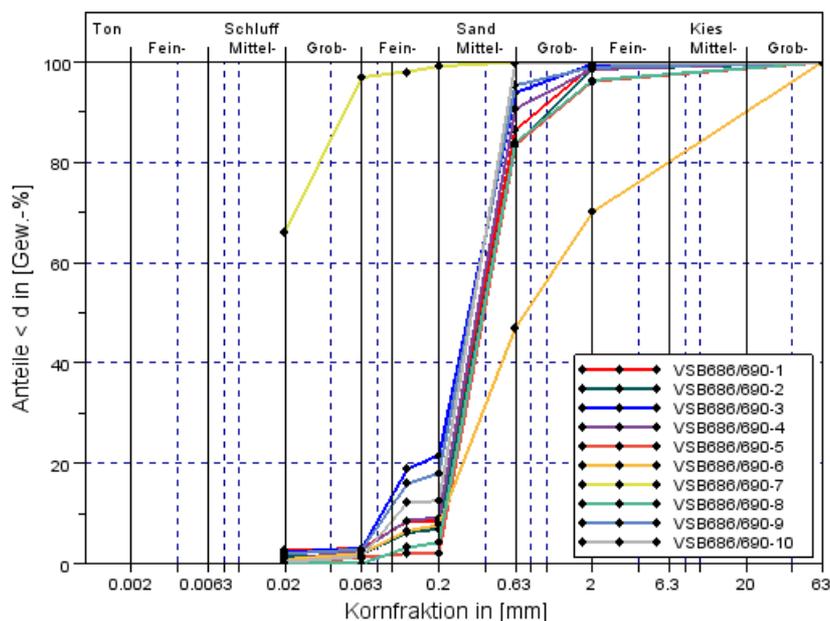


Abbildung 7-19: Bathymetrie der Gewässersohle auf und im Nahbereich von VS 689 R
(Peildatum August 2014) und Entnahmepositionen für die Sedimentproben (Kampagne Sep-
tember 2014)



**Abbildung 7-20: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen im Nahbereich von
VS 689 R (Kampagne September 2014)**

Mit Ausnahme der Proben VSB686/690-6 und VSB686/690-7 haben alle Proben ein stark mittelsandiges Sedimentinventar erfasst. Dem beigemischt sind sowohl Fein- als auch Grobsandanteile; darüber hinaus sind auch geringe Feinkiesanteile erfasst worden. Der Feinkornanteil ist vernachlässigbar gering und liegt im niedrigen einstelligen Prozentbereich. Diese Zusammensetzung entspricht:

- dem zuvor im März 2009 und im Juni 2010 (s. BfG 2010 a) sowie auch im August 2012 (siehe Abbildung 7-18) bei Probennahmen erfassten Sedimentinventar,
- dem Sedimentinventar, das ebenfalls im September 2014 etwas stromab auf den VS 687 R und VS 686 R erfasst wurde (vgl. Kap. 7.1.1.2 und 7.1.1.3).

Bei den aktuellen Proben sei darüber hinaus auf die bimodale Verteilung bei den Korngrößen hingewiesen. Neben einem ausgeprägten Mittelsandpeak weisen sie einen zweiten schwächeren Peak in der Fraktion des feinen Feinsandes auf. Die Fraktion des groben Feinsandes (120 – 200 µm) fehlt fast gänzlich. Im Fall der Probe VSB686/690-7 ist aufgrund des hohen Feinkornanteils von über 90 Gew.-% und der Schadstoffbelastung auf Hintergrundniveau davon auszugehen, dass hier die anstehende Kleischicht und kein frisch abgelagertes Baggergut bei der Probennahme erfasst worden ist. Bei Probe VSB686/690-6, die nahe der Fahrrinne genommen wurde, ist mit rd. 30 Gew.-% in der Kiesfraktion das größte Sedimentinventar erfasst worden.

Trotz der Unterbringung sehr großer Mengen Baggergut mit einem hohen Anteil an sowohl feinkörnigen Sedimenten (< 63 µm) als auch Feinsand (63 – 200 µm) geben die Ergebnisse der erneuten Probennahme im September 2014 keine Hinweise auf eine Verfeinerung des Sedimentinventars der Gewässersohle, wie diese zu einem früheren Zeitpunkt in BfG (2012 a) nicht ausgeschlossen werden konnte.

7.1.1.5 Verbringstelle VS 689 1G

Die Verbringstelle VS 689 1G befindet sich bei St. Margarethen auf der gegenüberliegenden Seite von VS 689 R (siehe Abbildung 7-1) etwa zwischen Elbe-km 689 und 690. Eine erstmalige Nutzung der VS 689 1G erfolgte im März 2010. Die VS 689 1G liegt in einem Bereich, der schon zuvor als Verbringstelle genutzt worden ist. Die früheren Verbringstellen 690, 690_2.1 und 690_2.2 (siehe Abbildung 7-1) wurden mit Einrichtung der VS 689 1G geschlossen. Ein Referenzzustand ist daher für die VS 689 1G nicht bestimmbar.

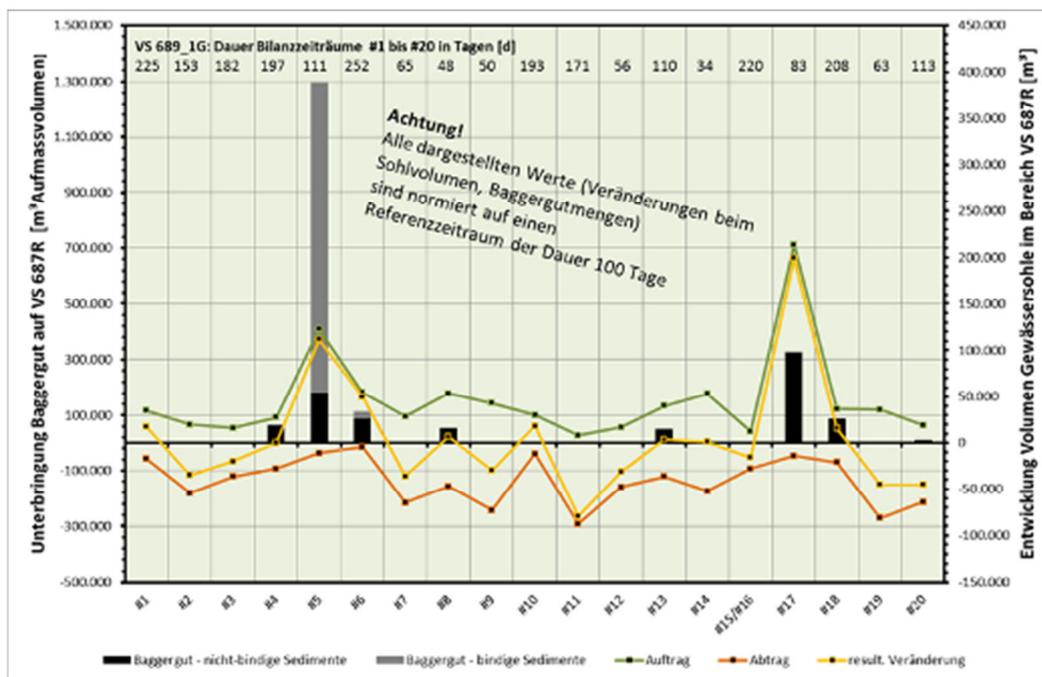


Abbildung 7-21: Entwicklung Gewässersohle auf VS 689 1G in Abhängigkeit von Baggergutunterbringung

Zeitraum Februar 2008 bzw. März 2010 (erstmalige Unterbringung von Baggergut) bis Februar 2015, für Anfangs- und Enddatum der BLZ siehe Tabelle 12-12. Achtung! Alle dargestellten Werte sind normiert auf einen Referenzzeitraum der Dauer 100 Tage.

Gewässerbettentwicklung

Die Entwicklung des Volumens der Gewässersohle in Abhängigkeit von den auf VS 689 1G untergebrachten Baggergutmengen (unterschieden nach bindigen und nicht-bindigen Sedimenten) ist in Abbildung 7-21 dargestellt. Im Gegensatz zu VS 689 R sind auf VS 689 1G deutlich weniger Baggergut und vor allem nicht-bindige Sedimente untergebracht worden. Einzige Ausnahme ist der Bilanzzeitraum (BLZ) #4. Einmalig sind hier rd. 1.1 Mio. m³ an bindigen Sedimenten aus der Unterhaltung des Sedimentfanges bei Wedel untergebracht worden. Ansonsten wurden in allen Bilanzzeiträumen stets geringere Mengen als 0,3 Mio. m³ an nicht-bindigem Baggergut untergebracht.

Die Entwicklung der Gewässersohle im Zeitraum vor März 2010 (BLZ #1 bis #3, vor erstmaliger Unterbringung von Baggergut auf VS 689 1G) zeigt keinen morphologischen Gleichgewichtszustand wie zuvor auf VS 686 R und VS 687 R erfasst. Es ist möglich, dass dieser „Zustand der Unruhe“ Folge der früheren Unterbringung auf die benachbarten Stellen war. Mit Beginn der Unterbringung von Baggergut auf VS 689 1G hat es im BLZ #4 (08.09.2009 bis 24.03.2010) noch keinen resultierenden Auftrag und damit keine Zunahme des Sohlvolumens gegeben. Vermutlich hat sich die Tendenz zur Erosion, die in BLZ #2 und #3 zu beobachten ist, im BLZ #4 fortgesetzt, nur dass sie nun von der Baggergutunterbringung überlagert worden ist. Zu einer starken Ablagerung von Sedimenten ist es dann in den nachfolgenden BLZ #5 und #6 gekommen (siehe Abbildung 7-21). Die grüne Sohlage (Peildatum 13.07.2010) zeigt den Zustand zum Ende des BLZ #5. Die anfängliche Gewässersohle (08.09.2009 bzw. 24.03.2010) und die darauf vorhandenen Transportkörper sind bereits fast vollständig mit Baggergut überdeckt. Doch trotz dieser Überdeckung müssen sich

innerhalb von Wochen (Hinweis: die Unterbringung des nicht-bindigen Baggerguts hat in den Monaten Mai und Juli 2010 stattgefunden) sehr schnell neue Strukturen mit einer vergleichbaren Amplitude und Frequenz ausgebildet haben. Vergleicht man die unterschiedlichen Lagen der Sohle sowie die Positionen und Größen der Dünenkörper miteinander, so zeigt dies eine intensive Morphodynamik verbunden mit einem Abtransport größerer Mengen an nicht-bindigen (= sandigen) Sedimenten aus dem Bereich der Verbringstelle. Zum Ende des BLZ #6 hat sich etwa ab Position $x > 350$ m auf der Abzissenachse (x-Achse) ein großer, teilweise etwa 4 m mächtiger Ablagerungskörper gebildet.

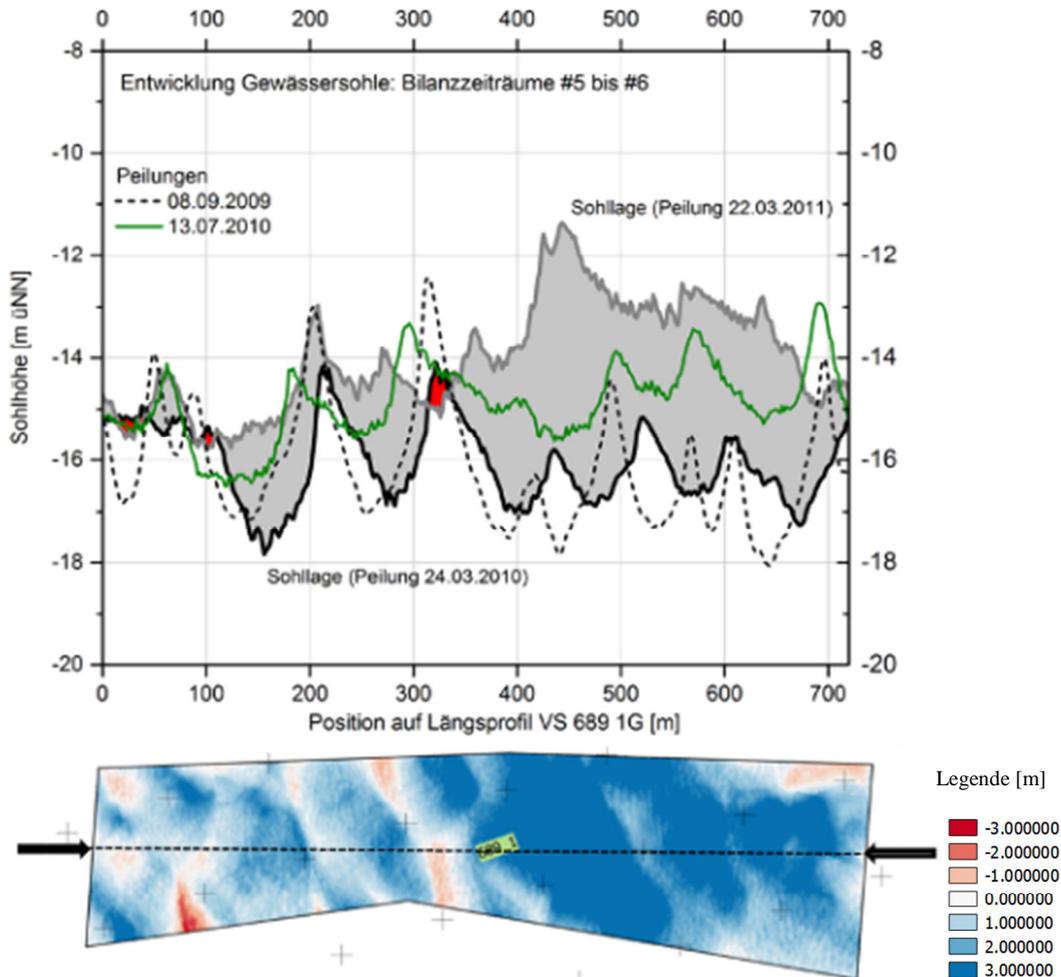


Abbildung 7-22: (oben) BLZ #5 bis #6 (08.09.2009 – 22.03.2011), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 1G

In den anschließenden Zeiträumen BLZ #7 bis #16 sind keine oder nur noch geringe Baggergutmengen auf VS 689 1G untergebracht worden. In der Tendenz ist es während dieses Zeitraums zu einer Abnahme des Sohlvolumens gekommen. Außergewöhnlich stark war die Erosion während BLZ #11 (siehe Abbildung 7-21); eine vergleichbare Entwicklung hat zeitgleich auf der VS 687 R stattgefunden. Schwerpunktbereiche der Erosion auf VS 689 1G waren die Flächen, auf denen sich zuvor in BLZ #5 und #6 Ablagerungskörper gebildet haben (siehe Abbildung 7-22). Die Unterbringung größerer Mengen von nicht-bindigem Baggergut in BLZ #17 und #18 hat dann wieder zu Sedimentablagerungen auf der

Gewässersohle geführt (siehe Abbildung 7-23). Beinahe entlang des gesamten Längsprofils beträgt die Gesamtmächtigkeit der unterbringungsbedingten Sedimentablagerungen mehrere Meter. Zeitnah nach Abschluss der Unterbringung von Baggergut haben sich auf der Gewässersohle wieder Transportkörperstrukturen ausgebildet, die morphologisch die Struktur der Gewässersohle prägen.

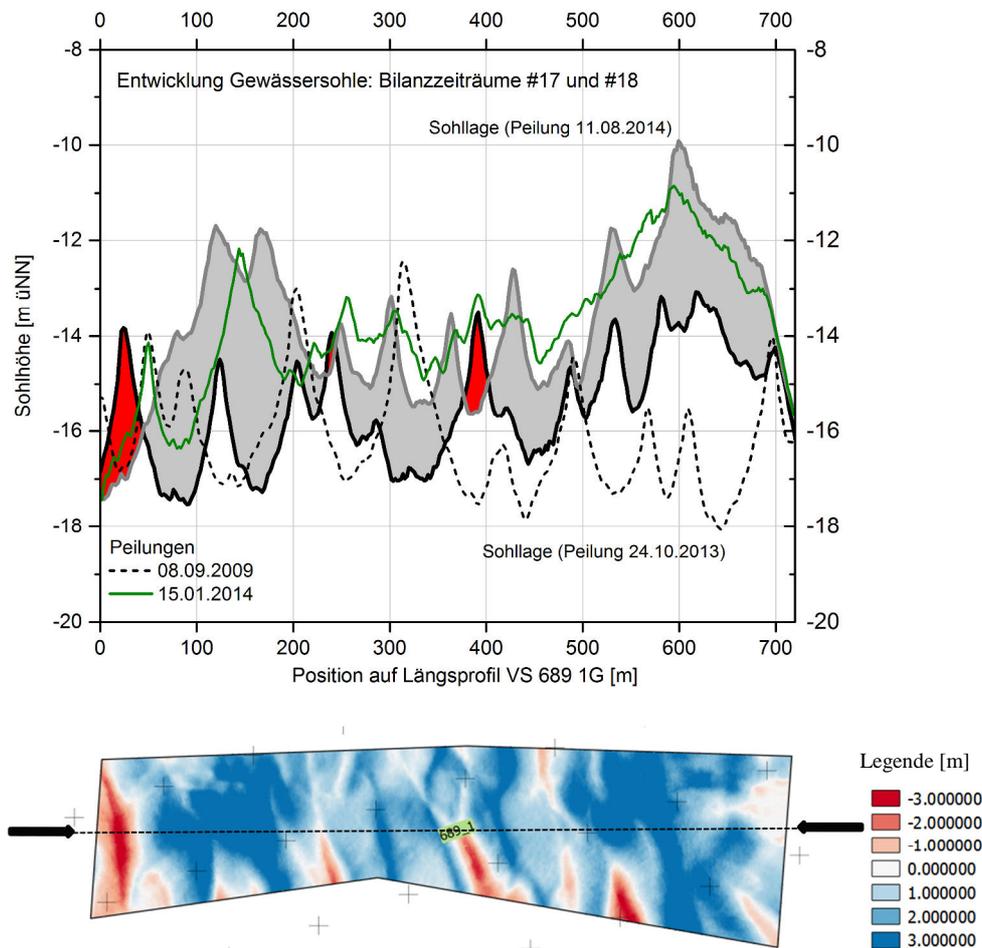


Abbildung 7-23: (oben) Differenzenplan für BLZ #17 und #18 (24.10.2013 – 11.08.2014), (unten) Längsschnitt entlang der Mittelachse von VS 689 1G

Morphologische Strukturen

Für die VS 689 1G kann wie zuvor schon erwähnt (Bereich diente in früheren Jahren schon als Unterbringungsbereich) kein morphologischer Referenzzustand beschrieben werden. In Abbildung 7-24 ist der durch Transportkörperstrukturen geprägte morphologische Zustand der Gewässersohle auf VS 689 1G vor der erstmaligen Unterbringung von Baggergut sowie nach einer mehrjährigen Phase, in der keine größeren Baggergutmengen auf VS 689 1G untergebracht worden sind, dargestellt.

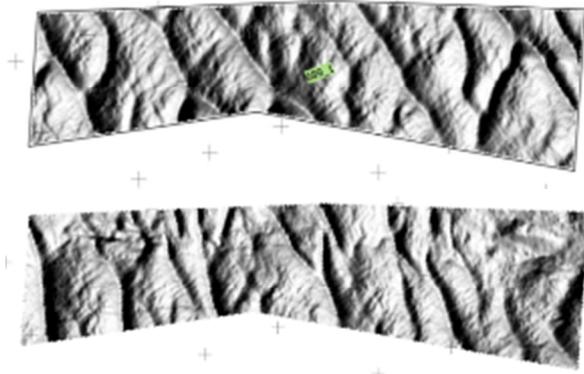


Abbildung 7-24: Morphologische Strukturen der Gewässersohle auf VS 689 1G vor der erstmaligen Unterbringung von Baggergut (Peilung vom 08.09.2009, oben) und im Zustand (Peilung vom 24.10.2013, unten) nach einer mehrjährigen Phase von April 2011 bis Oktober 2013 ohne Unterbringung größere Baggergutmengen

Im Gegensatz zur VS 689 R liegt die VS 689 1G auf der Gleithangseite, entsprechend geringer sind die Wassertiefen. Kolke oder Übertiefen sind nicht vorhanden. Die Morphologie der Gewässersohle ist auf der Verbringstelle in beiden Zuständen geprägt durch mehrere, teilweise aufgefächerte Strukturen mit einer Amplitude von etwa 3 bis 4 m. Die Strukturen sind relativ symmetrisch, so dass keine eindeutige Transportrichtung zu erkennen ist. Der Vergleich beider in Abbildung 7-24 gezeigten Zustände zeigt, dass trotz der Überdeckung mit Baggergut und Einebnung der Gewässersohle es auch auf VS 689 1G zu einer Wiederherstellung der Transportkörperstrukturen kommt.

Sedimentinventar

Ein sedimentologischer Referenzzustand kann für die VS 689 1G nicht beschrieben werden, da Teilbereiche der VS 689 1G sowie der Nahbereich vor Einrichtung der Verbringstelle bereits intensiv und mehrjährig zur Unterbringung von Baggergut genutzt worden sind (siehe die inzwischen nicht mehr genutzten Stellen 690, 690_2.1 und 690_2.2, vgl. Abbildung 7-1). Nach Einrichtung und erstmaliger Beaufschlagung der Stelle Ende 2009 sind erstmals im August 2012 Sedimentproben unmittelbar auf VS 689 1G genommen worden (Korngrößenverteilung siehe Abbildung 7-25). Der stromauf anschließende Bereich ist ebenfalls durch Proben erfasst worden. Hier ist ein Vergleich mit Proben einer früheren Probennahme aus Juni 2010 (dokumentiert in BfG 2012 a) möglich.

Bei der Probennahme im August 2012 sind unmittelbar im Bereich von VS 689 1G drei Proben genommen worden, die Probe G690-46 ist etwas stromab der VS 689 1G entnommen. Vor dieser Probennahme sind zuletzt 2010 große Baggergutmengen dort untergebracht worden. Auch damals waren die Sedimente überwiegend mittelsandig mit schwankenden Grobsandanteilen.

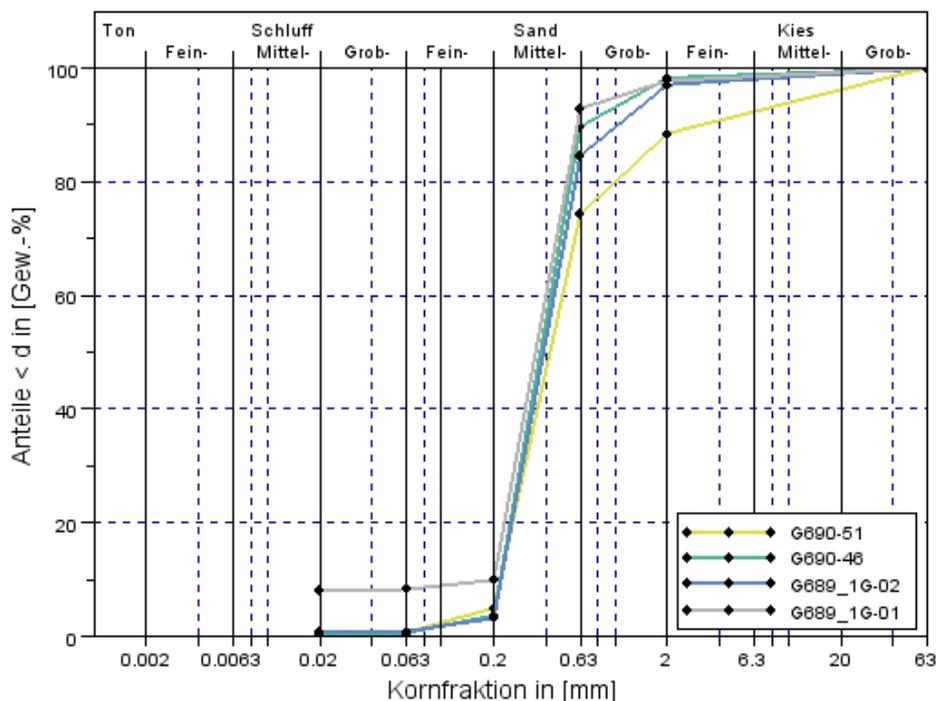


Abbildung 7-25: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 1G sowie im stromauf anschließenden Nahbereich zur Stelle (Kampagne August 2012)

Die Lage der Positionen sowie die Korngrößenverteilungen der Proben von September 2014 sind in Abbildung 7-26 dargestellt.

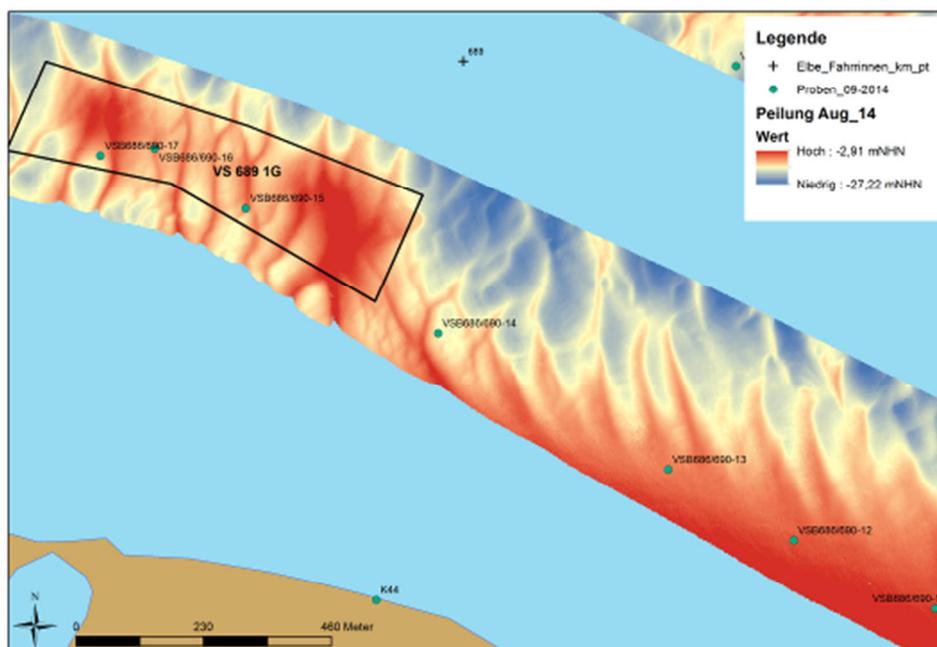


Abbildung 7-26: Bathymetrie der Gewässersohle im Bereich VS 689 1G (Peildatum August 2014) und Entnahmepositionen für die Sedimentproben (Kampagne September 2014)

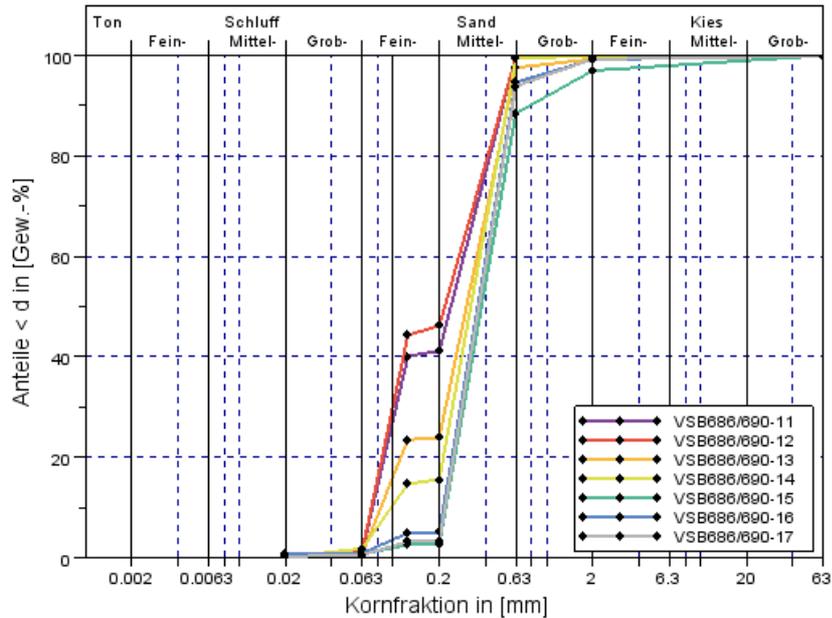


Abbildung 7-27: Korngrößenverteilung der Sedimentproben genommen auf VS 689 1G sowie im stromauf anschließenden Nahbereich zur Stelle (Kampagne September 2014)

Unmittelbar auf VS 689 1G ist ein Sedimentinventar durch die Proben VSB686/690-15, -16 und -17 erfasst worden, das sich fast ausschließlich aus Mittelsand und aus nur wenigen Gew.-% Grobsand bzw. Feinsand zusammensetzt (Abbildung 7-27).

Auf VS 689 1G sind unmittelbar zuvor im Juli 2014 rd. 170.000 m³ nicht-bindiges Baggergut aus BA 4 (Stadersand) untergebracht worden. Die in BA 4 genommenen Laderaumproben werden in BAW (2016) als ein ton-, schluff- und kiesfreier Mittelsand mit stark schwankenden Anteilen an Fein- und Grobsand beschrieben. Die entsprechenden Körnungsbänder sind in Abbildung 7-28 dargestellt.

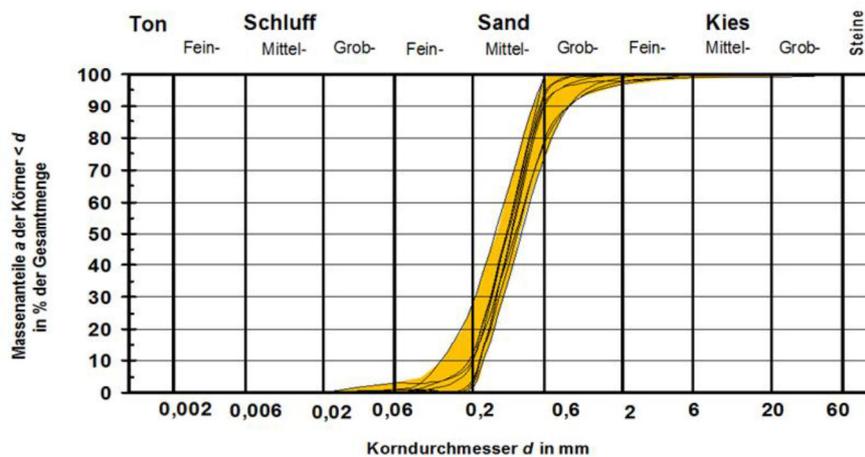


Abbildung 7-28: Korngrößenverteilungen der in BA 4 genommenen Laderaumproben, nur Homogenbereich Sand, Quelle BAW (2016)

Weiter stromab auf Flächen im Nahbereich, die nicht unmittelbar mit Baggergut beaufschlagt werden, ist das Sedimentinventar zwar weiterhin durch Mittelsand geprägt, der Feinsandanteil kann jedoch bis zu 40 Gew.-% betragen (Proben VSB686/690-11 bis -14 in Abbildung 7-27). Ein in der Zusammensetzung vergleichbares Sedimentinventar ist hier bereits bei der Probennahme im Juni 2010 erfasst worden. Dies zeigt, dass es auf VS 689 1G unterbringungsbedingt zu einer Vergröberung des Sedimentinventars (weniger Feinsand mehr Mittelsand) gekommen sein kann.

7.1.1.6 Seitenbereiche VSB 686/690

Die südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereiche sind potenzielle Sedimentationsbereiche für feinkörnige Baggergutanteile. Frühere Untersuchungen in BfG (2010 a, 2012 a) haben Hinweise auf eine Ablagerung von Baggergut ergeben und damit einhergehend eine Schadstoffanreicherung im Sediment festgestellt. Insbesondere gilt das für die stromauf gelegenen Seitenbereiche rund um die Positionen 690-36 und 690-38 (vgl. BfG 2012 a, dort Abbildung 4-46). Entsprechend sind bei den Probennahmen im August 2012 und September 2014 insbesondere im südlichen Seitenbereich entlang des grünen Tonnenstrichs zusätzliche Sedimentproben entnommen worden, um die Datenlage im Bereich der zuvor genannten Positionen 690-36 und 690-38 zu verdichten. Die Probennahmepositionen aus den Jahren 2012 und 2014 sind in der Abbildung 7-37 in Kapitel 7.2.2 dargestellt. Im September 2014 wurden die Greiferproben G 36-1 bis G 36-4 sowie die Sedimentkerne K 36_neu und 690_38 (K 38) genommen (Abbildung 7-29 und Abbildung 7-30). Für einen direkten Vergleich mit den Greiferproben wird im Fall der Sedimentkerne nur die mittlere Korngrößenzusammensetzung der Sedimente in den oberen 30 cm berücksichtigt.

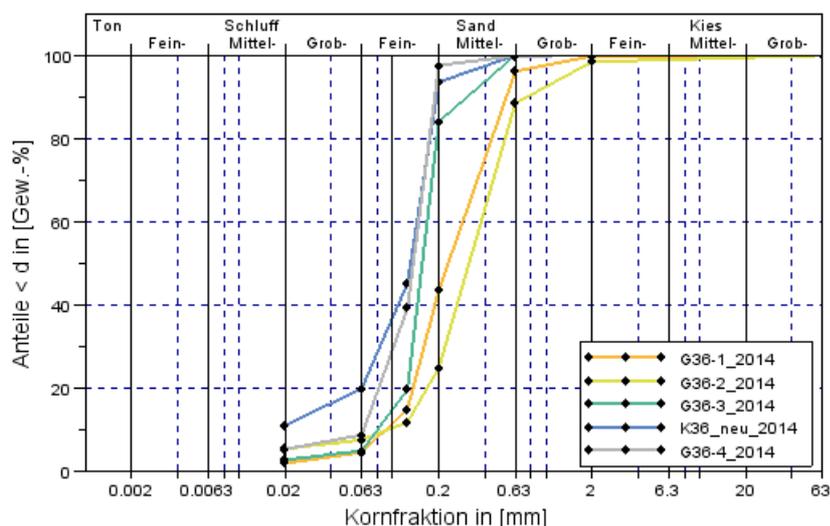


Abbildung 7-29: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (van-Veen-Greifer) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen
Kampagne September 2014

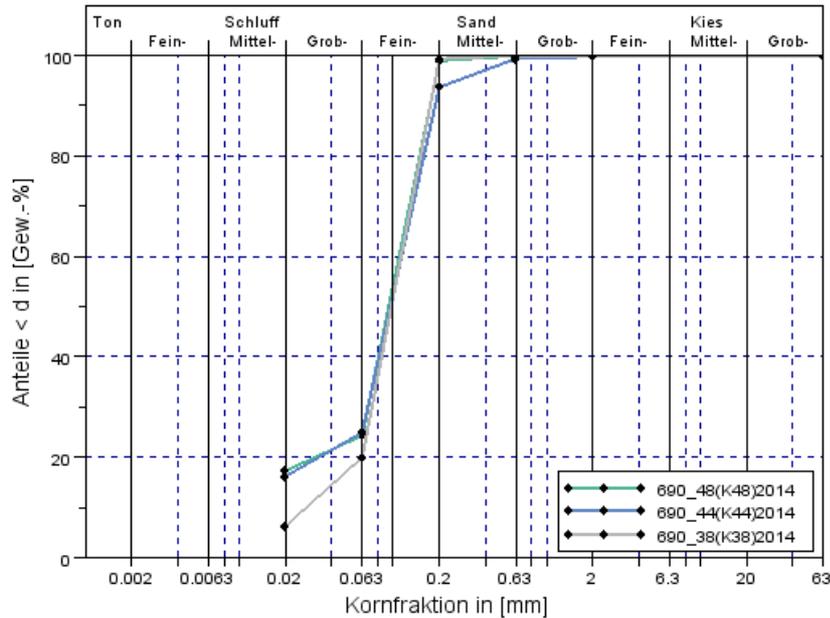


Abbildung 7-30: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (Sedimentkerne) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen
Kampagne September 2014

Mit Ausnahme der am weitesten stromauf gelegenen Proben G 36-1 und G 36-2 (Abbildung 7-29) haben die übrigen Proben ein schluffig feinsandiges Sedimentinventar erfasst. Der Feinkornanteil ($< 63 \mu\text{m}$) kann hier bis zu 25 Gew.-% (Proben 690_44 und 690_48, Abbildung 7-30) betragen. Auch geringe Mittelsandanteile sind enthalten. Durch die Entnahme und schichtenweise Untersuchung der Sedimentkerne ist zu erkennen, dass die Mittelsandanteile in der Tendenz eher in der unteren Schicht der Sedimentproben (Tiefenhorizonte unter 25 cm) zu erwarten sind. Die weiter stromauf genommenen Proben G 36-1 und G 36-2 haben einen stark feinsandigen Mittelsand erfasst.

Bei der früheren Probennahme im Juni 2010 sind positionsgleich Sedimentkerne an den Entnahmestellen K 36, K 38, K 44 und K 48 entnommen worden. Die Ergebnisse und Korngrößenverteilungen sind in BfG (2012 a) beschrieben. Im Juni 2010 sind mit Ausnahme von K 48 (in BfG 2012 a auch als 690_48 bezeichnet) an den übrigen drei Positionen in den obersten 30 cm der entnommenen Kerne stets Sedimente mit Feinsand- und Feinkornanteilen angetroffen worden, die jeweils in der Größenordnung von rd. 50 Gew.-% lagen. Die Proben aus September 2014 sind in der Zusammensetzung deutlich feinsandiger. Bei diesem Vergleich ist jedoch zu beachten, dass mit größerer Entfernung zum Ufer und damit größerer Wassertiefe aufgrund der Strömungsverhältnisse die Sandanteile im Sediment ansteigen. Es wird versucht, Proben möglichst positionsgenau zu entnehmen, jedoch sind abweichende Distanzen in der Größenordnung von bis zu 50 m probennahmetechnisch nicht auszuschließen, so dass Änderungen im Sedimentinventar auch auf veränderte Tiefen- und Strömungsverhältnisse zurückgeführt werden könnte.

Auf Höhe der beiden Proben G 36-1 und G 36-2 sind etwas weiter entfernt vom Ufer im Bereich des Fahrwassers an drei weiteren Positionen Sedimentproben genommen worden

(685-1, 685_3 und 685_5). Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse sind in Abbildung 7-31 dargestellt.

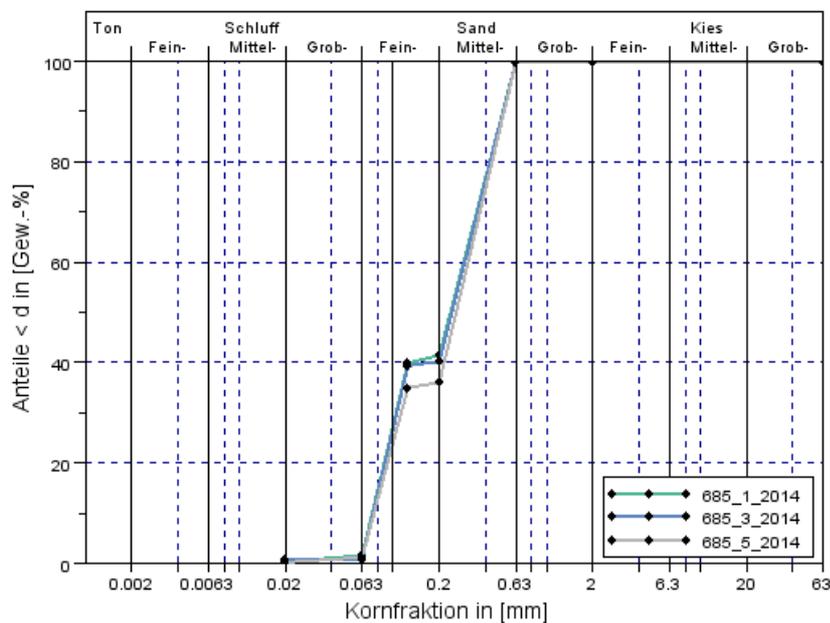


Abbildung 7-31: Korngrößenverteilung der Sedimentproben 685-1, 685_3 und 685_5
(Kampagne September 2014)

Diese Proben haben stark feinsandigen Mittelsand erfasst. Ein in der Zusammensetzung vergleichbares Sediment ist zuvor an den Positionen G 36-1 und G 36-2 erfasst worden.

Eine Darstellung der morphologischen Strukturen in diesem südlichen Seitenbereich und deren Entwicklung auch vor dem Hintergrund der Unterbringung von Baggergut auf die unmittelbar benachbarten Stellen im VSB 686/690 ist an dieser Stelle nicht möglich. Die Seitenbereiche, in denen die Entnahme der Sedimentkerne stattgefunden hat, werden nicht durch die regelmäßigen Fächerlotpeilungen erfasst. Indirekt wird versucht, das Sedimentations-/Erosionsgeschehen durch die Entnahme von Sedimentkernen und durch den schichtweisen Vergleich von Korngrößenverteilung und Schadstoffbelastung mit früheren, positionsgleich entnommenen Sedimentkernen zu ermitteln (vgl. BfG 2010 a; Kipp 2015). Der Vergleich ist schwierig, die Sedimentverhältnisse sind stark variabel, was auch auf kleinräumige Verhältnisse von Wassertiefe und Strömungsgeschehen zurückzuführen ist. Auch im August 2012 sind Sedimentkerne entlang der bekannten Transekte am südlichen Ufer genommen worden. Hier zeigen die Kerne an etwa vergleichbaren Positionen (siehe Abbildung 7-32) ein etwas feineres Sedimentinventar im Vergleich zu September 2014 (Abbildung 7-30). Weiter fortgesetzte Untersuchungen sind in Zukunft geplant.

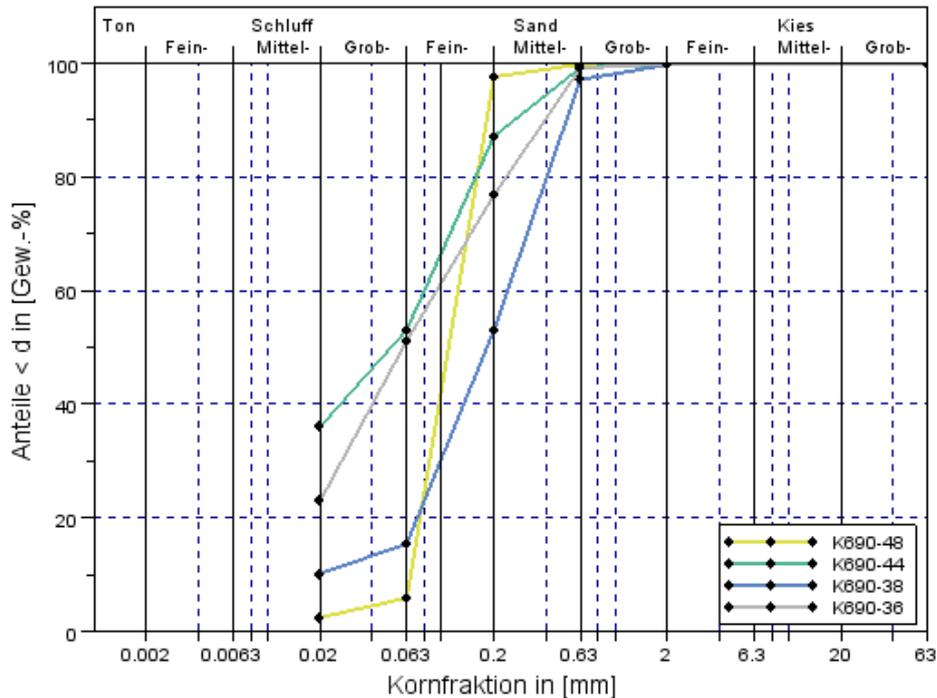


Abbildung 7-32: Korngrößenverteilung der Sedimentproben (Sedimentkerne) genommen in den südlich des VSB 686/690 anschließenden Seitenbereichen (Kampagne August 2012)

7.1.2 Verdriftungswege

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass grobkörnige Baggergutanteile bei Unterbringung auf Stellen im VSB 686/690 an der Gewässersohle akkumulieren. Die feinkörnigen Baggergutanteile hingegen verdriften sowohl stromaufwärts als auch stromabwärts. Außerdem konnte in den Seitenbereichen in Höhe des VSB 686/690 verdriftetes Baggergut nachgewiesen werden (vgl. BfG (2012 a) und für aktuelle Daten Kapitel 7.2.2).

Mit steigenden Oberwasserabflüssen zeigen die Rechenläufe in BAW (2011) einen stärker werdenden Stromabtransport für alle Fraktionen; umgekehrt kommt es zu einer Verstärkung des Stromauftransports bei sinkenden und vor allem sehr niedrigen Oberwasserabflüssen (Verstärkung Tidal Pumping Effekt). Die möglichen Auswirkungen für das Sedimentmanagement und die Entwicklung des Feinsedimenthaushaltes der Tideelbe sind in BfG (2014) beschrieben.

Neuere Auswertungen von gewässerkundlichen Messungen bestätigen die Schlussfolgerung der bisher in BAW (2011) durchgeführten modellbasierten Untersuchungen. Im Umkreis der Verbringstellen befinden sich die folgenden drei WSV-Strömungsmessstationen (siehe Abbildung 7-33):

- Messstelle D4 (km 676,5), westlich der Fahrrinne auf Seite des grünen Tonnenstrichs,

- Messstation LZ1a (km 692,5), nördlich der Fahrrinne auf Seite des roten Tonnenstrichs,
- Messstation LZ1 (km 693,6), südlich der Fahrrinne auf Seite des grünen Tonnenstrichs.

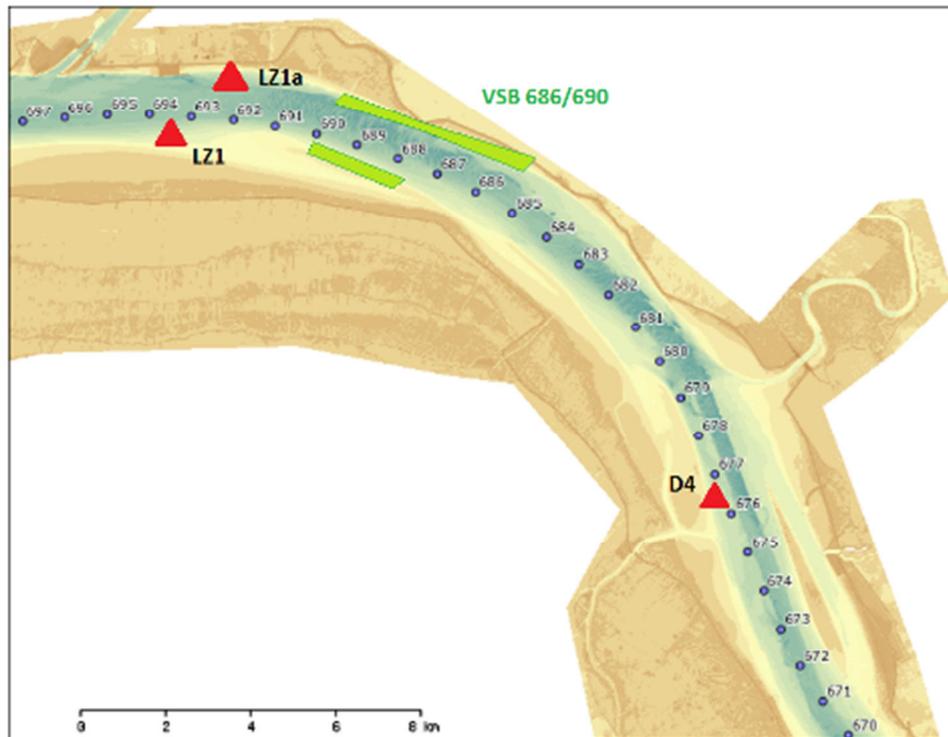


Abbildung 7-33: Lage der Strömungsmessstellen LZ1, LZ1a und D4.

Obwohl diese Messstellen nicht direkt innerhalb des VSB 686/690 liegen, lassen sich die Stationen für grundlegende Abschätzungen heranziehen. Dazu wurden die Strömungen an diesen Stationen für die gewässerkundlichen Jahre 2010 bis 2014 vor allem hinsichtlich der Verhältnisse von Flut- zu Ebbstromdominanz untersucht (Tabelle 7-1).

Ergänzend zu den Dauermessungen wird seit 2006 an der Dauermessstation D4 einmal jährlich eine Querprofilmessung durch Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmesser (engl.: *Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP)*) durchgeführt. Dabei wird der gesamte Querschnitt der Tideelbe an diesem km erfasst. Gérard (2013) hat diese Messungen für die Tideelbe ausgewertet und in Bezug zu den Dauermessstationen gesetzt. Dabei konzentriert sich seine Auswertung entsprechend der Lage der Dauermessstationen D1 bis D4 auf den Bereich Elbe-Km 640 bis Elbe-Km 677.

Tabelle 7-1: Strömungsparameter im Umfeld des VSB 686/690 (Zeitraum 2010 - 2014).

v_M (absolut): mittlere absolute Strömungsgeschwindigkeit; v_{Mastr} (absolut): mittlere absolute gezeiteninduzierte Strömungsgeschwindigkeit; v_{Mrest} mittlere Geschwindigkeit der Restströmung, negativ in Richtung Nordsee, v_{f95max} : das 95 % Konfidenzintervall der maximalen Flutstromgeschwindigkeit; v_{e95max} : das 95 % Konfidenzintervall der maximalen Ebbstromgeschwindigkeit; $(v_{fmax} / v_{emax})_{95}$: das 95 % Konfidenzintervall der Verhältnisse von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit.

Station	v_M (absolut) [cm s ⁻¹]	v_{Mastr} (absolut) [cm s ⁻¹]	v_{Mrest} [cm s ⁻¹]	v_{f95max} [cm s ⁻¹]	v_{e95max} [cm s ⁻¹]	$(v_{fmax} / v_{emax})_{95}$ [-]
D4 oberflächennahe Messebene	88	83	-5	112 - 158	101 - 135	0,89 - 1,35
D4 sohlennahe Messebene	66	62	-3	83 - 121	76 - 108	0,82 - 1,35
LZ1	58	48	1	77 - 135	64 - 112	0,92 - 1,35
LZ1a	56	52	-11	67 - 92	82 - 120	0,7 - 0,9

Die berechneten Kennwerte der Strömungsmessungen der Tabelle 7-1 sind entsprechend der Querschnittsmessungen einzuordnen. Gérard (2013) zeigt, dass die Messstation D4 nur repräsentativ für den lokalen Rand des Fahrwassers ist, insbesondere bei Ebbestrom jedoch nicht das Verhältnis in Fahrrinnenmitte wiederspiegelt. Hier wurden mittels ADCP bei Ebbestrom signifikant größere Strömungsgeschwindigkeiten gemessen als an der seitlich liegenden Messstelle D4.

In dem von den Sonden erfassten Elbeabschnitt kann von mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von 50 bis 90 cm/s ausgegangen werden, dabei sind mehr als 90 % der Strömungsgeschwindigkeiten gezeiteninduziert. Der Oberwassereinfluss bewirkt eine Restströmung von etwa 5 cm/s, was einem Nettotransport des Wasserkörpers in Richtung Nordsee entspricht. Der Drehimpuls durch Corioliskraft und Krümmung der Tideelbe an dieser Stelle bewirken möglicherweise einen stärkeren Nettotransport an der Nordseite des Fahrwassers, dort wo die VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R liegen. Hein et al. (2015) zeigen, dass es in diesem Bereich zu einer dichteinduzierten Strömung kommen kann. Dabei entsteht ein Wechsel zwischen vollständig durchmischten und geschichteten Wasserkörpern innerhalb eines Tidezyklus. Der quantitative Einfluss der dichtegetriebenen Strömung kann im Mittel jedoch als gering eingeschätzt werden.

Obwohl ein Nettotransport des Wasserkörpers in Richtung Nordsee vorhanden ist, bewirken die dominierenden Gezeitenströmungen, dass eine mittlere Flutstromdominanz vorhanden ist. Für den Quotienten von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbestromgeschwindigkeit können Werte von 0,7 bis 1,35 berechnet werden. Die querschnittgemittelten Berechnungen aus Gérard (2013) zu dem der Messstelle D4 gehörenden Querschnitt geben als Mittel der Jahre 2006 bis 2010 für das Verhältnis Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbestromgeschwindigkeit einen Wert von 1,04 an. Dieser Wert liegt in der Mitte des hier bestimmten Konfidenzintervalls. Dennoch sind die Punktmessungen aus D4 voraussichtlich nicht repräsentativ für die Fahrrinne, sondern für den südlichen Teil des Gewässerquerschnitts.

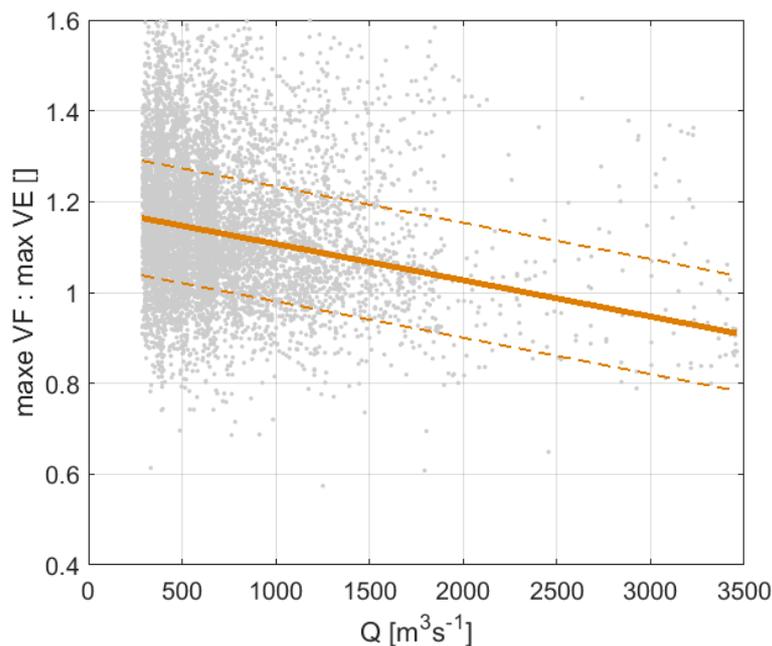


Abbildung 7-34: Verhältnis des Abflusses (Q) zum Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit.

Die starke Variabilität des Verhältnisses zwischen Abfluss und dem Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit Abbildung 7-34 zeigt, dass auch andere Prozesse als der Abfluss auf das Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit einwirken, z. B. die Überlagerung der halbtägigen Gezeiten durch Sonne und Mond (S2 und M2, Spring-Nipp-Zyklus).

Die Strömungsverhältnisse im Bereich der VSB 686/690 sind vom Abflussgeschehen des Oberwassers geprägt, es besteht jedoch zugleich auch eine Abhängigkeit von gezeiteninduzierten Strömungen. Verschiedene küstenhydrologische Prozesse überlagern sich, werden Zeitspannen größer als eine Woche betrachtet treten niemals nur Strömungsverhältnisse auf, die als Ganzes flut- oder ebbstromdominiert sind.

Unter der Annahme, dass das Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zu maximaler Ebbstromgeschwindigkeit ein guter Proxy für die Verdriftung von Baggergut ist, sowie unter Berücksichtigung aller in der Umgebung durchgeführten Strömungsmessungen lassen sich für die Verbringstellen ein Verhältnis von Flut- zu Ebbstromdominanz von etwa 60 % zu 40 % abschätzen, welches für Schwebstoffe im langjährigen Mittel auf einen resultierenden Transport stromauf hindeutet. Gleichzeitig findet kurz- und mittelfristig eine breite Dispersion der Schwebstoffe im Umfeld der Verbringstellen statt.

7.2 Chemische Untersuchungsergebnisse

7.2.1 Stoffhaushalt

Im VSB 686/690 sind ganzjährig gute Sauerstoffverhältnisse anzutreffen. Die monatlich erfassten Sauerstoffsättigungen an der nahe gelegenen Messstation Brunsbüttelkoog (km 694) der FGG-Elbe lagen im Zeitraum 2009 bis 2014 zwischen 75 bis 105 % und zeigen damit keine Belastung des Sauerstoffhaushalts an (Abbildung 7-35).

Die monatlichen Daten der Sauerstoffzehrung zeigen einen Jahresgang mit stark schwankenden Werten zwischen 1 und 7 mg O₂/l, wobei die höheren Werte meist im Winter auftraten (Abbildung 7-36). Dies wird teilweise durch die dann höheren Ammoniumwerte verursacht, welche im Winter bei geringeren mikrobiellen Aktivitäten auftreten. Insgesamt liegt aber wie die Sauerstoffsättigung in Abbildung 7-35 zeigt, eine nur schwache Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes durch Zehrungsvorgänge vor.

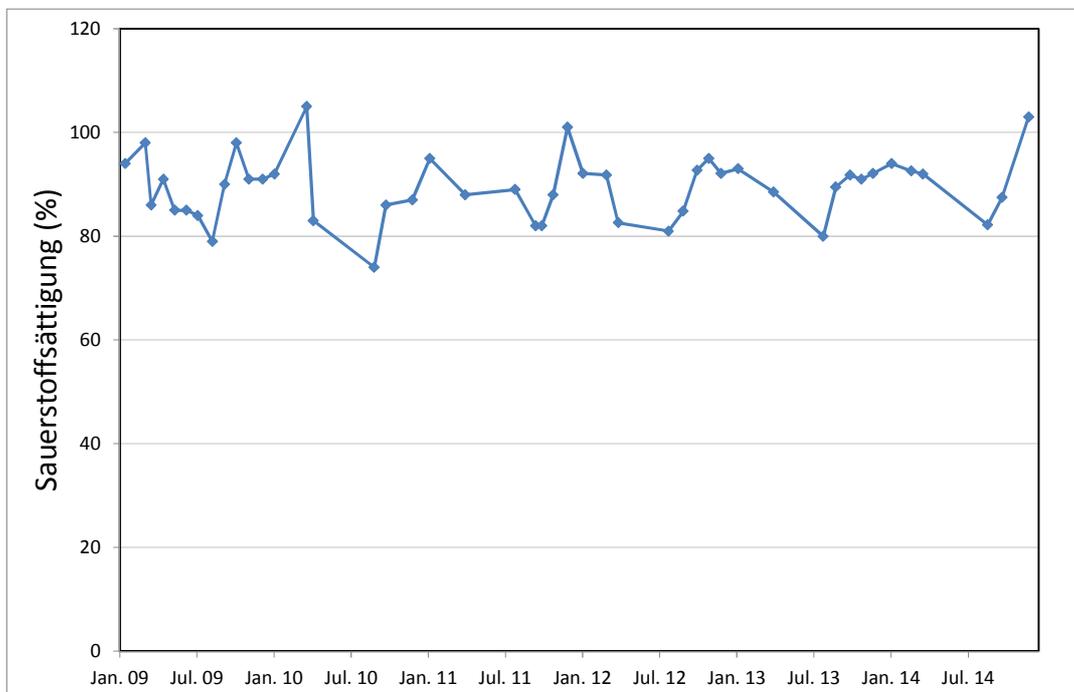


Abbildung 7-35: Sauerstoffsättigung bei Brunsbüttelkoog (km 694) der Jahre 2009 bis 2014 (Daten FGG-Elbe)

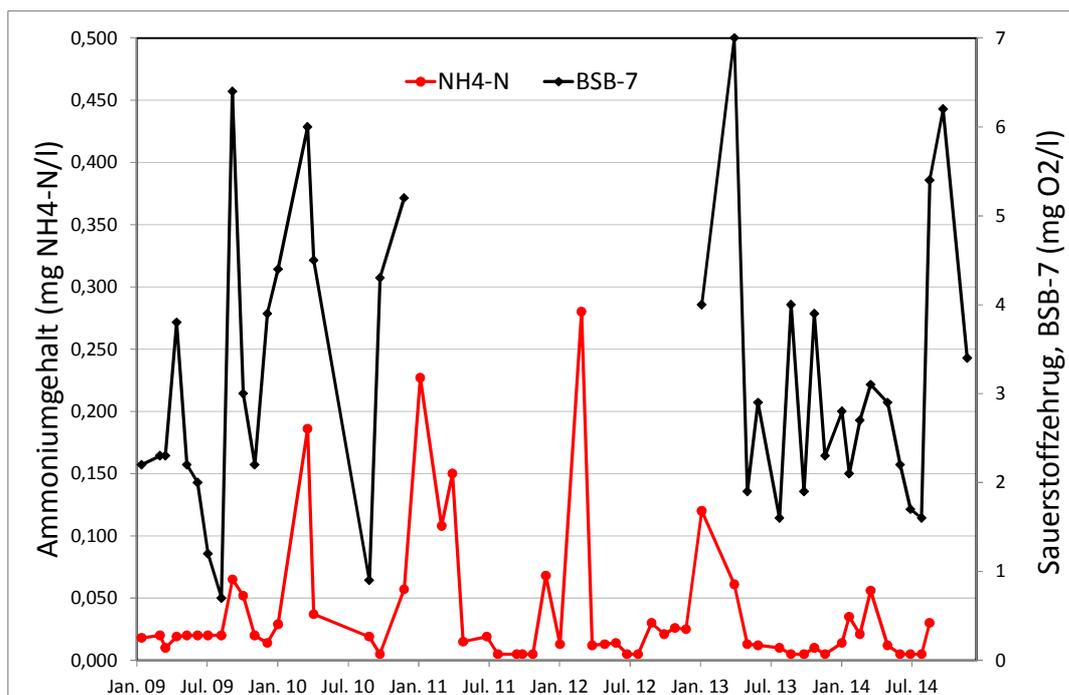


Abbildung 7-36: Sauerstoffzehrung und Ammoniumgehalt bei Brunsbüttelkoog (km 694) der Jahre 2009 bis 2014 (Daten FGG-Elbe)

7.2.2 Schadstoffe

Seit 2008 werden regelmäßig Daten im VSB 686/690 aus Schadstoffanalysen der dortigen Sedimente erfasst. Erste Ergebnisse aus den Probennahmekampagnen im Oktober 2008 und März 2009 sind in BfG (2010 a) zusammengefasst. In BfG (2012 a) sind diese Daten um die Ergebnisse der Probennahmekampagne im Juni 2010 ergänzt worden. In der vorliegenden Auswirkungsprognose werden die Ergebnisse der Probennahmen im August 2012 und September 2014 dargestellt, bewertet und mit den vorherigen Ergebnissen verglichen, um die Entwicklung der Schadstoffbelastung seit 2008 zu beurteilen. Die Sedimentologie der Proben ist detailliert im Kapitel 7.1.1 beschrieben.

Bei den Kampagnen in den Jahren 2012 und 2014 ist der Bereich zwischen Elbe-km 685,1 und km 688,9 mittels van-Veen-Greifer beprobt worden. Des Weiteren sind bei diesen Kampagnen im VSB 686/690 an sechs Positionen wie schon im Jahr 2010 Sedimentkerne entnommen und dann schichtenweise auf Korngrößenverteilung (siehe Kapitel 7.1.1) und Schadstoffe untersucht worden. Der Vergleich der Ergebnisse der unterschiedlichen Probennahmekampagnen zeigt für den Nahbereich des VSB 686/690 die Entwicklung der Schadstoffgehalte in den Sedimenten auf.

Im VSB 686/690 wurden im August 2012 29 Greiferproben und im September 2014 26 Greiferproben entnommen. Im Jahr 2012 konnten auf Grund des ausreichenden Anteils an der < 63 µm Fraktion insgesamt 16 Proben auf Schwermetalle untersucht werden, im Jahr 2014 waren es nur fünf Proben. Nur bei sechs bzw. einer dieser Proben reichte der Feinkornanteil

zur zusätzlichen Untersuchung organischer Schadstoffe. Die Entnahmestellen der Proben sind in Abbildung 7-37 dargestellt.

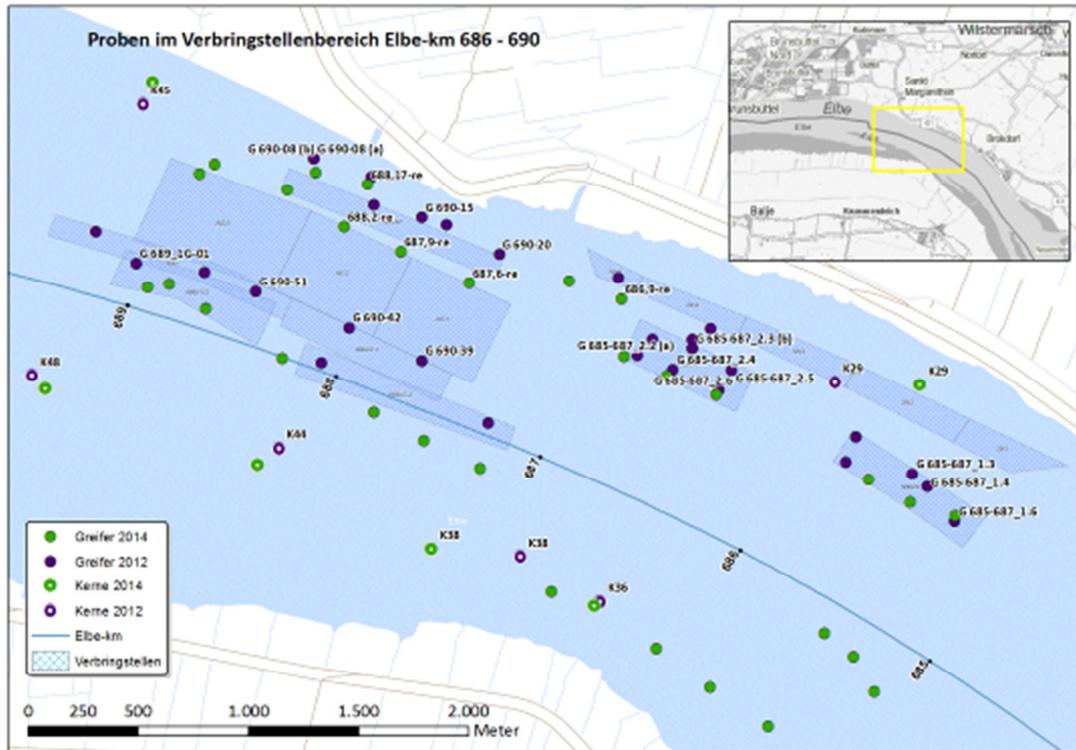


Abbildung 7-37: Karte der Positionen der Greiferproben und der Sedimentkerne im VSB 686/690 in den Jahren 2012 und 2014.

Benannt sind die Stellen, an denen chemische Untersuchungen durchgeführt wurden

Der Belastungszustand wird im Folgenden jeweils mit den 3-Jahresmittelwerten an der DMS Brunsbüttel bei Elbe-km 696,3 (für 2012 mit 3-Jahresmittelwerten von 2009 - 2011 und für 2014 mit 3-Jahresmittelwerten von 2011 - 2013) und den Belastungen in den verschiedenen Baggerabschnitten verglichen. Die Ergebnisse an der DMS Brunsbüttel resultieren aus monatlich analysierten Greiferproben aus frisch abgelagerten Sedimenten.

7.2.2.1 Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2012

VS 686 R

Aus diesem nördlich der Fahrrinne gelegenen Bereich wurden drei Sedimentproben (G685-687_1.6, G685-687_1.4, G685-687_1.3) auf Schwermetalle und Arsen untersucht (Tabelle 7-3). Die analysierten Gehalte sind gut vergleichbar mit den 3-Jahresmittelwerten der DMS Brunsbüttel und spiegeln die aktuelle Belastung in diesem Elbeabschnitt wider. Die Gehalte organischer Schadstoffe konnten auf Grund des geringen Feinkornanteils nicht bestimmt werden.

Im Vergleich zu den Baggerabschnitten BA 1, BA 3, BA 5 und BA 7 sind die Schwermetall- und Arsengehalte in den Sedimentproben der VS 686 R insgesamt geringer. Die größten Unterschiede finden sich zu BA 1 mit bis zu 62 % niedrigeren Gehalten für Cadmium.

Die mittleren Gehalte der auf VS 686 R genommenen Greiferproben zeigen nur für die Schwermetalle Kupfer, Quecksilber und Zink eine Überschreitung des Richtwerts (RW) 1 nach GÜBAK. Diese Überschreitung ist geringer als in den Baggerabschnitten.

VS 687 R

Aus diesem Bereich nördlich der Fahrrinne konnten fünf Sedimentproben auf Schwermetalle und Arsen (G685-687_2.6, G685-687_2.5, G685-687_2.4, G685-687_2.3(b), G685-687_2.2(a)) und vier (ohne G685-687_2.6) dieser Proben zusätzlich auf organische Schadstoffe untersucht werden (Tabelle 7-3). Die Gehalte aller Schwermetalle außer Kupfer sowie der organischen Schadstoffe zeigen sehr geringe Werte, die auf Hintergrundniveau liegen. Somit liegen die Schadstoffgehalte deutlich unter denen der Baggerabschnitte, der VS 686 R und der DMS Brunsbüttel. Nur Kupfer zeigt eine geringe Überschreitung des RW 1 nach GÜBAK. Auch im Vergleich zu den Schwermetallgehalten, die in den Sedimentproben aus dem Bereich dieser Verbringstelle im Jahr 2010 bestimmt wurden, liegen die 2012 bestimmten Gehalte deutlich darunter.

VS 689 R

Aus diesem ebenfalls nördlich der Fahrrinne gelegenen Bereich konnten vier Sedimentproben auf Schwermetalle und Arsen (G690-20, G690-15, G690-08(b), G690-08(a)) und zwei dieser Proben zusätzlich auf organische Schadstoffe (G690-08(a) und (b)) untersucht werden (Tabelle 7-3). Die Proben stammen allerdings nur von drei Positionen, denn bei einer Sedimentprobe handelt es sich um Material, das auf dem Greifer (Probe G690-08(b)) gelegen hat. Die Gehalte der Schwermetalle und des Arsen mit Ausnahme der Kupfergehalte sind überwiegend geringer als die Belastung an der DMS Brunsbüttel. In zwei der Proben liegen die Quecksilbergehalte nur bei 20 % bzw. 50 % und die Zinkgehalte bei 50 % bzw. 70 % der bei Brunsbüttel angetroffenen Belastung. Nur der Kupfergehalt ist an dieser Verbringstelle um fast 50 % höher als die Werte an der DMS Brunsbüttel. Diese sind mit 91 mg/kg und 103 mg/kg (G690-20 und G690-15) außergewöhnlich hoch und überschreiten sogar RW 2 nach GÜBAK. Eine Nachmessung dieser Proben ergab allerdings deutlich niedrigere Kupfergehalte, so dass bei der ersten Messung von einem Analysefehler ausgegangen werden kann.

Die Sedimentprobe G690-08(a) zeigt zum Teil stark erhöhte Gehalte der chlororganischen Schadstoffe, deren Herkunft derzeit nicht zu erklären ist. Im Fall des Lindans, HCB, p,p'-DDE und p,p'-DDD werden die RW 2 der GÜBAK deutlich, bei den PCB geringfügig überschritten und die Belastung mit allen genannten Schadstoffen ist deutlich höher als in Sedimenten, die an der DMS Brunsbüttel erfasst wurden. In Sedimenten aus den Baggerabschnitten BA 1 bis BA 7 wurden im Jahr 2014 für p,p'-DDD und p,p'-DDE ähnlich hohe Gehalte, nicht aber für HCB, die PCB und Lindan festgestellt. Nur im Jahr 2002 wurden für alle genannten chlororganischen Schadstoffe ebenfalls erhöhte Gehalte in den Sedimenten aus den Baggerabschnitten nachgewiesen, wobei jedoch auch die Schwermetallgehalte höher als in der aktuellen Probe aus 2014 waren. Damit gibt es keinen Hinweis darauf, dass die Sedimente aus der Baggergutverbringung stammen. Es ist auch nicht wahrscheinlich, dass es sich um eine ältere Sedimentablagerung handelt, da in diesem Fall auch die Schwermetallgehalte erhöht wären. Im Sediment, das sich auf dem Greifer befand (Probe G690-08(b)),

können diese erhöhten Gehalte nicht bestätigt werden. Dieses Sediment ist zudem viel feinkörniger als das im Greifer.

VS 690

Aus diesem Bereich, der südlich der Fahrrinne liegt, konnten in vier Sedimentproben die Schwermetall- und Arsengehalte bestimmt werden (Tabelle 7-2). Der Korngrößenanteil < 63 µm war zu gering, um die Proben auf organische Schadstoffe zu untersuchen. Die Sedimentprobe G690-51 aus der VS 689 1G zeigt bei fast allen Schwermetallen erhöhte bis hohe Gehalte. Besonders auffallend sind hierbei die Gehalte von Kupfer, Chrom, Blei und Arsen. Kupfer ist mit 207 mg/kg stark erhöht und überschreitet RW 2 nach GÜBAK deutlich. Die Gehalte der Schwermetalle ausgenommen Cadmium und Arsen überschreiten den RW 1 nach GÜBAK. Aufgrund der hohen Gehalte von Kupfer, Arsen, Blei und Chrom lässt sich das Sediment an der Position G690-51 mit keinen Sedimenten aus den Baggerabschnitten vergleichen. Auch in den restlichen im Bereich der VS 690 entnommen Proben zeigen hohe Kupfergehalte, aber auch hier zeigen Nachmessungen deutlich niedrigere Gehalte, so dass von einem Analysefehler ausgegangen werden muss. In der Sedimentprobe G689 1G-01 ist neben deutlich erhöhten Chrom- und Kupfergehalten außerdem der Quecksilbergehalt mit 3,6 mg/kg ungewöhnlich hoch und deutlich höher als in den Sedimenten aus dem BA 1. Der Cadmiumgehalt ist mit 1,9 mg/kg ebenfalls erhöht. Es ist nicht auszuschließen, dass hier ältere Sedimente erfasst wurden. Die Gehalte der weiteren Schwermetalle und des Arsen in den beiden weiteren Sedimentproben entsprechen in etwa den Gehalten, die an der DMS Brunsbüttel erfasst wurden und liegen somit etwas niedriger als in den Baggerabschnitten.

Tabelle 7-2: Schadstoffgehalte südlich des Verbringstellenbereiches 2012

2012		südlich				3-Jahresmittelwert Brunsbüttel 2009 - 2011
Verbringstelle		689 1G	690 2.1	690 2.1	690	
Probenbezeichnung		G690-51	G690-42	G690-39	G689_1G-01	
Analysenergebnisse	Einheit					
Fraktion 20 - 60 µm	Gew.-% TM	0	0,2	0,8	0,3	
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	0,7	1,2	5	8	
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	0,6	1,4	5,8	8,3	
Schwermetalle						
Arsen (< 20 µm)	mg/kg TM	57	24	25	36	30
Blei (< 20 µm)	mg/kg TM	113	77	67	82	70
Cadmium (< 20 µm)	mg/kg TM	1,4	0,8	1	1,9	1,1
Chrom (< 20 µm)	mg/kg TM	140	101	87	115	81
Kupfer (< 20 µm)	mg/kg TM	207	101	127	115	45
Nickel (< 20 µm)	mg/kg TM	82	46	44	55	44
Quecksilber (< 20 µm)	mg/kg TM	0,74	0,92	0,94	3,6	1,0
Zink (< 20 µm)	mg/kg TM	513	329	318	412	350
Kohlenwasserstoffe						
Kohlenwasserstoffe (< 63 µm)	mg/kg TM					
PAK-Summe 16 EPA (< 63 µm)	mg/kg TM					1,3
Chlororganische Verbindungen						
Pentachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM					
Hexachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM					3,5
Summe 7 PCB (< 63 µm)	µg/kg TM					11
a-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM					
g-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM					
p,p-DDE (< 63 µm)	µg/kg TM					2,3
p,p-DDD (< 63 µm)	µg/kg TM					6,1
p,p-DDT (< 63 µm)	µg/kg TM					1
Organozinnverbindungen						
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM					
Nährstoffe						
Phosphor ges.	mg/kg TM					
Stickstoff ges.	Gew.-% TM					
TOC	Gew.-% TM	<0,1	<0,1	0,2	0,2	

Rot: Gehalte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze

Tabelle 7-3: Schadstoffgehalte nördlich des Verbringstellenbereiches 2012

2012		nördlich												MW	3- Jahresmittelwert Brunsbüttel 2009 - 2011
Verbringstelle		689 R	689 R	689 R	689 R	687 R	687 R	687 R	687 R	687 R	686 R	686 R	686 R		
Probenbezeichnung		G690-20	G690-15	G690-08(b) Material auf Greifer	G690-08(a) Greiferinhalt	G685-687_2.6	G685-687_2.5	G685-687_2.4	G685-687_2.3(b)	G685-687_2.2(a)	G685-687_1.6	G685-687_1.4	G685-687_1.3		
Analysenergebnisse	Einheit														
Fraktion 20 - 60 µm	Gew.-% TM	0,7	1,4	39	4,7	2,7	6,9	8,2	18,5	28,9	0,8	0,4	0,4	0,3	
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	0,7	4,4	57,4	11,5	0,8	24,4	21,8	68,6	52,4	4,6	1,1	0,7	4	
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	1,4	5,8	96,4	16,2	3,5	31,3	30	87,1	81,3	5,4	1,5	1,1	4	
Schwermetalle															
Arsen (< 20 µm)	mg/kg TM	31	25	18	26	25	21	21	18	16	25	29	27	34	30
Blei (< 20 µm)	mg/kg TM	48	32	18	62	21	22	24	23	19	75	76	77	82	70
Cadmium (< 20 µm)	mg/kg TM	0,7	0,7	0,2	0,9	0,4	0,6	0,4	0,3	0,3	0,9	1	1	1,2	1,1
Chrom (< 20 µm)	mg/kg TM	91	78	66	96	80	80	84	87	70	100	99	100	105	81
Kupfer (< 20 µm)	mg/kg TM	91	103	35	81	21	33	47	30	33	48	58	48	119	45
Nickel (< 20 µm)	mg/kg TM	44	39	32	44	36	41	38	39	34	45	46	46	54	44
Quecksilber (< 20 µm)	mg/kg TM	0,5	0,22	0,05	0,82	0,08	0,11	0,08	0,06	0,07	0,88	0,92	0,91	1,44	1,0
Zink (< 20 µm)	mg/kg TM	239	171	80	314	98	121	107	100	83	330	344	331	384	350
Kohlenwasserstoffe															
Kohlenwasserstoffe (< 63 µm)	mg/kg TM			20,75	123,46		63,90	66,67	22,96	24,60				54	
PAK-Summe 16 EPA (< 63 µm)	mg/kg TM			0,17	3,34		0,54	0,58	0,21	0,23				0,84	1,3
Chlororganische Verbindungen															
Pentachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM			0,2	2,2		0,16	0,17	0,06	0,06				0,48	
Hexachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM			2,4	13		0,3	0,3	0,06	0,1				2,7	3,5
Summe 7 PCB (< 63 µm)	µg/kg TM			0,36	34		1,12	1,17	0,40	0,46				6,2	11
a-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM			0,05	0,4		0,16	0,17	0,06	0,06				0,15	
g-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM			0,05	1,0		0,2	0,17	0,06	0,06				0,27	
p,p-DDE (< 63 µm)	µg/kg TM			0,05	3,3		0,16	0,17	0,06	0,06				0,64	2,3
p,p-DDD (< 63 µm)	µg/kg TM			0,1	12		0,16	0,17	0,07	0,07	0,2			2,2	6,1
p,p-DDT (< 63 µm)	µg/kg TM			0,05	0,9		0,16	0,17	0,06	0,06				0,23	1
Organozinnverbindungen															
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM														
Nährstoffe															
Phosphor ges.	mg/kg TM														
Stickstoff ges.	Gew.-% TM														
TOC	Gew.-% TM	0,2	0,3	3,6	1,3	0,1	1,5	0,6	3,4	2,6	0,2	<0,1	<0,1	0,2	

Rot: Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze

Nähere Umgebung des VSB 686/690 – Ergebnisse der Kernuntersuchungen 2012

Tiefenprofile nördlich des VSB 686/690

Kern 29 zeigt eine Hintergrundbelastung über alle Tiefen. Es können keine Auffälligkeiten festgestellt werden.

Kern 45 zeigt Sedimente, die insgesamt sehr feinkörnig sind. Die Schadstoffbelastungen liegen wie bei Kern 29 auf Hintergrundniveau (außer HCB mit einer höheren Konzentration bei 5 - 15 cm). Es können keine Auffälligkeiten festgestellt werden.

Tiefenprofile südlich des VSB 686/690

Kern 48 zeigt Sedimente mit nur geringen Feinanteilen, so dass die organischen Schadstoffe nur in der Oberfläche (obere 3 cm) bestimmt werden konnten. Die Gehalte sind vergleichbar mit denen an der DMS Brunsbüttel ermittelten Werten. Bei den meisten Schwermetallen steigen die Gehalte mit der Tiefe an (ausgenommen Quecksilber und Cadmium). In den oberflächennahen Sedimentschichten zeigen die Konzentrationen der Schwermetalle das Niveau der DMS Brunsbüttel (ausgenommen Kupfer und Chrom mit deutlich höheren Gehalten von je 100 mg/kg; die Belastung steigt in die Tiefe stark an).

Kern 44 zeigt feinkörniges Sediment. Die Schwermetallgehalte sind niedriger als an der DMS Brunsbüttel (ausgenommen Kupfer in der obersten Schicht, mit knapp 90 mg/kg höher als an der DMS Brunsbüttel) und die organischen Schadstoffgehalte sind unterhalb der Nachweisgrenze. Es können keine Auffälligkeiten festgestellt werden.

Kern 38 zeigt an der Oberfläche sehr feinkörniges Sediment, das aber ab 15 cm deutlich gröber wird. Analysiert wurden nur die ersten 15 cm. Die Schwermetallgehalte sind hier in den oberen 6 cm am höchsten und nehmen dann ab. In den ersten 6 cm sind die Gehalte vergleichbar mit denen der DMS Brunsbüttel (ausgenommen Kupfer – etwas höher). Auch die organischen Schadstoffgehalte sind in den oberen 3 cm am höchsten und nehmen dann ab (ausgenommen γ -HCH – nimmt zu). Z. T. sind die Gehalte vergleichbar mit der DMS Brunsbüttel, z. T. geringfügig höher (z. B. PCB-Gehalte in den oberen 3 cm).

Kern 36 zeigt oberflächennah geringe Feinanteile, die aber ab 15 cm stark ansteigen (knapp 70 % < 63 μ m). Die Schwermetall- und Arsengehalte der Oberflächenschicht übersteigen die Belastung an der DMS Brunsbüttel. Die Gehalte von Blei, Chrom und Quecksilber liegen sogar höher als Gehalte an der DMS Wedel. Die organischen Schadstoffe zeigen geringe Gehalte, z. T. geringer als an der DMS Brunsbüttel.

Zusammenfassende Beurteilung des VSB 686/690

Insgesamt ist das Belastungsbild im Verbringbereich 686/690 im Jahr 2012 sehr heterogen. Die Belastung auf der nördlich der Fahrrinne gelegenen Verbringstelle 686 R lässt sich gut vergleichen mit der, die an der DMS Brunsbüttel erfasst wird. Somit ist sie etwas niedriger als in den Baggerabschnitten. Die Belastung auf der sich ebenfalls nördlich der Fahrrinne

befindenden VS 687 R ist deutlich niedriger und liegt auf Hintergrundniveau. Die Belastung der Sedimente, die auf der VS 689 R nördlich der Fahrrinne angetroffen wurde, ist für Schwermetalle mit Ausnahme der Kupfergehalte, ebenfalls gering und überwiegend niedriger als an der DMS Brunsbüttel. In einer der Proben sind jedoch die Gehalte der organischen Schadstoffe deutlich höher als an der DMS Brunsbüttel. Die Gehalte der meisten organischen Schadstoffe dieser Probe sind auch höher als in den Baggerabschnitten; nur die Belastung mit den Verbindungen der DDX-Gruppe liegt in einem ähnlichen Bereich wie in den Baggerabschnitten. Die Ursache für die hohen Belastungen mit organischen Schadstoffen kann nicht geklärt werden. Da die Schwermetallgehalte nicht ebenfalls erhöht sind, ist die Baggergutverbringung nicht als Ursache anzusehen; es ist auch nicht anzunehmen, dass bei der Probennahme ältere Sedimentablagerungen erfasst wurden.

Auf der südlich der Fahrrinne gelegenen Verbringstelle VS 690 sind die Gehalte der Schwermetalle in einzelnen Proben z. T. deutlich erhöht und übersteigen sogar die Belastung in BA 1. Die Gehalte der elbetypischen Schwermetalle Cadmium, Quecksilber und Zink entsprechen aber der an der DMS gefundenen Belastung und geben daher keinen Hinweis auf einen Einfluss durch die Baggergutverbringung. Informationen zu den Gehalten organischer Schadstoffe fehlen hier.

Die Sedimentkerne, die in der direkten Umgebung des VSB liegen, zeigen keine besonderen Auffälligkeiten. Die Schadstoffgehalte in Tiefenprofilen, die nördlich der Verbringstelle entnommen wurden, liegen überwiegend im Bereich der Hintergrundbelastung. An den südlich des VSB 686/690 liegenden Positionen der Tiefenprofile sind die Schadstoffgehalte meistens mit denen der DMS Brunsbüttel vergleichbar oder liegen darunter. Nur in Sedimentschichten des K 36 wurden höhere Gehalte von Blei, Chrom und Quecksilber gefunden und in den Kernen K 48 und K 38 höhere Kupfer-Gehalte.

7.2.2.2 Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2014

Die fünf auf Schadstoffe untersuchten Greiferproben liegen alle im nördlichen Teil des Verbringbereiches, so dass aus dem südlichen Bereich zu Schadstoffgehalten keine Daten vorliegen.

VS 687 R

Aus diesem Bereich konnte eine Probe (686,9-re bzw. VSB686/690-7) auf Schwermetalle und Arsen sowie auf organische Schadstoffe untersucht werden (Tabelle 7-4). Sie liegt nordwestlich außerhalb der Verbringstelle 687 R (Abbildung 7-37). Diese Sedimentprobe hat einen sehr hohen Anteil der < 63 µm Fraktion (97 %). Die Schwermetallgehalte liegen auf Hintergrundniveau und die Gehalte der organischen Schadstoffe sind kleiner als die Bestimmungsgrenze. Daher ist anzunehmen, dass eine anstehende Kleischicht angetroffen wurde.

VS 689 R

Aus diesem Bereich konnten vier Sedimentproben, die außerhalb der Verbringstelle liegen genommen und auf Schwermetalle und Arsen untersucht werden (Abbildung 7-37, Tabelle 7-4). Im Mittel zeigen die vier Sedimentproben höhere Gehalte von Arsen, Chrom, Kupfer

und Zink als schwebstoffbürtige Sedimente an der DMS Brunsbüttel (z. B. 40 % höher im Fall des Chroms und des Arsen). In einer der Proben ist auch der Quecksilbergehalt um ca. 50 % erhöht und liegt ebenso wie die Zinkbelastung im Bereich der Belastung im BA 1. Wie schon in den Sedimentproben aus dem Jahr 2012 sind auch hier die Gehalte des Kupfers auffallend erhöht. Sie übersteigen die Gehalte von Brunsbüttel um bis das 3fache. Bei einer Beurteilung nach GÜBAK überschreiten die Kupfergehalte RW 2. Auf Grund der z. T. erhöhten Zink- und Quecksilbergehalte ist ein Einfluss auf die Schadstoffgehalte durch die Baggergutverbringung nicht auszuschließen. Den sehr hohen Kupfergehalten liegt allerdings wieder ein Analysefehler zugrunde.

Tabelle 7-4: Schadstoffgehalte nördlich des Verbringstellenbereiches 2014

2014		Umgebung	VS 689 R					MW	3- Jahresmittelwert Brunsbüttel 2011 - 2013
			VSB686/690- 7	VSB686/690- 1	VSB686/690- 2	VSB686/690- 9	VSB686/690- 3		
Probenbezeichnung 1									
Probenbezeichnung 2		686,9 re	687,6 re	687,9 re	688,17 re	688,2 re			
Analysenergebnisse	Einheit								
Fraktion 20 - 60 µm	Gew.-% TM	30,8	0,4	0,6	0,8	0,7	6,7		
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	66,2	2,6	1,3	2	2,3	15		
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	97	3	1,9	2,8	3	22		
Schwermetalle									
Arsen (< 20 µm)	mg/kg TM	18	42	44	50	41	39	29	
Blei (< 20 µm)	mg/kg TM	22	48	75	81	65	58	69	
Cadmium (< 20 µm)	mg/kg TM	0,2	1,1	1,4	1,3	1,1	1,0	1,3	
Chrom (< 20 µm)	mg/kg TM	78	93	104	101	101	95	89	
Kupfer (< 20 µm)	mg/kg TM	20	107	150	97	97	94	51	
Nickel (< 20 µm)	mg/kg TM	37	46	50	51	48	46	41	
Quecksilber (< 20 µm)	mg/kg TM	0,05	0,51	1,6	0,91	0,66	0,75	1,1	
Zink (< 20 µm)	mg/kg TM	86	316	492	541	419	371	347	
Kohlenwasserstoffe									
Kohlenwasserstoffe (< 63 µm)	mg/kg TM	< BG							
PAK-Summe 16 EPA (< 63 µm)	mg/kg TM	< BG							
Chlororganische Verbindungen									
Pentachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
Hexachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
Summe 7 PCB (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
a-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
g-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
p,p-DDE (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
p,p-DDD (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
p,p-DDT (< 63 µm)	µg/kg TM	< BG							
Organozinnverbindungen									
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM	< BG							
Nährstoffe									
Phosphor ges.	mg/kg TM								
Stickstoff ges.	Gew.-% TM								

Nähere Umgebung des VSB 686/690 – Ergebnisse der Kernuntersuchungen 2014

Tiefenprofile nördlich des VSB 686/690

Kern 29 liegt nördlich der VS 686 R sowie nördlich der ehemaligen Verbringstelle SK 2 und in ca. 300 m Entfernung zu den Positionen aus den Vorjahren. Der Kern ist 127 cm lang und zeigt wie schon im Jahr 2012 in allen untersuchten Sedimentschichten Schadstoffgehalte, die

auf Hintergrundniveau liegen. Hier wurde unbelastetes Material angetroffen (Abbildung 7-38).

Kern 45 liegt nordwestlich der VS 689 R und ca. 100 - 150 m von den Entnahmepositionen aus den Vorjahren entfernt. Im Vergleich zu den Jahren 2009 - 2012 ist die Belastung mit Schwermetallen (Abbildung 7-38) in den oberen 12 - 15 cm etwas höher, aber dennoch niedriger als an der DMS Brunsbüttel (ausgenommen Blei, das einen höheren Gehalt aufweist). Die Gehalte der organischen Schadstoffe liegen meist unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass keine Belastung feststellbar ist.

Tiefenprofile südlich des VSB 686/690

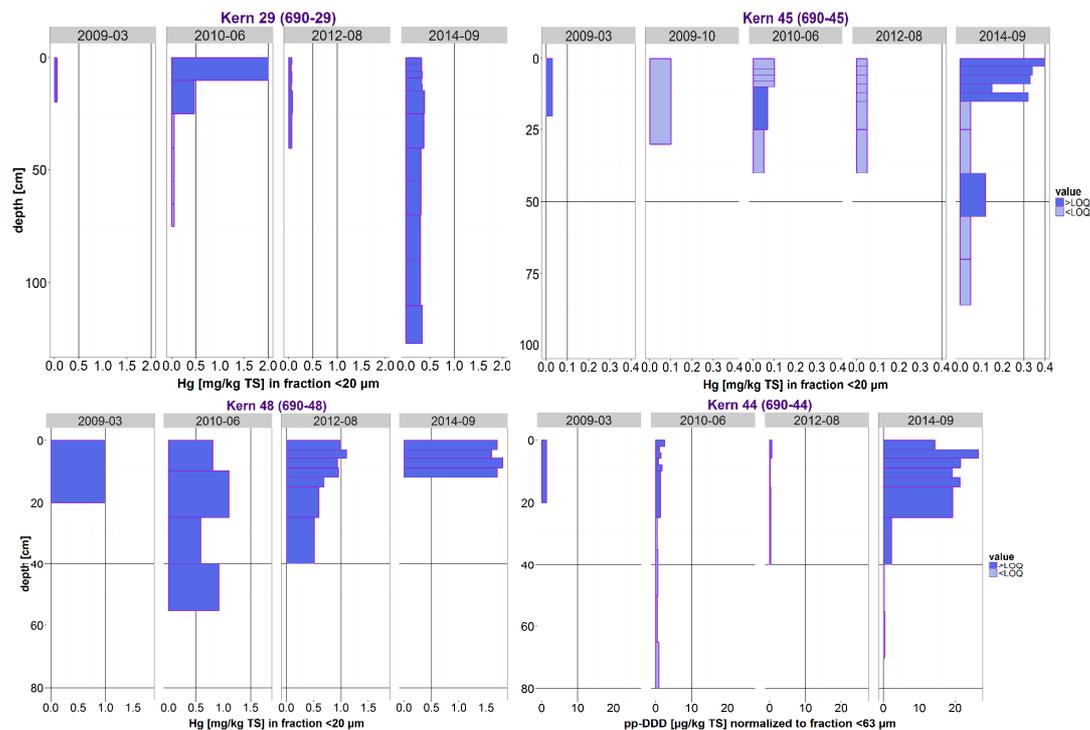
Kern 48 südlich der Fahrrinne liegt im Jahr 2014 im Watt und in ca. 80 - 100 m Entfernung zu den alten Entnahmestellen. Schadstoffgehalte konnten nur in den ersten 12 cm bestimmt werden, da in den tieferen Sedimentschichten der Feinkornanteil deutlich zu gering war ($< 20 \mu\text{m} < 2 \%$). Gegenüber der DMS Brunsbüttel sind die Schwermetallgehalte und Arsen erhöht. Im Fall des Bleis, Kupfers, Cadmiums und Arsens wird eine Erhöhung um ca. das 2fache festgestellt, für Quecksilber um das 1,5-fache. Die Blei-, Kupfer-, Zink-, Quecksilber- (Abbildung 7-38) und Arsengehalte übersteigen auch die Gehalte von den in den Baggerabschnitten 1, 3, 5 und 7 erfassten Sedimenten (bis zu 40 %). Die Gehalte des Pentachlorbenzol und HCB sind stark gegenüber der Belastung an der DMS Brunsbüttel erhöht. Mit $7,6 \mu\text{g/kg}$ für Pentachlorbenzol und $9,5 \mu\text{g/kg}$ für HCB in den ersten 9 cm liegen sie auch über den Gehalten, die in den Baggerabschnitten erfasst wurden. Die restlichen organischen Schadstoffe zeigen Werte zum Teil unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Kern 44 wurde 2014 ca. 150 m entfernt von den Positionen der Jahre zuvor im Watt entnommen. Er hat eine Länge von 70 cm und es konnten in allen Sedimentschichten Schwermetalle und organische Schadstoffe untersucht werden. In den ersten 25 cm entsprechen die Schwermetallgehalte dem Niveau der Gehalte in Sedimenten der DMS Brunsbüttel. Die Gehalte der organischen Schadstoffe sind in den ersten 25 cm deutlich höher als an der DMS Brunsbüttel. Insbesondere die Gehalte von p,p'-DDD (Abbildung 7-38), p,p'-DDE und Pentachlorbenzol übersteigen die Werte der DMS Brunsbüttel z. T. um das 2- bis 3-fache bzw. für die PAK, PCB, HCB und TBT um das 1,3 (innerhalb Messungenauigkeit)- bis 1,7-fache. Die Gehalte der organischen Schadstoffe überschreiten auch die im BA 1 gemessenen Werte leicht, so dass die erhöhten Konzentrationen nicht nur auf die Baggergutverbringung zurückgeführt werden kann. Hier könnte zusätzlich das Hochwasser im Juni 2013 Einfluss gehabt haben; in diesem Jahr sind in einzelnen Proben solche hohen Konzentrationen dieser Schadstoffe in Brunsbüttel registriert worden. Fluviale Sedimente, die durch das Hochwasser ins Ästuar gelangt sind, könnten sich in diesen Wattbereichen abgelagert haben. Die Schwermetalle waren im Ästuar während des Hochwassers unauffällig.

Kern 38 liegt am Rand des südlich des VSB 686/690 gelegenen Watts. Eine Bestimmung von Schwermetallen in den ersten 12 cm war nicht möglich, da der Anteil $< 20 \mu\text{m}$ zu gering war. Ab 12 cm liegen die Metalle Zink und Quecksilber (Abbildung 7-38) in einem ähnlichen Bereich wie die Belastungen an der DMS Brunsbüttel: Die Gehalte von Arsen, Chrom,

Kupfer (in den obersten analysierten Schichten) und Nickel sind vergleichbar mit Konzentrationen der DMS Brunsbüttel. Die Blei- und Cadmiumgehalte liegen etwas niedriger. In die Tiefe nehmen die Konzentrationen zumeist ab. Die organischen Schadstoffe zeigen in Schichten tiefer als 20 cm Gehalte, die nahe der Bestimmungsgrenze liegen. Oberhalb der 20 cm steigen die Gehalte an, bleiben aber meist unterhalb der an der DMS Brunsbüttel gemessenen Werte.

Kern 36 liegt zum Kern, der im Jahr 2010 gezogen wurde, ca. 20 m entfernt (Richtung Watt) und zum Kern aus dem Jahr 2012 ca. 35 m (Richtung Watt). Die Sedimente sind oberflächennah sandig und werden in der Tiefe etwas feinkörniger. Die Schwermetalle liegen in den oberflächennahen Schichten, z. T. auch bis in die Tiefe, in höheren Konzentrationen als an der DMS Brunsbüttel vor. Die Gehalte aller Schwermetalle und des Arsen überschreiten die Belastung der Sedimente im BA 1 und der DMS Wedel bzw. erreichen sie (Zink). Die Gehalte der Schwermetalle ähneln denen 2012. Aufgrund der geringen Feinanteile in den oberflächennahen Schichten konnten die organischen Schadstoffe erst ab 9 cm analysiert werden. Ab 9 cm sind die Gehalte z. T. stark erhöht. Auffallend hoch und deutlich höher als die Gehalte an den DMS Brunsbüttel und Wedel sowie in den Sedimenten aus dem BA 1 sind die Gehalte von p,p'-DDE (12 µg/kg), p,p'-DDD (60 µg/kg) und den PCB (ca. 42 µg/kg). Erst ab einer Tiefe von 40 cm werden die Gehalte geringer. Die hohen Gehalte der organischen Schadstoffe wurden bei der Probenahme im Jahr 2012 nicht angetroffen, jedoch waren die Gehalte auch bei der Kampagne im Jahr 2010 deutlich erhöht (Abbildung 7-38). Die bis in eine Tiefe von ca. 40 cm oft hohen und z. T. noch ansteigenden Schadstoffgehalte geben einen Hinweis darauf, dass an dieser Stelle ältere Sedimentablagerungen mit der höheren Belastung der früheren Jahre angetroffen wurden. Eine Beeinflussung der Schadstoffgehalte durch die Verbringung von Baggergut ist aber auch nicht ganz auszuschließen.



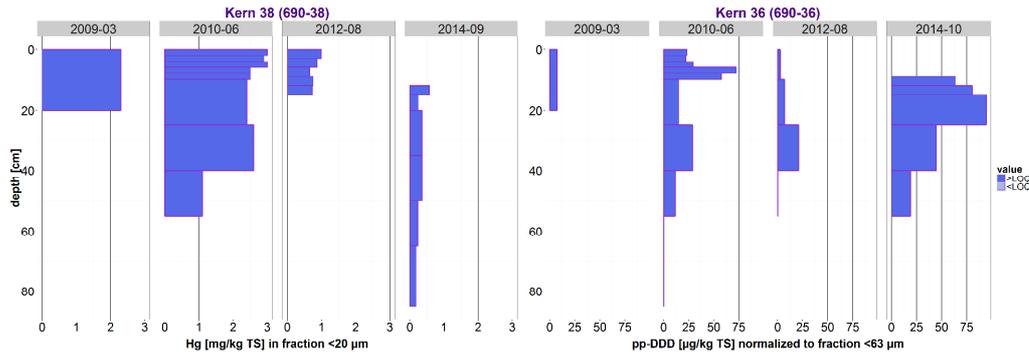


Abbildung 7-38: Tiefenverläufe ausgewählter Schadstoffe in Kernen der näheren Umgebung des Verbringstellenbereiches

Zusammenfassende Beurteilung des VSB 686/690

In der Probennahmekampagne im Jahr 2014 konnten aufgrund der geringen Feinanteile in den Sedimenten nur wenige Greiferproben auf Schadstoffe untersucht werden. Die vier Proben, die aus der VS 689 R untersucht wurden, zeigen für einige der Schwermetalle höhere Schwermetallgehalte als an der DMS Brunsbüttel. Es ist nicht auszuschließen, dass die Verbringung von Baggergut zu den erhöhten Gehalten an Zink und in einer Probe an Quecksilber beiträgt. Die Sedimentkerne nördlich des VSB zeigen weiterhin geringe Schadstoffgehalte, jedoch sind im südlichen Bereich des VSB im Jahr 2014 z. T. höhere Schadstoffgehalte festgestellt worden, als die, die an der DMS Brunsbüttel gemessen wurden. Die Schadstoffgehalte sind z. T. auch höher als die an der DMS Wedel. Als Grund für die erhöhten Schadstoffgehalte kommt z. T. das Hochwasserereignis 2013 in Frage und an einer Position wurden wahrscheinlich ältere Sedimentablagerungen mit der höheren Belastung der früheren Jahre angetroffen. Eine Beeinflussung der Verbringung von Baggergut in den VSB auf die Seitenbereiche kann aber nicht ausgeschlossen werden.

7.2.3 Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse VSB 686/690

Zur Ermittlung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials im Verbringstellenbereich VSB 686/690 dienen die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Sedimentproben von der Verbringstelle und dem umgebenden Bereich (± 5 km). In Tabelle 7-5 sind die Untersuchungsergebnisse dieses Tideelbeabschnittes von km 681 bis km 695 für die Jahre 2009 bis 2015 zusammenfassend dargestellt. Voraussetzung für eine ökotoxikologische Untersuchung der Sedimente über Porenwässer und Eluate ist ein ausreichend großer Schluffanteil der Gesamtprobe, der z. T. nur in wenigen Abschnitten vorhanden war. Da die zu untersuchenden Stellen im marinen bzw. brackigen Bereich der Tideelbe lagen, wurden die entnommenen Sedimentproben mit marinen Biotestverfahren untersucht. Die ökotoxikologischen Belastungen der Sedimente des Bereiches sind den Toxizitätsklassen 0 und vereinzelt der Toxizitätsklasse I zuzuordnen. Sie sind somit nicht bzw. unbedenklich belastet. Höhere Belastungen wiesen lediglich zwei im Jahr 2014 entnommene Sedimentproben auf. Auf Grund der Biotestergebnisse der Sedimentuntersuchungen ist das ökotoxikologische Potenzial entsprechend den festgestellten pT-Werten der Toxizitätsklasse 0 (Toxizität nicht nachweisbar) und I (sehr gering toxisch belastet) zuzuordnen und in Übereinstimmung mit der HABAB und der GÜBAK als unbedenklich belastet zu klassifizieren.

Tabelle 7-5: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen auf der Verbringstelle VSB 686/690 und des umgebenden Bereiches (km 681,0 bis 695,0) für die Jahre 2009 bis 2015.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

Toxizitäts- klasse	Verbringstelle VSB 686/690 März 2009		Monit. d. Seitenb. um VSB 686/690 März 2009		VSB 686/690 und Seitenbereiche Okt. 2009		VSB 686/690, auf VSB686R Juni 2010	Tideelbe- bereisung Mai 2011	Sedimentkerne Seitenbereiche Sep. 2014	Falleinstufung gem. Handlungs- anweisungen für den Umgang mit Baggergut
	Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse		Häufigkeit Toxizitätsklasse	Häufigkeit Toxizitätsklasse	Häufigkeit Toxizitätsklasse	
	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	marine Bioteste	marine Bioteste	limnische Bioteste	limnische Bioteste	
0	4	4	6	6	3	5	2	3		Fall 1
I	2	2			2					
II									1	Fall 2
III									1	
IV										Fall 3
V										
VI										

7.3 Biologische Untersuchungsergebnisse

7.3.1 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, da die derzeit vorhandenen Daten ausreichen. Die Beschreibung des Ist-Zustands und die spätere Auswirkungsprognose in Kapitel 8 stützt sich auf die Auswertung der BfG-Daten und vorliegenden Berichten. 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 680 bis km 695 der Tideelbe nur sehr sporadisch und nicht dauerhaft vor (Abbildung 7-39). Im VSB 686/690 sind vor allem die Anneliden *Marenzelleria spp.*, *Boccardiella ligERICA*, *Alitta succinea* und nicht näher spezifizierte Tubificidae anzutreffen. Daneben kommen die Crustaceen (Krebstiere) *Bathyporeia elegans*, *Bathyporeia pilosa*, *Bathyporeia sarsi*, *Apocorophium lacustre* und *Mesopodopsis slabberi* vor. *Boccardiella ligERICA* war auf der „roten Liste“ (Petersen et al, 1996) als „stark gefährdet“ (RL 2) vermerkt, ist aber mit dem Erscheinen der neuen „roten Liste“ (Rachor et al. 2013) in ihrem Gefährdungsstatus auf „ungefährdet“ zurückgestuft worden. *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, konnte aber im Jahr 2001 nicht mehr nachgewiesen werden. Erst 2002 gelangen wieder Nachweise dieser Art. Im Weser

Auswirkungs-
prognose für die
Unterbringung
von Baggergut im
Verbringstellen-
bereich zwischen
Elbe-km 686 und
690

Ästuar kommt *Boccardiella ligERICA* vor allem auf künstlichen Harts substraten (Buhnen) vor.
Es ist anzunehmen, dass auch in der Tideelbe sich das Hauptvorkommen dieser Art auf den
Steinschüttungen der Buhnen befindet.

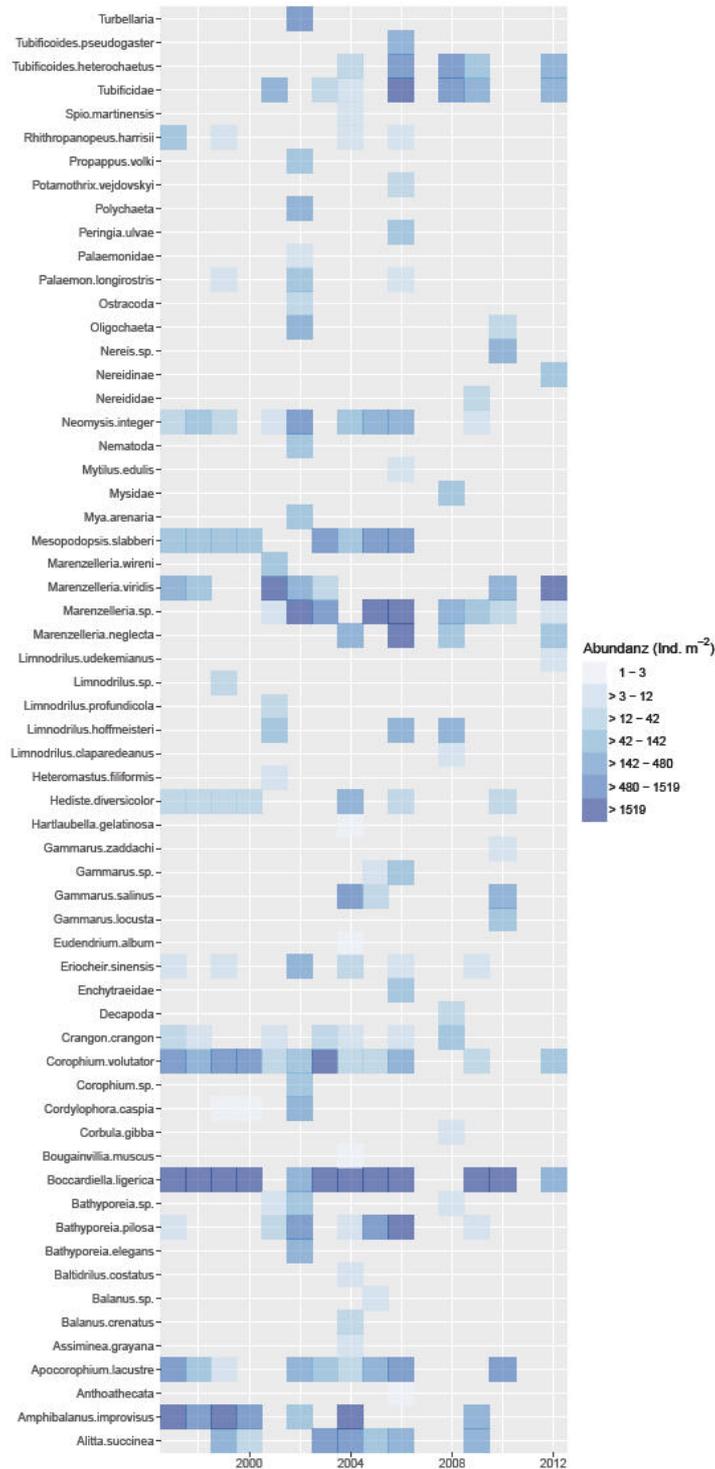


Abbildung 7-39: Vorkommende Makrozoobenthosarten im Bereich der VSB 686/690

Bezüglich des ökologischen Zustands nach der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL) muss die Benthosfauna im Bereich um Elbe-km 690 derzeit als „mäßig“ bewertet werden.

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

Mit dem Erscheinen der neuen „roten Liste“ (Rachor et al. 2013) sind viele der Arten, die in der Tideelbe vorkommen und bisher als gefährdet galten auf „ungefährdet“ zurückgestuft worden. Dies betrifft z. B. den Polychaeten *Boccardia ligerica* und den das Brackwasser präferierenden Krebs *Corophium lacustre*. Im Bereich der VSB 686/690 kommen somit keine „rote Liste“ Arten vor, das Gleiche gilt für besonders geschützte Arten.

7.3.2 Fische und Neunaugen

Es wurden keine separaten fischereibiologischen Untersuchungen durchgeführt. Eine allgemeine Beschreibung der Fischfauna mit Fokus auf FFH-Arten in der Tideelbe findet sich in Kapitel 6.9.

Die Verbringstellen liegen nach Einteilung für die Wasserrahmenrichtlinie im Übergangsgewässer Elbe und innerhalb desselben nach Einteilung des Integrierten Bewirtschaftungsplans (BSU HH et al. 2011) im Funktionsraum 5. Dieser Elbeabschnitt ist überwiegend als mesohalin einzustufen. Er beinhaltet die Zone maximaler Trübung. 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 – nahrungsärmer 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 HH et al. (2011) längere Zeit im Übergangsgewässer, insbesondere in den Funktionsräumen 5 und 6 (seewärts von 5) 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 HH 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“ (FGG 2015 a).

7.3.3 Meeressäuger

Zum Vorkommen und zur Bestandsentwicklung der Meeressäuger in der Tideelbe und im angrenzenden Wattenmeer siehe Kapitel 6.10.

Einzelsichtungen von Seehunden existieren in der Nähe zum VSB 686/690 am Ufer des Vorlandes bei St. Margarethen (IBL & IMS 2007).

7.3.4 Vögel

Zum Vorkommen von Vögeln im Bereich der Tideelbe siehe Kap. 6.11.

7.3.5 Vegetation

Der Verbringstellenbereich VSB 686/690 liegt außerhalb des Verbreitungs- und Reproduktionsgebietes des Schierlings-Wasserfenchels.

7.4 Schutzgebiete und Erhaltungsziele

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.

Der Baggergutunterbringungsbereich VSB 686/690 und damit die Unterbringungsstellen 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 (vgl. Abbildung 6-38). Bei Baggergutunterbringungen auf den VSB 686/690 können folgende Natura 2000-Gebiete durch indirekte bzw. direkte Auswirkungen der Unterbringung betroffen sein:

- FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (2323-392),
- EU-Vogelschutzgebiet Vorland St. Margarethen (2121-402),
- FFH-Gebiet Unterelbe (2018-331),
- EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (2121-401).

Schutzgebiete anderer Kategorien werden nicht weiter betrachtet, da sie flächendeckend als Natura2000-Gebiete ausgewiesen sind. 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: BfN, NLWKN und MELUR), die für eine Auswirkungsprognose bedeutsam sind.

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

Dieses FFH-Gebiet mit einer Ausdehnung 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), das Vorland St. Margarethen sowie die Haseldorfer und 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 gebundene Organismen insbesondere zahlreicher Fischarten und Neunaugen zu Laichgebieten an den Oberläufen.

FFH-Gebiet Unterelbe (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 Nebenelbe) als (Teil-) Lebensraum von Wanderfischarten.

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

- Schweinswal und Seehund: Erhaltung geeigneter Lebensräume inkl. störungsarmer Liegeplätze, ausreichende Nahrungsverfügbarkeit sowie Sicherung der unbehinderten Wechsellmöglichkeit 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 Ästuarare;
- **Rapfen:** Erhaltung und Entwicklung von vitalen, langfristig überlebensfähigen Populationen in durchgängigen, großen zusammenhängenden Stromsystemen mit intakten Flussaueu mit kiesig, strömenden Abschnitten und strukturreichen Uferzonen sowie naturraumtypischer Fischbiozönose;
- **Fluss- und Meerneunauge:** 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 (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 Prielen durchzogen, sowie Stillgewässer, Flutmulden und Weidengebüsche.

Erhaltungsziele: Hier brüten 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 und ist somit besonders schutzwürdig.

EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (2121-401)

Insgesamt erstreckt sich dieses Gebiet über 16.715 ha. Teile zählen zum Feuchtgebiet internationaler Bedeutung (Ramsar-Gebiet „Niederelbe, Barnkrug-Otterndorf“). Es besteht aus einem Mosaik tidebeeinflusster Brack- und Süßwasserbereiche, sowie Salzwiesen, Röhrichte und extensiv genutztes Grünland. Es handelt sich um ein wichtiges Brut- und Rastgebiet insbesondere als Winterrastplatz 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 geprägte Standorte,
- eines Strukturmosaiks mit enger Verzahnung offener Wasserflächen, Flachwasser- und Verlandungszonen und strukturreicher Priele und Gräben.

8 Auswirkungsprognose

Die in diesem Bericht dargestellten Datengrundlagen und Untersuchungsergebnisse haben die Auswirkungen der fortlaufenden Unterbringung von Baggergut in den Jahren 2012 bis 2015 auf Stellen im VSB 686/690 erfasst.

Es wird für die Erarbeitung der Auswirkungsprognose angenommen, dass

- jährlich insgesamt bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut (nicht-bindige sowie bindige Sedimente) im VSB 686/690 untergebracht werden sollen;
- davon jährlich 4 Mio. m³ feinkörnige bzw. bindige Sedimente (BOB) aus den BA 1 bis BA 3 sowie BA 5 und BA 7 im VSB 686/690 untergebracht werden (inklusive der Mehrmengen von 1 Mio. m³/a aus der Fahrrinnenanpassung);
- davon jährlich 1,5 Mio. m³ sandige Sedimente (NB) vorwiegend aus den Baggerabschnitten BA 4 bis BA 9 untergebracht werden;
- Im Fall lang anhaltender Phasen eines niedrigen Oberwasserabflusses sollen bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Bereich des Hamburger Hafens im VSB 686/690 untergebracht werden. Da es sich um eine außergewöhnliche hydrologische Situation handelt wird diese Option auf Einzeljahre beschränkt bleiben. Zugleich muss gewährleistet sein, dass dann bis zu 1 Mio. m³ feinkörniges Baggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg weiter stromab im VSB 730/740 untergebracht werden kann (siehe BfG 2017). Hierbei handelt es sich um eine mögliche Option zur Stabilisierung des Feinsedimenthaushaltes, wie diese in der Systemstudie II (BfG 2014 a) beschrieben ist;
- sich Korngrößenzusammensetzung und Schadstoffbelastung des zukünftigen Baggergutes nicht wesentlich von den Eigenschaften des in aktuellen Probennahmen erfassten Baggergutes unterscheiden.

Gemäß GÜBAK (ANONYMUS 2009) sind die zu erwartenden Auswirkungen physikalischer, chemischer und biologischer Art auf die Umwelt an der Verbringungsfläche bzw. auf umgebende Schutzgebiete darzustellen. Im Fall der nachfolgend beschriebenen Auswirkungsprognose wird der gesamte Gewässerabschnitt im VSB 686/690 innerhalb der seitlichen Abgrenzungen der Bundeswasserstraße als potenzielle Ablagerungsfläche betrachtet. Eine Unterbringung 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 ggf. neu einzurichtende Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 übertragen werden.

In Ergänzung dazu werden mögliche Auswirkungen durch Unterhaltungsbaggerungen (Hopperbaggerung) auf die Umwelt in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel), BA 3 (Juelsand), BA 5 (Pagensand) und BA 7 (Rhinplate) betrachtet, da diese im Bereich von FFH-Gebieten bzw. in Bereichen, die unmittelbar an FFH-Gebiete grenzen, liegen (vgl. WSD-Nord, 2011). Eine vertiefte Betrachtung zu Umfang und Wirkung von WI-Baggerungen im Fahrrinnenbereich der Tideelbe erfolgt in einem gesonderten, bei der BfG in Bearbeitung befindlichen Bericht.

8.1 Baggergutzusammensetzung und -qualität

BA 1 (Wedel, Elbe-km 638,9 bis 644,0):

Korngrößenzusammensetzung

Bei den frischen Sedimentablagerungen im BA 1 bzw. im Übergangsbereich zum BA 2 handelt es sich um feinkörnige (< 63 µm) und feinsandige Sedimente mit einer breiigen bis weichen Konsistenz. Der Feinkornanteil liegt hier in der Regel in der Spannweite zwischen 40 und 70 Gew.-%. Als mittlere Anteile können für die Gesamtfraktion < 63 µm rd. 50 Gew. % und für die Fraktion < 20 µm etwa 25 Gew.-% angegeben werden. Die mittleren Feinsandanteile liegen bei etwa 50 Gew.-%. Bei hohen Oberwasserabflüssen konnte im BA 1 ein verstärkter Eintrag von mittelsandigen Sedimenten beobachtet werden, was in diesem Fall zu einer leichten Vergröberung des Baggerguts insbesondere in Fahrrinnenmitte führt. Im langjährigen Durchschnitt liegt der Mittelsandanteil bei wenigen Gewichtsprozenten.

Schadstoffe

Die mittleren Gehalte der Schwermetalle, Arsen, der organischen Schadstoffe sowie des TBT zeigen im Zeitraum der Untersuchungen von 2008 bis 2015 Schwankungen im Rahmen der Messunsicherheit und des Jahresgangs. Sie liegen auf einem vergleichbaren Niveau wie die 3-Jahresmittelwerte der DMS Wedel.

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 im Mittel über alle Probennahmen in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Nur bei einzelnen Kampagnen wurden die RW 2 von HCB und den Verbindungen der DDX-Gruppe nicht überschritten. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Aber auch die Belastung der Schwebstoffe aus der DMS Wedel mit diesen Schadstoffen ist in den Fall 3 einzustufen. Damit zeigen die Sedimente im BA 1 die aktuell dort herrschende Belastung der Elbe.

Ökotoxikologie

Das im Baggerabschnitt BA 1 (Wedel) im Baggergut festgestellte Belastungspotenzial zeigt z. T. deutliche ökotoxikologische, schadstoffinduzierte Belastungen. Gemäß den Handlungsanweisungen zum Umgang mit Baggergut (HABAB-WSV und GÜBAK) ist das Baggergut aus BA 1 unbedenklich (Fall 1) bis kritisch (Fall 2) belastet.

BA 3 (Juelssand, Elbe-km 649,5 bis 654,5):

Korngrößenzusammensetzung

Bei den im BA 3 bzw. im Übergangsbereich zu BA 2 abgelagerten Sedimenten handelt es sich um stark schluffige Feinsande mit breiig bis weicher Konsistenz. Der Feinkornanteil liegt hier in der Regel in der Spannweite zwischen 20 und 40 Gew.-%. Als mittlere Anteile können für die Gesamtfraktion < 63 µm etwa 30 Gew.-% und für die Fraktion < 20 µm etwa 20 Gew.-% angegeben werden. Der Feinkornanteil ist systematisch geringer im Vergleich zum BA 1. Im BA 3, stromab von Elbe-km 653 auf der Seite des grünen Tonnenstrichs,

können auch geringe Mengen an mittelsandigen Sedimenten gebaggert werden (siehe BfG 2012 a). Hierbei handelt es sich um schlufffreie bis schluffige Fein- und Mittelsande.

Schadstoffe

Für die meisten Schwermetalle und Arsen wurden in den Sedimenten der Probennahme aus 2014 im Vergleich zu den in 2005 und 2010 beprobten Sedimenten geringfügig niedrigere Belastungen angetroffen. Für die organischen Schadstoffe wurden teilweise höhere Belastungen als in den Jahren 2005 und 2010 vorgefunden. Mit Ausnahme des p,p'-DDD liegen die mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe aus dem Jahr 2014 im Vergleich zu den an der DMS Wedel angetroffenen 3-Jahresmittelwerten niedriger.

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

Ökotoxikologie

Das Baggergut aus BA 3 ist größtenteils nicht belastet und weist nur vereinzelt und temporär geringe, aber noch unbedenkliche Belastungspotenziale auf. In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material des Baggerabschnittes BA 3 gemäß den Handlungsanweisungen (HABAB und GÜBAK) als unbedenklich belastet zu klassifizieren.

BA 5 (Pagensand, Elbe-km 659,0 bis 664,5):

Korngrößenzusammensetzung

Im BA 5 werden lokal schluffig bzw. stark schluffige Feinsande gebaggert. Die Konsistenz dieser Sedimente ist breiig bis weich. Der mittlere Feinkornanteil (Gesamtfraktion < 63 µm) für dieses bindige Baggergut wird auf rd. 15 Gew.-%, der Anteil der Fraktion < 20 µm auf rd. 10 Gew.-% geschätzt. Das im übrigen Baggerabschnitt anfallende Sediment ist nicht-bindig und in der Zusammensetzung Mittelsand mit schwankenden Anteilen aus Fein- und Grobsand.

Schadstoffe

Die mittlere Belastung der Sedimentproben aus 2014 mit Schwermetallen und Arsen ist niedriger (ausgenommen Chrom und Nickel) als der 3-Jahresmittelwert an der nächst gelegenen DMS Bützfleth und ähnlich der Belastung der Proben aus dem Jahr 2010. Die mittlere Belastung mit organischen Schadstoffen liegt bei der Beprobung 2014 zum Teil oberhalb der aktuellen Belastung an der Dauermessstelle und zum Teil auf vergleichbarem Niveau. Nur die Belastung mit p,p'-DDD ist deutlich höher als an der DMS Bützfleth. Die Gehalte der chlororganischen Verbindungen sind 2014 oft auch höher als 2010.

Die Schadstoffbelastung des untersuchten, potenziellen Baggerguts im BA 5 ist noch ähnlich hoch wie in BA 3 und ist aufgrund der mittleren Gehalte von p,p'-DDD und p,p'-DDE in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Baggergut als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Der 3-Jahresmittelwert der DMS Bützfleth ist nach GÜBAK ebenfalls auf Grund der Gehalte dieser Schadstoffe in den Fall 3 einzuordnen.

Ökotoxikologie

Zum größten Teil ist in den Proben aus dem BA 5 keine Toxizität nachweisbar gewesen, und ist somit als nicht belastet einzustufen. Nur vereinzelt wurden leicht erhöhte ökotoxikologische Belastungen der Sedimente festgestellt. In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material gemäß der Handlungsanweisung (HABAB-WSV und GÜBAK) aus ökotoxikologischer Sicht unbedenklich belastet (Fall 1).

BA 7 (Rhinplate, Elbe-km 670,0 bis 676,0):

Korngrößenzusammensetzung

In BA 7, einem früheren Baggerschwerpunkt für Feinmaterial, werden nur noch lokal Feinsedimente gebaggert, die als schluffige, örtlich teils als mittelsandige Feinsande beschrieben werden können. Die Konsistenz dieser Sedimente ist breiig bis weich. In Sedimentproben wurden Feinkornanteile von 40 bis zu 80 Gew.-% bestimmt. Die vorliegenden Analysen von Laderaumproben (nur bindiges Baggergut) zeigen hingegen einen mittleren Feinkorngehalt von nur 35 Gew.-%. Das in den übrigen Bereichen von BA 7 anfallende Baggergut ist nicht-bindig; es handelt sich örtlich um schluffige Fein- und Mittelsande.

Schadstoffe

Die Gehalte der Schwermetalle haben 2014 im Vergleich zu 2010 abgenommen und sind mit Ausnahme der Chromgehalte etwas geringer oder ähnlich zu den Ergebnissen an der DMS Bützfleth. Ein Teil der organischen Schadstoffe zeigt 2014 dagegen höhere Gehalte im BA 7 verglichen zu den Sedimentproben aus 2010. Hier fallen vor allem die Gruppe der p,p'-DDX und die Summe 7 PCB auf. Auch im Vergleich mit den an der DMS Bützfleth angetroffenen 3-Jahresmittelwerten weisen einige der untersuchten Schadstoffe höhere Gehalte auf. Sie sind zum Teil vergleichbar mit den Belastungen aus dem Jahr 2002. Nur für einige Schadstoffe (z. B. MKW und p,p'-DDT) sind die Gehalte 2014 geringer als in den weiter stromauf gelegenen Baggerabschnitten.

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts im BA 7 ist aufgrund der Gehalte von Hexachlorbenzol, p,p'-DDE und p,p'-DDD in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs. Die 3-Jahresmittelwerte an der DMS Bützfleth liegen für Hexachlorbenzol unter RW 2 und für p,p'-DDE und p,p'-DDD ebenfalls über RW 2. Das potenzielle Baggergut in BA 7 ist somit etwas höher belastet.

Ökotoxikologie

Mit der Toxizitätsklasse II im BA 7 wurden nur geringe Belastungen ermittelt. In Bezug auf die Unterbringungsfähigkeit des Baggergutes ist das Material gemäß der Handlungsanweisung (HABAB-WSV und GÜBAK) aus ökotoxikologischer Sicht unbedenklich belastet (Fall 1).

Hafen Hamburg – Delegationsstrecke und Hafenzufahrten

Korngrößenzusammensetzung

Das im Hamburger Hafen (hier nur Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5) anfallende Unterhaltungsbaggergut kann als feinsandiger Schluff bzw. als schluffiger Feinsand klassifiziert werden. Im Teilbereich Süderelbe handelt es sich stets um feinsandigen Schluff mit einem Feinkornanteil, der in der Spannweite zwischen 58 und 76 Gew.-% liegt. In den beiden anderen Teilbereichen ist die Schwankungsbreite für den Feinkornanteil deutlich höher. Dieser liegt zumeist bei > 25 Gew.-%, maximal kann er bei rd. 60 Gew.-% liegen. Entsprechend variabel ist auch der Feinsandanteil. Diese Variabilität ist auf den Einfluss des Oberwasserabflusses zurückzuführen. Der mittlere Anteil Mittelsand liegt in allen Teilbereichen bei < 10 Gew.-%.

Schadstoffe

Die Gehalte der Schwermetalle in den Bereichen des Hamburger Hafens (Delegationsstrecke und Hafenzufahrten) sind etwas höher als im Sedimentfang und an der DMS Wedel (insbesondere Zink sowie Quecksilber, Cadmium nur vereinzelt). Die Belastung der Sedimente mit organischen Schadstoffen der Teilgebiete der Hamburger Delegationsstrecke und der Hafenzufahrten ist bei lang anhaltendem niedrigen Oberwasserabfluss, also Bedingungen, bei denen eine Unterbringung von Hamburger Baggergut in den VSB 686/690 gemäß der Systemstudie II in Erwägung gezogen werden kann, im Vergleich zu der Belastung an der DMS Wedel und zum Sedimentfang (2-Jahresmittel 2014/2015 zu 2-Jahresmittelwerte Hamburger Hafen 2014/2015) höher (im Maximum bis zu 116 % höher (p,p`-DDD)) (Tabelle 6-10).

Die Schadstoffbelastung des Baggerguts der betrachteten Bereiche im Hamburger Hafen ist aufgrund der Gehalte von HCB, p,p`-DDE, p,p`-DDD und p,p`-DDT in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen. Damit gilt das Material als deutlich höher belastet als Sedimente des Küstennahbereichs.

Ökotoxikologie

Das Baggergut aus dem Bereich der Delegationsstrecke Hamburg (Norderelbe, Köhlbrand, Süderelbe, Hafenzufahrten und Vorhäfen) wies über den Betrachtungszeitraum von 2012 bis 2015 durchgehend deutliche ökotoxikologische Belastungspotenziale auf. Die Belastungspotenziale liegen im Schwankungsbereich der vorangegangenen Jahre. Meist ist das Material gemäß den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut (HABAB-WSV und GÜBAK) der Handhabungskategorie Fall 2 - kritisch belastet - zuzuordnen.

Baggerabschnitte (Amtsbereich WSA Hamburg) mit überwiegend sandigem Unterhaltungsbaggergut

Da in sandigen Sedimenten die Schadstoffbelastung und das ökotoxikologische Potenzial in der Regel vernachlässigt werden kann, wird für die Sedimente aus den BA 4, 6,8 und 9 nur die Korngrößenzusammensetzung betrachtet.

Korngrößenzusammensetzung

Das sandige Baggergut, das gegenwärtig im VSB 686/690 untergebracht wird, stammt fast ausschließlich aus den Baggerabschnitten BA 4 (Stadersand) bis BA 9 (Freiburg). In den BA 5 und BA 7 werden lokal bindige Sedimente gebaggert (s.o.), so dass in den Übergangsbereichen auch sandige Sedimente mit einem höheren Feinkornanteil anfallen können. Bei dem in den Abschnitten BA 4 (Stadersand) bis BA 9 (Freiburg) anfallenden Baggergut handelt es sich um Mittelsande mit unterschiedlich großen Nebenanteilen von Fein- und Grobsand.

8.2 Physikalische Auswirkungen

Die physikalischen Auswirkungen der Unterbringung von Baggergut auf Stellen innerhalb des VSB 686/690 werden in die folgenden Teilauswirkungen gegliedert und sukzessive beschrieben:

- Gewässerbettentwicklung und morphologische Strukturen im Bereich der Verbringstellen,
- Erhalt der Leistungsfähigkeit von Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690,
- Sedimentzusammensetzung der Gewässersohle,
- Anreicherung des Wasserkörpers mit Schwebstoffanteilen / Trübungsverhältnisse,
- Verdriftung der feinkörnigen Baggergutanteile,
- Sedimentkreisläufe und Feinsedimenthaushalt.

8.2.1 Gewässerbettentwicklung und morphologische Strukturen

Die bisher erfolgte Unterbringung von Baggergut hat auf allen bisher genutzten Stellen im VSB 686/690 zur Bildung von mehreren Metern mächtigen Ablagerungskörpern und der Überdeckung bzw. Verfüllung der im Referenzzustand vorhandenen morphologischen Strukturen geführt. Auf der Gewässersohle verbleiben in der Regel die grobkörnigen Baggergutanteile, wobei es sich hier um mittel- und grobsandige Sedimente handelt. Das zur Unterbringung im VSB 686/690 vorgesehene Baggergut enthält keine kiesigen Sedimentanteile. Bindiges Baggergut kann auch geringe Anteile an Mittel- und Grobsand aufweisen; bei Unterbringung großer Mengen (bis zu 4,0 Mio. m³/a) im VSB 686/690 können die darin enthaltenen Sandanteile maßgeblich zur Bildung von Ablagerungskörpern und der Überdeckung morphologischer Strukturen wie z. B. Transportkörperstrukturen oder der Verfüllung übertiefer Bereiche führen. Hydromorphologisch ist das als eine Abnahme von Tiefenvarianz sowie als Verlust von morphologischen Strukturen an der Gewässersohle zu bewerten. Untersuchungen haben gezeigt, dass dieser Verlust nach einem Stopp oder einer Verringerung der Unterbringung von Baggergut im VSB 686/690 in einem Zeitraum von Wochen bis Monaten jedoch teilweise reversibel ist. Transportkörperstrukturen werden sich dann mit der Zeit vollständig regenerieren können. Bei den mit Baggergut verfüllten Übertiefen (hier VS 687 R und VS 689 R) muss jedoch mit einer irreversiblen Teilverfüllung gerechnet

werden, bzw. ist diese bereits in den vergangenen Jahren durch die Unterbringung von Baggergut eingetreten. Eine solche Entwicklung konnte auf allen Verbringstellen im VSB 686/690 beobachtet werden (siehe BfG 2015 a). Aus morphologischer Sicht werden sich alle Verbringstellen auch bei nicht fortgesetzter Nutzung noch in vielen Jahren nicht vollständig regeneriert haben.

Der Fließquerschnitt und die Wassertiefen im Gewässerabschnitt bei St. Margarethen sind sehr groß. Es ist daher auszuschließen, dass bei der Entstehung von neuen bzw. durch die Vergrößerung von bestehenden Ablagerungskörpern mit einer Mächtigkeit von mehreren Metern ein messtechnisch nachweisbarer Einfluss auf die Strömungsverhältnisse in diesem Gewässerabschnitt und darüber hinaus zu erwarten ist.

Die morphologische Entwicklung im Fahrwasserbereich des BA 10 (Elbe-km 685,5-689,8) wird durch die Unterbringung großer Mengen an sandigem Baggergut im VSB 686/690 beeinflusst. Seit einigen Jahren wird hier ein verstärktes Aufwachsen von Einzeluntiefen beobachtet, was wiederum zu erhöhten Baggergutmengen und WI-Einsatzstunden geführt hat (WSA Hamburg 2015). Bei fortgesetzter Unterbringung von größeren Mengen sandigen Baggergutes wird das Aufwachsen einzelner Untiefen fortbestehen.

8.2.2 Leistungsfähigkeit

Das Aufnahmevermögen ist ein mögliches Maß für die theoretische Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle. Durch den Anteil des Baggerguts, der sich auf der Gewässersohle ablagert, wird das Aufnahmevermögen verringert, durch den Abtransport von Sediment jedoch wieder vergrößert. Hopperbagger benötigen aufgrund ihres Tiefgangs eine Mindestwassertiefe, um Baggergut entladen zu können. Durch Anwachsen der Gewässersohle kann diese Mindestwassertiefe gefährdet sein, so dass auf der Verbringstelle kein weiteres Baggergut mehr untergebracht werden kann. Von allen untersuchten Verbringstellen im VSB 686/690 weist die VS 689 R die größte Leistungsfähigkeit auf (siehe BfG 2015 a), für die weiteren Verbringstellen ergibt sich die folgende Reihung: VS 687 R > VS 686 R > VS 689 1G.

Nach einer initialen und nicht mehr reversiblen Teilverfüllung von übertiefen Bereichen liegt auf der VS 689 R mittlerweile ein morphologischer Zustand vor, der bei fortgesetzt gleichbleibender Nutzung wie bisher, erhalten bleibt. In diesem Zustand sind die angreifenden Strömungskräfte ausreichend groß, um auf der Sohle abgelagertes Material rasch abzutransportieren. Auf allen anderen Stellen ist damit zu rechnen, dass auch nach mehreren Wochen weiterhin mindestens die Hälfte des nicht-bindigen Baggerguts auf der Gewässersohle im Bereich der Verbringstelle verbleibt. Bei Einhaltung der Vorgaben von Menge und mittlerer Zusammensetzung (siehe Kapitel 8.1) ist zumindest bei der VS 689 R von einem Erhalt der Leistungsfähigkeit auszugehen. Bei den anderen Stellen ist ggf. mit einer abnehmenden Leistungsfähigkeit bei fortgesetzter Unterbringung von nicht-bindigem Baggergut mit bisheriger Intensität zu rechnen.

8.2.3 Sedimentzusammensetzung

Im Gegensatz zum feinkörnigen Baggergutanteil verbleibt der grobkörnige Anteil (hier Mittel- und Grobsand) auf der Gewässersohle und wird nicht unmittelbar verdriftet. Dieser Anteil bildet dort die flächenhaften Ablagerungskörper auf der Verbringstelle (vgl. Kap. 8.2.1). Die Probennahme im September 2014 zeigt im Bereich der Verbringstellen eine Gewässersohle, die sedimentologisch von Mittelsand mit den Nebenanteilen Fein- und Grobsand geprägt ist. Die Sedimente der Gewässersohle sowohl auf VS 687 R als auch VS 686 R waren im Referenzzustand vor der erstmaligen Unterbringung ebenfalls durch mittelsandige Sedimente geprägt. Trotz der Unterbringung großer Mengen Baggergut (nicht-bindig und bindig) kann hier keine Veränderung beim Sedimentinventar festgestellt werden. Auch bei fortgesetzter Beaufschlagung ist in den kommenden Jahren nicht mit einer Veränderung der Sedimentzusammensetzung zu rechnen. Selbst auf der VS 689 R, zu der überwiegend bindige Sedimente mit einem hohen Feinkornanteil untergebracht werden, zeigen aktuelle Sedimentproben weiterhin eine mittelsandige Gewässersohle und lassen nicht auf eine Verfeinerung des Sedimentinventars schließen. Ein sedimentologischer Referenzzustand für die VS 689 1G liegt nicht vor, zuletzt konnte hier eine geringfügige Vergröberung der Sedimente (weniger Feinsand mehr Mittelsand) gegenüber früheren Probennahmen festgestellt werden. Insgesamt werden bei fortgesetzter Unterbringung von Baggergut auf Stellen im VSB 686/690 keine wesentlichen Veränderungen bei der Sedimentzusammensetzung erwartet; dies gilt auch für den Fall der Unterbringung von Baggergut aus Teilbereichen des Hamburger Hafens.

8.2.4 Trübung

Unmittelbar im Anschluss an den Entladevorgang des Hopperbaggers sinkt das Baggergut als Dichtestrom durch die Wassersäule in Richtung Gewässersohle ab und die feinkörnigen Baggergutanteile verteilen sich anschließend als hochkonzentrierte Suspension im unteren Bereich der Gewässersohle. Der Strömungsangriff bewirkt, dass sich diese Suspensionswolke rasch, also binnen weniger Stunden, auflöst, indem die darin enthaltenen Schwebstoffanteile in den umgebenden Wasserkörper fortlaufend eingemischt werden. Ein solches Verhalten wird durch zahlreiche Messungen und Untersuchungen belegt, wie z. B. durchgeführt an der Verbringstelle Tonne E3 in der Nordsee (DRL 2005, Wallingford 2017) und Neßsand wenige Kilometer stromab von Hamburg (GKSS 1996).

Entsprechende Messungen liegen für den VSB 686/690 nicht vor. Die vorhandenen Ergebnisse können in Bezug auf ihre wesentlichen Schlussfolgerungen jedoch auf die Verhältnisse im VSB 686/690 übertragen werden. Sowohl die Tonne E3 als auch Neßsand sind Stellen auf denen Baggergut aus dem Hamburger Hafen untergebracht wird. Der Feinkornanteil bei diesem Baggergut ist mindestens ähnlich oder sogar etwas höher im Vergleich zu Baggergut aus dem BA 1.

Je höher der Feinkornanteil ist, desto stärkere Auswirkungen auf die Trübungsverhältnisse sind zu erwarten. Im Gewässerabschnitt von VSB 686/690 liegen höhere Strömungsgeschwindigkeiten als z. B. an der Stelle Tonne E3 vor, entsprechend intensiver ist der

Einmischvorgang. Zudem befindet sich der VSB 686/690 im Maximum der Trübungszone bei Elbe-km 690 (vgl. GKSS 2007). Das Baggergut wird also in einen bereits maximal trüben Bereich eingebracht, so dass die relative Trübungsänderung bzw. der Einfluss auf das Lichtklima unter Wasser minimal bleibt. So konnte in BfG (2010 a) an der 4 km stromab gelegenen Messstation LZ1 (Elbe-km 693,6 WSA Cuxhaven) keine erhöhte Trübung während zeitgleicher Unterbringung von Baggergut auf die VS 689 R festgestellt werden.

Betroffen von den Auswirkungen ist nur der untere Bereich der Wassersäule und dieser nur lokal und für wenige Stunden. Erfolgen Einbringvorgänge über längere Zeiträume aufeinanderfolgend in kurzen zeitlichen Abständen, ist nicht auszuschließen, dass es zu einer Überlagerung der Einzelauswirkungen und damit sohnah zu anhaltend erhöhten Trübungsverhältnissen kommt.

Bei nicht-bindigem, also sandigem Baggergut sind Auswirkungen auf die Trübungsverhältnisse nicht zu erwarten. Sandige Sedimente werden unmittelbar nach Einbringen in die Wassersäule auf die Gewässersohle absinken und dort verbleiben. Dasselbe gilt für die sandigen Anteile bei bindigem Baggergut.

8.2.5 Verdriftung

Feinkörnige Baggergutanteile, die auf Stellen im VSB 686/690 untergebracht werden, verdriften als Schwebstoff in stromab und stromauf gelegene Flussabschnitte. Ansteigende Oberwasserabflüsse bewirken tendenziell einen verstärkten Stromabtransport und infolgedessen einen Materialaustrag (Entlastung Feinsedimenthaushalt). In der Theorie kann nicht ausgeschlossen werden, dass es dadurch in den stromab des VSB 686/690 liegenden Baggerschwerpunkten (elbeseitige Vorhäfen NOK sowie Baggerabschnitt Osteriff / BA 12) zu vermehrten Baggergutmengen kommen könnte. Die Baggermengenstatistik der vergangenen Jahre, aber auch neuere Untersuchungen der Sedimentationsdynamik im BA 12 (siehe Reiß 2015) können einen solchen Zusammenhang jedoch nicht bestätigen.

Umgekehrt bewirken sinkende Oberwasserabflüsse einen tendenziell verstärkten Stromauftransport von Schwebstoffen bis zurück in den Baggerabschnitt Wedel (BA 1) und darüber hinaus bis hinein in den Hamburger Hafen (Tidal Pumping Effekt). Vor allem in Phasen eines lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflusses (ungefährer Richtwert $< 500 \text{ m}^3/\text{s}$, siehe BfG (2014 a) wird der überwiegende Feinkornanteil des auf Stellen im VSB 686/690 untergebrachten Baggerguts resultierend stromauf verdriftet.

Feinkörnige Baggergutanteile werden beim Transport entlang der Tideelbe auch lateral in die Seitenbereiche verdriftet und können dort zur Ablagerung kommen. Messtechnisch nachweisbar sind diese Auswirkungen jedoch nur in den unmittelbar zum VSB 686/690 angrenzenden südlich des Fahrwassers gelegenen Seitenbereichen anhand erhöhter Schadstoffgehalte in den oberflächennahen Sedimenten (siehe Kapitel 8.3.1.2).

8.2.6 Sedimentkreisläufe und Feinsedimenthaushalt

Der Oberwasserabfluss hat einen maßgeblichen Einfluss auf die resultierende Verdriftung der feinkörnigen Baggergutanteile, die im VSB 686/690 untergebracht werden (siehe Kap. 8.2.5).

Unterbringung zu Zeiten eines niedrigen Oberwasserabflusses

Werden im Fall eines anhaltend niedrigen Oberwasserabflusses große Mengen bindigen Baggergutes untergebracht, unterstützt die daraus resultierende stromauf gerichtete Verdriftung von feinkörnigen Baggergutanteilen den fortlaufenden Aufbau und die Intensivierung eines langgestreckten Sedimentkreislaufs bis hinein in den Hamburger Bereich. (siehe auch BfG 2014 a). Es kommt zu einer weiteren Anreicherung des Wasserkörpers mit Schwebstoffen in diesem Bereich, was wiederum eine verstärkte Sedimentation in den Baggerschwerpunkten BA 1 bis BA 3 sowie des Hamburger Hafens begünstigt (Kreislaufbaggerung). Aufgrund der großen Entfernung zwischen dem VSB 686/690 und diesen weit stromauf liegenden Baggerschwerpunkten wird dieser Sedimentkreislauf relativ träge reagieren, so dass nur im Fall extremer und vor allem lang anhaltender niedriger Oberwasserabflüsse mit einer starken Intensivierung gerechnet werden muss.

Die optionale Unterbringung eines mengenbegrenzten Anteils des Baggerguts aus dem Hamburger Hafen (hier Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 6 und ausgewählter Hafenzufahrten) in den VSB 686/690 anstatt ortsnah auf die Verbringstelle Neßsand wird bei niedrigem Oberwasserabfluss nicht unmittelbar zu einem stark intensivierten Sedimentkreislauf führen. Diese Maßnahme hilft, die kurzfristige Intensivierung eines kleinräumigen Sedimentkreislaufes zwischen Neßsand und Hamburg deutlich zu vermindern.

Um eine weitere Stabilisierung des Feinsedimenthaushalts zu erreichen, wird zeitgleich mit dieser Auswirkungsprognose in BfG (2017) eine weitere Auswirkungsprognose für die optionale Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 stromab des Trübungsmaximums auf Stellen im VSB 730/740 im Bereich der Außenelbe erstellt. Diese Option ermöglicht eine Entlastung des VSB 686/690 gezielt in Zeiten geringer Oberwasserabflüsse und damit eines starken Stromauftransports, damit bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen dort untergebracht werden kann.

Unterbringung zu Zeiten eines erhöhten Oberwasserabflusses

Durch eine gezielte Unterbringung von bindigem Baggergut im VSB 686/690 zu Zeiten eines hohen Oberwasserabflusses kann andererseits auch ein verstärkter Austrag von feinkörnigen Sedimenten bewirkt werden. Die Unterhaltung des Sedimentfangs vor Wedel in den oberwasserabflussreichen Monaten März und April ist eine solche Maßnahme, die eine Stabilisierung des Feinsedimenthaushaltes unterstützt (BfG 2014 a).

8.3 Chemische Auswirkungen

8.3.1 Schadstoffbelastung der Sedimente

Für die Beurteilung der möglichen Auswirkungen auf die Schadstoffgehalte in Sedimenten des VSB 686/690 ist es von Bedeutung, ob das unterzubringende Baggergut die Schadstoffgehalte und damit die Sedimentqualität beeinflusst, d. h. ob Erhöhungen der Schadstoffgehalte sowohl innerhalb des VSB 686/690 als auch in den angrenzenden Wattbereichen zu erwarten sind. Dazu werden die in den Baggerabschnitten BA 1, BA 3, BA 5, BA 7 und im Hamburger Hafen (vgl. Kap. 6.1.2, 6.2.2, 6.3.2, 6.4.2, 6.5.2) festgestellten Gehalte mit den Schadstoffgehalten verglichen, die im VSB 686/690 und dessen näherer Umgebung (vgl. Kap. 7.2.2) ermittelt worden sind. In der Regel ist entlang des Elbeästuars für Schadstoffe mit Hauptquelle in der Binnenelbe ein abnehmender Schadstoffgradient vom Wehr Geesthacht bis zur Nordsee zu beobachten, d.h. der Tideelbe folgend in Richtung Nordsee nehmen die Schadstoffgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten aufgrund der Vermischung von belastetem fluvialen Material mit relativ unbelastetem marinen Material kontinuierlich ab (Ackermann und Schubert 2007). Dies bedeutet, dass die Sedimente der Baggerabschnitte, die stromauf des VSB 686/690 liegen, in der Regel höhere Schadstoffgehalte als die Sedimente des VSB 686/690 aufweisen. Neben der Höhe der Schadstoffgehalte im Baggergut sind auch die Schadstofffrachten, die mit dem Baggergut verbracht werden (hier: Trockengewicht Feststoffmasse Baggergut ($< 63 \mu\text{m}$) multipliziert mit Schadstoffgehalt) erforderlich, um das Ausmaß des möglichen Einflusses auf die Schadstoffbelastung im Verbringstellenbereich abschätzen zu können (BfG 2014 a). Bei geringen Schadstofffrachten ist es selbst bei hohen Schadstoffgehalten wenig wahrscheinlich, dass im VSB 686/690 und dessen Umgebung Veränderungen bzw. eine Verschlechterung der Sedimentqualität nachzuweisen sein werden, wohingegen bei großen Schadstofffrachten eine Verschlechterung der Sedimentqualität nicht auszuschließen ist. Sowohl die Baggergutmenge als auch die Schadstoffgehalte und -frachten werden durch den Oberwasserabfluss beeinflusst. Niedrige Oberwasserabflüsse führen zu einem Anstieg der Baggergutmengen, bewirken aber geringere Schadstoffkonzentrationen, da durch einen intensivierten Stromauftransport (Tidal Pumping) große Mengen an marinen und damit weniger schadstoffbelasteten Sedimenten weit stromauf in den Baggerpunkten (v. a. BA 1 und BA 3 sowie Hamburger Hafen) abgelagert werden. Hohe Oberwasserabflüsse dagegen bewirken stärker ebbstromdominierte Transportverhältnisse, der Anteil mariner Sedimente und auch die Mengen an feinkörnigem Baggergut gehen zurück; zugleich steigen die Schadstoffgehalte im Baggergut aufgrund des nun höheren Anteils fluvialer Sedimente.

Für die Abschätzung der Auswirkungen auf die Sedimentqualität am Ort der Unterbringung und in dessen Umgebung muss die resultierende Verdriftung der Feinanteile, an denen die Schadstoffe vorwiegend anhaften, näher betrachtet werden. Im Fall niedriger Oberwasserabflüsse wird der überwiegende Anteil des feinkörnigen Baggerguts, das im VSB 686/690 untergebracht wird, stromauf transportiert. Je niedriger der Oberwasserabfluss desto höher ist dieser Anteil (vgl. BAW 2012, zitiert in BfG 2012 a, siehe Kap. 7.1). Mit Unterstützung modellbasierter Rechnungen konnte festgestellt werden, dass der größere Anteil des Baggergutes erst bei hohen Abflüssen (hier Modelllauf $1260 \text{ m}^3/\text{s}$ in BAW 2012) stromab und in Richtung Nordsee verdriftet. Zudem wird stets das Baggergut auch in Rand- bzw.

Seitenbereiche entlang des Ästuars verdriftet und kann dort zur Ablagerung kommen. Im Folgenden werden die Entwicklung der Schadstoffgehalte im Elbeabschnitt Wedel bis Brunsbüttel, die Entwicklung der Schadstoffbelastung im VSB 686/690 und dessen Umgebung sowie die chemischen Auswirkungen der Baggergutverbringung bei unterschiedlichen Oberwasserabflüssen auf der Basis von Sedimentproben und Baggermengenstatistiken beschrieben.

8.3.1.1 Entwicklung der Schadstoffgehalte im Elbeabschnitt Wedel bis Brunsbüttel

Aufgrund der möglichen Verdriftungswege der feinkörnigen Baggergutanteile (vgl. Kap. 7.1.2 und 8.2.5), die im VSB 686/690 untergebracht werden, können Auswirkungen auf die Qualität des Baggerguts (v.a. Anstieg der Schadstoffgehalte), wie dieses in den Vorhäfen der Schleusen Brunsbüttel sowie im Baggerabschnitt Osterriff anfällt, nicht ausgeschlossen werden. Die theoretische Möglichkeit solcher Auswirkungen sind bereits in BfG (2012) beschrieben, jedoch konnte weiterhin an den DMS Brunsbüttel und Cuxhaven, die in unmittelbarer Nähe der Baggerbereiche liegen, noch kein Zusammenhang zwischen der Unterbringung von Baggergut im VSB 686/690 und Schadstoffgehalten in den dort untersuchten schwebstoffbürtigen Sedimenten festgestellt werden.

Eine zukünftig verringerte Schadstoffbelastung der von Oberstrom in die Tideelbe eingetragenen Schwebstoffe würde dieser Auswirkung im positiven Sinne entgegenwirken. Untersuchungen der Schadstoffbelastung im Oberlauf, insbesondere der Belastung mit der Gruppe der DDX-Verbindungen (IKSE 2014), lassen aber momentan nicht erwarten, dass kurzfristig mit einer deutlichen Verbesserung der Sedimentqualität zu rechnen ist. Es gibt Hinweise darauf, dass diese Schadstoffgruppe trotz Anwendungsverbot in Deutschland seit 1972 und in der DDR seit Ende der 1980er Jahre sowie EU-weitem Anwendungseinschränkungen seit 2004 (EU 2004) weiterhin in die Elbe eingetragen wird (FGG Elbe 2015 c, Claus 2015). Außerdem führen Hochwasserereignisse immer wieder zu deutlich erhöhten Einträgen schadstoffbelasteter Sedimente in das Ästuar (BfG 2014 b, BfG 2014 c). In BfG (2014 b) wird beschrieben, dass viele Schadstoffe während des Hochwassers 2013 z. T. um ein Vielfaches erhöht waren. Bühnenfelder, die Feinsedimentablagerungen aufweisen, stellen nach wie vor ein Schadstoffdepot dar, das bei Hochwasser mobilisiert werden kann. Solange diese nicht beseitigt sind, werden, insbesondere bei hohen Abflüssen, weiterhin erhöhte Einträge schadstoffbelasteter Sedimente, vor allem mit DDX-Verbindungen belasteter Sedimente, ins Ästuar erfolgen.

Die aufgrund der bei niedrigen Oberwasserabflüssen verstärkten Sedimentkreisläufe (siehe Kap. 8.2.6) erforderlichen Mehrfachbaggerungen eines Teils derselben Sedimente führen zu einer Überschätzung der transportierten Schadstoffmengen. Die resultierenden transportierten Schadstoffmengen können aufgrund fehlender Kenntnis der mehrfach gebaggerten Sedimentmengen nicht exakt abgeschätzt werden und im Folgenden werden die Bruttofrachten betrachtet. Durch die in Phasen eines lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflusses steigenden Baggergutmengen, die zur Unterhaltung der Fahrrinne gebaggert und im VSB 686/690 untergebracht werden müssen, kommt es auch zu einer stets zunehmenden

Vermischung von Baggergut mit den Sedimenten der Gewässersohle im VSB 686/690 und deren Umfeld. Dabei ist davon auszugehen, dass die Feinkornanteile aus dem Baggergut in der Regel höher als die Sedimente der Umgebung belastet sind. Einen Hinweis auf eine solche zunehmende Vermischung geben die Unterschiede der in den letzten Jahren gemessenen Schadstoffgehalte in den Baggerabschnitten, die im Längsverlauf der Tideelbe geringer als in der Vergangenheit ausfallen. Im Vergleich zu den Dauermessstellen nehmen die Schadstoffgehalte in den Baggerabschnitten in den Sedimenten aus dem Jahr 2014 nicht ab. Der erwartete Gradient, d.h. sinkende Schadstoffgehalte in Richtung Nordsee durch Vermischung von gering belasteten marinen mit höher belasteten fluvialen Sedimenten, ist nicht zu erkennen. Eine Erklärung hierfür ist vermutlich der erhöhte Stromauftransport der höher mit Schadstoffen belasteten Feinanteile aus dem verbrachten Baggergut. Besonders fallen die hohen Gehalte des p,p'-DDD auf, die in den BA 1 bis BA 7 auf einem ähnlichen hohen Niveau bleiben (Abbildung 8-1).

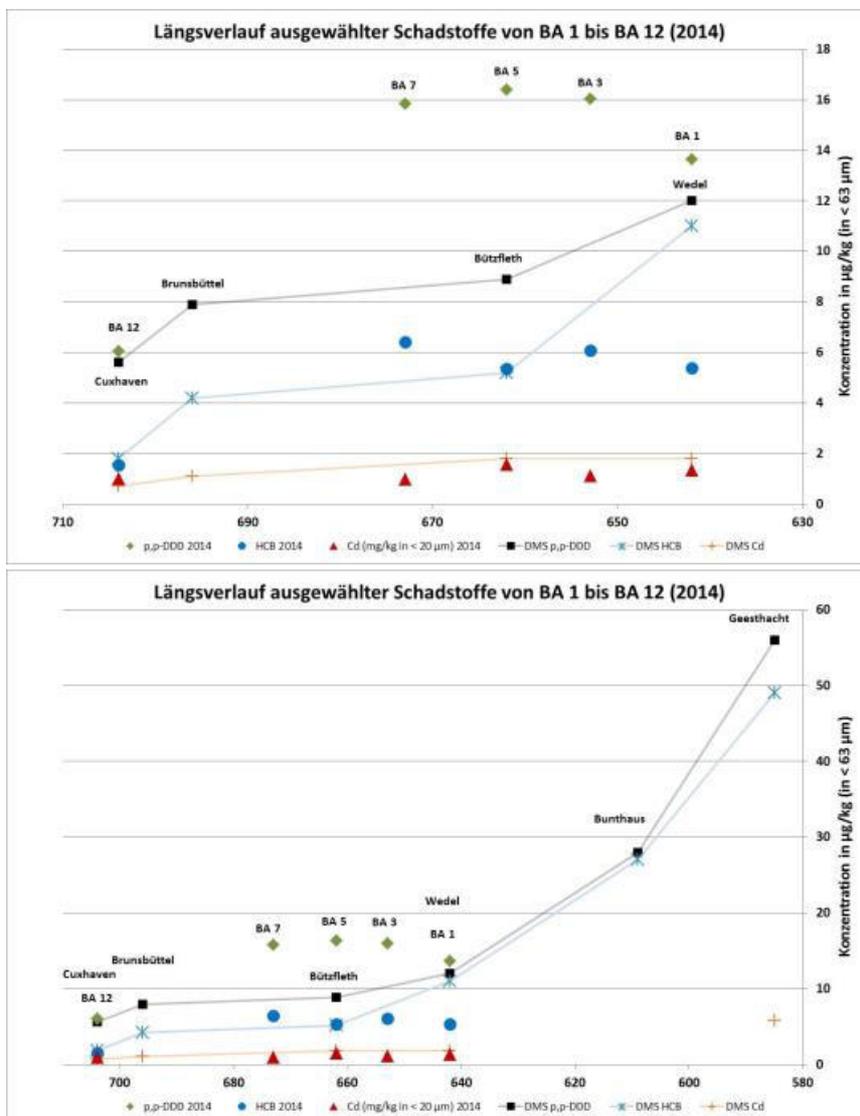


Abbildung 8-1: Gehalte ausgewählter Schadstoffe an Dauermessstellen und in den Baggerabschnitten BA 1 bis BA 12 von Elbe-km 642 -727 (oben) und von Elbe km 580 – 727 (unten) im Längsverlauf der Tideelbe

8.3.1.2 Entwicklung der Schadstoffbelastung im VSB 686/690 und Umgebung

Wie bereits bei früheren Schadstoffuntersuchungen des VSB 686/690 und der angrenzenden Wattbereiche (BfG 2010 a, BfG 2012 a) ergaben die Untersuchungen in den Jahren 2012 und 2014 ein sehr heterogenes Bild. Im Bereich der VSB 686/690 ist generell eine ähnliche Schadstoffbelastung wie an der DMS Brunsbüttel zu erwarten.

Schadstoffgehalte im VSB 686/690

Untersuchungen der Schwermetallbelastung auf den nördlich der Fahrrinne gelegenen VS 686 R und VS 687 R, die vor Beginn der Nutzung der beiden Verbringstellen im Jahr 2010 durchgeführt wurden, zeigten in einer Probe im Vergleich zur regionalen Belastung bei Brunsbüttel eine geringe Erhöhung. Organische Schadstoffe konnten auf Grund zu geringer Feinkornanteile in dieser Probe nicht bestimmt werden. Die Gehalte organischer Schadstoffe anderer untersuchter Proben waren dagegen überwiegend geringer als an der DMS Brunsbüttel. Im Jahr 2012 lagen die Schwermetallgehalte aller Proben an der VS 686 R im Bereich der an der DMS Brunsbüttel anzutreffenden Belastung. Proben von der VS 687 R zeigten dagegen 2012 und 2014 Werte im Bereich der natürlichen Hintergrundbelastung. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass auf den beiden östlich gelegenen Verbringstellen in Jahren 2012 bis 2014 keine mit Schadstoffen belasteten Feinkornanteile aus der Baggergutverbringung verblieben sind.

Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2010 (BfG 2010 a) zeigten, dass auf der mit Baggergut beaufschlagten VS 689 R, die ebenfalls nördlich der Fahrrinne liegt, in einzelnen Proben erhöhte Schadstoffgehalte auftraten, die im Bereich der Belastung von Wedeler Baggergut lagen, während die Schadstoffgehalte anderer Proben der Belastung bei Brunsbüttel entsprachen oder niedriger waren. Im Jahr 2012 lag die Belastung durch Schadstoffe im Bereich der regionalen Belastung bei Brunsbüttel. Nur eine Probe zeigte gegenüber der Belastung der Baggerabschnitte stark erhöhte Gehalte der chlororganischen Schadstoffe. Das Schadstoffmuster ist damit nicht für das Baggergut typisch. Die im Jahr 2014 auf der VS 689 R nachgewiesenen z. T. erhöhten Zink- und Quecksilbergehalte lassen dagegen wie die Ergebnisse aus dem Jahr 2010 einen Einfluss der Baggergutunterbringung vermuten.

Im Jahr 2009 wurden auf der südlich der Fahrrinne gelegenen VS 690 in einer Probe gegenüber der Belastung bei der DMS Brunsbüttel erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen, die auf den Einfluss der Unterbringung von Baggergut aus dem BA 1 zurückgeführt wurden. Die Ergebnisse der im Jahr 2012 durchgeführten Untersuchungen ergaben keine weiteren Hinweise darauf, dass sich schadstoffbelastete Feinkornanteile aus dem Baggergut auf dieser Verbringstelle absetzen. Im Jahr 2014 waren die Feinanteile der Sedimente in diesem Bereich zu gering, um Schadstoffanalysen durchzuführen.

Auf Grund der heterogenen Schadstoffbelastung der Proben auf der VS 689 R und der früher genutzten und inzwischen inaktiven VS 690 (vgl. Abbildung 7-1) ist davon auszugehen, dass die im Bereich dieser Verbringstelle verbleibenden schadstoffbelasteten Feinanteile aus dem Baggergut zwar in Form einzelner Schlicklinsen vorliegen können, dass dort aber keine dauerhafte Ablagerung der Feinanteile aus dem Baggergut erfolgt.

Auch bei Fortführung der Baggergutunterbringung und einer Erhöhung der Baggergutmengen bzw. einer Zunahme der Feinanteile im Baggergut werden sich auf den nordöstlich im VSB 686/690 gelegenen Verbringstellen VS 686 R und VS 687 R keine Feinanteile aus dem Baggergut ablageren. Auf der ebenfalls nördlich bzw. südlich der Fahrrinne gelegenen VS 689 R und VS 690 ist dagegen eine Ablagerung von Feinanteilen aus dem verbrachten Baggergut nicht auszuschließen. Wie bisher, werden auch bei einer künftig intensivierten Baggergutunterbringung wahrscheinlich nur Schlicklinsen aus dem Baggergut vorübergehend auf diesen beiden Verbringstellen verbleiben. Es gibt bislang keine Hinweise auf dauerhafte Ablagerungen von Feinkornanteilen aus dem untergebrachten Baggergut (Kap. 8.2.3) und damit verbunden einer dauerhaften Erhöhung der Schadstoffbelastung.

Verdriftung schadstoffbelasteter Feinanteile aus dem Baggergut in die Umgebung des VSB 686/690

Gemäß der Auswirkungsprognose in Kapitel 8.2.5 verdriften die schadstoffbelasteten Feinanteile des im VSB 686/690 untergebrachten Baggergutes sowohl weiträumig stromauf und stromab als auch beidseitig des VSB 686/690 in die ufernahen Bereiche.

Insbesondere bei niedrigen Oberwasserabflüssen ist davon auszugehen, dass ein großer Anteil der schadstoffbelasteten Feinkornanteile aus dem Baggergut wieder stromauf transportiert wird und sich u.a. entlang der Tideelbe verstärkt in den Seitenbereichen ablagert (BAW 2012 und Kap. 8.2.5). Eine dauerhafte Erhöhung der Schadstoffbelastung ist seit der ersten Beprobung im Jahr 2008 auch nach mehreren Jahren der intensiven Nutzung des VSB 686/690 für die Unterbringung von Baggergut aus dem BA 1 mit einer Belastung, die die regionale Belastung im VSB übersteigt, zwar anzunehmen, aber messtechnisch z.Zt. noch nicht nachzuweisen.

Wie im Jahr 2010 waren in Sedimentkernen von 2 Positionen, die im Randbereich der Tideelbe nördlich des VSB 686/690 liegen, auch in den Jahren 2012 und 2014 nur geringe Schadstoffbelastungen auf Hintergrundniveau bzw. im Bereich der Belastung an der DMS Brunsbüttel nachzuweisen. Bei einer intensivierten Fortsetzung der Unterbringung von Baggergut in den VSB 686/690 ist es auch künftig eher unwahrscheinlich, dass sich am Prallhang Feinkornanteile aus dem untergebrachten Baggergut ablageren bzw. erhöhte Schadstoffgehalte nachweisen lassen.

Im uferseitigen Bereich südlich des VSB 686/690 wurden dagegen in einzelnen Greiferproben (2009) und Sedimentkernen (2012, 2014) gegenüber der regionalen Belastung erhöhte Schadstoffgehalte nachgewiesen. Ein Einfluss der Unterbringung von Baggergut aus höher belasteten Abschnitten der Tideelbe wie z. B. BA 1 und BA 3 in den VSB 686/690 auf die Schadstoffgehalte der Sedimente in der Umgebung ist damit nicht auszuschließen. Allerdings könnte auch das Hochwasser 2013 zu den im Jahr 2014 festgestellten erhöhten Gehalten beigetragen haben. Die Ergebnisse zeigen, dass sich zumindest temporär feinkörnige Baggergutanteile in diesen Randbereichen der Tideelbe absetzen. Bei einer fortgesetzten Unterbringung von Baggergut der derzeitigen Qualität und bei einer jährlichen Menge von 4 Mio. m³ feinkörnigem Baggergut in den VSB 686/690 kann langfristig eine Zunahme der Schadstoffgehalte in diesen Randbereichen erfolgen und die Ausdehnung der beeinflussten

Bereiche kann zunehmen. Eine mögliche dauerhafte Erhöhung der Schadstoffgehalte in Sedimentationsbereichen weiter stromauf und stromab des VSB 686/690, d. h. über die im Monitoring betrachteten Bereiche hinaus, ist jedoch unwahrscheinlich. Messtechnisch werden sich Erhöhungen auch langfristig höchstens im Nahbereich des VSB 686/690 nachweisen lassen. Eine Ausdehnung des derzeitigen Monitoringprogramms ist vor diesem Hintergrund nicht sinnvoll, vielmehr ist die weitere Beobachtung der Entwicklung in den beobachteten Depositionsbereichen und an der DMS Brunsbüttel sinnvoll.

8.3.1.3 Stromauf- und stromab transportierte Schadstoffmengen aus dem untergebrachten Baggergut bei mittleren bis hohen Oberwasserabflüssen (Unterbringung von bis zu 4 Mio. m³ Baggergut (BOB) aus den BA 1 bis BA 3; „Worst Case Annahme“)

Um Aussagen zu den nach stromauf- und stromab transportierten Schadstoffmengen aus dem Baggergut, das bei unterschiedlichen Oberwasserabflussbedingungen im VSB 686/690 untergebracht wurde, zu erhalten, wurden die Ergebnisse von Verdriftungsrechnungen zu resultierenden stromauf- und stromabgerichteten Feststofftransporte als Grundlage verwendet. Die Berechnungen bzw. Modellläufe der BAW (2012) basieren auf verschiedenen Szenarien konstanter Oberwasserabflüsse: $Q = 180 \text{ m}^3/\text{s}$, $720 \text{ m}^3/\text{s}$ und $1260 \text{ m}^3/\text{s}$. Diese ergeben einen resultierenden Stromauftransport schluffiger Schwebstoffe von 90 % bei $180 \text{ m}^3/\text{s}$, von 57 % bei $720 \text{ m}^3/\text{s}$ und von 20 % bei $1260 \text{ m}^3/\text{s}$. Die verbleibenden Anteile werden resultierend stromab transportiert.

Für eine Abschätzung der mittleren Schadstofffrachten wurden die Ergebnisse dieser modellbasierten Rechnungen mit den mittleren Schadstoffmengen im Baggergut unter Berücksichtigung der mittleren Monatswerte für den Oberwasserabfluss gemäß nachfolgender Gleichung berechnet.

$$F_{\text{Schadstoff}} = p(mQ) * M_{\text{Baggergut}} * mC_{\text{DMS}} \quad \text{mit}$$

$F_{\text{Schadstoff}}$ = resultierende Schadstofffracht stromauf / stromab,

$p(mQ)$ = resultierender Schwebstofftransport stromauf / stromab abhängig vom mittleren Oberwasserabfluss mQ (Bezugspegel Neu Darchau). Bezugszeitraum hier Kalendermonat. Der Wert wird durch Interpolation der Ergebnisse von BAW (2012) mit den Stützstellen $180 \text{ m}^3/\text{s}$, $720 \text{ m}^3/\text{s}$ und $1260 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt;

$M_{\text{Baggergut}}$ = Masse Baggergut (trocken) in Anteil $< 63 \mu\text{m}$ bzw. $< 20 \mu\text{m}$ Fraktion basierend auf Daten aus MoNa (hier Monatssummen) (Hahlbrock Marine Technology HMT, 2012). Die Schätzung der Anteile basiert auf den Ergebnissen von Beprobungskampagnen in den Baggerabschnitten;

mC_{DMS} = mittlere Schadstoffkonzentration gemessen an der Dauermessstelle Wedel (hier Ansatz: Mittelwert für Zeitraum mit mittleren bis hohen Oberwasserabflüssen (2012 - 2014)).

Die Tabellen mit den verwendeten Abflüssen, Baggergutmengen und den stromauf bzw. stromab transportierten Baggergutanteilen befinden sich im Anhang (Kap. 12.2, Tabelle 12-18 bis Tabelle 12-20). Um die stromauf- bzw. stromab transportierten Baggergutmengen bzw. Schadstoffmengen bei mittleren bis hohen Oberwasserabflüssen zu diskutieren, werden die Jahre 2012 und 2013 als Beispiel herangezogen. Bei einem mittleren Abfluss, der für das Untersuchungsjahr 2012 (MQ 640 m³/s) registriert wurde, überwiegt aus dem VSB 686/690 nach Berechnungen der BAW der stromaufgerichtete Transport der Schwebstoffe (BAW 2012, s. auch im Anhang Kap. 12.2, Tabelle 12-18) und damit der daran gebundenen Schadstoffe. Bei hohen Oberwasserabflüssen, wie sie im Jahr 2013 gemessen wurden (in der Spitze 4070 m³/s, im Mittel 1017 m³/s), überwiegt dagegen der stromabgerichtete Transport. Für die betrachteten Jahre wurden jeweils die Jahresmittelwerte der Schadstoffkonzentrationen der DMS Wedel und des Sedimentfangs (für den Sedimentfang Mittelwert über alle Proben) verwendet.

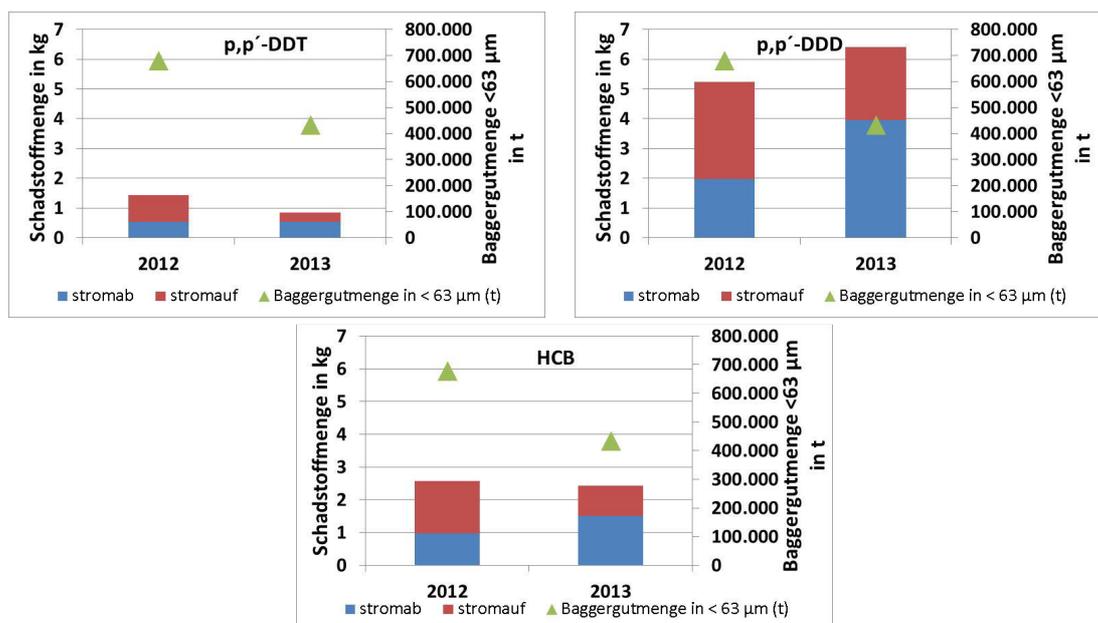


Abbildung 8-2: Aus dem VSB 686/690 transportierte Mengen an p,p'-DDT, p,p'-DDD- und HCB und Menge der Fraktion < 63 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013
(mit mQ 2012 = 640 m³/s und im Mittel stromab: 39 %; stromauf: 61 %; mit mQ 2013 = 1017 m³/s und im Mittel stromab: 59 %; stromauf: 41 %, mit Jahresmittelwerte der Schadstoffkonzentrationen der Jahre 2012 und 2013 aus dem Sedimentfang und der DMS Wedel)

Abbildung 8-2 zeigt die geschätzten Mengen an p,p'-DDT, p,p'-DDD und HCB aus dem in den Jahren 2012 und 2013 in den VSB 686/690 untergebrachten Baggergut, die stromauf und stromab transportiert wurden. Auch die Mengen der Fraktion < 63 µm aus den in den Jahren 2012 und 2013 zum VSB verbrachten Gesamtbaggergutmengen sind in Abbildung 8-2 als Tonnage dargestellt. Ausgehend von den vorgenannten Berechnungen der BAW ist 2012 der größere Anteil der Feinsedimente und damit der Schadstoffmenge im Mittel wieder stromauf in Richtung Hamburg transportiert worden (61%) und trägt damit zu einem „langsamen

Baggergutkreislauf“ bei. Im Jahr des Hochwassers 2013 wurde aufgrund der höheren Oberwasserabflüsse der größte Anteil der verbrachten Feinsedimente und entsprechend der Schadstoffmengen im Mittel stromab transportiert (59%). Im Fall des p,p'-DDD sind im Gegensatz zum HCB und den anderen untersuchten Schadstoffen trotz sinkender Baggergutmengen von 2012 zu 2013 die transportierten Schadstoffmengen gestiegen (Abbildung 8-2). Die hohen p,p'-DDD Mengen sind wahrscheinlich das Ergebnis der hohen Eingangsfrachten von p,p'-DDT und p,p'-DDD am Wehr Geesthacht ins Ästuar. Eine weitere Ursache für die hohen p,p'-DDD Mengen im Jahr 2013 könnten Abbauprozesse (p,p'-DDT wird unter anaeroben Bedingungen zu p,p'-DDD abgebaut) sein. Die Konzentrationen des p,p'-DDT nehmen im Verlauf des Ästuars stärker ab als es durch eine normale Vermischung und damit Verdünnung mit geringer belastetem marinen Material zu erwarten wäre. Es ist also davon auszugehen, dass p,p'-DDT im Ästuar abgebaut wird. Obwohl in den Oberflächensedimenten im Ästuar aerobe Bedingungen vorherrschen, bei denen aus p,p'-DDT vor allem p,p'-DDE entstehen sollte (Ricking und Schwarzbauer, 2012), wurde verstärkt p,p'-DDD nachgewiesen. Im Jahr 2012 wurde das p,p'-DDT in größeren Mengen ins Ästuar eingetragen als das p,p'-DDD (28 kg p,p'-DDT zu 14 kg p,p'-DDD) und wurde im Ästuar wahrscheinlich zu p,p'-DDD abgebaut. Im Jahr 2013 dagegen wurden größere Mengen an p,p'-DDD (39 kg p,p'-DDD zu 29 kg p,p'-DDT) eingetragen und zusätzlich das in geringeren Mengen eingetragene p,p'-DDT wahrscheinlich zu p,p'-DDD abgebaut. Die Abbauprozesse von p,p'-DDT zu p,p'-DDD und der höhere Eintrag des p,p'-DDD im Jahr 2013 ins Ästuar führten dann wahrscheinlich zu den hohen Konzentrationen des p,p'-DDD und somit zu den hohen transportierten Schadstoffmengen im Ästuar. Die geringeren transportierten Schadstoffmengen der anderen untersuchten Schadstoffe, die für das Jahr 2013 abgeschätzt wurden (Bsp. HCB Abbildung 8-3 und Zink Abbildung 8-4), obwohl durch das Hochwasser höhere Konzentrationen vorlagen, sind auf die geringen Baggergutmengen zurückzuführen. Generell ist aber anzunehmen, dass die für das Jahr 2012 abgeschätzten Schadstoffmengen durch die intensiven Kreislaufbaggerungen zu hoch sind und die netto transportierten Schadstoffmengen unterhalb der in der Abbildung 8-2 dargestellten Mengen liegen.

In der vorliegenden Auswirkungsprognose soll eine jährliche Baggergutmenge von 5,5 Mio. m³, die bei unterschiedlichen Oberwasserabflüssen im VSB untergebracht werden kann, angenommen werden. Dabei ist von einer maximalen Menge an Feinmaterial von 4 Mio. m³ aus den BA 1 - BA 3 auszugehen. In Abbildung 8-3 sind die theoretisch in 4 Mio. m³ Baggergut aus dem Bereich des WSA Hamburg transportierten HCB-Mengen bei hohen Oberwasserabflüssen, d. h. bei einem Stromabtransport von ca. 63 % bei 1000 m³/s (BAW 2012) im Vergleich zu den geschätzten Mengen, die in den Jahren 2012 und 2013 transportiert wurden, dargestellt. Für die Berechnung bei hohen Abflüssen (1000 m³/s) wurde der 3-Jahresmittelwert 2012 - 2014 der Schadstoffdaten aus dem Sedimentfang und der DMS Wedel zugrunde gelegt.

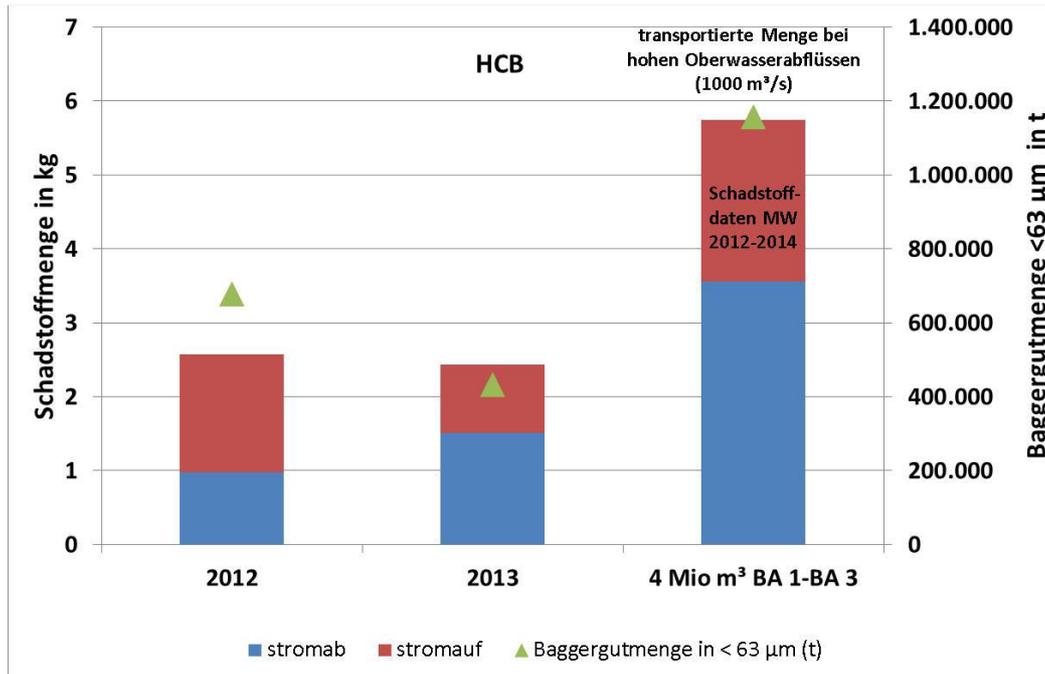


Abbildung 8-3: Aus dem VSB 686/690 transportierte HCB-Mengen und Menge der Fraktion < 63 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013 und eine angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m³ und die dabei transportierte Schadstoffmenge (3-Jahresmittelwert (2012-2014) Sedimentfang und DMS Wedel) bei hohen Abflüssen mQ für Prognose mit 4 Mio. m³ = 1000 m³/s im Mittel = 63 % Stromabtransport und 37 % Stromauftransport)

Bei einer angenommenen Baggergutmenge von 4 Mio. m³ würde im Vergleich zu den Jahren 2012 und 2013 mit ca. 3 Mio. m³ und ca. 1,7 Mio. m³ Baggergut bei den organischen Schadstoffen (hier als Beispiel HCB) 2,5-fach mehr Schadstoffmenge pro Schadstoff aus dem Verbringstellenbereich verdriften (Abbildung 8-3), davon ca. 1,4-mal mehr in Richtung stromauf und 3,7-mal mehr in Richtung stromab als 2012 und ca. 2,5-mal mehr in Richtung stromauf und 2,5-mal mehr in Richtung stromab als im Jahr 2013. Die untergebrachten Mengen an Schwermetallen (hier als Bsp. Zink) in den Jahren 2012 und 2013 unterscheiden sich im Gegensatz zu den 2012 und 2013 ähnlichen HCB-Mengen deutlich (Abbildung 8-4).

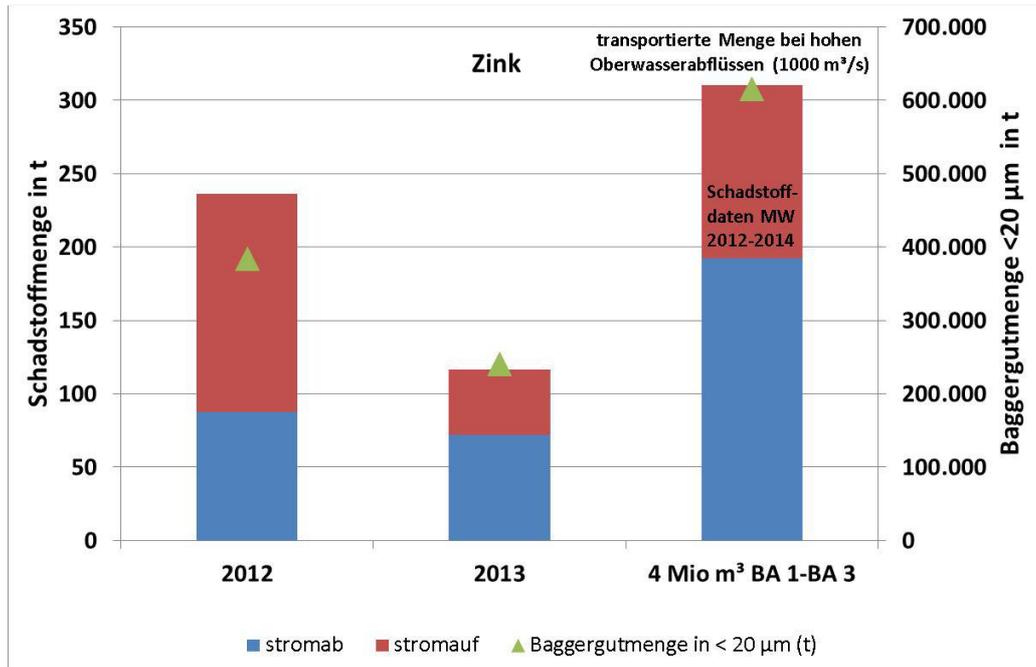


Abbildung 8-4: Aus dem VSB 686/690 transportierte Zink-Mengen und Menge der Fraktion < 20 µm aus dem Baggergut in den Jahren 2012 und 2013 und eine angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m³ und die dabei transportierte Schadstoffmenge (3-Jahresmittelwert (2012 - 2014) Sedimentfang und DMS Wedel) bei hohen Abflüssen mQ für Prognose mit 4 Mio. m³ = 1000 m³/s im Mittel = 63 % Stromabtransport und 37 % Stromauftransport)

Im Vergleich zu einem durchschnittlichen Jahr, wie dem Jahr 2012, würde die transportierte Zinkmenge um das ca. 1,3 fache ansteigen und im Vergleich zu einem Jahr mit hohen Abflüssen (2013) würde die transportierte Menge um das ca. 2,6-fache ansteigen. Die hier für hohe Oberwasserabflüsse angenommene Baggergutmenge von 4 Mio. m³ überschätzt die tatsächlich unter dieser Bedingung anfallende Baggergutmenge und damit wahrscheinlich auch die Schadstoffmengen. Es ist nicht zu erwarten, dass bei hohen Oberwasserabflüssen Baggergutmengen von 4 Mio. m³ Feinmaterial anfallen, so dass die Schadstoffmengen deutlich geringer sein werden und auf einem Niveau liegen, das mit dem Jahr 2013 vergleichbar sein wird (Abbildung 8-4).

8.3.1.4 Stromauf und stromab transportierte Schadstoffmengen aus dem untergebrachten Baggergut bei niedrigen Oberwasserabflüssen (4 Mio. m³ Baggergut aus den BA 1 bis BA 3; „Worst case Annahme“)

Bei niedrigen Oberwasserabflüssen, die für das Untersuchungsjahr 2014 (MQ 476 m³/s) registriert wurden, überwiegt nach Berechnungen der BAW mit 72 % der stromaufgerichtete Transport der Schwebstoffe (BAW 2012) und damit der daran gebundenen Schadstoffe.

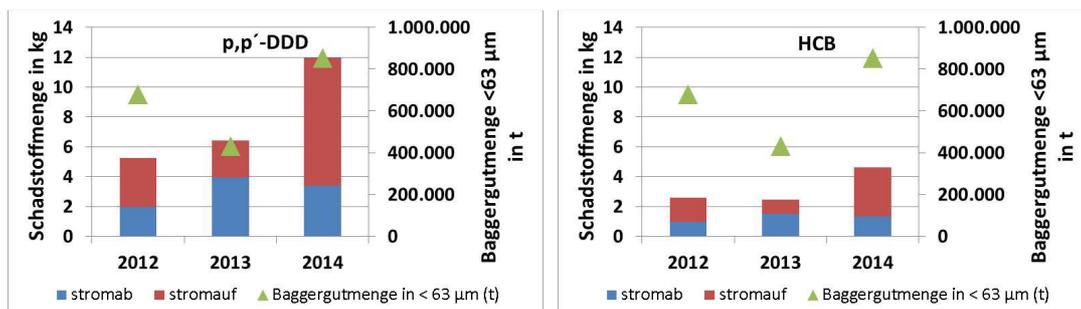


Abbildung 8-5: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte Mengen an p,p'-DDD- und HCB Menge

(jeweils berechnet mit dem Jahresmittelwert der Schadstoffdaten aus den entsprechenden Jahren (Sedimentfang und DMS Wedel) und Menge an Baggergut < 63 µm in den Jahren 2012 - 2014)

Abbildung 8-5 zeigt neben den transportierten Schadstoffmengen und Baggergutmengen aus den Jahren 2012 und 2013 die Ergebnisse aus dem Jahr 2014. Beide Grafiken in Abbildung 8-5 zeigen deutlich, dass die aus den Baggergutmengen und den Schadstoffgehalten (Jahresmittelwerte der entsprechenden Jahre vom Sedimentfang und der DMS Wedel) abgeschätzten Schadstoffmengen des p,p'-DDD und HCB im Jahr 2014 analog zu den Baggergutmengen steigen. Diese Entwicklung ist auch bei anderen untersuchten Schadstoffen (Schwermetalle und organische Schadstoffe) zu beobachten. Die niedrigen Oberwasserabflüsse begünstigen den Eintrieb von marinem Material und einen Anstieg der Baggergutmengen durch Kreislaufbaggerungen. Damit werden die transportierten Schadstoffmengen überschätzt. Im Jahr 2014 wurden zum Beispiel von der Gesamtmenge Baggergut nach Berechnungen der BAW (BAW 2012) 72 % wieder stromauf transportiert, gelangten zumindest teilweise wieder in die Baggerabschnitte und wurden erneut gebaggert. Welcher Anteil des jeweils untergebrachten Materials tatsächlich wieder zum Baggergut wurde, kann nicht abgeschätzt werden. Ein nicht bekannter Anteil der an die Feinkornfraktion gebundenen Schadstoffe aus dem verbrachten Baggergut verdriftet in die Seitenbereiche und wird zumindest zeitweise dem Kreislauf der Baggerei entzogen. Darauf weisen die Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2010, 2012 und 2014 an den südlich der Fahrwinne entnommenen Sedimentkernen K 48 und K 36, bei denen Schadstoffkonzentrationen, die denen des Baggerguts aus den Baggerabschnitten ähneln, hin (s. auch Kap. 8.3.1.2). Allerdings wurden auch Belastungen festgestellt, die über denen der DMS Wedel liegen, also auch über denen der Baggerbereiche und somit auch des Baggergutes. Das Hochwasser im Jahr 2013, das u. a. große Mengen und hohe Konzentrationen an Schadstoffen ins Ästuar gebracht hat, könnte ein Grund für die höhere Belastung sein. Es ist zudem nicht auszuschließen, dass ältere Sedimente mit insgesamt höheren Belastungen beprobt wurden.

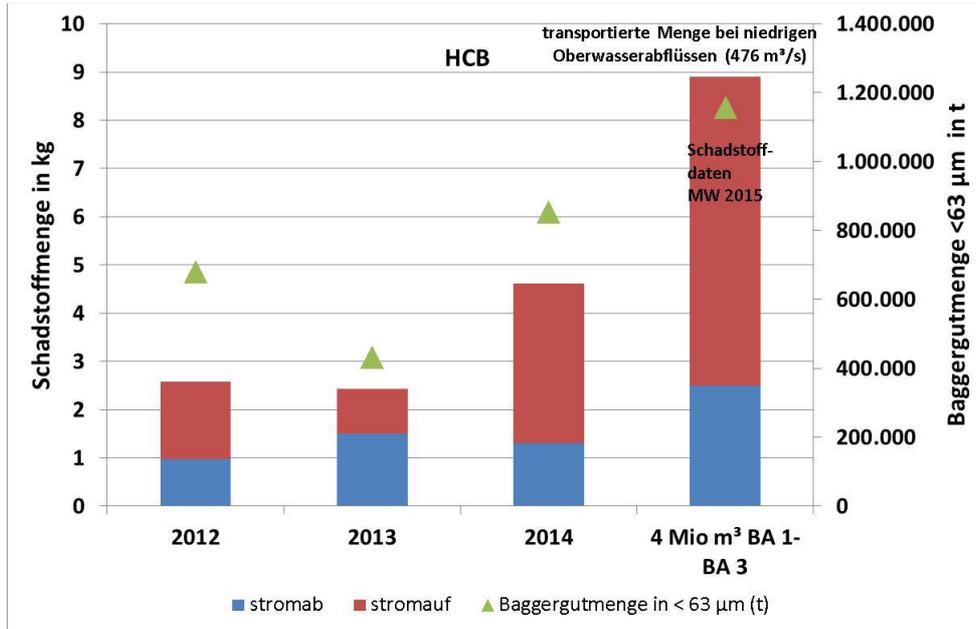


Abbildung 8-6: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte HCB-Mengen

(jeweils berechnet mit dem Jahresmittelwert der Schadstoffdaten aus den entsprechenden Jahren (Sedimentfang und DMS Wedel) und Menge der Fraktion < 63 µm im Baggergut in den Jahren 2012 bis 2014 sowie die HCB-Menge (Jahresmittelwert aus dem Jahr 2015 = Situation mit niedrigen Oberwasserabflüssen) in einer angenommenen Baggergutmenge von 4 Mio. m³ bei niedrigen Oberwasserabflüssen (476 m³/s; 72 % Stromauftransport und 28 % Stromabtransport))

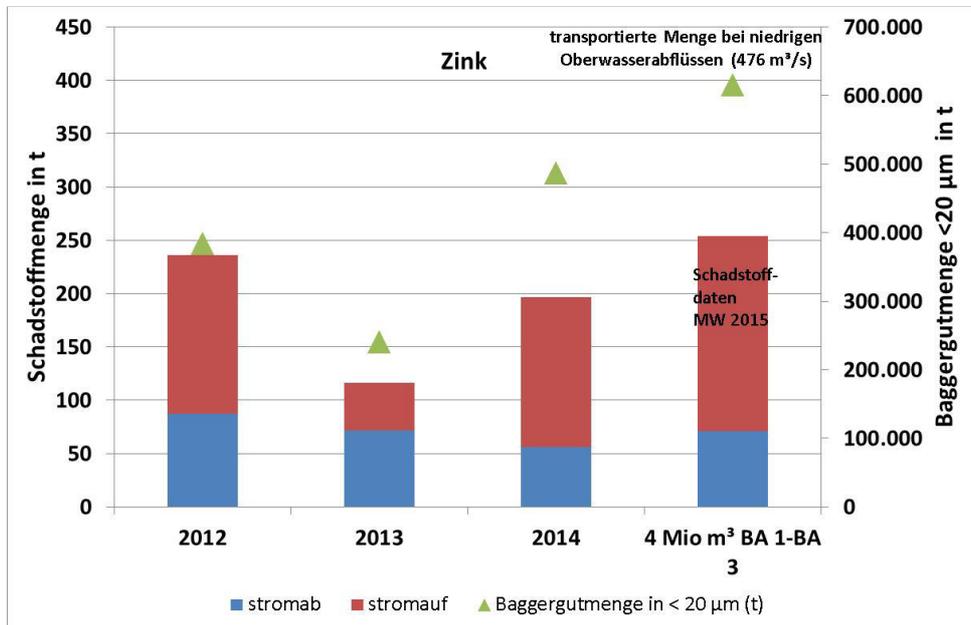


Abbildung 8-7: In den VSB 686/690 mit dem Baggergut untergebrachte und transportierte Zink-Mengen

(jeweils berechnet mit dem Jahresmittelwert der Schadstoffdaten aus den entsprechenden Jahren (Sedimentfang und DMS Wedel) und Menge der Fraktion < 20 µm im Baggergut in den Jahren 2012 bis 2014 sowie die Zink-Menge (Jahresmittelwert aus dem Jahr 2015 = Situation mit niedrigen Oberwasserabflüssen) in einer angenommenen Baggergutmenge von 4 Mio. m³ bei niedrigen Oberwasserabflüssen (476 m³/s; 72 % Stromauftransport und 28 % Stromabtransport))

Auch für niedrige Oberwasserabflussverhältnisse wurde eine maximale Menge von 4 Mio. m³ feinkörnigen Baggergutes aus dem Amtsbereich Hamburg angenommen und die in den VSB 686/690 transportierten Schadstoffmengen berechnet (Abbildung 8-6 und Abbildung 8-7). Hierbei wurde eine Belastung der Sedimente aus dem BA 1 und der DMS Wedel angenommen, wie sie im Jahr 2015 festzustellen war. Die mit der Feinkornfraktion < 63 µm transportierte Menge der organischen Schadstoffe übersteigt bei einer Baggergutmenge von 4 Mio. m³ die transportierten Mengen des abflussarmen Jahres 2014 um das Doppelte, die mit der Feinkornfraktion < 20 µm transportierte Menge der Schwermetalle übersteigt sie um wenige Prozent. Grundsätzlich steigen in Jahren mit niedrigen Abflüssen und einer Baggergutmenge von 4 Mio. m³ die Schadstoffmengen, die zum VSB 686/690 gebracht werden, deutlich an.

Der Anstieg der geschätzten Schadstoffmenge ist aber wiederum zu einem gewissen Anteil durch Kreislaufbaggerungen zu erklären. Die tatsächlich transportierte Schadstoffmenge lässt sich nicht bestimmen, sie wird aber geringer sein als die hier für 4 Mio. m³ Feinmaterial berechnete Menge.

Als abschließendes **Fazit** zu den stromauf- bzw. stromab transportierten Schadstoffmengen kann festgehalten werden, dass bei überwiegend niedrigen Oberwasserabflüssen der größte Anteil des verbrachten Baggergutes wieder stromauf transportiert wird und verstärkt Kreislaufbaggerungen hervorgerufen werden. Bei gesteigerten Baggermengen (bis zu 4 Mio. m³) und niedrigen Oberwasserabflüssen wird sich dieser Kreislauf intensivieren. Vermutlich ist dieser auch heute schon für den fehlenden Gradienten der Schadstoffgehalte im Baggergut von BA 1 bis BA 7 verantwortlich, denn seit Mitte 2013 gab es keine länger anhaltenden hohen Oberwasserabflüsse, die den größten Anteil des verbrachten Baggergutes in Richtung Nordsee transportieren und somit dem Kreislauf entziehen.

8.3.1.5 Auswirkungen bei einer Verbringung von 3 Mio. m³ Baggergut aus dem Bereich Wedel bis Juellssand und zusätzlich von 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Aufgrund der Empfehlungen der Systemstudie II (BfG 2014 a) optional bei niedrigen Oberwasserabflüssen Baggergut aus dem Hamburger Hafen in den VSB 686/690 zu verbringen, werden im Folgenden die möglichen Auswirkungen einer Unterbringung von 3 Mio. m³ Baggergut aus dem Bereich Wedel bis Juellssand (BA 1 – BA 3) plus der 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen auf die Schadstoffbelastung der Sedimente im VSB 686/690 und der näheren Umgebung betrachtet. Dabei wird nur solches Baggergut aus dem Hamburger Hafen in die Bewertung einbezogen, das nicht wesentlich höher belastet ist als Baggergut aus den BA 1 bis BA 3. Diesem Kriterium genügt das Baggergut aus der Norderelbe/Delegationsstrecke, Köhlbrand und Süderelbe Blatt 5 sowie aus den Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Strandhafen und Kuhwerder Vorhafen. Für dieses Baggergut wird in Anlehnung an die Aktualisierung der „Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen“ (BfG 2016) eine mittlere Zusammensetzung und Schadstoffbelastung des Baggerguts angesetzt, die der in den Jahren 2005-2009 sowie 2014 und 2015 ermittelten Qualität

entspricht. Hierbei handelt es sich um Jahre mit niedrigen (2014 - 2015) bis mittleren Oberwasserabflüssen (2005 - 2009), in denen eine Notwendigkeit bestand, Material aus dem Hamburger Hafen zur Tonne E3 zu verbringen, d. h. Situationen, in denen zukünftig 1 Mio. m³ Baggergut in den VSB 686/690 verbracht werden könnte. Die mittlere Schadstoffbelastung der Hafenzufahrten wird wie in den Jahren 2014/2015, mit lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflüssen angenommen (z. B. 2014 und 2015). Bei diesen Abflussbedingungen zeichnen sich die Sedimente durch eine gute Qualität aus, da marines unbelastetes Material dominiert. Wie schon in der aktualisierten Auswirkungsprognose zur Verbringung von Hamburger Hafen Baggergut zur Tonne E3 wird auch hier das Baggergut aus dem Hamburger Hafen in folgender Zusammensetzung betrachtet: je 1/4 Norderelbe, Köhlbrand sowie Süderelbe und zu je 1/20 Baggergut aus den Hafenzufahrten (Parkhafen, Sandauhafen, Köhlfleet, Strandhafen und Vorhafen). Auch für das Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 wird eine mittlere Belastung angenommen, wie sie in den abflussarmen Jahren 2014 und 2015 ermittelt worden ist (Beprobung Baggergut und DMS Wedel).

In Abbildung 8-8 sind die Schadstoffmengen, die in 1 Mio. m³ Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 enthalten sind, den Schadstoffmengen, die in 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen enthalten sind, gegenübergestellt. Die Grafiken verdeutlichen, dass die Schadstoffmengen der Schwermetalle und Arsen sowie der organischen Schadstoffe in den Feinanteilen des Baggergutes aus dem Hamburger Hafen nur wenig höher als die Mengen in den Feinanteilen des Baggergutes aus dem Bereich des WSA Hamburg sind. Damit wird deutlich, dass das Baggergut aus beiden Bereichen hinsichtlich der Schadstoffkonzentrationen bei niedrigen Oberwasserabflüssen ähnlich ist. Die Anteile an feinem Material aus der Delegationsstrecke sind ähnlich, die Hafenbereiche weisen höhere Feinanteile auf (s. Tabelle 6-2, Tabelle 6-4 und Tabelle 6-10). Ausgehend hiervon ist bei einem langanhaltend niedrigem Oberwasserabfluss für die Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ HPA- statt WSV-Baggergut mit gleichartigen Auswirkungen bzw. Frachten zu rechnen wie in Abschnitt 7.3.1.4 beschrieben. Wesentliche Änderungen ergäben sich hingegen im Verbringstellenbereich 730/740 (zusätzliche Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den BA 1 bis BA 3). Sie werden in der parallel erstellten Auswirkungsprognose (BfG 2017) ausführlich betrachtet.

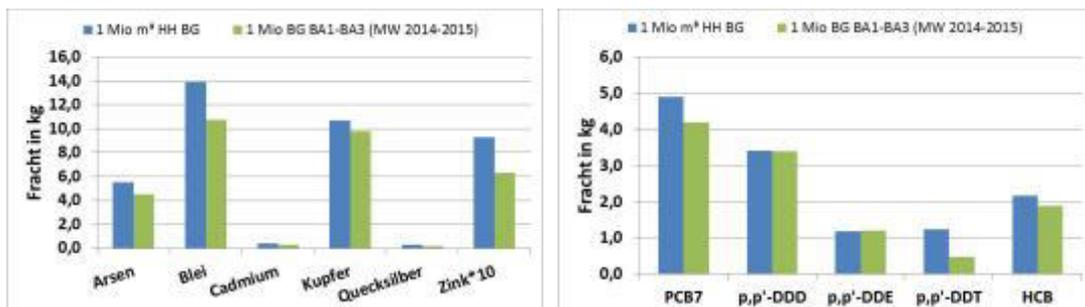


Abbildung 8-8: Vergleich der Schadstoffmengen von 1 Mio. m³ Baggergut (BG) aus den BA 1 bis 3 mit 1 Mio. m³ Baggergut aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten des Hamburger Hafens

(Annahme BA 1 bis 3: mittlere Belastung aus den abflussarmen Jahren 2014/2015, Annahme Delegationsstrecke: Belastung 2005 - 2009 und 2014/2015; Hafenzufahrten: Belastung 2014/2015)

8.3.2 Sauerstoffhaushalt

Die Unterbringung von Baggergut sowohl aus den Baggerabschnitten im Amtsbereich des WSA Hamburg als auch aus dem Hamburger Hafen wird voraussichtlich zu keiner Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes führen, da in dem Gewässerabschnitt der Tideelbe, welche den VSB 686/690 umfasst, stabile Sauerstoffverhältnisse bestehen.

Das Baggergut zur Unterbringung im VSB 686/690 wird in einen gut durchmischten Wasserkörper eingebracht. Damit ist eine starke Verdünnung der im Baggergut gelösten Stoffe (hier wässriger und gelöster Anteil am Baggergut, z. B. Nährstoffe, gelöster organischer Kohlenstoff) gewährleistet. Es kann daher von einer nur sehr geringen Erhöhung der Sauerstoffzehrung ausgegangen werden. Eine eutrophierende Wirkung der mit dem Baggergut eingebrachten Nährstoffe ist nicht zu erwarten, da die Verbringstelle 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.

8.3.3 Ökotoxikologische Belastungen

Auswirkungen bei Unterbringung von Baggergut aus dem Amtsbereich des WSA Hamburg

Bei der Unterbringung von jährlich bis zu 4 Mio. m³ Baggergut aus den Baggerabschnitten BA 1 Wedel und BA 3 Juelssand (Worst Case Annahme) kann langfristig eine großräumige Verschlechterung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials im Bereich bei VSB 686/690 nicht ausgeschlossen werden (vgl. auch Kap. 8.3.1.3). Dies beruht darauf, dass das Material aus Baggerabschnitt BA 1 teilweise kritische Belastungen aufweist. Auf Grund der im Verbringbereich vorherrschenden hoch dynamischen Strömungsverhältnisse und der hohen Sedimentdynamik ist jedoch anzunehmen, dass sich die Belastungen verteilen und entsprechend großräumig verbreiten und dementsprechend verdünnt werden. Eine Verschlechterung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials der im Bereich der Verbringstelle vorhandenen Sedimente, die messtechnisch kurz- bzw. mittelfristig nachweisbar sein wird, ist nicht anzunehmen. Insgesamt sind die daraus abgeleiteten Auswirkungen und das Risiko als gering einzuordnen.

Wesentliche Unterschiede aufgrund der Oberwassersituation (niedrige bzw. mittlere bis hohe Oberwasserabflüsse) lassen sich aus den bisher vorhandenen Untersuchungsergebnissen nicht ableiten.

Auswirkungen bei zusätzlicher Verbringung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Bei der Verbringung von 3 Mio. m³ Baggergut aus dem Bereich BA 1 und BA 3 und von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen sind aufgrund der derzeit vorhandenen Untersuchungsergebnisse leicht stärkere Auswirkungen anzunehmen als bei dem Szenario ohne das Hamburger Baggergut, da das Baggergut aus dem Bereich der Hamburger Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten unabhängig von den Oberwasserverhältnissen eine höhere ökotoxikologische Belastung aufweist. Insgesamt sind die daraus abgeleiteten Auswirkungen und das Risiko, das sich aus der zu verbringenden Baggergutmenge von 1 Mio. m³ aus dem

Delegationsbereich und den Hafenzufahrten ergibt, als gering bis mittel einzuordnen. Aus ökotoxikologischer Sicht sollte vorzugsweise das leicht geringer belastete Material aus der Stromelbe für die Unterbringung vorgesehen werden.

8.4 Biologische Auswirkungen

8.4.1 Makrozoobenthos

8.4.1.1 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. Bezüglich der Empfindlichkeit z. B. der Lebensgemeinschaft 2 (siehe Kap. 6.8) gegenüber Baggerungen kann davon ausgegangen werden, dass diese limnisch geprägte Lebensgemeinschaft unempfindlicher auf Baggeraktivitäten reagiert als die anderen Lebensgemeinschaften in der Tideelbe. Die meisten Arten (Oligochaeten, Amphipoden) haben ein relativ hohes Reproduktionspotenzial und können in kurzer Zeit viele Nachkommen erzeugen und damit Verluste ausgleichen. Die Baggerung betrifft außerdem 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.

8.4.1.2 Verbringstellenbereich VSB 686/690

Zu den Wirkungen von Sedimentunterbringungen auf das Makrozoobenthos liegen eine Vielzahl unterschiedlicher Studien vor (z. B. Newell et al. 1998, Essink 1999). Zusätzlich wurden im Rahmen von Untersuchungen gemäß HABAK-WSV (1999) Studien in der Ems, Elbe, Weser und Jade durchgeführt (z. B. Leuchs et al. 1996, Bioconsult 1998, 2002, BfG 1999, 2001, 2003). Das an den Verbringstellen und in den Verdriftungsbereichen des Baggergutes lebende Makrozoobenthos kann durch Unterbringungen 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 Unterbringungswirkungen.

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 überdeckt werden, was zu einer sichtbaren Verringerung der Besiedlungsdichten führen kann. 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*), alles 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) verkräften. Auch Flohkrebse wie *Bathyporeia spp.*, die ebenfalls im VSB 686/690 vorkommen, 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 Sedimentunterbringungen die Regel, was die hohe Toleranz dieser Art gegenüber Störungen unterstreicht.

Auswirkungen durch Erhöhung der Schwebstoffkonzentration

Vor allem die Unterbringung 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-2006) konnten Muscheln sowohl auf der damaligen Unterbringungsstelle Amtsgrenze (AG 1-3, Elbe-km 688 bis 689,7) als auch im Referenzbereich nur vereinzelt nachgewiesen werden. Belastbare Aussagen bezüglich möglicher Auswirkungen durch Unterbringung 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 Baggergutunterbringung nicht zu erwarten bzw. konnte messtechnisch bislang nicht nachgewiesen werden (vgl. Kap. 8.2.4). 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 Unterbringungen. 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. Kap. 8.2.3). Das typische Sohl sediment 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 zeigen, dass die Intensität der Beaufschlagung (bezogen auf die Fläche der Verbringstelle) einen wesentlichen Einfluss auf die Veränderungen der Benthoslebensgemeinschaften hatte.

Regeneration der Benthosfauna

Viele benthische Wirbellosen-Gemeinschaften im Küsten- und Ästuarbereich weisen insgesamt ein hohes Regenerationspotenzial auf. Nach Störungen, wie sie auch eine Unterbringung von Baggergut darstellt, sind Regenerationszeiten von Zönosen zwischen wenigen Wochen und mehreren Jahren dokumentiert (Newell et al. 1998). Bezüglich der Sedimentunterbringungen im VSB 686/690 bedeutet dies, dass mit negativen Auswirkungen (Verringerung der Besiedlungsdichte und Veränderung der Artenzusammensetzung) auf die Benthosgemeinschaft zwar zu rechnen ist, die gute Regenerationsfähigkeit des Makrozoobenthos wird aber wahrscheinlich eine Wiederbesiedelung nach Beendigung der Unterbringung ermöglichen.

8.4.2 Fische und Neunaugen

8.4.2.1 Baggerbereiche

Bei Baggerungen können grundsätzlich folgende Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen 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. 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 und kleine, zu aktiver Flucht nur begrenzt fähige Fischlarven und Jungfische eingesaugt werden, in den betrachteten Baggerabschnitten insbesondere junge Flundern im Sommerhalbjahr. Da diese Tiere sich jedoch mehr in den Randbereichen außerhalb der Fahrrinne/Baggerbereiche aufhalten, werden diese Beeinträchtigungen als sehr gering für die betroffenen Bestände eingeschätzt. Insbesondere in den Baggerabschnitten 1 und 3 können saisonal (Mai – Juni) Finteneier und –larven betroffen sein. Die Verluste durch das Einsaugen mit Baggergut liegen jedoch (rein rechnerisch und ohne Berücksichtigung der bereits seit einigen Jahren beachteten Ausschlusszeiten) bei weit unter 1 % (BioConsult 2015). Derart geringe Verluste sind u. E. bei Arten, die wie die Finte (und Flunder) einen großen Überschuss an Nachkommen hervorbringen, nicht geeignet sich nachteilig auf Bestandesebene auszuwirken. Der Reproduktionserfolg, d.h. das weitere Überleben der Eier, Larven und Jungfische einzelner Jahrgänge hängt vielmehr von einem möglichst optimalen räumlichen und zeitlichen Zusammentreffen des Larvenauftretens mit günstigen Umweltbedingungen wie insbesondere hohen Dichten von Nährtieren und ausreichend hohen Wassertemperaturen ab (detailliert beschrieben für die der Europäischen Finte nahe verwandte Amerikanische Finte in Leach & Houde 1999).

Als gering sind auch Beeinträchtigungen durch Störungen/Vergrämungen anzusehen, da diese nur temporär und lokal begrenzt wirksam sind, sowie Reduzierungen des Nahrungsangebotes, da die Fahrrinne/Baggerbereich von untergeordneter Bedeutung als Nahrungsgebiet für Fische ist. Die zu erwartenden lokalen Erhöhungen der Schwebstoffgehalte beim Baggervorgang sind in der Tideelbe mit ihren natürlicherweise hohen Schwebstoffgehalten und an diese Bedingungen angepassten Fischgemeinschaften (einschließlich Fischnährtiere) ebenfalls im Hinblick auf Schädigungen, die über Einzeltiere hinausgehen, zu vernachlässigen. Ebenso werden die sehr geringen zu erwartenden Sauerstoffzehrungen sowie Freisetzungen von Schad- und Nährstoffen sich aller Voraussicht nach nicht nachteilig auf die betroffenen Bestände an Fischen und Neunaugen auswirken. Dieser Ausschluss erheblicher Auswirkungen gilt auch für die im Betrachtungsgebiet relevanten FFH-Anhang-II-Arten sowie für die fischökologischen Potenziale der für die Wasserrahmenrichtlinie definierten Wasserkörper mit den betrachteten Baggerbereichen (Hafen, Elbe West, Übergangsgewässer).

Die bei niedrigen und hohen Oberwasserabflüssen unterschiedlichen Verbringmengen zum VSB 686/690 sind ohne Auswirkung auf die Fische an den Baggerstellen.

8.4.2.2 Verbringstellenbereich VSB 686/690

Für Verbringstellen von Baggergut werden gelegentlich reduzierte Bestandsdichten von Fischen beschrieben (z. B. Haesloop 2004). Grundsätzlich sind im VSB 686/690 folgende, denjenigen an Baggerbereichen oft ähnliche Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen möglich (vgl. auch Haesloop 2004 und BfG 2008):

- Überdeckung von am Boden lebenden Fischen (z. B. Plattfischen) sowie Fischnährtieren,
- Störungen/Vergrämung,
- Reduzierung und Veränderung des Nahrungsangebotes an der Flusssohle,
- Schäden durch freigesetzte Schwebstoffe (z. B. Zusetzen der Kiemen durch Schwebstoffe),
- Freisetzung von Schadstoffen, sauerstoffzehrenden Substanzen und Nährstoffen mit der Folge von Fischschäden oder Veränderungen des Nahrungsangebotes.

Durch Überdeckung sind im VSB 686/690 potenziell Jung- und Kleinfische, insbesondere junge Flundern betroffen. Gleichfalls sind Beeinträchtigungen und Veränderungen des Angebotes einiger Nahrungsorganismen möglich. Beeinträchtigungen von einzelnen Tieren durch zeitweilig erhöhte Schwebstoffgehalte sind nicht gänzlich auszuschließen. Freisetzungen von Schad- und Nährstoffen sowie zunehmende Sauerstoffzehrungen werden im VSB 686/690 nur in sehr geringem Umfang erwartet, so dass Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen nicht zu befürchten sind. Alle genannten Effekte treten, auch bei zeitweilig wechselnder Auswahl konkreter Verbringstellen innerhalb des VSB 686/690 lokal begrenzt auf. Auswirkungen auf Bestandesebene der vorkommenden Fisch- und Neunaugenarten sind nicht zu erwarten. Dementsprechend werden auch in der Systemstudie II der BfG (BfG 2014 a) für Baggergutunterbringungen in den Bereich der maximalen Trübungszone nur geringe negative Auswirkungen auf die Fischfauna prognostiziert.

Diese Aussagen gelten auch für die FFH-Anhang-II-Arten, die die Tideelbe im Umfeld des Verbringstellenbereichs durchwandern, dort aber auch während der physiologischen Anpassung an zu- bzw. abnehmende Salzgehalte möglicherweise länger verweilen (BSU HH et al. 2011). Bevorzugte Aufenthaltsbereiche innerhalb des im Vergleich zu den Verbringstellen sehr großen Adaptationsraumes sind allerdings nicht bekannt, so dass eine Beeinträchtigung der Funktion als Adaptationsraum nicht zu erwarten ist.

Bei stärkerer Beaufschlagung des VSB 686/690 in Phasen niedriger Oberwasserabflüsse nehmen die Beeinträchtigungen der Fische tendenziell zu. Wie oben beschrieben, bleiben jedoch auch in diesem Fall die Auswirkungen weitestgehend auf einzelne Individuen beschränkt.

8.4.3 Meeressäuger

Seehunde sind relativ ortstreu und benötigen zum Ruhen und für den Haarwechsel sandige oder felsige Liegeplätze. Im Elbeästuar ist die Zeit des Haarwechsels im Spätsommer die sensibelste Zeit für Seehunde, da in diesem Zeitraum häufiger als sonst Ruheplätze aufgesucht werden (Burns 2009). Auf den Ruheplätzen reagieren Seehunde auf verschiedene Störquellen verschieden stark, wobei die Stärke der Reaktion auf die Störung von zahlreichen Faktoren abhängt, wie z. B. Art der Störquelle, Jahreszeit, Witterung, Entfernung zur Störquelle und vorausgegangene Störungen (Gewöhnungseffekt) (Vogel 2000). Die Stärke der Reaktion auf Störungen zeigt sich an typischen Verhaltensänderungen: 1) Heben des Kopfes, 2) Flucht an die Wasserkante, 3) Flucht einzelner Rudelmitglieder ins Wasser und 4) Flucht des gesamten Rudels ins Wasser. Schiffsverkehr gilt als eine der häufigsten Störursachen (Schwarz und Heidemann 1994).

Schnelle Motorboote können schon in 2 km Entfernung eine Reaktion auf den Liegeplätzen hervorrufen (Vogel 2000), während bei langsam fahrenden Baggerschiffen selbst bei Distanzen < 200 m ein Gewöhnungseffekt eintreten kann, so dass die Tiere kaum reagieren (Bach 1997 zitiert in BioConsult 2006 b). Eine kurzfristige Verlagerung einzelner Seehunde als Folge von Bagger- und Verbringungsaktivitäten ist jedoch grundsätzlich nicht auszuschließen, aber auf Grund der Entfernung der Unterhaltungsmaßnahmen zu den Liegeplätzen sehr unwahrscheinlich und außerdem vor dem Hintergrund der Tatsache, dass nur vereinzelt Seehunde in der Tideelbe gesichtet werden, von relativ geringer Relevanz. Kollisionen von Meeressäugern mit Baggerschiffen sind theoretisch möglich, aber aufgrund der geringen Geschwindigkeit der Baggerschiffe wenig wahrscheinlich (Todd et al. 2015). Geräuschentwicklungen unter Wasser durch Baggerungen und Verbringungen können potenziell zu einer Vergrämung von Robben und Schweinswalen führen (Schwarz und Heidemann 1994). Schäden am Hörapparat der Säuger durch Geräuschmissionen der Baggerschiffe sind jedoch äußerst unwahrscheinlich, da die Frequenzen in der Regel unter 1 kHz liegen (Todd et al. 2015). Vor dem Hintergrund des starken übrigen Schiffsverkehrs dürften lärmbedingte negative Effekte durch Baggerschiffe kaum ins Gewicht fallen.

Ein negativer Einfluss auf die Fitness von Meeressäugern ist möglich, wenn durch anthropogenen Einfluss die Nahrungsverfügbarkeit reduziert wird (Todd et al. 2015). Seehunde sind Nahrungsgeneralisten und ihr Jagdrevier erstreckt sich über einen Bereich von mehreren

Kilometern Entfernung von ihren Liegeplätzen. Sie ernähren sich vor allem von kleinen bis mittelgroßen Fischen wie Stint, Hering und diversen Salmoniden, aber auch von benthischen Makroinvertebraten wie Mysidaceen und Decapoden (Burns 2009). Da durch das Baggern und Verklappen keine relevanten Auswirkungen auf die Fischfauna zu erwarten sind und die negativen Auswirkungen auf die Makroinvertebraten temporär und räumlich begrenzt sind, ist vor allem vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers der Meeressäuger ein negativer Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für Seehunde und Schweinswale nicht gegeben.

Erhöhte Trübung, wie sie bei Bagger- und Verbringungsaktivitäten entstehen kann, führt bei Meeressäugern zu eingeschränkter Sicht. Seehunde verlieren schon bei relativ geringer Trübung an Sehschärfe (Weiffen et al. 2015), jedoch jagen und orientieren sie sich unter Wasser vor allem mit ihren Vibrissen, so dass sogar blinde Tiere den gleichen Ernährungszustand wie Sehende erreichen können (Denhardt et al. 2001). Da außerdem nur lokal und temporär begrenzte sohlnahe Erhöhungen der Trübung an den Bagger- und Verbringstellen zu erwarten sind und die natürliche Hintergrundtrübung vor allem in der Trübungszone bei VSB 686/690 besonders hoch ist, sind durch bagger- und Verbringungsbedingte Trübung keine negativen Einflüsse auf die Meeressäuger zu erwarten.

8.4.4 Vögel

Eine potenzielle Beeinflussung der Avifauna durch das Baggern und die Verbringung von Baggergut kann durch eine Erhöhung der Trübung während und nach dem Bagger- bzw. Verbringvorgang erfolgen. Durch erhöhte Trübung kann die Nahrungssuche für fischfressende Arten wie z. B. den Kormoran oder die Seeschwalbe erschwert werden. Besonders bei der Unterbringung von Baggergut in der Trübungszone spielt jedoch dieser Faktor keine nennenswerte Rolle. Weiterhin sind durch die Kleinräumigkeit der betroffenen Flächen und das Vorhandensein zahlreicher Ausweichflächen praktisch keine negativen Auswirkungen zu erwarten.

Vögel können durch Lärm, nächtlichen Lichteinfall und erhöhte Schiffsbewegungen vergrämt werden. Die letztgenannten Faktoren sind jedoch nicht auf Baggerschiffe beschränkt, sondern betreffen den gesamten Schiffsverkehr, welcher im Vergleich zu den Schiffsbewegungen im Rahmen der Unterhaltsaktivitäten um ein vielfaches höher ist. Außerdem bestehen auch in diesem Fall durch die Kleinräumigkeit der Bagger- und Verbringabschnitte ausreichend Ausweichmöglichkeiten.

Eine indirekte Wirkung der Sedimentverbringung auf einzelne Arten durch z. B. eine Verringerung des Nahrungsangebots als Folge der Beeinflussung der Benthosfauna im Rahmen der Sedimentverbringung ist rein theoretisch möglich. Es ist trotzdem nicht mit deutlichen Wirkungen auf die Avifauna zu rechnen, da die Fläche der Unterbringungsstellen im Verhältnis zur Gesamtfläche des Ästuars marginal ist und genügend Ausweichflächen zur Nahrungssuche existieren.

8.4.5 Vegetation

Die Schierlings-Wasserfenchelbestände wiesen in den letzten Jahrzehnten große Schwankungen auf. Die Bestandsschwankungen sind auf vielfältige Faktoren, u. a. die gewässermorphologischen Prozesse, klimatische Parameter, Hochwasserereignisse, menschlichen Einfluss aber auch auf natürliche Schwankungen, z. B. im Anteil reproduktiver Pflanzen, zurückzuführen (Below & Bracht 2009, 2014). Dabei ist der heutige Schutzstatus des Schierlings-Wasserfenchels überwiegend auf die anthropogenen Veränderungen seines Lebensraumes (Einschränkung der Stromdynamik, Verluste an Außendeichsflächen, Versteilung der Ufer, Uferverbau, Vertiefung und Verbreiterung der Fahrrinne und ein damit einhergehend verändertes Tideregime) zurückzuführen (Below & Bracht 2009, 2014).

Im Kontext der GÜBAK muss die Unterhaltungsbaggerung und Baggergutverbringung somit im Gesamtgefüge aller Faktoren betrachtet werden, die potenziell Einfluss auf die Bestandsschwankungen der Art haben.

Maßgeblicher Faktor für die Betrachtung der Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerung und Baggergutverbringung ist eine mögliche örtliche Substratänderung an aktuellen oder potenziellen Standorten, die sich im Zuge einer großräumigen Verdriftung von Baggergut vom VSB 686/690 nach stromauf in Richtung der Herkunftsbaggerabschnitte einstellen könnte.

Ideal für den Schierlings-Wasserfenchel ist tief- bis flachgründiger, fester Schlick oder mit Sand durchmischter Schlick. Nicht als naturnahe (natürliche) Standorte geeignet sind sowohl weicher, tiefgründiger Schlick (Substrat zu weich, Pflanze kann hier nicht wurzeln) als auch sandige Ufer, Deckwerke und Steinschüttungen (IBL 2015). Die Auswirkungsprognose zur Verdriftung (Kap. 7.2.5) beschreibt, dass die im VSB 686/690 untergebrachten feinkörnigen Baggergutbestandteile weiträumig sowohl stromaufwärts (insbesondere bei geringem Oberwasserabfluss) als auch stromabwärts verdriftet werden und in strömungsberuhigten Seitenbereichen zur Ablagerung kommen. Die Standortbedingungen für den Schierlings-Wasserfenchel werden sich dadurch nicht nachteilig verändern, d.h. eine aus der Verdriftung resultierende Vergrößerung der Substrate ist auszuschließen, weshalb das Risiko einer Auswirkung diesbezüglich auszuschließen ist.

Nicht auszuschließen ist jedoch das Risiko der folgend als geringfügig einzuschätzenden Auswirkungen, die ggf. Einzelindividuen, jedoch nicht die Bestandsentwicklung betreffen: Die Verdriftung und mögliche vorübergehende/dauerhafte Ablagerung von Feinmaterial auf aktuellen und potenziellen Standorten kann bewirken, dass

- Röhrichte (als Konkurrenzvegetation) verstärkt auf aufsedimentierte Flächen vordringen und die im Ist-Zustand siedelnden Einzelvorkommen verdrängen,
- Die Samenbank im Elbsediment möglicherweise etwas höher mit Sediment überdeckt wird und es somit zu einem unterbundenen oder verzögerten Keimverhalten kommt,
- Blattrosetten, mit denen die Art überwintert, überdeckt werden und sich im darauffolgenden Frühjahr weniger gut entwickeln können (Reproduktionseinbußen).

Bei den genannten Wirkpfaden handelt es sich um „worst case“-Szenarien (diesbezügliche Untersuchungen und Daten zu Sensibilitätswerten liegen nicht vor), die hier der Vollständigkeit halber mitgenannt werden, jedoch für die Auswirkungsprognose in ihrer Gesamtheit als vernachlässigbar gering einzuschätzen sind.

Auswirkungen aus den Baggertätigkeiten selbst können ausgeschlossen werden, da diese ausschließlich im Bereich der Fahrrinne stattfinden. Auswirkungen aus den Wirkpfaden „Trübung“, „Eutrophierung“ und „Schadstoffbelastung“ können ebenfalls ausgeschlossen werden.

8.5 Auswirkungsprognose Naturschutzfachliche und Wasserwirtschaftliche Belange

8.5.1 Schutzgebiete

Baggerbereiche

Der gesamte Baggerbereich von km 638,9 bis km 676 liegt innerhalb von Natura 2000-Gebieten (vgl. Kap. 6.13. Abbildung 6-38). Maßgebliche Faktoren für die Betrachtung der Auswirkungen der Unterhaltungsbaggerung auf die Schutzgebiete sind die Tötung von Tieren, Trübungserhöhung, Einsaugen von Jungfischen, Fischlaich und -larven, Schadstofffreisetzung und Scheucheffekte.

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

In den Biotestverfahren waren außer in BA 1 (deutliche ökotoxikologische schadstoffinduzierte Belastungen) keine toxischen Effekte des Baggergutes aus den Baggerabschnitten BA 3, 5 und 7 messtechnisch nachweisbar (vgl. Kap. 6.1.3, 6.2.3, 6.3.3, 6.4.3).

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

Die betrachteten Unterhaltungsbaggerungen in der Tideelbe finden ausschließlich im Fahrrinnenbereich statt. Für die Erhaltung des günstigen Erhaltungszustandes für Vogelarten zu berücksichtigende Aspekte wie störungsarme Rast-, Schlaf- und Nahrungsgebiete in Flachwasserbereichen, Wattflächen und Grünlandgebieten sowie günstige Nahrungsverfügbarkeit 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. Die in den BA 1 und 3 potenziellen Verluste von Finteneier und -larven liegen rechnerisch und unter Berücksichtigung der Ausschlusszeiten bei weit unter 1 % und daher sind erheblich nachteilig.

ge Auswirkungen auf den Bestand nicht zu erwarten (vgl. Kap. 6.9). Die prognostizierten Auswirkungen der betrachteten Unterhaltungsbaggerungen und der Unterbringung in den VSB 686/690 wirken sich insgesamt nicht nachweisbar nachteilig auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete aus.

Verbringstellenbereich VSB 686/690

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

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

Im untersuchten Bereich von Elbe-km 686 bis 690 wurden im südlichen ufernahen Bereich Hinweise auf dorthin verdriftetes Baggergut gefunden (vgl. Kap. 8.2.5 und 8.3.1.2). Bestehende Verlandungstendenzen in diesem Bereich können dadurch verstärkt werden. 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.

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 mit einer bedeutenden Erhöhung der Schadstoffbelastung im Sediment zu rechnen. Da die anzunehmende Erhöhung der Schadstoffgehalte in den Seitenbereichen stromauf und stromab des VSB 686/690 nur gering sein wird, werden nur geringfügige Auswirkungen auf die Schutzgebiete erwartet.

Mit den Biotestverfahren waren keine bzw. nur sehr geringe toxischen Effekte des Sedimentes aus dem Bereich der Verbringstellen nachweisbar (vgl. Kap. 7.2.3).

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.

Zwar können potenziell Jung- und Kleinfische durch Überdeckung sowie einzelne Tiere durch die zeitweilig erhöhten Schwebstoffgehalte und Freisetzung von Schadstoffen

beeinträchtigt werden, jedoch sind Auswirkungen auf Bestandsebene für Fisch- und Neunaugen nicht zu erwarten.

Der Verbringstellenbereich liegt z. T. weniger als 1 km zu Nahrungsgründen sowie Brut- und Rastplätze von Vögeln entfernt. Aufgrund des Tiefgangs der Hopperbagger muss ein bestimmter Abstand zu trockenfallenden Flächen und Flachwasserbereichen eingehalten werden, wo sich nahrungssuchende Vögel aufhalten können. Da die Baggerschiffe sich wenig vom regulären Schiffsverkehr unterscheiden, sind allenfalls in sehr geringem Umfang Scheuchwirkungen auf Vögel möglich.

Insgesamt treten Auswirkungen auf den LRT Ästuar infolge der Unterbringung von Baggergut im VSB 686/690 zeitlich und räumlich begrenzt auf. Beeinträchtigungen von Tieren in den Schutzgebieten der Unterelbe infolge der Baggergutunterbringung sind nach vorliegenden Erkenntnissen allenfalls in sehr geringem Umfang feststellbar. Zwar kommt es zeitlich und räumlich begrenzt zu verringerten Besiedlungsdichten und veränderter Artenzusammensetzung der Benthosgemeinschaft, jedoch wird wahrscheinlich eine Wiederbesiedelung nach Beendigung der Baggergutunterbringung erfolgen.

Insgesamt sind erhebliche Beeinträchtigungen der Erhaltungsziele infolge der Baggergutunterbringung auf den VSB 686/690 nach vorliegenden Erkenntnissen derzeit nicht zu erwarten. In Zeiten niedriger Oberwasserabflüsse und stärkerer Beaufschlagung der VSB 686/690 nehmen die beschriebenen Effekte tendenziell zu, jedoch werden keine erheblichen Auswirkungen erwartet.

Derzeit gibt es keine Hinweise auf das Vorkommen von gesetzlich geschützten Biotopen nach §30 BNatSchG im Bagger- und Unterbringungsbereich. Daher ist mit einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen Beeinträchtigung von Biotopen nach §30 BNatSchG für die beschriebene Maßnahme nicht zu rechnen.

8.5.2 Artenschutzrecht

Für alle Unterhaltungsmaßnahmen wie z. B. die Unterbringung von Baggergut muss grundsätzlich sichergestellt werden, dass infolge der Durchführung die Zugriffsverbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG für besonders bzw. streng geschützte Arten nicht verletzt werden. Für die Praxis relevant ist insbesondere das Verbot, aktuell oder regelmäßig genutzte Fortpflanzungs- und Ruhestätten von besonders geschützten Arten zu beschädigen. Auch eine verbotene Tötung/Schädigung von Individuen geschützter Arten (welche über das allgemeine Lebensrisiko hinausgeht) muss geprüft werden (BMVI 2015). Wenn trotz Vermeidungsmöglichkeiten eine Verletzung von Zugriffsverboten nach § 44 BNatSchG nicht sicher ausgeschlossen werden kann, ist eine Ausnahmeprüfung nach § 45 Abs. 7 BNatSchG durchzuführen.

In der Regel ist bei Unterhaltungsmaßnahmen kein ausführlicher Fachbeitrag zum Artenschutz erforderlich. Nur in Ausnahmefällen können Untersuchungen zur Überprüfung einer

Lebensstätte erforderlich sein. In Anlehnung an BMVI (2015) wird folgende Vorgehensweise bei der Prüfung empfohlen:

1. Welche relevanten besonders geschützten Arten könnten im Bereich der Unterhaltungsmaßnahme vorkommen und sind im Sinne der Zugriffsverbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG betroffen?
2. Inwieweit können mögliche Betroffenheiten/Verbotsverletzungen durch Optimierung der Unterhaltungsmaßnahme vermieden werden (z. B. Ausschlusszeiten wie Laichzeit, Mauser)?
3. Wenn trotz Ausschöpfung aller Vermeidungsmöglichkeiten eine Verletzung von Zugriffsverboten nach § 44 BNatSchG nicht ausgeschlossen werden kann, muss im 3. Schritt geprüft werden, ob eine Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG zugelassen werden kann.

Im Rahmen der vorliegenden GÜBAK-Untersuchung ist die Baggerung und Unterbringung von Sediment zur Erhaltung der verkehrlichen Nutzung im Elbe-Ästuar zu betrachten. Hierbei kommt es zu lokal und zeitlich begrenzten Auswirkungen. Für die artenschutzrechtliche Betrachtung sind die prognostizierten Auswirkungen auf Betroffenheiten von besonders geschützten Arten, die durch Überschütten, Einsaugen und Kollision zu Individuenverlusten führen maßgeblich, sowie Störungen zu sensiblen Zeiten, durch die sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert, und die Schädigungen von Fortpflanzungs- und Ruhestätten.

Im Rahmen der geplanten Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe wurde im Fachbeitrag Artenschutz eine „Untersuchung zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (UsaP)“ vorgelegt, in der geprüft wird, ob durch das geplante Vorhaben die artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände des § 44 (1) BNatSchG (= § 42 (1) BNatSchG 2007) erfüllt werden (IBL 2008). Für die Planänderung III wurde diese Untersuchung durch einen Fachbeitrag Artenschutz ergänzt (IBL 2010 b), der u. a. die im März 2010 in Kraft getretene Novelle des BNatSchG berücksichtigt.

Kenntnisse über Vorkommen von Arten im Wirkraum des Vorhabens basieren auf Daten der Planfeststellungsunterlagen und Planänderungsunterlagen (WSD Nord 2012 - http://www.wsd-nord.wsv.de/Planfeststellung/Planfeststellung_Elbe/index.html).

Neben den Auswirkungen verschiedener Baumaßnahmen sind in IBL (2010 b) auch die Wirkungen der ausbaubedingten Unterhaltungsbaggerungen und Verbringungsmaßnahmen in der Tideelbe hinsichtlich des Artenschutzes betrachtet worden.

Für die Artenschutzrechtliche Prüfung wurden die verschiedenen europäischen Vogelarten und die FFH-Anhang IV-Arten Stör, Nordseeschnäpel, Schweinswal, Schierlings-Wasserfenchel sowie die Gruppe der Fledermäuse betrachtet. Zur Konfliktminimierung sind unterschiedliche Maßnahmen wie z. B. Bauzeitenrestriktionen vorgesehen, um die Erfüllung artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände zu vermeiden. Gemäß Planfeststellungsbeschluss kommt es mit Verwirklichung der planfestgestellten Maßnahmen für die betroffenen Tier- und Pflanzenarten bezüglich des Bestandes, vorhabensbedingter Beeinträchtigungen und

Erhaltungszustand nicht zu einem Verstoß gegen die Zugriffsverbote des § 44 Abs. 1 BNatSchG (WSD Nord 2012).

Für die Tideelbe muss für den Aspekt Artenschutz im Rahmen der vorliegenden Auswirkungsprognose nach GÜBAK das zu betrachtende Artenspektrum um die besonders geschützten Arten (BArtSchV Anlage 1) erweitert werden. Dazu würden nach bisherigen Kenntnissen nachgewiesener Arten Rundmäuler (*Petromyzonidae spp.*) zählen. Von den bisher nachgewiesenen Makrozoobenthosarten zählen keine zu den besonders bzw. streng geschützten Arten.

Im Baggerbereich können Eier, Larven und Jungtiere von ästuarin-diadromen Fischarten und Neunaugen vom Hopperbagger eingesaugt werden. Es sind jedoch nur geringe Individuenverluste zu befürchten, da für diese Arten keine Konzentrationen in den Baggerabschnitten bekannt sind und somit nur wenige Tiere eingesaugt werden könnten.

Mögliche Individuenverluste von Fischen und Neunaugen können bei Sedimentverbringungen zeitlich und räumlich begrenzt auftreten. Da jedoch keine bekannten Laich- und Aufwuchsgebiete betroffen sind und es ausreichend Ausweichmöglichkeiten gibt, ist nur mit geringen Beeinträchtigungen der Fische und Neunaugen zu rechnen.

Störungen von Vögeln sind unwahrscheinlich, da von einer Gewöhnung der Tiere an Schiffsverkehr auszugehen ist und sich die Baggerschiffe nicht von dem regulären Schiffsverkehr unterscheiden. Durch die Maßnahme sind keine Individuenverluste zu befürchten und es sind keine Ruhestätten betroffen.

Da keine sensiblen Bereiche für besonders geschützte Arten von der Baggerung und Baggergutverbringung betroffen sind (bereits bei der Auswahl und Abgrenzung der Unterbringungsstellen ausgespart), kann davon ausgegangen werden, dass das Tötungs- oder Verletzungsrisiko minimal ist. Daher muss nicht von einer Verbotverletzung nach § 44 BNatSchG Abs. 1 ausgegangen werden.

Zusammenfassend können besonders und streng geschützte Arten infolge der Baggerung und Sedimentverbringung durch Individuenverluste betroffen sein, das allgemeine Lebensrisiko der Tiere wird jedoch nicht signifikant erhöht. Von einer Verletzung des Störungsverbotes ist für die geplante Maßnahme nicht auszugehen, da Auswirkungen auf Populationsebene nicht zu erwarten sind. Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind nicht betroffen.

8.5.3 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Mit dem Beschluss des EuGH (C-461/13) aus 2015 zur Frage, wann das Verschlechterungsverbot bzw. das Verbesserungsgebot verletzt ist, wurde auch festgestellt, dass die Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL nicht allein Aufgabe der Bewirtschaftungsplanung ist, sondern bei jeder wasserrechtlichen Genehmigung bzw. Einvernehmen zu beachten ist. Daher wird in diesem Kapitel betrachtet, ob sich die Baggerung von Sedimenten und insbesondere die Unterbringung dieser im VSB 686/690 auf die Bewirtschaftungsziele auswirken. Da diese

Auswirkungsprognose sowohl Maßnahmen aus der laufenden als auch der zukünftigen Unterhaltung infolge der anstehenden Fahrrinnenanpassung (FAP) umfassen soll, fällt die Auswirkungsprognose an dieser Stelle umfangreicher aus. Im derzeit ausgesetzten Planfeststellungsbeschluss zur FAP wird die Bewertung aus WRRL-Perspektive der zukünftigen (betriebsbedingten) Mehrunterhaltungsbaggermenge ausdrücklich auf die Ebene der GÜBAKs abgeschichtet und wurde im Verfahren nicht detailliert behandelt.

8.5.3.1 Ist-Zustandsbewertung der betroffenen Wasserkörper

Für die Betrachtung möglicher Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsziele nach WRRL ist die Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021 (FGG Elbe 2015 a) und die dort festgelegte Ist-Zustandsbewertung verbindlich.

Abbildung 8-9 enthält den Zustand des ökologischen Potenzials und den chemischen Zustand der betroffenen Oberflächenwasserkörper (OWK). Die Baggerabschnitte Köhlbrand, Norderelbe und Süderelbe sowie die Hafenzufahrten liegen im OWK Hafen, die Baggerabschnitte Wedel und Juellssand im OWK Elbe-West. Die Baggerabschnitte Pagensand und Rhinplate sowie der VSB 686/690 befinden sich im OWK Elbe-Übergangsgewässer.

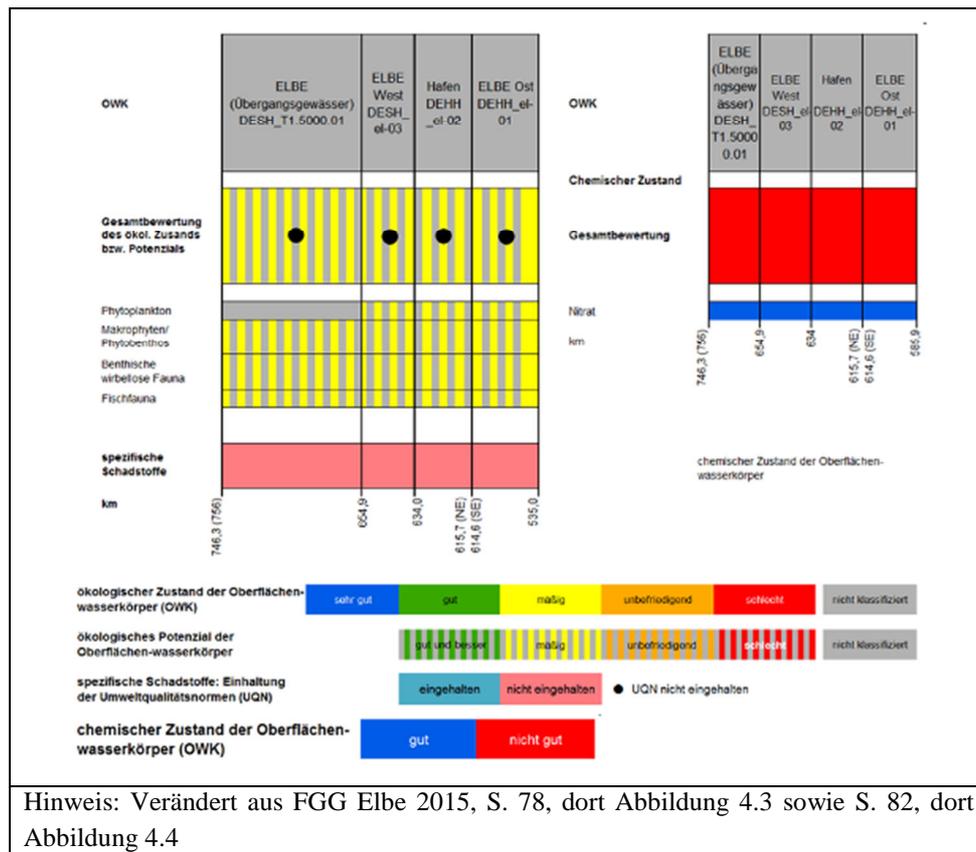


Abbildung 8-9: Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial und chemischer Zustand der Oberflächenwasserkörper der Tideelbe, Bewirtschaftungszeitraum 2016 - 2021 (FGG Elbe 2015 a)

Für die weitere Betrachtung ist von Bedeutung, dass sich keine bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten (QK) (maßgeblich für die Einstufung des ökologischen Potenzials) in der niedrigsten Klasse befinden.

Der chemische Zustand ist u. a. aufgrund der ubiquitären Überschreitung der Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in Biota als „nicht gut“ und damit in der niedrigsten Klasse eingestuft.

Die sogenannten Hilfsparameter (hydromorphologische, physikalisch-chemische Hilfskomponenten etc.) werden keiner eigenständigen Bewertung unterzogen. Vielmehr werden hier vorhabenbedingte Veränderungen genutzt um Aussagen über mögliche Verschlechterungen der bewertungsrelevanten biologischen QK treffen zu können.

8.5.3.2 Bewertung der Baggergutentnahme und –unterbringung aus WRRL-Perspektive

Der EuGH-Beschluss (C-461/13) aus 2015 legt dar, welche Kriterien für eine mögliche Verletzung des Verschlechterungsverbot anzuwenden sind. Befindet sich eine QK in der niedrigsten Klasse und würde diese QK maßnahmenbedingt zusätzlich beeinträchtigt, ist das Verschlechterungsverbot verletzt. Befindet sich eine QK nicht in der niedrigsten Einstufung, ist auf Wasserkörper (WK)-Niveau zu prüfen, ob maßnahmenbedingte Wirkungen geeignet sind, ein Abrutschen in die nächst schlechtere Stufe auszulösen (Verletzung des Verschlechterungsverbot). Weiterhin ist zu prüfen, ob bei defizitären Zuständen maßnahmenbedingt eine Be- bzw. Verhinderung von Verbesserungsmaßnahmen (s. FGG Elbe 2015 b) zu besorgen ist (Verletzung des Verbesserungsgebotes).

Ökologisches Potenzial:

Die festgestellten Auswirkungen (siehe Kap. 8.4) durch den Baggervorgang und die damit verbundenen Entnahmen von Sohl sediment sind von Art und Umfang nicht geeignet, die zur Bewertung heranzuziehenden Parameter "Artenzusammensetzung", "Artenhäufigkeit" und bei der QK Fische auch "Altersstruktur" vorhabenbedingt so nachteilig zu verändern, dass eine veränderte Einstufung der QK im gesamten OWK Hafen und damit eine Verschlechterung (Abrutschen in die Klasse „unbefriedigend“) zu erwarten ist. Eine Verschlechterung in die nächste niedrigere Klasse würde auch ein maßnahmenbedingtes Ausfallen von leit- bzw. typspezifischen Arten voraussetzen.

Chemischer Zustand:

Durch die Entnahme von teilweise belastetem Baggergut wird der als „nicht gut“ bewertete chemische Zustand im OWK Hafen nicht zusätzlich verschlechtert.

Zielerreichung:

Die Prüfung auf mögliche Behinderung der im gültigen Maßnahmenprogramm formulierten Verbesserungsmaßnahmen ergaben keine maßnahmenbedingte Be- oder Verhinderung.

8.5.3.3 OWK Elbe-West (DE_RW_DESH_el_03)

Ökologisches Potenzial:

Die festgestellten Auswirkungen (siehe Kap. 8.4) durch den Baggervorgang und die damit verbundenen Entnahmen von Sohlsediment sind von Art und Umfang nicht geeignet, die zur Bewertung heranzuziehenden Parameter "Artenzusammensetzung", "Artenhäufigkeit" und bei der QK Fische auch "Altersstruktur" maßnahmenbedingt so nachteilig zu verändern, dass eine veränderte Einstufung der QK im gesamten OWK Elbe-West und damit eine Verschlechterung (Abrutschen in die Klasse „unbefriedigend“) zu erwarten ist. Eine Verschlechterung in die nächste niedrigere Klasse würde auch ein maßnahmenbedingtes Ausfallen von leit- bzw. typspezifischen Arten voraussetzen

Chemischer Zustand:

Durch die Entnahme von teilweise belastetem Baggergut wird der als „nicht gut“ bewertete chemische Zustand im OWK Elbe-West nicht zusätzlich verschlechtert.

Zielerreichung:

Die Prüfung auf mögliche Behinderung der im gültigen Maßnahmenprogramm formulierten Verbesserungsmaßnahmen ergaben keine maßnahmenbedingte Be- oder Verhinderung.

8.5.3.4 OWK Elbe-Übergangsgewässer (DE_TW_DESH_T1.5000.01)

Ökologisches Potenzial:

Die festgestellten Auswirkungen (siehe Kap. 8.4) durch den Baggervorgang und die damit verbundenen Entnahmen von Sohlsediment sowie die Unterbringung des Baggergutes sind von Art und Umfang nicht geeignet, die zur Bewertung heranzuziehenden Parameter "Artenzusammensetzung", "Artenhäufigkeit" und bei QK Fische fakultativ auch "Altersstruktur" maßnahmenbedingt so nachteilig zu verändern, dass eine veränderte Einstufung der QK im gesamten OWK Elbe-West und damit eine Verschlechterung (Abrutschen in die Klasse „unbefriedigend“) zu erwarten ist. Eine Verschlechterung in die nächste niedrigere Klasse würde auch ein maßnahmenbedingtes Ausfallen von leit- bzw. typspezifischen Arten voraussetzen.

Chemischer Zustand:

Durch die Baggerung von teilweise schadstoffbelasteten Sedimenten wird der als „nicht gut“ bewertete chemische Zustand im OWK Elbe-Übergangsgewässer nicht weiter verschlechtert. Die Unterbringung von teilweise mit relevanten Schadstoffen belasteten Baggergut in den OWK Elbe-Übergangsgewässer größtenteils aus anderen WKn stellt theoretisch eine zusätzliche Schadstoffquelle für auf und im Sediment lebende Biota dar. Für Quecksilber und weitere Schadstoffe/Schadstoffgruppen, bei denen die UQN in Biota überschritten wird, ist zu klären, inwieweit ein unterbringungsbedingter weiterer Eintrag dieser Stoffe über das Baggergut zu einer weiteren Verschlechterung der bereits überschrittenen UQN in Biota führen kann. Für diesen Eintragspfad gibt es aber noch keine hinreichend detailliert, wissenschaftlich abgesicherte Bilanzierungsverfahren.

Zielerreichung:

Die Prüfung auf mögliche Behinderung der im gültigen Maßnahmenprogramm formulierten Verbesserungsmaßnahmen ergaben keine maßnahmenbedingte Be- oder Verhinderung.

9 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 Küstengewässern (GÜBAK)" (ANONYMUS 2009) umschließt:

- Baggergut aus den Abschnitten zwischen Elbe-km 638,9 bis 689,8 - BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen),
- 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,
- Baggergut aus der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe) und den Hafenzufahrten (Sandauhafen, Strandhafen, Parkhafen und Vorhafen) des Hamburger Hafens.

9.1 Zusammenfassung der Auswirkungsprognose

9.1.1 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 Mittel- und Grobsedimentanteilen aufgenommen. Beim Baggervorgang können Benthosorganismen und Fische (insbesondere Eier und wenig bewegliche Larven und Jungfische, u. a. der FFH-Art Finte) eingesaugt und getötet werden. Im Fall der Fische handelt es 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 Baggers sind ein verändertes bzw. reduziertes Nahrungsangebot an der Flusssohle; dies gilt gleichermaßen für die Fisch- und Benthosfauna. Der Bereich der Fahrrinne stellt jedoch aufgrund der i. d. R. ohnehin geringen Besiedlung mit Nahrungsorganismen kein häufig frequentiertes Nahrungsgebiet für Fische dar. Des Weiteren können Fischwanderungen durch Störeffekte/Vergrämung beeinträchtigt werden. Die genannten möglichen Auswirkungen, 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. Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde durch Vergrämung wegen des Lärms sind theoretisch möglich, aber wenig wahrscheinlich, gleiches gilt für die Avifauna. Auswirkungen aus den Baggertätigkeiten in den Baggerabschnitten auf den Schierlings-Wasserfenchel können ausgeschlossen werden, da dieser nicht in der Fahrrinne, in der die Baggerungen ausschließlich stattfinden, vorkommt. Die Auswirkungen der Baggertätigkeiten auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete werden insgesamt als unerheblich eingeschätzt. Es werden keine Verbote des besonderen Artenschut-

zes verletzt. Nach WRRL sind keine Auswirkungen auf das ökologische Potenzial sowie auf den chemischen Zustand aufgrund der Baggertätigkeiten zu erwarten.

9.1.2 Verbringstellenbereich 686/690

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

- Auswirkungen durch Unterbringung der im Baggergut enthaltenen Grobsedimentanteile, hier definiert als Mittelsand und gröbere Sedimente sowie den
- Auswirkungen durch Unterbringung der im Baggergut enthaltenen Feinsedimentanteile, hier definiert als Feinsand, Schluff sowie Ton, die in der kleinsten labortechnisch erfassten Fraktion < 20 µm enthalten sind.

9.1.2.1 Auswirkung durch Unterbringung der Grobsedimentanteile im Baggergut

Die bisher erfolgte Unterbringung von Baggergut hat auf allen bisher genutzten Stellen im VSB 686/690 zur Bildung von mehreren Metern mächtigen Ablagerungskörpern und der Überdeckung bzw. Verfüllung der im Referenzzustand vorhandenen morphologischen Strukturen geführt. Obwohl Hauptbestandteil des Baggergutes Feinsediment (Feinsand, Schluff und Ton) ist, sind aufgrund der großen und teilweise in kurzer Zeit untergebrachten Mengen Baggergut die verhältnismäßig geringen Grobsedimentanteile ausreichend, um an der Sohle flächenhaft hohe Ablagerungskörper in den Bereichen der Verbringstellen zu bilden und morphologische Strukturen zu überdecken. Untersuchungen haben gezeigt, dass dieser Verlust nach einer Einstellung der Unterbringung von Baggergut oder einer Verringerung der auf Stellen im VSB 686/690 untergebrachten Baggergutmengen in einem Zeitraum von Wochen bis Monaten teilweise reversibel ist. Transportkörperstrukturen werden sich dann mit der Zeit vollständig regenerieren können. Bei den mit Baggergut verfüllten Übertiefen (hier VS 687 R und VS 689 R) muss jedoch mit einer irreversiblen Teilverfüllung gerechnet werden, bzw. ist diese bereits in den vergangenen Jahren durch die Unterbringung von Baggergut eingetreten. Nach einer initialen und nicht mehr reversiblen Teilverfüllung von übertiefen Bereichen liegt auf der VS 689 R ein morphologischer Zustand vor, der bei fortgesetzt gleichbleibender Nutzung wie bisher erhalten bleibt. Auf allen anderen Stellen ist damit zu rechnen, dass auch nach mehreren Wochen weiterhin mindestens die Hälfte der nicht-bindigen Baggergutsedimente auf der Gewässersohle im Bereich der Verbringstelle verbleibt. Von allen untersuchten Stellen im VSB 686/690 weist die VS 689 R die größte Leistungsfähigkeit auf, für die weiteren Verbringstellen ergibt sich die folgende Reihung: VS 686 R, VS 687 R und VS 689 1G.

Durch die Ablagerung von Grobsedimenten auf der Sohle kommt es zu einer immer wiederkehrenden und plötzlichen Überdeckung der Sohle inklusive der darin enthaltenen Benthosfauna sowie z. T. auch der sohnah lebenden Fische (z. B. junge Flundern). Bezüglich des ökologischen Potenzials nach der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL) muss die

Benthosfauna und die Fischfauna im Bereich um Elbe-km 690 derzeit als „mäßig“ bewertet werden (FGG Elbe 2015 a). Eine Verschlechterung des aktuellen Zustands im Oberflächenwasserkörper Elbe-Übergangsgewässer ist auch bei einer fortgesetzten Unterbringung 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.

9.1.2.2 Auswirkungen durch Unterbringung der Feinsedimentanteile im Baggergut

Im Gegensatz zum Grobsediment verdriften die Feinsedimentanteile des Baggerguts weiträumig (siehe BAW 2012) und lagern sich nicht an der Gewässersohle im Bereich der Verbringstelle ab, wie die Ergebnisse aus Sedimentprobennahmen, die direkt auf oder sehr nahe der Verbringstelle genommen worden sind, bestätigen. Ansteigende Oberwasserabflüsse bewirken tendenziell einen verstärkten Stromabtransport der feinkörnigen Baggergutanteile: die Unterbringung von Baggergut in solchen Phasen unterstützt den Materialaustrag und ist damit ein Beitrag zur Entlastung des Feinsedimenthaushalts. Theoretisch könnte es stromabwärts in den Baggerschwerpunkten im Baggerabschnitt Osteriff (BA 12, Amtsbereich WSA Cuxhaven) bzw. in den elbeseitigen Vorhäfen des NOK (Amtsbereich Brunsbüttel) zu einer Verstärkung des Sedimentationsgeschehen und damit zu höheren Baggergutmengen und möglicherweise auch erhöhten Schadstoffbelastungen kommen. Bisher konnten allerdings keine solchen Auswirkungen messtechnisch anhand von Daten zu Sedimenten und Peildaten festgestellt werden (vgl. Reiß 2015).

Umgekehrt bewirken sinkende Oberwasserabflüsse einen tendenziell verstärkten Stromauftransport von Schwebstoffen bzw. feinkörnigen Baggergutanteilen bis zurück in den Baggerabschnitt Wedel (BA 1) und darüber hinaus bis hinein in den Hamburger Hafen (Tidal Pumping Effekt). Dieser stromaufwärts gerichtete Rücktransport bewirkt Kreislaufbaggerungen, die durch einen niedrigen Oberwasserabfluss weiter intensiviert werden und vermutlich zu einem Anstieg der Schadstoffmengen in den Baggerabschnitten führen können.

Die Ergebnisse von Probennahmen zeigen, dass eine flächenhafte und großräumige Verfeinerung der Sohlsedimente insgesamt aber ausgeschlossen werden kann. Da unmittelbar auf den Verbringstellen nur die grobkörnigen, d. h. sandigen Baggergutanteile zur Ablagerung kommen, kann hier eine dauerhaft erhöhte Schadstoffbelastung der Sedimente ausgeschlossen werden.

An ufernahen Probennahmepositionen südlich des VSB 686/690 sind jedoch in einzelnen Segmenten von Sedimentkernen erhöhte Schadstoffbelastungen festgestellt worden. In diesem der VSB 686/690 nahegelegenen strömungsberuhigten Seitenbereich muss daher langfristig mit einer Verschlechterung der Sedimentqualität aufgrund von verdrifteten feinkörnigen Baggergutanteilen gerechnet werden. Auch eine weitere Ausdehnung schadstoffbelasteter Randbereiche kann nicht ausgeschlossen werden. Die Entwicklung der Sedimentqualität wird von der zukünftig im VSB 686/690 tatsächlich untergebrachten Baggergutmenge, -zusammensetzung und -qualität abhängig sein. Bei den ökotoxikologi-

schen 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 Unterbringung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut inklusive des Baggergutes aus dem Hamburger Hafen 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 euthrophierende Wirkung der mit dem Baggergut eingebrachten Nährstoffe ebenfalls ausgeschlossen werden.

Mit Blick auf die Feinkornfraktion im Baggergut kann auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse zu den physikalischen sowie den chemischen Auswirkungen einer geplanten Unterbringung von bis zu 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. In Zeiten niedriger Oberwasserabflüsse und stärkerer Beaufschlagung der VSB 686/690 nehmen die beschriebenen Effekte für die stromauf des VSB 686/690 liegenden Bereiche (siehe Kap. 8.5.1) tendenziell zu, jedoch werden keine erheblichen Auswirkungen erwartet.

Bei Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten des Hamburger Hafens und einer gleichzeitigen Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den Amtsbereich des WSA Hamburg in den VSB 730/740 ist mit keinen weiteren Auswirkungen zu rechnen.

9.2 Fazit und Beurteilung der Auswirkungen

Sowohl die Untersuchungen im Zuge des hier vorliegenden Berichts als auch die bereits in BfG (2010 a) und BfG (2012 a) 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 den und im Umfeld der Unterbringungsflächen 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 Unterbringung auf die Erhaltungsziele der Schutzgebiete werden, bei einer jährlichen Unterbringungsmenge von 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 bzw. verschlechtern wird. Auch bei einer Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus den betrachteten Bereichen des Hamburger Hafens statt derselben Menge aus den BA 1 bis BA 3 in Einzeljahren (hydrologische Ausnahmesituation eines lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflusses) sind keine stärkeren Auswirkungen als schon beschrieben zu erwarten.

Tabelle 9-1 fasst die durch Baggerung und Unterbringung im VSB 686/690 wesentlichen Auswirkungen auf die Umwelt zusammen. Anhand dieser Auswirkungen können Optimierungen in der Unterbringungsstrategie erarbeitet werden. Die in Tabelle 9-1 genannten Auswirkungen sind Grundlage für das in Kapitel 10 beschriebene Überwachungsprogramm bei einer fortgesetzten Unterbringung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im VSB 686/690.

Tabelle 9-1: Wesentliche Auswirkungen von Baggerungen in den Baggerabschnitten BA 1 (Wedel) bis BA 10 (Scheelenkuhlen) und Baggergutverbringung im VSB 686/690

Auswirkung auf die Umwelt	Begründung
Fortschreitende Tendenz der Verlandung von Flachwasserzonen im Elbeabschnitt des VSB 686/690 möglich.	Flachwasserzonen sind wertvolle (Teil-) Lebensräume in der Unterelbe und eine Verdriftung von feinkörnigen Baggergutanteilen in diese Bereiche konnte nachgewiesen werden
Bildung und Aufwuchs von Ablagerungskörpern durch Ablagerung von Mittelsand und größeren Baggergutanteilen, infolgedessen Veränderung der Bathymetrie und Verringerung der Leistungsfähigkeit möglich.	Ablagerungskörper reduzieren die Leistungsfähigkeit von Verbringstellen (Erreichung unzureichender Wassertiefen) und / oder verstärkte Eintreibungen in den Fahrrinnenbereich sind zu erwarten; die Verbringstelle muss ggf. zeitweise geschlossen bzw. die Unterbringung von Baggergut eingeschränkt werden.
Intensivierung einer Kreislaufbaggerung bei Unterbringung von bindigem Baggergut im VSB 686/690 bei niedrigen Oberwasserabflüssen. .	Die Modellrechnungen der BAW (2012) zeigen bei Oberwasserabflüssen von weniger als 800 m ³ /s einen stromaufwärts gerichteten Nettotransport von mehr als 50 % der feinkörnigen Baggergutanteile. Bei einem Oberwasserabfluss von nur 180 m ³ /s steigt dieser Anteil auf 90%.
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 untergebracht, dass aufgrund der Belastung mit Schadstoffen in den Fall 3 nach GÜBAK (ANONYMUS 2009) eingestuft werden muss. Lokal und temporär konnte eine Verdriftung in die Seitenbereiche nachgewiesen werden.
Individuenverluste von Fischen, aus naturschutzfachlicher Sicht vor allem bei der FFH-Art Finte, im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen relevant, Verluste bleiben aber grundsätzlich sowie insbesondere bei Einhaltung der Ausschlusszeiten sehr gering.	Tötung von Fischen (insbesondere Eier und wenig bewegliche Larven und Jungfische der Finte) durch Einsaugen beim Baggervorgang sowie Überdeckung mit Sedimenten bei der Verbringung.

Fortsetzung Tabelle 9-1	
Auswirkung auf die Umwelt	Begründung
Auf den Verbringstellen Verringerung der Abundanz und Veränderung der Artenzusammensetzung der Benthosfauna möglich.	Überdeckung durch Grobsedimentanteile im Baggergut können wenig mobile Arten abtöten und die Artenzusammensetzung verändern.

10 Zukünftiges Überwachungsprogramm

Die in Kapitel 9 dort in Tabelle 9-1 genannten Auswirkungen sind Grundlage für die Festlegung von Art und Umfang eines empfohlenen Überwachungsprogramms. Das Überwachungsprogramm soll die tatsächlichen Auswirkungen der Unterbringung von jährlich bis zu 5,5 Mio. m³ Baggergut im Verbringstellenbereich (VSB) 686/690 inklusive der Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen erfassen.

Für die Einordnung und Beurteilung der Ergebnisse des Überwachungsprogramms im Bereich der Verbringstelle ist es grundsätzlich erforderlich, Baggergutzusammensetzung (Korngrößenverteilung) und Baggergutqualität (v. a. Belastung mit Schad- und Nährstoffen, toxische Belastungen) in den Herkunftsbaggerabschnitten in ausreichender Detailliertheit zu kennen. Eine fortlaufende Überwachung der frisch abgelagerten Sedimente in den Bagger-schwerpunkten der WSV sowie den vorgesehenen Baggerbereichen der HPA ist geboten, da das Baggergut qualitativ in den Fall 3 nach GÜBAK einzustufen ist (Schadstoffbelastung der Sedimente deutlicher höher als bei Sedimenten des Küstennahbereichs) und ökotoxikologisch als unbedenklich bis kritisch belastet (HPA-Baggergut zeigt höchstes ökotoxikologisches Belastungspotenzial gefolgt von BA 1 und BA 3) klassifiziert werden. Darüber hinaus können die Grobkornanteile im Baggergut (Mittelsand und gröbere Sedimente) je nach Baggerabschnitt und Baggerfeld variieren. Diese Anteile im Baggergut führen bei Unterbringung zu der Bildung von Ablagerungskörpern und infolgedessen zu einer Einschränkung der Leistungsfähigkeit der Verbringstelle. Außerdem verstärkt sich bei lang anhaltend niedrigen Oberwasserabflüssen der Stromauftransport der in Suspension bleibenden Schwebstoffe in Richtung Hamburg.

Im Bereich der Baggerabschnitte werden keine erheblichen Auswirkungen auf die Erhaltungsziele von Natura2000-Gebieten erwartet. Um jedoch das Sedimentmanagement hinsichtlich der Natura2000-Erhaltungsziele optimieren zu können, werden bereits Untersuchungen zu Auswirkungen der Unterhaltung auf die Finte durchgeführt (siehe Bioconsult, 2011 b im Auftrag des WSA Hamburg). Negative Auswirkungen auf die Populationsentwicklung der prioritären und streng geschützten Art Schierlings-Wasserfenchel werden nicht erwartet. Von einem über die derzeitigen Monitoringaktivitäten hinausgehenden Untersuchungsprogramm kann somit abgesehen werden.

Das Überwachungsprogramm im Elbeabschnitt Brunsbüttel, der den VSB 686/690 beinhaltet, aber auch ggf. in Abschnitten darüber hinaus, ist durch die in Kapitel 9, dort in Tabelle 9-1 beschriebenen wesentlichen Auswirkungen definiert.

Art und Umfang des erforderlichen Überwachungsprogramms ist in nachfolgender Tabelle 10-1 dargelegt.

Tabelle 10-1: Erforderliches Überwachungsprogramm aufgrund der wesentlichen Auswirkungen durch Baggerung und Unterbringung

Auswirkung auf die Umwelt	erforderliches Überwachungsprogramm
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.
Bildung und Aufwuchs von Ablagerungskörpern durch Ablagerung von Mittelsand und gröberen Baggergutanteilen, infolgedessen Veränderung der Bathymetrie und Verringerung der Leistungsfähigkeit möglich.	Beobachtung Gewässerbettentwicklung / Analyse Sedimentationsraten in Abhängigkeit von Baggergutmengen (v.a. nicht-bindige Sedimente) Erforderlich: regelmäßige Peilung der Verbringstellen (4-6 pro Jahr), insbesondere nach Unterbringung großer Mengen Baggergut.
Intensivierung einer Kreislaufbaggerung bei Unterbringung von bindigem Baggergut im VSB 686/690 bei niedrigen Oberwasserabflüssen.	Durchführung weiterer Untersuchungen zum Systemverständnis, z. B. auf der Basis von Messzeitreihen und Modellrechnungen der BAW zu Transportwegen und Sedimentbilanzen. Der Fokus sollte hier auf den großräumigen Verhältnissen liegen.
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 und des ökotoxikologischen Belastungspotenzials (Erfassung über unspezifische, integrale Messung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials mit einer geeigneten Biotestpalette). von Sedimenten im VSB 686/690 aber auch im weiteren Umfeld an schon bekannten Probennahmepunkten durch 2-jährliche Beprobung des VSB und der Seiten- bzw. Randbereiche – auch im weiteren Umfeld (Kerne oder Greifer).
	Überwachung Schadstoffbelastung und des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von Sedimenten in Baggerschwerpunkten der Baggerabschnitte BA 1 bis 3, BA 5 und BA 7 durch jährliche Beprobung mittels Greifer (auch HPA Baggerabschnitte, s. Einvernehmen zu Tonne E3, wird schon vollzogen)

Fortsetzung Tabelle 10-1	
Auswirkung auf die Umwelt	erforderliches Überwachungsprogramm
Individuenverluste von Fischen, aus naturschutzfachlicher Sicht vor allem bei der FFH-Art Finte im Zuge von Unterhaltungsbaggerungen relevant, bleiben aber grundsätzlich sowie insbesondere bei Einhaltung der Ausschlusszeiten sehr gering.	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).
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.	Entnahme von etwa acht Sedimentproben im Umfeld des VSB pro Längsbereisung (ca. alle 6 Jahre)

Ein gesondertes Monitoring bei Unterbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut aus dem Hamburger Hafen hat aus Sicht der BfG nicht zu erfolgen.

11 Literaturverzeichnis

Ackermann, F., Schubert, B. (2007): Trace metals as indicators for the dynamics of (suspended) particulate matter in the tidal reach of the River Elbe. - In: Förstner, U. & Westrich, B. (eds.): *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers*, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, p 296-304

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

Arbeitsgruppe Elbeästuar (2012): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar. <http://www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php>

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

Bach, L. (1997): Untersuchung an Seehunden im Gebiet des „Wurster Armes“ in Bezug auf die Verklappungen von Baggergut aus den Häfen in Bremerhaven – Teil 1: Bericht zu den durchgeführten Felduntersuchungen und der Auswertung von Flugzählungen. – Im Auftrag des Hansestadt Bremischen Amtes Bremerhaven, Bremen. 22 S.

Backhaus, J. O. (2015): Latent resonance in tidal rivers, with applications to River Elbe. *Journal of Marine Systems*, 151, 71-78.

BAW – Bundesanstalt für Wasserbau (2012): 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 1.0, Hamburg

BAW (2016): Unterhaltungsbaggerung Unter- und Außenelbe, Bodenproben 09/2012 – 09/2015, Bundesanstalt für Wasserbau, BAW-Auftragsnr. A395 501 10213

Below, H. & Bracht, H. (2009): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. Entwicklung der Population in Niedersachsen. Endbericht 2009. Hamburg.

Below, H. & Bracht, H. (2014): Monitoring des Schierlings-Wasserfenchels (*Oenanthe conioides*) in den FFH-Gebieten sowie weiterer Standorte in Hamburg – Erfassung 2013. Gutachten im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Natur- und Ressourcenschutz, Abteilung Naturschutz

Bergemann, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. - *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 39. Jahrgang, Heft 4/5, Seiten 134 – 237, 1995.

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (1999): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Außenweser. Band 1: Untersuchungen und Ergebnisse (BfG-Bericht Nr. 1146). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

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

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2001): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Ems-Ästuar. Klappstellen 1 bis 7 (BfG-Bericht Nr. 1329). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2003): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade (BfG-Bericht Nr. 1349). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2004): Umweltrisikoeinschätzung und FFH-Verträglichkeitseinschätzung für Projekte an Bundeswasserstraßen. Weitere Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt mit einem Salzwassertiefgang von rd. 14,50 m. - BfG-Bericht 1380, Koblenz.

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

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

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

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

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

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

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

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2012 a): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich zwischen Elbe-km 686/690- BfG-Bericht 1744, Koblenz

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

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2012 c): Monitoring der morphologischen, ökologischen und naturschutzfachlichen Auswirkungen eines Sedimentfangs vor Wedel an der Tideelbe. Abschlussbericht. - BfG-Bericht 1757, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2013): Abschlußbericht 2011 - Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe.- BfG-Bericht 1755, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2014 a): Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. - BfG-Bericht 1763, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2014 b): Das Hochwasserextrem des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. - BfG-Mitteilung Nr. 31, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2014 c): Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. - BfG-Mitteilung Nr. 30, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2015 a): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von sandigem Baggergut in der Unterelbe (Amtsbereich WSA Hamburg). - BfG-Bericht 1871, Koblenz

BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (2015 b): Morphologische Auswirkungen der Unterbringung sandigen Baggerguts auf Verbringstellen in der Tideelbe, Version 1.0, interner Arbeitsbericht, unveröffentlicht

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2016): Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen. - BfG-Bericht 1899, Koblenz

BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (2017): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740 in der Außenelbe. - BfG-Bericht 1922, Koblenz

Bijkerk, R. (1988): Ontsnappen of begraven blijven, De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerzaamheden. Literatuuronderzoek. RRD Aquatic Ecosystems, Groningen.

BioConsult (1998): Faunistische Erhebungen im Bereich der WSV-Klappstellen in der Außenweser. University of Bremen.

BioConsult (2002): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich der WSV-Klappstellen in der Außenweser. Klappstellen 1 - 5 im Bereich km 80 bis km 101. WSA Bremerhaven.

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

BioConsult (2006 b): Beaufschlagung von Tiefwasserklappstellen in der Außenweser. Monitoring der Auswirkungen auf Seehunde. Auftraggeber: WSV Bremerhaven. 44 S.

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 (2011): 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 (2015): Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. Planergänzungsunterlage II. 3 Finte. - Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 114 S. + Anlagen
www.kuestendaten.de/publikationen/Datencontainer/F/Bericht_BC-Fintenlaichprodukte_Elbe_2014_vs.1_2_Nov2015.pdf

BMUB (2016): MSRL-Maßnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee. - Bericht gemäß § 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. 128 S.

BMVI (2015): Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen. 109 S.

www.bafg.de/DE/08_Ref/U1/01_Arbeitshilfen/05_LF_Umweltbelange_Unterhaltung/unterhaltung-leitfaden.pdf

Boehlich, M. J., & Strotmann, T.(2008): The Elbe Estuary, Die Küste, Archive for research and technology on the North Sea and Baltic Coast, 74, 288-30, 2008.

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

Botanischer Verein zu Hamburg e.V. (2000-2004): F&E-Vorhaben „Pilotprojekt Schierlings-Wasserfenchel“. - Veröffentlichung der Ergebnisse unter <http://www.bg-web.de/botanischerverein/oenanthe/index.htm> (Stand 04.7.16)

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. 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

Burns, J.J. (2009): Harbor Seal and Spotted Seal, in: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. New York, London, S. 533–542.

Claus, E. (2015): Persönliche Mitteilung

Davis, R. A.; Klay, J. and Jewell, P. (1993): Sedimentology and stratigraphy of tidal sand ridges Southwest Florida inner shelf. - Journal of Sedimentary Research, 63(1), 91-104.

Dehnhardt, G. (2001): Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). Science 293, 102–104.

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

DRL (2005): Measurement of Sediment Transport at the Buoy E3 Dredged Material Disposal Site, German Bight, North Sea. - Dredging Research Ltd, Report 348.EU0905.1

Eichweber, G. & Lange, D. (1996): Über die Bedeutung der Reflexion von Obertiden für die Unterhaltungsaufwendungen in der Tideelbe. - Die Küste 58: 179 - 198.

Eichweber, G. & Lange, D. (1998): Tidal subharmonics and sediment dynamics in the Elbe Estuary. - International Conf. on Hydrosience and Engineering, Cottbus/Berlin, 31.8 - 3.9.

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

Elliot & Dewailly (1995): The structure and components of European estuarine fish assemblages. - Netherlands Journal of Aquatic Ecology 29, 397 – 417

Essink, K. (1999): Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conservation 5, 69–80.

EU 2004: Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rats vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117

Faude, U.; Heuner, M.; Bauer, E.-M.; Kleinschmit, B.; Schiewe, J.; Schröder, U. & Schmidlein, S. (2011): Detektion von Störstellen und Neophyten im Ästuarvorland der Elbe mittels neuartiger Fernerkundungsdaten und –verfahren. - In: Traub, K. P.; Kohlhus, J. & Lüllwitz, T. (Hrsg.): Geoinformationen für die Küstenzone. - Beiträge des 3. Hamburger Symposiums zur Küstenzone, 8. Strategie-Workshop zur Nutzung der Fernerkundung im Bereich der BfG/WSV, HCU Hamburg, 06.-08.10.2010, S.213-224.

FFH-Richtlinie 92/43/EWG: Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.

FGG Elbe (2015 a): Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021. - Download: http://www.fgg-elbe.de/berichte/aktualisierung-nach-art-13.html?file=tl_files/Downloads/EG_WRRL/ber/bp2015/Bewirtschaftungsplan_Stand_12-11-2015.pdf

FGG Elbe (2015 b): Entwurf der Aktualisierung des Maßnahmenprogramms nach § 82 WHG bzw. Artikel 11 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021. - Download: http://www.fgg-elbe.de/berichte.html?file=tl_files/Downloads/EG_WRRL/ber/mnp2015/massnahmenprogramm_12.11.2015.pdf

FGG Elbe (2015 c): <http://www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe/content/start/BesucherUnbekannt.action>

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

Freyhof, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1), 291 – 316

Galatius, A., Brasseur, S., Czeck, R., Jensen, L.F., Jeß, A., Körber, P., Pund, R., Siebert, U., Teilmann, J., Klöpffer, S. (2016): Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2016. 4 S.

Garve, E. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung vom 1.3.2004. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 24 (1): S.1-76. Hannover.

Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U. (2010): Schweinswalerfassung im Bereich des niedersächsischen Wattenmeeres im Rahmen eines Monitorings. Endbericht für die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 38 S.

GKSS – GKSS Forschungszentrum Geesthacht (1996): Untersuchungen zur Baggergutausbreitung und Wassergüte nach Verbringung am westlichen Neßsand, - Gutachten für die FFH, Vergabe Nr. SB 57/96F.

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

HABAB-WSV (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (BfG Bericht 1251)

HABAK-WSV (1999): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (BfG Bericht 1100)

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

Hahlbrock Marine Technology HMT (2012): Monitoring Nassbaggerei – MoNa, Anwenderhandbuch Berechnungsgrundlagen, Hamburg, unveröffentlicht.

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

Hein, H., S. Mai, S., Barjenbruch, U. (2014 a). Permutated numerical modelling of the M2-subharmonics in the Elbe estuary. - *International Conference on Computational Methods in Water Resources (CMWR 2014)*, Stuttgart, Germany; 06/2014.

Hein, H., Hein, B., Mai, S., & Barjenbruch, U. (2014 b): The Residence Time in the Elbe River focussing on the Estuary. - *ICHE 2014*, Hamburg, Lehfeldt & Kopmann (eds).

Hein, H., S. Mai, S., Barjenbruch, U. (2015): Freshwater related transport processes in the Elbe estuary. - E-proceedings of the 36th IAHR World Congress, 2015, Den Hague.

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.
[http://www.fahrrinnenausbau.de/Projektbuero/dokumente/Downloads/h/h5/Aquatische Fauna.pdf](http://www.fahrrinnenausbau.de/Projektbuero/dokumente/Downloads/h/h5/Aquatische_Fauna.pdf)

IBL Umweltplanung GmbH (2015 a): Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. - Planergänzungsunterlage II – 5.1 Schierlings-Wasserfenchel: Eingriffsermittlung und Bilanzierung. http://www.wsd-nord.wsv.de/Planfeststellung/Planfeststellung_Elbe/anlagen/FAP_Elbe_PEBII_5.1_Schierlings-Wasserfenchel_Eingriffsermittlung.pdf

IBL Umweltplanung GmbH (2015 b): Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. - Planergänzungsunterlage II – 2.1 Gefährdete Pflanzenarten. http://www.wsd-nord.wsv.de/Planfeststellung/Planfeststellung_Elbe/anlagen/FAP_Elbe_PEBII_2.1_Gefaehrdete_Pflanzenarten.pdf

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

IKSE - Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE – Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele

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, 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. (2001 a): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittel-elbe. Teil 1. - Fischer & Teichwirt 52 (5)

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

Kipp C. (2015): Analyse der Sedimentationshistorie in den Seitenbereichen der Tideelbe, Bachelorthesis. - Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften, TU Darmstadt

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 BaggergutUnterbringungen. - 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

Krieg, H.-J. (2007): Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna) Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe (2006) (Bericht im Auftrag des Sonderaufgabenbereich Tideelbe der ARGE ELBE Wasser-gütestelle Elbe).

Krieg, H.-J., Jacobi, A.-M. (2010 a): Najaden-Befischung im Bereich Blumensandhafen (Hamburg 2010) Bergung von Großmuscheln im Maßnahmengebiet Blumensandhafen (Auftraggeber: Hamburg Port Authority Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg). HUuG Tangstedt.

Krieg, H.-J., Jacobi, A.-M. (2010 b): Najaden-Befischung im Haken (Hamburg 2010) Bergung von Großmuscheln im Maßnahmengebiet Haken und Hafenmund (Auftraggeber: Hamburg Port Authority Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg).

Krieg, H.-J., Jacobi, A.-M. (2011): Najaden-Befischung im Reiherstieg (Hamburger Hafen im März 2011) Bergung von Großmuscheln im Maßnahmengebiet des Reiherstieges und deren Umsetzung (Auftraggeber: Hamburg Port Authority Neuer Wandrahm 4, 20457 Hamburg).

Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S., Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008, Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Hannover. 522 S.

Kurz, H. & Below, H. (2012): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. - Endbericht 2006 - 2012. Hamburg.

Leach & Houde (1999): Effects of environmental factors on survival, growth, and production of American shad larvae. - *Journal of Fish Biology* 54, 767 – 786

Leuchs, H. (1996): Auswirkungen von Baggern und Verklappen auf das Makro- zoobenthos im Küstenbereich - Dargestellt an einem Beispiel aus dem Elbeästuar. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift Supplement* 6, 177–187.

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.

Ludwig, G. & M. Schnittler (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde. Heft 28. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Bonn-Bad Godesberg.

Ludwig, G., Haupt, H., Gruttke, H. & M. Binot-Hafke (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (1), 23 – 71

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

Mierwald, U. & Romahn, K. (2006): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Schleswig-Holstein. - LANU SH – Natur – RL 18-1. 122 S.

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

Neubecker, J., Köhler, S., Obst, G. & Jensen, K. (2005): Der Schierlings-Wasserfenchel. Erfolgreiche Ansiedlung einer prioritären FFH-Art an der Elbe. - *Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg, Schr.-R. Umweltbehörde* 37 (8).

Neubecker, J. & Below, H. (2006): Monitoring des Schierlings-Wasserfenchels (*Oenanthe conioides*) in den Hamburger FFH-Gebieten – Gutachten im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, unveröffentlicht.

Neubecker, J. (2010): Schutzkonzept für den endemischen Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*). - *Natur und Landschaft* 85, Heft 12, Verlag W. Kohlhammer.

Neumann, M. (2002): Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. – Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (Hrsg.), 58 S.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R. (1998): The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 36, 127–178.

Petersen, G.H., Madsen, P.B., Jensen, K.T., van Bernem, K.H., Harms, J., Heiber, W., Kröncke, I., Michaelis, H., Rachor, E., Reise, K., others (1996): Red List of macrofaunal benthic invertebrates of the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 50, 69–76.

Poppendieck, H.-H., Bertram, H., Brandt, I., Engelschall, B. & Prandzinski, J. (2010): Der Hamburger Pflanzenatlas von a-z. Vrlg.: Botanischer Verein zu Hamburg e. V.

Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik, P., Krieg, H.-J., Krone, R., Nehmer, P., Reichert, K., Reiss, K., Schröder, H., Witt, J., Zettler, M.L. (2013): Rote Liste und Artenlisten der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere, in: Becker, N., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G., Nehring, S. (Eds.), *Rote Liste Gefährdeter Tiere, Pflanzen Und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen, Naturschutz Und Biologische Vielfalt*. Landwirtschaftsverlag, Münster, pp. 81–176.

Reiß, M (2015): Analyse der Sedimentationsdynamik im Baggerabschnitt Osteriff an der Tideelbe. - Masterarbeit an der TU Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Darmstadt

Ricking, M., Schwarzbauer, J. (2012): DDT isomers and metabolites in the environment: an overview. - *Environ. Chem. Lett.*, 10, pp 317-323.

Rolinski, S., & G. Eichweber (2000): Deformations of the tidal wave in the Elbe estuary and their effect on suspended particulate matter dynamics. - *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, 25, 4.

Schwarz, J., Heidemann, G. (1994): Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrob-
benpopulationen im Wattenmeer, S. 296-303. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., v.
Westernhagen, H., Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer.

Schubert, H.-J. (2005): Kontrolluntersuchungen im Fischeaufstieg am Elbewehr bei Geest-
hacht. Oktober – Dezember 2004. – Arbeitsbericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 20
S. Stand 06.12.2011

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

Sudfeldt, C., Doer, D., Hötter, H., Mayr, C., Unselt, C., Lindeiner, A., und H-G. Bauer (2002): Important Bird Areas (Bedeutende Vogelschutzgebiete) in Deutschland. - Ber. Vogelschutz 38 (2002): 17 - 109.

Terwindt, J. H. J. (1971): Sand waves in the southern bight of the North Sea. - Marine Geology, 10(1), 51-67.

Thiel, R., Sepúlveda, A. & S. Oesmann (1996): Occurrence and distribution of Twaite 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

Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & R. Vorberg (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands, 5. Fassung, Stand August 2013. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2), 11 – 76

Thiel, R. (2015): Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Arteninventar, Ökologie, Verbreitung, Bestand, Rote Liste, Gefährdung und Schutz. – Freie und Hansestadt Hamburg (Hrsg.), 170 S.

Todd, V.L.G., Todd, I.B., Gardiner, J.C., Morrin, E.C.N., MacPherson, N.A., DiMarzio, N.A., Thomsen, F. (2015): A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. ICES Journal of Marine Science 72, 328–340.

van Neer, A., Viquerat, S., Herr, H., Siebert, U. (2016): Flugbasierte Bestandsaufnahme der Kegelrobbenpopulation in Niedersachsen 2015/2016. Abschlussbericht an die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 37 S.

Vogel, S. (2000): Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 12. 41 S.

Wallingford, H. R. (2017): Dredge Disposal Plume Monitoring – Sediview Survey: Buoy E3 Dredged Material Disposal Site. Noch unveröffentlicht

Weiffen, M., Möller, B., Mauck, B., Dehnhardt, G. (2006): Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). Vision Research 46, 1777–1783.

Wetzel, M. A., von der Ohe, P.C., Manz, W., Koop, J. H. E. & Wahrendorf, D. S. (2012): The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. - Ecological Indicators 19, 118-129.

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

WSA Hamburg (2013): Gewässerkundlicher Bericht - Morphologische Strukturen im Fahrrinnenbereich der Tideelbe – Ein Beitrag zum Reviersteckbrief Tideelbe -, Hamburg, WSA – Az. 2-231.2 EI/107.

WSA Hamburg (2015): Gewässerkundlicher Bericht – Morphologische Entwicklungen im Fahrwasserbereich zwischen Elbe-km 638,9 – 689,8 im Zeitraum 2008 – 2014; 1/2015, Az. 231.2 EI/107

WSA Hamburg (2016): Morphologische Entwicklungen im Fahrwasserbereich zwischen Elbe-km 638,9 – 689,8 im Zeitraum 2008 – 2014. Gewässerkundlicher Bericht 1/2016, Az. 231.2 EI/107, Hamburg

WSD Nord (2012): http://www.wsd-nord.wsv.de/Planfeststellung/Planfeststellung_Elbe/index.html

12 Anhänge

12.1 Morphologie

Abbildung 12-1: Übersichtsplan Baggerabschnitte Tideelbe (Quelle WSA Hamburg)

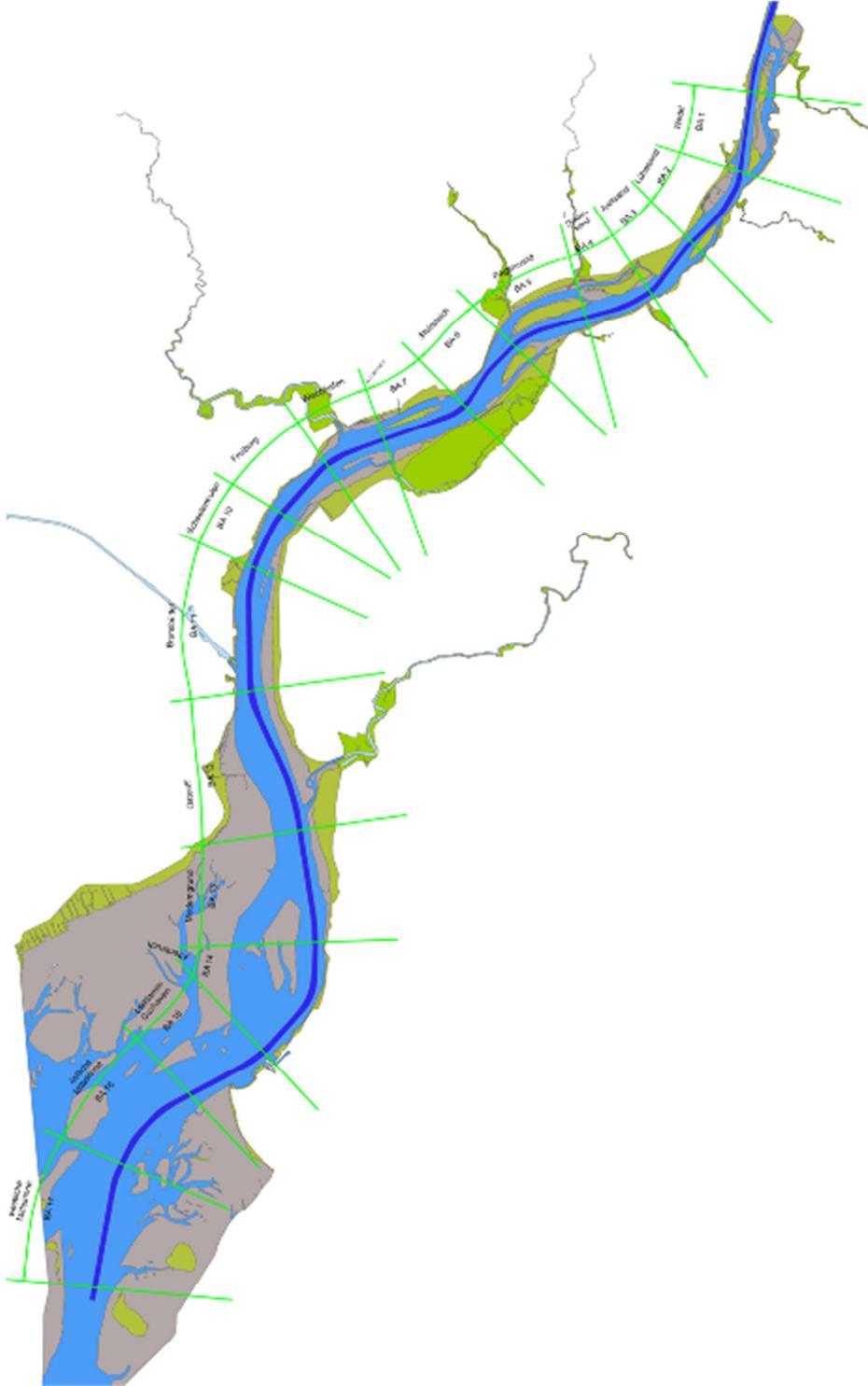


Tabelle 12-1: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2008

Baggermengen in 2008 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ 690_2.1/.2) (690,	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 12-2: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2009

Baggermengen in 2009 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 IG	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 12-3: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2010

Baggermengen 2010 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
<i>Nr.</i>	<i>Elbe-km</i>	<i>Baggerabschnitt</i>	Σ (690, 690_2.1/.2)	<i>VS 689 IG</i>	<i>VS 689 R</i>	<i>VS 687 R</i>	<i>VS 686 R</i>	<i>AG 1 - 3</i>	<i>Summe</i>
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 12-4: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2011

Baggermengen in 2011 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
<i>Nr.</i>	<i>Elbe-km</i>	<i>Baggerabschnitt</i>	Σ (690, 690_2.1/.2)	<i>VS 689 IG</i>	<i>VS 689 R</i>	<i>VS 687 R</i>	<i>VS 686 R</i>	<i>AG 1 - 3</i>	<i>Summe</i>
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0	1,435	0,013	0,077		1,525
		Sedimentfang (HPA)		0	0	0	0		0
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0	0,005	0,050	0,078		0,133
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0	0,736	0,004	0		0,740
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0	0,023	0	0		0,023
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0	0	0,011	0,023		0,034
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0,026	0,043	0	0,009		0,078
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0	0	0,132	0,210		0,342
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.		0	0	0,093	0,019		0,112
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0,004	0,008	0,037	0		0,049
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0	0	0	0		0
Summe					0,030	2,250	0,340	0,416	

Tabelle 12-5: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2012

Baggermengen 2012 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
<i>Nr.</i>	<i>Elbe-km</i>	<i>Baggerabschnitt</i>	Σ (690, 690_2.1/.2)	<i>VS 689 IG</i>	<i>VS 689 R</i>	<i>VS 687 R</i>	<i>VS 686 R</i>	<i>AG 1 - 3</i>	<i>Summe</i>
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0	2,079	0	0,010		2,089
		Sedimentfang (HPA)		0	0	0	0		0
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0	0	0,034	0,044		0,078
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0	0,900	0	0		0,900
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0	0	0	0		0
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0	0	0,024	0,023		0,047
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0	0	0,026	0,039		0,065
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0	0	0,061	0,073		0,134
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.		0,002	0	0	0		0,002
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0	0	0,003	0		0,003
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0	0,006	0	0,008		0,014
Summe				0,002	2,985	0,148	0,197		

Tabelle 12-6: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2013

Baggermengen in 2013 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
<i>Nr.</i>	<i>Elbe-km</i>	<i>Baggerabschnitt</i>	Σ (690, 690_2.1/.2)	<i>VS 689 IG</i>	<i>VS 689 R</i>	<i>VS 687 R</i>	<i>VS 686 R</i>	<i>AG 1 - 3</i>	<i>Summe</i>
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0	1,188	0	0		1,188
		Sedimentfang (HPA)		0	0	0	0		0
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0	0,484	0,024	0,062		0,570
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0	0	0,004	0		0,004
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0	0	0,016	0,030		0,046
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0	0	0,144	0,128		0,272
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0,212	0	0	0		0,212
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0	0	0,057	0,122		0,179
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischn. bis Scheelenk.		0,115	0,006	0,045	0,017		0,183
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0	0	0	0		0
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0	0	0	0,014		0,014
Summe				0,327	1,678	0,290	0,373		

Tabelle 12-7: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2014

Baggermengen 2014 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
<i>Nr.</i>	<i>Elbe-km</i>	<i>Baggerabschnitt</i>	Σ (690, 690_2.1/.2)	<i>VS 689 IG</i>	<i>VS 689 R</i>	<i>VS 687 R</i>	<i>VS 686 R</i>	<i>AG 1 - 3</i>	<i>Summe</i>
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0	2,028	0	0		2,028
		Sedimentfang (HPA)		0	0	0	0		0
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0	0,088	0,154	0,197		0,439
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0	1,368	0	0		1,368
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0,168	0	0	0		0,168
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0,010	0	0,072	0,111		0,193
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0	0,010	0,024	0		0,034
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0	0	0,039	0,009		0,048
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.		0	0	0	0		0
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0	0	0	0		0
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0,008	0,029	0,018	0,004		0,059
Summe				0,186	3,523	0,307	0,321		

Tabelle 12-8: Baggermengen der Baggerabschnitte im Amtsbereich Hamburg in 2015

Baggermengen in 2015 (in Mio. m³ Laderaumvolumen)									
Nr.	Elbe-km	Baggerabschnitt	Σ (690, 690_2.1/.2)	VS 689 IG	VS 689 R	VS 687 R	VS 686 R	AG 1 - 3	Summe
BA 1	638,9-644,0	Wedel		0	2,576	0,017	0		2,593
		Sedimentfang (HPA)		0	0	0	0		0
BA 2	644,0-649,5	Lühesand		0	0,353	0,125	0,036		0,514
BA 3	649,5-654,5	Juelssand		0	1,515	0,060	0,028		1,603
BA 4	654,5-659,0	Stadersand		0,006	0	0,055	0,041		0,102
BA 5	659,0-664,5	Pagensand		0	0	0,422	0,107		0,529
BA 6	664,5-670,0	Steindeich		0,061	0,016	0,032	0,032		0,141
BA 7	670,0-676,0	Rhinplate		0	0	0,115	0,155		0,27
BA 8- 10	676,0-689,8	Wischh. bis Scheelenk.		0	0	0,037	0,053		0,09
BA 11	689,8-698,5	Brunsbüttel		0,006	0,016	0,011	0,009		0,042
BA 12-17	698,5-748,0	Osteriff bis Westl. Me.		0,003	0,008	0,015	0,009		0,035
Summe				0,076	4,484	0,889	0,470		

Tabelle 12-9: Auf VS 686 R untergebrachte Baggergutmengen

(Gesamtmenge pro Bilanzzeitraum sowie auf 100 Tage normierte Menge, in kursiver Schrift kenntlich gemacht) unterteilt in die Kategorien BOB (bindige Sedimente mit hohem Feinkornanteil) und NB (überwiegend sandige Sedimente) Datenquellen WSV MoNa ergänzt durch Daten aus den Baggergutstatistiken des WSA Cuxhaven (Baggerbüro).

Bilanz- zeitraum (BLZ)	von	bis	Aktive VS	Baggergut der Kategorie NB	Baggergut der Kategorie BOB
#1	26.02.2008	08.10.2008	VS 686 R	0	0
#2	08.10.2008	10.03.2009	VS 686 R	0	0
#3	10.03.2009	08.09.2009	VS 686 R	0	0
#4	08.09.2009	24.03.2010	VS 686 R	0	0
#5	24.03.2010	13.07.2010	VS 686 R	0	0
#6	13.07.2010	22.03.2011	VS 686 R	210.500 <i>83.500</i>	0
#7	22.03.2011	26.05.2011	VS 686 R	25.000 <i>38.500</i>	23.500 <i>36.500</i>
#8	26.05.2011	13.07.2011	VS 686 R	0	0
#9	13.07.2011	01.09.2011	VS 686 R	0	110.000* <i>220.500</i>
#10	01.09.2011	12.03.2012	VS 686 R	31.000 <i>16.000</i>	20.000 <i>10.500</i>
#11	12.03.2012	30.08.2012	VS 686 R	91.000 <i>53.000</i>	48.000 <i>28.000</i>
#12	30.08.2012	25.10.2012	VS 686 R	12.000 <i>21.000</i>	5.000 <i>8.500</i>
#13	25.10.2012	12.02.2013	VS 686 R	4.500 <i>4.000</i>	67.000 <i>61.000</i>
#14	12.02.2013	18.03.2013	VS 686 R	0	0
#15/#16	18.03.2013	24.10.2013	VS 686 R	215.000 <i>97.500</i>	42.000 <i>19.000</i>
#17	24.10.2013	15.01.2014	VS 686 R	42.000 <i>50.500</i>	0
#18	15.01.2014	11.08.2014	VS 686 R	12.500 <i>6.000</i>	42.000 <i>20.000</i>
#19	11.08.2014	13.10.2014	VS 686 R	3.500 <i>6.000</i>	59.500 <i>94.500</i>
#20	13.10.2014	03.02.2015	VS 686 R	119.500 <i>106.000</i>	94.500 <i>83.500</i>

* Unterbringung erfolgte im Juli 2011 durch WSV-eigenen Saugbagger „Nordsee“, zu diesem Zeitpunkt sind diese Daten noch nicht durch MoNa erfasst, daher auch Unterbringung in BLZ #8 möglich.

Tabelle 12-10: Auf VS 687 R untergebrachte Baggergutmengen

(Gesamtmenge pro Bilanzzeitraum sowie auf 100 Tage normierte Menge, in kursiver Schrift kenntlich gemacht) unterteilt in die Kategorien BOB (bindige Sedimente mit hohem Feinkornanteil) und NB (überwiegend sandige Sedimente), Datenquellen WSV MoNa ergänzt durch Daten aus den Baggergutstatistiken des WSA Cuxhaven (Baggerbüro).

Bilanz- zeitraum	von	bis	Aktive VS	Baggergut der Kategorie NB	Baggergut der Kategorie BOB
				[m ³ Aufmassvol. bzw. (<i>m³ Aufmassvol</i>) /100d]	
#1	26.02.2008	08.10.2008	VS 687 R	0	0
#2	08.10.2008	10.03.2009	VS 687 R	0	0
#3	10.03.2009	08.09.2009	VS 687 R	0	0
#4	08.09.2009	24.03.2010	VS 687 R	0	0
#5	24.03.2010	13.07.2010	VS 687 R	0	0
#6	13.07.2010	22.03.2011	VS 687 R	407.000 <i>161.500</i>	0
#7	22.03.2011	26.05.2011	VS 687 R	0	32.500 <i>49.500</i>
#8	26.05.2011	13.07.2011	VS 687 R	0	0
#9	13.07.2011	01.09.2011	VS 687 R	0	0
#10	01.09.2011	12.03.2012	VS 687 R	6.000 <i>3.000</i>	13.000 <i>6.500</i>
#11	12.03.2012	30.08.2012	VS 687 R	45.500 <i>26.500</i>	45.000 <i>26.500</i>
#12	30.08.2012	25.10.2012	VS 687 R	15.000 <i>26.500</i>	8.500 <i>15.000</i>
#13	25.10.2012	12.02.2013	VS 687 R	14.000 <i>12.500</i>	29.500 <i>26.500</i>
#14	12.02.2013	18.03.2013	VS 687 R	0	0
#15/#16	18.03.2013	24.10.2013	VS 687 R	159.000 <i>72.000</i>	46.500 <i>21.000</i>
#17	24.10.2013	15.01.2014	VS 687 R	60.000 <i>72.000</i>	8.500 <i>10.000</i>
#18	15.01.2014	11.08.2014	VS 687 R	37.000 <i>18.000</i>	37.500 <i>18.000</i>
#19	11.08.2014	13.10.2014	VS 687 R	30.500 <i>48.500</i>	55.000 <i>87.000</i>
#20	13.10.2014	03.02.2015	VS 687 R	93.500 <i>83.000</i>	66.500 <i>59.000</i>

Tabelle 12-11: Auf VS 689 R untergebrachte Baggergutmengen

(Gesamtmenge pro Bilanzzeitraum sowie auf 100 Tage normierte Menge, in kursiver Schrift kenntlich gemacht) unterteilt in die Kategorien BOB (bindige Sedimente mit hohem Feinkornanteil) und NB (überwiegend sandige Sedimente) Datenquelle WSV MoNa ergänzt durch Daten aus den Baggergutstatistiken des WSA Cuxhaven (Baggerbüro)

Bilanz- zeitraum	von	bis	Aktive VS	Baggergut der Kategorie NB	Baggergut der Kategorie BOB
				[m ³ Aufmassvol. bzw. (m ³ Aufmass- vol.) /100d]	
#1	26.02.2008	08.10.2008	VS 689 R	0	0
#2	08.10.2008	10.03.2009	VS 689 R	0	976.000 <i>638.000</i>
#3	10.03.2009	08.09.2009	VS 689 R	286.500 <i>157.500</i>	2.197.000 <i>1.207.000</i>
#4	08.09.2009	24.03.2010	VS 689 R	21.000 <i>10.500</i>	515.500 <i>261.500</i>
#5	24.03.2010	13.07.2010	VS 689 R	0	1.138.000 <i>1.025.500</i>
#6	13.07.2010	22.03.2011	VS 689 R	140.000 <i>55.500</i>	33.500 <i>13.500</i>
#7	22.03.2011	26.05.2011	VS 689 R	57.500 <i>88.500</i>	752.000 <i>1.157.000</i>
#8	26.05.2011	13.07.2011	VS 689 R	0	0
#9	13.07.2011	01.09.2011	VS 689 R	0	351.000 <i>702.000</i>
#10	01.09.2011	12.03.2012	VS 689 R	20.000 <i>10.000</i>	1.056.500 <i>547.000</i>
#11	12.03.2012	30.08.2012	VS 689 R	0	1.642.000 <i>960.000</i>
#12	30.08.2012	25.10.2012	VS 689 R	0	442.000 <i>789.000</i>
#13	25.10.2012	12.02.2013	VS 689 R	55.000 <i>50.000</i>	747.500 <i>679.500</i>
#14	12.02.2013	18.03.2013	VS 689 R	0	90.695 <i>267.000</i>
#15	18.03.2013	07.10.2013	VS 689 R	37.500 <i>18.500</i>	1.255.640 <i>618.500</i>
#16	07.10.2013	24.10.2013	VS 689 R	6.000 <i>35.000</i>	67.000 <i>394.000</i>
#17	24.10.2013	15.01.2014	VS 689 R	39.799 <i>48.000</i>	143.500 <i>173.000</i>
#18	15.01.2014	11.08.2014	VS 689 R	221.000 <i>232.500</i>	1.747.000 <i>1.064.500</i>
#19	11.08.2014	13.10.2014	VS 689 R	146.500 <i>232.500</i>	670.500 <i>1.064.500</i>
#20	13.10.2014	03.02.2015	VS 689 R	295.000 <i>261.000</i>	817.000 <i>723.000</i>

Tabelle 12-12: Auf VS 689 1G untergebrachte Baggergutmengen

(Gesamtmenge pro Bilanzzeitraum sowie auf 100 Tage normierte Menge, in kursiver Schrift kenntlich gemacht) unterteilt in die Kategorien BOB (bindige Sedimente mit hohem Feinkornanteil) und NB (überwiegend sandige Sedimente) Datenquelle WSV MoNa ergänzt durch Daten aus den Baggergutstatistiken des WSA Cuxhaven (Baggerbüro)

Bilanz- zeitraum	von	bis	Aktive VS	Baggergut der Kategorie NB	Baggergut der Kategorie BOB
				[m ³ Aufmassvol. bzw. (<i>m³ Aufmass- vol.</i>) /100d]	
#1	26.02.2008	08.10.2008	VS 689 1G	0	0
#2	08.10.2008	10.03.2009	VS 689 1G	0	0
#3	10.03.2009	08.09.2009	VS 689 1G	0	0
#4	08.09.2009	24.03.2010	VS 689 1G	127.500 <i>64.500</i>	0
#5	24.03.2010	13.07.2010	VS 689 1G	201.000 <i>181.000</i>	1.239.000 <i>1.117.000</i>
#6	13.07.2010	22.03.2011	VS 689 1G	219.000 <i>87.000</i>	65.000 <i>26.000</i>
#7	22.03.2011	26.05.2011	VS 689 1G	0	0
#8	26.05.2011	13.07.2011	VS 689 1G	26.500 <i>55.000</i>	0
#9	13.07.2011	01.09.2011	VS 689 1G	0	0
#10	01.09.2011	12.03.2012	VS 689 1G	6.000 <i>3.000</i>	0
#11	12.03.2012	30.08.2012	VS 689 1G	0	0
#12	30.08.2012	25.10.2012	VS 689 1G	0	0
#13	25.10.2012	12.02.2013	VS 689 1G	54.500 <i>50.000</i>	0
#14	12.02.2013	18.03.2013	VS 689 1G	0	0
#15/#16	18.03.2013	24.10.2013	VS 689 1G	0	0
#17	24.10.2013	15.01.2014	VS 689 1G	272.000 <i>328.000</i>	0
#18	15.01.2014	11.08.2014	VS 689 1G	180.000 <i>86.500</i>	4.500 <i>2.000</i>
#19	11.08.2014	13.10.2014	VS 689 1G	1.500 <i>2.500</i>	0
#20	13.10.2014	03.02.2015	VS 689 1G	12.000 <i>10.500</i>	0

12.2 Schadstoffe

Tabelle 12-13: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 1 (Wedel) 2014

Probenbezeichnung BA 1 2014	Einheit	BA1-10	BA1-11	BA1-12	BA1-13	BA1-14	BA1-15	BA1-16	BA1-17	BA1-4	BA1-5	BA1-6	BA1-7	BA1-8	BA1-9	MW	3- Jahresmittel wert Wedel 2011-2013	RW 1	RW 2
		Analysenergebnisse	Einheit																
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	36,8	15,7	16,3	28,9	17,4	33,8	3,9	5	5,2	29,7	7,3	23,6	21,9	60,7	22			
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	38,9	26,4	23,2	42,3	15	36,7	4,5	7,6	31,8	57,5	1,8	26,2	36,3	1,3	25			
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	75,7	42,1	39,5	71,2	32,4	70,5	8,4	12,6	37	87,2	9,1	49,8	58,2	62	47			
Schwermetalle																			
Arsen (< 20µm)	mg/kg TM	30	29	32	31	34	31	33	36	31	29	32	28	29	31	31	29	40	120
Blei (< 20µm)	mg/kg TM	75	69	79	73	78	69	81	70	75	68	75	69	71	71	73	73	90	270
Cadmium (< 20µm)	mg/kg TM	1,1	1,1	2	1,1	2,4	1,1	2	1,5	1,1	1,1	1,2	1,2	1,1	1	1	2,1	1,5	4,5
Chrom (< 20µm)	mg/kg TM	95	95	90	90	92	93	100	92	99	94	96	93	93	93	94	75	120	360
Kupfer (< 20µm)	mg/kg TM	47	61	60	45	69	56	97	56	52	49	57	54	50	50	57	101	30	90
Nickel (< 20µm)	mg/kg TM	45	46	44	45	46	45	47	47	48	44	45	44	45	44	45	46	70	210
Quecksilber (< 20µm)	mg/kg TM	1,1	1	1,3	1,1	1,6	1,1	1,4	1	1,1	1	1	1	1	1,1	1,2	0,7	2,1	
Zink (< 20µm)	mg/kg TM	379	374	494	355	547	371	511	399	376	356	381	386	367	358	404	761	300	900
Kohlenwasserstoffe																			
Kohlenwasserstoffe (< 63µm)	mg/kg TM	89	48	104	108	62	468		159	214	84		40	86	58	126	112	200	600
PAK-Summe 16 EPA (< 63µm)	mg/kg TM	0,99	1,19	1,52	0,90	1,54	1,12		1,43	1,14	0,92		0,66	1,56	1,05	1,2	2	1,80	5,5
Chlororganische Verbindungen																			
Pentachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	1,59	1,05	1,87	1,40	2,16	1,35		1,67	1,57	1,26		0,68	2,06	1,11	1,5	2,1	1,0	3,0
Hexachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	6,08	4,04	7,09	5,34	5,25	6,38		4,92	5,14	4,93		2,81	8,08	4,52	5,4	12	1,8	5,5
Summe 7 PCB (< 63µm)	µg/kg TM	13	17	21	12	25	14		15	14	11		7,75	18	12	15	19	13	40
a-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,61	0,38	0,99	0,48	1,14	0,43		0,79	0,43	0,41		0,32	0,55	0,47	0,6	0,68	0,5	1,5
g-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,17	0,52	0,35	0,22	0,25	0,14		0,40	0,14	0,16		0,10	0,17	0,21	0,2	0,25	0,5	1,5
p,p-DDE (< 63µm)	µg/kg TM	3,43	2,61	7,09	3,51	8,95	3,83		6,27	3,78	3,44		2,21	4,98	3,87	4,5	5,2	1,0	3,0
p,p-DDD (< 63µm)	µg/kg TM	13	12	18	13	21	13		16	12	11		7,43	17	11	14	12	3,0	6,0
p,p-DDT (< 63µm)	µg/kg TM	1,06	0,59	0,13	1,54	2,65	2,13		2,86	0,14	6,08		0,76	1,60	1,34	1,7	3,8	1,0	3,0
Organozinnverbindungen																			
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM	25	14	25	22	16	25		5	13	28		23	24	20	20	56	20	300
Nährstoffe																			
Phosphor ges.	mg/kg TM	990	670	720	960	550	970	230	320	590	1080	480	790	980	870	729	1662	500	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM																0,4	0,15	
TOC	Gew.-% TM	2,4	2,1	1,3	2,5	0,9	2,2	0,4	0,5	1,2	2,6	0,7	1,5	2,5	2,1	1,6			

Tabelle 12-14: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im Sedimentfang bei Wedel 2015

Probenbezeichnung Sedimentfang 2015	Einheit	WG_FM_1	WK_BN_17	WK_CN_1	WK_EN_1	WK_DM_17	WK_EM_1	WK_FM_1	WK_DS_1	WK_ES_17	MW	3- Jahresmittel wert Wedel 2011-2013	RW 1	RW 2
		5032015	032015	7032015	7032015	032015	7032015	7032015	7032015	7032015				
Analysenergebnisse														
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TM	36,4	27,8	33,3	27,7	24,2	29,9	20,4	29,4	36,7				
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TM	28	15,3	19,7	15,2	30	20,9	20,6	28,3	41,6				
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	64,4	43,1	53	42,9	54,2	50,8	41	57,7	78,3				
Schwermetalle														
Arsen < 20 µm	mg/kg TM	31	27	28	29	26	29	27	26	24	27	30	40	120
Blei < 20 µm	mg/kg TM	78	67	70	73	63	66	69	59	57	67	70	90	270
Cadmium < 20 µm	mg/kg TM	2,1	2,4	2,8	2,5	1,6	1,7	2,0	1,5	1,6	2,0	1,9	1,5	4,5
Chrom ges. < 20 µm	mg/kg TM	91	72	75	76	71	79	80	65	68	75	80	120	360
Kupfer < 20 µm	mg/kg TM	69	108	80	84	52	64	60	59	53	69,89	81	30	90
Nickel < 20 µm	mg/kg TM	44	37	38	38	36	40	41	34	35	39	42	70	210
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TM	1,21	1,37	1,38	1,39	1,19	1,14	1,23	1,2	1,12	1,248	1,2	0,7	2,1
Zink < 20 µm	mg/kg TM	458	485	485	485	345	390	414	331	315	412	569	300	900
Kohlenwasserstoffe														
Kohlenwasserstoffe (< 63 µm)	mg/kg TM	-40	-40	109	-40	-40	-40	-40	-40	77	93	130	200	600
PAK-Summe 16 EPA (< 63 µm)	mg/kg TM	1,16	1,36	1,43	2,01	1,51	1,46	1,76	1,39	1,24	1,5	1,8	1,80	5,5
Chlororganische Verbindungen														
Pentachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM	1,02	1,02	1,13	1,42	1,16	1,14	1,66	1,91	1,06	1,28	1,9	1,0	3,0
Hexachlorbenzol (< 63 µm)	µg/kg TM	4,5	6,26	6,04	5,83	5,17	4,33	6,34	26	5,24	7,75	10	1,8	5,5
Summe 7 PCB (< 63 µm)	µg/kg TM	17	11	12	16	14	12	19	16	9,51	14	19	13	40
a-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM	0,75	0,84	0,47	1,07	0,70	0,47	0,66	0,69	0,69	0,70	0,80	0,5	1,5
g-HCH (< 63 µm)	µg/kg TM	0,25	0,35	0,25	0,49	0,31	0,41	0,41	0,33	0,23	0,3	0,30	0,5	1,5
p,p-DDE (< 63 µm)	µg/kg TM	2,95	3,25	4,34	4,43	3,69	3,15	5,85	3,29	3,19	3,79	4,9	1,0	3,0
p,p-DDD (< 63 µm)	µg/kg TM	8,23	7,89	8,11	12,59	10,15	9,25	14,39	9,01	4,85	9,39	11	3,0	6,0
p,p-DDT (< 63 µm)	µg/kg TM	0,36	3,48	6,6	5,59	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	1,73	3,3	1,0	3,0
Organozinnverbindungen														
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM	63	19	27	33	42	23	27	25	19	31	55	20	300
Nährstoffe														
Phosphor ges.	mg/kg TM	960	790	920	890	1020	870	890	980	1110		1492	500	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM	0,18	0,11	0,14	0,13	0,24	0,19	0,19	0,19	0,24		0,4	0,15	
TOC	Gew.-% TM	1,8	1	1,4	1,4	2	1,7	1,6	1,8	2,2		0,4		

Tabelle 12-15: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 3 (Juelssand) 2014

Probenbezeichnung BA 3 2014		BA3-1	BA3-10	BA3-11	BA3-2	BA3-3	BA3-4	BA3-5	BA3-6	BA3-7	BA3-8	BA3-9	MW	3- Jahresmittel wert Wedel 2011-2013	RW 1	RW 2
Analysenergebnisse	Einheit															
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	11,6	21,9	12,4	17,3	20,3	17,3	24,5	6,2	18,5	17,1	16,6	17			
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	11,8	19,7	13,5	11,8	23,1	18,9	33,7	3,4	17,4	23,6	16	18			
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	23,4	41,6	25,9	29,1	43,4	36,2	58,2	9,6	35,9	40,7	32,6	34			
Schwermetalle																
Arsen (< 20µm)	mg/kg TM	31	28	27	29	32	30	25	24	27	30	31	29	29	40	120
Blei (< 20µm)	mg/kg TM	72	67	71	67	76	71	63	53	70	73	73	69	73	90	270
Cadmium (< 20µm)	mg/kg TM	1,2	1,3	1,2	1,2	1,2	1,1	0,9	0,9	1,1	1,2	1,2	1,1	2,1	1,5	4,5
Chrom (< 20µm)	mg/kg TM	96	97	96	90	94	90	84	91	91	94	97	93	75	120	360
Kupfer (< 20µm)	mg/kg TM	53	59	53	50	51	47	45	56	51	50	57	52	101	30	90
Nickel (< 20µm)	mg/kg TM	45	48	45	43	45	43	39	45	44	45	47	44	46	70	210
Quecksilber (< 20µm)	mg/kg TM	1	1,1	1	1	1,3	0,97	0,66	0,67	0,95	1,0	1,0	1,0	1,2	0,7	2,1
Zink (< 20µm)	mg/kg TM	363	370	378	360	374	346	314	301	360	365	360	354	761	300	900
Kohlenwasserstoffe																
Kohlenwasserstoffe (< 63µm)	mg/kg TM	124	48	85	107	138	113	70		56	59	80	88	112	200	600
PAK-Summe 16 EPA (< 63µm)	mg/kg TM	1,28	1,18	1,62	4,36	1,94	1,35	1,37		1,06	1,11	1,20	1,6	2	1,80	5,5
Chlororganische Verbindungen																
Pentachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	1,71	1,39	1,74	1,68	1,68	1,38	1,89		0,89	1,25	1,38	1,5	2,1	1,0	3,0
Hexachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	6,84	5,05	7,72	5,50	12	5,80	6,70		3,34	4,18	4,29	6,1	12	1,8	5,5
Summe 7 PCB (< 63µm)	µg/kg TM	16	31	20	16	26	16	17		10	12	18	18	19	13	40
a-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,64	0,65	1,08	0,65	0,67	0,58	0,52		0,33	0,49	0,64	0,6	0,68	0,5	1,5
g-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,26	0,14	0,31	0,31	0,18	0,14	0,15		0,17	0,22	0,15	0,2	0,25	0,5	1,5
p,p-DDE (< 63µm)	µg/kg TM	5,56	5,05	6,18	5,15	3,69	4,70	4,12		2,62	4,91	4,60	4,7	5,2	1,0	3,0
p,p-DDD (< 63µm)	µg/kg TM	18	14	21	20	15	17	15		9,19	14	18	16	12	3,0	6,0
p,p-DDT (< 63µm)	µg/kg TM	4,23	0,75	0,19	5,15	7,14	2,04	2,41		2,28	0,12	0,15	2,4	3,8	1,0	3,0
Organozinnverbindungen																
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM	11	38	11	22	20	13	23		13	16	15	18	56	20	300
Nährstoffe																
Phosphor ges.	mg/kg TM	480	640	590	540	700	650	840	200	630	720	570	596	1662		500
Stickstoff ges.	Gew.-% TM													0,4		0,15
TOC	Gew.-% TM															

Tabelle 12-16: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 5 (Pagensand) 2014

Probenbezeichnung BA 5 2014		BA5-10	BA5-2	BA5-3	BA5-5	BA5-7a	BA5-7b	BA5-8	BA5-9	MW (ohne 7a und 7b)	3- Jahresmittel wert Büztfleth 2011-2013	RW 1	RW 2
Analysenergebnisse	Einheit												
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	7	6,2	1,5	1,3	29,4	10,4	14,8	2,2	9			
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	9,5	5,6	2,1	4,5	51,6	19	17	7,1	15			
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	16,5	11,8	3,6	5,8	81	29,4	31,8	9,3	24			
Schwermetalle													
Arsen (<20µm)	mg/kg TM	26	32	33	28	27	27	34	28	30	32	40	120
Blei (<20µm)	mg/kg TM	70	72	70	70	23	28	74	69	71	79	90	270
Cadmium (<20µm)	mg/kg TM	1,3	1,9	1	1,3	0,2	0,3	2,7	1,2	1,6	2,1	1,5	4,5
Chrom (<20µm)	mg/kg TM	100	99	100	98	79	81	90	99	98	90	120	360
Kupfer (<20µm)	mg/kg TM	56	62	63	68	18	23	74	62	64	66	30	90
Nickel (<20µm)	mg/kg TM	50	49	49	49	37	39	47	49	49	45	70	210
Quecksilber (<20µm)	mg/kg TM	1,1	1,2	0,87	1	0,05	0,07	1,6	1	1,1	1,3	0,7	2,1
Zink (<20µm)	mg/kg TM	403	481	350	378	91	115	571	371	426	484	300	900
Kohlenwasserstoffe													
Kohlenwasserstoffe (<63µm)	mg/kg TM	170	169			25	68	66		135	88	200	600
PAK-Summe 16 EPA (<63µm)	mg/kg TM	1,3	1,6			0,20	0,54	1,9		2	1,3	1,80	5,5
Chlororganische Verbindungen													
Pentachlorbenzol (<63µm)	µg/kg TM	1,7	1,2			0,06	0,17	1,6		1,5	1,1	1,0	3,0
Hexachlorbenzol (<63µm)	µg/kg TM	4,7	4,8			0,06	0,17	6,6		5,4	5,2	1,8	5,5
Summe 7 PCB (<63µm)	µg/kg TM	12	12			0,43	1,19	18		14	12	13	40
a-HCH (<63µm)	µg/kg TM	0,55	0,59			0,06	0,17	0,60		0,6	0,43	0,5	1,5
g-HCH (<63µm)	µg/kg TM	0,55	0,42			0,06	0,17	0,31		0,4	0,24	0,5	1,5
p,p-DDE (<63µm)	µg/kg TM	4,7	4,3			0,12	0,17	5,7		4,9	3,1	1,0	3,0
p,p-DDD (<63µm)	µg/kg TM	12	19			0,11	0,99	18		16	8,7	3,0	6,0
p,p-DDT (<63µm)	µg/kg TM	0,30	0,42			0,06	0,17	5,7		2,1	1,8	1,0	3,0
Organozinnverbindungen													
Tributylzinn-Kation (<2000 µm)	µg/kg TM	6	7			<1	<1	25		13	29	20	300
Nährstoffe													
Phosphor ges.	mg/kg TM	320	240	150	260	680	520	650	290	318		500	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM											0,15	
TOC	Gew.-% TM	0,6	0,4	0,2	0,5	2,5	1,4	1,4	0,9				

Tabelle 12-17: Einzelwerte der Schadstoffbelastungen von Sedimenten im BA 7 (Rhinplate) 2014

Probenbezeichnung BA 7 Rhinplate 2014	Einheit	BA7-10	BA7-3	BA7-4	BA7-5	BA7-6	BA7-7	BA7-8	MW	3- Jahresmittel wert Bützfleth 2011-2013	RW 1	RW 2
		Analysenergebnisse										
Fraktion 20-60 µm	Gew.-% TM	3	23,1	31	24,9	15,7	6,8	2,7	15			
Fraktion <20 µm	Gew.-% TM	7,5	48	48,5	32,9	29,8	13,3	4,2	26			
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TM	10,5	71,1	79,5	57,8	45,5	20,1	6,9	42			
Schwermetalle												
Arsen (< 20µm)	mg/kg TM	26	27	28	29	30	26	35	29	32	40	120
Blei (< 20µm)	mg/kg TM	50	57	61	66	67	68	68	62	79	90	270
Cadmium (< 20µm)	mg/kg TM	0,9	1	0,9	0,9	1,1	1	1,1	1,0	2,1	1,5	4,5
Chrom (< 20µm)	mg/kg TM	83	85	83	93	99	92	94	90	90	120	360
Kupfer (< 20µm)	mg/kg TM	42	43	40	50	48	51	52	47	66	30	90
Nickel (< 20µm)	mg/kg TM	41	41	39	44	46	45	46	43	45	70	210
Quecksilber (< 20µm)	mg/kg TM	1,1	0,93	0,89	0,93	0,94	1	0,91	1,0	1,3	0,7	2,1
Zink (< 20µm)	mg/kg TM	258	294	291	327	356	348	383	322	484	300	900
Kohlenwasserstoffe												
Kohlenwasserstoffe (< 63µm)	mg/kg TM	190	72	70	55	44	119		92	88	200	600
PAK-Summe 16 EPA (< 63µm)	mg/kg TM	1,7	1,2	1,0	1,3	1,1	2,4		1,5	1,3	1,80	5,5
Chlororganische Verbindungen												
Pentachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	1,7	1,4	1,4	1,4	0,75	1,7		1,4	1,1	1,0	3,0
Hexachlorbenzol (< 63µm)	µg/kg TM	8,5	6,2	11	5,0	2,2	6,0		6,4	5,2	1,8	5,5
Summe 7 PCB (< 63µm)	µg/kg TM	16	17	11	2	13	18		13	12	13	40
a-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,48	0,49	0,39	0,42	0,22	0,75		0,5	0,43	0,5	1,5
g-HCH (< 63µm)	µg/kg TM	0,48	0,23	0,14	0,21	0,57	0,40		0,3	0,24	0,5	1,5
p,p-DDE (< 63µm)	µg/kg TM	5,0	3,8	3,6	4,0	2,4	6,0		4,1	3,1	1,0	3,0
p,p-DDD (< 63µm)	µg/kg TM	13	15	13	15	9,7	29		16	8,7	3,0	6,0
p,p-DDT (< 63µm)	µg/kg TM	0,5	0,75	0,31	1,1	2,0	2,0		1,1	1,8	1,0	3,0
Organozinnverbindungen												
Tributylzinn-Kation (< 2000 µm)	µg/kg TM	7	21	19	18	14	10		15	29	20	300
Nährstoffe												
Phosphor ges.	mg/kg TM	290	1000	950	810	650	460	250	630		500	
Stickstoff ges.	Gew.-% TM										0,15	
TOC	Gew.-% TM	0,4	2,5	2,3	2	2,3	1,2	0,3				

Tabelle 12-18: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2012

2012	Trockensubstanz < 63µm (t)	Trockensubstanz < 20µm (t)	Anteile stromab [%]	Anteile stromauf [%]	mQ (m³/s)
Januar	42482	22597	78	22	1242
Februar	2416	1285	68	32	1091
März	67115	35699	80	20	1266
April	152065	80886	41	59	676
Mai			30	70	491
Juni			20	80	346
Juli	130737	82193	29	71	486
August	63511	38241	21	79	360
September	6162	3648	18	82	309
Oktober	100629	56732	22	78	378
November	102667	56201	25	75	424
Dezember	10891	6324	38	62	615
Baggergut- menge (t)	678676	383806			
mittl. monatl. Fracht (t)	67868	38381	39	61	640

Tabelle 12-19: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2013

2013	Trockensubstanz < 63µm (t)	Trockensubstanz < 20µm (t)	Anteile stromab [%]	Anteile stromauf [%]	mQ (m³/s)
Januar	944	629	92	8	1458
Februar			93	7	1474
März	186271	104906	75	25	1190
April	151538	81317	60	40	963
Mai			53	47	847
Juni			100	0	2433
Juli	5470	2910	64	36	1028
August	3666	1950	28	72	470
September			27	73	447
Oktober	40577	21583	35	65	575
November	25478	14430	39	61	631
Dezember	18468	12312	43	57	692
Baggergut- menge (t)	432411	240038			
mittl. monatl. Fracht (t)	54051	30005	59	41	1017

Tabelle 12-20: Baggergutmengen Trockensubstanz in < 63 µm und < 20 µm sowie stromab und stromauf transportierte Anteile bei mittleren Abflüssen der Monate im Jahr 2014

2014	Trockensubstanz < 63µm (t)	Trockensubstanz < 20µm (t)	Anteile stromab [%]	Anteile stromauf [%]	mQ (m³/s)
Januar	54356	28913	40	60	652
Februar	29931	16626	35	65	569
März	100681	54599	26	74	436
April	235299	134939	25	75	415
Mai			22	78	380
Juni			28	72	473
Juli	60978	33060	19	81	336
August	23254	14393	21	79	361
September	134555	76406	28	72	474
Oktober	92708	52553	34	66	565
November	89978	56699	34	66	555
Dezember	31773	18721	30	70	492
Baggergut- menge (t)	853512	486909			
mittl. monatl. Fracht (t)	85351	48691	28	72	476

Tabelle 12-21: Mittlere Abflüsse (mQ) der einzelnen Monate in den Jahren 2012 bis 2014 mit den berechneten bzw. interpolierten stromab und stromauf transportierten Anteilen in % (mit den von der BAW modellierten Anteilen als Grundlage: 180 m³/s: 10 % stromab und 90 % stromauf; 720 m³/s: 43 % stromab und 57 % stromauf; 1260 m³/s: 80 % stromab und 20 % stromauf)

Monat	Jahr	mQ [m³/s]		Stromab [%]	Stromauf [%]
Jan	2012	1242		78,1	21,9
Feb	2012	1091		68,4	31,6
Mrz	2012	1266		79,7	20,3
Apr	2012	676		41,5	58,5
Mai	2012	491		29,5	70,5
Jun	2012	346		20,1	79,9
Jul	2012	486		29,2	70,8
Aug	2012	360		21,0	79,0
Sep	2012	309		17,7	82,3
Okt	2012	378		22,2	77,8
Nov	2012	424		25,1	74,9
Dez	2012	615		37,5	62,5
Jan	2013	1458		92,1	7,9
Feb	2013	1474		93,2	6,8
Mrz	2013	1190		74,8	25,2

Fortsetzung Tabelle 11-21					
Monat	Jahr	mQ [m³/s]		Stromab [%]	Stromauf [%]
Apr	2013	963		60,0	40,0
Mai	2013	847		52,6	47,4
Jun	2013	2433		100,0	0,0
Jul	2013	1028		64,3	35,7
Aug	2013	470		28,1	71,9
Sep	2013	447		26,7	73,3
Okt	2013	575		34,9	65,1
Nov	2013	631		38,6	61,4
Dez	2013	692		42,5	57,5
Jan	2014	652		39,9	60,0
Feb	2014	569		34,5	65,5
Mrz	2014	436		25,9	74,1
Apr	2014	415		24,6	75,4
Mai	2014	380		22,3	77,7
Jun	2014	473		28,3	71,7
Jul	2014	336		19,4	80,6
Aug	2014	361		21,1	78,9
Sep	2014	474		28,4	71,6
Okt	2014	565		34,3	65,7
Nov	2014	555		33,6	66,4
Dez	2014	492		29,6	70,4

12.3 Ökotoxikologie

Baggerabschnitt BA 1 Wedel

Tabelle 12-22: Limnische Biotestpalette – Proben aus dem gesamten Baggerabschnitt 2010-2014

BIG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes							Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (o ₂) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF	Salinität [‰]	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert		
110239, Tideelbe 44, 05-2011	02.05.2011	641,552	0 - 20	54,9	PW	7,5	6,9	5,6	n.b.	2	0,9	-19	0	-2	0	0	0	0	
					EL	7	0,29	5,8	n.b.	1,2	0,4	4	0	-3	0	0	0	0	
BA1-15, Baggerabschnitt 1-15	15.09.2014	643,394	0 - 60	41,3	PW	7,5	8,5	3,4	5,7	2	n.b.	-24	0	-14	0	40	1		
					EL	7,2	<0,5	5,3	n.b.	1,3	n.b.	3	2	-18	0	0	0	0	
BA1-4, Baggerabschnitt 1-4	15.09.2014	643,229	0 - 60	41,6	PW	7,5	9	3,9	5,2	2	n.b.	-4	0	-14	0	0	0		
					EL	7,2	<0,5	5,4	n.b.	1,3	n.b.	19	2	-26	0	0	0	0	
BA1-7, Baggerabschnitt 1-7	15.09.2014	643,927	0 - 60	49,2	PW	7,3	19	2,4	5,4	2,3	n.b.	0	0	-28	0	100	1		
					EL	7	5,4	5,3	n.b.	1,4	n.b.	1	0	-19	0	0	0	0	
BA1-9, Baggerabschnitt 1-9	15.09.2014	642,884	0 - 60	47,1	PW	7,7	5,4	4,1	5,8	1,7	n.b.	11	2	-23	0	30	1		
					EL	7,2	<0,5	7,2	n.b.	1,3	n.b.	-23	0	-11	0	0	0	0	

Förderreflekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-23: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2010

BIG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Kernlänge [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
WK_AN_030310_1	03.03.2010	150	59,3	PW	7,5	4,6	3,8	8,2	1,61	-14	0	5	0	0	0	0
				EL	7,1	<1	7,0	7,0	0,95	-49	0	0	0	0	0	0
WK_BN_030310_1	03.03.2010	150	60,1	PW	7,5	2,8	4,1	8,2	1,55	5	0	9	0	0	0	0
				EL	7,1	<1	6,9	6,9	0,96	-109	0	-1	0	0	0	0
WK_CN_030310_1	03.03.2010	120	58,5	PW	7,3	20,1	1,6	8,1	2,07	32	2	17	0	10	0	II
				EL	7,0	<1	5,5	5,5	1,13	-61	0	0	0	0	0	
WK_DN_030310_1	03.03.2010	160	65,1	PW	7,4	3,0	3,6	8,1	1,65	-13	0	14	0	0	0	0
				EL	7,1	<1	6,5	6,5	0,89	-130	0	2	0	0	0	0
WK_FN_030310_1	03.03.2010	120	48,7	PW	7,2	72,8	0,7	6,3	2,85	71	2	28	1	100	1	II
				EL	7,1	38,6	4,5	6,0	1,36	66	1	6	0	0	0	0
WK_CS_030310_1	03.03.2010	120	53,8	PW	7,3	26,6	0,8	6,6	2,31	21	1	25	1	0	0	I
				EL	7,0	3,9	4,3	5,2	1,22	17	0	4	0	0	0	0
WK_DS_030310_1	03.03.2010	130	53,4	PW	7,3	34,6	2,9	5,8	1,97	42	1	14	0	20	1	I
				EL	7,1	15,8	2,9	5,0	1,21	80	1	6	0	0	0	0
WK_ES_030310_1	03.03.2010	180	50,3	PW	7,3	37,4	1,9	5,2	2,19	42	2	16	0	50	1	II
				EL	7,1	16,7	3,2	5,1	1,28	37	1	4	0	0	0	0
WK_BM_030310_1	03.03.2010	180	61	PW	7,5	7,5	3,3	5,8	2,24	-6	0	12	0	0	0	0
				EL	7,2	1,0	3,9	5,2	1,02	-3	0	-16	0	0	0	0
WK_EM_030310_1	03.03.2010	110	51	PW	7,2	57,0	1,6	5,1	2,19	57	2	22	1	10	0	II
				EL	7,0	29,0	3,1	5,8	1,32	80	1	-4	0	0	0	0
WK_ES2_030310_1 (Doppelbest. WK_ES_030310_1)	03.03.2010	180	48,7	PW	7,3	41,0	1,4	5,1	2,24	44	1	19	0	60	1	Doppelbestimmung
				EL	7,1	19,7	3,4	5,2	1,26	48	1	-8	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-24: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2010

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Kernlänge [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Amphipodentest DIN EN ISO 16712		Toxizitätsklasse	
					pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mg/cm ²]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Mortalität [%]	pT-Wert		
WK_AN_030310_1	03.03.2010	150	59,3	PW	7,6	4,6	5,9		1,59	0,60	59	1	5	0	8	n.t.	I
				EL	7,2	4,3	7,7		33,4	20,8	22	1	n.b.	-			
WK_BN_030310_1	03.03.2010	150	60,1	PW	7,7	2,8	5,9		1,54	0,60	44	1	9	0	0	n.t.	I
				EL	7,3	3,0	7,9		33,8	21,1	11	0	n.b.	-			
WK_CN_030310_1	03.03.2010	120	58,5	PW	7,4	20,1	7,0		2,20	1,00	74	2	17	0	7	n.t.	II
				EL	7,2	17,5	7,5		33,6	21,0	24	1	n.b.	-			
WK_DN_030310_1	03.03.2010	160	65,1	PW	7,7	3,0	7,4		1,60	0,60	34	1	14	0	10	n.t.	I
				EL	7,3	3,7	7,7		33,7	21,0	-26	0	n.b.	-			
WK_FN_030310_1	03.03.2010	120	48,7	PW	7,2	72,8	8,5		2,95	1,40	86	2	28	1	7	n.t.	II
				EL	7,2	73,2	6,9		34,5	21,5	44	1	n.b.	-			
WK_CS_030310_1	03.03.2010	120	53,8	PW	7,3	26,6	7,8		2,33	1,00	69	2	25	1	17	n.t.	II
				EL	7,2	26,5	7,1		34,9	21,9	24	1	n.b.	-			
WK_DS_030310_1	03.03.2010	130	53,4	PW	7,2	34,6	6,7		2,66	1,20	68	2	14	0	3	n.t.	II
				EL	7,1	38,7	5,8		33,9	21,3	40	1	n.b.	-			
WK_ES_030310_1	03.03.2010	180	50,3	PW	7,3	37,4	5,3		2,70	1,30	78	2	16	0	15	n.t.	II
				EL	7,1	39,8	5,9		33,0	20,6	30	1	n.b.	-			
WK_BM_030310_1	03.03.2010	180	61	PW	7,5	7,5	6,6		2,05	0,90	59	1	12	0	2	n.t.	I
				EL	7,4	7,7	6,6		33,7	21,1	2	0	n.b.	-			
WK_EM_030310_1	03.03.2010	110	51	PW	7,3	57,0	8,7		2,49	1,10	74	2	22	1	20	l.t.	II
				EL	7,1	57,6	6,1		33,8	21,1	23	1	n.b.	-			
WK_ES2_030310_1 (Doppelbest. WK_ES_030310_1)	03.03.2010	180	48,7	PW	7,2	41,0	6,3		2,70	1,30	80	2	19	0	18	n.t.	Doppelbestimmung
				EL	7,1	39,5	5,5		34,5	21,5	30	1	n.b.	-			

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-25: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang August 2010

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Kernlänge [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ N (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mg/cm ²]	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK10-08-03_AN	03.08.2010	170	55,3	PW	7,4	76	0,5	3,13	52	3	7	0	50	1	III
				EL	7,2	21	5,1	1,40	-14	3	-2	0	0	0	
WK10-08-03_BN	03.08.2010	120	61,7	PW	7,4	59	0,6	2,93	30	1	16	0	70	1	I
				EL	7,5	13	5,0	1,14	25	1	6	0	0	0	
WK10-08-03_CN	03.08.2010	130	50,4	PW	7,4	54	0,7	2,82	35	1	20	2	40	1	III
				EL	7,2	15	5,2	1,40	-23	3	1	0	0	0	
WK10-08-03_DN	03.08.2010	120	50,2	PW	7,4	63	0,7	2,87	26	1	12	0	80	1	III
				EL	7,2	22	5,0	1,43	-13	3	6	0	0	0	
WK10-08-03_FN	03.08.2010	70	38,1	PW	7,5	19	1,9	2,25	-10	0	8	0	0	0	III
				EL	7,4	4,0	5,0	1,59	-31	3	-7	0	0	0	
WK10-08-03_DS	03.08.2010	80	43,8	PW	7,5	35	2,0	2,84	18	0	1	0	50	1	III
				EL	7,4	11	5,1	1,48	-34	3	7	0	30	1	
WK10-08-03_ES	03.08.2010	110	43,2	PW	7,3	81	0,4	3,19	53	1	21	2	100	1	IV
				EL	7,2	48	4,1	1,69	-2	4	14	0	60	1	
WK10-08-03_CM	03.08.2010	70	36,3	PW	7,4	28	0,8	2,49	26	1	12	0	0	0	III
				EL	7,8	22	4,2	1,70	n.d.	3	7	0	0	0	
WK10-08-03_EM	03.08.2010	70	44,3	PW	7,3	70	0,5	3,09	40	1	16	0	100	1	IV
				EL	7,3	42	4,1	1,67	11	4	13	0	0	0	
WK10-08-03_FM	03.08.2010	105	51,8	PW	7,3	61	0,5	2,89	35	1	4	0	40	1	III
				EL	7,1	19	4,7	1,40	-57	3	-8	0	0	0	
WK10-08-03_JN (Doppelbest. WK10-08-03_FN)	03.08.2010	70	38,2	PW	7,5	31	1,4	2,29	-9	0	7	0	20	1	Doppelbestimmung
				EL	7,4	7,0	5,0	1,60	-53	3	-1	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-26: Marine Biotestpalette – Sedimentfang August 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Kernlänge [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Amphipodentest DIN EN ISO 16712		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Mortalität [%]	pT-Wert	
WK10-08-03_AN	03.08.2010	170	55,3	PW	7,4	76	0,5	32,0	20,0	75	4	7	0	3	n.t.	IV
				EL	7,2	51	5,3	26,0	16,0	6	0	n.b.	-			
WK10-08-03_BN	03.08.2010	120	61,7	PW	7,4	59	0,6	32,0	20,0	93	3	16	0	2	n.t.	III
				EL	7,3	35	6,2	28,5	17,6	-6	0	n.b.	-			
WK10-08-03_CN	03.08.2010	130	50,4	PW	7,4	54	0,7	32,0	20,0	89	3	20	2	7	n.t.	III
				EL	7,3	47	5,2	25,0	14,9	1	0	n.b.	-			
WK10-08-03_DN	03.08.2010	120	50,2	PW	7,4	63	0,7	32,0	20,0	86	4	12	0	5	n.t.	IV
				EL	7,3	54	5,5	24,0	14,8	22	1	n.b.	-			
WK10-08-03_FN	03.08.2010	70	38,1	PW	7,5	19	1,9	32,0	20,0	56	3	8	0	5	n.t.	III
				EL	7,3	22	5,6	18,0	10,5	26	2	n.b.	-			
WK10-08-03_DS	03.08.2010	80	43,8	PW	7,5	35	2,0	32,0	20,0	82	4	1	0	7	n.t.	IV
				EL	7,3	29	5,0	21,0	12,7	21	1	n.b.	-			
WK10-08-03_ES	03.08.2010	110	43,2	PW	7,3	81	0,4	32,0	20,0	97	5	21	2	5	n.t.	V
				EL	7,1	74	5,0	21,0	12,6	25	2	n.b.	-			
WK10-08-03_CM	03.08.2010	70	36,3	PW	7,4	28	0,8	32,0	20,0	82	3	12	0	3	n.t.	III
				EL	7,2	42	4,0	16,2	9,5	17	0	n.b.	-			
WK10-08-03_EM	03.08.2010	70	44,3	PW	7,3	70	0,5	32,0	20,0	97	5	16	0	3	n.t.	V
				EL	7,2	68	4,5	21,6	13,0	27	2	n.b.	-			
WK10-08-03_FM	03.08.2010	105	51,8	PW	7,3	61	0,5	32,0	20,0	69	4	4	0	3	n.t.	IV
				EL	7,2	53	5,1	25,3	15,5	43	2	n.b.	-			
WK10-08-03_JN (Doppelbest. WK10-08-03_FN)	03.08.2010	70	38,2	PW	7,5	31	1,4	32,0	20,0	61	3	7	0	2	n.t.	Doppelbestimmung
				EL	7,4	25	5,0	18,2	10,5	37	3	n.b.	-			

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-27: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2011

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
WK_BN_22032011	22.03.2011	60,4	PW	7,3	120	1,1	5,1	3,58	92	2	30	2	100	3	III
			EL	7,2	48	7,4	7,4	1,27	-1	0	7	0	100	1	
WK_CN_22032011	22.03.2011	53	PW	7,2	110	1,2	5,2	3,48	90	2	2	0	100	2	II
			EL	7,2	57	7,0	7,0	1,5	31	1	4	0	50	1	
WK_EN_22032011	22.03.2011	53,2	PW	7,2	130	1,4	5,2	3,51	89	2	2	0	100	3	III
			EL	7,2	60	5,8	5,8	1,42	13	0	1	0	100	1	
WK_CM_22032011	22.03.2011	44,5	PW	7,3	100	1,1	5,1	3,25	65	2	4	0	100	1	II
			EL	7,2	54	5,1	5,1	1,55	42	1	7	0	100	1	
WK_EM_22032011	22.03.2011	47,3	PW	7,2	140	0,4	5,1	3,65	93	2	7	0	100	2	II
			EL	7,2	63	5,5	5,5	1,52	78	(3)*	4	0	100	2	
WK_FM_22032011	22.03.2011	43	PW	7,2	120	1,4	5,1	3,43	91	2	3	0	100	2	II
			EL	7,4	70	5,1	5,1	1,6	86	(4)*	9	0	100	2	
WK_DS_22032011	22.03.2011	55,6	PW	7,2	70	1,2	5,2	3,12	79	2	14	0	100	1	II
			EL	7,1	40	5,2	5,2	1,3	46	(4)*	3	0	100	1	
WK_ES_22032011	22.03.2011	43,2	PW	7,2	140	0,9	5,1	3,47	93	2	7	0	100	3	III
			EL	7,2	82	5,0	5,0	1,68	82	(5)*	12	0	100	2	
WK_JS_22032011 (Doppelbest. WK_ES_22032011)	22.03.2011	45,5	PW	7,4	140	1,7	5,3	3,42	92	2	-6	0	100	2	Doppelbestimmung
			EL	7,1	81	5,1	5,1	1,75	90	(4)*	10	0	100	2	

*) Gekennzeichnete Werte sind nach Basisdokument der HPA auf Grund einer pH-Wert-Erhöhung im Testverlauf größer 1,5 pH-Wert-Sufen als nicht valide anzusehen. Diese Daten werden nicht bei der Ermittlung der Toxizitätsklasse berücksichtigt.

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-28: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2011

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348 2		Amphipodentest DIN EN ISO 16712		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ (nachher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Mortalität [%]	pT-Wert	
WK_BN_22032011	22.03.2011	60,4	PW	7,3	120	1,1	5,1	3,58	2,0	94	2	30	2	11,7	n.t.	II
			EL	7,1	77	7,4	7,4	23,4	15,0	16	0	-	-	-	-	
WK_CN_22032011	22.03.2011	53	PW	7,2	110	1,2	5,2	3,48	2,0	91	2	2	0	5	n.t.	II
			EL	7,0	98	7,0	7,0	19,2	12,0	22	1	-	-	-	-	
WK_EN_22032011	22.03.2011	53,2	PW	7,2	130	1,4	5,2	3,51	2,0	89	2	2	0	16,7	n.t.	II
			EL	6,9	110	5,8	5,8	18,72	12,0	3	0	-	-	-	-	
WK_CM_22032011	22.03.2011	44,5	PW	7,3	100	1,1	5,1	3,25	2,0	77	2	4	0	15	n.t.	II
			EL	6,9	92	5,1	5,1	13,2	8,0	48	1	-	-	-	-	
WK_EM_22032011	22.03.2011	47,3	PW	7,2	140	0,4	5,1	3,65	2,0	87	2	7	0	55	t.*	II
			EL	7,0	100	5,5	5,5	23,1	14,0	85	2	-	-	-	-	
WK_FM_22032011	22.03.2011	43	PW	7,2	120	1,4	5,1	3,43	2,0	80	2	3	0	61,7	t.*	II
			EL	7,0	110	5,1	5,1	20,6	12,0	60	2	-	-	-	-	
WK_DS_22032011	22.03.2011	55,6	PW	7,2	92	1,2	5,2	3,12	2,0	75	2	14	0	11,7	n.t.	II
			EL	6,9	70	5,2	5,2	26,2	16,0	34	1	-	-	-	-	
WK_ES_22032011	22.03.2011	43,2	PW	7,2	140	0,9	5,1	3,47	2,0	86	2	7	0	88,3	t.*	II
			EL	6,9	120	5,0	5,0	21,9	13,0	78	2	-	-	-	-	
WK_JS_22032011 (Doppelbest. WK_ES_22032011)	22.03.2011	45,5	PW	7,4	140	1,7	5,3	3,42	2,0	94	2	-6	0	23,3	l.t.*	Doppelbestimmung
			EL	6,9	120	5,1	5,1	22,6	14,0	93	2	-	-	-	-	

*) Auf Grund der hohen Ammoniumgehalte im Testgut ist eine hierdurch erzeugte Toxizität nicht auszuschließen. Diese Ergebnisse sind bei der Toxizitätsbewertung nicht zu berücksichtigen.

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-29: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2012

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348 2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_BN_14032012	14.03.2012	53,5	PW	7,2	58,9	2,94/7,87	2210	82	2	28	2	10	0	II
			EL	7,2	31,2	4,5	1303	60	1	10	0	10	0	
WK_CN_14032012	14.03.2012	49,4	PW	7,2	96,2	2,16/6,55	2830	83	2	26	1	0	2	II
			EL	7,1	55,2	4,6	1399	72	1	8	0	10	0	
WK_EN_14032012	14.03.2012	63,8	PW	7,4	5,1	4,89/8,07	1340	46	1	11	0	10	0	I
			EL	7,2	0,1	6,7	892	-20	0	5	0	10	0	
WK_DM_14032012	14.03.2012	51,5	PW	7,2	95,3	1,91/6,53	2630	68	1	20	0	10	0	II
			EL	7,0	43,0	3,8	1340	83	2	4	0	0	2	
WK_EM_14032012	14.03.2012	55,5	PW	7,3	68,6	5,3	2370	91	2	24	2	3	1	II
			EL	7,0	20,7	4,9	1324	28	1	15	0	10	0	
WK_FM_14032012	14.03.2012	50,7	PW	7,3	85,4	5,8	2380	85	2	22	1	0	1	II
			EL	7,0	45,6	5,2	1373	66	1	10	0	6	1	
WK_ES_14032012	14.03.2012	49,4	PW	7,4	99,8	5,7	2530	88	2	19	0	0	1	II
			EL	7,1	42,6	5,1	1403	75	2	13	0	5	1	
WK_FS_14032012	14.03.2012	49,6	PW	7,3	####	5,6	2720	93	3	20	0	0	2	III
			EL	7,0	52,8	4,5	1428	48	1	13	0	3	1	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-30: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2012

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_BN_14032012	14.03.2012	53,5	PW	7,2	58,9	2,94/7,87	2210	n.b.	53	1	28	2	II
			EL	6,9	32,8	7,0	33200	20,8	15	0	-	-	
WK_CN_14032012	14.03.2012	49,4	PW	7,2	96,2	2,16/6,55	2830	n.b.	63	2	26	1	II
			EL	7,0	118,0	7,2	34700	21,7	32	1	-	-	
WK_EN_14032012	14.03.2012	63,8	PW	7,4	5,1	4,89/8,07	1340	n.b.	-29	0	11	0	0
			EL	7,2	7,4	7,6	33300	20,8	-20	0	-	-	
WK_DM_14032012	14.03.2012	51,5	PW	7,2	95,3	1,91/6,53	2630	n.b.	69	2	20	0	II
			EL	7,0	199,5	6,0	33000	20,6	21	1	-	-	
WK_EM_14032012	14.03.2012	55,5	PW	7,3	68,6	5,3	2370	n.b.	73	2	24	2	II
			EL	7,1	56,8	6,6	3370	21,0	19	0	-	-	
WK_FM_14032012	14.03.2012	50,7	PW	7,3	85,4	5,8	2380	n.b.	66	2	22	1	II
			EL	7,1	102,6	6,8	34100	21,4	8	0	-	-	
WK_ES_14032012	14.03.2012	49,4	PW	7,4	99,8	5,7	2530	n.b.	72	2	19	0	II
			EL	7,0	117,1	6,5	33400	20,9	32	1	-	-	
WK_FS_14032012	14.03.2012	49,6	PW	7,3	101,5	5,6	2720	n.b.	80	2	20	0	II
			EL	7,1	89,3	7,1	34200	21,4	14	0	-	-	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-31: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2013

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_CN_07032013	07.03.2013	50,5	PW	7,0	29,5	3,6	2260	85	3	0	0	10	0	III
			EL	7,2	13,2	5,2	1272	9	0	-19	0	10	0	
WK_DN_07032013	07.03.2013	56,3	PW	7,5	53,4	4,8	2130	86	3	5	0	8	1	III
			EL	7,6	21,6	7,9	1187	24	1	-10	0	10	0	
WK_EN_07032013	07.03.2013	56,3	PW	7,5	50,3	4,8	2220	86	2	0	0	0	1	II
			EL	7,6	16,4	7,9	1207	32	1	6	0	10	0	
WK_GN_07032013	07.03.2013	51,2	PW	7,6	47,6	6,3	1893	74	2	-7	0	5	1	II
			EL	7,1	21,8	4,3	1300	-25	0	-26	0	10	0	
WK_CM_07032013	07.03.2013	54,5	PW	7,6	10,8	5,5	1900	79	2	-5	0	8	1	II
			EL	7,6	0,1	7,9	1112	8	0	-14	0	10	0	
WK_EM_07032013	07.03.2013	52,8	PW	7,5	50,4	5,1	2310	86	3	0	0	0	1	III
			EL	7,0	23,6	3,6	1260	-19	0	-4	0	10	0	
WK_FM_07032013	07.03.2013	60,7	PW	7,7	4,0	7,1	1675	69	1	-14	0	10	0	I
			EL	7,1	0,1	7,1	908	-151	0	-22	0	10	0	
WK_DS_07032013	07.03.2013	59,9	PW	7,4	52,0	3,6	2570	87	3	4	0	3	1	III
			EL	7,6	20,0	7,9	1135	-7	0	0	0	10	0	
WK_FS_07032013	07.03.2013	49,6	PW	7,6	58,0	6,4	2010	75	2	-11	0	7	1	II
			EL	7,0	36,7	4,8	1342	3	0	-30	0	10	0	
WK_GS_07032013	07.03.2013	45,8	PW	7,5	48,8	6,0	2260	67	2	-5	0	0	1	II
			EL	7,1	28,9	4,0	1368	-8	0	-18	0	10	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-32: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2013

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Amphipodentest DIN EN ISO 16712		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Mortalität [%]	pT-Wert	
WK_CN_07032013	07.03.2013	50,5	PW	7,0	29,5	3,6	2260	n.b.	87	2	0	0	13	n.t.	II
			EL	7,3	33,7	5,0	22400	13,6	25	1	-	-			
WK_DN_07032013	07.03.2013	56,3	PW	7,5	53,4	4,8	2130	n.b.	82	2	5	0	0	n.t.	II
			EL	7,2	49,8	5,8	25900	15,8	29	1	-	-			
WK_EN_07032013	07.03.2013	56,3	PW	7,5	50,3	4,8	2220	n.b.	72	2	0	0	0	n.t.	II
			EL	7,1	44,3	5,9	25700	15,7	28	1	-	-			
WK_GN_07032013	07.03.2013	51,2	PW	7,6	47,6	6,3	1893	n.b.	61	2	-7	0	7	n.t.	II
			EL	7,1	51,2	5,0	24200	14,7	62	2	-	-			
WK_CM_07032013	07.03.2013	54,5	PW	7,6	10,8	5,5	1900	n.b.	83	2	-5	0	7	n.t.	II
			EL	7,3	13,0	6,0	23200	13,8	17	0	-	-			
WK_EM_07032013	07.03.2013	52,8	PW	7,5	50,4	5,1	2310	n.b.	80	2	0	0	0	n.t.	II
			EL	7,1	51,8	5,8	24800	15,1	38	1	-	-			
WK_FM_07032013	07.03.2013	60,7	PW	7,7	4,0	7,1	1675	n.b.	60	1	-14	0	0	n.t.	I
			EL	7,3	3,5	2,4	26800	14,4	22	1	-	-			
WK_DS_07032013	07.03.2013	59,9	PW	7,4	52,0	3,6	2570	n.b.	81	2	4	0	7	n.t.	II
			EL	7,2	43,0	7,0	26600	16,3	34	1	-	-			
WK_FS_07032013	07.03.2013	49,6	PW	7,6	58,0	6,4	2010	n.b.	76	2	-11	0	3	n.t.	II
			EL	7,1	64,0	4,5	23500	14,2	71	2	-	-			
WK_GS_07032013	07.03.2013	45,8	PW	7,5	48,8	6,0	2260	n.b.	80	2	-5	0	0	n.t.	II
			EL	7,0	49,6	3,9	21700	13,1	56	2	-	-			

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-33: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang Februar 2014

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_CN_20022014	20.02.2014	51,5	PW	7,2	110	0,8	3560	62	2	7	0	0	2	III
			EL	7,0	67,0	3,4	1502	58	3	-17	0	0	1	
WK_DN_20022014	20.02.2014	62,4	PW	7,5	12	2,4	2090	-91	0	-25	0	1	1	I
			EL	7,1	-0,4	5,4	1073	3	0	-10	0	6	1	
WK_EN_20022014	20.02.2014	48,5	PW	7,2	99	0,9	3740	76	2	9	0	0	3	IV
			EL	7,1	74,0	2,5	1597	53	4	10	0	0	2	
WK_DM_20022014	20.02.2014	46,5	PW	7,1	100	1,4	3732	76	2	15	0	0	3	IV
			EL	7,2	77,0	3,4	1640	50	4	-26	0	0	2	
WK_EM_20022014	20.02.2014	53,1	PW	7,2	87	1,5	3930	65	2	7	0	0	3	III
			EL	7,0	40,0	3,1	1413	34	3	-17	0	0	2	
WK_FM_20022014	20.02.2014	47,3	PW	7,1	130	3,9	3790	90	3	11	0	0	3	III
			EL	7,0	88,0	2,5	1670	61	3	-15	0	0	2	
WK_DS_20022014	20.02.2014	43	PW	7,2	85	1,1	3560	73	2	-7	0	0	2	III
			EL	7,1	76,0	4,0	1692	46	3	-15	0	0	2	
WK_ES_20022014	20.02.2014	43,1	PW	7,1	140	0,8	4030	93	3	-3	0	0	3	IV
			EL	7,1	99,0	3,8	1837	73	4	-12	0	0	2	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-34: Marine Biotestpalette – Sedimentfang Februar 2014

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_CN_20022014	20.02.2014	51,5	PW	7,2	110	0,8	3560	n.b.	92	2	7	0	II
			EL	6,9	88	4,2	2400	14,5	68	1	-	-	
WK_DN_20022014	20.02.2014	62,4	PW	7,5	12	2,4	2090	n.b.	71	2	-25	0	II
			EL	7,2	13	6,4	2610	15,9	28	1	-	-	
WK_EN_20022014	20.02.2014	48,5	PW	7,2	99	0,9	3740	n.b.	80	2	9	0	II
			EL	6,9	97	3,3	2260	13,6	66	1	-	-	
WK_DM_20022014	20.02.2014	46,5	PW	7,1	100	1,4	3732	n.b.	92	2	15	0	II
			EL	7,2	100	3,0	2170	13,0	69	1	-	-	
WK_EM_20022014	20.02.2014	53,1	PW	7,2	87	1,5	3930	n.b.	96	3	7	0	III
			EL	6,9	82	3,2	2440	14,8	88	2	-	-	
WK_FM_20022014	20.02.2014	47,3	PW	7,1	130	3,9	3790	n.b.	96	2	11	0	II
			EL	6,9	120	2,6	2220	13,3	93	2	-	-	
WK_DS_20022014	20.02.2014	43	PW	7,2	85	1,1	3560	n.b.	87	2	-7	0	II
			EL	6,9	99	3,4	1990	11,8	74	1	-	-	
WK_ES_20022014	20.02.2014	43,1	PW	7,1	140	0,8	4030	n.b.	95	2	-3	0	II
			EL	6,9	140	3,7	2020	12,0	98	1	-	-	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-35: Limnische Biotestpalette – Sedimentfang März 2015

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_BN_17032015	17.03.2015	63,3	PW	7,4	3	4,6	1325	-62	0	-6	0	10	0	0
			EL	7,0	-0,4	7,8	889	-44	0	0	0	10	0	
WK_CN_17032015	17.03.2015	54,6	PW	7,6	2	5,5	1262	-73	0	-3	0	10	0	I
			EL	7,1	-0,4	5,3	941	-65	0	-5	0	6	1	
WK_EN_17032015	17.03.2015	55,9	PW	7,5	2	4,8	1243	-61	0	-5	0	8	1	I
			EL	6,9	-0,4	6,6	928	-86	0	-6	0	3	1	
WK_DM_17032015	17.03.2015	50,9	PW	7,4	18	2,7	1922	-87	0	-3	0	10	0	0
			EL	7,0	0,4	4,4	1229	-52	0	-17	0	10	0	
WK_EM_17032015	17.03.2015	54,6	PW	7,2	55	3,1	2660	59	1	-9	0	3	1	I
			EL	7,0	2,8	4,5	1279	18	0	-12	0	10	0	
WK_FM_17032015	17.03.2015	56,9	PW	7,2	83	2,4	2460	65	1	-15	0	5	1	I
			EL	7,0	37,0	4,1	1186	-47	0	-14	0	7	1	
WK_DS_17032015	17.03.2015	50,8	PW	7,4	15	3,0	1803	-117	0	-11	0	1	1	I
			EL	7,0	0,5	4,3	1179	-20	0	-15	0	10	0	
WK_ES_17032015	17.03.2015	45,4	PW	7,4	11	2,7	1906	-100	0	-8	0	4	1	I
			EL	7,1	-0,4	3,7	1269	-32	0	-11	0	10	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-36: Marine Biotestpalette – Sedimentfang März 2015

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
WK_BN_17032015	17.03.2015	63,3	PW	7,4	2,8	4,6	1325	n.b.	-83	0	-6	0	0
			EL	7,1	3,0	7,3	24600	17,0	-77	0	-	-	
WK_CN_17032015	17.03.2015	54,6	PW	7,6	1,9	5,5	1262	n.b.	-26	0	-3	0	0
			EL	7,0	0,8	8,6	23300	15,8	-78	0	-	-	
WK_EN_17032015	17.03.2015	55,9	PW	7,5	2,0	4,8	1243	n.b.	13	0	-5	0	0
			EL	7,1	0,5	7,6	23300	16,0	-7	0	-	-	
WK_DM_17032015	17.03.2015	50,9	PW	7,4	18,0	2,7	1922	n.b.	-30	0	-3	0	I
			EL	6,9	15,0	8,0	22500	15,2	46	1	-	-	
WK_EM_17032015	17.03.2015	54,6	PW	7,2	55,0	3,1	2660	n.b.	65	1	-9	0	I
			EL	6,9	49,0	8,9	23200	15,8	-40	0	-	-	
WK_FM_17032015	17.03.2015	56,9	PW	7,2	83,0	2,4	2460	n.b.	12	0	-15	0	0
			EL	6,9	60,0	8,2	24500	16,8	17	0	-	-	
WK_DS_17032015	17.03.2015	50,8	PW	7,4	15,0	3,0	1803	n.b.	70	1	-11	0	I
			EL	7,0	15,0	8,5	21940	14,9	-64	0	-	-	
WK_ES_17032015	17.03.2015	45,4	PW	7,4	11,0	2,7	1906	n.b.	38	1	-8	0	I
			EL	7,1	9,4	8,0	20190	13,5	-33	0	-	-	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Baggerabschnitt BA 3 Juellssand

Tabelle 12-37: Limnische Biotestpalette – Proben aus dem gesamten Baggerabschnitt 2010-2015

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	Hemm. in Gl [%]	pT-Wert	
100874, Juellssand 111, Hauptstrecke	25.08.2010	650,708	0 - 20	67,9	EL	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.v.	n.v.	4	0	0	0	0
						7,5	0,94	7,1	n.b.	0,93	0,2							
100876, Juellssand 113, Hauptstrecke	25.08.2010	651,433	0 - 70	68,2	EL	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.v.	n.v.	8	0	0	0	0
						7,5	<0,05	7,2	n.b.	0,93	0,2							
100877, Juellssand 114, Hauptstrecke	25.08.2010	651,619	0 - 15	53,8	EL	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.v.	n.v.	2	0	0	0	0
						7,4	1,8	5,3	n.b.	1	0,3							
100878, Juellssand 115, Hauptstrecke	25.08.2010	651,65	0 - 40	56,9	EL	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.v.	n.v.	5	0	0	0	0
						7,4	0,31	6,3	n.b.	1,1	0,3							
100881, Juellssand 118, Hauptstrecke	25.08.2010	651,863	0 - 50	59,2	EL	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.v.	n.v.	1	0	0	0	0
						7,2	0,45	6,1	n.b.	1,1	0,3							
110243, Tideelbe 8, 05-2011	03.05.2011	650,676	0 - 20	56,4	PW	7,4	19,2	5,1	n.b.	1,3	0,4	-45	0	4	0	0	0	0
					EL	7,4	11,6	6,4	n.b.	0,96	0,2	-162	0	n.b.	0	0	0	0
110246, Tideelbe 54, 05-2011	03.05.2011	654,526	0 - 20	51,9	PW	7,4	32,2	4,5	7,8	1,4	0,5	-37	0	5	0	0	0	0
					EL	7,2	4,2	6,1	n.b.	1,1	0,3	-129	0	4	0	0	0	0
BA3-11, Baggerabschnitt 3-11	15.09.2014	649,905	0 - 60	61	PW	7,4	13	3,5	5,4	2,2	n.b.	2,9	0	-25,8	0	20	1	II
					EL	7,1	1,7	5	6,3	1,2	n.b.	24,5	2	-13,7	0	0	0	
BA3-3	16.09.2014	Mischprobe BA3-3.1, BA3-3.2	49,9		PW	7,7	7,4	4	5,3	1,5	n.b.	-26	2	-16,1	0	50	1	II
					EL	7,2	<0,5	n.b.	7,1	1,1	n.b.	-26,7	2	-19,6	0	0	0	
BA3-4	16.09.2014	Mischprobe BA3-4.1, BA3-4.2	53,1		PW	7,5	8,6	4,1	5,3	2,1	n.b.	-53,7	0	-9,7	0	30	1	II
					EL	7,3	<0,5	6,6	n.b.	1,2	n.b.	13,2	2	-18,6	0	0	0	
BA3-5	16.09.2014	Mischprobe BA3-5.1, BA3-5.2	47,6		PW	7,2	21	3,7	6,2	2	n.b.	14,2	0	-25,3	0	30	1	II
					EL	7,1	15	6,1	n.b.	1,3	n.b.	45,6	2	-20,1	0	0	0	
E-0815-23, Schwinde	05.08.2015	654,834	0 - 20	65	PW	7,4	7,7	4,2	7,1	1,8	n.b.	-90,5	0	12,9	0	0	0	0
					EL	7,2	2,4	7	n.b.	1,1	n.b.	19,3	0	7,5	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Baggerabschnitt BA 5 Pagensand

Tabelle 12-38: Limnische Biotestpalette – August 2010

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
100897, Pagensand 214, Hauptstrecke	25.08.2010	659,483	0 - 30	56,1	EL	7,4	<0,05	6,5	n.b.	0,92	0,2	n.v.	n.v.	2	0	0	0	0
100899, Pagensand 216, Hauptstrecke	25.08.2010	659,67	0 - 50	61,7	EL	7,4	<0,05	7,1	n.b.	1	0,3	n.v.	n.v.	3	0	0	0	0
100901, Pagensand 218, Hauptstrecke	24.08.2010	660,087	0 - 40	73,6	EL	7,4	6,6	7,5	n.b.	0,85	0,2	n.v.	n.v.	3	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-39: Marine Biotestpalette – August 2010

BiG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert		
100897, Pagensand 214, Hauptstrecke	25.08.2010	659,483	0 - 30	56,1	EL	7,3	12,5	7,5	33,7	n.b.	-149	0	2	0	0	
100899, Pagensand 216, Hauptstrecke	25.08.2010	659,67	0 - 50	61,7	EL	7,4	11,9	7,9	33,4	n.b.	-121	0	3	0	0	
100901, Pagensand 218, Hauptstrecke	24.08.2010	660,087	0 - 40	73,6	EL	7,5	7,2	7,5	33,6	n.b.	-139	0	3	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-40: Limmische Biotestpalette – Schwarztonnensandes Nebenebe, September 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [WS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
10507267-003, Schwarztonnensander Nebenebe 5b	20.09.2010	662,775	0 - 98	66	EL	7,1	0,09	9	n.b.	1,4	0,5	-78	0	0	0	0	0	0
10507267-005, Schwarztonnensander Nebenebe 6	20.09.2010	663,016	0 - 93	69,4	EL	7,2	0,1	8,7	n.b.	1,6	0,6	-92	0	-1	0	0	0	0
10507267-007, Schwarztonnensander Nebenebe 10	20.09.2010	0,346	30 - 93	83,6	EL	7,4	0,16	9,2	n.b.	1	0,3	-12	0	7	0	0	0	0
10507267-009, Schwarztonnensander Nebenebe 12	20.09.2010	0,574	15 - 95	66,1	EL	7,3	6,2	8,3	n.b.	1,4	0,5	-135	0	0	0	0	0	0
10507267-010, Schwarztonnensander Nebenebe 12	20.09.2010	0,574	108 - 200	76,1	EL	7,5	12,7	8,7	n.b.	0,92	0,2	-126	0	-3	0	0	0	0
10507267-012, Schwarztonnensander Nebenebe 17	20.09.2010	1,171	97 - 175	77	EL	7,4	0,12	8,9	n.b.	1,2	0,4	-130	0	-7	0	0	0	0
10507267-013, Schwarztonnensander Nebenebe 20	20.09.2010	1,331	20 - 98	72,8	EL	7,4	3,6	8,2	n.b.	1,2	0,4	-69	0	-10	0	0	0	0
10507267-015, Schwarztonnensander Nebenebe 23	20.09.2010	1,77	40 - 95	57	EL	7,4	0,09	8,2	n.b.	1,1	0,3	-116	0	-6	0	0	0	0
10507267-016, Schwarztonnensander Nebenebe 23	20.09.2010	1,77	130 - 297	70,4	EL	7,6	28	8,4	n.b.	1,1	0,3	-56	0	-8	0	0	0	0
10507267-017, Schwarztonnensander Nebenebe 25	20.09.2010	1,754	25 - 98	68	EL	7,4	22,5	8,1	n.b.	2,2	1	-85	0	-7	0	0	0	0
10507267-018, Schwarztonnensander Nebenebe 25	20.09.2010	1,754	105 - 300	75,2	EL	7,4	21,6	8,5	n.b.	1,1	0,3	-37	0	0	0	0	0	0
10507267-019, Schwarztonnensander Nebenebe 26	20.09.2010	1,962	25 - 98	66,2	EL	7,4	21,7	7,9	n.b.	1,3	0,4	-18	0	-4	0	0	0	0
10507267-020, Schwarztonnensander Nebenebe 26	20.09.2010	1,962	100 - 298	61,1	EL	7,4	52,8	6,7	n.b.	1,4	0,5	17	0	5	0	40	1	I
10507267-021, Schwarztonnensander Nebenebe 31	20.09.2010	2,396	18 - 95	70,3	EL	7,2	<0,05	8,7	n.b.	1,6	0,6	-76	0	4	0	0	0	0
10507267-026, Schwarztonnensander Nebenebe 39b	20.09.2010	3,226	115 - 300	69,5	EL	7,4	<0,05	8,9	n.b.	1,4	0,5	-28	0	3	0	0	0	0
10507267-029, Schwarztonnensander Nebenebe 45	20.09.2010	3,751	6 - 100	69,3	EL	7,3	<0,05	8,4	n.b.	1,5	0,6	-29	0	6	0	0	0	0
10507267-030, Schwarztonnensander Nebenebe 45	20.09.2010	3,751	115 - 200	71,4	EL	7,3	<0,05	8,9	n.b.	1,4	0,5	5	0	-5	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-41: Marine Biotestpalette – Schwarztonnensandes Nebelbe, September 2010

BIG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348.2 (farbkorrigiert)		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
10507267-003, Schwarztonnensander Nebelbe 5b	20.09.2010	662,775	0 - 98	66	EL	7,2	2,2	8,9	33,9	21,2	-267	0	0	0	0	
10507267-005, Schwarztonnensander Nebelbe 6	20.09.2010	663,016	0 - 93	69,4	EL	7,2	0,06	8,6	33,7	21,1	-265	0	-1	0	0	
10507267-007, Schwarztonnensander Nebelbe 10	20.09.2010	0,346	30 - 93	83,6	EL	7,4	0,55	8,8	33,4	20,9	-237	0	7	0	0	
10507267-009, Schwarztonnensander Nebelbe 12	20.09.2010	0,574	15 - 95	66,1	EL	7,2	13,4	8,4	33,8	21,1	-259	0	0	0	0	
10507267-010, Schwarztonnensander Nebelbe 12	20.09.2010	0,574	108 - 200	76,1	EL	7,3	17,5	8,9	32,8	20,4	-21	0	-3	0	0	
10507267-012, Schwarztonnensander Nebelbe 17	20.09.2010	1,171	97 - 175	77	EL	7	0,74	9,1	34,7	21,8	-52	0	-7	0	0	
10507267-013, Schwarztonnensander Nebelbe 20	20.09.2010	1,331	20 - 98	72,8	EL	7,2	6	8,9	33,3	20,8	-44	0	-10	0	0	
10507267-015, Schwarztonnensander Nebelbe 23	20.09.2010	1,77	40 - 95	57	EL	7,1	0,65	8,7	33,4	20,8	-60	0	-6	0	0	
10507267-016, Schwarztonnensander Nebelbe 23	20.09.2010	1,77	130 - 297	70,4	EL	7,3	36,2	8,8	33,5	21	-43	0	-8	0	0	
10507267-017, Schwarztonnensander Nebelbe 25	20.09.2010	1,754	25 - 98	68	EL	7,2	22,5	8,6	33,3	20,8	-43	0	-7	0	0	
10507267-018, Schwarztonnensander Nebelbe 25	20.09.2010	1,754	105 - 300	75,2	EL	7,3	26,1	8,3	33,3	20,8	-23	0	0	0	0	
10507267-019, Schwarztonnensander Nebelbe 26	20.09.2010	1,962	25 - 98	66,2	EL	7,3	30	8,1	33,3	20,8	-35	0	-4	0	0	
10507267-020, Schwarztonnensander Nebelbe 26	20.09.2010	1,962	100 - 298	61,1	EL	7,3	21,7	7,6	33,6	21	17	0	5	0	0	
10507267-021, Schwarztonnensander Nebelbe 31	20.09.2010	2,396	18 - 95	70,3	EL	7,3	0,48	8,9	32,7	20,4	-117	0	4	0	0	
10507267-026, Schwarztonnensander Nebelbe 39b	20.09.2010	3,226	115 - 300	69,5	EL	7,4	0,36	9,2	33,3	20,8	-107	0	3	0	0	
10507267-029, Schwarztonnensander Nebelbe 45	20.09.2010	3,751	6 - 100	69,3	EL	7,3	0,74	8,8	32,7	20,4	-94	0	6	0	0	
10507267-030, Schwarztonnensander Nebelbe 45	20.09.2010	3,751	115 - 200	71,4	EL	7,4	0,63	8,8	33,7	21,1	-142	0	-5	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-42: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Mai 2011

BIG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348.2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
110260, Tideelbe 51, 05-2011	04.05.2011	3,223	0 - 20	72	PW	7,5	2,2	6,8	n.b.	1,4	0,5	-74	0	1	0	0	0	0
					EL	7,4	1,3	7,3	n.b.	0,89	0,2	-65	0	3	0	0	0	0
110247, Tideelbe 11, 05-2011	03.05.2011	0,193	0 - 20	57	PW	7,6	12,8	4,9	8,4	2	0,8	-33	0	-1	0	0	0	0
					EL	7,2	3,2	6	n.b.	1,1	0,3	-221	0	-2	0	0	0	0
110251, Tideelbe 52, 05-2011	03.05.2011	4,193	0 - 20	57,3	PW	7,3	31,9	3,3	8,7	2	0,9	45	1	3	0	0	0	I
					EL	7,3	14,5	5,8	n.b.	1,1	0,3	-30	0	-5	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-43: Limnische Biotestpalette – Barnkruger Loch, August 2008

BIG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348.2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
1, Barnkruger Loch	08.08.2012	662,866	0 - 130	43,9	PW	7,7	37	2,9	7,2	2,2	1	-8,8	0	-62,2	0	40	1	I
					EL	7,2	27	5,1	n.b.	1,5	0,6	23,1	1	-57,2	0	0	0	0
2, Barnkruger Loch	08.08.2012	661,922	0 - 140	42	PW	7,3	49	1,1	6,4	2,6	1,2	-24,8	0	-61,3	0	100	1	II
					EL	7,2	37	5,4	n.b.	1,5	0,6	29	2	-43,3	0	100	1	0
3, Barnkruger Loch	08.08.2012	661,96	0 - 120	49,7	PW	7,3	42	2,3	7,3	2	0,8	-16,7	0	-42,4	0	10	0	0
					EL	7,3	31	6,7	n.b.	1,4	0,5	19,9	0	-56	0	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-44: Limnische Biotestpalette – Baggerabschnitt BA5, September 2014

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
BA5-10	16.09.2014			77,9	PW	7,4	15	4,1	6,7	2,2	n.b.	8,1	0	-4	0	30	1	II
					EL	7,1	5,8	7,6	n.b.	1	n.b.	66,2	2	-9,8	0	10	0	
BA5-8, Baggerabschnitt 5-8	16.09.2014	660,351	0 - 30	61,1	PW	7,2	27	3,4	5,9	2	n.b.	25	1	-21	0	70	1	II
					EL	6,9	12	4,9	6,6	1,3	n.b.	20,5	2	-10,3	0	10	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-45: Limnische Biotestpalette – Baggerabschnitt BA5, August 2015

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
E-0815-21, Grauerort	05.08.2015	660,436	0 - 20	73	PW	7,9	4,3	6,4	n.b.	1,7	n.b.	-62,1	0	22,7	1	0	0	I
					EL	7,1	0,93	6,2	n.b.	1,1	n.b.	-39,4	0	14,7	0	10	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Baggerabschnitt BA 7

Tabelle 12-46: Limnische Biotestpalette – BA 7 Rhinplate

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	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 12-47: Marine Biotestpalette – BA 7 Rhinplate

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Toxizitätsklasse	
				pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	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		

Tabelle 12-48: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Mai 2011

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
110264, Tideelbe 49, 05-2011	05.05.2011	5,463	0 - 20	45,9	PW	7,7	5,9	6,8	n.b.	1,6	0,6	-84	0	21	1	0	0	I
					EL	7,2	9,6	5,4	n.b.	1,3	0,4	-177	0	12	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-49: Limnische Biotestpalette – Wischhafen, Juni 2011

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
Wh_11, Wischhafener Süderebe 11/11	23.06.2011	675,845	0 - 20	51,5	PW	7,4	15,8	4,2	7,3	2,7	1,2	-53	0	9,2	0	0	0	0
						EL	7,3	10,9	5,3	n.b.	1,5	0,6	-54	0	9,5	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-50: Limnische Biotestpalette – Sedimentkerne aus BA7, September 2014

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
BA7-3, Baggerabschnitt 7-3	16.09.2014	671,185	0 - 40	40,5	PW	7,5	5,9	4,1	6,5	2,4	n.b.	-9,4	0	-21,2	0	60	1	II
						EL	7,3	1,7	6,2	n.b.	1,6	n.b.	45,9	2	-17,2	0	10	0
BA7-4, Baggerabschnitt 7-4	16.09.2014	671,135	0 - 40	42,6	PW	7,6	5,8	3,9	7,6	2,5	n.b.	-14,9	0	-23,3	0	60	1	II
						EL	7,4	1,9	6,3	n.b.	1,7	n.b.	45,6	2	-15,4	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Tabelle 12-51: Limnische Biotestpalette – Oberflächensedimente, August 2015

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
E-0815-16, Bielenberg Leuchtf.	04.08.2015	671,354	0 - 20	81,6	PW	8,1	2,2	8	n.b.	2,6	n.b.	n.b.	n.b.	20,7	1	0	0	I
						EL	7,4	0,58	7,5	n.b.	0,94	n.b.	11,3	0	1,7	0	30	1

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Verbringstelle VSB 686-690 und umgebender Bereich (+/- 5 km)

Tabelle 12-52: Limnische Biotestpalette – Monitoring Seitenbereiche um VSB 686/690, März 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Strom-Kilometer	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 113482		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
090201 Glückstadt Fähranleger	km 675	11.03.2009	62	PW	7,6	10,7	3,8	2	-8	0	7	0	0	0	0
					EL	7,4	5,4	7,3	1	-40	0	-16	0	0	0
090215 südl. Störmündung	km 677,5	11.03.2009	57	PW	7,6	16,4	7,2	2	-4	0	10	0	0	0	0
					EL	7,4	7,5	7,0	1	-31	0	-16	0	0	0
090227 nördl. Störmündung	km 680	11.03.2009	50	PW	7,8	7,9	4,7	3	-81	0	3	0	0	0	0
					EL	7,5	1,6	7,0	1	-49	0	1	0	0	0
090249 Allwödrener Außendeich	km 680,5	11.03.2009	53	PW	7,5	4,7	5,7	2	-41	0	6	0	0	0	0
					EL	7,5	2,6	7,8	1	-80	0	-9	0	10	0
090287 Brokdorf, KKW	km 683,5	10.03.2009	47	PW	7,9	1,6	6,3	3	5	0	3	0	0	0	0
					EL	7,5	<1	7,2	2	-70	0	-5	0	0	0
090268 Brunsbüttel KW	km 692,4	10.03.2009	52	PW	7,7	14,3	5,0	6	18	0	10	0	0	0	0
					EL	7,6	5,5	7,3	3	-56	0	-3	0	0	0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-53: Marine Biotestpalette – Monitoring Seitenbereiche um VSB 686/690, März 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Strom-Kilometer	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
090201 Glückstadt Fähranleger	km 675	11.03.2009	62	PW	7,5	11,8	7,0	2	0,8	2	0	7	0	0
				EL	6,8	12,5	7,6	33	20,6	-10	0	-	-	
090215 südl. Störmündung	km 677,5	11.03.2009	57	PW	7,7	16,5	7,1	2	1,1	1	0	10	0	0
				EL	7,0	18,5	7,3	33	20,8	-41	0	-	-	
090227 nördl. Störmündung	km 680	11.03.2009	50	PW	7,7	7,9	7,2	2	1,1	1	0	3	0	0
				EL	7,0	8,4	7,3	34	21,4	-20	0	-	-	
090249 Allwörderer Außendeich	km 680,5	11.03.2009	53	PW	7,5	5,3	5,2	2	0,8	-1	0	6	0	0
				EL	7,1	5,8	7,6	33	20,8	-34	0	-	-	
090287 Brokdorf, KKW	km 683,5	10.03.2009	47	PW	7,8	1,6	5,8	3	1,2	0	0	3	0	0
				EL	6,7	1,3	7,1	34	21,2	-45	0	-	-	
090268 Brunsbüttel KW	km 692,4	10.03.2009	52	PW	7,7	14,3	6,4	6	3,0	1	0	10	0	0
				EL	6,7	10,3	7,1	34	21,5	-47	0	-	-	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-54: Limnische Biotestpalette – VSB 686/690, März 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Strom-Kilometer	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes				Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	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	8,0	2	-29	0	11	0	0	0	0
				EL	7,5	2,7	7,3	2	-16	0	-4	0	0	0	
090366 KS 690-36	km 688,2	26.03.2009	72,5	PW	8,0	9,6	7,8	2	-68	0	23	1	40	1	I
				EL	7,4	4,4	7,8	1	-52	0	-5	0	0	0	
090367 KS 690-38	km 687,5	26.03.2009	59,5	PW	7,9	6,3	7,7	1	-92	0	12	0	0	0	0
				EL	7,2	2,6	7,6	1	-44	0	-9	0	0	0	
090370 KS 690-44	km 688,7	26.03.2009	67,0	PW	7,9	1,0	7,1	3	-21	0	12	0	0	0	0
				EL	7,6	<1	7,8	1	-58	0	5	0	0	0	
090371 KS 690-45	km 690	26.03.2009	60,0	PW	8,0	11,7	6,4	4	-54	0	25	1	0	0	I
				EL	7,5	9,3	7,1	2	-10	0	-4	0	0	0	
090373 KS 690-48	km 690	26.03.2009	55,2	PW	8,0	2,4	8,1	2	-	-	14	0	0	0	0
				EL	7,6	<1	8,4	1	-30	0	-12	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-55: Marine Biotestpalette – VSB 686/690, März 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Strom-Kilometer	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert		
090415 KS 690-29	km 686,8	24.03.2009	58,8	PW	8,0	3,3	8,0	2	1,1	-8	0	11	0	0	
					EL	7,3	8,2	7,1	34	20,9	-85	0	-		-
090366 KS 690-36	km 688,2	26.03.2009	72,5	PW	8,0	9,6	7,8	2	1,1	1	0	23	1	I	
					EL	7,2	9,2	7,0	34	21,4	-79	0	-		-
090367 KS 690-38	km 687,5	26.03.2009	59,5	PW	7,9	6,3	7,7	1	0,7	-1	0	12	0	0	
					EL	7,1	5,4	5,7	34	21,2	-88	0	-		-
090370 KS 690-44	km 688,7	26.03.2009	67,0	PW	7,9	1,0	7,1	3	1,2	-5	0	12	0	0	
					EL	7,3	1,0	7,1	33	20,5	-76	0	-		-
090371 KS 690-45	km 690	26.03.2009	60,0	PW	8,0	11,7	6,4	4	1,9	14	0	25	1	I	
					EL	7,3	17,7	6,9	34	21,2	-63	0	-		-
090373 KS 690-48	km 690	26.03.2009	55,2	PW	8,0	2,4	8,1	2	1,1	1	0	14	0	0	
					EL	7,6	1,3	8,2	34	21,0	-77	0	-		-

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-56: Limnische Biotestpalette – VSB 686/690 und Seitenbereiche, Oktober 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ (vorher) [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	
091022, Brokdorf, KKW, Kern 23	12.10.2009	682,858	0 - 30	42,2	PW	7,5	0,68	4,2	7,2	6,2	3,4	-6	0	6	0	0	0	0
						EL	7,2	0,18	4,5	6,9	3,9	2	8	0	-6	0	0	
090975, Allwördener Außendeich, Kern 16	14.10.2009	683,112	0 - 30	58,9	PW	7,4	6,9	3,3	7,2	7,2	3,9	-19	0	13	0	10	0	0
						EL	7,4	1,2	8,1	n.b.	2,4	1,1	-59	0	4	0	0	
091085, Elbe, km 689,2, 48/09, Verbringstelle 690 (Monitoring)	14.10.2009	689,288	0 - 30	68,7	PW	7,3	5,6	6	n.b.	10,9	6,2	1	0	17	0	0	0	0
						EL	7,6	1,1	7,7	n.b.	2,3	1,1	1	0	-1	0	0	
091009, Brunsbüttel Kraftwerk, Kern 21	14.10.2009	691,500	0 - 30	48,1	PW	7,7	7,7	4,7	7,3	11	6,3	45	1	7	0	0	0	I
						EL	7,4	0,82	5,1	n.b.	4,6	2,4	-38	0	4	0	0	
090927, Nordkehdinge Watt, querab Tonne 59, Kern 4	13.10.2009	694,048	0 - 30	55,7	PW	7,4	8,6	3,3	6,2	11,8	6,8	33	1	8	0	0	0	I
						EL	7,4	1,3	6,1	n.b.	4,2	2,2	-95	0	3	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-57: Marine Biotestpalette – VSB 686/690 und Seitenbereiche, Oktober 2009

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348:2 (farbkorrigiert)		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [µS/cm]	Salinität	Hemm. in GI [%]	pT-Wert	Hemm. in GI [%]	pT-Wert		
091022, Brokdorf, KKW, Kern 23	12.10.2009	682,858	0 - 30	42,2	PW	7,7	0,68	n.b.	6,2	20,2	-25	0	6	0	0	
						EL	6,7	0,09	4,6	35,7	22,5	-8	0	0		0
090975, Allwördener Außendeich, Kern 16	14.10.2009	683,112	0 - 30	58,9	PW	7,6	5,3	n.b.	7,2	19,8	-26	0	13	0	0	
						EL	7,3	2,4	6,5	34,4	21,5	12	0	-3		0
091085, Elbe, km 689,2, 48/09, Verbringstelle 690 (Monitoring)	14.10.2009	689,288	0 - 30	68,7	PW	7,6	4,1	n.b.	10,8	19,9	-44	0	17	0	0	
						EL	7,4	0,38	7,7	29,8	18,4	-88	0	-3		0
091009, Brunsbüttel Kraftwerk, Kern 21	14.10.2009	691,500	0 - 30	48,1	PW	7,8	7	n.b.	11	20,5	-12	0	7	0	0	
						EL	7,2	0,45	6	25,6	19,3	-76	0	4		0
090927, Nordkehdinge Watt, querab Tonne 59, Kern 4	13.10.2009	694,048	0 - 30	55,7	PW	7,5	7,7	n.b.	11,8	20,2	-61	0	8	0	0	
						EL	7,3	2,4	7	27,9	17,1	-52	0	-2		0

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-58: Marine Biotestpalette – VS686R, Juni 2010

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Strom-Kilometer	Beprobungsdatum	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes					mariner Algentest DIN EN ISO 10253		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2		Toxizitätsklasse
					pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	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!

Tabelle 12-59: Limnische Biotestpalette – Tideelbe-Bereisung, Proben aus dem Bereich VSB 686/690 - Mai 2011

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse	
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert		
110306, Tideelbe 23, 05-2011	23.05.2011	683,517	0 - 20	40,9	PW	6,7	1,5	5,2	n.b.	4,8	2,5	-269	0	1,8	0	0	0	0	0
					EL	7,5	0,81	6,1	n.b.	2,3	1	-191	0	1,8	0	0	0	0	
110308, Tideelbe 28, 05-2011	23.05.2011	691,625	0 - 20	68,1	PW	7,5	8,1	6,3	n.b.	6,4	3,5	-117	0	16	0	0	0	0	0
					EL	7,5	1,5	7,4	n.b.	1,8	0,8	-276	0	6	0	0	0	0	
110307, Tideelbe 26, 05-2011	23.05.2011	692,427	0 - 20	56,1	PW	7,4	16	4,7	6,8	4,3	2,2	-167	0	13	0	0	0	0	0
					EL	7,4	8,3	6,1	n.b.	1,8	0,7	-173	0	2	0	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

Tabelle 12-60: Limnische Biotestpalette – Sedimentkerne Seitenbereiche, September 2014

BfG-Nr. und Probenbezeichnung	Beprobungsdatum	Strom-km	Beprobungstiefe [cm]	TR [%]	Untersuchungsmatrix	physiko-chemische Parameter des Testgutes						Grünalgentest DIN 38412-33		Leuchtbakt.-Test DIN EN ISO 11348-2 (farbkorrigiert)		Daphnientest DIN 38412-30		Toxizitätsklasse
						pH	NH ₄ ⁺ N [mg/l]	O ₂ [mg/l]	O ₂ [mg/l]	LF [mS/cm]	Salinität	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	Hemm. in G1 [%]	pT-Wert	
K21(ÖT), Brunsbüttel Kraftwerk, Kern 21, 2014	17.09.2014	691,527	0 - 20	n.b.	PW	7	2,8	4	9,2	8	n.b.	-4	0	-23	0	0	0	II
					EL	6,9	<0,5	7,5	n.b.	3,3	n.b.	32	2	-5	0	30	1	
K48(ÖT), St. Margarethen, Kern 48, 2014	17.09.2014	689,255	0 - 20	n.b.	PW	7,3	0,77	5,1	n.b.	6,7	n.b.	34	1	-21	0	0	0	III
					EL	7	<0,5	7,3	n.b.	2,7	n.b.	4	3	-13	0	0	0	

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet!

12.4 Fische und Neunaugen

Tabelle 12-61: Historische Referenzfischfauna nach BioConsult 2009 und 2006 (Gilde der „marinen Gäste) sowie Angaben zur Gefährdung nach Roten Listen und FFH-Richtlinie (Legende: s. Tabellenende)

Gilde / Art	Rote-Liste-Status					FFH-Status ⁷
	NI ¹	SH ²	HH ³	BRD Süßwasser ⁴	BRD Nordsee ⁵	
Gilde „Süßwasserarten“						
Aland	*	*	*	*	*	-
Bachsmerle	3	R	*	-	-	-
Barbe	2	0	V	*	-	V
Bitterling	1	D	*	*	-	II
Brassen	*	*	*	*	*	-
Döbel	*	R	*	*	-	-
Flussbarsch	*	*	*	*	*	-
Giebel	◆	F	*	*	-	-
Gründling	*	*	*	*	-	-
Güster	*	*	*	*	-	-
Hasel	*	3	*	*	-	-
Hecht	3	3	*	*	-	-
Karausche	3	*	3	2	-	-
Karpfen	◆	F	*	*	-	-
Kaulbarsch	*	*	*	*	*	-
Moderlieschen	P	V	*	V	-	-
Nase	1	-	G	V	-	-
Plötze, Rotauge	*	*	*	*	*	-
Quappe	3	3	V	V	-	-
Rapfen	3	3	*	*	*	II
Rotfeder	*	*	*	*	-	-
Schlammpeitzger	2	2	3	2	-	II
Schleie	*	*	*	*	-	-
Steinbeißer	2	*	*	*	R	II
Ukelei	3	3	*	*	-	-
Weißflossiger Gründling	◆	-	*	*	-	II
Wels	2	R	3	*	-	-
Zährte	2	0	2	3	1	-
Zander	P	*	*	*	*	-
Zope	P	R	*	V	-	-
Zwergstichling	-	*	*	*	-	-

Gilde / Art	Rote-Liste-Status					FFH-Status ⁷
	NI ¹	SH ²	HH ³	BRD Süßwasser ⁴	BRD Nordsee ⁵	
Gilde „Diadrome Arten“						
Aal	*	3	-	-	2	-
Dreistachliger Stichling	*	*	*	*	*	-
Dünnlippige Meeräsche	-	-	-	-	-	-
Europäischer Stör	0	0	0	0	0	II*, IV
Finte	2	*	3		V	II, V
Flussneunauge	2	3	V	3	2	II, V
Lachs ^B	1	1	1	1	1	II, V
Maifisch	1	0	0	1	1	II, V
Meerforelle	2	2	V	*	1	-
Meerneunauge	1	2	V	V	G	II
Schnäpel ^B (<i>C. maraena</i>)	0	1	2	3	1	II*, IV
Stint	P	*	*	V	V	-
Gilde „Ästuarine Arten“						
Aalmutter	-	-	*	-	*	-
Butterfisch	-	-	*	-	*	-
Fleckengrundel	-	-	-	-	D	-
Flunder	*	*	*	-	*	-
Froschdorsch	-	-	-	-	D	-
Glasgrundel	-	-	-	-	*	-
Grasnadel	-	-	-	-	-	-
Großer Scheibenbauch	-	-	*	-	*	-
Große Seenadel	-	-	G	-	G	-
Kleiner Sandaal	-	-	D	-	D	-
Kleine Schlangennadel	-	-	-	-	-	-
Kleine Seenadel	-	-	*	-	*	-
Krummschnauzige Schlangennadel	-	-	-	-	-	-
Sandgrundel	-	-	*	-	D	-
Seeskorpion	-	-	*	-	*	-
Seestichling	-	-	-	-	2	-
Steinpicker	-	-	*	-	*	-
Strandgrundel	-	-	*	-	D	-
Gilden „Marine Arten – juvenil“						
Dorsch, Kabeljau	-	-	V	-	V	-
Franzosendorsch	-	-	V	-	V	-
Glattbutt	-	-	*	-	*	-
Hering	-	-	*	-	*	-
Kliesche	-	-	*	-	*	-

Gilde / Art	Rote-Liste-Status					FFH-Status ⁷
	NI ¹	SH ²	HH ³	BRD Süßwasser ⁴	BRD Nordsee ⁵	
Pollack	-	-	-	-	R	-
Roter Knurrhahn	-	-	*	-	*	-
Scholle	-	-	*	-	*	-
Seezunge	-	-	V	-	V	-
Steinbutt	-	-	V	-	V	-
Wittling	-	-	*	-	*	-
Wolfsbarsch	-	-	*	-	*	-
Gilde „Marine Arten – saisonal“						
Dicklippige Meeräsche	-	-	*	-	*	-
Fünfbärtlige Seequappe	-	-	*	-	*	-
Goldmeeräsche	-	-	-	-	-	-
Grauer Knurrhahn	-	-	*	-	*	-
Hornhecht	-	-	*	-	*	-
Sardelle	-	-	*	-	*	-
Seehase	-	-	*	-	*	-
Sprotte	-	-	*	-	*	-
Stechrochen	-	-	-	-	2	-
Gilde „Marine Arten – Gäste“						
Felsenbarsch	-	-	-	-	-	-
Gefleckter Dornhai	-	-	-	-	1	-
Gefleckter Glatthai	-	-	-	-	D	-
Gestreifter Leierfisch	-	-	*	-	*	-
Glattrochen	-	-	-	-	1	-
Großer Sandaal	-	-	D	-	D	-
Große Schlangennadel	-	-	G	-	G	-
Großes Petermännchen	-	-	-	-	2	-
Heilbutt	-	-	-	-	-	-
Heringskönig	-	-	-	-	-	-
Kleines Petermännchen	-	-	-	-	*	-
Kleingefleckter Katzenhai	-	-	-	-	*	-
Kristallgrundel	-	-	-	-	*	-
Lammzunge	-	-	*	-	*	-
Leng	-	-	-	-	G	-
Limande	-	-	*	-	*	-
Lozano-Grundel	-	-	D	-	D	-
Makrele	-	-	-	-	V	-
Meeraal	-	-	-	-	D	-
Mittelmeer-Seequappe	-	-	-	-	-	-
Nagelrochen	-	-	-	-	1	-
Rauer Rochen	-	-	-	-	-	-

Gilde / Art	Rote-Liste-Status					FFH-Status ⁷
	NI ¹	SH ²	HH ³	BRD Süßwasser ⁴	BRD Nordsee ⁵	
Sandaal	-	-	D	-	D	-
Schellfisch	-	-	-	-	2	-
Seebull	-	-	-	-	D	-
Seehecht	-	-	-	-	D	-
Seekuckuck	-	-	-	-	-	-
Seelachs	-	-	-	-	D	-
Seeteufel	-	-	-	-	D	-
Seewolf	-	-	-	-	G	-
Sternrochen	-	-	-	-	3	-
Stöcker	-	-	*	-	*	-
Streifenbarbe	-	-	*	-	*	-
Vierbärtlige Seequappe	-	-	*	-	*	-
Zungenbutt	-	-	-	-	*	-
Zwergbutt	-	-	-	-	*	-
Zwergdorsch	-	-	3	-	3	-
Zwergzunge	-	-	*	-	*	-

1 = n. Gaumert & Kämmereit (1993), 2 = n. Neumann (2002), 3 = n. Thiel (2015), 4 = n. Freyhof (2009), 5 = n. Thiel et al. (2013), 7 = n. Der Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992)

B = Vorkommen beruht überwiegend auf Besatz

0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet,

F = Fremdfisch, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet, ♦ = nicht bewertet, P = potenziell gefährdet, D = Daten unzureichend, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, R = extrem selten, - = nicht in Liste enthalten

II = Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen; II* = prioritäre Art von gemeinschaftlichem Interesse; IV = streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, V = Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein kann

- Aktualität der Roten Listen: Für Hamburg und die BRD (Süßwasser, Nordsee), nicht aber für Niedersachsen und Schleswig-Holstein liegen aktualisierte Rote Listen für Fische, welche das vom Bundesamt für Naturschutz entwickelte Verfahren zur Erstellung gemäß Ludwig et al. (2009) nutzen, vor.