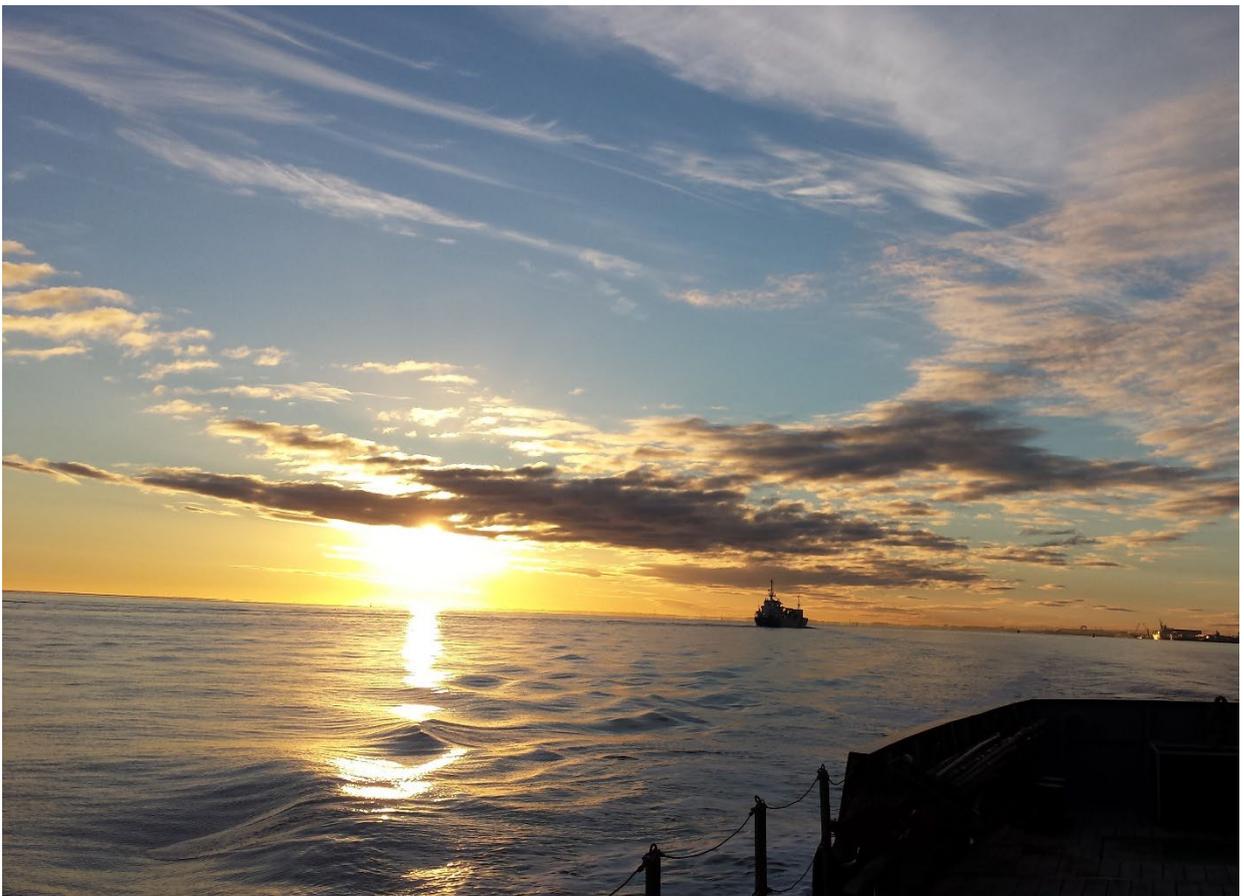


BfG-2067



Bericht

Auswirkungsprognose für die Verbringung von
Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740
in der Außenelbe



BfG-2067

Bericht

Auswirkungsprognose für die Verbringung von
Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740
in der Außenelbe

29.10.2021

Auftraggeber: WSA Elbe-Nordsee
BfG-SAP-Nr.: M39630104063
Anzahl der Seiten: 317

Bearbeiter/innen in der BfG

Federführung

Nikolas Uffmann

Redaktionelle Bearbeitung

Claudia Chuadry

Fachliche Bearbeitung

Morphologie

Dr.-Ing. Axel Winterscheid

Hydrologie

Dr. Hartmut Hein

Fernerkundliche Methoden

Dr. Björn Baschek

Tobias Brehm

Schadstoffe

Dr. Carmen Kleisinger

Dr. Uwe Hentschke

Sauerstoff-/Nährstoffhaushalt

Andreas Schöl

Dr. Steffen Hackbusch

Ökotoxikologie

Dierk-Steffen Wahrendorf

Bioakkumulation

Dr. Sabine Schäfer, Benjamin Becker

Makrozoobenthos

Dr. Markus Wetzel

Fische

Christian von Landwüst

Meeressäuger

Dr. Thomas Taupp

Vögel

Dr. Thomas Taupp

Vegetation

Katja Behrendt

Naturschutzfachliche Belange

Nikolas Uffmann

Wasserrahmenrichtlinie

Volker Hüsing

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Dr. Heike Büttner

Unter Mitwirkung von

Bearbeiter im WSA Elbe-Nordsee

Bernd Vaessen

Dr.-Ing. Ingo Entelmann

Bearbeiter in der HPA

Dr. Henrich Röper

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| TABELLENVERZEICHNIS | 7 |
| ABBILDUNGSVERZEICHNIS..... | 11 |
| 0 ZUSAMMENFASSUNG..... | 15 |
| 1 VERANLASSUNG..... | 31 |
| 2 BESCHREIBUNG DER MAßNAHME | 33 |
| 2.1 Baggergutmengen, Herkunft und Art des Baggerguts | 33 |
| 2.1.1 BA 12..... | 35 |
| 2.1.2 Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7)..... | 36 |
| 2.1.3 Begegnungsstrecke bis BA 3 | 37 |
| 2.1.4 NOK (Elbseitige Vorhäfen)..... | 37 |
| 2.1.5 Sandiges Unterhaltungsbaggergut aus dem Amtsbereich WSA Elbe-Nordsee | 38 |
| 2.2 Verbringstellenbereich | 38 |
| 3 MATERIAL UND METHODEN..... | 41 |
| 3.1 Hydrologie und Salzgehalte | 41 |
| 3.2 Baggergutmengen | 43 |
| 3.3 Morphologie und Sedimente | 44 |
| 3.3.1 Schwebstoffgehalte..... | 44 |
| 3.3.2 Sohlsubstrat/Sedimente..... | 48 |
| 3.3.3 Morphologie/Morphodynamik..... | 48 |
| 3.4 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton | 49 |
| 3.4.1 Sauerstoff..... | 49 |
| 3.4.2 Nährstoffe | 49 |
| 3.4.3 Phytoplankton | 49 |
| 3.5 Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen | 50 |
| 3.5.1 Schadstoffe..... | 50 |
| 3.5.2 Ökotoxikologische Wirkungen..... | 53 |
| 3.5.3 Bioakkumulation..... | 56 |
| 3.6 Fauna..... | 69 |
| 3.6.1 Makrozoobenthos..... | 69 |
| 3.6.2 Fische und Neunaugen..... | 70 |
| 3.6.3 Meeressäuger | 70 |
| 3.6.4 Vögel..... | 71 |
| 3.7 Vegetation | 71 |
| 4 ZUSTANDSBESCHREIBUNG..... | 73 |
| 4.1 Hydrologie und Salzgehalte | 73 |
| 4.2 Morphologie und Sedimente | 81 |
| 4.2.1 Trübung/Schwebstoffe in der Außenelbe (stromab Cuxhaven) inkl. VSB 730/740..... | 81 |
| 4.2.2 Sohlsubstrat/Sedimente VSB 730/740 und Umgebungsbereich..... | 86 |
| 4.2.3 Morphologie/Morphodynamik..... | 89 |
| 4.3 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton | 93 |
| 4.3.1 Sauerstoff..... | 93 |
| 4.3.2 Nährstoffe | 94 |
| 4.3.3 Phytoplankton | 96 |

| | | |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.4 | Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen | 99 |
| 4.4.1 | Baggerabschnitte..... | 99 |
| 4.4.2 | Verbringstellenbereich km 730/740..... | 118 |
| 4.4.3 | Internationale Kriterien zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Schadstoffbelastungen | 121 |
| 4.4.4 | Bioakkumulation..... | 125 |
| 4.5 | Fauna..... | 131 |
| 4.5.1 | Makrozoobenthos..... | 131 |
| 4.5.2 | Fische und Neunaugen..... | 135 |
| 4.5.3 | Meeressäuger | 136 |
| 4.5.4 | Vögel..... | 138 |
| 4.6 | Vegetation | 140 |
| 5 | AUSWIRKUNGEN UND AUSWIRKUNGSPROGNOSE | 147 |
| 5.1 | Numerische Modellrechnungen als Grundlage für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose..... | 147 |
| 5.1.1 | Durchführung der Modellrechnungen und Ergebnisse | 147 |
| 5.1.2 | Untersuchung der morphologisch am stärksten betroffenen Bilanzierungsräume | 150 |
| 5.2 | Hydrologie und Salzgehalte | 159 |
| 5.3 | Morphologie, Sedimente und Morphodynamik | 159 |
| 5.3.1 | Erhalt der Leistungsfähigkeit von Verbringstellen innerhalb des VSB 730/740.. | 160 |
| 5.3.2 | Gewässerbettentwicklung, morphologische Strukturen sowie Sohl- sedimente der Gewässersohle im Bereich der Ablagerungsfläche von Baggergut | 161 |
| 5.3.3 | Verbringungsbedingte Sedimentablagerungen | 162 |
| 5.3.4 | Verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte | 165 |
| 5.3.5 | Einordnung der verbringungsbedingten Effekte in die Hintergrundverhältnisse . | 175 |
| 5.3.6 | Auswirkungsprognose für Sommerhalbjahr (15.4. bis 30.09.) | 176 |
| 5.3.7 | Auswirkungsprognose für Winterhalbjahr..... | 178 |
| 5.3.8 | Feinsedimenthaushalt und Sedimentkreisläufe..... | 179 |
| 5.4 | Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton | 183 |
| 5.4.1 | Sauerstoffzehrung | 183 |
| 5.4.2 | Nährstoffkonzentrationen | 187 |
| 5.4.3 | Eutrophierung mit Zunahme des Phytoplanktons..... | 190 |
| 5.5 | Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen | 192 |
| 5.5.1 | Schadstoffe..... | 192 |
| 5.5.2 | Bewertung der Auswirkungen nach OSPAR (EAC und ERL)..... | 202 |
| 5.5.3 | Ökotoxikologische Wirkungen | 204 |
| 5.5.4 | Bioakkumulation..... | 209 |
| 5.6 | Fauna..... | 211 |
| 5.6.1 | Makrozoobenthos..... | 211 |
| 5.6.2 | Fische und Neunaugen..... | 213 |
| 5.6.3 | Meeressäuger | 214 |
| 5.6.4 | Vögel..... | 217 |
| 5.7 | Vegetation | 219 |
| 6 | NATURSCHUTZFACHLICHE UND WASSERWIRTSCHAFTLICHE BELANGE..... | 226 |
| 6.1 | Natura 2000..... | 226 |

| | | |
|-----------|-----------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 6.1.1 | Beschreibung der Schutzgebiete und Erhaltungsziele | 227 |
| 6.1.2 | Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete | 238 |
| 6.2 | Nationalparks | 241 |
| 6.3 | Naturschutzgebiete | 241 |
| 6.4 | Gesetzlich geschützte Biotope | 242 |
| 6.5 | Besonderer Artenschutz | 243 |
| 6.6 | Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung..... | 244 |
| 6.7 | Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) | 244 |
| 6.7.1 | Auswirkungsprognose für den zweiten und dritten Bewirtschaftungszyklus | 247 |
| 6.8 | Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)..... | 256 |
| 6.8.1 | Methodisches Vorgehen | 258 |
| 6.8.2 | Wirkung und Relevanzprüfung..... | 259 |
| 6.8.3 | Auswirkungsprognose | 266 |
| 6.8.4 | Fazit | 284 |
| 7 | EMPFEHLUNGEN | 285 |
| 7.1 | Vermeidung und Minimierung von Auswirkungen | 285 |
| 7.1.1 | Schadstoffbelastung und ökotoxikologisches Belastungspotenzial in Sedimenten..... | 285 |
| 7.1.2 | Fische und Neunaugen..... | 285 |
| 7.1.3 | Meeressäuger | 285 |
| 7.2 | Monitoring | 285 |
| 7.2.1 | Morphologie..... | 286 |
| 7.2.2 | Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton..... | 286 |
| 7.2.3 | Schadstoffbelastung und ökotoxikologisches Belastungspotenzial in Sedimenten..... | 286 |
| 7.2.4 | Bioakkumulation..... | 287 |
| 7.2.5 | Vegetation..... | 288 |
| 8 | ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS | 289 |
| 9 | LITERATURVERZEICHNIS | 291 |
| 10 | ANLAGE | 309 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabelle 0-1: Art, Menge und Herkunft des auf Stellen im VSB 730/740 jährlich zu verbringenden Baggerguts..... | 15 |
| Tabelle 0-2: GÜBAK-Bewertung der Schadstoffbelastung in den Baggerbereichen | 21 |
| Tabelle 0-3: Übersicht Monitoring..... | 30 |
| Tabelle 2-1: Art, Menge, Herkunft und Verbringzeitraum des auf Stellen im VSB 730/740 jährlich zu verbringenden Baggerguts..... | 33 |
| Tabelle 2-2: Umrechnung der Volumina für bindiges Baggergut in die korrespondierenden Massenanteile je Sedimentfraktion..... | 35 |
| Tabelle 2-3: Mittlere Verhältnisse bei der Korngrößenzusammensetzung des sandigen Baggerguts aus den BA 10 bis BA 17, Datenquelle: Bestimmung Homogenbereiche für das WSA Elbe Nordsee | 38 |
| Tabelle 3-1: Übersicht über die analysierten Fraktionen in Anlehnung an GÜBAK..... | 48 |
| Tabelle 3-2: Anzahl der Proben aus der Hamburger Delegationsstrecke und den Vergleichsproben der Baggerabschnitte 1 bis 3, NOKVH und 12 der WSV | 51 |
| Tabelle 3-3: Anzahl der ökotoxikologisch untersuchten Baggergutproben der Hamburger Delegationsstrecke und den Baggerabschnitten BA 1, BA 2 und BA 3..... | 54 |
| Tabelle 3-4: Klassifizierung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von Sedimenten und Baggergut gemäß den Handlungsanweisungen | 56 |
| Tabelle 3-5: Programme Dritter zur Überwachung von Schadstoffkonzentrationen in Biota an der deutschen Nordseeküste..... | 57 |
| Tabelle 3-6: Lage von Probenahmestationen von Biotamonitoringprogrammen in BZR..... | 63 |
| Tabelle 3-7: Liste der UQN _{Biota} , die im Muskelgewebe von Fischen oder im Weichkörper von Krebs- oder Weichtieren bestimmt werden müssen (Quelle: EU RL 2013/39/EU)..... | 67 |
| Tabelle 3-8: Relevante Schadstoffe für die Bewertung von Baggergutverbringungen in Biota | 68 |
| Tabelle 4-1: Seegangparameter an der Verbringstelle für starke Stürme aus westlichen/nördlichen Richtungen | 81 |
| Tabelle 4-2: Sedimentologie der Gewässersohle in den Entnahmegebieten, Haupt- und Nebenbestandteile des Sedimentinventars sowie Beschreibung möglicher Veränderungen im Zeitraum 2017 bis 2019 (aus BfG 2021a) | 88 |
| Tabelle 4-3: Mittelwerte und 10-Perzentilwerte für den Sommerhalbjahr (Zeitraum 15.04. - 30.09.) für die gelösten Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie ortho-Phosphat und Silikat an den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn und Cuxhaven (2015 - 2019) sowie an der WRRL-Station Norderelbe für den Wasserkörper Außenelbe Nord (2015 - 2019) | 95 |
| Tabelle 4-4: Mittelwerte und 10-Perzentilwerte für den Winterhalbjahr (Zeitraum 01.10. - 14.04.) für die gelösten Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie ortho-Phosphat und Silikat an den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn und Cuxhaven (2015 - 2019) sowie an der WRRL-Station Norderelbe für den Wasserkörper Außenelbe Nord (2015 - 2019) | 95 |
| Tabelle 4-5: Mittelwerte der gelösten Nährstoffe Nitrat, ortho-Phosphat, gelöstes Silikat und Algenbiomasse von BfG-Längsbereisungen entlang der Fahrrinne der Jahre 2010 bis 2016 (alles Sommerwerte, d. h. zwischen 15.04. - 30.09) aus 12 Messfahrten | 96 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabelle 4-6: Mittelwerte und 90-Perzentilwerte für den Algenbiomasseparameter Chlorophyll a an den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn (km 746) und Cuxhaven (km 727) (2015 - 2019) sowie der WRRL-Station für den Wasserkörper Norderelbe (2015 - 2019)..... | 97 |
| Tabelle 4-7: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 1, Wedel..... | 99 |
| Tabelle 4-8: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 2, Lühesand..... | 100 |
| Tabelle 4-9: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den Baggerabschnitt 3, Juellssand..... | 101 |
| Tabelle 4-10: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für die Norderelbe Bl.7..... | 103 |
| Tabelle 4-11: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den Köhlbrand..... | 104 |
| Tabelle 4-12: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 12, Osteriff..... | 105 |
| Tabelle 4-13: GÜBAK-Bewertung der Sedimente aus den NOK-Vorhäfen 2018 im Vergleich zum 4-Jahresmittelwert der DMS Brunsbüttel (BB) | 106 |
| Tabelle 4-14: Niveaus der signifikanten Unterschiede zwischen den Baggerabschnitten und der Verbringstelle für ausgewählte Parameter 2016 bis 2019 mit Nemenyi-Test..... | 110 |
| Tabelle 4-15: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Begegnungsstrecke inkl. BA 1 Wedel der Jahre 2016 bis 2019..... | 112 |
| Tabelle 4-16: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 2 Lühesand der Jahre 2017 bis 2019..... | 113 |
| Tabelle 4-17: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 3 Juellssand der Jahre 2016 bis 2019..... | 114 |
| Tabelle 4-18: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus der Delegationsstrecke Köhlbrand der Jahre 2016 bis 2019 | 115 |
| Tabelle 4-19: Median der Toxizitätsklassen mit der limnischen und marinen Biotestalette für den Köhlbrand der Jahre 2005 bis 2019 | 115 |
| Tabelle 4-20: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus der Delegationsstrecke Norderelbe Blatt 7 der Jahre 2016 bis 2019..... | 116 |
| Tabelle 4-21: Median der Toxizitätsklassen mit der limnischen und marinen Biotestalette für die Norderelbe Blatt 7 der Jahre 2005 bis 2019..... | 116 |
| Tabelle 4-22: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 12 Osteriff der Jahre 2017 bis 2019..... | 117 |
| Tabelle 4-23: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 11 Brunsbüttel der Jahre 2017 bis 2019..... | 118 |
| Tabelle 4-24: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus für den Verbringstellenbereich Neuer Luechtergrund..... | 121 |
| Tabelle 4-25: Bewertung der Sedimente des Verbringstellenbereichs 730/740 und der Baggerabschnitte über die Jahre (2016 - 2019) nach OSPAR (ERL und EAC) | 123 |
| Tabelle 4-26: Hintergrundbelastung der Sedimente in den Analysepolygonen nach den EAC/ERL Umweltkriterien..... | 124 |
| Tabelle 4-27: Konzentrationen verschiedener Analyten in µg/kg FG in der Muskulatur von Aalmuttern (<i>Zoarcetes viviparus</i>) im Hauptprielsystem der Meldorfer Bucht | 126 |
| Tabelle 4-28: Konzentrationen verschiedener Analyten in µg/kg FG in Eiern der Silbermöwe (<i>Larus larus</i>) auf der Insel Trischen..... | 126 |
| Tabelle 4-29: Konzentrationen relevanter Schadstoffe im Weichkörper von Miesmuscheln in Cuxhaven | 129 |

| | | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tabelle 4-30: Konzentrationen relevanter Schadstoffe in der Muskulatur von Stinten in Brunsbüttelkoog und Cuxhaven | 130 | Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich VSB 730/740 in der Außenelbe |
| Tabelle 4-31: Vorkommende MZB-Arten mit Abundanzangaben in Individuen pro Quadratmeter | 132 | |
| Tabelle 5-1: Zuordnung Sinkgeschwindigkeiten aus Modell (siehe BAW 2021) zu Baggergutfraktionen nach DIN EN ISO 14 688-1 | 148 | BfG-2067 |
| Tabelle 5-2: Randbedingen und Kennzahlen für die BAW Modellläufe | 149 | |
| Tabelle 5-3: Morphologische Beurteilung der im Modelllauf (hier V738_4_Qvar_SG) berechneten Sedimentablagerungen | 164 | |
| Tabelle 5-4: Mittlerer Feinsandanteil in ausgewählten BZR | 165 | |
| Tabelle 5-5: Intensität der Verbringung von Baggergut wie den Modellläufen zugrunde gelegt ist. | 167 | |
| Tabelle 5-6: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch 3,5 Mio. m ³ /a Unterhaltungsbaggergut aus BA 12, hier Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen | 169 | |
| Tabelle 5-7: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 2 Mio. m ³ Unterhaltungsbaggergut aus dem Abschnitt der Begegnungsstrecke bis BA 3, hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen | 171 | |
| Tabelle 5-8: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 1 Mio. m ³ Unterhaltungsbaggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK bei Brunsbüttel, hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen | 172 | |
| Tabelle 5-9: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 1 Mio. m ³ Unterhaltungsbaggergut aus Abschnitten der DelgStr (Norderelbe und Köhlbrand), hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen | 174 | |
| Tabelle 5-10: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch Unterhaltungsbaggergut, hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen, Zusammenfassung der Ergebnisse für alle Abschnitte..... | 175 | |
| Tabelle 5-11: Mittlere Hintergrundgehalte für Schwebstoffe [mg/l] über einen Zeitraum von 2 Wochen, Ergebnis Modelllauf V738_4_Qvar_SG..... | 176 | |
| Tabelle 5-12: Mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von 2 Wochen durch Verbringung von bis zu 5,75 Mio. m ³ bindigem Unterhaltungsbaggergut aus unterschiedlichen Baggerabschnitten der Tideelbe während Winterhalbjahr | 178 | |
| Tabelle 5-13: Anteile des organischen Kohlenstoff im Feststoff der einzelnen Baggergutabschnitte (Gewichtsanteile in Prozent an der Trockensubstanz (TOC- %-TS))und mittlere Anteile des organischen Kohlenstoffs in den Schwebstoffen bei Cuxhaven (km 725,2) und Scharhörn (km 746); Gewichtsanteile des | | |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| partikulären organischen Kohlenstoffs in Prozent am Trockengewicht des Schwebstoffs (POC -% TRG-SS)..... | 186 |
| Tabelle 5-14: Mittelwerte und 90-Perzentilwerte für die nach 3 h bestimmte Sauerstoffzehrung der verschiedenen Baggerabschnitte (n = Probenanzahl)..... | 187 |
| Tabelle 5-15: Mittelwerte für Ammonium im Porenwasser aus DelStr, BegStr-BA 3-Baggergut der Jahre 2016 – 2019..... | 188 |
| Tabelle 5-16: Kategorisierung der Änderung der euphotischen Tiefe (in m) für das Phytoplankton in Abhängigkeit der vorhandenen und der mit dem Baggergut eingetragenen Schwebstoffgehalte (mg/l) | 192 |
| Tabelle 5-17: Errechnete mögliche Änderung der Schadstoffkonzentration | 196 |
| Tabelle 5-18: Schadstofffrachten und -konzentrationen im Baggergut und Schadstofffrachten am Wehr Geesthacht | 198 |
| Tabelle 5-19: Vergleich mittlerer Schadstoffgehalte an Dauermessstationen der Tideelbe | 200 |
| Tabelle 5-20: Mittlere Schadstofffracht, die durch eine Verbringung von 7,5 Mio.m ³ Baggergut in die Bilanzierungsräume gelangt sowie der Anteil Baggergut pro m ² | 201 |
| Tabelle 5-21: In Bilanzierungsräume transportierte Schadstoffmenge und dort bereits lagernde Schadstoffmengen | 202 |
| Tabelle 5-22: Angaben zur Berechnung des Extrapolationsfaktors von den im Modell betrachteten Baggergutmengen auf 7.5 Mio. m ³ unter Berücksichtigung der im Baggergut vorhandenen Feinkornfraktion < 63 µm. | 205 |
| Tabelle 5-23: Baggerabschnitte mit vorgesehenen Baggermengen und deren Massen sowie Mittelwerte der Toxizitätsklassen von 2016 bis 2019 für die einzelnen Baggerabschnitte und für das gesamte Baggermaterial..... | 206 |
| Tabelle 5-24: Ausgewählte Bilanzierungsräume mit den ermittelten Auflagen in kg/m ² (≅ mm/m ²) und Hochskalierung der Auflagen für 7,5 Mio. m ³ Baggergut. In den beiden rechten Spalten sind die aus den Auflagen errechneten Toxizitätsklassen aufgeführt (für Tox.-Kl. 0,3 und I)..... | 207 |
| Tabelle 5-25: Kategorisierung der Änderung der Kompensationstiefe (in m) für das Seegras in Abhängigkeit der vorhandenen und der mit dem Baggergut eingetragenen Schwebstoffgehalte (mg/l) | 224 |
| Tabelle 6-1: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie | 228 |
| Tabelle 6-2: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie | 228 |
| Tabelle 6-3: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie | 230 |
| Tabelle 6-4: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie | 230 |
| Tabelle 6-5: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie | 231 |
| Tabelle 6-6: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie | 231 |
| Tabelle 6-7: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie | 232 |
| Tabelle 6-8: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie | 232 |

| | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tabelle 6-9: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (*prioritäre Lebensraumtypen) | 234 | Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich |
| Tabelle 6-10: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (*prioritäre Art) | 234 | VS 730/740 in der Außenelbe |
| Tabelle 6-11: Stoffe mit UQN-Überschreitung..... | 248 | |
| Tabelle 6-12: Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial und chemischer Zustand der Oberflächenwasserkörper im 2. und 3. Bewirtschaftungsplan | 249 | BfG-2067 |
| Tabelle 6-13: Potenzielle Betroffenheit der MSRL-Zustands- und Belastungsaspekte/Deskriptoren durch Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | 261 | |
| Tabelle 6-14: Übersicht Gesamtzustand der deutschen Nordseegewässer bezüglich der Kriterien für den Deskriptor 8..... | 265 | |
| Tabelle 6-15: Übersicht Ist-Zustand relevanter Deskriptoren/Bewertungskriterien/Status MRU/GES | 266 | |
| Tabelle 6-16: Zusammenfassung der Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die MSRL-Deskriptoren basierend auf den Prognosen der Fachkapitel | 268 | |
| Tabelle 6-17: Umweltziele (Art. 10 MSRL) mit operativen Zielen, Indikatoren und Maßnahmen (Art. 13 MSRL) als Prüfmaßstab für das Zielerreichungsgebot nach MSRL | 276 | |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 0-1: Baggerabschnitte und Verbringstellenbereich 730/740 | 16 |
| Abbildung 0-2: Maximale Erhöhung der Schwebstoffgehalte [in % über den Bezugszeitraum von 2 Wochen] in relevanten BZR für das Sommerhalbjahr..... | 18 |
| Abbildung 0-3: Maximale Erhöhung der Schwebstoffgehalte [in % über den Bezugszeitraum von 2 Wochen] in relevanten BZR für das Winterhalbjahr (Annahme konzentrierter Baggergut anfall)..... | 19 |
| Abbildung 2-1: Baggerabschnitte und Verbringstellenbereich 730/740 | 34 |
| Abbildung 2-2: Entwicklung der Unterhaltungsbaggergutmengen in den BA 11 (Brunsbüttel) und BA 12 (Osteriff) 2009 - 2019..... | 35 |
| Abbildung 2-3: Verbringstellenbereich 730/740..... | 39 |
| Abbildung 2-4: Baggergutmengen zur Verbringung auf Stellen im VSB 730/740, Zeitraum 2016 bis 2019, alle Angaben aus WSV-Statistiken übernommen | 40 |
| Abbildung 3-1: Interpolation des Salzgehaltes auf die Position der Verbringstelle..... | 41 |
| Abbildung 3-2: Definition der Maßeinheiten Aufmaßvolumen und Laderaumvolumen [m ³], in Anlehnung an Hahlbrock Marine Technologie (2012) | 44 |
| Abbildung 3-3: Verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Fraktion < 63 µm, BZR 50 (Fahrwasser_ab_km_741_roter_TS), Simulationszeitraum vom 01.04.2016 bis 30.05.2016, Modelllauf V738_4_Qvar_SG..... | 45 |
| Abbildung 3-4: Übersicht der auf Satellitentrübung ausgewerteten Bilanzierungsräume in der Außenelbe | 47 |
| Abbildung 3-5: Lage der Probenahmestationen in der Hamburger Delegationsstrecke 2016 bis 2019 | 50 |
| Abbildung 3-6: Messstationen bzw. Probenahmegebiete der FGG Elbe (rote Punkte), der UPB (lila Punkte) und der HPA (rote Vierecke)..... | 62 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 3-7: Probenahmestationen für das Vogeileimonitoring des TMAP und der WSV | 65 |
| Abbildung 3-8: Probenahmestandorte für das Biotamonitoring der HPA an der Tonne E3 | 67 |
| Abbildung 4-1 Beispielhafte Verdriftung von Wasserkörpern innerhalb eines Tidezyklus im Oktober 2015, (Datenquelle: easyGSH, https://mdi-de.baw.de/easygsh/ , ergänzt mit eigenen Berechnungen) | 74 |
| Abbildung 4-2 Darstellung der mittleren (links) und maximalen (rechts) Flut- zu Ebbestromverhältnissen der Deutschen Bucht im Jahr 2015, (Datenquelle: easyGSH, https://mdi-de.baw.de/easygsh/ , ergänzt mit eigenen Berechnungen) | 74 |
| Abbildung 4-3: Zeitliche Entwicklung der mittleren (links) und maximalen (rechts) Flut- zu Ebbeverhältnissen (grün), der Ebbestrom- (blau) und der Flutstromgeschwindigkeiten (gelb) im Bereich der Verbringstelle, (Datenquelle: easyGSH, https://mdi-de.baw.de/easygsh/ , ergänzt mit eigenen Berechnungen) | 75 |
| Abbildung 4-4: Differenz der Ebbe- zu Flutverhältnissen aus den mittleren (links) und maximalen (rechts) Strömungsgeschwindigkeiten zwischen den Jahren 2015 und 2002; die Werte sind geglättet, (Datenquelle: easyGSH, https://mdi-de.baw.de/easygsh/ , ergänzt mit eigenen Berechnungen) | 75 |
| Abbildung 4-5: Mittlerer Jahresgang des Oberwasserzuflusses bei Neu Darchau..... | 77 |
| Abbildung 4-6: Perzentile der mittleren Salzgehaltstidekurve im Bereich der Verbringstelle | 78 |
| Abbildung 4-7: Perzentile des mittleren Jahresgangs des Salzgehaltes bei der Verbringstelle | 79 |
| Abbildung 4-8: Perzentile des mittleren Jahresgangs des Salzgehaltes bei der Verbringstelle | 79 |
| Abbildung 4-9: Laterale Gradienten der Salinität, quer zur Fahrrinne, zwischen Steinriff (SW) und Spitzsand (NE)..... | 80 |
| Abbildung 4-10: Longitudinale Gradienten der Salinität, längs zur Fahrrinne, zwischen Scharhörn und Steinriff | 80 |
| Abbildung 4-11: Mittlere Schwebstoffverteilung in der Deutschen Bucht aus BSH (2019) | 82 |
| Abbildung 4-12: Boxplot und statistische Kennwerte für die im Bereich der Außenelbe erfassten Schwebstoffgehalte (FGG-Hubschrauberlängsprofile)..... | 83 |
| Abbildung 4-13: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung im Bereich des BZR 48 (Fahrrinne stromab von Cuxhaven)..... | 84 |
| Abbildung 4-14: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung im Bereich des BZR 49 (Fahrwasser stromab von Cuxhaven auf Seite des grünen Tonnenstrichs) | 85 |
| Abbildung 4-15: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung der Teilbereiche BZR 24, 51, 52, 50a, 50b..... | 86 |
| Abbildung 4-16: Position von Sedimentproben innerhalb des VSB 730/740 und der näheren Umgebung (Kampagne 2017)..... | 87 |
| Abbildung 4-17: Morphologischer Raum im Bereich der Außenelbe | 90 |
| Abbildung 4-18: Langzeitliche Entwicklung der Kenngröße „Intensität Erosion“ [m ³ /d/ha] auf den Stellen VS 738_1 bis VS 738_4 | 91 |
| Abbildung 4-19: Langzeitliche Entwicklung der Kenngröße „Quotient aus Baggergutvolumen und Summe Deposition“ [-] auf den Stellen VS 738_1 bis VS 738_4..... | 92 |

| | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Abbildung 4-20: Sauerstoffsättigung bei Scharhörn und Cuxhaven der Jahre 2015 bis 2019..... | 94 | Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich VSB 730/740 in der Außenelbe |
| Abbildung 4-21: Chlorophyllgehalte an der WRRL-Station Norderelbe sowie den FGG- Elbe Längsbefliegungsstationen Cuxhaven (Elbe-km 727) und Scharhörn (Elbe- km 746) in den Jahren 2015 bis 2019..... | 96 | |
| Abbildung 4-22: Aus Satellitendaten abgeleitete Chlorophyll-a-Gehalte (nicht kalibriert) entlang eines Quertransektes bei Elbe-km 738 von Januar bis September für das Jahr 2020 | 98 | BfG-2067 |
| Abbildung 4-23: Box-and-Whisker-Plot für die betrachteten organischen Parameter der Delegationsstecke, der WSV-Baggerabschnitte und des VSB 730/740..... | 107 | |
| Abbildung 4-24: Box-and-Whisker-Plot ausgewählter Spurenmetalle und Feststoffparameter der VSB 730/740, der Baggerabschnitte 1 bis 3 und der Delegationsstrecke..... | 108 | |
| Abbildung 4-25: Box-and-Whisker-Plot für Tributylzinn in der Fraktion < 2 mm der Sedimente an der Verbringstelle und den Baggerabschnitten | 109 | |
| Abbildung 4-26: GÜBAK-Bewertung (p,p'-DDD) der Sedimenteinzelprouben an der Verbringstelle 738_4 und _5 und deren Umgebung der Jahre 2016 bis 2019..... | 120 | |
| Abbildung 4-27: Boxplot der EAC/ERL Kriterien überschreitenden Schadstoffparameter | 124 | |
| Abbildung 4-28: Konzentrationen an Hg, b-HCH und HCB in Eiern des Austernfischers und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tideelbe in 2019..... | 127 | |
| Abbildung 4-29: Konzentrationen der DDT Metabolite p,p'-DDD und p,p'-DDE im Austernfischer und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tideelbe in 2019. | 128 | |
| Abbildung 4-30: Konzentrationen der Summe an 7 PCB-Kongeneren (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) im Austernfischer und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tideelbe in 2019..... | 128 | |
| Abbildung 4-31: Liegeplätze von Seehunden und Kegelrobben und Position des C-PODs zur akustischen Erfassung von Schweinswalen. | 138 | |
| Abbildung 4-32: Flugfähige und flugunfähige Brandgänse im Juli/August 2020 | 139 | |
| Abbildung 4-33: Eiderenten 2019 und 2020 differenziert nach Winter- und Sommervorkommen | 140 | |
| Abbildung 4-34: Jahresmaxima der summierten Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km ²) an der niedersächsischen Küste 1990 - 2020 (einschließlich HH Wattenmeer; Quelle: NLWKN 2021) | 142 | |
| Abbildung 5-1: Bilanzierungsräume | 151 | |
| Abbildung 5-2: Lage der von Sedimentablagerungen am stärksten betroffenen Bilanzierungsräume (morphologische Cluster #1 bis #3) | 153 | |
| Abbildung 5-3: Zeitliche Entwicklung der mittleren Mächtigkeit an Sedimentablagerungen (Baggergut, Anteile < 63 µm und < 125 µm) auf der Gewässersohle in den Bilanzierungsräumen des Clusters #1, Modelllauf V738_4_Qvar_SG | 154 | |
| Abbildung 5-4: Zeitliche Entwicklung der mittleren Mächtigkeit an Sedimentablagerungen (Baggergut, Anteile < 63 µm und < 125 µm) auf der Gewässersohle in den Bilanzierungsräumen des Clusters #2, Modelllauf V738_4_Qvar_SG | 155 | |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Abbildung 5-5: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen < 20 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml | 157 |
| Abbildung 5-6: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen 20 - 63 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml | 157 |
| Abbildung 5-7: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen 63 - 125 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml | 158 |
| Abbildung 5-8: BZR, für welche eine vertiefte Auswirkungsprognose erstellt wird..... | 166 |
| Abbildung 5-9: Erhöhung der Schwebstoffgehalte (Bezugszeitraum 2 Wochen) durch die Verbringung von bis zu 1,75 Mio. m ³ bindiges Unterhaltungs-baggergut aus BA 12 während Sommerhalbjahr (15.04. bis 30.9.) | 177 |
| Abbildung 5-10: Räumliche Darstellung der möglichen Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Winterhalbjahr unter optimistischen (gleichmäßiger Baggergutanfall, links) und pessimistischen (konzentrierter Baggergutanfall, rechts) Annahmen. | 179 |
| Abbildung 5-11: Großräumige Bilanzräume für das Modellgebiet | 180 |
| Abbildung 5-12: Bezugswasserkörper für die Einmischung von gelösten Nährstoffen aus dem Baggergut. | 189 |
| Abbildung 5-13: Zusammenhang zwischen dem Schwebstoffgehalt und der euphotische Tiefe für das Phytoplankton und der Wassertiefe, bei der das Seegras noch 20 % des einfallenden Lichtes erhält | 191 |
| Abbildung 5-14: Durch verdriftendes Baggergut belegte Flächen in einzelnen Bilanzierungsräumen (Summe aus Grob-, Mittel- und Feinschluff, kumulativ über den gesamten Modellzeitraum) bis zum 31.12.2016 nach BAW-Modelllauf. | 193 |
| Abbildung 5-15: Durch verdriftendes Baggergut belegte Flächen in einzelnen Bilanzierungsräumen (Summe aus Grob- Mittel- und Feinschluff) am 31.12.2016 nach BAW-Modelllauf. | 194 |
| Abbildung 5-16: Zeitreihe des organischen Schadstoffes p,p'-DDE am Wehr Geesthacht im Vergleich zu Wedel..... | 199 |
| Abbildung 5-17: Darstellung der Bilanzierungsräume mit erhöhten Auflagen in der Deutschen Bucht und der Tideelbe bis St. Margarethen. Farblich hervorgehoben die für die Bereiche errechneten Toxizitätsklassen gem. Tabelle 5-24. | 208 |
| Abbildung 5-18: Vergleich der Ergebnisse der Seegraskartierung von <i>Zostera marina</i> im Bereich um Neuwerk aus den Jahren 2013 und 2019 mit den Topographiedaten aus dem Jahr 2016 zur Ableitung der Tiefenverbreitung | 222 |
| Abbildung 6-1: Natura 2000 Gebiete | 227 |
| Abbildung 6-2: Naturschutzgebiete | 242 |
| Abbildung 6-3: Möglicherweise betroffene Oberflächenwasserkörper (OWK) | 245 |
| Abbildung 6-4: Bewertungseinheiten der deutschen Nordseegewässer (aus BMU 2018a)..... | 259 |
| Abbildung 6-5: Weitverbreitete (BHT) und besonders geschützte Lebensräume (OHT) im Gebiet des Verbringungsgebietes Elbe km 730/740 (Quelle: MDI-DE)..... | 263 |
| Abbildung 6-6: Eutrophierungszustand der deutschen Nordseegewässer, Bewertung nach OSPAR Common Procedure basierend auf Daten 2006 - 2014 (aus BMU 2018a).... | 264 |

0 Zusammenfassung

Veranlassung und Aufgabenstellung

Die vorliegende „Auswirkungsprognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740 in der Außenelbe“ untersucht die mit der Verbringung von Baggergut aus der Tideelbe in den Elbmündungsbereich beim Neuen Luechtergrund potenziell verbundenen Auswirkungen auf die Umwelt. Die Auswirkungen durch den Baggervorgang werden nicht betrachtet, da diese im Planfeststellungsbeschluss und den zugehörigen Planfeststellungsunterlagen der aktuellen Fahrrinnenanpassung der Tideelbe dargestellt und bewertet wurden. Die Auswirkungsprognose wurde im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee erstellt und erfolgt gemäß den zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“. Betrachtet wird die Unterbringung der in Tabelle 0-1 dargestellten Baggergutmengen, -herkünfte und -arten auf den VSB 730/740 über einen Zeitraum von fünf Jahren.

Tabelle 0-1: Art, Menge und Herkunft des auf Stellen im VSB 730/740 jährlich zu verbringenden Baggerguts

| Herkunft Baggerabschnitt | max. Menge neu [Millionen m ³ pro Jahr] | max. Menge bisher [Millionen m ³ pro Jahr] | Zeitraum der Verbringung | Art des Baggerguts (DIN 18311) |
|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------------------|
| BA 10 bis BA 17 | 4 | 3,7 | ganzjährig | nicht bindig (NB) |
| BA 12 | 3,5 | 3,5 | 1,75 Mio. m ³ vom 15.04. bis 30.09. | bindig (BOB) |
| | | | 1,75 Mio. m ³ vom 1.10. bis 14.04. | |
| Elbseitige Vorhäfen des NOK | 1 | 1 | 1.10. bis 14.04. | bindig (BOB) |
| Begegnungsstrecke bis einschließlich BA 3 | 2 | 1* | 1.10. bis 14.04. | bindig (BOB) |
| Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7) | 1 | - | 1.10. bis 14.04. | bindig (BOB) |
| Summe | 11,5 | 9,2 | | |
| davon NB | 4 | 3,7 | | |
| davon BOB | 7,5 | 5,5 | | |

* bisher BA 1 bis BA 3

Um die verbringbedingten Auswirkungen zu minimieren, ist durch die Unterhaltungsverantwortlichen vorgesehen, während des Sommerhalbjahrs (15. April bis 30. September) die im VSB 730/740 zu verbringende Menge auf maximal 1,75 Mio. m³ bindiges Baggergut aus dem Baggerabschnitt BA 12 (Osteriff) (siehe Abbildung 0-1) zu begrenzen. Alternativ können nicht verbrachte Anteile der 1,75 Mio. m³ an bindigem Baggergut aus BA 12 durch Baggergut aus anderen Baggerabschnitten genutzt werden, sofern die damit verbundenen Auswirkungen auf die Umwelt nicht größer sind als die prognostizierten Auswirkungen bei Verbringung von 1,75 Mio. m³ aus dem BA 12. Die verbliebenen 5,75 Mio. m³ an bindigem Baggergut (vgl. Tabelle

0-1)¹ werden nur im Winterhalbjahr (1. Oktober bis 14. April) im VSB 730/740 verbracht. Für nicht-bindiges Baggergut gelten diese jahreszeitlichen Einschränkungen nicht, da dieses in der Regel nicht mit Schad- oder Nährstoffen belastet und eine Erhöhung der Schwebstoffgehalte ausgeschlossen ist.

Im VSB 730/740 zwischen den Elbe-km 730 und 741 wird seit Jahren sowohl bindiges als auch nicht-bindiges Unterhaltungsbaggergut aus BA 12 und seit 2018 auch bindiges Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 (Wedel bis Juellssand) verbracht. Gewählt wurde der VSB 730/740, weil unabhängig vom Oberwasserzufluss große Anteile der hier verbrachten Feinsedimente (bindiges Baggergut) entweder seewärts ausgetragen werden oder in südöstliche Richtung auf die dort anschließenden Watten verdriften. So sollen zukünftig für die weitere Entlastung des Feinsedimenthaushaltes der Tideelbe im VSB 730/740 einerseits größere Mengen an bindigem Baggergut und andererseits auch aus neuen Abschnitten wie der gesamten Begegnungsstrecke (BegStr) und den Baggerabschnitten Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7 der Delegationsstrecke (DelStr) verbracht werden (siehe Abbildung 0-1). Die zu Grunde liegende Gesamtstrategie (übergreifende Betrachtung ökologischer Auswirkungen bei der Unterbringung von feinkörnigem Baggergut aus der Tideelbe) ist in der BfG-Systemstudie II (BfG-1763, 2014) beschrieben.

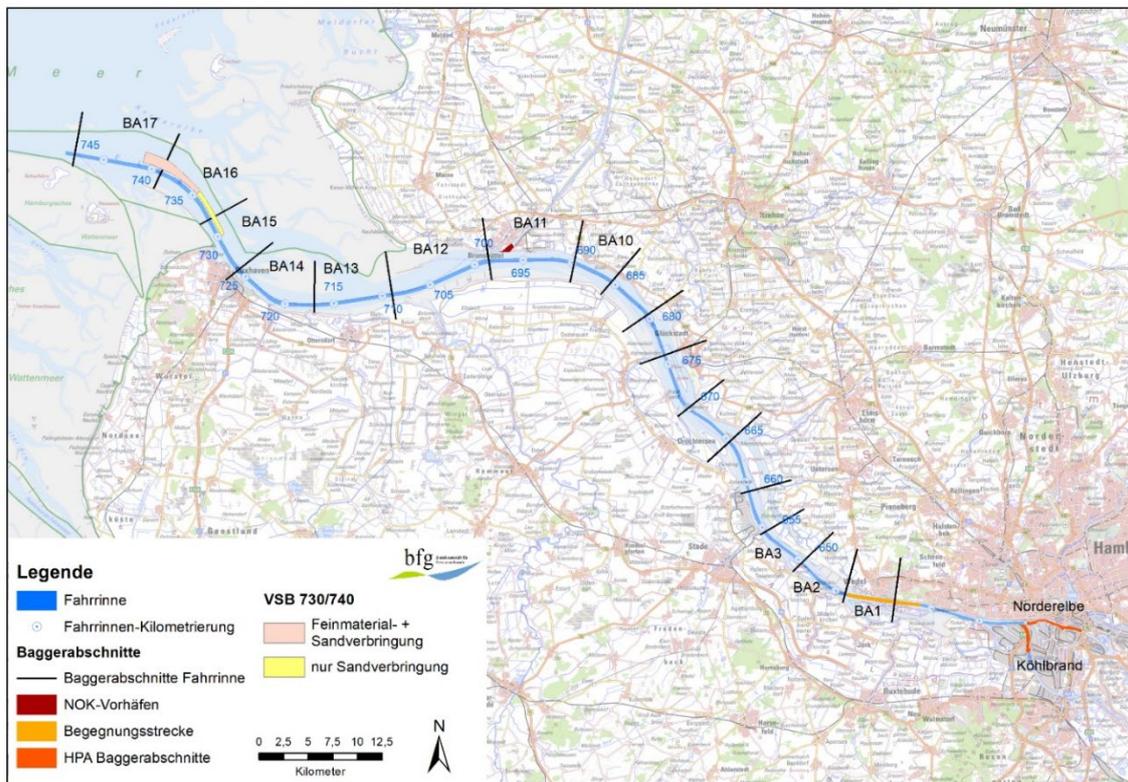


Abbildung 0-1: Baggerabschnitte und Verbringstellenbereich 730/740

BAW-Modellierung

Die Erstellung dieser Auswirkungsprognose wurde fachlich von der BAW durch verschiedene Rechenläufe mit einem dreidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modell unterstützt. Die dem Modell und den damit durchgeführten Rechnungen zu Grunde liegenden Annahmen und Randbedingungen wurden in der Regel so gewählt, dass die Modellergebnisse auf der

¹ 7,5 Mio. m³ - 1,75 Mio. m³ = 5,75 Mio. m³ aus verschiedenen Baggerabschnitten

sicheren Seite liegend bewertet werden können. Für alle weiteren Informationen zum verwendeten Modell, den getroffenen Annahmen und Randbedingungen, den Rechenläufen und Ergebnissen sowie den damit durchgeführten Systemstudien liegt ein gesonderter Bericht der BAW (BAW 2021) vor.

Für die Auswertungen der BAW-Modellergebnisse wurden 66 Bilanzierungsräume (BZR) definiert. Auf Basis der Modellergebnisse wurden für jeden BZR und für jede Sedimentfraktion Angaben für die aus der Baggergutverbringung resultierende Masse an Sedimentablagerungen auf der Gewässersohle und den Schwebstoffgehalt (sowohl für die Hintergrundgehalte als auch für verbringungsbedingte Zunahmen der Schwebstoffgehalte) berechnet. Entsprechend werden in dem hier vorliegenden Bericht die Prognosen zu den morphologischen, chemischen und ökologischen Auswirkungen aggregiert und auf der räumlichen Ebene dieser BZR getroffen.

Hydrologie und Morphologie

Im Auswirkungsbereich besteht eine großflächige, ausgeprägte (natürliche) Variabilität aller die **Hydrologie** beschreibenden Parameter. Neben dem Abfluss ist es vor allem die Strömungsdynamik der Deutschen Bucht, die eine ausgeprägte signifikante intra- and interanuelle natürliche Variabilität aufweist. Durch die Verbringung von Baggergut sind keine Auswirkungen auf die Hydrologie im Einflussbereich der Verbringung zu erwarten.

Mit Hilfe des BAW-Modells konnte der **Verbleib von im VSB 730/740 eingebrachten Feinsedimenten** untersucht werden. Während der 9-monatigen Simulationszeit werden im Modell ca. 60 % der feinkörnigsten Sedimentfraktionen ($< 20 \mu\text{m}$) über den Seerand aus dem Gebiet ausgetragen, ca. 11 % kommen im Abschnitt zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel auf den ausgedehnten Wattflächen zur Ablagerung. Nur ein geringer Anteil wird weiter stromauf in Richtung Hamburg transportiert. Die Fraktionen des Grobschluffs ($20 - 63 \mu\text{m}$) und des feinen Feinsands ($63 - 125 \mu\text{m}$) verbleiben überwiegend im System der Außenelbe und können sich dort in das Sedimentinventar der Watten einmischen und dieses nähren. Nur geringe Anteile dieser Fraktionen werden in Richtung Deutsche Bucht ausgetragen, aber auch nur insgesamt knapp 10 % werden im Modell weiter stromauf als Brunsbüttel transportiert. Ein unmittelbarer Rücktransport in die Bereiche der Delegationsstrecke und den Abschnitt Begegnungsstrecke bis BA 3 (Juelssand), und damit eine Kreislaufbaggerung, findet nicht statt. Dorthin gelangen bis zum Ende der Simulationszeit, trotz eines im Modell angesetzten niedrigen Oberwasserzuflusses und eines damit verstärkten Stromauftransports, nur kleinste Mengen feinkörniger Sedimente in der Größenordnung $< 5 \%$. Einzig für die elbseitigen Vorhäfen bei Brunsbüttel und den Hafen von Cuxhaven kann ein verbringungsbedingter und erkennbarer Anteil an den dort anfallenden Baggergutmengen nicht sicher ausgeschlossen werden.

Die BAW-Berechnungen und die weiteren Analysen für diese Auswirkungsprognose zeigen, dass zum einen eine über Jahre fortlaufende und großräumige Akkumulation von verdriftendem Baggergut sicher ausgeschlossen werden kann. Zum anderen konnte abgeschätzt werden, dass die verbringungsbedingten jährlichen **Sedimentablagerungen** in der Größenordnung von Millimetern bis zu wenigen Zentimetern liegen. Dem gegenüber steht eine Morphodynamik, deren Intensität in der Außenelbe ein Vielfaches davon beträgt, insbesondere im Bereich der Watten. Abgelagertes Baggergut wird entweder wieder erodiert und weitertransportiert oder es wird von anderen Sedimenten überdeckt, z. B. bei Verlagerung von angrenzenden Sanden. Unmittelbar auf den derzeit genutzten Verbringstellen VS 738_4 und VS 738_5 zeigt das Monitoring ein in der Tendenz erosives Regime an. Bindiges Baggergut wird sich nur vorübergehend auf der

Gewässersohle des Verbringstellenbereichs ablagern und rasch abtransportiert werden. Umgekehrt wird ein Großteil des nicht-bindigen Baggerguts längerfristig auf der Sohle zur Ablagerung kommen und nur langsam als Geschiebe abtransportiert werden.

Die von dem BAW-Modell ermittelten **Schwebstoff erhöhungen** wurden nur für solche BZR näher analysiert, bei denen eine Sensitivität gegenüber einer schon geringen Erhöhung der Schwebstoffgehalte nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Abschnitte zu Phytoplankton, Makrozoobenthos und Vegetation). Die berechneten Schwebstoff erhöhungen werden in das Verhältnis zu den mittleren Schwebstoff hintergrundgehalten gesetzt. Für das Sommerhalbjahr (15. April bis 30. September) und bei Verbringung von bis zu 1,75 Mio. m³ Baggergut aus dem BA 12 (Osteriff), welche gleichmäßig verteilt über das Halbjahr stattfindet, wird in diesen BZR eine Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Größenordnung von maximal 10 – 15 % über einen Zeitraum von 2 Wochen (Abbildung 0-2) prognostiziert.

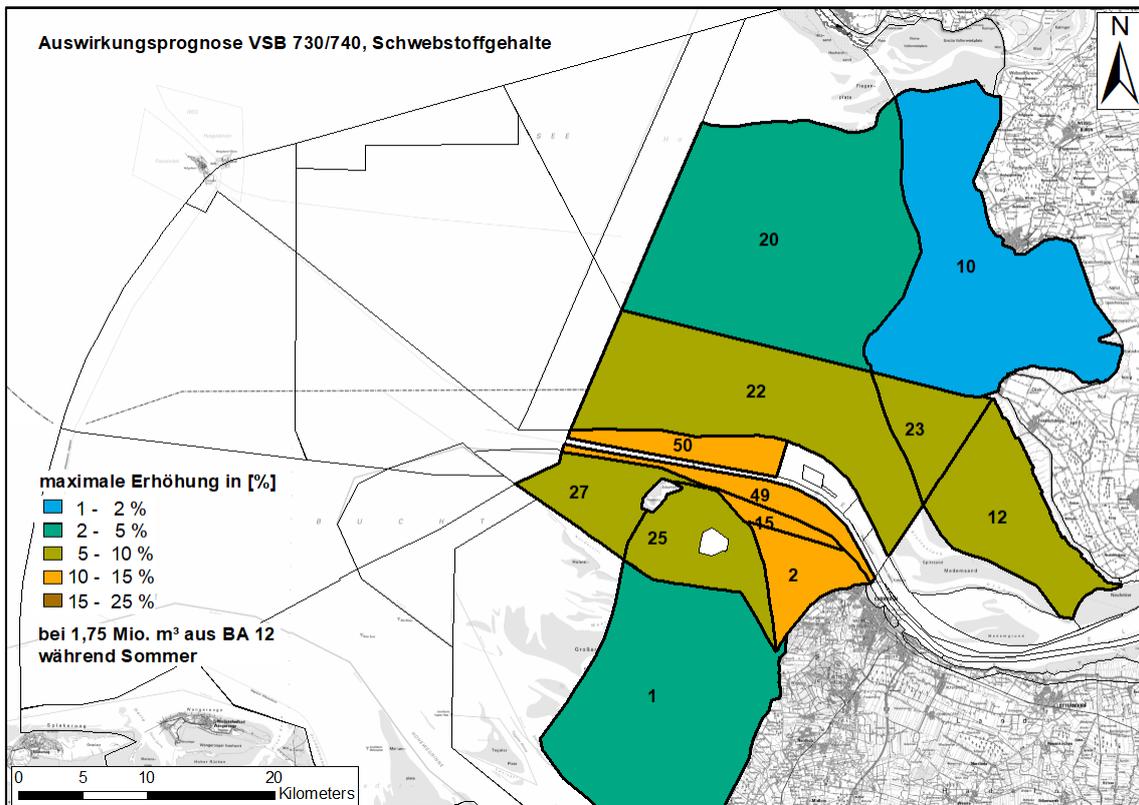
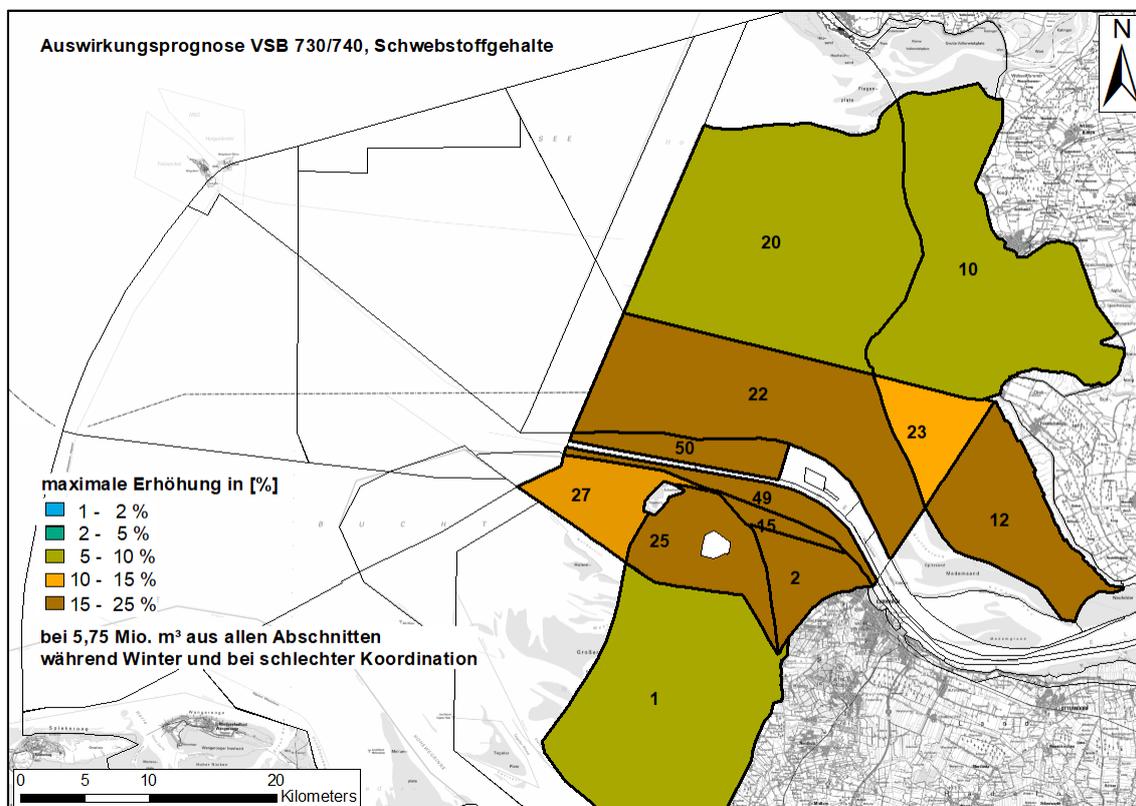


Abbildung 0-2: Maximale Erhöhung der Schwebstoffgehalte [in % über den Bezugszeitraum von 2 Wochen] in relevanten BZR für das Sommerhalbjahr

Für das Winterhalbjahr wurde eine Auswirkungsprognose für die Verbringung von bis zu 5,75 Mio. m³ an bindigem Baggergut aus allen in Tabelle 0-1 aufgeführten Abschnitten erstellt. Die zu erwartende Erhöhung der Schwebstoffgehalte hängt auch davon ab, wieviel Baggergut innerhalb kurzer Zeit verbracht wird. Die geringsten Auswirkungen werden erreicht, wenn das Baggergut gleichmäßig anfällt und daher fortlaufend und ohne Intensitätsspitzen über das Winterhalbjahr verbracht werden kann. Für die Auswirkungsprognose wird sowohl ein solches gleichmäßiges als auch ein konzentriertes Verbringen von Baggergut (es kommt zu Intensitätsspitzen, weil viel Baggergut innerhalb kurzer Zeit verbracht werden muss) untersucht.

Ein weiterer Einflussfaktor sind die Hintergrundswebstoffgehalte, die im Winterzeitraum deutlich über den Verhältnissen im Sommerhalbjahr liegen (etwa um den Faktor 2,5). So ist es

im Winterhalbjahr, bei relativ gleichmäßiger Verbringung und trotz der größeren Baggergut-
mengen möglich, die Auswirkungen auf eine prozentual vergleichbare Erhöhung der Schweb-
stoffgehalte wie im Sommerhalbjahr zu begrenzen. Für den Fall einer konzentrierten Baggergut-
verbringung kann die mögliche Erhöhung jedoch auch deutlich darüber liegen und eine Größen-
ordnung von bis zu 25 % über einen Zeitraum von 2 Wochen erreichen (siehe Abbildung 0-3).



BfG-2067

Abbildung 0-3: Maximale Erhöhung der Schwebstoffgehalte [in % über den Bezugszeitraum von 2 Wochen] in relevanten BZR für das Winterhalbjahr (Annahme konzentrierter Baggergut anfall)

Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Die sommerliche Verbringung von Baggergut aus dem Bereich BA 12 auf dem VSB 730/740 wird nur eine sehr geringe zusätzliche **Sauerstoffzehrung** und keine Veränderung der in diesem Gewässerabschnitt der Tideelbe bestehenden guten Sauerstoffverhältnisse mit Werten über 6 mg O₂/l bewirken. Bei der winterlichen Verbringung wird, zusätzlich zu Baggergut aus BA 12, auch stärker sauerstoffzehrendes Baggergut aus den Baggerabschnitten NOK, BegStr-BA 3 und dem DelStr-Bereich verbracht. Jedoch sind Beeinträchtigungen des Sauerstoffgehaltes durch die Verbringung im Winterhalbjahr ebenfalls nicht zu erwarten, da im Winterhalbjahr bei geringen Wassertemperaturen die Sauerstoffzehrungsprozesse langsamer ablaufen und gleichzeitig höhere Sauerstoffgehalte von über 8 mg O₂/l in der Elbmündung (≥ km 727) vorliegen. Messtechnisch können nur kurzzeitige und lokal sehr begrenzte Beeinträchtigungen im direkten Umfeld der Verbringungsstelle erfasst werden, die aber bei den vorliegenden hohen Sauerstoffgehalten schnell abgepuffert werden. Dazu trägt auch bei, dass die Baggergutverbringung im stark durch Tideströmungen gekennzeichneten Bereich der Fahrrinne stattfindet und somit eine schnelle Einmischung und Verdünnung der gelösten Fraktionen erfolgt. Auch die partikulären Stoffe im Feinkornanteil (< 63 µm-Fraktion) des Baggergutes und die daran gebun-

denen organischen Verbindungen unterliegen weiträumigen Vermischungs- bzw. Transportprozessen oder sedimentieren weiträumig. Aufgrund der beschriebenen Verdünnung/Verteilung sind auch über den Abbau der organischen Verbindungen der Feinkornfraktion des Baggergutes **keine Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt** im weiteren Umfeld der Verbringstelle zu erwarten.

Nährstoffe, die im Porenwasser des Baggergutes vorliegen oder dort an Partikeln schwach adsorbiert sind, werden beim Verbringvorgang in den Wasserkörper eingemischt. Dies betrifft vor allem das Ammonium, das beim Verbringen aus dem Baggergut freigesetzt wird. Phosphor hingegen ist wenig im Porenwasser gelöst und stark an Partikel gebunden, so dass es deutlich weniger durch Wasser eluierbar ist. Daher wird zur Abschätzung der möglichen Auswirkungen auf die Nährstoffe das Ammonium als sensitivster Parameter betrachtet. Eine überschlägige Mischungsrechnung der Konzentrationen des freisetzbaren Ammoniums aus dem Baggergut aus BA 12 und der Sommerkennwerte der WRRL-Station Norderelbe im OWK Außenelbe Nord ergibt für die Sommergebung eine rechnerische Zunahme des mittleren gelösten anorganischen Stickstoffs im Bilanzierungswasserkörper, der den Elbmündungsraum zwischen Ostermündung und Scharhörn und damit auch wattennahe Gebiete umfasst, von < 1 %. Für das Winterhalbjahr wird aufgrund der anderen Zusammensetzung des Baggergutes von höheren freisetzbaren Stickstoffgehalten aus dem Baggergut ausgegangen. Dennoch wird bei einer Mischungsrechnung, auch im Winterhalbjahr, eine nur sehr geringe Änderung (ca. 1,5 %) des mittleren Stickstoffgehaltes im Wasser durch das Baggergut abgeschätzt. Bezogen auf eine mögliche Eutrophierung im Elbmündungsgebiet durch das Einbringen von Baggergut kann angenommen werden, dass bei der geplanten sommerlichen Verbringung, welche zeitlich in etwa der Vegetationsperiode des **Phytoplanktons** entspricht, keine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse zu erwarten ist. Dies wird dadurch begründet, dass eine sehr geringfügige Erhöhung der Nährstoffgehalte zwar das Wachstum der Algen fördert, aber gleichzeitig die gering erhöhte Trübung das Wachstum der Algen aufgrund von schlechterer Lichtversorgung mindert. Dabei wird ein Rückgang der Tiefe der durchlichteten Schicht um weniger als 25 cm erwartet. Beide sehr geringe bzw. geringe Einflüsse auf das Phytoplankton heben sich weitestgehend auf. Bei der winterlichen Verbringung wird ebenfalls keine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse erwartet, da im Winterhalbjahr das Phytoplankton kaum wächst und zudem keine Nährstofflimitierung der Algen vorliegt. Eine geringe Erhöhung der Nährstoffgehalte durch den Eintrag von Baggergut ist somit nicht wirksam auf das Algenwachstum. Wie im Sommerhalbjahr, bewirkt die gleichzeitige geringe Erhöhung der Trübung auch im Winterhalbjahr eine weitere Lichtlimitierung des Phytoplanktons, wodurch das Algenwachstum verringert wird.

Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen

Die Bewertung der Belastung des Baggerguts mit Schadstoffen erfolgt nach den Vorgaben der GÜBAK (2009). Grundlage hierfür sind Sedimentproben aus den Baggerabschnitten, die im Zeitraum 2016 - 2019 erhoben und analysiert worden sind. Im Ergebnis wird das Baggergut aus BA 2 und BA 12 in den Fall 2 und aus BA 1, BA 3 sowie den elbseitigen Vorhäfen des NOK in den Fall 3 nach GÜBAK eingestuft. Auch die HPA-Baggerbereiche werden wegen Überschreitung des Richtwerts (RW) 2 in der DDX Gruppe und bei HCB in den Fall 3 eingestuft (vgl. Tabelle 0-2).

Tabelle 0-2: GÜBAK-Bewertung der Schadstoffbelastung in den Baggerbereichen

| Baggerabschnitt | Falleinstufung | Relevante Schadstoffe | RW 2 Überschreitung im Mittel (2016 - 2019) |
|-------------------|----------------|--------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| BA 1 inkl. BegStr | Fall 3 | p,p'-DDD | geringfügig |
| BA 2 | Fall 2 | p,p'-DDD | nein, nur geringfügig 2016 und 2018 |
| BA 3 | Fall 3 | p,p'-DDD | geringfügig (nur 2016) |
| NOK-Vorhäfen | Fall 3 | p,p'-DDD | geringfügig (Daten nur aus dem Jahr 2018 - Daten vergleichbar mit Ergebnissen der Dauermessstelle Brunsbüttel, hier im Mittel Fall 2) |
| BA 12 | Fall 2 | p,p'-DDD | nein, nur geringfügig im Jahr 2019 |
| Norderelbe Bl. 7 | Fall 3 | p,p'-DDD & p,p'-DDE, HCB | Überschreitung in den meisten Einzeljahren |
| Köhlbrand | Fall 3 | DDX & HCB | Überschreitung in allen Jahren |

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen einen für die Tideelbe typischen Schadstoffgradienten, d. h. abnehmende Schadstoffgehalte vom Hamburger Hafen in Richtung Nordsee. Zudem sind die Schadstoffgehalte seit 2015/2016 aufgrund der seit 2013 anhaltend niedrigen Oberwasserzuflüsse geringer als die Jahre davor.

Für die Berechnung einer möglichen Erhöhung der Schadstoffgehalte in den BZR aufgrund der Baggergutverbringungen werden als Worst-Case-Betrachtung die mittleren 95 %-Perzentile der von der BAW modellierten Baggergutaufgaben über ein Jahr verwendet. Bei einer verbrachten Menge von 7,5 Mio. m³ bindigem Baggergut ist eine Erhöhung der Schadstoffkonzentration in den BZR 4 (Uferbereich Cuxhaven), 35 (Grimmershörner Bucht) und 54 (Cuxhaven Hafen) nicht auszuschließen. Außerdem erfolgt infolgedessen in diesen BZR eine Einstufung in den Fall 2 nach GÜBAK (vor Verbringung = Fall 1). Nach 5 Jahren mit einer jährlichen Verbringmenge von 7,5 Mio. m³ ist auch für den BZR 8 (Tideelbe bei Brunsbüttel) rechnerisch eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen nicht auszuschließen. Generell zeigen die Berechnungen aber, dass eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffgehalte, je nach Hintergrundbelastung, erst bei einer Baggergutaufgabe im Zentimeterbereich möglich ist (s. Kapitel 5.5.1 dort Tabelle 5-17). Steigt zukünftig die Schadstoffbelastung im Baggergut an, so ist eine mögliche Nachweisbarkeit in weiteren BZR nicht auszuschließen; sinkt die Schadstoffbelastung hingegen, könnte auch die rechnerische Nachweisbarkeit einer Schadstoff-erhöhung wie z. B. im BZR 4 (Uferbereich Cuxhaven) nicht mehr gegeben sein. Die größten Anteile des feinkörnigen Baggergutes (< 63 µm) verdriften laut BAW Modellergebnissen in südöstliche Richtung und daher auch in die Uferbereiche vor Cuxhaven und Otterndorf. Daraus resultierend wird ebenso die größte Schadstofffracht in diese Bereiche transportiert. Eine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen wird aufgrund der Berechnungen nicht überall nachweisbar sein. Dies ist zum einen in der Vorbelastung und zum anderen in den geringen Baggergutaufgaben begründet

Zusätzlich zu den Richtwerten nach GÜBAK wurde auch eine Bewertung anhand der Kriterien Environmental Assessment Criteria (EAC) und Effect Range Low (ERL) nach OSPAR vorgenommen. Bei Konzentrationen unterhalb der EACs wird davon ausgegangen, dass die Belastung nicht zu chronischen Effekten in marinen Spezies, einschließlich der empfindlichsten Arten, führen und dass sie damit kein signifikantes Risiko für die marine Umwelt darstellen. Der ERL

gilt als Vergleichswert, der mit einer 10%igen Wahrscheinlichkeit zu toxischen Effekten in Biota führen kann; unterhalb dieses Wertes sind keine Effekte auf Biota zu erwarten. Der ERL wird dabei nicht als Grenzwert verstanden (O'Connor 2004). Für eine Bewertung der Auswirkungen anhand der **Kriterien EAC und ERL nach OSPAR** wurde nur im Baggergut des Köhlbrands und der NOK-Vorhäfen eine Mittelwertüberschreitung des EAC-Kriteriums von PCB 118 festgestellt. Eine Überschreitung des EAC-Kriteriums für PCB 118 ist jedoch verbringungsbedingt in den betrachteten BZR nicht zu erwarten. Bis auf den BA 12 werden in allen Baggerbereichen die ERL-Kriterien Quecksilber und p,p'-DDD überschritten und im Köhlbrand zusätzlich für p,p'-DDE. In den HPA-Baggerbereichen und BA 2 wird noch das ERL-Kriterium Zink überschritten. Eine ERL-Überschreitung in den BZR 4 (Uferbereich Cuxhaven), 35 (Grimmershörner Bucht) und 54 (Cuxhaven Hafen) für Quecksilber und p,p'-DDD kann nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Eine Quantifizierung der natürlichen Sedimenteinträge und -austräge zwischen Tideelbe und Nordsee und somit auch des Schadstoffaustrags ist derzeit nicht möglich. Quantifizierbar sind die **Sediment- bzw. Schadstofffrachten**, die in Geesthacht über das Wehr ins Ästuar gelangen und die Schadstofffrachten, die durch eine Baggergutverbringung bewegt werden. Im Zeitraum 2016 - 2019 bei anhaltend niedrigen Oberwasserzuflüssen liegen für die Schwermetalle Hg und Zn die mittleren Eingangsfrachten am Wehr Geesthacht unter den Schadstofffrachten, die sich aus dem Transport von 7,5 Mio. m³ Baggergut auf Stellen im VSB 730/740 ergeben würden. Im Fall der organischen Schadstoffe ist die Situation umgekehrt, die Eingangsfrachten am Wehr liegen über den Schadstofffrachten, die in 7,5 Mio. m³ Baggergut enthalten sind. Die größte Schadstofffracht aus der Baggergutunterbringung im VSB 730/740 gelangt in den BZR 32 (Tideelbe vor Otterndorf), da dorthin der größte Anteil an verdriftendem Material transportiert wird, aber eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffgehalte ist dort nicht zu erwarten.

Allgemein ist zu beachten, dass im Vergleich zum Zeitraum 2016 - 2019 bei steigenden bzw. höheren Oberwasserzuflüssen die über das Wehr Geesthacht von oberstrom eingetragenen **Schadstofffrachten** auch steigen und diese ebenso auf natürliche Weise in die Nordsee transportiert werden. Außerdem sind die **Schadstoffkonzentrationen** am Wehr auch bei niedrigen Oberwasserzuflüssen, also auch im Zeitraum 2016 - 2019, höher als in den Sedimenten im Ästuar und waren in der Vergangenheit noch höher. Seit Anfang der 90er Jahre sinken die Schadstoffgehalte in den Sedimenten, die über das Wehr in Geesthacht das Ästuar erreichen. Aufgrund der in der Vergangenheit höheren Belastung der Sedimente, die aus dem Binnenland über die Tideelbe in die Nordsee ausgetragen wurden, ist zu erwarten, dass in tieferen Schichten > 20 cm entlang der Tideelbe sowie in den Wattbereichen höhere Schadstoffgehalte vorzufinden sind. Die Schadstoffmengen im äußeren Ästuar werden somit nicht allein durch die Baggergutverbringung erhöht, sondern auch durch den natürlichen Austrag bei höheren Oberwasserzuflüssen. Weiterhin zeigt sich, dass die Höhe der Schadstofffracht im Baggergut, die in einen BZR gelangt, nicht unbedingt mit der Nachweisbarkeit von Konzentrationserhöhungen von Schadstoffen in diesem BZR korreliert.

Für die Abschätzung einer möglichen Erhöhung des **ökotoxikologischen Belastungspotenzials** wird für jeden BZR das 95 %-Perzentil der Feinkornauflage verwendet, also die maximal für die BZR prognostizierte Auflagehöhe nach dem BAW-Modell (kleinräumig im BZR). Mittels der Auflagehöhen und den ökotoxikologischen Belastungen des Baggergutes erfolgt eine Abschätzung der möglichen Erhöhung des Belastungspotenzials im bioverfügbaren Oberflächensediment. Die Ermittlung der zu erwartenden Toxizitätsklasse erfolgt als Worst-Case-Betrachtung,

d. h. für die Sedimentbelastung der beaufschlagten Oberflächensedimente in den BZR wird die Toxizitätsklasse 0 angenommen und es werden die maximalen Auflagemengen in den jeweiligen BZR über den gesamten Modellierungszeitraum verwendet. Die Ergebnisse der marinen Biotestpalette der Jahre 2016 - 2019 lagen für die WSV-Baggerabschnitte vorrangig bei Toxizitätsklasse 0, in BA 1 und BA 3 gab es vereinzelt Ausnahmen. In den Hamburger Baggerabschnitten Köhlbrand und Norderelbe liegen die Ergebnisse der marinen Biotestpalette bei Toxizitätsklassen von 0 bis IV. Der Großteil der Proben weist jedoch unproblematische Belastungspotenziale auf, die Mediane für die marine Biotestpalette liegen dementsprechend bei Toxizitätsklasse I. Da die gemittelte ökotoxikologische Belastung des Baggergutes nicht erheblich höher ist als die Belastung in den Oberflächensedimenten der BZR und es zudem zu einer weiteren Verteilung der Belastungen im System kommt, ist eine nachweisbare Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials nicht zu erwarten. Ein Einfluss auf das ökotoxikologische Belastungspotenzial der Sedimente durch eine langjährige Verbringung von bindigem Baggergut in den VSB 730/740 kann dennoch nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, so dass zur Überprüfung der Situation ein Schadstoff- sowie Ökotoxikologiemonitoring empfohlen wird (insbesondere für die BZR 35 und 54). Unabhängig von der Einschätzung, dass eine Erhöhung der ökotoxikologischen Belastungspotenziale in den betrachteten Bilanzierungsräumen nicht nachweisbar sein wird, sollten Einträge aus den höher belasteten Baggerbereichen nach Möglichkeit so gering wie möglich bzw. erforderlich gehalten werden.

Anhand der prognostizierten Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten der BZR werden keine bedeutenden Schadstoffanreicherungen erwartet. Nur in drei BZR (BZR 4 Uferbereich Cuxhaven, BZR 35 Grimmershörner Bucht und BZR 54 Cuxhaven Hafen) ist eine Überschreitung der ERL-Kriterien in den Sedimenten möglich (bei allen Bereichen handelt es sich um Häfen, die regelmäßig unterhalten werden). Dort sind geringe Erhöhungen der **Bioakkumulation** in den Biota nicht auszuschließen. Bei Überschreitung der ERL im Sediment können nachteilige Effekte auf die Lebensgemeinschaften auftreten.

Fauna

Die im äußeren Elbeästuar vorkommende **Makrozoobenthos**gemeinschaft ist, aufgrund der dort vorherrschenden hohen Morphodynamik und unterschiedlichen Oberwasserzuflüssen, sehr dynamisch und variabel. Hinsichtlich Auswirkungen durch eine Erhöhung der Schwebstoffgehalte ist zu beachten, dass das Makrozoobenthos entweder an solche Verhältnisse angepasst ist, was vor allem für die Makrozoobenthosarten in der Fahrrinne des Elbeästuars und der Randbereiche zur Fahrrinne gilt oder die Erhöhung so gering bzw. nicht dauerhaft ist, dass nur von vernachlässigbar geringen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (hier insbesondere die Miesmuschel als sensibelster Vertreter dieser Artengruppe) ausgegangen wird. Gleiches gilt für verbringungsbedingte lokale Sedimentüberdeckungen von Makrozoobenthosarten. Nur unmittelbar auf der Verbringstelle und vor allem bei Verbringung von nicht-bindigen Baggergutsedimenten kann es zu Individuenverlusten durch Überdeckung kommen. Diese wirken sich jedoch nicht auf den Erhaltungszustand der dort vorkommenden Makrozoobenthosgemeinschaft aus, so dass auch hier nur von geringfügigen Auswirkungen ausgegangen wird. Die hohe Morphodynamik v. a. in der Außenelbe und den dort anschließenden Watten verhindert, dass sensible Arten hier leicht siedeln und auf Dauer überleben können. Da es auch nur temporär auf und im Nahbereich einer Verbringstelle zu einem Substratwechsel kommen kann (z. B. Vergrößerung durch sandige und kiesige Baggeranteile), wird es auch nicht zu Änderungen des Lebensraums für das Makrozoobenthos kommen. Zudem weisen viele benthische

Wirbellosen-Gemeinschaften im Küsten- und Ästuarbereich ein hohes Regenerationspotenzial auf. So werden insgesamt für im Auswirkungsbereich vorkommende Makrozoobenthoslebensgemeinschaften nur **geringe negative Auswirkungen** erwartet.

Der Verbringbereich VS 730/740 ist durch eine an polyhaline Verhältnisse (18 - 30 PSU) sowie generell an die Umweltbedingungen von Küstengewässern und Wattenmeer angepasste Fischzönose charakterisiert. Während der Fahrt und insbesondere beim Entladen stören und vertreiben Baggerschiffe **Fische und Neunaugen**. In gewissem Umfang können sich die Fische des Untersuchungsbereiches an die aus der Umlagerungsaktivität resultierenden Wirkungen gewöhnen, so dass verringerte Fluchtdistanzen und kürzere Fluchtwege möglich sind. Für einzelne Arten und Altersstadien ist sogar ein gezieltes Aufsuchen von Trübungswolken verbrachten Baggergutes beobachtet worden, welches vermutlich mit der Suche nach umgelagerten Nahrungsorganismen oder der Feindvermeidung in Zusammenhang steht. Durch Überdeckung sind im VSB 730/740 potenziell junge Plattfische und wenig mobile Kleinfische betroffen. Gleichfalls sind Beeinträchtigungen und Veränderungen (aufgrund veränderter Sedimentzusammensetzung) des Angebotes einiger Nahrungsorganismen möglich. Gesundheitsschäden von Fischen durch zeitweilig erhöhte Schwebstoffgehalte, z. B. durch zeitweilig verstopfte Kiemen, sind im Wattenmeer mit seiner an zeitweilig sehr hohe Trübungen gut adaptierten Fischfauna weitgehend auszuschließen. Freisetzungen von Schad- und Nährstoffen sowie zunehmende Sauerstoffzehrungen werden im VSB 730/740 nur in sehr geringem Umfang erwartet, so dass dadurch Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen nicht zu erwarten sind. Vergleichbare, von Verbringungen nicht beeinflusste Habitate sind in den Küstengewässern/im Wattenmeer großflächig vorhanden, so dass nicht mit Auswirkungen auf Bestandsebene der vorkommenden Fisch- und Neunaugenarten zu rechnen ist. Für die Fischfauna werden insgesamt nur **sehr geringe negative Auswirkungen** prognostiziert, da Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen nur lokal auf dem VSB und der unmittelbaren Umgebung zu erwarten sind und auch nur für einzelne Individuen. Die Auswirkungen auf Neunaugen und Fische können minimiert werden, wenn einzelne Verbringstellen möglichst kontinuierlich und über längere Zeiträume genutzt werden.

Als Vertreter der **Meeressäuger** kommen Seehunde und Schweinswale ganzjährig und Kegelrobben sporadisch im Elbeästuar vor. Wassernahe Wattflächen werden von Seehunden und Kegelrobben als Ruhe- und Liegeplätze genutzt. Seehunde nutzen die Wattflächen im Elbeästuar auch zur Geburt ihrer Jungtiere; Wurfgebiete von Kegelrobben und Schweinswalen existieren im Elbeästuar nicht. Besonders sensible Zeiten für Robben sind die Wurf- und Säugezeiten (Seehund: Juni - Juli; Kegelrobbe: November - Januar) sowie die Zeit des Haarwechsels (Seehund: August - September; Kegelrobbe: März - April). Auf den Liegeplätzen gilt der Schiffsverkehr als eine der häufigsten Störungsursachen für Robben (Schwarz & Heidemann 1994). Da die nächstgelegenen Liegeplätze von Seehunden und Kegelrobben in einer Entfernung von ca. 1.500 m zu dem Verbringstellenbereich liegen, sind relevante Vergrämungen auf den Liegeplätzen durch die Annäherung von Baggerschiffen äußerst unwahrscheinlich. Bagger-schiffsbewegungen und der Verklappungsvorgang erzeugen Unterwasserschallemissionen. Die Hintergrundbelastung mit Geräuschen ist besonders im Bereich der stark befahrenen Wasserstraßen sehr hoch, so dass Meeressäuger häufig in verkehrsrärmere, leisere Bereiche ausweichen (Koschinski 2007). Ein relevanter negativer Einfluss durch Lärmemissionen von Baggerschiffen auf die Tiere ist durch das Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und durch das lokal und zeitlich begrenzte Auftreten der Geräusche unwahrscheinlich. Kollisionen von Meeressäugern mit Schiffen sind grundsätzlich möglich, bei langsam fahrenden Baggerschiffen jedoch

sehr unwahrscheinlich (Laist et al. 2001). Besonders in Gebieten, in denen ein hohes Schiffsverkehrsaufkommen herrscht, ist es unwahrscheinlich, dass der Baggerschiffsverkehr das Kollisionsrisiko mit Meeressäugern relevant erhöht (Todd et al. 2015). Seehunde und Kegelrobben jagen und orientieren sich unter Wasser vor allem mit Hilfe ihrer Vibrissen und Schweinswale mit Ultraschalllauten, so dass negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch die prognostizierte verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte unwahrscheinlich sind. Da durch das Verbringen keine relevanten Änderungen der Bestandsgrößen von Fischen im Gebiet zu erwarten sind und nur geringfügig negative Auswirkungen auf das Makrozoobenthos prognostiziert sind, sollte vor allem vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers der Meeressäuger ein negativer Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für Robben und Schweinswale nicht gegeben sein.

Das gesamte Wattenmeer ist für **Vögel** von internationaler Bedeutung. Hervorzuheben sind Eiderente und Brandgans, die sich in international bedeutenden Individuenzahlen jährlich im Sommer zur Vollmauser, während der sie flugunfähig sind, im Wattenmeer einfinden. Der Schwerpunkt des Mäusergebietes der Brandgans befindet sich im Mündungstrichter der Elbe. Bereiche mit hoher Schiffsdichte, wie z. B. stark befahrene Schiffsrouten und Wasserstraßen, werden von empfindlichen Vögeln in der Regel gemieden (Hüppop et al. 1994). Vögel reagieren in der Regel auf konstanten Schiffsverkehr weniger sensibel (Stolen 2003) und es können sich Gewöhnungseffekte einstellen (Schwemmer et al. 2011). Vor dem Hintergrund des übrigen Schiffsverkehrs ist eine signifikante Erhöhung der Störung durch die relativ langsam fahrenden Baggerschiffe unwahrscheinlich. Bei Vögeln, die sich auf den Watten aufhalten, sind relevante Vergrämungen durch die Verbringstätigkeiten aufgrund der hohen Distanz (> 1.000 m) ebenfalls unwahrscheinlich. Die geringste Entfernung der Mäuserplätze von Brandgänsen und Eiderenten zu dem Verbringstellenbereich beträgt über 1.500 m, so dass von keiner relevanten Vergrämung durch den Baggerschiffsverkehr ausgegangen werden kann. Der Zusammenhang zwischen Trübung bzw. Sichttiefe und Jagderfolg von fischfressenden Arten (z. B. Säger, Tauchenten, Möwen, Kormorane, Seeschwalben; Trottellummen) ist komplex und hängt von zahlreichen Faktoren, wie z. B. artspezifische Tauchtiefe und ethologische Anpassungen an Trübung und Reaktion der Beute ab. Relevante negative Auswirkungen auf die Avifauna durch die prognostizierte verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte sind nach derzeitigem Kenntnisstand nicht wahrscheinlich. Da die Einflüsse der Verbringungsstätigkeiten auf Makrozoobenthos und Fische nur gering und räumlich stark begrenzt sind und zahlreiche Ausweichflächen existieren, sind bezüglich der Nahrungsverfügbarkeit keine negativen Auswirkungen auf Vögel zu erwarten.

Potenzielle negative Auswirkungen auf die **Meeressäuger** und die **Avifauna** sind also sehr **unwahrscheinlich**.

Vegetation

Im weitestgehend vegetationslosen Watt kommen stellenweise **Seegras-, Queller- und Schlickgrasbestände** vor. Der Fokus der Auswirkungsprognose liegt auf den sensiblen, untergetaucht lebenden Seegrasvorkommen. Im gesamten niedersächsischen Wattenmeer sind die Seegrasbestände im letzten Jahrzehnt zurückgegangen. Der stark rückläufige Trend zeichnete sich bereits 2013 ab. Die Ursachen dafür sind nicht unmittelbar ableitbar. Die Seegräser im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer sind hingegen in einem stabilen Zustand und nur die südlichsten Vorkommen bei Dithmarschen (BZR 10) liegen im Wirkungsbereich der Verbringungsmaßnahme. Die Einzelvorkommen von *Zostera marina* und *Zostera noltii* um Neuwerk (BZR 25)

liegen am dichtesten an dem Verbringstellenbereich 730/740, dann folgen lockere Seegrasbestände im Wurster Watt (BZR 1). Seegrasbestände gelten als bedingt oder schwer regenerierbar.

Aufgrund der prognostiziert nur sehr geringen Zunahme von gelöstem anorganischen Stickstoff ($< 2 \mu\text{g}/\text{N/l}$; rechnerische Zunahme des mittleren gelösten anorganischen Stickstoffs von $< 1\%$ im Bilanzierungswasserkörper) in der Vegetationsperiode werden über den Wirkpfad Eutrophierung keine direkten Auswirkungen auf Seegräser erwartet. Beschattungs- oder Überlagerungseffekte infolge eines verstärkten Phytoplankton- (Algen des Freiwassers) oder Epiphytenwachstums als indirekte Wirkung erhöhter Nährstoffkonzentrationen können gleichfalls ausgeschlossen werden.

Eine verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Wassersäule, insbesondere durch Verdriftung der bindigen Baggergutanteile, kann zur Reduzierung der Lichteindringtiefe führen - ein Wirkfaktor, der insbesondere für die lichtlimitierte Tiefenverbreitung von *Zostera marina* relevant ist.

Auf die weit entfernt zur Verbringstelle siedelnden Seegrasbestände in den Watten bei Dithmarschen (BZR 10) und im Wurster Watt (BZR 1) ist die für das Sommerhalbjahr prognostizierte verbringbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Größenordnung von max. 1 - 2 % (BZR 10) und 2 - 5 % (BZR 1) über einen Zeitraum von 2 Wochen so gering, dass mögliche Auswirkungen auf das Lichtklima, die die Vitalität der dort vorkommenden Seegräser einschränken könnten, nicht zu erwarten sind. Für die rezent siedelnden Seegräser bei Neuwerk (BZR 25) ist ebenfalls nicht zu erwarten, dass diese durch die dort prognostizierte, zeitlich limitiert auftretende, verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Größenordnung von max. 5 - 10 % negativ beeinträchtigt werden. Eine im künftigen Besiedlungsvorgang geringe Verschiebung der Seegrasvorkommen in etwas höher („lichtbevorzugt“) gelegene Wattbereiche kann jedoch unter Annahme einer möglichen Verringerung der Lichteindringtiefe um wenige Zentimeter, zumindest für *Z. marina*, nicht gänzlich ausgeschlossen werden, womit ein Verlust an potenziellem Lebensraum für diese Art in der Tiefe einherginge. Eine Überdeckung der Seegräser und ein infolgedessen mögliches Ersticken der Pflanzen durch abgelagerte Sedimentmassen aus der Baggergutverdriftung kann ausgeschlossen werden, da in den Seegrasvorkommensbereichen mit einer verbringungsbedingten Sedimentablagerung von wenigen Millimetern im Jahresverlauf zu rechnen ist.

Insgesamt wird von **sehr geringen negativen Auswirkungen auf das Seegras** ausgegangen. Auswirkungen auf die Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie können für alle betrachteten Wirkfaktoren ausgeschlossen werden. Gleichfalls ausgeschlossen werden können Auswirkungen, die aus der Winterverbringung resultieren, da diese in der Zeitspanne der Vegetationsruhe stattfindet.

Umweltrechtliche Aspekte

Im potenziellen Wirkungsbereich der Maßnahme liegen die **FFH-Gebiete** Hamburgisches Wattenmeer (DE-2016-301), Unterelbe (DE-2018-331), Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (DE-2306-301), Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-391), Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392), sowie die **EU-Vogelschutzgebiete** Unterelbe (DE-2121-401), Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer (DE-2210-401), Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-491), Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401). Nur in einem

sehr kleinen Bereich des FFH-Gebiets von Elbe-km 730 bis 733 wird direkt Baggergut eingebracht und hier auch nur mit Schad- und Nährstoffen weitgehend unbelastetes sandiges, nicht feinkörniges Material. Der restliche Verbringstellenbereich liegt außerhalb von FFH-Gebieten. Entsprechend Art und Ausdehnung der zu den jeweiligen Fachgebieten beschriebenen Wirkungen der betrachteten Baggergutverbringung wurden potenzielle Auswirkungen aus der Baggergutverbringung auf die Lebensraumtypen Ästuarien (1130), vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140) und Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen (1160) sowie die Arten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe, Fluss- und Meerneunauge und die Fischarten Finte und Schnäpel sowie zahlreiche nach EU-Vogelschutzrichtlinie geschützten Wasser- und Seevögel betrachtet. Aufgrund der in den Fachkapiteln dargestellten potenziell nachteiligen **Auswirkungen** auf die Umwelt werden diese **insgesamt** in Bezug auf den Schutzzweck der Natura 2000-Gebiete als **unerheblich** eingeschätzt und es ist von **keiner Beeinträchtigung des Erhaltungszustandes** der nach FFH-Richtlinie geschützten Lebensraumtypen und Arten auszugehen. Zudem liegen alle 3 Bilanzierungsräume, in denen eine Überschreitung der ERL-Kriterien nicht ausgeschlossen werden kann, außerhalb von Natura 2000-Gebieten.

Die Gesetze zum Schutz der **Nationalparks** Schleswig-holsteinisches Wattenmeer, Niedersächsisches Wattenmeer und Hamburgisches Wattenmeer sehen die Erfüllung der gesetzlichen Aufgaben der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes als zulässige Maßnahmen in den Nationalparks an. Somit ist eine weitergehende Betrachtung der Vorgaben der Nationalparkgesetze für die vorliegende Maßnahme nicht erforderlich.

Da die im Wirkungsbereich der Maßnahme gelegenen drei **Naturschutzgebiete** (Elbe und Inseln, Hadelner und Belumer Außendeich, Niedersächsischer Mündungstrichter der Elbe) im FFH-Gebiet „Untere Elbe“ und dem VSG „Untere Elbe“ liegen und der Schutzzweck der Naturschutzgebiete (siehe Schutzgebietsverordnungen) durch die Erhaltungsziele der Natura 2000-Gebiete abgedeckt ist, sind die relevanten Vorgaben in der Betrachtung der Natura 2000-Gebiete mitberücksichtigt.

Auswirkungen auf die gesetzlich **geschützten Biotope** nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes (u. a. Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich, Seegraswiesen usw.), die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen können, sind nicht zu erwarten.

Für die im Wirkungsbereich der Maßnahme potenziell vorkommenden **besonders geschützten Arten** Kegelrobbe, Aal, Meer- und Flussneunaugen sowie europäische Vogelarten und die **streng geschützten Arten** Schweinswal und Nordseeschnäpel **werden Verletzungen der Zugriffsverbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG nicht erwartet**. Zwar können Individuenverluste bei den besonders und streng geschützte Arten infolge der Verbringung von Baggergut nicht ausgeschlossen werden, 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.

Da der VSB 730 bis 740 schon seit Jahren zur Verbringung von Baggergut genutzt wird, stellt die geplante Baggergutverbringung nach Auskunft der Planfeststellungsbehörde bei der GDWS **keinen Eingriff** gemäß § 14 BNatSchG dar.

Mit der Verbringung im Bereich des VSB 730/740 können prinzipiell Wirkungen auf die **Wasserrahmenrichtlinien**-Oberflächenwasserkörper (OWK) Tideelbe (Übergangsgewässer) (DETW_DESH_T1-5000-01), Außenelbe-Nord (Küstengewässer) (DECW_DESH_N3-5000-04-01), Küstenmeer Elbe (Küstengewässer) (DETE_DESH_N0-5000) OWK Westliches Wattenmeer der Elbe (Küstengewässer) (DECW_DENI_N4-5900-01) Hakensand (Küstengewässer) (DECW_DESH_N4-5000-04-02) Dithmarscher Bucht (Küstengewässer) (DECW_DESH_N4-9500-03-02) und Piep Tidebecken (Küstengewässer) (DECW_DESH_N3-9500-03-01) verbunden sein. Dagegen sind aus vernünftigen Gründen keine Wirkungszusammenhänge auf Grundwasserkörper (GWK) vorhanden, weil kein Raumbezug gegeben ist bzw. im Bereich der Übergangs- und Küstengewässer keine Grundwasserkörper ausgewiesen sind. Für die Bewertung möglicher Auswirkungen wird sowohl der aktuell gültige zweite, als auch der dritte Bewirtschaftungsplan und das dritte Maßnahmenprogramm, jeweils noch im Entwurfstadium befindlich, hinzugezogen.

Die Verbringung von schadstoffbelastetem Baggergut aus einen Wasserkörper in einen anderen stellt einen zusätzlichen Schadstoffeintrag im WK am Unterbringungsort dar. Es konnte gezeigt werden, dass dieser Eintrag jedoch nicht geeignet ist, an repräsentativen Messstellen bzw. auf Wasserkörperviveau einschlägige Umweltqualitätsnormen (UQN) erstmals zu überschreiten bzw. für Stoffe, deren UQN bereits überschritten sind, eine weitere messbare Konzentrationserhöhung herbeizuführen. Mit Blick auf die für den nicht guten chemischen Zustand verantwortliche, überschrittene UQN von Quecksilber in Biota findet über das eingetragene Sediment ein zusätzlicher Quecksilbereintrag in den OWK statt. Dieser ist jedoch gering, so dass eine Erhöhung der Gehalte von Quecksilber in Biota nicht anzunehmen ist.

Mit Blick auf die Qualitätskomponente (QK) Phytoplankton kann auch eine relevante Veränderung infolge der Veränderung von Nährstoffgehalten ausgeschlossen werden. Das Algenwachstum ist durch die vorhandene Trübung bereits lichtlimitiert und wird durch den zusätzlichen Nährstoffeintrag nicht weiter gefördert (vgl. Abschnitt zu Phytoplankton). Zudem wird das Gros der Umlagerungen von nährstoffhaltigem Baggergut in den Wintermonaten stattfinden, so dass wegen des Wegfalls der Nährstofflimitierung im Winterhalbjahr kein Wirkungszusammenhang besteht. Insgesamt ist deshalb davon auszugehen, dass es zu keiner weiteren messbaren Beeinträchtigung auch in den Wasserkörpern kommt, welche sich bezüglich der QK Phytoplankton bereits in der niedrigsten Klasse befinden. Für die QK Großalgen/Angiospermen und Makrophyte/Phytobenthos kann eine bewertungsrelevante Auswirkung mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

Das QK Makrozoobenthos wird nicht bewertungsrelevant beeinträchtigt, gleiches gilt - wo relevant - für die QK Fischfauna.

Die Maßnahmenprogramme für die OWK enthalten entweder keine Maßnahmen zur Zielerreichung oder im Fall des OWK Tideelbe (DETW_DESH_T1-5000-01) werden die vorgesehenen Maßnahmen zur Verbesserung des Geschiebehaushaltes bzw. Sedimentmanagement (LAWA-Code: 77)“ und „Maßnahmen zur Anpassung/Optimierung der Gewässerunterhaltung (LAWA-Code: 79)“ weder ver- noch behindert.

Insgesamt ist **kein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot beim ökologischen Zustand bzw. dem ökologischen Potenzial als auch beim chemischen Zustand nach § 27 WHG (1)** zu erwarten.

Zur Frage, ob die Baggergutverbringung auf den VSB 730/740 den Vorgaben der **Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie** (MSRL) entspricht, werden die in den Fachkapiteln prognostizierten und beschriebenen Auswirkungen auf die relevanten MSRL-Deskriptoren, MSRL-Umweltziele sowie der MSRL-Maßnahmen betrachtet und bewertet. Die Bewertung wird auf Ebene der jeweiligen MSRL-Bewertungseinheiten vorgenommen und der aktuelle MSRL-Zustandsbericht sowie das derzeit gültige und zukünftige Maßnahmenprogramm hinzugezogen.

Für die überwiegende Anzahl der MSRL-Merkmale und -Belastungen/Deskriptoren kann unmittelbar eine Verschlechterung des aktuellen Umweltzustands der deutschen Nordsee und ein Verstoß gegen das Zielerreichungsgebot ausgeschlossen werden.

Nur für die MSRL-Bewertungseinheit EW34 sind bzgl. Seegrass, Deskriptor 5 (Eutrophierung), Kriterium D5C7 Makrophyten, für den BZR 25 Auswirkungen nicht von vornherein gänzlich ausgeschlossen. Basierend auf den BAW-Modellrechnungen und somit einer Worst-Case-Betrachtung kann, zumindest für die Art *Z. marina* nicht gänzlich ausgeschlossen werden, dass sich der potenziell besiedelbare Lebensraum für diese Art im BZR 25 um wenige Zentimeter in die Tiefe verringert. Diese geringfügige Änderung führt jedoch nicht zu einer Verschlechterung des Umweltzustands oder verhindert das Zielerreichungsgebot. Auch für den Deskriptor 8 (Schadstoffe) und das Kriterium D8C1 Schadstoffkonzentrationen sind Auswirkungen der Baggergutverbringung nicht gänzlich auszuschließen. Da jedoch die drei Bilanzierungsräume (4 Uferbereich Cuxhaven, 35 Grimmershörner Bucht und 54 Cuxhaven Hafen), in denen mess- und beobachtbare Erhöhungen der Konzentrationen von p,p'-DDD und Quecksilber nicht ausgeschlossen werden können, außerhalb des MSRL-Geltungsbereiches liegen, ist eine nachweis- und messbare Verschlechterung der Bewertungseinheit Küstengewässer bzw. der deutschen Nordseegewässer auszuschließen. Gleiches gilt für den Bilanzierungsraum Tideelbe vor Otterndorf (32), in den nach dem BAW-Modell rechnerisch die größte Schadstofffracht eingetragen wird.

Insgesamt wird also die Erreichung des guten Umweltzustands durch die Baggergutverbringung nicht gefährdet und sie verhindert auch nicht die Erfüllung der übergeordneten und operativen Umweltziele. **Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Umsetzung der MSRL-Maßnahmen kann ausgeschlossen werden. Die Baggergutverbringung bei Elbe km 730/740 steht weder dem Verschlechterungsverbot noch dem Zielerreichungsgebot nach § 45a (1) WHG entgegen und ist daher mit den Bewirtschaftungszielen der deutschen Nordseegewässer vereinbar.**

Monitoring

Um für die nächste Aktualisierung der Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut in dem VSB 730/740 über gute Datengrundlagen zu verfügen, werden aus fachlicher Sicht die in der Tabelle 0-3 dargestellten Untersuchungen empfohlen. Je nach Erkenntnisgewinn sind die vorgeschlagenen Untersuchungen ggf. anzupassen.

Tabelle 0-3: Übersicht Monitoring

| Fachthema | Untersuchung |
|---------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Morphologie | Regelmäßige Beobachtung der Gewässerbettentwicklung im VSB 730/740, der Fokus liegt auf der Verbringstelle und hier insbesondere auf den Zeiträumen nach der Verbringung großer Baggergutmengen. |
| Schadstoffe Ökotoxikologie | Jährliches Monitoring der Baggerabschnitte und des Verbringbereiches. Insbesondere die Gebiete, die nach den Modellrechnungen eine mögliche Schadstoffhöhung in den Sedimenten erwarten lassen und in die größere Anteile verdriftendes Baggergut gelangen. |
| Bioakkumulation | Weiterführung des erweiterten Vogeleimonitoring. |
| Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton | Kontinuierlich (oder temporär) betriebene Sondenmessstation in teilweise bereits bestehender Infrastruktur im Elbmündungsgebiet und einem zusätzlichen Messprogramm im Seegrasgebiet bei Neuwerk, zur Messung von Trübung, Sauerstoff und Chlorophyll-a. Fortführung und Ausbau der Fernerkundungsdaten zum Monitoring von Phytoplanktonkonzentrationen. |
| Vegetation (Seegras) | Jährliches Monitoring von festzulegenden Daueruntersuchungsflächen in den relevanten BZR 1, 10 und insbesondere 25, in enger Anlehnung an die Vorgehensweise der Länder. |

1 Veranlassung

Das Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt (WSA) Elbe-Nordsee nutzt einen Verbringstellenbereich zwischen den Elbe-km 730 und 741 (VSB 730/740) auf der Fahrrinnenseite des roten Tonnenstrichs. 2017 wurde von der BfG für die Verbringung in diesen VSB 730/740 von sandigem Unterhaltungsbaggergut aus den Baggerabschnitten (BA) 10 bis BA 17 und von feinkörnigem Unterhaltungsbaggergut aus den Bereichen BA 1, BA 2, BA 3 und BA 12 sowie aus den elbseitigen Vorhäfen des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) bei Brunsbüttel eine Auswirkungsprognose (BfG-Bericht 1922, BfG 2017b) erstellt.

Die in Teilen der Tideelbe vorherrschende Flutstromdominanz, verstärkt durch die derzeitige außergewöhnliche hydrologische Situation (seit Herbst 2013 anhaltend niedrige Oberwasserzuflüsse aus dem Einzugsgebiet der Elbe) und die zu erwartende weitere Zunahme der Unterhaltungsmengen durch die Fahrrinnenanpassung, erfordern zusätzliche Optionen für einen weiter verstärkten Austrag von Feinsedimenten (tonige und schluffige Sedimente < 63 µm, enthalten in bindigem Baggergut). So sollen zukünftig für die weitere Entlastung des Feinsedimenthaushaltes der Tideelbe in den VSB 730/740 einerseits die unterzubringenden Baggergut-mengen erhöht, andererseits auch neben dem feinkörnigen Unterhaltungsbaggergut aus den BA 1 - 3 zusätzlich feinkörniges Unterhaltungsbaggergut aus dem Bereich der Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7) untergebracht werden. Im Planfeststellungsbeschluss für die Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe vom 23.04.2012 (Az.: P-143.3/46) ist eine Verbringung der Unterhaltungsbaggermengen unterhalb der residuellen Stromauftransportzone vorgegeben.

Das Konzept des VSB 730/740 ist vergleichbar zu dem weiter stromaufwärts bei St. Margarethen durch das WSA Elbe-Nordsee genutzten VSB 686/690. Innerhalb eines Verbringstellenbereichs können unter Beachtung der in dieser Auswirkungsprognose festgelegten Maximalmengen und Qualitätsanforderungen an das Baggergut bestehende Verbringstellen erweitert oder verlegt bzw. neue Stellen nach Bedarf eingerichtet werden. Dieses Konzept ist geeignet, um bestmöglich die Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle zu erhalten, da es eine flexible Verbringung von Baggergut und eine Veränderung der Lage von Verbringstellen abhängig von der Entwicklung äußerer Randbedingungen in einer morphodynamisch extrem intensiven Umgebung ermöglicht.

Eine Aktualisierung einer bestehenden Auswirkungsprognose wird gemäß GÜBAK (2009) spätestens alle 5 Jahre oder wenn Änderungen bei der Unterbringung von Baggergut eintreten durchgeführt. Mit BfG (2017b) wurde zuletzt eine Auswirkungsprognose für die Verbringung von Unterhaltungsbaggergut auf Stellen im VSB 730/740 erstellt. Mit der hier vorliegenden Aktualisierung der Auswirkungsprognose wird die Unterbringung von Mehrmengen an Baggergut und von Baggergut aus weiteren Abschnitten geprüft.

Die Erstellung des vorliegenden Berichts erfolgte im Auftrag der WSÄ Cuxhaven und Hamburg (seit 2021 zusammengelegt zu WSA Elbe Nordsee) und ergänzt das bisherige Berichtswesen zum Sedimentmanagement an der Tideelbe. Die Erstellung der Auswirkungsprognose erfolgt gemäß den zurzeit gültigen „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“ (GÜBAK 2009). Dabei werden die potenziellen Auswirkungen

durch den Baggervorgang nicht betrachtet, da diese im Planfeststellungsbeschluss und den zugehörigen Planfeststellungsunterlagen der aktuellen Fahrrinnenanpassung der Tideelbe dargestellt und bewertet wurden.

2 Beschreibung der Maßnahme

2.1 Baggergutmengen, Herkunft und Art des Baggerguts

In Tabelle 2-1 sind die Baggergutmengen und deren Herkünfte, wie diese zur Erstellung einer aktualisierten Auswirkungsprognose für VSB 730/740 geprüft werden sollen, dargestellt. Bei den Angaben zu Baggergutmengen handelt es sich um jährliche Zahlen, die Auswirkungsprognose ist auf fünf Jahre ausgelegt. Die Zahlen zu den bisherigen Baggergutmengen entsprechen den Vorgaben für die Auswirkungsprognose aus BfG (2017a). Abbildung 2-1 gibt eine Übersicht der Lage der Baggerabschnitte (BA 1 - BA 17, sowie Norderelbe Blatt 7 und Köhlbrand). Die Gesamtmenge, die auf Stellen im VSB 730/740 jährlich verbracht werden soll, beträgt bis zu 11,5 Mio. m³, davon entfallen 7,5 Mio. m³ auf bindiges Baggergut und 4 Mio. m³ auf nicht-bindiges Baggergut.

Tabelle 2-1: Art, Menge, Herkunft und Verbringzeitraum des auf Stellen im VSB 730/740 jährlich zu verbringenden Baggerguts

| Herkunft Baggerabschnitt | Menge neu [Mio. m ³] | Menge bisher [Mio. m ³] | Zeitraum der Verbringung | Art des Baggerguts |
|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------------------------------|-----------------------|
| BA 10 bis BA 17 | 4 | 3,7 | ganzjährig | nicht bindig |
| BA 12 | 3,5 | 3,5 | 1,75 vom 15.04. bis 30.09. 1,75 vom 01.10. bis 14.04. | bindig |
| Vorhäfen des NOK | 1 | 1 | 01.10. bis 14.04. | bindig |
| Begegnungsstrecke bis einschließlich BA 3 | 2 | 1* | 01.10. bis 14.04. | bindig |
| Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7) | 1 | - | 01.10. bis 14.04. | bindig |
| Summe | 11,5 | 9,2 | | |
| davon nicht bindig | 4 | 3,7 | | |
| davon bindig | 7,5 | 5,5 | | |

* bisher BA 1 bis BA 3

Die Klassifizierung des Baggerguts erfolgt in Homogenbereiche nach DIN 18311:2016:09. Die Klassifizierung erfolgt durch manuelle Bodenansprache und anschließende Laboranalytik in die Homogenbereiche Sand (= nicht bindiges Baggergut) und Schlick (= bindiges Baggergut). Das genaue Vorgehen ist geschildert in BfG (2020). Damit erfolgt eine Einteilung des Nassbaggerguts, welche für die Vergabe von Nassbaggerarbeiten im Zuge der Fahrrinnenunterhaltung erforderlich ist. Bei Durchführung dieser Nassbaggerarbeiten werden die Baggerguteigenschaften und die gebaggerten Volumina umlaufscharf erfasst und in der WSV-eigenen Datenbank MoNa (Monitoring Nassbaggergut) gespeichert. Für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose und für das Sedimentmanagement insgesamt sind diese Daten eine wichtige Grundlage, da sie zum einen eine umfassende und umlaufscharfe Übersicht über die tatsächlich gebaggerten sowie verbrachten Mengen ermöglichen. Des Weiteren ermöglicht diese Klassifizierung eine durchgängige Unterteilung des Baggerguts in eine Teilmenge mit einem höheren Anteil Feinkorn (= bindiges Baggergut) sowie überwiegend sandigem Baggergut (= nicht bindiges Baggergut).

Die möglichen Auswirkungen auf die Umwelt unterscheiden sich je nach der Art des Baggerguts (nicht bindig oder bindig) deutlich voneinander.

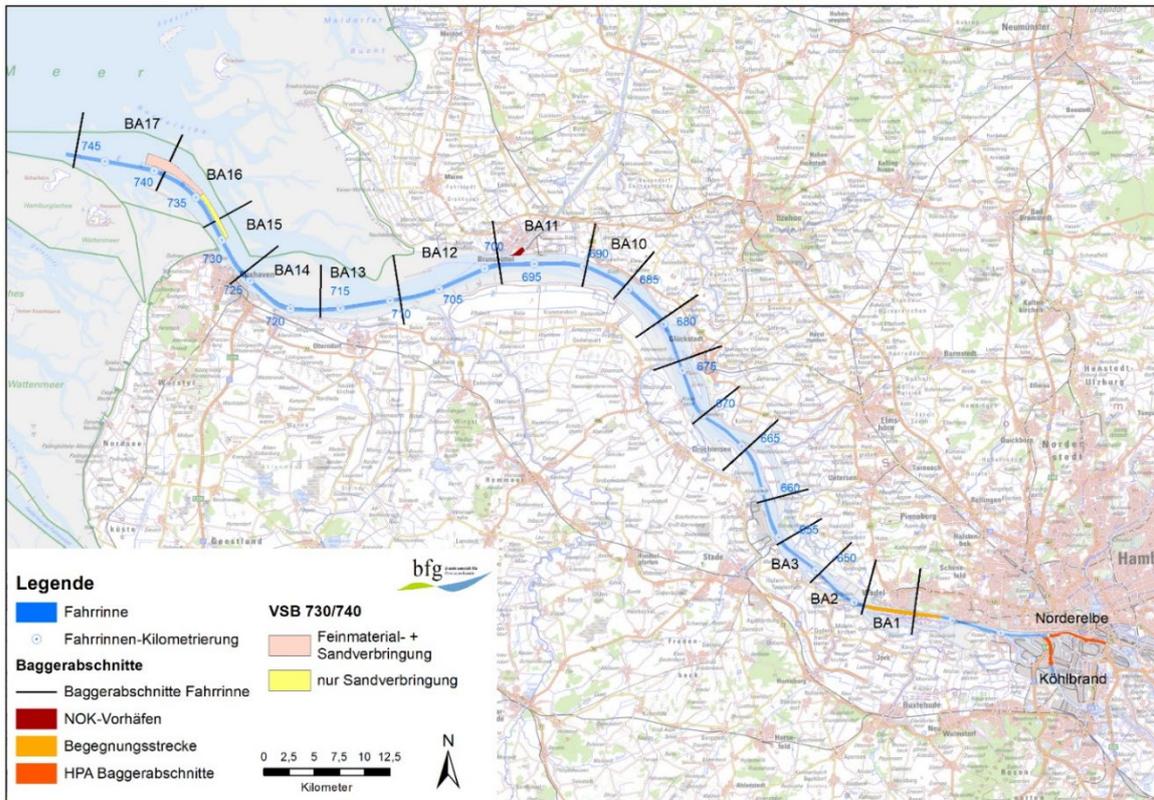


Abbildung 2-1: Baggerabschnitte und Verbringstellenbereich 730/740

Das Unterhaltungskonzept des WSA Elbe-Nordsee sieht im Regelfall vor, das gesamte bindige Baggergut aus dem BA 12 ausschließlich auf Stellen im VSB 730/740 zu verbringen. Für die Prognose wird angenommen, dass hier jährlich bis zu 3,5 Mio. m³ an bindigem Baggergut anfallen können. Bereits in BfG (2017a) ist die Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK enthalten. Diese Option soll hier weiterhin betrachtet werden. Die Verbringung von Unterhaltungsbaggergut aus den BA 1 bis BA 3 ist in BfG (2017a) erstmals mit einer Jahresgesamtmenge von bis zu 1 Mio. m³ betrachtet worden. Diese Menge wird für die aktuelle Auswirkungsprognose auf bis zu 2 Mio. m³ aus dem Abschnitt der gesamten Begegnungsstrecke bis BA 3 erhöht. Des Weiteren prüft der hier vorliegende Bericht die Option der Verbringung von zusätzlich bis zu 1 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus den Abschnitten Norderelbe/Köhlbrand (Delegationsstrecke).

Alle Vorgaben für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose wurden der BfG als m³ Aufmaßvolumen genannt. Für die Berechnung möglicher Auswirkungen ist zuvor jedoch eine Umrechnung in jeweilige Massenanteile erforderlich, z. B. erfolgt die Zugabe von Baggergut im BAW-Modell als Masse in [t] und nicht als Volumen (vgl. BAW 2021 oder auch Kapitel 5.1). Die nachfolgende Tabelle 2-2 gibt einen Überblick über die resultierenden Baggergutmassen abhängig von der Herkunft, des angesetzten Jahresvolumens, seiner mittleren Korngrößenzusammensetzung (für die Datengrundlage siehe Kapitel 2.1.1 bis 2.1.1) sowie weitere für die Umrechnung erforderlichen Annahmen wie Dichte und Wassergehalt.

Tabelle 2-2: Umrechnung der Volumina für bindiges Baggergut in die korrespondierenden Massenanteile je Sedimentfraktion

| Baggerabschnitt | in Mio. m ³ | Gew.-% | | | | Masse [t] | | | | | | | |
|-------------------------|------------------------|---------|---------|---------|-----------|--------------------------------------|----------------|------------------|------------------|----------------|------------------|------------------|------------------|
| | | < 20 µm | < 63 µm | > 63 µm | 63-125 µm | < 20 µm | < 63 µm | > 63 µm | 20-63 µm | 63-125 µm | < 125 µm | total | |
| | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | Wasseranteil [%]** | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | | |
| | | | | | | Trockendichte [t/m ³]*** | 1,1 | 1,1 | 1,5 | 1,1 | 1,5 | | |
| Begeg. Strecke bis BA 3 | 2,0 | 24 | 43 | 57 | 28 | | 259.417 | 475.200 | 852.250 | 215.783 | 417.000 | 892.200 | 1.327.450 |
| BA 12 | 3,5 | 9 | 17 | 83 | 37 | | 179.025 | 320.513 | 2.187.938 | 141.488 | 964.688 | 1.285.200 | 2.508.450 |
| NOK elbseitige Vorhäfen | 1,0 | 48 | 66 | 34 | 18 | | 263.450 | 361.350 | 257.250 | 97.900 | 134.250 | 495.600 | 618.600 |
| Norderelbe (HPA) | 0,5 | 35 | 62 | 38 | 24 | | 97.350 | 171.325 | 141.375 | 73.975 | 88.875 | 260.200 | 312.700 |
| Köhlbrand (HPA) | 0,5 | 27 | 60 | 40 | 26 | | 75.350 | 165.275 | 149.625 | 89.925 | 95.625 | 260.900 | 314.900 |
| SUMME | 7,5 | | | | | SUMME | 874.592 | 1.493.663 | 3.588.438 | 619.071 | 1.700.438 | 3.194.100 | 5.082.100 |

* Anteil am Baggergut, welches verdriftet (BAW-Modell)
 ** Schätzwert
 *** gemäß Abschätzung durch HELCOM für Trockendichte für "silt" bzw. "sand"

2.1.1 BA 12

Das gegenwärtige Baggergut- und Sedimentmanagement des WSA Elbe Nordsee sieht vor, das gesamte im Baggerabschnitt Osteriff (BA 12) anfallende bindige Unterhaltungsbaggergut stromab auf die VS 738 (derzeit VS 738_4) zu verbringen. Für die Erstellung einer Auswirkungsprognose wird jährlich die Gesamtmenge von bis zu 3,5 Mio. m³ angesetzt. Für eventuelle Mehrmengen liegt für den Regelbetrieb keine alternative Stelle vor. Die langjährige Entwicklung der Baggergutmengen für BA 12 ist in Abbildung 2-2 dargestellt.

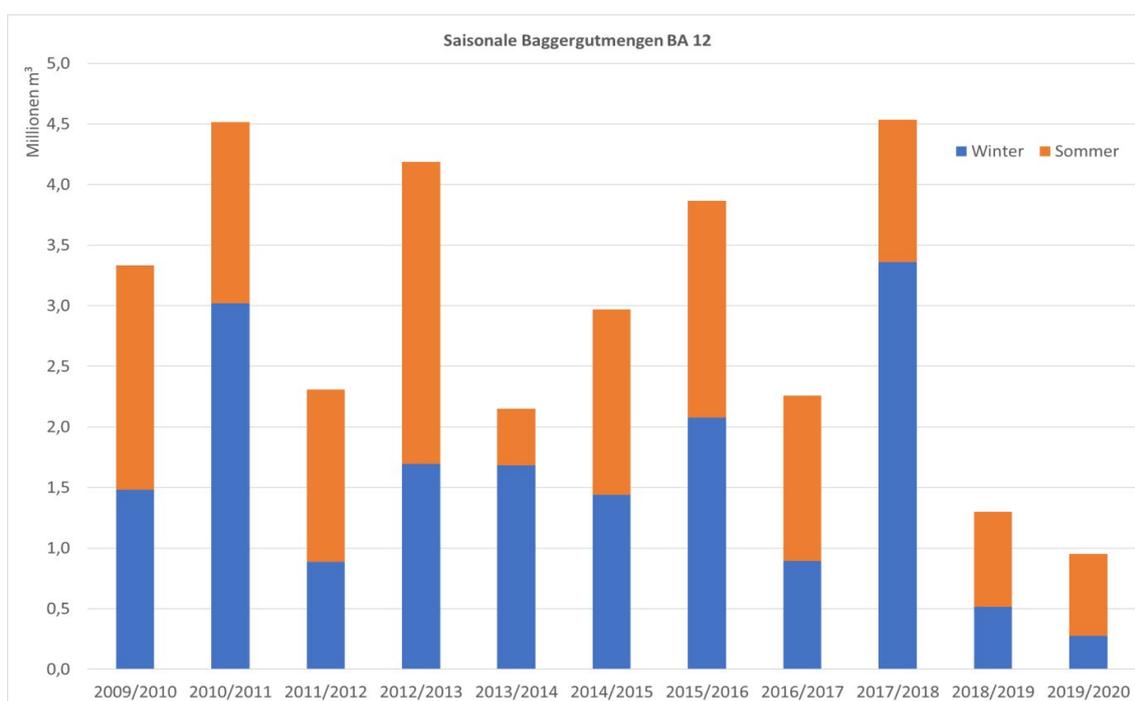


Abbildung 2-2: Entwicklung der Unterhaltungsbaggergutmengen in den BA 11 (Brunsbüttel) und BA 12 (Osteriff) 2009 - 2019

Sommer: 15.04. bis 30.09., Winter: 01.10. bis 14.04.

In den vergangenen elf Jahren hat es immer wieder einzelne Jahre gegeben, in denen die hier angesetzte Jahresmaximalmenge von bis zu 3,5 Mio. m³ überschritten wurde. Die maximale Menge lag bei rd. 4,5 Mio. m³ in 2010/2011 und 2017/2018, der Hauptanteil dieser Mengen ist beide Male im Winter angefallen. Die Jahresmaximalmenge von bis zu 3,5 Mio. m³ an bindigem Baggergut wird jedoch nicht zwangsläufig überschritten, da im BA 12 auch nicht-bindiges

Baggergut anfällt, welches in Abbildung 2-2 enthalten ist. Ab 2013 ist eine Unterscheidung der beiden Baggergutarten mit Hilfe der Angaben aus MoNa möglich. In 2015/2016 lag die Menge mit knapp 4 Mio. m³ über 3,5 Mio. m³, der Anteil nicht-bindigen Baggerguts lag damals jedoch bei mehr als 0,5 Mio. m³. 2017/2018 lag der Anteil nicht-bindiger Baggergutsedimente bei nur 0,2 Mio. m³, so dass hier einmalig innerhalb von 12 Monaten mehr als 3,5 Mio. m³ gebaggert worden sind. Mit 3,5 Mio. m³ fiel der überwiegende Anteil an Baggergut jedoch im Winter 2017/2018 an. Für die beiden darauffolgenden Jahre 2018/2019 (< 1,5 Mio. m³) und 2019/2020 (< 1,0 Mio. m³) wurde hingegen nur von sehr kleinen Baggergutmengen berichtet.

Die Verteilung der Baggergutmengen auf die Winter- und Sommerhalbjahre ist unterschiedlich, im langjährigen Mittel liegt sie jedoch bei 50%, also ist 1,75 Mio. m³ ein guter Referenzwert für beide Halbjahre.

Das als bindig im BA 12 klassifizierte Baggergut ist durch einen mittleren Feinkornanteil (< 63 µm) von etwas weniger als 20 Gew.-% geprägt, also ein deutlich geringerer Feinkornanteil verglichen zu den anderen Baggerabschnitten. In früheren Jahren lag der Anteil etwas höher bei rd. 26 Gew.-% (BfG 2017a). Der restliche Anteil entfällt dafür fast vollständig auf die Fraktion des Feinsands. Die hier genannte mittlere Baggergutzusammensetzung basiert aus Sedimentprobenahmen, wie diese in BfG (2017a) dokumentiert sind und neueren Probenahmen aus dem Zeitraum 2016 bis 2019. Die Durchführung dieser Probenahme und der Ergebnisse sind in BfG (2021a) dokumentiert. Eine letzte Datenquelle sind Proben aus dem Laderaum der Hopperbaggerschiffe, die in diesem Abschnitt zum Einsatz gekommen sind. Die Ergebnisse für den Zeitraum 2018 - 2020 sind dokumentiert in BfG (2020).

2.1.2 Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7)

Im Rahmen der Unterhaltung muss die Hamburg Port Authority (HPA) jedes Jahr mehrere Millionen Tonnen Elbsediment aus der Delegationsstrecke als Teil der Bundeswasserstraße (Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe) und den Landeshafengewässern (Hafenzufahrten und Hafenbecken) entfernen. Für die Verbringung dieses Unterhaltungsbaggerguts steht der HPA die Verbringstelle (VS) Neßsand zur Verfügung. Die Nutzung ist jedoch auf den Zeitraum Anfang November bis Ende März eingeschränkt. Seit 2016 besteht die Möglichkeit ganzjährig begrenzte Mengen an Baggergut in die Nordsee zur Tonne E3 auszutragen. Für eine zusätzliche Entlastung des Feinsedimenthaushalts und weitere Umsetzung der Strategie eines konsequenten Austrags von Feinsedimenten als Reaktion auf Zeiträumen eines anhaltend unterdurchschnittlich niedrigen Oberwasserzuflusses, gleichbedeutend mit einem verstärkten Rücktransport von Baggergut von der VS Neßsand (tidal pumping), soll nun ebenfalls die Möglichkeit der Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus den Baggerabschnitten Norderelbe Blatt 7 und Köhlbrand betrachtet werden. Die Baggergutmenge bezieht sich auf je 500.000 m³ für beide Abschnitte. Diese beiden Abschnitte wurden ausgewählt, da sie für die Verbringung bereits im Rahmen der Freigabeuntersuchungen für eine Unterbringung an der Tonne E3 nach GÜBAK und OSPAR bewertet wurden und darüber ein Einvernehmen mit Schleswig-Holstein besteht.

Das zu verbringende Baggergut ist bindig mit einem Feinkornanteil (< 63 µm), der in beiden Abschnitten zuletzt bei rd. 60 Gew.-% lag. Etwa 25 Gew.-% entfallen auf Feinsand und nochmals rd. 15 Gew.-% auf Mittelsand. Der einzige sedimentologische Unterschied zwischen beiden Abschnitten liegt im etwas höheren Anteil < 20 µm, welcher in Norderelbe Blatt 7 auftritt (35 Gew.-% gegenüber 27 Gew.-%). Die Angaben zur Korngrößenanalyse entstammen den

Freigabebehebungen der Jahre 2016 - 2019, als diese zur Überprüfung des Baggerguts vor Verbringung zur Tonne E3 erhoben wurden. Die Durchführung der Probenahme und die Ergebnisse sind in den laufenden Monitoringberichten zur Tonne E3 dokumentiert.

2.1.3 Begegnungsstrecke bis BA 3

Die Verbringung von Unterhaltungsbaggergut, welches in den Baggerabschnitten Wedel (BA 1) bis Juelssand (BA 3) anfällt, wird im Regelfall auf Stellen im VSB 686/690 verbracht. Auch hier unterliegen die feinkörnigen Baggergutanteile einem verstärkten Rücktransport in Zeiten mit niedrigen Oberwasserzuflüssen, so dass eine zusätzliche Entlastung des Feinsedimenthaushalts durch Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ in den weiter stromab gelegenen VSB 730/740 in BfG-1922 (2017b) geprüft und diese Option erstmals 2018 umgesetzt wurde.

Mit Abschluss der Arbeiten zur aktuellen Fahrrinnenanpassung und Herstellung der Begegnungsstrecke (Aufweitung der Fahrrinne auf 385 m im Bereich Wedel/Neßsand) wird der BA 1 stromauf erweitert, so dass er die gesamte Begegnungsstrecke umfasst. Dazu zählt auch der Streckenabschnitt auf Hamburger Seite von Elbe-km 638,9 (Landesgrenze bzw. Amtsgrenze) bis 636 (Beginn Begegnungsstrecke auf Hamburger Seite). Zukünftig soll eine Menge von bis zu 2 Mio. m³ aus diesem Bereich im VSB 730/740 verbracht werden.

Über den gesamten Streckenabschnitt von Begegnungsstrecke bis BA 3 handelt es sich um bindiges Baggergut mit einer breiigen bis weichen Konsistenz und einem mittleren Feinkornanteil von 43 Gew.-%. Das in der Begegnungsstrecke anfallende Unterhaltungsbaggergut ist etwas feinkörniger im Vergleich zu BA 3. Die restlichen Anteile entfallen auf sandige Fraktionen, vor allem Feinsand. Größere Unterhaltungsbaggerungen im BA 2 fallen beidseitig in den Übergangsbereichen zu BA 1 und BA 2 an. Mit Fertigstellung der Begegnungsstrecke in 2021 liegen noch keine aktuellen Daten zu den in diesem Abschnitt angefallenen Sedimenten vor. Von einer vergleichbaren Zusammensetzung wird jedoch ausgegangen. Die hier genannte mittlere Baggergutzusammensetzung basiert auf Sedimentprobenahmen, wie diese in BfG-1930 (2017b) dokumentiert sind und neueren Probenahmen aus dem Zeitraum 2016 bis 2019. Die Durchführung dieser Probenahme und der Ergebnisse sind in BfG (2021a) dokumentiert. Eine letzte Datenquelle sind Proben aus dem Laderaum der Hopperbaggerschiffe, die in diesem Abschnitt zum Einsatz gekommen sind. Die Ergebnisse für den Zeitraum 2018 - 2020 liegen dem WSA Elbe Nordsee vor.

2.1.4 NOK (Elbseitige Vorhäfen)

Bereits in BfG-1922 (2017b) ist die Möglichkeit der Verbringung von bis zu 1 Mio. m³ Baggergut pro Jahr aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK auf Stellen im VSB 730/740 geprüft worden. Diese Auswirkungsprognose soll nun für die gleiche Baggergutmenge aktualisiert werden. Zuletzt sind in den elbseitigen Vorhäfen bei Brunsbüttel 2018 Sedimentproben genommen worden (siehe BfG-1974 Monitoringbericht VS 700). Diese Proben haben für das Unterhaltungsbaggergut ein von Schluff und Feinsand geprägtes Sedimentinventar gezeigt. Der Feinkornanteil (< 63 µm) lag stets bei mindestens 40 Gew.-%, der Mittelwert über alle Proben lag bei 75 Gew.-% und der maximale Anteil lag bei 93 Gew.-%.

2.1.5 Sandiges Unterhaltungsbaggergut aus dem Amtsbereich WSA Elbe-Nordsee

Die vorangehenden Kapitel 2.1.1 bis 2.1.4 beschreiben ausschließlich bindiges Unterhaltungsbaggergut. Gegenstand dieser Auswirkungsprognose ist auch die Verbringung von nicht bindigem Unterhaltungsbaggergut auf Stellen im VSB 730/740. Dabei handelt es sich um Sand, der in den Baggerabschnitten BA 11 bis BA 17 anfällt. Gleiches gilt auch für Teilmengen des sandigen Baggerguts, das im BA 10 (Scheelenkuhlen) akkumuliert und auch im VSB 730/740 verbracht werden soll.

Eine wiederkehrende Beprobung dieser sandigen Abschnitte vergleichbar zu den Baggerabschnitten, in denen Feinmaterial gebaggert wird wie z. B. BA 1 bis BA 3 (vgl. BfG-1930, BfG 2017b) sowie BA 12, findet in den sandigen Abschnitten nicht statt. Gemäß GÜBAK kann eine relevante Schadstoffbelastung wie im Fall schluffiger bzw. schluffig/feinsandiger Sedimente (Feinmaterial) bei sandigem Baggergut aufgrund des geringen Feinkornanteils von < 10 Gew.-% ausgeschlossen werden.

Die Beschreibung der mittleren Korngrößenzusammensetzung des sandigen Baggerguts aus den BA 10 bis BA 17 erfolgt abschnittsweise auf Grundlage der Untersuchung von Laderaumproben aus den Jahren 2018 und 2019, die in den jeweiligen Baggerabschnitten genommen wurden. Beschreibungen der zu erwartenden Korngrößenverteilungen können der nachfolgenden Tabelle 2-3 entnommen werden. Diese Tabelle enthält auch eine Beschreibung der sandigen Baggergut-mengen in den BA 11 und 12, welche hier zusätzlich zu den Mengen mit einem hohen Feinkornanteil, wie in Kapitel 2.1.1 beschrieben, anfallen.

Tabelle 2-3: Mittlere Verhältnisse bei der Korngrößenzusammensetzung des sandigen Baggerguts aus den BA 10 bis BA 17, Datenquelle: Bestimmung Homogenbereiche für das WSA Elbe Nordsee

| Baggerabschnitt | Beschreibung Korngrößenzusammensetzung gemäß Laderaumproben 2018 und 2019 |
|-----------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| BA 10 | Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Feinsand und Grobsand, teilweise leicht kiesig |
| BA 11 | Feinsand und Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Grobsand |
| BA 12 | Feinsand und Mittelsand |
| BA 13 | Feinsand und Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Grobsand |
| BA 14 | entweder leicht mittelsandiger Feinsand oder Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Grobsand |
| BA 15 | zumeist leicht mittelsandiger Feinsand |
| BA 16 | Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Feinsand, Grobsand und Kies |
| BA 17 | Feinsand und Mittelsand mit verschiedenen Anteilen Grobsand, teilweise leicht kiesig |

2.2 Verbringstellenbereich

Der VSB 730/740 und hier insbesondere die VS 738 nehmen eine zentrale Stellung beim Feinsedimentmanagement ein. Für bindiges Baggergut ist vorgesehen, dieses auf Stellen stromab von Elbe-km 735 zu verbringen. Aktuell genutzt werden hier die Stellen VS 738_4 und VS 738_5. Nicht-bindiges Baggergut hingegen soll auf Stellen im gesamten VSB 730/740 verbracht werden. Grundsätzlich gilt, dass innerhalb eines Verbringstellenbereichs unter Beachtung der in dieser Auswirkungsprognose festgelegten Maximalmengen und Qualitäts-

anforderungen an das Baggergut bestehende Verbringstellen erweitert oder verlegt bzw. neue Stellen nach Bedarf eingerichtet werden können (siehe auch BfG 2017a).

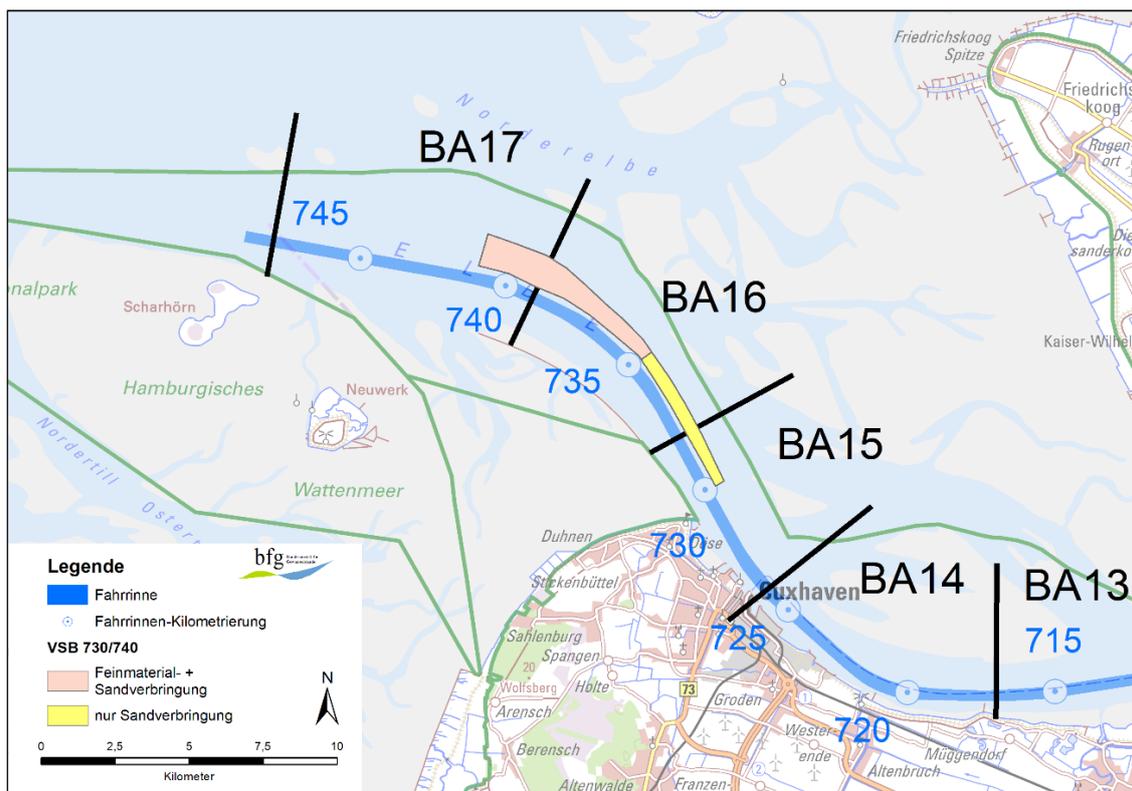
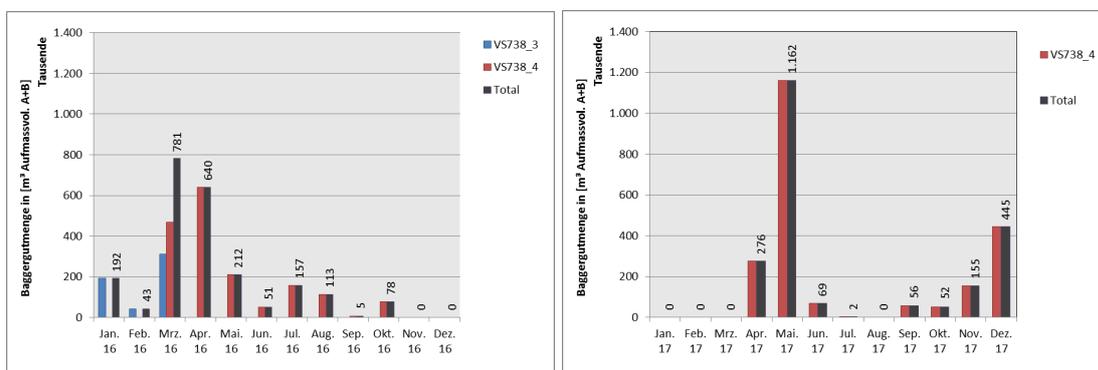


Abbildung 2-3: Verbringstellenbereich 730/740

Im Zeitraum 2016 bis 2019 sind auf Stellen im VSB 730/740 in der Summe über alle Jahre rd. 9,8 Mio. m³ Baggergut verbracht worden, dies entspricht einer durchschnittlichen Menge von 2,45 Mio. m³ pro Jahr. Die Jahresmaximalmenge (2016 - 2019) lag 2018 bei rd. 3,9 Mio. m³, in den übrigen Jahren lagen die Mengen mit 1,4 bis 2,3 Mio.m³ deutlich darunter. Die Gesamtstatistik und diese weiter aufgeschlüsselt nach Monatsmenge und der genauen Verbringstelle ist in Abbildung 2-4 dargestellt. Aktiv genutzt worden sind in diesem Zeitraum die Stellen VS 738_3 bis VS 738_5. Angaben zu früheren Baggergutmengen vor 2016 können BfG (2017a) entnommen werden.



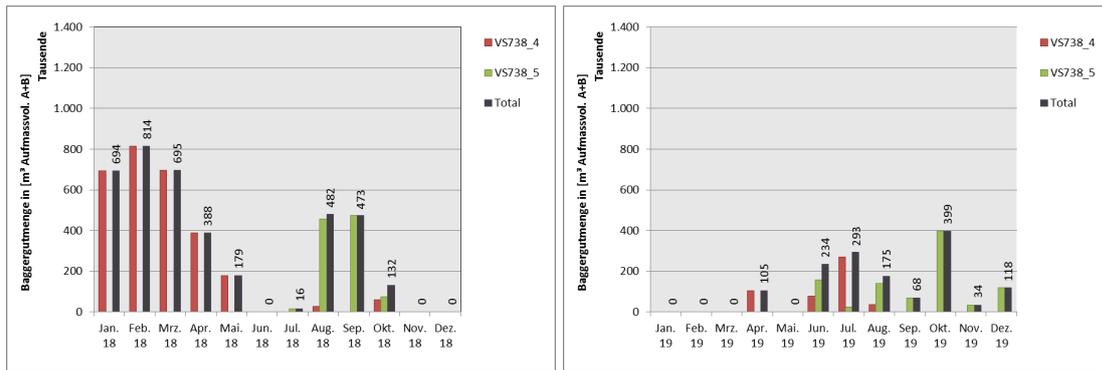


Abbildung 2-4: Baggergutmenge zur Verbringung auf Stellen im VSB 730/740, Zeitraum 2016 bis 2019, alle Angaben aus WSV-Statistiken übernommen

Mehrmals in diesen Jahren ist es vorgekommen, dass in sehr kurzer Zeit sehr große Baggergutmenge auf Stellen im VSB 730/740 untergebracht wurden. Eine Verbringung von mehr als 0,5 Mio. m³ pro Monat hat es im März und April 2016 sowie von Januar bis März 2018 gegeben. Die mit Abstand größte Monatsmenge hat es jedoch im Mai 2017 mit rd. 1,2 Mio. m³ gegeben.

Die VS 738_3 ist im Mai 2014 eingerichtet worden und wurde zuletzt im März 2016 genutzt (BfG 2017a). Seitdem wird das Unterhaltungsbaggergut aus den Baggerabschnitten Brunsbüttel (BA 11) und seewärts davon auf die neu eingerichtete VS 738_4 verbracht. In den Jahren 2016 und 2017 stammte das auf 738_4 (zu Anfang des Jahres 2016 noch 738_3) untergebrachte Unterhaltungsbaggergut beinahe ausschließlich aus dem BA 12 und geringere Mengen auch aus dem Übergangsbereich zum unmittelbar stromauf anschließenden BA 11. Es handelte sich demnach überwiegend um bindiges Baggergut mit einem höheren Feinkornanteil. Im Zeitraum 2016 bis 2018 wurden auf die VS 738_3 und ab März 2016 auf die VS 738_4 kein sandiges Baggergut verbracht; 2019 betrug die Menge nur rd. 0,3 Mio. m³. Weitere Angaben im Detail können BfG (2021a) entnommen werden.

Für die Verbringung von bindigem Unterhaltungsbaggergut aus den stromauf liegenden BA 1 bis 3 (Wedel bis Juelssand) wurde im Sommer 2018 die VS 738_5 eingerichtet und seitdem ausschließlich für Baggergut aus diesen drei Abschnitten genutzt. In den Jahren 2018 und 2019 hat es je eine Kampagne gegeben, bei denen in beiden Jahren je knapp 1 Mio. m³ Baggergut auf die die VS 738_5 verbracht wurden. Eine Übersicht in größerer Detailschärfe über die beiden Kampagnen, die Zeiträume der Verbringung und die dazugehörigen Mengen können BfG (2021a) entnommen werden.

Um die maßnahmenbedingten Auswirkungen zu minimieren, wird das bindige Baggergut nicht gleichmäßig über das Jahr verbracht, sondern eine auf die Sommer- bzw. Winterbedingungen angepasste Verbringstrategie gewählt.

So soll im Sommerhalbjahr (15.04.bis 30.09.) auf der VSB 730/740 nur 1,75 Mio. m³ bindiges Baggergut aus dem BA 12 untergebracht werden. Alternativ können nicht verbrachte Anteile der 1,75 Mio. m³ aus BA 12 durch Baggergut aus anderen Baggerabschnitten genutzt werden, sofern sichergestellt wird, dass die damit verbunden Auswirkungen nicht größer sind als die prognostizierten Auswirkungen bei Verbringung von 1,75 Mio. m³ aus dem BA 12 (vgl. Kapitel 5). Die übrigen Baggergutmenge von insgesamt maximal 5,75 Mio. m³ (vgl. Tabelle 2-1), die aus allen Baggerabschnitten stammen können, dürfen nur im Winterhalbjahr (1.10. bis 14.04.) auf Stellen im VSB 730/740 verbracht werden.

3 Material und Methoden

3.1 Hydrologie und Salzgehalte

Die Hydrologie beschreibt die physikalischen Randbedingungen im VSB 730/740. Des Weiteren wird aus gegebenem Anlass auf die besondere hydrologische Situation mit anhaltenden extrem geringen Oberwasserzuflüssen eingegangen. Im Einzelnen werden der Oberwasserzufluss, die Strömungsverhältnisse, der Salzgehalt und die Seegangsverhältnisse beschrieben. Sämtliche verwendete hydrologische Daten wurden von der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes gemessen und über die Plattform <https://www.kuestendaten.de> heruntergeladen (Download im Zeitraum: 16.06.20 - 28.09.20). Für den Oberwasserzufluss wird der Pegel Neu Darchau verwendet, hier liegen qualitätsgesicherte Daten seit 1890 vor, welches eine Einordnung der derzeitigen Extremsituation ermöglicht. Um die derzeitige Situation des Oberwasserzuflusses abschätzen zu können, wird dieser in verschiedene Zyklen zerlegt. Zur Anwendung kommt dafür eine Singular Spektrum Analyse (SSA, Golyandina & Zhigljavsky 2013). Eine SSA ist eine statistische Methode, die es ermöglicht, eine Zeitreihe in Trends, in zyklische Anteile und in Rauschen aufzutrennen. Im Gegenteil zu rein spektralen Methoden hat eine SSA eine hohe Toleranz bei einer systematischen Änderung der zyklischen Änderung. Sie besitzt ein gutes Potenzial als Vorhersagemethode für hydrologische Zeitreihen (Unnikrishnan & Jothiprakash, 2018). Diese Vorhersagefähigkeit bleibt auch im Falle des Klimawandels erhalten, da das zyklische Verhalten auf interanueller und dekadischer Skala eine Größenordnung größer ist als die bisher projizierten Auswirkungen des Klimawandels (Nilson et al. 2020).

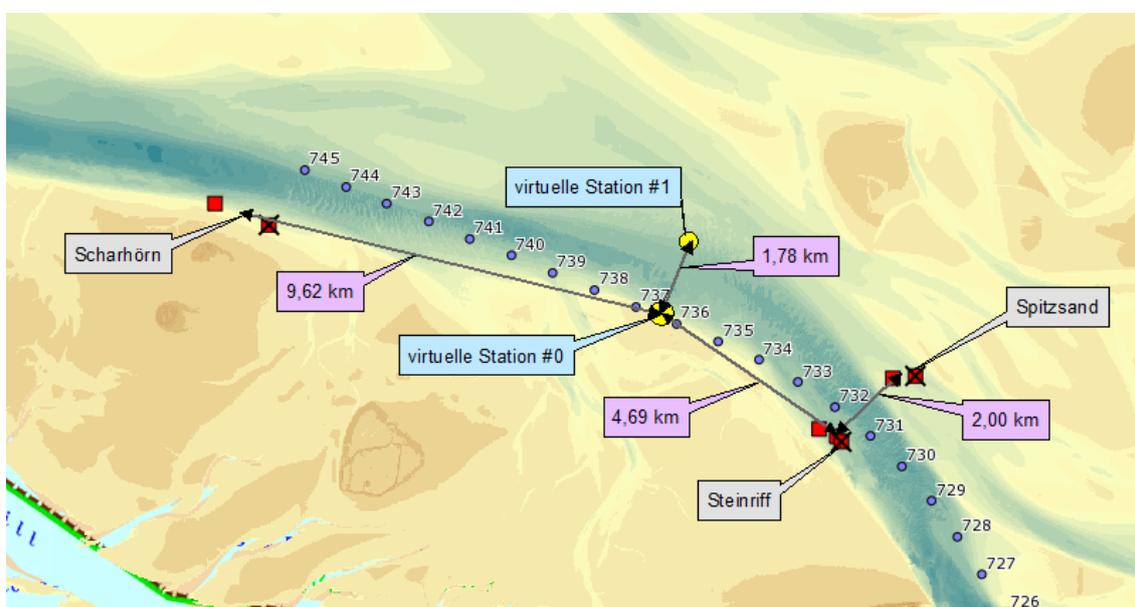


Abbildung 3-1: Interpolation des Salzgehaltes auf die Position der Verbringstelle

Die roten Quadrate markieren die Messstationen, die gelben Kreise erklären die Interpolation auf den Verbringbereich. Die virtuelle Station #1 entspricht etwa der Mitte des Bereichs.

Für eine Beschreibung der Strömungsverhältnisse kann die Messstationen Spitzsand (Lz4 und Lz4c) herangezogen werden. An dieser Station liegen für die gewässerkundlichen Jahre 1997 bis 2015 fast durchgehend hochauflösende Strömungsmessungen vor. Betreiber der Messstation ist das WSA Elbe-Nordsee. Für die Messstation Lz4 liegen für die Jahre 1997 bis Anfang Mai 2009 Daten vor, für die um wenige Meter verlegte Messstation Lz4c liegen im daran anschließenden Zeitraum Daten von August 2009 bis Januar 2014 vor. Beide Messstandorte liegen östlich der Fahrrinne auf Seite des roten Tonnenstrichs bei Elbe-km 731,5, entsprechend direkt im stromauf liegenden Abschnitt des VSB 730/740.

Da im Bereich Spitzsand nicht zu vernachlässige morphologische Änderungen auftreten, werden die Strömungen nur zeitlich hochaggregiert und in Form der Verhältnisse von maximalen Flut- zu Ebbeströmungsgeschwindigkeit angegeben. Um Ausreißer und Zufälligkeiten auszuschließen, wurde vor Berechnung der maximalen Strömungsgeschwindigkeiten eine Tiefpassfilterung der Daten vorgenommen. Die (halb-) monatlichen Gezeitenanteile wurden mittels harmonischer Analyse auf Basis der Methode der kleinsten Quadrate bestimmt.

Ein üblicher Proxy für die Frage, ob Flut- oder Ebbestromdominanz angenommen werden kann, ist das Verhältnis von maximaler Flutstromgeschwindigkeit zur maximaler Ebbestromgeschwindigkeit. Ist dieses Verhältnis > 1 , liegt eine Flutstromdominanz vor. Dieser Proxy wird berechnet, dabei wird die jeweils maximale Geschwindigkeit als 95%-Perzentil der Ebbe- bzw. Flutströmungen angenommen.

Zur Beschreibung der Salzgehalte im VSB wurden die Messstationen Steinriff, Spitzsand und Scharhörn (jeweils Elbe-km 731.4, 731.1 und 745) verwendet, dieses sind im Einzelnen die Stationen: LZ 4a, LZ 4b (die Reihen „Steinriff 2“ und „Tonne Steinriff 2“), LZ 4, LZ 4c und LZ 5 (die Reihen „Scharhörn“ und „Tonne Scharhörn“). Diese Auswahl ermöglicht neben der Beschreibung des Salzgehaltes auch die Beschreibung des lateralen und longitudinalen Gradienten. Für die Beschreibung werden die Salzgehalte auf den Bereich des VSB interpoliert (Abbildung 3-1).

Die Hydrologie wird, zusätzlich zu den in-situ-Messungen, mittels Modelldaten des Projektes EasyGSH-DB, (Erstellung anwendungsorientierter synoptischer Referenzdaten zur Geomorphologie, Sedimentologie und Hydrodynamik in der Deutschen Bucht) beschrieben. Die Modellgrundlage dieses Datensatzes sind hydronumerische Modelle der BAW. Daten zur synoptischen Hydrodynamik wurden vom EasyGSH-Server (<https://mdi-de.baw.de/easygsh/>) per Download in Form jährlicher netCDF-Dateien bezogen. Analysedaten zu Tidekennwerten wurden von gleicher Quelle als GeoTIFF in 100 m Auflösung bezogen.

Für die synoptische Hydrodynamik wurde die ursprünglich variable Gridstruktur des UNTRIM2-Modells mit einer Auflösung von 400 - 2000 m in ein strukturiertes Gitter mit einheitlicher Auflösung von etwa 1000 m überführt. Dieses deckt ein Gebiet von 6.06° - 9.36° Länge und 53.21° - 55.13° Breite ab. Die im Modell vorhandene vertikale Auflösung von 54 Schichten wurde bei diesem Datensatz zu einem Mittelwert zusammengefasst.

Für den Seegang wurde ein Ensemble mit dem Seegangsmodell SWAN (Booji 1999; Mai 2015) für die deutsche Bucht berechnet. Grundlage sind die an der Messstation Cuxhaven (Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, eigene Elemente ergänzt). Für die Position 474.074R, 5.979.635H sind die Seegangsbedingungen für starke Stürme aus westlichen/nördlichen Richtungen ausgewertet worden. Zur Beurteilung einer möglichen Mobilisierung von Sediment wird ein in Van Rijn (2006, S. 9 - 69f.) gegebenes Konzept verwendet. Dieses basiert auf folgendem Formelsystem:

- a) Ermittlung der effektiven Strömungsgeschwindigkeit u_e am Boden unter
Vernachlässigung der gezeitenbedingten Strömung bei unregelmäßigem Seegang

$$u_e \approx \gamma \cdot u_{bot} \quad \text{mit} \quad \gamma = 0.4 \dots 0.5 \text{ (hier konkret } 0,45)$$

- b) Ermittlung der kritischen Geschwindigkeit $u_{cr,w}$ bei Welleneinfluss

$$u_{cr,w} = \begin{cases} 0.24 \cdot (1 + p_{mud})^{1.5} \cdot ((s-1) \cdot g)^{0.66} \cdot d_{50}^{0.33} \cdot T_p^{0.33} & \text{for } 0.0001 \text{ m} < d_{50} < 0.0005 \text{ m} \\ 0.95 \cdot (1 + p_{mud})^{1.5} \cdot ((s-1) \cdot g)^{0.57} \cdot d_{50}^{0.43} \cdot T_p^{0.14} & \text{for } 0.0005 \text{ m} < d_{50} < 0.002 \text{ m} \end{cases}$$

- c) Prüfung auf Sedimentmobilisierung

$$u_e > u_{cr,w} \blacktriangleright \text{ Mobilisierung} \quad \quad \quad u_e < u_{cr,w} \blacktriangleright \text{ keine Mobilisierung}$$

Der Anteil an Schlick p_{mud} wird im Folgenden näherungsweise vernachlässigt ($p_{mud}=0$). Die relative Sanddichte $s = \rho_s/\rho_w$ wird näherungsweise zu 2,6 gewählt. Als Korndurchmesser d_{50} wird 0,2 mm (Mittelsand) angenommen.

3.2 Baggergutmengen

Sämtliche Angaben zu Baggergutmengen basieren auf Zahlen, die für das Revier der Tideelbe durch das WSA Elbe-Nordsee zur Verfügung gestellt werden. Die Angaben zu Baggergutmassen und -volumina sowie zu zahlreichen weiteren Betriebsdaten stehen umlaufgenau zur Verfügung. Erhoben und abgelegt sind diese Zahlen und Informationen mit Hilfe des WSV-internen Systems MoNa (Monitoring Nassbaggerei, eingeführt in 2012).

Alle Angaben zu WSV-Baggergutmengen werden in dieser Auswirkungsprognose in der Einheit [m³ Aufmaßvolumen] gemacht. Die Unterschiede der Definitionen von Aufmaßvolumen und dem ebenfalls geläufigen Laderaumvolumen sind in Abbildung 3-2 dargestellt. Die im Text nachfolgenden Erläuterungen sind wie auch die Abbildung sinngemäß aus Hahlbrock Marine Technologie (2012) entnommen und durch eigene Anmerkungen ergänzt.

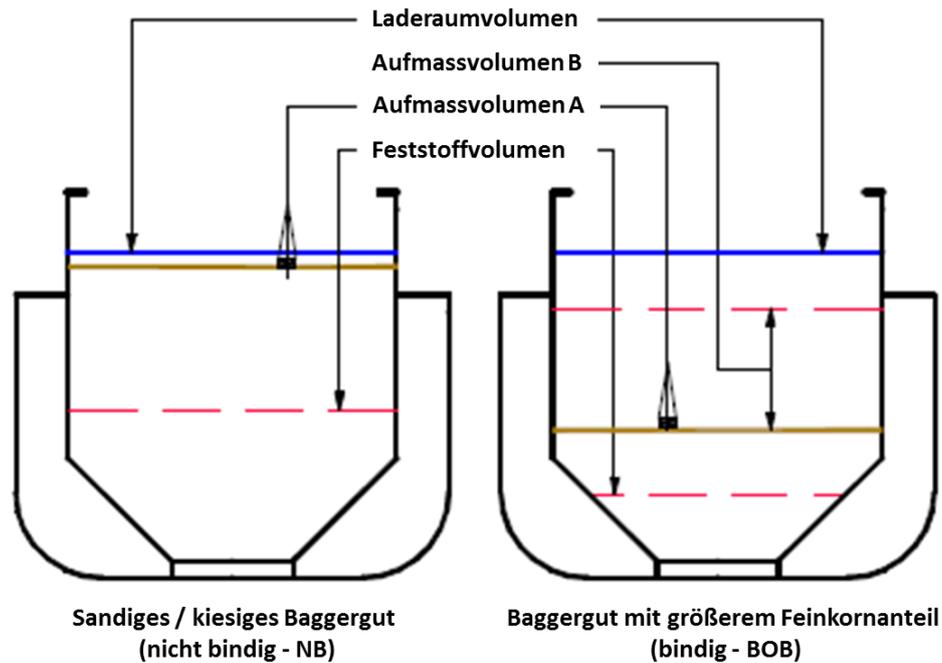


Abbildung 3-2: Definition der Maßeinheiten Aufmaßvolumen und Laderaumvolumen [m³], in Anlehnung an Hahlbrock Marine Technologie (2012)

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 Hopperbaggers entnommen und davon 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.

Methodisch wird das Baggergut in die beiden Homogenbereiche Schluff (schwach bis stark sandigen Schluff nach DIN EN ISO 14688-1) und Sand (überwiegend um Fein- und Mittelsand mit unterschiedlichen Anteilen an Feinmaterial, Grobsand und Kies nach DIN EN ISO 14688-1) unterschieden.

3.3 Morphologie und Sedimente

3.3.1 Schwebstoffgehalte

Methodik zur Berechnung der maximalen Schwebstoffgehalte: Für die Auswirkungsprognose in Kapitel 5.3 bis 5.6 gilt, dass die Suche nach einem momentanen bzw. nur kurzzeitig auftretenden Maximalwert nicht zielführend für die Beurteilung einer verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen ist. Als ein geeigneter und ausreichend langer Zeitraum wurde die Dauer von 2 Wochen definiert, was in etwa der Dauer eines Spring-Nipp-Zyklus entspricht. Für diese Dauer wurden die maximalen verbringungsbedingten Erhöhungen

durch verdriftendes Baggergut berechnet. Zugleich wurden auch für diese Dauer mittlere Verhältnisse für Hintergrundgehalte an Schwebstoff bestimmt. Im nachfolgenden Absatz wird die Methode, die diesen Berechnungen zu Grunde liegt, erläutert.

Datengrundlage für alle Berechnungen sind die Ergebnisse der BAW Modellrechnungen (Kapitel 5.1). Diese liegen der BfG für die weitere Analyse in einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung vor, nämlich für jeden Bilanzraum (BZR) als halbstündliche Werte sowohl für die verbringungsbedingte Erhöhung als auch für den Hintergrundgehalt. Zudem wurden diese Gehalte auch noch für jede Kornfraktion einzeln berechnet.

Im Modell selber ist die räumliche Auflösung nochmals höher, jeder BZR umfasst je nach Größe Hunderte oder sogar Tausende Gitterzellen. Während des Simulationslaufs berechnet das Modell für jede Gitterzelle und für jeden Simulationszeitschritt einen lokalen Wert, z. B. für den Hintergrundgehalt in der Fraktion des Grobschluffs am 05.05.2016 um 17:30. Vor Übergabe der Daten an die BfG wurden bereits durch die BAW die Ergebnisse über alle Gitterzellen eines BZR in Zeitschritten von 0,5 h räumlich gemittelt. Eine solche Zeitreihe (Modelllauf V738_4_Qvar_SG) ist für den BZR 50 und die Feinkornfraktion < 63 µm für den Zeitraum vom 01.04.2016 bis 30.05.2016 in Abbildung 3-3 dargestellt. Bei den Gehalten handelt es sich hier um die mittlere verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Fraktion < 63 µm, ab 01.04.2016 wurde im Modell mit der Verbringung von Baggergut begonnen. Bei der grünen Linie handelt es sich um die halbstündlichen Einzelwerte, die je nach Tidephase in einer ganz groben Einordnung zwischen Werten von etwas unter 10 mg/l bis zu Werten über 30 mg/l schwanken. Bei der schwarzen Linie handelt es sich um ein gleitendes Mittel, um den zeitlichen Verlauf der verbringungsbedingten Erhöhung besser sichtbar zu machen.

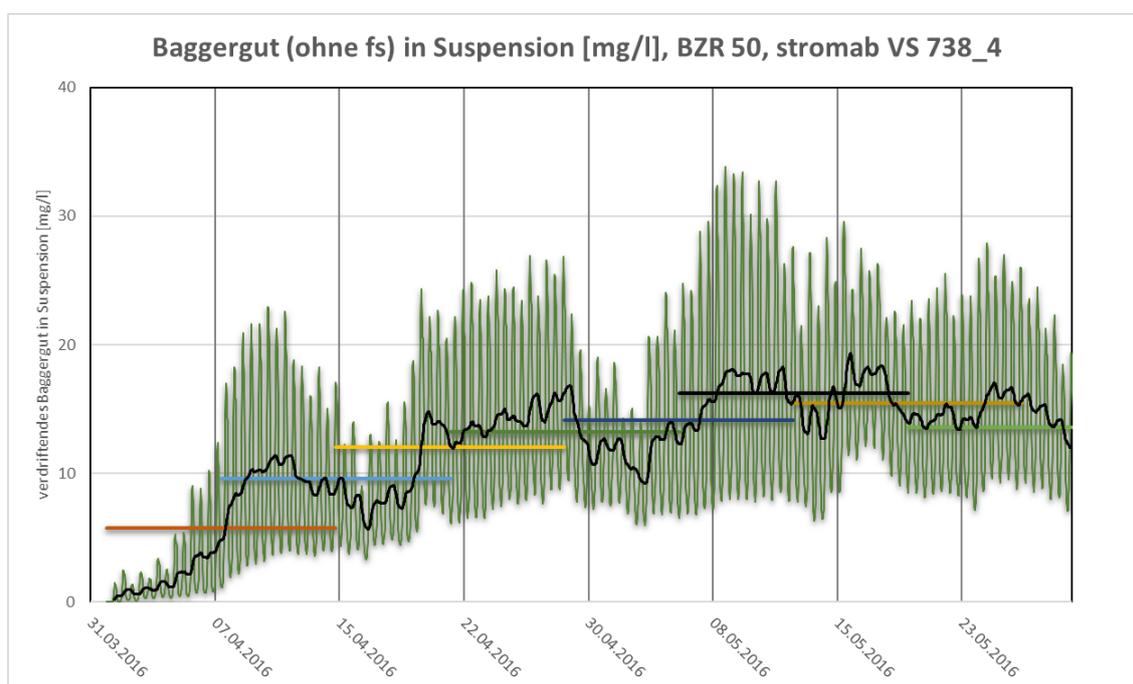


Abbildung 3-3: Verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Fraktion < 63 µm, BZR 50 (Fahrwasser_ab_km_741_roter_TS), Simulationszeitraum vom 01.04.2016 bis 30.05.2016, Modelllauf V738_4_Qvar_SG

Eingang in die weitere Auswirkungsprognose finden jedoch die zweiwöchentlichen Mittelwerte, welche durch die farbigen bzw. horizontalen Striche in Abbildung 3-3 dargestellt werden. Der

erste Mittelwert (MW#1, in Farbe Braun dargestellt; 5,7 mg/l) umfasst den Zeitraum vom 01.04.2016 00:00 bis 14.04.2016 23:59 und wurde aus allen halbstündlichen Einzelwerten berechnet. Für die Berechnung des nächsten Mittelwertes (MW#2 in Farbe Hellblau dargestellt; 9,6 mg/l) wurde der Zeitraum um eine Woche nach vorne auf 8.4.2016 00:00 bis 21.4.2016 23:59 verschoben. Dieses Verfahren wurden dann auf die gesamte Zeitreihe angewendet, um sämtliche Mittelwerte (MW#1, MW#2,, MW#XX) zu bestimmen. Im nächsten Schritt wurde dann der größte dieser Mittelwerte bestimmt. Zur sprachlichen Vereinfachung im weiteren Text wird hierfür der Begriff „maximale verbringungsbedingte Erhöhung“ verwendet. Im Fall der in Abbildung 3-3 dargestellten Zeitreihe ist MW#6 (in Farbe Schwarz dargestellt) mit 16,2 mg/l die „maximale verbringungsbedingte Erhöhung“.

Für den Hintergrundgehalt wurde für jeden BZR der „Median der Hintergrundgehalte“ bestimmt. Hierzu wurde aus den Ergebnissen für MW#1, MW#2,, MW#XX der Median dieser Mittelwerte für den modellierten Zeitraum Juni bis September und damit für sommerliche Verhältnisse bestimmt.

Mit Blick auf die beiden letzten Absätze sei noch angemerkt: Falls abweichend hiervon in diesem Bericht ein anderes Maximum bzw. Median gemeint sein sollte, wird an entsprechender Textstelle darauf hingewiesen, ansonsten werden nachfolgend die Begriffe, wie voranstehend definiert, verwendet.

Für die Bearbeitung der Auswirkungsprognose wurden nicht nur absolute Gehalte verwendet, es wurde auch die prozentuale Erhöhung der Schwebstoffgehalte berechnet, hierbei wird die „maximale verbringungsbedingte Erhöhung“ [max. vE] mit dem „Median der Hintergrundgehalt“ [Median_HG] entsprechend der nachfolgenden Formel verknüpft.

$$[(\text{max.vE} + \text{Median_HG}) / \text{Median_HG}] * 100 - 100 \quad [\%]$$

Prozentuale Erhöhungen der Schwebstoffgehalte werden sowohl für den Sommer- als auch Winterzeitraum berechnet. Für den Winterzeitraum werden Hintergrundgehalte angenommen, die um das 2,5-fache über den Gehalten im Sommerzeitraum liegen (vgl. Kapitel 4.2.1).

Schwebstoffgehalte erfasst bei Längsprofilbefliegungen per Helikopter: Diese Befliegungen werden durch die FGG Elbe als Bestandteil des koordinierten Elbemessprogramms (KEMP) durchgeführt. Die FGG Elbe berichtet jährlich über das durchgeführte Messprogramm², Grundlagen für die Durchführung des Messprogramms sind in FGG Elbe (2018) dargelegt. Längsprofile mit dem Hubschrauber finden 6-mal pro Jahr statt. Bei den Längsflügen über das Ästuar werden entlang der Fahrrinne in der Außenelbe stets Proben an 3 Positionen bei Elbe-km 727, 746 und 757 sowie zwei weiteren Positionen (Nordertill und Vogelsander Nebenelbe) außerhalb der Fahrrinne genommen. Die Entnahme der Wasserproben für das Standard-Messprogramm erfolgt aus der Fahrwassermitte bei Ebbestrom (ca. 1 h vor Tideniedrigwasser), also bei vollständiger Durchmischung des Wasserkörpers. Es handelt sich hierbei um oberflächennah genommene Wasserproben. Bei der anschließenden Laboranalytik der Wasserproben werden u. a. die Schwebstoffgehalte [in mg/l], in den Protokollen der FGG Elbe auch als abfiltrierbare Stoffe bezeichnet, bestimmt. Im Bericht werden diese Daten als „Hubschrauberdaten“ bezeichnet, Datenquelle ist das Fachinformationssystem (FIS) der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe). Der Datensatz umfasst einen langen Zeitraum von 1979 bis 2020, analysiert werden jedoch nur die neueren Daten seit 2000.

² Für die Berichte siehe <https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/messprogramme.html>

Fernerkundliche Analyse der Gewässertrübung: Die in diesem Bericht als „Satellitendaten“ bezeichneten Daten erfassen die Trübungsverhältnisse flächenhaft und nicht wie die zuvor mit Hubschrauber entnommenen Wasserproben an nur einzelnen Positionen. In die Analyse eingeflossen sind sämtliche verfügbaren Aufnahmen für das Satellitenpaar Sentinel-2a und -2b im Zeitraum 2017 bis 2020. Die Methode der Prozessierung der spektralen Daten auf Gewässertrübung wird in Nechad et al. (2009), Dogliotti et al. (2015) und Brockmann (2016) beschrieben. Die Ergebnisse werden im Folgenden auch als Satellitentrübung bezeichnet. Diese sind nicht auf ein internationales Trübungsstandard (z. B. NTU oder FNU) wie im Fall von in-situ betriebenen Trübungs sonden kalibriert. Mögliche systematische saisonale Effekte durch Atmosphäreneinflüsse, Beleuchtung oder variable optische Gewässereigenschaften sind noch nicht abschließend quantifiziert. Die nachfolgende Analyse geht vereinfacht davon aus, dass eine höhere Satellitentrübung auch mit einem entsprechend höheren Schwebstoffgehalt korreliert. Die räumliche Auflösung der Satellitendaten beträgt 20*20 m. Die Gewässertrübung ist kleinräumig stark variabel, daher wurde in dieser Analyse stets für jeden Bilanzierungsraum der Median aus allen darin enthaltenen Einzeldaten bestimmt. Die verwendeten Bilanzierungsräume sind in Abbildung 3-4 dargestellt. Gegenüber der eigentlichen Einteilung wurden langgestreckte Räume wie die Bilanzierungsräume (BZR) 48 und 49 nochmals räumlich unterteilt. Dies unterstützt die Analyse der Daten zur Satellitentrübung sowohl auf Gradienten als auch auf unterschiedliche Niveaus der Gewässertrübung in Sommer und Winter.

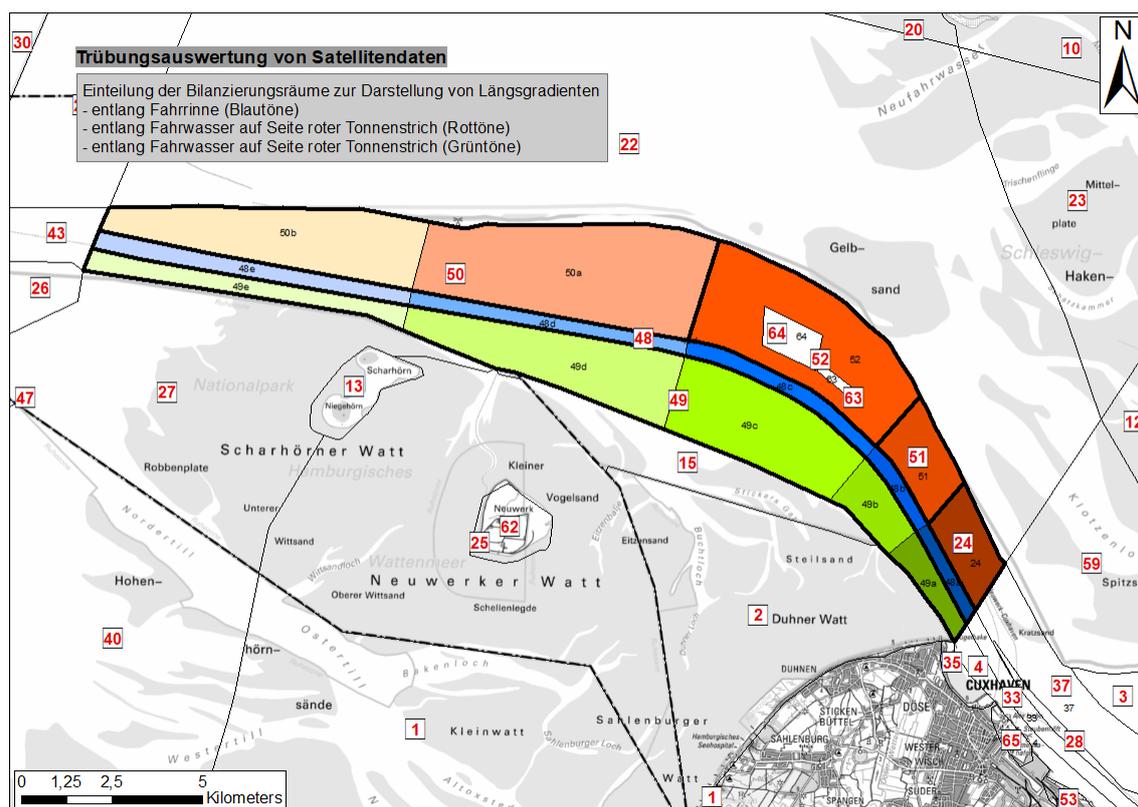


Abbildung 3-4: Übersicht der auf Satellitentrübung ausgewerteten Bilanzierungsräume in der Außenelbe

Eine Erweiterung der Analyse von Satellitentrübung auf die benachbarten Wattens ist aufgrund der geringen Wassertiefen und des sogenannten Flachwassereffekts (scheint der Gewässerboden durch die Wassersäule durch, wird dadurch die Bestimmung der Gewässertrübung verfälscht) nicht möglich. Die Analyse der Satellitentrübung muss daher auf Bereiche mit ausreichend

großer Wassertiefe, wie die Fahrrinne und das angrenzende Fahrwasser, begrenzt werden. Der räumliche Schwerpunkt liegt in der Außenelbe stromauf und stromab der Verbringstelle und hier auf den Längsgradienten entlang der Fahrrinne (BZR 48a bis 48e), dem Fahrwasser entlang des roten Tonnenstrichs (BZR 24, 51, 52, 50) und dem Fahrwasser entlang des roten Tonnenstrichs (BZR 49a bis 49e).

3.3.2 Sohlsubstrat/Sedimente

Die hier verwendete Datengrundlage zur Korngrößenverteilung des Sohlsubstrats/der Sedimente wurde unterschiedlichen Dokumenten und darin geschilderten Beprobungskampagnen und Untersuchungen entnommen. Sedimentproben wurden ausschließlich mit Hilfe eines Van-Veen-Greifers entnommen (siehe z. B. BfG-2017a, BfG 2021a, BfG 2021b). Alle Sedimentproben wurden als Mischprobe aufbereitet und anschließend labortechnisch untersucht. Labortechnisch wurde das Probematerial auf Korngrößenzusammensetzung in den in Tabelle 3-1 genannten Fraktionen untersucht.

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

| Fraktion | Benennung | Anmerkungen gemäß GÜBAK |
|------------------------|------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|
| ≤ 20 µm | Ton, Fein- und Mittelschluff | Bestimmung Schwermetallgehalte und Arsen in dieser Fraktion |
| > 20 µm bis ≤ 63 µm | Grobschluff | Umrechnung Gehalt organischer Parameter auf Gehalt der Gesamtfraktion ≤ 63 µm |
| > 63 µm bis ≤ 125 µm | Feiner Feinsand | Teilfraktionen des Feinsandes aus morphologischen Gesichtspunkten untersucht |
| > 125 µm bis ≤ 200 µm | Grober Feinsand | |
| > 200 µm bis ≤ 630 µm | Mittelsand | |
| > 630 µm bis ≤ 2000 µm | Grobsand | |
| > 2000 µm | Kies | Probe ≤ 2000 µm wird als Gesamtprobe bezeichnet |

Eine weitere Datenquelle für die Bestimmung der Korngrößenverteilung sind Proben, die direkt dem Laderaum eines Hopperbaggers entnommen werden. Für die Details dieser Untersuchung siehe BfG (2020).

Einen weiteren Hinweis auf die morphologischen Verhältnisse liefern 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. Entsprechende Funktionen zur Erzeugung von Schummerungskarten sind z. B. in der Software ArcGIS verfügbar.

3.3.3 Morphologie/Morphodynamik

Für die Analyse der Morphodynamik (morphologische Strukturen, Sedimentation / Erosion und Bilanzierung der Sedimentmengen) im Bereich der Unterbringungsstellen sind die im 3D-Datenarchiv der WSV verfügbaren Fächerlotpeilungen sowie die in der WSV-Datenbankanwendung MoNa verfügbaren Angaben zum Baggergut (Menge und Ort der Verbringung) genutzt

worden. Die Ergebnisse und Details zum methodischen Vorgehen für die Analysen im Bereich der VS 738_4 und VS 738_5 sind in BfG (2021a) dokumentiert.

3.4 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Die für Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton verwendeten Daten sind Bestandteil des koordinierten Elbemessprogramms (KEMP) der FGG Elbe und im dortigen Datenportal zu finden (<https://www.fgg-elbe.de/fachinformationssystem.html>). Zudem werden Daten des Landes Schleswig-Holstein (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR)), die an der Messstelle Norderelbe im Wasserkörper Außenelbe Nord im Zeitraum 2015 - 2019 erhoben wurden, genutzt. Weiterhin werden BfG-eigene Daten von Längsmessfahrten in der Tideelbe verwendet. Die im Bericht dargestellten Fernerkundungsdaten zeigen Auswertungen zur Verteilung des Chlorophylls im Elbmündungsbereich, die auf Aufnahmen des Satellitenpaares Sentinel-2a und 2b im Zeitraum 2017 bis 2020 beruhen und von der Firma Brockmann Consult aufgearbeitet und der BfG bereitgestellt wurden.

3.4.1 Sauerstoff

Dem Fachinformationssystem (FIS) der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) wurden für die Stationen Cuxhaven (km 725,2), Cuxhaven (km 727) und Scharhörn (km 746) die Werte zur Sauerstoffsättigung sowie Sauerstoffzehrung (BSB7) für die Jahre 2015 bis 2019 entnommen.

3.4.2 Nährstoffe

Daten zu im Wasser gelösten Nährstoffen Phosphat, Ammonium, Nitrit, Nitrat und Silikat wurden dem Fachinformationssystem (FIS) der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), jeweils für die Stationen Cuxhaven (km 725,2), Cuxhaven (km 727), Scharhörn (km 746) in den Jahren 2015 bis 2019 entnommen. Zudem wurden dieselben Parameter für die WRRL-Station Norderelbe vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR Schleswig-Holstein, Meeresumweltdatenbank (MUDAB) 2015 - 2019) genutzt.

Weiterhin werden BfG-eigene Daten (unveröffentlicht) von Längsmessfahrten in der Tideelbe verwendet, die seit 2010 zweimal pro Jahr zwischen Scharhörn (km 745) und dem Wehr Geesthacht (km 585) stattfinden.

3.4.3 Phytoplankton

Daten zu den Chlorophyll-Konzentrationen in der Wassersäule von 2015 - 2019 an den Stationen Cuxhaven (km 727) und Scharhörn (km 746) wurden dem Fachinformationssystem (FIS) der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) entnommen. Die Chlorophyll-Daten an der WRRL-Station Norderelbe wurden vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR, Schleswig-Holstein, Meeresumweltdatenbank (MUDAB), 2015 - 2019) genutzt. Die im Bericht dargestellten Fernerkundungsdaten zeigen Auswertungen zur Verteilung des Chlorophylls im Elbmündungsbereich, die auf Aufnahmen des Satellitenpaares Sentinel-2a und -2b im Zeitraum Januar bis September 2020 beruhen und von der Firma Brockmann Consult aufgearbeitet und in der BfG nachprozessiert wurden (siehe Kapitel 3.3.1).

3.5 Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen

3.5.1 Schadstoffe

Gegenstand der Abschätzung verbringungsbedingter Auswirkungen von Baggergut im VSB 730/740 ist hier Baggergut aus den Baggerabschnitten 1 - 3 inklusive der Begegnungsstrecke, NOK-Vorhafen und Baggerabschnitt 12 der WSV sowie Baggergut, das aus der Hamburger Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe Blatt 7, s. Abbildung 3-5) stammt. Eine Prüfung der Qualitätsanforderungen, die in den „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern“ festgelegt sind (GÜBAK 2009) ist für das Baggergut aus dem Hamburger Hafen bereits erfolgt und wird daher hier zusammenfassend beschrieben. Die Jahresberichte und Analyseergebnisse stehen auf den Seiten der HPA (<https://www.hamburg-port-authority.de/de/info-port/download-terminal/>) zum Download bereit. Die detaillierten Ergebnisse zu den Baggerabschnitten im Zuständigkeitsbereich der WSV sind den entsprechenden Monitoringberichten zu entnehmen (BfG 2021b, BfG 2021c). Entsprechend den Vorgaben der GÜBAK werden die Korngrößen sowie die Gehalte von Schwermetallen, organischen Schadstoffen und Nährstoffen bestimmt.

Insgesamt liegen aus dem Bereich der Delegationsstrecke für die Jahre 2016 bis 2019 aus den beiden Abschnitten Köhlbrand und Norderelbe jeweils 10 jährliche Proben vor, zusätzlich wurden aus der Norderelbe 2019 zwei weitere Proben entnommen (Tabelle 3-2). Aus den Baggerabschnitten 1 - 3 (BA 1 bis BA 3) liegen für den BA 1 insgesamt 83 Proben vor, in dem BA 2 15 und in dem BA 3 41 Proben. Die Anzahl der chemischen Parameter für die BA 1 bis 3 stimmt nicht zwingend mit der Anzahl der Proben überein, da zum Teil Proben nur für morphologische Fragestellungen genommen wurden. Für den BA 12 gehen 60 Proben in die Beurteilung ein.

Die Beprobungen für die Freigabe der Hafenproben im Zuge der Tonne E3 Verbringungen erfolgten während der Sommermonate Mai bis August der jeweiligen Jahre.

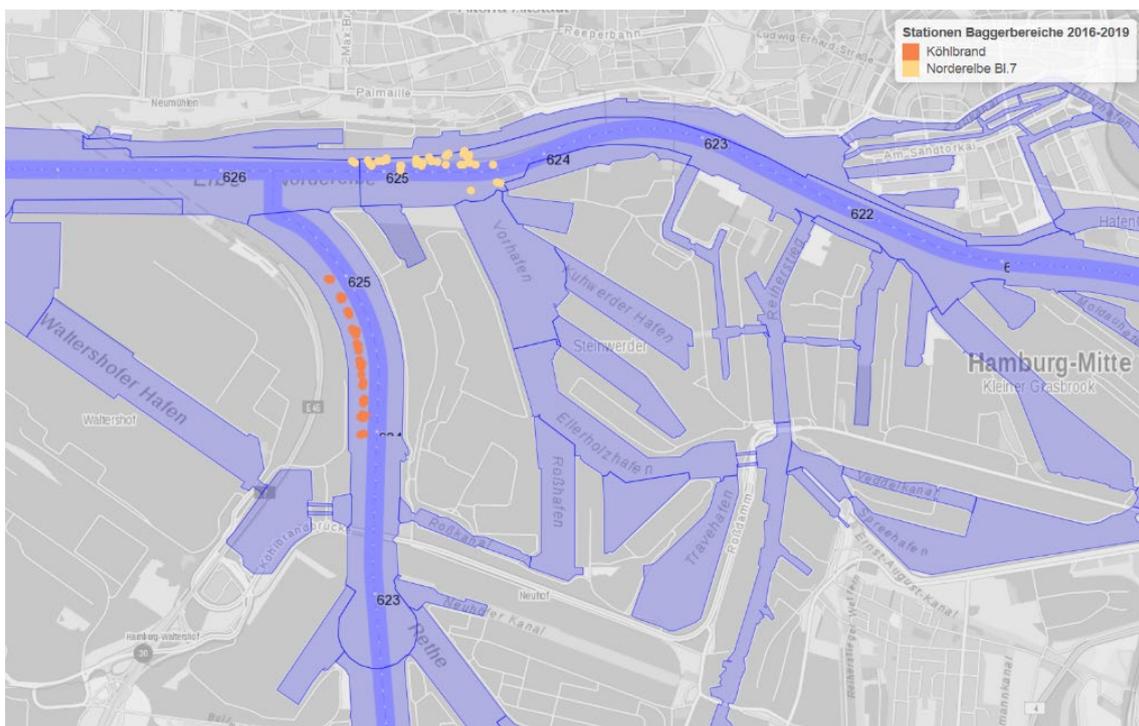


Abbildung 3-5: Lage der Probenahmestationen in der Hamburger Delegationsstrecke 2016 bis 2019

Tabelle 3-2: Anzahl der Proben aus der Hamburger Delegationsstrecke und den Vergleichsproben der Baggerabschnitte 1 bis 3, NOKVH und 12 der WSV

| Jahr | BA 01 Wedel | BA 02 Lühesand | BA 03 Juellssand | BA11 NOKVH | BA12 | Köhlbrand | Nordereibe Bl.7 | Summe |
|--------------|-------------|----------------|------------------|------------|-----------|-----------|-----------------|------------|
| 2016 | 29 | 3 | 8 | | 17 | 10 | 10 | 60 |
| 2017 | 22 | 4 | 8 | | 24 | 10 | 10 | 54 |
| 2018 | 14 | 3 | 9 | 21 | | 10 | 10 | 67 |
| 2019 | 18 | 5 | 16 | | 19 | 10 | 12 | 61 |
| Summe | 83 | 15 | 41 | 21 | 60 | 40 | 42 | 242 |

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 (RW 2) keine Einstufung in den Fall 3 nach GÜBAK.

Messunsicherheit: Während die Ergebnisunsicherheit der Schwermetallmessungen meist im Bereich von ca. 10 bis 15 % liegt, ist sie für organische Schadstoffe oft wesentlich größer (Hentschke 2020). Für chlororganische Verbindungen liegt sie bei Konzentrationen > 5 µg/kg z. B. je nach Einzelstoff im Bereich von 25 bis 35 %, kann aber bei geringeren Konzentrationen auch 50 % übersteigen. In der hier vorliegenden Auswirkungsprognose wurden die Variationskoeffizienten zur Bestimmung der erweiterten Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen des Tonne-E3-Monitorings verwendet (Anlage 3). Hier liegen genügend Datensätze vor, so dass eine valide Messunsicherheit gegeben ist.

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

Berechnung der Hintergrundbelastung und Korngrößenverteilung für die Bilanzierungs- räume

Die Bestimmung statistischer Kenngrößen der Schadstoffgehalte in den Polygonen ist mittels der Berechnung aus Einzelmesspunkten nur in wenigen Fällen möglich, da die Datenerfassung bei der zu bewertenden Gebietsgröße flächendeckend nicht möglich ist. Um die notwendigen Aussagen über die flächenhafte Verteilung von Schadstoffen in den Sedimenten der Analysepolygone dennoch abzuschätzen, ist für deren Ableitung der Einsatz von Methoden zur flächenhaften Darstellung punktbezogener Daten notwendig. Hierfür werden vielfach Interpolationsverfahren angewendet. Von einer Reihe verschiedener Interpolationsverfahren zeigt sich für die flächenhafte Darstellung geografischer Verteilungen das Kriging-Verfahren (Krige 1951) bei der Modellierung am geeignetsten. Es wird beispielsweise standardmäßig zur flächenhaften Beschreibung von Stoffgehalten in Böden eingesetzt (Hinterding et al. 2003). Die Berechnung des Modells erfolgt in mehreren Schritten. Zunächst erfolgt eine Strukturanalyse der Daten als Modellierung der räumlichen Korrelation mit Hilfe eines (Semi-)Variogramms. Das Ergebnis wird in einem zweidimensionalen Diagramm als Funktion der Entfernung zum Bezugspunkt dargestellt. Hieraus ergeben sich mehrere Formen, die durch mathematische Funktionen dargestellt und bei dem nachfolgenden Kriging-Verfahren eingesetzt werden können. Unter anderem wird häufig das sphärische Modell als ideale Form für das Variogramm bevorzugt und auch hier eingesetzt. Die statistischen Kenngrößen der Modellergebnisse sind für die Analysenpolygone in der Anlage 8 zusammengefasst. Eine grafische Übersicht findet sich in der Tabelle 4-14 und der Anlage 5.

Berechnung einer möglichen nachweisbaren Konzentrationserhöhung in einem Bilanzierungsraum nach der Verbringung von Baggergut

Als Grundlage für die Berechnungen dienen:

- > Mittlere Schadstoffgehalte in der < 63 µm- (Organik) bzw. < 20 µm-Fraktion (Schwermetalle) im Baggergut (Datengrundlage 2016 - 2019)
- > Menge/Masse und Korngrößenverteilung des Baggergutes -> Massen des schadstoffbelasteten Baggergutes
- > Schadstoffgehalt im Sediment der Bilanzierungsräume (Hintergrundbelastung, berechnet mit Hilfe des Kriging-Verfahrens) sowie Korngrößenverteilungen der einzelnen Bilanzierungsräume (Ergebnisse aus AufMod)
- > Resultierende Ablagerungsmächtigkeiten (mittlere 95-Perzentil) des verdriftenden Baggergutes in Bilanzierungsräumen (BAW 2021)
- > Erweiterte Messunsicherheit (k = 2) in der chemischen Analytik

Eine Hochskalierung der von der BAW modellierten Ablagerungsmächtigkeiten auf die geplanten zu verbringenden Baggergutmengen in Höhe von 7,5 Mio.m³ (hochgerechnet auf den Anteil < 63 µm bzw. < 20 µm) (s. Kapitel 5.1.1) erfolgt zur Berechnung einer möglichen Konzentrationserhöhung in einem Bilanzierungsraum.

Die zu verbringenden Baggergutmengen werden von der WSV in m³ angegeben, müssen aber zur Berechnung der Masse in Tonnen Trockensubstanz umgerechnet werden. Für diese Umrechnung wird nach dem Umrechnungsverfahren von HELCOM vorgegangen:

Trockengewicht [t] = (Volumen nass [m³]*(100-Feuchte [%])/100)*Dichte des Materials [kg/m³])

Auch für die Umrechnung der Masse des Sedimentes in den Bilanzierungsräumen wird dieses Verfahren angewendet. Die Bodenart/-zusammensetzung dieser Sedimente wird aus dem AufMod-Modell herausgezogen. (Valerius, Kösters, & Zeiler 2015). Für die Nachweisbarkeit einer Konzentrationserhöhung wird eine Probenahmetiefe von 20 cm angenommen. Es handelt sich dabei um die belebte Bodenzone und kann zudem durch einen Van-Veen-Greifer erfasst werden.

Zur Berechnung der Schadstoffmischung aus Baggergutaufgabe und Sediment des Bilanzierungsraumes (insgesamt 20 cm) wird die allgemeine Mischungsgleichung verwendet:

$$C = \frac{C1 * M1 + C2 * M2}{M1 + M2}$$

mit:

C1 = Schadstoffgehalt im Sediment des Bilanzierungsraumes (Hintergrundbelastung)

M1 = betrachtete Menge des Sediments im Bilanzierungsraum

C2 = Schadstoffgehalt im Baggergut

M2 = Menge Baggergut (aus berechneter Sedimentauflage im BAW Modell)

Um eine Konzentrationserhöhung sicher nachzuweisen, wird die erweiterte Messunsicherheit (Hentschke 2020) der Hintergrundbelastung zugerechnet. Die verwendeten Messunsicherheiten finden sich in Anlage 3. Übersteigt die berechnete Konzentrationserhöhung diesen Wert, ist von einer Nachweisbarkeit einer Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen auszugehen.

3.5.2 Ökotoxikologische Wirkungen

Um eine nachteilige Beeinträchtigung der Umwelt bei der Handhabung von Baggergut zu vermeiden und um eine Verschlechterung des Ist-Zustands an einem möglichen Verbringungsort entgegenzuwirken, erfolgt entsprechend den Handlungsanweisungen für den Umgang mit Baggergut (HABAB-WSV 2017 und GÜBAK 2009) 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 umzulagernden Sedimenten ausgehen kann. Dabei werden Bioteste mit Testspezies unterschiedlicher Trophieebenen herangezogen, um so die Belastungspotenziale gegenüber typischen Vertretern einer modellhaften aquatischen Lebensgemeinschaft zu charakterisieren.

Bioteste sind in der Lage, den integralen Einfluss von Stoffen auf biologische Systeme abzubilden. Das bedeutet, dass die Wirkung der bioverfügbaren Stoffe gleichzeitig und gemeinsam angezeigt wird. Dies umfasst auch möglicherweise auftretende synergistische, additive oder antagonistische Effekte. Somit wird die Wirkung aller vorhandenen bioverfügbaren Schadstoffe erfasst, auch wenn diese Schadstoffe nicht in einer expliziten chemischen Analyse enthalten sind.

Für das sandige bzw. nicht bindige Baggergutmaterial aus den Baggerabschnitten BA 10 Scheelenkuhlen bis BA 17 Westliche Mittelrinne besteht kein bzw. nur ein sehr geringes Belastungspotenzial. Dies liegt einerseits an der Belastungssituation, andererseits weist dieses Material auch nur einen geringen Feinkornanteil auf.

Für den Bereich der Delegationsstrecke liegen für die Jahre 2016 bis 2019 für den Baggerabschnitt Köhlbrand 17 limnische und 28 marine Untersuchungsergebnisse vor, für den Baggerabschnitt Norderelbe Blatt 7 24 limnische und 34 marine Ergebnisse (Tabelle 3-3). Für

den Baggerabschnitt BA 1 Wedel liegen 18 limnische und 17 marine Untersuchungsergebnisse vor, für den Baggerabschnitt BA 2 Lühesand 4 limnische und ein marines und für den Bereich BA 3 12 limnische und 7 marine (Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Anzahl der ökotoxikologisch untersuchten Baggergutproben der Hamburger Delegationsstrecke und den Baggerabschnitten BA 1, BA 2 und BA 3

| Jahr | BA 1 Wedel | | BA 2 Lühesand | | BA 3 Juellssand | | Köhlbrand | | Norderelbe BL7 | | Summe |
|-------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-------|
| | Anzahl limnisch | Anzahl marin | |
| 2016 | 10 | 10 | 0 | 0 | 6 | 6 | 10 | 10 | 10 | 10 | ∑ 72 |
| 2017 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 6 | 6 | 6 | 6 | ∑ 28 |
| 2018 | 5 | 5 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 6 | 0 | 6 | ∑ 27 |
| 2019 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 | 8 | 12 | ∑ 35 |
| Summe | ∑ 18 | ∑ 17 | ∑ 4 | ∑ 1 | ∑ 12 | ∑ 7 | ∑ 17 | ∑ 28 | ∑ 24 | ∑ 34 | ∑ 162 |

Richtlinien, angewandte Normen und Methoden

Die ökotoxikologischen Wirkungen der Sedimente aus dem Bereich der Tideelbe wurden gemäß der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenbereich (HABAB-WSV 2017) und der Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK 2009) sowie dem BfG-Merkblatt „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“ (BfG 2017) untersucht.

Da verschiedene Organismen unterschiedlich sensitiv auf bioverfügbare Stoffe reagieren, empfehlen die Handlungsanweisungen, wie auch die OSPAR, den Einsatz einer Testbatterie mit unterschiedlichen Spezies (OSPAR 2004). Die zu verbringenden Sedimente sind für eine Ablagerung im marinen Bereich bei km 730 bis 740 vorgesehen. Limnische Sedimente, die für eine Verbringung in den marinen Bereich vorgesehen sind, werden entsprechend des geänderten Bewertungskonzeptes der BfG aus dem Jahr 2017 (Vermerk BfG/G3/210/1667) mit der marinen Biotestpalette untersucht. Die Untersuchungen des limnischen Baggergutes erfolgten bis einschließlich 2017 vorrangig mit der limnischen Biotestpalette, ab 2018 wurde das Material unter Berücksichtigung des BfG-Vermerks und in Absprache mit den Beteiligten primär mit der marinen Biotestpalette untersucht.

Zum Teil liegen nicht immer Ergebnisse der marinen Biotestpalette vor, daher werden ebenfalls die limnischen Biotestergebnisse aufgeführt.

Zur Sicherstellung der Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der gemessenen Ergebnisse wurden normierte Biotestverfahren eingesetzt.

Die limnische Biotestpalette umfasst folgende Biotestsysteme:

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

Die marine Biotestpalette besteht aus den folgenden Testsystemen:

- > **Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 (nach Annex D)**
Toxizitätstest mit flüssig getrockneten Bakterien *Aliivibrio fischeri*
- > **Mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253**
Zellvermehrungshemmtest mit der marinen Alge *Phaeodactylum tricornutum*

Die Abschätzung des Toxizitätspotenzials der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten der untersuchten Proben erfolgt anhand der aus den Sedimenten gewonnenen Porenwässer und Eluate gemäß BfG-Merkblatt (2017). Die ökotoxikologischen Untersuchungen und chemische Schadstoffanalysen wurden am selben Probenmaterial durchgeführt. Zur Überprüfung und Einhaltung der in den Normen geforderten Testbedingungen wurden im Testgut physikalische und chemische Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Salinität 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, wievielmals eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt (Krebs 2000). Der pT-Wert ermöglicht eine zahlenmäßige, nach oben offene, gewässertoxikologische Kennzeichnung. Mit Hilfe dieser ordinalen 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 gleichrangig gewerteter 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 2005). Mit den für die Proben ermittelten Toxizitätsklassen erfolgt die Klassifizierung des Baggergute, s. Tabelle 3-4. Die in der Tabelle angegebene Farbkodierung kennzeichnet die ermittelte Klassifizierung in Tabellen und graphischen Darstellungen.

Tabelle 3-4: Klassifizierung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von Sedimenten und Baggergut gemäß den Handlungsanweisungen

| höchste Verdünnungsstufe ohne Effekt | Verdünnungsfaktor | pT _{max} -Wert | Toxizitätsklasse | | Ergebnis | Baggergut Klassifizierung |
|--------------------------------------|-------------------|-------------------------|------------------|------------------------------|-------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Original | 2 ⁰ | 0 | 0 | Toxizität nicht nachweisbar | Material nicht bzw. unbedenklich belastet | Umlagerung möglich |
| 1:2 | 2 ⁻¹ | 1 | I | sehr gering toxisch belastet | | |
| 1:4 | 2 ⁻² | 2 | II | gering toxisch belastet | | |
| 1:8 | 2 ⁻³ | 3 | III | mäßig toxisch belastet | Material kritisch belastet | Umlagerung nach Einzelfallentscheidung möglich |
| 1:16 | 2 ⁻⁴ | 4 | IV | erhöht toxisch belastet | | |
| 1:32 | 2 ⁻⁵ | 5 | V | hoch toxisch belastet | Material gefährlich belastet | Umlagerung soll nicht erfolgen, außer in besonders begründeten Einzelfällen unter Abwägung aller potenziellen Risiken |
| ≤ (1:64) | ≤ 2 ⁻⁶ | ≥ 6 | VI | sehr hoch toxisch belastet | | |

3.5.3 Bioakkumulation

Im Verbringungsgebiet kann es aufgrund der Baggergutverbringungen zu bioakkumulativen Effekten kommen, d. h. die dort lebenden Organismen reichern in ihrem Gewebe höhere Konzentrationen bestimmter Schadstoffe an, durch die sie toxikologisch negativ beeinträchtigt werden können. Konzentrationen von Schadstoffen in Biota werden weltweit genutzt, um den chemischen Zustand aquatischer Systeme zu bewerten. Die Bioakkumulation, d. h. die Anreicherung von Schadstoffen im Organismus, ist von hoher ökologischer Bedeutung, da sie eng mit der Toxizität des Schadstoffes verknüpft ist. Je nach Aufnahmepfad der Schadstoffe in den Organismus wird zwischen der Biokonzentration (Akkumulation über die Wasserphase) und der Biomagnifikation (Akkumulation über die Nahrung) unterschieden, wobei bei Untersuchungen von Schadstoffkonzentrationen in Organismen, die in der Umwelt beprobt wurden, die beiden Aufnahmepfade in der Regel nicht unterschieden werden können. Die Anreicherung von Chemikalien über die Nahrung bzw. das Nahrungsnetz (Biomagnifikation) kann dabei auch zur Gefährdung der menschlichen Gesundheit beispielsweise infolge des Konsums von Fisch oder Fischereiprodukten führen.

Die BfG führt in den Baggerabschnitten und den durch die Baggergutverbringungen potenziell betroffenen BZR keine eigenen Untersuchungen zur Bioakkumulation durch. Die Beschreibung der Bioakkumulation erfolgt ausschließlich auf Basis von Daten und Informationen, die der Literatur und Untersuchungen Dritter entnommen wurden (siehe Tabelle 3-5). Dabei wurde nachfolgend zunächst geprüft, ob für die potenziell betroffenen Bereiche Daten zu Schadstoffkonzentrationen in Biota vorliegen. Es wurden Daten ab 2016 berücksichtigt.

Tabelle 3-5: Programme Dritter zur Überwachung von Schadstoffkonzentrationen in Biota an der deutschen Nordseeküste

| Messprogramm | Spezies | Gewebe | Analyten | Stationen bzw. Messstellen | Lage der Messstationen im Vergleich zu den BZR | Anmerkungen | Literatur |
|-------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|----------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Bund-Länder-Messprogramm (2222333 33333399 9333BLM P) | Flunder (<i>Platyichthis flesus</i>) | Leber | u. a. Organozinnverbindungen, DDT und ihre Metabolite, PCB, PBDE, PAK und verschiedene Metalle | 6 = Außenweser, 12 = Baltrum, 20 = Borkum, 325 = Jade | Außerhalb der BZR | | BLANO-Fach-AG Schadstoffe und biologische Effekte (2015) |
| | Miesmuschel (<i>Mytilus edulis</i>) | Weichkörper | u. a. Organozinnverbindungen, DDT und ihre Metabolite, PCB, PBDE, PAK und verschiedene Metalle | 21 = Borkum, 327 = Jadebusen, 378 = Norderney, 589 = Spiekeroog | Außerhalb der BZR | | |
| Schleswig-Holstein | Hering (<i>Clupea harengus</i>), Stint (<i>Osmerus eperlanus</i>) | Muskulatur | Hg, BDE, HBCDD, HCB, HCBd, PFOS, Dioxine & dl-PCB | Elbeästuar bei Brunsbüttel | In BZR, genaue Lage unbekannt | Monitoring in 2013 & 2016 | Jarosch & Brunke (2018) |
| Umweltprobenbank des Bundes (UPB) | Aalmutter (<i>Zoarces viviparus</i>) | Muskulatur und Leber | u. a. Metalle, Metalloide, organische Zinnverbindungen, HCB, PCB (16 Kongenere, PCDD/F, DDT und Metabolite, HCH | Meldorfer Bucht inkl. Trischen (Hauptprielsystem Meldorfer Bucht), Jadebusen inkl. Mellum (Transekt Varel-Mellum) | Die Probenahmestation Meldorfer Bucht inkl. Trischen liegt in BZR (s. Abbildung 3-6 und | Probenahme 1x/Jahr (Mai - Juni) | Umweltbundesamt (2021) |
| | Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>) | Vogeleier | u. a. ausgewählte Metalle (Cu, Hg, Pb), Metalloide, Organochlorpestizide (HCB, Octachlorstyrol, Dieldrin), PCB (16 | Meldorfer Bucht inkl. Trischen (Trischen), Jadebusen inkl. Mellum (Mellum) | | Probenahme 1x/Jahr (Mai) | |

| Messprogramm | Spezies | Gewebe | Analyten | Stationen bzw. Messstellen | Lage der Messstationen im Vergleich zu den BZR | Anmerkungen | Literatur |
|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| | | | Kongenere), PCDD/F, DDT und Metabolite, HCH | | Tabelle 3-6) | | |
| | Miesmuschel (<i>Mytilus edulis</i>) | Weichkörper | u. a. Metalle, Metalloide, Metallorganische Verbindungen (Methylquecksilber, Organische Zinnverbindungen), PCB, DDT und Metabolite, PAK | Sylt-Römö-Watt (Königshafen), Jadebusen inkl. Mellum (Eckwarderhörne) | | Probenahme 6 x pro Jahr | |
| | Blasentang (<i>Fucus vesiculosus</i>) | Thallus | u.a. Metalle, Metalloide | Sylt-Römö-Watt (Königshafen, südlich Lister Hafen), Jadebusen inkl. Mellum (Eckwarderhörne) | | Probenahme 6 x pro Jahr, Daten nur 1985 - 2013 https://umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/specimen_types/10234#sampling_areas | |
| Trilateral Monitoring and Assessment Programs (TMAP) | Flussseeschwalbe (<i>Sterna hirundo</i>) | Vogeleier | Quecksilber und Organochlorverbindungen (Summe PCB und einige Pestizide) | Insgesamt > 20 Stationen | Stationen liegen teilweise in BZR (siehe Abbildung 3-7 und Tabelle 3-6) | seit 1998, Probenahme von 10 Eiern/ Standort/ Jahr | Dittmann et al. (2012) |
| | Austernfischer (<i>Haematopus ostralegus</i>) | | | | | | |

| Messprogramm | Spezies | Gewebe | Analyten | Stationen bzw. Messstellen | Lage der Messstationen im Vergleich zu den BZR | Anmerkungen | Literatur |
|----------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|
| Vogelei- monito- ring des WSA Cuxhaven | Austernfischer (<i>Haematopus ostralegus</i>) | Vogeleier | Hg, PCB, HCB, DDT und Metabolite, HCH, Chlordan- und Nonachlorverbindunge n | Neufelderkoog/ Elbe, Dieksander Koog Süd, Diek- sander Koog Nord | Alle Stationen liegen in BZR (s. Abbildung 3-7 und Tabelle 3-6) | Ergänzun- gen des TMAP mit Probenahme stellen in der Elbemün- dung, seit 2014 | Mündl. Mitteilung (Bernd Vaessen, WSA Cuxhaven) |
| Biotamo- nitoring der FGG Elbe | Stint (<i>Osmerus eperlanus</i>) | Muskulatur (Filet, ohne Haut, mit Unterhautfett- gewebe) | PBDE, HCB, HCBd, Hg, Dicofol, PFOS, PCDD/F, dl-PCB, HBCDD, Heptachlor/ epoxid, Pb, Cd, PeCl, Quinoxyfen, HCH, PCB | Elbe-km 660,6 Grauerort, Elbe-km 694,0 Brunsbüttelkoog, Elbe-km 725,2 Cuxhaven | Brunsbüttelkoog und Cuxhaven liegen in BZR (s. Abbildung 3-6, Tabelle 3-6) | Koordinier- tes Elbemess- programm (KEMP). Probenahme in 2016. Erneutes Monitoring in 2022 geplant | Ad-hoc-AG Schadstoffe der AG Ober- flächen- gewässer der FGG Elbe (2018) |
| | Miesmuschel (<i>Mytilus edulis</i>) | Weichkörper | PAK, HCH, PCB, DDT und Metabolite, HCB, HBCDD | Elbe-km 725,2 Cuxhaven | Station liegt in BZR (s. Abbildung 3-6 und Tabelle 3-6) | Koordinier- tes Elbe- messpro- gramm (KEMP). Probenahme in 2016. | |
| Tonne E3 | Wellhornschnecke (<i>Buccinum undatum</i>) | Weichkörper | Metalle, As, PCB, DDT und Metabolite, HCB, HCH, Octachlorstyrol, | Verschiedene Standorte im Verbringungs- | Außerhalb des Gebietes, in dem Auswirkungen zu | Begleiten- des Monito- ring der HPA | BfG (Entwurf) |

| Messprogramm | Spezies | Gewebe | Analyten | Stationen bzw. Messstellen | Lage der Messstationen im Vergleich zu den BZR | Anmerkungen | Literatur |
|--------------|-------------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| | | | Organozinnverbindungen | bereich im Vergleich zu Referenzgebieten | erwarten sind (s. Abbildung 3-6) | zur Baggergutverbringung bei der Tonne E3, seit 2005 (<i>A. alba</i>), 2006 (<i>B. undatum</i>), 2009 (<i>L. limanda</i>) bzw. 2016 (<i>P. platessa</i> , <i>C. crangon</i>) | |
| | Pfeffermuschel (<i>Abra alba</i>) | Weichkörper | Metalle, PCB, DDT und Metabolite, HCB, HCH, Octachlorstyrol, PAK | | | | |
| | Kliesche (<i>Limanda limanda</i>) | Muskulatur, Leber | Metalle, As, PCB, DDT und Metabolite, HCB, HCH, Octachlorstyrol, Organozinnverbindungen | | | | |
| | Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>) | Muskulatur, Leber | Metalle, As, PCB, DDT und Metabolite, HCB, HCH, Octachlorstyrol | | | | |
| | Nordseegarnele (<i>Crangon crangon</i>) | Weichkörper | PCB, DDT und Metabolite, HCH, Organozinnverbindungen, Arsen und Metalle | Fünf Stationen (#1, 2, 2b, 3, 4, 5) | Stationen #1, 2, 2b und 3 liegen in BZR (s. Abbildung 3-8 und Tabelle 3-6) | | |

In der Nordsee werden Schadstoffkonzentrationen in Biota in nationalen (Bund, Länder) und internationalen Programmen überwacht. So werden im **Bund-Länder-Messprogramm** (BLMP) organische und anorganische Schadstoffe in der Leber der Flunder (*Platyichthis flesus*) und im Weichkörper der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) gemessen. Die Messstationen des BLMP liegen außerhalb des in dieser Studie betrachteten Untersuchungsbereiches und können daher nicht für die Beschreibung des IST-Zustandes im Rahmen dieser Auswirkungsprognose herangezogen werden (BLANO-Fach-AG Schadstoffe und biologische Effekte 2015).

Das Land **Niedersachsen** führt über das im BLMP beschriebene Messprogramm hinaus keine weiteren Schadstoffuntersuchungen in Biota aus Küstengewässern der Nordsee oder der Tideelbe durch (mündl. Mitteilung, Mario Schaffer, NLWKN Niedersachsen, 10.02.2021). In 2016 war der niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) am Biotamonitoring der FGG Elbe beteiligt (siehe unten). Das Land **Schleswig-Holstein** hat in 2013 und 2016 ein Biotamonitoring in Binnengewässern durchgeführt, wobei auch Heringe oder Stinte aus dem Elbeästuar bei Brunsbüttel untersucht wurden (Jarosch & Brunke 2018). In 2019 wurde erneut ein Biotamonitoring durchgeführt, bei dem wieder Stinte in der Elbe bei Brunsbüttel gefischt wurden. Die Ergebnisse sind bislang nicht publiziert (mündl. Mitteilung, M. Jarosch, LLUR SH, 16.02.2021). In den Küstengewässern führt das Land SH kein eigenes Schadstoffmonitoring in Fischen durch, sondern überträgt Ergebnisse, die vom Thünen-Institut im Rahmen des BLMP erhoben werden, auf die Küstengewässer. PAK wurden 2015/16 erstmals in Muscheln an drei Messstellen aus schleswig-holsteinischen Küstengewässern (Helgoland, Hörnumtief, Flensburger Förde) durchgeführt (LLUR SH³ 2020, mündl. Mitteilung, H. Lutterbeck, LLUR SH³, 16.02.2021). An den Stationen Helgoland und Flensburger Förde werden derzeit jährlich Muscheln beprobt und auf verschiedene Schadstoffe analysiert (mündl. Mitteilung, H. Lutterbeck, LLUR SH³, 16.02.2021).

Die **Umweltprobenbank des Bundes** (UPB) untersucht Schadstoffe in Muskulatur und Leber der Aalmutter (*Zoarces viviparus*), in Vogeleiern der Silbermöwe (*Larus argentatus*) und im Weichkörper der Miesmuschel (*Mytilus edulis*). Bis 2013 hat die UPB im Thallus des Blasen-tangs (*Fucus vesiculosus*) u. a. auch Metalle und Metalloide gemessen. Von den Probenahme-stationen der UPB liegt die Meldorfer Bucht mit der Insel Trischen im BZR 10 (Dithmarscher Bucht, siehe Abbildung 3-6, Tabelle 3-6). Im Hauptprielsystem der Meldorfer Bucht werden Aalmuttern und auf der Insel Trischen Eier der Silbermöwe beprobt (Umweltbundesamt 2021).

³ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

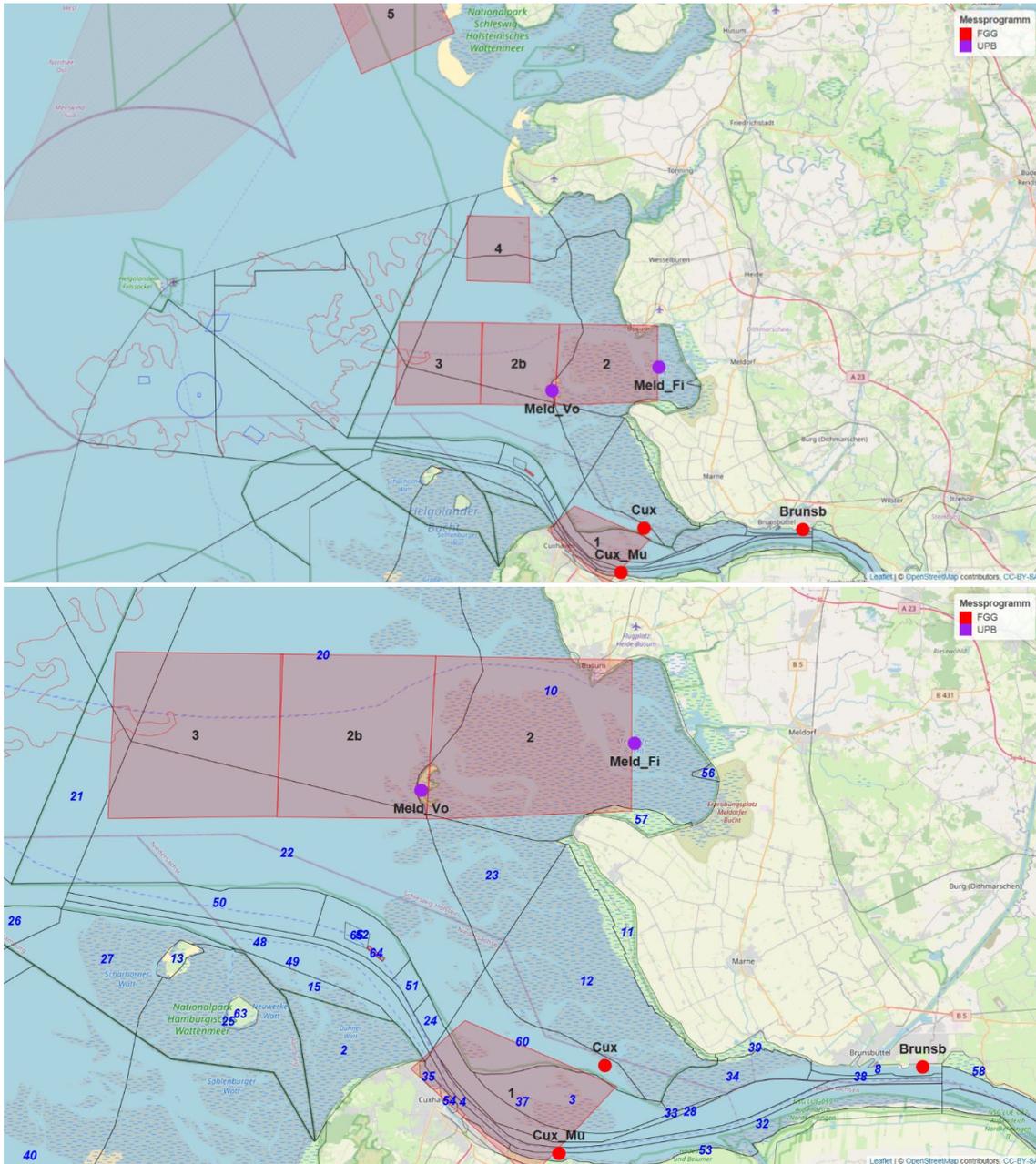


Abbildung 3-6: Messstationen bzw. Probenahmegebiete der FGG Elbe (rote Punkte), der UPB (lila Punkte) und der HPA (rote Polygone)

Oben: Übersicht, Unten: Ausschnitt mit Angabe der BZR (blaue Nummern);
Meld_Vo = Meldorfer Bucht/Silbermöwe, Meld_Fi = Meldorfer Bucht/Aalmutter,
Cux = Cuxhaven/Stinte, Cux_Mu = Cuxhaven/Miesmuscheln,
Brunsb = Brunsbüttel/Stinte

Tabelle 3-6: Lage von Probenahmestationen von Biotamonitoringprogrammen in BZR

| Messprogramm | Spezies | Station bzw. Probenahmegebiet | Kürzel Station | BZR-Nr. | Bezeichnung BAW |
|--------------|----------------------------------|-------------------------------|----------------|----------------------|----------------------------------------|
| UPB | Aalmutter | Meldorfer Bucht | Meld_Fi | 10 | Dithmarscher Bucht |
| | Silbermöwe | Meldorfer Bucht | Meld_Vo | 10 | Dithmarscher Bucht |
| TMAP | Austernfischer, Flussee-schwalbe | Trischen | Trischen | 10 | Dithmarscher Bucht |
| | Austernfischer | Hullen | Hullen | 53 | Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemündung |
| | Flussee-schwalbe | Neufelder Koog | NeufeldK | 11 | Uferbereich_SH_Watten_p4 |
| WSV | Austernfischer | Neufelder Koog | NeufeldK | 39 | Uferbereich_SH_Watten_p3 |
| | | Dieksander Koog Süd | DieksandK S | 11 | Uferbereich_SH_Watten_p4 |
| | | Dieksander Koog Nord | DieksandK | 11 | Uferbereich_SH_Watten_p4 |
| FGG Elbe | Miesmuschel | Cuxhaven | Cux_Mu | 53 | Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemündung |
| | Stinte | Cuxhaven | Cux | 60 | SH_Watten_suedlich |
| | | Brunsbüttel | Brunsb | 8 | Tideelbe vor Brunsb |
| HPA | Nordseegarnele | 1 | 1 | 3 | Medemgrund |
| | | | | 37 | Medemgrund_S |
| | | | | 60 | SH_Watten_suedlich |
| | | | | 4 | Uferbereich_Cux |
| | | | | 54 | Cux_Hafen |
| | | | | 35 | Grimmershörner Bucht |
| | | 2 | 2 | Vorwiegend 10 | Dithmarscher Bucht |
| | | 2b | 2b | Vorwiegend 20 | Piep_Tidebecken |
| | | 3 | 3 | Vorwiegend 22 und 20 | Außenelbe_Nord bzw. Piep_Tidebecken |

Im Rahmen des **Trilateral Monitoring and Assessment Programms** (TMAP) werden Quecksilber und Organochlorverbindungen in den Eiern der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) und des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) überwacht. Bei der Flusseeeschwalbe werden die Eier unmittelbar vor der Eiablage großenteils von Nährstoffen des Muttertieres gebildet, das in den zwei Wochen der Balz vom Männchen gefüttert wird (engl. income breeder). Während der Brutsaison suchen *S. hirundo* meist innerhalb von 10 km von ihrer Brutkolonie entfernt nach Nahrung, wobei sie sich in erster Linie von kleinen pelagischen Fischen und Crustaceen ernähren. Flusseeeschwalben sind Langstreckenzieher, die in West- bzw. Südwestafrika überwintern (Dittman et al. 2012). Im Gegensatz dazu bezeichnen Dittmann et al. (2012) Austernfischer als „capital breeder“, bei denen die Eier von Substanzen gebildet werden, die über lange Zeit im Körper der Muttertiere gelagert werden. Diese Art ist über große Teile der Nordsee ein Standvogel, der sich von makrozoobenthischen Organismen, wie Muscheln und Würmern ernährt, die meist in weniger als 5 km von der Brutstätte gesammelt werden. Beide Vogelarten sind Topprädatoren des marinen Nahrungsnetzes, wobei der Austernfischer ein niedrigeres trophisches Level repräsentiert als die Flusseeeschwalbe (Dittmann et al. 2012). Drei der insgesamt 21 in der Nordsee untersuchten Stationen, Hullen, Neufelderkoog und Trischen (Dittmann et al. 2012) liegen in den BZR 10 (Dithmarscher Bucht), 11 (Uferbereich_SH_Watten_p4) und 53 (Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemündung) (siehe Abbildung 3-7, Tabelle 3-6). Zusätzlich zu den Stationen des TMAP werden im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee Eier des Austernfischers an drei Standorten in der Elbemündung beprobt und auf Schadstoffe analysiert (ICBM 2014 - 2019). Diese Stationen liegen in den BZR 11 (Uferbereich SH_Watten_p4) und 39 (Uferbereich_SH_Watten_p4) (siehe Abbildung 3-7). Die Position der Probenahmestandorte sind Mittelpunkte, um die die Vogeleier gesammelt werden, und sie variiert jährlich in Abhängigkeit von der Lage der Brutkolonien. Die angegebenen Koordinaten sind Mittelwerte verschiedener Jahre (F. Mattig, mündl. Mitteilung, ICBM, 19.02.2021). Das **Vogeleimonitoring der WSV** wird seit 2014 analog zum Monitoring des TMAP vom Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM, Uni Oldenburg) durchgeführt.

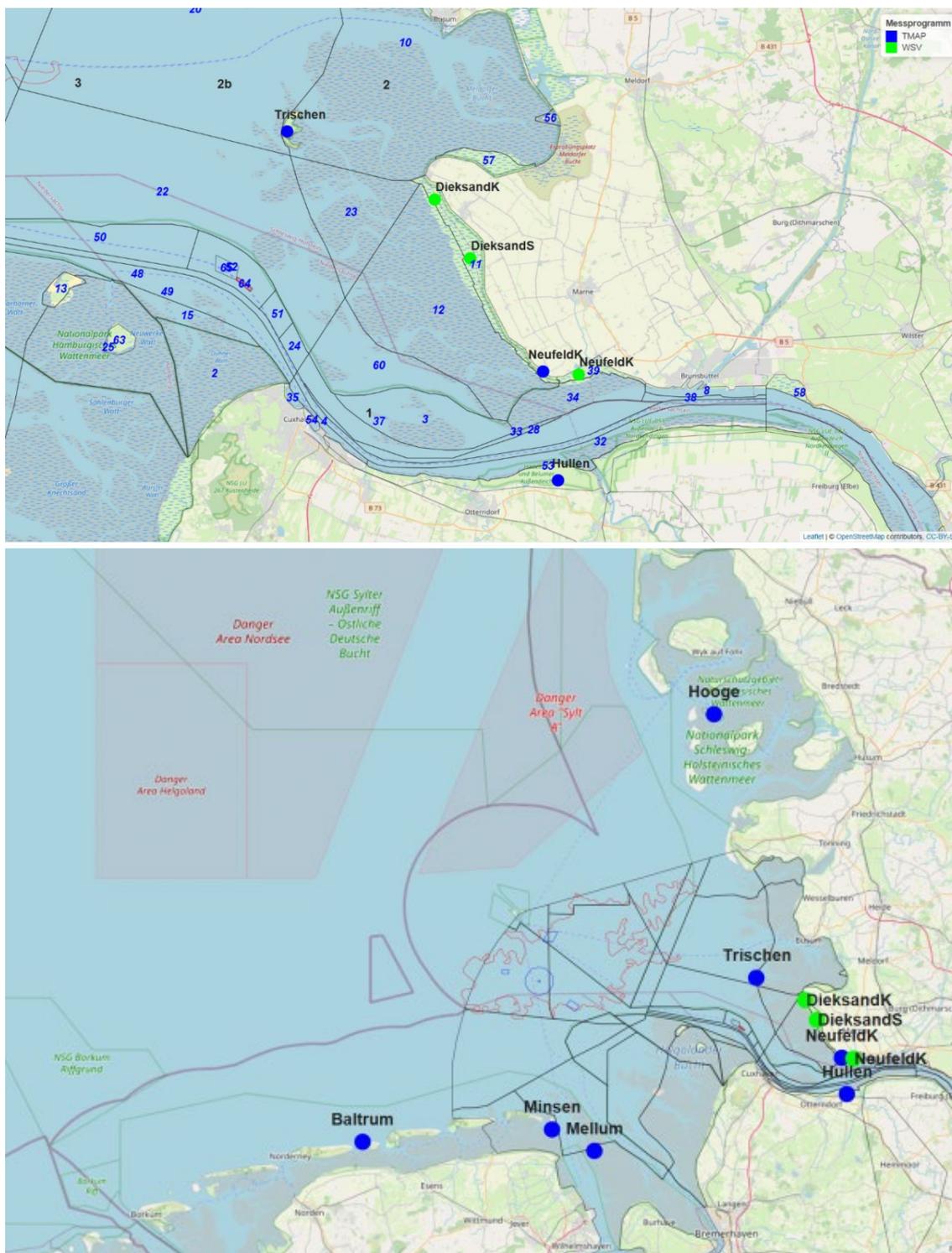


Abbildung 3-7: Probenahmestationen für das Vogeleimonitoring des TMAP und der WSV

Oben: Übersicht aller Stationen; Unten: Ausschnitt mit Angabe der BZR (blaue Nummern)

Blaue Punkte: Stationen TMAP, grüne Punkte: Stationen WSV; DieksandK = Dieksander Koog Nord, DieksandS = Dieksander Koog Süd, NeufeldK = Neufelder Koog.

Die **Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe)** hat, gemeinsam mit den anliegenden Bundesländern, in 2016 entlang des deutschen Abschnitts der Elbe an insgesamt 17 Probenahmestellen ein Biotamonitoring durchgeführt. Im Übergangsgewässer der Elbe wurden an drei Standorten

(2 x Cuxhaven, Brunsbüttelkoog), die sich in dem BZR befinden, Biota beprobt (siehe Abbildung 3-6 und Tabelle 3-6).

Die an diesen Standorten beprobten Stinte (*Osmerus eperlanus*) und Miesmuscheln (*M. edulis*) wurden auf verschiedene Metalle und organische Chemikalien analysiert (siehe Ad-hoc-AG Schadstoffe der AG Oberflächengewässer der FGG Elbe 2018). Der Probenahmestandort für die Miesmuscheln (Cux_Mu) liegt im BZR 53 (Uferbereich Cux_Otterndorf_Ostemündung) und die Standorte Cuxhaven (Cux) und Brunsbüttel (Brunsb) für die Stinte im BZR 60 (SH_Watten_suedlich) bzw. 8 (Tideelbe vor Brunsb). In 2021 ist erneut ein Biotamonitoring entlang der Elbe im Rahmen eines koordinierten Elbemessprogramms (KEMP) geplant, wobei nur Fische untersucht werden sollen (mündl. Mitteilung, Mario Schaffer, NLWKN⁴, 10.02.2021).

Umfangreiche Daten zu Schadstoffkonzentrationen in Biota liegen für die Tonne E3 im Schlickfallgebiet der Nordsee nordwestlich der Insel Scharhörn vor. Aufgrund von Baggergutverbringungen zur **Tonne E3** führt die HPA dort ein umfängliches Monitoring durch. Neben zahlreichen weiteren Untersuchungen werden Schadstoffe in folgenden Organismen analysiert: Pfeffermuschel (*Abra alba*), Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), Kliesche (*Limanda limanda*), Scholle (*Pleuronectes platessa*) und Nordseegarnele (*Crangon crangon*). Das Biotamonitoring an der Tonne E3 wird seit 2005 durchgeführt und wurde laufend angepasst und erweitert. Die Bioakkumulationsdaten aus dem Verbringbereich werden in der Regel vergleichend zu Referenzstationen bewertet (siehe z. B. BfG Entwurf). Für das Biotamonitoring liegen die Probenahmestationen hauptsächlich im BZR 31 (Kuestenmeer_Helgoland_West) und die Referenzgebiete in den BZR 43 (Kuestenmeer_Elbe_Nord), 42 (Kuestenmeer_Helgoland) und 30 (Kuestenmeer_Helgoland_O) (siehe Abbildung 3-8) und damit außerhalb des Bereiches, in dem Auswirkungen durch erhöhte Schadstoffbelastungen zu erwarten sind (siehe Kapitel 5.5.1). Ausschließlich die Fanggebiete der Nordseegarnele, die seit 2016 im Rahmen des Monitorings an der Tonne E3 untersucht wird, liegen in Gebieten, in denen durch die Baggergutverbringungen erhöhte Schadstoffbelastungen zu erwarten sind (siehe Abbildung 3-6, siehe Tabelle 3-6).

Im Weichkörper der Nordseegarnelen werden PCB, DDT und Metabolite, HCH, Organozinnverbindungen, Arsen und Metalle analysiert (BfG Entwurf).

⁴ NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

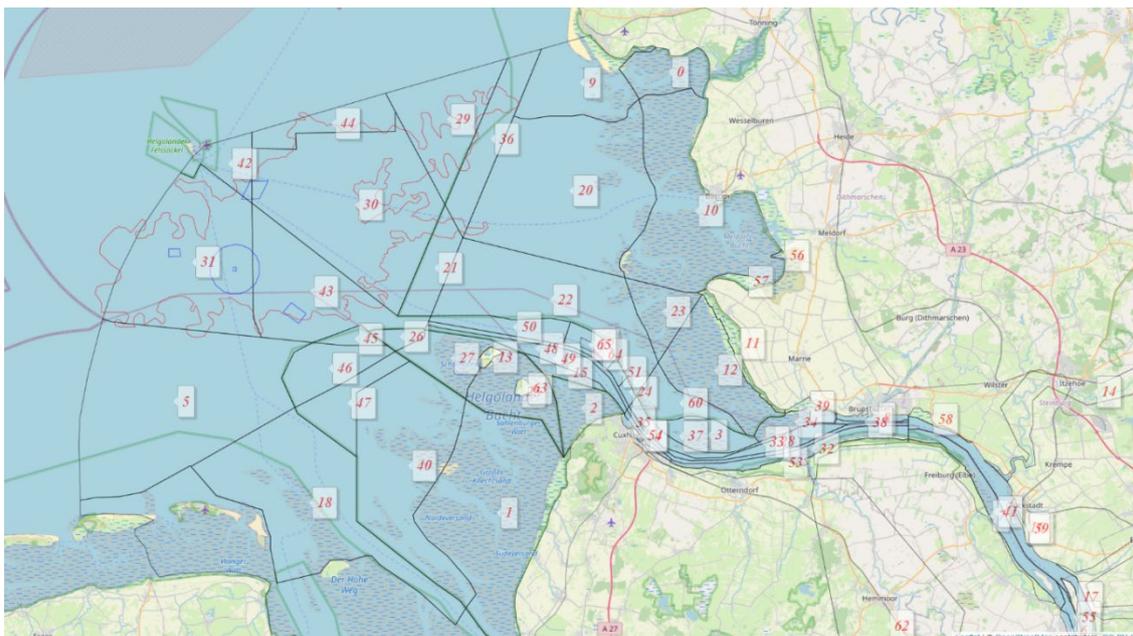


Abbildung 3-8: Probenmestandorte für das Biotamonitoring der HPA an der Tonne E3

Blaue Markierungen: Probenahmegebiete, rote Nummern: BZR

In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden für einige Chemikalien Umweltqualitätsnormen in Biota (UQN_{Biota}) festgelegt, bei deren Überschreitungen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen ergreifen müssen. Seit 2018 müssen insgesamt elf prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen in Biota in Monitoringprogrammen überwacht (siehe Tabelle 3-7 und Tabelle 3-8) und deren UQN_{Biota} bis Ende 2027 eingehalten werden (EU 2013, Schäfer et al. 2015). In der UQN-Richtlinie (2013/39 EU) beziehen sich die UQN_{Biota} , mit der Ausnahme von Fluoranthen und anderen PAK, die in Crustaceen und Mollusken überwacht werden müssen, auf Fische. Für Dioxine und dioxin-ähnliche Verbindungen bezieht sich die UQN_{Biota} auf Fische, Crustaceen und Mollusken.

Tabelle 3-7: Liste der UQN_{Biota} , die im Muskelgewebe von Fischen oder im Weichkörper von Krebs- oder Weichtieren bestimmt werden müssen (Quelle: EU RL 2013/39/EU)

| Analyt/-gruppe | UQN_{Biota} ($\mu\text{g}/\text{kg FG}$)* | Matrix | Schutzgut |
|------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------|--------------------------------|
| Bromierte Diphenylether ^a | 0,0085 | Fische | Menschliche Gesundheit |
| Hexachlorbenzol (HCB) | 10 | Fische | Menschliche Gesundheit |
| Hexachlorbutadien (HCBd) | 55 | Fische | Wildtier (secondary poisoning) |
| Quecksilber (Hg) | 20 | Fische | Wildtier (secondary poisoning) |
| Dicofol | 33 | Fische | Wildtier (secondary poisoning) |
| Perfluoroktansäure und ihre Derivate (PFOS) | 9,1 | Fische | Menschliche Gesundheit |
| Dioxine und dioxin-ähnliche Verbindungen (Summe PCDD + PCDF + dl-PCB) ^b | 0,0065 ^c | Fische | Menschliche Gesundheit |
| Hexabromocyclododecan (HBCDD) | 167 | Fische | Wildtier (secondary poisoning) |

| Analyt/-gruppe | UQN _{Biota} (µg/kg FG)* | Matrix | Schutzgut |
|---------------------------------|-------------------------------------|---------------------------|------------------------|
| Heptachlor und Heptachlorepoxyd | 0,0067 | Fische | Menschliche Gesundheit |
| Fluoranthen | 30 | Krebstiere, Weichtiere | Menschliche Gesundheit |
| Benzo(a)pyren | 5 | Krebstiere, Weichtiere | Menschliche Gesundheit |

*FG = Frischgewicht

^aFür die unter bromierte Diphenylether fallende Gruppe prioritärer Stoffe bezieht sich die UQN auf die Summe der Konzentrationen von Kongeneren der Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154

^bPCDD: polychlorierte Dibenzoparadioxine; PCDF: polychlorierte Dibenzofurane; PCB-DL: dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle; TEQ: Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005.

^cDie UQN bezieht sich auf die Toxizitätsäquivalente (TEQ) nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005 (in: van den Berg, M. et al. (2006) 2005 World Health Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Science 93(2), S. 223 - 241)

Für die Bewertung von Baggermaßnahmen auf Schadstoffkonzentrationen in Biota sind solche Analyten bzw. Analytgruppen relevant, die in der Regel in höheren Konzentrationen im Baggergut vorgefunden werden. Im Rahmen dieser Auswirkungsprognose werden neben den GÜBAK-Stoffen für die Nordsee (GÜBAK 2009) zusätzlich, wenn möglich, auch einzelne Analyten betrachtet, die auch beim Schadstoffmonitoring in Biota bei der Verbringstelle Tonne E3 untersucht werden (BfG Entwurf). Die Analyten und Analytgruppen sind in der Tabelle 3-8 zusammengestellt. Für relevante Analyten sind auch UQN_{Biota} angegeben, da bei der Bewertung von Baggergutverbringungen sichergestellt werden muss, dass die UQN_{Biota} für die relevanten Schadstoffe (Hg, HCB, HCBd, Fluoranthen, Benzo(a)pyren) eingehalten werden.

Tabelle 3-8: Relevante Schadstoffe für die Bewertung von Baggergutverbringungen in Biota

| | Analyt/-gruppe | Abkürzung | GÜBAK-Stoff | Biotamonitoring Tonne E3 | UQN _{Biota} (Biota, Matrix) |
|---------------------------|---------------------------------------------|--------------------|----------------------------------|----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|
| Metalle und Metalloide | Arsen | As | x | x | - |
| | Cadmium | Cd | x | x | - |
| | Chrom | Cr | x | | - |
| | Kupfer | Cu | x | x | - |
| | Quecksilber | Hg | x | x | 20 µg/kg FG (Fisch, Muskulatur) |
| | Nickel | Ni | x | - | - |
| | Blei | Pb | x | x | - |
| | Zink | Zn | x | x | - |
| organische Schadstoffe | Dichlordiphenyltrichlorethan und Metabolite | DDT und Metabolite | x (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD) | x (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT, o,p'-DDE, o,p'-DDD) | - |
| | Hexachlorbenzol | HCB | x | x | 10 µg/kg FG (Fisch, Muskulatur) |

| | Analyt/-gruppe | Abkürzung | GÜBAK-Stoff | Biotamonitoring Tonne E3 | UQN _{Biota} (Biota, Matrix) |
|--|----------------------------------------------|-----------|-----------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| | Hexachlorbutadien | HCBD | x* | - | 55 µg/kg FG (Fisch, Muskulatur) |
| | Hexachlorcyclohexan | HCH | x (α*, γ-HCH) | x (α-,β-,γ-HCH) | - |
| | Octachlorstyrol | OCS | | x | - |
| | Organozinnverbindungen | OZV | x (TBT, DBT, MBT, Triphenylzinn, TeBT*) | x (TBT, DBT, MBT, TeBT) | - |
| | polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe | PAK | x (Summe 16 U.S. EPA PAK) | x (Summe 16 U.S. EPA PAK) | 5 µg/kg FG Benzo(a)pyren, 30 µg/kg FG Fluoranthen (Muschel, Weichkörper) |
| | polychlorierte Biphenyle | PCB | x (Summe 7 PCB) | x (Summe 7 PCB, einzelne Kongenere) | - |
| | Pentachlorbenzol | PeCB | x | - | - |

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

FG = Frischgewicht

3.6 Fauna

3.6.1 Makrozoobenthos

Für die Benthosfauna wurden verfügbare Makrozoobenthosdaten aus der BfG zusammengetragen und analysiert sowie Daten aus der Literatur und von Landesumweltämtern verwendet. Für die hier vorliegende Auswirkungsprognose mussten daher keine gesonderten Beprobungen der Benthosfauna durchgeführt werden. Die Beschreibung des Ist-Zustands und die Auswirkungsprognose stützt sich auf die Auswertung der Fauna-Daten und vorliegender Berichte über den Bereich von Elbe-km 720 bis 745 sowie Daten aus den angrenzenden Wattbereichen (Reimers 2003, Drent et al. 2017)). Es wurden Daten aus diesem Elbabschnitt von 2000 bis 2017 herangezogen; größtenteils wurden diese Daten jährlich erhoben, wobei der Großteil der Beprobungen im Herbst stattfand.

Die Filtrationsapparate der Invertebraten, vornehmlich der Mollusken und einiger Crustaceen, sind empfindlich und die atemaktiven Epithelien können durch Schwebstoffe abgedeckt werden, wodurch der Gasaustausch behindert wird. Infolgedessen können die Nahrungsaufnahme und/oder die Atmung soweit behindert werden, dass es zum Absterben kommt. Weiterhin bedeutet eine Zunahme weitgehend anorganischer Schwebstoffe für filtrierende Organismen eine Verdünnung der Nahrung. Ohne ausreichende Anpassungsmöglichkeiten nimmt die Netto-Nahrungsaufnahme pro Zeiteinheit ab, was zu Gewichtsverlust und im Extremfall zum Verhungern führen kann, wenn die assimilierte Energie nicht mehr zur Aufrechterhaltung der Körperfunktionen ausreicht. Besonders gut ist der Einfluss der Trübung auf die Miesmuschel *Mytilus edulis* untersucht. Steigt die Konzentration der Trübung über 80 mg/l, so kann das Wachstum der Muscheln beeinträchtigt werden und bei Konzentrationen von 150 mg/l wird die

Nahrungsaufnahme eingeschränkt. Steigt die Konzentration über 250 mg/l, so stellt *M. edulis* die Nahrungsaufnahme ein (Collinson & Rees 1978). Kurze Perioden erhöhter Trübung von wenigen Stunden bis zu einem Tag kann *M. edulis* überstehen, indem sie die Filtration und damit die Nahrungsaufnahme und Atmung einstellt. Besonders angepasst sind dabei die Individuen, die im Litoral vorkommen und damit regelmäßig beim Trockenfallen Nahrungsaufnahme und Atmung einstellen müssen.

Die oben angeführten Richtwerte für die Trübungskonzentrationen (80 mg/l, 150 mg/l und 250 mg/l) wurden mit den Modellberechnungen für mittlere Trübungskonzentrationen verglichen, um so Bereiche im Betrachtungsraum zu identifizieren, in denen eine Beeinträchtigung filtrierender Benthosorganismen möglich ist.

3.6.2 Fische und Neunaugen

Die Fischfauna des Untersuchungsgebietes sowie potenzielle Auswirkungen der Umlagerungen werden anhand vorhandener Quellen beschrieben. Umfangreiche Angaben zur Fischfauna des Untersuchungsgebietes finden sich insbesondere in der Arbeit von Thiel & Thiel (2015) zur Fischfauna des Nationalparks Hamburgisches Wattenmeer. Da diese Arbeit Fangdaten des langen Gesamtzeitraums 1980 bis 2011 sowohl aus dem Nationalparkgebiet selbst, die mehr oder weniger repräsentativ für Randbereiche der Fahrrinne sind, als auch aus der Fahrrinne und fahrrinnennahen Bereichen bei Cuxhaven berücksichtigt, stellen sie eine geeignete Grundlage zur Charakterisierung der Fischzönose im gesamten Umlagerungsbereich dar.

3.6.3 Meeressäuger

Daten zu Seehunden und Kegelrobben stammen aus fluggestützten Zählungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer aus den Jahren 2014 bis 2018 (NPV 2019), im niedersächsischen Wattenmeer aus den Jahren 2014 bis 2018 (NPV 2021a) und in der Tideelbe zwischen Wedel und Cuxhaven aus den Jahren 2018 und 2019 (BfG 2019). Im schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Wattenmeer fanden zur Zählung der Seehunde i. d. R. jährlich drei Flüge im Juni/Juli (Wurfzeit) und zwei Flüge im August (Zeit des Haarwechsels) statt. Zur Zählung der Kegelrobben wurde i. d. R. zweimal im Dezember/Januar (Wurfzeit) und zweimal im März/April (Haarwechsel) geflogen. Die Anzahl der pro Jahr durchgeführten Zählflüge variierte, v. a. witterungsbedingt, geringfügig. In der Tideelbe wurden Seehunde einmal monatlich von August 2018 bis Juli 2019 aus dem Flugzeug gezählt.

Daten zu Schweinswalvorkommen stammen aus einem passiv-akustischen Monitoring im Wattenmeer mit Hydrophonen (sog. C-PODs; Cetacean POrpoise Detector) im Auftrag des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein und der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (Baltzer et al. 2018). Untersucht wurden im Rahmen dieses Monitorings sechs Stationen entsprechend des Bund-Länder-Messprogramms (BLMP+). Berücksichtigt wird in dem vorliegenden Bericht die der Verbringstelle nächstgelegene Station „Meldorfer Bucht“ bei Büsum (ca. 24 km nordöstlich der Verbringstelle; s. Abbildung 4-31), deren akustische Daten in Baltzer et al. (2018) für den Zeitraum von 2012 bis 2017 ausgewertet wurden. Jährliche Sichtungsmeldungen von Schweinswalen aus den Jahren 2011 bis 2020, die dem Verein Schweinswale e.V. gemeldet wurden, werden ebenfalls verwendet (Schweinswale e.V. 2020). Die Sichtungsmeldungen von Schweinswale e.V. (2020) basieren nicht auf systematischen Erhebungen, sondern sind Gelegenheits- und Zufallsmeldungen.

3.6.4 Vögel

Die Beschreibung der Avifauna erfolgt ausschließlich auf Basis von Daten und Informationen, die der Literatur und Untersuchungen Dritter entnommen wurden und ist aus den an den entsprechenden Stellen genannten Literaturquellen ableitbar. Zählungen von mausernden Brandgänsen werden in Schleswig-Holstein in geraden Jahren i. d. R. an drei Terminen in den Sommermonaten durch die Nationalparkverwaltung vom Flugzeug aus durchgeführt (NPV 2021b). Zählungen von Brandgänsen in Niedersachsen finden zurzeit nicht statt, da sich dort seit mehreren Jahren so gut wie keine mausernden Individuen mehr aufhalten. Zählungen der Bestände von Eiderenten stammen aus mehrfach jährlich stattfindenden fluggestützten Erfassungen im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer (NPV 2021b, c).

3.7 Vegetation

Für die vorliegende Auswirkungsprognose ist die untergetauchte aquatische und, in geringem Maße, die tidebeeinflusste semiterrestrische Vegetation relevant. Das Hauptaugenmerk wird auf die aquatische Vegetation, insbesondere die im Betrachtungsraum der Umlagerungsfläche siedelnden Seegrasvorkommen gelegt. Als „störungssensitive Arten“ reagieren sie empfindlich auf sich ändernde Umweltbedingungen, insbesondere erhöhte Nährstoffeinträge, Trübung (Lichtlimitierung), Hydrodynamik, Sedimentinstabilität aber auch Temperatur- und Salzgehaltsschwankungen (Dolch et al. 2017; Kolbe 2006). Sie zählen somit als wichtige Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers und werden u. a. für das Bewertungsverfahren der Küstengewässertypen nach EG-WRRL herangezogen (KÜFOG GmbH et al. 2014, Dolch et al. 2016 c).

Die beiden im Eulitoral des deutschen Wattenmeeres vorkommenden Arten *Zostera noltii* und *Zostera marina* gelten nach der Roten Liste Deutschlands als gefährdet (Metzing et al. 2018) und nach der Roten Liste Niedersachsens (Garve 2004) als stark gefährdet. Zudem ist der Biotop „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ gesetzlich geschützt (§ 30 BNatSchG). Die Lebensraumtypen „Flachwasserzonen und Seegraswiesen“ sind mit dem Code 1160 und „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (mit den Sonderstrukturen Seegrasbestände und Muschelbänke) mit dem Code 1140 weiterhin im Anhang I der FFH-Richtlinie gelistet (Richtlinie 92/43/EWG). Da sich mehr als ein Drittel des Arealanteils des deutschen Seegrasbestandes im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer befindet, hat Schleswig-Holstein für die beiden Arten eine besondere Verantwortung (Mierwald & Romahn 2006).

Für die Überwachung der Entwicklung der Seegrasbestände auf den Wattflächen der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste sehen das Bund/Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee und seit 1994 das Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP) eine regelmäßige Erfassung der gesamten Bestände vor. Die flächenhafte Erfassung von Seegraswiesen erfolgt mittels Fernerkundung (Überflüge zur räumlichen Kartierung und Bestimmung der Gesamtfläche von Seegras) und in-situ (als ground truthing). Während der Bodenkartierung (in-situ) erfolgt die Gesamtkartierung zu Fuß (jeweils ein Sechstel der Wattfläche pro Jahr in Schleswig-Holstein (6/6 in sechs Jahren, Dolch et al. 2016b) bzw. der gesamten Wattfläche alle sechs Jahre in Niedersachsen). Weiterhin werden in Niedersachsen sechs ausgewählte Seegraswiesen an der Küste seit 2006 jährlich kartiert (Dauermessstationen) (Arge BLMP Nord- und Ostsee 2020; KÜFOG GmbH et al. 2014). Auch in Schleswig-Holstein werden seit mehreren aufeinanderfolgenden Jahren 12 festgelegte Standorte aufgesucht, um die dortigen Seegrasbestände dauerhaft zu erfassen. Detailliertere Informationen zur Kartierungsmethodik der

Länder sind dem Monitoringkennblatt Makrophyten (Arge BLMP Nord- und Ostsee 2020) sowie den jeweiligen Monitoringberichten zu entnehmen.

Die aktuellsten Daten wurden für Niedersachsen im Jahr 2019 erhoben (KÜFOG GmbH & Steuwer 2020). Die folgenden Aussagen stützen sich somit für Niedersachsen auf die aktuellsten Daten der Gesamtbestandserfassung der Seegrasbestände und Bewertung nach WRRL (Küfog GmbH & Steuwer, J. 2020) sowie vergleichend auf die Daten der Gesamtbestandserfassungen von 2013 (KÜFOG GmbH et al. 2014) und 2008 (Adolph 2010). Weiterhin stützen sie sich auf den im „Wadden Sea Quality Status Report“ (Dolch et al. 2017) beschriebenen Entwicklungszustand und -trend.

Die aktuellsten Daten zur Entwicklung und maximalen Ausdehnung der Seegrasbestände für Schleswig-Holstein wurden vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (NKL) als Geodaten (Langzeitdatenreihe 1994 - 2019 bei 3 x jährlicher Flugkartierung) zur Verfügung gestellt. Für die Bearbeitung des Themas werden ergänzend die Forschungsberichte „Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer der Jahre 2015 sowie 2018 (Dolch et al. 2016 c, 2019), sowie gleichfalls der „Wadden Sea Quality Status Report“ (Dolch et al. 2017) verwendet. Weitere verwendete Literatur ist dem Literaturverzeichnis (siehe Kapitel 9) zu entnehmen.

4 Zustandsbeschreibung

4.1 Hydrologie und Salzgehalte

Der VSB liegt im Mündungstrichter der Tideelbe, die Hydrologie ist geprägt von den Gezeiten, den vom Wind verursachten Strömungen und Wasserstandänderungen sowie dem Oberwasserzuflussgeschehen. Der VSB 730/740 liegt im seeseitigen Bereich der Brackwasserzone, daher existiert neben der Tide- auch eine dichtegetriebene Dynamik (Stanev et al. 2015, 2019). Die Lage der Brackwasserzone ist abhängig vom Oberwasserzuflussgeschehen und kann bis zu 25 km variieren (Kappenberg & Fanger 2007), die obere Grenze sogar um 45 km (Bergeman 1995). Alle die Hydrologie im Mündungsbereich antreibenden Kräfte wie Gezeiten, Oberwasserzufluss, Wind usw. unterliegen einer ausgeprägten zeitlichen Veränderung auf verschiedenen zeitlichen Skalen.

Dazu kommt, dass sich die Auswirkungen des Klimawandels vielfältig niederschlagen werden, z. B. in einem veränderten Verhalten des Oberwasserzuflusses. Langfristig verursacht der Klimawandel einen Meeresspiegelanstieg in der Deutschen Bucht mit Auswirkungen auch auf die Gezeiten und somit auf die Strömungsdynamik (Hein et al. 2014). Die Beschreibung eines hydrologischen Zustandes ist entsprechend nicht die eines statisch beschreibbaren Zustands, sondern vielmehr ist die Variabilität ein wesentlicher Teil des Zustands selbst.

Strömungsdynamik

Die Strömungsdynamik im Bereich der Elbemündung ist komplex und sowohl zeitlich als auch räumlich differenziert. Gleichfalls ist der Mündungsbereich der Elbe Teil des dynamischen Systems der deutschen Bucht, es reicht somit nicht aus, nur den Verbringbereich allein zu beachten, vielmehr muss die großflächige Dynamik beachtet werden. Für diese Einordnung werden die Ergebnisse der Modellierung der deutschen Bucht der BAW aus dem Projekt easyGSH (<https://mdi-de.baw.de/easygsh/>) heruntergeladen, ausgewertet und beschrieben. Die Daten liegen tiefengemittelt für eine Zeitspanne von 1996 bis 2015 vor und ermöglichen somit eine klimatologische Betrachtung.

Hohe Strömungsgeschwindigkeiten prägen die Dynamik. Die Gezeitenströmungen nehmen Geschwindigkeiten von 0,7 m/s im Mittel bis maximal 2 m/s an (Abbildung 4-3). Der Tideweg während eines Tidezyklus beträgt 36 km (jeweils 18 km bei Flut und Ebbe). Dieses führt zu einer weiten Verdriftung der Wasserkörper während eines Tidezyklus (Abbildung 4-1).

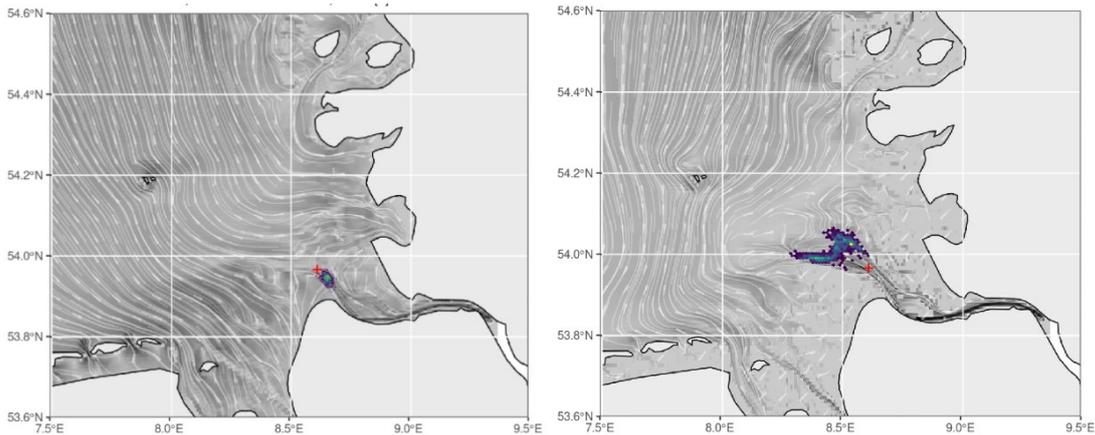


Abbildung 4-1 Beispielhafte Verdriftung von Wasserkörpern innerhalb eines Tidezyklus im Oktober 2015, (Datenquelle: easyGSH, <https://mdi-de.baw.de/easygsh/>, ergänzt mit eigenen Berechnungen)

Die *Asymmetrie* der Gezeitenströmungen kann in erster Ordnung als Proxy der Sedimentdynamik verwendet werden (Wachler et al. 2020). Das Verhältnis von Flut- zu Ebbestromgeschwindigkeit (V_f/V_e) ist eine Möglichkeit, die Asymmetrie der Gezeitenströmungen zu beschreiben. Dieses Verhältnis kann als solches sowohl der maximalen als auch der mittleren Geschwindigkeiten berechnet werden. Ist das Verhältnis größer eins, wird von Flutstromdominanz gesprochen, in erster Näherung kann ein in Flutstromrichtung gehender Sedimenttransport vermutet werden.

In Abbildung 4-2 ist zu sehen, dass die südliche Deutsche Bucht von den Offshore-Gebieten bis in die Watten in den meisten Küstenabschnitten, etwa in den ostfriesischen Tidebecken und vom Cuxhavener Watt bis zu den nordfriesischen Tidebecken, im Großen und Ganzen flutstromdominiert ist. Insgesamt hat das *maximale* Verhältnis V_f/V_e die Tendenz zur höheren Werten. Ebbestromdominant sind nur die Vertiefungen der Stromtäler von Elbe, Weser und Heverstrom, sowie die der verschiedenen Priele.

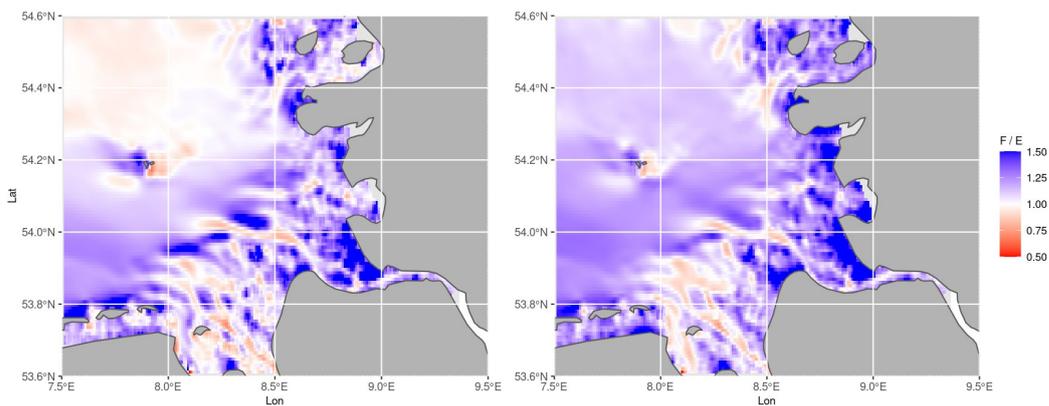


Abbildung 4-2: Darstellung der mittleren (links) und maximalen (rechts) Flut- zu Ebbestromverhältnissen der Deutschen Bucht im Jahr 2015, (Datenquelle: easyGSH, <https://mdi-de.baw.de/easygsh/>, ergänzt mit eigenen Berechnungen)

Neben der großräumlichen Einordnung ist die zeitliche Konstanz der V_f/V_e -Verhältnisse zu prüfen. Abbildung 4-3 zeigt die zeitliche Entwicklung sowohl des mittleren als auch des maximalen Verhältnisses V_f/V_e im Bereich der Verbringstelle. Neben der bekannten, aber hier nicht dargestellten Schwankung der Strömungsdynamik während der Spring-Nipp-Zyklen ist eine

innerjährliche Variation deutlich sichtbar (Abbildung 4-3). Die maximalen Werte liegen im Sommer.

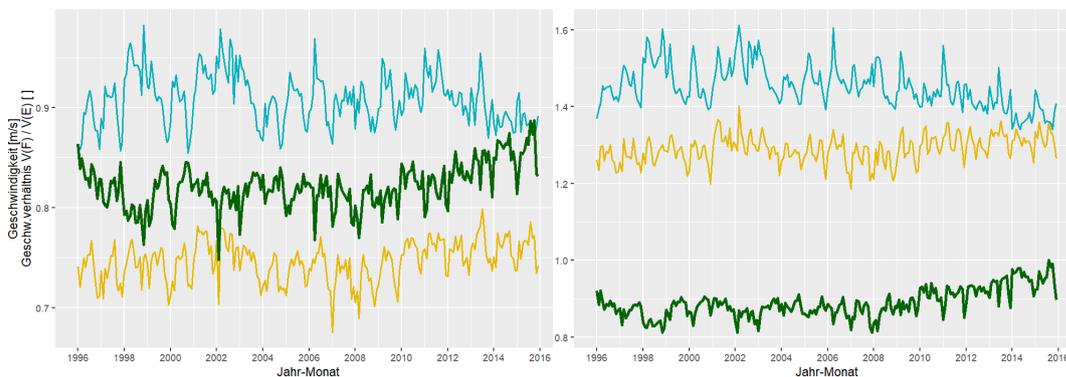


Abbildung 4-3: Zeitliche Entwicklung der mittleren (links) und maximalen (rechts) Flut- zu Ebbeverhältnissen (grün), der Ebbestrom- (blau) und der Flutstromgeschwindigkeiten (gelb) im Bereich der Verbringstelle, (Datenquelle: easyGSH, <https://mdi-de.baw.de/easygsh/>, ergänzt mit eigenen Berechnungen)

Auffällig ist sowohl für die mittleren als auch die maximalen Vf/Ve-Verhältnisse spätestens seit 2008 eine Zunahme des Verhältnisses in Richtung Flutdominanz. Sowohl die mittleren als auch die maximalen Ebbestromgeschwindigkeiten verringern sich über die Zeit, hingegen werden die Flutstromgeschwindigkeiten jeweils größer. Die kleinsten Vf/Ve-Verhältnisse liegen 2002, die größten 2015 vor. Ein Vergleich soll zeigen, dass möglicherweise nicht der niedrige Oberwasserzufluss für diese Änderung verantwortlich ist.

Die flächenhafte Differenz der beiden Jahre 2015 und 2002 (Abbildung 4-4) zeigt, dass die zeitliche Veränderung in größeren Bereichen auftritt. Insbesondere in den oben aufgezählten flutstromdominanten Küstenbereichen, mit Ausnahme der ostfriesischen Tidebecken, liegt eine Tendenz zu einer verstärkten Flutstromdominanz vor.

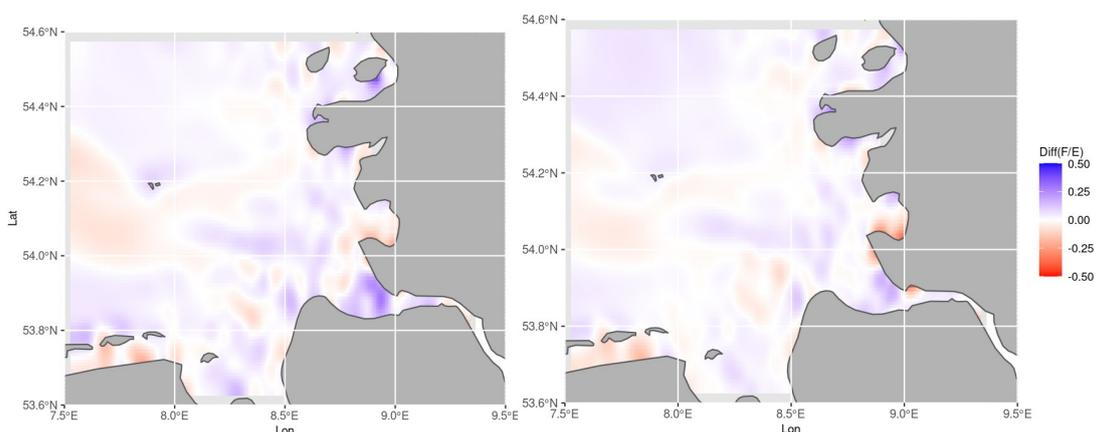


Abbildung 4-4: Differenz der Ebbe- zu Flutverhältnissen aus den mittleren (links) und maximalen (rechts) Strömungsgeschwindigkeiten zwischen den Jahren 2015 und 2002; die Werte sind geglättet, (Datenquelle: easyGSH, <https://mdi-de.baw.de/easygsh/>, ergänzt mit eigenen Berechnungen)

In der gesamten deutschen Bucht einschließlich des Mündungsbereichs der Elbe hat neben einem räumlich komplexen Veränderungsgeschehen die Dominanz der Flutströme insgesamt zwischen 2002 und 2015 merklich zugenommen. Ausgeprägt ist dieses vor allem in den Diffe-

renzen der Verhältnisse der *maximalen* Strömungsgeschwindigkeiten (Abbildung 4-4, rechts) zu finden.

Die beschriebene Änderung ist nicht lokal begrenzt, vielmehr ist sie Teil einer großräumigen Änderung der Strömungsdynamik, die weit über das zu untersuchende Gebiet hinausgeht. Mögliche Ursachen der Veränderungen wären ggf. die Nodaltide oder der Meeresspiegelanstieg, lokale anthropogene Eingriffe kommen eher nicht als Ursache in Betracht.

Oberwasserzufluss

Es besteht ein gewisser Einfluss des Oberwasserzuflusses auf die hydrologischen Prozesse im Mündungsbereich. Die seit Herbst 2013 fast durchgehend anhaltenden extremen Minderzuflüsse des Oberwassers lassen an dieser Stelle eine umfangreichere Darstellung notwendig werden. Grundsätzlich erzeugt der Oberwasserzufluss im Mündungsbereich eine mittlere integrale Strömung (Restströmung) aus der Mündung hinaus. Die Größenordnung des Reststrom ist mit etwa 10 cm/s jedoch eine Größenordnung geringer als die gezeitenerzeugten Strömungen (s. o.). Gleichzeitig besteht eine Abhängigkeit der Baggermengen in der Tideelbe vom Oberwasserzufluss. Auch die Lage der Brackwasserzone und damit die Salzgehalte sind abhängig vom Oberwasser.

Je mehr Oberwasserzufluss vorhanden ist, umso stärker ist der Reststrom - das ist trivial. Wenn der Zufluss unter $350 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 0,5 \cdot \text{MQ}$) fällt, nehmen die Restströme Werte von 1 cm bis 2 cm an, ab einem Oberwasser größer $1400 \text{ m}^3/\text{s}$ ($= 2 \cdot \text{MQ}$) nimmt der Reststrom einen Wert von größer als etwa 15 cm/s an. Die Restströmungen haben einen gewissen Einfluss auf die Asymmetrie der Gezeitenströmungen (siehe Strömungsdynamik). Dieser Einfluss ist jedoch erst ab einem Oberwasserzufluss von $2500 \text{ m}^3/\text{s}$ statistisch nachzuweisen. Ab etwa dieser Zuflussmenge steigt die Wahrscheinlichkeit, dass im Mündungsbereich Ebbestromdominanz vorherrscht.

Entsprechend des Einflusses des Oberwassers auf den Mündungsbereich wird der derzeitige Zustand im Kontext der Veränderung beschrieben. Die letzten sieben Jahre (2014 - 2020) liegen im Mittel über alle Monate deutlich unter dem langjährigen mittleren Jahresgang. Zeitspannen mit einem ähnlichen niedrigen Oberwasserzufluss sind zuvor schon aufgetreten. Mit Ablauf des Jahres 2020 und erneut niedrigen Abflüssen befinden wir uns jedoch in der längsten Niedrigwasserphase seit Beginn der Messungen 1890.

Zur hydrologischen Einschätzung des ungewöhnlichen Oberwasserzuflusses der letzten Jahre sollte der Blick kurz in die Ferne, genauer gesagt in den Nordatlantik (NA) gehen. Der Einfluss des Nordatlantiks auf den Niederschlag und die Temperatur in Mitteleuropa (Steirou et al. 2017) und infolgedessen auch auf den Oberwasserzufluss in die Tideelbe (Ionita et al, 2011, Markovic & Koch, 2014) sind bekannt. Eine Möglichkeit, die Veränderungen des ozeanographisch-atmosphärischen Systems des NA zu beschreiben, besteht über die Betrachtung der Luftdruckunterschiede zwischen Messstationen im nördlichen und südlichen NA. Es entsteht die nordatlantische Oszillation (NAO) (Hurrell 1995).

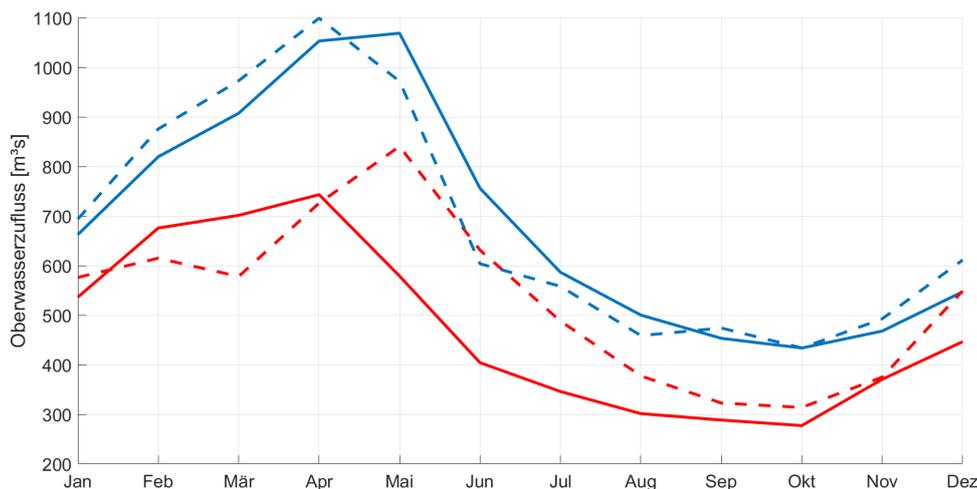


Abbildung 4-5: Mittlerer Jahresgang des Oberwasserzuflusses bei Neu Darchau

- blau = Zeitspanne der Beobachtungen (1890 - 2020)
- blau gestrichelt = Zeitspanne der Salzgehaltsmessungen (1996 - 2016)
- rot = derzeitige Niedrigwasserphase (2014 - 2020)
- rot gestrichelt = Niedrigwasserphase (1929 - 1935)

Die derzeitigen niedrigen Oberwasserzuflüsse gehen kohärent mit einer positiven NAO einher. Sie sind also als eine Auswirkung eines überregionalen Systemzustandes zu sehen (vgl. auch Ionita 2008). Das ozeanographisch-atmosphärische System des NA variiert hierbei nicht als weißes Rauschen, sondern es lassen sich verschiedene Zyklen (jeweils 7 - 8 und 13 - 14 Jahre) in der Zeitreihe des NAO finden (Seip et al. 2019), die wiederum an den Oberwasserzufluss weitergegeben werden (vgl. Ionita et al. 2011, Markovic & Koch 2014).

Um die derzeitigen vorherrschenden extremen Oberwasserverhältnisse besser einordnen zu können, wurden diese Zyklen bestimmt. Daraus folgt, dass sich über 85 % der zwischenjährigen Variabilität mit der Überlagerung der wesentlichen enthaltenden Frequenzbänder (vgl. Ionita et al. 2011, Markovic & Koch 2014) zu erklären sind. Sowohl hohe Zuflüsse am Anfang des 21. Jahrhundert, als auch die derzeitigen, niedrigen Zuflüsse sind grundsätzlich kohärent mit den oben angegebenen Zyklen.

Dieses bedeutet jedoch nicht, dass die derzeitigen extremen Verhältnisse alle 7 - 8 oder 13 - 14 Jahre auftreten. Vielmehr ist eine Überlagerung der einzelnen Frequenzen notwendig. Es ergibt in etwa, dass alle 60 - 80 Jahre ähnliche Niedrigwasserphasen auftreten können, die derzeitige ist jedoch die bisher ausgeprägteste Phase, die beobachtet werden konnte.

Die Frage nach der zukünftigen quantitativen Entwicklung des Oberwasserzuflusses der nächsten Jahre ist schwierig zu beantworten. Es ist zunächst eher unwahrscheinlich, dass die Minderzuflüsse der letzten Jahre allein eine Folge des globalen Klimawandels sind. Mudersbach et al. (2017) stellen fest, dass ein säkularer Trend auf den Oberwasserzufluss ins Ästuar nicht feststellbar ist.

Klimamodelle im Einzugsgebiet der Elbe projizieren für den hydrologischen Winter überwiegend Zunahmen des mittleren Abflusses. Diese werden nicht durch Abnahmen im hydrologischen Sommer kompensiert, so dass sich zukünftig im Jahresmittel eher steigende Abflüsse

ergeben (Nilson et al. 2020). Dennoch kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass ein Teil der Niedrigwasserphase auch durch den Klimawandel verursacht ist.

Eine quantitative ein- oder mehrjährige Prädiktion der NAO und damit die des Oberwasserzuflusses ist derzeit noch Gegenstand der Forschung (Athanasiadis et al. 2020). So verbleibt einzig das oben festgestellte zyklische Verhalten, um qualitative Aussagen zur Abflussentwicklung zu treffen. Somit sind mit einer hohen Wahrscheinlichkeit in den nächsten Jahren weniger extrem niedrige Oberwasserzuflüsse zu erwarten.

Salzgehalte

Der mittlere Salzgehalt im Bereich der Verbringstelle soll zunächst auf der Skala des Tidezyklus und dann auf der dominierenden Skala des Oberwasserzuflusses, dem Jahresgang, betrachtet werden. Um zu zeigen, dass die Salzgehalte repräsentativ sind, werden die Messspannen zeitlich-hydrologisch eingeordnet. Wie in Abbildung 4-5 zu erkennen ist, entspricht der Oberwasserzufluss bei Neu Darchau in der Zeitspanne der ausgewerteten Salzgehalts- und Strömungsmessungen (1997 - 2013) in etwa dem mittleren Jahresgang der Zeitspanne 1890 - 2020.

Der Salzgehalt variiert im Tidezyklus zwischen 20 und 30 PSU (practical salinity unit). Das Minimum ist eine 1%ige Unterschreitungswahrscheinlichkeit für 10 PSU, das Maximum eine 1%ige Überschreitungswahrscheinlichkeit für 34 PSU (Abbildung 4-6). Erwartungsgemäß ist die Varianz der Salinität nahe dem Ebbestromkenterpunkt (etwa 06:00 in Abbildung 4-6) mit 21 PSU zwischen dem 1 %- und 99 %-Perzentil höher als bei Flut, weil der variable Einfluss des Oberwassers bei Ebbe stärker zum Tragen kommt.

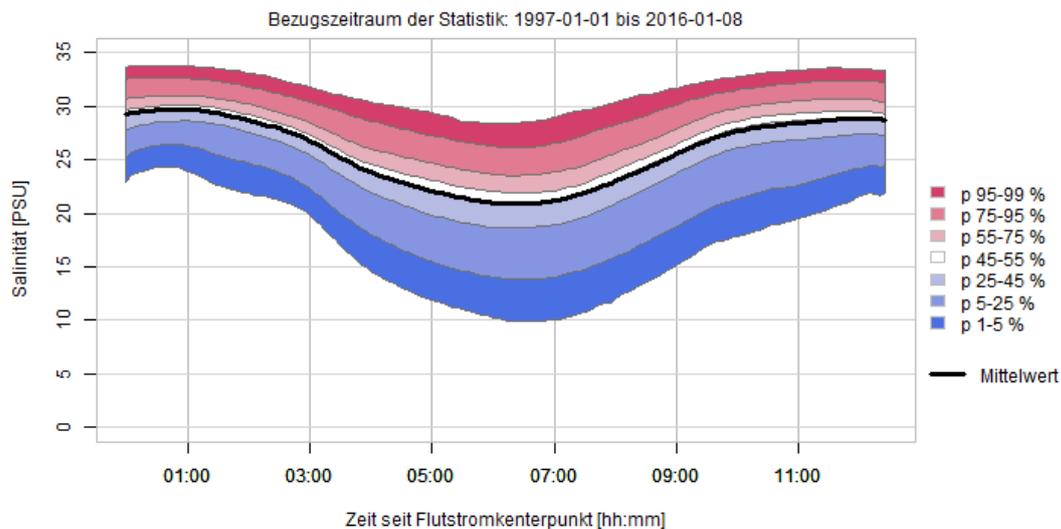


Abbildung 4-6: Perzentile der mittleren Salzgehaltstidekurve im Bereich der Verbringstelle

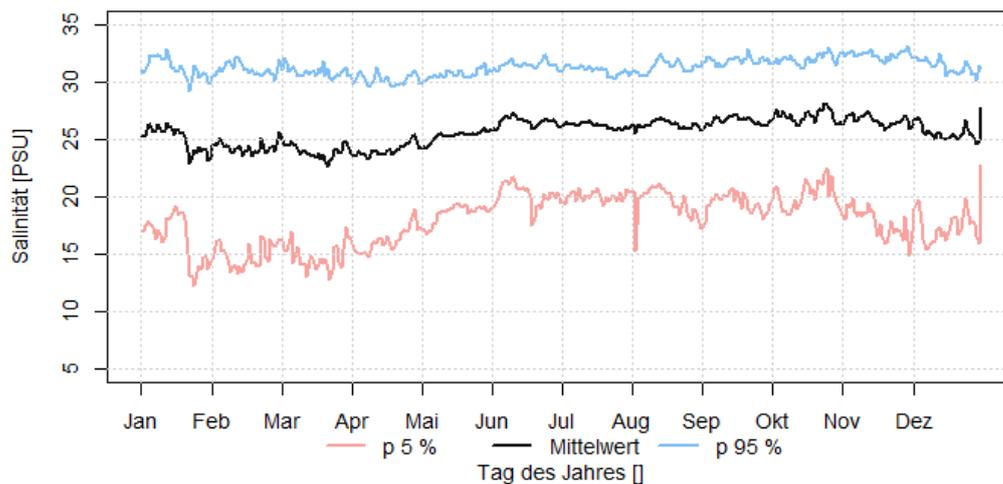


Abbildung 4-7: Perzentile des mittleren Jahresgangs des Salzgehaltes bei der Verbringstelle
Angegeben sind 5 %-Perzentil (rot), Mittelwert (schwarz) und 95 %-Perzentil (blau).

Über das Jahr betrachtet verhält sich der Salzgehalt invers zum Verhalten des Oberwasserzuflusses. Entsprechend liegt der Mittelwert der datumsbezogenen Tageswerte zwischen 23 PSU im März und 28 PSU im Dezember (Abbildung 4-7). Die größte Varianz zwischen 5 %-und 95 %-Perzentil findet sich im Februar/März, die kleinste im Zeitraum Juni bis Oktober.

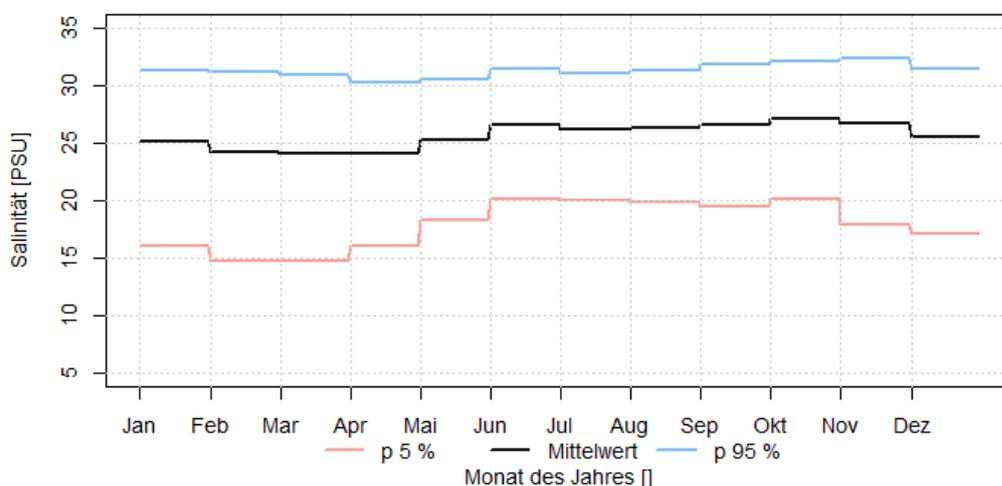


Abbildung 4-8: Perzentile des mittleren Jahresgangs des Salzgehaltes bei der Verbringstelle
Angegeben sind 5 %-Perzentil (rot), Mittelwert (schwarz) und 95 %-Perzentil (blau).



Abbildung 4-9: Laterale Gradienten der Salinität, quer zur Fahrrinne, zwischen Steinriff (SW) und Spitzsand (NE)

Gradienten wurden pro Monat und pro Quantil der Salinität berechnet.

Im Verbringbereich ergibt sich lateral ein Gradient im März mit 1,0 PSU/km, der niedrigste Gradient stellt sich im Januar mit 0,38 PSU/km ein. Dieser ergibt sich aus einer Kombination von Coriolis-Effekt und Abflussgeschehen der Elbe. Für die Fahrrinne zwischen Steinriff und Spitzsand bedeutet das, dass bei ebbausströmendem Wasser mit einem höheren Anteil an Elbwasser und deshalb geringerer Salinität an die nordöstliche Fahrrinnenseite in Richtung Station Spitzsand und die Schleswig-Holsteinische Küste abgelenkt wird. Andersherum wird bei Flut salzreicheres Nordseewasser dextral in Richtung Station Steinriff abgelenkt.

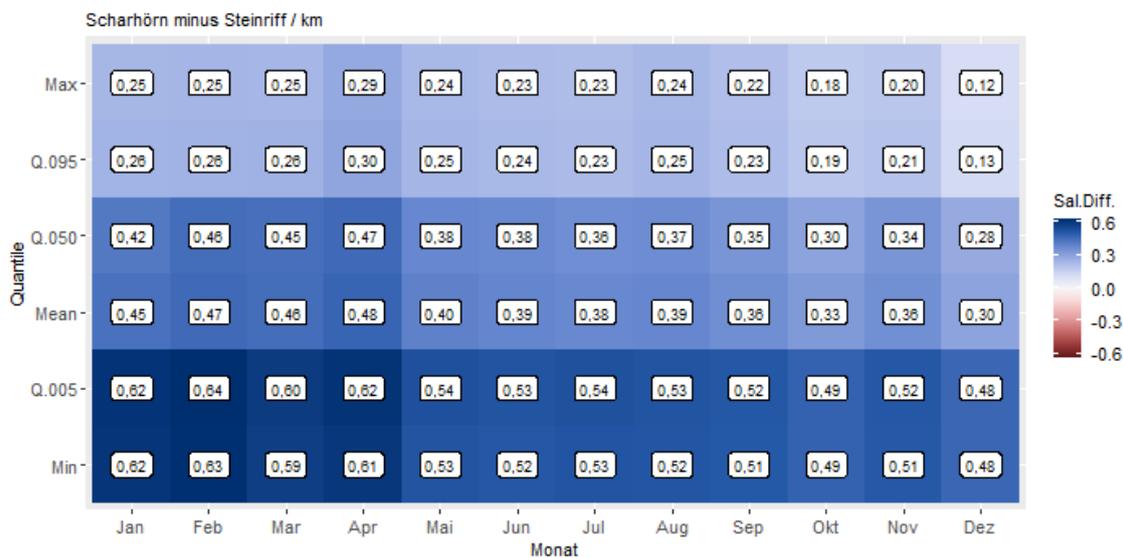


Abbildung 4-10: Longitudinale Gradienten der Salinität, längs zur Fahrrinne, zwischen Scharhörn und Steinriff

Der longitudinale Salinitätsgradient zwischen Steinriff und Scharhörn wird primär durch den Süßwassereintrag der Elbe beeinflusst. Hier findet sich der deutlichste Gradient mit 0,45 bis 0,48 PSU/km in den Monaten Januar bis April und stimmt damit mit dem Quartal der höchsten durchschnittlichen Abflüsse der Elbe überein.

Es wurde gezeigt, dass die Oberwasserzuflüsse während der Messspanne repräsentativ sind. Das lässt die Annahme zu, dass dies auch auf die beschriebenen Salzgehalte zutrifft. Bei den festgestellten Spannbreiten des Salzgehaltes kann im Verbringbereich eine mögliche Änderung der Salzgehalte durch die Fahrrinnenanpassung vernachlässigt werden.

Da nur Messungen in jeweils einer Wassertiefe vorliegen, können keine vertikalen Gradienten beschrieben werden. Stanev et al. (2019) verweist allerdings auf eine Schichtung bei etwa Elbe-km 740. Im inneren Ästuar zeigen Messungen eine Schichtung, die sich im Bereich der Flutstromkenterung aufbaut und mit Einsetzen der Ebbeströmung nach und nach abgebaut wird (Hein et al. 2014).

Seegang

Die Höhe des Seegangs hängt von der Windstärke, der Windrichtung und vom Wasserstand an der Verbringstelle ab. Hinsichtlich der Windrichtung sind zwei Dinge zu betrachten. Auf der einen Seite ist zu berücksichtigen, aus welcher Richtung die maximalen Windgeschwindigkeiten kommen und andererseits ist die Streichlänge des Windes über Wasser zu beachten. Bei Berücksichtigung beider Bedingungen zeigt sich, dass Wind aus Westnordwest am effektivsten für die Entstehung hoher Wellen ist.

Unter den genannten Näherungen ergeben sich die in Tabelle 4-1 genannten effektiven und kritischen Geschwindigkeiten. Es ist erkennbar, dass nach dem gewählten Formelsystem die Mobilisierung von Sediment während des Auftretens von Extremstürmen auf der Basis dieses vereinfachten Ansatzes ausgeschlossen werden kann. Dieses Ergebnis gilt jedoch nur auf die direkt in dem Verbringbereich deponierten Sedimente und ist nicht auf die umliegenden flacheren Watten übertragbar.

Tabelle 4-1: Seegangparameter an der Verbringstelle für starke Stürme aus westlichen/nördlichen Richtungen

| W | FF | DD | H _{sig} | T ₀₁ | T ₀₂ | T ₋₁₀ | T _p | U _{bot} | U _{eff} | d ₅₀ | p _{mud} | ρ _s /ρ _w | U _{cr,w} | Mobilisierung |
|-----|-----|-----|------------------|-----------------|-----------------|------------------|----------------|------------------|------------------|-----------------|------------------|--------------------------------|-------------------|---------------|
| mNN | m/s | ° | m | s | s | s | s | m/s | m/s | m | - | - | m/s | - |
| 0 | 32 | 360 | 1,76 | 4,38 | 4,07 | 4,81 | 5,10 | 0,117 | 0,053 | 0,0002 | 0,00 | 2,60 | 0,152 | nein |
| 0 | 32 | 330 | 1,99 | 4,69 | 4,35 | 5,20 | 5,23 | 0,163 | 0,073 | 0,0002 | 0,00 | 2,60 | 0,153 | nein |
| 0 | 32 | 300 | 2,13 | 5,04 | 4,62 | 5,68 | 6,32 | 0,213 | 0,096 | 0,0002 | 0,00 | 2,60 | 0,163 | nein |
| 0 | 32 | 270 | 2,02 | 5,01 | 4,55 | 5,74 | 6,71 | 0,210 | 0,094 | 0,0002 | 0,00 | 2,60 | 0,167 | nein |
| 0 | 32 | 240 | 1,56 | 4,35 | 3,95 | 5,05 | 6,30 | 0,132 | 0,059 | 0,0002 | 0,00 | 2,60 | 0,163 | nein |

4.2 Morphologie und Sedimente

4.2.1 Trübung/Schwebstoffe in der Außenelbe (stromab Cuxhaven) inkl. VSB 730/740

Die Verteilung der mittleren Schwebstoffgehalte im deutschen Teil der Nordsee zeigt Abbildung 4-11. Zu erkennen sind von der Küste zum offenen Meer hin abnehmende Schwebstoffgehalte. Entlang der Küste liegen die Schwebstoffgehalte bei Werten über 50 mg/l, im Küstenvorfeld in der Größenordnung zwischen 10 und 50 mg/l. Die räumliche Dichte der Messstationen, wie in der MUDAB (Meeresumweltdatenbank) erfasst, ist jedoch für eine detaillierte Bearbeitung von Fragestellungen zu Schwebstoffgehalten entlang der Küste und insbesondere im unmittelbaren Einflussbereich der Ästuarien zu gering.

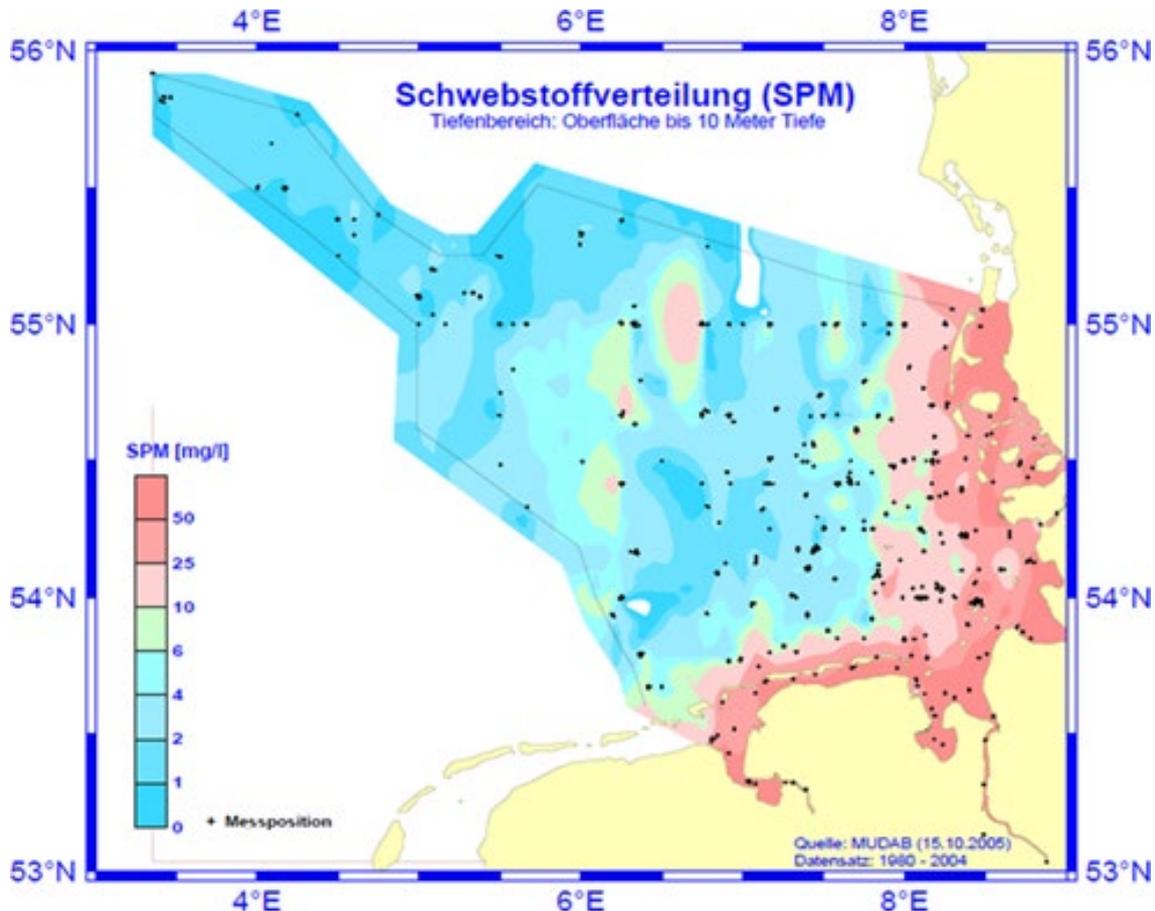


Abbildung 4-11: Mittlere Schwebstoffverteilung in der Deutschen Bucht aus BSH (2019)

Grundlage für die Darstellung sind alle in der Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB) mit Stand vom 15.10.2005 gespeicherten SPM-Werte. Der Datensatz wurde auf den Bereich „Oberfläche bis 10 Meter Tiefe“ und auf Werte ≤ 150 mg/L reduziert.

Der Fokus der Auswirkungsprognose liegt mit Schwerpunkt im Bereich des Ästuars Tideelbe, hier die Außenelbe. Für die Beschreibung und Erfassung der Schwebstoff- bzw. Trübungsverhältnisse in der Außenelbe liegen weitere Messdaten vor; für eine kurze Beschreibung, wie die Daten erfasst und analysiert worden sind, siehe Kapitel 3.3.1. Die Schwebstoffverhältnisse können entweder direkt, z. B. durch Entnahme und Filtration einer Wasserprobe oder auch indirekt wie z. B. durch fernkundliche Messung der Gewässertrübung erfasst werden. Im Bereich der Außenelbe liegen keine kontinuierlichen Dauermessungen an in-situ installierten Trübungssonden wie im inneren Teil des Ästuars vor.

Bei der folgenden Auswertung der Hubschrauberdaten und der Satellitentrübung werden zwei Zeiträume unterschieden und jeweils separat betrachtet:

- > Sommerhalbjahr (15.04. bis 30.09.)
- > Winterhalbjahr (01.10. bis 14.04.)

Innerhalb des Zeitraumes „Sommerhalbjahr“ werden alle Daten mit einem Oberwasserzufluss von $Q < 500$ m³/s verwendet; innerhalb des Zeitraumes „Winterhalbjahr“ alle Daten mit einem Oberwasserabfluss von $Q > 700$ m³/s. Diese Abflusswerte wurden festgelegt, um nur solche Daten in der Analyse zu berücksichtigen, die bei normalen Oberwasserverhältnissen erfasst worden sind; also im Sommerhalbjahr nur mittlere bis niedrige Oberwasserzuflüsse und entsprechend im Winterhalbjahr mittlere bis hohe Oberwasserzuflüsse. Die Auswertung erfolgt in

Form von Boxplots und wird für Hubschrauberdaten (Schwebstoffgehalte) und Satellitentribung separat durchgeführt.

Ergebnisse Schwebstoffgehalte: Abbildung 4-12 zeigt die Schwebstoffgehalte jeweils für das Winter- und Sommerhalbjahr, wie diese in den letzten 20 Jahren bei den Hubschrauberlängsprofilen der FGG Elbe erfasst worden sind. Zu erkennen in beiden Zeiträumen ist ein abnehmender Schwebstoffgehalt in Richtung Nordsee. Außerdem ist zu erkennen, dass die Schwebstoffgehalte im Winterhalbjahr signifikant höhere Werte aufweisen als im Sommerhalbjahr.

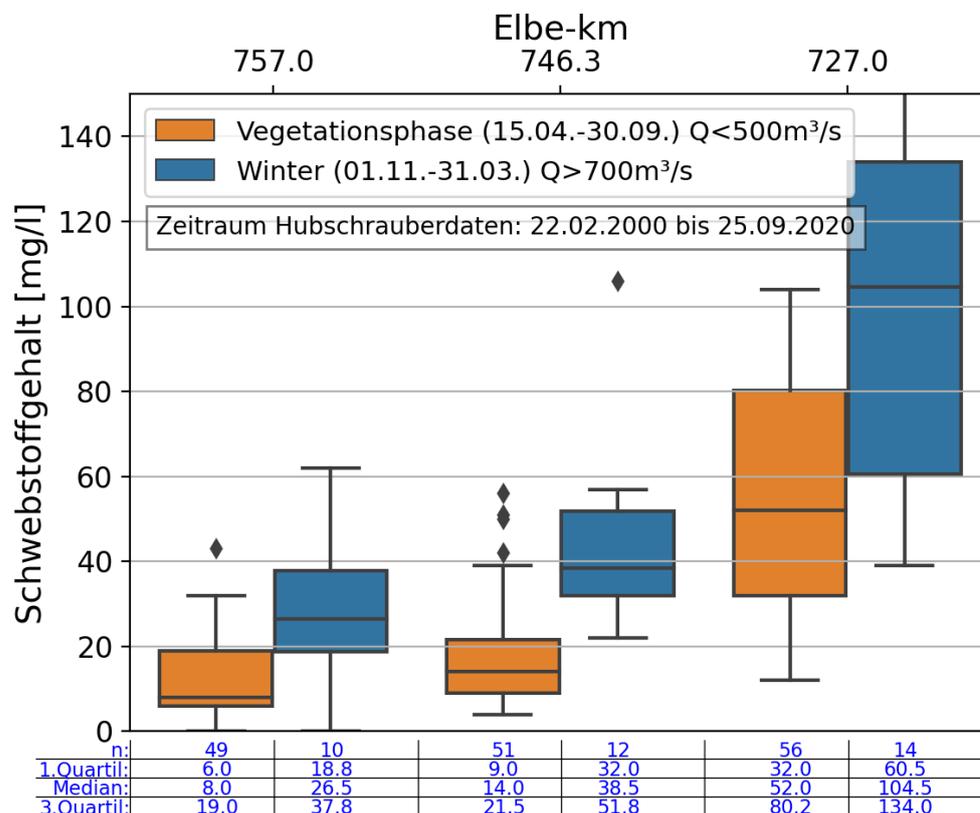


Abbildung 4-12: Boxplot und statistische Kennwerte für die im Bereich der Außenelbe erfassten Schwebstoffgehalte (FGG-Hubschrauberlängsprofile)

An den Positionen Elbe-km 746,3 und Elbe-km 757,0 treten im Sommerhalbjahr oberflächennahe Schwebstoffgehalte von zumeist < 20 mg/l auf. Im Winterhalbjahr hingegen liegen die Gehalte je nach Position in einer Bandbreite von 20 bis etwa 50 mg/l. Das Verhältnis der Mediane der im Winterhalbjahr gemessenen Schwebstoffgehalte verglichen mit den im Sommer gemessenen Gehalten liegt bei 3,3 (= 26,5/8; Elbe-km 757) bzw. 2,8 (= 38,5/14; Elbe-km 757). Beim 3. Quartil (75 % der Einzelwerte liegen darunter) liegt das Verhältnis mit 2 bzw. 2,4 darunter. Beim 1. Quartil (25 % der Einzelwerte liegen darunter) liegt das Verhältnis mit 3,1 bzw. 3,6 darüber. Für die Außenelbe soll daher als ein ungefährender Anhaltswert festgelegt werden, dass die mittleren Schwebstoffgehalte im Winter um den Faktor 2,5 über den Sommergehalten liegen. Die Positionen Elbe-km 746,3 und 727 können auch als Referenz für die Schwebstoffgehalte im Bereich des VSB 730/740 genommen werden; für die VS 738 sollte die Position Elbe-km 746,3 als Referenz herangezogen werden.

Die Probenahmeposition bei Elbe-km 727, etwas stromauf von Cuxhaven, wurde vor allem mitgeführt, um den Längsgradienten und den Abfall der Schwebstoffgehalte in Richtung Außenelbe zu verdeutlichen. Die Schwebstoffgehalte im Winterhalbjahr liegen zwar noch

deutlich über denen des Sommerhalbjahrs, die Gehalte sind jedoch deutlich variabler, was den stärkeren Einfluss der jeweiligen Lage der ästuarinen Trübungszone widerspiegelt.

Ergebnisse Satellitentrübung: Auch wenn im Fall der Satellitendaten über einen wesentlich kürzeren Zeitraum ausgewertet wird, ergibt sich ein vergleichbares Bild (Abbildung 4-13 bis Abbildung 4-15), welches das Verhältnis der Schwebstoffverhältnisse bzw. den zuvor im Fall der Hubschrauberdaten festgelegten Faktor des 2,5-fachen bestätigt. Des Weiteren bestätigen auch die Ergebnisse der Satellitentrübung eine Abnahme der Trübung in Richtung Nordsee, jedoch erst ab BZR 48b. Der stromauf gelegene BZR 48 zeigt für Sommer und Winter etwas geringere Trübungsverhältnisse. Der gesamte BZR 48 umfasst den Bereich der Fahrrinne ab Cuxhaven bis westlich Scharhörn (Abbildung 3-4).

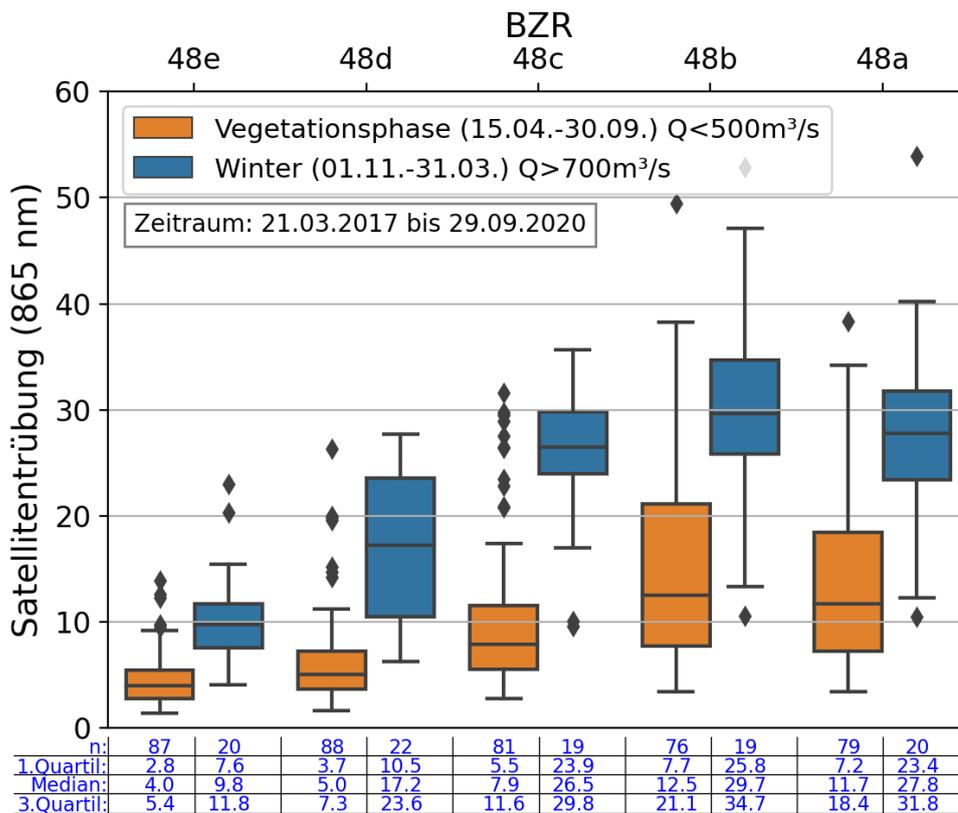


Abbildung 4-13: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung im Bereich des BZR 48 (Fahrrinne stromab von Cuxhaven)

Die beiden Probenahmepositionen bei Elbe-km 757 und 746,3 liegen im Bereich der BZR 48e bzw. 48d. Die Satellitentrübung beträgt hier im Winter das 2,5-fache (= 9,8/4,0; Vergleich der Mediane) bzw. das 3,4-fache der Trübung im Sommer. Dieses Ergebnis kann die Größenordnung der Abschätzung mit Hilfe der Hubschrauberdaten damit bestätigen.

Die Analyse der Satellitentrübung ermöglicht auch einen Vergleich der Fahrrinne mit den Verhältnissen in dem beiderseitig anschließenden Fahrwasser. Für das südöstlich der Fahrrinne anschließende Fahrwasser entlang des grünen Tonnenstrichs liegen Ergebnisse für die Teilflächen innerhalb des BZR 49 (Fahrwasser stromab von Cuxhaven auf Seite des grünen Tonnenstrichs) vor (Abbildung 4-14).

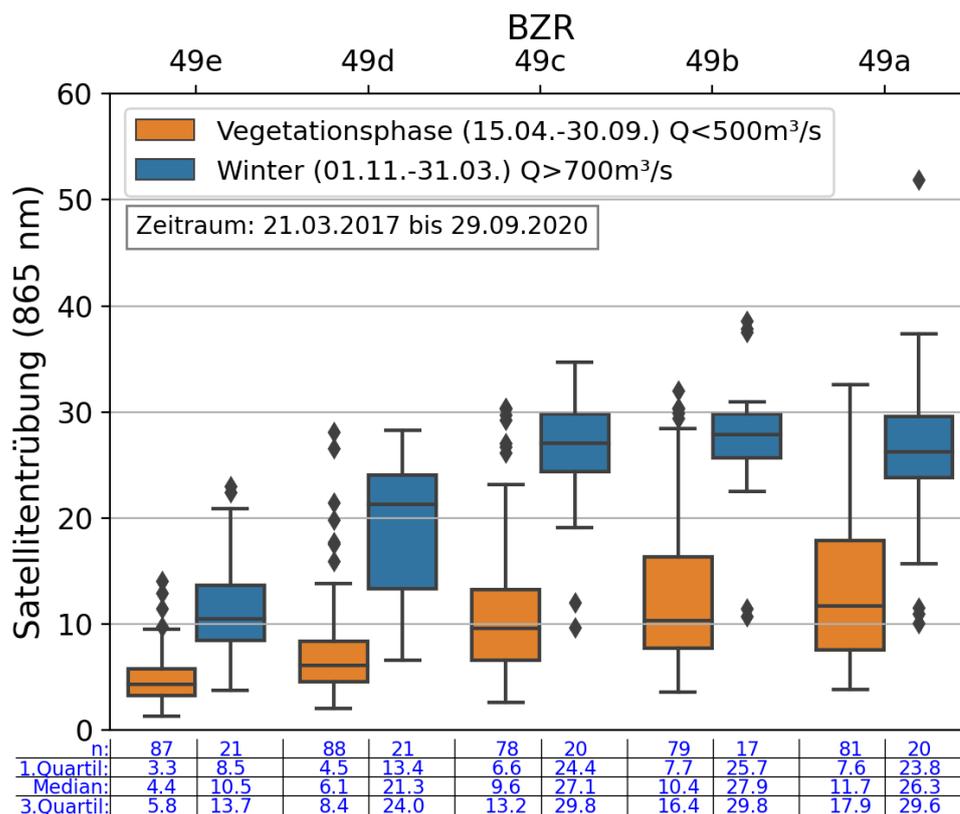


Abbildung 4-14: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung im Bereich des BZR 49 (Fahrwasser stromab von Cuxhaven auf Seite des grünen Tonnenstrichs)

Die beiden Probenahmepositionen bei Elbe-km 757 und 746,3 liegen im Bereich der BZR 49e bzw. 49d (vgl. Abbildung 3-4). Die Satellitentrübung beträgt hier im Winter ebenfalls das 2,4-fache (=10,5/4,4; Vergleich der Mediane) bzw. das 3,5-fache der Trübung im Sommer. Vergleicht man die statistischen Kennwerte zu den Verhältnissen in den jeweils benachbarten Bilanzierungsräumen in der Fahrrinne (z. B. 49e mit 48e), so ergibt sich für das Fahrwasser eine etwas höhere Trübung stromab von BZR 49b.

Für das nordwestlich der Fahrrinne anschließende Fahrwasser entlang des roten Tonnenstrichs liegen Ergebnisse für die Teilflächen innerhalb des BZR 50 sowie der BZR 52, 51 und 24 vor (Abbildung 4-15). Der BZR 52 umfasst die Fläche der VS 738_4 und _5.

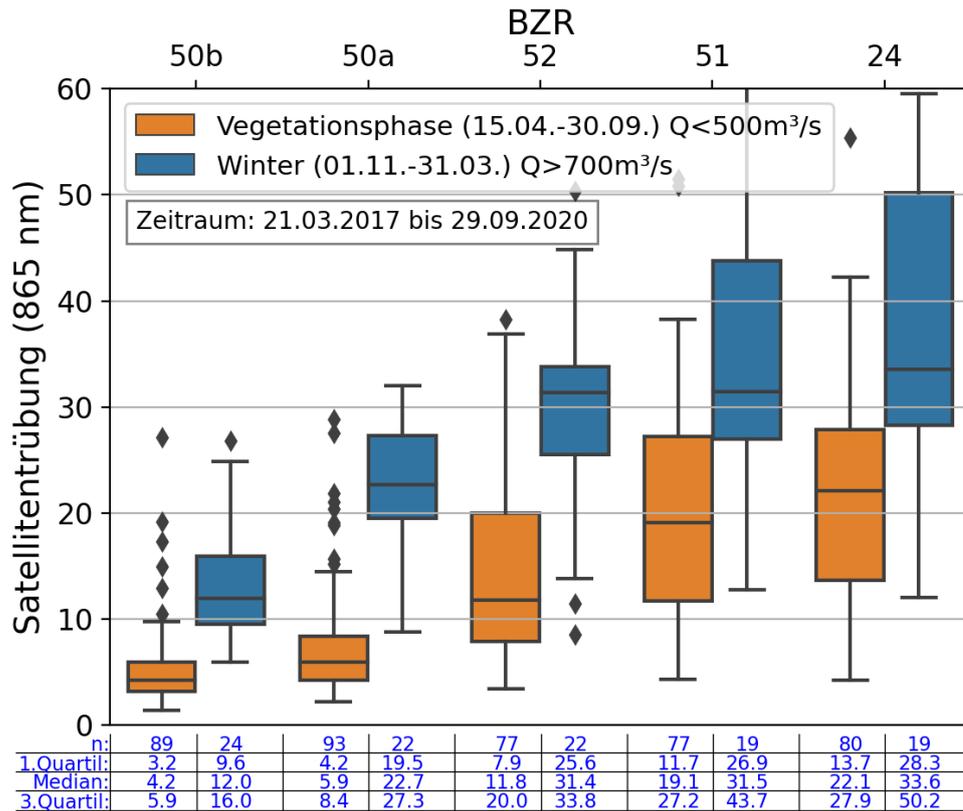


Abbildung 4-15: Boxplot und statistische Kennwerte der Satellitentrübung der Teilbereiche BZR 24, 51, 52, 50a, 50b

Die beiden Probenahmepositionen bei Elbe-km 757 und 746,3 liegen im Bereich der BZR 50b bzw. 50a (vgl. Abbildung 3-4). Die Satellitentrübung beträgt hier im Winter das 2,9-fache (=12,0/4,4; Vergleich der Mediane) bzw. das 3,9-fache der Trübung im Sommer und damit etwas mehr als im Bereich der Fahrrinne. Vergleicht man die statistischen Kennwerte zu den Verhältnissen in den jeweils benachbarten Bilanzierungsräumen in der Fahrrinne (z. B. 50b mit 48e), so ergibt sich für das Fahrwasser eine ebenfalls etwas höhere Trübung.

Schlussfolgerung: Im Bereich der Außenelbe (deutlich stromab Cuxhaven) ergibt die Auswertung sowohl der Hubschrauber- als auch der Satellitendaten systematisch höhere Schwebstoffgehalte während des Winterhalbjahrs. Der Faktor, um welchen die Winterverhältnisse über denen des Sommers liegt, wurde auf das 2,5-fache festgelegt. Die Bandbreite für die Berechnung dieses Faktors liegt für verschiedene statistische Kennwerte, die dazu verwendet werden können, zumeist zwischen 2 und etwas mehr als 3. Diese Größenordnung deckt sich mit (semi-)analytischen Betrachtungen zur Schwebstoffdynamik in Christiansen (1974). Einflussfaktoren auf Seiten der Physik für höhere Schwebstoffgehalte im Winterhalbjahr sind zum einen geringere Wassertemperaturen sowie höhere Schubspannungen an der Gewässersohle durch Wind und Wellengang. Beide Faktoren führen zu einer verringerten Sinkgeschwindigkeit bei zugleich stärkerer (Re-)Mobilisierung und schwächerem Absetzverhalten von Schwebstoffpartikeln.

4.2.2 Sohlsubstrat/Sedimente VSB 730/740 und Umgebungsbereich

Es finden regelmäßige Beprobungen der Gewässersohle innerhalb des VSB 730/740 und seiner näheren Umgebung statt. Räumlicher Schwerpunkt der Beprobungen sind die aktiv für die Verbringung von Baggergut genutzten Stellen VS 738_4 und VS 738_5, die unmittelbar daran

anschließenden Flächen sowie die nähere Umgebung, in der erwartet wird, dass feinkörnige Baggergutanteile hierher verdriften und zumindest mittelfristig auf der Gewässersohle zur Ablagerung kommen können. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass es hier Bereiche gibt, in denen sich sehr feine Sedimente, die ihren Ursprung nicht im Baggergut haben, auf der Gewässersohle ablageren. Diese Bereiche werden nach Möglichkeit gesucht und vor allem für die weiteren Untersuchungen auf Schadstoffbelastung beprobt (Kapitel 4.4). Der VSB 730/740 und der gesamte Neue Luechtergrund unterliegen einer sehr intensiven Morphodynamik, dies muss sowohl bei der Probenahme und bei der anschließenden Analyse der Proben und Daten stets berücksichtigt werden. Die Probenahme erfolgt per Schiff, daher sind ausreichende Wassertiefen und die stetigen Verlagerungen von Sanden in diesem Bereich limitierende Faktoren der Durchführung; entsprechend häufig kommt es vor, dass die Lage von Probenahme- punkten über die Jahre immer wieder verlegt werden müssen. Abbildung 4-16 gibt anhand der Probenahmepositionen aus 2017 eine Übersicht über den beim Monitoring beprobten Gesamt- bereich. Sowohl in den Jahren davor (vgl. BfG 2017b) als auch in den Jahren danach (vgl. BfG (2021a) ist in etwa dieser Bereich beprobt worden. Für einen besseren Vergleich der Proben aus unterschiedlichen Jahren ist der Gesamtbereich nochmals in Teilbereiche gegliedert worden, siehe für die verschiedenen Teilbereiche die Legende in Abbildung 4-16.

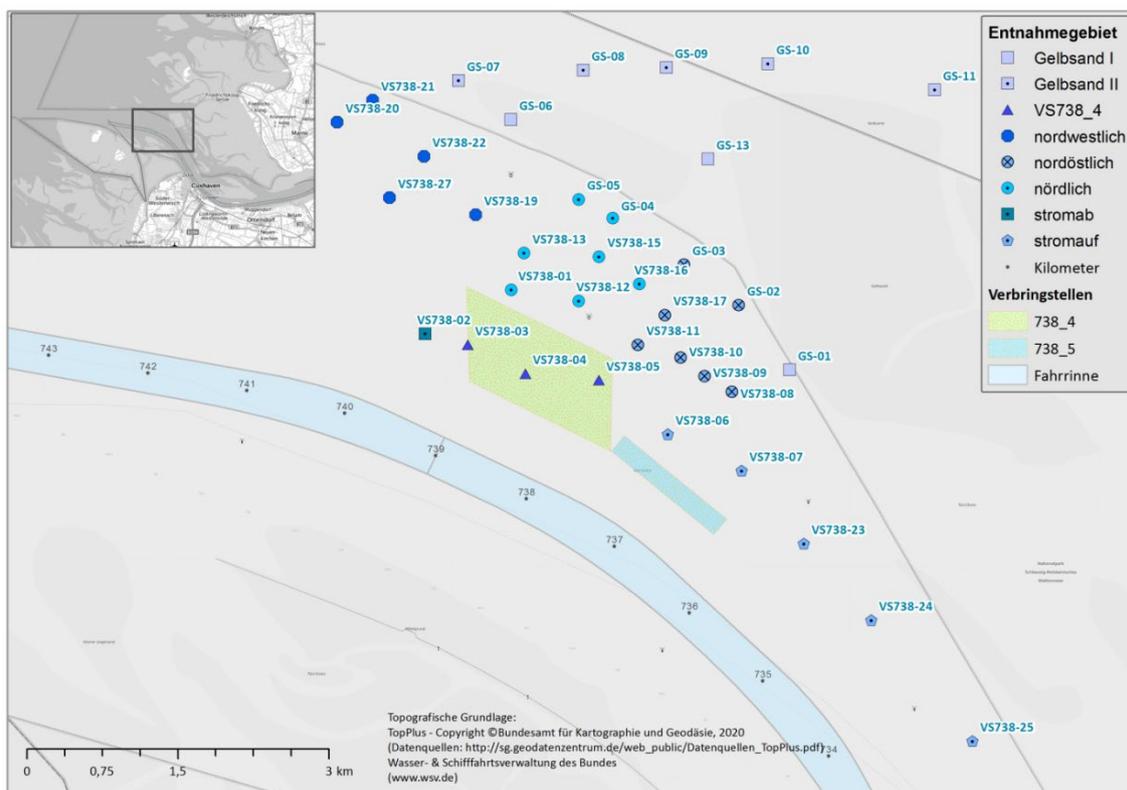


Abbildung 4-16: Position von Sedimentproben innerhalb des VSB 730/740 und der näheren Umgebung (Kampagne 2017)

Für die Ergebnisse und Beschreibung der Korngrößenverteilung aller hier genommenen Sedimentproben siehe BfG (2017) sowie BfG (2021a).

Die nachfolgende Tabelle enthält eine Übersicht über das Sedimentinventar der Teilbereiche und der seit 2017 beobachteten Veränderungen.

Tabelle 4-2: Sedimentologie der Gewässersohle in den Entnahmegebieten, Haupt- und Nebenbestandteile des Sedimentinventars sowie Beschreibung möglicher Veränderungen im Zeitraum 2017 bis 2019 (aus BfG 2021a)

| Entnahmegebiet | Hauptbestandteil | Nebenbestandteile | Veränderungen im Zeitraum 2017 - 2019 |
|---------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| stromab der VS 738_4 | Mittelsand | Feinsand | nur wenige Proben genommen, keine Veränderungen zu erkennen |
| VS 738_4 | Mittelsand | Feinsand, vereinzelt auch grobsandige Anteile | keine Veränderungen zu erkennen |
| VS 738_5 | Feinsand bzw. Mittelsand | Feinsand bzw. Mittelsand | in den Kampagnen 2018 und 2019 wurde ein sandiges Sedimentinventar aus Fein- und Mittelsanden erfasst, 2018 hatte der Feinsand einen höheren Anteil, 2019 war das Sediment etwas gröber aufgrund der höheren Mittelsandanteile. |
| stromauf der VS 738_4&5 | Feinsand | Schluff, teilweise mittelsandig | 2019 wurden deutlich höhere Mittelsandanteile erfasst bei gleichbleibenden Anteilen Schluff. |
| nördlich der VS 738_4 | Feinsand in fast allen Sedimentproben. | Schluff und Mittelsand. In 2018 und 2019 wurden vereinzelt und lokal Sedimente mit gröberen Bestandteilen wie Grobsand und Kies gefunden | keine Veränderungen zu erkennen. |
| nordwestlich der VS 738_4 | Fein- oder Mittelsand | Fein- oder Mittelsand, schluffige Anteile werden nur vereinzelt angetroffen. | keine Veränderungen zu erkennen. |
| nordöstlich der VS 738_4 | sehr homogenes Sedimentinventar, Hauptbestandteil in fast allen Proben ist Feinsand. | in vielen Proben Schluff als Nebenbestandteil, teilweise auch stark schluffige Feinsande. Mittelsandige Sedimente werden nur lokal angetroffen, dann zumeist als Nebenbestandteil der Probe. | keine Veränderungen zu erkennen |
| Gelbsand I | Feinsand mit Ausnahme einer Probe | je nach Jahr der Probenahme von Schluff bis Feinsand/Mittelsand | je nach Jahr der Probenahme unterschiedliche Nebenbestandteile |
| Gelbsand II | Feinsand | Schluff und Mittelsand | keine Veränderungen zu erkennen, 2019 wurde hier keine Probe entnommen. |

In fast allen Entnahmegebieten ist Feinsand der Hauptbestandteil des dort erfassten Sedimentinventars. Ausnahme sind die unmittelbaren Verbringstellen VS 738_4 und 738_5 sowie das Entnahmegebiet stromab der Verbringstelle VS 738_4. Auch im Entnahmegebiet nordwestlich der Verbringstelle kann Mittelsand noch als Nebenbestandteil in der Sedimentprobe angetroffen

werden. Dies ist ein erster Hinweis auf einen stromab gerichteten Sedimentabtransport von Mittelsand als Geschiebe, dieser konnte in BfG (2021a) durch die Auswertung von Peildaten nochmals bestätigt werden. Gegenüber dem Vorjahr wurden 2019 auf den Probenahmegebieten „VS 738_5“ sowie „stromauf der VS 738_4&5“ höhere Mittelsandanteile angetroffen. Größere Anteile Schluff wurden vor allem in den Probenahmegebieten nördlich und nordöstlich der VS 738_4 angetroffen.

Im Vergleich zu den Daten aus BfG (2017), welche aus dem Zeitraum 2013 - 2015 stammen, ist aktuell in einigen Entnahmegebieten ein gröberes Sedimentinventar erfasst worden, d. h. mehr Mittelsand, teilweise auch grobsandige Sedimente zu Lasten von Feinsanden; dies betrifft die Gebiete nördlich und nordwestlich der VS 738_4. Ein feineres Sedimentinventar hingegen, d. h. höhere Anteile Schluff zu Lasten Feinsand, wurde für die Gebiete nordöstlich und stromauf der VS 738_4 und _5 erkannt. Grundsätzlich ist bei diesem Vergleich mit Daten, die vor längerer Zeit genommen worden sind, zu beachten, dass aufgrund der intensiven Morphodynamik, wie diese in der Außenelbe auftritt, zwangsläufig auch Veränderungen in der Sedimentzusammensetzung über die Zeit einhergehen. Ein unmittelbarer Rückschluss aufgrund beobachteter Veränderungen auf Auswirkungen, deren Ursache in der Unterbringung von Baggergut liegen, ist hier keinesfalls automatisch gegeben und muss auch im Kontext aktueller Daten diskutiert werden.

4.2.3 Morphologie/Morphodynamik

Morphologischer Raum Außenelbe

Die an den VSB 730/740 angrenzenden Watten und der gesamte Mündungsbereich der Elbe gelten als morphodynamisch aktivste Bereiche weltweit (BfG 2017). Der morphologische Raum ist ein geeigneter Parameter, den vertikalen Anteil an dieser Morphodynamik zu quantifizieren. Definiert ist dieser „als der Betrag der Differenz zwischen maximaler und minimaler Höhe eines Ortes über den Verlauf mehrerer Zeitschritte (vgl. AufMod 2013; Milbradt et al. 2015). Flächenhafte Daten des morphologischen Raums, für den 5-Jahreszeitraum 2007 - 2012 und als ein 50 * 50 m-Raster berechnet, stehen unter [ftp://ftp.bsh.de/outgoing/ AufMod-Data/CSV_XYZ_files/MorphodynamicParametersPoints/MorphologicalDriveXYZ.zip](ftp://ftp.bsh.de/outgoing/AufMod-Data/CSV_XYZ_files/MorphodynamicParametersPoints/MorphologicalDriveXYZ.zip) zum Download zur Verfügung. In Abbildung 4-17 dargestellt ist der morphologische Raum in der räumlichen Ausdehnung des BAW-Modells. Er kann genutzt werden, um morphologisch stabile oder auch sehr dynamische Bereiche zu identifizieren und wird bei der Erstellung der Auswirkungsprognose als Kriterium verwendet, um die längerfristige Lagestabilität von Baggergutablagerungen abzuschätzen. Je größer der morphologische Raum, desto größer ist die Möglichkeit der Remobilisierung einer entstandenen Baggergutauflage bzw. Überdeckung dieser mit anderen Sedimenten.

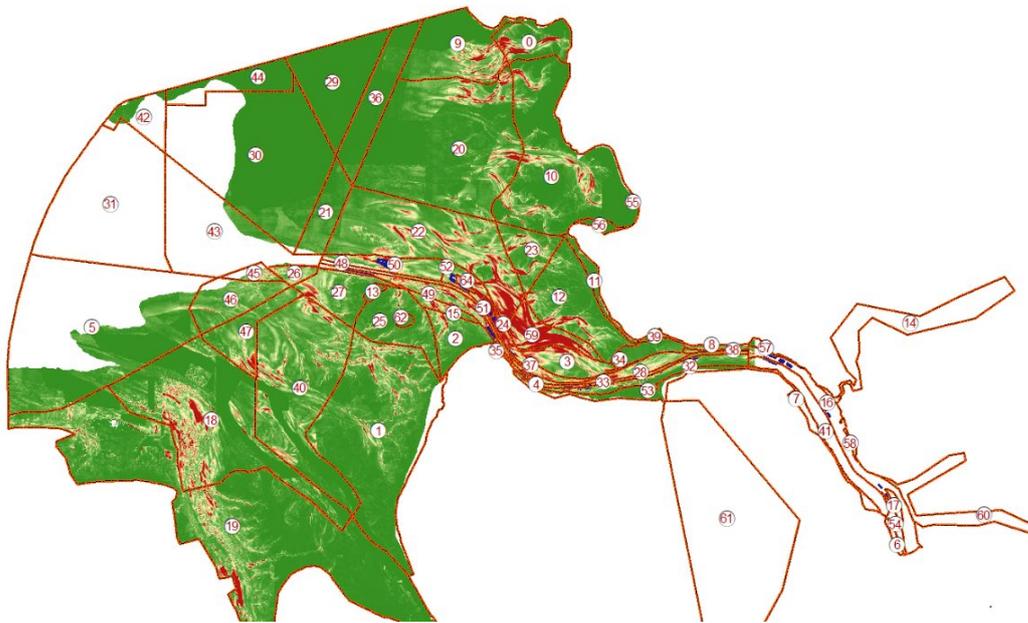


Abbildung 4-17: Morphologischer Raum im Bereich der Außenelbe

grüne Flächen = minimaler Morphologischer Raum, rote Flächen maximaler Morphologischer Raum, Datenquelle AufMod Projekt (siehe AufMod, 2013; Milbradt et al., 2015).

Deutlich zu erkennen in Rot ist der große Morphologische Raum im Abschnitt zwischen Medemrinne/-grund und Neuer Luechtergrund. Während der Morphologische Raum in Gebieten der offenen See, z. B. BZR 36 (Kuestenmeer_Eider_O) im Mittel nur 2 cm beträgt, liegt dieser im BZR 59 (SH_Watten_suedlich) im Mittel bei über 4 m, lokal sogar noch darüber. Alle Angaben beziehen sich auf den Zeitraum 2007 - 2012. Der morphologische Raum im unmittelbaren Nahbereich der Verbringstellen VS 738_4 und _5 beträgt im Mittel 1,65 m (BZR 52). Verursacht wird diese extreme Veränderung der Topographie durch die strömungsbedingte Verlagerung von Sanden und Prielen, mit der ebenfalls großen Mengen an Sediment erodiert und an anderer Stelle wieder abgelagert werden.

VSB 730/740 und Umgebungsbereich

Der Mündungsbereich der Elbe unterliegt einer intensiven Morphodynamik. Die wesentliche Veränderung der vergangenen Jahre war die Verlagerung der Medemrinne nach Norden und damit die Entstehung eines Durchbruchs zum Klotzenloch (Klein et al. 2018). Andere markante Veränderungen sind das Aufwachsen des Medemgrundes insbesondere im westlichen Bereich sowie die Aufhöhung des Fahrwassers vor Cuxhaven, die auch durch die Verlagerung der westlichen Mündung der Medemrinne verursacht wird. Südöstlich des Neuen Luechtergrundes ist ebenfalls ein Aufwachsen zu erkennen. Dieser Bereich wird auch durch die Sedimente genährt, die am Neuen Luechtergrund verbracht werden (Weilbeer et. al. 2021).

Auch die Auswertung der Daten und Beobachtungen der Veränderungen, die innerhalb des VSB 730/740 stattgefunden haben, zeigen die Auswirkungen der intensiven Morphodynamik der näheren Umgebung. In BfG (2017) wird über das Umfeld VS 738 (damals aktiv genutzt die VS 738_1, _2 und später die _3) berichtet, dass schon seit längerem ein Anwachsen der angrenzenden Sande „Spitzsand“ und „Kratzsand“ beobachtet wird. Dieses Hereinwachsen der

angrenzenden Sande in den Bereich der VS 738 konnte durch Peildaten erfasst werden. Infolgedessen war die Entwicklung des Sohlvolumens (Erosion/Sedimentation) im Bereich der Verbringstelle also maßgeblich durch die umgebende Morphodynamik und damit unabhängig von der Menge an verbrachtem Baggergut beeinflusst worden. Auch in Zeiten keiner bzw. einer nur geringen Verbringung von Baggergut konnte zeitweise eine Nettosedimentation auf den Flächen der Verbringstelle beobachtet werden (vgl. BfG 2013, 2017).

Für nicht-bindiges Baggergut wird in BfG (2017) angenommen, dass deutlich mehr als 50 % der eingebrachten Baggergutmenge längerfristig auf der Sohle im Bereich der jeweiligen Verbringstelle (damals auf den Stellen VS 738_1 bis _3) verbleibt. In Spitzenzeiten wurden hier über einen Zeitraum von 3 Monaten nicht-bindiges Baggergut mit einer Intensität von $> 90 \text{ m}^3/\text{d}/\text{ha}$ verbracht. Seit 2018 ist auf die nun genutzte VS 738_4 erheblich weniger nicht-bindiges Baggergut verbracht worden. Daher ist eine aktualisierte Schätzung der heute verbliebenen Anteile schwierig. Einzig im Zeitraum von Mitte Juni bis Ende Juli 2019 wurde eine nennenswerte Gesamtmenge von rd. 270.000 m^3 an nicht-bindigem Baggergut mit einer mittleren Intensität von $47 \text{ m}^3/\text{d}/\text{ha}$ auf die VS 738_4 verbracht. Für diesen Zeitraum zeigen die Peildaten einen Nettoaufwuchs des Sohlvolumens um rd. 130.000 m^3 , damit sind etwas weniger als 50 % der eingebrachten Baggergutmenge verblieben, bzw. bereits in kurzer Zeit über 50 % der zuvor verbrachten Menge an sandigen Sedimenten wieder abtransportiert worden. Diese kurzzeitige Beobachtung bestätigt das Gesamtbild, welches für die VS 738_4 und VS 738_5 in den vergangenen Jahren ein in der Tendenz erosives Regime zeigt. Dafür spricht sowohl die Abnahme der mittleren Sohlhöhe (Zeitraum Juli 2017 bis Oktober 2019) um -57 cm bzw. -65 cm im Bereich der VS 738_4 und VS 738_5; dies entspricht einem Gesamtvolumen von rd. 930.000 m^3 . In den Jahren von 2011 (Beobachtungsbeginn) bis 2015 zeigen die Ergebnisse in BfG (2013, 2017) einen fast durchgängigen Aufwuchs der Gewässersohle zum Teil auch in Zeiten mit nur geringen oder gar keinen Mengen an Baggergut, welche hier verbracht worden sind. Des Weiteren zeigt die Kenngröße „Intensität Erosion“ im Bereich der VS 738_1 bis VS 738_4 längerfristig einen Trend hin zu einer zunehmenden Erosion mit größeren Werten für die Kenngröße (Abbildung 4-18).

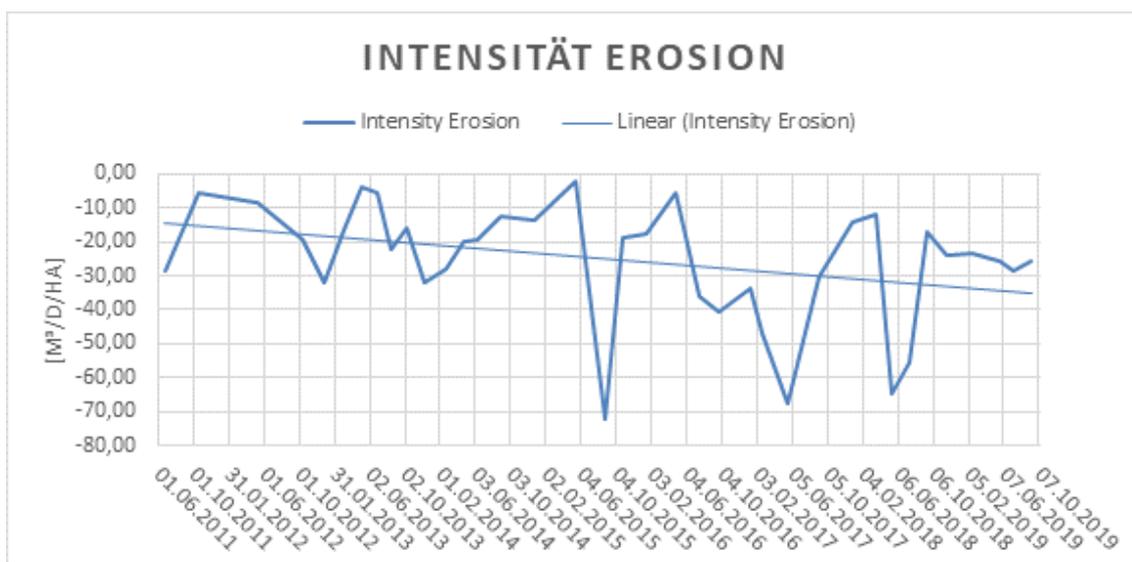


Abbildung 4-18: Langzeitliche Entwicklung der Kenngröße „Intensität Erosion“ [$\text{m}^3/\text{d}/\text{ha}$] auf den Stellen VS 738_1 bis VS 738_4

Die Kenngröße der „Intensität Erosion“ wird aus dem Differenzenvolumen von zwei zeitlich aufeinanderfolgenden Flächenpeilungen berechnet. Dabei werden ausschließlich die negativen Volumina (= Erosion in m^3) addiert und anschließend durch das Produkt aus dem zeitlichen Abstand zwischen beiden Flächenpeilungen [in d] und der Gesamtfläche der Verbringstelle [in ha] und dividiert. Durch dieses Vorgehen ergibt sich die Einheit $[\text{m}^3/\text{d}/\text{ha}]$. Die Kenngröße der „Intensität Erosion“ gibt einen ersten Hinweis darauf, wie gut die auf der Gewässersohle abgelagerten Baggergutsedimente wieder erodiert und abtransportiert werden. Für VS 738_5 ist im Zeitraum Juli 2018 bis Oktober 2019 eine mittlere Erosion von $-26 \text{ m}^3/\text{d}/\text{ha}$ sowie in der Spannweite (max./min.) von -7 und $-55 \text{ m}^3/\text{d}/\text{ha}$ und damit Werte in einer vergleichbaren Größenordnung berechnet worden.

Eine weitere Kenngröße ist der Quotient aus „Baggergutvolumen und Intensität Deposition“. Diese Kenngröße beschreibt den Anteil am Baggergut, der im Bereich der Verbringstelle zur Ablagerung gekommen ist. Ein Quotient nur wenig größer 1 weist darauf hin, dass der überwiegende Anteil des Baggerguts sich auf der Gewässersohle abgelagert haben muss. Ein Quotient < 1 weist auf einen überwiegenden Einfluss aufgrund von „natürlicher“ Deposition hin. Ein großer Zahlenwert für den Quotienten ist umgekehrt ein Hinweis darauf, dass sich der überwiegende Anteil des Baggerguts nicht abgelagert hat, sondern verdriftet oder schnell abtransportiert wird; ein Quotient von 8 bedeutet z. B., dass es 8 m^3 an Baggergut bedarf um 1 m^3 Aufsedimentation zu bewirken. In Abbildung 4-19 ist die langjährige Entwicklung diesen Quotienten für die VS 738_1 bis VS 738_4 dargestellt. Bei der Interpretation ist die mittlere Zusammensetzung des Baggerguts zu beachten, da nicht-bindiges Baggergut stets zu einem größeren Anteil auf der Gewässersohle zur Ablagerung kommt. In Zeiträumen ohne Verbringung von Baggergut ergibt sich automatisch ein Wert von 0.

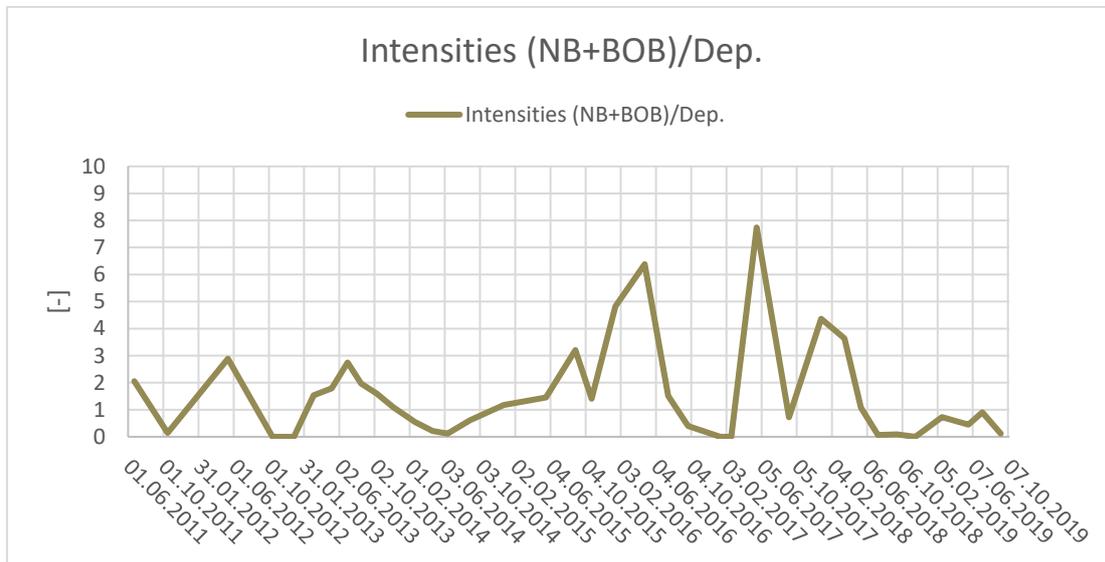


Abbildung 4-19: Langzeitliche Entwicklung der Kenngröße „Quotient aus Baggergutvolumen und Summe Deposition“ [-] auf den Stellen VS 738_1 bis VS 738_4

Bis Ende 2015 bestand der überwiegende Anteil Baggergut, welches auf den bis dahin genutzten VS 738_1 bis _3 verbracht wurde, aus nicht-bindigen Sedimenten. Hier ergeben sich Quotienten im Wertebereich von 1,5 bis 3, wobei der Quotient bei intensiver Beaufschlagung mit nicht-bindigem Baggergut auf unter 2 sinkt (siehe auch weiter vorne im Text die Aussage, dass mehr als 50 % der Sedimente verbleiben). In den letzten Jahren sind dann auf der zuletzt

genutzten VS 738_4 fast ausschließlich nur noch bindige Baggergutsedimente verbracht worden. Die Zahlenwerte für den Quotienten steigen entsprechend deutlich wieder an und erreichen häufiger Werte von um 4, einige Werte sogar darüber mit bis zu knapp 8. Auf der VS 738_5 liegt mit 11 der Mittelwert des Quotienten sogar noch darüber, was aber auf den deutlich höheren Feinkornanteil beim hierher verbrachten bindigen Baggergut zurückzuführen ist. Diesen Ergebnissen zufolge sind nur geringe Anteile des bindigen Baggerguts auf beiden Verbringstellen zur Ablagerung gekommen, hierbei wird es sich dann um stark konsolidierte Sedimentbrocken oder die sandigen Anteile handeln, welche stets in bindigem Baggergut enthalten sind (vgl. auch Kapitel 4.2.2).

Auch weiterhin muss mit einer deutlichen Abhängigkeit von der „Morphodynamik“ gerechnet werden, auf welche man keinen Einfluss hat, diese aber den Verbleib der verbrachten Baggergutmengen und zusätzlich die längerfristige Entwicklung der Verbringstellen maßgeblich beeinflussen kann. Eine genauere Analyse der Morphodynamik für die weiteren Flächen, welche die VS 738_4 und VS 738_5 umgeben, ist jedoch nicht möglich, weil die hierzu erforderlichen Vermessungsdaten nicht vorliegen. Auch weiterhin bestätigen die aktuellen Untersuchungsergebnisse in BfG (2021a - Monitoringbericht), dass auf beiden Stellen VS 738_4 und VS 738_5 nicht-bindige Baggergutsedimente als Geschiebe stromab in eine nordwestliche Richtung abtransportiert werden.

4.3 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

4.3.1 Sauerstoff

Im Elbmündungsbereich an der Station Cuxhaven km 725,2 sind ganzjährig gute Sauerstoffverhältnisse ($> 6 \text{ mg/L}$; UBA 2017) anzutreffen. Bei den dort monatlich stattfindenden Beprobungen lag die Sauerstoffsättigung in den Jahren 2015 bis 2019 in einem Bereich zwischen 90 % und 110 %, also immer sehr nahe der 100 %-Sättigung (Abbildung 4-20). Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen lagen damit immer über $8 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Die in mittelbarer Nähe zum Bereich der VSB 730/740 gelegene Messstation Scharhörn (Elbe-km 746,3) wird im Rahmen der Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe nur maximal 6-mal pro Jahr beprobt. Im Zeitraum 2015 bis 2019 wurde eine Sauerstoffsättigung zwischen 68 % bis 124 % gemessen. Der Sauerstoffgehalt betrug mindestens $6 \text{ mg O}_2/\text{l}$ mit Ausnahme des 04.08.2015 mit einem Gehalt von nur $5,6 \text{ mg/l}$. An der nächsten stromauf gelegenen Messstation der Längsbefliegungen bei Cuxhaven (Elbe-km 727) traten geringere Sauerstoffsättigungen auf. Der Sauerstoffwert von 6 mg/l wurde hier allerdings nicht unterschritten. Die gemessenen Sauerstoffgehalte aller Messstationen zeigten somit für den Elbmündungsbereich keine Belastung des Sauerstoffhaushalts an.

Die Daten der Sauerstoffzehrung (BSB_7) lagen bei allen an den drei Messstationen durchgeführten Beprobungen mit leicht schwankenden Werten zwischen < 1 und $3 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Insgesamt ist, wie die nur leichten Sauerstoffuntersättigungen in Abbildung 4-20 zeigen, eine geringe Beeinflussung des Sauerstoffgehaltes durch Zehrungsvorgänge zu erkennen. Dies ist u. a. auch dadurch bedingt, dass in der Trübungszone und den seeseitig anschließenden Mündungsbereichen von Ästuaren meist noch wenig leicht abbaubares und damit Sauerstoffzehrung verursachendes Material vorkommt.

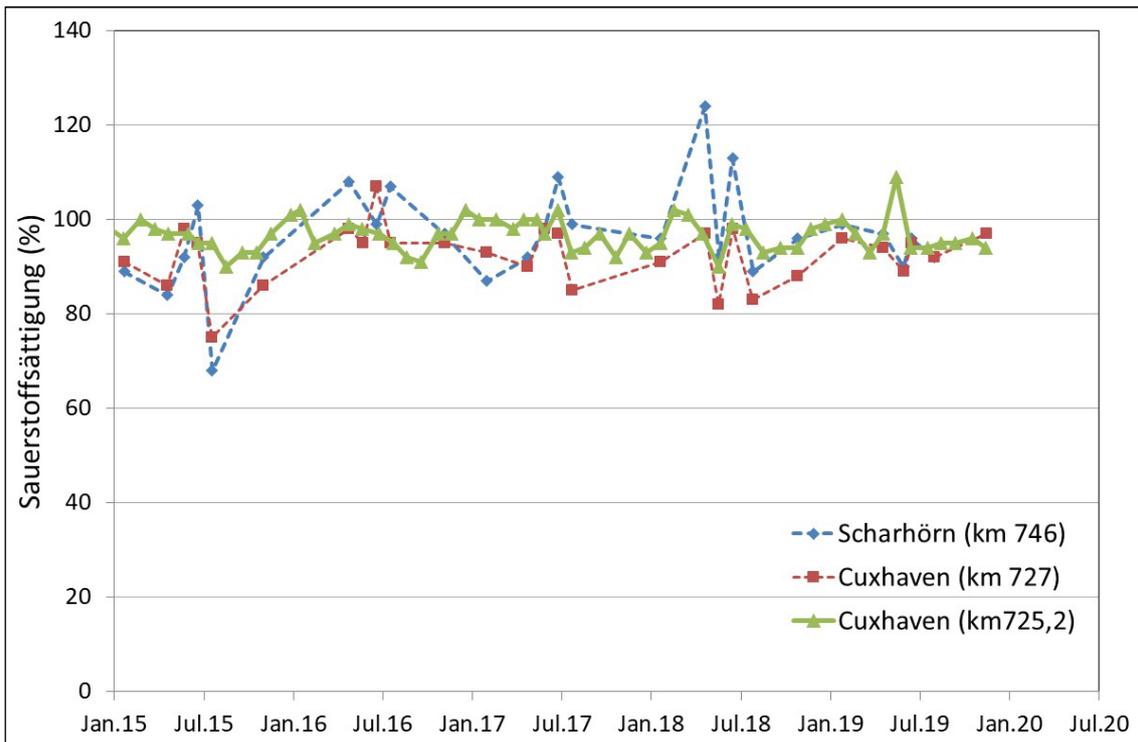


Abbildung 4-20: Sauerstoffsättigung bei Scharhörn und Cuxhaven der Jahre 2015 bis 2019

Die räumliche Verteilung der Sauerstoffgehalte von Fahrrinne in Richtung der Wattgebiete ist weniger gut erfasst. An der WRRL-Station Norderelbe, die ca. 8 km in NW-Richtung von der Verbringstelle und damit kurz vor den Wattflächen liegt, wurden im Zeitraum 2015 bis 2017 neun Beprobungen des Sauerstoffgehaltes durchgeführt. Die Messungen (November - März) in der kalten Jahreszeit lagen nahe an der 100 %-Sättigung, während die Beprobungen im August Sauerstoffübersättigungen von 112 % bis 152 % zeigten. Alle Sauerstoffgehalte lagen über 9 mg O₂/l.

4.3.2 Nährstoffe

Der Bereich der Elbmündung weist starke Gradienten bei den für das Algenwachstum relevanten gelösten Nährstoffen, dem Phosphor, den Stickstoffverbindungen sowie dem Silikat auf. Die Mittelwerte und auch die 10-Perzentilwerte der Nährstoffgehalte für o-P und Nitrat-N in der Elbmündung bei Cuxhaven sind meist mehr als doppelt so hoch wie weiter stromab bei Scharhörn oder bei der wattnahen WRRL-Messstation Norderelbe (Tabelle 4-3). Dabei waren die Unterschiede in der Vegetationsperiode also im Sommer stärker ausgeprägt als im Winter (Tabelle 4-4).

Tabelle 4-3: Mittelwerte und 10-Perzentilwerte für den Sommerhalbjahr (Zeitraum 15.04. - 30.09.) für die gelösten Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie ortho-Phosphat und Silikat an den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn und Cuxhaven (2015 - 2019) sowie an der WRRL-Station Norderelbe für den Wasserkörper Außenelbe Nord (2015 - 2019)

| | ortho-P (mg/l) | Ammonium-N (mg/l) | Nitrit-N (mg/l) | Nitrat-N (mg/l) | Silikat-Si (mg/l) |
|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil |
| Cuxhaven, km 725,2 n = 27 | 0,053/0,040 | 0,086/0,040 | 0,013/0,005 | 0,922/0,410 | 0,856/0,412 |
| Cuxhaven, km 727 n = 20 | 0,064/0,051 | 0,057/0,005 | 0,010/0,004 | 1,050/0,300 | 1,048/0,464 |
| Scharhörn km 746 n = 19 | 0,031/0,020 | 0,060/0,005 | 0,007/0,004 | 0,477/0,182 | keine Werte |
| WRRL- Norderelbe n = 37 | 0,035/0,013 | 0,052/0,012 | 0,011/0,004 | 0,376/0,115 | 0,363/0,046 |

n = Anzahl der Proben

Tabelle 4-4: Mittelwerte und 10-Perzentilwerte für den Winterhalbjahr (Zeitraum 01.10. - 14.04.) für die gelösten Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie ortho-Phosphat und Silikat an den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn und Cuxhaven (2015 - 2019) sowie an der WRRL-Station Norderelbe für den Wasserkörper Außenelbe Nord (2015 - 2019)

| | ortho-P (mg/l) | Ammonium-N (mg/l) | Nitrit-N (mg/l) | Nitrat-N (mg/l) | Silikat-Si (mg/l) |
|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|
| | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil | Mittelwert/ 10-Perzentil |
| Cuxhaven, km 725,2 n = 34 | 0,054/0,040 | 0,113/0,060 | 0,023/0,013 | 1,644/0,657 | 2,524/1,008 |
| Cuxhaven, km 727 n = 8 | 0,067/0,053 | 0,092/0,056 | 0,023/0,019 | 1,854/0,859 | 3,011/1,612 |
| Scharhörn, km 746 n = 7 | 0,046/0,039 | 0,125/0,077 | 0,022/0,017 | 1,047/0,346 | keine Werte |
| WRRL- Norderelbe n = 16 | 0,044/0,029 | 0,119/0,078 | 0,023/0,014 | 0,833/0,259 | 1,512/0,626 |

n = Anzahl der Proben

Die seewärts zu beobachtende Verdünnung der Nährstoffgehalte wird auch aus den von der BfG zweimal jährlich entlang der Fahrinne der Elbe durchgeführten Längsbereisungen deutlich

(Tabelle 4-5). So nimmt die Nährstoffkonzentration in der Elbmündung für Nitrat um den Faktor 8, für Silikat um den Faktor 5 und für ortho-Phosphat um den Faktor 2 ab.

Tabelle 4-5: Mittelwerte der gelösten Nährstoffe Nitrat, ortho-Phosphat, gelöstes Silikat und Algenbiomasse von BfG-Längsbereisungen entlang der Fahrrinne der Jahre 2010 bis 2016 (alles Sommerwerte, d. h. zwischen 15.04. - 30.09) aus 12 Messfahrten

| Fahrrinnenabschnitt | Nitrat (mg NO ₃ -N/l) | ortho- Phosphat (mg o-P/l) | Silikat (mg Si/l) | Algenbiomasse (µg Chla /l) |
|-----------------------|-------------------------------------|----------------------------------|----------------------|-------------------------------|
| Km 700 - 710 (n = 26) | 2,018 | 0,088 | 1,337 | 4,4 (n = 29) |
| Km 710 - 720 (n = 30) | 1,425 | 0,078 | 1,046 | 7,6 (n = 31) |
| Km 720 - 730 (n = 27) | 0,917 | 0,055 | 0,680 | 6,8 (n = 28) |
| Km 730 - 740 (n = 26) | 0,535 | 0,057 | 0,416 | 7,7 (n = 24) |
| Km 740 - 750 (n = 24) | 0,248 | 0,050 | 0,264 | 6,2 (n = 25) |

4.3.3 Phytoplankton

Der Bereich der Elbmündung weist bezogen auf die Phytoplanktongehalte in der Fahrrinne keine deutlichen Längsgradienten auf. Entlang der Fahrrinne waren in den Jahren 2015 bis 2019 in Cuxhaven teilweise leicht höhere Phytoplanktonbiomassen, gemessen als Chlorophyll-a-Gehalte, als stromab bei Scharhörn zu beobachten (Abbildung 4-21). Die durch die BfG erhobenen Phytoplanktonbiomassen entlang der Fahrrinne zeigen eine ähnliche Verteilung (Tabelle 4-6). Hier sind im Bereich km 720 bis km 740 etwas höherer Werte als weiter stromab in Richtung Nordsee sowie stromauf in Richtung der Trübungszone bei km 700 - 710 zu erkennen.

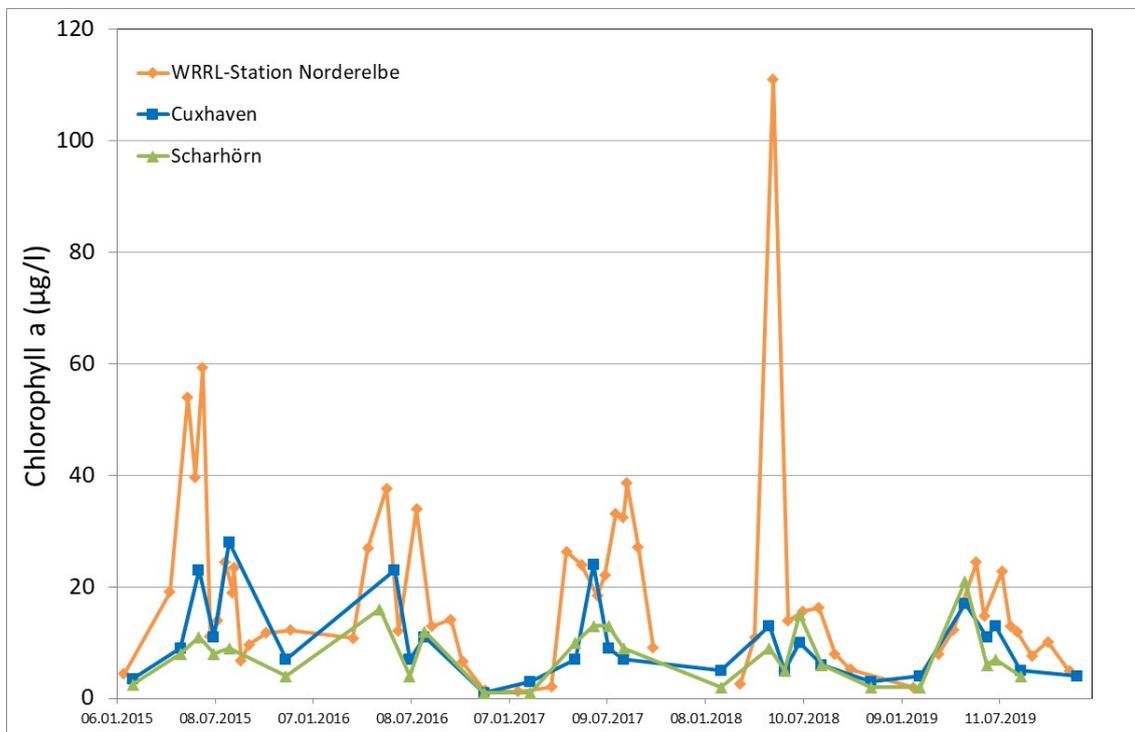


Abbildung 4-21: Chlorophyllgehalte an der WRRL-Station Norderelbe sowie den FGG-Elbe Längsbefliegungsstationen Cuxhaven (Elbe-km 727) und Scharhörn (Elbe-km 746) in den Jahren 2015 bis 2019

Im „Quervergleich“, also bezogen auf eine gedachte Achse von der Fahrrinne hin zu den Wattgebieten und damit zur WRRL-Station Norderelbe, traten hingegen deutliche Unterschiede auf.

An der Station Norderelbe war der Sommermittelwert des Chlorophyll-a-Gehaltes mit 24,7 µg/l und der 90-Perzentilwert mit 39,0 µg/l etwa doppelt so hoch wie an den Stationen in der Fahr-
rinne bei Cuxhaven, km 727 (12,6 und 23,2 µg/l) und Scharhörn, km 746 (9,8 und 21 µg/l).

Dieser Quer-Gradient der Phytoplanktongehalte im Elbmündungsbereich wird durch satelliten-
gestützte Messdaten aus den Jahren 2019 und 2020 besser aufgelöst und bestätigt (Abbildung
4-22). Die Daten zeigen insbesondere im Sommer 2020 deutlich, dass die Chlorophyll-a-Ge-
halte in Richtung Watten zunehmen, während im Bereich der Fahrrinne ein Minimum vorliegt.
Die WRRL-Station Norderelbe (grüner Punkt) liegt auf diesem Transsekt ungefähr bei km 9,
was der Entfernung zur Fahrrinne und damit zum Verbringstellenbereich 730 - 740 entspricht.

**Tabelle 4-6: Mittelwerte und 90-Perzentilwerte für den Algenbiomasseparameter Chlorophyll a an
den FGG-Elbe Messstationen Scharhörn (km 746) und Cuxhaven (km 727) (2015 -
2019) sowie der WRRL-Station für den Wasserkörper Norderelbe (2015 - 2019)**

| | Algenbiomasse (Chla, µg/l) | Algenbiomasse (Chla, µg/l) | Algenbiomasse (Chla, µg/l) | Algenbiomasse (Chla, µg/l) |
|--------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------|
| | Sommer- Mittelwert 15.4. - 30.09. | Winter- Mittelwert 01.10. - 14.04. | Sommer-90- Perzentil 15.4. - 30.09. | Winter-90- Perzentil 01.10. - 14.04. |
| Cuxhaven Sommer n = 19 Winter n = 8 | 12,6 | 3,8 | 23,2 | 5,6 |
| Scharhörn Sommer n = 19 Winter n = 7 | 9,8 | 2,1 | 15,2 | 3,1 |
| WRRL-Station Norderelbe Sommer n = 37 Winter n = 16 | 24,7 | 7,0 | 39,0 | 11,9 |

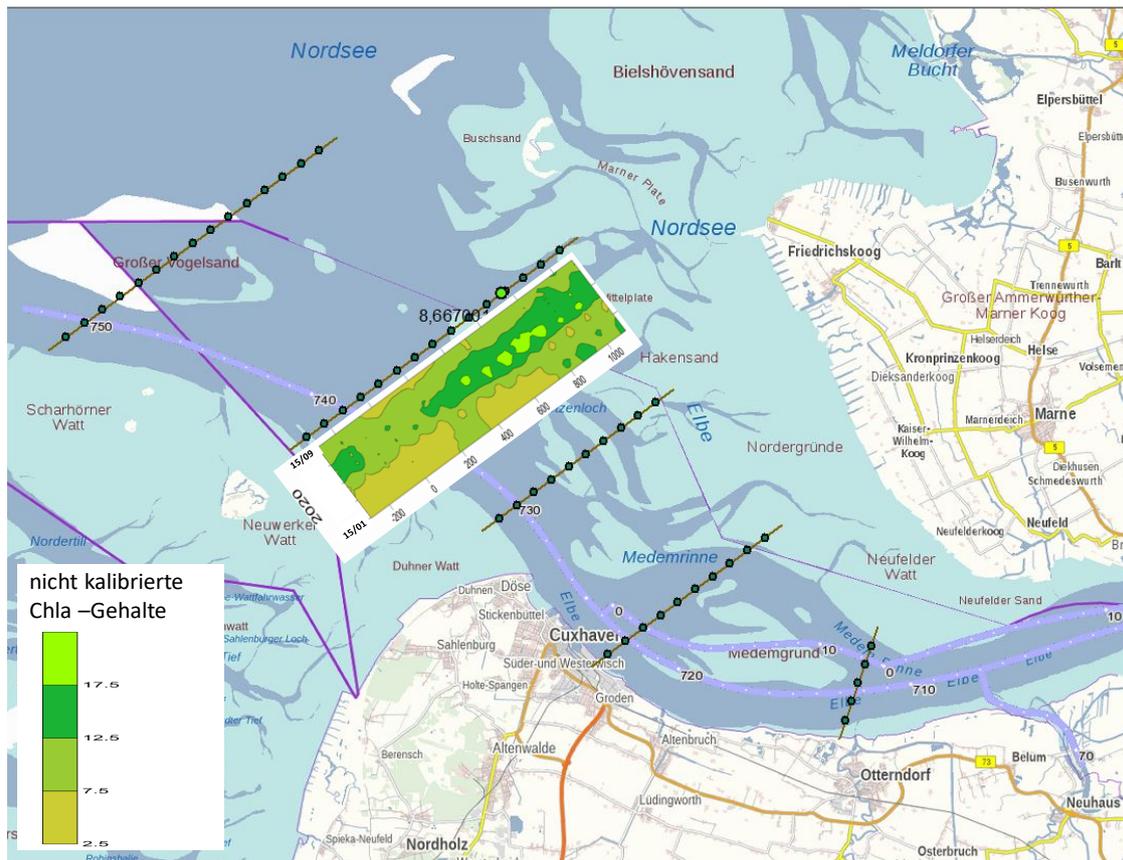


Abbildung 4-22: Aus Satellitendaten abgeleitete Chlorophyll-a-Gehalte (nicht kalibriert) entlang eines Quertransektes bei Elbe-km 738 von Januar bis September für das Jahr 2020

Aussagen zur Eutrophierung im Elbmündungsbereich

An der wattnahen Küstenmessstation Norderelbe dürften aufgrund der geringeren Wassertiefen (WRRL-Station Norderelbe: Lottiefen 2,5 bis 5,6 m bei Sichttiefen von 0,5 bis 1,5 m für die Jahre 2015 - 2017) und damit besseren Lichtversorgung, im Vergleich zu den Fahrrinnenmessstationen, höhere Phytoplanktonbiomassen entstehen. Zudem können Einträge bzw. Abspülungen von den auf den Wattflächen lebenden Algen (Phytobenthos) ebenfalls eine Zunahme der Algenbiomasse in der Wassersäule verursachen. Auch andere wattnahe Messstationen entlang der Nordseeküste zeigen in der Regel höhere Phytoplanktongehalte als Stationen in der „freien“ Nordsee. Hierfür ist die bessere Nährstoffversorgung der Algen durch Freisetzungen von Nährstoffen aus den Wattedimenten und die bessere Lichtversorgung verantwortlich. In Richtung freier Nordsee nimmt die Wassertiefe zu und die Wassersäule ist im Sommer thermisch geschichtet. Dadurch gibt es eine gut durchlichtete obere Wasserschicht, die aber aufgrund der Isolation zum Sediment bzw. der tieferen Wasserschicht im Sommer meist nährstoffarm ist, so dass das Phytoplankton im Wachstum limitiert ist. Zudem gibt es auch Überlegungen, dass wattnahe Bereiche aufgrund der hohen Dichten an Jungfischen weniger Zooplankton aufweisen, wodurch die Top-Down-Kontrolle des Phytoplanktons, d. h. der Fraßdruck, den das Zooplankton auf das Phytoplankton ausübt, eingeschränkt ist. In Folge können sich wattnah höhere Algenblüten entwickeln (Wirtz 2019).

4.4 Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen

4.4.1 Baggerabschnitte

Im Folgenden werden die in den Monitoringberichten zu den BA 1 - 3 und 12 (BfG 2021b und BfG 2021c) im Detail beschriebenen Ergebnisse zu der Schadstoffbelastung in den Baggerabschnitten der WSV zusammenfassend wiedergegeben. Auch die Ergebnisse zu den Hamburger Hafensedimenten werden zusammenfassend beschrieben.

Schadstoffbewertung nach GÜBAK für die Baggerabschnitte Wedel, Lühesand und Juellssand (BA 1 - 3)

Die Sedimente aus dem BA 1 (Wedel) zeigen im Zeitraum 2016 bis 2019 für Schwermetalle RW 1 Überschreitungen von Kupfer, Zink, Quecksilber und nur im Jahr 2016 auch für Cadmium. Seit 2008 sind insgesamt sinkende Schwermetallgehalte in den Sedimenten des Baggerabschnitts zu beobachten (BfG 2021c) und seit 2017 verändert sich die Belastung mit Schwermetallen nur noch geringfügig, wohingegen 2019 bei manchen Schwermetallen ein leichter Anstieg in den Gehalten zu verzeichnen ist. Die organischen Schadstoffe zeigen im Zeitraum 2016 bis 2019, ausgenommen 2017, eine RW 2-Überschreitung oder Erreichen für das p,p'-DDD und RW 1-Überschreitungen für HCB, p,p'-DDE, p,p'-DDT und TBT; im Jahr 2016 außerdem für die MKW und das α -HCH. Aufgrund des p,p'-DDD muss das Sediment in Fall 3 eingestuft werden. Diese Überschreitung ist allerdings nicht mehr so deutlich wie in den Vorjahren. Seit 2016 ist weiterhin bei den meisten organischen Schadstoffen eine leichte Abnahme der Schadstoffgehalte zu beobachten, allerdings vergleichbar zu den Schwermetallen mit einer erneuten Zunahme 2019 bei manchen organischen Schadstoffen (Tabelle 4-7).

Tabelle 4-7: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 1, Wedel

| | | R1 | R2 | BA01 Wedel | | | | Mittelwert 16-19 |
|--------------------------------|----------------|------|-----|------------|------|------|------|---------------------|
| | | | | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | |
| Siebanalyse | | | | | | | | |
| Fraktion 20 µm | [Gew.-% TS] | | | 34 | 33 | 29 | 28 | 31 |
| Fraktion 63 µm | [Gew.-% TS] | | | 61 | 59 | 49 | 46 | 54 |
| Metalle <20µm | | | | | | | | |
| Arsen | [mg/kg TS] | 40 | 120 | 27 | 26 | 23 | 31 | 27 |
| Cadmium | [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 1,7 | 1,3 | 1,3 | 1,1 | 1,3 |
| Chrom | [mg/kg TS] | 120 | 360 | 80 | 78 | 74 | 100 | 83 |
| Kupfer | [mg/kg TS] | 30 | 90 | 62 | 41 | 42 | 44 | 47 |
| Nickel | [mg/kg TS] | 70 | 210 | 38 | 38 | 37 | 47 | 40 |
| Blei | [mg/kg TS] | 90 | 270 | 68 | 54 | 62 | 77 | 65 |
| Zink | [mg/kg TS] | 300 | 900 | 377 | 341 | 331 | 388 | 359 |
| Quecksilber | [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 1,1 | 1,0 | 0,9 | 0,9 | 1,0 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) | [mg/kg TS] | 200 | 600 | 244 | 96 | 120 | 105 | 141 |
| Sum PAK16 | [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,2 | 1,0 | 1,4 | 1,4 | 1,3 |
| Sum PCB7 | [µg/kg TS] | 13 | 40 | 13 | 7,7 | 12 | 8,8 | 10 |
| a-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,4 |
| g-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 |
| p,p'-DDT | [µg/kg TS] | 1,0 | 3,0 | 2,1 | 0,9 | 1,1 | 2,9 | 1,7 |
| p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 2,0 | 6,0 | 8,7 | 4,5 | 6,0 | 6,6 | 6,4 |
| p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 1,0 | 3,0 | 2,9 | 1,7 | 2,3 | 2,4 | 2,3 |
| Pentachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1,0 | 3,0 | 0,9 | 0,6 | 0,7 | 0,6 | 0,7 |
| Hexachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 4,2 | 3,3 | 3,6 | 3,8 | 3,7 |
| Tributylzinn <2mm | [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 33 | 32 | 25 | 20 | 27 |
| Nährstoffe | | | | | | | | |
| Phosphor - gesamt | [mg/kg TS] | 500 | | 962 | 717 | 706 | 743 | 782 |
| Stickstoff - gesamt | [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Die Sedimente aus dem BA 2 (Lühesand) zeigen im Zeitraum 2016 bis 2019 RW 1 Überschreitungen von Kupfer, Quecksilber und Zink. Innerhalb dieser Jahre bleiben die Gehalte von

Quecksilber und Kupfer auf vergleichbarem Niveau, Cadmium sinkt und die übrigen Schwermetalle und Arsen zeigen einen leichten Anstieg in den Gehalten.

Bei den organischen Schadstoffen zeigt sich 2017 ein teilweise niedrigeres Belastungsniveau als 2016, 2018 und 2019. RW 1-Überschreitungen werden 2016 bis 2019 von p,p'-DDE und HCB, 2016 von p,p'-DDT und 2017 sowie 2019 auch von p,p'-DDD hervorgerufen. Das TBT erreicht 2017 RW 1. Eine RW 2-Überschreitung ist nur 2016 und 2018 von p,p'-DDD zu beobachten. Aufgrund des p,p'-DDD muss das Sediment 2016 und 2018 in Fall 3 eingestuft werden, ansonsten handelt es sich um Fall 2-Material (Tabelle 4-8).

Tabelle 4-8: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 2, Lühesand

| | | R1 | R2 | BA02 Lühesand | | | | MW |
|--------------------------------|----------------|------|-----|---------------|------|------|------|-------|
| | | | | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 16-19 |
| Siebanalyse | | | | | | | | |
| Fraktion 20 µm | [Gew.-% TS] | | | 36 | 23 | 22 | 21 | 26 |
| Fraktion 63 µm | [Gew.-% TS] | | | 67 | 49 | 31 | 42 | 47 |
| Metalle <20µm | | | | | | | | |
| Arsen | [mg/kg TS] | 40 | 120 | 23 | 30 | 27 | 33 | 28 |
| Cadmium | [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 1,5 | 1,1 | 1,1 | 1,0 | 1,2 |
| Chrom | [mg/kg TS] | 120 | 360 | 74 | 93 | 89 | 102 | 89 |
| Kupfer | [mg/kg TS] | 30 | 90 | 43 | 42 | 40 | 43 | 42 |
| Nickel | [mg/kg TS] | 70 | 210 | 36 | 45 | 42 | 45 | 42 |
| Blei | [mg/kg TS] | 90 | 270 | 48 | 60 | 62 | 77 | 62 |
| Zink | [mg/kg TS] | 300 | 900 | 302 | 345 | 377 | 381 | 351 |
| Quecksilber | [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 0,9 | 1,0 | 0,9 | 0,9 | 0,9 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) | [mg/kg TS] | 200 | 600 | 191 | 98 | 92 | 105 | 121 |
| Sum PAK16 | [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 0,9 | 0,9 | 1,4 | 1,4 | 1,1 |
| Sum PCB7 | [µg/kg TS] | 13 | 40 | 7,2 | 6,9 | 12 | 7,5 | 8,5 |
| a-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,3 |
| g-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| p,p'-DDT | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,2 | 0,5 | 1,0 | 0,9 | 0,9 |
| p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 2 | 6 | 6,1 | 4,2 | 6,5 | 5,2 | 5,5 |
| p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,6 | 1,6 | 2,0 | 2,0 | 1,8 |
| Pentachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 0,6 | 0,6 | 0,8 | 0,6 | 0,6 |
| Hexachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 2,4 | 2,3 | 4,5 | 4,0 | 3,3 |
| Tributylzinn <2mm | [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 17 | 20 | 18 | 17 | 18 |
| Nährstoffe | | | | | | | | |
| Phosphor - gesamt | [mg/kg TS] | 500 | | 920 | 548 | 517 | 636 | 655 |
| Stickstoff - gesamt | [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Die Sedimente aus dem Baggerabschnitt 3 (Juelssand) zeigen im Zeitraum 2016 bis 2019 RW 1-Überschreitungen von Kupfer, Quecksilber und Zink, 2016 auch für Cadmium. Insgesamt sind die Schwermetallgehalte von 2016 bis 2019 überwiegend stabil und zeigen eine geringe Schwankungsbreite. Seit 2005 sind vor allem die Gehalte von Cadmium, Kupfer und Quecksilber gesunken (BfG 2021c).

Die organischen Schadstoffe zeigen bei den chlororganischen Stoffen Richtwertüberschreitungen. So wird RW 2 2016 von p,p'-DDD und 2019 im Falle des Parameters HCB in einer Probe, somit aber auch im Mittel über alle Proben überschritten. 2017 und 2018 sind keine RW 2-Überschreitungen zu verzeichnen. Folglich wird das Sediment 2016 und 2019 Fall 3 zugeordnet und 2017 und 2018 Fall 2. RW 1 wird 2017 bis 2019 von p,p'-DDD, 2016 bis 2019 von p,p'-DDE und 2016 bis 2018 von HCB überschritten. Insgesamt liegen die Gehalte der organischen Schadstoffe seit 2017 auf einem niedrigeren Niveau als in den Vorjahren (Tabelle 4-9).

Tabelle 4-9: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den Baggerabschnitt 3, Juelssand

| | | R1 | R2 | BA03 Jülssand | | | | MW 16-19 |
|--------------------------------|----------------|------|-----|---------------|-------|-------|-------|-------------|
| | | | | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | |
| Siebanalyse | | | | | | | | |
| Fraktion 20 µm | [Gew.-% TS] | | | 23,03 | 14,90 | 23,32 | 15,86 | 19,28 |
| Fraktion 63 µm | [Gew.-% TS] | | | 43,28 | 35,33 | 34,11 | 28,12 | 35,21 |
| Metalle <20µm | | | | | | | | |
| Arsen | [mg/kg TS] | 40 | 120 | 26,6 | 30,0 | 28,1 | 31,0 | 28,9 |
| Cadmium | [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 1,6 | 1,2 | 0,9 | 1,0 | 1,2 |
| Chrom | [mg/kg TS] | 120 | 360 | 82 | 96 | 94 | 101 | 93 |
| Kupfer | [mg/kg TS] | 30 | 90 | 46 | 42 | 42 | 42 | 43 |
| Nickel | [mg/kg TS] | 70 | 210 | 40 | 47 | 42 | 45 | 43 |
| Blei | [mg/kg TS] | 90 | 270 | 63 | 60 | 64 | 75 | 65 |
| Zink | [mg/kg TS] | 300 | 900 | 355 | 349 | 348 | 372 | 356 |
| Quecksilber | [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 1,0 | 1,1 | 0,8 | 0,8 | 0,9 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) | [mg/kg TS] | 200 | 600 | 151 | 100 | 92 | 120 | 116 |
| Sum PAK16 | [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,3 | 1,2 | 1,2 | 1,6 | 1,3 |
| Sum PCB7 | [µg/kg TS] | 13 | 40 | 11 | 8,0 | 8,7 | 8,4 | 9,0 |
| a-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,4 | 0,3 | 0,3 | 0,4 | 0,3 |
| g-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| p,p'-DDT | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 2,9 | 0,2 | 0,6 | 0,8 | 1,1 |
| p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 2 | 6 | 9,3 | 4,4 | 4,8 | 5,8 | 6,1 |
| p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 2,3 | 1,7 | 1,6 | 2,2 | 2,0 |
| Pentachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 1,0 | 0,7 |
| Hexachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 3,2 | 2,5 | 2,6 | 6,2 | 3,6 |
| Tributylzinn <2mm | [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 17 | 12 | 13 | 14 | 14 |
| Nährstoffe | | | | | | | | |
| Phosphor - gesamt | [mg/kg TS] | 500 | | 674 | 465 | 470 | 505 | 528 |
| Stickstoff - gesamt | [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,16 | 0,07 | 0,10 | 0,10 | 0,11 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Schadstoffbewertung nach GÜBAK für die Baggerabschnitte Köhlbrand und Norderelbe

Zur Bewertung der in den Proben festgestellten Schadstoffbelastungen erfolgt der Vergleich mit den in der Tabelle 4-10 und Tabelle 4-11 angegebenen Richtwerten (RW) nach GÜBAK. Die Schadstoffbelastungen sind in den Tabellen als Mittelwerte der einzelnen Jahre bzw. Kampagnen sowie der Gesamtmittelwert für die beiden Teilbereiche der Delegationsstrecke dargestellt.

Spurenmetalle

Die Gehalte der Spurenmetalle (Tabelle 4-10) Kupfer und Zink in den Sedimenten der Norderelbe liegen für Kupfer und Zink bei allen Beprobungen zwischen dem RW 1 und 2 während Quecksilber und Cadmium hier nur in den Jahren 2016 und 2017 Gehalte über dem RW 1 anzeigen, die bei den Beprobungen 2018 und 2019 unter den RW 1 fallen. Im Gesamtmittelwert (2016 - 2019) liegen daher Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink oberhalb des RW 1.

In dem Teilgebiet des Köhlbrands (Tabelle 4-11) sind im Vergleich zur Norderelbe die Gehalte an Spurenmetallen in den Sedimenten etwas höher. Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber überschreiten in allen Fällen den RW 1 während mit Ausnahme der Bleikonzentrationen 2016 im Köhlbrand, die ebenfalls über dem RW 1 liegen, in den Sedimenten Konzentrationen festgestellt werden, die unterhalb des RW 1 liegen.

Kohlenwasserstoffe

Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW): Die Sedimentproben der Jahre 2016 bis 2019 zeigen im Bereich der Norderelbe Blatt 7 und im Köhlbrand Gehalte, die unterhalb des RW 1 liegen.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK): Die Gehalte der Summe der 16 PAK nach EPA der Jahresmittelwerte aus den Beprobungen der Jahre 2016 bis 2019 sind in der Norderelbe im Vergleich zum Köhlbrand insgesamt geringfügig niedriger. Hier ist nur bei der

Beprobung 2017 eine RW 1-Überschreitung festzustellen. In dem Teilbereich des Köhlbrands variieren die Mittelwerte um den RW 1. Im Gesamtmittelwert ist hier eine Überschreitung des RW 1 um 0,06 µg/kg TS festzustellen.

Chlororganische Verbindungen

Hexachlorbenzol (HCB): Die mittleren HCB-Gehalte in den Sedimenten der Norderelbe überschreiten 2016 und 2017 den RW 2 um maximal 1,3 µg/kg TS; 2018 und 2019 wird der RW 2 unterschritten. Im Köhlbrand liegen die Gehalte während der gesamten Beprobungsserie 2016 bis 2019 über dem RW 2, wobei die Gehalte 2016 mit einer Konzentration von 9,2 µg/kg den RW 2 von 5,5 µg/kg deutlich überschreiten. Während der folgenden Beprobungen liegt die Überschreitung des RW 2 bei ca. 1 µg/kg TS.

Pentachlorbenzol (PeCB): Meist liegen die Gehalte in den Sedimenten zwischen dem RW 1 und RW 2. Nur in den Sedimenten der Norderelbe liegen die Konzentrationen 2018 und 2019 sowie der Gesamtmittelwert unterhalb des RW 1.

Polychlorierte Biphenyle (PCB): Aufgrund der Ergebnisse für die Summe 7 PCB aller Jahresmittelwerte sowie dem Gesamtmittelwert wird bei den Beprobungen 2016 bis 2019 in beiden Teilgebieten das Material in den Fall 2 eingestuft. Im Vergleich zu den Gehalten der Norderelbe liegen die Gesamtmittelwerte in den Sedimenten des Köhlbrands 2016 - 2018 um ca. 2 µg/kg TS niedriger (Tabelle 4-10 und Tabelle 4-11).

Hexachlorcyclohexane (HCH's): In allen erfassten Sedimentproben überschreiten die g-HCH-Gehalte nicht den RW 1. Die Gehalte des a-HCH liegen nur während der Beprobungen 2018 und 2019 im Bereich der Norderelbe unterhalb des RW 1, sonst zwischen RW 1 und RW 2.

p,p'-DDX: Die Jahresmittelwerte und damit auch der Gesamtmittelwert der Metabolite überschreiten den RW 2 in den Sedimenten des Köhlbrands bei allen Beprobungen um etwa das Doppelte. Vergleichbare Überschreitungen des RW 2 werden ebenfalls in den Sedimenten der Norderelbe für p,p'-DDD festgestellt. Dagegen liegen hier die Gehalte des p,p'-DDE nur 2016 und 2017 über dem RW 2 und führen damit zu einer Einstufung in den Fall 3. 2018 und 2019 sind die Gehalte geringer (Tabelle 4-10 und Tabelle 4-11), was zu einer Einstufung in den Fall 2 führt. Während im Köhlbrand auch von p,p'-DDT RW 2 bei allen Beprobungen überschritten wird, zeigt sich in der Norderelbe nur eine Überschreitung des RW 1 2016 - 2018, 2019 sogar eine Unterschreitung.

Zinnorganische Verbindungen:

Tributylzinn (TBT): Die Gehalte des TBT überschreiten in beiden Gebieten und bei allen Beprobungen den RW 1, nicht aber den RW 2. Im Vergleich zur Norderelbe sind die Gehalte in den Sedimenten des Köhlbrands mit einer mittleren Belastung von 46 µg OZK/ kg TS zu 38 µg OZK/kg etwas höher.

Nährstoffe

Stickstoff und Phosphor: Die Einstufung der Nährstoffbelastung der Sedimente mit Stickstoff und Phosphor erfolgt auf der Grundlage eines Richtwertes. Hier zeigen die Ergebnisse für die Jahresmittelwerte und die Gesamtmittelwerte eine Überschreitung des RW 1 etwa um das Doppelte.

Tabelle 4-10: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für die Norderelbe BI.7

| | R1 | R2 | Norderelbe BI7 | | | | MW 16-19 |
|-------------------------------------------|------|------|----------------|------|------|------|-------------|
| | | | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | |
| Siebanalyse | | | | | | | |
| Fraktion <20 µm [Gew.-% TS] | | | 36 | 27 | 38 | 41 | 35 |
| Fraktion <63 µm [Gew.-% TS] | | | 60 | 54 | 66 | 69 | 62 |
| Metalle <20µm | | | | | | | |
| Arsen [mg/kg TS] | 40 | 120 | 32 | 29 | 28 | 31 | 30 |
| Cadmium [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 1,7 | 2,0 | 1,2 | 1,1 | 1,5 |
| Chrom [mg/kg TS] | 120 | 360 | 69 | 65 | 68 | 69 | 68 |
| Kupfer [mg/kg TS] | 30 | 90 | 55 | 62 | 53 | 46 | 54 |
| Nickel [mg/kg TS] | 70 | 210 | 38 | 37 | 35 | 41 | 38 |
| Blei [mg/kg TS] | 90 | 270 | 81 | 87 | 70 | 77 | 78 |
| Zink [mg/kg TS] | 300 | 900 | 481 | 478 | 386 | 410 | 439 |
| Quecksilber [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 1,2 | 1,2 | 0,6 | 0,7 | 0,9 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) [mg/kg TS] | 200 | 600 | 111 | 95 | 80 | 65 | 88 |
| Sum PAK16 [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,8 | 2,1 | 1,4 | 1,4 | 1,7 |
| Sum PCB7 [µg/kg TS] | 13 | 40 | 20 | 20 | 16 | 13 | 17 |
| a-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,50 | 1,50 | 0,6 | 0,9 | 0,4 | 0,3 | 0,6 |
| g-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,50 | 1,50 | 0,2 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,2 |
| p,p'-DDT [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,9 | 2,8 | 3,0 | 0,8 | 2,1 |
| p,p'-DDD [µg/kg TS] | 2 | 6 | 11 | 12 | 8,5 | 9,9 | 10 |
| p,p'-DDE [µg/kg TS] | 1 | 3 | 3,7 | 3,7 | 2,7 | 2,4 | 3,1 |
| Pentachlorbenzol [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,1 | 1,1 | 0,9 | 0,8 | 1,0 |
| Hexachlorbenzol [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 6,8 | 6,0 | 3,8 | 4,1 | 5,2 |
| Tributylzinn <2mm [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 58 | 46 | 24 | 25 | 38 |
| Nährstoffe | | | | | | | |
| Phosphor - gesamt [mg/kg TS] | 500 | | 933 | 848 | 1035 | 953 | 942 |
| Stickstoff - gesamt [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3; Zu Nährstoffen gibt es jeweils nur einen Richtwert

Tabelle 4-11: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den Köhlbrand

| | R1 | R2 | Köhlbrand | | | | MW 16-19 |
|-------------------------------------------|------|------|-----------|------|------|------|-------------|
| | | | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | |
| Siebanalyse | | | | | | | |
| Fraktion <20 µm [Gew.-% TS] | | | 21 | 44 | 25 | 20 | 27 |
| Fraktion <63 µm [Gew.-% TS] | | | 58 | 69 | 61 | 53 | 60 |
| Metalle <20µm | | | | | | | |
| Arsen [mg/kg TS] | 40 | 120 | 32 | 32 | 28 | 29 | 30 |
| Cadmium [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 3,0 | 2,5 | 2,8 | 2,4 | 2,7 |
| Chrom [mg/kg TS] | 120 | 360 | 66 | 97 | 75 | 69 | 77 |
| Kupfer [mg/kg TS] | 30 | 90 | 76 | 63 | 63 | 68 | 68 |
| Nickel [mg/kg TS] | 70 | 210 | 40 | 45 | 40 | 40 | 41 |
| Blei [mg/kg TS] | 90 | 270 | 94 | 78 | 81 | 84 | 84 |
| Zink [mg/kg TS] | 300 | 900 | 659 | 579 | 587 | 580 | 601 |
| Quecksilber [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 1,5 | 1,3 | 0,8 | 0,9 | 1,1 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) [mg/kg TS] | 200 | 600 | 118 | 143 | 134 | 114 | 127 |
| Sum PAK16 [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,9 | 1,8 | 1,7 | 2,1 | 1,9 |
| Sum PCB7 [µg/kg TS] | 13 | 40 | 18 | 18 | 14 | 18 | 17 |
| a-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,50 | 1,50 | 0,7 | 0,8 | 0,6 | 0,5 | 0,7 |
| g-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,50 | 1,50 | 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 0,2 |
| p,p'-DDT [µg/kg TS] | 1 | 3 | 5,6 | 4,6 | 4,6 | 5,3 | 5,0 |
| p,p'-DDD [µg/kg TS] | 2 | 6 | 13 | 10 | 9,7 | 10 | 11 |
| p,p'-DDE [µg/kg TS] | 1 | 3 | 4,2 | 3,7 | 3,4 | 3,4 | 3,7 |
| Pentachlorbenzol [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,3 | 1,2 | 1,0 | 1,1 | 1,2 |
| Hexachlorbenzol [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 9,2 | 6,5 | 6,6 | 5,7 | 7,0 |
| Tributylzinn <2mm [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 48 | 49 | 31 | 56 | 46 |
| Nährstoffe | | | | | | | |
| Phosphor - gesamt [mg/kg TS] | 500 | | 962 | 1038 | 883 | 825 | 927 |
| Stickstoff - gesamt [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0,2 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Schadstoffbewertung nach GÜBAK für den Baggerabschnitt 12 (Osteriff)

Die Sedimente aus dem BA 12 (Osteriff) zeigen für Schwermetalle 2017 keine RW 1 Überschreitungen und 2019 eine RW 1 Überschreitung von Kupfer (Tabelle 4-12). 2016 wurde RW 1 noch von Kupfer, Zink und Quecksilber überschritten. Im Vergleich zu den Vorjahren 2011 bis 2016 hat sich die Belastung mit Cadmium, Zink und Quecksilber etwas verbessert. Die restlichen Schwermetallgehalte sind auf gleichem Niveau geblieben.

Die organischen Schadstoffe zeigen 2016 eine RW 1-Überschreitung der MKW, von p,p'-DDD, p,p'-DDE und HCB und 2017 RW 1-Überschreitungen für p,p'-DDD und p,p'-DDE. Damit fallen diese Sedimente 2016 und 2017 in Fall 2. Im Jahr 2019 erfolgt von p,p'-DDE eine RW 1-Überschreitung und von p,p'-DDD eine RW 2-Überschreitung. Diese ist allerdings durch einen hohen Messwert in einer Probe zu begründen. Somit erfolgt aber eine Einordnung der Sedimente in Fall 3. Im Gesamtmittelwert 2016 - 2019 erfolgt eine RW 1-Überschreitung von p,p'-DDD, p,p'-DDE und HCB.

Tabelle 4-12: GÜBAK-Bewertung der Jahresmittelwerte für den BA 12, Osteriff

| | R1 | R2 | BA12 Osteriff | | | MW 16-19 |
|-------------------------------------------|------|-----|---------------|------|------|-------------|
| | | | 2016 | 2017 | 2019 | |
| Siebanalyse | | | | | | |
| Fraktion 20 µm [Gew.-% TS] | | | 7,2 | 12 | 6,9 | 8,6 |
| Fraktion 63 µm [Gew.-% TS] | | | 13 | 20 | 12 | 15 |
| TOC [Gew.-% TS] | | | 0,5 | 0,6 | 0,4 | 0,5 |
| Metalle <20µm | | | | | | |
| Arsen [mg/kg TS] | 40 | 120 | 30 | 27 | 29 | 29 |
| Cadmium [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 1,0 | 0,7 | 0,6 | 0,8 |
| Chrom [mg/kg TS] | 120 | 360 | 113 | 80 | 98 | 97 |
| Kupfer [mg/kg TS] | 30 | 90 | 47 | 30 | 42 | 39 |
| Nickel [mg/kg TS] | 70 | 210 | 48 | 35 | 42 | 42 |
| Blei [mg/kg TS] | 90 | 270 | 66 | 56 | 61 | 61 |
| Zink [mg/kg TS] | 300 | 900 | 350 | 244 | 278 | 290 |
| Quecksilber [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 0,7 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) [mg/kg TS] | 200 | 600 | 208 | 190 | 108 | 168 |
| Sum PAK16 [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,6 | 1,2 | 1,3 | 1,4 |
| Sum PCB7 [µg/kg TS] | 13 | 40 | 11 | 6,7 | 5,9 | 8,0 |
| a-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,3 |
| g-Hexachlorcyclohexan [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0,3 |
| p,p'-DDT [µg/kg TS] | 1 | 3 | 0,3 | 1,0 | 0,2 | 0,5 |
| p,p'-DDD [µg/kg TS] | 2 | 6 | 4,6 | 3,2 | 6,7 | 4,9 |
| p,p'-DDE [µg/kg TS] | 1 | 3 | 2,0 | 1,3 | 1,4 | 1,5 |
| Pentachlorbenzol [µg/kg TS] | 1 | 3 | 0,7 | 0,5 | 0,3 | 0,5 |
| Hexachlorbenzol [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 2,8 | 1,5 | 1,5 | 1,9 |
| Tributylzinn <2mm [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 6,3 | 5,9 | 8,8 | 7,0 |
| Nährstoffe | | | | | | |
| Phosphor - gesamt [mg/kg TS] | 500 | | 242 | 334 | 239 | 272 |
| Stickstoff - gesamt [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,04 | 0,10 | 0,03 | 0,06 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Schadstoffbewertung nach GÜBAK für die NOK-Vorhären

Die NOK-Vorhären wurden nur 2018 im Rahmen der Erstellung eines Monitoringberichtes (BfG-1974) zur Überprüfung der Auswirkungsprognose, die im BfG-Bericht BfG-1766 verortet ist, beprobt. Für die Schwermetalle ergeben sich im Mittel über alle Proben RW 1 Überschreitungen für Kupfer, Zink und Quecksilber und für die organischen Schadstoffe RW 1 Überschreitungen für p,p'-DDT, p,p'-DDE, HCB und TBT. Das p,p'-DDT-Metabolit p,p'-DDD zeigt eine RW 2-Überschreitung, womit das Sediment in Fall 3 eingeordnet wird (Tabelle 4-13). Da nur Daten aus 2018 für die Vorhären existieren, wurde zusätzlich der 4-Jahresmittelwert der Dauermessstelle (DMS) Brunsbüttel (BB) hinzugezogen. Hierfür werden monatlich aus den NOK-Vorhären an einer definierten Stelle monatlich Greiferproben gezogen. Im Vergleich wird deutlich, dass die DMS die Situation im Bereich der Vorhären gut widerspiegelt (Tabelle 4-13). Im Mittel zeigen sich zum Teil etwas niedrigere Gehalte, aber auf einem vergleichbaren Niveau. Nur im Fall des p,p'-DDD werden niedrigere Gehalte im Mittel der DMS festgestellt, so dass eine Einstufung in Fall 2 erfolgt.

Tabelle 4-13: GÜBAK-Bewertung der Sedimente aus den NOK-Vorhäfen 2018 im Vergleich zum 4-Jahresmittelwert der DMS Brunsbüttel (BB)

| | | R1 | R2 | NOKVH 2018 | MW BB 16-19 |
|--------------------------------|----------------|------|-----|---------------|----------------|
| Siebanalyse | | | | | |
| Fraktion 20 µm | [Gew.-% TS] | | | 51 | 40 |
| Fraktion 63 µm | [Gew.-% TS] | | | 70 | 67 |
| Metalle <20µm | | | | | |
| Arsen | [mg/kg TS] | 40 | 120 | 33 | 26 |
| Cadmium | [mg/kg TS] | 1,5 | 4,5 | 0,8 | 0,8 |
| Chrom | [mg/kg TS] | 120 | 360 | 105 | 89 |
| Kupfer | [mg/kg TS] | 30 | 90 | 38 | 37 |
| Nickel | [mg/kg TS] | 70 | 210 | 44 | 40 |
| Blei | [mg/kg TS] | 90 | 270 | 69 | 65 |
| Zink | [mg/kg TS] | 300 | 900 | 328 | 284 |
| Quecksilber | [mg/kg TS] | 0,7 | 2,1 | 0,8 | 0,7 |
| Org. Schadst. <63µm | | | | | |
| Kohlenwasserstoffe (C10 - C40) | [mg/kg TS] | 200 | 600 | 111 | 122 |
| Sum PAK16 | [mg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 1,3 | 1,2 |
| Sum PCB7 | [µg/kg TS] | 13 | 40 | 13 | 10 |
| a-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,3 | 0,2 |
| g-Hexachlorcyclohexan | [µg/kg TS] | 0,5 | 1,5 | 0,1 | 0,1 |
| p,p'-DDT | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,0 | 0,7 |
| p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 2 | 6 | 6,2 | 4,6 |
| p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 1,9 | 1,8 |
| Pentachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1 | 3 | 0,8 | 0,5 |
| Hexachlorbenzol | [µg/kg TS] | 1,8 | 5,5 | 3,1 | 2,1 |
| Tributylzinn <2mm | [µg OZK/kg TS] | 20 | 300 | 21 | 18 |
| Nährstoffe | | | | | |
| Phosphor - gesamt | [mg/kg TS] | 500 | | 949 | 856 |
| Stickstoff - gesamt | [Gew.-% TS] | 0,15 | | 0,2 | 0,2 |

Grün: Fall 1, gelb: Fall 2, rot: Fall 3

Vergleich der Schadstoffbelastungen im Längsverlauf der Tideelbe für den Bereich der Baggerabschnitte und der Verbringstelle

Neben der Bewertung der Sedimente nach GÜBAK aus den Baggerabschnitten wurde ein Vergleich der Belastungen in den Baggerabschnitten im Längsverlauf der Tideelbe durchgeführt. Die Darstellung erfolgt als Box-and-Whisker-Plots (Abbildung 3-5) in der Form nach Tukey (Tukey 1977), in dem zusätzlich die Ergebnisse der Verbringstelle informationshalber eingetragen sind.

Die Entwicklung der Schadstoffgehalte zeigt in der zeitlichen Variation keine systematischen Auffälligkeiten in den BA 1 bis 3 (Abbildung 4-23). Aufgrund der räumlichen Entfernung zum Mündungstrichter sind die Schadstoffgehalte im Baggerabschnitt 1, wie zu erwarten ist, etwas höher als in dem BA 3 und die BA 1 - 3 weisen höhere Belastungen auf als die BA 11 und 12. Vergleichend zu den Baggerabschnitten der WSV sind die Schadstoffgehalte in der Delegationsstrecke höher. Im zeitlichen Verlauf liegen die Gehalte der organischen Schadstoffe in Sedimenten der Baggerabschnitte der Delegationsstrecke und des Osteriffs (BA 12) während der Beprobungen 2018 und 2019 systematisch niedriger als in den Jahren 2016 und 2017 (Abbildung 4-23). Für die Schwermetalle trifft dies auf alle betrachteten Baggerabschnitte zu (Abbildung 4-24).

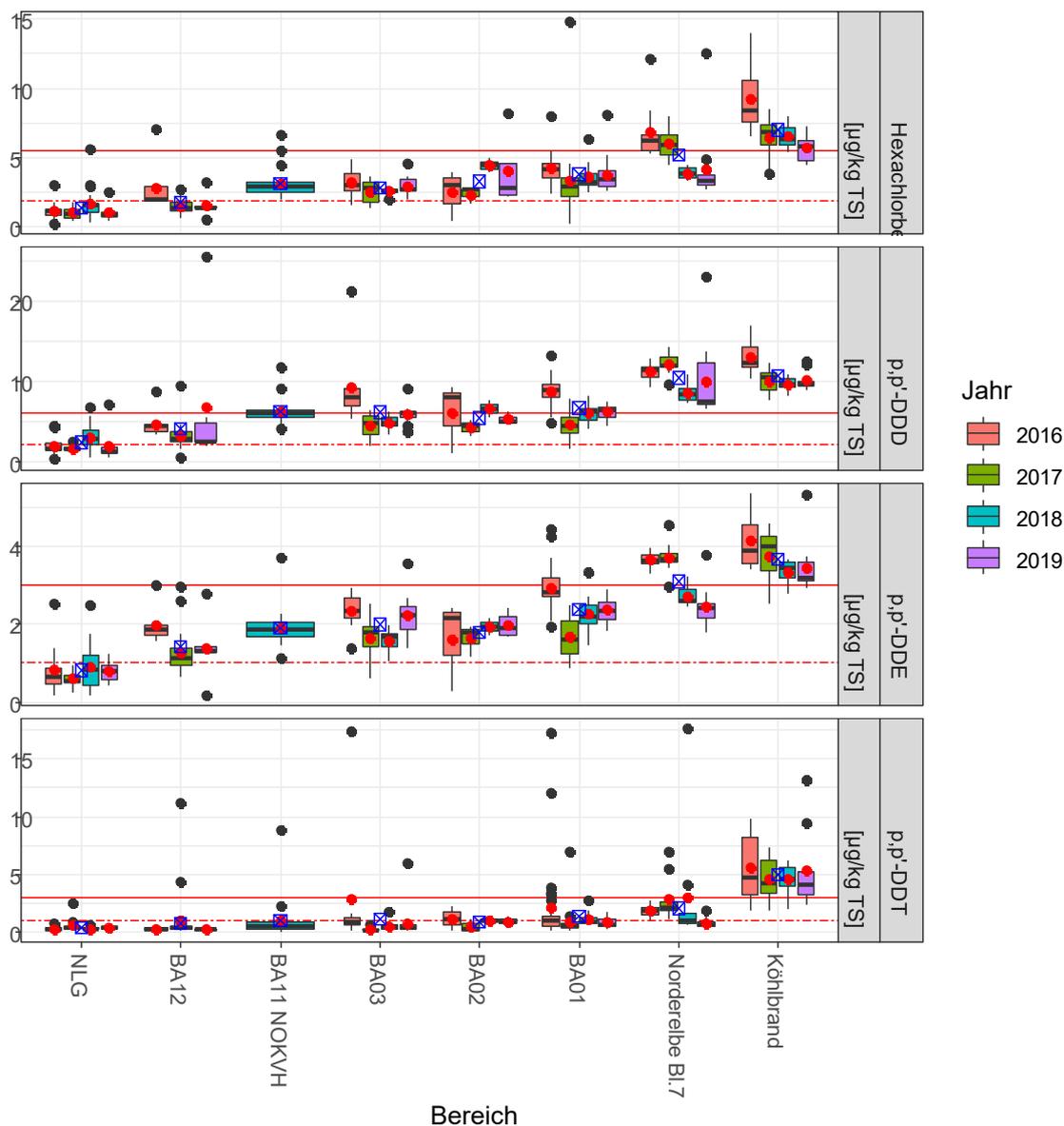


Abbildung 4-23: Box-and-Whisker-Plot für die betrachteten organischen Parameter der Delegationsstecke, der WSV-Baggerabschnitte und des VSB 730/740

Die Abschnitte sind von links nach rechts mit zunehmender Entfernung zum Mündungstrichter sortiert. Rote Punkte markieren die Jahresmittelwerte, das blaue Quadrat und die Zahlen zeigen Gesamtmittelwerte (2016 - 2019) der Bereiche. Schwarze Punkte stellen Ausreißer dar. Die rote, gestrichelte Linie repräsentiert den RW 1 der GÜBAK, die rote, durchgezogene Linie den RW 2.

In dem Diagramm sind Ausreißerwerte im BA03 2019 mit $\sim 45 \mu\text{g/kg TS HCB} < 63 \mu\text{m}$ und im Köhlbrand (Probe 3394-KB) mit einem HCB-Gehalt von $46,5 \mu\text{g/kg TS} < 63 \mu\text{m}$ nicht berücksichtigt. Die Probe aus dem Köhlbrand wurde aufgrund dieses hohen Wertes nachgemessen. Die Zweitbestimmung ergibt einen Wert von $5,4 \mu\text{g/kg TS} < 63 \mu\text{m}$, der für die Auswertung übernommen wurde. Eine Nachmessung der Probe aus dem BA 3 ist nicht gegeben.

Wie aus dem Box-and-Whisker-Plot der Abbildung 4-23 ersichtlich ist, finden sich die höchsten Schadstoffgehalte der richtwertüberschreitenden Parameter in den Sedimenten des Köhlbrandes

und zwar vorzugsweise bei der Beprobung 2016. In der Norderelbe sind die Gehalte geringer, wobei die Beprobung der Jahre 2016/2017 höhere Gehalte aufweisen als 2018/2019.

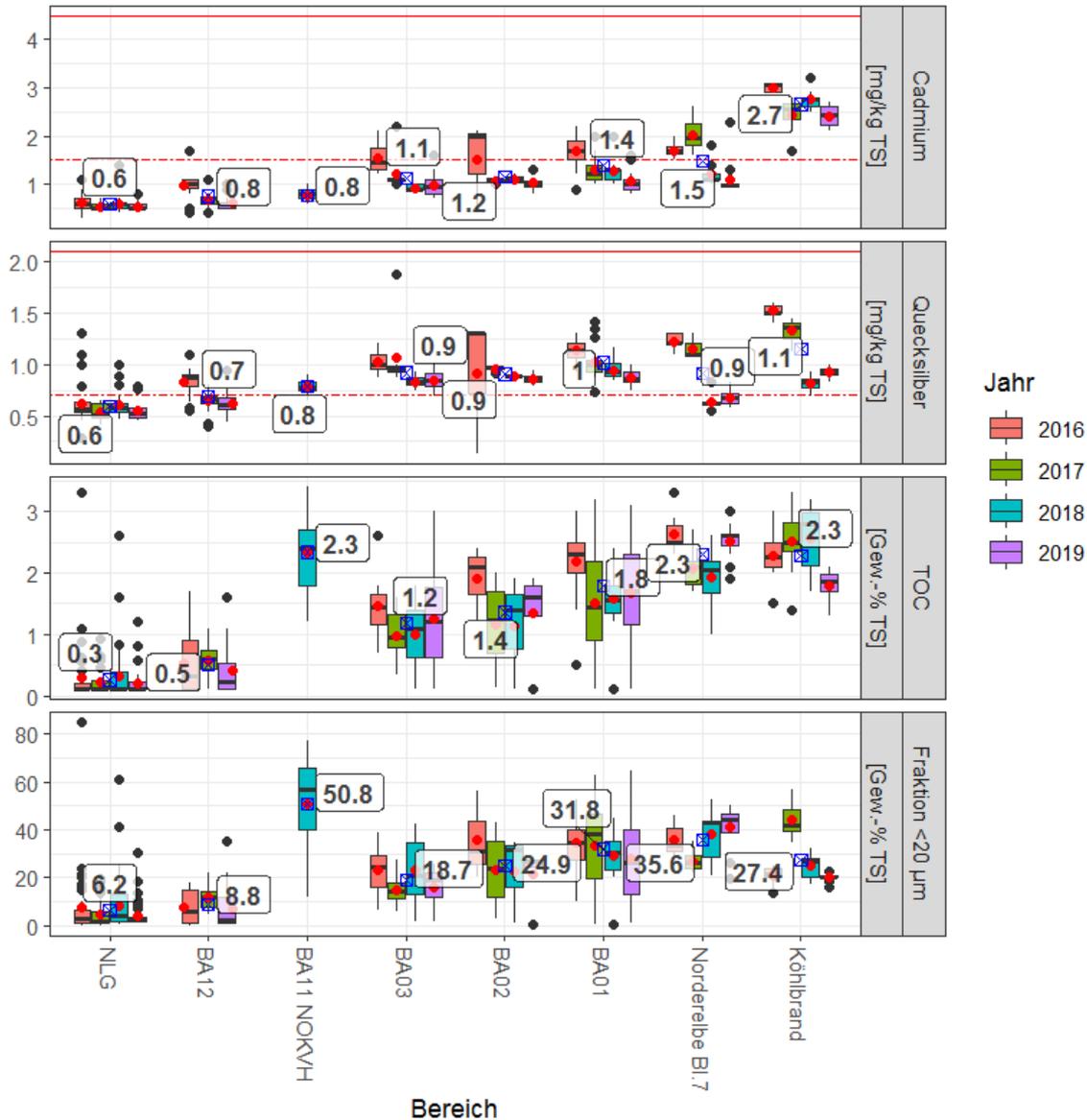


Abbildung 4-24: Box-and-Whisker-Plot ausgewählter Spurenmetalle und Feststoffparameter der VSB 730/740, der Baggerabschnitte 1 bis 3 und der Delegationsstrecke

Die Abschnitte sind von links nach rechts mit zunehmender Entfernung zum Mündungstrichter sortiert. Rote Punkte markieren die Jahresmittelwerte, das blaue Quadrat und die Zahlen zeigen Gesamtmittelwerte (2016 - 2019) der Bereiche. Schwarze Punkte stellen Ausreißer dar. Die rote, gestrichelte Linie repräsentiert den RW 1 der GÜBAK, die rote, durchgezogene Linie den RW 2.

Mit Ausnahme der Sedimente im Köhlbrand weisen die Cadmiumgehalte für die BA 1 bis 3 und der Norderelbe ähnliche Verhältnisse auf. Bei den Beprobungen 2018 und 2019 werden Konzentrationen unterhalb des RW 1 der GÜBAK gefunden. Nur in den Sedimenten des Köhlbrands werden höhere Werte verzeichnet mit einem gleichmäßigen Gesamtmittelwert um 2,7 mg/kg (Abbildung 4-24) während sie in den BA 1 bis 3 und der Norderelbe etwa zwischen 1,1 mg/kg und 1,6 mg/kg als Gesamtmittelwert liegen.

Der Verlauf der Jahresmittelwerte des Quecksilbers (Abbildung 4-24) ist in allen Baggerabschnitten ähnlich, mit höheren Gehalten von Quecksilber in den Sedimenten der Beprobungen 2016 und 2017 und hierzu im Vergleich niedrigeren Gehalten bei den Beprobungen 2018 und 2019. In diesen beiden Jahren variieren die Gehalte um den RW 1 der GÜBAK.

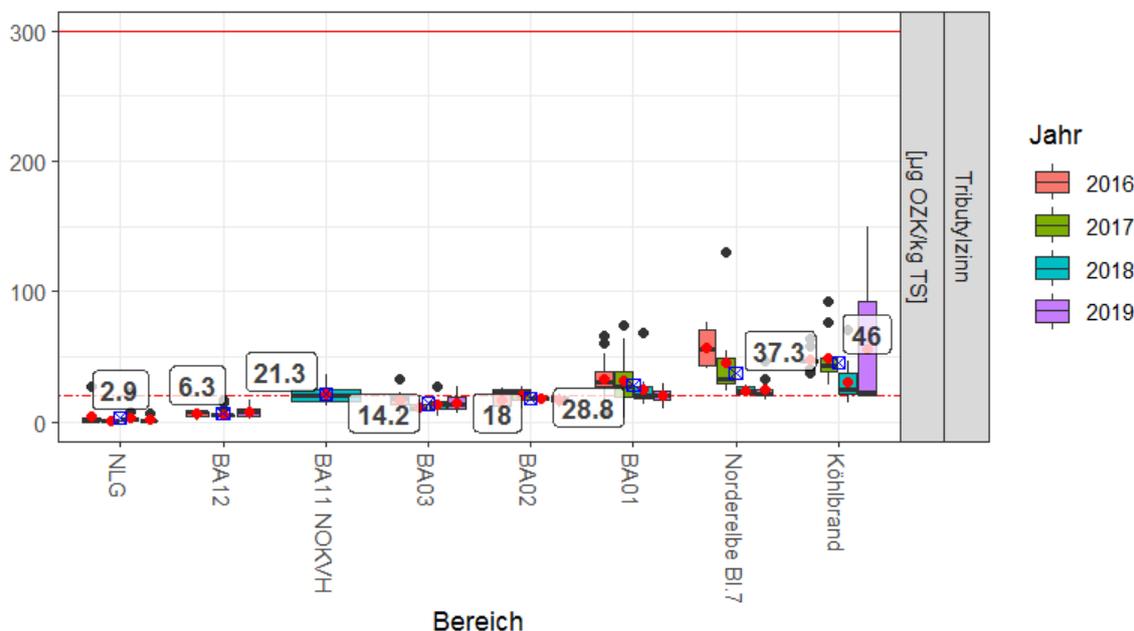


Abbildung 4-25: Box-and-Whisker-Plot für Tributylzinn in der Fraktion < 2 mm der Sedimente an der Verbringstelle und den Baggerabschnitten

Die mittleren TBT-Gehalte in den Sedimenten der Baggerabschnitte nehmen mit abnehmender seewärtiger Entfernung ab und liegen in den Bereichen westlich des BA 2 unterhalb des RW 1 von 20 µg OZK/kg TS (Abbildung 4-25). Mit Ausnahme der Sedimente des Köhlbrands sinken die TBT-Gehalte der Jahre 2016 bis 2019 kontinuierlich und erreichen sowohl in der Nordereibe als auch im BA 1 das Niveau des RW 1. Im Köhlbrand sind ebenfalls bis 2019 die Gehalte zurückgegangen. Bedingt durch die Inhomogenität der TBT-Partikel im Sediment ist der arithmetische Mittelwert in den Sedimenten des Köhlbrands 2019 erhöht, der gegenüber Ausreißern stabilere Medianwert im Gegensatz dazu auf das Niveau des RW 1 gesunken.

Der Anteil der Korngrößenfraktion < 20 µm ist kein zu prüfender GÜBAK-Parameter, aber dennoch Bestandteil zur Einschätzung der Sedimentcharakteristika. Die Anteile dieser Fraktion in den Sedimenten variieren bei einem Vergleich der verschiedenen Beprobungsjahre bis um das Doppelte (Abbildung 4-24). Für den Gesamtmittelwert der verschiedenen Bereiche lässt sich feststellen, dass die größten Anteile mit Gehalten um 30 Gew.-% im BA 1 und den Bereichen der Delegationsstrecke, also im oberen Teil des Ästuars, zu finden sind. In den BA 2 und 3 sinken die Gehalte auf einen Anteil von etwa 20 Gew.-% und erreichen im Verbringstellenbereich 730/740 Konzentrationen von unter 10 Gew.-%. Allerdings ist hier zu bemerken, dass etliche Ausreißerwerte sehr viel höher liegen, was auf einen Eintrag von Feinmaterial durch verbrachtes Baggergut hinweist, der punktuell wiedergefunden wird.

Signifikanzprüfung

Eine statistische Prüfung (Tabelle 4-14) auf signifikante Unterschiede zwischen Baggerabschnitten und zwischen Baggerabschnitten und der Verbringstelle für die betrachteten Parameter zeigt zwischen den Baggerabschnitten des Hamburger Hafens Köhlbrand und Norderelbe nur für Cadmium einen schwach signifikanten Unterschied. Bei allen anderen Parametern sind keine signifikanten Unterschiede zu erkennen. Belastungsunterschiede sind für die Norderelbe und den BA 1 und BA 2 kaum festzustellen, jedoch häufiger Unterschiede zum BA 3. Der Köhlbrand weist meist eine signifikant höhere Belastung als das WSV-Material auf. Beide Baggerabschnitte der Delegationsstrecke sind signifikant höher belastet als die BA 11 und 12 und der Verbringstellenbereich. Beim Vergleich des WSV-Materials untereinander weist der BA 1 häufig eine signifikant höhere Belastung als der BA 12 auf. Die BA 2 und 3 sind in diesem Vergleich unauffällig. Untereinander lassen sich zwischen den BA 1 - 3 keine signifikanten Belastungsunterschiede erkennen. Das beprobte Material der Verbringstelle ist dem Material des BA 12 sehr ähnlich. Signifikante Unterschiede sind hier nicht festzustellen. In einigen Fällen (p,p'-DDX, HCB) gilt diese Feststellung auch für den Vergleich zum BA 2. Die restlichen WSV-Baggerabschnitte zeigen signifikante Unterschiede zum Verbringstellenbereich.

Tabelle 4-14: Niveaus der signifikanten Unterschiede zwischen den Baggerabschnitten und der Verbringstelle für ausgewählte Parameter 2016 bis 2019 mit Nemenyi-Test

| Quecksilber | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,3739 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,0467 | 0,9735 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0000 | 0,0044 | 0,3495 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,0008 | 0,1726 | 0,7162 | 1,0000 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0005 | 0,7364 | 0,9822 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0363 | 0,6932 | 0,9995 | 0,9998 | 0,2849 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0005 | 0,5481 | 0,9256 | 0,9993 | 0,1909 |

| Cadmium | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,4371 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,4763 | 1,0000 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0000 | 0,0212 | 0,1328 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,0053 | 0,3461 | 0,5410 | 1,0000 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,6990 | 0,9685 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0002 | 0,7159 | 0,9556 | 1,0000 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0163 | 0,0020 | 0,0317 |

| Hexachlorbenzol | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,9868 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,0396 | 0,4757 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0089 | 0,2573 | 1,0000 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,1060 | 0,4702 | 0,9995 | 1,0000 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0000 | 0,3338 | 0,5156 | 0,9875 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0016 | 0,0042 | 0,3844 | 0,3542 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0114 | 0,0002 | 0,6231 |

| p,p'-DDD | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,8766 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,0057 | 0,4432 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0005 | 0,1986 | 1,0000 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,2527 | 0,8772 | 1,0000 | 1,0000 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0009 | 0,8894 | 0,9763 | 0,9724 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0001 | 0,0003 | 0,0195 | 0,0015 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0064 | 0,0002 | 0,9999 |

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

| p,p'-DDE | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,5309 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,0530 | 0,9765 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0005 | 0,5168 | 0,9896 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,3226 | 0,9881 | 1,0000 | 0,9998 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0008 | 0,1501 | 0,7483 | 0,7818 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0024 | 0,0349 | 0,1161 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0007 | 0,0002 | 0,8946 |

| Tributylzinn | NLG | BA12 | BA11 | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe Bl.7 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|
| BA12 | 0,8771 | - | - | - | - | - | - |
| BA11 | 0,0000 | 0,0542 | - | - | - | - | - |
| BA03 | 0,0072 | 0,5132 | 0,9767 | - | - | - | - |
| BA02 | 0,0283 | 0,3998 | 1,0000 | 0,9965 | - | - | - |
| BA01 | 0,0000 | 0,0000 | 0,3287 | 0,0051 | 0,8160 | - | - |
| Norderelbe Bl.7 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0428 | 0,0002 | 0,3850 | 0,9342 | - |
| Köhlbrand | 0,0000 | 0,0000 | 0,0057 | 0,0000 | 0,1706 | 0,5828 | 0,9992 |

Rot: hoch signifikant, gelb: signifikant, grün: schwach signifikant

Ökotoxikologische Wirkungen in der Begegnungsstrecke inkl. BA 1 bis BA 3

Für den BA 1 Wedel sind die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse mit der limnischen und marinen Biotestpalette aus den Jahren 2016 bis 2019 in Tabelle 4-15 zusammengestellt. Eine detailliertere Übersicht über die Ergebnisse findet sich in BfG (2020). In der Tabelle ist auch der zeitliche Verlauf der Belastungspotenziale in BA 1 dargestellt. Im Schnitt lagen die in den Jahren 2016 bis 2019 gemessenen Belastungen gegenüber der limnischen Biotestpalette vorrangig im Bereich von Toxizitätsklasse I und II. Mit der marinen Biotestpalette wurden leicht geringe Toxizitäten ermittelt, für 2016 bis 2019 lagen diese hauptsächlich bei den Toxizitätsklassen 0 und I. Mit beiden Biotestpaletten wurde in BA 1 keine deutliche Verringerung der Belastungspotenziale verzeichnet, die Belastungen waren in jedoch 2019 am geringsten.

Das durch die Proben repräsentierte Baggergut ist aufgrund der ökotoxikologischen Untersuchungen fast durchgehend als unbedenklich belastet einzustufen. Zwar zeigten zwei Proben mit Toxizitätsklasse III bei den limnischen Biotesten mäßige Belastungen an, da das Material insgesamt niedrig belastet ist, kann das Baggergut in BA 1 aus ökotoxikologischer Sicht als umlagefähig eingestuft werden.

Tabelle 4-15: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse der Begegnungsstrecke inkl. BA 1 Wedel der Jahre 2016 bis 2019

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | Baggerabschnitt BA 1 Juni 2016 | | Tideelbe Sep. 2017 | Sedimentfang Juli 2018 | | Baggerabschnitt BA 1 Juni 2019 | | BA 1 Wedel 2016 - 2019 | |
|-----------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigk. Toxkl. | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | | 5 | | | 1 | 1 | 2 | Σ 1 | Σ 8 |
| I | 6 | 5 | | 1 | 2 | 1 | | Σ 8 | Σ 7 |
| II | 4 | | | 3 | 2 | | | Σ 7 | Σ 2 |
| III | | | 1 | 1 | | | | Σ 2 | |
| IV | | | | | | | | | |
| V | | | | | | | | | |
| VI | | | | | | | | | |
| Median | I | I | III | II | I | I | 0 | II | I |

Im Baggerabschnitt BA 2 Lühesand wurden deutlich weniger Sedimentproben entnommen als in BA 1 Wedel. Insgesamt lagen nur vier Sedimentoberflächenproben vor. Diese wurden mit der limnischen Biotestpalette untersucht, eine Probe wurde mit der marinen Biotestpalette getestet. Es existieren Ergebnisse aus den Jahren 2017 bis 2019. 2016 wurden in diesem Bereich keine Proben für ökotoxikologische Untersuchungen entnommen. Die zusammengefassten Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 4-16 dargestellt, sie liegen für die limnische Biotestpalette bei Toxizitätsklasse I, II und IV. Für die marin untersuchte Probe wurde eine Toxizitätsklasse von 0 gemessen. Mit Ausnahme einer Probe liegen die Potenziale im nicht belasteten und unbedenklich belasteten Bereich. Belastbare Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Belastungssituation sind nicht möglich.

Tabelle 4-16: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 2 Lühesand der Jahre 2017 bis 2019

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | Tideelbe Sep. 2017 | BA 2 Aug. '18 | Baggerabschnitt BA 2 Juni 2019 | | BA 2 Lühesand 2016 - 2019 | |
|-----------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|
| | Häufigk. Toxkl. limnische Bioteste | Häufigk. Toxkl. limnische Bioteste | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | | | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | | | | 1 | | Σ 1 |
| I | 1 | | | | Σ 1 | |
| II | 1 | | 1 | | Σ 2 | |
| III | | | | | | |
| IV | | 1 | | | Σ 1 | |
| V | | | | | | |
| VI | | | | | | |
| Median | II | IV | II | 0 | II | 0 |

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen mit der limnischen und der marinen Biotestpalette für BA 3 Juelssand sind in Tabelle 4-17 aufgeführt. Das mit der limnischen Biotestpalette ermittelte Belastungspotenzial liegt für den Zeitraum von 2016 bis 2019 bei Toxizitätsklassen von 0 bis maximal III. Mit der marinen Testpalette wurden nur die Proben aus den Jahren 2016 und 2019 untersucht. Hier lag die Belastung bei vorrangig bei Toxizitätsklasse 0, für eine Probe wurde die Toxizitätsklasse II festgestellt.

Im zeitlichen Verlauf ist für das Belastungspotenzial auf Grundlage der Daten von 2009 bis 2019 eine sehr leichte Zunahme in den letzten Jahren festzustellen. Ob diese geringe Zunahme in der Belastung in BA 3 dauerhaft ist, kann nicht abgeschätzt werden. Ebenso kann keine Aussage zu einer möglichen Ursache getroffen werden. Eine Induktion durch erhöhte Ammonium-Konzentrationen im Porenwasser bzw. Eluat, welches sich negativ auf den Grünalgentest auswirken kann, ist als Störparameter auszuschließen. Die Ammonium-Konzentrationen lagen in einem Bereich, in dem eher fördernde Wirkungen auftreten.

Tabelle 4-17: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 3 Juellssand der Jahre 2016 bis 2019

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | Baggerabschnitt BA 3 Juni 2016 | | Tideelbe Sep. 2017 | BA 3 Aug. '18 | Baggerabschnitt BA 3 Juni 2019 | | BA 3 Juellssand 2016 - 2019 | |
|-----------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigk. Toxkl. | Häufigk. Toxkl. | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | limnische Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | 2 | 5 | | | | 1 | Σ 2 | Σ 6 |
| I | 2 | | | 1 | 1 | | Σ 4 | |
| II | 2 | 1 | | 2 | | | Σ 4 | Σ 1 |
| III | | | 1 | 1 | | | Σ 2 | |
| IV | | | | | | | | |
| V | | | | | | | | |
| VI | | | | | | | | |
| Median | I | 0 | III | II | I | 0 | II | 0 |

Ökotoxikologische Wirkungen in den Baggerabschnitten Köhlbrand und Norderelbe

Die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse des Baggerabschnittes Köhlbrand sind in Tabelle 4-18 dargestellt. Die im Zeitraum von 2016 bis 2019 entnommenen Proben zeigten für die limnischen Testergebnisse Toxizitätsklassen von 0 bis II und für die marinen Biotests Toxizitätsklassen von 0 bis IV. Der Median für die limnischen und marinen Untersuchungen lag jeweils bei Toxizitätsklasse I. Im zeitlichen Verlauf seit 2005 ist keine deutliche Veränderung im Belastungspotenzial in diesem Bereich feststellbar, lediglich in 2016 und 2017 ist eine kurzzeitig geringere Belastung gegenüber der marinen Biotestpalette gemessen worden, siehe Tabelle 4-19.

Tabelle 4-18: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus der Delegationsstrecke Köhlbrand der Jahre 2016 bis 2019

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Proben | Köhlbrand | | | | | | | | Köhlbrand | |
|------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|
| | 2016 | | 2017 | | 2018 | | 2019 | | 2016 - 2019 | |
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| Toxizitätsklasse | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | | 6 | 1 | 5 | | | 1 | 1 | Σ 2 | Σ 12 |
| I | 4 | 3 | 5 | 1 | | | | | Σ 9 | Σ 4 |
| II | 6 | 1 | | | | 2 | | 2 | Σ 6 | Σ 5 |
| III | | | | | | 4 | | 1 | Σ 0 | Σ 5 |
| IV | | | | | | | | 2 | Σ 0 | Σ 2 |
| V | | | | | | | | | Σ 0 | Σ 0 |
| VI | | | | | | | | | Σ 0 | Σ 0 |
| Median | II | 0 | I | 0 | | III | 0 | III | I | I |

Tabelle 4-19: Median der Toxizitätsklassen mit der limnischen und marinen Biotestpalette für den Köhlbrand der Jahre 2005 bis 2019

| Median | Köhlbrand | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|----------|------------|------------|
| | 2005-2019 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2012 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| limnische Biotestpalette | | II | III | III | III | II | II | III | II | II | I | | 0 |
| marine Biotestpalette | | II | I | IV | I | II | III | II | I | 0 | 0 | III | III |

In Tabelle 4-20 sind die ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse des Baggerabschnittes Norderelbe Blatt 7 aufgeführt. Die Belastung der entnommenen Baggergutproben gegenüber der limnischen Biotestpalette zeigten Toxizitätsklassen von 0 bis IV. Die Ergebnisse der marinen Untersuchungen lagen ebenfalls im Bereich von 0 bis IV. Der Median für die limnischen Bioteste lag für die Jahre 2016 bis 2019 bei Toxizitätsklasse II, der Median für die marine Biotestpalette lag mit einer Toxizitätsklasse von I leicht tiefer. Ein Großteil der Proben wies dementsprechend unproblematische Belastungspotenziale auf. Im zeitlichen Verlauf ist seit 2005 keine markante Veränderung im Belastungspotenzial in der Norderelbe verzeichnet worden, s. Tabelle

4-21. Der Median der limnischen Biotestpalette lag meist bei Toxizitätsklasse II und III und für die marine Biotestpalette bei Toxizitätsklasse I und II (lediglich in 2016 wurden geringere Mediane ermittelt).

Tabelle 4-20: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus der Delegationsstrecke Norderelbe Blatt 7 der Jahre 2016 bis 2019

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Proben | Norderelbe Bl.7 | | | | | | | | Norderelbe Bl.7 | |
|------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------------|-----------------|
| | 2016 | | 2017 | | 2018 | | 2019 | | 2016 - 2019 | |
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| Toxizitätsklasse | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | 5 | 6 | | | | | | 5 | Σ 5 | Σ 11 |
| I | 1 | 4 | 1 | 2 | | 4 | 3 | 2 | Σ 5 | Σ 12 |
| II | 3 | | 3 | 2 | | 1 | 3 | 5 | Σ 9 | Σ 8 |
| III | 1 | | 1 | 1 | | | 2 | | Σ 4 | Σ 1 |
| IV | | | 1 | 1 | | 1 | | | Σ 1 | Σ 2 |
| V | | | | | | | | | Σ 0 | Σ 0 |
| VI | | | | | | | | | Σ 0 | Σ 0 |
| Median | I | 0 | II | II | | I | II | I | II | I |

Tabelle 4-21: Median der Toxizitätsklassen mit der limnischen und marinen Biotestpalette für die Norderelbe Blatt 7 der Jahre 2005 bis 2019

| Median | Norderelbe Bl.7 | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2012 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
| limnische Biotestpalette | II | III | III | III | II | III | III | I | I | II | | II |
| marine Biotestpalette | II | II | II | II | II | II | II | I | 0 | II | I | I |

Ökotoxikologische Wirkungen im Baggerabschnitt 12 (Osteriff)

In Tabelle 4-22 sind die vorliegenden Untersuchungsergebnisse für den Baggerabschnitt BA 12 aus dem Jahr 2019 aufgeführt. Im Vergleich zum Jahr 2017 ist eine Verringerung des Feinkornanteils festzustellen. In den im Jahr 2019 entnommenen Oberflächensedimenten des Baggerab-

schnittes BA 12 waren keine Belastungspotenziale gegenüber der marinen Biotestpalette festzustellen. Das durch die entnommenen Proben repräsentierte Baggergut war nicht belastet und ist der Toxizitätsklasse 0 zuzuordnen.

Tabelle 4-22: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 12 Osteriff der Jahre 2017 bis 2019.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | BA 12 Osteriff 2017 | | BA 12 Osteriff 2019 | | BA 12 Osteriff 2016 - 2019 | |
|-----------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | 1 | 8 | | 4 | Σ 1 | Σ 12 |
| I | | | | | | |
| II | | | | | | |
| III | | | | | | |
| IV | | | | | | |
| V | | | | | | |
| VI | | | | | | |

Ökotoxikologische Wirkungen im Baggerabschnitt 11 (NOK-Vorhafen)

Die Biotestergebnisse des Baggerabschnittes BA 11 bei Brunsbüttel für die Jahre 2017 bis 2019 sind in der Tabelle 4-23 angeführt. Für diesen Bereich liegen mit sechs untersuchten Proben nur wenige Untersuchungsergebnisse vor. Dies lag u. a. auch an der Veränderung in der Beschaffenheit des Sedimentinventars und eine durch Mittelsand geprägte Korngrößenverteilung in diesem Bereich (aufgrund des geringen Feinkornanteils weist derartige Material ein geringes Belastungspotenzial auf und ist nicht zu untersuchen). Das Material in BA 11 war gegenüber der limnischen Biotestpalette mit Toxizitätsklassen von 0 bis II maximal gering belastet. Gegenüber der marinen Biotestpalette waren Proben nicht belastet und der Toxizitätsklasse 0 zuzuordnen. Das Baggergut aus diesem Baggerabschnitt weist somit ein unbedenkliches Belastungspotenzial auf.

**Tabelle 4-23: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus BA 11
Brunsbüttel der Jahre 2017 bis 2019.**

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | BA 11 Brunsbüttel 2017 | | BA 11 Brunsbüttel 2019 | | BA 11 Brunsbüttel 2016 - 2019 | |
|-----------------------|--------------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------|----------------------------------|--------------------|
| | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste | limnische Bioteste | marine Bioteste |
| 0 | | | 2 | 4 | ∑ 2 | ∑ 4 |
| I | | | 2 | | ∑ 2 | |
| II | 2 | | | | ∑ 2 | |
| III | | | | | | |
| IV | | | | | | |
| V | | | | | | |
| VI | | | | | | |

4.4.2 Verbringstellenbereich km 730/740

Im Verbringstellenbereich km 730 - 740 werden seit 2011 regelmäßig Sedimente entnommen und auf ihre Korngrößenverteilung, Ökotoxikologie und Schadstoffbelastung untersucht. Zu Beginn der Kampagnen wurden im zweijährlichen Rhythmus Proben entnommen, seit 2015 erfolgt dies jährlich. In der letzten Auswirkungsprognose (BfG-Bericht 1922, 2017b) wurden Ergebnisse, die bis 2015 vorlagen, zur Beschreibung des Zustandes und der möglichen Auswirkungen von Baggergutverbringungen verwendet. In der vorliegenden Auswirkungsprognose werden die Ergebnisse aus den Jahren 2016 bis 2019 zur Bewertung des aktuellen Zustandes des Verbringstellenbereiches und dessen Umgebung sowie zur anschließenden Prognose über Auswirkungen der weiteren Verbringung von Baggergut unter geänderten Rahmenbedingungen herangezogen. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den Untersuchungen von 2016 bis 2019 kurz zusammengefasst, eine detaillierte Beschreibung ist in den Monitoringberichten 2016 und 2017 - 2019 (BfG, 2021a) zu finden.

Über den Zeitraum 2016 - 2019 hat sich gezeigt, dass auf den Verbringstellen und deren Umgebungsbereich wenig bis kein Feinmaterial vorzufinden ist (Abbildung 4-24). Schadstoffanalysen konnten aufgrund fehlender Feinkornanteile somit nicht an allen entnommenen Sedimentproben durchgeführt werden. Die wenigsten Ergebnisse liegen von organischen Schadstoffanalysen vor. Wie in Kapitel 3.5.1 beschrieben, wird für den Schadstoffgehalt von organischen Schadstoffen die Analyse in der <-2000-µm-Fraktion durchgeführt und eine Normierung auf die Fraktion

< 63 µm vorgenommen. Bei einem Anteil dieser Fraktion < 10 % wird aufgrund der zu großen Ergebnisunsicherheit auf eine Normierung verzichtet.

Die vorliegenden Schadstoffgehalte aus dem Verbringstellenbereich wurden mit den 3-Jahresmittelwerten der Dauermessstelle (DMS) Cuxhaven (2016 - 2018) und den Mittelwerten des Baggergutes aus den Baggerabschnitten 1 - 3 der Jahre 2018 und 2019 verglichen und zur besseren Einschätzung der Belastung nach GÜBAK bewertet. Die DMS in Cuxhaven spiegelt das Belastungsniveau der Elbe im Mündungsbereich wider. Durch den Richtwert 1 (RW 1) der GÜBAK, der das 90. Perzentil der Konzentrationsreihe von Sedimenten im Küstennahbereich darstellt und als gegenwärtiger regionaler Belastungswert angesehen wird, kann ein Vergleich zu diesem gezogen werden.

Die Untersuchungen der letzten Jahre konnten zeigen, dass das verbrachte Baggergut an vereinzelten Stellen nur in Form von Schlickbrocken zu finden war, die separat entnommen und untersucht wurden. Die Ergebnisse der separat untersuchten Sedimente zeigten in der Regel zu den Baggerabschnitten vergleichbare Schadstoffgehalte. Die Analysen, die an den restlichen Sedimenten durchgeführt werden konnten, wiesen eine Belastung auf, die zumeist der entspricht, die in der Elbmündung vorzufinden ist, d. h. mit der DMS Cuxhaven vergleichbar. Nach GÜBAK wären die Sedimente im Verbringstellenbereich und dessen Umgebung in Fall 2 einzuordnen (= $RW 1 < C < RW 2$), d. h. die Sedimente sind mäßig höher belastet als Sedimente im Küstennahbereich. Die Einordnung in Fall 2 erfolgt auch für die an der DMS Cuxhaven entnommenen Sedimente. Die RW 1-Überschreitungen der Sedimente, die nicht dem Baggergut zuzuordnen waren, sind allerdings nur geringfügig (organische Schadstoffe: Faktor 0,3 bis 0,7, Kupfer: Faktor 0,1 bis 0,4). RW 2 wird im Mittel in keinem Jahr überschritten, nur in wenigen Einzelproben, bei denen es sich in der Regel um die separat analysierten Schlickbrocken handelt. Wie auch für das Baggergut, werden die Richtwerte vornehmlich von der Gruppe der DDX, HCB und Kupfer überschritten. Für detaillierte Zahlenwerte sei auf die Monitoringberichte (BfG 2021a) verwiesen. Als Beispiel für die Verteilung der Belastung und nach GÜBAK bewerteten Proben zeigt Abbildung 4-26 die seit 2016 auf p,p'-DDD untersuchten Einzelproben. Die Abbildung zeigt, dass jeweils eine Probe 2018 und 2019 den RW 2 nach GÜBAK überschreitet, sonst aber nur RW 1-Überschreitungen oder Unterschreitungen zu beobachten sind. Im Jahr 2018 zeigen die meisten Proben eine Überschreitung des RW 1, während 2019 keine zu verzeichnen sind. Deutlich wird hier die geringe Probenanzahl mit höheren Feinkorngehalten (>10 Gew.-%), die auf organische Schadstoffe untersucht werden konnte.

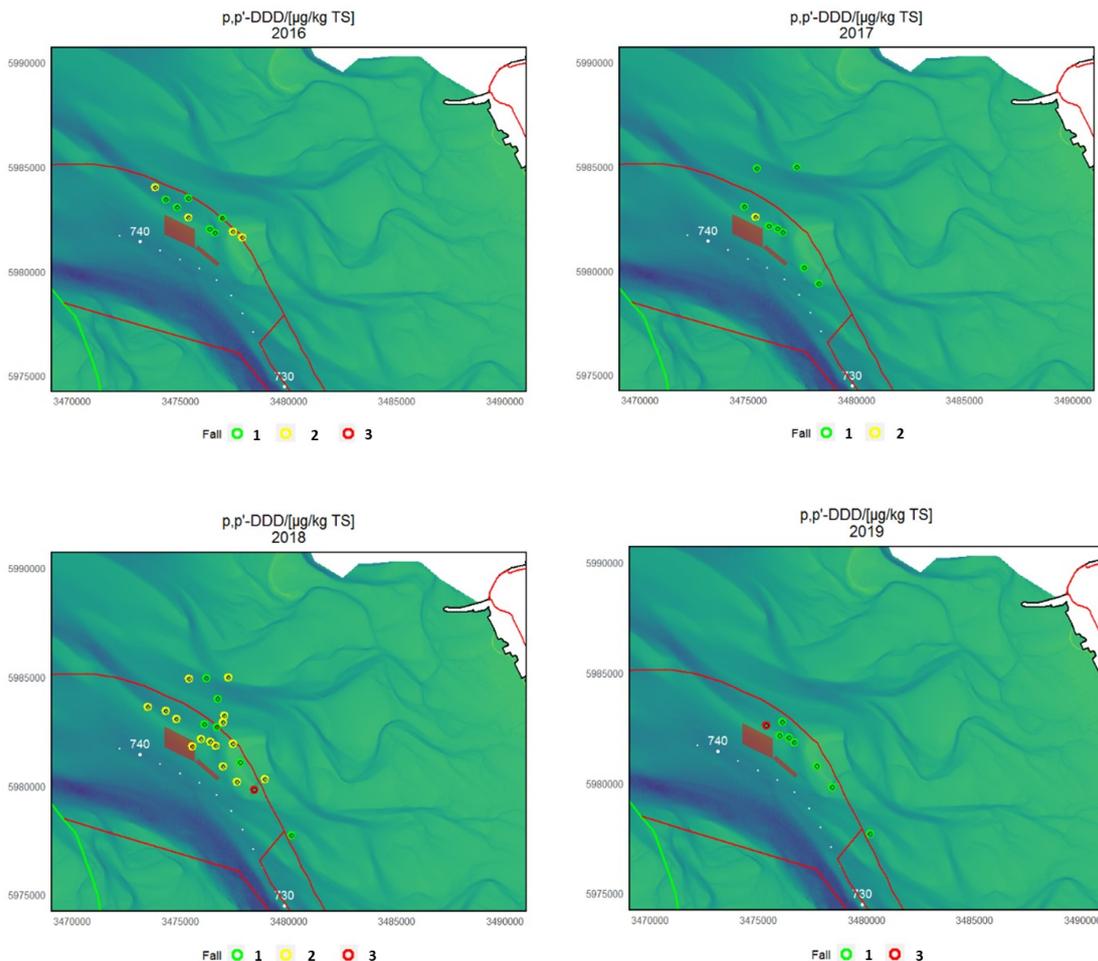


Abbildung 4-26: GÜBAK-Bewertung (p,p'-DDD) der Sedimenteinzelprouben an den Verbringstellen 738_4 und 738_5 und deren Umgebung der Jahre 2016 bis 2019.

Ökotoxikologische Wirkungen am Verbringstellenbereich bei km 730 - 740

Im Bereich um VSB 730/740 wurden seit 2011 insgesamt 22 Sedimentproben entnommen. Diese wurden ökotoxikologisch mit der marinen Biotestpalette untersucht. Eine detailliertere Beschreibung und Karten zu den Untersuchungsergebnissen findet sich in den jeweiligen Monitoringberichten (BfG-Bericht 1922, 2017b und BfG-Monitoringbericht 2021a).

Die Sedimente im Untersuchungsbereich hatten oft einen geringen Feinkornanteil, so dass ökotoxikologische Untersuchungen nur an ausgewählten Sedimenten vorgenommen wurden. Bei den Proben handelt es sich um Material der Sedimentoberflächen aus einer Tiefe von 0 cm bis maximal 20 cm. Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 4-24 angegeben.

Die Belastungen im Untersuchungsbereich lagen über den Betrachtungszeitraum in einem gut vergleichbaren Bereich. Zum größten Teil wurde für die Sedimente die Toxizitätsklasse 0 ermittelt. Es gab allerdings auch Proben mit Toxizitätsklasse I, II und III. Insbesondere im Jahr 2018 wurden höhere Belastungen gemessen als sonst. In den Schadstoffuntersuchungen wurden ebenfalls höhere Belastungen festgestellt.

Evtl. sind die im Jahr 2018 erhöhten Werte darauf zurückzuführen, dass die Proben wenige Tage nach Abschluss der Verbringung genommen wurden. In 2019 wurden die vormals in 2018

festgestellten Belastungspotenziale nicht mehr gemessen. Die Proben aus 2019 zeigten allerdings gegenüber den vorhergehenden Jahren deutlich höhere Mittelsandanteile. Evtl. besteht diesbezüglich ein Zusammenhang mit der Fahrrinnenanpassung, die im Sommer 2019 begonnen hat. Ob in dem Verbringstellenbereich künftig vermehrt erhöhte Belastungen auftreten werden, kann anhand der vorliegenden Daten nicht abgeschätzt werden. Zu Erfassung der künftigen Entwicklung der Belastungspotenziale ist das bestehende Monitoring fortzuführen.

Tabelle 4-24: Zusammenstellung der ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse aus für den Verbringstellenbereich Neuer Luechtergrund.

Angegeben ist die Häufigkeit der ermittelten Toxizitätsklassen.

| Toxizitäts- klasse | Verbringstellenbereich Neuer Luechtergrund | | | | | | | VSB Neuer Luechtergrund | |
|-----------------------|--------------------------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | Häufigkeit der Toxizitätsklasse | | | | | | | Häufigkeit Toxizitätsklasse | |
| | 2011 marine Bioteste | 2013 marine Bioteste | 2015 marine Bioteste | 2016 marine Bioteste | 2017 marine Bioteste | 2018 marine Bioteste | 2019 marine Bioteste | Summe 2011-2015 marine Bioteste | Summe 2016-2019 marine Bioteste |
| 0 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | 1 | 4 | Σ 7 | Σ 7 |
| I | | | | | 1 | 2 | | | Σ 3 |
| II | | 1 | 1 | | | 1 | | Σ 2 | Σ 1 |
| III | | | | | | 2 | | | Σ 2 |
| IV | | | | | | | | | |
| V | | | | | | | | | |
| VI | | | | | | | | | |
| Median | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | II | 0 | 0 | 0 |

4.4.3 Internationale Kriterien zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Schadstoffbelastungen

Die Schadstoffbelastung der Sedimente im Verbringstellenbereich und der Baggerabschnitte wird mit den von der OSPAR-Kommission (OSPAR 2009) verwendeten Kriterien, den Environmental Assessment Criteria (EAC) und den Effect Range Low-Werten (ERL), verglichen. Kriterien liegen nur für wenige Schwermetalle und organische Schadstoffe vor. Sie wurden für die Bewertung von Daten, die beim Monitoring von Schadstoffen in marinen Sedimenten und Biota aus dem Nordostatlantik anfallen, von der OSPAR-Kommission festgelegt (OSPAR 2009) und stellen keine Kriterien dar, die eine Handlung erfordern. ERL-Werte für weitere organische Schadstoffe (p,p'-DDE, HCB, γ -HCH und Dibutylzinn (DBT) wurden für den Qualitätszustandsbericht (QSR) 2009 des Trilateralen Wattenmessprogramms (TMAP) (Bakker et al. 2009) verwendet.

OSPAR verwendet EAC-Werte derzeit nur für die Bewertung der PCB-Konzentrationen. Diese beziehen sich für organische Schadstoffe auf Sedimente der Fraktion < 2 mm mit 2,5 Gewichtsprozent des gesamten organischen Kohlenstoffs (total organic carbon, TOC) und für Schwermetalle auf Sedimente der Fraktion < 2 mm mit 1 Gewichts-% TOC. **Bei Konzentrationen unterhalb der EACs wird davon ausgegangen, dass die Belastung nicht zu chronischen Effekten in marinen Spezies, einschließlich der empfindlichsten Arten, führen und dass sie damit kein signifikantes Risiko für die marine Umwelt darstellen.**

Für Schadstoffe in Sedimenten, für die eine Verwendung der derzeit vorliegenden EAC-Werte nicht empfohlen wurde, z. B. weil diese unterhalb der Hintergrundbelastungen liegen, wurde von OSPAR vorgeschlagen, zunächst von der US-Environmental Protection Agency (EPA) entwickelte Effect Range Low-Werte (ERL) (OSPAR 2014) zu verwenden, bis geeignete EAC-Werte zur Verfügung stehen. Die ERL wurden statistisch aus empirischen Untersuchungsergebnissen zur Schadstoffbelastung der Sedimente und biologischen Effekten abgeleitet. Die Ableitung der ERL bezieht sich auf das Gesamtsediment ohne Berücksichtigung von Korngrößeneffekten, um einen Vergleich mit biologischen Toxizitätstests zu ermöglichen. **Der ERL wird dabei nicht als Grenzwert verstanden (O'Connor 2004) sondern als Vergleichswert, der mit einer 10 %-igen Wahrscheinlichkeit zu toxischen Effekten in Biota führen kann⁵.** Bei Schadstoffkonzentrationen unterhalb der ERL-Werte werden nur selten negative Auswirkungen auf Organismen beobachtet. Für den Vergleich mit den EAC-Werten wurden die zu erwartenden PCB-Konzentrationen mit auf 2,5 % TOC-Gehalt normierten Schadstoffgehalten berechnet. Für den Vergleich mit den ERL-Kriterien wurden die zu erwartenden Schadstoffgehalte mit Konzentrationen in den Gesamtproben < 2 mm abgeschätzt.

Die Bewertung der Sedimente nach den von der OSPAR (OSPAR 2014) empfohlenen EAC/ERL-Kriterien im Verbringstellenbereich und dessen Umgebung anhand der ERL- und EAC-Werte ist im Vergleich der Verbringstelle zu den betrachteten Baggerabschnitten in der Tabelle 4-25 wiedergegeben. Es wurden für die Bewertung die Mittelwerte über alle Jahre (2016 bis 2019) verwendet, da zwischen den Jahren kaum Unterschiede zu erkennen sind (Abbildung 4-27).

Eine Überschreitung der EAC-Kriterien ist nur für das PCB 118 in den Sedimenten der Delegationsstrecke und dem feinkörnigen Material der Vorhäfen des NOK festzustellen.

Mit Ausnahme der Verbringstelle Neuer Luechtergrund und dem Baggerabschnitt 12 (Osteriff) werden die ERL-Kriterien für Quecksilber in allen Sedimenten der Tideelbe überschritten (Tabelle 4-25). Die Zinkgehalte in den Sedimenten variieren in diesem Bereich um den ERL und überschreiten diesen Wert in den Baggerabschnitten der Delegationsstrecke und des BA 2. Für den organischen Schadstoff p,p'-DDD wird für den Abschnitt östlich des BA 12 eine durchgehende Überschreitung festgestellt. Mit einem mittleren Gehalt von 2,22 µg/kg p,p'-DDE wird nur in den Sedimenten des Köhlbrands das ERL-Kriterium von 2,2 gering überschritten.

Für die Bewertung des Zustandes des Baggerguts mit einer Menge von 7,5 Mio. m³ bedeutet der Anteil von 3,5 Mio. m³ Material aus dem Baggerabschnitt 12 eine Verdünnung der Schadstoff-

⁵ Definition: "The ER-Low (Effects Range Low=ERL) value is defined as the lower tenth percentile of the data set of concentrations in sediments which were associated with biological effects. Adverse effects on organisms are rarely observed when concentrations fall below the ERL value ...", (OSPAR 2009)

gehalte. Dementsprechend überschreiten bei dieser Gesamtmenge nur die p,p'-DDD- und Hg-Konzentrationen die ERL-Kriterien (Tabelle 4-25).

Geringe Überschreitungen von ERL/EAC-Kriterien sind in einigen Hintergrundkonzentrationen der Bilanzräume der Tideelbe vor Brunsbüttel (8) und dem FFH-Elbeästuar vor Brunsbüttel (38) zu finden (Tabelle 4-26). Hier kann es durch die Zumischung von 3,5 Mio. m³ geringer belastetem Material aus dem BA 12 zu einer Unterschreitung der Kriterien kommen.

Tabelle 4-25: Bewertung der Sedimente des Verbringstellenbereichs 730/740 und der Baggerabschnitte über die Jahre (2016 - 2019) nach OSPAR (ERL und EAC)

Die Ergebnisse der EAC sind auf 2,5 Gew.-% Anteil TOC der Probe normiert, die ERL beziehen sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm in der Trockensubstanz

| Gruppe | Parameter | Einheit | EAC | ERL | NLG | BA12 | BA11 NOKVH | BA03 | BA02 | BA01 | Norderelbe BI.7 | Köhlbrand |
|------------------|-------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|------------|-------|-------|-------|-----------------|-----------|
| PCB | PCB 28 | µg/kg | 1,7 | | 0,42 | 0,26 | 0,48 | 0,34 | 0,39 | 0,38 | 0,64 | 0,61 |
| | PCB 52 | µg/kg | 2,7 | | 0,40 | 0,36 | 0,44 | 0,38 | 0,35 | 0,39 | 0,66 | 0,69 |
| | PCB 101 | µg/kg | 3 | | 0,81 | 0,89 | 1,11 | 0,92 | 0,92 | 1,01 | 1,56 | 1,40 |
| | PCB 118 | µg/kg | 0,6 | | 0,51 | 0,48 | 0,80 | 0,50 | 0,52 | 0,48 | 0,88 | 0,78 |
| | PCB 138 | µg/kg | 7,9 | | 1,31 | 1,51 | 2,04 | 1,60 | 1,62 | 2,05 | 2,50 | 2,49 |
| | PCB 153 | µg/kg | 40 | | 1,60 | 1,94 | 2,40 | 1,97 | 1,97 | 2,35 | 3,34 | 3,09 |
| | PCB 180 | µg/kg | 12 | | 0,67 | 1,00 | 1,47 | 1,21 | 1,27 | 1,63 | 2,24 | 2,23 |
| SM | Blei | mg/kg | | 47 | 6,1 | 8,0 | 27,0 | 25,3 | 24,5 | 24,0 | 35,0 | 30,0 |
| | Cadmium | mg/kg | | 1,2 | 0,11 | 0,15 | 0,52 | 0,60 | 0,66 | 0,61 | 0,79 | 1,08 |
| | Chrom | mg/kg | | 81 | 10,4 | 14,7 | 37,1 | 34,2 | 31,5 | 32,7 | 30,9 | 25,3 |
| | Kupfer | mg/kg | | 34 | 2,6 | 4,1 | 16,5 | 16,9 | 17,3 | 17,3 | 29,1 | 31,0 |
| | Quecksilber | mg/kg | | 0,15 | 0,06 | 0,09 | 0,29 | 0,35 | 0,34 | 0,36 | 0,49 | 0,52 |
| | Zink | mg/kg | | 150 | 20,5 | 36,4 | 133 | 145 | 153 | 140 | 198 | 216 |
| PAK | Naphthalen | mg/kg | | 0,16 | 0,017 | 0,021 | 0,057 | 0,029 | 0,039 | 0,041 | 0,038 | 0,047 |
| | Phenanthren | mg/kg | | 0,24 | 0,025 | 0,034 | 0,087 | 0,049 | 0,061 | 0,075 | 0,087 | 0,097 |
| | Anthracen | mg/kg | | 0,085 | 0,011 | 0,013 | 0,027 | 0,015 | 0,019 | 0,024 | 0,031 | 0,035 |
| | Fluoranthren | mg/kg | | 0,6 | 0,034 | 0,044 | 0,124 | 0,075 | 0,089 | 0,109 | 0,147 | 0,166 |
| | Pyren | mg/kg | | 0,665 | 0,025 | 0,033 | 0,100 | 0,061 | 0,071 | 0,088 | 0,125 | 0,134 |
| | Benzo(a)anthracen | mg/kg | | 0,261 | 0,017 | 0,019 | 0,064 | 0,034 | 0,041 | 0,051 | 0,074 | 0,080 |
| | Chrysen | mg/kg | | 0,384 | 0,015 | 0,020 | 0,058 | 0,033 | 0,061 | 0,049 | 0,072 | 0,082 |
| | Benzo(a)pyren | mg/kg | | 0,43 | 0,014 | 0,016 | 0,056 | 0,034 | 0,041 | 0,046 | 0,076 | 0,079 |
| | Indeno(1,2,3-cd) | mg/kg | | 0,24 | 0,016 | 0,015 | 0,044 | 0,029 | 0,027 | 0,037 | 0,087 | 0,085 |
| Benzo(g,h,i)pery | mg/kg | | 0,085 | 0,018 | 0,018 | 0,057 | 0,029 | 0,036 | 0,045 | 0,074 | 0,085 | |
| CB | Hexachlorbenzol | µg/kg | | 20 | 0,32 | 0,43 | 2,07 | 1,43 | 1,77 | 2,20 | 3,18 | 4,21 |
| HCH | g-Hexachlorcycl | µg/kg | | 3 | 0,06 | 0,06 | 0,08 | 0,06 | 0,07 | 0,11 | 0,11 | 0,12 |
| DDX | p,p'-DDE | µg/kg | | 2,2 | 0,23 | 0,35 | 1,29 | 0,76 | 0,99 | 1,35 | 1,91 | 2,22 |
| | p,p'-DDD | µg/kg | | 2 | 0,60 | 1,08 | 4,10 | 2,33 | 3,01 | 3,73 | 6,41 | 6,46 |
| OZV | Dibutylzinn | µg OZK/kg | | 190 | 1,78 | 1,83 | 7,33 | 4,15 | 5,81 | 8,72 | 9,74 | 10,48 |

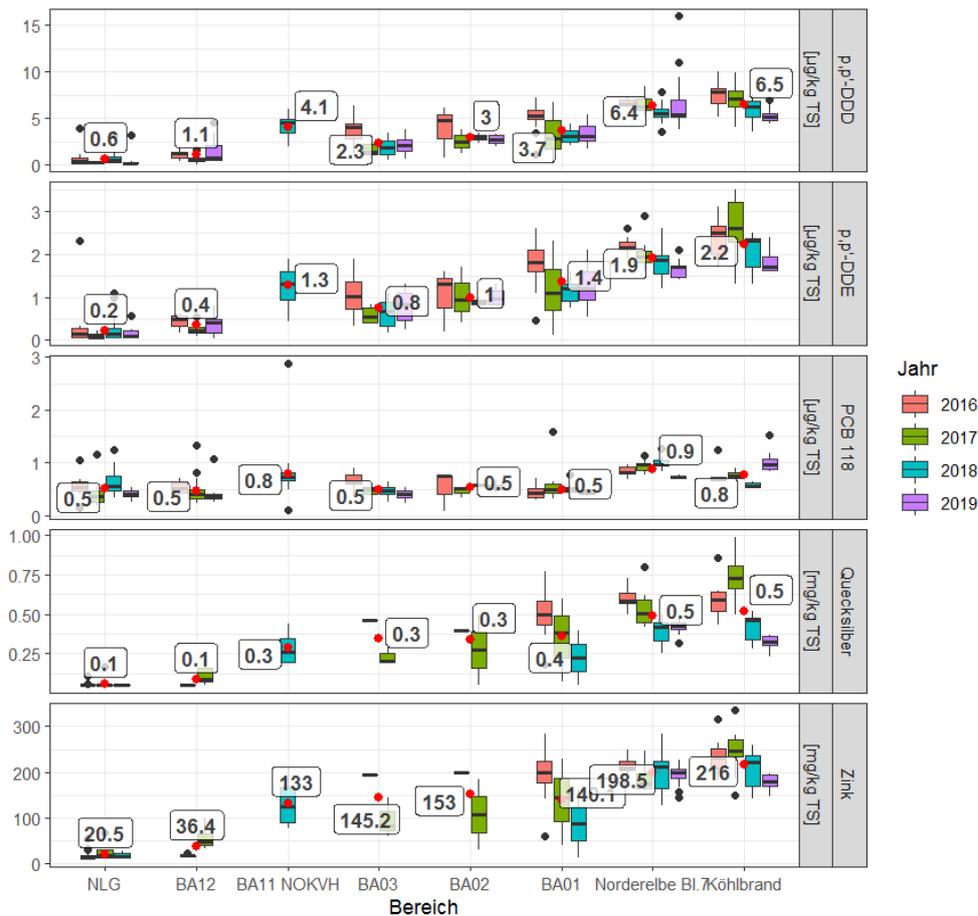


Abbildung 4-27: Boxplot der EAC/ERL Kriterien überschreitenden Schadstoffparameter

Tabelle 4-26: Hintergrundbelastung der Sedimente in den Analysepolygonen nach den EAC/ERL Umweltkriterien

| Nummer | Gebiet | ppDDD µg/kg | ppDDE µg/kg | Hg µg/kg | Zn µg/kg | PCB118* µg/kg |
|----------|-----------------------------------------|----------------|----------------|-------------|-------------|------------------|
| 2 | Duhner Watt | 0,56 | 0,21 | 0,10 | 44 | 0,55 |
| 3 | Medemgrund | 0,79 | 0,30 | 0,13 | 54 | 0,58 |
| 4 | Uferbereich Cux | 0,62 | 0,24 | 0,11 | 46 | 0,56 |
| 8 | Tideelbe vor Brunsb. | 1,65 | 0,64 | 0,16 | 60 | 0,62 |
| 10 | Dithmarscher Bucht | 0,84 | 0,34 | 0,12 | 50 | 0,59 |
| 11 | Uferbereich SH Watten | 0,93 | 0,37 | 0,13 | 53 | 0,59 |
| 12 | SH Watten nördl. | 0,83 | 0,32 | 0,13 | 51 | 0,58 |
| 22 | Aussenelbe Nord | 0,66 | 0,25 | 0,11 | 49 | 0,60 |
| 25 | Hamburgisches Wattenmeer SO | 0,60 | 0,22 | 0,12 | 56 | 0,59 |
| 32 | Tideelbe vor Otterndorf | 1,30 | 0,50 | 0,14 | 58 | 0,59 |
| 34 | Neufelder Sand | 1,23 | 0,48 | 0,14 | 57 | 0,58 |
| 35 | Grimmershörner Bucht | 0,57 | 0,22 | 0,10 | 43 | 0,55 |
| 37 | Medemgrund S | 0,72 | 0,28 | 0,12 | 50 | 0,57 |
| 38 | FFH Elbaestuar vor Brunsb. | 1,64 | 0,65 | 0,15 | 60 | 0,61 |
| 53 | Uferbereich Cux Otterndorf Ostemuendung | 1,15 | 0,44 | 0,14 | 57 | 0,58 |
| 54 | Cux_Hafen | 0,60 | 0,23 | 0,11 | 45 | 0,56 |
| ERL/EAC* | | 2 | 2,2 | 0,15 | 150 | 0,60 |

4.4.4 Bioakkumulation

Insgesamt kommt der Bericht zur Anfangsbewertung der deutschen Nordsee des Bund-Länder-Messprogrammes aus dem Jahr 2012 zu dem Schluss, dass die Kontamination in der deutschen Nordsee durch gefährliche Stoffe weiterhin hoch ist und das Gesamtökosystem beeinträchtigt. Dabei kommt es durch die Bioakkumulation insbesondere in Organismen der höheren Trophieebenen zu negativen Auswirkungen (BMU 2012a). Seitens OSPAR wird berichtet, dass die Konzentrationen verschiedener Schadstoffe in Sedimenten und Organismen der Nordsee oftmals ‚nicht akzeptabel‘ sind; weiterhin werden ökotoxikologische Grenzwerte überschritten und biologische Effekte sind somit nicht auszuschließen (BMU 2012a). Ebenfalls wird in der Anfangsbewertung darauf verwiesen, dass Schadstoffe in der Nordsee zum Teil in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationsbereichen liegen und, dass viele der persistenten, bioakkumulativen und toxischen Stoffe in den nächsten Jahrzehnten noch in erheblichen Konzentrationen in der Meeresumwelt zu finden sein werden. An vielen untersuchten Monitoringstationen der Nordsee sind die Konzentrationen ausgewählter Schadstoffe in Biota laut OSPAR ‚nicht akzeptabel‘ und toxische Effekte können nicht ausgeschlossen werden. In der Nordsee sind die Konzentrationen an organischen (z. B. PCB, DDX und TBT) und anorganischen Schadstoffen in Biota besonders hoch. Neben weiteren Störfaktoren stellt die Schadstoffbelastung ein erhöhtes gesundheitliches Risiko von Organismen in der Nordsee dar (BMU 2012b).

Nachfolgend werden die Daten von Monitoringprogrammen zur Schadstoffbelastung in Biota (siehe Kapitel 3.5.3) dargestellt, deren Probenahmestationen innerhalb oder nahe der BZR liegen:

Schleswig-Holstein

In Filets von Fischen aus dem Elbeästuar lagen die Konzentrationen für HCB und HCBd in 2013 und 2016 jeweils unter den UQN_{Biota} . Wie auch in den anderen untersuchten Fließgewässern lagen die Quecksilbergehalte in Fischen aus dem Elbeästuar deutlich über der UQN_{Biota} von $20 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Jarosch & Brunke 2018).

UPB - Umweltprobenbank des Bundes

In der Muskulatur von Aalmuttern und den Vogeleiern von Silbermöwen, die in den Jahren 2016 bis 2020 in der Meldorfer Bucht bzw. auf der Insel Trischen von der UPB analysiert wurden, überschritten die Quecksilbergehalte die UQN_{Biota} deutlich, während die UQN_{Biota} für das HCB stets eingehalten wurde (siehe Tabelle 4-27 und Tabelle 4-28). In den verschiedenen Jahren gab es nur geringe Konzentrationsunterschiede der untersuchten Analyten in den Aalmuttern und den Vogeleiern.

Tabelle 4-27: Konzentrationen verschiedener Analyten in µg/kg FG in der Muskulatur von Aalmuttern (*Zoarces viviparus*) im Hauptprielsystem der Melderfer Bucht

| Analyt-/Analytgruppe | Parameter | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | UQN _{Biota} |
|------------------------|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|----------------------|
| Metalle und Metalloide | Arsen* | 2907 | 2359 | 2249 | 1835 | n. b. | |
| | Kupfer* | 248 | 202 | 220 | 225 | n. b. | |
| | Quecksilber* | 96,2 | 82,6 | 65,7 | 88,2 | n. b. | 20 |
| | Blei* | 6,14 | 1,34 | 4,83 | 2,58 | n. b. | |
| DDT und Metabolite | p,p'-DDE | 1,00 | 1,60 | n.b. | 0,80 | n. b. | |
| | p,p'-DDD | 0,64 | 0,77 | n.b. | 0,62 | n. b. | |
| HCB | HCB | 0,18 | 0,11 | n.b. | 0,09 | 0,11 | 10 |
| HCH | γ-HCH | 0,01 | 0,06 | n.b. | 0,06 | n. b. | |
| | α-HCH | 0,04 | 0,09 | n.b. | 0,04 | n. b. | |
| PCB | PCB 101 | 0,14 | 0,52 | n.b. | n.b. | 0,35 | |
| | PCB 118 | 0,30 | 0,72 | n.b. | n.b. | 0,56 | |
| | PCB 138 | 1,80 | 2,60 | n.b. | n.b. | 2,00 | |
| | PCB 153 | 3,30 | 4,00 | n.b. | n.b. | 3,40 | |
| | PCB 180 | 0,31 | 0,50 | n.b. | n.b. | 0,44 | |
| sonstiges | Wassergehalt (%) | 78,2 | 78,0 | 78,0 | 76,8 | n. b. | |

FG = Frischgewicht, n. b. = nicht bestimmt. Der Wassergehalt ist in % angegeben. Für das Hg und HCB ist zusätzlich die UQN_{Biota} angegeben. *Die Werte wurden in der Datenbank bezogen auf das Trockengewicht angegeben und mit Hilfe des Wassergehaltes bezogen auf das Frischgewicht umgerechnet: Konzentration in FG = Konzentration in TG * (100-Wassergehalt[%])/100. Quelle: Umweltbundesamt (2021)

Tabelle 4-28: Konzentrationen verschiedener Analyten in µg/kg FG in Eiern der Silbermöwe (*Larus larus*) auf der Insel Trischen.

| | Parameter | 2017 | 2019 |
|------------------------|------------------|------------|------------|
| Metalle und Metalloide | Arsen* | 107 | 103 |
| | Kupfer* | 542 | 589 |
| | Quecksilber* | 279 | 337 |
| | Blei* | 2,74 | 3,28 |
| DDT und Metabolite | p,p'-DDE | 111 | 82 |
| | p,p'-DDD | 0,39 | 0,38 |
| HCB | HCB | 4,03 | 7,00 |
| HCH | β-HCH | 2,78 | 2,33 |
| OCS | OCS | 0,33 | 0,47 |
| PCB | PCB 101 | 8,80 | 5,83 |
| | PCB 118 | 34,8 | 27,5 |
| | PCB 138 | 176 | 127 |
| | PCB 153 | 317 | 204 |
| | PCB 180 | 56,5 | 50,3 |
| sonstiges | Wassergehalt (%) | 77,4 | 76,8 |

FG = Frischgewicht, n. b. = nicht bestimmt. Der Wassergehalt ist in % angegeben. Für das Hg und HCB ist zusätzlich die UQN_{Biota} angegeben. *Die Werte wurden in der Datenbank bezogen auf das Trockengewicht angegeben und mit Hilfe des Wassergehaltes bezogen auf das Frischgewicht umgerechnet: Konzentration in FG = Konzentration in TG * (100-Wassergehalt[%])/100. Quelle: Umweltbundesamt (2021)

TMAP/Vogeleier

Insgesamt sind das Elbeästuar und die innere Deutsche Bucht Kontaminationsschwerpunkte der Chemikalienbelastung von Vogeleiern im Wattenmeer. In einer assoziierten Studie wurden die Effekte von Schadstoffen auf den Reproduktionserfolg und das Wachstum von vier Vogelarten untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Schadstoffbelastung insgesamt nicht eindeutig mit den Reproduktionsparametern korreliert. Ausschließlich der Bruterfolg von Sturmmöwen (*Larus cannus*) im Elbeästuar war - möglicherweise durch die Belastung mit HCB, DDE und HCH - beeinträchtigt (Becker & Cifuentes 2004). In Abbildung 4-28 bis Abbildung 4-30 sind die Konzentrationen ausgewählter Analyten in Vogeleiern des Austernfischers und der Flusseeeschwalbe in 2019 dargestellt. Die Konzentrationen an Hg, b-HCH, HCB, der Summe 7 PCB sowie der DDT-Metabolite p,p'-DDD und p,p'-DDE waren in beiden Spezies jeweils ähnlich. Insbesondere Vogeleier der Station Neufelderkoog zeigten eine höhere Belastung an Hg, b-HCH, HCB, der DDT-Metabolite und der Summe der 7 PCB zumindest bei einer der beiden Spezies an. In Dieksander Koog Nord war die Belastung an Hg in Eiern des Austernfischers höher als an den anderen Stationen. Die niedrigsten Konzentrationen wurden häufig an der westlichsten (Mellum bzw. Baltrum) oder nördlichsten Station (Hooge) bestimmt.

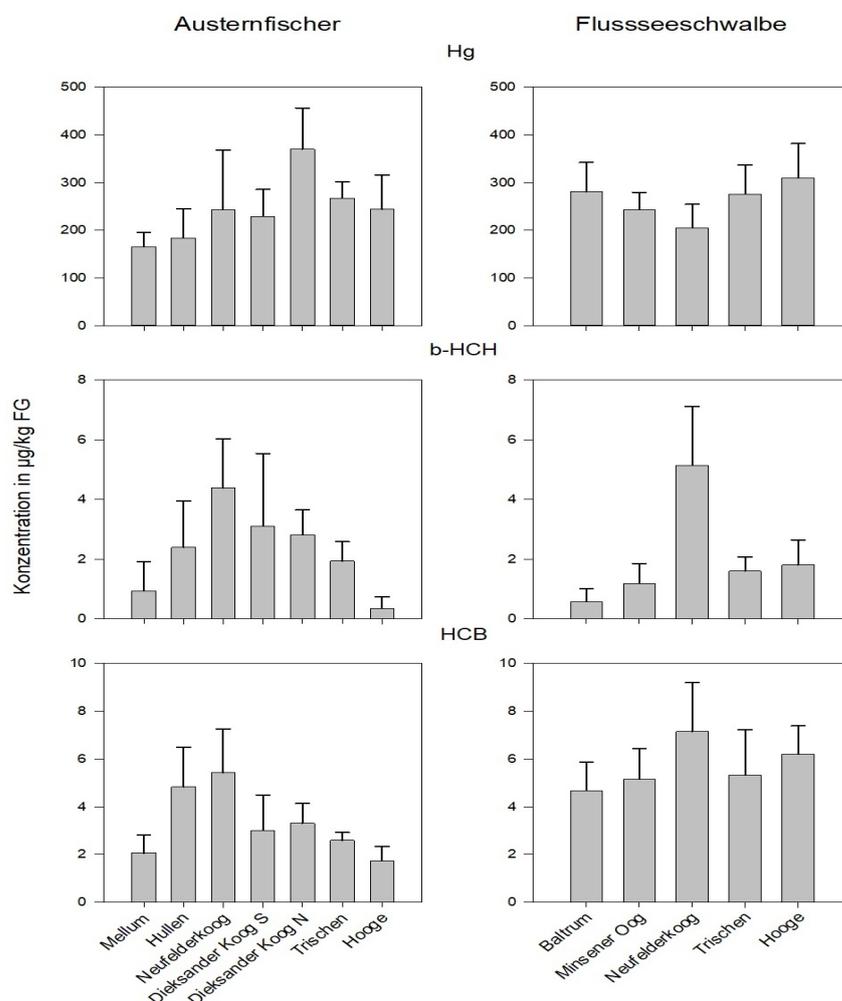


Abbildung 4-28: Konzentrationen an Hg, b-HCH und HCB in Eiern des Austernfischers und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tidelbe in 2019
FG = Frischgewicht

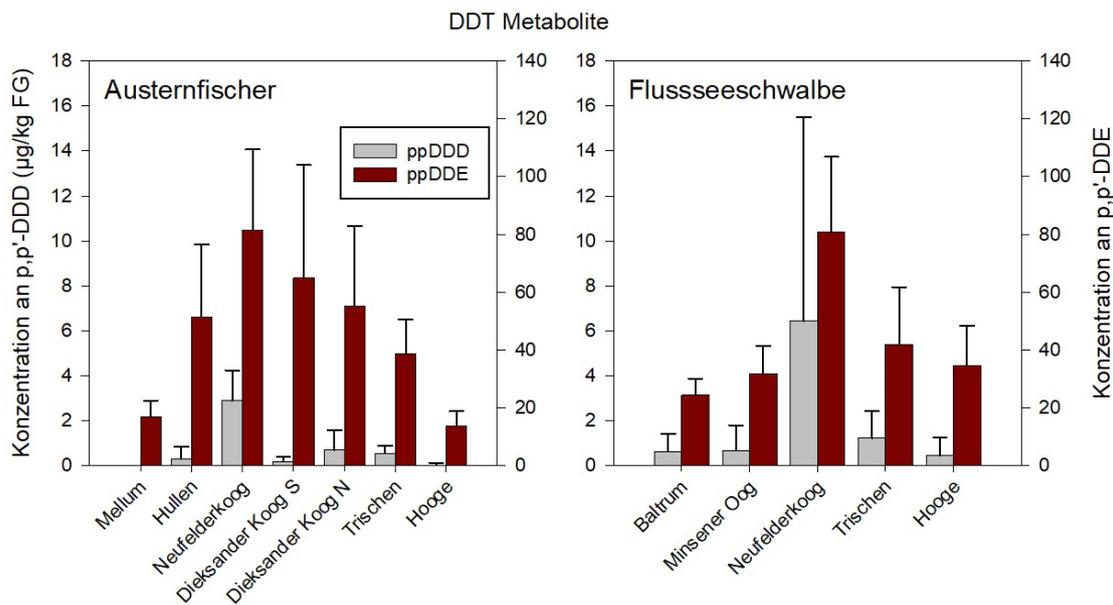


Abbildung 4-29: Konzentrationen der DDT Metabolite p,p'-DDD und p,p'-DDE im Austernfischer und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tidelbe in 2019.

FG = Frischgewicht

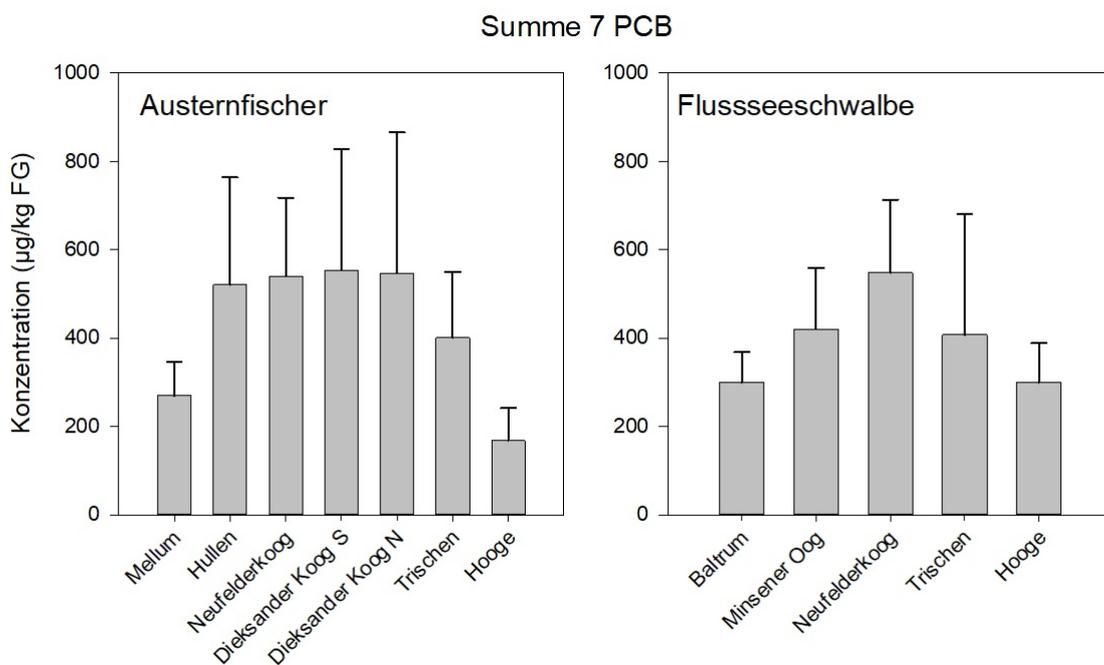


Abbildung 4-30: Konzentrationen der Summe an 7 PCB-Kongeneren (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) im Austernfischer und der Flusseeeschwalbe an den untersuchten Stationen in der deutschen Bucht und der Tidelbe in 2019.

FG = Frischgewicht

FGG Elbe

In Rahmen des koordinierten Messprogramms (KEMP) der FGG Elbe im deutschen Abschnitt der Elbe in 2016 (siehe Ad-hoc-AG Schadstoffe der AG Oberflächengewässer der FGG Elbe 2018) wurden in den Miesmuscheln in Cuxhaven die UQN_{Biota} für die beiden PAK Fluoranthen

und Benz(a)pyren eingehalten (siehe Tabelle 4-29). Die höchsten Konzentrationen für diese beiden PAK wurden jeweils in Dreikantmuscheln in Seemannshöft für das Benzo(a)pyren und in Wittenberg für das Fluroanthen gefunden. Die Konzentrationen weiterer in den Miesmuscheln bestimmten Analyten waren im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten nicht erhöht.

Tabelle 4-29: Konzentrationen relevanter Schadstoffe im Weichkörper von Miesmuscheln in Cuxhaven

| Analyt/-gruppe | Parameter | Messwert | UQN _{Biota} |
|----------------------------------------------|-------------------------|----------|----------------------|
| DDT und Metabolite | o,p'-DDD | 2,4 | |
| | o,p'-DDE | 0,27 | |
| | o,p'-DDT | < 0,20 | |
| | p,p'-DDD | 3,1 | |
| | p,p'-DDE | 2 | |
| | p,p'-DDT | < 0,20 | |
| HCB | HCB | 0,14 | |
| HCBD | HCBD | 0,46 | |
| HCH | α-HCH | < 0,10 | |
| | β-HCH | < 0,10 | |
| | γ-HCH/Lindan | < 0,10 | |
| Polychlorierte Biphenyle | PCB 28 | < 0,10 | |
| | PCB 52 | 0,26 | |
| | PCB 101 | 1,8 | |
| | PCB 118 | 1,1 | |
| | PCB 138 | 3,7 | |
| | PCB 153 | 4,5 | |
| | PCB 180 | 0,59 | |
| | Summe 7 PCB | 12,05 | |
| | Acenaphthen | 0,54 | |
| | Acenaphthylen | 1,5 | |
| Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe | Anthracen | 0,51 | |
| | Benzo(a)anthracen | 2,5 | |
| | Benzo[k][+j]fluoranthen | 3,6 | |
| | Benzo(a)pyren | 1,7 | 5 |
| | Benzo(b)fluoranthen | 5,9 | |
| | Chrysen(+Triphenylen) | 3,7 | |
| | Benzo(g,h,i)perylen | 1,9 | |
| | Dibenz(a,h)anthracen | 0,39 | |
| | Fluoranthen | 4,4 | 30 |
| | Fluoren | 1,2 | |
| | Indeno(1,2,3-cd)pyren | 1,6 | |
| | Phenanthren | 5,8 | |
| | Pyren | 6,1 | |
| Summe PAK | 41,2 | | |
| Sons- tiges | Fettgehalt (%) | 1,14 | |
| | Wassergehalt (%) | 86,6 | |

Die Daten wurden 2016 im Rahmen des Monitorings der FGG Elbe erhoben. Die Konzentrationen sind in µg/kg angegeben und beziehen sich auf das Frischgewicht (FG). Für die beiden PAK Fluoranthen und Benzo(a)pyren ist die UQN_{Biota} angegeben. Zusätzlich zu den Schadstoffen sind der Fett- und Wassergehalt des untersuchten Gewebes angegeben. Quelle: FGG Elbe (2021).

In den Fischen (Stinte und Brassen) wurden an allen untersuchten Standorten entlang der Elbe die UQN_{Biota} für Hg überschritten, wobei die Konzentrationen in den Fischen stromab der Elbe tendenziell abnahmen und in Cuxhaven $130 \mu\text{g/kg}$ Hg bezogen auf das Frischgewicht gefunden wurden (siehe Tabelle 4-30). Die UQN_{Biota} für HCB und HCBd wurden an allen Messstellen entlang der Elbe eingehalten (Ad-hoc-AG Schadstoffe der AG Oberflächengewässer der FGG Elbe 2018).

Tabelle 4-30: Konzentrationen relevanter Schadstoffe in der Muskulatur von Stinten in Brunsbüttelkoog und Cuxhaven

| | Analyt/-gruppe | Abkürzung | Brunsbüttelkoog | Cuxhaven | UQN_{Biota} | |
|---------------------------|-----------------------------|---------------|-----------------|----------|----------------------|--|
| Me- talle | Blei | Pb | < 20 | < 21 | | |
| | Cadmium | Cd | < 11 | < 11 | | |
| | Quecksilber | Hg | 158 | 127 | 20 | |
| organische Schadstoffe | Hexachlorbenzol | HCB | 0,68 | 0,47 | 10 | |
| | Hexachlorbutadien | HCBd | 0,014 | < 0,010 | 55 | |
| | Hexachlorcyclohexan | α -HCH | | 0,06 | 0,039 | |
| | | β -HCH | | 0,4 | 0,32 | |
| | | γ -HCH | | 0,029 | 0,045 | |
| | polychlorierte Biphenyle | PCB 28 | | 0,28 | 0,26 | |
| | | PCB 52 | | 1,4 | 1,1 | |
| | | PCB 101 | | 4,6 | 4,1 | |
| | | PCB 118 | | 2,2 | 2 | |
| | | PCB 138 | | 5,5 | 5,9 | |
| | | PCB 153 | | 12 | 12 | |
| PCB 180 | | | 3,3 | 3,4 | | |
| Summe 7 PCB | | 29,28 | 28,76 | | | |
| Pentachlorbenzol | PeCB | | 0,081 | 0,053 | | |
| Sons- tiges | Fettgehalt (%) | | 2,1 | 1,6 | | |
| | Wassergehalt (%) | | 80,9 | 79,7 | | |

Die Daten wurden 2016 im Rahmen des Monitorings der FGG Elbe erhoben. Die Konzentrationen sind in $\mu\text{g/kg}$ angegeben und beziehen sich auf das Frischgewicht (FG). Für Hg, HCB und HCBd sind die UQN_{Biota} angegeben (grau schattiert). Die UQN_{Biota} für das Hg wird an beiden Messstellen überschritten (rot). Zusätzlich zu den Schadstoffen sind der Fett- und Wassergehalt des untersuchten Gewebes angegeben. < = < Bestimmungsgrenze. Quelle: FGG Elbe (2021)

HPA: E3 Nordseegarnelen

Von den im Auftrag der HPA durchgeführten Schadstoffanalysen in den Nordseegarnelen liegen der BfG die Daten von 2016 bis 2020 vor. Die Nordseegarnelen wurden in verschiedenen Gebieten (#1, 2, 2b, 3, 4, 5) in der südlichen Nordsee gefischt (siehe Abbildung 3-6), wobei jeweils, je nach Menge der gefischten Tiere, aus dem Weichkörper der Tiere (Schwanz) zwischen ein bis fünf Poolproben für die chemischen Analysen hergestellt wurden. Die Nordseegarnelen wurden auf Metalle und Metalloide (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), DDT und Metabolite (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE, o,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD), HCB, HCH (a-, b-, g-HCH), PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), Octachlorstyrol und Organozinnverbindungen (MBT, DBT, TBT und TeBT) analysiert. Von diesen lagen folgende Analyten stets unter der Bestimmungsgrenze von $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ TG: o,p'-DDD, o,p'-DDE, o,p'-DDT, p,p'-DDT, HCB,

die HCH-Isomere, die PCB Kongenere 28, 52, 101. Zusätzlich zu den Analyten wurden der Wasser- und der Lipidgehalt der Proben bestimmt. Anhand des Wassergehaltes können die auf das Trockengewicht bezogenen Schadstoffkonzentrationen auf das Frischgewicht umgerechnet werden⁶, wobei man von einem mittleren Wassergehalt von $76,7 \pm 0,6 \%$ ⁷ ausgehen kann.

In der Tabelle 4-30 sind die Schadstoffkonzentrationen im Weichkörper der Nordseegarnelen aufgelistet. Pb, p,p'-DDD, PCB 118, PCB138, MBT und TeBT konnten jeweils nur in wenigen Proben quantifiziert werden. Auch die Konzentration der übrigen PCB-Kongenere, p,p'-DDE und DBT konnten in vielen Proben nicht bestimmt werden. Abbildung 4-28 bis Abbildung 4-30 zeigen die Konzentrationen ausgewählter Analyten in den Nordseegarnelen. Die Konzentrationen an As variierten zwischen 10 und 30 $\mu\text{g kg}^{-1}$ TG, wobei im Gebiet 5 und im Jahr 2019 tendenziell höhere Werte gefunden wurden. Die Konzentrationen an Cd und Cu waren in Nordseegarnelen aus dem Gebiet 1 am höchsten. In 2019 waren die Werte an Cd in allen Gebieten höher als in den anderen Jahren (vereinzelt bis max. Faktor 5). Die Konzentrationen an p,p'-DDE waren ebenfalls in den Nordseegarnelen aus dem Gebiet 1 am höchsten. Sie nahmen im Gebiet 1 seit dem Jahr kontinuierlich ab und lagen im Jahr 2020 in allen Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze. In Nordseegarnelen aus den Gebieten 2b, 4 und 5 konnte p,p'-DDE nicht quantifiziert werden. Für das PCB153 wurden in allen Gebieten in 2016 die höchsten Werte gefunden, während dieser Analyt in 2018 bis 2020 in den Gebieten 2b, 3, 4 und 5 nicht quantifiziert werden konnte. Die Konzentrationen an TBT und DBT in den Nordseegarnelen unterschieden sich in den verschiedenen Gebieten deutlich voneinander: So wurden im Gebiet 1 mit bis zu 80 $\mu\text{g OZK kg}^{-1}$ TG die höchsten Werte und in Gebiet 5 mit ca. 5 $\mu\text{g OZK kg}^{-1}$ TG die niedrigsten Werte gefunden. Im Gebiet 3 wurden für beide Analyten mit etwa 20 $\mu\text{g TBT-Kation kg}^{-1}$ TG bzw. 2 $\mu\text{g DBT-Kation kg}^{-1}$ TG die zweithöchste Belastung an Organozinnverbindungen gemessen. Hg wies in allen Untersuchungen Konzentrationen unterhalb 0,1 mg kg^{-1} FG auf. Somit liege die Werte deutlich unterhalb der UQN. Insgesamt sind die Konzentrationen vieler Schadstoffe in den Nordseegarnelen niedrig. Im Vergleich der untersuchten Gebiete weisen Nordseegarnelen in Gebiet 1 (Tideelbe vor Cuxhaven) höhere Belastungen mit einigen organischen Schadstoffen sowie Cu und Cd auf.

4.5 Fauna

4.5.1 Makrozoobenthos

Im Elbeabschnitt von Elbe-km 720 bis 745 kommen vor allem mobile Makrozoobenthosarten vor, aber auch sessile Arten, wie z. B. Muscheln. Tabelle 4-31 listet alle gefundenen Arten mit ihren Individuendichten auf. Am häufigsten sind vor allem die Anneliden *Marenzelleria viridis* (im Mittel 1385 Individuen m^{-2}) und die Crustaceen (Krebstiere) *Bathyporeia pilosa* (1731 Ind. m^{-2}); Muscheln kommen in relativ hoher Individuendichte vor. Insbesondere die im Sediment vergrabend lebenden Scheidenmuscheln *Ensis directus* (im Mittel 770 Ind. m^{-2}) und *Ensis magnus* (im Mittel 880 Ind. m^{-2}). *E. magnus* ist mit der Kategorie 3 in der Roten Liste als gefährdet aufgeführt, allerdings weisen die Individuendichten der beiden *Ensis* Arten extreme Schwankungen von einem zum nächsten Jahr auf. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den hohen Abundanzzahlen um Neubesiedelungen dieser Arten handelt, die dann aber

⁶ Konzentration in FG = Konzentration in TG * (100 - Wassergehalt (%))/100

⁷ Mittelwert aller Proben (n=67) aus 2016 bis 2020.

nicht erfolgreich sind, so dass kaum junge Tiere überleben; im Mündungstrichter der Tideelbe wurden keine adulten Individuen der Gattung *Ensis* gefunden.

In den Wattbereichen Niedersächsisches Wattenmeer, Hamburgisches Wattenmeer und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer können für gewöhnlich die gleichen Arten angetroffen werden wie in den sublitoralen Bereich des Mündungstrichters der Tideelbe, wobei die Abundanz meist deutlich höher ist als im Sublitoral des Ästuars (vgl. Tabelle 4-31). Die Makrozoobenthosfauna der Wattbereiche ist deutlich weniger intensiv untersucht als das Sublitoral, mit Ausnahme der eulitoralen Muschelbänke von *M. edulis*, die vor allem im Hamburgischen Wattenmeer (BZR 25) und im Duhner Watt (BZR 2) vorkommen. Generell kann von einer etwa ähnlichen Artenzusammensetzung von Eulitoral (Watt) und Sublitoral (tiefere Bereiche im Mündungstrichter die nicht trockenfallen) ausgegangen werden, mit dem Unterschied, dass Arten, die längere Trockenfallzeiten nicht vertragen, in den Wattbereichen deutlich seltener vorkommen. Das heißt, empfindlichere Arten kommen in den Wattbereichen mit deutlich geringeren Abundanzen vor, während an die Bedingungen im Watt angepasste Arten dort mit höheren Abundanzen vorkommen.

Tabelle 4-31: Vorkommende MZB-Arten mit Abundanzangaben in Individuen pro Quadratmeter

Die Gefährdungskategorien von Rote Liste Arten (3 = gefährdet, V = Vorwarnstufe, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes) ist in Klammern hinter den Artnamen angegeben. Arten die im Untersuchungsgebiet präsent waren, aber sich nicht quantitativ erfassen lassen sind mit + markiert. Abundanzdaten für das Elbeästuar (EI) aus BfG Daten und Abundanzdaten für das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer (Watt SH) aus Reimers (2003) und Abundanzen für das Hamburgische Wattenmeer (Watt HH) aus Umland (2020) Quantitative Angaben (+) für den Bereich Watt wurden dem Wadden Sea Quality Status Report Makrozoobenthos (Drent et al. 2017) entnommen.

| | | EI | Watt SH | Watt HH | | EI | Watt SH | Watt HH |
|----------|------------------------------|-----|---------|---------|-----------------------------------|------|---------|---------|
| Bryozoa | | | | | | | | |
| | <i>Einhornia crustulenta</i> | + | | | <i>Bowerbankia gracilis</i> | + | | |
| | <i>Electra pilosa</i> | + | | | | | | |
| Cnidaria | | | | | | | | |
| | <i>Obelia longissima</i> | + | | | <i>Sertularia cupressina</i> (G) | + | | |
| | <i>Obelia</i> sp. | 10 | | | <i>Hydrozoa indet.</i> | + | | |
| Nemertea | | | | | | | | |
| | Nemertea indet. | 42 | | | | | | |
| Annelida | | | | | | | | |
| | <i>Tubificoides benedii</i> | 460 | 12800 | | <i>Marenzelleria</i> sp. | 6163 | | |
| | <i>Tubificinae</i> indet. | 30 | | | <i>Marenzelleria viridis</i> | 1385 | | |
| | <i>Glycera alba</i> | 10 | | | <i>Polydora cornuta</i> | 315 | | |
| | <i>Goniada maculata</i> | 20 | | | <i>Pygospio elegans</i> | 110 | 600 | |
| | <i>Nephtys caeca</i> | 35 | | | <i>Spio goniocephala</i> | 100 | | |
| | <i>Nephtys cirrosa</i> | 165 | | | <i>Spio martinensis</i> | 41 | | |
| | <i>Nephtys hombergii</i> | 220 | 600 | 42 | <i>Spio</i> sp. | 10 | | |
| | <i>Nephtys longosetosa</i> | 24 | | | <i>Streblospio shrubsolii</i> (V) | 360 | | |
| | <i>Nephtys</i> sp. | 230 | | | <i>Cauterella killariensis</i> | 280 | | |
| | <i>Alitta succinea</i> | 145 | | | <i>Lanice conchilega</i> | 10 | + | |
| | <i>Hediste diversicolor</i> | 10 | 1000 | 351 | <i>Arenicola marina</i> | 10 | + | 33 |

| | | EI | Watt SH | Watt HH | | EI | Watt SH | Watt HH |
|--------------|--------------------------------|-----|------------|------------|-----------------------------------------|------|------------|------------|
| | <i>Nereis pelagica</i> | 20 | | | <i>Capitella capitata</i> | 137 | | 8 |
| | Nereididae indet. | 30 | | | <i>Capitella sp.</i> | 10 | | |
| | <i>Eteone longa</i> | 94 | | 78 | <i>Heteromastus filiformis</i> | 170 | 8600 | 2266 |
| | <i>Eulalia viridis</i> | 10 | | | <i>Capitellidae indet.</i> | 10 | + | |
| | <i>Hypereteone foliosa</i> | 10 | | | <i>Ophelia limacina</i> | 20 | | |
| | <i>Phyllodoce mucosa</i> | 10 | | | <i>Scolelepis Scolelepis squamata</i> | 77 | | |
| | <i>Magelona johnstoni</i> | 17 | | | <i>Scolelepis sp</i> | 10 | | |
| | <i>Magelona mirabilis</i> | 212 | | | <i>Scoloplos Scoloplos armiger</i> | 68 | + | 228 |
| | <i>Magelona sp.</i> | 23 | | | <i>Scoloplos sp.</i> | 15 | | |
| | <i>Aonides oxycephala</i> | 10 | | | <i>Paraonis fulgens</i> | 100 | | |
| Amphipoda | | | | | | | | |
| | <i>Corophium arenarium</i> (3) | 70 | | | <i>Bathyporeia elegans</i> | 101 | | |
| | <i>Corophium volutator</i> | 230 | | 29 | <i>Bathyporeia gracilis</i> | 30 | | |
| | <i>Gammarus locusta</i> (V) | 10 | | | <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> | 20 | | |
| | <i>Gammarus salinus</i> | 60 | | | <i>Bathyporeia pelagica</i> | 608 | | |
| | <i>Haustorius arenarius</i> | 402 | | | <i>Bathyporeia pilosa</i> | 1731 | | |
| | <i>Microprotopus maculatus</i> | 40 | | | <i>Bathyporeia sarsi</i> | 225 | | |
| | <i>Pontocrates altamarinus</i> | 25 | | | <i>Bathyporeia sp.</i> | 155 | | 11 |
| | <i>Parapleustes bicuspis</i> | 10 | | | <i>Urothoe poseidonis</i> | 10 | | |
| Cumacea | | | | | | | | |
| | <i>Cumopsis goodsir</i> | 10 | | | <i>Pseudocuma Pseudocuma longicorne</i> | 13 | | |
| Decapoda | | | | | | | | |
| | <i>Carcinus maenas</i> | 10 | | 4 | <i>Decapoda indet.</i> | 10 | | |
| | <i>Crangon crangon</i> | 45 | | | | | | |
| Diptera | | | | | | | | |
| | Chironomidae indet. | 20 | | | | | | |
| Isopoda | | | | | | | | |
| | <i>Idotea linearis</i> | 10 | | | | | | |
| Mysida | | | | | | | | |
| | <i>Gastrosaccus spinifer</i> | 188 | | | <i>Schistomysis sp.</i> | 10 | | |
| | <i>Mesopodopsis slabberi</i> | 96 | | | <i>Schistomysis spiritus</i> | 10 | | |
| | <i>Neomysis integer</i> | 57 | | | <i>Mysida indet.</i> | 100 | | |
| | <i>Schistomysis kervillei</i> | 14 | | | | | | |
| Chaetognatha | | | | | | | | |
| | <i>Parasagitta setosa</i> | 10 | | | <i>Chaetognatha indet.</i> | 60 | | |
| Mollusca | | | | | | | | |
| | <i>Ensis directus</i> | 770 | | | <i>Macoma balthica</i> | 124 | 4000 | 334 |
| | <i>Ensis magnus</i> (3) | 880 | | | <i>Peringia ulvae</i> | 200 | | 8951 |
| | <i>Cerastoderma edule</i> | 10 | 3200 | 1089 | <i>Mytilus edulis</i> | 310 | + | |
| | <i>Mya arenaria</i> | | 200 | 46 | <i>Hydrobia ulvae</i> | | 364600 | 8951 |

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

Vergleiche der Makrozoobenthosgemeinschaft im Elbeästuar zwischen aufeinanderfolgenden Jahren zeigten einen sehr hohen Artenwechsel (auch: Artensubstitution, Artenturnover) von

einem Jahr zum nächsten. Als Artenwechsel werden der Wandel der Zusammensetzung einer Lebensgemeinschaft eines abgegrenzten Habitats durch hinzukommende oder verschwindende Arten bezeichnet. Artenwechsel vollziehen sich zum Beispiel, wenn sich die Lebensbedingungen in einem Biotop ändern und sich dadurch eine vorher chancenlose Art durchsetzen kann. Der Betrag für den Artenwechsel lag im Untersuchungsgebiet jeweils zwischen 40 und 60 %. Das bedeutet, dass 40 % bis 60 % der Arten, die in einem Jahr gefunden wurden, im folgenden Jahr nicht mehr zu finden waren und dafür neue Arten in den Proben auftauchten. Dieser Vorgang wiederholte sich jedes Jahr, so dass sich die Artengemeinschaften von einem zum anderen Jahr signifikant voneinander unterschieden. Ursachen für diese starken Veränderungen in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft können die hohe Morphodynamik im Untersuchungsgebiet sein (vgl. Kapitel 4.2.3), aber auch unterschiedliche Abflussszenarien. Entlang des Salinitätsgradienten im Ästuar lassen sich planktische Larven der Makrozoobenthosfauna nieder, wenn sie von der planktischen Phase ihres Lebenszyklus in die benthische wechseln. Je nachdem, welche hydrographische Situation zum Zeitpunkt dieses Übergangs vorherrscht, können die Larven weiter stromauf oder stromab siedeln. All diese Faktoren führen dazu, dass die im Untersuchungsgebiet vorkommende Benthosfauna als sehr dynamisch und instabil bezeichnet werden kann.

Die mittlere Artenzahl pro Probe bewegte sich zwischen 5 und 10 Arten. Dieser Wert entspricht dem, was auch aus anderen Ästuaren wie z. B. der Schelde bekannt ist (in der Schelde: 4 bis 10 Arten pro Probe, vgl. Ysebaert et al. 2003). Im Gegensatz hierzu ist die mittlere Individuenzahl (mittlere Abundanz) mit 300 bis 500 Individuen pro Quadratmeter deutlich kleiner als in der Schelde (dort 5325 und 12614 Individuen m^{-2}) und die Diversität (Shannon Diversität) ist mit 1,5 deutlich geringer als z. B. im Ästuar des Rheins.

Es konnten zwei gefährdete Arten identifiziert werden, während zwei weitere Arten auf der Vorwarnliste der Roten Liste (Rachor et al. 2013) vermerkt waren und eine Art mit einer Gefährdung unbekanntes Ausmaßes indiziert war. Die Art mit der höchsten Gefährdungseinstufung (Kategorie 3, Gefährdet) waren der Amphipodenkrebs *Corophium arenarium* und die Gerade Scheidenmuschel *Ensis magnus*. Beide Arten konnten nur in den Proben von 2006 nachgewiesen werden. Das Zypressenmoos *Sertularia cupressina* (Kategorie G, Gefährdung unbekanntes Ausmaßes) konnte nur in Proben von 2011 gefunden werden. Zu den Rote-Liste-Arten auf der Vorwarnliste (V) gehören der Tangflohkrebs *Gammarus locusta* (nur 2005) und der Borstenwurm *Streblospio shrubsolii* (nur 2006). Beiden Arten wurden nur in den Proben aus den Jahren 2005 (*G. locusta*) und 2006 (*S. shrubsolii*) gefunden. Eine in ihrem Vorkommen und in ihrer Ausbreitung gefährdete Art kommt, bei zutreffender Gefährdungseinstufung, nur in sehr geringen Abundanzen vor. Wäre dies nicht der Fall, so wäre ihr Gefährdungsstatus zumindest fraglich. Dieses geringe Vorkommen in einem relativ großen Gebiet der Tideelbe macht das Auffinden seltener Arten nur mit einem sehr hohen Probenaufwand (mehr als 200 Proben pro Jahr) möglich, so dass das fehlende Vorkommen in bestimmten Jahren nicht darauf hinweist, dass diese Art nicht anwesend war. Es ist davon auszugehen, dass die meisten nachgewiesenen Rote-Liste-Arten mit sehr geringen Abundanzen im Betrachtungsgebiet vorkommen. Streng und besonders geschützte Arten im Sinne des Bundesnaturschutzgesetzes kommen in der Tideelbe nicht vor.

4.5.2 Fische und Neunaugen

Der Verbringbereich VSB 730/740 ist durch eine an polyhaline Verhältnisse (18 - 30 PSU) sowie generell an die Umweltbedingungen von Küstengewässern und Wattenmeer angepasste Fischzönose charakterisiert. Thiel & Thiel (2015) beschreiben auf Grundlage der Daten von Baumkurrenbefischungen aus dem Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer, welche überwiegend sohnah orientiert lebende Arten erfassen sowie von Hamenbefischungen aus der Elbmündung bei Cuxhaven, die vorwiegend im Freiwasser verbreitete Arten fangen, das Vorkommen von insgesamt 61 Arten im Zeitraum zwischen 1980 und 2011. Bis auf die im Zeitraum 2009/2010 nur in Einzelexemplaren aus dem Süßwasser eingetragenen Güstern (*Blicca bjoerkna*) und Karpfen (*Cyprinus carpio*) gelten diese Arten nach Thiel et al. (2013) in der Nordsee einschließlich des Untersuchungsgebietes als etabliert.

Häufige bodenorientierte Arten sind nach den Zusammenstellungen von Thiel & Thiel (2015) insbesondere Plattfische wie Scholle (*Pleuronectes platessa*), Flunder (*Platichthys flesus*), Kliesche (*Limanda limanda*) und Seezunge (*Solea solea*) sowie diverse Kleinfische wie Steinpicker (*Agonus cataphractus*), Kleine Seenadel (*Syngnathus rostellatus*), Aalmutter (*Zoarcis viviparus*), Sandgrundel (*Pomatoschistus minutus*) und Strandgrundel (*Pomatoschistus microps*). Unter den Fischarten des Freiwassers dominiert u. a. der Stint (*Osmerus eperlanus*), dessen Bestände nach BioConsult (2019) allerdings in den vergangenen Jahren im Elbeästuar stark rückläufig waren, sowie Hering (*Clupea harengus*) und Sprotte (*Sprattus sprattus*). Etwas seltener wurden aus dieser Gruppe Finte (*Alosa fallax*) und dorschartige Fische wie Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*) nachgewiesen.

Die vorkommenden Arten können gemäß BioConsult (2006) den sechs von Elliot & Dewally (1995) für Ästuar beschriebenen ökologischen Gilden mit jeweils unterschiedlicher Nutzung des Ästuars zugeordnet werden. Die im Untersuchungsgebiet häufigen Arten gehören insbesondere der Gilde ästuariner Arten mit ganzjährigem oder nahezu ganzjährigem Aufenthalt im Ästuar (Flunder, Kleine Seenadel, Aalmutter, Sand- und Strandgrundel, Steinpicker), der Gilde der diadromen, d. h. im Lebenszyklus zwischen Salz- und Süßwasser wechselnden Arten (Stint, Finte) sowie der Gilde der marin-juvenilen (Scholle, Seezunge, Kliesche, Kabeljau, Wittling) und marin-saisonalen (Sprotte) Arten an, für welche das Ästuar eine wichtige Kinderstube und ein wichtiges Nahrungsgebiet ist. Rein marine Arten, d. h. die Gilde der marinen Gastarten, zu der beispielsweise die Makrele (*Scomber scombrus*) gehört, treten hingegen verhältnismäßig selten im Untersuchungsgebiet auf. Ebenso ist die Gilde der Süßwasserarten im äußeren Ästuar bzw. im Untersuchungsgebiet nur selten nachweisbar, z. B. in Zeiten hoher Oberwasserabflüsse mit Arten wie Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Zander (*Sander lucioperca*) und Rotauge/Plötze (*Rutilus rutilus*).

Naturschutzfachlich relevant unter den 59 von Thiel & Thiel (2015) als etabliert bezeichneten Arten sind insbesondere die nach der Roten Liste der Meeresfische (Thiel et al. 2013) in der deutschen Nordsee gefährdeten Arten und die Arten der Anhänge II, IV und V der europäischen FFH-Richtlinie. Zu den Rote-Liste-Arten zählen die als „vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1) eingestufteten Arten Atlantischer Lachs (*Salmo salar*), Forelle (*Salmo trutta*) (anadrome Wanderform) und Schnäpel (*Coregonus maraena*), die „stark gefährdeten“ (Kategorie 2) Arten Aal (*Anguilla anguilla*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*), der „gefährdete“ (Kategorie 3) Zwergdorsch (*Trisopterus minutus*) sowie in unterschiedlichem Umfang auch noch weitere Arten der Kategorien V (Vorwarnliste), G (Gefährdung unbekanntes Ausmaßes) und D (Daten unzureichend) (s. Artenliste in Thiel & Thiel 2015).

Atlantischer Lachs, Finte, Fluss- und Meerneunauge sowie der Schnäpel sind zudem im Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet, d. h. es handelt sich um Arten, für deren Erhaltung Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Zu diesen Arten zählen auch noch der ungefährdete Rapfen (*Aspius aspius*), der aber nur bei sehr hohen Oberwasserabflüssen bis seewärts von Cuxhaven auftritt und der in der Roten Liste als „ausgestorben“ geführte Europäische Stör (*Acipenser sturio*), der im Rahmen eines „Nationalen Aktionsplans zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs“ (Geßner et al. 2010) seit dem Jahr 2008 in der Elbe wiederangesiedelt wird (Informationen der Gesellschaft zur Rettung des Störs e. V., eingesehen unter <http://www.sturgeon.de> am 16.11.2020). Schnäpel und Stör sind neben Anhang II (prioritär zu schützende Arten) auch im Anhang IV der FFH-Richtlinie genannt („streng geschützt“ gemäß Anlage 1 Bundesartenschutzverordnung). Lachs, Finte, Flussneunauge und Rapfen sind neben Anhang II auch im Anhang V genannt, d. h. sie sind insbesondere auch vor unkontrollierter Entnahme durch die Fischerei zu schützen.

Obwohl keine Anhang II-Art, ist auch der Aal „besonders geschützt“, da er im Anhang B der Verordnung (EU) 2019/2117 der Kommission vom 29. November 2019 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 338/97 (= Artenschutzverordnung) des Rates über den Schutz von Exemplaren wild lebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels steht.

Gemäß aktueller Standarddatenbögen der im Untersuchungsgebiet bzw. angrenzend gelegenen FFH-Gebiete Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer, Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen dienen alle vier Gebiete dem Schutz der Anhang II-Arten Finte, Meer- und Flussneunauge, das Schleswig-Holsteinische Elbeästuar zusätzlich dem Schutz von Rapfen, Lachs und Steinbeißer (*Cobitis taenia*). Letzterer kommt allerdings nur elbaufwärts des Untersuchungsgebietes vor. Der Schnäpel, dessen sporadisches Auftreten im Elbegebiet von Besatzmaßnahmen abhängt (Thiel & Thiel 2015), wird nur in den Standarddatenbögen der beiden schleswig-holsteinischen FFH-Gebiete mit dem Hinweis „nicht signifikante Präsenz“ aufgeführt. Der Europäische Stör findet sich (bisher) in keinem Standarddatenbogen (www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/downloads_zu_natura_2000, www.hamburg.de/natura_2000, www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/S/schutzgebiete/ffh, eingesehen am 16.11.2020).

Abgesehen von dem im Untersuchungsgebiet derzeit und potenziell nicht oder nur sehr selten auftretenden Arten Rapfen und Steinbeißer, nutzen die übrigen Anhang II-Arten das Gebiet um km 730 - 740 auf ihren Wanderungen zu bzw. von stromauf im Elbegebiet gelegenen Laichplätzen als Wanderkorridor und als Akklimatisationsraum an ab- bzw. zunehmende Salzgehalte. Insbesondere für Finte, Schnäpel und Stör hat das Untersuchungsgebiet auch eine begrenzte Bedeutung als Nahrungsgebiet für Juvenile und z. T. auch adulte Altersstadien (z. B. BSU HH et al. 2011, Thiel & Thiel 2015).

4.5.3 Meeressäuger

Als Vertreter der Meeressäuger leben im Wattenmeer ständig der Seehund (*Phoca vitulina*), die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) und der Schweinswal (*Phocoena phocoena*). Die drei Arten sind in Anhang II der FFH-RL gelistet, der Schweinswal zusätzlich in Anhang IV der FFH-RL. Seehunde sind regelmäßig im Wattenmeer und im Elbeästuar bis zum Mühlenberger Loch anzutreffen. Kegelrobben kommen regelmäßig im Wattenmeer vor, können aber vereinzelt auch bis zum Mühlenberger Loch vordringen (BfG 2019). Schweinswale leben in der Nordsee und

im angrenzenden Wattenmeer (Gilles et al. 2016, Siebert et al. 2006) und dringen ebenfalls regelmäßig ins Elbeästuar bis in den Hamburger Hafen vor (Wenger et al. 2016, BfG unveröffentlicht).

Seehunde und Kegelrobben nutzen die Wattflächen als Ruhe- und Liegeplätze, wobei vor allem die Prielränder in der Regel hohe Tierdichten aufweisen. Die Wattflächen im Wattenmeer und im Mündungstrichter der Elbe werden von Seehunden auch regelmäßig als Wurfplätze genutzt (Wurfzeit: Juni/Juli). Kegelrobben hingegen benötigen ungestörte und im Winter überflutungsfreie Wurfplätze für die Geburt der Jungtiere (Wurfzeit: November bis Januar), welche im Wattenmeer relativ selten sind. Sie sind im Wattenmeer daher im Vergleich zu Seehunden generell wenig häufig anzutreffen (Schwarz & Heidemann 1994). Wichtige Liege- und Wurfplätze von Kegelrobben befinden sich auf Helgoland und Amrum (Abt & Engler 2009). Wurfplätze von Kegelrobben existieren im Untersuchungsgebiet nicht. Im Betrachtungszeitraum/gebiet wurden lediglich im Dezember 2017 zwei juvenile Kegelrobben im nordöstlichen Bereich des Buschsands gezählt (NPV 2019). Schweinswale werfen in den Monaten Juni bis Juli (Gilles et al. 2009). Als wichtigstes Wurfgebiet innerhalb der deutschen Nordsee gilt das weitere Umfeld des Sylter Außenriffes (Gilles 2008, Gilles et al. 2011).

Auf schleswig-holsteinischer Seite existieren Seehundsichtungen im weiteren Umfeld der Verbringstelle vor allem auf dem Gelbsand, der Mittelplate, dem Hakensand, dem Spitzsand und dem Kratzsand. Diese Bereiche sind wahrscheinlich auch Wurfplätze der Seehunde, da dort Jungtiere gesichtet wurden. Der zur Verbringstelle nächstgelegene Liegeplatz befindet sich auf dem Gelbsand in einer Entfernung von etwa 1.500 m (Abbildung 4-31). Kegelrobben wurden auf schleswig-holsteinischer Seite im Untersuchungszeitraum lediglich an zwei Stellen auf dem nördlichen Gelbsand gesichtet (NPV 2019).

Auf der niedersächsischen Seite wurden Seehunde im weiteren Umfeld der Verbringstelle lediglich auf dem Mittelgrund/nördlicher Steilsand gesichtet (Abbildung 4-31). Die Entfernung zur Verbringstelle beträgt dort ca. 2.300 m. Dieser Bereich wird wahrscheinlich auch als Wurfplatz genutzt, da dort Jungtiere während der Zählungen erfasst wurden. Die zur Verbringstelle nächstgelegenen Liegeplätze von Kegelrobben befinden sich auf niedersächsischer Seite etwa 11 km entfernt an einem Prielsystem rund 3,5 km westlich von Neuwerk (NPV2021a).

An der C-POD-Station „Meldorfer Bucht“ lagen die gemittelten jährlichen Detektionsraten für Schweinswale (schweinswalpositive 10-Minuten-Blöcke) zwischen 8,2 % im Jahr 2017 und 20,4 % im Jahr 2012. Im jahreszeitlichen Verlauf zeigte sich ein deutlicher Anstieg der erfassten Schweinswalsignale Anfang April mit einer darauffolgenden Abnahme bis August. Darauf folgte ein leichter Anstieg im Oktober und deutlich weniger Registrierungen in den Wintermonaten. Die Tageszeit und die Tidephase zeigten keinen deutlichen Einfluss auf die Anzahl der Schweinswaldetektionen (Baltzer et al. 2018). Zufällige Sichtbeobachtungen von Schweinswalen im weiteren Umfeld der Verbringstelle existieren aus den Jahren 2015 bis 2018 (Wenger et al. 2016, Schweinswale e.V. 2020).

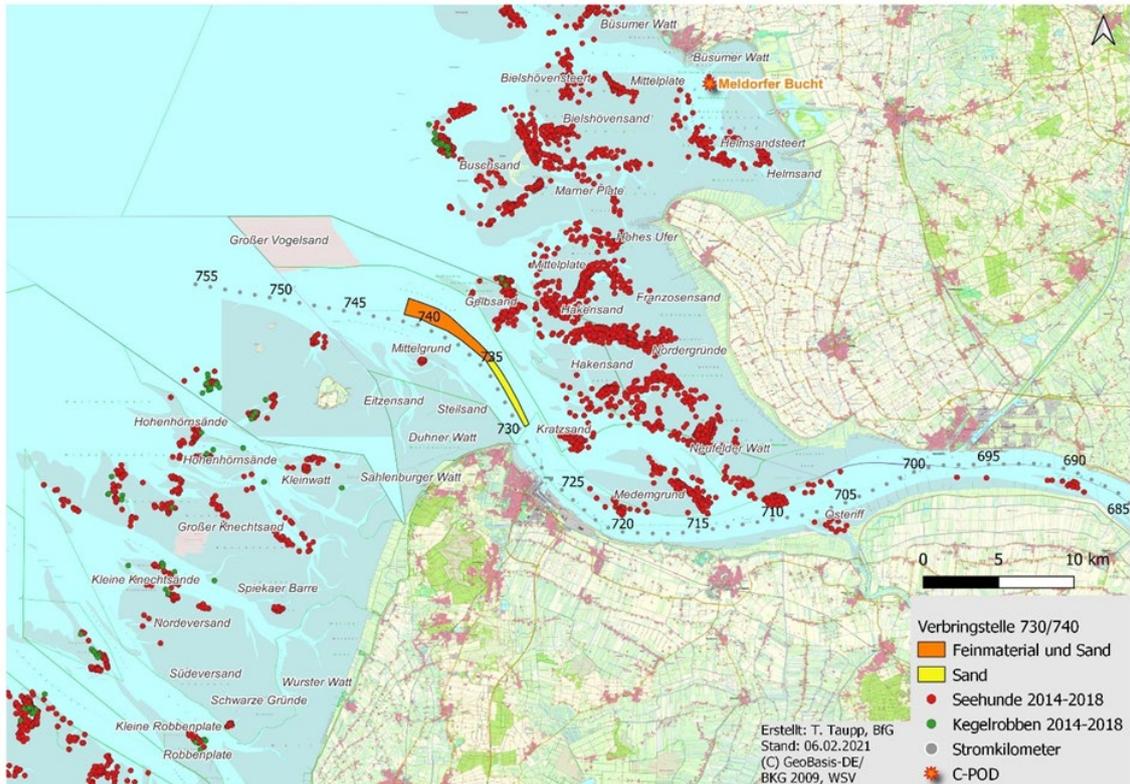


Abbildung 4-31: Liegeplätze von Seehunden und Kegelrobben und Position des C-PODs zur akustischen Erfassung von Schweinswalen.

4.5.4 Vögel

Alle europäischen Vogelarten gehören nach BNatSchG §7(2)13.b)bb) zu den besonders geschützten Arten. Zahlreiche im weiteren Umfeld der Verbringstelle und in der Tideelbe vorkommende Arten sind außerdem Anh. I Arten der VS-RL und/oder nach BArtSchV streng geschützt.

Betrachtet werden ausschließlich Rast- und Gastvögel. Eine Betrachtung des Brutgeschehens erfolgt nicht, da eine Betroffenheit aufgrund der hohen Distanz zu potenziellen Brutgebieten in Niedersachsen (> 5 km) und in Schleswig-Holstein (> 15 km) ausgeschlossen ist.

Das gesamte Wattenmeer ist für Vögel von internationaler Bedeutung, da es für viele Arten auf dem ostatlantischen Zugweg ein bedeutendes Nahrungs- und Rastgebiet darstellt. Jährlich rasten dort 10 bis 20 Millionen Zugvögel (Koffijberg et al. 2015). Zahlreiche See- und Wasservögel halten sich dort entweder ganzjährig oder nur im Sommer- bzw. Winterhalbjahr auf (Mendel et al. 2008). Einige Arten nutzen das Wattenmeer zudem zur Mauser (Guse et al. 2017).

Zu den im weiteren Umfeld der Verbringstelle nachgewiesenen See- und Wasservögeln zählen die Bergente (*Aythya marila*; Winterhalbjahr, selten), Eiderente (*Somateria mollissima*; ganzjährig, häufig), Trauerente (*Melanitta nigra*; ganzjährig, häufig), Samtente (*Melanitta fusca*; Winterhalbjahr, selten), Brandgans (*Tadorna tadorna*; ganzjährig, häufig), Mittelsäger (*Mergus serrator*; Winterhalbjahr, selten), Haubentaucher (*Podiceps cristatus*; Winterhalbjahr, selten), Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*, Winterhalbjahr, selten), Sterntaucher (*Gavia stellata*, Winterhalbjahr, häufig), Prachtaucher (*Gavia arctica*; Winterhalbjahr, selten), Basstölpel (*Sula bassana*, ganzjährig, selten), Kormoran (*Phalacrocorax carbo*, ganzjährig, häufig), Trottellumme (*Uria aalge*, ganzjährig, häufig), Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*, ganzjährig, häufig),

Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*, Winterhalbjahr, häufig), Lachmöwe (*Larus ridibundus*, ganzjährig, häufig), Sturmmöwe (*Larus canus*, ganzjährig, häufig), Mantelmöwe (*Larus marinus*, ganzjährig, häufig), Silbermöwe (*Larus argentatus*, Sommerhalbjahr, häufig), Heringsmöwe (*Larus fuscus*, Sommerhalbjahr, häufig), Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*, Sommerhalbjahr, selten), Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*, Sommerhalbjahr, häufig), Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*, Sommerhalbjahr, selten) (Mendel et al. 2008, Guse et al. 2017).

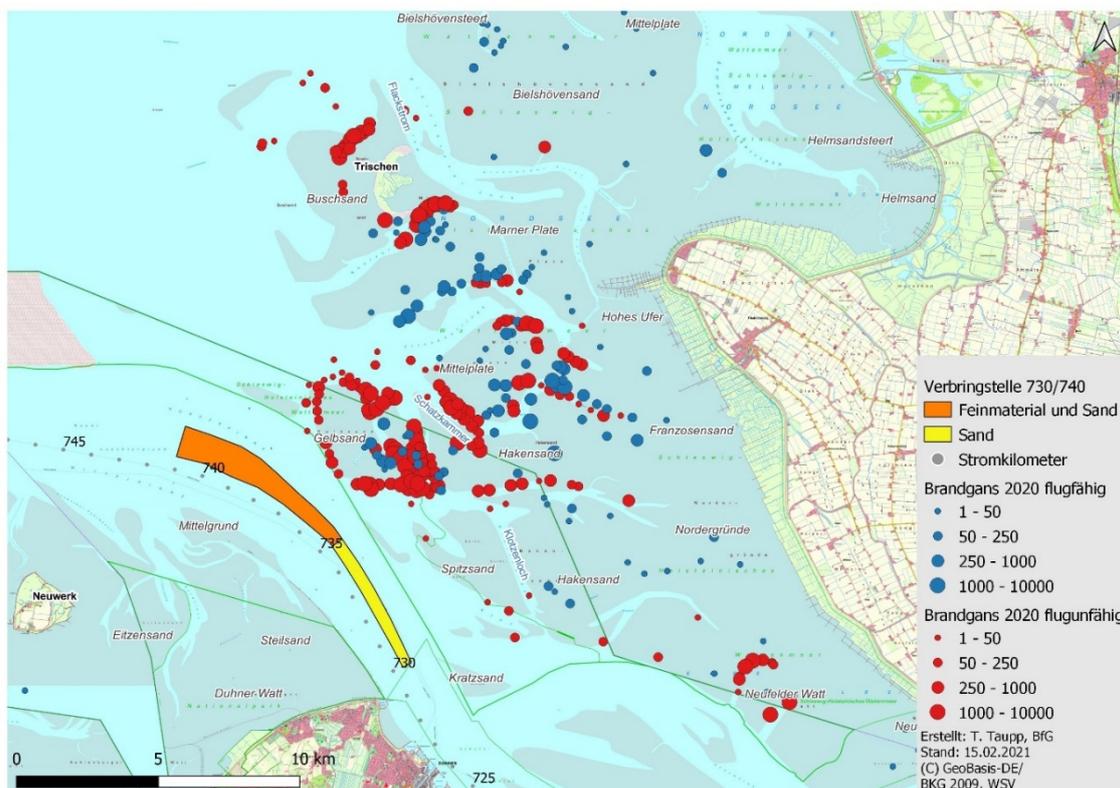


Abbildung 4-32: Flugfähige und flugunfähige Brandgänse im Juli/August 2020

Dargestellt sind die Daten von drei Zählflügen; Datengrundlage: NPV (2021b)

Das Wattenmeer ist ein international bedeutendes Gebiet für die Brandgänse (*T. tadorna*), da sich dort nahezu die gesamte westeuropäische Population von Ende Juni bis Anfang September zur Flügelmauser trifft. Zählungen belaufen sich auf 150.000 bis 200.000 Tiere (1990 bis 2009) (Kempf & Kleefstra 2013, Blew et al. 2017). Das Mausergebiet der Brandgänse hat sich mit den Jahren innerhalb des Wattenmeeres immer wieder verlagert. Bis 1979 lagen die Schwerpunkte auf den Knechtsänden und auf den Watten bei Scharhörn, 1980 bis 1991 um die Insel Trischen (v. a. im Bereich des Flackstroms) und ab 1992 v. a. im Mündungstrichter der Elbe im Umfeld der Prielsysteme Schatzkammer/Klotzenloch (Abbildung 4-32), Goethe (1961), Oelke (1969), Kempf & Eskildsen (Jahr unbekannt), Kempf & Kleefstra (2013). Mausernde Brandgänse sind flugunfähig und konzentrieren sich bei Niedrigwasser meist landfern an Prielrändern ohne Bootsverkehr, wohingegen sich flugfähige Individuen i. d. R. in lockeren Trupps zur Nahrungssuche auf den Wattflächen verteilen. Mit auflaufendem Wasser lassen sich die flugunfähigen Tiere über die Watten driften, wo sie durch Gründeln oder Trampeln Nahrung aus dem Watt freispülen und aufnehmen (Nehls et al. 1992). Brandgänse ernähren sich v.a. von Mollusken, Ringelwürmern und Crustaceen (Nehls 1992, Bauer et al. 2012).

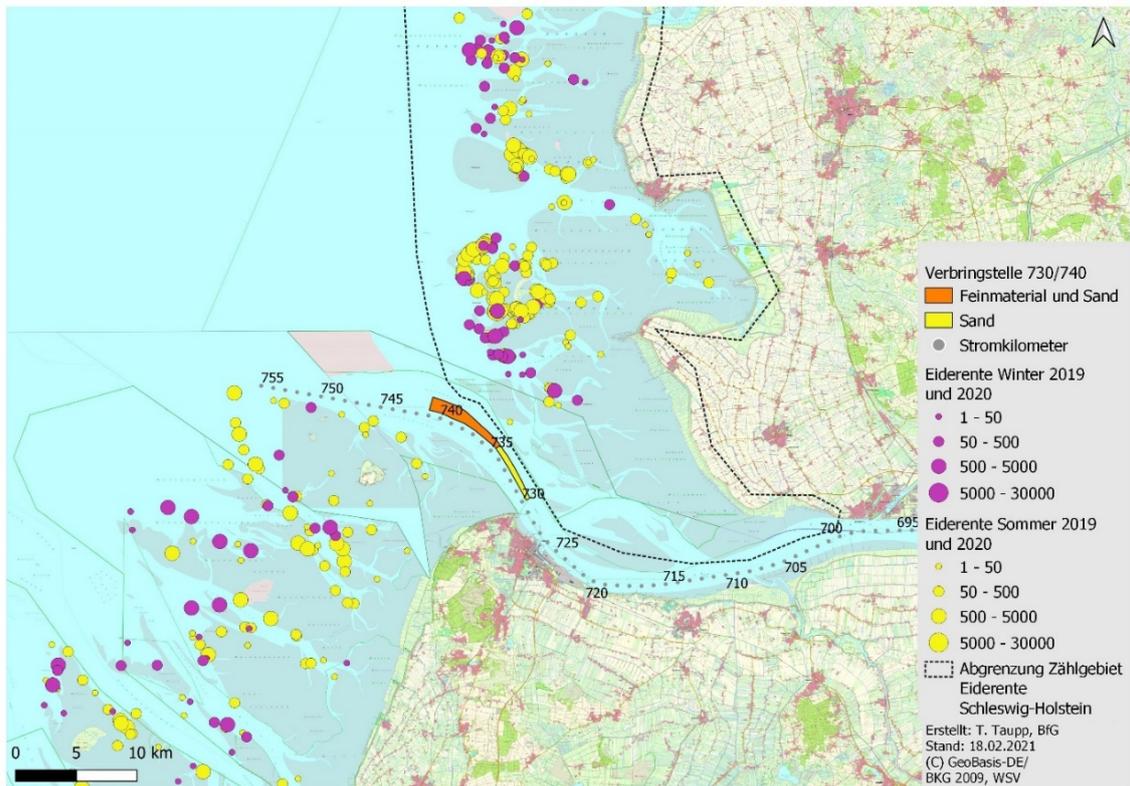


Abbildung 4-33: Eiderenten 2019 und 2020 differenziert nach Winter- und Sommervorkommen

Dargestellt sind die Daten von acht Zählflügen (zwei Flüge im Sommer und zwei Flüge im Winter jeweils in Niedersachsen und in Schleswig-Holstein); Datengrundlage: NPV (2021b, c).

Ebenso wie die Brandgans findet sich auch die Eiderente (*S. mollissima*) in international bedeutenden Individuenzahlen jährlich im Sommer zur Vollmauser im Wattenmeer ein (Blew et al. 2017, Abbildung 4-33). In den Jahren 2018 und 2020 wurden im deutschen Wattenmeer etwa jeweils 100.000 Tiere gezählt (NPV 2021b, c). Eiderenten ernähren sich v.a. von Mollusken wobei die Miesmuschel in vielen Gebieten die wichtigste Nahrungsgrundlage darstellt. Außerdem dienen noch Herzmuscheln, Crustaceen und Polychaeten als Nahrung (Nehls 1991, Bauer et al. 2012).

4.6 Vegetation

Neben der Fahrrinne der Elbe und den Flachwasserzonen des Küstenmeeres prägen ausgedehnte von Wattrinnen durchzogene und bei Ebbe trockenfallende Wattflächen das Ästuar der Elbe. Im weitestgehend vegetationslosen Watt kommen stellenweise Seegras-, Queller- und Schlickgrasbestände vor. An der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste finden sich Seegrasbestände seit einigen Jahrzehnten nur noch im Eulitoral (Adolph 2010, zitiert in KÜFOG GmbH et al. 2014).

Das Vorkommen der Seegräser ist auf lagestabile Sedimente begrenzt, dabei werden sowohl schlickige als auch sandige Substrate bewachsen. Die Struktur der Besiedlung reicht von dichten Wiesen mit einer 100 %-Bodenbedeckung bis hin zu zerstreuter Ansiedlung von Einzelpflanzen (Kolbe 2006). Die Tiefenverbreitung der Seegräser ist stark von der Wassertrübung abhängig und endet dort, wo weniger als 10 - 15 % (20 %) der mittleren Oberflächenstrahlung

eintritt. Das ist im Wattenmeer bei etwa 4 m Wassertiefe der Fall (Reise et al. 1994; zitiert in Kolbe 2006; Erftemeijer & Lewis 2006).

Im deutschen Wattenmeer kommen zwei Seegrasarten vor, das häufigere Zwerg-Seegras (*Zostera noltii*) und das seltenere Gewöhnliche Seegras (*Zostera marina*) in seiner schmalblättrigen Wuchsform (*Zostera marina angustifolia*). Beide Arten haben unterschiedliche Standortansprüche. *Zostera marina* kann im Wattenmeer submers von ≥ -4 m Wassertiefe bis zur Nipptide-Niedrigwasserlinie (nTNW) vorkommen. Letztmalig erreichte die Art die Tiefen von bis zu 4 m jedoch vor einem epidemischen Seegrassterben in den frühen 1930er Jahren, das vermutlich durch einen eingeschleppten Schleimpilz (*Labyrinthula zosterae*) hervorgerufen wurde. An der gesamten europäischen Wattenmeerküste blieb eine Wiederbesiedlung des Sublitorals durch *Z. marina* seither aus (Reise et al. 2005, zitiert in Kolbe 2006). Die Art siedelt somit heute im mittleren bis unteren Bereich der Gezeitenzone und beschränkt sich dabei auf flache Vertiefungen, wo sie durch Restwasser während der Niedrigwasserperiode vor Austrocknung geschützt ist. Vereinzelt kommt hier auch *Z. noltii* vor, die sich im Nordseewatt auf das mittlere bis obere Eulitoral (zwischen MTHW und Nipptide-Hochwasserlinie (nTHW)) beschränkt und somit in höher gelegenen Bereichen an die Verbreitung von *Z. marina* anschließt. In dieser Höhenzone erstrecken sich die Bestände von *Z. noltii* entlang der Festlandküsten sowie den Wattenküsten der Inseln. Auch auf küstenfernen Sanden können sich in entsprechender Höhe Zwerg-Seegraswiesen ansiedeln. Einzelne Pflanzen sind zudem auf kleinen Erhöhungen der Wattflächen (Bulten) zu finden. Die Überflutungsdauer in den Gebieten liegt bei ca. 5 - 8 Std., das heißt 40 - 50% des Tages liegen die Flächen trocken. Der Faktor Licht spielt hier zumindest auf den höher gelegenen Flächen kaum eine begrenzende Rolle (Kolbe 2006; Kastler & Michaelis 1997).

Zostera marina kann Salzgehalte bis 6 ‰ ertragen, für *Z. noltii* darf der Salzgehalt nicht unter 10 ‰ liegen. *Zostera*-Arten sind zwei- oder mehrjährig. Die Entwicklung der Blütenpflanzen beginnt im Mai. Während die Bewuchsdichte im Juni noch gering ist, erreicht sie im Juli/August ihr jahreszeitliches Maximum, danach setzt saisonaler Blattfall ein. Während des Winters überdauern die Rhizome der Seegräser im Wattboden. Die Bestände verdichten sich durch fortwährende Verzweigung im Rhizomsystem. Außer in ungeeigneten Habitaten, z. B. mit mobilen Sedimenten, übertrifft die vegetative Vermehrung der Pflanzen (Rhizombildung) die geschlechtliche Fortpflanzung über Samen (Kolbe 2006; Dolch et al. 2018).

Neben Seegräsern besiedeln Makroalgen (Grün-, Braun- und Rotalgen) die lichtdurchflutete (euphotische) Zone der Küsten und Übergangsgewässer, wobei sie überwiegend natürliche oder künstliche Hartsubstrate, auch biogene Strukturen wie z. B. Miesmuschel-Bänke, zur Anheftung benötigen (Kolbe 2006). Auf lagestabilen, hochgelegenen Watten findet sich eine Abfolge von verschiedenen Grünalgengemeinschaften mit Dominanz der Arten der Gattung *Enteromorpha* (bspw. *Ulva*). Grünalgen gelten als Eutrophierungszeiger, vermehren sich bei steigenden Nährstoffkonzentrationen und gelten somit gleichfalls als wichtige Indikatoren für die Umweltqualität im Wattenmeer (Dolch et al. 2020; Dolch et al. 2018). Dabei wird die Umweltqualität umso besser eingeschätzt, je weniger Grünalgen und je mehr Seegras vorhanden sind, da somit auf ein geringes Eutrophierungslevel geschlossen werden kann. Eine massive Ausbreitung von Grünalgenmatten konnte seit den 1970er Jahren beobachtet werden. Der bisherige Höhepunkt dieser Entwicklung lag zu Beginn der 1990er Jahre. Seither werden Grünalgen als Teilkomponente der WRRL-Qualitätskomponente Makrophyten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein regelmäßig in ihrer Flächenausdehnung erfasst (NLWKN 2021; Dolch et al. 2020). Dabei wird

das jährliche Maximum der Grünalgenbestände anhand der von ihnen bewachsenen Fläche auf den Watten untersucht. Für Niedersachsen zeigt ein Vergleich der Grünalgenbestände seit 1990 bis heute (2020), dass in manchen Jahren eine beachtliche Flächenausdehnung und Bewuchsdichte >50% ermittelt werden konnte. In der Betrachtung der letzten 10 Jahre stechen diesbezüglich insbesondere die Jahre 2014 - 2017 mit einer vergleichsweise relativ hohen Flächenausdehnung der Grünalgenbestände hervor. Im Gesamtvergleich hat dennoch die jährliche Maximalausdehnung der sommerlichen Grünalgenbestände seit 1990 deutlich abgenommen, was auf eine stetige Verbesserung der Gewässerqualität hindeutet (vgl. Abbildung 4-34).

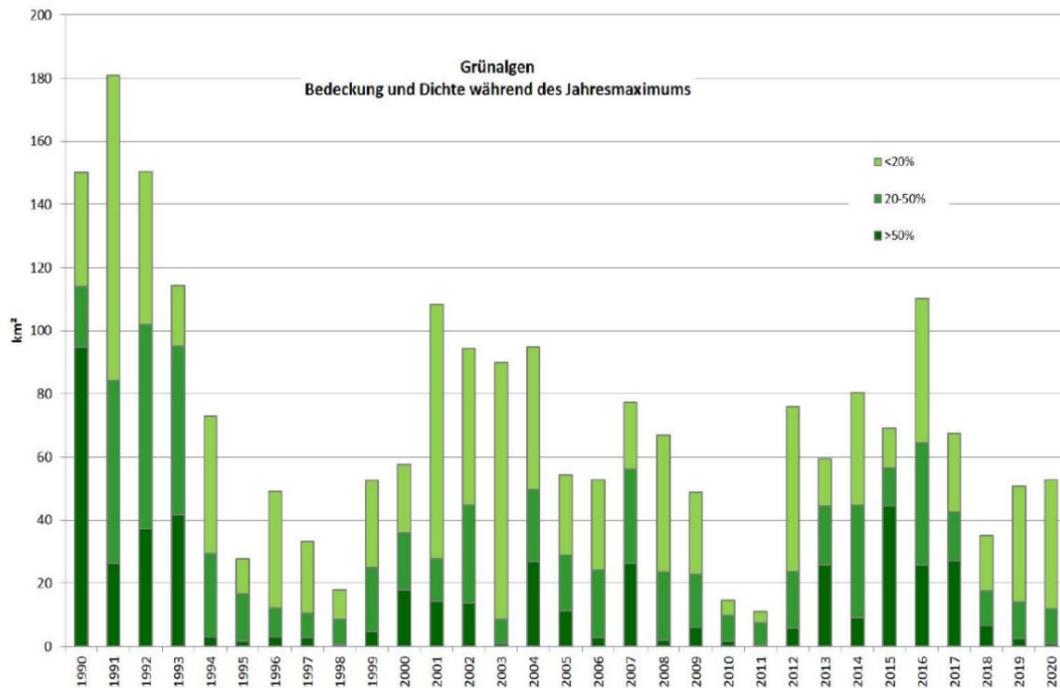


Abbildung 4-34: Jahresmaxima der summierten Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km²) an der niedersächsischen Küste 1990 - 2020 (einschließlich HH Wattenmeer; Quelle: NLWKN 2021)

In Schleswig-Holstein bedeckten die Grünalgen zu Beginn der 1990er Jahre bis zu 20 % der Wattfläche. In den folgenden Jahren gingen die Vorkommen jedoch deutlich zurück und die jährlichen Maximalbedeckungen der Wattflächen mit Grünalgen lagen seit 1995 durchschnittlich bei 2,1 % mit jährlich variierenden Werten von 343 ha bis 8948 ha, wobei die Bedeckung um bzw. meist unter 4 % blieb. Kompakte großflächige Algenmatten sind in den letzten Jahren selten geworden. Die Grünalgenbedeckung befindet sich bis heute auf einem niedrigen Level (Dolch et al. 2019).

In der marinen Verlandungszone im obersten Bereich des Eulitorals sind die Pionierpflanzen Queller (*Salicornia spec.*) und Schlickgras (*Spartina anglica*) kennzeichnend. Die beiden nach Drachenfels (2021) voneinander unterscheidbaren Biotoptypen „Quellerwatt“ und „Schlickgras-Watt“ gehören zu den gleichnamigen FFH-Lebensraumtypen 1310 bzw. 1320. Im Brackwasserwatt kommen als Pionierpflanzen Gewöhnliche Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*), Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), Dreikant-Teichsimse (*Schoenoplectus triquiter*), neben lückigen Beständen von *Salicornia* oder *Spartina* kleinwüchsige Sumpfpflanzen (z. B. Schuppenmieren *Spergularia spec.*) und Arten der Flutrasen (z. B. Laugenblume *Cotula*) vor (Drachenfels 2005, zitiert in Kolbe 2006).

Im Bereich des Supralitorals (oberhalb der Hochwasserlinie) bilden sich entlang der Wattenküste die Salzmarschen aus, die entlang des Vertikalprofils (Salzgradient) in mehrere Sukzessionszonen bzw. Biotoptypen unterteilt werden können (Drachenfels 2005, zitiert in Kolbe 2006). Salzwiesen werden dem FFH-LRT 1330 „Atlantische Salzwiesen“ zugeordnet. Im Übergangsgewässer gehen die Salzmarschen flussaufwärts zurück und werden, sofern die Ufer nicht bereits in Höhe der Hochwasserlinie durch Bauwerke abgeschlossen sind, von Röhrichten und Hochstaudenfluren abgelöst. An der Strandküste ist das Supralitoral häufig frei von Vegetation. Die unverbauten Bereiche der Außenelbe und der Außendeichflächen werden dem FFH-LRT 1130 „Ästuarien“ zugeordnet. Alle diesem LRT zugeordneten Biotoptypen sind mit Ausnahme des nicht salzbeeinflussten Intensivgrünlandes nach § 30 BNatSchG und §24 (2) NAGBNatSchG gesetzlich geschützt.

Detailliertere Informationen zur Vegetation der marinen Verlandungszone sind bspw. Kolbe 2006 zu entnehmen.

Im Folgenden wird der Fokus der Zustandsbeschreibung - wegen besonderer Relevanz für die Auswirkungsprognose - auf die sensiblen Seegrasvorkommen gelegt. Zur besseren Einordnung der in der Auswirkungsprognose getätigten Aussagen wird zunächst die Bestandssituation und -entwicklung der letzten Jahr(e)zehnte beschrieben. Im engeren Betrachtungsraum um die Verbringstelle selbst wird zudem ein Quervergleich zur Grünalgenentwicklung gezogen.

Betrachtungsraum und Situation allgemein

Im Vergleich des Niedersächsischen (inkl. Hamburgischen) und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres zeigen sich große Unterschiede sowohl in der Besiedlungsintensität als auch der Bestandsentwicklung der Seegraswiesen.

Im Zeitraum von 2008 - 2013 konnte für die **Niedersächsischen Watten** zunächst ein großer Zuwachs der Seegrasfläche ($\geq 5\%$ Deckung) verzeichnet werden. Mit $37,6\text{ km}^2$ Flächengröße der Seegrasbestände in 2013 hatte sich die Fläche im Vergleich zu $18,79\text{ km}^2$ im Jahr 2008 verdoppelt. Es wies zudem kein Bestand einen deutlichen Flächenrückgang gegenüber 2008 auf. Die Seegrasbestände lagen sogar im Jahr 2013 über der vor 1970 (nach 1970 trat ein epidemisches Seegrassterben ein) kartierten Seegrasfläche von 35 km^2 . Dem sehr positiven Trend der seit 2008 beobachteten Flächenzunahme und dem Vorhandensein meist beider Seegrasarten stand jedoch in mehreren Wasserkörpern eine drastische Abnahme der Besiedlungsdichte gegenüber. So lagen die Werte für die Gesamtbedeckung der Seegraswiesen in vielen Gebieten des niedersächsischen Wattenmeeres unter denen früherer Erfassungen. Untersuchungen der Biomasse an ausgewählten Seegrasbeständen im Sommer 2013 ergaben zudem geringe Biomassewerte. Als mögliche Ursache für die geringen Biomassewerte und die geringeren Werte in Seegrasbesatz und -dichte wurde zunächst ein möglicher Zusammenhang mit dem langen Winter von November 2012 bis Februar 2013 geäußert (KÜFOG GmbH et al. 2014). Die Daten der aktuellen Gesamtbestandserfassung (2019) der beiden Seegrasarten an der niedersächsischen Küste zeigen nun eine deutliche Verschlechterung der Gesamtsituation, die im jüngsten Gutachten als „alarmierend“ bezeichnet wird. Die für das Jahr 2019 ermittelte Gesamtfläche der niedersächsischen Seegraswiesen betrug $8,6\text{ km}^2$ und hat sich damit im Vergleich zur letzten Gesamtbestandserfassung im Jahr 2013 (s. o.) um knapp 29 km^2 verkleinert. Zudem hatten die dicht besiedelten Seegrasflächen, die über 20% Gesamtbedeckung aufwiesen, einen Rückgang von $5,18\text{ km}^2$ gegenüber 2013 zu verzeichnen (2008: $7,141\text{ km}^2$; 2013: $6,047\text{ km}^2$; 2018: $0,867\text{ km}^2$). Im Vergleich zu 2008 nahmen die dicht besiedelten Flächen sogar um $6,277\text{ km}^2$ ab. Der drastische Rückgang setzte sich gleichfalls in den Beständen mit 5% -Gesamtbedeckungslinie

fort (2008: 18,778 km²; 2013: 37,570 km²; 2019: 8,5976 km²). Auch die gebietsbezogene mittlere Gesamtbedeckung hat im Vergleich zum Jahr 2013 in den überwiegenden Gebieten abgenommen. Im gesamten niedersächsischen Wattenmeer sind die Seegrasbestände zurückgegangen. Besonders auffällig ist der Rückgang im Jadebusen, in dem im Jahr 2013 ein Schwerpunkt des Seegrasvorkommens mit einem Drittel des Gesamtvorkommens lag. Weiterhin auffällig ist der Rückgang vom Gewöhnlichen Seegras (*Z. marina*), das in vielen Gebieten vollständig fehlte bzw. nur noch mit wenigen Einzelvorkommen vorhanden war. Die Ergebnisse bestätigen einen rückläufigen Trend für die niedersächsischen Watten, der sich bereits 2013 durch die niedrigen Bedeckungsgrade ankündigte und sich in den Folgejahren an den jährlich untersuchten Daueruntersuchungsflächen zum Teil deutlich zeigte. Die Ursachen für die dokumentierte Entwicklung sind nicht unmittelbar ableitbar. Als potenziell bestandsreduzierende Wirkfaktoren werden allgemein Eutrophierung, eine Verschlechterung des Lichtklimas (z. B. erhöhte Schwebstoffgehalte in der Wassersäule durch Baggern und Verbringung von Sedimenten, verstärktes Auftreten dichter Phytoplanktonblüten), unmittelbare Sedimentation auf vorhandene Seegrasbestände sowie Schadstoffbelastungen angenommen (KÜFOG GmbH & Steuer 2020).

In der Gesamtbewertung der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer nach Wasser-rahmenrichtlinie wurden ausschließlich „schlechte“ Zustandsklassen in allen Wasserkörpern ermittelt. Während sich der Wasserkörper „Westliches Wattenmeer der Elbe“ seit 2008 in der schlechtesten Zustandsklasse befindet, wurde der Wasserkörper „Östliches Wattenmeer der Weser“ von einem „sehr guten“ Gesamtzustand im Jahr 2008, auf einen „mäßigen“ Gesamtzustand in 2013 und nun auf einen „schlechten“ Gesamtzustand in 2019 herabgestuft.

Innerhalb des **Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres** liegt der Verbreitungsschwerpunkt mit 99 % des gesamten Seegrasbestandes im Nordfriesischen Wattenmeer, wo er sich bis heute positiv und stabil entwickelt. Weniger als 1 % der Seegraswiesen siedeln hingegen in den Dithmarscher Watten. Hier ist die Entwicklung der Seegrasvorkommen seit 1995 insgesamt durch einen wellenförmigen Verlauf (Zu- und Abnahme der Seegrasfläche auf unterschiedlichem Niveau) ohne eindeutige Tendenz gekennzeichnet. Im Zeitraum 2009 bis 2015 waren lediglich 0,1 - 0,4 % der Watten in Dithmarschen mit Seegras bedeckt, während es in den Nordfriesischen Watten 14 - 17,3 % waren. Von 2015 bis 2018 war eine konstante Abnahme der Bedeckung der Wattflächen Dithmarschens mit Seegras von 0,4 % auf 0,2 % zu beobachten, während sie in den Nordfriesischen Watten stabil auf hohem Niveau blieb (Dolch et al. 2018). Im jüngsten Gutachten wiesen die Wattflächen in Dithmarschen eine Seegrasbedeckung von 0,3 % auf, was wieder eine leichte Zunahme der Seegrasfläche bedeutet (Dolch et al. 2020). Die geringen Fluktuationen im Dithmarscher Wattenmeer werden bisher auf natürliche Populationschwankungen zurückgeführt. Die ungleiche Verteilung im Seegrasvorkommen der beiden SH-Wattenmeerbereiche wird auf 2 Faktoren zurückgeführt: Seegras bevorzugt geschützte Lebensräume und kommt überwiegend entlang der Leeseite von Inseln und Hochsanden vor, die im Dithmarscher Wattenmeer kaum vorhanden sind. Weiterhin könnte der Einfluss von Nährstoffen aufgrund der Nähe des Dithmarscher Wattenmeeres zu den großen Ästuaren die Seegrasentwicklung hemmen (Dolch et al. 2017, Dolch et al. 2016 a/b). Letztere Aussage kann jedoch nicht durch die Ergebnisse der parallel zur Seegraserfassung durchgeführten Grünalgen-erfassung gestützt werden. In der Betrachtung der langfristigen Algenentwicklung sind seit 2003 (ausgenommen 2006) und besonders seit 2012 nur noch verhältnismäßig geringe Algenvorkommen auf den Wattflächen in Schleswig-Holstein zu verzeichnen, was für eine insgesamt gute Gewässerqualität spricht (Dolch et al. 2020; Dolch et al. 2018).

In der Zusammenschau der Niedersächsischen (inkl. Hamburgischen) und Schleswig-Holsteinischen Seegrassituation lässt sich festhalten, dass Seegras im südwestlichen und zentralen Wattenmeer (NS, HH) bis zum Südstrand der Insel Eiderstedt (SH) auf eher niedrigem Niveau siedelt, die Seegraswiesen weit voneinander entfernt liegen und im Allgemeinen klein und eher spärlich besiedelt sind. Im nördlichen Wattenmeer sind die Seegraswiesen hingegen viel größer, deutlich dichter besiedelt und treten in höherer Anzahl auf. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im Nordfriesischen Wattenmeer.

Verbringstellenbereich 730/740 und nähere Umgebung

Sowohl die Kartierungsdaten vergangener Jahre als auch die aktuellsten Daten zur Verbreitung der eulitoralen Seegrasbestände zeigen, dass die rezenten Seegrasvorkommen weit außerhalb des Verbringstellenbereichs 730/740 liegen. Im Übergangsgewässer der Elbe sind bisher keine rezenten Seegrasvorkommen bekannt.

Für die niedersächsische Küste zeigen die Daten der Gesamtbestandserfassungen und Bewertungen nach WRRL der letzten Jahre (2008, 2013, 2019) die nächstgelegenen Vorkommen zum Verbringstellenbereich auf den Wattflächen um die Insel Neuwerk im Bilanzierungsraum 25 (Luftlinie ca. 6 km). Im Jahr 2013 konnte dort ein Zuwachs des Seegrases verzeichnet werden. Während 2008 (Adolph 2010) lediglich wenige Einzelvorkommen kartiert wurden, konnte 2013 südwestlich der Insel Neuwerk ein lockerer Bestand von vitalem *Zostera marina* mit einer Größe von 0,04 km² im Sandwatt abgegrenzt werden. Außerdem wurden westlich und südöstlich von Neuwerk zahlreiche Einzelvorkommen erfasst (KÜFOG GmbH et al. 2014). Der abgegrenzte Bestand konnte hingegen in der Gesamtbestandserfassung von 2019 nicht wieder bestätigt werden. 2019 kamen hier lediglich Einzelvorkommen von *Z. marina* (süd-westlich von Neuwerk) und *Z. noltii* (süd-östlich von Neuwerk) vor (KÜFOG GmbH & Steuer 2020). Als Seegraswiesen definierte Bestände (ab $\geq 5\%$ Gesamtbedeckung; Definition gemäß CWSS 2006; zitiert in KÜFOG GmbH et al. 2014) konnten bisher im Gebiet „Westliches Wattenmeer der Elbe“ und somit im relevanten BZR 25 in keinem der Untersuchungsjahre nachgewiesen werden (vgl. KÜFOG GmbH et al. 2014; KÜFOG GmbH & Steuer 2020). Anhand der WRRL-Monitoringberichte zur Grünalgenentwicklung lässt sich für den Wasserkörper „westliches Wattenmeer der Elbe“ (BZR 25) in der Zusammenschau der Daten festhalten, dass die sommerliche Grünalgenentwicklung meist nur schwach ausgeprägt war, es im Jahr 2016 und 2018 allerdings etwas größere Bestände gab. Gegenwärtig wird die Algenentwicklung dort als mäßig eingestuft (NLWKN 2021).

Weiter südlich sind im BZR 1 (Luftlinie ca. 16 km; Wattenmeer Weser) lockere Seegrasbestände im Wurster Watt zu nennen. Dort hat sich der im Jahr 2013 kartierte Bestand einer *Z. noltii*-Wiese auch 2019 gehalten und im Vergleich zum Jahr 2008 sogar geringfügig ausgedehnt. Des Weiteren wurden im südlichen Bereich der Wurster Küste und im nördlichen Bereich in Höhe Dorumer Neufeld Einzelvorkommen des Zwerg-Seegrases kartiert. Auf dem Eversand wurde 2019 eine Seegrasfläche von insgesamt 0,7253 km² abgegrenzt. Davon waren 0,0430 km² mit einer Gesamtbedeckung von mehr als 20 %. Zusätzlich wurden lockere Bestände von 0,4881 km² kartiert. 2013 befand sich hier noch mit 6,16 km² die zweitgrößte Seegraswiese an der niedersächsischen Küste. Von 2008 bis 2013 hatte sich die Fläche vergrößert. Die mittlere Gesamtbedeckung ist hingegen von 27 % in 2008 auf 18 % in 2013 und 12 % in 2019 gesunken. 2019 überwog auf dem Eversand das Zwerg-Seegras während in den Jahren zuvor vorwiegend *Z. marina* vorkam.

Auf dem Knechtsand wurden 2019 wie schon bei den Erfassungen 2013 und 2008 zwei See-
grasvorkommen kartiert. Die Fläche der geschlossenen See grasbestände hat sich auf dem
Knechtsand seit 2008 nach 2013 mehr als verdoppelt. Ab 2014 gab es einen Einbruch und die
Fläche nahm bis 2018 jedes Jahr ab. 2019 gab es im Vergleich zum Vorjahr hingegen einen
leichten Anstieg. Das Vorkommen der Art *Z. marina* hat sich auch hier seit 2008 deutlich
verringert. Im Jahr 2019 dominierte erstmals *Z. noltii* (KÜFOG GmbH et al. 2014; KÜFOG
GmbH & Steuwer 2020). Auch im Wasserkörper „östliches Wattenmeer der Weser (BZR 1)
wird die sommerliche Grünalgenentwicklung seit Jahren als „mäßig“ eingestuft und gilt als
weniger stark ausgeprägt. Dabei lagen jedoch Schwerpunkte der Algenentwicklung auf dem
Kenchtsand und zentralen Eversand (NLWKN 2021).

Auf Schleswig-Holsteinischer Seite liegen die nächsten See grasvorkommen im polyhalinen
Watt vor Dithmarschen (BZR 10, Luftlinie ca. 25 km) im Bereich Blauortsand, Wesselburener
Watt und in den Watten südlich von Ebstensiel (Geodatenportal des NKL.SH, Stand Juni 2020,
Dolch et al. 2016c). Dort kommt See gras, wie oben beschrieben, jedoch gleichfalls in verein-
zelten Beständen (> 20 % Wuchsdichte) vor und macht weniger als 1 % des See grasbestandes
des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres aus. Geringe Fluktuationen im See grasbesatz
werden bisher auf natürliche Populationsschwankungen zurückgeführt (Dolch et al. 2020). Im
Dithmarscher Wattenmeer (BZR 10) variieren die Algen seit 2008 auf einem geringen Niveau
(zwischen $\leq 0,6$ % und 0,9 % Algenbedeckung der Wattfläche). Obwohl man hierbei auf eine
gute Gewässerqualität schließen könnte, lässt dennoch das gleichzeitig geringe Vorkommen der
See gräser diesbezüglich keine schlüssige Bewertung zu (Dolch et al. 2020).

5 Auswirkungen und Auswirkungsprognose

Die vorliegende Auswirkungsprognose ist auf fünf Jahre ausgelegt und aktualisiert die bestehende Prognose (BfG 2017) um neue Randbedingungen, wie z. B. die Option, zusätzliche Mengen an bindigem Baggergut sowie erstmalig Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke im VSB 730/740 zu verbringen. Die zugrunde liegenden Mengen an Unterhaltungsbaggergut und Herkunftsbereiche, welche auf Stellen im VSB 730/740 verbracht werden sollen, sind in Kapitel 2.1 genannt. Mit dem heutigen Stand von Wissenschaft und Technik können nun auch vertieft mathematisch-numerische Modellen eingesetzt werden (siehe Kapitel 5.1), diese helfen die Prognose der zu erwartenden Auswirkungen physikalischer, chemischer und biologischer Art auf die Umwelt an der Ablagerungsfläche bzw. auf die umgebenden Bereiche zu verbessern. Ab Kapitel 5.2 werden für jedes Fachthema mögliche Auswirkungen einer Verbringung von Baggergut auf Stellen im VSB 730/740 begründet dargelegt und beschrieben.

5.1 Numerische Modellrechnungen als Grundlage für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose

Die Erstellung dieser Auswirkungsprognose wurde fachlich von der BAW durch verschiedene Rechenläufe mit einem dreidimensionalen hydrodynamisch-numerischen Modell unterstützt, welches die Tidedynamik und den Stofftransport in der Tideelbe inklusive der Verdriftung von feinkörnigen Baggergutanteilen simuliert. Mit Hilfe dieser Datengrundlage können die verbringungsbedingten Auswirkungen

- > auf die Schwebstoffgehalte in der Wassersäule,
- > auf mögliche Sedimentablagerungen sowie
- > der Verbleib der Anteile des verdriftenden Baggerguts

besser untersucht und quantifiziert werden. Diese Ergebnisse bilden zusätzlich zu Messdaten aus dem Monitoring (siehe Kapitel 4) die Datengrundlage, welche Eingang in die anschließenden Untersuchungen der chemischen und ökologischen Auswirkungen findet. Aus BAW (2021) können alle Angaben zum eingesetzten Modell, zur Durchführung der Modellrechnungen und Interpretation der Ergebnisse entnommen werden. Die für die Erstellung dieser Auswirkungsprognose wichtigsten Randbedingungen der verschiedenen Rechenläufe sind nachfolgend in Tabelle 5-2 zusammengefasst. Zusätzlich zum Aspekt Datengrundlage ermöglichen die Modellrechnungen ein umfassendes Systemverständnis über den Feststofftransport in der Außenelbe, welches ebenfalls in BAW (2021) dargelegt ist. An zahlreichen Stellen dieser Auswirkungsprognose wird auf dieses Wissen zurückgegriffen und stellt zudem eine wichtige Grundlage für die Erläuterung, Einordnung und Bewertung von den zu erwartenden morphologischen, aber auch chemischen und ökologischen Auswirkungen dar.

5.1.1 Durchführung der Modellrechnungen und Ergebnisse

Eingearbeitet in das Modell der BAW ist die Topographie von 2016, ergänzt um die Fahrrinnen-geometrie mit Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe sowie der neuesten Topographiedaten im Bereich der Außenelbe/Medemrinne. Die dem Modell und den damit durchgeführten Rechnungen zu Grunde liegenden Annahmen

und Randbedingungen wurden in der Regel so gewählt, dass die Modellergebnisse auf der sicheren Seite liegen. Für weitergehende Details zum Modellaufbau, den getroffenen Annahmen und Randbedingungen, den Rechenläufen und Ergebnissen sowie den damit durchgeführten Systemstudien siehe BAW (2021); dieser Hinweis gilt auch für die nachfolgenden Absätze in diesem Kapitel. Das Transportverhalten der Sedimente wird im Wesentlichen durch die Sinkgeschwindigkeit bestimmt, welche wiederum abhängig vom Korngrößendurchmesser ist. Der Fokus liegt auf den feinkörnigen Baggergutfraktionen, welche in Schwebelösung transportiert werden (= Verdriftung). Mit steigendem Korngrößendurchmesser erhöht sich die Sinkgeschwindigkeit, entsprechend schnell kommen die grobkörnigeren Sedimentpartikel zur Ablagerung und werden weniger weit und schnell transportiert. Für sehr feinkörnige Sedimente < 8 µm wird die Annahme getroffen, dass diese nicht als Einzelpartikel, sondern ausschließlich gebunden in Flocken vorkommen und das generelle Verhalten daher anhand der größeren Fraktionen abgebildet werden kann. Das Sink- und Transportverhalten aller Korngrößen zwischen 8 bis 125 µm wird im Modell der BAW durch die nachfolgende Einteilung in vier Klassen entsprechend der Udden-Wentworth-Skala simuliert; die mittlere Korngröße bestimmt die mittlere Sinkgeschwindigkeit für Partikelgrößen dieser Klasse. In Tabelle 5-1 ist dies zusammengefasst und es erfolgt dort eine Zuordnung zu den Sedimentfraktionen für das Baggergut, welche gemäß DIN EN ISO 14 688-1 beschrieben und im Labor stets auf die Klassengrenzen < 20 µm, 63 µm und 125 µm analysiert wird.

Tabelle 5-1: Zuordnung Sinkgeschwindigkeiten aus Modell (siehe BAW 2021) zu Baggergutfraktionen nach DIN EN ISO 14 688-1

| Klassengrenze* | Mittlerer Korndurchmesser | Sinkgeschwindigkeit | Zuordnung zu Klassengrenzen** | |
|----------------|---------------------------|---------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| 8 - 16 µm | 12 µm | 0,1 mm/s | < 20 µm | Mittelschluff und feinere Fraktionen |
| 16 - 31 µm | 23,5 µm | 0,5 mm/s | | |
| 31 - 62 µm | 46,5 µm | 1,9 mm/s | 20 - 63 µm | Grobschluff |
| 62 - 125 µm | 94 µm | 10,0 mm/s | 63 - 125 µm | feiner Feinsand |

* gemäß Udden-Wentworth Skala

** gemäß DIN EN ISO 14 688-1

Bei Sedimentfraktionen > 125 µm ist davon auszugehen, dass diese überwiegend sohlgebunden und als Geschiebe transportiert werden. Diese größeren Fraktionen sind nicht Bestandteil der modellbasierten Untersuchung, da der Fokus auf der Verdriftung von Unterhaltungsbaggergut liegt.

Im Modell wird eine Gleichverteilung des Modellbaggerguts auf die vier Sinkgeschwindigkeiten (Tabelle 5-1) angenommen, so wird z. B. einem Viertel der Gesamtmasse die Sinkgeschwindigkeit von 0,1 mm/s zugeordnet. Für die Sedimentklassifizierung bzw. für die erfolgte Zuordnung bedeutet dies, dass 50 % des Modellbaggerguts dem Anteil < 20 µm und zu je 25 % den Anteilen Grobschluff bzw. feiner Feinsand entspricht. Vorteil einer solchen Gleichverteilung ist eine unmittelbare Vergleichbarkeit zwischen den Fraktionen und die Ergebnisse können je nach Anwendungsfall unterschiedlich skaliert werden.

Im Folgenden sollen die verwendeten Modellläufe und deren Relevanz als Grundlage für diese Auswirkungsprognose in Kürze vorgestellt werden. Die hier gegebenen Kurzinformationen sind nochmals in Tabelle 5-2 zusammengefasst und ergänzt. Im Wesentlichen unterscheiden sich die

drei durchgeführten Modellläufe durch die eingebrachte Gesamtmasse an Baggergut, die mit Baggergut beaufschlagte Verbringstelle, mit oder ohne Seegang, Simulationsdauer sowie das Verfahren, mit dem im Modell das Baggergut verbracht wird.

Tabelle 5-2: Randbedingungen und Kennzahlen für die BAW Modellläufe

| | V738_5_Q360 | V738_4_Qvar_SG | V738_5_Qvar_SG |
|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|
| Simulationsdauer | 1.4. – 31.5.2016 2 Monate | 1.4. – 31.12.2016 9 Monate | 1.4. – 31.12.2016 9 Monate |
| Oberwasserzufluss | Q = 360m ³ /s (konstant) | Q entsprechend Abfluss an Pegel Neu Darchau | Q entsprechend Abfluss an Pegel Neu Darchau |
| Seegang | Nein, im Modell nicht berücksichtigt | Ja, im Modell berücksichtigt | Ja, im Modell berücksichtigt |
| Verbringstelle | VS 738_5 | VS 738_4 | VS 738_5 |
| Verfahren zur Einbringung Baggergut | Einbringen in die Wassersäule | Einbringen an der Sohle | Einbringen an der Sohle |
| Gesamtmasse Baggergut | ca. 170.000 t TS gleichverteilt auf vier Sedimentfraktionen | ca. 837.000 t TS gleichverteilt auf vier Sedimentfraktionen | ca. 170.000 t TS gleichverteilt auf vier Sedimentfraktionen |

BfG-2067

Modelllauf V738_5_Q360_54Uml: Dies ist ein kurzer Modelllauf von 2 Monaten (Modellzeitraum 01.04. - 02.06.2016). Der Oberwasserzufluss wird konstant auf niedrigem Niveau zu 360 m³/s gesetzt. Eine Gesamtbaggergutmenge von 175.000 t wird in 54 Umläufen mit einem 9.000 m³ (Laderaumvolumen) fassenden Hopperbagger auf VS 738_5 verbracht. Diese Kampagne erfolgt im Zeitraum von 01.04. bis 11.04.2016. Für jede Ladung Baggergut wird stets die Masse von 3241 t angesetzt, diese verteilt sich gleichmäßig auf die vier Fraktionen gemäß Tabelle 2-2, also ca. 810 t je Fraktion. Daraus ergibt sich über die gesamte Dauer aller Umläufe eine gleichmäßige Intensität von 648 t/h, mit der Baggergut verbracht wird. Das Baggergut wird im Modell *als ein hochkonzentriertes Wasser-Sediment-Gemisch über die gesamte Wassersäule eingeleitet* und steht damit dem Transport sofort zur Verfügung. *Die unmittelbare Verdriftung während der Umlagerung ist dadurch im Modell größer als in der Natur. Dadurch sind die relevanten Aussagen in Bezug auf die unmittelbar auftretenden Schwebstoffgehalte für diese Auswirkungsprognose auf der sicheren Seite.* Deshalb und aufgrund der gleichmäßigen Intensität für die Verbringung von Baggergut bildet dieser Modelllauf die Grundlage für die Beurteilung der Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte durch Verdriftung von Baggergut.

Modelllauf V738_5_Qvar_SG: Es wird hier die gleiche Gesamtmasse an Baggergut wie bei V738_5_Q360_54Uml eingebracht, diese wird jedoch auf die Gewässersohle abgelegt, so dass das Baggergut über mehrere Wochen fortlaufend erodiert. Die Intensität, mit der das Baggergut erodiert wird, ist abhängig von den Strömungsbedingungen und ist daher im Unterschied zu V738_5_Q360_54Uml variabel über die Zeit. *Das gesamte Baggergut ist jedoch von Beginn an verfügbar.* Die Simulationsdauer ist mit 9 Monaten (01.04. - 31.12.2016) deutlich länger. Der Oberwasserzufluss ist variabel und entspricht der Abflusszeitreihe wie 2016 am Pegel Neu Darchau (Elbe-km 536,44) erfasst. Die Modellrechnung erfolgt mit Berücksichtigung des Einflusses von Seegang, welcher eine zusätzliche Schubspannung auf die Gewässersohle aufbringt und zwischenzeitlich abgelagertes Baggergut für den Weitertransport wieder erodiert. Dieser

Effekt ist hauptsächlich für Wattflächen relevant und in großen Wassertiefen wie in der Fahrrinne nur wenig sichtbar. Wegen der langen Simulationsdauer und Berücksichtigung von Seegang werden die hier für das Hintergrundgeschehen berechneten Gehalte als eine weitere Referenz zur Beurteilung einer möglichen Erhöhung der Gesamtschwebstoffgehalte genutzt.

Modelllauf V738_4_Qvar_SG: Dieser Modelllauf ist im Aufbau und Durchführung identisch mit Modelllauf V738_5_Qvar_SG, nur dass eine deutlich größere Baggergutmasse auf der Gewässersohle im Bereich von VS 738_4 abgelegt wird. Die hier und in V738_5_Qvar_SG berechneten Hintergrundgehalte für den Schwebstoff sind identisch. Für die Beurteilung der Auswirkungen infolge der Ablagerungen von Baggergut auf der Gewässersohle werden aufgrund der langen Simulationsdauer die Ergebnisse dieses Modelllaufs bevorzugt verwendet. Die Ergebnisse aus V738_5_Qvar_SG für eine kleinere Baggergutmenge werden ebenfalls verwendet, die räumliche Verteilung der Ablagerungen ist sehr ähnlich und die Mächtigkeit der Ablagerungen ist skalierbar bezogen auf die jeweils angesetzte Baggergutmenge.

Die Rechenläufe unter diesen verschiedenen Randbedingungen in Verbindung mit den ergänzenden Systemstudien ermöglichen der BAW weitergehende Analysen des Einflusses verschiedener Randbedingungen (z. B. Ort der Verbringung, hier VS 738_4 oder _5, unterschiedlicher Baggermassen) oder Prozesse (Art der Einbringung des Baggerguts, Modelllauf mit/ohne Seegang, konstanter/variabler Oberwassereinfluss) auf den Transport und Verbleib der eingebrachten Baggergutmengen. Diese Untersuchungen mit dem Fokus Systemverständnis sind in BAW (2021) beschrieben.

5.1.2 Untersuchung der morphologisch am stärksten betroffenen Bilanzierungsräume

Die Auswertungen der Modellergebnisse für die weitere Verwendung in dieser Auswirkungsprognose erfolgt räumlich differenziert für insgesamt 66 Bilanzierungsräume (siehe Abbildung 5-1, Anlage 1 und Anlage 2). Entsprechend werden alle Beschreibungen, Aussagen und Prognosen zu den morphologischen, chemischen und ökologischen Auswirkungen aggregiert auf der räumlichen Ebene dieser Bilanzierungsräume getroffen.

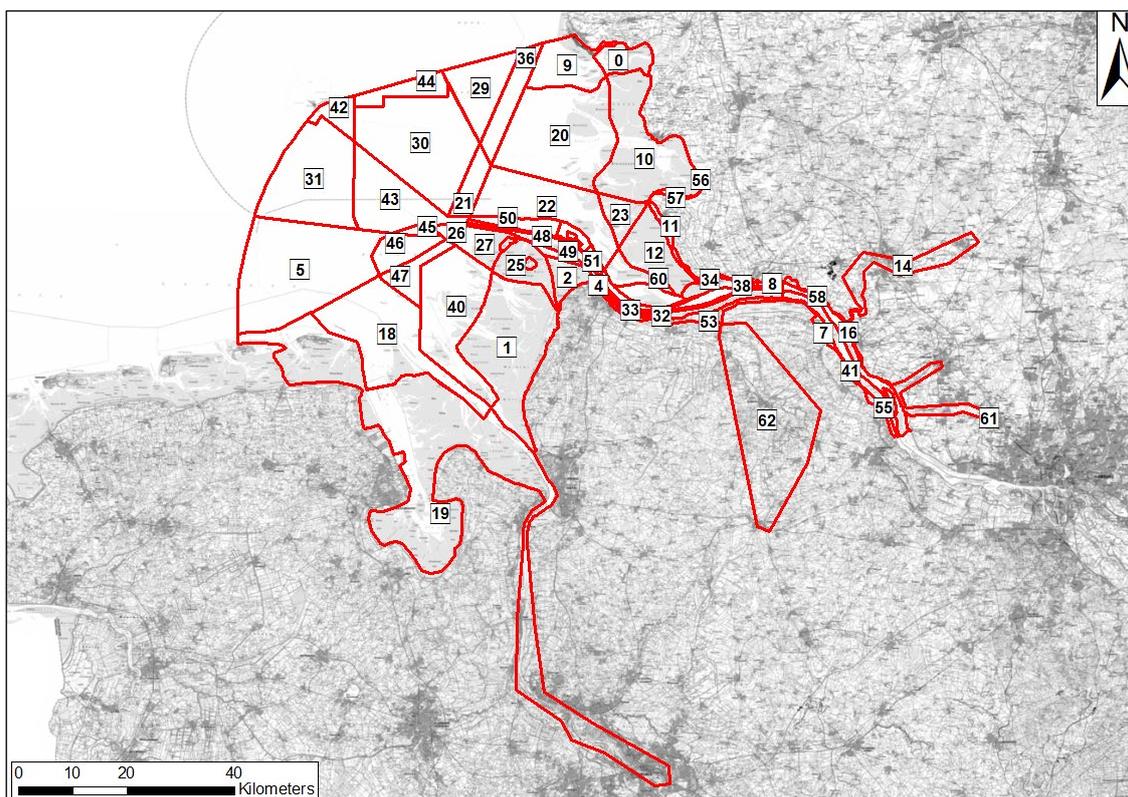


Abbildung 5-1: Bilanzierungsräume

Die gewählten Bilanzierungsräume umfassen das Elbeästuar etwa stromab von Pagensand bis zur Deutschen Bucht, einschließlich der seitlich angrenzenden Watten. Die Grenze der Bilanzierungsräume in der Deutschen Bucht reicht von Spiekeroog über Helgoland bis St. Peter Ording und umfasst dabei noch das Weserästuar und den Jadebusen. Die Einteilung in Bilanzierungsräume erfolgte in Abstimmung zwischen BAW und BfG und berücksichtigt dabei die Anforderungen dieser Auswirkungsprognose wie z. B. eine differenzierte Erfassung der angrenzenden Flächen seitlich sowie stromauf und stromab des VSB 730/740 und Grenzen von Schutzgebieten und Wasserkörpern.

Das Modell in Kombination mit der daran anschließenden Analyse berechnet für jeden Zeitschritt der Simulationsrechnung, für jeden Bilanzierungsraum (BZR) und für jede Sedimentfraktion ein Ergebnis für:

- a) den Schwebstoffgehalt, hier sowohl für die Hintergrundgehalte als auch für zusätzliche Schwebstoffgehalte, die auf die Verbringung von Baggergut zurückzuführen sind. Im Gegensatz zu in-situ-Messungen können mit Hilfe solcher Modellrechnungen beide Anteile am Gesamtgehalt separat dargestellt und unterschieden werden, da im Modell die Baggergutfraktionen gekennzeichnet sind.
- b) die Masse an Sedimentablagerungen auf der Gewässersohle, welche auf die Verbringung von Baggergut zurückgeführt werden kann.

In der Summe ergibt sich aus diesem Vorgehen (Anzahl der durchgeführten Modellläufe, Bilanzierungsräume und Ergebnisparameter) eine sehr hohe Anzahl an möglichen Ergebnisdarstellungen. Im vorliegenden Bericht werden nur solche Ergebnisse dargestellt und beschrieben, welche unmittelbare Grundlage und daher maßgeblich für die Erstellung der Auswirkungsprognose sind. Weitere Darstellungen der Ergebnisse können BAW (2021) entnommen werden.

Zunächst geht es darum, einen Überblick über die morphologisch von den Auswirkungen der Verbringung von Baggergut am stärksten betroffenen Bilanzierungsräume (BZR) zu erlangen. Für die Erstellung der eigentlichen Auswirkungsprognose bedarf es noch einer Skalierung der Ergebnisse auf die anzusetzenden Baggergutmassen und deren spezifische Korngrößenzusammensetzung (Kapitel 5.3.4), welche abhängig von der Herkunft des Baggerguts ist. Die entsprechenden Mengenvorgaben als Grundlage für die Erstellung dieser Prognose sind in Kapitel 2.1 beschrieben, Angaben zu der mittleren Korngrößenverteilung und insbesondere zum Anteil an feinkörnigen Sedimenten können Tabelle 2-2 entnommen werden. Grundsätzliche Untersuchungen zur Skalierbarkeit von Modellergebnissen sind in BAW (2021) durchgeführt.

Sedimentablagerungen auf der Gewässersohle

Für den Überblick über mögliche Sedimentablagerungen und deren ungefähre Größenordnung wurde der Modelllauf V738_4_Qvar_SG ausgewählt. Hier werden im Vergleich zu den beiden anderen Modellläufen die größten Baggergutmassen im Modell von der Gewässersohle erodiert. Für diese Analyse wurden für jeden BZR die Ergebnisse für 13 Zeitpunkte von Anfang April bis Ende Dezember (Simulationsdauer) ausgewertet. Zum Zeitschritt 1 (im Modell das Datum 01. April 2016) wird das gesamte Baggergut im Bereich der VS 738_4 auf der Gewässersohle abgelegt und kann ab dann erodieren. Bis das Baggergut vollständig von der Verbringstelle erodiert ist, braucht es bis etwa Anfang September 2016 (mehr als 20 Wochen). Hier analysiert wurden die Ergebnisse zu den nachfolgend genannten Zeitpunkten 2 bis 13, alle Angaben beziehen sich auf Wochen nach anfänglich erfolgter Ablage Baggergut auf Gewässersohle (Zeitpunkt 1 in Woche 0): 1 | 2 | 3 | 4 | 6 | 8 | 12 | 16 | 22 | 28 | 34 | 39 (Letzter Zeitschritt der Simulation, Datum 31. Dezember 2016).

Für jede Gitterzelle des Modells wird ein lokaler Wert für die Sedimentmasse (je Fraktion) an dieser Stelle berechnet. Je nach Flächengröße des BZR und der räumlichen Auflösung des Modells kann ein BZR mehrere Hunderte oder sogar Tausende Gitterzellen umfassen. Um die Datenmenge sinnvoll zu reduzieren, wurden durch die BAW für jeden BZR und Zeitschritt mittlere Mächtigkeiten bzw. das 95 %-Perzentil der Sedimentmassen bzw. der daraus abgeleiteten Mächtigkeiten⁸ berechnet und an die BfG zur weiteren Analyse übergeben. Aufgrund dieser Daten konnten die in Abbildung 5-2 gekennzeichneten Cluster von BZR identifiziert werden, welche am stärksten von Sedimentablagerungen infolge der Verdriftung des auf VS 738_4 verbrachten Baggerguts betroffen sind. Diese BZR liegen alle entlang des Abschnitts zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel sowie im Bereich der Medemrinne und der Außensände, hier z. B. Medemgrund.

⁸ An nur 5% der Gitterzellen eines Bilanzierungsraums wurde eine höhere Mächtigkeit berechnet, umgekehrt wurden an 95% der Gitterzellen eine geringere Mächtigkeit berechnet.

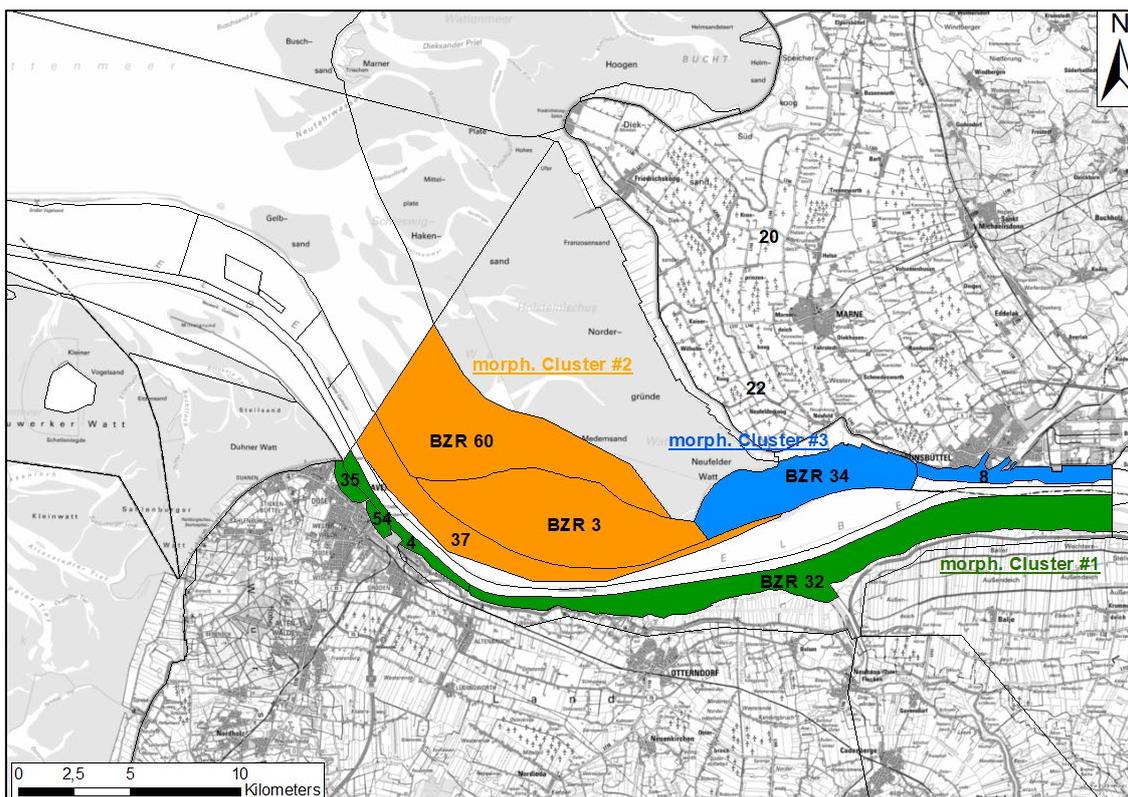


Abbildung 5-2: Lage der von Sedimentablagerungen am stärksten betroffenen Bilanzierungsräume (morphologische Cluster #1 bis #3)

Als maßgeblich für diese Beurteilung wurde die Mächtigkeit der Sedimentablagerungen im Feinkornbereich ($< 63 \mu\text{m}$) ausgewählt, da an diesen Sedimentfraktionen die Belastung mit Schadstoffen anhaften und hierauf ein Schwerpunkt in der weiteren Auswirkungsanalyse (Kapitel 5.5) gelegt wird. Im hier untersuchten Modelllauf V738_4_Qvar_SG werden zu Beginn 836.580 t an Baggergut, davon 627.435 t an Sedimenten in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ (entspricht $\frac{3}{4}$ der Gesamtmasse an Baggergut), auf der Gewässersohle abgelegt. Die am stärksten von Sedimentablagerungen betroffenen BZR liegen alle im Cluster #1. Im BZR 32_Tideelbe_vor Otterndorf kommen mit 49.153 t ($< 63 \mu\text{m}$) rd. 8 % der im Modelllauf eingebrachten Sedimente zur Ablagerung. Aufgrund seiner großen Fläche berechnet sich die mittlere Auflage jedoch nur auf rd. $1,4 \text{ kg/m}^2$; in den anderen BZR des Cluster #1 werden hier größere Werte errechnet. (siehe Abbildung 5-3); als grobe Abschätzung darf angenommen werden, dass 1 kg/m^2 einer Sedimentmächtigkeit von ungefähr 1 mm entspricht (für weitere Hinweise siehe BAW 2021).

Ein Bereich mit kontinuierlicher Sedimentation ist BZR 54_Cux_Hafen, also der Hafen von Cuxhaven. Die mittlere Mächtigkeit der Sedimentablagerung beträgt hier im Modell und mit der oben genannten Umrechnung etwa 5 cm zu Ende des Jahres. Addiert man zu diesem Wert noch die fehlende Fraktion des feinen Feinsandes ($63 - 125 \mu\text{m}$) hinzu, ergibt zu Ende der Simulation eine mittlere Mächtigkeit von etwa 6 cm. Die Ergebnisse der anderen BZR in diesem Cluster #1 liegen alle deutlich darunter. Auch erreichen hier die Sedimentablagerungen einen Gleichgewichtszustand etwa ab September, wenn das zu Beginn auf der Verbringstelle abgelegte Baggergut vollständig erodiert ist (Abbildung 5-3).

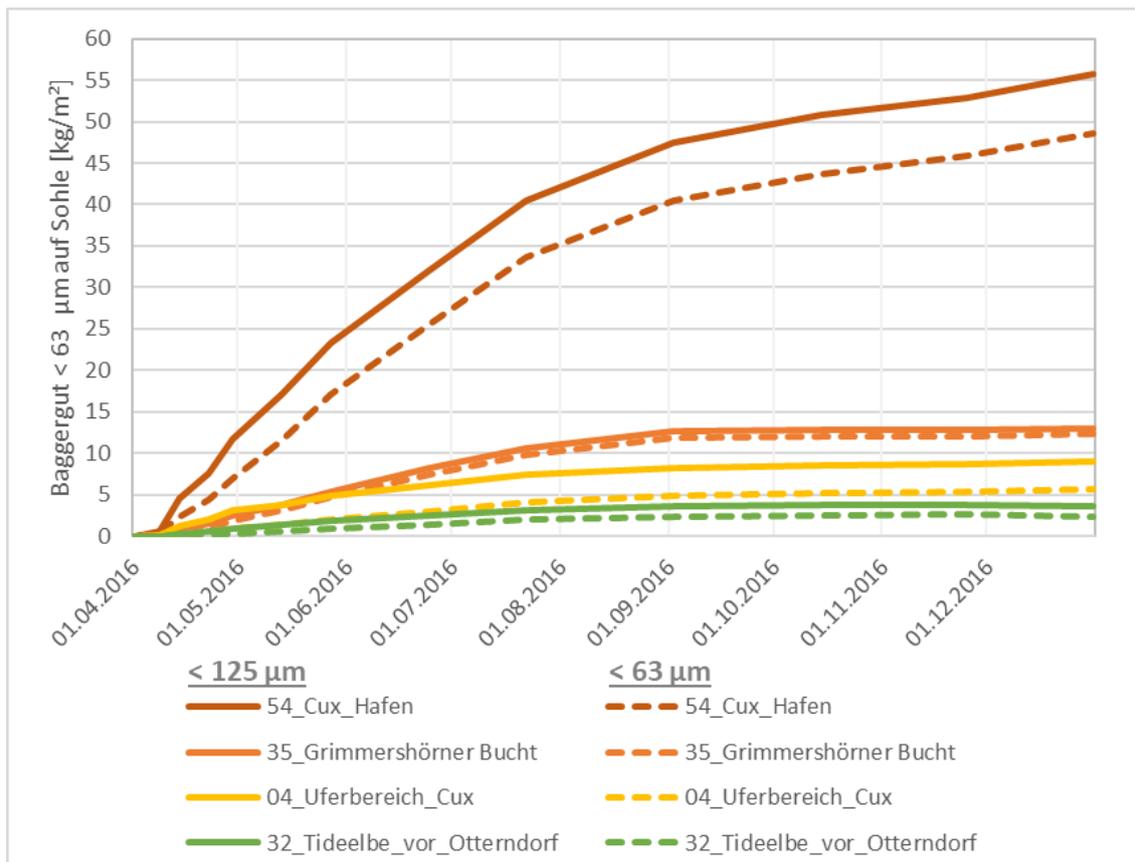


Abbildung 5-3: Zeitliche Entwicklung der mittleren Mächtigkeit an Sedimentablagerungen (Baggergut, Anteile < 63 µm und < 125 µm) auf der Gewässersohle in den Bilanzierungsräumen des Cluster #1, Modelllauf V738_4_Qvar_SG

Die in Cluster #1 enthaltenen BZR enthalten zudem auch die lokalen Positionen, auf denen mit Abstand die maximalen Ablagerungsmächtigkeiten (Ergebnisdatensatz der 95 %-Perzentile, s. o.) berechnet worden sind. Einzig für den BZR 08_Tideelbe_vor_Brunsbüttel aus Cluster #3 wurde vergleichbare Mächtigkeiten berechnet. Eingang finden die Ergebnisse für das 95 %-Perzentil in den Untersuchungen zu den chemischen Auswirkungen, für weitere Informationen siehe Kapitel 5.5.

Abbildung 5-4 zeigt die Ergebnisse für die Sedimentablagerungen im Cluster #2. Hier erreichen die mittleren Ablagerungen Mächtigkeiten von z. T. deutlich < 1 kg/m² und damit < 1 mm. Nach einem Maximum zu Beginn Juli 2016 nehmen die Mächtigkeiten vor allem in BZR 03_Medemgrund wieder ab.

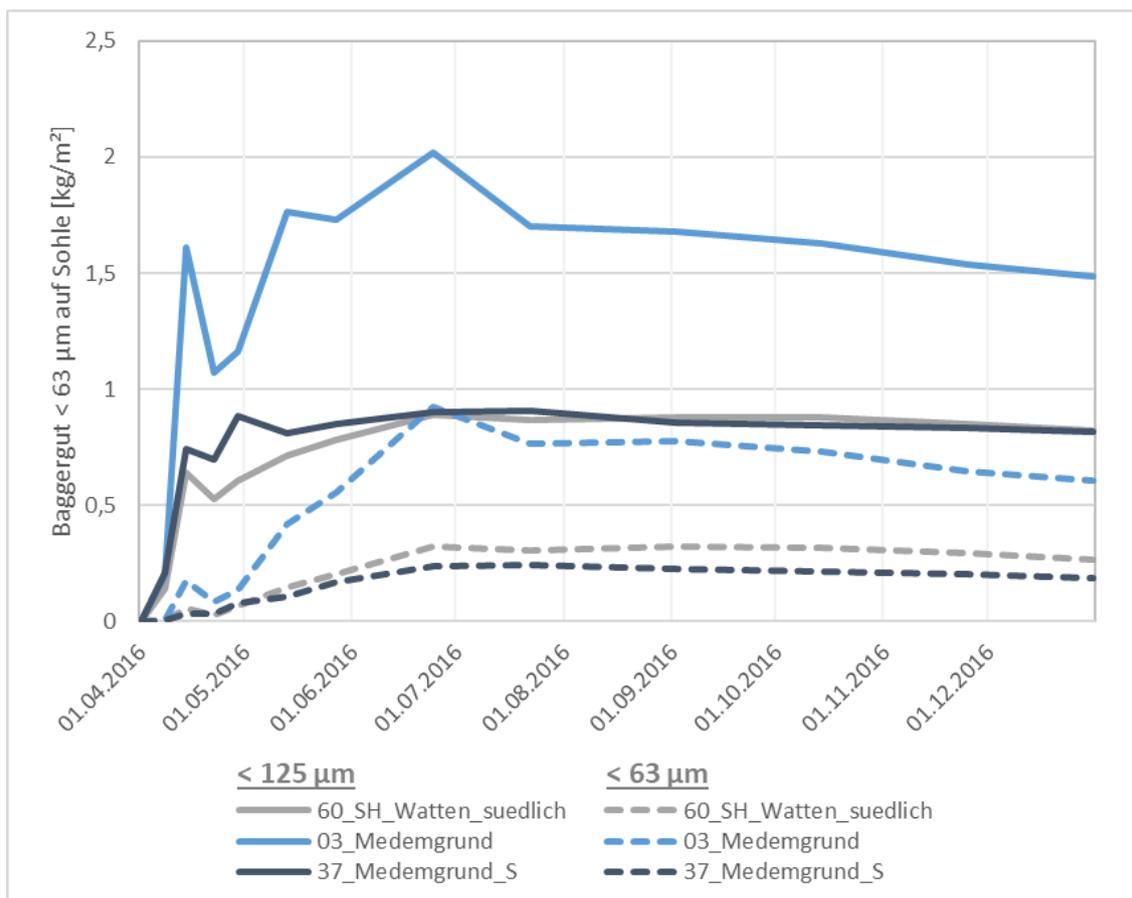


Abbildung 5-4: Zeitliche Entwicklung der mittleren Mächtigkeit an Sedimentablagerungen (Baggergut, Anteile < 63 µm und < 125 µm) auf der Gewässersohle in den Bilanzierungsräumen des Clusters #2, Modelllauf V738_4_Qvar_SG

Nicht in einer Abbildung dargestellt werden die Ergebnisse für Cluster #3. Auch hier liegen die vom Modell berechneten mittleren Mächtigkeiten bei maximal 1 kg/m² bzw. 1 mm in BZR 34_Neufelder Sand und bei 5 kg/m² bzw. 5 mm im BZR 08_Tideelbe_vor_Brunsbüttel.

In BAW (2021) wurden auch Unterschiede zwischen den Verbringstellen VS 738_4 und VS 738_5 in Bezug auf die resultierenden Sedimentablagerungen untersucht. Dazu wurden die vorangehend dargestellten Ergebnisse des Modelllaufs V738_4_Qvar_SG mit denen von V738_5_Qvar_SG verglichen. Bei V738_5_Qvar_SG wird das Baggergut auf die unmittelbar benachbarte VS 738_5 abgelegt und verdriftet von dort. Der Vergleich ergibt qualitativ dasselbe Bild, wie in Abbildung 5-3 und Abbildung 5-4 dargestellt. Auch quantitativ ergeben sich ähnliche Mächtigkeiten, sofern die Ergebnisse um den Unterschied bei der Menge an Baggergut (hier 836.500 t zu 179.837 t, vgl. Tabelle 5-2) skaliert werden. Aufgrund dieser Vergleichbarkeit kann für beide Verbringstellen eine gemeinsame Auswirkungsprognose in Bezug auf Verdriftung und Sedimentation der feinkörnigen Baggergutanteile (Kapitel 5.3) erstellt werden.

Schwebstoffgehalte in der Wassersäule

Bei Baggergut mit einem höheren Feinkornanteil muss mit einer verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte nicht nur unmittelbar im Bereich der Verbringstelle, sondern auch darüber hinaus in weiter entfernten Bereichen gerechnet werden, da diese feinkörnigen Anteile mit der Strömung rasch verdriftet werden. Für einen ersten Überblick über mögliche Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte, eine ungefähre Größenordnung der zu erwartenden

Effekte, die räumliche Ausdehnung und die am stärksten betroffenen BZR wurde beispielhaft der Modelllauf V738_5_Q360_54Uml ausgewählt, da das Einbringen des Sediments in die Wassersäule eine Überschätzung der Schwebstoffgehalte in zeitlicher und räumlicher Nähe zur Verbringung darstellt.

Ein für die Beurteilung möglicher Auswirkungen ebenfalls relevanter Aspekt ist der Anteil am Schwebstoffgehalt einer bestimmten Fraktion. Je gröber die Sedimentfraktion desto höher ist die Sinkgeschwindigkeit (vgl. Tabelle 5-1 oder BAW 2021). Eine verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Fraktion des feinen Feinsands (63 - 125 μm) hat daher hauptsächlich Auswirkungen auf den sohnahen bzw. unteren Bereich der Wassersäule und hier auch räumlich begrenzt auf den näheren Umgebungsbereich zur Verbringstelle. Aufgrund der vergleichsweise großen Sinkgeschwindigkeit sind die Auswirkungen auf den mittleren und oberen Bereich der Wassersäule vernachlässigbar gering.

Das Verhalten sehr feinkörniger Anteile ist ein anderes. Diese verbleiben deutlich länger in der Wassersäule, können über weite Strecken rasch verdriftet werden und deren Gehalte sind über die Wassertiefe eher gleichverteilt. Es gilt: je kleiner die Sinkgeschwindigkeit desto stärker die Einmischung in die gesamte Wassersäule. Damit sind die feinkörnigen Anteile auch maßgeblich bei der Beurteilung der möglichen Auswirkungen auf das Lichtklima (Lichtlimitierung/Veränderung der Sichttiefe).

Nachfolgend in Abbildung 5-5 bis Abbildung 5-7 werden die vom Modell berechneten Maximalgehalte an Baggergut in Form von Schwebstoff für jeden BZR⁹ und unterschieden nach der Sedimentfraktion dargestellt. Beim Vergleich der drei Abbildungen und der darin dargestellten absoluten Maximalwerte ist jedoch zu beachten, dass in der Fraktion < 20 μm mit 50 % ein doppelt so hoher Anteil an der Baggergutmasse enthalten ist und auf die beiden anderen Fraktionen 20 - 63 μm und 63 - 125 μm je 25 % entfallen.

⁹ Berechnung der Maximalgehalte in Anlehnung an die in Kapitel 3.3.1 beschriebene Methodik. In diesem Fall wurde aber das zeitliche Mittel über die Dauer von 12,5 h gebildet und dann der Maximalwert eines solchen gleitenden Mittels bestimmt.

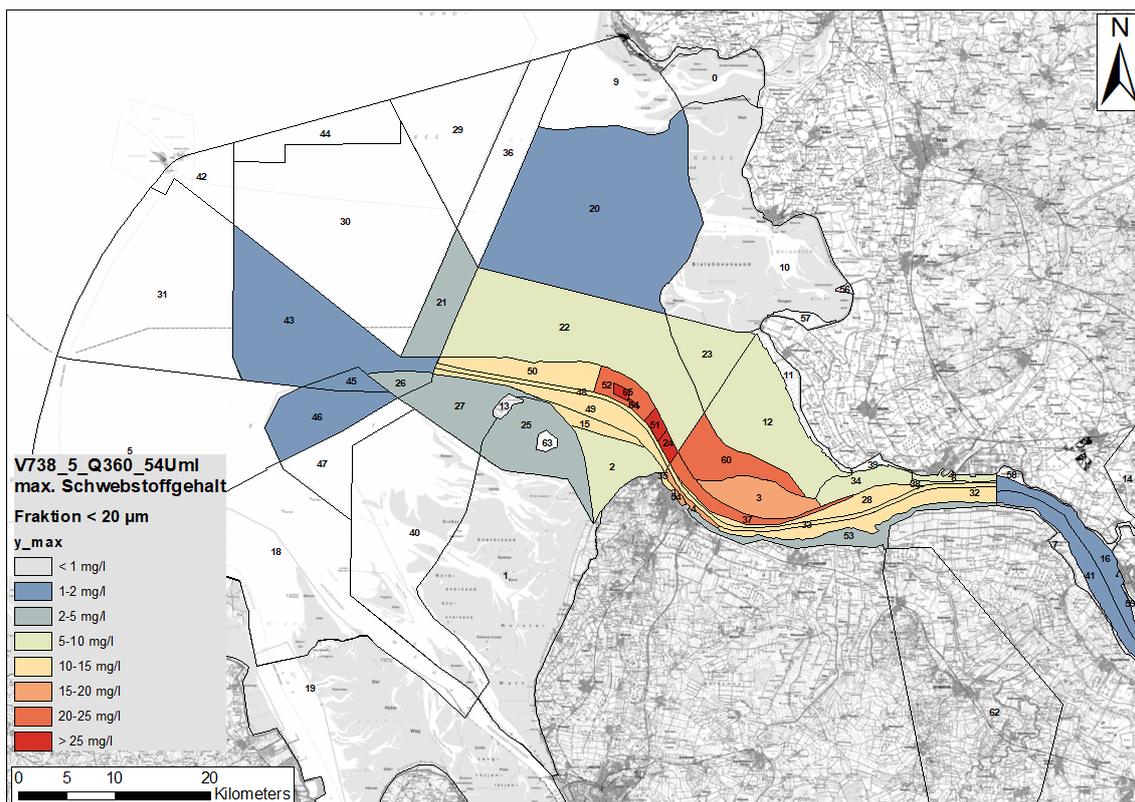


Abbildung 5-5: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen < 20 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml

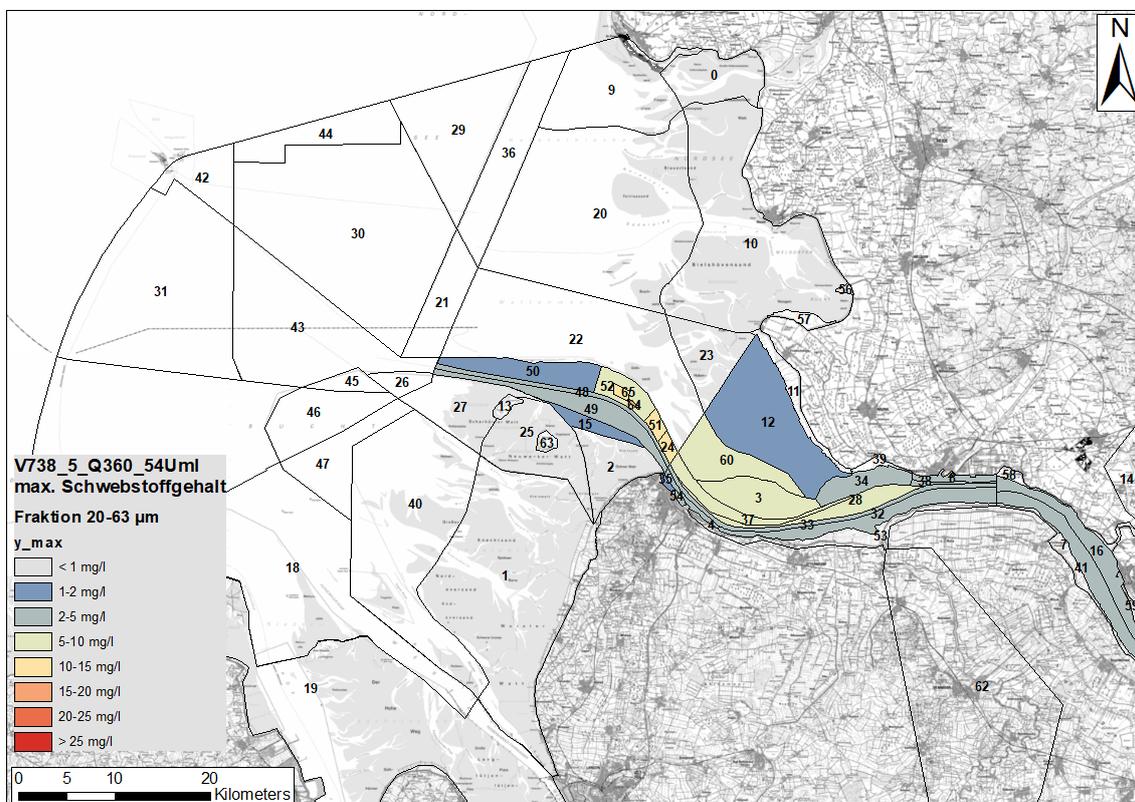


Abbildung 5-6: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen 20 - 63 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml

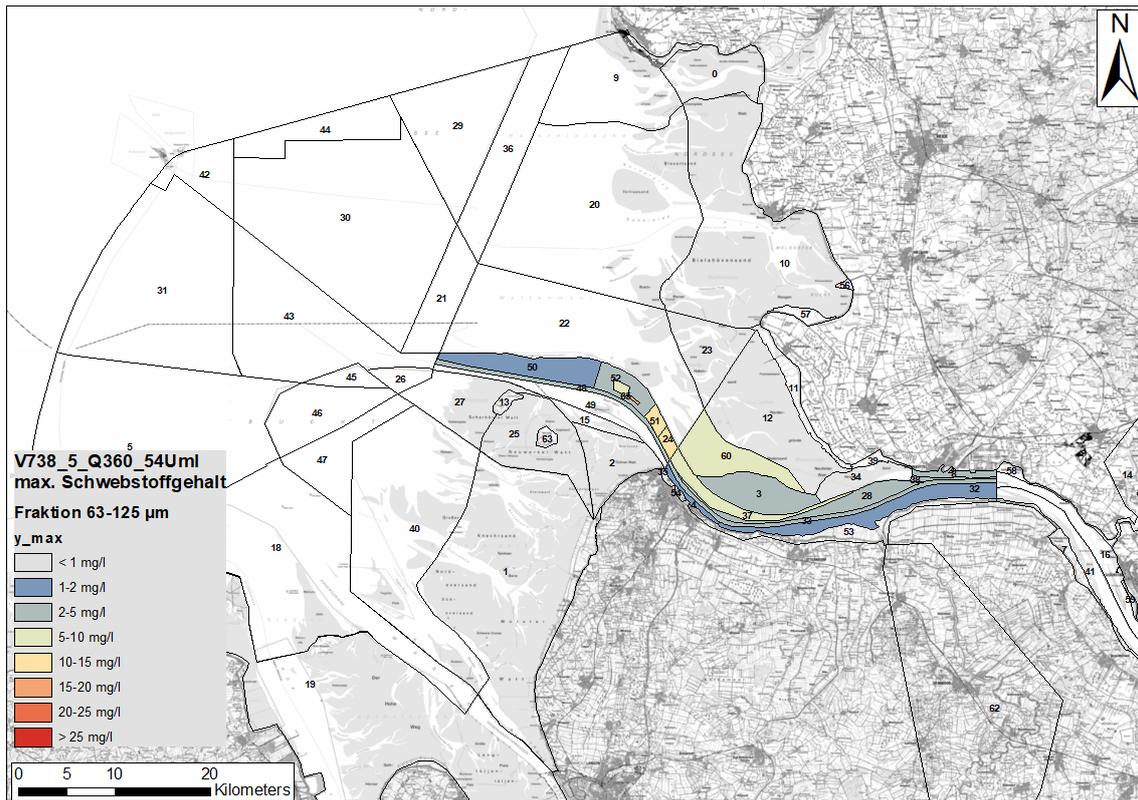


Abbildung 5-7: Maximaler Schwebstoffgehalt der Fraktionen 63 - 125 µm infolge der Verbringung, Modelllauf V738_5_Q360_54Uml

Feinkörnige Sedimentanteile sind aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit deutlich mobiler, daher sind die Auswirkungen auch weiträumiger zu erkennen. Die maximalen Gehalte (Größenordnung > 15 mg/l) für die Fraktion < 20 µm (Abbildung 5-5) liegen stromauf der Verbringstelle und hier überwiegend in den unmittelbar nördlich der Fahrrinnen angrenzenden BZR, v. a. im Bereich Medemrinne und Medemgrund. Weiter betroffen sind die gesamte Fahrrinne von Brunsbüttel bis Scharhörn und auch die südlich davon anschließenden BZR, hier liegen die berechneten Gehalte in einer Größenordnung von 10 - 15 mg/l. Mit größer werdender Entfernung nehmen die Maximalgehalte ab, zu erkennen ist auch ein deutlicher Gradient von der Fahrrinne hin zu den Watten.

Blickt man nun auf die nächstgrößere Fraktion Grobschluff (20 - 63 µm, Abbildung 5-6) ergibt sich qualitativ ein ähnliches, jedoch vergleichsweise kleinräumigeres Bild. Der Schwerpunkt der Auswirkungen liegt weiterhin in südöstlicher Richtung und hier im Bereich der Watten rund um Medemrinne und -grund. Einen deutlichen Unterschied gibt es jedoch im Fall der stromab von Cuxhaven liegenden Wattflächen, welche von der Fraktion Grobschluff nur noch minimal erreicht werden.

Blickt man nun auf die größste Fraktion feiner Feinsand (63 - 125 µm, Abbildung 5-7) fokussiert sich das Bild weiter auf die Fahrrinne und das daran anschließende Fahrwasser. Auch die Medemrinne und der Medemgrund liegen weiterhin im Einflussbereich. Räumlich liegt hier eine gute Übereinstimmung mit den BZR vor, für welche vom Modell die größten Sedimentablagerungen berechnet worden sind (vgl. mit Abbildung 5-2). Dies ist plausibel, da die Sedimentablagerungen überwiegend durch die Fraktion des feinen Feinsands gebildet werden.

Bei den vorangehend gezogenen Schlussfolgerungen handelt es sich um eine erste Einordnung der Modellergebnisse. Ziel dieser Analyse ist ein Überblick über die tendenziell am stärksten betroffenen BZR, zugleich gibt diese aber auch ein grundlegendes Verständnis darüber, auf welche Flächen und Richtungen das Baggergut unter Berücksichtigung der verschiedenen Sinkgeschwindigkeiten verdriftet. Für eine Auswirkungsprognose bedarf es zum einen einer genaueren Einordnung in weitere Randbedingungen wie die lokalen Hintergrundverhältnisse, einer Skalierung auf die zu betrachtenden Baggergutmengen, der Korngrößenzusammensetzung des Baggerguts und der Intensität, mit der das Baggergut verbracht werden soll (erfasst in Größeneinheit m^3/d). Zuletzt sind die verbringungsbedingten Anteile des Baggerguts auf den Gesamtschwebstoff nur ein Zwischenschritt und Eingabe in die weitere Untersuchung der daraus möglicherweise resultierenden ökologischen Auswirkungen.

5.2 Hydrologie und Salzgehalte

Es wurde in der Zustandsbeschreibung der Hydrologie die großflächige, ausgeprägte (natürliche) Variabilität aller die Hydrologie beschreibenden Parameter herausgearbeitet. Neben dem Oberwasserzufluss ist es vor allem die Strömungsdynamik der Deutschen Bucht die eine ausgeprägte signifikante intra- and interanuelle natürliche Variabilität aufweist.

Es ist festzustellen, dass die Verbringung von Baggergut nur theoretisch einen Einfluss auf die Wasserstände, die Strömungsgeschwindigkeiten, die Salzgehalte und den Seegang im Einflussbereich der Verbringstelle hat. Hier ist es vor allem eine durch Baggergut veränderte Topographie, einhergehend mit anderen Wassertiefen, die sich auf die Hydrologie auswirken könnte. Die Größenordnung dieser Beeinflussung ist ad omnes casus viele Größenordnungen geringer als die zuvor dargelegte Variabilität und geringer als die Folgen des bereits stattfindenden Klimawandels und somit weder wahrnehmbar, nachzuweisen noch in irgendeiner Weise zu berücksichtigen.

Im Gegenteil, eine ggf. feststellbare langfristige Änderung der Strömungsdynamik, welche in vielen Bereichen eine größere Tendenz in Richtung Flutstromdominanz bedeutet, kann einer langfristigen und großräumigen Veränderung der Dynamik in der gesamten Deutschen Bucht zugeordnet werden.

Letztendlich kann nur die Schlussfolgerung gezogen werden, dass durch die Verbringung von Baggergut keine, nicht einmal lokal sicher nachweisbare Auswirkungen auf die Hydrologie im Einflussbereich der Verbringung erwartet werden kann.

5.3 Morphologie, Sedimente und Morphodynamik

Die morphologischen Auswirkungen der Verbringung von nicht-bindigem als auch bindigem Baggergut auf Stellen innerhalb des VSB 730/740 werden wie folgt unterteilt:

1. Erhalt der Leistungsfähigkeit von Verbringstellen innerhalb des VSB 730/740 (Kapitel 5.3.1)
2. Gewässerbettentwicklung und morphologische Strukturen im Bereich der Ablagerungsfläche von Baggergut (Kapitel 5.3.2)
3. Sedimentzusammensetzung der Gewässersohle auf der Verbringstelle und im Nahbereich (Kapitel 5.3.2)
4. Verbringungsbedingte Ablagerung von Baggergutsediment auf der Gewässersohle außerhalb der Verbringstelle (Kapitel 5.3.3)

5. Verdriftung der feinkörnigen Baggergutanteile und Anreicherung des Wasserkörpers mit Schwebstoffanteilen/Trübungsverhältnisse (Kapitel 5.3.4 bis 5.3.7)
6. Sedimentkreisläufe und Feinsedimenthaushalt (Kapitel 5.3.8)

Während die Prognose der Auswirkungen zu 1.) bis 3.) sich ausschließlich auf Daten aus dem Untersuchungs- und Überwachungsprogramm (siehe Kapitel 4.2) stützt, werden für die Ableitung einer Prognose der Auswirkungen zu 4.) bis 6.) Daten aus den BAW-Modellrechnungen (siehe Kapitel 5.1) unterstützt.

5.3.1 Erhalt der Leistungsfähigkeit von Verbringstellen innerhalb des VSB 730/740

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 Sedimenten wieder vergrößert. Hopperbagger benötigen aufgrund ihres Tiefgangs eine Mindestwassertiefe. Durch Anwachsen der Gewässersohle (vor allem bei Bildung eines kegelförmigen Ablagerungskörpers) kann die Mindestwassertiefe gefährdet sein, so dass auf der Verbringstelle kein weiteres Baggergut mehr untergebracht werden kann. In einem solchen Fall müsste das zukünftig anfallende Unterhaltungsbaggergut entweder auf einer anderen Teilfläche innerhalb dieser Stelle oder sogar auf eine ganz andere Stelle, stets verbunden mit der Möglichkeit anderer Auswirkungen oder auch größerer Transportentfernungen, verbracht werden. Für eine Minimierung von Auswirkungen ist daher eine fortlaufende Sicherung der Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle stets von großer Bedeutung.

In der Vergangenheit konnte beim Monitoring der innerhalb des VSB 730/740 genutzten Verbringstellen beobachtet werden (siehe BfG 2017a oder Kapitel 4.2.3), dass

- > nicht-bindiges Baggergut auf der Sohle zur Ablagerung kommt und sich dabei Ablagerungskörper bilden können. Der Abtransport der Sedimente erfolgte nur langsam, aufgrund der Ergebnisse des Monitorings wurde damals geschätzt, dass ein Großteil (d. h. deutlich mehr als 50 %) der nicht-bindigen Baggergutsedimente längerfristig auf der Sohle zur Ablagerung kommt.
- > die verfügbaren Aufnahmevermögen der Verbringstellen im VSB 730/740 nicht nur durch die Akkumulation von Baggergut auf der Gewässersohle, sondern zusätzlich auch durch das Anwachsen und Eintreiben der östlich anschließenden Sande verringert worden sind. Die morphodynamische Entwicklung der umgebenden Watten hat also ebenfalls einen großen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit einer Verbringstelle.

Die aktuellen Monitoringergebnisse bestätigen für die VS 738_4 einen inzwischen verstärkten Abtransport von nicht bindigem Baggergut, welches auf der Sohle zur Ablagerung gekommen ist (vgl. Kapitel 4.2.3). Es ist davon auszugehen, dass dies auch auf die nähere Umgebung inklusive der VS 738_5 zutrifft. In der Folge bedeutet dies, dass es auch in den kommenden Jahren bei einer intensiven Verbringung von nicht-bindigen Baggergut zwar weiterhin eine Überdeckung der Gewässersohle bzw. die Bildung von Ablagerungskörpern geben wird, diese Sedimente jedoch schneller abtransportiert werden und damit die potenziellen Aufnahmevermögen der Verbringstellen erhalten bleiben wird. Wurde in BfG (2017) noch angenommen, dass deutlich mehr als 50 % der nicht-bindigen Baggergutsedimente längerfristig auf der Sohle zur Ablagerung kommen, zeigen die Daten aus 2017 - 2019 (erfasst und ausgewertet für die Flächen von 738_4 und 738_5), dass aktuell dieser Wert auf etwas weniger als 50 % gesunken sein könnte.

Der Nettoaustrag, bedingt durch die momentane „natürliche“ Morphodynamik, wird zurzeit im Mittel auf rd. 11 m³/d/ha geschätzt, d. h. dieselbe Menge an nicht-bindigem Baggergut könnte ohne Verlust des Aufnahmevolumentens auf Stellen im VSB 730/740 verbracht werden. Für den Abschnitt zwischen Elbe-km 730 und 736 (siehe Abbildung 2-1) kann diese Prognose, aufgrund fehlender Daten bzw. einem fehlenden Monitoring, aktuell nicht gegeben werden.

Die Auswirkungsprognose soll für eine jährliche Gesamtmenge von 4 Mio. m³ (vgl. Kapitel 2.1) bzw. 10.959 m³/d¹⁰ an sandigem bzw. nicht-bindigem Baggergut erstellt werden. Rechnerisch wäre damit eine Gesamtfläche von etwa 1.000 ha erforderlich¹¹, um diese Mengen ohne eine fortlaufende Reduzierung der potenziellen Aufnahmevolumenta aufzunehmen. Zum Vergleich: die Fläche der VS 738_4 beträgt etwa 133 ha und könnte damit rd. 0,5 Mio. m³ pro Jahr an sandigem bzw. nicht-bindigem Baggergut aufnehmen. Es konnte beobachtet werden, dass grobkörnige Sedimente als Geschiebe stromab in eine eher nördliche Richtung und damit in Bereiche abseits der Fahrrinne abtransportiert werden. Erkennbare Eintreibungen in die Fahrrinne infolge der Verbringung von nicht-bindigen Baggergutsedimenten sind daher auf VS 738_4 und _5 nicht zu erwarten.

Bei bindigem Baggergut kann auf Grundlage der Monitoringdaten geschätzt werden, dass auf der VS 738_5 weniger als 10 % der eingebrachten Menge über Wochen und Monate, also längerfristig zur Ablagerung kommen werden. Auf der VS 738_4 wird dieser Anteil deutlich über 10 % liegen, was aber vor allem daran liegt, dass das hier verbrachte bindige Baggergut aus den BA 11 und 12 stammen soll und gegenüber dem Baggergut aus dem Abschnitt Begegnungsstrecke bis BA 3 (Verbringung auf VS 738_5) einen höheren Anteil Feinsand aufweist und damit grobkörniger sein wird. Längerfristige Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit infolge der Verbringung von bis zu 7,5 Mio. m³/a an bindigem Baggergut aus den verschiedenen Baggerabschnitten, wie in Kapitel 2.1 genannt, können daher aktuell für die kommenden Jahre ausgeschlossen werden.

5.3.2 Gewässerbettentwicklung, morphologische Strukturen sowie Sohlsedimente der Gewässersohle im Bereich der Ablagerungsfläche von Baggergut

Die Verbringung von Baggergut im VSB 730/740 findet in einer morphodynamisch sehr aktiven Umgebung statt (siehe Kapitel 4.2.3). Angetrieben durch Tide und Wind werden durch die Strömungskräfte an der Gewässersohle stets große Sedimentmengen abgelagert bzw. erodiert, transportiert und an anderer Stelle wieder abgelagert. Unterstützte das Regime in früheren Jahren die Ablagerung und den Verbleib von überwiegend feinsandigen Sedimenten (vgl. BfG 2017a), so kann aktuell ein in der Tendenz erosives Regime beobachtet werden. Insgesamt sind die zusätzlichen morphologischen Änderungen infolge der Ablagerung von Baggergut auf der Gewässersohle im Vergleich zu den durch natürliche Dynamik bewegten Massen als relativ gering zu bewerten (Kapitel 4.2.3).

Die Analysen zur Leistungsfähigkeit der Verbringstellen haben gezeigt, dass etwas weniger als 50 % des nicht bindigen Baggerguts sich, zumindest vorübergehend, auf der Gewässersohle ablagern und diese überdecken. Daher ist auch in den kommenden Jahren mit einem mittelsandigen Sedimentinventar bei unterschiedlich großen Anteilen Feinsand (VS 738_4) bzw. mit Sand aus unterschiedlichen Anteilen von Fein- und Mittelsand (VS 738_5) zu rechnen. Dies ist

¹⁰ 4 Mio. m³ / 365 d ≈ 10.959 m³/d

¹¹ 1.000 ha * 11 m³/d/ha = 11.000 m³/d ≈ 10.959 m³/d

in Übereinstimmung mit BfG (2017a), welche auf der Verbringstelle im Vergleich zur nicht direkt mit Baggergut beaufschlagten Umgebung gröbere Sedimentproben (höhere Mittelsandanteile zu Lasten Feinsand) beschreibt. Vereinzelt und auch nur lokal sind auf der VS 738_5 grobsandige bzw. kiesige Sedimente und damit eine vorübergehende Vergrößerung beim Sedimentinventar zu erwarten. Herkunft dieser größeren Anteile wird das Baggergut aus dem Abschnitt der Begegnungsstrecke bis BA 3 sein, welches vereinzelt und dann auch nur geringfügig solche größeren Sedimente enthalten kann.

Mit Hilfe von Sedimentproben konnte nachgewiesen werden, dass trotz der Verbringung großer Mengen bindigen Baggerguts, wie z. B. die Verbringung von Baggergut aus den BA 1 bis BA 3 auf die VS 738_5 und damit einhergehend große Mengen an feinkörnigen Sedimenten, dies zu keiner dauerhaften Verfeinerung des Sedimentinventars auf der Verbringstelle geführt hat (BfG 2021a). Es ist daher davon auszugehen, dass Anteile des feinkörnigen Baggerguts unmittelbar beim Vorgang der Entladung des Hopperbaggers verdriften und die restlichen Anteile auf der Gewässersohle zur Ablagerung kommen, dort dann aber sukzessive erodiert werden. Dieses kann auch in gleicher Weise für das zu betrachtende Unterhaltungsbaggergut aus den Abschnitten NOK (elbseitige Vorhäfen) und der Hamburger Delegationsstrecke erwartet werden. Größere Brocken konsolidierten Schlicks werden sich vereinzelt auf der Gewässersohle ablagern können, werden aber größtenteils innerhalb von Tagen bis Wochen wieder erodiert.

Wird jedoch bindiges Baggergut mit einer sehr hohen Intensität verbracht, wird dies temporär eine Ablagerung dieser Sedimente auf der Gewässersohle und damit eine Überlagerung der bestehenden Sohlstrukturen bewirken. In den Schummerungsdarstellungen konnte im Nachgang zu solchen Zeiträumen eine Einebnung der Gewässersohle erkannt werden (Kapitel 4.2.2). Als eine grobe Kennzahl für hohe Intensitäten für die Verbringung von Baggergut können Werte jenseits der 100 m³/d/ha angegeben werden.

Im Zeitraum 2017 - 2019 hat das Monitoring im Teilabschnitt Elbe-km 736 - 740 ein in der Tendenz erosives Regime festgestellt, welches einer Neigung zur Bildung von flächenhaften Sedimentablagerungen bzw. der Bildung größerer Ablagerungskörper entgegenwirken wird. Im Bereich der Verbringstelle wird es aber auch zukünftig v. a. im Fall von nicht-bindigem Baggergut zu flächenhaften Sedimentablagerungen auf der Gewässersohle kommen. Ab dem Moment, wo die Verbringung von Baggergut zumindest deutlich reduziert wird, wird es jedoch zu einer raschen Umformung der glatten Sohle in morphologische Strukturen wie Dünen und Riffel kommen. Dies wird im Zeitraum von Wochen bis Monate geschehen. Die Bewegungsrichtung dieser sandigen Strukturen ist stromab. Ein Abtransport der sandigen Sedimente erfolgt damit in Richtung Deutsche Bucht, wie dies bereits für die frühere VS 738_3 in BfG (2017) beschrieben ist.

5.3.3 Verbringungsbedingte Sedimentablagerungen

Die Überblicksanalyse in Kapitel 5.1.2 hat in den am stärksten betroffenen BZR und hier für den mengenstärksten Modelllauf V738_4_Qvar_SG mittlere Sedimentablagerungen in der schadstoffkritischen Feinkornfraktion < 63 µm in einer Größenordnung von wenigen Millimetern bis etwas mehr als einem Zentimeter ergeben. Diesem Modelllauf liegt eine Gesamtmenge von rd. 627.000 t an feinkörnigen Baggergutsedimenten zugrunde. Für die Erstellung der Auswirkungsprognose soll eine Jahresgesamtmenge von 7,5 Mio. m³ beurteilt werden. Der darin enthaltene Feinkornanteil beträgt rd. 1,5 Mio. t (vgl. Tabelle 2-2, dort Anteil < 63µm in 7,5 Mio. m³), was etwas mehr als der doppelten Menge wie in V738_4_Qvar_SG beträgt.

Auch bei Verdopplung der vom Modell berechneten mittleren Mächtigkeiten werden die im Jahresverlauf zu erwartenden Sedimentablagerungen weiterhin in der Größenordnung von wenigen Millimetern bis zu wenigen Zentimetern verbleiben. Das Baggergut kann bestehende Sedimentationstendenzen in der zuvor genannten Größenordnung verstärken. Das Transportverhalten der Baggergutsedimente entspricht dem gleich großer Sedimentpartikel, die dem Hintergrundgeschehen entstammen. Grundsätzlich kommt Baggergut daher nur auf solchen Flächen zur Ablagerung, die auch durch das normale Hintergrundgeschehen mit Ablagerungen an feinkörnigen Sedimenten belegt werden. Eine Verschlickung zusätzlicher Flächen ist daher unwahrscheinlich. Einzig auf der Verbringstelle und im unmittelbaren Nahbereich kann es kleinräumig und kurzzeitig zur Ablagerung von schlickigen Sedimenten, häufig in Form von konsolidierten Schlickbrocken kommen. Diese Ablagerungen werden dann rasch erodiert und abtransportiert.

Auch mit Blick auf einen mehrjährigen Zeitraum kann eine fortlaufende Akkumulation von feinkörnigen Baggergutanteilen ausgeschlossen werden. Eine solche andauernde Akkumulation von Sedimentablagerungen würde voraussetzen, dass frühere Sedimentablagerungen im Verlauf der Zeit stabil verbleiben und zwischenzeitlich nicht wieder erodiert werden. Diese Annahme ist aufgrund der sehr intensiven Morphodynamik sowie Unterhaltungsbaggerungen (z. B. in Hafengebieten wie dem BZR 8_Tideelbe_vor_Brunsbüttel) in den am stärksten von Ablagerungen betroffenen Bereichen unwahrscheinlich. Die im Modelllauf V738_4_Qvar_SG berechneten mittleren Mächtigkeiten für die Ablagerung feinkörniger Sedimente ($< 63 \mu\text{m}$) der mittleren Größe des Morphologischen Raums (vgl. Kapitel 4.2.3) werden in Tabelle 5-3 gegenübergestellt. Die in V738_4_Qvar_SG berechneten Mächtigkeiten wurden nochmals hochskaliert, um

- > der zu beurteilenden Gesamtmenge von 7,5 Mio. m^3 bzw. dem darin enthaltenen Feinkornanteil zu entsprechen. Daraus ergibt sich der Faktor 2,4 ($= 1,5 \text{ Mio. t} / 0,627 \text{ Mio. t}$, siehe im Text zuvor!)
- > der Dauer von 5 Jahren zu entsprechen (Faktor 5).

Aus den beiden Einzelfaktoren 2,4 und 5 ergibt sich ein Gesamtfaktor von 12^{12} . Die Analyse erfolgt für die in Abbildung 5-2 dargestellten und als am stärksten von Sedimentablagerungen betroffenen BZR (enthalten in den Clustern #1 bis #3).

¹² In BAW (2021) wurde eine Hochskalierung mit dem Faktor 4 untersucht und bestätigt. Die hier vorgenommene Hochskalierung mit dem Faktor 12 stellt daher nur eine ganz grobe Abschätzung dar und dient nur dem Zweck eines Vergleich der Größenordnung möglicher Sedimentablagerungen.

Tabelle 5-3: Morphologische Beurteilung der im Modelllauf (hier V738_4_Qvar_SG) berechneten Sedimentablagerungen

Hochskaliert auf die Jahresbaggergutmenge von 3,5 Mio. m³ sowie auf einen 5-Jahreszeitraum im Vergleich zum Morphologischen Raum (Mittelwert für Zeitraum 2007 - 2012, Datenquelle AufMod-Projekt)

| BZR | Maximale Mächtigkeit Sedimentablagerungen (Fraktion < 63 µm), Modelllauf V738_4_Qvar_SG [mm] | Hochskalierung, hier Wert aus linker Spalte für Mächtigkeit (Fraktion < 63 µm) multipliziert mit Gesamtfaktor 12 [mm] | Morphologischer Raum (Mittelwert für Zeitraum 2007 - 2012) [mm] |
|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| 993 | 0,5 | 6 | 1.300 |
| 4 | 3,0 | 36 | 2.100 |
| 8 | 2,5 | 30 | 800 |
| 32 | 1,4 | 16,8 | 700 |
| 34 | 0,4 | 4,8 | 1.100 |
| 35 | 7 | 84 | 500 |
| 37 | 0,2 | 2,4 | 1.400 |
| 54 | 25,5 | 306 | keine Angabe |
| 60 | 0,2 | 2,4 | 4.100 |

Bereits der einfache Vergleich der hochskalierten Ablagerungsmächtigkeiten mit der Größe des Morphologischen Raums, welcher ebenfalls für einen 5-Jahreszeitraum von 2007 bis 2012 ermittelt worden ist, macht die unterschiedlichen Größenordnungen sichtbar. Auch nach Multiplikation der Ergebnisse aus Modelllauf V738_4_Qvar_SG mit dem Gesamtfaktor 12 ergeben sich daraus Mächtigkeiten, die weiterhin im Millimeter- bzw. Zentimeterbereich liegen. Einzig für den BZR 54_Cux_Hafen wird eine akkumulierte in der Größenordnung mehrerer Dezimeter berechnet; dieser BZR wird im folgenden Absatz nochmals aufgegriffen und erläutert. Im Gegensatz dazu liegt die Größe des Morphologischen Raums in allen BZR im Bereich mehrerer Dezimeter, in manchen BZR sogar bei > 1 m. Dieser Größenvergleich zwischen Millimeter/wenigen Zentimetern bei den Sedimentablagerungen versus Dezimeter/wenige Meter beim Morphologischen Raum bestätigt nochmals, dass Sedimentablagerungen großräumig nicht über einen längeren Zeitraum akkumulieren können, sondern entweder erodiert und weitertransportiert oder von anderen „Hintergrund“-Sedimenten erneut überlagert werden.

Bei dem zuvor erwähnten BZR 54, wie auch bei BZR 8, handelt es sich um Hafenbereiche, deren Hafenbecken auch ohne die zusätzliche Sedimentation aufgrund des Baggerguts aufsedimentieren und fortlaufend unterhalten werden müssen. Des Weiteren zeichnen sich BZR 32 und 35 durch ein im Vergleich zu allen anderen BZR größeres Verhältnis von Mächtigkeit der Baggergutablagerungen zu Morphologischem Raum aus. Daher wird veranlasst, dass im Fall dieser beiden BZR 32 und 35 die Auswirkungsprognose zur Sedimentqualität (Thema Schadstoffe, vgl. Kapitel 5.4) hier nochmals mit einem besonderen Fokus durchgeführt wird.

Bislang nicht weiter in der Auswirkungsprognose inkludiert ist die Fraktion des feinen Feinsands. Weitergehende Untersuchungen sind jedoch aus den folgenden Gründen nicht erforderlich:

- > Eine Anreicherung von Schadstoffen erfolgt im Wesentlichen nur in der feinkörnigen Fraktion < 63 µm. Daher kann eine Auswirkung auf die Sedimentqualität durch Ablagerung von sandigen Sedimenten ausgeschlossen werden.
- > Auch mit Berücksichtigung der Fraktion des feinen Feinsands (63 - 125 µm) werden sich die resultierenden mittleren Ablagerungsmächtigkeit weiterhin in der Größenordnung von Millimetern und wenigen Zentimetern bewegen. Nach Hochskalierung mit

Faktor 12 (s. o.) sind mit Ausnahme der beiden Häfen (BZR 8 und 54) nur für den BZR 3 eine feinsandige Mächtigkeit der mittleren Ablagerung von etwas mehr als 1 cm berechnet worden.

- > Feinsandige Sedimente sind das „Baumaterial“ der Watten, erforderlich z. B. für ein Mitwachsen der Watten bei Anstieg des Meeresspiegels (Schleswig-Holstein 2010; Wachler et al. 2021). Kommen feinsandige Baggergutsedimente zur Ablagerung, geschieht dies auf Flächen, deren Gewässersohle sedimentologisch von Feinsanden geprägt ist; an der mittleren Korngrößenzusammensetzung wird es keine Veränderung geben. Siehe hierzu auch Tabelle 5-4, welche den mittleren Feinsandanteil der Gewässersohle aus Sedimentproben in den BZR quantifiziert, welche gemäß Abbildung 5-2 am stärksten von Sedimentablagerungen betroffen sind. Mit Ausnahme von BZR 4 (Uferbereich bei Cuxhaven) und BZR 8 (Hafenbereich Brunsbüttel) liegen die mittleren Feinsandanteile bei knapp oder über 60 Gew.-%, teilweise sogar bei über 80 Gew.-%.

Tabelle 5-4: Mittlerer Feinsandanteil in ausgewählten BZR

Datenquelle Aufmod-Projekt

| BZR | Mittlerer Feinsandanteil [Gew.-%] |
|-----|-----------------------------------|
| 3 | 87 |
| 4 | 55 |
| 8 | 37 |
| 32 | 69 |
| 34 | 58 |
| 35 | 63 |
| 37 | 86 |
| 54 | keine Angabe |
| 60 | 87 |

5.3.4 Verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Die Suche nach einem kurzzeitigen Maximalwert für eine verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen ist nicht zielführend. Bewertungsrelevant sind auch die Hintergrundgehalte, da eine (in absoluten Werten gesehen) geringe Erhöhung in schwebstoffärmerem Wasser eine höhere Auswirkung bedeuten kann. Des Weiteren ist aus ökologischer Sicht eine kurzzeitige Erhöhung von geringerer Relevanz, wie diese natürlicherweise z. B. während einer Springtide oder bei einem Sturmereignis für wenige Stunden oder Tage eintreten kann, als eine über einen längeren Zeitraum anhaltende Erhöhung. Als ein solcher längerer Zeitraum wurde die Dauer von 2 Wochen definiert, was in etwa der Dauer eines Spring-Nipp-Zyklus entspricht Entsprechend wurden auf Grundlage der Modellergebnisse für jeden BZR stets maximale Gehalte bzw. Erhöhungen der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von 2 Wochen berechnet. Details, wie genau diese maximalen Gehalte bzw. Erhöhungen berechnet werden, können in Kapitel 3.3.1 nachgelesen werden.

Für die Prognose der Auswirkungen auf die verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte wurde nur eine Auswahl an BZR näher betrachtet. Zum einen lag der Fokus auf die am stärksten betroffenen BZR (siehe Ergebnisse in Kapitel 5.1.2), des Weiteren auf dem Niveau der Hintergrundtrübung. Im Bereich des Trübungsmaximum (= hohe Hintergrundgehalte) der Elbe ist ein hoher Baggergutgehalt als weniger relevant einzustufen als derselbe Baggergutgehalt in der deutlich schwebstoffärmeren Wassersäule über den Wattflächen. Zuletzt werden auch

solche BZR berücksichtigt, bei denen zwar einerseits eine relativ geringe Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch das Modell prognostiziert wird, bei denen aber andererseits eine erhöhte Sensitivität gegenüber einer schon geringen Erhöhung der Schwebstoffgehalte nicht ausgeschlossen werden kann (vgl. Abschnitte zu Phytoplankton, Makrozoobenthos und Vegetation). Im Ergebnis sind 12 BZR identifiziert worden (siehe Abbildung 5-8), für die vertiefte Auswirkungsprognosen zu Schwebstoffgehalten differenziert für das Sommer- und Winterhalbjahr erstellt werden (Kapitel 5.3.6 und 5.3.7).

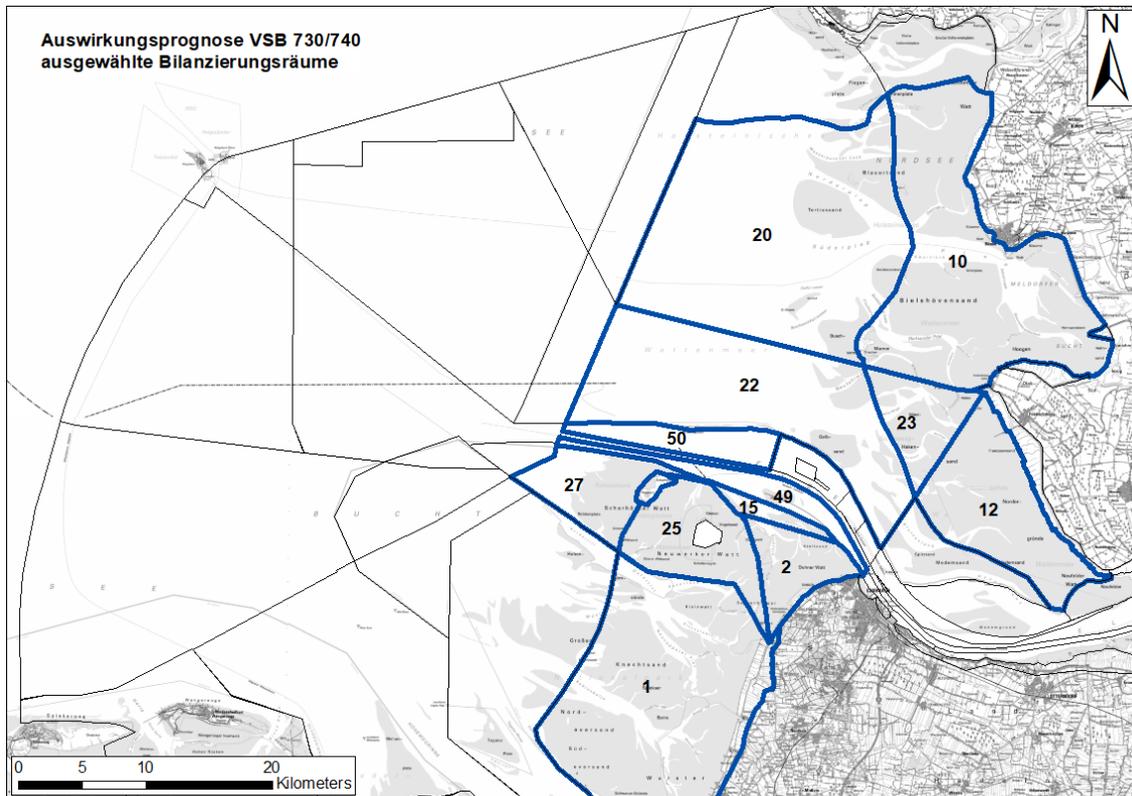


Abbildung 5-8: BZR, für welche eine vertiefte Auswirkungsprognose erstellt wird

Im hydrodynamisch-numerischen Modell der BAW werden die Tidedynamik und das Transportverhalten simuliert, hier liegen die Ergebnisse aus den drei Modellläufen vor (vgl. Kapitel 5.1.1). Den Modellläufen liegen vorgegebene Baggergutmengen und Korngrößenverteilungen zugrunde. Eine Skalierung der Modellergebnisse für eine spätere Abschätzung der Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte ist erforderlich und zugleich möglich (vgl. BAW 2021).

Skalierbarkeit bedeutet, dass die Ergebnisse der Modellläufe durch Multiplikation mit einem Faktor an die real verbrachten Mengen und Korngrößenverteilungen ohne erneute Simulation angepasst werden können. So bedeutet z. B. eine Verdopplung der Baggergutmenge bzw. der Intensität der Verbringung näherungsweise eine Verdopplung der Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte. Beispielsweise werden für die Simulation der Verdriftung im Modelllauf V738_4_Qvar_SG auf der Gewässersohle 836.580 t an Baggergutmenge abgelegt. Die Prognose für die doppelte Baggergutmenge (1.673.160 t) kann durch Multiplikation der Modellergebnisse mit dem Faktor 2 erstellt werden.

Eine solche Skalierung kann auch individuell für die Teilmasse einer einzelnen Fraktion durchgeführt werden, denn die verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte wird im Modell für jede Sedimentfraktion separat berechnet. Auch sind im Modell alle vier Baggergut-

Fractionen (vgl. Tabelle 5-2) zu gleichen Teilen vorhanden. Dadurch ist eine Vergleichbarkeit zwischen den Fraktionen gegeben. Wenn jede Sedimentfraktion mit einem eigenen Skalierfaktor belegt wird, kann auf diese Weise die Auswirkung einer beliebigen Baggergutmasse und Korngrößenverteilung weiterhin auf Grundlage der vorhandenen Modellierungsergebnisse abgeschätzt werden.

Ein weiterer Einflussfaktor auf die Auswirkungen der Schwebstoffgehalte ist die Intensität, mit der das Baggergut in die Wassersäule eingebracht wird. Diese unterscheidet sich, wie auch die Art der Einbringung, bei den verschiedenen Modellläufen (vgl. Tabelle 5-2). Dem Modelllauf V738_5_Q360_54Uml liegt der Gedanke eines Modellhoppers zu Grunde, welcher das Baggergut zu definierten Zeitpunkten in 54 Umläufen innerhalb von 11 Tagen einbringt. Das Laderaumvolumen des Hopperbaggers wurde mit 9.000 m³ gewählt, was einer typischen Gerätegröße für in der Tideelbe eingesetzten Hopperbagger entspricht. Ein halb so großer Hopperbagger mit 4.500 m³ würde in 54 Umläufen auch nur die halbe Baggergutmenge verbringen und damit auch nur eine halb so große Auswirkung haben. Das Baggergut wird bei den Modellläufen V738_4_Qvar_SG und V738_5_Qvar_SG auf der Gewässersohle abgelegt. Die Intensität der Verbringung bzw. der Erosion der abgelegten Sedimente ist daher nicht konstant, sondern variabel, da das Baggergut kontinuierlich und stets abhängig von den angreifenden Strömungskräften erodiert wird. Eine Skalierung der Auswirkungen ist rechnerisch möglich, indem die mit Baggergut belegte Fläche gedanklich vergrößert oder verkleinert wird, gemäß der folgenden Logik:

BfG-2067

Halbierung der Fläche = halbe Baggergutmenge = halbe Intensität der
Verbringung = halbe Auswirkung auf die Schwebstoffgehalte

Die unterschiedlichen Intensitäten, mit denen das Baggergut in den verschiedenen Modellläufen in die Wassersäule - je nach Modelllauf entweder als Wasser-Sediment Gemisch oder per Erosion von der Gewässersohle – eingebracht wird und ab diesem Moment mit der Strömung transportiert bzw. verdriftet werden kann, sind in Tabelle 5-5 dargestellt. Die Intensität wird in der Einheit [t/h] dargestellt, da die Verdriftung, nachdem das Baggergut in die Wassersäule eingebracht wird, auf dieser Zeitskala abläuft.

Tabelle 5-5: Intensität der Verbringung von Baggergut wie den Modellläufen zugrunde gelegt ist

| Woche | | | V738_4_Qvar_SG, Angaben in [t/h] | | | V738_5_Qvar_SG, Angaben in [t/h] | | | V738_5_Q360_54Uml, Angaben in [t/h] | | |
|-------|--------|--------|----------------------------------|---------|---------|----------------------------------|---------|---------|-------------------------------------|---------|---------|
| | von | bis | feiner fS | < 63 µm | < 20 µm | feiner fS | < 63 µm | < 20 µm | feiner fS | < 63 µm | < 20 µm |
| 1 | 1.4. | 8.4. | 444 | 200 | 143 | 158 | 62 | 43 | 162 | 486 | 324 |
| 2 | 8.4. | 14.4. | 472 | 371 | 266 | 59 | 123 | 84 | 162* | 486* | 324* |
| 3 | 14.4. | 22.4. | 70 | 166 | 126 | 15 | 58 | 41 | 0 | 0 | 0 |
| 4 | 22.4. | 29.4. | 97 | 324 | 241 | 15 | 113 | 77 | 0 | 0 | 0 |
| 5+6 | 29.4. | 13.5. | 53 | 319 | 227 | 0 | 91 | 61 | 0 | 0 | 0 |
| 7+8 | 13.5. | 27.5. | 21 | 264 | 185 | 0 | 60 | 39 | 0 | 0 | 0 |
| 9-13 | 27.5. | 24.6. | 7 | 183 | 121 | 0 | 23 | 14 | 0 | 0 | 0 |
| 14-18 | 24.6. | 22.7. | 1 | 103 | 59 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 18-24 | 22.7. | 02.9. | 0 | 45 | 21 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 24-30 | 02.9. | 14.10. | 0 | 11 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 30-36 | 14.10. | 25.11. | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

* nur bis einschließlich 11.04.2016

5.3.4.1 Verbringung von Baggergut aus BA 12

Aus dem BA 12 ist vorgesehen, bis zu 3,5 Mio. m³ pro Jahr an bindigem Unterhaltungsbaggergut in den VSB 730/740 zu verbringen. Dies entspräche einer Masse von rd. 320.000 t an Sedimenten in der Feinkornfraktion < 63 µm (vgl. Tabelle 2-2 in Kapitel 2.1). Diese Fraktion wird aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit (verglichen zu sandigen Fraktionen) großräumig und vor allen in die flacheren Bereiche bzw. in die BZR, welche hier im Anschluss gezielt betrachtet werden (vgl. Abbildung 5-8), verdriftet; dort sind es dann diese Sedimentpartikel der Feinkornfraktion, welche maßgeblichen Einfluss auf die Schwebstoffverhältnisse nehmen. Alle nachfolgenden Berechnungen werden daher für die diese Feinkornfraktion < 63 µm durchgeführt. Das gilt in gleicher Weise für das Baggergut aus allen weiteren Abschnitten dieses Kapitels.

Für die Erstellung der Auswirkungsprognose wird angenommen, dass das Unterhaltungsbaggergut im BA 12 verteilt über das Jahr anfällt.

In V738_5_Q360_54Uml werden die Auswirkungen auf den Schwebstoffgehalt für das Szenario einer Kampagne mit 54 Umläufen innerhalb von 11 Tagen simuliert. Um die Verteilung über den Jahresverlauf abzubilden, werden in Summe sechs solcher Kampagnen angesetzt. Die tatsächliche Jahresmenge an Unterhaltungsbaggergut beträgt rd. 320.000 t bezogen auf die Fraktion < 63 µm und auf die Jahresgesamtmenge von 3,5 Mio. m³ (vgl. Tabelle 2-2 in Kapitel 2.1). Zu gleichen Anteilen umgelegt auf die insgesamt sechs Kampagnen bedeutet dies pro Kampagne eine Menge von (320.000 t / 6 =) rd. 53.400 t.

Im Vergleich dazu liegt dem Modelllauf V738_5_Q360_54Uml eine größere Baggergutmenge von 131.250 t (Fraktion < 63 µm) zu Grunde und damit auch ein höherer Effekt auf die Schwebstoffgehalte gegenüber der kleineren Menge von 53.400 t. Durch Skalierung der Menge und damit auch der vom Modell berechneten Effekte wird eine Vergleichbarkeit mit der zu begutachtenden Situation hergestellt¹³.

Aufgrund der angenommenen Anzahl von sechs Kampagnen innerhalb eines Jahres liegt ein Zeitraum von zwei Monaten zwischen den Startzeitpunkten einer jeden Kampagne. Die Modellrechnungen zeigen, dass eine Überlagerung mit den noch verbleibenden Resteffekten aus der vorangehenden Kampagne vernachlässigbar gering ist. Nach 2 Monaten Simulationszeit lagen die Resteffekte bezogen auf den Schwebstoffgehalt in allen BZR in einer Größenordnung von deutlich unter 1 mg/l und wären daher gegenüber den zuvor eingetretenen Gehalten nicht mehr darstellbar.

In V738_5_Qvar_SG wird mit 127.500 t (< 63 µm) eine zu V738_5_Q360_54Uml vergleichbare Gesamtmenge Baggergut in die Wassersäule eingebracht. Die Verbringung bzw. der Eintrag von Baggergutsedimenten erfolgt im Unterschied zu V738_5_Q360_54Uml per Erosion in die Wassersäule über einen mehrmonatigen Zeitraum und damit mit geringerer Intensität. Daher wurden für V738_5_Qvar_SG drei solcher Kampagnen verteilt über das Jahr angesetzt; dies entspricht $3 \cdot 127.500 \text{ t} = 382.500 \text{ t}$ und damit etwas mehr als die mit rd. 320.000 t angesetzte Jahresmenge. Auch bei diesem Modelllauf ergeben sich in allen BZR zu Beginn der nächsten Kampagne nur Resteffekte, die in einer Größenordnung von deutlich unter 1 mg/l liegen.

¹³ Im Modell werden die verbringungsbedingten Auswirkungen stets differenziert für jede Sedimentfraktion berechnet. Daher erfolgt die Berechnung des Skalierfaktors auch einzeln für jede Sedimentfraktion und die hier enthaltenen Massenanteile, z. B. für Fraktion < 20 µm ($29.838 \text{ t} / 87.500 \text{ t} = 0,34$) und für Fraktion 20 - 63 µm ($23.589 / 43.750 \text{ t} = 0,54$). Beachte $87.500 \text{ t} + 43.750 \text{ t} = 131.250 \text{ t}$ und $29.838 \text{ t} + 23.589 \text{ t} = \text{rd. } 53.400 \text{ t}$, für eine Erläuterung dieser Zahlen siehe Text.

Vergleichbar zu V738_5_Q360_54Uml wird auch hier durch Skalierung der Menge und damit auch der vom Modell berechneten Effekte eine Vergleichbarkeit mit der zu begutachtenden Situation hergestellt.

In V738_4_Qvar_SG wird mit 627.420 t ($< 63 \mu\text{m}$) eine deutlich größere Gesamtmenge Baggergut als die für die Prognose angesetzte Menge von rd. 320.000 t verbraucht. Eine Vergleichbarkeit wird durch Skalierung der berechneten Effekte erreicht. Hier können im Unterschied zu V738_5_Qvar_SG zwei Wiederholungen angesetzt werden. Diesem Szenario liegt also die Annahme zugrunde, dass die Hälfte der Jahresmenge im Winter und die zweite Hälfte während der Vegetationsperiode im Sommer verbraucht wird. Im Gegensatz zu V738_5_Qvar_SG wird die benachbarte VS 738_4 beaufschlagt. Der Zeitabstand zwischen den beiden Wiederholungen ist ausreichend groß, so dass für die Prognose relevante Resteffekte ausgeschlossen werden können.

Für alle drei Modellläufe konnte so durch die entsprechende Skalierung eine Größenordnung für die mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte bestimmt werden. Die Abschätzung bezieht sich auf die Jahresgesamtmenge von bis zu 3,5 Mio. m^3 pro Jahr an bindigem Unterhaltungsbaggergut aus dem BA 12. Einen effektiv wirksamen Einfluss auf die Schwebstoffgehalte in den hier als maßgeblich identifizierten BZR hat jedoch aufgrund der geringen Sinkgeschwindigkeit nur der Anteil von rd. 320.000 t in den Fraktionen $< 63 \mu\text{m}$.

Die Ergebnisse für die ausgewählten BZR sind in nachfolgender Tabelle 5-6 zusammengestellt. Hierbei handelt es sich um eine Abschätzung der möglichen Größenordnung der Auswirkungen. Grundlage für die Berechnung und Abschätzung sind alle drei Modellläufe und daraus jeweils ermittelt die maximale verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte gemittelt über einen zweiwöchigen Zeitraum und bezogen auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$. Des Weiteren handelt es sich bei den Angaben in Tabelle 5-6 um das räumliche Mittel über die gesamte Fläche eines jeden BZR. Eine genaue Erläuterung der Methode, wie die „maximale verbringungsbedingte Erhöhung“ berechnet wird, ist in Kapitel 3.3.1 gegeben.

Tabelle 5-6: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch 3,5 Mio. m^3/a Unterhaltungsbaggergut aus BA 12, hier Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] über einen Zeitraum von 2 Wochen, hier Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ für Baggergut aus BA 12 |
|-----|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 | < 1 |
| 2 | 2 - 5 |
| 10 | < 1 |
| 12 | 2 - 5 |
| 15 | 2 - 5 |
| 20 | < 1 |
| 22 | 2 - 5 |
| 23 | 1 - 2 |
| 25 | 1 - 2 |
| 27 | 1 - 2 |
| 49 | 2 - 5 |
| 50 | 2 - 5 |

Für die ausgewählten BZR zeigen die Modellrechnungen eine verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch Unterhaltungsbaggergut, deren zweiwöchentlicher Mittelwert nicht über 5 mg/l liegt. In einigen BZR liegt eine solche Erhöhung unter 2 mg/l, bei einigen sogar unter 1 mg/l. Die maximale Auswirkung ist kein Dauerzustand über das gesamte Jahr, sie wurde für einen Zeitraum von 2 Wochen berechnet. Nach Erreichen dieses Maximums werden die Gehalte kontinuierlich wieder abnehmen.

5.3.4.2 Verbringung von Baggergut aus Begegnungsstrecke bis BA 3

Aus dem Bereich der Begegnungsstrecke bei Wedel bis einschließlich BA 3 ist vorgesehen, bis zu 2 Mio. m³ pro Jahr an bindigem Unterhaltungsbaggergut in den VSB 730/740 zu verbringen. Dies entspräche einer Masse von rd. 475.000 t an Sedimenten in der Feinkornfraktion < 63 µm (vgl. Tabelle 2-2 in Kapitel 2.1). Alle nachfolgenden Berechnungen werden für die Gesamtfraktion < 63 µm durchgeführt (für Begründung siehe hier den vorangehenden Abschnitt zu Baggergut aus BA 12).

Bei den 2 Mio. m³ handelt es sich um eine Teilmenge des gesamten Unterhaltungsbaggerguts aus dieser Strecke. Für die Erstellung der Auswirkungsprognose wird angenommen, dass diese Teilmenge nicht über das gesamte Jahr verteilt, sondern möglichst konzentriert in wenigen zusammenhängenden Kampagnen auf Stellen im VSB 730/740 verbracht wird.

In V738_5_Q360_54Uml werden die Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte für das Szenario einer Kampagne mit 54 Umläufen innerhalb von 11 Tagen simuliert. Um die Konzentration für die Verbringung von Baggergut auf wenige Zeiträume abzubilden, werden im Jahresverlauf mit größerem Zeitabstand zueinander zwei Kampagnenzeiträume angesetzt. Jeder Zeitraum beinhaltet in kürzeren Zeitabständen zwei solcher Kampagnen a 54 Umläufe. Mögliche Resteffekte aus dem zeitlichen vorangehenden Modelllauf über 54 Umlagerungsvorgänge, die nur langsam abklingen, werden beim darauffolgenden Modelllauf zusätzlich durch eine Erhöhung der Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte berücksichtigt. Hochgerechnet auf die in Summe vier Kampagnen würden damit $4 \cdot 131.250 \text{ t} = 525.500 \text{ t}$ an Baggergut in < 63 µm¹⁴ und damit etwas mehr als die eigentliche Menge von rd. 475.000 t, welche enthalten ist in der angesetzten Jahresmenge von 3,5 Mio. m³, verbracht werden. Durch Skalierung der Menge und damit auch der vom Modell berechneten Effekte wird eine Vergleichbarkeit mit der zu begutachtenden Situation hergestellt.

In V738_5_Qvar_SG wird mit 127.500 t (< 63 µm) eine zu V738_5_Q360_54Uml vergleichbare Gesamtmenge Baggergut in die Wassersäule eingebracht. Die Verbringung bzw. der Eintrag von Baggergutsedimenten erfolgt im Unterschied zu V738_5_Q360_54Uml per Erosion in die Wassersäule über einen mehrmonatigen Zeitraum und damit mit geringerer Intensität. Daher wurden für V738_5_Qvar_SG zwei Kampagnen, verteilt und mit größerem Zeitabstand zueinander, über das Jahr angesetzt; dieses Vorgehen ist dann vergleichbar zu den beiden bei V738_5_Q360_54Uml angesetzten Kampagnenzeiträumen.

Hochgerechnet auf die beiden Kampagnen würden damit $2 \cdot 127.500 \text{ t} = 255.000 \text{ t}$ und damit weniger als die mit rd. 475.000 t angesetzte Jahresmenge verbracht. Auch hier wird durch eine entsprechende (Hoch-)Skalierung der Menge eine Vergleichbarkeit mit den vom Modell berechneten Effekte hergestellt werden.

¹⁴ 131.250 t entspricht der Menge an Baggergut (< 63 µm), welche für einen Simulationslauf in V738_5_Q360_54Uml angesetzt wird und im weiteren Vorgehen auf die tatsächliche Menge skaliert werden muss.

In V738_4_Qvar_SG wird mit 627.420 t ($< 63 \mu\text{m}$) eine deutlich größere Gesamtmenge Baggergut als die für die Prognose angesetzte Menge von rd. 475.000 t verbraucht. Eine Vergleichbarkeit wird durch Skalierung der berechneten Effekte erreicht. Aufgrund dieses langen Zeitraums soll hier im Unterschied zu V738_5_Qvar_SG nur eine Kampagne angesetzt werden.

Die Ergebnisse für die ausgewählten BZR sind in nachfolgender Tabelle 5-7 zusammengestellt. Hierbei handelt es sich um eine Abschätzung der möglichen Größenordnung der Auswirkungen. Die Grundlage und das Vorgehen für die Berechnung und Abschätzung sind identisch zum Abschnitt zu Baggergut aus BA 12 und dort Tabelle 5-6.

Tabelle 5-7: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 2 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus dem Abschnitt der Begegnungsstrecke bis BA 3, hier für die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] |
|-----|------------------------------------------------------------------|
| 1 | < 1 |
| 2 | 5 - 10 |
| 10 | < 1 |
| 12 | 5 - 10 |
| 15 | 5 - 10 |
| 20 | < 1 |
| 22 | 2 - 5 |
| 23 | 2 - 5 |
| 25 | 2 - 5 |
| 27 | 1 - 5* |
| 49 | 5 - 10 |
| 50 | 5 - 10 |

* keine eindeutige Zuordnung der Modellergebnisse in nur eine einzige Kategorie möglich.

Die Spannweite der Ergebnisse ist höher im Vergleich zu den Effekten, die für BA 12 berechnet wurden. In einigen BZR liegt die Erhöhung weiterhin unter 1 mg/l. Insgesamt steigt das Niveau jedoch an, eine Größenordnung von Effekten $> 10 \text{ mg/l}$ wird aber in den hier betrachteten BZR nicht erreicht. Die Dauer dieser maximalen Auswirkung tritt nicht über das gesamte Jahr auf, sondern für einen Zeitraum von 2 Wochen. Während einer laufenden Kampagne muss mit einer anhaltenden Erhöhung der Schwebstoffgehalte gerechnet werden. Diese wird aber stets geringer als das in Tabelle 5-7 angegebene Maximum sein und nach Abschluss der Verbringung von Baggergut kontinuierlich wieder abnehmen.

5.3.4.3 Verbringung von Baggergut aus NOK (elbseitige Vorhäfen)

Für den elbseitigen Vorhafen des NOK bei Brunsbüttel ist es vorgesehen, von hier bis zu 1 Mio. m³ pro Jahr an bindigem Unterhaltungsbaggergut in den VSB 730/740 zu verbringen. Dies entspricht einer Masse von rd. 361.000 t an Sedimenten in der Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ (vgl. Tabelle 2-2 in Kapitel 2.1). Alle nachfolgenden Berechnungen werden für die Gesamtfraktion $< 63 \mu\text{m}$ durchgeführt (für Begründung siehe hier vorangehender Abschnitt zu Baggergut aus BA 12).

Bei der 1 Mio. m³ handelt es sich um eine Teilmenge des gesamten Unterhaltungsbaggerguts aus diesem Bereich. Für die Erstellung der Auswirkungsprognose wird angenommen, dass diese

Teilmenge nicht über das gesamte Jahr verteilt, sondern konzentriert in zusammenhängenden Kampagnen im VSB 730/740 verbracht wird.

In V738_5_Q360_54Uml werden die Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte für das Szenario einer Kampagne mit 54 Umläufen innerhalb von 11 Tagen simuliert und dabei insgesamt 131.250 t an Baggergutmasse in der Fraktion < 63 µm verbracht. Um die Auswirkungen einer konzentrierten Verbringung in kürzeren Zeiträumen abzubilden, werden im Jahresverlauf mit größerem Zeitabstand zueinander zwei Kampagnenzeiträume angesetzt. Jeder Zeitraum beinhaltet zwei Wiederholungen à 54 Umläufe. Mögliche Resteffekte aus dem ersten Modelllauf über 54 Umlagerungsvorgänge, die nur langsam abklingen, werden beim darauffolgenden Modelllauf (= Start neue Kampagne) zusätzlich berücksichtigt. Dieses Szenario und das Vorgehen sind vergleichbar zu Kapitel 5.3.4.2.

Hochgerechnet auf die vier Wiederholungen würden damit $4 \cdot 131.250 \text{ t} = 525.500 \text{ t}$ an Baggergut der Fraktion < 63 µm und damit deutlich mehr als die eigentliche Menge von rd. 361.000 t, welche in der angesetzten Jahresmenge von 3,5 Mio. m³ enthalten ist, verbracht werden. Durch Skalierung der Menge und damit auch der vom Modell berechneten Effekte wird eine Vergleichbarkeit hergestellt.

In V738_5_Qvar_SG wird mit 127.500 t (< 63 µm) eine zu V738_5_Q360_54Uml vergleichbare Gesamtmenge Baggergut in die Wassersäule eingebracht. Vergleichbar zum Vorgehen in Kapitel 5.3.4.2 wurden auch hier für V738_5_Qvar_SG zwei Kampagnen verteilt und mit größerem Zeitabstand zueinander über das Jahr angesetzt.

Hochgerechnet auf beide Kampagnen würden damit $2 \cdot 127.500 \text{ t} = 255.000 \text{ t}$ und damit weniger als die mit rd. 361.000 t angesetzte Jahresmenge verbracht. Auch hier wird durch eine entsprechende (Hoch-)Skalierung der Menge eine Vergleichbarkeit mit den vom Modell berechneten Effekten hergestellt.

In V738_4_Qvar_SG wird mit 627.420 t (< 63 µm) eine deutlich größere Gesamtmenge Baggergut als die für die Prognose angesetzte Menge von rd. 361.000 t verbracht. Eine Vergleichbarkeit wird durch Skalierung der berechneten Effekte erreicht. Aufgrund dieses langen Zeitraums soll hier im Unterschied zu V738_5_Qvar_SG nur eine Kampagne angesetzt werden.

Die Ergebnisse für die ausgewählten BZR sind in nachfolgender Tabelle 5-8 zusammengestellt. Hierbei handelt es sich um eine Abschätzung der möglichen Größenordnung der Auswirkungen. Die Grundlage und das Vorgehen für die Berechnung und Abschätzung sind identisch zu Kapitel 5.3.4.1 und dort Tabelle 5-6.

Tabelle 5-8: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 1 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK bei Brunsbüttel, hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] |
|-----|------------------------------------------------------------------|
| 1 | < 2 |
| 2 | 5 – 10 |
| 10 | < 1 |
| 12 | 5 – 10 |
| 15 | 5 – 10 |
| 20 | < 1 |

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] |
|-----|------------------------------------------------------------------|
| 22 | 2 - 5 |
| 23 | 2 - 5 |
| 25 | 2 - 5 |
| 27 | 1 - 5* |
| 49 | 5 - 10 |
| 50 | 5 - 10 |

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

* keine eindeutige Zuordnung der Modellergebnisse in nur eine Kategorie möglich.

Die Spannbreite der Ergebnisse liegt auf einem vergleichbaren Niveau, wie zuvor in Kapitel 5.3.4.2 für das Baggergut aus Begegnungstrecke bis BA 3 berechnet worden ist. Die Menge an Baggergut (1 Mio. m³) ist zwar nur die Hälfte von 2 Mio. m³, wie für den Abschnitt Begegnungstrecke bis BA 3 angesetzt wird, jedoch ist das Baggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK charakterisiert durch einen besonders hohen Anteil von fast 50 Gew.-% in der Fraktion < 20 µm.

Auch hier ist die maximale Auswirkung kein Dauerzustand über das gesamte Jahr, sondern tritt für einen Zeitraum von 2 Wochen auf. Während einer laufenden Kampagne muss mit einer anhaltenden Erhöhung der Schwebstoffgehalte gerechnet werden. Diese wird aber stets geringer als das in Tabelle 5-8 angegebene Maximum sein und nach Abschluss der Verbringung von Baggergut kontinuierlich wieder abnehmen.

5.3.4.4 Verbringung von Baggergut aus der Delegationsstrecke, hier Norderelbe/Köhlbrand (HPA)

Für die Delegationsstrecke, hier Norderelbe und Köhlbrand im Hamburger Hafen (HPA) ist vorgesehen, bis zu 1 Mio. m³ pro Jahr an bindigem Unterhaltungsbaggergut in den VSB 730/740 zu verbringen. Dies entspräche einer Masse von rd. 168.000 t an Sedimenten in der Feinkornfraktion < 63 µm (vgl. Tabelle 2-2 in Kapitel 2.1). Dieser Berechnung liegen gleiche Anteile an Baggergut aus den Teilabschnitten Norderelbe und Köhlbrand zugrunde. Alle nachfolgenden Berechnungen werden für die Gesamtfraktion < 63 µm durchgeführt (Begründung siehe Kapitel 5.3.4.1).

Bei der 1 Mio. m³ handelt es sich um eine Teilmenge des gesamten Unterhaltungsbaggerguts aus diesem Bereich. Für die Erstellung der Auswirkungsprognose wird angenommen, dass diese Teilmenge nicht über das gesamte Jahr verteilt, sondern konzentriert in zusammenhängenden Kampagnen weiter stromab auf Stellen im VSB 730/740 verbracht wird.

In V738_5_Q360_54Uml werden die Auswirkungen auf die Schwebstoffgehalte für das Szenario einer Kampagne mit 54 Umläufen innerhalb von 11 Tagen simuliert und dabei in einem Modelllauf insgesamt 131.250 t an Baggergutmasse in der Fraktion < 63 µm verbracht. Um die Auswirkungen einer konzentrierten Verbringung in kürzeren Zeiträumen abzubilden, werden im Jahresverlauf mit größerem Zeitabstand zueinander zwei Kampagnenzeiträume angesetzt. Jeder Zeitraum beinhaltet zwei Kampagnen à 54 Umläufe. Mögliche Resteffekte aus dem ersten Modelllauf über 54 Umlagerungsvorgänge, die nur langsam abklingen, werden beim darauffolgenden Modellauf (= Start neue Kampagne) zusätzlich berücksichtigt. Dieses Szenario und das Vorgehen sind vergleichbar zu Kapitel 5.3.4.2.

In V738_5_Qvar_SG wird mit 127.500 t (< 63 µm) eine zu V738_5_Q360_54Uml vergleichbare Gesamtmenge Baggergut verbracht. Vergleichbar zum Vorgehen in Kapitel 5.3.4.2 wurden auch hier für V738_5_Qvar_SG zwei Kampagnen verteilt und mit größerem Zeitabstand

zueinander über das Jahr angesetzt. Hochgerechnet auf die beiden Wiederholungen würden damit $2 \cdot 127.500 \text{ t} = 255.000 \text{ t}$ und damit in Summe mehr als die mit rd. 168.000 t angesetzte Jahresmenge verbraucht. Auch hier wird durch eine entsprechende (Hoch-)Skalierung der Menge eine Vergleichbarkeit mit den vom Modell berechneten Effekten hergestellt.

In V738_4_Qvar_SG wird mit 627.420 t ($< 63 \mu\text{m}$) eine deutlich größere Gesamtmenge Baggergut als die für die Prognose angesetzte Menge von rd. 168.000 t verbraucht. Eine Vergleichbarkeit wird durch Skalierung der berechneten Effekte erreicht. Eine Vergleichbarkeit wird durch Skalierung der berechneten Effekte erreicht. Aufgrund dieses langen Zeitraums soll hier im Unterschied zu V738_5_Qvar_SG nur ein Modelllauf angesetzt werden.

Die Ergebnisse für die ausgewählten BZR sind in nachfolgender Tabelle 5-9 zusammengestellt. Hierbei handelt es sich um eine Abschätzung der möglichen Größenordnung der Auswirkungen. Die Grundlage und das Vorgehen für die Berechnung und Abschätzung sind identisch zu Kapitel 5.3.4.1 und dort Tabelle 5-6.

Tabelle 5-9: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch bis zu 1 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut aus Abschnitten der DelgStr (Norderelbe und Köhlbrand), hier für die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] |
|-----|------------------------------------------------------------------|
| 1 | < 1 |
| 2 | 1 - 5* |
| 10 | $< 2^*$ |
| 12 | 2 - 5 |
| 15 | 2 - 5 |
| 20 | $< 2^*$ |
| 22 | 1 - 5* |
| 23 | 1 - 2 |
| 25 | 1 - 2 |
| 27 | < 1 |
| 49 | 2 - 5 |
| 50 | 2 - 5 |

*keine eindeutige Zuordnung der Modellergebnisse in nur eine Kategorie möglich.

Die Spannweite der Ergebnisse liegt auf einem geringeren Niveau verglichen zu den Ergebnissen für Baggergut aus Begegnungsstrecke bis BA 3 (Kapitel 5.3.4.2) und den elbseitigen Vorhäfen des NOK (Kapitel 5.3.4.3). Gründe dafür sind die geringere Menge (1 Mio. m^3 gegenüber 2 Mio. m^3 bei Begegnungsstrecke bis BA 3) bzw. der deutlich geringere Feinkornanteil insbesondere in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ (31 Gew.-% gegenüber 48 Gew.-% bei Baggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK).

Auch hier sind die maximalen Auswirkungen kein Dauerzustand über das gesamte Jahr, sondern treten für einen Zeitraum von 2 Wochen auf. Während einer laufenden Kampagne muss mit einer anhaltenden Erhöhung der Schwebstoffgehalte gerechnet werden. Diese wird aber stets geringer als das in Tabelle 5-9 angegebene Maximum sein und nach Abschluss der Verbringung von Baggergut kontinuierlich wieder abnehmen.

5.3.5 Einordnung der verbringungsbedingten Effekte in die Hintergrundverhältnisse

Die verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte ist für ausgewählte BZR unter Berücksichtigung von Baggergutmenge, der Korngrößenzusammensetzung bzw. des Feinkornanteils < 63 µm und der möglichen Unterhaltungsszenarien in den Kapiteln 5.3.4.1 bis 5.3.4.4 berechnet worden. In Tabelle 5-10 sind diese Ergebnisse nochmal in der Übersicht zusammengefasst.

Tabelle 5-10 gibt zunächst eine Übersicht über die möglichen Einzelauswirkungen, die resultierende Erhöhung des Schwebstoffgehalts wird jedoch davon abhängig sein, ob z. B. Baggergut nur aus einem Abschnitt oder zeitgleich aus mehreren oder sogar allen Baggerabschnitten verbracht wird. Die letzten beiden Möglichkeiten würden eine deutlich intensivere Beaufschlagung der Verbringstelle(n) bedeuten und in Folge dessen käme es zu einer Überlagerung der Einzelauswirkungen.

Tabelle 5-10: Abschätzung einer möglichen verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch Unterhaltungsbaggergut, hier für die Fraktion < 63 µm und das Maximum einer mittleren Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von zwei Wochen, Zusammenfassung der Ergebnisse für alle Abschnitte

| BZR | Max. verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte [mg/l] | | | |
|-----|------------------------------------------------------------------|-------------------------|-----------------|----------------------------------|
| | Baggergut (BA 12) | Baggergut (BegStr-BA 3) | Baggergut (NOK) | Baggergut Norderelbe / Köhlbrand |
| 1 | < 1 | < 1 | < 2* | < 1 |
| 2 | 2 – 5 | 5 - 10 | 5 – 10 | 1 – 5* |
| 10 | < 1 | < 1 | < 1 | < 2* |
| 12 | 2 – 5 | 5 - 10 | 5 – 10 | 2 – 5 |
| 15 | 2 – 5 | 5 - 10 | 5 – 10 | 2 – 5 |
| 20 | < 1 | < 1 | < 1 | < 2* |
| 22 | 2 – 5 | 2 - 5 | 2 – 5 | 1 – 5* |
| 23 | 1 – 2 | 2 - 5 | 2 – 5 | 1 – 2 |
| 25 | 1 – 2 | 2 - 5 | 2 – 5 | 1 – 2 |
| 27 | 1 – 2 | 1 – 5* | 1 – 5* | < 1 |
| 49 | 2 – 5 | 5 – 10 | 5 – 10 | 2 – 5 |
| 50 | 2 – 5 | 5 – 10 | 5 – 10 | 2 – 5 |

* keine eindeutige Zuordnung in nur eine Kategorie möglich.

Jede verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte muss zudem relativ zu den Hintergrundverhältnissen beurteilt werden, die in jedem BZR unterschiedlich und auch zeitlich variabel sind. Im Bereich der Außenelbe, wo die hier näher betrachteten BZR allesamt liegen, gibt es einen deutlichen saisonalen Unterschied bei den Schwebstoffgehalten. Als grobe Orientierung ist davon auszugehen, dass die Hintergrundgehalte beim Schwebstoff im Zeitraum Oktober bis März (Winter) um den Faktor 2,5 höher sind als die Gehalte im Zeitraum April bis September (Sommer, Vegetationsperiode), vgl. hierzu die Auswertungen in Kapitel 4.2.1.

Eine umfassende Datengrundlage an Messdaten, die eine BZR-genaue Beschreibung der Hintergrundgehalte ermöglicht, ist nicht verfügbar; die überwiegende Anzahl der in-situ genommenen Messdaten im Bereich der Außenelbe liegen für die Fahrrinne vor (siehe ebenfalls Kapitel 4.2.1). Daher werden die vom Modell berechneten Hintergrundgehalte genutzt, um die Hintergrundgehalte für die zu analysierenden BZR festzulegen. Ein Vergleich mit in-situ genommenen Messdaten ist im Bereich der Fahrrinne und dem angrenzenden Fahrwasser stromab von Cux-

haben möglich und hat bestätigt, dass die vom Modell berechneten Gehalte in einer vergleichbaren Größenordnung zu den in-situ-Daten liegen. Deshalb werden die Modelldaten auch für die BZR verwendet, welche jenseits von Fahrrinne und Fahrwasser liegen. Bezugsgröße ist stets der Gehalt an Schwebstoffen in der Fraktion < 63 µm. Für eine Beschreibung der sommerlichen Hintergrundverhältnisse können die Modelldaten aus dem Lauf V738_4_Qvar_SG Ergebnisse für den Zeitraum von Juni bis September liefern. Hierauf wurde ein Berechnungsfenster der Größe von 14 Tagen angewendet, welches entlang der Zeitachse mit der Schrittweite eine Woche versetzt worden ist. Auf diese Weise sind 18 Einzelwerte für einen jeweils 14-tägigen Mittelwert (Spring-Nipp Zyklus) berechnet worden. Der Median dieser 18 Werte definiert die Referenz für den Schwebstoffgehalt, welche für eine Klassifizierung der Hintergrundverhältnisse in jedem BZR genutzt wird. Eine Übersicht über die Verhältnisse in den verschiedenen BZR zeigt Tabelle 5-11. Die Verhältnisse für den Winter wurden stets durch Multiplikation des Medians mit dem Faktor 2,5 bestimmt.

Tabelle 5-11: Mittlere Hintergrundgehalte für Schwebstoffe [mg/l] über einen Zeitraum von 2 Wochen, Ergebnis Modelllauf V738_4_Qvar_SG

| BZR | Sommer | Winter |
|-----|---------|-----------|
| 1 | 10 - 25 | 50 – 75 |
| 2 | 10 - 25 | 50 – 75 |
| 10 | 10 - 25 | 25 – 50 |
| 12 | 25 - 50 | 75 – 100 |
| 15 | 25 - 50 | 75 – 100 |
| 20 | 10 - 25 | 25 – 50 |
| 22 | 10 - 25 | 50 – 75 |
| 23 | 10 - 25 | 50 – 75 |
| 25 | 10 - 25 | 25 – 50 |
| 27 | 10 - 25 | 25 – 50 |
| 49 | 25 - 50 | 100 – 150 |
| 50 | 25 - 50 | 75 – 100 |

Die Hintergrundverhältnisse ergeben für das Sommerhalbjahr zumeist eine Einordnung in die Kategorie mit Gehalten zwischen 10 bis 25 mg/l. In den BZR 12, 15 sowie 49, 50 ergeben sich höhere Gehalte von bis zu 50 mg/l. Die winterlichen Verhältnisse zeigen eine etwas größere Streuung in Kategorien von 25 - 50 mg/l bis zu 100 - 150 mg/l im BZR 49.

5.3.6 Auswirkungsprognose für Sommerhalbjahr (15.4. bis 30.09.)

Die Schwebstoffverhältnisse in der Außenelbe (vgl. auch Kapitel 4.2.1 oder Bild 24 in BAW 2021) sind charakterisiert durch starke Gradienten. Stromab von Cuxhaven nehmen die Hintergrundgehalte an Schwebstoff stark ab. Ein weiterer Gradient existiert stromab von Cuxhaven zwischen der Fahrrinne und den seitlichen anschließenden Watten. Die niedrigsten Schwebstoffgehalte sind auf den Watten zu finden. Des Weiteren sind die Schwebstoffgehalte im Sommerhalbjahr deutlich niedriger als im Winterhalbjahr, das Verhältnis kann in Annäherung durch den Faktor 2,5 beziffert werden (siehe Kapitel 4.2.1).

Entsprechend stark können die Schwebstoffgehalte auf den Watten im Sommerhalbjahr durch die Verdriftung insbesondere der feinkörnigen Baggergutanteile beeinflusst werden. Daher sollte die Menge an bindigem Baggergut, welches im Sommer auf Stellen im VSB 730/740 verbracht werden muss, auf das erforderliche Maß reduziert werden. Die Priorität während des

Sommerhalbjahres liegt auf dem Baggergut aus BA 12. Zum einen weist dieses Baggergut in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ einen verhältnismäßig geringen Anteil auf, zum anderen gibt es für das bindige Unterhaltsbaggergut aus BA 12 bisher keine alternative Verbringstelle. Aufgrund dieser Randbedingung soll während des Sommerhalbjahres bevorzugt Baggergut aus BA 12 verbracht werden; angesetzt für diesen 6-monatigen Zeitraum werden 50 % der Jahresmenge (vgl. Kapitel 2.1.1), also bis zu 1,75 Mio. m^3 möglichst gleichmäßig verteilt über diesen Zeitraum.

Maßzahl für die Auswirkungsprognose ist die prozentual mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte infolge der Verbringung von Baggergut (Abbildung 5-9). Diese berechnet sich aus der verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte (vgl. Tabelle 5-6) im Verhältnis zu den Hintergrundgehalten (Tabelle 5-11) ohne den Einfluss von Baggergut. Die in Abbildung 5-9 angegebenen Werte für die verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffe wurden für einen 2-wöchigen Zeitraum berechnet; die genaue Vorgehensweise dieser Berechnung vgl. Kapitel 3.3.1. Ein längerer Bezugszeitraum als 2 Wochen würde eine geringere Erhöhung bedeuten, da mit der Zeit der Einfluss durch verdriftendes Baggergut wieder abnimmt. Der Zeitraum von 2 Wochen entspricht der Dauer eines Spring-Nipp-Zyklus und wurde als maßgeblich für die Erstellung der Auswirkungsprognose bestimmt (s. o.).

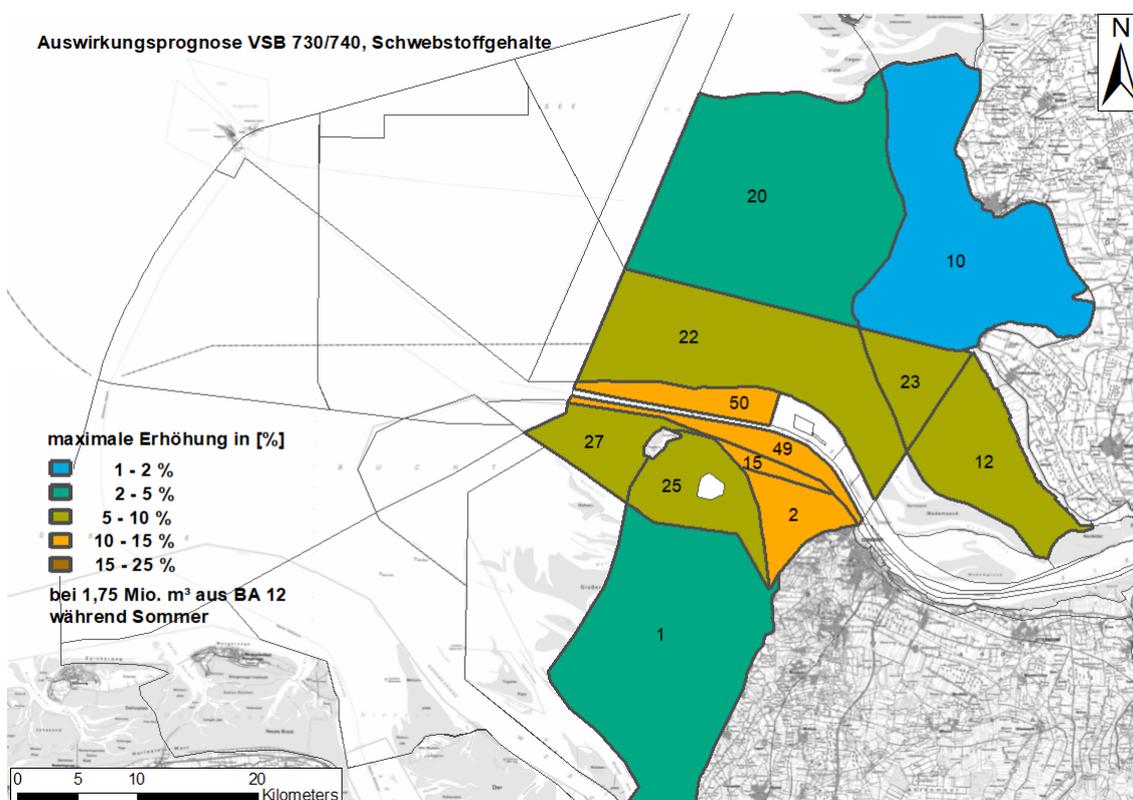


Abbildung 5-9: Erhöhung der Schwebstoffgehalte (Bezugszeitraum 2 Wochen) durch die Verbringung von bis zu 1,75 Mio. m^3 bindiges Unterhaltungs-baggergut aus BA 12 während Sommerhalbjahr (15.04. bis 30.9.)

Der geringste Einfluss auf die Hintergrundverhältnisse der näher betrachteten BZR ist in BZR 1, 10 und 20 zu erwarten, es handelt sich hierbei um die BZR mit der größten Entfernung zum Ort der Verbringung. Die verbringungsbedingte Erhöhung für einen zweiwöchigen Zeitraum wird auf unter 5 % geschätzt, im BZR 1 sogar nur in der Größenordnung von 1 bis 2 %. In allen anderen BZR liegt die verbringungsbedingte Erhöhung für einen zweiwöchigen Zeitraum in den Größenordnungen zwischen 5 bis 10 % bzw. zwischen 10 bis 15 %.

5.3.7 Auswirkungsprognose für Winterhalbjahr

Die Schwebstoffgehalte im Winterzeitraum liegen etwa um den Faktor 2,5 und damit deutlich über den Verhältnissen im Sommer. Hierbei handelt es sich um einen groben Schätzwert; die tatsächlichen Verhältnisse sind variabel und können starken Schwankungen in den Gehalten unterliegen z. B. eine kurzfristige aber starke Erhöhung bei Sturmflutereignissen. Für weitere Informationen zum IST-Zustand siehe Kapitel 4.2.1.

Für den Winter sollen die möglichen Erhöhungen der Schwebstoffgehalte sowohl durch Unterhaltungsbaggergut aus BA 12 als auch durch zusätzliche Baggergutmengen aus den Bereichen Begegnungsstrecke bis BA 3, NOK und der Delegationsstrecke, hier Norderelbe/Köhlbrand im Hamburger Hafen abgeschätzt werden. Die Gesamthöhe der möglichen Auswirkungen resultiert vor allem daraus, wie sich die Einzelauswirkungen (vgl. Tabelle 5-10) der verschiedenen Bereiche aufsummieren können bzw. wie gleichmäßig über das Winterhalbjahr verteilt das Baggergut in den verschiedenen Abschnitten anfällt. Fällt Baggergut gleichzeitig in mehreren Baggerabschnitten an, so kommt es zwangsläufig zu Intensitätsspitzen bei der Verbringung und es addieren sich die Einzelauswirkungen. Fällt das Baggergut in den verschiedenen Abschnitten jedoch gleichmäßig verteilt über das Winterhalbjahr an, können Intensitätsspitzen bei der Verbringung und eine Überlagerung von Auswirkungen vermieden bzw. deutlich reduziert werden. Die maximale Auswirkung entsteht dann, wenn von Unterhaltungsseite alles Baggergut gleichzeitig verbracht werden muss. Die minimale Auswirkung wird erreicht, wenn das Baggergut aus allen Bereichen in einem ausreichend großen Zeitabstand hintereinander verbracht wird, so dass die vorangehende Erhöhung der Schwebstoffgehalte möglichst wieder zurückgegangen ist, wenn die nächste Kampagne begonnen wird. Diese beiden Extremszenarien für eine minimale oder maximale Auswirkungen sind unrealistisch. Das kurzfristige Sedimentationsgeschehen und daraus resultierend die Mengen an kurzfristigem Unterhaltungsbaggergut wird maßgeblich durch natürliche und nicht steuerbare Randbedingungen, wie z. B. Morphodynamik, Oberwasserzufluss oder Sturmereignisse, bestimmt. Realistisch ist ein Szenario dazwischen. Gewählt wird der Ansatz eines optimistischen Szenarios von 30 % (gleichmäßiger Anfall von Baggergut und damit im Mittel geringe Intensität der Verbringung von Baggergut) und von 70 % (pessimistisches Szenario, hier konzentrierter Anfall von Baggergut, d. h. es kommt zu Intensitätsspitzen, weil viel Baggergut innerhalb kurzer Zeit verbracht wird). Die Prozentzahlen beziehen sich stets auf die maximale Summe der Einzeleffekte aus allen Bereichen (vgl. Tabelle 5-10). Für die Berechnung der möglichen prozentualen Erhöhung der Schwebstoffgehalte werden die Hintergrundgehalte für den Winter, wie in Tabelle 5-12 dargestellt, angewendet. Auch hier sind 2 Wochen der Bezugszeitraum für die Berechnung einer möglichen Erhöhung, vgl. Kapitel 5.3.6. Für eine räumliche Darstellung der Ergebnisse siehe Abbildung 5-10.

Tabelle 5-12: Mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte über einen Zeitraum von 2 Wochen durch Verbringung von bis zu 5,75 Mio. m³ bindigem Unterhaltungsbaggergut aus unterschiedlichen Baggerabschnitten der Tideelbe während Winterhalbjahr

| BZR | Mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte [%] über Dauer von 2 Wochen | |
|-----|----------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| | Optimistische Annahme eines gleichmäßigen Baggergutankfalls | Pessimistische Annahme eines konzentrierten Baggergutankfalls |
| 1 | 2 - 5 % | 5 - 10 % |
| 2 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |
| 10 | 2 - 5 % | 5 - 10 % |
| 12 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |

| BZR | Mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte [%] über Dauer von 2 Wochen | |
|-----|----------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| | Optimistische Annahme eines gleichmäßigen Baggergutankfalls | Pessimistische Annahme eines konzentrierten Baggergutankfalls |
| 15 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |
| 20 | 2 - 5 % | 5 - 10 % |
| 22 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |
| 23 | 5 - 10 % | 10 - 15 % |
| 25 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |
| 27 | 5 - 10 % | 10 - 15 % |
| 49 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |
| 50 | 5 - 10 % | 15 - 25 % |

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

Aufgrund der deutlich höheren Schwebstoffgehalte im Winter ist es trotz der größeren Baggergutmengen möglich, im Fall eines gleichmäßigen Anfalls von Unterhaltungsbaggergut in den verschiedenen Abschnitten (optimistische Annahme) die Auswirkungen auf eine prozentual vergleichbare Erhöhung der Schwebstoffgehalte, verglichen zum Sommer (vgl. Kapitel 5.3.6), zu erreichen. Im Fall eines konzentrierten Baggergutankfalls (pessimistische Annahme) kann die mögliche Erhöhung jedoch auch deutlich darüber liegen und bis zu 25% erreichen.

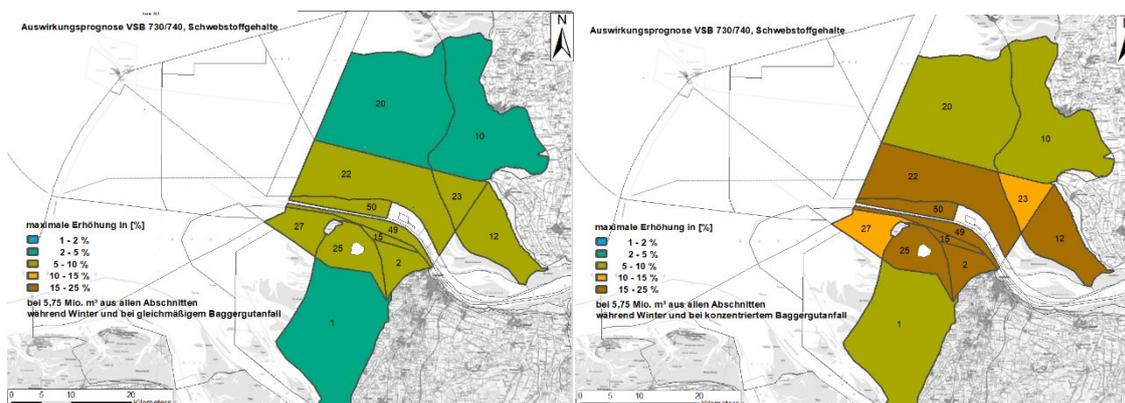


Abbildung 5-10: Räumliche Darstellung der möglichen Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Winterhalbjahr unter optimistischen (gleichmäßiger Baggergutankfall, links) und pessimistischen (konzentrierter Baggergutankfall, rechts) Annahmen.

5.3.8 Feinsedimenthaushalt und Sedimentkreisläufe

Bei Unterbringung bindigen Baggerguts auf die VS 738 - unabhängig seiner Herkunft, ob BA 12, dem Abschnitt von Begegnungsstrecke bis BA 3, der elbseitigen Vorhären des NOK oder der Delegationsstrecke (Norderelbe, Köhlbrand) - unterliegen die Sedimentfraktionen von fein bis grob unterschiedlichen Transportrichtungen.

Mit Hilfe der Modellrechnungen wurde der Verbleib der unterschiedlichen Sedimentfraktionen aus dem Baggergut bilanziert, die Ergebnisse im Detail für den Modelllauf VS 738_4_Qvar_SG sind in BAW (2021) dargestellt. Für diese Bilanzierung wurden die bestehenden BZR nochmals in sehr großräumige Einheiten zusammengefasst (Abbildung 5-11).

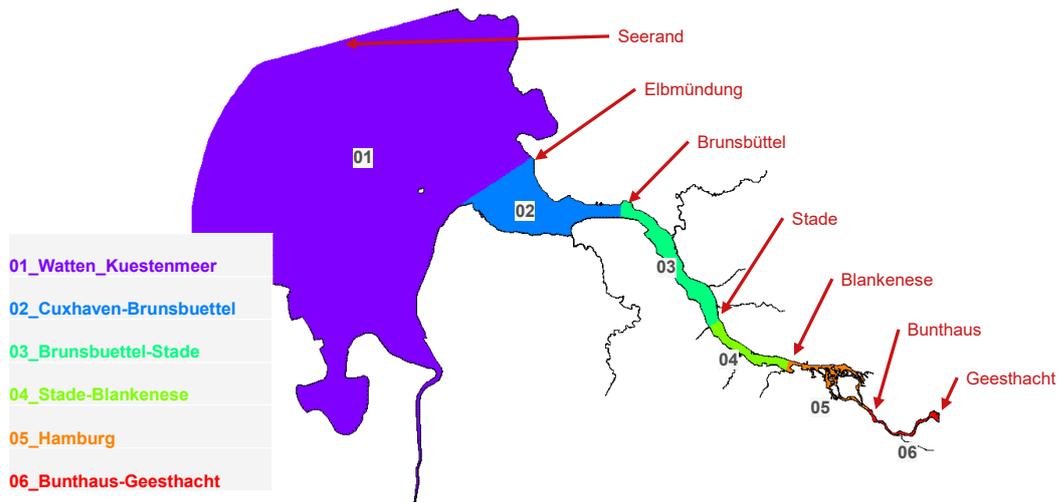


Abbildung 5-11: Großräumige Bilanzräume für das Modellgebiet

rote Pfeile weisen auf Austauschflächen zwischen den Bilanzräumen
(durch verschiedenfarbige Flächen dargestellt), Quelle BAW (2021)

Entlastung Feinsedimenthaushalt

Der VSB 730/740 bzw. die darin enthaltenen VS 738_4 und VS 738_5 wurden für die Verbringung bindiger Baggergutmengen ausgewählt, um den Feinsedimenthaushalt der Tideelbe, gemeint ist hier vorwiegend der Abschnitt stromauf der Störmündung bis zum Hamburger Hafen, vor allem während längerer Phasen eines niedrigen Oberwasserzuflusses zu entlasten. Im Bereich der ästuarinen Trübungszone und stromauf davon hat der Oberwasserzufluss große Auswirkungen auf den residuellen Schwebstofftransport (je geringer der Oberwasserzufluss, desto stärker der Stromauftransport). Weiter draußen, im Mündungstrichter der Tideelbe, wird das Tideprisma so groß, dass der Einfluss des Oberwasserzuflusses stark abfällt. Auf die Verdriftung des Baggerguts, das auf VS 738_4 oder VS 738_5 verbracht wird, hat der Oberwasserzufluss somit nur noch einen geringen Einfluss (BAW 2021).

Während der 9-monatigen Simulationszeit werden mit rd. 60 % große Anteile der feinkörnigsten Sedimentfraktionen ($< 20 \mu\text{m}$) über den Seerand aus dem Gebiet ausgetragen, rd. 11 % sind in der Einheit 02_Cuxhaven-Brunsbüttel auf den ausgedehnten Wattflächen zur Ablagerung gekommen und damit nicht weiter stromauf in Richtung Hamburg transportiert worden. Die restlichen Mengen verteilen sich zu jeweils kleinen Anteilen auf die Einheiten 01_Watten_Küstenmeer, 03_Brunsbüttel-Stade oder werden als Schwebstoff vorwiegend in der Einheit 01_Watten_Küstenmeer transportiert und würden bei längerer Simulationszeit das Modell über den Seerand verlassen. Für die Fraktionen $< 20 \mu\text{m}$ wird daher eine starke Entlastung erreicht, vor allem wenn das Baggergut größere Anteile in dieser Fraktion aufweist. Nur ein geringer Anteil der auf VS 738_4 verbrachten Baggergutmengen ($< 20 \mu\text{m}$) wurde in den Einheiten 03_Brunsbüttel-Stade und weiter stromauf wiedergefunden.

Die nächstgrößere Fraktion des Grobschluffs ($20 - 63 \mu\text{m}$) wird zu fast 100 % über die Austauschfläche Elbmündung transportiert, davon verbleiben fast 70 % als Sedimentablagerung auf den ausgedehnten Wattflächen im Abschnitt zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel (Einheit 02_Cuxhaven-Brunsbüttel). Dieser Abschnitt umfasst auch alle BZR, welche in Kapitel 5.1.2, dort Abbildung 5-2 als Cluster einer maximalen Sedimentablagerung identifiziert worden sind. Nur knapp 6 % werden im Modell weiter stromauf in die Einheit 03_Brunsbüttel-Stade transportiert. Eine unmittelbare Entlastung findet zwar nicht statt, vielmehr bleiben diese Baggergut-

anteile dem System Außenelbe erhalten und können sich dort in das Sedimentinventar der Watten, welches von ähnlicher Korngrößenverteilung ist, einmischen und dieses nähren. Nur geringe Anteile werden resultierend in Richtung Deutsche Bucht ausgetragen.

Die größte im Modell berücksichtigte Fraktion ist der feine Feinsand (63 -125 µm). Dieser wird ebenfalls zu fast 100 % über die Austauschfläche Elbmündung transportiert, davon verbleiben auch hier fast 75 % als Sedimentablagerung in der Einheit 02_Cuxhaven-Brunsbüttel (hier ebenfalls Einmischung und damit Nahrung der Watten) bzw. weiter stromauf 4 % in der Einheit 03_Brunsbüttel-Stade; die Bilanz beider Fraktionen Grobschluff und feiner Feinsand ist damit sehr vergleichbar.

Sedimentkreisläufe

Die Modellergebnisse nach der 9-monatigen Simulationsdauer zeigen, dass ein unmittelbarer Rücktransport in die Bereiche der Delegationsstrecke (HPA, Norderelbe und Köhlbrand) und in den Abschnitt Begegnungstrecke bis BA 3 nicht erfolgt, damit kann hier eine Kreislaufbaggerung ausgeschlossen werden. Dorthin gelangen innerhalb der 9-monatigen Simulationszeit trotz eines nur niedrigen Oberwasserzuflusses, wie in VS 738_4_Qvar_SG umgesetzt, nur kleinste Mengen feinkörniger Sedimente (einschließlich der Fraktion des feinen Feinsand 63-125 µm) in der Größenordnung < 5%.

Die Modellrechnungen in BAW (2021) bestätigen die bisherige Aussage einer Verdriftung von Baggergut in Richtung der südöstlich anschließenden Watten und dass es sich dort in das um Größenordnungen größere Inventar der Sohlsedimente einmischt (vgl. BfG 2017). Mit Hilfe der Modellrechnungen kann dieser Anteil nun rechnerisch abgeschätzt werden. In Summe kommen 27 % (Fraktion feiner Feinsand, 63 - 125 µm) bzw. 15 % (Fraktion Grobschluff, 20 - 63 µm) des eingebrachten Baggerguts in den nördlich der Fahrrinne anschließenden Wattgebieten der Außenelbe (hier die BZR 3 (Medemgrund), 12 (SH_Watten_nördlich) und 60 (SH_Watten_suedlich) sowie BZR 34 (Neufelder_Sand) zur Ablagerung. Im BZR 32 (Tideelbe_vor_Otterndorf), welcher hier die südlich der Fahrrinne anschließenden Watten bzw. Seitenbereiche erfasst, kommen nochmals 20 % (feiner Feinsand, 63 - 125 µm) bzw. 27 % (Grobschluff, 20 - 63 µm) zur Ablagerung; im Gegensatz zu den nördlich anschließenden Watten kommen hier auch mit rd. 6 % größere Anteile in der Fraktion < 20 µm zur Ablagerung. Zugleich zeigt das Modell, dass unmittelbar im Bereich der Fahrrinne zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel (BZR 33) nur weniger als 1% der insgesamt im VSB 730/740 verbrachten Gesamtmenge an Baggergut zur Ablagerung kommen. Aufgrund dieser Ergebnisse kann man aber nicht von einem unmittelbaren Sedimentkreislauf zwischen dem VSB 730/740 und dem BA 12 sprechen. Herkunft der Sedimentablagerungen im BA 12, welche dann zu Unterhaltungszwecken gebaggert werden müssen, sind seitliche Eintreibungen von den Watten, die bei höheren Wasserständen durch stärkere Winde bis hin zu Sturmfluten und Wellengang angetrieben werden (Weilbeer et al. 2021, Winterscheid et al. 2019). Die Modellergebnisse zeigen zwar, dass große Anteile des Baggerguts in eben diesen Watten zur Ablagerung kommen (s. o.). Im Vergleich zu den dort vorhandenen Sedimentmengen und der Dynamik, welcher diese unterliegen, ist der zusätzliche Anteil an Baggergut jedoch vernachlässigbar gering und wird in den Baggergutstatistiken für den BA 12 nicht erkennbar sein. Die resultierenden Mächtigkeiten an Baggergutablagerung wird auch für einen 5-Jahres-Zeitraum auf höchstens wenige Zentimeter geschätzt (siehe Kapitel 5.3.3). Dem gegenüber steht eine viel intensivere Morphodynamik der Watten von einigen Dezimetern bis mehr als einem Meter (siehe Kapitel 4.2.3 oder Tabelle 5-3 in Kapitel 5.3.3).

Im Vergleich zu den anderen BZR werden größere Mächtigkeiten an verbringungsbedingten Sedimentablagerungen für die BZR 34 (Cux_Hafen) sowie BZR 8 (Tideelbe_vor_Brunsbüttel) prognostiziert. Beide BZR umfassen Hafengebiete, die aufgrund ihrer wasserbaulichen Anlagen bereits Sedimentationsschwerpunkte sind und in denen die Wassertiefen fortlaufend unterhalten werden müssen.

Für den BZR 8 kann ein verbringungsbedingter Anstieg der Baggergutmengen nicht sicher ausgeschlossen werden. Nach den derzeit vorliegenden Ergebnissen wird der mögliche Anstieg jedoch nur als gering eingeschätzt. Der BZR umfasst die elbseitigen Vorhäfen des NOK, von wo aus ebenfalls Baggergutanteile im VSB 730/740 verbracht werden sollen und damit die intensive Kreislaufbaggerung ausgehend von der VS 700 (vgl. BfG 2017, 2019) entlastet werden soll.

Im Bereich dieser Vorhäfen werden bis zu 2 Mio. m³ pro Jahr gebaggert (BfG 2019), darin enthalten ist eine Trockenmasse in den Fraktionen < 125 µm¹⁵ von rd. 1 Mio. t¹⁶. Hochgerechnet auf die zu überprüfende Gesamtmenge von 7,5 Mio. m³ pro Jahr an Baggergut (Kapitel 2.1) ergeben die Modellrechnungen, dass hiervon etwa 240.000 t im BZR 8 zur Ablagerung kommen könnten. Es handelt sich hierbei ausschließlich um Sedimente der Fraktionen < 125 µm. Der BZR 8 umfasst neben den eigentlichen Hafengebieten (= Baggerschwerpunkt) weitere Gebiete, die nicht unterhalten werden. Daher ist nicht davon auszugehen, dass die gesamten 240.000 t sich im Bereich der Hafengebieten ablagern werden. Zudem entfallen bei den berechneten Sedimentablagerungen nur rd. 80.000 t aus 240.000 t auf die Feinkornfraktion < 63 µm¹⁷. Da das Unterhaltungsbaggergut aus den Vorhäfen sehr feinkörnig ist (73 Gew.-% in < 63 µm), wird auch nur dieser kleinere Anteil an sehr feinkörnigen Sedimenten bevorzugt im Bereich der Hafengebieten zur Ablagerung kommen. Damit liegt der mögliche Anstieg der Baggergutmenge rechnerisch in einer Größenordnung von weniger als 10 %¹⁸. Tatsächlich wird der Anstieg deutlich geringer ausfallen, auch ein Rückgang der Mengen wäre möglich. Zum einen sind in der anfangs genannten Zahl von 2 Mio. m³ Unterhaltungsbaggergut bereits rücktransportierte Anteile von Baggergut enthalten, welches in den vergangenen Jahren im VSB 730/740 verbracht worden ist. Ein Rückgang der Mengen könnte durch die hier vorgesehene und untersuchte Option von bis zu 1 Mio. Baggergut bewirkt werden. Um diese Menge würde die derzeit genutzte VS 700 dann entlastet werden, von der aus eine intensive Kreislaufbaggerung mit den elbseitigen Vorhäfen des NOK besteht (BfG 2019).

Auch für den BZR 34 (Cux_Hafen) und die dort liegenden Hafengebieten kann ein verbringungsbedingter und erkennbarer Anteil an den dort anfallenden Unterhaltungsbaggermengen nicht ausgeschlossen werden. Ausreichende Angaben zu den derzeit dort anfallenden Jahresbaggermengen und -zusammensetzung liegen für eine weitere Analyse nicht vor.

¹⁵ Sedimentfraktionen, die verdriften können. Größeres Material wird als Geschiebe transportiert (siehe BAW 2021)

¹⁶ Siehe Tabelle 2-2, dort ist für 1 Mio. m³ für Baggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK eine Trockenmasse für die Gesamtfraktion < 125 µm von 495.600 t angegeben, diese Zahl ist hier mit 2 multipliziert worden, um auf die angegebene Menge von 2 Mio. m³ zu kommen.

¹⁷ die restlichen rd. 160.000 t entfallen auf feinen Feinsand (63 - 125 µm)

¹⁸ Abgeschätzt aus 80.000 t (vom Modell berechnete Sedimentablagerung < 63 µm in BZR 8) dividiert durch 1 Mio. t (derzeitige Menge an Unterhaltungsbaggergut im Bereich der Vorhäfen)

5.4 Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

Einführend werden die drei wichtigsten Auswirkungen der Verbringung von Baggergut für die Themen Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton benannt. In den Unterkapiteln werden dann die Wirkpfade qualitativ näher beschrieben und, wenn möglich, eine Quantifizierung der Auswirkungen vorgenommen.

Mit dem Baggergut werden reduzierte anorganische Verbindungen und organische Verbindungen in den Wasserkörper und das Sediment eingebracht. Über unterschiedliche Wirkpfade wird durch diesen Eintrag eine **zusätzliche Sauerstoffzehrung** in der Wassersäule und im Sediment bewirkt. Als Folge kann eine Verminderung des Sauerstoffgehalts in der Wassersäule eintreten. In Sedimenten bestehen in der Regel oberflächennah aerobe und in tieferen Schichten anaerobe Bedingungen. Mit dem verbringbedingten Eintrag von sauerstoffzehrenden Stoffen kann die Relation von aeroben zu anaeroben Schichten beeinflusst werden und sich in Folge die aerobe Schichtdicke des Sedimentes vermindern.

Mit dem Verbringen von Baggergut werden auch gelöste und partikulär gebundene Nährstoffe im wesentlichen Phosphor und Stickstoff eingetragen und es kann in Folge eine **Erhöhung der Nährstoffkonzentration** bewirkt werden. Auch für die Nährstoffe gibt es unterschiedliche Wirkpfade für Wassersäule und Sediment, wobei hier nur eine Veränderung der Nährstoffgehalte in der Wassersäule für das Algenwachstum relevant ist.

Als mögliche Folge erhöhter Nährstoffgehalte im Wasser kann es zu einer **Zunahme der Phytoplanktonbiomasse (Eutrophierung)** kommen. Demgegenüber vermindert eine baggergutbedingte **Erhöhung der Schwebstoffgehalte** aufgrund dann verschlechterter Lichtbedingungen das Wachstum, und kann damit eine **Abnahme der Phytoplanktonbiomasse** bewirken.

5.4.1 Sauerstoffzehrung

Es gibt mehrere Prozesse, die den Sauerstoffgehalt im Gewässer beeinflussen. So wird durch den biologischen Abbau von organischem Material und/oder durch die chemische und mikrobielle Oxidation von reduzierten Stoffen Sauerstoff aus dem Wasser verbraucht. Diese sauerstoffzehrenden Prozesse werden ganz oder teilweise durch sauerstoffeintragende Prozesse, wie die physikalische Wiederbelüftung über die Atmosphäre und/oder die biogene Sauerstoffproduktion durch photosynthetisch aktive Algen ausgeglichen.

Das verbrachte Baggergut kann kurzfristig und lokal begrenzt eine Zunahme der Sauerstoffzehrung im Wasserkörper bewirken, da gelöste reduzierte Verbindungen wie Ammonium, Mangan- und Eisenverbindungen beim Einbringen chemisch und mikrobiell aufoxidiert werden. Ebenso ist der organische Kohlenstoffanteil des eingebrachten Baggergutes unter Sauerstoffverbrauch mikrobiell abbaubar. Die einzelnen sauerstoffzehrenden Prozesse laufen unterschiedlich schnell ab, so dass die deutlichsten Erhöhungen der Sauerstoffzehrung meist innerhalb von Minuten bis Stunden nach der Verbringung auftreten. Langsam abbaubare organische Verbindungen oder auch der Sauerstoffverbrauch durch die mikrobielle Nitrifikation - die Aufoxidation von Ammonium zu Nitrat - können aber noch über Tage die Sauerstoffzehrung erhöhen.

Wie alle biologischen Umsetzungsprozesse ist auch die mikrobielle Sauerstoffzehrung stark temperaturabhängig. So ist sie bei Wassertemperaturen um 10 °C gegenüber 20 °C um etwa die Hälfte verlangsamt. Dies bedeutet, dass der Abbau des zehrungsfähigen Materials bei winterlichen Verbringungen langsamer abläuft. Diese langsamere Zehrungsrate hat auch zur Folge, dass die Vermischungs- und Transportprozesse länger wirken können und so der gesamte

Abbau des zehrfähigen Materials in einem größeren Wasservolumen stattfindet. Auch die Qualität des organischen Materials, d. h. insbesondere die Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs hat einen starken Einfluss auf die Höhe der Sauerstoffzehrungsrate. So ist diese Rate im Vergleich zu frischem organischen Material - wie es im Sommer aus abgestorbenen Algen zur Verfügung steht - bei dem organischen Material im Baggergut, deutlich geringer, da die leicht abbaubaren Fraktionen im Sediment meist nicht mehr vorhanden sind, sondern zuvor bereits abgebaut wurden (BfG-Bericht 1763, 2014).

Nachfolgend werden die wesentlichen „Teil-Wirkpfade“ eingehender betrachtet, die eine Zunahme der Sauerstoffzehrung und damit eine Veränderung des Sauerstoffgehaltes im Wasser verursachen können. Diese Auswirkungen sind bei Verbringungen von Baggergut mit nennenswerten Feinkorn- bzw. Organikanteilen in Tidegewässern zu beachten:

- a.) kurzfristige und lokal begrenzte Zunahme der Sauerstoffzehrung während bzw. kurz nach der Verbringung durch Eintrag von reduzierten Verbindungen u. a. Mangan, Eisen und Ammonium sowie gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen,
- b.) mittel- bis langfristige Erhöhung der Sauerstoffzehrung durch den Eintrag von zehrfähigen Verbindungen in das Sediment,
- c.) mittel- bis langfristige Erhöhung der Sauerstoffzehrung im Wasserkörper durch erhöhte partikuläre organische Verbindungen an Schwebstoffen.

zu a)

Messtechnisch lassen sich bei Verbringungen in stark strömenden Gewässern, wie es der Elbmündungsbereich der Tideelbe ist, i. d. R. nur Rückgänge des Sauerstoffgehaltes in direkter Umgebung des Verbringortes erfassen, diese werden durch eine kurzfristige Zunahme der Sauerstoffzehrung bewirkt. Dabei kann es zu Absenkungen des Sauerstoffgehaltes von wenigen Zehntel bis zu 0,5 mg/l Sauerstoff kommen (Studie zitiert in BfG-1763, 2014). Die Sauerstoffzehrung wird durch das beim Verbringen von Baggergut miteingetragene Wasser bzw. den darin gelösten reduzierten Verbindungen hervorgerufen.

Bei einer früheren Studie während eines Verbringvorganges im OWK Küstenmeer Elbe konnte im Vergleich zu benachbarten Stationen keine langfristig erhöhte Sauerstoffzehrung in Bodennähe festgestellt werden (BfG 2016).

Bei der Verbringung im Sommerhalbjahr werden mit dem Baggergut nur geringere Mengen an reduzierten Verbindungen eingetragen, da nur Baggergut des BA 12 mit geringeren Feinkornanteilen (20 µm Fraktion: 8,6 %, Tabelle 4-12) verbracht wird (siehe c). Daher dürften auch im Sommer, trotz höherer Temperaturen und damit höherer Umsatzraten, keine Sauerstoffrückgänge bewirkt werden.

Im Winterhalbjahr (5,75 Mio. m³ bindiges Baggergut aus verschiedenen Baggerabschnitten) kommt es zwar zu höheren baggergutbedingten Einträge von reduzierten Stoffen, diese werden aber aufgrund langsamerer Umsatzraten weniger wirksam. Durch die langsameren Raten wird auch die Verdünnung in einem größeren Wasserkörper gefördert und die atmosphärische Wiederbelüftung kann den auftretenden Sauerstoffverbrauch besser ausgleichen. Insgesamt liegen im Winter zudem hohe Sauerstoffgehalte vor, so dass die geringen Sauerstoffzehrungsraten zusätzlich abgepuffert werden können.

zu b)

Dieser Aspekt kommt in volldurchmischten tiefen Gewässern (anders als in geschichteten Gewässern wie etwa der zentralen Nordsee) nur wenig zum Tragen, da die Sauerstoffzehrung durch das Sediment i. d. R. nur einen untergeordneten Einfluss auf den Sauerstoffgehalt der Wassersäule hat. Ausschlaggebend hierfür ist u. a., dass der Sauerstoffaustausch und damit die Sauerstoffzehrung über die Sediment-/Wassergrenzschicht stattfindet und diese durch geringe Transportraten stark limitiert ist. In der Folge kann der Sauerstoffgehalt in einer mehrere Meter tiefen und stark strömenden Wassersäule nicht maßgeblich durch die sedimentgebundene Sauerstoffzehrung beeinträchtigt werden. In stark mit organischen Verbindungen beladenen Wattgebieten liegen andere Randbedingungen vor. Hier werden aber starke Sauerstoffzehrungen des Sediments durch eine hohe atmosphärische Wiederbelüftung des flachen Wasserkörpers über den Watten und das Trockenfallen der Watten sofort ausgeglichen.

Die in den Kapitel 5.3 und 5.5 beschriebene Auswirkungen machen ersichtlich, dass das im VSB 730/740 verbrachte feinkörnige Baggergut (<63- μm -Fraktion) weit verbreitet sedimentiert und die baggergutbedingten Erhöhungen dieses Feinkornanteils im Sediment unter 1 mm liegen (Abbildung 5-4). Die Feinkornfraktion ist Träger der organischen Verbindungen, die eine Erhöhung der sedimentgebundenen Sauerstoffzehrung bewirken können. Aufgrund der geringen Bedeutung der sedimentgebundenen Sauerstoffzehrung für weite Teile der Elbmündung und der nur sehr geringen Zunahme der organischen Gehalte der Sedimente kann eine Beeinträchtigung des Sauerstoffgehaltes aufgrund einer verstärkten Sauerstoffzehrung durch das Sediment weitgehend ausgeschlossen werden.

zu c)

Feinkörnige Anteile des Baggerguts und damit die Schwebstofffraktion < 63 μm sind der Träger der organischen Verbindungen, die die „partikelgebundene“ Sauerstoffzehrung bewirken. Dabei zeigt das Baggergut aus den Abschnitten der Delegationsstrecke über Begegnungsstrecke-BA 3 bis BA 12 mit abnehmenden TOC-Gehalten auch abnehmende Sauerstoffzehrungsraten (Tabelle 5-14). Das Baggergut aus dem Sedimentationsgebiet der elbseitigen Vorhäfen des NOK ist dabei entsprechend seinem mittleren TOC von 2,0 mg/l und mittleren Sauerstoffzehrungsraten von 0,6 g O₂/kg TS*3 h zwischen dem Delegationsstrecken- und dem Begegnungsstrecke-BA 3-Baggergut einzuordnen. Die Feinkornfraktion wird sich beim Einbringen auf Stellen im VSB 730/740 rasch im Wasserkörper einmischen und weiträumig verteilen und verdünnen. Die Qualität des organischen Materials, d. h. insbesondere die Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs durch Bakterien, hat einen starken Einfluss auf die Höhe der Sauerstoffzehrungsrate. Bei dem organischen Material im Baggergut ist die leicht abbaubare Fraktion meist nicht mehr vorhanden, sondern zuvor bereits abgebaut worden. Somit liegen meist nur schwer abbaubare Kohlenstoffverbindungen im Baggergut vor, die eine langsame Remineralisierungsrate haben. Als Folge sind nur geringe mikrobielle Sauerstoffzehrungsraten durch das mit dem Baggergut eingetragene Feinkorn zu erwarten. Eigene Messungen zur Abbaubarkeit der organischen Verbindungen von Schwebstoffen in der Unterems zeigten, dass sohlennahe, bereits stark abbaute Schwebstoffe im Trübungsmaximum der Ems in etwa viermal langsamer und damit schwerer abbaubar waren als „frischere“ Schwebstoffe aus den marinen oder limnischen Abschnitten der Unterems (Schöl et al. 2006).

Neben der Qualität ist auch der mengenmäßige Anteil des organischen Kohlenstoffs in der Trockensubstanz des Baggergutes kleiner als der Anteil des partikulären organischen Kohlen-

stoffs (POC) an der Trockensubstanz des Schwebstoffs im Elbmündungsbereich. Als Bezug dienen hier Messwerte des POC und des Schwebstoffs an der Station Cuxhaven (km 725,2) und Scharhörn (km 746) (Tabelle 5-14). Diese zeigen für die Messdaten der Jahre 2015 - 2019, dass der organische Kohlenstoff im Sommer einen mittleren Anteil von 4,7 % (Cuxhaven km 725,2) bzw. 5,0 % (Scharhörn km 746) am Schwebstoff hat. Im Vergleich liegt der Anteil des organischen Kohlenstoffs beim Baggergut je nach Baggergebiet bei 0,5 bis 2,3 % also um den Faktor 2 - 10 niedriger.

Da davon auszugehen ist, dass das mit dem Baggergut eingetragene partikuläre organische Material der <-63-µm-Fraktion geringere Prozentanteile an der Trockensubstanz und eine geringere Abbaubarkeit als die im Elbmündungsgebiet vorhandenen Schwebstoffe aufweist, wird die baggergutbedingte Erhöhung der Schwebstoffe nur eine geringe Erhöhung des abbaubaren organischen Anteils und damit der daran gebundenen Sauerstoffzehrung bewirken.

Bei sommerlichen verbringbedingten Zunahmen von Schwebstoffen durch Einbringen von organikarmem Baggergut (0,5 Gew.-%-TS) aus dem Bereich BA 12 können maximal prognostizierte Schwebstofferrhöhungen von 10 % (Tabelle 5-12; Abbildung 5-9) nur eine sehr geringe Zunahme der Sauerstoffzehrung im Bereich von sehr wenigen Prozentanteilen (< 1 %) bewirken.

Bei den winterlichen Verbringungen wird insgesamt organikreicheres Baggergut (im Mittel ca. 1,5 GW-%-TS) verbracht und die prognostizierte Schwebstofferrhöhung liegt maximal bei 25 % (Tabelle 5-12). Hier ist neben den Faktoren Kohlenstoffqualität und -menge auch die im Winter geringe Temperatur und damit geringe Mineralisierungsrate als ein weiterer Einflussfaktor zu beachten. Erhöhungen der Sauerstoffzehrung werden daher kleiner als 10 % abgeschätzt.

Tabelle 5-13: Anteile des organischen Kohlenstoff im Feststoff der einzelnen Baggergutabschnitte (Gewichtsanteile in Prozent an der Trockensubstanz (TOC-%-TS)) und mittlere Anteile des organischen Kohlenstoffs in den Schwebstoffen bei Cuxhaven (km 725,2) und Scharhörn (km 746); Gewichtsanteile des partikulären organischen Kohlenstoffs in Prozent am Trockengewicht des Schwebstoffs (POC -% TRG-SS)

| Mittel 2015 - 2019 | BA 12 | NOK | BegStr.- BA 3 | DelStr | Schweb- stoff (POC; %- SS) km 725,2 Sommer | Schweb- stoff (POC; %- SS) km 746 Sommer | Schweb- stoff (POC; %- SS) km 725,2 Winter | Schweb- stoff (POC; %- SS) km 746 Winter |
|--------------------------|----------|-----|----------------------------|--------|-----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| TOC (GW- %-TS) | 0,5 | 2,0 | 1,5; 1,17; 1,37;1,73 | 2,3 | 4,7 (n = 27) | 5,0 (n = 18) | 3,5 (n = 33) | 4,2 (n = 5) |

Zusammenfassende Einschätzung zu den Auswirkungen auf den Sauerstoff

Die sommerliche Verbringung von Baggergut aus dem Bereich BA 12 auf Stellen im VSB 730/740 wird nur sehr geringe zusätzliche Sauerstoffzehrungen bewirken und in diesem Gewässerabschnitt der Tideelbe bleiben die stabilen Sauerstoffverhältnisse bestehen. Bei der Verbringung im Winterhalbjahr wird bindiges Baggergut aus allen hier betrachteten Bereichen verbracht. Die damit zusätzliche Sauerstoffzehrung im Elbmündungsbereich wird jedoch als gering eingeschätzt und aufgrund des stabilen Sauerstoffhaushaltes werden keine Auswirkungen erwartet.

Messtechnisch können nur kurzzeitige und lokal sehr begrenzte Beeinträchtigungen im direkten Umfeld der Verbringungsstelle erfasst werden, die aber bei den vorliegenden hohen Sauerstoffgehalten schnell abgepuffert werden. Dazu trägt auch bei, dass die Baggergutverbringung im stark durch Tideströmungen gekennzeichneten Bereich der Fahrrinne stattfindet und so eine schnelle Einmischung und Verdünnung der gelösten Fraktionen erfolgt. Auch die partikulären Stoffe im Feinkornanteil (<63- μ m-Fraktion) des Baggerguts und die daran gebundenen organischen Verbindungen unterliegen weiträumigen Vermischungs- bzw. Transportprozessen oder sedimentieren weiträumig. Es sind daher keine Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt im weiteren Umfeld der Verbringungsstelle zu erwarten.

Tabelle 5-14: Mittelwerte und 90-Perzentilwerte für die nach 3 h bestimmte Sauerstoffzehrung der verschiedenen Baggerabschnitte (n = Probenanzahl)

| Baggerabschnitte | Mittelwert g O ₂ /kg TS*3 h | 90-Perzentilwert g O ₂ /kg TS*3 h |
|-----------------------------------|-------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| NE 7 + KB (n = 82, 2016 - 2019) | 0,9 | 1,4 |
| BA 1 - BA 3 (n = 21, 2016 - 2019) | 0,4 | 0,6 |
| BA 11/NOK (n = 7, 2018 - 2019) | 0,6 | 0,9 |
| BA 12 | nicht bestimmbar aufgrund zu geringer Feinkornanteile | |

5.4.2 Nährstoffkonzentrationen

Nährstoffe, die im Porenwasser des Baggergutes vorliegen oder dort an Partikeln „schwach“ adsorbiert sind, werden beim Verbringvorgang in den Wasserkörper eingemischt. Diese „austauschbare“ Fraktion kann potenziell beim Umlagern des Baggergutes in kurzer Zeit freigesetzt werden und somit zur möglichen Nährstoffhöhung im Wasser des Verbringgebietes beitragen.

Dies betrifft vor allem das Ammonium, das beim Verbringen aus dem Baggergut eluiert wird. Phosphor hingegen ist wenig im Porenwasser gelöst und stark an Partikel gebunden, so dass es deutlich weniger durch Wasser eluierbar ist. Daher wird zur Abschätzung der möglichen Auswirkungen auf die Nährstoffe das Ammonium als sensitivster Parameter betrachtet. Das eingetragene Ammonium kann auch nach mikrobieller Oxidation zu Nitrat von den Algen als Nährstoff genutzt werden, so dass die Betrachtungen sich auf den Stickstoff-Anteil des Ammoniums beziehen.

Das freisetzbare Ammonium kann durch Elutionsversuche ermittelt werden. Als Elutionsmittel wird nach DIN 38414-S4 deionisiertes Wasser verwendet. Für die spezielle Fragestellung der Freisetzung von Ammonium beim Umlagern im marinen Milieu wurde in früheren Untersuchungen zusätzlich als Elutionsmittel auch Meerwasser eingesetzt (BfG 1472). Die Ergebnisse der Elutionsversuche an 5 Sedimentproben aus dem Hamburger Hafen aus dem Jahr 2005 zeigten, dass bei Elution mit deionisiertem Wasser (entsprechend DIN 38414-S4) im Mittel 11,2 mg NH₄-N/l im Eluat zu finden waren. Die zusätzlichen Elutionen mit Meerwasser weisen darauf hin, dass bei höheren Ionenkonzentrationen verstärkt Ammonium eluiert werden kann. Dies ist vermutlich auf eine verstärkte Desorption des Ammoniums durch die Kationen des Meerwassers verursacht. Die Ammoniumgehalte im Meerwasser-Eluat sind um den Faktor 2 größer als im Eluat mit deionisiertem Wasser.

Je nach Baggergebiet weist das Baggergut unterschiedliche Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser auf. Dabei besteht eine starke Korrelation zwischen Ammoniumgehalt und TOC

bzw. Feinkornanteil des Baggergutes. Die höchsten Ammoniumgehalte im Porenwasser wurden für das DelStr-Baggergut (2016 - 2019, n = 56) mit im Mittel 14 mg NH₄-N/l gemessen. Der eluierbare Anteil des Ammoniums wurde durch Multiplikation mit dem Faktor 2 abgeschätzt und dieser Wert dann zusätzlich nochmals mit dem Faktor 2 multipliziert, um die verstärkte Eluation durch Meerwasser zu berücksichtigen. Es ist somit von einer freisetzbaren Ammoniumkonzentration von rund 56 mg NH₄/l aus dem DelStr-Baggergut auszugehen. Die freisetzbaren Ammoniumgehalte des BA 12-Baggergutes wurden nicht messtechnisch erfasst, da der Feinkornanteil im Baggergut zu gering ist. Daher wird aus der Relation der TOC-Gehalte zwischen Baggergut von BA 12 (0,5 mg/l) zu Baggergut aus der Delegationsstrecke (2,3 mg/l) unter dem höheren Abbaugrad des BA 12-Baggergutes auf einen 5-fach geringen eluierbaren Ammoniumwert geschlossen und somit ein Wert von 12 mg NH₄-N/l angenommen. Dieser Wert wird für die Sommerverbringung verwendet. Für die Winterverbringung wird ein Mischwert der Baggermengen der verschiedenen Baggerabschnitte verwendet, wobei für die BegStr-BA 3 und NOK-VH von ebenfalls 56 mg freisetzbarem NH₄-N/l ausgegangen wird. Der Mischwert beträgt 43 mg NH₄-N/l.

Tabelle 5-15: Mittelwerte für Ammonium im Porenwasser aus DelStr, BegStr-BA 3-Baggergut der Jahre 2016 - 2019

| | Mittelwert BegStr-BA 3 | Mittelwert DelStr |
|-------------------------------------------|------------------------|-------------------|
| mg NH ₄ -N/l im Porenwasser | 12 | 14 |
| Trockenrückstand (Gew.-%) | 51,3 | 42,4 |
| Probenanzahl, n | 35 | 56 |

Um die Auswirkungen des Eintrags von Ammonium und damit des gelösten Stickstoffs auf die vorhandene gelöste anorganische Stickstoffkonzentrationen abzuschätzen, werden die mit dem Baggergut eingebrachten Konzentrationen, die sich im Ladevolumen der Baggerschiffe befinden, in Relation zum betroffenen Wasserkörper gesetzt. Das tidengemittelte Wasservolumen des Wasserkörpers wird aus Modelltopografien des Jahres 2016 für den Elbmündungsraum zwischen Ostemündung und Scharhörn auf $2,5 \cdot 10^9$ m³ abgeschätzt. Unter der Annahme, dass für das Sommerhalbjahr (hier 5,5 Monate von 15.04. bis 30.09.) das Wasservolumen ca. zweimal (basierend auf einem mittleren Oberwasserzufluss von 360 m³/s, Pegel Neu-Darchau 2015 - 2018) ausgetauscht wird, kann also ein Bezugswasservolumen von $5 \cdot 10^9$ m³ angenommen werden. Für das Winterhalbjahr ist bei einem mittleren Oberwasserzufluss von 612 m³/s (Pegel Neu-Darchau 2015 - 2018) und einer längeren Dauer von 6,5 Monaten ein viermaliger Austausch des Wasservolumens zu erwarten und das Bezugswasservolumen beträgt dann ca. $10 \cdot 10^9$ m³.

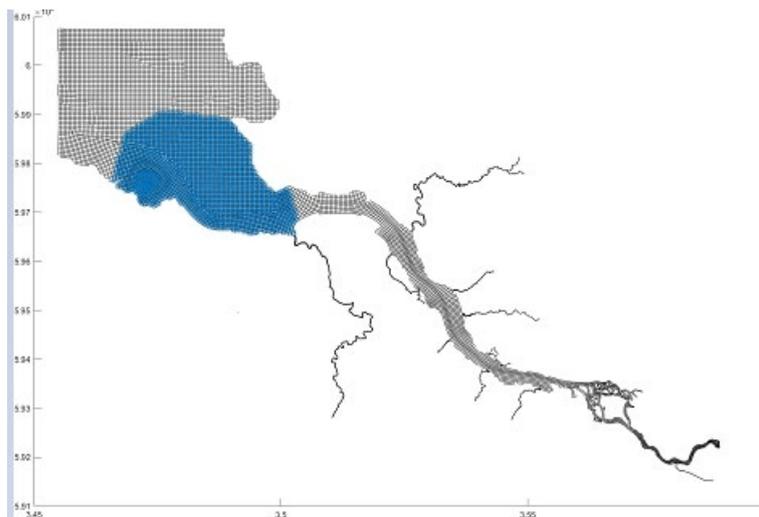


Abbildung 5-12: Bezugswasserkörper für die Einmischung von gelösten Nährstoffen aus dem Baggergut.

Das mit dem Baggergut eingebrachte Wasservolumen (in dem sich das gelöste Ammonium befindet) beträgt für die geplante Sommerverbringungen rund $0,9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Tabelle 5-15, 50 % Wasseranteil bei 1,75 Mio. m^3 Baggergut aus BA 12) und für die Winterverbringungen rund $3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Tabelle 5-15, 50 % Wasseranteil bei 5,75 Mio. m^3 Baggergut aus BA 12, NOK-VH, BegStr-BA 3 und DelStr).

Damit kann unter der Annahme, dass das gesamte freisetzbare Ammonium der Sommerverbringungen in dem gesamten Wasserkörper und damit auch in wattenah Gebiete gleichmäßig eingemischt wird, von einer rechnerischen Verdünnung der gelösten Stickstoffkonzentrationen um mindestens den Faktor $5 \cdot 10^3$ ausgegangen werden. Für die Winterverbringung ist ein Verdünnungsfaktor von mindestens $3 \cdot 10^3$ anzunehmen.

Der Eintrag an gelösten Stickstoff durch das Baggergut kann in Bezug zu den vorhandenen Nährstoffkennwerten für den gelösten anorganischen Stickstoff der WRRL-Messstation des Wasserkörpers Außenelbe Nord gesetzt werden. Dazu werden die aus der Zeitreihe 2015 - 2019 ermittelten Mittelwerte und 10-Perzentilwerte der Nitratkonzentrationen als Hauptkomponente des anorganischen Stickstoffs verwendet.

Eine Mischungsrechnung beider Konzentrationen, des freisetzbaren Ammoniums aus dem Baggergut BA 12 (12 mg N/l) und der Sommerkennwerte der WRRL-Station (Mittelwert = 0,376 mg Nitrat-N/l und 10-Perzentilwert = 0,115 mg Nitrat-N/l, Tabelle 4-3) ergibt damit für die Sommerverbringung eine rechnerische Zunahme des gelösten anorganischen Stickstoffs im Bezugswasserkörper (und damit auch wattenah) von ca. $2 \mu\text{g N/l}$ (rechnerisch 0,5 % (Mittel)) und sowohl der Mittelwert als auch das 10-Perzentil würden sich rechnerisch sehr gering erhöhen.

Für das Winterhalbjahr wird im Baggergut, das sich dann aus allen Baggerabschnitten zusammensetzt, von mittleren freisetzbaren Stickstoffgehalten von 43 mg N/l ausgegangen. Bei den winterlichen Kennwerten der WRRL-Station ist das Mittel 0,833 mg Nitrat-N/l und der 10-Perzentilwert 0,259 mg Nitrat-N/l (Tabelle 4-4) und eine rechnerische Erhöhung liegt bei etwa $10 \mu\text{g N/l}$. Eine Änderung der Kennwerte auf 0,843 und 0,269 mg Nitrat-N/l (rechnerisch 1,5 % (Mittel)) wäre die Folge. Daher kann von keiner ökologisch nachteiligen und messtechnisch

nisch nicht erfassbaren Veränderung der Stickstoffgehalte durch das Baggergut im Winter ausgegangen werden.

Bei dem Verbringvorgang kommt es zu einer deutlichen Entmischung der Sedimente; vor allem die sandigen Bestandteile ($> 63 \mu\text{m}$) und darin eingeschlossene konsolidierte Brocken mit Feinkornanteil gelangen direkt an die Gewässersohle und kommen dort zur Ablagerung bzw. werden sohnah verfrachtet. Damit werden auch die an dieser Fraktion partikulär gebundenen Nährstoffe direkt in das Sediment verbracht. Ein Teil der sedimentierten Nährstoffe verbleibt dauerhaft im Sediment, ein anderer Teil kann durch frühdiagenetische Umwandlungsprozesse in gelöster Form zurück in die Wassersäule gelangen und steht den Primärproduzenten wiederum für die Synthese organischen Materials zur Verfügung. Stickstoff kann bei schwach anaeroben Bedingungen dann wieder als Ammonium aus dem Sediment freigesetzt werden, während Phosphor nur unter stark anaeroben Bedingungen als Phosphat freigesetzt wird. Da die meisten Sedimente im Elbmündungsbereich oberflächennah aerobe Zonen aufweisen, ist eine Freisetzung von Nährstoffen über den Wirkpfad Sedimente nicht zu erwarten.

5.4.3 Eutrophierung mit Zunahme des Phytoplanktons

Die Auswirkungen der Baggergutverbringung auf das Phytoplankton, die Lebensgemeinschaft der Algen des Freiwassers, können gegenläufig sein. So kann aufgrund des baggergutbedingten Eintrags von Nährstoffen (Eutrophierung) das Wachstum des Phytoplanktons gefördert werden. Demgegenüber vermindert eine verbringbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte aufgrund dann verschlechterter Lichtbedingungen das Wachstum des Phytoplanktons.

Für die an Phytoplankton armen Monate Oktober bis März sind keine eutrophierenden Effekte zu erwarten, u. a. deshalb, weil in diesen Monaten die geringe Wassertemperatur und die geringe Lichtverfügbarkeit natürliche limitierende Faktoren für das Algenwachstum sind. Zusätzliche Nährstoffe können dann vom Phytoplankton nicht ausgenutzt werden. In der Vegetationsphase muss eine Nährstofflimitierung des Phytoplanktons bestehen, damit ein zusätzlicher Nährstoffeintrag ein vermehrtes Wachstum bewirkt. Zur Beurteilung der Nährstofflimitierung der Algen im Winter können die gemessenen 10-Perzentilwerte der Nährstoffgehalte für ortho-P und Nitrat an den Stationen Cuxhaven, Scharhörn sowie der WRRL-Station Norderelbe für den Zeitraum 01.10. - 14.04. herangezogen werden (Tabelle 4-4). Für das ortho-P sind bei Werten von 0,029 bis 0,04 mg P/l keine Limitierungen zu erwarten, da das Phytoplankton erst ab 0,02 mg ortho-P/l zur Hälfte im Wachstum reduziert wird. Bei Nitrat liegt dieser sogenannte Halbsättigungswert für das Algenwachstum bei 0,08 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$. Die 10-Perzentilwerte an den Stationen liegen mit 0,259 bzw. 0,859 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ deutlich höher und deuten keine N-Limitierung des Algenwachstums an.

Da im Winter keine Nährstofflimitierung des Phytoplanktons vorliegt, sind die abgeschätzten Erhöhungen von wenigen $\mu\text{g N/l}$ durch die winterliche Verbringung von Baggergut nicht wirksam und führen zu keiner Zunahme der Phytoplanktonbiomassen.

Die für das Sommerhalbjahr abgeschätzten Erhöhungen des gelösten anorganischen Stickstoffs im Elbmündungsbereich liegen bei ca. $2 \mu\text{g N/l}$, da das verbrachte Baggergut aus BA 12 wenig mit freisetzbarem Ammonium belastet ist. Eine eutrophierende Wirkung, d. h. eine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse, ist somit weitgehend ausgeschlossen.

Auswirkungen durch die Baggergutverbringung auf das Phytoplankton dürften daher am ehesten durch den Wirkpfad „Zunahme der Schwebstoffgehalte/Trübung → Lichtlimitierung → Verminderung des Algenwachstums“ zu erwarten sein. Die für die Sommerverbringung prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte liegt für die BZR 22 (außer Nahbereich) nicht über 15 %, absolut sind dies wenige mg/l zusätzlicher Schwebstoff. Bei im Sommer vorliegenden Hintergrundwerten des Schwebstoffs von 10 - 50 mg/l kann aus diesen Angaben eine Abnahme der Lichtversorgung des Phytoplanktons abgeschätzt werden.

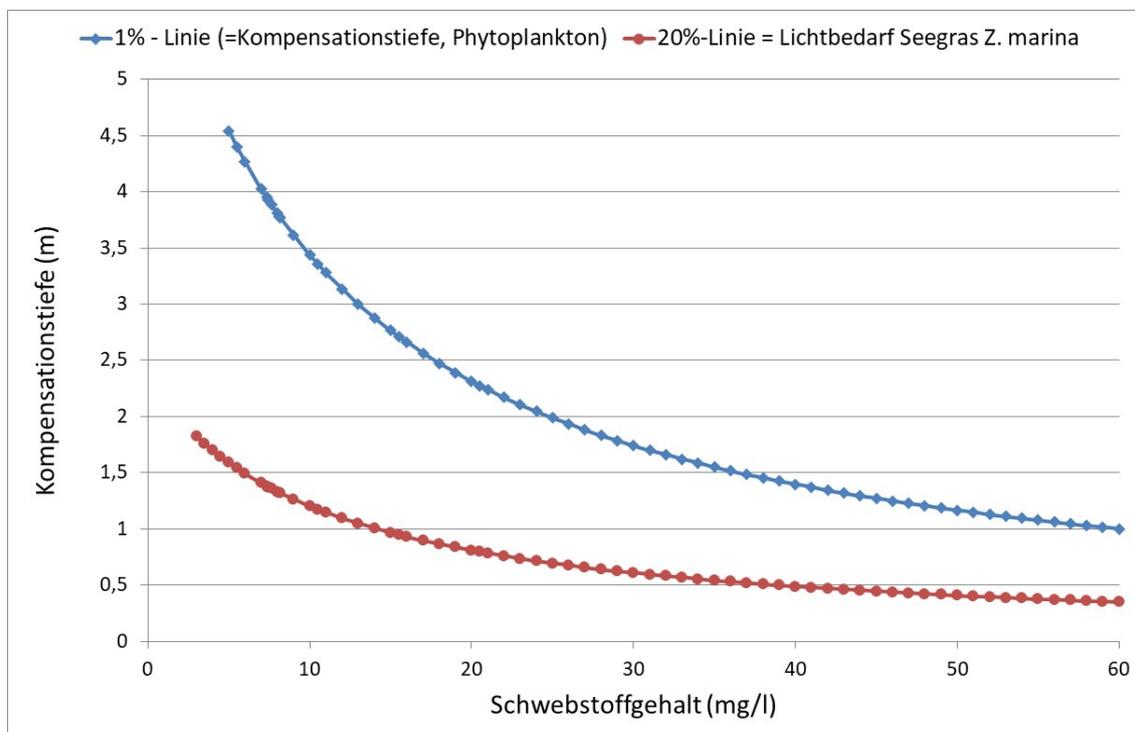


Abbildung 5-13: Zusammenhang zwischen dem Schwebstoffgehalt und der euphotischen Tiefe für das Phytoplankton und der Wassertiefe, bei der das Seegrass noch 20 % des einfallenden Lichtes erhält

Die Funktion basiert auf BfG-eigenen Messungen zu Lichtextinktion von Schwebstoffen ohne Algenanteil in den Flüssen Saar, Mosel und Rhein (unveröffentlichte Daten).

Unter sommerlichen Einstrahlungsbedingungen wird gemeinhin angenommen, dass das Phytoplankton bis zu der Tiefe, bei der 1 % des an der Wasseroberfläche einfallenden Lichts vorhanden ist, genug Licht zum Wachstum hat. Diese Tiefe wird als euphotische Tiefe bezeichnet. Nach der oben abgebildeten Funktion (Abbildung 5-13) nimmt bei einer Zunahme des Schwebstoffgehaltes von 15 mg/l auf 20 mg/l die euphotische Tiefe des Phytoplanktons um 0,57 m ab. Das Phytoplankton kann dann nur noch bis zu einer Wassertiefe von 2,2 m wachsen und nicht wie zuvor bis zu einer Tiefe von 2,7 m. Somit kommt es durch die Erhöhung der Schwebstoffe zu einem Habitatverlust bezogen auf die Lichtversorgung für das Phytoplankton.

Im Winter liegen höhere Schwebstoffgehalte von 25 - 150 mg/l im Elbmündungsgebiet vor (siehe Kapitel 4.2.1). Vor diesen Hintergrundwerten fällt der Rückgang der euphotischen Tiefe des Phytoplanktons durch eine Baggergut bedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte für alle sensitiven BZR (siehe Tabelle 5-16; mit Ausnahme des Nahbereiches) kleiner als 0,20 m aus (grüner Bereich in Tabelle 5-16). Hinzu kommt, dass das winterliche Phytoplanktonwachstum im Bereich des VSB 730/740 aufgrund der geringen Oberflächeneinstrahlung im Winter sehr niedrig ist. Aus diesen Gründen wird der Einfluss der winterlichen Baggergutverbringung auf

das Phytoplankton als sehr gering eingeschätzt. Im Sommer bei geringen Hintergrundwerten wird nur Baggergut aus dem Abschnitt BA 12 verbracht und damit eine geringere Baggergut bedingte Erhöhung der Schwebstoffmenge bewirkt. Die Auswirkungen auf die euphotische Tiefe fallen ebenfalls in die „grüne“ Kategorie. Einzige Ausnahme ist die maximale 15 %ige Schwebstoffhöhung in BZR 2 bei einem sommerlichen Schwebstoff-Hintergrund von 10 - 25 mg/l. Im Fall des angenommen Minimumwertes für den Hintergrund von 10 mg/l und einer Zunahme der Schwebstoffgehalte um 1,5 mg/l wird die euphotische Tiefe um 0,23 m vermindert.

Tabelle 5-16: Kategorisierung der Änderung der euphotischen Tiefe (in m) für das Phytoplankton in Abhängigkeit der vorhandenen und der mit dem Baggergut eingetragenen Schwebstoffgehalte (mg/l)

Beispiel bei einem Hintergrundwert für Schwebstoff von 20 mg/l wird bei einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte um 3 mg/l die Kompensationstiefe um 0,21 m verringert.

| | | Schwebstoff-Hintergrundwerte [mg/L] | | | | | |
|------------------------------------------|-----|-------------------------------------|------|------|------|------|------|
| | | 5 | 10 | 15 | 20 | 50 | 100 |
| zusätzlicher Schwebstoffgehalt [mg/L] | 0,5 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 |
| | 1 | 0,27 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 |
| | 2 | 0,52 | 0,3 | 0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 |
| | 3 | | 0,44 | 0,29 | 0,21 | <0,2 | <0,2 |
| | 5 | | | 0,45 | 0,33 | <0,2 | <0,2 |
| | 10 | | | | 0,57 | <0,2 | <0,2 |
| | 15 | | | | | 0,23 | <0,2 |
| | 20 | | | | | | <0,2 |

Als Fazit bezogen auf eine mögliche Eutrophierung im Elbmündungsgebiet durch das Einbringen von bindigem Baggergut kann angenommen werden, dass bei der geplanten sommerlichen Verbringung (Vegetationsperiode von April bis September) keine Zunahme der Algenbiomasse erwartet wird, da eine sehr geringe Erhöhung der Nährstoffgehalte durch eine gering erhöhte Trübung ausgeglichen wird. Bei der winterlichen Verbringung kann ebenfalls keine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse erwartet werden, da dann keine Nährstofflimitierung der Algen vorliegt und eine geringe Erhöhung der Nährstoffgehalte durch den Eintrag von Baggergut so nicht wirksam wird. Zudem bewirkt die sehr geringe Erhöhung der Schwebstoffgehalte eine weitere Lichtlimitierung des Phytoplanktons und damit ein reduziertes Algenwachstum.

5.5 Schadstoffe und ökotoxikologische Wirkungen

5.5.1 Schadstoffe

Durch die Verbringung von höher belasteten Sedimenten in ein Gebiet mit niedriger belasteten Sedimenten wird eine mögliche Erhöhung der Schadstoffbelastung als Auswirkung der Verbringungen nach der in dem Kapitel 3.5.1 beschriebenen Methode geprüft. Da in einem Bilanzierungsraum nicht zwingend die gesamte Fläche des Raumes durch verdriftendes Baggergut belegt ist (s. Abbildung 5-14) und durch eine Mittelwertbildung einer Baggergutaufgabe auch unbelegte Gitterzellen in die Berechnung eingehen würden, wurden als Worst-Case-Szenario die mittleren 95 %-Perzentile der von der BAW modellierten Baggergutaufgaben (mittleres 95%-Perzentil der Zeitschritte 3 bis 13 (s. Kapitel 5.1.1)) verwendet. Das 95 %-Perzentil spiegelt in einem Zeitschritt zu einem bestimmten Zeitpunkt der Modellierung eine maximal

mögliche Auflage in einer Gitterzelle im entsprechenden Bilanzierungsraum wider. Der Zeitraum des Modelllaufs erstreckt sich über 13 Zeitschritte vom 01.04. bis zum 31.12.2016 (Abbildung 5-14). Für die Bewertung der Auswirkungen auf die Schadstoffbelastung im Verbringungsgebiet wurde der Modelllauf VS738_5_Qvar_SG_9Monate mit 179.837 t Baggergut verwendet (s. auch Kapitel 5.1.1, Tabelle 5-2 und BAW 2021).

In Abhängigkeit der Entfernung zur Verbringungsstelle wird die maximale Baggergutaufgabe an einem Punkt im jeweiligen Bilanzierungsraum zu einem unterschiedlichen Zeitpunkt erreicht. In die Mischungsrechnung geht das mittlere 95 %-Perzentil über die Zeitschritte 3 - 13 ein.

Die in der Abbildung 5-14 dargestellte Belegung zeigt die Situation des Modelllaufs kumulativ über alle Polygone und Zeitschritte. Hier ist gezeigt auf welchen Flächen Baggergut, zumindest zeitweise, zur Ablagerung kam. Dabei handelt es sich nicht um eine dauerhafte Ablagerung, wie Abbildung 5-15 deutlich macht. Die Ablagerungsflächen sowie Mächtigkeiten nehmen über den Zeitraum der Modellierung wieder ab. Die Sturmflut zum Beispiel, die am Ende der Simulationszeit des BAW-Modells wirkt, hat sedimentiertes Baggergut mobilisiert und somit den Anteil in den Flächen weiter reduziert. Zu sehen ist, dass der überwiegende Anteil des Baggergutes in den Bilanzierungsräumen um und östlich von Cuxhaven akkumuliert (bis zum 31.12.2016, s. auch BAW 2021). Diese Darstellung gibt keinerlei Hinweise auf die Mächtigkeiten und Nachweisbarkeiten der Sedimentauflagen. Sie zeigt ausschließlich die Bereiche, in denen es zu Sedimentation kommen kann, auch wenn es nur wenige Millimeter sind. Dabei ist zu beachten, dass sich das eingebrachte Sediment wie das natürlich vorhandene Hintergrundsediment verhält. In den auf der Karte dargestellten Bereichen sedimentieren demnach auch die dort natürlich vorkommenden Schwebstoffe. Dies gilt insbesondere für strömungsberuhigte Bereiche wie Häfen oder Buchten. Nach BAW (2021) zeigt das Baggergut maximale Anteile am Hintergrundsediment von 15 %, meist liegt der Anteil aber unter 10 %.

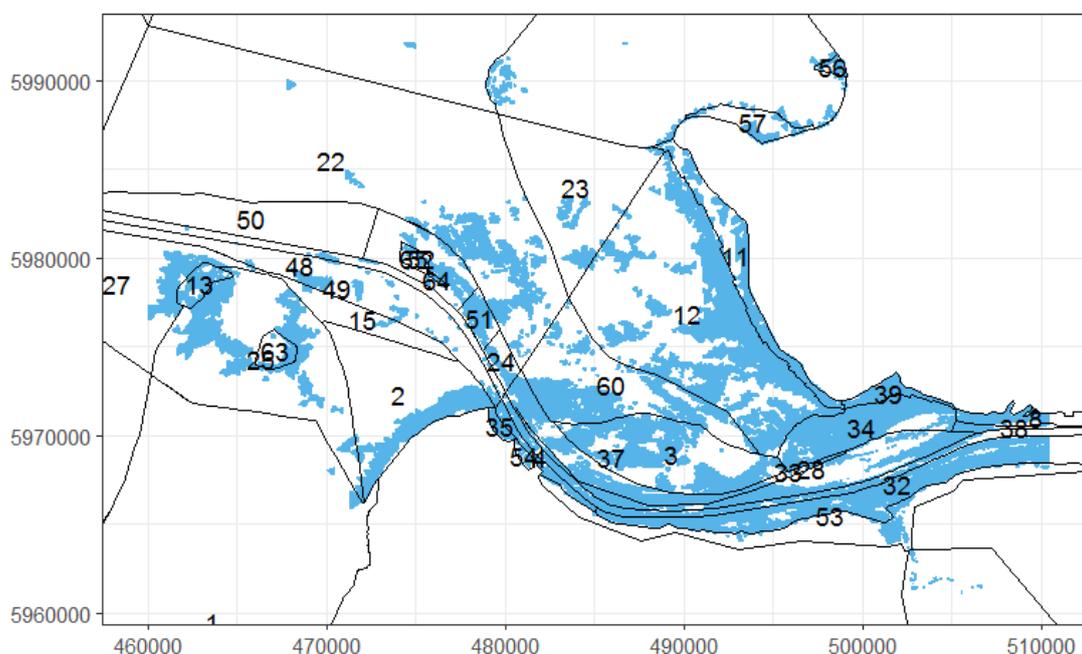


Abbildung 5-14: Durch verdriftetes Baggergut belegte Flächen in einzelnen Bilanzierungsräumen (Summe aus Grob-, Mittel- und Feinschluff, kumulativ über den gesamten Modellzeitraum) bis zum 31.12.2016 nach BAW-Modelllauf

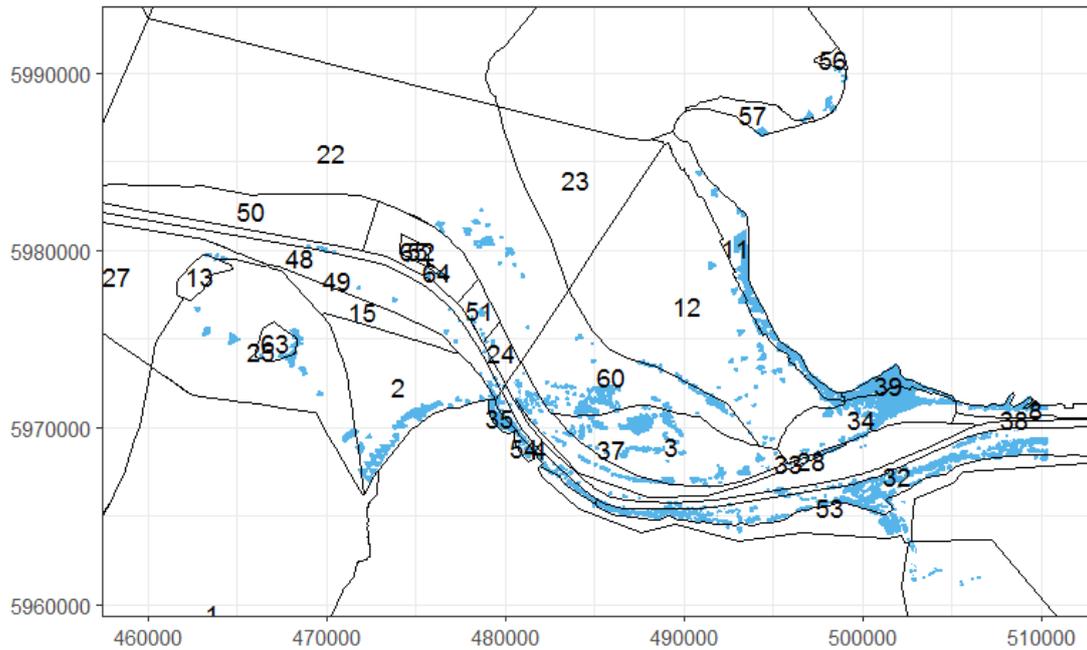


Abbildung 5-15: Durch verdriftendes Baggergut belegte Flächen in einzelnen Bilanzierungsräumen (Summe aus Grob- Mittel- und Feinschluff) am 31.12.2016 nach BAW-Modelllauf

Wie in Kapitel 5.1.1 beschrieben, muss zur quantitativen Abschätzung der Auswirkungen auf die Bilanzierungsräume die modellierte Baggergutmenge (179.837 t - 4 Fraktionen (Kapitel 5.1.1) zu je gleichen Anteilen, d. h. 44.959 t je Fraktion) auf die tatsächlich vorgesehene Baggergutmenge von 7,5 Mio. m³ hochskaliert werden (Hochskalierung auf Anteile der jeweils zu betrachtenden, im Baggergut enthaltenen Fraktion). Bei der Hochskalierung der Baggergutmenge, die unter realen Bedingungen verteilt über den betrachteten Modellierungszeitraum (Kapitel 5.1.1) verbracht werden würde, wird dann davon ausgegangen, dass das verdriftende Baggergut nach jeder erfolgten Verbringung stets an derselben Stelle sedimentiert. Weiter wird davon ausgegangen, dass das Material stabil am Ablagerungsort verbleibt und am Ende des Jahres die hier hochskalierte Baggergutaufgabe zu finden ist.

In einem hochdynamischen Gebiet wie dem der Außenelbe ist diese Situation eher unwahrscheinlich und es ist von einer Überschätzung der Baggergutaufgaben auszugehen. In Abbildung 5-14 ist gut zu erkennen, dass Sedimentationen von Baggergut zum größten Teil in südöstlicher Richtung erfolgen. Das betrifft die Bereiche vor Cuxhaven und Otterndorf, aber auch den Medemgrund, die nördlichen Schleswig-Holsteinischen Watten sowie den Neufelder Sand und Bereiche vor Brunsbüttel (Kapitel 5.1.2). Für eine mögliche Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen liegt der Fokus für die Betrachtungen in der Auswirkungsprognose auf den Gebieten, in denen nach den Ergebnissen der BAW-Modellläufe verdriftendes Baggergut sedimentiert (s. auch Abbildung 5-14) bzw. sensible Bereiche darstellen.

Bei einer verbrachten Menge von 7,5 Mio. m³ Baggergut d. h. von ca. 1,5 Mio. t Feinmaterial der <-63-µm-Fraktion (zur Berechnung der Belastung mit organischen Schadstoffen) bzw. von ca. 870.400 t Feinmaterial der <-20-µm-Fraktion (zur Bestimmung der Belastung mit Schwermetallen) ist rechnerisch eine Erhöhung der Schadstoffkonzentration in den Bilanzierungsräumen 4 (Uferbereich Cuxhaven), 35 (Grimmershörner Bucht) und 54 (Cuxhaven Hafen) nicht auszuschließen. Folgende Baggergutaufgaben der <-63-µm-Fraktion nach einer Verbringung

von 7,5 Mio.m³ Baggergut können dort maximal auftreten: BZR 4 = 66,4 mm, BZR 35 = 108 mm und BZR 54 = 134 mm Auflage; 1 kg/m³ ist gleichzusetzen mit 1 mm Auflage (s. auch Tabelle 5-17). Mit diesen aus den Modellergebnissen rechnerisch ermittelten Auflagemächtigkeiten ist eine Nachweisbarkeit einer Konzentrationserhöhung eher wahrscheinlich. Mögliche Nachweisbarkeiten ergeben sich im BZR 4 (Uferbereich Cuxhaven) für p,p'-DDE und in den BZR 35 (Grimmershörner Bucht) und 54 (Cuxhaven Hafen) für p,p'-DDD, p,p'-DDE, HCB und Cadmium (Tabelle 5-17). Diese Aussagen gelten für eine Schadstoffbelastung des Baggergutes sowie der Hintergrundbelastung der BZR, wie sie im Mittel in den vier Jahren 2016 - 2019 zu finden war. Steigt die Schadstoffbelastung im Baggergut, so ist eine Nachweisbarkeit in anderen BZR nicht auszuschließen, sinkt die Schadstoffbelastung könnte auch die Nachweisbarkeit einer Schadstoffhöhung, z. B. im BZR 4, nicht mehr möglich sein.

In allen drei BZR wäre nach der Unterbringung von 7,5 Mio.m³ Baggergut die Einstufung in den Fall 2 nach GÜBAK vorzunehmen (vor Verbringung Fall = 1) (GÜBAK 2009). In den verbliebenen betrachteten BZR ist aufgrund der geringen Baggergutaufgaben und der weiträumigen Verteilung mit keinen nachweisbaren Erhöhungen der Schadstoffkonzentrationen in den dortigen Sedimenten zu rechnen.

Die durchgeführten, konservativen Berechnungen sind auf eine Verbringung von 7,5 Mio. m³ Baggergut in einem Jahr ausgelegt. Eine Aussage zu Auswirkungen, die sich aus der Verbringung dieser Mengen pro Jahr über 5 Jahre ergeben (= 37,5 Mio. m³), kann aufgrund der ereignisgesteuerten und langfristig (> 1 Jahr) nichtkonservativen Dynamik des Systems nur qualitativ getroffen werden bzw. Auswirkungen können nur abgeschätzt werden soweit die folgenden Jahre den Verhältnissen der zugrunde gelegten Modellierung entsprechen. Bei einer Verbringung über 5 Jahre ist dann nicht auszuschließen, dass aufgrund der im Vergleich zu den restlichen BZR etwas höheren Baggergutaufgaben im BZR 8 (Tideelbe bei Brunsbüttel) ebenfalls eine Erhöhung der Schadstoffkonzentrationen nachzuweisen wäre. Hier ist zu beachten, dass dabei immer die im Modell festgelegten Randbedingungen gelten (s. Kapitel 5.1.1) sowie die Annahme getroffen wird, dass sich jedes Jahr dieselben Mengen an demselben Ort ablagern. Generell zeigen die Ergebnisse (Tabelle 5-17), dass eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffgehalte, je nach Hintergrundbelastung, erst nach einer Baggergutaufgabe von wenigen cm möglich ist (Grundlage: 20 cm Greiferprobe zur Berechnung (Kapitel 3.5.1)). Bis auf die BZR 4 (Uferbereich vor Cuxhaven = 37 mm), BZR 8 (Tideelbe vor Brunsbüttel = 66 mm), BZR 35 (Grimmershörner Bucht = 108 mm) und BZR 54 (Cuxhaven Hafen = 134 mm) bewegen sich die aus dem Modell hervorgehenden Baggergutaufgaben in den Bilanzierungsräumen nur im mm-Bereich, selbst nach einer Hochskalierung auf 7,5 Mio. m³.

Tabelle 5-17: Errechnete mögliche Änderung der Schadstoffkonzentration

| | | Hintergrundbelastung | | | | | | | | resultierende Belastung | | | | | |
|----|-----------------------------------------|------------------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------------------|-------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| | | Auflage <20µm kg/m² | Auflage <63µm kg/m² | p,p'-DDD µg/kg | p,p'-DDE µg/kg | HCB µg/kg | Hg mg/kg | Cd mg/kg | Zn mg/kg | p,p'-DDD µg/kg | p,p'-DDE µg/kg | HCB µg/kg | Hg mg/kg | Cd mg/kg | Zn mg/kg |
| 2 | Duhner Watt | 1,234 | 1,593 | 1,65 | 0,67 | 0,93 | 0,49 | 0,56 | 238 | 1,69 | 0,68 | 0,95 | 0,49 | 0,56 | 239 |
| 3 | Medemgrund | 0,061 | 1,315 | 2,46 | 0,97 | 1,30 | 0,72 | 0,79 | 281 | 2,49 | 0,98 | 1,32 | 0,72 | 0,79 | 281 |
| 4 | Uferbereich Cux | 8,429 | 36,737 | 1,91 | 0,78 | 1,04 | 0,58 | 0,66 | 251 | 2,83 | 1,05 | 1,53 | 0,59 | 0,68 | 256 |
| 8 | Tideelbe vor Brunsb. | 11,553 | 66,374 | 4,16 | 1,52 | 2,14 | 0,78 | 0,80 | 288 | 5,08 | 1,76 | 2,65 | 0,79 | 0,82 | 292 |
| 10 | Dithmarscher Bucht | 0,004 | 0,006 | 2,62 | 1,08 | 1,44 | 0,65 | 0,66 | 267 | 2,62 | 1,08 | 1,44 | 0,65 | 0,66 | 267 |
| 11 | Uferbereich SH Watten | 0,213 | 0,305 | 2,88 | 1,13 | 1,54 | 0,75 | 0,79 | 284 | 2,89 | 1,13 | 1,54 | 0,75 | 0,79 | 284 |
| 12 | SH Watten nördl. | 0,574 | 1,118 | 2,63 | 1,04 | 1,42 | 0,73 | 0,77 | 280 | 2,65 | 1,05 | 1,43 | 0,73 | 0,77 | 280 |
| 22 | Aussenelbe Nord | 0,023 | 0,055 | 1,97 | 0,78 | 1,11 | 0,53 | 0,56 | 251 | 1,97 | 0,78 | 1,11 | 0,53 | 0,56 | 251 |
| 25 | Hamburgisches Wattenmeer SO | 0,465 | 0,577 | 1,61 | 0,67 | 0,89 | 0,45 | 0,54 | 240 | 1,63 | 0,67 | 0,90 | 0,45 | 0,54 | 241 |
| 32 | Tideelbe vor Otterndorf | 1,135 | 4,197 | 3,56 | 1,34 | 1,82 | 0,76 | 0,81 | 289 | 3,63 | 1,36 | 1,86 | 0,76 | 0,81 | 289 |
| 34 | Neufelder Sand | 1,693 | 4,242 | 3,51 | 1,34 | 1,82 | 0,79 | 0,83 | 293 | 3,58 | 1,36 | 1,86 | 0,79 | 0,83 | 294 |
| 35 | Grimmershörner Bucht | 58,426 | 108,354 | 1,77 | 0,72 | 0,98 | 0,54 | 0,61 | 242 | 4,56 | 1,55 | 2,45 | 0,64 | 0,77 | 279 |
| 37 | Medemgrund S | 0,035 | 0,416 | 2,22 | 0,89 | 1,19 | 0,65 | 0,72 | 266 | 2,23 | 0,89 | 1,20 | 0,65 | 0,72 | 266 |
| 38 | FFH Elbaestuar vor Brunsb. | 0,004 | 0,037 | 4,17 | 1,53 | 2,15 | 0,79 | 0,81 | 290 | 4,17 | 1,53 | 2,15 | 0,79 | 0,81 | 290 |
| 53 | Uferbereich Cux Otterndorf Ostemuendung | 0,423 | 0,751 | 3,25 | 1,24 | 1,66 | 0,74 | 0,80 | 286 | 3,26 | 1,24 | 1,67 | 0,74 | 0,80 | 286 |
| 54 | Cux_Hafen | 64,895 | 133,572 | 1,84 | 0,75 | 1,01 | 0,56 | 0,64 | 248 | 5,23 | 1,75 | 2,80 | 0,66 | 0,81 | 287 |

Auswahl Bilanzierungsräume: messbare Ablagerungen oder in direkter Umgebung des VSB nach Verbringung von 7,5 Mio.m³ Baggergut (Datengrundlage Modellergebnisse der BAW); rote Felder = Erhöhung nachweisbar; gelb umrandet = > RW 1 und < RW 2; Annahme: 1 kg/m² = 1 mm Auflage

Eintrag Schadstofffrachten in die Außenelbe

In das Meer mündende Flüsse transportieren natürlicherweise Sedimente aus dem Binnenland in die Küstengewässer und weiter in die Hohe See, so dass dadurch auch an Sedimente gebundene Schadstoffe in die Meeresumwelt gelangen. Aufgrund des Tide- und damit Transportgeschehens ist eine Quantifizierung des natürlichen Sedimentaustrags der Tideelbe in die Nordsee und somit auch des Schadstoffaustrags derzeit nicht möglich. Quantifizierbar sind die Sediment- bzw. Schadstofffrachten, die in Geesthacht über das Wehr ins Ästuar gelangen und die Schadstofffrachten, die durch eine Baggergutverbringung bewegt werden. In der Tabelle 5-18 sind die Schadstofffrachten dargestellt, die in den jährlich geplanten Baggergutmengen enthalten sind. Die Berechnungsgrundlage bilden die mittleren Schadstoffgehalte und Korngrößenverteilungen der Jahre 2016 bis 2019 für die betrachteten Baggerabschnitte. Da sich Schadstoffe vorwiegend in der Feinkornfraktion ($< 63 \mu\text{m}$ bzw. $< 20 \mu\text{m}$) der Sedimente befinden, werden die Frachten für diese Fraktionen im Baggergut berechnet.

In der Tabelle 5-18 sind außerdem mittlere Schadstofffrachten, die über das Wehr Geesthacht ins Ästuar gelangen, bei unterschiedlichen Abflussbedingungen aufgezeigt. Es lässt sich erkennen, dass die Eintragsfrachten in das Ästuar je nach Oberwasserzuflussbedingungen sehr variabel sein können. Die niedrigsten Eintragsfrachten werden derzeit durch die lang anhaltend niedrigen Oberwasserzuflüsse (Werte 2016 - 2019) erreicht. Für die organischen Schadstoffe ist der Eintrag momentan im Vergleich zu einem Zeitraum mit durchschnittlichen Abflüssen ($770 \text{ m}^3/\text{s}$, 2009 - 2012) um 30 - 40 % reduziert und für die Schwermetalle um ca. 50 %. Der Austrag von Sedimenten aus dem Ästuar in die Nordsee erfolgt episodisch und wird durch das Abflussgeschehen gesteuert (Kappenberg & Fanger 2007). Zu deutlich erhöhten Schadstoffeinträgen über das Wehr bei Geesthacht kann es bei Hochwasserereignissen im Einzugsgebiet kommen. Im Vergleich zu einem Zeitraum mit durchschnittlichen Oberwasserzuflüssen (2009 - 2012) hat z. B. das Hochwasser im Juni 2013 dazu geführt, dass die Jahresschadstofffracht 2013, die in das Ästuar transportiert wurde, bei einigen Schadstoffen doppelt so hoch war wie im Durchschnitt der Jahre 2009 - 2012 (Tabelle 5-18). Ein steigender Oberwasserzufluss bewirkt eine Verstärkung der Ebbeströmung und eine Reduktion der Flutströmung. Hochwasserereignisse führen dazu, dass auch größere Sedimentmengen mit den daran hängenden Schadstoffen innerhalb weniger Wochen in die Nordsee transportiert werden.

Tabelle 5-18: Schadstofffrachten und -konzentrationen im Baggergut und Schadstofffrachten am Wehr Geesthacht

| Konzentrationen | | | | µg/kg | µg/kg | µg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
|---------------------------------------------------------|-------------------|------------------------|-------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Volumen_m³ | Masse <63µmT | Masse <20 µmT | ppDDD | ppDDE | HCB | Hg | Cd | Zn |
| Baggergut | | | | | | | | | |
| 1 Mio elbseitige Vorhäfen | 1.000.000 | 361.350 | 268.175 | 6,2 | 1,9 | 3,1 | 0,8 | 0,8 | 330 |
| 1 Mio KB + NE7 | 1.000.000 | 336.708 | 172.700 | 10,6 | 3,4 | 6,1 | 1,0 | 2,0 | 510 |
| 2 Mio BA01-BA03 | 2.000.000 | 473.000 | 264.000 | 6,3 | 2,2 | 3,7 | 1,0 | 1,3 | 365 |
| 3,5 Mio BA 12 | 3.500.000 | 404.250 | 211.750 | 3,6 | 1,5 | 1,8 | 0,8 | 0,9 | 301 |
| 2 Mio BA1 3 +1 Mio Del + 3,5 Osteriff (BA12) +1 Mio NOK | 7.500.000 | 1.500.233 | 870.425 | 6,9 | 2,2 | 3,7 | 0,9 | 1,2 | 369 |
| Fracht | | kg | kg | kg | kg | kg | kg | kg | kg |
| Baggergut | | | | | | | | | |
| 1 Mio elbseitige Vorhäfen | 1.000.000 | 361.350.000 | 268.175.001 | 2,2 | 0,7 | 1,1 | 211 | 208 | 88.425 |
| 1 Mio KB + NE7 | 1.000.000 | 336.707.708 | 172.700.000 | 3,6 | 1,1 | 2,0 | 176 | 347 | 87.993 |
| 2 Mio BA01-BA03 | 2.000.000 | 473.000.000 | 264.000.000 | 3,0 | 1,0 | 1,7 | 257 | 338 | 96.296 |
| 3,5 Mio BA 12 | 3.500.000 | 404.250 | 211.750 | 1,5 | 0,6 | 0,7 | 161 | 191 | 64.000 |
| 7,5 Mio. m³ Baggergut | | | | | | | | | |
| 2 Mio BA1 3 +1 Mio Del + 3,5 Osteriff (BA12) +1 Mio NOK | 7.500.000 | 1.500.232.708 | 870.425.001 | 10 | 3,4 | 5,5 | 760 | 1.020 | 320.785 |
| | | | | | | | | | |
| Geesthacht Mittel 2016-2019 (lang anhaltendes NW) | | | | 13 | 3 | 10 | 292 | 827 | 154.563 |
| Geesthacht Mittel 2009-2012 (Durchschnitt) | | | | 20 | 5 | 15 | 610 | 1728 | 271.003 |
| Geesthacht 2013 (mit extremem Hochwasser) | | | | 39 | 12 | 33 | 1008 | 2470 | 406.460 |

Seit dem Hochwasser im Juni 2013 bewegt sich der Oberwasserzufluss auf einem in Relation zum langjährigen statistischen Mittel sehr niedrigen Niveau (nachfolgend bezeichnet als Niedrigwasserphase 2013f). Während einer solchen Niedrigwasserphase findet ein natürlicher Austrag von Sedimenten aus dem inneren Ästuar und somit auch ein Austrag von feststoffgebundenen Schadstoffen in die Nordsee kaum statt (Kappenberg & Fanger 2007 und mündliche Aussage von Herrn Weilbeer 03.09.2020). Damit stellt eine Baggergutverbringung unter diesen Bedingungen nahezu den einzigen aber nötigen Austrag von Sedimenten dar. Im Gegensatz zum natürlichen Austrag gelangen so allerdings auch feststoffgebundene Schadstoffe schneller in die Meeresumwelt. Die Schadstofffrachten, die mit dem Baggergut im VSB 730/740 verbracht werden, sind in Tabelle 5-18 aufgezeigt. Die Gesamtmenge von 7,5 Mio. m³ beinhaltet 3,5 Mio. m³ Baggergut aus BA 12, 2 Mio. m³ Baggergut aus dem Abschnitt der Begegnungsstrecke bis BA 3, 1 Mio. m³ Baggergut aus den Vorhäfen des NOK und 1 Mio. m³ Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke (Köhlbrand und Norderelbe).

Im Vergleich zur mittleren Eintragsfracht am Wehr Geesthacht (2016 – 2019) mit einem mittleren Abfluss (MQ) von 478 m³/s) ist die durch das Baggergut in den Verbringstellenbereich 730 - 740 verbrachte Fracht im Fall der Schwermetalle höher (für Hg 2,5-fach höher und für Zn 2-fach so hoch). Im Fall der organischen Schadstoffe ist die Eintragsfracht am Wehr Geesthacht für das p,p'-DDD etwas höher (13 kg zu 10 kg) und im Fall des HCB knapp 2-fach so hoch. Für das p,p'-DDE sind die Frachten im Vergleich ähnlich. Bei durchschnittlichen oder sogar höheren Abflüssen werden z. T. größere Frachten über das Wehr ins Ästuar eingetragen als mit dem Baggergut ausgetragen würden.

Trotz der derzeit geringen Eintragsfrachten von Schadstoffen (Ausnahme p,p'-DDD s. Abbildung 5-16), die das Wehr erreichen und ins Ästuar eingetragen werden, bleiben die partikulär gebundenen Schadstoffkonzentrationen an der Messstelle Geesthacht-Wehr zum Teil deutlich höher als in den seewärtigen Bereichen des Ästuars. Am Beispiel des p,p'-DDE in Abbildung 5-16 werden die Konzentrationsunterschiede am Wehr in Geesthacht bei Elbe-km 583 im Vergleich zur Messstation Wedel bei Elbe-km 642 deutlich. Vergleichbare Ergebnisse liegen auch für die elbespezifischen Schadstoffe p,p'-DDD, HCB, Hg, Cd und Zn vor.

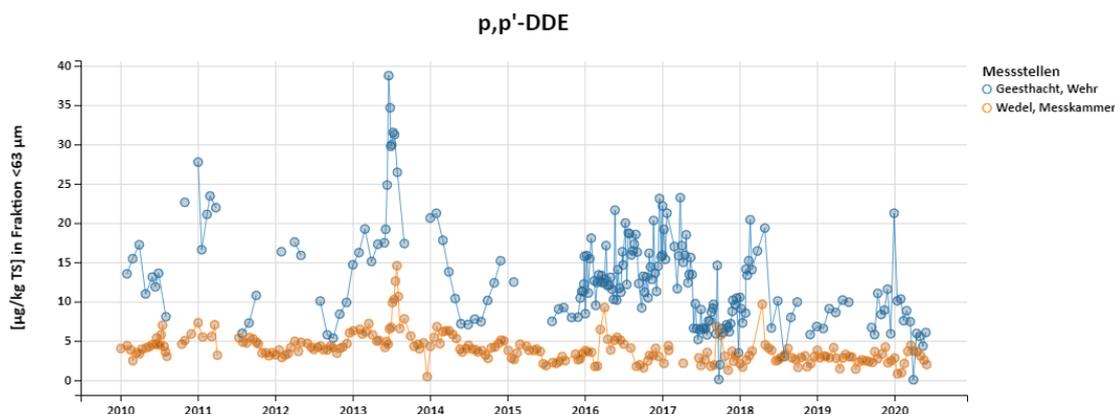


Abbildung 5-16: Zeitreihe des organischen Schadstoffes p,p'-DDE am Wehr Geesthacht im Vergleich zu Wedel

Aufgrund der lang anhaltend niedrigen Oberwasserzuflüsse und dem dadurch erhöhten Eintrag relativ gering belasteter mariner Sedimente stromauf in das Ästuar sind die Schadstoffgehalte, insbesondere der organischen Schadstoffe in den Sedimenten der Tideelbe in den letzten Jahren (seit 2015) etwas gesunken. In der Tabelle 5-19 wird der Zeitraum des bestehenden Niedrig-

wasserabflusses seit dem Ende des Hochwassers 2013 dem Zeitraum der Abflusssituation 2011 bis vor dem Beginn der Hochwasserphase April 2013 in Bezug auf die Konzentrationen der hier betrachteten Schadstoffe an Dauermessstationen der oberen, mittleren und unteren Tideelbe gegenübergestellt. Im gesamten Bereich der Tideelbe ist nach den Ergebnissen der Dauermessstellen ein Rückgang der Schadstoffkonzentrationen zwischen 12 und 30 % für den angegebenen Zeitraum im Vergleich zur Annahme der vorhergehenden Auswirkungsprognose festzustellen, der sich auch 2020 fortsetzt (Anlage 7). Dies wirkt sich durch eine geringere Differenz zwischen der Belastung der Sedimente der Gewässersohle im Bereich der Verbringstelle und dem Material der Baggerabschnitte aus.

Tabelle 5-19: Vergleich mittlerer Schadstoffgehalte an Dauermessstationen der Tideelbe

| Messstation | Parameter | Einheit | 01/2011- 04/2013 | 07/2013- 05/2020 | Proz. Rückgang |
|-------------------------------|---------------|------------|---------------------|---------------------|----------------|
| Cuxhaven, Kugelbake | Hexachlorbenz | [µg/kg TS] | 1,87 | 1,51 | 19,4 |
| | p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 4,59 | 3,18 | 30,7 |
| | p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 1,44 | 1,05 | 27,0 |
| | Quecksilber | [mg/kg TS] | 0,77 | 0,55 | 29,0 |
| Bützfleth, Industriear | Hexachlorbenz | [µg/kg TS] | 5,68 | 4,09 | 27,9 |
| | p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 8,32 | 7,20 | 13,5 |
| | p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 3,14 | 2,66 | 15,4 |
| | Quecksilber | [mg/kg TS] | 1,37 | 0,96 | 30,3 |
| Wedel, Messkammer | Hexachlorbenz | [µg/kg TS] | 9,40 | 7,27 | 22,7 |
| | p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 10,78 | 9,40 | 12,9 |
| | p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 4,81 | 3,81 | 20,7 |
| | Quecksilber | [mg/kg TS] | 1,32 | 1,00 | 24,3 |
| Geesthacht, Wehr | Hexachlorbenz | [µg/kg TS] | 44,01 | 39,32 | 10,7 |
| | p,p'-DDD | [µg/kg TS] | 48,02 | 48,87 | -1,8 |
| | p,p'-DDE | [µg/kg TS] | 13,95 | 12,59 | 9,7 |
| | Quecksilber | [mg/kg TS] | 2,61 | 1,84 | 29,7 |

Organik in der Fraktion < 63 µm, Quecksilber in der Fraktion < 20 µm

In der Auswirkungsprognose BfG-1922 (2017b) wurde die Schadstofffracht von 1 Mio. m³ Baggergut der Baggerabschnitte 1 - 3 betrachtet. In der hier vorliegenden Auswirkungsprognose wurden 2 Mio. m³ Baggergut aus dem Abschnitt der Begegnungsstrecke (beinhaltet BA 1) bis BA 3 bewertet. Im Vergleich ergibt sich aufgrund niedrigerer Schadstoffkonzentrationen eine geringere Fracht trotz doppelter Menge. Die Schadstofffracht, die in 3,5 Mio.m³ Baggergut aus BA 12 im Mittel des Zeitraums 2016 - 2019 enthalten ist, ist vergleichbar mit derjenigen aus dem Jahr 2015 (u. a. verwendet in BfG-1922 (2017b)). Unter Hinzunahme der übrigen Baggerabschnitte (Delegationsstrecke mit Köhlbrand und Norderelbe sowie den elbseitigen Vorhäfen des NOK) übersteigt die in dieser Auswirkungsprognose betrachtete Fracht die aus der letztmaligen Auswirkungsprognose für z. B. p,p'-DDD oder p,p'-DDE jedoch um knapp das Doppelte. Da in dieser Auswirkungsprognose insgesamt 2 Mio.m³ mehr Baggergut als in BfG-1922 (2017b) betrachtet werden, spiegelt sich dies auch in Form einer Frachterhöhung wider.

Zur weiteren Einordnung der möglichen Auswirkungen wurden auch die mittleren Schadstofffrachten berechnet, die in die einzelnen Bilanzierungsräume (BZR) nach der Verbringung von 7,5 Mio. m³ Baggergut eingetragen werden (Tabelle 5-20). Eine mögliche Nachweisbarkeit einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration in Sedimenten im Mündungsgebiet der Tideelbe aufgrund der Baggergutverbringungen wird, wie zuvor beschrieben, in drei BZR erwartet (04_Uferbereich Cux, 35_Grimmershörner Bucht und 54_Cux_Hafen). Dies korreliert jedoch

nicht mit der Schadstofffracht. Die größte Schadstofffracht wird in Folge der Verbringungen in den BZR 32_Tideelbe_vor_Otterndorf transportiert. Dort ist aber nicht mit einer rechnerisch nachweisbaren Konzentrationserhöhung von Schadstoffen zu rechnen. In diesen BZR 32 sind mit rund 8 % im Vergleich zu allen anderen Bilanzierungsräumen die größten Anteile Baggergut aus der Fraktion < 63 µm verdriftet und zur Ablagerung gekommen (siehe Kapitel 5.1.2). Damit wird auch die höchste Schadstofffracht erreicht. Die mit Hilfe des BAW-Modells ermittelten Mächtigkeiten einer möglichen Baggergutaufgabe (hier mittlere 95 %-Perzentil) in Verbindung mit der in diesem Bereich vorliegenden Hintergrundbelastung sind allerdings nicht ausreichend, um mit dem im Baggergut vorliegenden Schadstoffgehalt eine Erhöhung der Schadstoffkonzentration nachweisen zu können.

Tabelle 5-20: Mittlere Schadstofffracht, die durch eine Verbringung von 7,5 Mio .m³ Baggergut in die Bilanzierungsräume gelangt sowie der Anteil Baggergut pro m²

Farbverlauf dient zur Einordnung der Frachthöhe bzw. des Anteils pro m² (organische Schadstoffe von Schwermetallen getrennt)

| mittlere Frachten | Fläche des Polygons in m ² | mittlerer Anteil verdriftetes Baggergut < 63 µm in % | Anteil Baggergut < 63 µm in % pro m ² | ppDDD | ppDDE | HCB | Hg | Cd | Zn |
|--------------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------|-------|------|------|------|-------|
| | | | | kg | kg | kg | kg | kg | kg |
| 02_Duhner_Watt | 40.177.977 | 1,1 | 2,84E-08 | 0,12 | 0,04 | 0,06 | 11 | 15 | 4715 |
| 03_Medemgrund | 34.824.347 | 2,9 | 8,33E-08 | 0,30 | 0,10 | 0,16 | 4,2 | 6 | 1774 |
| 04_Uferbereich_Cux | 3.437.180 | 1,6 | 4,65E-07 | 0,17 | 0,06 | 0,09 | 8 | 11 | 3333 |
| 08_Tideelbe_vor_Brunsb. | 5.918.705 | 2,3 | 3,89E-07 | 0,24 | 0,08 | 0,13 | 7 | 10 | 3018 |
| 10_Dithmarscher_Bucht | 255.769.080 | 0,2 | 7,82E-10 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 1,7 | 2,3 | 730 |
| 12_SH_Watten_noerdl. | 103.899.290 | 1,9 | 1,83E-08 | 0,20 | 0,06 | 0,11 | 13 | 17 | 5465 |
| 22_Aussenelbe_Nord | 207.917.380 | 1,2 | 5,77E-09 | 0,12 | 0,04 | 0,06 | 9 | 12 | 3669 |
| 25_Hamburgisches_Wattenmeer_SO | 66.900.750 | 0,8 | 1,20E-08 | 0,09 | 0,03 | 0,05 | 9 | 12 | 3655 |
| 32_Tideelbe_vor_Otterndorf | 35.049.710 | 7,8 | 2,23E-07 | 0,81 | 0,26 | 0,43 | 30 | 40 | 12633 |
| 34_Neufelder_Sand | 20.170.956 | 1,4 | 6,94E-08 | 0,15 | 0,05 | 0,08 | 8 | 11 | 3570 |
| 35_Grimmershörnner_Bucht | 1.121.365 | 1,3 | 1,16E-06 | 0,13 | 0,04 | 0,07 | 11 | 15 | 4659 |
| 37_Medemgrund_S | 16.967.300 | 0,4 | 2,36E-08 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,42 | 0,56 | 177 |
| 38_FFH_Elbaestuar_vor_Brunsb. | 2.385.588 | 0,002 | 8,38E-10 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,31 |
| 53_Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemuendung | 16.039.047 | 0,7 | 4,36E-08 | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 4,43 | 6 | 1872 |
| 54_Cux_Hafen | 522.456 | 2,1 | 4,02E-06 | 0,22 | 0,07 | 0,12 | 16 | 21 | 6641 |

In den hier betrachteten Bilanzierungsräumen, in denen eine Nachweisbarkeit einer Konzentrationserhöhung zu erwarten ist, verdriften ca. 1,3 - 2,1 % der Baggergutanteile, die schadstoffbelastet sind (der Fraktion < 63 µm). Wenngleich es sich nur um einen niedrigen Prozentsatz handelt (Bilanzierungsräume sind klein), sind die von der BAW modellierten Baggergutaufgaben an einzelnen Punkten im entsprechenden Bilanzierungsraum mächtig genug (mittlere 95 %-Perzentil), um rechnerisch eine Konzentrationserhöhung hervorzurufen. Auch bei einer Betrachtung der Anteile Baggergut pro m² zeigt sich, dass die BZR, in denen eine Nachweisbarkeit einer Konzentrationserhöhung von Schadstoffen zu erwarten ist, auch die höchsten Anteile pro m² aufweisen (Tabelle 5-20).

Die Sedimente im Mündungsbereich der Tideelbe haben aufgrund von Schadstoffeinträgen aus der Vergangenheit eine Vorbelastung, die hier als Hintergrundbelastung beschrieben wird. Aus dieser Hintergrundbelastung sind für die betrachteten Bilanzierungsräume Schadstoffmengen errechnet worden, die dort bereits lagern (Tabelle 5-21). Dazu wurden die ersten 20 cm (belebte Bodenzone) der gesamten Fläche eines Bilanzierungsraumes verwendet. Aufgrund der Historie

ist davon auszugehen, dass in tiefer liegenden Sedimentschichten noch größere Schadstoffmengen liegen (s. BfG-1763 (2014)).

Im Fall der Bilanzierungsräume, in denen eine Konzentrationserhöhung rechnerisch nachweisbar ist (unter Verwendung des 95 %-Perzentils der Baggergutaufgabe), übersteigt nur die durch das Baggergut eingetragene mittlere Menge (= Menge des in den BZR verdrifteten Baggerguts) organischer Schadstoffe die bereits im BZR 54 (Cux_Hafen) liegende Schadstoffmenge leicht bis knapp um das Doppelte. In den anderen BZR sind die zusätzlich eingetragenen Frachten organischer Schadstoffe geringer. Für die Schwermetalle trifft dies auf alle BZR zu.

Durch die Baggergutverbringung werden generell zusätzlich Schadstofffrachten ins äußere Ästuar verbracht. Allerdings geschieht dies auch durch einen natürlichen Austrag, wenngleich dies bei höheren Oberwasserzuflüssen der Binnenelbe geschieht, als es seit Spätsommer 2013 der Fall ist und zudem einen langsameren Prozess darstellt. Leider ist es zurzeit nicht möglich den natürlichen Austrag zu quantifizieren und mit dem durch die Baggergutverbringungen zusammenhängenden Austrag zu vergleichen.

Tabelle 5-21: In Bilanzierungsräume transportierte Schadstoffmenge und dort bereits lagernde Schadstoffmengen

| mittlere Frachten | | ppDDD | ppDDE | HCB | Hg | Cd | Zn |
|--------------------------------------------|--------------------------|-------|-------|------|-------|------|--------|
| | Fläche in m ² | kg | kg | kg | kg | kg | kg |
| 02_Duhner_Watt | 40.177.977 | 0,12 | 0,04 | 0,06 | 11 | 15 | 4715 |
| Menge Hintergrund | | 0,54 | 0,22 | 0,30 | 80 | 91 | 38681 |
| 03_Medemgrund | 34.824.347 | 0,30 | 0,10 | 0,16 | 4,2 | 6 | 1774 |
| Menge Hintergrund | | 0,91 | 0,36 | 0,48 | 133,0 | 146 | 51920 |
| 04_Uferbereich_Cux | 3.437.180 | 0,17 | 0,06 | 0,09 | 8 | 11 | 3333 |
| Menge Hintergrund | | 0,17 | 0,07 | 0,09 | 26 | 29 | 11225 |
| 08_Tideelbe_vor_Brunsb. | 5.918.705 | 0,24 | 0,08 | 0,13 | 7 | 10 | 3018 |
| Menge Hintergrund | | 1,40 | 0,50 | 0,73 | 133 | 137 | 49204 |
| 10_Dithmarscher_Bucht | 255.769.080 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 1,7 | 2,3 | 730 |
| Menge Hintergrund | | 8,40 | 3,40 | 4,60 | 1000 | 1054 | 427231 |
| 12_SH_Watten_noerdl. | 103.899.290 | 0,20 | 0,06 | 0,11 | 13 | 17 | 5465 |
| Menge Hintergrund | | 3,70 | 1,40 | 2,00 | 509 | 537 | 195465 |
| 22_Aussenelbe_Nord | 207.917.380 | 0,12 | 0,04 | 0,06 | 9 | 12 | 3669 |
| Menge Hintergrund | | 1,60 | 0,60 | 0,90 | 223 | 235 | 105480 |
| 25_Hamburgisches_Wattenmeer_SO | 66.900.750 | 0,09 | 0,03 | 0,05 | 9 | 12 | 3655 |
| Menge Hintergrund | | 0,90 | 0,40 | 0,50 | 124 | 149 | 66481 |
| 32_Tideelbe_vor_Otterndorf | 35.049.710 | 0,81 | 0,26 | 0,43 | 30 | 40 | 12633 |
| Menge Hintergrund | | 3,10 | 1,20 | 1,60 | 330 | 352 | 125428 |
| 34_Neufelder_Sand | 20.170.956 | 0,15 | 0,05 | 0,08 | 8 | 11 | 3570 |
| Menge Hintergrund | | 2,90 | 1,10 | 1,50 | 327 | 344 | 121508 |
| 35_Grimmershörner_Bucht | 1.121.365 | 0,13 | 0,04 | 0,07 | 11 | 15 | 4659 |
| Menge Hintergrund | | 0,17 | 0,07 | 0,09 | 33 | 38 | 14920 |
| 37_Medemgrund_S | 16.967.300 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | 0,42 | 0,56 | 177 |
| Menge Hintergrund | | 0,34 | 0,14 | 0,18 | 50 | 56 | 20621 |
| 38_FFH_Elbaestuar_vor_Brunsb. | 2.385.588 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,31 |
| Menge Hintergrund | | 0,16 | 0,06 | 0,08 | 15 | 15 | 5512 |
| 53_Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemuendung | 16.039.047 | 0,07 | 0,02 | 0,04 | 4,43 | 6 | 1872 |
| Menge Hintergrund | | 1,80 | 0,70 | 0,90 | 206 | 223 | 79710 |
| 54_Cux_Hafen | 522.456 | 0,22 | 0,07 | 0,12 | 16 | 21 | 6641 |
| Menge Hintergrund | | 0,13 | 0,06 | 0,07 | 26 | 30 | 11583 |

Farbverlauf dient der Einordnung der Mengen (organische Schadstoffe von Schwermetallen getrennt)

5.5.2 Bewertung der Auswirkungen nach OSPAR (EAC und ERL)

Die mit dem BAW-Modell (siehe Kapitel 5.1) berechneten Ergebnisse sind eine wesentliche Grundlage für die Beurteilung der möglichen Auswirkungen durch die Verbringung schadstoffbelasteter Feinsedimente auf Stellen im VSB 730/740. Für insgesamt 66 Bilanzierungsräume wurden jeweils die möglichen Mächtigkeiten von Baggergutaufgaben berechnet, welche von der Verbringstelle verdriften und an anderer Stelle auf der Gewässersohle zur Ablagerung kommen. Die Berechnung erfolgte differenziert für die schadstoffrelevanten Korngrößenfraktionen (< 63 µm) Grob-, Mittel- und Feinschluff (s. Kapitel 5.1.2 und 5.3.3).

Auf diese Grundlage bezieht sich in den vorherigen Kapiteln die angewandte, konservative Abschätzung der zu erwartenden Veränderung von Schadstoffgehalten in den Sedimenten der Gewässersohle, bedingt durch die Anteile der verdriftenden und sich ablagernden Feinkornfraktionen $< 63 \mu\text{m}$ und $< 20 \mu\text{m}$. Diese Fraktionen werden als Träger von Schadstoffen angesehen, bzw. für organische Schadstoffe auch das TOC, das eng mit dem Anteil der Feinkornfraktion positiv korreliert (s. Anlage 7). Im Gegensatz zu dieser Methodik beziehen sich die EAC (hier für PCBs) auf die Fraktion $< 2 \text{ mm}$, normiert auf 2,5 %TOC. Die ERL sind bezogen auf den Anteil von Schadstoffen (Schwermetalle und organische Schadstoffe) in der Fraktion $< 2 \text{ mm}$. Eine Verknüpfung zu den quantitativen Modellierungsergebnissen, in denen nur die Feinkornfraktionen modelliert wurden, ist daher nur begrenzt möglich. Die Prognose zu den Entwicklungen der EAC/ERL-Werte beschränkt sich somit nur auf eine qualitative Abschätzung.

EAC

Die Bewertung der Sedimentbelastung nach EAC bezieht sich auf den Schadstoffparameter **PCB 118**, da nur für diesen Parameter im Baggergut der Abschnitte des Köhlbrands, der Norderelbe Blatt 7 und der NOK-Vorhäfen Mittelwertüberschreitungen des EAC-Kriteriums festgestellt wurden (s. Tabelle 4-25) und daher auch nur für diesen Parameter mögliche Überschreitungen als Folge der Verbringungen im Neuen Luechtergrund zu erwarten wären.

Bei einer geplanten Menge von insgesamt 7,5 Mio. m^3 bindigen Baggerguts aus den Baggerabschnitten des Hamburger Hafens, der Begegnungsstrecke bis BA 3, den NOK-Vorhäfen sowie aus BA 12 der WSV ist eine Überschreitung der EAC-Kriterien bei dieser Sedimentmischung nicht zu erwarten (Tabelle 4-25).

Vergleichend zu dem Niveau der Hintergrundbelastung mit EAC-Überschreitungen in den BZR 8 und 38 (Tabelle 4-26) zeigt das Baggergut ein ähnliches Niveau (Überschreitung des EAC-Kriteriums). Dementsprechend wird aufgrund der sehr ähnlichen Verhältnisse zwischen dem eingemischten Baggergut und dem Hintergrund nicht mit einer nachweisbaren Auswirkung durch die Verbringungen auf die EAC-Kriterien zu rechnen sein.

ERL

Eine Überschreitung des p,p'-DDE ERL-Kriteriums ist bei Annahme einer jährlichen Verbringung von bis zu 7,5 Mio. m^3 Baggergut nicht zu erwarten, da lediglich der ERL-Wert im Baggergut aus dem Köhlbrand, das in der Gesamtmenge mit 0,5 Mio. m^3 einen nur geringen Anteil ausmacht, überschritten wird (Tabelle 4-25). Somit ist auch nicht mit einer Überschreitung in den Sedimenten des VSB 730/740 und den übrigen BZR nach der Verbringung der Gesamtmenge zu rechnen.

Die Gehalte des p,p'-DDD überschreiten mit Ausnahme des BA 12 (Tabelle 5-21) in allen weiter stromaufwärts liegenden Baggerabschnitten das ERL-Kriterium mit den höchsten Gehalten im Baggergut aus der Delegationsstrecke und auch mit hohen Gehalten im Baggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK. Somit wird diese Überschreitung auch in 7,5 Mio. m^3 Baggergut zu finden sein (Tabelle 4-25).

Eine nachweisbare Erhöhung der Schadstoffgehalte wird nach den Verbringungen von 7,5 Mio. m^3 Baggergut in der Feinkornfraktion $< 63 \mu\text{m}$ (Tabelle 5-17) in den BZR 4_Uferbereich_Cux, 35_Grimmershörner Bucht und 54_Cux_Hafen aufgrund der hohen Mächtigkeiten an Baggergutablagerungen, die vom Modell berechnet worden sind, erwartet. Es ist davon auszugehen, dass diese Konzentrationserhöhung in der Feinkornfraktion sich auch in den

Gehalten des Gesamtsedimentes widerspiegelt. Eine Überschreitung kann somit nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Quecksilber weist in allen Baggerabschnitten und damit auch in der Gesamtmenge von 7,5 Mio. m³ bindigem Baggergut Gehalte auf, die oberhalb des ERL-Kriteriums von 0,15 mg/kg (Fraktion < 2 mm) liegen. Unabhängig von den Verbringungen weisen die Hintergrundgehalte in den Bilanzräumen ein Niveau auf, das um den ERL variiert und somit eine Überschreitung aufgrund der Baggergutverbringungen nicht ausgeschlossen werden kann (Tabelle 4-26).

Für das Spurenmetall Zink liegen sowohl die Konzentrationen des Baggerguts in der Gesamtmenge von 7,5 Mio.m³ als auch das der Hintergrundgehalte unterhalb des ERL, so dass hier keine Überschreitungen des ERL als Auswirkung der Verbringungen zu erwarten sind.

5.5.3 Ökotoxikologische Wirkungen

Mit der Verbringung von Baggergut auf Stellen im VSB 730/740 werden, wie in Kapitel 5.5.1 beschrieben, auch die im Baggergut enthaltenen Schadstoffe in einen weiter stromab gelegenen Bereich der Tideelbe (hier Außenelbe) verbracht. Diese am Baggergut haftenden Schadstoffe können in Abhängigkeit von der Korngröße und den Strömungsverhältnissen klein- oder großräumig um die Verbringstelle verteilt werden (siehe Kapitel 5.1 und 5.3). In Abhängigkeit von der Konzentration und Bioverfügbarkeit vorhandener Schadstoffe können belastete Sedimente ökotoxikologischen Wirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften haben. Die im Baggergut vorhandenen ökotoxikologischen Belastungspotenziale sind für die verschiedenen Baggerabschnitte in Kapitel 4.4 zusammenfassend dargestellt.

In diesem Abschnitt wird evaluiert, ob es in den Sedimenten um die Verbringstelle und in den weiter entfernten Bereichen der Nordsee und des Elbeästuars zu einer Betroffenheit durch eine Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials kommt. Um diese Abschätzung vorzunehmen, werden die Ergebnisse der Modellrechnungen der BAW zur Verteilung des Baggergutes in 66 Bilanzierungsräumen herangezogen (siehe Kapitel 5.1 und 5.3). Als maßgeblich für die ökotoxikologischen Betrachtungen wurde nicht die mittlere Auflagemächtigkeit der berechneten Sedimentablagerungen verwendet (wie bei den Schadstoffen), sondern es erfolgte eine Worst-Case-Betrachtung über die im Modell berechneten lokalen Maxima in den BLZ. Konkret wurde, wie in Kapitel 5.5.1 dargestellt, das 95%-Perzentil verwendet¹⁹. Mit diesem Vorgehen wird der schlechteste Fall abgebildet, denn diese Angaben zeigen die stellenweise konzentriert auftretende Auflagen innerhalb der Bilanzierungsräume an, auch wenn diese nur kleinräumig auftreten. Die ersten beiden von insgesamt 13 Berechnungsschnitten wurden nicht berücksichtigt, da sich das Material zu diesen Zeitpunkten noch vollständig bzw. fast vollständig auf dem Verbringbereich befand. Die ökotoxikologischen Betrachtungen erfolgten für die maximal berechneten Feinkornauflagen innerhalb der BLZ, die für die nachfolgenden 11 Zeitpunkte ermittelt wurden.

Da sowohl die Schadstoffe, als auch die damit einhergehenden Wirkpotenziale vorrangig am Feinmaterial des Sedimentes gebunden sind, wurde für die Beurteilung die Feinkornfraktion < 63 µm verwendet. Im Berechnungsmodell sind dies die Fraktionen „coarse silt“, „medium silt“ und „fine silt“. Die im BAW-Berechnungsmodell eingesetzte Sedimentmenge betrug

¹⁹ An nur 5 % der Gitterzellen eines Bilanzierungsraums wurde eine höhere Mächtigkeit berechnet (siehe Kapitel 0). Der Prognose werden die Ergebnisse des Modelllaufs V738_4_Quar_SG für den Zeitraum April bis Dezember zugrunde gelegt; konkret das Maximum der für jeden Zeitschritt berechneten 95%-Perzentile für die Feinkornfraktion (< 63 µm).

500.000 t. Die im Modelllauf enthaltene Masse an Feinkorn beträgt 179.837 t Feinsediment. Um eine Betrachtung für die Umlagerung der Baggergutmengen in Höhe von 7,5 Mio. m³ zu ermöglichen, wurde ein entsprechender Extrapolationsfaktor für eine Hochskalierung ermittelt. In Tabelle 5-22 sind die Eingangsparameter und der ermittelte Extrapolationsfaktor von 11,1 dargestellt.

Tabelle 5-22: Angaben zur Berechnung des Extrapolationsfaktors von den im Modell betrachteten Baggergutmengen auf 7.5 Mio. m³ unter Berücksichtigung der im Baggergut vorhandenen Feinkornfraktion < 63 µm

| Baggerbereiche | Volumen gesamt [m ³] | Masse gesamt [t] | Masse < 63 µm Fraktion [t] | Faktor basierend auf < 63 µm Fraktion |
|-----------------------------------------------------------|----------------------------------------|------------------------|----------------------------------|---------------------------------------------|
| KB & NE 7 + Begeg.-Str. inkl. BA 1 bis BA 3 + BA 12 + NOK | 7.500.000 | 5.082.100 | 1.493.663 | 11,1 |

Eine Übersicht über die betrachteten Baggergutmengen der verschiedenen Baggerabschnitte findet sich in Tabelle 5-23. Hier sind ebenfalls die für die jeweiligen Baggerabschnitte gemittelten Toxizitätsklassen gegenüber der limnischen und der marinen Biotestpalette angegeben, die in den Jahren 2016 bis 2019 ermittelt wurden. Die zu verbringenden Sedimente sind für eine Ablagerung im marinen Bereich vorgesehen, daher ist das Baggergut entsprechend dem Bewertungskonzept der BfG aus dem Jahr 2017 mittels der marinen Biotestpalette zu bewerten (Vermerk BfG/G3/210/1667).

Eigentlich sollte eine Mittelwertbildung bei der Betrachtung von Toxizitätsklassen vermieden werden, unter anderem auch damit erhöhte Belastungen nicht durch die Bildung eines Mittelwerts verloren gehen. Da es sich um ordinale Daten handelt, würde es sich anbieten, den Median zu verwenden. Da der Median der ökotoxikologischen Belastung gegenüber der marinen Biotestpalette für das gesamte Baggergut dann jedoch bei Toxizitätsklasse 0 liegen würde und zudem unterschiedlich große Baggergutmengen in den Baggergutbereichen mit unterschiedlichen Belastungspotenzialen zu betrachten sind, ist eine Verwendung des Medians in diesem Fall nicht zielführend. Mit den gemessenen Toxizitätsklassen wurde daher ein Mittelwert gebildet.

Angestrebt ist eine jährliche Verbringung von 7,5 Mio. m³ Baggergut aus verschiedenen Bereichen, für Details siehe Tabelle 2-1. Anhand der Baggergutmengen und der im Mittel vorhandenen ökotoxikologischen Belastung des Baggergutes wurde die ökotoxikologische Belastung für das Gesamtbaggergut bestimmt. Hierbei wurde der jeweils vorhandene Feinkornanteil in den Baggerbereichen berücksichtigt. Die für die BZR errechneten Toxizitätsklassen sind in Tabelle 5-23 angegeben. Die Angaben in der vorletzten rechten Spalte der Tabelle dienen nur zur Information über die parallel durchgeführten limnischen Untersuchungen. Für das gesamte Baggergut ergibt sich somit eine rechnerische marine Toxizitätsklasse von 0,33²⁰.

Um nun eine ökotoxikologische Bewertung vorzunehmen, sind die vorhandenen Belastungspotenziale mit den über das Baggergut eingetragenen Belastungen zu vergleichen. Jedoch liegen für die einzelnen Bilanzierungsräume keine expliziten ökotoxikologischen Untersuchungsdaten

²⁰ Wie in Kapitel 3.5.2 dargestellt sind die Toxizitätsklassen ordinal skaliert, sie werden den Klassen von 0 bis VI zugeordnet. Da bei den hier vorgenommenen Betrachtungen die Modellberechnungen berücksichtigt wurden und für diesen Sonderfall ein Mittelwert ermittelt wurde, war eine Verwendung der mit römischen Zahlen gekennzeichneten Toxizitätsklassen nicht möglich.

vor, mit denen eine Belastung im Bilanzierungsraum individuell vorgenommen werden kann. Zur Charakterisierung der Bereiche können jedoch die in der Systemstudie II (BfG 2014) zusammenfassend dargestellten ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse herangezogen werden. Bei diesen Untersuchungen lagen die ökotoxikologischen Belastungspotenziale der Oberflächensedimente im äußeren Ästuarbereich der Elbe und in der Deutschen Bucht fast durchgehend bei Toxizitätsklasse 0. In den folgenden Betrachtungen wird für das ökotoxikologische Belastungspotenzial der Sedimente im Betrachtungsbereich somit Toxizitätsklasse 0 (Toxizität nicht nachweisbar) angenommen (wieder in Sinne einer Worst-Case-Betrachtung).

Tabelle 5-23: Baggerabschnitte mit vorgesehenen Baggermengen und deren Massen sowie Mittelwerte der Toxizitätsklassen von 2016 bis 2019 für die einzelnen Baggerabschnitte und für das gesamte Baggermaterial

| Baggerbereiche | Fraktion <63 µm [%] | Volumen [m³] | Masse gesamt [t] | Masse <63 µm [t] | MW Tox.-Klasse limnisch 2016-2019 | MW Tox.-Klasse marin 2016-2019 |
|------------------------------------|---------------------------|------------------|------------------------|------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------------------|
| Köhlbrand | 60,1 | 500.000 | 314.900 | 165.275 | 1,2 | 1,3 |
| Norderelbe Blatt 7 | 62,3 | 500.000 | 312.700 | 171.325 | 1,6 | 1,1 |
| Begeg.-Strecke inkl. BA 1 bis BA 3 | 43,0 / 36,7 / 43,0 | 2.000.000 | 1.327.450 | 475.200 | 1,6 / 2,3 / 1,5 | 0,6 / 0,0 / 0,3 |
| BA 12 Osteriff | 17,1 | 3.500.000 | 2.508.450 | 320.513 | 0,0 | 0,0 |
| NOK (elbs. Vorhäfen) | 65,7 | 1.000.000 | 618.600 | 361.350 | 0,0 | 0,3 |
| Baggergut gesamt* | 36,4 | 7.500.000 | 5.082.100 | 1.493.663 | 0,60 | 0,33 |

Wie bei den Betrachtungen zu den Schadstoffen (Kapitel 5.5.1) erfolgten die Betrachtungen für die Ökotoxikologie ebenfalls für die Bereiche (und darin enthaltenen Bilanzierungsräume) vor Cuxhaven und Otterndorf, Medemgrund, nördliche Schleswig-Holsteinischen Watten, Neufelder Sand und die Bereiche vor Brunsbüttel (siehe Tabelle 5-24).

In Tabelle 5-24 sind die Ergebnisse für ausgewählte Bilanzierungsräume im Betrachtungsbereich aufgeführt. Dargestellt sind hier die Bereiche in denen die höchsten Auflagen für die Feinkornfraktion < 63 µm erwartet werden. Für die Flächen in den nicht dargestellten Bilanzierungsräumen zeigen die Modellbetrachtungen nur sehr begrenzte Ablagerungen die flächenhaft meist < 1 kg/m² betragen. In Tabelle 5-24 sind die maximalen Auflagen der Modellrechnung für das aus dem Gesamtbaggergut eines Jahres extrapolierten Werte dargestellt. Die in der Tabelle angegebenen Auflagemassen in kg/m² können grob in Auflagestärke in mm/m² übertragen werden. Die höchsten Beaufschlagungen werden im Modell für diese Bilanzierungsräume BLZ 54 Cuxhaven Haven mit 26 cm Auflagehöhe, BLZ 35 Grimmershörner Bucht mit 21 cm Auflagehöhe, BLZ 8 Tideelbe vor Brunsbüttel mit 14 cm Auflagehöhe und BLZ 4 Uferbereich vor Cuxhaven mit 7 cm Auflagehöhe erwartet. Nicht dargestellt sind hier die Auflagemengen/-höhen direkt auf der Verbringstelle im Polygon 64 mit der Bezeichnung VS738_5. Dass es auf diesem Bereich anfangs zu einer Auflage von Feinmaterial kommt, ist selbstverständlich. Allerdings ist die Auflage ab Zeitpunkt 10 nur noch sehr gering, da das Material fast vollständig verdriftet ist.

Tabelle 5-24: Ausgewählte Bilanzierungsräume mit den ermittelten Auflagen in kg/m² (≅ mm/m²) und Hochskalierung der Auflagen für 7,5 Mio. m³ Baggergut. In den beiden rechten Spalten sind die aus den Auflagen errechneten Toxizitätsklassen aufgeführt (für Tox.-Kl. 0,3 und I)

| Nr. BZR | Bezeichnung Bilanzierungsraum | Fläche des Polygons [m ²] | max. Auflage Feinkorn < 63 µm [kg/m ²] | max. Auflage Feinkorn < 63 µm (für 7,5 Mio m ³ BG) [kg/m ²] [mm/m ²] | Tox.-Klasse berechnet f. Oberflächensediment (øBG Tox.-Klasse 0,33) | Tox.-Klasse berechnet f. Oberflächensediment (øBG Tox.-Klasse I) |
|---------|-------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| 2 | Duhner Watt | 40.500.569 | 0,43 | 4,7 | 0,01 | 0,02 |
| 3 | Medemgrund | 34.775.549 | 0,39 | 4,3 | 0,01 | 0,02 |
| 4 | Uferbereich Cuxhaven | 3.605.115 | 5,94 | 65,7 | 0,11 | 0,33 |
| 8 | Tideelbe vor Brunsbüttel | 6.222.816 | 12,59 | 139,4 | 0,23 | 0,70 |
| 11 | Uferbereich SH Watten | 15.614.093 | 0,12 | 1,4 | 0,00 | 0,01 |
| 12 | SH Watten nördlich | 104.185.613 | 0,32 | 3,6 | 0,01 | 0,02 |
| 13 | Scharhoern | 3.912.655 | 0,19 | 2,1 | 0,00 | 0,01 |
| 25 | Hamburgisches Wattenmeer SO | 70.745.195 | 0,25 | 2,8 | 0,00 | 0,01 |
| 32 | Tideelbe vor Otterndorf | 35.295.855 | 0,83 | 9,2 | 0,02 | 0,05 |
| 34 | Neufelder Sand | 20.083.359 | 0,83 | 9,1 | 0,02 | 0,05 |
| 35 | Grimmershörnbusch | 1.217.340 | 18,94 | 209,8 | 0,33 | 1,00 |
| 37 | Medemgrund S | 17.081.450 | 0,11 | 1,2 | 0,00 | 0,01 |
| 39 | Uferbereich SH-Watten | 3.631.954 | 0,27 | 3,0 | 0,00 | 0,01 |
| 41 | Untereelbe_Niedersachsen | 42.073.591 | 0,42 | 4,6 | 0,01 | 0,02 |
| 51 | Fahrwasser km 732.5-735.5 | 4.046.860 | 0,11 | 1,2 | 0,00 | 0,01 |
| 53 | Uferber. Otternd. Ostemündung | 28.196.155 | 0,16 | 1,8 | 0,00 | 0,01 |
| 54 | Cuxhafen Hafen | 924.463 | 23,36 | 258,7 | 0,33 | 1,00 |
| 63 | Neuwerk | 3.592.402 | 0,65 | 7,2 | 0,01 | 0,04 |

Um die potenzielle Belastung abzuschätzen, wird als bioverfügbare Sedimentschicht eine Schichtstärke von 20 cm angenommen, die für Biota verfügbar ist. Anhand der Baggergutaufgaben und der darunter liegenden unbelasteten Sedimentschichten erfolgte für die obersten 20 cm der Sedimentoberfläche eine Prognose für die zu erwartende Toxizitätsklasse. Diese Berechnung wurde unter der Annahme durchgeführt, dass das verdriftete Material eine Toxizitätsklasse von 0,33 bzw. eine Toxizitätsklasse von I²¹ hat. Da keine umfassenden Daten zur öko-toxikologischen Sedimentbelastung der 66 Bilanzierungsräume vorlagen, wurde die Betrachtung wieder für den schlechtesten Fall (Worst-Case-Betrachtung) vorgenommen, d. h. die Sedimentbelastung für der beaufschlagten Oberflächensedimente wurde mit Toxizitätsklasse 0 angenommen. Über das Mischungsverhältnis der abgelagerten Feinkornanteile (gemäß Modellberechnungen) mit dem vorhandenen Oberflächensediment wurden die entsprechend zu erwartenden Toxizitätsklassen ermittelt. Die sich daraus ergebenden Toxizitätsklassen sind in den beiden rechten Spalten von Tabelle 5-24 aufgeführt. Für die übrigen Bilanzierungsräume ist eine Wirkung aufgrund der geringen Auflage nicht abzuleiten. Die errechnete Auflage beträgt in diesen BLZ selbst nach Hochskalierung auf 7,5 Mio. m³ maximal < 1 kg/m² bzw. < 1 mm.

Die Bilanzierungsräume mit den größten Auflagen sind in Abbildung 5-17 dargestellt und farblich hervorgehoben.

²¹ Da die über das Modell errechnete Toxizitätsklasse 0,3 keine Klasse ist die dem ordinal skalierten Bewertungssystem entspricht und um eine deutlichere Kontrastierung zu ermöglichen, wurde für die Berechnung der erwarteten toxikologischen Belastungspotenziale sowohl mit der rechnerisch ermittelten Toxizitätsklasse 0,3 als auch mit der Toxizitätsklasse I durchgeführt.

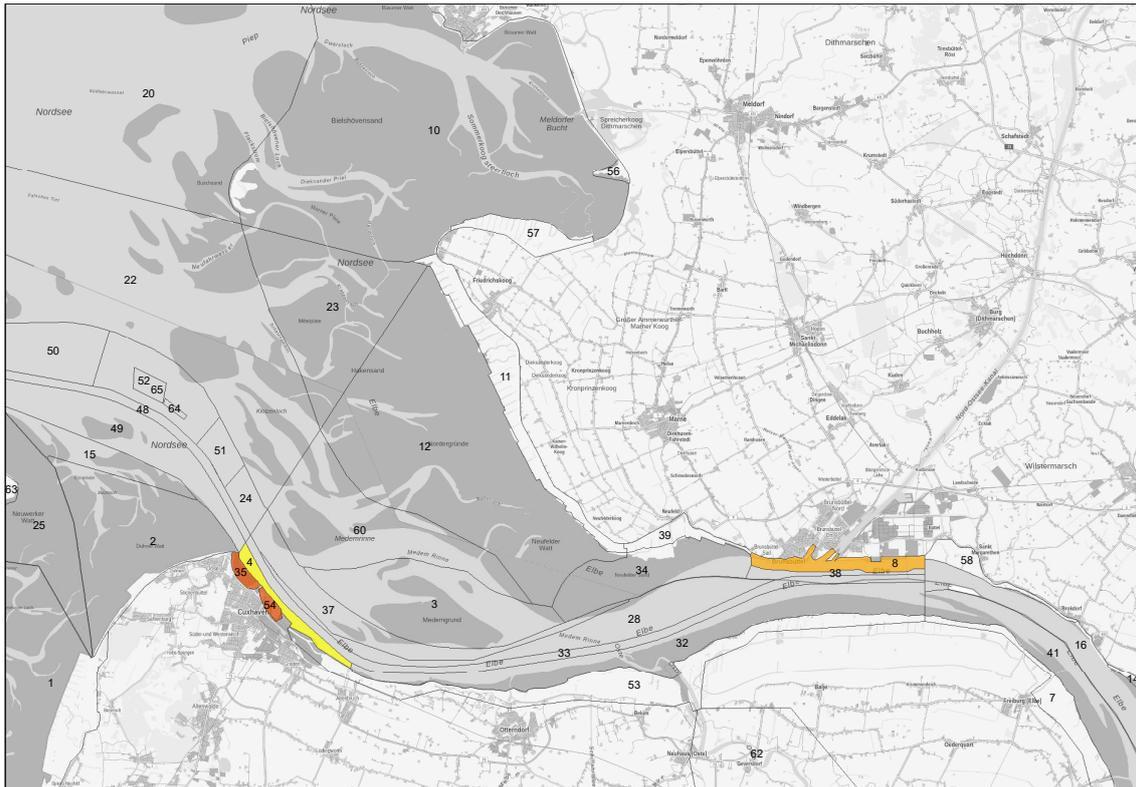


Abbildung 5-17: Darstellung der Bilanzierungsräume mit erhöhten Auflagen in der Deutschen Bucht und der Tideelbe bis St. Margarethen. Farblich hervorgehoben die für die Bereiche errechneten Toxizitätsklassen gem. Tabelle 5-24

Da die durchschnittliche Belastung im zu verbringenden Baggergut nicht hoch ist, ist auch in den Bilanzierungsräumen mit den größten Auflagemächtigkeiten eine nachweisbare Erhöhung des ökotoxikologischen Potenzials im Oberflächensediment nicht zu anzunehmen. Wird für die Betrachtungen die ermittelte durchschnittliche Toxizitätsklasse von 0,33 herangezogen, können sich in den Bereichen mit den höchsten Auflagen maximal diese Belastungspotenziale ergeben. Gleiches gilt für eine Betrachtung mit einer angenommenen Toxizitätsklasse von I. Die maximalen Belastungen würden in BZR 35 Grimmershörn Bucht und BZR 54 Cuxhaven Hafen erwartet werden.

Eine messtechnisch nachweisbare Erhöhung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials wird bei der Durchführung der Verbringung des Baggergutes für ein Jahr in keinem der Bilanzierungsräume erwartet. Des Weiteren ist in der Realität damit zu rechnen, dass nicht nur Baggergut sondern auch Hintergrundsedimente an gleicher Stelle zur Ablagerung kommen und diese weisen ein geringeres Belastungspotenzial auf. Dies würde das errechnete ökotoxikologische Belastungspotenzial weiter verdünnen.

Die vorgenommenen Betrachtungen zu den ökotoxikologischen Belastungspotenzialen beziehen sich auf 7,5 Mio. m³ Baggergut, also auf die für ein Jahr vorgesehene Baggergutmenge. Für eine Betrachtung einer Verbringdauer von fünf Jahren lassen sich die Ergebnisse der Modellierungen zu den Mächtigkeiten der Auflagen nicht einfach durch Multiplikation mit dem Faktor 5 (entsprechend eines Betrachtungszeitraums von 5 Jahren) erweitern. Hierfür gibt es verschiedene Gründe.

Die anzunehmenden Auswirkungen einer Verbringung über fünf Jahre können qualitativ nur grob abgeschätzt werden. Grundsätzlich erfolgt durch eine Verlängerung der Verbringung eine entsprechend höher Schadstofffracht. Da die gemittelte ökotoxikologische Belastung des Baggergutes nicht erheblich höher ist als die Belastung in den Oberflächensedimenten der BLZ, und es über die verlängerten Zeiten zudem zu einer weiteren Verteilung der Belastungen im System kommt, ist eine wesentliche Verschlechterungen der ökotoxikologischen Belastungssituation nicht abzuleiten.

Zusätzlich zu den modellierten Sedimentations- und Verteilungsvorgängen-Modell wären auch kleinräumige Sedimentdynamiken mit Material der unmittelbaren Umgebung zu berücksichtigen. Dies würde zu einer Reduktion von potenziellen Belastungserhöhungen führen. Auch erfolgt ein stoffspezifischer Phasenübergang der Belastungen vom Feinkorn in die Wasserphase und für einige Kontaminanten eine biotische Metabolisierung (d. h. ein Abbau oder eine Transformation). Diese beiden Prozesse lassen sich jedoch nicht detailliert quantifizieren, zumal sie stoffspezifisch sehr unterschiedlich sind.

Aufgrund der oben genannten Aspekte ist mittelfristig eine großräumige Verschlechterung des Belastungspotenzials in den Sedimenten der Bilanzierungsräume nicht zu erwarten. Ohnehin ist nach dem Modell nur für die Bereichen Grimmershörner Bucht BLZ 34, Cuxhaven BLZ 54, Tideelbe vor Brunsbüttel BLZ 8 und Uferbereich Cuxhaven BLZ 4 ein vermehrter Eintrag von Feinkornpartikeln anzunehmen, zudem werden die beiden letzteren BLZ regelmäßig unterhalten. Ein Einfluss durch eine langjährige Verbringung von Baggergut auf den Verbringstellenbereich kann daher zwar nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, eine messtechnisch nachweisbare Verschlechterung der Belastungssituation in den Oberflächensedimenten wird aufgrund der oben genannten Aspekte jedoch nicht angenommen. Zur Überprüfung der Situation wird dennoch ein entsprechendes Monitoring empfohlen.

Unabhängig von einer Nachweisbarkeit der ökotoxikologischen Belastung erfolgt mit der Verbringung des Baggerguts ein Transport der im Baggergut vorhanden Schadstoffe stromab Richtung Nordsee und in die angrenzenden Watten. Grundsätzlich sollten Einträge nach Möglichkeit so gering wie erforderlich gehalten werden. Sollte es möglich sein, die Baggergutmengen der höher belasteten Baggerabschnitte zu reduzieren, wäre dies aus ökotoxikologischer Sicht zu begrüßen.

5.5.4 Bioakkumulation

Es ist bekannt, dass es einen Zusammenhang zwischen Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und benthischen Organismen gibt. Allerdings können anhand von Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten bislang keine Schadstoffkonzentrationen in Organismen abgeleitet werden, da Informationen zur Bioverfügbarkeit der Schadstoffe im Sediment in der Regel fehlen (Mayer et al. 2014). So wird mit Hilfe der konventionellen Analytik von Sediment zwar die Konzentration von Schadstoffen in der Sedimentprobe z. B. in mg/kg Trockensubstanz oder in mg/kg TOC bestimmt. Davon ist jedoch nur ein Teil bioverfügbar, d. h. nur dieser Teil ist toxikologisch effektiv und kann auch von den Organismen aufgenommen werden. Derzeit ist es daher noch nicht möglich, Schadstoffkonzentrationen in Biota anhand von (konventionell bestimmten) Konzentrationen in Sedimenten und/oder Baggergut zu prognostizieren.

Darüber hinaus ist eine stichhaltige Auswirkungsprognose der Verbringung von Baggergut nicht möglich, da sich das Bindungsverhalten der Schadstoffe an die Sedimentpartikel und damit deren Bioverfügbarkeit beispielsweise durch Oxidation und Resuspension des Baggergutes

während oder infolge der Verbringung ändern können. Dies kann dazu führen, dass Schadstoffe, die am Entnahmeort so fest an das Sediment gebunden waren, dass sie für die Organismen nicht toxikologisch verfügbar waren, an der Verbringstelle zu toxischen und bioakkumulativen Effekten führen können. Die Faktoren, die zu Änderungen in der Bioverfügbarkeit führen, sind äußerst komplex und unter anderem von dem betrachteten Schadstoff, dem Baggergut, dem Baggervorgang und dem Baggerverbringvorgang, der Verbringstelle und deren hydrologischen Bedingungen abhängig. Änderungen in der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen infolge von Baggergutverbringungen sind nur unzureichend untersucht. In der Tideelbe kommt erschwerend hinzu, dass es sich hier um ein hochkomplexes dynamisches System handelt, in dem es auch natürlicherweise, z. B. durch die Tide, zur Resuspension und Verdriftung von Sediment kommt, was wiederum auch zu Veränderungen in der Schadstoffverfügbarkeit führen kann. Durch die Resuspension von Baggergut in der Wasserphase können neben benthischen Organismen vor allem auch filtrierende Organismen (z. B. Muscheln, einige Polychaeten) potenziell vermehrt Schadstoffe aufnehmen, die an Sediment- bzw. Schwebstoffpartikel gebunden sind.

Die Recherche der Monitoringprogramme Dritter (siehe Kapitel 4.4.4) hat gezeigt, dass es vereinzelt Daten zur Schadstoffbelastung von Biota in verschiedenen BZR in dem betroffenen Gebiet gibt. In keiner der Monitoringprogramme werden allerdings parallel Sedimente auf ihre Schadstoffbelastungen untersucht. Die FGG Elbe und das Land Schleswig-Holstein haben jeweils in 2016 Messprogramme durchgeführt und Schadstoffkonzentrationen in Fischen und Muscheln an Stationen bestimmt, die in BZR liegen. Die FGG Elbe und das Land Schleswig-Holstein haben in 2021 erneute Monitoringprogramme geplant, deren Ergebnisse künftig in Bezug auf die Baggergutverbringungen bewertet werden sollen. Mehrjährige Datenreihen für jeweils einen Standort liegen von der UPB für die Eier der Silbermöwe/Insel Trischen und die Aalmutter/Meldorfer Bucht vor. Sowohl zeitliche und räumliche Unterschiede der Schadstoffbelastung im betrachteten Bereich können derzeit nur für die Eier des Austernfischers und der Flusseeeschwalbe (TMAP und WSV) sowie für die Nordseegarnele (HPA/Tonne E3) bewertet werden. In allen dargestellten Programmen zum Monitoring von Schadstoffen in Biota fehlen jedoch vergleichende Daten zur Schadstoffbelastung in den Sedimenten der jeweils untersuchten Stationen. Im Ems-Dollart-Ästuar konnten Eggens & Bakker (2001) einen Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung in Sedimenten, in den Polychaeten *Nereis diversicolor* und in Eiern von Austernfischern zeigen, wobei *N. diversicolor* die Hauptnahrungsquelle für Austernfischer in diesem Gebiet ist. Abgesehen davon fehlen häufig Informationen zur Schadstoffbelastung verschiedener Vertreter einer Nahrungskette.

Bei der Bewertung von Bioakkumulationsdaten muss darüber hinaus berücksichtigt werden, dass die Bioakkumulation von vielen biotischen (z. B. Spezies, Gewebe, Lipidgehalt, Alter) und abiotischen Faktoren (z. B. ortsspezifische Wasserqualität wie Wasserhärte oder pH) abhängig ist. Eine vergleichende Bewertung verschiedener Monitoringprogramme ist häufig nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich, da beispielsweise verschiedene Spezies, Gewebe oder Analyten untersucht wurden. Auch Unterschiede in der chemischen Analyse der Umweltschadstoffe durch z. B. unterschiedliche Bestimmungsgrenzen in verschiedenen Laboren oder andere Messgeräte/-verfahren können zu Unsicherheiten bei der vergleichenden Bewertung verschiedener Monitoringprogramme führen.

5.6 Fauna

5.6.1 Makrozoobenthos

Zu Auswirkungen von Sedimentverbringungen auf das Makrozoobenthos liegen eine Vielzahl unterschiedlicher Untersuchungen vor (z. B. Newell et al. 1998; Essink 1999). Zusätzlich wurden in der BfG im Rahmen von HABAK-WSV Untersuchungen Studien in der Ems, Elbe, Weser und Jade durchgeführt (z. B. Leuchs & Nehring 1996; BioConsult & Universität Bremen 1998; BioConsult 2000, 2002; BfG 1999, 2001, 2003), so dass Aussagen über mögliche Wirkungen von Baggergutverbringungen auch anhand dieser umfangreichen Datenbasis ohne weitere Untersuchungen möglich sind.

Das auf den Verbringstellen und dem Verdriftungsbereich lebende Makrozoobenthos kann durch die Baggergutverbringungen sowohl direkt als auch indirekt beeinträchtigt werden.

Auswirkungen durch Überdeckung des MZB

Negative Auswirkungen durch Überdeckung mit Sediment sind insbesondere bei sessilen und endobenthischen Arten zu erwarten. Je nach Überdeckungshöhe kann u. U. ein großer Teil der Individuen vernichtet werden, was zu einer sichtbaren Verringerung der Besiedlungsdichten führt. Die Empfindlichkeit gegenüber einer Überdeckung ist artspezifisch (Bijkerk 1988) und die tolerierbare Überdeckungshöhe kann je nach Art von wenigen Millimetern bis zu einem Meter reichen. Als wenig tolerant gilt z. B. die im BZR 2 und 25 vorkommende Miesmuschel (*Mytilus edulis*), die dort in Form von eulitoralen Muschelbänken vorkommt. Andere Arten, wie die auch in der Unter- und Außenelbe präsenten Vielborster (*Marenzelleria viridis*, *Marenzelleria wireni*), können Überdeckungen bis zu mehreren Dezimetern überstehen. Auch Flohkrebsgattung *Bathyporeia* kann Sedimentüberdeckungen von mehreren Zentimetern gut 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 natürlich bedingte Sedimentumlagerungen die Regel, was die hohe Toleranz der dort vorkommenden Art gegenüber dieser Art von Störung unterstreicht.

Bei häufigen Sedimentüberdeckungen werden die Überlebensraten und das Wiederbesiedlungsgeschehen vor allem durch die Abstände zwischen den Umlagerungen und das Ausmaß einer potenziellen Dauersedimentation bestimmt. Die Toleranz der Lebensgemeinschaften gegenüber ständigen Verschüttungen ist wesentlich geringer als bei einmaliger Sedimentüberdeckung. Übersteigt die Sedimentationsrate die Kriechgeschwindigkeit der Tiere bzw. deren Fähigkeit, das einrieselnde Sediment wegzublasen, so können Sedimentauflagen geringer Mächtigkeit, die bei einmaliger Überdeckung noch toleriert werden, bereits letale Folgen haben. Maximal tolerierbare Sedimentationsraten streuen je nach Art und Sedimenttyp zwischen < 2 cm/Monat und bis zu >25 cm/Monat. Für Sandüberdeckung liegen die meisten Toleranzgrenzen im Bereich von 15 - 20 cm/ Monat (Bijkerk 1988).

Auswirkungen durch Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Die meisten Muscheln reagieren auf erhöhte Schwebstoffgehalte mit einer Abnahme der Filtrationsleistung, durch Verringerung der Filtrationsrate oder nur zeitweiliger Filtration bis hin zur Einstellung der Filtration und damit auch der Nahrungs- und Sauerstoffaufnahme. Als Folge geht das Wachstum zurück, die Tiere verlieren an Gewicht. Der Richtwert für Schwebstoffgehalte, ab denen es zu einer Verminderung der Filtrierleistung und Wachstumseinschränkungen kommen kann, liegt bei *M. edulis* bei einem Schwebstoffgehalt von 80 mg/l, bei 150 mg/l

kommt es zu einer starken Einschränkung der Nahrungsaufnahme und bei 250 mg/l ist *M. edulis* nicht mehr überlebensfähig (Collinson & Rees 1978). *M. edulis* ist im Vergleich zu anderen filtrierenden Muschelarten empfindlicher gegenüber hohen Schwebstoffgehalten.

Der Vergleich der berechneten Erhöhung für die Schwebstoffgehalte infolge der Verbringung von Baggergut für verschiedene Bilanzierungsräume aus den Modellberechnungen ergab, dass es vorhabensbedingt zu einer Überschreitung des Richtwerts von 80 mg/l im Bereich des Duhner Watt (BZR 2) und in den Bereichen BZR 12, 15, 22, 49 und 50 im Winterhalbjahr kommt. In diesen Bereichen kann es infolge der Sedimentverbringung zu einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte mit einer Überschreitung des oben genannten Richtwertes kommen, bei dem es zu einer Verringerung des Wachstums von *M. edulis* kommen kann. *M. edulis* kommt vor allem im BZR 2 in ausgedehnten Miesmuschelbänken im Eulitoral vor, während in den BZR 12 und 22 bisher keine *M. edulis*-Vorkommen nachweisbar waren. In den sublitoralen Bereichen BZR 15, 49 und 50 könnte *M. edulis* vorkommen, Nachweise über dortige Vorkommen sind aber nicht bekannt und aufgrund der hohen Sedimentdynamik in diesen Bereichen eher unwahrscheinlich. Im Bereich BZR 53 ist bekannt, dass dort *M. edulis* vorkommt (Bio-Consult 2015). *M. edulis* ist in diesem Bereich vor allem mit Buhnen und Steinschüttungen assoziiert. Die Individuen heften sich dabei vor allem an die Steine an, können aber auch im umgebenden Sediment vorkommen. Solche Assoziationen von *M. edulis* mit Steinschüttungen und Buhnen sind z. B. aus der Weser bekannt und auch für die Tideelbe zu erwarten.

Trotz der Überschreitung des Richtwerts von 80 mg/l (ab dem es bei *M. edulis* zu einer Verringerung der Filtrationsaktivitäten kommen kann) in einigen BZR ist, wenn überhaupt, nur mit einer geringen Beeinträchtigung dieser Art zu rechnen. Die Überschreitung des Richtwerts von 80 mg/l war in den meisten Fällen gering. So kommt es im BZR 2, in dem vor allem ausgedehnte Miesmuschelbänke vorkommen, zu einer Überschreitung von gerade einmal etwas mehr als 10 mg/l. Die Überschreitung des Richtwerts liegt vor allem an der dort vorkommenden hohen Hintergrundtrübung von 72 mg/l. In allen BZR, in denen es zu einer Überschreitung des 80 mg/l Richtwerts kam, war vor allem die erhöhte Hintergrundtrübung aus den Modellberechnungen Ursache für die Überschreitung des Richtwerts (die Hintergrundtrübung lag zwischen 67 und 110 mg/l). Die Überschreitungen des Richtwerts sind nicht dauerhaft zu erwarten, sondern nur periodisch im Verlauf der Umlagerungsaktivitäten und dann auch nur im Winterhalbjahr. Da die Überschreitung des 80 mg/l-Richtwerts nur im Winterhalbjahr zu erwarten ist, wird auch eine der Folgen der Richtwertüberschreitung, die Verringerung der Sauerstoffaufnahme, abgemildert.

Auswirkungen durch eine veränderte Sedimentzusammensetzung bzw. erhöhte Beaufschlagungsmenge

Ein wichtiger Faktor für die Veränderung von Benthoslebensgemeinschaften an Verbringstellen ist die Veränderung der Sedimenteigenschaften (z. B. Korngrößenverteilung) als Folge der Verbringungsaktivitäten. Das typische Sohl sediment im VSB 730/740 ist Sand. Infolge der Baggergutverbringung wird es auf Verbringstellen weiterhin ein sandiges Sedimentinventar aus unterschiedlichen Anteilen Fein- und Mittelsand geben; lokal kann es auch eine vorübergehende Vergröberung durch grobsandige oder kiesige Sedimente geben. Bindige Baggergutanteile werden rasch verdriften, mit einer dauerhaften Verfeinerung der Gewässersohle ist nicht zu rechnen. Eine strukturelle Veränderung der bodenlebenden Wirbellosengemeinschaft kann damit im Bereich der Verbringstelle ausgeschlossen werden.

In den anderen BZR ist ebenfalls nicht mit einem Substratwechsel zu rechnen, da es - wenn überhaupt - nur zu einer geringmächtigen Ablagerung von feinkörnigen Sedimenten kommen kann, die entweder rasch erodiert oder von sandigem Sediment überlagert bzw. eingemischt werden. Großräumig werden zudem feinkörnige Baggergutanteile auch nur auf Flächen zur Ablagerung kommen, auf denen sich bereits feinkörnige Hintergrundsedimente mit ähnlichen Sinkgeschwindigkeiten ablagern würden. Mit einer Verfeinerung des Sedimentinventars ist daher nicht zu rechnen und insofern auch nicht mit einer Veränderung des Arteninventars der Makrozoobenthosfauna.

Regeneration der Benthosfauna

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

Fazit

Die vorkommenden Makrozoobenthosarten in den Betrachtungsräumen sind entweder an eine erhöhte Gewässertrübung angepasst, was vor allem für die Makrozoobenthosarten in der Fahrrinne des Elbeästuars und der Randbereiche zur Fahrrinne gilt, oder die Trübungserhöhung ist so gering, dass nur von vernachlässigbar geringen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (hier insbesondere die Miesmuschel als sensibelster Vertreter dieser Artengruppe) ausgegangen wird. Gleiches gilt für verbringungsbedingte lokale Sedimentüberdeckungen von Makrozoobenthosarten. Auch im Bereich von Elbe-km 730 bis Elbe-km 733, wo ausschließlich nichtbindiges Baggergut verbracht werden soll, kann es zu Individuenverlusten durch Überdeckung kommen. Diese wirken sich jedoch nicht auf den Erhaltungszustand der dort vorkommenden Makrozoobenthoslebensgemeinschaft aus, so dass auch hier nur von geringfügigen Auswirkungen ausgegangen wird. Die hohe Dynamik der Sedimentbewegung (vgl. Kapitel 4.2) in diesem Bereich verhindert außerdem, dass sensible Arten hier leicht siedeln und auf Dauer überleben können.

5.6.2 Fische und Neunaugen

Für zur Verbringung von Baggergut genutzte Gewässerbereiche werden gelegentlich reduzierte Bestandsdichten von Fischen beschrieben (z. B. Haesloop 2004). Grundsätzlich sind im VSB 730/740 folgende Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen möglich (vgl. auch Haesloop 2004 und BfG 2008):

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

Während der Fahrt und insbesondere beim Entladen stören und vertreiben Baggerschiffe Fische und Neunaugen. In gewissem Umfang ist - ähnlich wie bei Vögeln und Meeressäugern (s. u.) - mit Gewöhnungseffekten zu rechnen. Für einzelne Arten und Altersstadien ist auch ein gezieltes

Aufsuchen von Trübungswolken verbrachten Baggergutes beobachtet worden, welches vermutlich mit der Suche nach umgelagerten Nahrungsorganismen oder der Feindvermeidung in Zusammenhang steht. Durch Überdeckung sind im VSB 730/740 potenziell junge Plattfische (insbes. Schollen) und wenig mobile Kleinfische wie z. B. Steinpicker betroffen. Gleichfalls sind Beeinträchtigungen und Veränderungen (aufgrund veränderter Sedimentzusammensetzung) des Angebotes einiger Nahrungsorganismen möglich (Kapitel 5.6.1). Gesundheitsschäden von Fischen durch zeitweilig erhöhte Schwebstoffgehalte, z. B. durch zeitweilig verstopfte Kiemen, sind im Wattenmeer mit seiner an zeitweilig sehr hohe Trübungen gut adaptierten Fischfauna offenbar weitgehend auszuschließen. Darauf deuten u. a. Ergebnisse von Befischungen in Trübungsfahnen von jeweils unmittelbar vor Befischungsbeginn in die Jade eingebrachten Baggergutmengen hin, bei denen ausschließlich unversehrte Fische gefangen wurden (BioConsult 2001). Freisetzen von Schad- und Nährstoffen sowie zunehmende Sauerstoffzehrungen werden im VSB 730/740 nur in sehr geringem Umfang erwartet (s. Kapitel 5.4.1), so dass dadurch Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen nicht zu erwarten sind.

Alle genannten Effekte sind, auch bei zeitweilig wechselnder Auswahl konkreter Verbringstellen innerhalb des VSB 730/740, als lokal begrenzt auftretende Phänomene anzusehen. Vergleichbare, von Verbringungen nicht beeinflusste Habitate sind in den Küstengewässern/Wattenmeer großflächig vorhanden, so dass Auswirkungen auf Bestandsebene der vorkommenden Fisch- und Neunaugenarten nicht zu erwarten sind. Dementsprechend werden auch in der Systemstudie II der BfG (BfG 2014) für Baggergutverbringung in Bereiche stromab der maximalen Trübungszone wie z. B. in den VSB 730/740 keine oder nur sehr geringe negative Auswirkungen auf die Fischfauna prognostiziert.

Diese Aussagen gelten auch für die in Kapitel 4.5.2 genannten gefährdeten Arten, die hinsichtlich ihrer Erhaltungszustände und Entwicklungsmöglichkeiten durch Verbringung in den VSB 730/740 aller Voraussicht nach ebenfalls nicht beeinträchtigt werden.

5.6.3 Meeressäuger

Besonders sensible Zeiten für Robben sind die Wurf- und Säugezeit und die Zeit des Haarwechsels. Seehunde werfen in den Monaten Juni und Juli und ihr Haarwechsel findet in den Monaten August und September statt (Vogel 2000). Bei Kegelrobben liegt die Wurfzeit in den Monaten November bis Januar und der Haarwechsel findet in den Monaten März und April statt (Basseur et al. 2015). Seehundwelpen werden vier bis sechs Wochen gesäugt (Burns 2009), junge Kegelrobben 18 Tage (Hall & Thompson 2009). Während Seehundwelpen nach der Geburt direkt schwimmfähig sind, müssen junge Kegelrobben die ersten zwei bis drei Wochen nach ihrer Geburt an Land verbringen, da sie nach der Geburt zunächst noch ihr wasserdurchlässiges Embryonalfell (Lanugo) tragen (Koschinski 2007). Zur Zeit des Haarwechsels suchen die Tiere häufiger als sonst Liegeplätze auf, da die UV-Strahlung die für das Haarwachstum erforderliche Vitamin-D-Produktion ermöglicht (Vogel 2000). Ebenso werden zur Säugezeit vermehrt Liegeplätze aufgesucht (Thompson et al. 1994). Seehunde und Kegelrobben verbringen durchschnittlich etwa 30 % ihrer Zeit auf den Liegeplätzen, die übrige Zeit sind sie im Wasser (Gilles et al. 2007).

Störungen und Beeinträchtigungen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen können im Zuge der Verbringstätigkeit durch verschiedene Faktoren hervorgerufen werden. Im Folgenden werden Wirkfaktoren genannt und es wird abgeschätzt, wie stark deren Auswirkungen für die o. g. Meeressäuger sind.

Wirkfaktor Vergrämungen durch Baggerschiffe durch Annäherung und Lärm

Auf den Liegeplätzen gilt der Schiffsverkehr als eine der häufigsten Störungsursachen für Robben (Schwarz & Heidemann 1994). In welcher Art und wie stark die Tiere auf ihren Liegeplätzen auf eine Störung reagieren, ist abhängig von diversen Faktoren, wie zum Beispiel der Art der Störquelle, Jahreszeit und Witterung (Vogel 2000). Wenn Tiere Junge haben, ist die Störeffektivität besonders hoch (Koschinski 2007). Auch vorausgegangene Störungen entscheiden maßgeblich über Art und Stärke der Reaktion der Tiere, da durch Gewöhnung Reaktionen deutlich schwächer ausfallen als bei Tieren, die mit der entsprechenden Störung noch nicht konfrontiert waren, oder ganz ausbleiben können (Vogel 2000). Eine leichte Reaktion auf eine Störung auf einem Liegeplatz ist das Heben des Kopfes einzelner oder mehrerer Tiere. Stärkere Reaktionen sind das Flüchten einzelner oder mehrerer Tiere an die Wasserkante oder ins Wasser (Vogel 2000). Schnelle Motorboote können schon in 2 km Entfernung eine Reaktion auf den Liegeplätzen hervorrufen (Vogel 2000), während bei langsam fahrenden Baggerschiffen selbst bei Distanzen von etwa 200 m ein Gewöhnungseffekt eintreten kann, so dass die Tiere kaum reagieren (Bach 1997). Müssen die Tiere aufgrund einer Störung häufig ins Wasser robben, tragen sie nicht selten Bauchwunden davon, die sich entzünden können und nicht mehr ausheilen. Mutter-Kind-Paare können beim fluchtartigen Robben ins Wasser getrennt werden. Diese Trennung kann dauerhaft oder zeitlich begrenzt sein (Vogel 2000). In letzterem Fall kann die auf die Niedrigwasserphase begrenzte Säugezeit so stark reduziert werden, dass sich die Sterblichkeit von Jungtieren im 1. Lebensjahr erhöht (Vogel 1994). Da die nächstgelegenen von Seehunden und Kegelrobben genutzten Wattflächen in einer Entfernung von ca. 1.500 m zu der Verbringfläche liegen, sind relevante Vergrämungen auf den Liegeplätzen durch die Annäherung von Baggerschiffen äußerst unwahrscheinlich.

Baggerschiffsbewegungen und der Verklappungsvorgang erzeugen Unterwasserschallemissionen. Geräuschentwicklungen unter Wasser können generell zu einer Vergrämung von Meeressäugern führen (Schwarz & Heidemann 1994) sowie Verhalten, Habitatnutzung, Nahrungsaufnahme, Energiebedarf und Kommunikation (z. B. durch Maskierung von Sozialschall) negativ beeinflussen (Koschinski 2007, Wisniewska et al. 2018). Langfristig kann das zu einer verminderten Fitness von Meeressäugern führen. Schweinswale versuchen z. B. herannahenden Schiffen auszuweichen, indem sie tiefere Bereiche aufsuchen (Wisniewska et al. 2018). Die Hintergrundbelastung mit Geräuschen ist besonders im Bereich der stark befahrenen Wasserstraßen sehr hoch, so dass Meeressäuger häufig in verkehrsärmere, leisere Bereiche ausweichen (Koschinski 2007). Ein relevanter negativer Einfluss durch Lärmemissionen von Baggerschiffen auf die Tiere ist durch das Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und durch das lokal und zeitlich begrenzte Auftreten der Geräusche unwahrscheinlich. Schäden am Hörapparat der Säuger durch Geräuschemissionen der Baggerschiffe sind ebenfalls äußerst unwahrscheinlich, da die Frequenzen in der Regel unter 1 kHz liegen (Todd et al. 2015).

Wirkfaktor Kollision mit Baggerschiffen

Kollisionen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen mit Schiffen sind grundsätzlich möglich (Brosseur et al. 2014, Laist et al. 2001). Ein hohes Risiko stellen hier insbesondere schnell fahrende Wasserfahrzeuge dar, besonders wenn sie häufig die Fahrtrichtung wechseln, wohingegen langsam fahrende Fahrzeuge auf konstantem Kurs ein deutlich geringeres Risiko darstellen. Da Baggerschiffe i. d. R. mit einer Geschwindigkeit von maximal 18 bis 20 km/h fahren und sich bei den Meeressäugern durch das hohe Schiffsaufkommen in der Außenelbe bis zu einem gewissen Grad Gewöhnungseffekte eingestellt haben dürften, sind nach derzeitigem

Kenntnisstand Kollisionen von Meeressäugern und Baggerschiffen äußerst unwahrscheinlich (s. auch Todd et al. 2015).

Wirkfaktor Nahrungsverfügbarkeit

Seehunde und Kegelrobben 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 und zum Teil von Makrozoobenthos (Burns 2009, Hall & Thompson 2009). Schweinswale ernähren sich zu einem hohen Grad ebenfalls opportunistisch hauptsächlich von Fischen (Andreasen et al. 2017), jedoch liegt auch jahreszeitenabhängig zu einem gewissen Grad eine Spezialisierung vor. So fressen Schweinswale in der Nordsee im Winter hauptsächlich Grundeln und im Sommer Dorsche, Heringe und Sandaale (Gilles et al. 2008) und legen bei der Nahrungssuche große Strecken zurück (Linnenschmidt et al. 2013). Wenn, zum Beispiel durch anthropogenen Einfluss, die Nahrungsverfügbarkeit reduziert wird, ist ein negativer Einfluss auf die Fitness von Meeressäugern möglich (Todd et al. 2015). Da durch das Verbringen keine relevanten Änderungen der Bestandsgrößen von Fischen im Gebiet zu erwarten sind und nur geringfügig negative Auswirkungen auf das Makrozoobenthos prognostiziert sind, sollte vor allem vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers der Meeressäuger ein negativer Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für Robben und Schweinswale nicht gegeben sein.

Wirkfaktor Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Bei der Verbringung von bindigem Baggergut kann es temporär zu einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte kommen. Dies führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite. Seehunde verlieren schon bei relativ geringer Trübung an Seescharfe (Weiffen et al. 2006). Sie jagen und orientieren sich unter Wasser allerdings vor allem mit Hilfe ihrer Vibrissen, so dass auch blinde Tiere den gleichen Ernährungszustand wie sehende Individuen erreichen können (Dehnhardt 2001). Gleiches gilt auch für Kegelrobben (Todd et al. 2015). Erhöhte Schwebstoffgehalte beeinflussen die Jagd der Schweinswale nicht negativ, da sie sogenannte Klicks (Folgen von Ultraschalllauten) zur Orientierung nutzen (DeRuiter et al. 2010). Blinde Schweinswale reduzieren zwar ihre Schwimmgeschwindigkeit, können sich aber mittels Echolokation weiterhin orientieren und auch erfolgreich jagen (Verfuß et al. 2009). Negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch die prognostizierte verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte sind somit unwahrscheinlich.

Wirkfaktor Schadstoffe in der Nahrung

Schadstoffe in Nährorganismen (Makrozoobenthos, Fische) können sich über die Nahrungskette in Organismen höherer trophischer Ebenen, wie z. B. Meeressäugern, anreichern und beispielsweise vermehrten Bakterien- und Parasitenbefall begünstigen, den allgemeinen Gesundheitszustand, das Immunsystem und die Reproduktion negativ beeinflussen und auch Auswirkungen auf Populationsebene haben (Desforges et al. 2016, Sonne et al. 2020). Eine Abschätzung, inwieweit Schadstoffe aus der Baggergutverbringung Auswirkungen auf die Meeressäuger innerhalb der Bezugsräume haben, ist nach bisherigem Kenntnisstand nicht möglich (Näheres dazu s. Kapitel 5.5.4 - Bioakkumulation). Nach Kapitel 5.5 (Schadstoffe) ist nur in den Oberflächensedimenten von vier BZR eine Nachweisbarkeit der Schadstoffbelastungen wahrscheinlich. In drei dieser BZR (BZR 4 Uferbereich Cuxhaven, BZR 35 Grimmershörner Bucht und BZR 54 Cuxhaven Hafen) ist eine Überschreitung der ERL-Kriterien möglich und daher sind geringe Erhöhungen der Bioakkumulation nicht auszuschließen.

5.6.4 Vögel

Störungen und Beeinträchtigungen von Vögeln durch Verbringstätigkeiten sind grundsätzlich möglich (Essink 1999, Arizaga et al. 2017) und können durch verschiedene Faktoren hervorgerufen werden. Im Folgenden werden Wirkfaktoren genannt und es wird abgeschätzt, wie stark deren Auswirkungen auf die Avifauna ist.

Wirkfaktor Vergrämungen durch Baggerschiffe

Durch Schiffsbewegungen, Lärm und nächtlichen Lichteinfall können Vögel vergrämt werden. Dies betrifft nahrungssuchende, rastende oder sich in der Mauser befindliche Vögel auf den Wattflächen sowie Vögel, wie z. B. Möwen, Enten und Seeschwalben, die sich auf dem Wasser aufhalten. Bereiche mit hoher Schiffsdichte, wie z. B. stark befahrene Schiffsrouten und Wasserstraßen, werden von empfindlichen Vögeln in der Regel gemieden (Hüppop et al. 1994). Wasser- und Seevögel reagieren artspezifisch unterschiedlich sensibel auf Schiffsbewegungen (z. B. Rodgers & Schwikert 2002). Bei empfindlichen Arten können Fluchtdistanzen mehrere 100 Meter betragen (Mendel et al. 2008), während unempfindlichere Arten entweder geringere Fluchtdistanzen haben (z. B. Rodgers & Schwikert 2002) oder sogar häufig Schiffen folgen (z. B. einige Möwenarten). Letztere werden dementsprechend durch den Schiffsverkehr nicht negativ beeinflusst (Mendel et al. 2008). Einmal durch Störung zum Auffliegen gezwungene Wasservögel meiden den Raum der Störung eine bis mehrere Stunden nach Beendigung der Störung (artspezifisch unterschiedliche Dauer; Schwemmer et al. 2011). Bei manchen Vögeln, wie beispielsweise bei einigen Entenvögeln, kann auch ein Gewöhnungseffekt gegenüber regelmäßigem und konstantem Schiffsverkehr eintreten, der sich auf festgelegten Routen bewegt (Schwemmer et al. 2011). Dies gilt sowohl außerhalb der Zeit des Brutgeschehens als auch für einige brütende Entenarten und Watvögel. Das Ausmaß der Störung von Vögeln durch den Schiffsverkehr wird auch durch die Art der Vorbeifahrt (z. B. konstantes Tempo vs. Stoppen und Wiederanfahren) beeinflusst, wobei Vögel in der Regel auf konstanten Schiffsverkehr weniger sensibel reagieren (Stolen 2003). Vergrämungen von Wasser- und Seevögeln durch die Verbringungstätigkeiten sind grundsätzlich möglich, jedoch fahren Baggerschiffe relativ langsam (i. d. R. mit einer Geschwindigkeit von maximal 18 bis 20 km/h) und auf relativ konstanten Routen. Vor dem Hintergrund des übrigen Schiffsverkehrs ist eine signifikante Erhöhung der Störung durch die Baggerschiffe daher unwahrscheinlich. Bei Vögeln, die sich auf den Watten aufhalten, sind relevante Vergrämungen durch die Verbringstätigkeiten aufgrund der hohen Distanz (> 1.000 m) ebenfalls unwahrscheinlich.

Während der Zeit der Mauser der Brandgänse und Eiderenten sind die Tiere für 3 bis 4 Wochen flugunfähig (Vollmauser) und damit besonders stör anfällig. Flugunfähige Brandgänse können auf dem Watt bereits bei Störungen in über einem Kilometer Entfernung mit Flucht reagieren, wohingegen bei flugfähigen Exemplaren eine Annäherung auf 200 m möglich ist (Nehls et al. 1992). Bei Eiderenten beträgt die Fluchtdistanz während der Mauser 500 bis 1.000 m. Außerhalb der Mauserzeit reagieren die Tiere erst bei Distanzen von 100 bis 300 m (Nehls 1991). Störungen der mausernden Brandgänse werden vor allem durch Kleinkutter und sonstige Boote hervorgerufen, welche bei Niedrigwasser die Priele befahren (Kempf & Eklidsen, Jahr unbekannt, Kempf 2020). Die flugunfähigen Individuen halten sich deshalb bei Niedrigwasser bevorzugt in störungsarmen Bereichen auf, wie z. B. an den Rändern von Prielen, in denen kein Bootsverkehr stattfindet (Nehls et al. 1992). Mausernde Eiderenten meiden ebenfalls störungsintensive Bereiche, wie z. B. vielbefahrene Prielsysteme und halten sich bevorzugt in störungsarmen Gebieten auf (Nehls 1991). Störungen von mausernden Eiderenten werden u. a. durch

Muschelkutter hervorgerufen, die auch im Verdacht stehen, aktiv dazu genutzt zu werden, um Eiderenten von Muschelkulturen fernzuhalten (Kempf 2019). Die geringste Entfernung von Mauerplätzen von Brandgänsen und Eiderenten zu der Verbringstelle beträgt über 1.500 m, so dass von keiner relevanten Vergrämung durch den Baggerschiffsverkehr ausgegangen werden kann.

Wirkfaktor Nahrungsverfügbarkeit

Die Nahrungsverfügbarkeit für Vögel kann durch Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen reduziert werden, wenn z. B. Beutetiere (Fische, Makrozoobenthos) durch die Maßnahme vertrieben oder getötet werden. Grundsätzlich können Vögel bei nicht zu großräumig wirksamen Veränderungen des Nahrungsangebotes durch ihre hohe Mobilität schnell von einem Nahrungsgebiet zum nächsten ziehen (Nehls 1991). Da die Einflüsse der Verbringungstätigkeiten auf Makrozoobenthos und Fische nur gering und räumlich stark begrenzt sind und zahlreiche Ausweichflächen existieren, sind diesbezüglich praktisch keine negativen Auswirkungen auf Vögel zu erwarten.

Wirkfaktor Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Bei der Verbringung von bindigem Baggergut kann es temporär zu einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte bzw. der Trübung kommen. Dies führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite, was den Jagderfolg von optisch jagenden, fischfressenden Arten (z. B. Säger, Tauchenten, Möwen, Kormorane, Seeschwalben) beeinflussen kann (Essink 1999). Inwieweit und in welcher Form eine erhöhte Trübung den Jagderfolg beeinflusst, hängt von zahlreichen Faktoren ab, wie z. B. Intensität und Dauer der Trübung im Bereich der potenziellen artspezifischen Tauchtiefe, artspezifische Adaptionen an Trübung (Verhalten, Sensorik u. ä.), Wellenhöhe, Windgeschwindigkeit und Reaktion der Beute. Sensorische Anpassungen an Trübung existieren z. B. bei Kormoranen, die sehr gut an die Jagd in trübem Wasser angepasst sind, in welchem sie ihre Beute tauchend verfolgen. Da sie unter Wasser eine sehr geringe Sehstärke und Sehschärfe besitzen (White et al. 2007) und bei erhöhter Trübung die Sichtweite reduziert ist, nutzen sie andere Sinne (z. B. taktile Reize), um einen hohen Jagderfolg zu erreichen (Grémillet et al. 2012). Enten nutzen ebenso taktile Reize, die sie mit dem Schnabel erfassen, um Nahrung vom Grund trüber Gewässer aufzunehmen (Martin 2012). Ethologische Anpassungen an Trübung sind beispielsweise für Brandseeschwalben dokumentiert, die ihre Tauchtechnik in Abhängigkeit von der Trübung ändern, um ihren Jagderfolg zu maximieren (Baptist & Leopold 2010). Räuber-Beute-Interaktionen sind komplex und spiegeln sich auch in ethologischen Anpassungen der Beutetiere an den Prädationsdruck durch Vögel in trübem Wasser wider. Beutefische können z. B. bei geringer Trübung den Räuber besser sehen und entkommen (aber auch besser gesehen werden) oder sich zum Schutz vor Prädation in tieferem, trübem Wasser aufhalten (Baptist & Leopold 2010). Der Aufenthalt in tieferem, trübem Wasser kann für jagende Vögel auch ein Vorteil sein, wenn sie bei der Annäherung an ihre Beutetiere länger unbemerkt bleiben und die Beutetiere dann nicht mehr rechtzeitig flüchten können. So zeigten z. B. Trottellummen bei Zählungen höhere Individuendichten bei der Jagd in Trübungszonen im Tidebereich als in weniger trüben Abschnitten (Zamon et al. 2014). Entsprechend der Komplexität der Räuber-Beute-Beziehungen in Abhängigkeit von der Trübung ist auch der Zusammenhang von Jagderfolg und Trübung häufig nicht linear, sondern eine Optimumskurve. Dies wurde beispielsweise für Brandseeschwalben nachgewiesen. Brandseeschwalben sind visuell jagende Vögel, die stoßtauchend Fische bis zu einer Tiefe von rund 1,5 m jagen (Bauer et al. 2012). Brandseeschwalben im niederländischen Wattenmeer bei Texel hatten den größten Jagderfolg bei einer Secchi-Sichttiefe von 1,5 bis 2 m. Sowohl bei geringeren als auch bei höheren Sichttiefen war der Jagderfolg deutlich reduziert (Baptist & Leopold 2010).

Relevante negative Auswirkungen auf die Avifauna durch die prognostizierte verbringungsbedingte Trübungserhöhung sind nach derzeitigem Kenntnisstand nicht wahrscheinlich.

Wirkfaktor Schadstoffe in der Nahrung

Schadstoffe in Nährorganismen (Makrozoobenthos, Fische) können sich über die Nahrungskette in Organismen höherer trophischer Ebenen, wie z. B. Vögeln, anreichern und beispielsweise toxische Effekte haben, zu reduzierter Stärke von Eischalen führen (Hellou et al. 2013), den Bruterfolg negativ beeinflussen (Becker 1994) und dadurch auch Auswirkungen auf Populationsebene haben (Sonne et al. 2020). Eine Abschätzung, inwieweit Schadstoffe aus der Baggergutverbringung Auswirkungen auf die Avifauna innerhalb der Bezugsräume haben, ist nach bisherigem Kenntnisstand nicht möglich (Näheres dazu s. Kapitel Bioakkumulation). Nach Kapitel 5.5 (Schadstoffe) ist nur in den Oberflächensedimenten von vier BZR eine Nachweisbarkeit der Schadstoffbelastungen wahrscheinlich. In drei dieser BZR (BZR 4 Uferbereich Cuxhaven, BZR 35 Grimmershörner Bucht und BZR 54 Cuxhaven Hafen) ist eine Überschreitung der ERL-Kriterien möglich und daher sind geringe Erhöhungen der Bioakkumulation nicht auszuschließen.

5.7 Vegetation

In der vorliegenden Auswirkungsprognose liegt das Hauptaugenmerk, wie in Kapitel 3.7 Vegetation begründet, auf den untergetaucht lebenden Seegräsern. Sie reagieren besonders empfindlich gegenüber sich ändernden Umweltbedingungen, insbesondere Eutrophierung, Trübung (Lichtlimitierung), Hydrodynamik (Strömungen und Wellen), Sedimentinstabilität (verstärkte Erosion und Sedimentation), mikrobielle Infektionen/Parasiten, Schleppnetz-Fischerei, Austrocknung sowie gegenüber extremen Temperatur- und Salzgehaltsänderungen. Effekte des Klimawandels (bspw. veränderte Sturmmuster und erhöhte Sturmintensität) können gleichfalls eine bedeutende Rolle im Zusammenhang mit der Entwicklung der Seegrasvorkommen spielen (Dolch et al. 2017, Schubert et al. 2015). Ihre Bestände gelten als bedingt oder schwer regenerierbar. Maßgebliche Wirkfaktoren für die Betrachtung der Auswirkungen aus der Baggergutverbringung sind eine mögliche Schwebstofferrhöhung/Lichtlimitierung, infolge der Verdriftung feinkörniger Baggergutanteile, Eutrophierung und Überlagerung mit Sediment(-massen). Da es bisher keine Hinweise auf Auswirkungen aus erhöhten Schadstofffrachten gibt, wird dieser Wirkfaktor nicht weiter betrachtet. Die tidebeeinflusste, semiterrestrische Vegetation, also Röhricht und -Salzwiesenarten, Queller- und Schlickgrasbestände sind gegenüber den genannten Wirkfaktoren weitestgehend unempfindlich. Dies wird an entsprechender Stelle ausgeführt.

Im Folgenden werden für die genannten Wirkfaktoren mögliche Auswirkungen und Effekte daraus beschrieben und eine Einschätzung bezüglich des Erheblichkeitsgrades vorgenommen. Die Basis stellt dabei das Sommer- und Winterszenario (siehe Kapitel 5.3.6 und 5.3.7) dar, das für diese Auswirkungsprognose mit dem Ziel gewählt wurde, die Verdriftung feinkörniger Baggergutanteile (< 63 µm), insbesondere in den für das Pflanzenwachstum relevanten Sommermonaten, auf ein erforderliches Maß zu reduzieren.

Wirkfaktor Eutrophierung

Seegras

Die Eutrophierung der Gewässer kann direkt die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen beeinträchtigen (Kolbe 2006). Neben direkten Wirkungen von erhöhten Nährstoffkonzentrationen sind insbesondere Beschattungseffekte als indirekte Wirkungen durch Algenblüten und verstärkt wachsende Kleinalgen (Epiphyten) auf den Seegrasblättern sowie verdriftende Algenmatten zu

nennen, die mittelbar zum Erstickten der Pflanzen führen können (Borum et al. 2004, zitiert in Meyer & Nehring 2006). Sowohl epiphytische Kieselalgen als auch opportunistische Makroalgen profitieren und gedeihen von gelösten Nährstoffen, insbesondere den Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit und Ammonium), dem Phosphor (ortho-Phosphat) und Silikat (Kapitel 4.3.2), weshalb Letztere als Indikatoren für das Eutrophierungslevel regelmäßig als Teilkomponente der WRRL-Qualitätskomponente Makrophyten flächenhaft erfasst werden (vgl. Kapitel 4.6). Während sich die Algen bei steigenden Nährstoffkonzentrationen vermehren, reagieren Seegrasbestände auf diese Belastungen empfindlich und nehmen in ihrer Größe und Bewuchsdichte ab (Dolch et al. 2020).

Epiphytische Algen können dichte Schichten auf den Seegrasblättern bilden, konkurrieren mit ihrem Wirt um Licht und mindern dessen Photosynthese. Die Algen des Freiwassers (Phytoplankton) können insgesamt erhebliche Biomasse entwickeln und damit die Trübung des Wassers erhöhen und so die Lichtversorgung des Seegrases vermindern. Benthisch lebende Algen können dichte Algenmatten produzieren, die sich in strömungsberuhigten Bereichen ansammeln und dort Seegras ersticken, verdrängen oder die Lichtverfügbarkeit vermindern. Eine Verschlechterung des Lichtklimas hat insbesondere Auswirkungen auf die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* (siehe Wirkpfad Schwebstoff/Lichtlimitierung).

Im Kapitel 5.4.2 wurde der Eintrag an gelöstem Stickstoff (Ammonium) durch das Baggergut für die geplante Sommer- und Winterverbringung abgeschätzt. Dabei ergibt sich für das pflanzenwachstumsrelevante Sommerhalbjahr (max. 1,75 Mio. m³ bindiges Baggergut aus BA 12) eine sehr geringe Erhöhung der vorhandenen gelösten anorganischen Stickstoffkonzentration im gesamten Wasserkörper und damit auch in den wattenahen Bereichen. Es ist davon auszugehen, dass diese sehr geringe Erhöhung der Nährstoffkonzentration keine direkten Auswirkungen auf die relevanten BZR 1, 10 und 25 mit ihren Seegrasvorkommen haben wird. Auch eine Freisetzung von Nährstoffen aus zur Ablagerung kommenden Sedimenten ist, wie in Kapitel 5.4.2 begründet, nicht zu erwarten.

Mit einer Zunahme der konkurrierenden Algenbiomasse als indirekter Wirkfaktor ist gleichfalls nicht zu rechnen (bezüglich der Phytoplankton-Algenbiomasse folgen weitere Ausführungen unter dem Wirkfaktor Schwebstoff/Lichtlimitierung).

Für das Winterhalbjahr (5,75 Mio. m³ bindiges Baggergut aus verschiedenen Bereichen, siehe Tabelle 2-1) wird von einer geringen Erhöhung der Nitrat-N-Gehalte ausgegangen (vgl. Kapitel 5.4.2). Auswirkungen auf die Seegräser können ausgeschlossen werden, da die prognostizierte Erhöhung dann außerhalb der Vegetationsperiode auftritt. Eine Freisetzung von Nährstoffen aus sich ablagernden Sedimenten ist auch für die Winterverbringung nicht zu erwarten (vgl. Kapitel 5.4.2).

Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie

Die Pflanzenbestände (insbesondere Röhricht- und Salzwiesenarten, Queller- und Schlickgras) wachsen auf schlickigem oder schlickhaltigem Substrat und sind an hohe Nährstoffgehalte angepasst. Wie oben beschrieben, wird der prognostizierte Verdünnungseffekt der Nährstoffgehalte, die in den relevanten Sommermonaten (Vegetationsphase) an die wattenahen Ufer gelangen, so groß sein, dass Auswirkungen auf die Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie ausgeschlossen werden können - dies gilt gleichfalls für das Winterverbringungsszenario in der Vegetationsruhe.

Wirkfaktor Schwebstoff/Lichtlimitierung

Seegras

Der Wirkfaktor Schwebstoff/Lichtlimitierung kann letztendlich über zwei relevante Pfade erfolgen:

- a) Baggergutbedingter Eintrag von gelösten Nährstoffen (insbesondere Ammonium) → Förderung von Phytoplankton → Zunahme Phytoplanktonbiomasse → Beschattungseffekte; Konkurrenz um Licht, Lichtlimitierung für das Seegras (vgl. auch Wirkfaktor Eutrophierung).
- b) Verbringbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in der Wassersäule insbesondere durch Verdriftung der feinkörnigen Baggergutanteile → Wassertrübung (Lichtlimitierung) → Verringerung der Lichteindringtiefe (siehe z. B. CEDA 2020).

zu a)

Wie in Kapitel 5.4.3 beschrieben, können die Auswirkungen aus der Baggergutverbringung auf das Phytoplankton (Algen des Freiwassers) gegenläufig sein. Während der baggergutbedingte Eintrag von Nährstoffen das Wachstum des Phytoplanktons fördern kann und dieses dann die Lichtverfügbarkeit für Seegras einschränkt, kann umgekehrt eine verbringbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte aufgrund dann verschlechterter Lichtbedingungen das Wachstum des Phytoplanktons vermindern. In Kapitel 5.4.3 wurde hergeleitet, warum eine eutrophierende Wirkung, d. h. eine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse, für die Betrachtung des für das Pflanzenwachstum relevanten Sommerhalbjahres weitgehend ausgeschlossen werden kann. Somit entfaltet der Wirkpfad a) gleichfalls keine Auswirkungen auf die Seegrassvorkommen. Dies wurde auch bezüglich des Wirkfaktors Eutrophierung (s. o.) aufgegriffen.

Zu b)

Die Lichtabschwächung durch Schwebstoffe führt zu einer reduzierten Lichtmenge, die den Seegraspflanzen, den dazugehörigen Epiphyten und den Algen des Freiwassers zur Verfügung steht, um durch Photosynthese eine positive Energiebilanz zu erhalten und in Biomasse zu investieren. Inwieweit und in welcher Form die Trübung und somit die Lichtreduktion die Seegrassvitalität beeinflusst oder diese gar zum Absterben bringt, hängt von zahlreichen Faktoren ab, wie z. B. der Intensität und Dauer der Schwebstoffgehaltserhöhung, der Tiefenverbreitung der Seegräser sowie der artspezifischen Toleranzschwelle des Lichtbedarfs (CEDA 2020). Weitere Umweltfaktoren, wie z. B. ein auftretendes Extremereignis (Sturmflut, Befall mit Parasiten) oder auch auftretende kältere Wassertemperaturen (höhere Schwebstoffgehalte, weil u. a. Schwebstoffpartikel in kaltem Wasser langsamer absinken, vgl. Kapitel 4.2.1) können im Wirkzusammenhang stehen. Sind die Pflanzen z. B. bereits durch ein Ereignis in ihrer Vitalität geschwächt, ist ihre Empfindlichkeit gegenüber weiteren nachteilig einwirkenden Faktoren zusätzlich erhöht.

Wie in Kapitel 3.7 Vegetation beschrieben, ist insbesondere die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* lichtlimitiert. In der Literatur werden Toleranzschwellenwerte von 10 - 15 % eindringender mittleren Oberflächenstrahlung angegeben, die es braucht, damit Seegras noch gedeihen kann (Kolbe 2006). Nach Erfthjemeijer et al. (2006) liegen die minimalen Lichtansprüche der meisten Seegrassarten im internationalen Vergleich zwischen 15 - 25 % eindringender mittleren Oberflächenstrahlung. Referenzen aus Dänemark und den Niederlanden liegen für *Z. marina* im Mittel bei rund 20 % Lichtbedarf. Auch Borum et al. 2004 (zitiert in Meyer & Nehring 2006) geben ungefähr 20 % des Lichtes an der Oberfläche als groben Wert für den Mindestlichtbedarf von *Z. marina* an. *Z. noltii* ist hingegen deutlich weniger abhängig vom submersen Lichtklima

(Ertfjemeijer et al. 2006 listen eine Referenz aus Spanien mit 2 % Lichtbedarf der mittleren eindringenden Oberflächenstrahlung). Gründe hierfür werden in der höheren Lage der durch *Z. noltii* besiedelten Wattflächen gesehen, die während einer Tide nur relativ kurze Zeit mit Wasser bedeckt sind (Kastler & Michaelis 1997). Die hier zitierten Monitoringdaten und -berichte der Länder zur Bestandsentwicklung der Seegräser liefern keine genaue Auskunft zur derzeitigen Tiefenverbreitung der beiden Arten in ihren rezenten Vorkommensgebieten. Um eine grobe Annäherung an die derzeitige Tiefenverbreitung der nächstgelegenen Seegrasvorkommen um Neuwerk (BZR 25) zu erhalten, wurden die Ergebnisse der Seegraskartierungen aus den Jahren 2013 und 2019 (Geodatenportal der Nationalparkverwaltung Niedersachsen; mdi.niedersachsen.de) und die Topographiedaten aus dem Jahr 2016 (DGMW 2016; diese lagen auch dem BAW-Modell zugrunde, vgl. BAW 2021) verglichen (siehe Abbildung 5-18). Danach kommt das Seegras von ungefähr + 0,3 m bis - 0,5 m NHN vor. Bei einem Tidehub von ca. 3 m bedeutet dies, dass Wassertiefen zwischen 1,20 m bis 2 m bei MThw an 4 - 6 Std. am Tag erreicht werden. Diese Tiefenangaben können jedoch nur als Näherung gewertet werden, da unter anderem eine weitergehende Einbeziehung von Unsicherheiten in diese Analyse nicht erfolgt ist (z. B. Genauigkeit der Vermessung in gerne besiedelten Prielstrukturen und Rinnen). Anhand des zeitlichen Vergleichs (2013 zu 2019) scheint es weiterhin so, dass die Seegrasvorkommen im Jahr 2019 auf etwas höher gelegene Bereiche ausgewichen sind. Eine abschließende Interpretation dieser Entwicklung ist kaum möglich, da zu viele Unsicherheiten in der Datenlage vorherrschen.

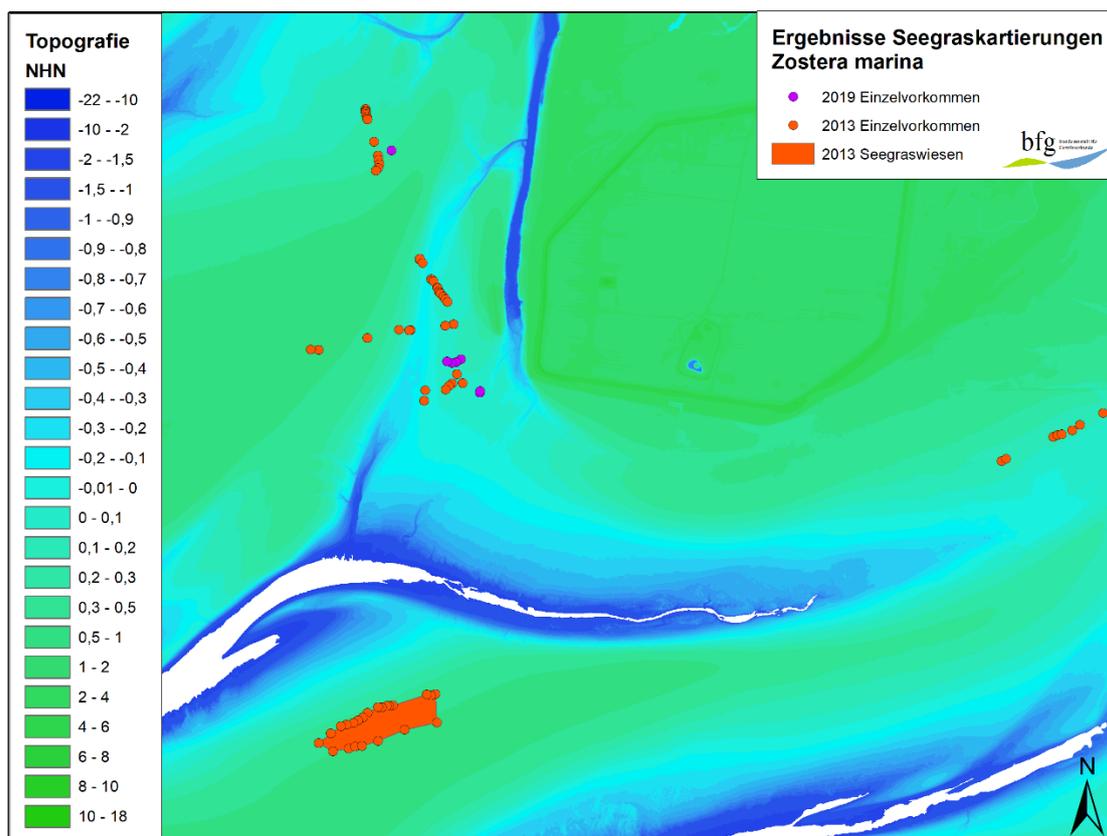


Abbildung 5-18: Vergleich der Ergebnisse der Seegraskartierung von *Zostera marina* im Bereich um Neuwerk aus den Jahren 2013 und 2019 mit den Topographiedaten aus dem Jahr 2016 zur Ableitung der Tiefenverbreitung
(Quelle: Geoportal mdi.niedersachsen.de)

Die Auswirkungsprognose zu der verbringungsbedingten Erhöhung der Schwebstoffgehalte mit den daraus potenziell resultierenden Konsequenzen für die Seegräser unterliegt den beschriebenen Unklarheiten bzw. Datenlücken und ist zum jetzigen Zeitpunkt nur schwer möglich. So wird auch im jüngsten Monitoringbericht (KÜFOG GmbH et al. 2020) zur schlechten Seegrasbestandssituation in Niedersachsen beschrieben, dass die Auswirkungen der genannten Stressoren (inkl. der Trübung) „nicht genau eingegrenzt“ werden können und die Durchführung gezielter wissenschaftlicher Untersuchungen bedarf.

In Kapitel 5.1.2 wird beschrieben, dass die feinkörnigen Baggergutanteile (Fraktion < 63 µm) nach der Verbringung lange in der Wassersäule verbleiben, über weite Strecken rasch verdriftet werden und deren Gehalte aufgrund der verhältnismäßig geringen Sinkgeschwindigkeit recht gleichmäßig über die gesamte Wassertiefe verteilt sind, was große Auswirkungen auf das Lichtklima haben kann. Grundlage für die Ableitung diesbezüglicher Auswirkungen ist somit die mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte, wie in den Kapiteln 5.3.4 bis 5.3.7 dargestellt. Dabei spielen auf räumlicher Ebene der BZR die jeweiligen Schwebstoffhintergrundgehalte eine entscheidende Rolle. So kann eine verbringungsbedingte Erhöhung der Schwebstoffgehalte in einem BZR mit einer hintergründig schwebstoffärmeren Wassersäule (wie z. B. auf den Wattflächen) einen höheren Belastungsfaktor darstellen. Hintergründig schwebstoffärmer in der Außenelbe ist die Wassersäule zudem in den Sommermonaten (April - September) und damit in dem für die Vegetation empfindlichen Zeitraum, siehe hierzu die Auswertungen in Kapitel 4.2.1. Weiterhin kann ein BZR mit Seegrasvorkommen und somit einer erhöhten Sensibilität gegenüber einer schon geringen Erhöhung der Schwebstoffgehalte stark beeinflusst werden. Neben der Baggergutmenge ist auch der anteilige Feinkorngehalt und damit die Herkunft des Baggerguts ein weiterer Einflussfaktor auf die mögliche Erhöhung der Schwebstoffgehalte.

In der Zusammenschau der Ergebnisse der modellierten Verbringenszenarien (vgl. Kapitel 5.3.6) ergibt sich für die Sommermonate eine maximale verbringungsbedingte Schwebstoffgehaltserhöhung (gemittelt über einen Zeitraum von zwei Wochen) in der Größenordnung von jeweils < 1 mg/l für die BZR 1 und 10 sowie von 1 - 2 mg/l für den BZR 25. Bei Einordnung dieser verbringungsbedingten Effekte in die mittleren Hintergrundgehalte (siehe Tabelle 5-11) ergibt sich eine mögliche Erhöhung der verbringungsbedingten Schwebstoffgehalte von 2 - 5 % für BZR 1, von 1 - 2 % für BZR 10 und von 5 - 10 % für BZR 25 (siehe auch Abbildung 5-9). In den beiden BZR 1 und 10, mit der größten Entfernung zur Verbringestelle, ist demnach der Einfluss auf die Hintergrundgehalte so gering, dass mögliche Auswirkungen auf das Lichtklima, die die Vitalität der dort vorkommenden Seegräser einschränken könnten, als nicht wahrscheinlich angesehen werden.

Für den nächstgelegenen BZR 25 wurde der Versuch unternommen, aus der geringen Schwebstoffgehaltserhöhung die Änderung der Lichteindringtiefe unter Annahme eines 20 %igen Lichtbedarfs bezogen auf das über die Wasseroberfläche einfallende Licht (20 %-Linie in Abbildung 5-13) für *Z. marina* abzuschätzen. Dies erfolgte somit in gleicher Weise wie in Kapitel 5.4.3 für das Phytoplankton beschrieben (1 %-Linie). Unter Annahme eines Hintergrundgehaltes von 15 mg/l wäre demnach die Tiefenverbreitung von *Z. marina* derzeit auf eine Wassertiefe von 1 m beschränkt (1,30 m unter Annahme von 10 % Lichtbedarf; vgl. Abbildung 5-13), da in tieferen Zonen nicht mehr genügend Licht verfügbar wäre. Unter Annahme der für diesen BZR ermittelten verbringungsbedingten Erhöhung des Schwebstoffgehalts (Hintergrund 15 mg/l + verbringungsbedingte Erhöhung in der Größenordnung von 1 - 2 mg/l = 16 - 17 mg/l), würde sich

die durchlichtete Wassertiefe um weniger als 10 cm über den Bezugszeitraum von 2 Wochen verringern (vgl. Tabelle 5-25).

Tabelle 5-25: Kategorisierung der Änderung der Kompensationstiefe (in m) für das Seegras in Abhängigkeit der vorhandenen und der mit dem Baggergut eingetragenen Schwebstoffgehalte (mg/l)

Beispiel: Bei einem Hintergrundwert von 15 mg/l wird bei einer Erhöhung der Schwebstoffgehalte um 2 mg/l die Kompensationstiefe um < 0,1 m verringert.

| | | Schwebstoff-Hintergrundwerte [mg/L] | | | | | |
|------------------------------------------|-----|-------------------------------------|------|------|------|------|------|
| | | 5 | 10 | 15 | 20 | 50 | 100 |
| zusätzlicher Schwebstoffgehalt [mg/L] | 0,5 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| | 1 | 0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| | 2 | 0,18 | 0,11 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| | 3 | | 0,15 | 0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| | 5 | | | 0,16 | 0,11 | <0,1 | <0,1 |
| | 10 | | | | 0,2 | <0,1 | <0,1 |
| | 15 | | | | | <0,1 | <0,1 |
| | 20 | | | | | | <0,1 |

Da die Art derzeit geringfügig tiefer zu siedeln scheint, kann davon ausgegangen werden, dass a) der Lichtbedarf mit 20 % zu hoch angesetzt wurde, b) die Phasen geringerer Wassertiefen ausschlaggebend für das Vorkommen der Seegräser sind bzw. c) Zeitfenster mit auftretender geringerer Schwebstoffkonzentration und höherer Lichtdurchlässigkeit effektiver genutzt werden. Auch im Falle der hier prognostizierten Schwebstoffgehaltserhöhung muss hervorgehoben werden, dass diese zeitlich limitiert über einen Zeitraum von 2 Wochen auftritt und danach wieder kontinuierlich abnimmt, bis die nächste Verbringkampagne gestartet wird. Vor diesem Hintergrund wird nicht erwartet, dass die zeitlich limitiert auftretende geringe Erhöhung der Schwebstoffgehalte, die derzeit im BLZ 25 vorkommenden Seegräser negativ beeinträchtigt.

Unter Annahme einer möglichen Verringerung der Lichteindringtiefe um wenige Zentimeter (<10 cm) kann jedoch, zumindest für *Z. marina*, nicht gänzlich ausgeschlossen werden, dass es im künftigen Besiedlungsvorgang tendenziell zu einer geringen Verschiebung der Seegrasvorkommen in etwas höher („lichtbevorteilt“) gelegene Bereiche kommt, womit ein Verlust an potenziell besiedelbarem Lebensraum für diese Art in der Tiefe einherginge. Im Gesamten werden die negativen Auswirkungen als sehr gering eingeschätzt.

Außerhalb der Vegetationsperiode können Auswirkungen auf Seegräser aus einer Schwebstoffgehaltserhöhung in der Wassersäule ausgeschlossen werden (Winterszenario).

Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie

Unabhängig der hier ermittelten verbringbedingt erhöhten Schwebstoffgehalte in einzelnen BZR können für die hier genannten Vegetationseinheiten (Röhricht, Salzwiesenarten, Queller, Schlickgras) Auswirkungen ausgeschlossen werden. Die Arten sind gegenüber dem Belastungsfaktor Schwebstoffgehalt unempfindlich, da sie mit ihren Assimilationsorganen bzw. Wuchs-orten größtenteils oberhalb MThw liegen oder die Bestände im Tidezyklus nur flach und kurzfristig überflutet werden.

Wirkfaktor Überlagerung mit Sediment(-massen)

Seegras

Durch die Baggergutverdriftung kann es zur Ablagerung von Sedimenten kommen. Munkes et al. (2015) listen als Folgen einer Überdeckung von *Z. marina* mit Sedimentmassen eine erhöhte

Triebsterblichkeit, verzögertes Blattwachstum und Blüte sowie eine geringere Kohlenhydratspeicherung. Dabei konnten die beschriebenen Effekte bereits bei einer Sedimentüberdeckung von 5 cm über einen kurzen Zeitraum von 4 Wochen beobachtet werden. In Kolbe 2006 wird beschrieben, dass Seegräser bereits bei einer Überdeckung von wenigen Zentimetern Sedimentschicht ersticken können. Vermaat et al. (1997; zitiert in Erftjemeijer et al. 2006) berichten hingegen von Sedimentationsraten von 10 - 13 cm im Jahr als maximalen Schwellenwert dessen, was Seegräser auf den Philippinen und in Spanien an Sedimentation überleben können. Als kritischen Schwellenwert für *Z. noltii* (Referenz aus Spanien) geben sie 2 cm/Jahr an. Bei der Identifizierung der BZR, die am stärksten von Sedimentablagerungen betroffen sind, spielen die relevanten BZR 1, 10 und 25 keine Rolle. Es ist dort mit einer verbringbedingten Sedimentablagerung von wenigen mm im Jahresverlauf zu rechnen. Auswirkungen auf die Seegräser können dadurch ausgeschlossen werden.

Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie

Da sich die im BAW-Modell berechneten Sedimentationsschwerpunkte überwiegend in den Hafengebieten bzw. in für die Ufervegetation nicht relevanten Bereichen befinden, können Auswirkungen ausgeschlossen werden. Bei Ablagerungen von wenigen Millimetern bis Zentimetern im Jahresverlauf kann sich die Vegetation entsprechend anpassen.

6 Naturschutzfachliche und wasserwirtschaftliche Belange

Nach § 7 Abs. 2 WaStrG bedarf die hier betrachtete Unterhaltung der Bundeswasserstraße Elbe keiner Genehmigung. Jedoch sind gemäß „Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen“ (BMVI 2015) im Rahmen der Unterhaltung regelmäßig folgende naturschutzfachliche und wasserwirtschaftliche Aspekte zu berücksichtigen: Natura 2000, Naturschutzgebiete und gesetzlich geschützte Biotope, besonderer Artenschutz, naturschutzrechtliche Eingriffsregelung, Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Weitere Internationale Schutzgebietskategorien (hier: UNESCO Weltnaturerbegebiet Wattenmeer, trilaterales Wattenmeerkooperationsgebiet, Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (EGV DE 0916-491), UNESCO Biosphärenreservat) werden nicht gesondert betrachtet, da deren maßgeblichen Ziele und Anforderungen in europäisches sowie deutsches Recht umgesetzt wurden und somit Bestandteil der Natura 2000-Gebiete sowie der nationalen Schutzgebiete sind. Basis für die Einschätzung und Bewertung möglicher Auswirkungen auf naturschutzfachliche und wasserwirtschaftliche Belange sind die fachlichen Aussagen aus dem Kapitel 5.

6.1 Natura 2000

An dieser Stelle werden die allgemeinen Schutzvorschriften des § 33 BNatSchG betrachtet, wonach alle Veränderungen und Störungen unzulässig sind, die sich im Hinblick auf die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck eines betroffenen Gebietes erheblich nachteilig auswirken können (vgl. BMVI 2015). Einschätzungen zur Beeinträchtigung von relevanten Lebensraumtypen und Arten basieren auf Aussagen in den entsprechenden Fachkapiteln (Kapitel 5).

Durch die Verbringung können die im Folgenden aufgeführten Natura 2000-Gebiete potenziell beeinträchtigt werden:

FFH-Gebiete

- > Hamburgisches Wattenmeer (DE-2016-301)
- > Unterelbe (DE-2018-331)
- > Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (DE-2306-301)
- > Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-391)
- > Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392)

EU-Vogelschutzgebiete

- > Unterelbe (DE-2121-401)
- > Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer (DE-2210-401)
- > Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-491)
- > Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

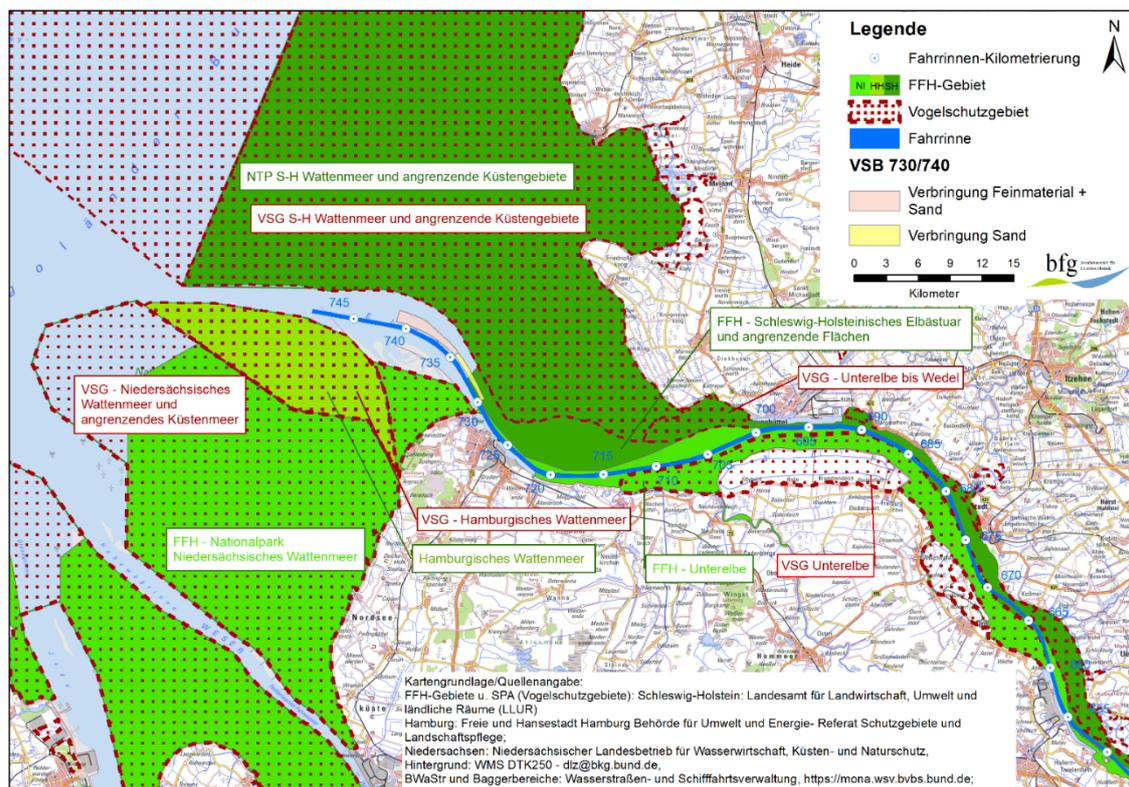


Abbildung 6-1: Natura 2000 Gebiete

6.1.1 Beschreibung der Schutzgebiete und Erhaltungsziele

Nachfolgend werden die durch die geplante Verbringung möglicherweise betroffenen Natura 2000 Gebiete kurz vorgestellt und die für die Auswirkungsprognose relevanten Erhaltungsziele aufgeführt. Detaillierte Informationen zu den Natura 2000-Gebieten mit Erhaltungszielen, Lebensraumtypen, Artenlisten, Erhaltungszuständen, Angaben zu Flächen etc. sind den jeweiligen Standarddatenbögen sowie MELUND (2016) und NLWKN (2019) zu entnehmen.

FFH-Gebiet Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (DE-2306-301)

Das 276.956 ha große Gebiet umfasst einen Küstenbereich der Nordsee mit Salzwiesen, Wattflächen, Sandbänken, flachen Meeresbuchten und Düneninseln, in dem zahlreiche seltene und gefährdete Arten vorkommen.

Zu den wertbestimmenden Lebensraumtypen zählen u. a. Ästuarien (1130), vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140), sowie flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen) (1160). Im Gebiet kommen Kegelrobbe, Seehund, Schweinswal, Finte, sowie Fluss- und Meerneunauge als Arten des Anhangs II vor. Die Erhaltungszustände der Lebensraumtypen des Anhang I und Arten des Anhangs II der FFH-RL sind Tabelle 6-1 und Tabelle 6-2 zu entnehmen.

Tabelle 6-1: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand ²² |
|------|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|
| 1110 | Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser | A |
| 1130 | Ästuarien | B |
| 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt | B |
| 1160 | Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen) | B |

Tabelle 6-2: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|---------------|-------------------|
| 1103 | Finte | C |
| 1099 | Flussneunauge | B |
| 1095 | Meerneunauge | C |
| 1364 | Kegelrobbe | B |
| 1351 | Schweinswal | B |
| 1365 | Seehund | B |

Das Gesetz über den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ (NWattNPG) vom 11. Juli 2001 (in der Fassung vom 19.2.2010) beschreibt in Anlage 5 - nahezu identisch mit Art. 1 FFH-Richtlinie - die allgemeinen Erhaltungsziele für die Lebensraumtypen gemäß Anhang I FFH-RL:

- > Verbreitungsgebiet und Gesamtbestand (Flächengröße) im Rahmen der natürlichen Schwankungen stabil oder zunehmend
- > Langfristig geeignete Strukturen und Funktionen
- > Günstiger Erhaltungszustand der charakteristischen Arten

Die allgemeinen Erhaltungsziele für die Anhang II-Arten der FFH-RL einschließlich der charakteristischen Arten der Lebensraumtypen sind:

- > Langfristig lebensfähige, im Rahmen der natürlichen Schwankungen stabile Populationen
- > Keine Abnahme des natürlichen Verbreitungsgebietes
- > Geeignete Lebensräume für alle Lebensphasen wie Fortpflanzung, Aufzucht, Mauser, Durchzug, Rast, Überwinterung und Nahrungssuche von ausreichender Größe sowie der Möglichkeit unbehinderter Wander- und Wechselbewegungen zwischen den Teillebensräumen, auch in der Umgebung des Nationalparks

Die besonderen Erhaltungsziele für die Lebensräume und Arten der Meeresgebiete sind:

- > Flache Meeresarme und -buchten (1160), überspülte Sandbänke (1110) sowie geogene und biogene Riffe (1170) mit guter Wasserqualität, natürlichen Strukturen, natürlichen dynamischen Prozessen und beständigen Populationen der charakteristischen Arten. Dies beinhaltet
 - natürliche hydrodynamische und morphologische Bedingungen,

²² Kategorien: A = hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht, mäßig bis durchschnittlich oder beschränkt, D = nicht signifikantes Vorkommen

- natürliche Sandbankstrukturen mit Kämmen und Tälern sowie durch Wellenbewegung und Strömungen bedingten Sedimentumlagerungen
 - natürliche sublitorale Muschelbänke mit allen Altersphasen und intakten Lebensgemeinschaften,
 - natürliche Verteilung der verschiedenen Fein- und Grobsubstrate des Meeresgrunds,
 - günstige Voraussetzungen für die Neuentstehung von Bänken der Europäischen Auster, Sabellaria-Riffen und sublitoralen Seegras-Wiesen.
- > Störungsarme, großflächige, mit der Umgebung verbundene Lebensräume für beständige Populationen von Schweinswal, Kegelrobbe, Seehund, Finte, Meerneunauge und Flussneunauge.
 - > Störungsarme Meeresflächen als Nahrungs-, Rast- und Mauergebiete für Seevogelarten wie Sterntaucher, Eiderente, Trauerente und Brandseeschwalbe.

Die besonderen Erhaltungsziele für Lebensräume und Arten der Wattgebiete einschließlich der Ästuare sind:

- > Naturnahe Salz- und Brackwasser-Wattflächen der LRT 1130, 1140, 1310 und 1320 mit guter Wasserqualität, natürlichen Strukturen, natürlichen dynamischen Prozessen und beständigen Populationen der charakteristischen Arten. Dies beinhaltet
 - natürliche Hydrodynamik und ungestörte Selbstversorgung,
 - natürliche Verteilung von Sand- Misch- und Schlicksedimenten sowie von Flächen mit Seegras, Queller- und Schlickgras-Vegetation,
 - natürliche Prielsysteme,
 - natürliche eulitorale Muschelbänke mit allen Altersphasen und intakten Lebensgemeinschaften
- > Störungsarme, großflächige, mit der Umgebung verbundene Lebensräume für beständige Populationen von Kegelrobbe, Seehund, Finte, Meerneunauge und Flussneunauge.
- > Störungsarme Nahrungs-, Rast- und Mauergebiete für typische Brut- und Gastvogelarten der Wattflächen wie Säbelschnäbler, Alpenstrandläufer, Pfuhlschnepfe, Großer Brachvogel und Brandgans

FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-391)

Das 452.455 ha FFH-Gebiet umfasst die Meeresbereiche, Watten und Küstensäume der Nordsee zwischen der dänischen Staatsgrenze und der Elbmündung.

Zu den wertbestimmenden Lebensraumtypen zählen u. a. Ästuarien (1130), vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140) sowie flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen) (1160). Die Elbmündung ist Lebensraum zahlreicher Fischarten und Meeressäuger; entsprechende Arten aus Anhang II der FFH-Richtlinie sind ebenfalls wertbestimmend für das Gebiet. Die Finte (*Alosa fallax*), die Neunaugenarten Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) leben zumindest für einen Teil des Jahres oder für einen bestimmten Entwicklungsabschnitt im Gebiet. Das an das eigentliche Wattenmeer angrenzende, flache Meeresgebiet ist Lebensraum von Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal.

Die Erhaltungszustände der Lebensraumtypen des Anhang I und Arten des Anhangs II der FFH-RL sind Tabelle 6-3 und Tabelle 6-4 zu entnehmen.

Tabelle 6-3: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand ²³ |
|------|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|
| 1110 | Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser | A |
| 1130 | Ästuarien | A |
| 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt | A |
| 1160 | Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen) | A |

Tabelle 6-4: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|-------------------------------|-------------------|
| 1103 | Finte | B |
| 1113 | Nordseeschnäpel ²⁴ | - |
| 1099 | Flussneunauge | B |
| 1095 | Meerneunauge | C |
| 1364 | Kegelrobbe | B |
| 1351 | Schweinswal | B |
| 1365 | Seehund | B |

Übergreifendes Schutzziel für das Wattenmeer und die angrenzenden Meeresbereiche ist es nach MELUND (2016), ungestörte Abläufe der Naturvorgänge, insbesondere auch als Lebensraum für Seehunde, Kegelrobben und Schweinswale sowie Neunaugen und mehrere Fischarten zu gewährleisten. Folgendes trägt hierzu bei:

- > Erhalt der weitgehend natürlichen geomorphologischen und hydrophysikalischen sowie hydrochemischen Verhältnisse und Prozesse,
- > Erhalt der weitgehend natürlichen Sediment- und Strömungsverhältnisse im Küstenbereich,
- > Erhalt der Biotopkomplexe sowie der lebensraumtypischen Strukturen und Funktionen, insbesondere von Flachwasserbereichen, Wattströmen, Prielen, Watten, Außensänden, Sandstränden, Strandwällen, Nehrungen, Spülsäumen, Muschelschillflächen, Salzwiesen, Dünen, Heiden, Seegraswiesen, Riffen, Sandbänken, Lagunen und Ästuar-Lebensräumen in natürlicher Ausprägung und Halligen,
- > Erhalt einer möglichst hohen Wasserqualität,
- > Erhalt von weitgehend unbeeinträchtigten Bereichen.

Besondere Erhaltungsziele für Lebensräume und Arten der Meeresgebiete, die nicht von den übergreifenden Schutzzielen abgedeckt sind

- > Erhalt der Funktion des Ästuars als Wanderstrecke für an Wasser gebundene Organismen

²³ Kategorien: A = hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht, mäßig bis durchschnittlich oder beschränkt, D = nicht signifikantes Vorkommen

²⁴ Nordseeschnäpel: Erhaltungszustand im SDB nicht bewertet, da die Population bislang als besatzabhängig und damit künstlich angesiedelt angesehen und eine Reproduktion ausgeschlossen wurde. Neuere Erkenntnisse zeigen, dass eine natürliche Reproduktion stattfindet (BRUNKE, Dr. M., 2012). Der Nordseeschnäpel ist eine nach BNatSchG streng geschützte Art.

- > Erhalt der sublitoralen Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen (u. a. auch als Nahrungshabitate für Fische, Meeressäuger sowie See- und Küstenvögel und als Wanderstrecke für an Wasser gebundene Organismen) der flachen große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen).
- > Erhalt der Vorkommen von Quellerarten, Schlickgras und der Salzwiesen mit charakteristisch und ungestört ausgebildeter Vegetation und ihre Funktionen (u. a. auch als Nahrungs-, Rast-, und Bruthabitate für See- und Küstenvögel) als Biotopkomplex sowie ihrer Lebensgemeinschaften.

Besondere Erhaltungsziele für Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal sind die Erhaltung

- > lebensfähiger Bestände und eines natürlichen Reproduktionsvermögens, einschließlich des Überlebens der Jungtiere,
- > naturnaher Meeres- und Küstengewässer mit Flachwasserzonen und sandigen Küsten,
- > einer möglichst geringen Schadstoffbelastung der Meeres- und Küstengewässer,
- > von störungsarmen Ruheplätzen,
- > von sehr störungsarmen Wurfplätzen,
- > von störungsarmen Bereichen mit geringer Unterwasserschallbelastung
- > einer artenreichen Fauna (Fische, Garnelen, Muscheln, Krabben u. ä.) als Nahrungsgrundlage.
- > Vermeiden von Kollisionen mit Schiffen,
- > Vermeidung von walgefährdenden Fischereiformen

FFH-Gebiet Hamburgisches Wattenmeer (DE-2016-301)

Zu dem 13.750 ha großen FFH-Gebiet und Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer gehören die Inseln Neuwerk, Scharhörn und Nigehörn, sowie die umgebenden freien Watt- und Wasserflächen mit Prielen, hohen Sänden und außendeichs Salzwiesen.

Tabelle 6-5: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|
| 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt | B |
| 1160 | Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegrasswiesen) | B |
| 1210 | Einjährige Spülsäume | A |
| 1310 | Pioniervegetation mit <i>Salicornia</i> und anderen einjährigen Arten auf Schlamm und Sand (Quellerwatt) | B |
| 1320 | Schlickgrasbestände (<i>Spartinion maritimae</i>) | A |
| 1330 | Atlantische Salzwiesen (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>) | A |

Tabelle 6-6: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|--------------------------------------------|-------------------|
| 1103 | <i>Alosa fallax</i> [Finte] | B |
| 1099 | <i>Lampetra fluviatilis</i> [Flußneunauge] | B |
| 1095 | <i>Petromyzon marinus</i> [Meerneunauge] | B |
| 1364 | <i>Halichoerus grypus</i> [Kegelrobbe] | C |
| 1351 | <i>Phocoena phocoena</i> [Schweinswal] | B |
| 1365 | <i>Phoca vitulina</i> [Seehund] | A |

Im Gesetz über den Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer vom 9. April 1990 (letzte Änderung 7. Februar 2017) ist als Schutzzweck formuliert, das Wattenmeer in seiner Ganzheit und seiner natürlichen Dynamik um seiner selbst willen und als Lebensstätte der auf diesen einmaligen Lebensraum Watt angewiesenen Arten und der zwischen diesen Arten bestehenden Lebensgemeinschaften zu erhalten und vor Beeinträchtigungen zu schützen. Insbesondere ist die natürliche Entwicklungsdynamik zu erhalten. Schließlich sind für die auf den Lebensraum Watt angewiesenen Arten als Lebensstätten insbesondere die geeigneten Fischlaich- und Fischeaufzuchtgebiete, die Liege- und Aufzuchtplätze der Seehunde auf der Robbenplate, dem Wittsand und dem Bakenloch, die Brut- und Rastplätze der Seeschwalben auf Neuwerk, Nighörn und Scharhörn, die Brut- und Rastplätze sowie Nahrungsgebiete der verschiedenen Wattvogelarten und die Mauerplätze der Brandente zu erhalten.

FFH-Gebiet Untere Elbe (DE-2018-331)

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

Tabelle 6-7: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|---------------------------------------------------------------------|-------------------|
| 1130 | Ästuarien | C |
| 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt | B |
| 1330 | Atlantische Salzwiesen (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>) | B |

Tabelle 6-8: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|--------------------------------------------------------|-------------------|
| 1103 | <i>Alosa fallax</i> [Finte] | C |
| 1099 | <i>Lampetra fluviatilis</i> [Flußneunauge] | B |
| 1095 | <i>Petromyzon marinus</i> [Meerneunauge] | C |
| 1130 | <i>Aspius aspius</i> [Rapfen] | C |
| 1113 | <i>Coregonus oxyrinchus</i> [Schnäpel] | |
| 1106 | <i>Salmo salar</i> [Lachs (nur im Süßwasser)] | C |
| 1355 | <i>Lutra lutra</i> [Fischotter] | B |
| 1351 | <i>Phocoena phocoena</i> [Schweinswal] | C |
| 1365 | <i>Phoca vitulina</i> [Seehund] | B |
| 1601 | <i>Oenanthe conicoides</i> [Schierlings-Wasserfenchel] | B |

Die allgemeinen Erhaltungsziele für dieses Gebiet umfassen u. a. (NLWKN 2019):

- > 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 Anhanges II der FFH-RL gelten folgende speziellen Erhaltungsziele:

- > Schweinswal und Seehund: Erhaltung geeigneter Lebensräume inkl. störungsarmer Liegeplätze, ausreichende Nahrungsverfügbarkeit sowie Sicherung der ungehinderten 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 Ästuare.
- > Rapfen: Erhaltung und Entwicklung von vitalen, langfristig überlebensfähigen Population in durchgängigen, großen zusammenhängenden Stromsystemen mit intakten Flussauen 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.

FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen (DE-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.

Tabelle 6-9: Erhaltungszustände der hier relevanten Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (*prioritäre Lebensraumtypen)

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------|
| 1130 | Ästuarien | C |
| 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt | C |
| 1160 | Flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen) | C |
| 1310 | Pioniervegetation mit <i>Salicornia</i> und anderen einjährigen Arten auf Schlamm und Sand (Quellerwatt) | A |
| 1330 | Atlantische Salzwiesen (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>) | C |

Tabelle 6-10: Erhaltungszustände der hier relevanten Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (*prioritäre Art)

| Code | Name | Erhaltungszustand |
|-------|------------------------------------------------------|-------------------|
| 1103* | <i>Alosa fallax</i> [Finte] | C |
| 1149 | <i>Cobitis taenia</i> [Steinbeißer] | C |
| 1099* | <i>Lampetra fluviatilis</i> [Flußneunauge] | B |
| 1130* | <i>Aspius aspius</i> [Rapfen] | B |
| 1113 | <i>Coregonus oxyrinchus</i> [Schnäpel] | - |
| 1145 | <i>Misgurnus fossilis</i> [Schlampeitzger] | C |
| 1095* | <i>Petromyzon marinus</i> [Meerneunauge] | B |
| 1106* | <i>Salmo salar</i> [Lachs (nur im Süßwasser)] | C |
| 1355 | <i>Lutra lutra</i> [Fischotter] | B |
| 1365* | <i>Phoca vitulina</i> [Seehund] | A |
| 1601* | <i>Oenanthe conioides</i> [Schierling-Wasserfenchel] | C |

Aufgrund der Komplexität ist das FFH-Gebiet in Teilgebiete unterteilt. Relevant für die geplante Maßnahme sind die Teilgebiete 1 „Neufelder Vorland und Medemgrund“, 2 „Elbe mit Deichvorland und Inseln“ und 6 „Elbe bei Brunsbüttel/St. Margarethen“.

Übergreifende Erhaltungsziele für das zu betrachtende Teilgebiet 1 „Neufelder Vorland und Medemgrund“ beinhalten u. a. den Erhalt

- > des Tideinflusses mit der charakteristischen Salz- und Brackwasserzonierung,
- > der weitgehend natürlichen Bodenstruktur und Morphodynamik insbesondere im Bereich der Watten und Sandbänke,
- > der biotopprägenden hydrochemischen und hydrophysikalischen Gewässerverhältnisse und Prozesse des Küstenmeeres und des Ästuars,
- > der weitgehend natürlichen Sedimentations- und Strömungsverhältnisse sowie der weitgehend natürlichen Dynamik im Küsten-, Fluss- und Uferbereich,
- > der Funktion als barrierefreie Wanderstrecke für an Wasser gebundene Organismen.

Ziele für Lebensraumtyp und Arten von besonderer Bedeutung:

- > Im LRT Ästuarien: Erhaltung der Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen sowie weitgehend unbeeinträchtigter Bereiche, insbesondere dem natürlichen Vorkommen von Quellerarten und Schlickgras und von Salzwiesen mit charakteristisch ausgebildeter Vegetation und ihrer ungestörten Vegetationsfolgen (Sukzession),

- > für die Arten Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) und Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*): Erhaltung sauberer Fließgewässer, unverbauter oder unbegradigter Flussabschnitte insbes. der Elbe ohne Ufer- und Sohlenbefestigung, Stauwerke, Wasserausleitungen o. ä., weitgehend störungsarmer Bereiche, eines der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden artenreichen, heimischen und gesunden Fischbestandes in den Neunaugen-Gewässern, bestehender Populationen,
- > für die Finte (*Alosa fallax*) besteht als Ziel die Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung der Populationen,
- > für die Seehunde (*Phoca vitulina*) Erhaltung lebensfähiger Bestände und eines natürlichen Reproduktionsvermögens, einschließlich des Überlebens der Jungtiere, von störungsarmen Ruheplätzen, von sehr störungsarmen Wurfplätzen in der Zeit zwischen Mai und Juli und einer artenreichen Fauna (Fische, Muscheln, Krabben) als Nahrungsgrundlage.

Von Bedeutung ist der Lebensraumtyp „Flache große Meeresarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen)“, mit dem Ziel

- > der Erhaltung der weitgehend natürlichen Morphodynamik des Bodens, der Flachwasserbereiche und der Uferzonen, der weitgehend natürlichen hydrophysikalischen und hydrochemischen Gewässerverhältnisse und Prozesse, der Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen mit z. B. eingelagerten kleinen Riffen, Sandbänken und Seegrasbeständen und ihrer Dynamik.

Übergreifende Erhaltungsziele für das zu betrachtende Teilgebiet 2 „Elbe mit Deichvorland und Inseln“ beinhalten u. a. den Erhalt

- > des Tideeinflusses mit der charakteristischen Brack- und Süßwasserzonierung der Lebensgemeinschaften,
- > der weitgehend natürlichen Bodenstruktur und Morphodynamik, insbesondere im Bereich der Watten, Sandbänke und Nebenelben, aber auch im terrestrischen Bereich,
- > der biotopprägenden hydrochemischen und hydrophysikalischen Gewässerverhältnisse und Prozesse des Ästuars und seiner Zuflüsse,
- > die weitgehend natürlichen Sedimentations- und Strömungsverhältnisse sowie die weitgehend natürliche Dynamik im Fluss- und Uferbereich,
- > der weitgehend unbeeinträchtigten Bereiche,
- > der unverbauten, unbegradigten oder sonst wenig veränderten oder regenerierten Flussabschnitte ohne Ufer- und Sohlenbefestigung, Stauwerke, Wasserausleitungen,
- > der Funktion als barrierefreie Wanderstrecke für an Wasser gebundene Organismen.

Ziele für Lebensraumtyp und Arten von besonderer Bedeutung:

- > Im LRT Ästuarien Erhaltung der Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen sowie der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen, limnischen und marinen Umfeld.
- > Für die Arten Meerneunauge (*Petromyzon marinus*), Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*), Finte (*Alosa fallax*), Lachs (*Salmo salar*) und Rapfen (*Aspius aspius*) die Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung sauberer Fließgewässer, möglichst geringer anthropogener Feinsedimenteinträge in die Laichgebiete, eines der Größe und Beschaffenheit des Gewässers entsprechenden artenreichen, heimischen und gesunden Fisch-

- bestand in den Neunaugen-Gewässern, insbesondere ohne dem Gewässer nicht angepassten Besatz, eines natürlichen Beutefischspektrums, der Populationen.
- > Für den Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) die Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung von Süßwasser-Tidegebieten, weitgehend natürlicher hydrologischer, hydrochemischer und hydrophysikalischer Bedingungen, von tidebeeinflussten Vorlandbereichen mit Priel und Gräben, der Nebenfluss-Mündungstrichter mit einer natürlichen Dynamik, der Populationen.

Ziele für Arten von Bedeutung:

- > Für den Seehund (*Phoca vitulina*) die Erhaltung lebensfähiger Bestände und eines natürlichen Reproduktionsvermögens, einschließlich des Überlebens der Jungtiere im Gesamtgebiet, von störungsarmen Ruheplätzen, insbesondere des bevorzugten Ruheplatzes Bishorster Sand, einer artenreichen Fauna (Fische und Muscheln) als Nahrungsgrundlage.

Übergreifende Erhaltungsziele für das zu betrachtende Teilgebiet 6 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.

Ziele für Lebensraumtypen und Arten von besonderer Bedeutung:

Im LRT Ästuarien Erhaltung der Watten, Grünlandbereiche, Priele und Röhrichte prägenden Tideinflusses und der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen und aquatischen Umfeld. Für die Arten Meerneunauge (*Petromyzon marinus*), Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*), Finte (*Alosa fallax*), Lachs (*Salmo salar*) die Erhaltung der Durchgängigkeit des Fließgewässers. (MELUND 2016)

EU-Vogelschutzgebiet Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer (DE-2210-401)

Das 354.882 ha große EU-Vogelschutzgebiet umfasst den Küstenbereich der Nordsee mit Salzwiesen, Wattflächen, Sandbänken, flachen Meeresbuchten und Düneninseln. Weiterhin sind Wasserflächen der angrenzenden offenen See mit Wassertiefen von 10 - 12 m innerhalb der 12-Seemeilen-Zone enthalten. Das Vogelschutzgebiet überschneidet sich größtenteils mit dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer.

Das Gebiet ist ein Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung und dient zahlreichen Wat- und Wasservogelarten als herausragendes Brut- und Rastgebiet.

Im Gesetz über den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ (NWattNPG) wird als Schutzziel für die Flächen des Vogelschutzgebietes „das Überleben und die Vermehrung der dort vorkommenden in Anhang 1 und Art. 4, Abs. 2 der VSchRL genannten Vogelarten sicherzustellen“ genannt. Als besonderer Schutzzweck für die Ruhezone werden Brut-, Rast-, Mauser- und Nahrungsgebiete für Vögel genannt.

EU-Vogelschutzgebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzendes Küstengebiete (DE-0916-491)

Für die Auswirkungsprognose ist nur eine Betrachtung des Teilgebiets 1. „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzender Küstenstreifen“ des Vogelschutzgebietes relevant. Dieses Teilgebiet beinhaltet den überwiegenden Teil der Watten, Außensände und Flachwasserzonen sowie einen Großteil der Salzwiesen des Gesamtgebietes einschließlich der fünf kleinen Halligen (Süderoog, Norderoog, Südfall, Habel, Hamburger Hallig) und der Insel Trischen sowie den Offshore-Bereich.

Im Nationalpark hat der Prozessschutz Vorrang vor allen anderen Naturschutzzielen und ist damit oberstes Erhaltungsziel (§ 2 Abs. 1 NPG). Diese Zielsetzung beinhaltet die Erhaltung (http://www.umweltdaten.landsh.de/public/natura/pdf/mplan_inet/0916-391/tgspeicherkoognord/0916-391Mplan_TGSpeicherkoogNord_Erhaltungsziel2006_SPA.pdf)

- > der standorttypischen Vogelwelt in ihrer natürlichen Dynamik,
- > der weitgehend natürlichen geomorphologischen Dynamik,
- > der lebensraumtypischen Strukturen und Funktionen, insbesondere von Flachwasserbereichen, Wattströmen, Prielen, Watten, Außensänden, Sandstränden, Primärdünen, Strandwällen, Nehrungen, Spülsäumen, Muschelschillflächen, Salzwiesen, Dünen, Heiden, Lagunen und Flussmündungs-Lebensräumen in natürlicher Ausprägung und Halligen,
- > der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen, limnischen und marinen Umfeld,
- > der weitgehend natürlichen hydrophysikalischen und hydrochemischen Gewässerhältnisse und Prozesse,
- > einer möglichst hohen Wasserqualität,
- > von weitgehend unbeeinträchtigten Bereichen,
- > des Tideinflusses mit der charakteristischen Salz-, Brack- und Süßwasserzonierung der Lebensgemeinschaften im Eider- und Elbmündungsbereich.

Ziele für Vogelarten sind u. a. Erhaltung

- > von geeigneten Brut-, Aufzucht-, Mauser-, Durchzugs-, Rast-, Überwinterungs- und Nahrungsgebieten von ausreichender Größe bei Gewährleistung natürlicher Fluchtdistanzen,
- > von störungsfreien Hochwasserrastplätzen für Wat- und Wasservogel sowie Mausergebieten, insbesondere für Brandgans, Eiderente und Trauerente,
- > der natürlichen Vorkommen von Benthosorganismen als Nahrung für Wat- und Wasservogel,
- > der natürlichen Vorkommen der Seegraswiesen und ihrer Dynamik als Nahrungsgebiete für Ringelgänse und Pfeifenten,
- > von natürlich vorkommenden Muschelbeständen mit standortgerechter Begleitfauna, u. a. als Nahrungsgrundlage für Trauer- und Eiderente,
- > einer natürlichen Fischfauna als Nahrungsgrundlage für Seetaucher und andere fischfressende Arten,
- > von störungsfreien vegetationsarmen Sand-, Kies- und Muschelschillflächen durch Gewährleistung der natürlichen geomorphologischen Küstendynamik, insbesondere als

Brutplatz für Seeregenpfeifer, Sandregenpfeifer, Zwergseeschwalbe, Fluss- und Küstenseeschwalbe.

EU-Vogelschutzgebiet Hamburgisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-2016-401)

Das Vogelschutzgebiet Hamburgisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete entspricht in seinen Abgrenzungen denen des gleichnamigen FFH-Gebiets. Auch die allgemeinen Erhaltungsziele entsprechen denen des FFH-Gebiets.

EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE-2121-401)

Das EU-Vogelschutzgebiet „Unterelbe“ umfasst den niedersächsischen Teil des Elbeästuars und hat eine Größe von 16.715 ha). Teile zählen zum Feuchtgebiet internationaler Bedeutung (Ramsar-Gebiet). Es besteht aus einem Mosaik tidebeeinflusster Brack- und Süßwasserbereiche sowie Salzwiesen, Röhrichten und extensiv genutztes Grünland. Es handelt sich um ein wichtiges Brut- und Rastgebiet, insbesondere als Winterrastplatz und Durchzugsgebiet für nordische Gänse, andere Wasservögel und Limikolen sowie als Brutplatz für Vogelarten des Grünlandes, Salzwiesen und Röhrichte. Das Gebiet gehört zu den wichtigsten Brutgebieten der Uferschnepfe und des Wachtelkönigs in Niedersachsen. Es hat ferner eine herausragende Bedeutung als national und landesweit bedeutender Brutlebensraum von Kiebitz, Rotschenkel, Feldlerche und Blaukehlchen. International, national und landesweit bedeutend ist das Gebiet wegen seiner beeindruckenden hohen Gastvogelbestände u. a. an Nonnengans, Pfeifente, Kiebitz und Goldregenpfeifer. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/natura2000/>

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

- > von Brack- und Süßwasserwatten,
- > durch natürliche Gewässerdynamik geprägte Standorte und
- > eines Strukturmosaiks mit enger Verzahnung offener Wasserflächen, Flachwasser- und Verlandungszonen und strukturreicher Priele und Gräben.

EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

Das Gebiet mit 7.426 ha Größe umfasst den schleswig-holsteinischen Teil der Elbmündung mit dem Neufelder Vorland sowie weite Teile des Elbeästuars. Dazu gehören die Unterelbe mit den Inseln zwischen der Krückau-Mündung und Wedel, die Mündungsbereiche von Pinnau und Stör sowie die eingedeichte Haseldorfer und Wedeler Marsch.

Besonders schutzwürdig ist das Gesamtgebiet aufgrund des zahlreichen Vorkommens von Brut- und Rastvogelarten sowie als Überwinterungsgebiet u. a. für Gänse.

Zu den allgemeinen Erhaltungszielen zählt u. a. die Erhaltung

- > der Unterelbe bis Wedel als Brutgebiet für Greifvögel, Blaukehlchen (*Luscinia svecica*), Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*) und Vögel des Grünlands und der Röhrichte und als Rastgebiet insbesondere für Limikolen, Seeschwalben und Enten
- > der Flachwasser-, Watt- und Röhrichtflächen vor den Deichen

6.1.2 Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete

Da zwischen den zu betrachtenden Schutzgebieten enge funktionale Beziehungen bestehen und die vorkommenden FFH-Lebensraumtypen und -arten ähnlich sind, erfolgt die Beschreibung

und Bewertung von Auswirkungen zunächst nicht separat für jedes Schutzgebiet. Lediglich wenn sich abzeichnen würde, dass Auswirkungen sich im Hinblick auf einzelne und mehrere Erhaltungsziele oder den Schutzzweck eines Gebietes erheblich nachteilig auswirken könnten, würde für diese eine gebietsbezogene Einschätzung vorgenommen.

Die folgenden Aussagen, ob und inwieweit die Baggergutverbringung Beeinträchtigungen des (günstigen) Erhaltungszustandes der nach FFH-Richtlinie geschützten Lebensraumtypen und -arten verursachen könnte bzw. verursacht, stützen sich auf die Ausführungen in den vorangegangenen Fachkapiteln (Kapitel 5). Maßgebliche Wirkfaktoren für die Betrachtung der Auswirkungen der Verbringung auf die Natura 2000-Gebiete sind Trübungserhöhung, Sedimentüberdeckungen oder -durchmischung (inkl. Nähr- und Schadstoffeintrag) sowie Störungen durch den Schiffsverkehr (Schiffsbewegungen, Lärm). Zu beachten ist, dass nur in einem sehr kleinen Bereich des FFH-Gebiets von Elbe-km 730 bis 733 direkt Baggergut eingebracht wird und hier auch nur mit Schad- und Nährstoffen weitgehend unbelastetes sandiges, nicht feinkörniges Material. Der restliche Verbringstellenbereich liegt außerhalb von FFH-Gebieten.

Entsprechend Art und Ausdehnung der Wirkungen der betrachteten Baggergutverbringung sind potenzielle Auswirkungen aus der Baggergutverbringung auf die Lebensraumtypen Ästuarien (1130), vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140) und Flache große Meeressarme und -buchten (Flachwasserzonen und Seegraswiesen (1160) zu prüfen und zu bewerten. Für die besonders geschützten Arten gemäß Anhang II gilt das für die Arten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe, Fluss- und Meerneunahe und die Fischarten Finte und Schnäpel, sowie zahlreiche nach EU-Vogelschutzrichtlinie geschützten Wasser- und Seevögel, hier insbesondere die Brandgans und die Eiderente.

Durch die Verbringung kommt es zu Schadstoffeinträgen in Natura 2000-Gebieten (siehe Kapitel 5.5), jedoch verteilen sich diese großräumig und es kommt zu einer Durchmischung der schadstoffbelasteten Feinkornpartikel in das umgebende System, in dem die Stoffe auch aktuell bereits vorkommen und teilweise auch zu einem großräumigen Weitertransport wieder aus den Natura 2000-Gebieten heraus. Insgesamt wird davon ausgegangen, dass es innerhalb des Betrachtungszeitraums von 5 Jahren, unter durchaus vorsorglichen Grundannahmen, keine Erhöhung von Schadstoffkonzentration geben wird, welche die Nachweisgrenze erreichen (siehe Kapitel 5.5.1). Dementsprechend sind über den Wirkpfad Schadstoffeinträge über den genannten Zeitraum keine erheblichen Auswirkungen auf die Natura 2000-Gebiete und deren Erhaltungsziele zu erwarten.

Zwar kann es zu einer sehr geringen Erhöhung der Nährstoffgehalte kommen, diese wird aber nicht messbar sein bzw. im Sommer hinsichtlich des Phytoplanktonwachstums durch eine gering erhöhte Trübung ausgeglichen, und im Winter liegt keine Nährstofflimitierung der Algen vor. Für die sommerliche Verbringung werden nur sehr geringe, für die winterliche Verbringung geringe vorhabenbedingte Sauerstoffzehrungen erwartet, so dass die stabilen Sauerstoffverhältnisse in dem Wirkungsbereich bestehen bleiben (siehe Kapitel 5.4) und über diesen Wirkpfad keine erheblichen Auswirkungen auf die Natura 2000-Gebiete zu erwarten sind.

Der **Lebensraumtyp Ästuarien (1130)** umfasst zahlreiche Biotoptypen und es besteht ein deutlicher süßwasserbeeinflusster Wasserdurchstrom (siehe <https://www.bfn.de/lrt/0316-typ1130.html>), so dass in dem vorliegenden Fall nur Bereiche stromauf von einer gedachten Linie Cuxhaven - Friedrichskoog diesem LRT zugeordnet werden. Hier herrscht eine hohe Hintergrundtrübung vor, so dass die geringen verbringungsbedingten Trübungserhöhungen

nicht relevant sind. Zwar wird sich das Baggergut in das vorhandene Sediment einmischen, dieses wird jedoch nicht zu einem grundsätzlichen Substratwechsel der anstehenden Sedimente führen. So wird insgesamt für diesen Lebensraumtyp und deren Artengemeinschaften keine erheblichen Auswirkungen zu erwarten sein.

Zu dem Lebensraumtyp **vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140)** zählen Wattflächen, die bei Ebbe regelmäßig trockenfallen (siehe <https://www.bfn.de/lrt/1140.html>). Diese Bereiche liegen deutlich jenseits der Fahrrinne und des Verbringstellenbereichs, so dass die geringen Wirkungen aus Trübungen und Sedimentation/Sedimentdurchmischung nicht geeignet sind, erhebliche Auswirkungen auf diesen Lebensraumtyp und deren Artengemeinschaften auszulösen.

Flache große Meeressarme und buchten (1160) liegen zwischen den Inselketten der Nordsee und dem Festland (soweit nicht Wattflächen oder Ästuar), die vegetationsfrei oder mit Seegras bewachsen sind (siehe <https://www.bfn.de/lrt/0316-typ1160.html>). In dem vorliegenden Fall trifft dieses (d. h. Vorkommen von Seegras) auf das FFH-Gebiet Hamburgisches Wattenmeer mit den Bereichen um die Inseln Scharhörn, Niegehörn, Neuwerk und dem Festland zu. Die für diesen Bereich prognostizierten sehr geringen Sedimentüberdeckungen sind nicht geeignet, zu erheblichen Auswirkungen zu führen. Da die Unterbringung von Baggergut im Sommerhalbjahr eingeschränkt ist, wird die Trübung nach den Modellierungsergebnissen der BAW während der Vegetationsperiode weniger als 10% im Vergleich zur Hintergrundtrübung zunehmen (Winter-/Sommerzenario vgl. Kapitel 2.2). So sind, auch vor dem Hintergrund der natürlicherweise - sowohl zwischen den Jahren als auch im Verlauf eines einzelnen Tidezyklus - sehr variablen Trübungsverhältnisse, von den modellierten geringen Schwebstoffzunahmen nur unerhebliche Auswirkungen auf diesen Lebensraumtyp zu erwarten.

Die in diesen Lebensraumtypen vorkommenden **Makrozoobenthosarten** sind entweder an eine erhöhte Gewässertrübung angepasst (LRT 1130) oder die Trübungserhöhung ist so gering, dass nur von vernachlässigbar geringen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos (hier insbesondere die Miesmuschel als sensibelster Vertreter dieser Artengruppe) ausgegangen wird (LRT 1140 und LRT 1160). Gleiches gilt für verbringungsbedingte lokale Sedimentüberdeckungen von Makrozoobenthosarten. Nur im Bereich von Elbe-km 730 bis Elbe-km 733, wo direkt sandiges Baggergut verbracht wird, kann es zu Individuenverlusten durch Überdeckung kommen. Auch wird es in diesem Bereich verbringungsbedingt nur temporär zu einem Substratwechsel und damit zu einer Änderung des Lebensraums für das Makrozoobenthos kommen. Insgesamt wirkt sich dieses jedoch nicht auf den Erhaltungszustand der Makrozoobenthosarten in den FFH-Gebieten aus (siehe auch Kapitel 4.5.1).

Potenzielle Auswirkungen auf die **Fische und Neunaugen** werden nur auf und im Nahbereich des Verbringstellenbereichs erwartet, da mögliche minimale vorhabensbedingte Veränderungen in größerer Entfernung keine Relevanz für Fische oder Neunaugen besitzen. Demnach muss hier nur im FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-391) der Bereich von Elbe-km 730 bis 733 näher betrachtet werden. Dadurch, dass hier ausschließlich sandiges/nicht bindiges Baggergut untergebracht werden soll, entsteht dabei nur eine geringe Trübungserhöhung, die keine Relevanz für Fische und Neunaugen entfaltet. Mit Individuenverlusten durch Überdeckung ist bei den FFH-Arten nicht zu rechnen; potenziell können nur junge Plattfische (insbes. Schollen) und wenig mobile Kleinfische wie z. B. Steinpicker betroffen sein, jedoch ohne Auswirkungen auf Populationsebene (siehe Kapitel 5.6.2).

Eine relevante Beeinträchtigung der **Meeressäuger Seehund, Kegelrobbe und Schweinswal** durch Vergrämung, Schall, Trübung und Kollision ist nicht zu erwarten. Den Tieren stehen ausreichend Ausweichflächen zur Verfügung und die Liegeplätze der Robben befinden sich mit über 1.500 Meter Abstand in ausreichender Entfernung zu dem Verbringstellenbereich (siehe Kapitel 5.6.3).

Vergrämungen von **Vögeln** durch den Schiffsverkehr sind zwar grundsätzlich nicht auszuschließen, können jedoch vermieden werden, sofern sich die Baggerschiffe nicht zu weit von der Fahrrinne entfernen, da sich die Tiere an den Schiffsverkehr in der Fahrrinne gewöhnt haben oder diesen Bereich meiden. Ruhe-, Mauser- und Aufzuchtbereiche liegen in ausreichender Entfernung (> 1.000 m) zu dem Verbringstellenbereich und der Fahrrinne (siehe auch Kapitel 5.6.4).

Relevante Auswirkungen durch Trübungserhöhungen oder auf die Nahrungsverfügbarkeit sind weder für die Vögel noch für die Meeressäuger zu erwarten und damit auch keine erheblichen Beeinträchtigungen.

Fazit

Insgesamt werden mögliche nachteilige Auswirkungen aus der hier betrachteten Verbringung über 5 Jahre auf die Natura 2000-Gebiete als unerheblich eingeschätzt.

6.2 Nationalparks

Gemäß § 6 des Gesetzes zum Schutze des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (Nationalparkgesetz - NPG) vom 17. Dezember 1999 ist die Erfüllung der gesetzlichen Aufgaben der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes zulässige Maßnahme im Nationalpark. Auch die Verbote des Gesetzes über den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ (NWattNPG) vom 11. Juli 2001 gelten gemäß § 16 nicht für die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes zur Erfüllung ihrer gesetzlichen Aufgaben, mit Ausnahme des Ausbaus der Wasserstraßen, sofern keine erhebliche Beeinträchtigung der FFH-Gebiete vorliegt. Das Gesetz über den Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer vom 9. April 1990 nimmt gleichfalls Maßnahmen der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes zur Erfüllung ihrer gesetzlichen Aufgaben, einschließlich der Gewässerunterhaltung von den Verboten des Nationalparkgesetzes aus. Somit ist eine weitergehende Betrachtung der Vorgaben der Nationalparkgesetze für die vorliegende Maßnahme nicht erforderlich.

6.3 Naturschutzgebiete

Folgende Naturschutzgebiete liegen in dem potenziellen Wirkungsbereich der Maßnahme:

- > Elbe und Inseln
- > Hadelner und Belumer Außendeich
- > Niedersächsischer Mündungstrichter der Elbe

Detaillierte Informationen zu den Naturschutzgebieten sind den jeweiligen Schutzgebietsverordnungen der Länder zu entnehmen.

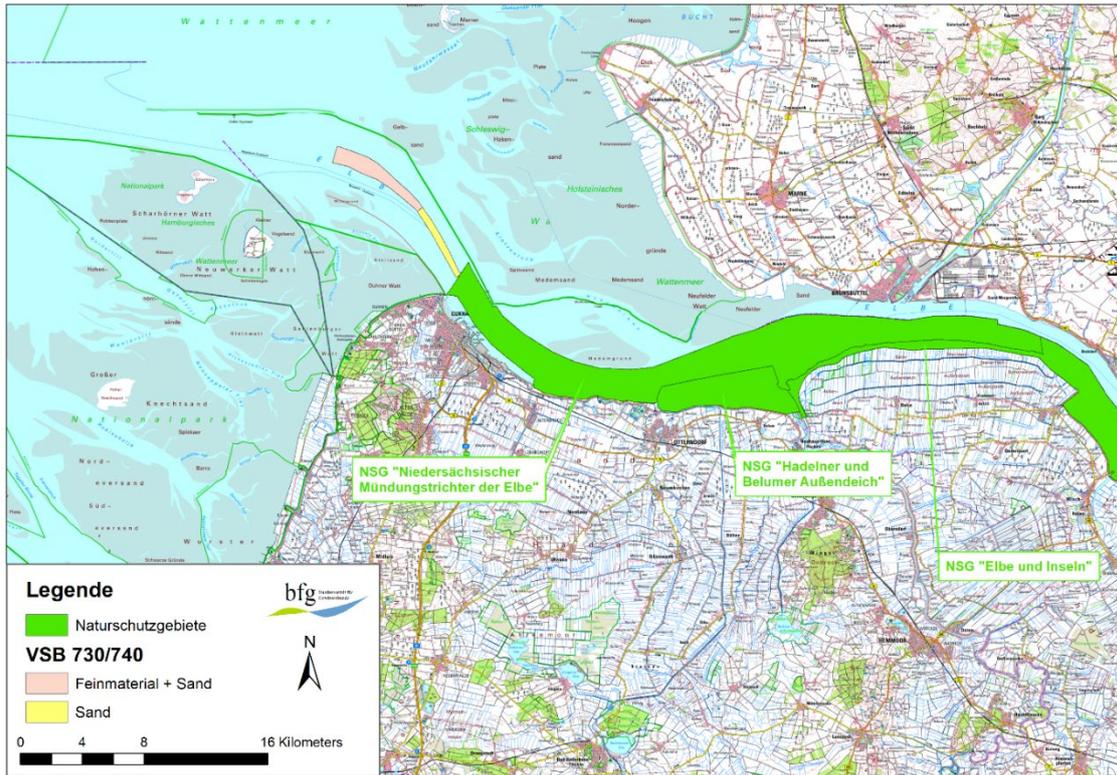


Abbildung 6-2: Naturschutzgebiete

Da die im Wirkbereich der Maßnahme gelegenen Naturschutzgebiete im FFH-Gebiet „Unterelbe“ und dem VSG „Unterelbe“ liegen und der Schutzzweck der Naturschutzgebiete (siehe Schutzgebietsverordnungen) durch die Erhaltungsziele der Natura 2000-Gebiete abgedeckt ist, sind die relevanten Vorgaben in der Betrachtung der Natura 2000-Gebiete (siehe Kapitel 6.1) mitberücksichtigt.

6.4 Gesetzlich geschützte Biotope

Zu den gesetzlich geschützten Biotopen nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes gehören u. a. Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich, Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände, Riffe, sublitorale Sandbänke, Schlickgründe mit bohrender Bodenmegafauna sowie artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe. Biotope, die zusätzlich nach Landesgesetzen geschützt sind, kommen in dem potenziellen Wirkbereich der Maßnahme nicht vor. Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung der gesetzlich geschützten Biotope führen können, sind verboten.

Nach Sichtung der verfügbaren Unterlagen (z. B. LLUR 2015 und 2019, NLWKN 2018 und 2020) gibt es derzeit keine Hinweise auf das Vorkommen von gesetzlich geschützten Biotopen im Nahbereich und unmittelbar auf dem Verbringstellenbereich; ein Vorkommen ist unwahrscheinlich. Auf weiter entfernten Flächen können geschützte Biotope, wie z. B. Wattflächen im Küstenbereich und Seegraswiesen vorkommen. Aufgrund der in Kapitel 5 prognostizierten Auswirkungen ist durch die Verbringung mit einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen Beeinträchtigung von diesen weiter entfernt liegenden gesetzlich geschützten Biotopen nicht zu rechnen.

6.5 Besonderer Artenschutz

Für alle Unterhaltungsmaßnahmen, wie z. B. die Verbringung 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.

Verboten sind:

1. Tötung, Verletzung oder Fang von Individuen besonders geschützter Arten bzw. ihrer Entwicklungsformen (welche über das allgemeine Lebensrisiko hinausgeht).
2. Erhebliche Störungen der streng geschützten Arten und europäischer Vogelarten während sensibler Zeiten, d. h. durch die sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert.
3. Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten besonders geschützter Arten.
4. Beschädigung oder Zerstörung besonders geschützter Pflanzen und ihrer Standorte

Im Rahmen der vorliegenden Betrachtung sind die besonders geschützten Arten Kegelrobbe, Aal, Meer- und Flussneunaugen, sowie die in Kapitel 4.5.4 aufgeführten europäischen Vogelarten und die streng geschützten Arten Schweinswal und Nordseeschnäpel zu berücksichtigen. Von den bisher nachgewiesenen Makrozoobenthosarten zählen keine zu den besonders bzw. streng geschützten Arten.

Maßgeblich sind im vorliegenden Fall die Betroffenheiten von geschützten Arten, die durch Trübung, Überdecken und Kollision zu Individuenverlusten führen, sowie Störungen zu sensiblen Zeiten, durch die sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert und die Schädigungen oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten.

Durch den Verbringvorgang und die dadurch entstehende erhöhte Trübung können die geschützten Fische und Neunaugen lokal und zeitlich begrenzt vergrämt werden. Es bestehen jedoch ausreichend Ausweichmöglichkeiten und Laich- und Aufwuchsgebiete sind nicht betroffen. Mit Individuenverlusten durch Überdeckung ist bei diesen Arten - im Gegensatz etwa zu juvenilen Plattfischen - praktisch nicht zu rechnen (siehe Kapitel 5.6.2).

Eine relevante Beeinträchtigung der Meeressäuger, Kegelrobbe und Schweinswal durch Vergrämung, Schall, Trübung und Kollision ist nicht zu erwarten. Den Tieren stehen ausreichend Ausweichflächen zur Verfügung und die Liegeplätze der Robben liegen in ausreichender Entfernung zu dem Verbringstellenbereich (siehe Kapitel 5.6.3).

Auch für die Vögel sind keine relevanten Störungen oder Individuenverluste zu befürchten. Die Tiere haben sich an den Schiffsverkehr in der Fahrrinne gewöhnt oder meiden diesen Bereich. Ruhe-, Mauser- und Aufzuchtbereiche liegen in ausreichender Entfernung zu dem Verbringstellenbereich (> 1.000 m) und der Fahrrinne (siehe Kapitel 5.6.4).

Zusammenfassend sind Individuenverluste bei den besonders und streng geschützte Arten infolge der Verbringung von Baggergut nicht zu erwarten, das allgemeine Lebensrisiko der Tiere wird 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.

6.6 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung

Eingriffe in Natur und Landschaft im Sinne des § 14 BNatSchG sind Veränderungen der Gestalt oder der Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können. Daher fallen nach BMVI (2015) insbesondere regelmäßig durchgeführte Unterhaltungsmaßnahmen normalerweise nicht unter die Eingriffsregelung. Da nach Aussage des WSA Elbe-Nordsee der Verbringstellenbereich 730 bis 741 schon seit Jahren zur Verbringung von Baggergut genutzt wird, es sich also nicht um eine Neueinrichtung einer Umlagerungsfläche handelt, stellt nach Mitteilung der Planfeststellungsbehörde der GDWS die geplante Baggergutverbringung keinen Eingriff gemäß § 14 BNatSchG dar.

6.7 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Aufgrund von Art und Umfang im Umgang mit dem Baggergut aus der Fahrrinnenunterhaltung kann dieser prinzipiell mit Wirkungen auf umgebende Oberflächenwasserkörper (OWK) verbunden sein. Dagegen sind aus vernünftigen Gründen keine Wirkungszusammenhänge auf Grundwasserkörper (GWK) vorhanden, weil kein Raumbezug gegeben ist bzw. im Bereich der Übergangs- und Küstengewässer keine Grundwasserkörper ausgewiesen sind.

Prüfgegenstand bei OWK sind die Zustandsbewertungen der für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial relevanten biologischen Qualitätskomponenten (QK) Phytoplankton, Angiospermen, benthische wirbellose Fauna und wo zutreffend, auch die Fischfauna. Für den chemischen Zustand von OWK sind bestimmte Umweltqualitätsnormen relevant.

Prüffrage beim ökologischen Zustand bzw. ökologischen Potenzial von OWK ist, ob mit der Verbringung von Baggergut aus der laufenden Fahrrinnenunterhaltung Wirkungen verbunden sind, welche geeignet sind, Artzusammensetzung und Abundanz (sowie Altersstruktur bei der Fischfauna) bei den jeweiligen bewertungsrelevanten biologischen QK so zu verändern, dass auf Wasserkörperriveau ein Abrutschen in die nächstschlechtere Bewertungsstufe zu besorgen ist (Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot). Befindet sich eine biologische QK bereits in der niedrigsten Stufe, ist zu prüfen, ob es verbringungsbedingt weitere mess- und beobachtbare Beeinträchtigungen auf Wasserkörperriveau gibt (Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot). Zusätzlich sind die einschlägigen Regelungen im Zusammenhang mit der Rolle der flussgebietspezifischen Schadstoffe bei der Bewertung des ökologischen Zustands bzw. dem ökologischen Potenzial zu beachten.

Prüfgegenstand beim chemischen Zustand von OWK ist die Einhaltung bestimmter Umweltqualitätsnormen (UQN) von Stoffen im Wasser, Sediment bzw. Biota.

Prüffrage beim chemischen Zustand von OWK ist, ob verbringungsbedingt relevante Stoffe derart in einen OWK eingebracht oder freigesetzt werden, dass eine bisher eingehaltene UQN auf Wasserkörperriveau erstmalig überschritten wird (Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot). Ist eine UQN bereits nicht eingehalten (chemischer Zustand „nicht gut“), ist zu prüfen, ob es verbringungsbedingt weitere auf Wasserkörperriveau mess- und beobachtbare Einträge des fraglichen Stoffs gibt (Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot).

Mit Blick auf das Zielerreichungsgebot sind die Maßnahmen des Maßnahmenprogramms relevant. Prüffrage sowohl beim ökologischen Zustand/Potenzial als auch beim chemischen Zustand von OWK ist, ob verbringungsbedingt Maßnahmen des Maßnahmenprogramms ver- oder

behindert werden (Verstoß gegen das Zielerreichungsgebot). Dabei sind ggf. auch die einschlägigen Regelungen im Zusammenhang mit der Rolle der flussgebietspezifischen Schadstoffe bei der Bewertung der Zielerreichung des ökologischen Zustands bzw. dem ökologischen Potenzial zu beachten.

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

Für die Betrachtung möglicher Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsziele nach WRRL ist die Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans FGE Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021 (FGG Elbe 2016, siehe <https://www.fgg-elbe.de/eg-wrrl/bewirtschaftungsplan-2015.html>) und die dort festgelegte Ist-Zustandsbewertung verbindlich. Diesem Beitrag liegen für die betrachteten Wasserkörper auch die Wasserkörpersteckbriefe der Datenplattform WasserBLiCK zugrunde, (<http://geoportal.bafg.de>, Download jeweils am 14.09.2020).

BfG-2067

Ab dem 22.12.2021 erlangt der dritte Bewirtschaftungsplan und das dritte Maßnahmenprogramm Gültigkeit und ist behördenverbindlich. Seit dem 22.12.2020 liegen die Entwürfe dieser Unterlagen zur Öffentlichkeitsbeteiligung vor. Diese vorläufigen Unterlagen, welche erfahrungsgemäß vor der abschließenden Veröffentlichung nicht mehr maßgeblich verändert werden, werden bei dieser Auswirkungsprognose bezüglich der Baggergutverbringung unter Vorbehalt berücksichtigt. Auf die Vorläufigkeit der Unterlagen wird hingewiesen. Diesem Beitrag liegen diese veröffentlichten Entwürfe des Bewirtschaftungsplans und Maßnahmenprogramms (https://beteiligung.fgg-elbe.de/bp/PDF-Anlagen/Entwurf_BP_Stand_12-2020.pdf und https://beteiligung.fgg-elbe.de/ubmnp/PDF-Anlagen/Entwurf_MNP_FGG-Elbe_12-2020_nach_Elbe_Rat.pdf) sowie noch nicht öffentlich zugängliche Daten aus der laufenden Berichterstattung der Bundesländer über das Portal WasserBLiCK an die Kommission zum 3. Bewirtschaftungszyklus zugrunde.

Von der Verbringung möglicherweise betroffene OWK sind in Abbildung 6-3 dargestellt.

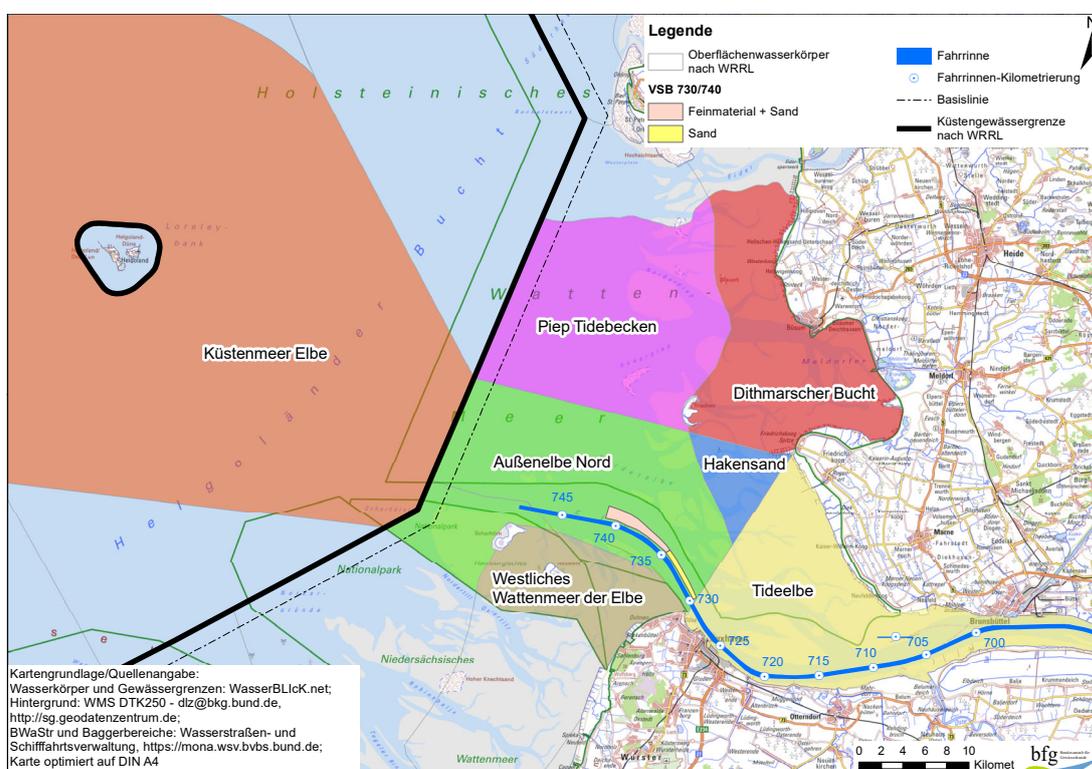


Abbildung 6-3: Möglicherweise betroffene Oberflächenwasserkörper (OWK)

Zum Koordinierungsraum Tideelbe gehören dem Ästuarverlauf folgend diese OWK:

Der OWK **Tideelbe (Übergangsgewässer) (DE_TW_DESH_T1.5000.01²⁵ bzw. DETW_DESH_T1-5000-01²⁶)** (Elbe-km 654,9 - 727,7) erstreckt sich über eine Fläche von rund 400 km² auf und weist 3 repräsentative Messstellen aus. Westlich schließt sich der **OWK Außenelbe-Nord (Küstengewässer) (DE_CW_N3.5000.04.01²⁷ bzw. DECW_DESH_N3-5000-04-01²⁸)** (Elbe-km 727,7 – ca. km 756) mit einer Fläche von rund 362 km² und 2 repräsentativen Messstellen an, gefolgt vom OWK **Küstenmeer Elbe (Küstengewässer) (DE_CW_N0.5000²⁷ bzw. DETE_DESH_N0-5000²⁸)**, mit dem dritten Bewirtschaftungsplan erfolgte nicht nur eine Neucodierung, sondern auch eine Umbenennung der Küstengewässer seewärts der 1-Meilenzone in **Territorialgewässer**), Fläche ca. 1.997 km² mit zwei repräsentativen Messstellen. Ebenfalls zum Koordinierungsraum der Tideelbe und im möglichen Auswirkungsbereich der Baggergutverbringung gehören der OWK **Westliches Wattenmeer der Elbe (Küstengewässer) (DE_CW_N4_5900_01²⁷ bzw. DECW_DENI_N4-5900-01²⁸)** mit einer Fläche von rund 118 km² und zwei repräsentativen Messstellen sowie nördlich der Verbringstelle der rund 44 km² große OWK **Hakensand (Küstengewässer) (DE_CW_N4.5000.04.02²⁷ bzw. DECW_DESH_N4-5000-04-02²⁸)** mit einer repräsentativen Messstelle. Ebenfalls im möglichen Wirkungsbereich der Baggergutverbringung befinden sich zwei weitere OWK im Koordinierungsraum der Eider und zwar der OWK **Dithmarscher Bucht (Küstengewässer) (DE_CW_N4.9500.03.02²⁷ bzw. DECW_DESH_N3-9500-03-01²⁸)**, ca. 251 km² groß und mit einer repräsentativen Messstelle sowie dem OWK **Piep Tidebecken (Küstengewässer) (DE_CW_N3.9500.03.01²⁷ bzw. DECW_DESH_N3-9500-03-01²⁸)**, ebenfalls mit einer repräsentativen Messstelle und mit einer Ausdehnung von ca. 331 km².

Mögliche Wirkungen durch die Baggergutentnahme in den jeweiligen Baggerabschnitten auf die dortigen OWK sind nicht Gegenstand dieser Auswirkungsprognose. Jedoch ist die Lage der jeweiligen Baggerabschnitte in den zugehörigen OWK mit Blick auf mögliche, nach WRRL relevante Schadstoffgehalte gemäß Einstufung im Bewirtschaftungsplan von Bedeutung und diese Schadstoffgehalte sind für die Auswirkungsprognose bei der Verbringung zu betrachten. Für die jeweiligen Prognosen in den nachfolgenden Kapiteln wird zugrunde gelegt:

1 Mio. m³ feinkörniges Baggergut aus dem Bereich Hamburg stammt aus dem OWK **Hafen (DE_RW_DEHH_el_02)**, km 615,0 - 635,0.

2 Mio. m³ feinkörniges Baggergut aus der Begegnungsstrecke (km 635 bis km 645) sowie den BA 1 bis BA 3 (Wedel, Elbe-km 638,9 bis, Elbe-km 644,0 Juellssand), welche im OWK **Elbe West (DE_RW_DESH_el_03)** Elbe-km 635,0 - 654,9 liegen.

Das feinkörniges Baggergut aus den elbseitigen Vorhäfen des NOK (1 Mio. m³) sowie 3,5 Mio. m³ aus dem Baggerabschnitt BA 12 (Elbe-km 698,5 bis 709,0 Osteriff) sind dem OWK **Tideelbe (Übergangsgewässer) (DE_TW_DESH_T1.5000.01)** (Elbe-km 654,9 - 727,7) zuzuordnen.

Wegen stofflicher Aspekte weniger relevant, aber der Vollständigkeit halber erwähnt sind insgesamt 4 Mio. m³ sandiges Baggergut aus den Baggerabschnitten BA 10 (Scheelenkuhlen, Elbe-km 685,5 - 689,8), BA 11 (Brunsbüttel, Elbe-km 689,8 - 698,5), BA 13 (Medemgrund, Elbe-km 709,0 - 717,0) und BA 14 (Altenbruch, Elbe-km 717,0 - 726,0), diese Baggerab-

²⁵ Codierung 2. Bewirtschaftungsplan

²⁶ Codierung 3. Bewirtschaftungsplan

schnitte liegen ebenfalls im OWK **Tideelbe (Übergangsgewässer)** (Elbe-km 654,9 - 727,7). Die Baggerabschnitte BA 15 (Leitdamm Cuxhaven Elbe-km 726,0 - 732,0), BA 16 (Östliche Mittelrinne Elbe-km 732,0 - 739,0) und BA 17 (Westliche Mittelrinne 739,0 - 748,0) liegen bereits im OWK **Außenelbe-Nord (DE_CW_N3.5000.04.01)** Elbe-km 727,7 - ca. km 756, dem OWK, in dem auch der VSB 730/740 liegt.

6.7.1 Auswirkungsprognose für den zweiten und dritten Bewirtschaftungszyklus

Für die Beurteilung der Ist-Zustandssituation des chemischen Zustands und der Stoffe, welche ggf. die jeweilige UQN nicht einhalten, sind die OWK relevant, aus denen feinkörniges Baggergut entnommen wird. Wegen der Relevanz im Zusammenhang mit der Einstufung des ökologischen Zustandes sind auch UQN-Überschreitungen von flussgebietspezifischen Schadstoffen in diesen OWK von Bedeutung. In der Tabelle 6-11 sind aus den Wasserkörpersteckbriefen²⁷ und den bislang nicht frei zugänglichen Wasserkörpersteckbriefen für den 3. Bewirtschaftungszyklus die Zustandsbewertungen der von der Verbringung möglicherweise betroffenen OWK wiedergegeben.

²⁷ <https://geoportal.bafg.de/mapapps2/resources/apps/WKSB/index.html?lang=de>, Download am 3.03.2021

Tabelle 6-11: Stoffe mit UQN-Überschreitung

Stoffe des chemischen Zustandes und flussgebietspezifische Schadstoffe in den OWK der Baggerabschnitte mit feinkörnigem Baggergut im 2. und 3. Bewirtschaftungsplan (BWPI)

| OWK mit Baggerabschnitten mit feinkörnigem - Baggergut Überschrittene UQN des - chemischen Zustandes | OWK Tideelbe (DETW_DESH_T1-5000-01) | | OWK Elbe West (DERW_DESH_EL_03) | | OWK Hafen (DERW_DEHH_EL_02) | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|---------|------------------------------------|---------|--------------------------------|---------|
| | 2. BWPI | 3. BWPI | 2. BWPI | 3. BWPI | 2. BWPI | 3. BWPI |
| Benzo(a)pyren | X | | | X | | X |
| Benzo(b)fluoranthen | X | | X | | X | |
| Benzo(g,h,i)perylene | X | | X | | X | |
| Benzo(k)fluoranthen | X | | | | | |
| Brominated Diphenylether (BDE) | X | | X | X | X | |
| Fluoranthen | X | X | | X | | X |
| Cypermethrin ¹⁾ | | | X | | X | |
| Heptachlor und Heptachlorepoxyd ¹⁾ | | | X | | X | |
| Hexachlorbenzen | | X | X | X | X | X |
| Hexachlorhexan | | X | | | | |
| Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) | X | | X | | X | |
| Quecksilber und Quecksilberverbindungen | X | X | X | X | X | X |
| Total Benzo(g,h,i)-perylene (CAS_191-24-2) + Indeno(1,2,3-cd)-pyrene (CAS_193-39-5) | | X | | X | | X |
| Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation) | X | X | X | X | X | X |
| UQN eines flussgebietspezifischen Schadstoffs überschritten | | | | | | |
| Imidacloprid | | | X | | X | |
| Nicosulfuron ¹⁾ | X | | X | | X | |
| Silber ¹⁾ | | | X | | X | |
| Irgarol | | | | | | X |
| Kupfer | | | | X | | X |
| Arsen | | X | | | | |
| PCB-118 | | | | X | | X |
| PCB-138 | | | | X | | |
| PCB-153 | | | | X | | X |
| PCB-180 | | | | X | | X |
| PFOS | | | | | | X |

¹⁾ In Wasser schlecht löslich und eher sedimentgebunden

In der Tabelle 6-12 sind die Zustandsbewertungen der vom Vorhaben möglicherweise betroffenen OWK wiedergegeben. Im Folgenden wird geprüft, ob die Einstufungen ggf. durch die Baggergutverbringungen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eine Veränderung erfahren werden.

Tabelle 6-12: Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial und chemischer Zustand der Oberflächenwasserkörper im 2. und 3. Bewirtschaftungsplan

| | Küstenmeer Elbe | | Piep Tidebecken | | Dithmarscher Bucht | | Westliches Wattenmeer | | Außenelbe Nord | | Hakensand | | Tideelbe | |
|------------------------------------------------------|--------------------|----|--------------------|----|-----------------------|----|--------------------------|----|-------------------|----|-----------|----|----------|----|
| | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. |
| Bewirtschaftungsplan | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. | 2. | 3. |
| Gesamtbewertung des ökol. Zustands/Potenzials | | | | | | | | | | | | | | |
| Phytoplankton | | | | | | | | | | | | | | |
| Angiospermen | | | | | | | X | X | | | | | | |
| Makrophyten/ Phytobenthos | | | | | | | | | | | | | | |
| MZB | | | | | | | | | | | | | | |
| Fischfauna | | | | | | | | | | | | | | |
| Spezifische Schadstoffe | | | | | | | | | | | | | As | N |
| Chemischer Zustand | Hg 8) | | Hg 7) | | Hg 6) | | Hg 5) | | Hg 4) | | Hg 3) | | 1) | 2) |

| | | | | | | |
|---------------------------------------------------------------------|----------------|-----------|-------------------|----------------|---------------------------|---------------------|
| Ökologischer Zustand der Oberflächenkörper (OWK) | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht | nicht klassifiziert |
| Ökologisches Potenzial der OWK | gut und besser | mäßig | unbefriedigend | schlecht | nicht klassifiziert | |
| Spezifische Schadstoffe: Einhaltung der Umweltqualitätsnormen (UQN) | eingehalten | | nicht eingehalten | | ● = UQN nicht eingehalten | |
| Chemischer Zustand der OWK | gut | nicht gut | | | | |

X) Die Qualitätskomponente Angiospermen wurde behördlicherseits nicht eingestuft. Aufgrund der Seegrassvorkommen (KÜFOG GmbH et al. 2020) werden die Angiospermen hilfsweise in den „schlechten Zustand“ eingestuft. Hinweis: Quelle <https://geoportal.bafg.de/> (Abgerufen 21.10.20)

As = Arsen, N = Nicosulfuron

UQN für folgende Stoffe überschritten:

Hg = Quecksilber,

1) Fluoranthen, Hexachlorbenzen, Hexachlorcyclohexan, Total Benzo(g,h,i)-perylene (CAS_191-24-2) + Indeno(1,2,3-cd)-pyrene (CAS_193-39-5), Quecksilber und Quecksilberverbindungen und Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)

2) Benzo(a)pyren Benzo(b)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylene, Benzo(k)fluoranthen, Brominated Diphenylether (BDE), Fluoranthen, Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen und Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)

3) Bromierte Diphenylether (BDE), Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

4) Bromierte Diphenylether (BDE), Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

5) Bromierte Diphenylether (BDE), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

6) Bromierte Diphenylether (BDE), Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

Tributylzinnverbindungen (Tributylzinn-Kation)

7) Bromierte Diphenylether (BDE), Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

8) Bromierte Diphenylether (BDE), Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS), Quecksilber und Quecksilberverbindungen

Der VSB 730/740 liegt im OWK Außenelbe-Nord (Elbe-km 727,7 – 746,3/756).

Für die weitere Betrachtung ist von Bedeutung, dass bis auf den OWK Außenelbe-Nord und Hakensand keine bewertungsrelevanten biologischen QK (maßgeblich für die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials) sowohl im zweiten als auch im dritten Bewirtschaftungsplan behördlicherseits in die niedrigste Klasse eingestuft worden sind. Im OWK Westliches Wattenmeer Elbe wird für die biologische Qualitätskomponente Angiospermen hilfsweise eine Ist-Zustandsbewertung vorgenommen.

Der chemische Zustand ist u. a. aufgrund der ubiquitären Überschreitung der UQN für Quecksilber in Biota in allen OWK als „nicht gut“ und damit in der niedrigsten Klasse eingestuft. Im OWK Tideelbe kommen noch weitere Stoffe mit UQN-Überschreitung hinzu, wobei die Stofflisten im zweiten und dritten Bewirtschaftungsplan unterschiedlich sind.

Die sogenannten Hilfsparameter (hydromorphologische, physikalisch-chemische Hilfskomponenten etc.) werden keiner eigenständigen Bewertung unterzogen. Vielmehr werden hier maßnahmenbedingte Veränderungen genutzt, um Aussagen über mögliche Verschlechterungen der bewertungsrelevanten biologischen QK treffen zu können. Allerdings können Überschreitungen eines flussgebietspezifischen Schadstoffes unter den einschlägigen Bedingungen direkt Relevanz für die Bewertung der Ökologie entfalten. Lediglich in dem OWK Außenelbe-Nord ist für den Bewirtschaftungszeitraum 2016 - 2021 die Betrachtung aufgrund der Einstufung der biologischen QK benthische wirbellose Fauna in die Klasse „sehr gut“ eine bewertende Betrachtung der unterstützend heranzuziehenden QK erforderlich.

Bewertung der Baggergutverbringung aus WRRL-Perspektive

Das EuGH-Urteil (C-461/13) von 2015²⁸ legt dar, welche Kriterien für eine mögliche Verletzung des Verschlechterungsverbotes anzuwenden sind. Befindet sich eine QK in der niedrigsten Klasse und würde diese QK maßnahmenbedingt zusätzlich beeinträchtigt, ist das Verschlechterungsverbot verletzt. Des Weiteren stellt das BVerwG 2017 im Urteil zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe²⁹ klar, dass auch diese weitere Verschlechterung auf Wasserkörperniveau mess- und beobachtbar sein muss. Befindet sich eine QK nicht in der niedrigsten Einstufung, ist bezogen auf den gesamten Wasserkörper zu prüfen, ob maßnahmenbedingte Wirkungen geeignet sind, ein Abrutschen in die nächstschlechtere Stufe auszulösen (Verletzung des Verschlechterungsverbotes). Weiterhin ist zu prüfen, ob bei defizitären Zuständen maßnahmenbedingt eine Be- bzw. Verhinderung von Verbesserungsmaßnahmen (s. FGG Elbe 2015³⁰) zu besorgen ist (Verletzung des Zielerreichungsgebotes).

In der nachfolgenden Auswirkungsprognose werden neben direkten Wirkungen, welche nur im engeren Verbringungsgebiet durch Überdeckung bewertungsrelevanter Arten (Tötung, Vertreibung) stattfinden, insbesondere Wirkungen betrachtet, welche die Ausprägung der unterstützenden Qualitätskomponenten beeinflussen und sich infolge ggf. auf die Einstufung der bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten auswirken. Hier sind es v. a. die Veränderungen der Trübung, der Nährstoffgehalte, Substratveränderungen (Ab- und Auflagerungen von Grob- und Feinsedimenten) sowie Veränderungen der Konzentrationen flussgebietspezifischer Schadstoffe als Kriterium der Einstufung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials. Zum chemischen Zustand werden Veränderungen der Konzentrationen von prioritären Stoffen in den Blick genommen, insbesondere solche Stoffe, welche eine Bindung an Feinsedimente aufweisen und somit überhaupt ein Wirkungspfad angenommen werden kann.

²⁸<http://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=165446&pageIndex=0&doclang=DE&mode=req&dir=&occ=first&part=1>

²⁹ <https://www.bverwg.de/de/090217U7A2.15.0>

³⁰ FGG Elbe (2015): Aktualisiertes Maßnahmenprogramm, download: http://www.fgg-elkbe.de/index.php/berichte.html?file=tl_files/Downloads/EG_WRRL/ber/mnp2015/massnahmenprogramm_12.11.2015.pdf

OWK Küstenmeer Elbe (Hoheitsgewässer) (DE_CW_N0.5000 bzw. DETE_DESH_N0-5000)

Im OWK Küstenmeer Elbe ist nur der chemische Zustand von Bedeutung. Eine Verbringung von Baggergut findet dort nicht statt. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, dass im Bereich dieses OWK keine Bilanzierungsräume liegen, welche von rechnerisch nachweisbaren Trübungen oder auch Sedimentablagerungen erreicht werden. Infolge ist auch eine Veränderung von Schadstoffgehalten nicht zu erwarten.

Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot kann ausgeschlossen werden.

OWK Piep Tidebecken (DE_CW_N3.9500.03.01 bzw. DECW_DESH_N3-9500-03-01)

Eine Verbringung von Baggergut findet im OWK Piep Tidebecken nicht statt. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, dass im Bereich dieses OWK keine Bilanzierungsräume liegen, welche von modelltechnisch nachweisbaren bzw. nennenswerten Trübungen oder auch Sedimentablagerungen erreicht werden. Infolge kann auch eine Veränderung von Nähr- bzw. Schadstoffgehalten ausgeschlossen werden. Ein Wirkungszusammenhang sowohl zu den bewertungsrelevanten biologischen QK als auch zu den relevanten Umweltqualitätsnormen des chemischen Zustandes ist nicht anzunehmen.

Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot kann ausgeschlossen werden.

OWK Dithmarscher Bucht (DE_CW_N4.9500.03.02 bzw. DECW_DESH_N3-9500-03-01)

Eine Verbringung von Baggergut findet im OWK Dithmarscher Bucht nicht statt. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, dass im Bereich dieses OWK keine Bilanzierungsräume liegen, welche von modelltechnisch nachweisbaren bzw. nennenswerten Trübungen oder auch Sedimentablagerungen erreicht werden. Lediglich mit den Seegrasvorkommen, welche auch in die Beurteilung der QK Angiospermen Eingang gefunden haben, besteht ein grundsätzlicher Wirkungszusammenhang. Aufgrund der Prognose der Trübung (siehe Abbildung 5-5) i. V. m. den Ausführungen im Kapitel 4.6 bzw. 5.7, kann eine bewertungsrelevante Auswirkung mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Auch eine relevante Veränderung von Nährstoffen in sensiblen Zeiten kann ausgeschlossen werden. Eine bewertungsrelevante Auswirkung auf die Einstufung der biologischen QK ist nicht anzunehmen. Die berechneten verbringungsbedingten Trübungserhöhungen als Eintragungsweg für daran gebundene Schadstoffe ist nicht geeignet, messbare Konzentrationsveränderungen auszulösen, um bei einer bereits überschrittenen UQN bzw. erstmalig eine UQN-Überschreitung auszulösen. Das gilt auch für die weitere Erhöhung der nicht eingehaltenen UQN von Quecksilber in Biota bzw. der Stoffe mit UQN-Überschreitung im 3. BWPl. Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung. Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot sowohl beim ökologischen Zustand als auch beim chemischen Zustand kann ausgeschlossen werden.

OWK Westliches Wattenmeer Elbe (DE_CW_N4_5900_01 bzw. DECW_DENI_N4-5900-01)

Eine Verbringung von Baggergut findet im OWK Westliches Wattenmeer Elbe nicht statt. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, dass dieser OWK (Bilanzierungsräume 2, 13, 15,

25 und 63) teilweise von modelltechnisch nachweisbaren Trübungen oder auch Sedimentablagerungen erreicht werden und ein Wirkungszusammenhang nicht von vornherein verneint werden kann. Allerdings wurde behördlicherseits keine Einstufung der biologischen Qualitätskomponente Angiospermen durchgeführt. Hilfsweise wird daher betrachtet, ob die vor allem im Bilanzierungsraum 25 angetroffenen Seegrassbestände, welche sich nach KÜFOG GmbH et al. (2020) im schlechten ökologischen Zustand befinden, bewertungsrelevant vom Vorhaben beeinflusst werden. Da in den Sommermonaten nur 1,75 Mio. m³ Baggergut aus BA 12 verbracht wird, kann ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot ausgeschlossen werden. Es kann auch eine relevante Veränderung von Nährstoffen ausgeschlossen werden (siehe Kapitel 5.4). Im Kapitel 5.6.1 konnte gezeigt werden, dass die gegenüber Überdeckung und Trübung empfindliche Miesmuschel nicht bewertungsrelevant beeinträchtigt wird. Die für die WRRL-Bewertung relevanten Arten des Makrozoobenthos, welche in diesem Wasserkörper angetroffen werden, weisen durchweg geringere Empfindlichkeiten als die Miesmuschel auf, so dass eine bewertungsrelevante Wirkung nicht besteht. Eine bewertungsrelevante Auswirkung auf die Einstufung der biologischen Qualitätskomponenten ist nicht anzunehmen. Der über die Trübungserhöhung stattfindende Eintrag von an verbringungsbedingten Schwebstoffen gebundenen Schadstoffen ist nicht in der Lage, sowohl auf Wasserkörperrniveau als auch an den repräsentativen Messstellen erstmalig eine UQN-Überschreitung bzw. eine weitere Konzentrationserhöhung eines Stoffes mit überschrittener UQN auszulösen. Mit Blick auf die für den nicht guten chemischen Zustand mit verantwortliche, überschrittene UQN von Quecksilber in Biota bzw. der Stoffe mit UQN-Überschreitung im 3. BWPl, findet theoretisch über das eingeschwemmte Sediment ein zusätzlicher Schadstoffeintrag statt. Dieser ist jedoch derart gering, dass eine Erhöhung der Gehalte von Quecksilber in Biota bzw. der Stoffe mit UQN-Überschreitung im 3. BWPl nicht anzunehmen ist. Zudem bestehen bislang keine fundierten Methoden, um von derart geringen Einträgen von an Sediment gebundenem Quecksilber auf eine zukünftige Konzentration in Biota schließen zu können (siehe Kapitel 5.5.4).

Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot sowohl beim ökologischen als auch beim chemischen Zustand kann ausgeschlossen werden.

OWK Außenelbe-Nord (DE_CW_N3.5000.04.01 bzw. DECW_DESH_N3-5000-04-01)

Der OWK Außenelbe-Nord gehört zu den nicht erheblich veränderten Wasserkörpern (NWB). Damit sind die Bewirtschaftungsziele für diesen Wasserkörper der „gute ökologische Zustand“ und der „gute chemische Zustand“. Relevant für den Gewässertyp Küstengewässer, zu dem der OWK Außenelbe-Nord gehört, sind nur die biologischen QK „Phytoplankton/sonstige Gewässerflora“ und „benthische wirbellose Fauna“. Im OWK Außenelbe-Nord ist nicht nur der chemische Zustand in der niedrigsten Klasse, sondern auch der ökologische Zustand wurde aufgrund des schlechten Zustands der biologischen QK „Phytoplankton“ nach der „one out - all out“-Regel in die niedrigste Klasse eingestuft. Damit ist aufgrund des EuGH-Urteils bei weiteren Belastungen der QK „Phytoplankton“ ein enger Maßstab anzulegen. Für den Bewirtschaftungszeitraum 2016 - 2021 sind bewertungsrelevant in diesem OWK - zumindest für die biologischen QK „wirbellose benthische Fauna“, welche sich im „sehr guten Zustand“ befindet - auch die hilfsweise heranzuziehenden QK. Das sind für Küstengewässer die hydromorphologischen Komponenten (morphologische Bedingungen) Tiefenvariation, Struktur und Substrat des Meeresbodens, Struktur der Gezeitenzone und (Tidenregime) Richtung der vorherrschenden Strömungen, Wellenbelastung sowie die chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten.

ten Sichttiefe, Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt und Nährstoffverhältnisse. Im Gegensatz zu den Einstufungen „gut“ und „schlechter“ sind bezüglich der unterstützenden Komponenten folgende Bedingungen zu erfüllen:

„Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.“ WRRL, Anhang V, Tabelle 1.2, S. 50.

Bei der Bewertung der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ ist allerdings auch zu beachten, dass im Wasserkörper Außenelbe Nord sich für das Makrozoobenthos keine repräsentative Messstelle befindet und die Ergebnisse von der repräsentativen Messstelle des phänotypisch vergleichbaren, benachbarten Oberflächenwasserkörper Piep Tidebecken (DE_CW_N3.9500.03.01 bzw. DECW_DESH_N3-9500-03-01) hierher übertragen worden sind.

Ökologischer Zustand:

2. BWPI (benthische wirbellose Fauna): Die insgesamt festgestellten Auswirkungen durch die Verbringung von Baggergut im VSB 730/740 sind mit Blick auf die Qualitätskomponente „benthische wirbellose Fauna“ geeignet, Veränderungen herbeizuführen, welche zu einer Überschreitung der Schwelle „sehr geringfügige(r) anthropogene(r) Änderungen“ bei den unterstützend heranzuziehenden QK führen könnte. Allerdings entspricht die Art der Verbringung, die Korngrößenzusammensetzung des eingebrachten Baggerguts sowie der strömungsbedingte Weitertransport dieser Sedimente den in diesem OWK natürlicherweise stattfindenden dynamischen Prozessen. Im Kapitel 5.6.1 konnte zudem gezeigt werden, dass die gegenüber Überdeckung und Trübung empfindliche Miesmuschel nicht bewertungsrelevant beeinträchtigt wird. Die für die WRRL-Bewertung relevanten Arten des Makrozoobenthos, welche in diesem Wasserkörper angetroffen werden, weisen durchweg geringere Empfindlichkeiten auf, so dass eine bewertungsrelevante Wirkung nicht besteht. Zudem befindet sich die repräsentative Messstelle fernab der Verbringstelle. Daher wird zunächst nicht davon ausgegangen, dass diese Veränderungen auf Wasserkörperriveau geeignet sind, die zur Bewertung heranzuziehenden Parameter „Artenzusammensetzung“ und „Artenhäufigkeit“ vorhabenbedingt so nachteilig zu verändern, dass eine veränderte Einstufung der QK benthische wirbellose Fauna im gesamten OWK Außenelbe-Nord zu erwarten ist. Eine Verschlechterung in die nächstniedrigere Klasse würde auch ein maßnahmenbedingtes Ausfallen von leit- bzw. typspezifischen Arten voraussetzen.

3. BWPI (benthische wirbellose Fauna): Die unterstützenden Qualitätskomponenten entfalten für die Auswirkungsprognose auf der Grundlage des 3. Bewirtschaftungsplans keine direkte Relevanz mehr, da sich das Makrozoobenthos im „guten Zustand“ befindet. Im Übrigen trifft die zuvor abgeleitete Auswirkungsprognose für das Makrozoobenthos auch für den 3. Bewirtschaftungszyklus zu.

Bezüglich der in der niedrigsten Klasse befindlichen biologischen QK „Phytoplankton“ geht im Allgemeinen mit einer Verbringung von nährstoffbelastetem Baggergut (siehe Kapitel 5.4.2 und 5.4.3) eine Beförderung der Eutrophierung einher. Jedoch wird der Großteil der Umlagerungsmenge an nährstoffhaltigem Baggergut in den Wintermonaten stattfinden. Durch die jahreszeitlich veränderten Licht- und Temperaturbedingungen ist nicht von einer Nährstofflimitierung des Phytoplanktons auszugehen. Für die Sommermonate konnte in Kapitel 5.4.3 gezeigt werden, dass der Nährstoffeintrag zu keiner weiteren Zunahme des übermäßigen Algenwachstums führt,

da der Effekt eines geringfügig erhöhten Nährstoffeintrages durch den Effekt einer erhöhten Trübung kompensiert wird.

Insgesamt ist deshalb davon auszugehen, dass es zu keiner weiteren Beeinträchtigung der bereits in der niedrigsten Klasse befindlichen Qualitätskomponente „Phytoplankton“ kommt.

Chemischer Zustand: Für den nicht guten chemischen Zustand sind neben der ubiquitär überschrittenen UQN „Quecksilber in Biota“ auch eine Reihe weiterer Stoffe verantwortlich, von denen die sedimentgebundenen Stoffe hier betrachtet werden. Die Verbringung schadstoffbelasteten Baggerguts, größtenteils aus anderen Wasserkörpern, stellt theoretisch eine zusätzliche Schadstoffquelle dar. Zwar kommt es in den BLZ 22, 24, 27, 50, 51 und 65 zu modelltechnisch mess- bzw. beobachtbaren Sedimentablagerungen bzw. Trübungserhöhungen (s. a. Kapitel 5.3.3 und 5.3.4), diese sind jedoch nicht in der Lage, an der repräsentativen Messstelle Scharhorn bzw. auf Wasserkörperriveau einschlägige UQN erstmals zu überschreiten bzw. bei Stoffen mit UQN-Überschreitung eine weitere messbare Konzentrationserhöhung auszulösen. Verbringungsbürtiges Sediment stellt jedoch auch eine zusätzliche Schadstoffquelle für auf und im Sediment lebende Biota dar. Für das Quecksilber, bei denen die UQN in Biota überschritten wird, ist zu klären, inwieweit ein verbringungsbedingter weiterer Eintrag dieser Stoffe über das Baggergut zu einer weiteren Verschlechterung der bereits überschrittenen UQN in Biota führen kann. Mit Blick auf die für den nicht guten chemischen Zustand verantwortliche überschrittene UQN von Quecksilber in Biota findet über das eingeschwemmte Sediment ein zusätzlicher Quecksilbereintrag statt. Dieser ist jedoch gering, so dass eine Erhöhung der Gehalte von Quecksilber in Biota nicht automatisch anzunehmen ist. Zudem bestehen bislang keine fundierten Methoden, um von derart geringen Einträgen von an Sediment gebundenem Quecksilber auf eine zukünftige Konzentration in Biota schließen zu können.

Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot sowohl beim ökologischen als auch beim chemischen Zustand kann ausgeschlossen werden.

OWK Hakensand (DE_CW_N4.5000.04.02 bzw. DECW_DESH_N4-5000-04-02)

Eine Verbringung von Baggergut findet im OWK Hakensand nicht statt. Die Ergebnisse der Modellberechnungen zeigen, dass dieser OWK (Bilanzierungsraum 23), von modelltechnisch nachweisbaren Trübungen oder auch Sedimentablagerungen erreicht werden kann. Allerdings sind dort keine Seegrasbestände vorhanden, so dass kein potenzieller Wirkungszusammenhang zur Beurteilung der Qualitätskomponente Angiospermen besteht. Es kann auch eine relevante Veränderung von Nährstoffen, welche ggf. für die in der niedrigsten Stufe befindlichen Qualitätskomponente Phytoplankton Relevanz entfalten würde (s. auch Kapitel 5.4.3), ausgeschlossen werden (siehe Kapitel 5.4 und OWK Außenelbe-Nord). Im Kapitel 5.6.1 konnte gezeigt werden, dass die gegenüber Überdeckung und Trübung empfindliche Miesmuschel nicht bewertungsrelevant beeinträchtigt wird. Die für die WRRL-Bewertung relevanten Arten des Makrozoobenthos, welche in diesem Wasserkörper angetroffen werden, weisen durchweg geringere Empfindlichkeiten auf, so dass eine bewertungsrelevante Wirkung nicht besteht. Eine bewertungsrelevante Auswirkung auf die Einstufung der biologischen Qualitätskomponenten ist nicht anzunehmen.

Der über die Trübungserhöhung stattfindende Eintrag von an diesen verbringungsbedingten Schwebstoffen gebundenen Schadstoffen ist nicht in der Lage, sowohl auf Wasserkörperriveau als auch an der repräsentativen Messstelle eine nachweisbare Konzentrationserhöhung eines

Stoffes mit nicht eingehaltenen UQN bzw. erstmalig eine UQN-Überschreitung auszulösen. Mit Blick auf die für den nicht guten chemischen Zustand mit verantwortliche überschrittene UQN von Quecksilber in Biota findet theoretisch über das eingeschwemmte Sediment ein zusätzlicher Quecksilbereintrag statt. Dieser ist jedoch derart gering, dass eine Erhöhung der Gehalte von Quecksilber in Biota nicht anzunehmen ist. Zudem bestehen bislang keine fundierten Methoden, um von derart geringen Einträgen von an Sediment gebundenem Quecksilber auf eine zukünftige Konzentration in Biota schließen zu können.

Für diesen OWK enthalten die Maßnahmenprogramme keine Maßnahmen zur Zielerreichung.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot sowohl beim ökologischen als auch beim chemischen Zustand kann ausgeschlossen werden.

OWK Tideelbe (DE_TW_DESH_T1.5000.01 bzw. DETW_DESH_T1-5000-01)

Das Bewirtschaftungsziel in diesem als erheblich verändert klassifizierten Wasserkörper Tideelbe ist das gute ökologische Potenzial und der gute chemische Zustand. Eine Verbringung von Baggergut findet im OWK Tideelbe nicht statt. Die insgesamt festgestellten Auswirkungen, insbesondere in Form von morphologischen Veränderungen der Sedimentoberfläche, welche nur auf fahrrinnennahen Bereichen des westlichen Teils des OWK modellierte Sedimentauflagen von mehr als 1 mm erreichen, sind von Art und Umfang nicht geeignet, die zur Bewertung heranzuziehenden Parameter „Artenzusammensetzung“, „Artenhäufigkeit“ und bei QK „Fische“ auch „Altersstruktur“ (hier aber nur fakultativ) vorhabenbedingt so nachteilig zu verändern, dass eine veränderte Einstufung dieser QK im gesamten OWK Tideelbe und damit eine Verschlechterung (Abrutschen in die Klasse „unbefriedigend“) zu erwarten ist. Eine Verschlechterung in die nächstniedrigere Klasse würde auch ein vorhabenbedingtes Ausfallen von leit- bzw. typspezifischen Arten voraussetzen.

Für den nicht guten chemischen Zustand sind neben der ubiquitär überschrittenen UQN „Quecksilber in Biota“ auch eine Reihe weiterer Stoffe verantwortlich, von denen die sedimentgebundenen Stoffe hier betrachtet werden. Mit Blick auf die für den chemischen Zustand repräsentative Messstelle Cuxhaven bei Elbe-km 725 findet eine modelltechnisch fassbare Trübungserhöhung statt. An dieser Trübung sind auch Stoffe gebunden, welche im OWK infolge einer UQN-Überschreitung für den nicht guten chemischen Zustand verantwortlich sind. Allerdings ist die vorhandene Trübung bereits im Sommer (das Gros der Feinsedimentumlagerung wird in den wesentlich trübungsintensiveren Wintermonaten stattfinden) um den Faktor 10 höher. Eine messtechnisch sicher nachweisbare Schadstofferrhöhung infolge der Verbringung ist daher an der repräsentativen Messstelle nicht anzunehmen und kann auf Niveau des gesamten rd. 400 km² großen Wasserkörpers ausgeschlossen werden. Die im gültigen Maßnahmenprogramm enthaltenen Maßnahmen (welche auch im 3. Maßnahmenprogramm wiederholt werden) mit Verbringungsbezug:

„Maßnahmen zur Verbesserung des Geschiebehaushaltes bzw. Sedimentmanagement (LAWA-Code: 77)“ und „Maßnahmen zur Anpassung/ Optimierung der Gewässerunterhaltung (LAWA-Code: 79)“ werden weder ver- noch behindert. Die mit der Verbringung von Unterhaltungsbaggergut auf der Verbringstelle Elbe-km 730/740 fügt sich insgesamt in die LAWA Maßnahme Nr. 77 ein.

Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Zielerreichungsgebot sowohl beim ökologischen Potenzial als auch beim chemischen Zustand kann ausgeschlossen werden.

6.8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Einleitung und rechtliche Grundlagen

Mit der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL 2008/56/EG) hat die Europäische Kommission die umweltpolitischen Anforderungen für den Schutz und die Erhaltung der Meeresumwelt in den Mitgliedstaaten festgelegt. Die Vorgaben zur Bewirtschaftung der Meeresgewässer gemäß der MSRL sind im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), §§ 45a ff., umgesetzt. Nach § 45a (1) WHG sind die Meeresgewässer so zu bewirtschaften, dass:

1. eine Verschlechterung ihres Zustands vermieden wird und
2. ein guter Zustand erhalten oder spätestens bis zum 31. Dezember 2020 erreicht wird.

Zur Erreichung dieser Bewirtschaftungsziele sind insbesondere

- > Meeresökosysteme zu schützen und zu erhalten und in Gebieten, in denen sie geschädigt wurden, wiederherzustellen,
- > vom Menschen verursachte Einträge von Stoffen und Energie, einschließlich Lärm, in die Meeresgewässer schrittweise zu vermeiden und zu vermindern mit dem Ziel, signifikante nachteilige Auswirkungen auf die Meeresökosysteme, die biologische Vielfalt, die menschliche Gesundheit und die zulässige Nutzung des Meeres auszuschließen und
- > bestehende und künftige Möglichkeiten der nachhaltigen Meeresnutzung zu erhalten oder zu schaffen (§ 45a Abs. 2 WHG).

In Vorbereitung der nationalen Meeresstrategie sind eine Anfangsbewertung (BMU 2012a) und die Beschreibung des guten Umweltzustandes anhand der 11 qualitativen Deskriptoren gemäß Anhang I MSRL für die Nord- und Ostsee erstellt worden (BMU 2012b).

MSRL Anhang I: 11 Qualitative Deskriptoren zur Beschreibung des guten Umweltzustands:

| | |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| D1 | „ <i>Biologische Vielfalt</i> “: Die biologische Vielfalt wird erhalten. Die Qualität und das Vorkommen von Lebensräumen sowie die Verbreitung und Häufigkeit der Arten entsprechen den vorherrschenden physiografischen, geografischen und klimatischen Bedingungen. |
| D2 | „ <i>Nicht-einheimische Arten</i> “: Nicht einheimische Arten, die sich als Folge menschlicher Tätigkeiten angesiedelt haben, kommen nur in einem für die Ökosysteme nicht abträglichen Umfang vor. |
| D3 | „ <i>Zustand kommerzieller Fisch- und Schalentierbestände</i> “: Alle kommerziell befischten Fisch- und Schalentierbestände befinden sich innerhalb sicherer biologischer Grenzen und weisen eine Alters- und Größenverteilung der Population auf, die von guter Gesundheit des Bestandes zeugt. |
| D4 | „ <i>Nahrungsnetz</i> “: Alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere weisen eine normale Häufigkeit und Vielfalt auf und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet. |
| D5 | „ <i>Eutrophierung</i> “: Die vom Menschen verursachte Eutrophierung ist auf ein Minimum reduziert; das betrifft insbesondere deren negative Auswirkungen wie Verlust der biologischen Vielfalt, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund. |
| D6 | „ <i>Meeresgrund</i> “: Der Meeresgrund ist in einem Zustand, der gewährleistet, dass die Struktur und die Funktionen der Ökosysteme gesichert sind und |

| | | |
|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | dass insbesondere benthische Ökosysteme keine nachteiligen Auswirkungen erfahren. | Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich VSB 730/740 in der Außenelbe BfG-2067 |
| D7 | „Hydrografische Bedingungen“: Dauerhafte Veränderungen der hydrografischen Bedingungen haben keine nachteiligen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme. | |
| D8 | „Schadstoffe“: Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung. | |
| D9 | „Schadstoffe in Lebensmitteln“: Schadstoffe in für den menschlichen Verzehr bestimmtem Fisch und anderen Meeresfrüchten überschreiten nicht die im Gemeinschaftsrecht oder in anderen einschlägigen Regelungen festgelegten Konzentrationen. | |
| D10 | „Abfälle im Meer“: Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt. | |
| D11 | „Einleitung von Energie“: Die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, bewegt sich in einem Rahmen, der sich nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirkt. | |

Da der aktuelle Zustand der Meere noch nicht dem guten Umweltzustand entspricht, wurden sieben übergeordnete nationale Umweltziele zur Erreichung des guten Umweltzustands festgelegt, die jeweils durch eine Reihe operativer Ziele konkretisiert werden (BMU 2012c).

Die sieben übergeordneten MSRL-Umweltziele (BMU 2012c):

| | |
|------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| UZ 1 | Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Eutrophierung |
| UZ 2 | Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe |
| UZ 3 | Meere ohne Beeinträchtigung der marinen Arten und Lebensräume durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten |
| UZ 4 | Meere mit nachhaltig und schonend genutzten Ressourcen |
| UZ 5 | Meere ohne Belastung durch Abfall |
| UZ 6 | Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Energieeinträge |
| UZ 7 | Meere mit natürlicher hydromorphologischer Charakteristik |

In 2014 wurde ein Rahmenkonzept für Überwachungsprogramme verfasst und das Meeresmonitoring-Programm (gemäß § 45f Abs. 1 WHG zur Umsetzung von Art. 11 MSRL) wurde inzwischen aktualisiert (BMU 2020). Die Zustandsbewertungen für die deutschen Nordsee- und Ostseegewässer wurden im Jahr 2018 aktualisiert (BMU 2018a, BMU 2018b). Das MSRL-Maßnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee umfasst 31 Maßnahmen für den Zeitraum 2016 bis 2021, die sich auf die Reduzierung stofflicher Belastungen, Schutz der marinen Biodiversität, Reduzierung der Müllbelastung und Reduzierung von Unterwasserlärm beziehen. Nicht darin enthalten sind Maßnahmen zur Begrenzung der Schadstoffeinträge

durch Flüsse in die Meeresumwelt, da diese bereits über die WRRL und die Oberflächengewässerverordnung abgedeckt sind (BMUB 2016). Das neue MSRL-Maßnahmenprogramm für 2022 bis 2027 wird derzeit abgestimmt.

Der Geltungsbereich der MSRL erstreckt sich seewärts der Basislinie bis einschließlich der AWZ sowie in den Küstengewässern, sofern dort die Aspekte der MSRL nicht bereits durch andere Rechtsvorschriften abgedeckt sind. Der Baggergutverbringungsgebiet 730/740 befindet sich im Küstengewässer und somit im Geltungsbereich der MSRL (siehe Abbildung 6-3).

Nach GEBAK (in Vorbereitung) sind bei Baggermaßnahmen auch die Vorgaben der MSRL zu berücksichtigen.

6.8.1 Methodisches Vorgehen

In der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie werden die sogenannten Merkmale und Eigenschaften sowie Belastungen und Wirkungen nach § 45c WHG (MSRL Anhang III, Tabellen 1 und 2, 2017/845/EU) für die Einstufung des Umweltzustands herangezogen. Die Merkmale sind bestimmten Ökosystembestandteilen der MSRL (Anhang III, Tabelle 1) zugeordnet. Im EU-Kommissionsbeschluss 2017/848/EU erfolgt eine Zuordnung der 11 Deskriptoren zu den wichtigsten Belastungen und Wirkungen (Belastungsdeskriptoren) bzw. Eigenschaften und Merkmalen (Zustandsdeskriptoren) sowie die Definition der Bewertungskriterien für die 11 Deskriptoren nach Anhang I MSRL. Für den MSRL-Zustandsbericht 2018 werden die Ökosystemkomponenten in Form von 15 Belastungs- und Zustandsaspekten beschrieben.

Bisher liegen zum Verschlechterungsverbot und dem Zielerreichungsgebot für die Meeresgewässer nach den Maßstäben der MSRL noch keine Leitfäden, Arbeitshilfen oder gerichtliche Entscheidungen vor. Zur Frage, ob die Baggergutverbringung im Bereich der Küstengewässer/Außenelbe den Vorgaben der MSRL entspricht, werden daher in Anlehnung an das von Mohr & Junge (2018) und Junge (2020) vorgeschlagene Prüfschema die in den Fachkapiteln prognostizierten und beschriebenen Auswirkungen auf die relevanten MSRL-Deskriptoren, MSRL-Umweltziele sowie der MSRL-Maßnahmen betrachtet und bewertet.

Dazu erfolgt zunächst eine Relevanzprüfung der zu erwartenden Auswirkungen (ausführliche Beschreibung s. Fachkapitel) auf die MSRL-Deskriptoren bzw. der für die deutsche Nordsee zu betrachtenden Zustands- und Belastungsaspekte gemäß MSRL-Zustandsbericht (BMU 2018). Dies dient der Abschichtung von Wirkfaktoren deren Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsziele von vornherein ausgeschlossen werden können und somit nicht weiter betrachtet werden müssen. Im nächsten Schritt erfolgt die Beschreibung des Ist-Zustands der deutschen Nordseegewässer unter Berücksichtigung der relevanten betroffenen Bewertungseinheit. Anschließend erfolgt die Bewertung bzgl. Verschlechterungsverbot und Zielerreichungsgebot.

Räumliche Bewertungseinheit

Betrachtungsraum ist das gesamte Meeresgewässer deutsche Nordsee (§ 45a Abs. 3 WHG). Für den MSRL-Zustandsbericht wurden, je nach Deskriptor, z. T. kleinere räumliche Bewertungseinheiten, sogenannte *Marine Reporting Units* (= MRU) definiert und verwendet (BMU 2018a), die wiederum den Vorgaben von OSPAR und dem EU-Kommissionsbeschluss 2017/848/EU folgen (vgl. Abbildung 6-4).

Für die Prognose und Bewertungen wird berücksichtigt, wie sich die Baggergutverbringung in der jeweiligen Marine Reporting Unit, bezogen auf die wesentlichen Eigenschaften und Merkmalen und wichtigsten Belastungen nach EU-Kommissionsbeschluss 2017/848, auswirken.

Wenn ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot und das Zielerreichungsgebot für die jeweilige Bewertungseinheit ausgeschlossen werden kann, ist entsprechend in der großräumigeren Einheit bzw. der gesamten deutschen Nordsee die Einhaltung der Bewirtschaftungsziele gewährleistet.

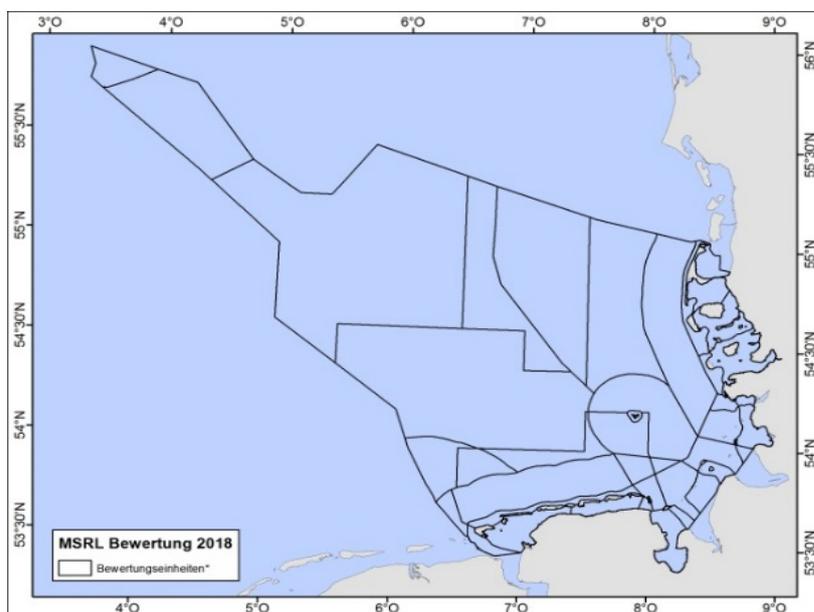


Abbildung 6-4: Bewertungseinheiten der deutschen Nordseegewässer (aus BMU 2018a)

Verschlechterungsverbot

Bezüglich des Verschlechterungsverbotes der MSRL werden die prognostizierten Auswirkungen der Baggergutverbringung auf den derzeitigen Umweltzustand und somit anhand der wesentlichen Merkmale und Eigenschaften sowie der wichtigsten Belastungen der deutschen Nordsee bewertet. **Prüffrage zum Verschlechterungsverbot** der MSRL ist, ob die Baggergutverbringung im betrachteten Bereich der Außenelbe geeignet ist, den Zustand der Meeresgewässer bzgl. der qualitativen Deskriptoren nach Anhang I MSRL und gemessen an den Merkmalen, Belastungen und Auswirkungen gemäß Anhang III MSRL zu verschlechtern. Dazu werden anhand relevanter Wirkungen der Verbringung (basierend auf den Ergebnissen der Untersuchungen/Prognosen der Fachkapitel) die zu betrachtenden Deskriptoren identifiziert und unter Berücksichtigung der betroffenen Bewertungseinheit die Auswirkungen auf die Bewertungskriterien prognostiziert.

Zielerreichungsgebot

Das Zielerreichungsgebot der MSRL umfasst die Erreichung des guten Umweltzustands, der durch die 11 Deskriptoren (Anhang I MSRL) beschrieben wird. Durch Umsetzung des Maßnahmenprogramms sind die Umweltziele zu erreichen. **Prüffrage zum Zielerreichungsgebot** der MSRL ist, ob die Auswirkungen der Baggermaßnahme in der Außenelbe der Erreichung des guten Zustands der Deskriptoren, der Erfüllung der Umweltziele oder der Umsetzung von Einzelmaßnahmen des Maßnahmenprogramms (BMUB 2016, BMU Entwurf Juni 2021) entgegenstehen.

6.8.2 Wirkung und Relevanzprüfung

Die Baggergutverbringungen bei Elbe km 730/740 können zu Belastungen der Meeresumwelt und damit zu potenziellen Auswirkungen auf die Struktur, Funktion und Prozesse von Meeres-

ökosystemen führen. Für die weitere Betrachtung erfolgt eine Abschichtung, ob Wirkungen der Baggergutverbringung auf Ökosystemkomponenten bzw. Deskriptoren möglich sind und ob die Wirkungen fachlich relevant sind.

Nachfolgende Tabelle 6-13 gibt eine Übersicht der relevanten Wirkfaktoren und die potenziell betroffenen Zustands- und Belastungsaspekte bzw. Deskriptoren (nach Anhang III 2017/845 MSRL). Prinzipiell können Baggergutverbringungen bei Elbe km 730/740 aufgrund von Störungen und Individuenverlusten von Arten, Flächeninanspruchnahme, Störungen und Vergrämung, Trübungserhöhung, Eintrag von Nähr- und Schadstoffen und Lärmerhöhung zu Auswirkungen auf die Lebensraumqualität und damit auf die Deskriptoren D1 (Biologische Vielfalt), D6 (Integrität des Meeresbodens), D5 (Eutrophierung), D8 (Schadstoffe), D9 (Schadstoffe in Lebensmitteln) und D11 (Eintrag von u.a. Unterwasserlärm) führen.

Aufgrund der Wirkfaktoren, geringer Wirkradien, Intensität und Ausdehnung der Baggergutverbringung können Auswirkungen auf die Deskriptoren Nichteinheimische Arten (D2), Kommerzielle Fisch- und Schalentierbestände (D3), Ökosysteme und Nahrungsnetze (D1, D4) und Hydrografische Bedingungen (D7) ausgeschlossen werden. Zu Abfällen im Meer (D10), insbesondere D10C2 (Mengen und Eigenschaften von Mikroplastik im Sediment³¹) können derzeit keine Aussagen gemacht werden. In diversen Forschungsprojekten wird in Flusssedimenten Mikroplastik nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass auch Baggergut aus den Ästuaren Mikroplastik enthält. Messtechnisch werden diese aktuell in der Tideelbe und auch in anderen Flusseinzugsgebieten nicht routinemäßig erfasst. In laufenden Forschungsprojekten werden derzeit Datenerfassungs- und Bewertungssysteme entwickelt. Daher wird dieser Aspekt in der vorliegenden Auswirkungsprognose nicht weiter betrachtet. Zu Schadstoffen in Meeresfrüchten (D9) kann keine Bewertung erfolgen, da noch keine MSRL spezifischen Methoden vorliegen. Die möglichen Auswirkungen von Lärmeintrag (D11) werden in vorliegender Prognose bei D1 bewertet.

³¹ BVerwG 9A7.19 (Fehmarn-Belt), Rn. 535: Mikroplastikpartikel von Reifenabrieb und Fahrbahnmarkierungen, die über die Straßentwässerung ins Meer gelangen können, sind nach geltender Rechtslage kein Bewertungsparameter für den Gewässerzustand. Weder die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt - MSRL) noch die Verordnungen zur Wasserrahmenrichtlinie enthalten Vorgaben für diese Partikel. Nach einem Bericht der Kommission an das Europäische Parlament vom 8. November 2017 ist weder der Anteil von Mikroplastik an der Luftverschmutzung und der Verschmutzung der Ozeane bereits genau geklärt noch ist bislang ein genormtes Messverfahren entwickelt worden, mit dem für Mikroplastik eine messtechnisch erfassbare Erhöhung der Schadstoffkonzentration in den Gewässern nachgewiesen werden kann (vgl. PFB S. 983).

Tabelle 6-13: Potenzielle Betroffenheit der MSRL-Zustands- und Belastungsaspekte/Deskriptoren durch Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740

| Ökosystemkomponenten | Zustand | | | | | Belastung | | | | | | | | | | |
|--------------------------------------------|---------------------|---|--------|-------------|------------------------|------------------------|------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------------------|----------------------|--------------------|---|
| | Arten* | | | Biotoptypen | Öko- systeme | Biologisch | | Physi- kalisch | Stoffe, Abfälle und Energie | | | | | | | |
| | D1, D3 | | D1, D6 | | D1, D4 | D2 | D3 | D6, D7 | D5 | D8 | D9 | D10 | D11 | | | |
| Deskriptoren | See- u. Küstenvögel | | | | Pelagische Lebensräume | Benthische Lebensräume | Ökosysteme und Nahrungsnetze | Eintrag/Ausbreitung Nicht einheimischer Arten | Entnahme oder Mortalität/Verletzung wildlebender Arten durch kommerzielle Fischerei | Physikalische Störung/Verlust, Änderung der hydrografischen Bedingungen | Eintrag v. Nährstoffen/organischer Materie: Eutrophierung | Schadstoffe in der Umwelt | Schadstoffe in Meeresfrüchten | Eintrag von Abfällen | Eintrag von Schall | |
| | Marine Säugetiere | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Fische | | | | | | | | | | | | | | | |
| Wirkungen der Baggergutverbringung: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Flächeninanspruchnahme | | | x | | x | | | | | x | | | | | | |
| Sedimentation/Überschüttung | | | x | | x | | | | | x | | | | | | |
| Veränderung Sedimentstruktur | | | x | | x | | | | | | | | | | | |
| Trübungserhöhung | | | x | x | x | | | | | | | | | | | |
| Eintrag Nähr- u. Schadstoffe | x | x | x | x | x | | | | | | x | x | x | | | |
| Unterwasserlärm | | x | x | | | | | | | | | | | | | x |
| Vergrämung | x | x | | | | | | | | | | | | | | |

*) Für Kopffüßer liegt bisher keine Bewertung vor (BMU 2018), daher keine Betrachtung.

Umweltzustand deutsche Nordseeengewässer (Ist-Zustand)

Nachfolgend werden auszugsweise und zusammengefasst der Zustand potenziell betroffener Belastungs- und Zustandsaspekte/Deskriptoren der deutschen Nordseeengewässer bzw. der relevanten Bewertungseinheiten beschrieben. Einzelheiten zur Bewertungsgrundlage, -methodik und -kriterien sind dem Bewertungsbericht zum Zustand der deutschen Nordseeengewässer 2018 zu entnehmen (BMU 2018a).

Zustandsaspekte

Fische (D1): Insgesamt erreichen die betrachteten Fischarten keinen guten Zustand in der deutschen Nordsee. Die Bewertung basiert hauptsächlich auf dem Kriterium „Populationsgröße“ (D1C2). Zusätzlich wurden für einige FFH-Arten die Kriterien „Demographie“ (D1C3) und „Habitat“ (D1C5) beurteilt. Von den 32 betrachteten Fischarten sind neun in einem guten Zustand, 15 Arten verfehlten die Zielwerte und acht konnten nicht bewertet werden. Besonders betroffen sind langlebig, langsam wachsende, große Arten wie Haie und Rochen sowie die wandernden Fischarten wie Stör, Aal und Lachs. Ein schlechter Zustand ist für die am Meeresboden lebenden Fischarten festgestellt. Je nach Art sind Fischereidruck, Wanderbarrieren sowie Habitatveränderungen und -verluste u.a. infolge Eutrophierung, Schadstoffbelastung und Klimawandel die maßgeblichen Belastungen.

See- und Küstenvögel (D1): Bei den See- und Küstenvögeln waren die Beeinträchtigungen ihrer Lebensräume, Prädation durch ortsuntypische Säugetiere, die Änderung der Nahrungsverfügbarkeit und Störungen Grund dafür, dass fast die Hälfte der 52 betrachteten Arten nicht in einem guten Zustand war. Besonders betroffen sind Arten die sich an der Wasseroberfläche, im Flachwasser wadend, in der Wassersäule oder nach Muscheln tauchend ernähren. Wobei die Ernährungsstrategien nicht automatisch für den schlechten Zustand auslösend sind. See- und Küstenvögel die nach Fischen tauchen bzw. Pflanzen fressen befinden sich in einem guten Zustand. Die Belastungen sind vielfältig und bewertete Arten wandern z. T. über große Distanzen, so dass sie entlang ihres Zugweges diversen Belastungen ausgesetzt sind. Die Bewertung erfolgte überwiegend anhand des Kriteriums „Abundanz“ (D1C2) und teilweise anhand des Bruterfolgs (D1C3).

Marine Säugetiere (D1): Kegelrobben und Seehunde befinden sich gemäß aktueller FFH-Bewertung in einem guten Zustand mit Fortsetzung der positiven Entwicklung im MSRL-Bewertungszeitraum. Der Zustand der Schweinswale wird nach zugrunde liegender FFH-Bewertung als nicht gut eingestuft. Die Bewertung erfolgt anhand der Kriterien „Population“ (D1C2, D1C3), „natürliches Verbreitungsgebiet“ (D1C4) und „Habitat“ (D1C5). Alle Kriterien befinden sich für die beiden Robbenarten in einem guten Zustand. Die Population und das Verbreitungsgebiet des Schweinswals werden als gut, das Habitat aufgrund der vorhandenen Beeinträchtigungen als nicht gut eingestuft. Dies ist auf Beeinträchtigungen durch die kommerzielle Fischerei (Nahrungsreduktion und Beifang), Unterwasserlärm, Schadstoffbelastung und Lebensraumbeeinträchtigungen zurückzuführen.

Pelagische Lebensräume (D1): Die Zustandsbewertung der pelagischen Lebensräume erfolgt anhand der planktischen Gemeinschaften unter Verwendung von Eutrophierungskriterien, die die Auswirkungen der Nährstoffanreicherung auf das Phytoplankton beschreiben. In 77 % der pelagischen Lebensräume der deutschen Nordseeengewässer wird der gute Zustand nicht erreicht. In der Bewertungseinheit Elbe/Weser-Ästuar (EW 34) befinden sich die relevanten Bewertungskriterien „Chlorophyll a“ (D5C2) und „schädliche Algenblüten“ (D5C3) in einem schlechten

Zustand. Zu den Hauptbelastungen für die pelagischen Habitate zählen Eutrophierung, Kontamination mit Schadstoffen und nicht-einheimische Arten.

Benthische Lebensräume (D1/D6): Keiner der bewerteten weitverbreiteten oder besonders geschützten benthischen Lebensräume in den deutschen Nordseegebässern erreicht einen guten Zustand. Zu den großflächigen Belastungen zählen die Einträge von Nähr- und Schadstoffen sowie die grundberührende Fischerei. Räumlich begrenzte Belastungen sind die direkten Veränderungen des Meeresbodens durch Überbauung mit Offshore-Anlagen, Kabeln und Rohren sowie temporär durch die Entnahme von Sand und Kies, Fahrrinnenunterhaltung und Baggergutverbringung. Aufgrund der geringen Flächenbeanspruchung hat dies eine untergeordnete Bedeutung für die weitverbreiteten benthischen Lebensräume, kann jedoch kleinräumige Lebensräume erheblich schädigen.

Der Meeresboden der deutschen Nordsee wird anhand der Tiefe und des Substrates in verschiedene Lebensräume eingeteilt. Für die Bewertung wird zwischen weitverbreiteten Lebensräumen (Broad Habitat Types) und besonders geschützten Lebensräumen (Other Habitat Types) unterschieden. In den Küstengewässern der Elbe im Gebiet des Verbringungsgebietes 730/740 überwiegen die weitverbreiteten Lebensräume „Mischsedimente des Circalitorals“, „Sandböden des Circalitorals“ und „Sandböden des Infralitorals“. Für große Flächen litoraler Sedimente des Küstengewässers liegen keine Sedimentinformationen vor (vgl. Abbildung 6-5). Die weitverbreiteten benthischen Lebensraumtypen in der Nordsee können derzeit nur über die Kriterien „Beeinträchtigung durch physikalische Störung“ (D6C3) und „Zustand des Lebensraums“ (D6C5) bewertet werden. Basierend auf den Bewertungen nach FFH, WRRL und OSPAR befindet sich keiner der BHT in einem guten Zustand.



Abbildung 6-5: Weitverbreitete (BHT) und besonders geschützte Lebensräume (OHT) im Gebiet des Verbringungsgebietes Elbe km 730/740 (Quelle: MDI-DE)

Belastungsaspekte

Eutrophierung (D5): Über die Hälfte (55 %) der Nordseegebässer sind eutrophiert, 39 % konnten nicht bewertet werden. Nur in der äußeren Deutschen Bucht (Entenschnabel) konnte der Umweltzustand als gut eingestuft werden (6 %). Zwar zeigen die Nährstoffeinträge über die

Flüsse eine abnehmende Tendenz, jedoch überschreiten die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und -phosphor in den Flussmündungen von Elbe, Ems, Weser und Eider deutlich die Bewirtschaftungsziele. Hauptverantwortlich ist die Landwirtschaft, die 2012 bis 2014 zu 71% der Stickstoff- und 44 % der Phosphoreinträge beitrug. Mit Ausnahme des Kriteriums „Sauerstoffkonzentration“ (D5C5) befinden sich alle Bewertungskriterien in der Bewertungseinheit EW 34 (Elbe/Weser Ästuar) in einem schlechten Zustand.

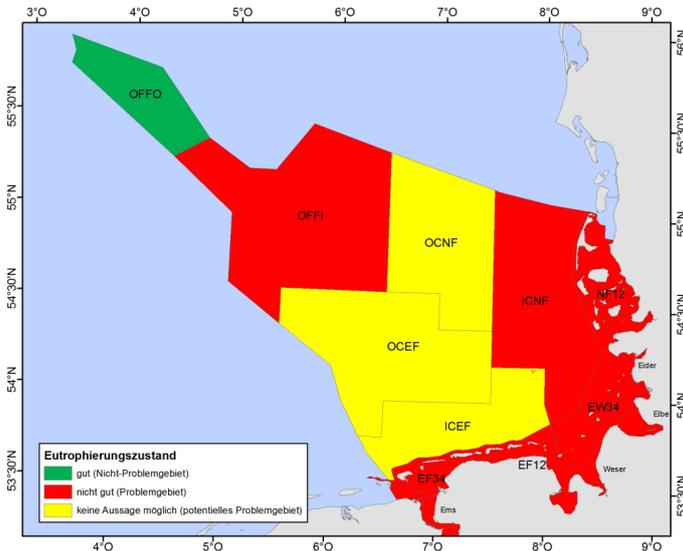


Abbildung 6-6: Eutrophierungszustand der deutschen Nordseeengewässer, Bewertung nach OSPAR Common Procedure basierend auf Daten 2006 - 2014 (aus BMU 2018a))

Schadstoffe in Umwelt und Lebensmitteln (D8/D9): Der gute Zustand bezüglich der Schadstoffe wird für die deutsche Nordsee nicht erreicht. Die räumlichen Bezugsgrößen für die Beschreibung und Bewertung sind die Küstengewässer (< 1 sm), Territorialgewässer (< 12 sm) und die AWZ. Die Einzelergebnisse werden nach dem „one out - all out“-Prinzip zusammengefasst und bewertet.

Das Küstengewässer wird zwar für die Bewertung der flussgebietspezifischen Schadstoffe als gut eingestuft, in der Gesamtbewertung erreicht es jedoch nicht den guten Zustand aufgrund der Konzentrationen der prioritären Stoffe und OSPAR-Indikatorstoffe.

Insgesamt war die Schadstoffbelastung in den deutschen Nordseeengewässern weiterhin zu hoch und ist vor allem auf die Anreicherung mit Quecksilber, Blei und einem Vertreter polychlorierter Biphenyle (PCB-118) in Sedimenten und Meeresorganismen zurückzuführen. Quecksilber in Sediment und marinen Organismen führte flächendeckend zur Verfehlung der WRRL- und MSRL-Bewirtschaftungszielen. Aufgrund der Persistenz dieser Stoffe werden sich die hohen Konzentrationen in der Meeresumwelt nur langsam verringern. Effekte von TBT auf Meeres-schnecken haben abgenommen und erreichen die Zielwerte. Die Schadstoffeinträge über Flüsse und Atmosphäre sind die Haupteintragspfade in die Meeresumwelt.

Tabelle 6-14: Übersicht Gesamtzustand der deutschen Nordseegewässer bezüglich der Kriterien für den Deskriptor 8

Zustand: grün = gut, rot = nicht gut, grau = nicht bewertet; weiß = nicht relevant. Flussgebietspezifische Schadstoffe = Anlage 7 OGewV (2011), prioritäre Stoffe = Anlage 5 OGewV (2011). * Ubiquitäre Stoffe gemäß Richtlinie 2013/39/EU, die in der Gesamtbewertung zur Verfehlung des guten Zustands führen. (aus BMU 2018).

| Kriterien | Küstengewässer <1 sm (D8C1: flussgebietspezifische Schadstoffe) | Territorialgewässer <12 sm (D8C1: prioritäre Stoffe; OSPAR Indikatorstoffe; Radionuklid) | AWZ >12 sm (D8C1: OSPAR Indikatorstoffe; Radionuklid) | Deutsche Nordseegewässer insgesamt | Status deutsche Nordseegewässer |
|------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| Schadstoffkonzentrationen (D8C1) | grün | *Hg (Biota, Sediment) *PAK (Wasser, westl. von Nordey) Pb (Sediment) PCB-118 (Sediment, Biota) | *Hg (Biota, Sediment) Pb (Sediment) PCB-118 (Sediment, Biota) Cs-137 (Biota) | rot | rot |
| Schadstoffeffekte (D8C2) | | TBT-Imposex | grau | grün | rot |
| Erhebliche akute Verschmutzung (D8C3) | | grau | | grau | rot |
| Schadwirkung akuter Verschmutzung (D8C4) | | | | grau | rot |

Eine MSRL-spezifische Bewertung von Schadstoffen in Lebensmitteln ist derzeit noch nicht möglich. Für Miesmuscheln lässt sich in den Küstengewässern zwar ein guter Zustand hinsichtlich der Schadstoffgehalte in Lebensmitteln ableiten, für Fische jedoch konnte bislang keine Einschätzung erfolgen.

Unterwasserschall (D11): Die Belastungen durch Unterwasserschall waren großflächig und infolge des Ausbaus der Offshore-Windenergie nahm die räumliche und zeitliche Belastung zu. Der Schiffsverkehr ist die Hauptquelle für Dauerschall der deutschen Nordseegewässer, vor allem im Bereich der Verkehrstrennungsgebiete der südlichen Deutschen Bucht. Die Bewertungssysteme für die Belastung der Meeresgewässer durch Unterwasserschall befinden sich noch in Entwicklung. Die von Deutschland zu bewirtschaftenden Nordseegewässer erreichen den guten Zustand bislang nicht (BMU 2018a).

Übersicht Ist-Zustand relevanter Deskriptoren/MSRL-Bewertungseinheiten

Für die Auswirkungsprognose sind die für die Zustands- und Belastungsaspekte jeweils definierten Berichtseinheiten (MRU) zu berücksichtigen. Nachfolgend sind der Ist-Zustand relevanter Deskriptoren mit der jeweils zu betrachtenden MRU aufgeführt sowie der Status deutsche Nordseegewässer. Einige Deskriptoren/Kriterien wurden bisher nicht bewertet mangels verfügbarer Methodik.

Tabelle 6-15: Übersicht Ist-Zustand relevanter Deskriptoren/Bewertungskriterien/Status MRU/GES

Status Bewertungskriterien 2011 – 2016/MRU: gut, nicht gut, nicht bewertet, nicht relevant

Status GES: **Guter Umweltzustand wird bis 2020 nicht erreicht** nicht bewertet

(zusammengestellt aus: BMU 2018)

| | Deskriptor | Relevante Berichtseinheit MRU | Bewertungskriterien-Status in MRU | Status MRU | Status deutsche Nordsee-gewässer (GES) |
|----------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|----------------------------------------|
| Ökosystembestandteil | D1/D6 Benthische Lebensräume | CW (Küstengewässer Nordsee) | D6C1 Physischer Verlust D6C2 Physikalische Störung D6C3 Beeinträchtigung physikalischer Störung D6C4 Beeinträchtigung Fläche d. Habitats D6C5 Zustand des Habitats | | |
| | Pelagische Lebensräume | EW34 | D1C6 Pelagische Lebensräume (Bewertung nach D5C2, D5C3) | | |
| | D1 Arten | Nordsee | (Unterschiedliche Bewertungsverfahren je Artengruppe) | | |
| | Fische | | D1C1 Beifang D1C2 Populationsgröße D1C3 Demographie D1C4 Verbreitung D1C5 Habitat | Fische | Fische |
| | See- und Küstenvögel | | D1C1 Beifang D1C2 Populationsgröße D1C3 Demographie D1C4 Verbreitung D1C5 Habitat | Vögel | Vögel |
| | Marine Säugetiere | | D1C1 Beifang D1C2 Populationsgröße D1C3 Demographie D1C4 Verbreitung D1C5 Habitat | Robben Wale | Säuger |
| Belastungen | D5 Eutrophierung | EW34 | D5C1 Nährstoffkonzentrationen D5C2 Chla-Konzentrationen D5C3 Schädliche Algenblüten D5C4 Sichttiefe D5C5 Sauerstoffkonzentrationen D5C6 Opportunistische Makroalgen D5C7 Makrophytengemeinschaften D5C8 Makrofaunagemeinschaften | | |
| | D8 Schadstoffe in der Umwelt | CW (Küstengewässer Nordsee) | D8C1 Schadstoffkonzentrationen D8C2 Schadstoffeffekte D8C3 Akute Verschmutzung D8C4 Folgen akuter Verschmutzung | | |
| | D11 Einleitung von Energie | Nordsee | D11C1 Impulsschall D11C2 Dauerschall | ... | |

6.8.3 Auswirkungsprognose

Prüfung Verschlechterungsverbot

Nachfolgend werden die Auswirkungen der Baggergutverbringung im Bereich der VSB 730/740 (siehe Fachkapitel) auf die MSRL-Deskriptoren bzw. Zustands- und Belastungsaspekte

zusammenfassend dargestellt und hinsichtlich einer möglichen Verschlechterung des Zustands der Meeresumwelt geprüft. Für die Bewertung wird berücksichtigt, wie sich die Baggergutverbringung in der jeweiligen Bewertungseinheit auswirkt, die zu den wesentlichen Eigenschaften und Merkmalen und wichtigsten Belastungen (nach EU/2017/848 und Zustandsbewertung) herangezogen werden. Zur Berücksichtigung einer Verschlechterung auf Ebene der Bewertungseinheit wird vorsorglich von einem „one out - all out“-Ansatz (BMU 2018) ausgegangen.

Auswirkungs-
prognose für die
Verbringung von
Baggergut im
Verbringstellen-
bereich
VSB 730/740 in
der Außenelbe

BfG-2067

Tabelle 6-16: Zusammenfassung der Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die MSRL-Deskriptoren basierend auf den Prognosen der Fachkapitel

Einzelheiten sind den Fachkapiteln zu entnehmen.

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| D1 Fische D1C2 Populationsgröße D1C3 Populationsdemographie D1C4 Verbreitung D1C5 Zustand des Habitats | Überdeckung, Trübungserhöhung, Nahrungsangebot | Durch Überdeckung sind potenziell junge Plattfische (insbes. Schollen) und wenig mobile Kleinfische wie z. B. Steinpicker betroffen. Gleichfalls sind Beeinträchtigungen und Veränderungen (aufgrund veränderter Sedimentzusammensetzung) 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 nur in sehr geringem Umfang erwartet, so dass dadurch Beeinträchtigungen von Fischen und Neunaugen nicht zu befürchten sind. Alle genannten Effekte treten lokal eng begrenzt auf. Vergleichbare, von Verbringungen nicht beeinflusste Habitats sind in den Küstengewässern/Wattenmeer großflächig vorhanden, so dass Auswirkungen auf Bestandsebene der vorkommenden Fisch- und Neunaugenarten nicht zu erwarten sind. | nein |
| D1 See- und Küstenvögel D1C2 Populationsgröße D1C3 Populationsdemographie D1C4 Verbreitung D1C5 Zustand des Habitats | Vergrämung durch Baggerschiffe | Vor dem Hintergrund des übrigen Schiffsverkehrs ist eine signifikante Erhöhung der Störung durch die Baggerschiffe unwahrscheinlich. Bei Vögeln die sich auf den Watten aufhalten, sind relevante Vergrämungen durch die Verbringstätigkeiten aufgrund der hohen Distanz (> 1.000 m) ebenfalls unwahrscheinlich. Die geringste Entfernung der Mauserplätze von Brandgänsen und Eiderenten zur Verbringstelle beträgt über 1.500 m, so dass von keiner relevanten Vergrämung durch den Baggerschiffsverkehr auszugehen ist. | nein |
| | Nahrungsverfügbar- keit | Da die Einflüsse der Verbringungsstätigkeiten auf Makrozoobenthos und Fische nur temporär bzw. räumlich stark begrenzt sind und zahlreiche Ausweichflächen existieren, sind diesbezüglich praktisch keine negativen Auswirkungen auf Vögel zu erwarten. | nein |
| | Trübungserhöhung | Da eine Erhöhung der Trübung nur in geringem räumlichem Umfang und ebenfalls zeitlich begrenzt stattfindet, sind nach derzeitigem Kenntnisstand diesbezüglich praktisch keine negativen Auswirkungen durch Verbringstätigkeiten auf Vögel zu erwarten. | nein |
| D1 Marine Säugetiere D1C2 Populationsgröße D1C3 Populationsdemographie D1C4 Verbreitung D1C5 Zustand des Habitats | Vergrämung durch Baggerschiffe infolge Annäherung und Lärm | Da die nächstgelegenen von Seehunden und Kegelrobben genutzten Wattflächen in einer Entfernung von ca. 1.500 m zu der Verbringfläche liegen, sind relevante Vergrämungen auf den Liegeplätzen durch die Annäherung von Baggerschiffen äußerst unwahrscheinlich. Ein relevanter negativer Einfluss durch Lärmemissionen von Baggerschiffen auf die Tiere ist durch das Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und durch das lokal und zeitlich begrenzte Auftreten der Geräusche unwahrscheinlich. Schäden am Hörapparat der Säuger durch Geräuschemissionen der Baggerschiffe sind ebenfalls äußerst unwahrscheinlich, da die Frequenzen in der Regel unter 1 kHz liegen | nein |

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| | Kollision | Für marine Säuger ist nicht mit einem vorhabenbedingt erhöhten Tötungsrisiko durch Schiffskollisionen mit den langsam fahrenden Baggerschuten auszugehen. | nein |
| | Nahrungsverfügbar- keit | Da durch das Verbringen keine relevanten Änderungen der Bestandsgrößen von Fischen im Gebiet zu erwarten sind und die negativen Auswirkungen auf das Makrozoobenthos temporär / räumlich begrenzt sind, sollte vor allem vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers der Meeressäuger ein negativer Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit für Robben und Schweinswale nicht gegeben sein. | nein |
| | Trübungserhöhung | Negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch verbringungsbedingt lokal und zeitlich begrenzte Trübungserhöhung sind sehr unwahrscheinlich. | nein |
| D1 Pelagische Lebensräume D1C6 Zustand Lebensraumtyp, biotische/abiotische Struktur und Funktion | Trübungsfahnen/- erhöhung | Während einer laufenden Kampagne muss mit einer anhaltenden Erhöhung der Schwebstoffgehalte gerechnet werden, diese wird aber stets geringer als das Maximum sein und nach Abschluss der Verbringung von Baggergut kontinuierlich wieder abnehmen. | nein |
| D1/D6 Benthische Lebensräume D6C1 Physischer Verlust D6C2 Physikalische Störungen D6C3 Beeinträchtigung von Lebensraumtypen infolge physikalischer Störungen D6C4 Beeinträchtigung von Lebensraumtypen infolge physischen Verlusts D6C5 Zustand des benthischen Lebensraums | Flächeninanspruch- nahme | Die z. Zt. genutzten Flächengrößen im Bereich VSB 730/740 betragen für VS738_5 rund 32 ha und die VS738_4 rund 175 ha. Sandige Ablagerungen vom Baggergut bleiben auf diese Flächen beschränkt, verbleiben jedoch nicht dauerhaft dort, sondern werden sohlgebunden stromab transportiert (in Form von Dünen). Es kommt zu keiner veränderten Substratstruktur. Dieses Gebiet ist durch eine hohe Morphodynamik geprägt. Feinkörnige Baggergutanteile bleiben nicht liegen, außer größere Schlickbrocken, die vereinzelt auf die Sohle absinken, dort dann aber fortlaufend (Tage bis Wochen) aufgerieben werden. Der Verbringstellenbereich erstreckt sich über nur einen geringen Anteil weitverbreiteter Lebensräume (BHT). Besonders geschützte Lebensräume (OHT) sind nach derzeitigem Kenntnisstand von der Baggergutverbringung nicht betroffen. Nach Beendigung der Verbringung wird der Meeresboden wiederbesiedelt und steht somit weiterhin als Lebensraum zur Verfügung. | nein |
| | Überdeckung | Makrozoobenthos: Die hohe Morphodynamik im Untersuchungsgebiet resultiert in einer Makrozoobenthosfauna, die diesen Gegebenheiten angepasst ist, so dass die Tiere in diesem Gebiet ständiger Sedimentüberdeckungen aufgrund der hohen Morphodynamik ausgesetzt sind. Zusätzliche Überdeckungen durch anthropogene Sedimentumlagerung sind daher zu vernachlässigen. Aufgrund der hohen Morphodynamik ist die vorkommende Makrozoobenthosfauna ebenfalls von Jahr zu Jahr starken Veränderungen ausgesetzt und stellt sich über mehrere Jahre als sehr instabil dar. Zusätzlich zu der hohen Sedimentdynamik stattfindende Sedimentumlagerungen von Baggergut werden daher kaum einen nachweisbaren Einfluss auf die Makrozoobenthosfauna haben. | nein |

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| | | <p>Seegras: Seegräser ersticken bereits bei einer Überdeckung von wenigen cm Sedimentschicht (Kolbe 2006). Bei der Identifizierung der BZR, die am stärksten von Sedimentablagerungen betroffen sind, spielen die relevanten BZR 1, 10 und 25 keine Rolle. Es ist dort mit einer verbringbedingten Sedimentablagerung von wenigen mm im Jahresverlauf zu rechnen. Auswirkungen auf die Seegräser können dadurch ausgeschlossen werden. Vegetation der Ufer an und unterhalb der MTHw-Linie: Da sich die Sedimentations-schwerpunkte überwiegend in den Hafengebieten bzw. in für die Ufervegetation nicht relevanten Bereichen befinden, können Auswirkungen ausgeschlossen werden. Bei Ablagerungen von wenigen mm im Jahresverlauf kann sich die Vegetation entsprechend anpassen.</p> | |
| | Trübungserhöhung | <p>Zu Auswirkungen kann es vor allem bei Muscheln als filtrierende Organismen kommen. Aufgrund der hohen Morphodynamik im Untersuchungsgebiet sind negative Auswirkung infolge einer Erhöhung der Trübung bzw. des Schwebstoffgehaltes durch eine Sedimentumlagerung nicht zu erwarten.</p> | nein |
| <p>D5 Eutrophierung</p> <p>D5C1 Nährstoffkonzentrationen D5C2 Chl a-Konzentrationen D5C3 Schädliche Algenblüten D5C4 Sichttiefe D5C5 Sauerstoffkonzentrationen D5C6 Opportunistische Makroalgen D5C7 Makrophyten D5C8 Makrozoobenthos</p> | Zunahme Nährstoff- konzentrationen | <p>Beim Verbringvorgang kommt es zu einer deutlichen Entmischung der Sedimente und Nährstoffe, die an Partikeln im Porenwasser des Baggergutes adsorbiert sind, werden in die Wasserphase eingemischt. Phosphor ist stärker adsorbiert, dadurch weniger im Porenwasser gelöst und somit weniger relevant in Hinblick auf die Freisetzung in die Wasserphase. Wohingegen Ammonium schwächer adsorbiert und potentiell in kurzer Zeit freigesetzt werden kann. Jedoch unter der rechnerischen Annahme einer gleichzeitigen Freisetzung des gesamten Baggergutes der Sommermonate in den Wasserkörper kann nur eine sehr geringe (< 1%) Erhöhung der Gesamtstickstoffkonzentration durch freisetzbares Ammonium im Baggergut erwartet werden. Auch für die Wintermonate ergibt sich eine rechnerisch nur sehr geringe Zunahme der Gesamtstickstoffkonzentration durch freisetzbares Ammonium (etwa 1,5 %).</p> <p>Zudem gelangen Bestandteile mit Feinkornanteil direkt an die Gewässersohle und kommen dort zur Ablagerung bzw. werden sohlnah verfrachtet. Damit werden auch die an dieser Fraktion partikulär gebundenen Nährstoffe direkt in das Sediment verbracht. Ein Teil der sedimentierten Nährstoffe verbleibt dauerhaft im Sediment, ein anderer Teil kann durch frühdiagenetische Umwandlungsprozesse in gelöster Form zurück in die Wassersäule gelangen und steht den Primärproduzenten wiederum für die Synthese organischer Materialien zur Verfügung. Stickstoff kann bei schwach anaeroben Bedingungen dann wieder als Ammonium aus dem Sediment freigesetzt werden, während Phosphor nur unter stark anaeroben Bedingungen als Phosphat freigesetzt wird. Da die meisten Sedimente im Elbmündungsbereich oberflächennah aerobe Zonen aufweisen, ist eine Freisetzung von Nährstoffen über den Wirkpfad Sedimente nicht zu erwarten.</p> <p>Für das Winterverbringsszenario wird mit einer sehr geringen Zunahme der Nährstoffgehalte gerechnet. Da diese jedoch außerhalb der Vegetationsperiode prognostiziert wird, können Auswirkungen auf Seegräser ausgeschlossen werden. Wie oben</p> | nein |

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|-----------------------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| | | beschrieben, wird der prognostizierte Verdünnungseffekt der Nährstoffgehalte, die in den relevanten Sommermonaten (Vegetationsphase) an die wattenahen Ufer gelangen, so groß sein, dass Auswirkungen auf alle relevanten Vegetationseinheiten ausgeschlossen werden können, zumal die Bestände auf schlickigem oder schlickhaltigem Substrat wachsen und an hohe Nährstoffgehalte angepasst sind - dies gilt gleichfalls für das Winterszenario in der Vegetationsruhe. | |
| | Trübungserhöhung (Lichtlimitierung) | Die maximalen Auswirkungen sind kein Dauerzustand über das gesamte Jahr, sondern treten für einen Zeitraum von 2 Wochen auf. Während einer laufenden Kampagne muss mit einer anhaltenden Erhöhung der Schwebstoffgehalte gerechnet werden, diese wird aber stets geringer als das Maximum sein und nach Abschluss der Verbringung von Baggergut kontinuierlich wieder abnehmen. In den beiden BZR 1 und 10 mit der größten Entfernung zur Verbringstelle ist der Einfluss auf die Hintergrundtrübung so gering, dass mögliche Auswirkungen auf das Lichtklima, die die Vitalität der dort vorkommenden Seegräser einschränken könnten, als nicht wahrscheinlich angesehen werden. Es wird weiterhin nicht erwartet, dass die für den BLZ 25 prognostizierte, zeitlich limitiert auftretende, Schwebstoffgehaltserhöhung die dortigen Seegrasvorkommen negativ beeinträchtigt. Es wurde jedoch hergeleitet, dass sich die Lichteindringtiefe infolge der Schwebstoffgehaltserhöhung um wenige Zentimeter (<10 cm) verringern kann. Demnach ist eine künftige Verschiebung der Seegrasvorkommen in etwas höher gelegene Wattbereiche, zumindest für <i>Z. marina</i> , nicht gänzlich auszuschließen. Im Gesamten wird von sehr geringen negativen Auswirkungen ausgegangen. Außerhalb der Vegetationsperiode können Auswirkungen auf Seegräser aus einer erhöhten Trübung ausgeschlossen werden (Winterszenario). | Nein (s.u.) |
| | Zunahme Phytoplankton | Als Fazit bezogen auf eine mögliche Eutrophierung im Elbmündungsgebiet durch das Einbringen von Baggergut kann angenommen werden, dass bei der geplanten sommerlichen Verbringung (Vegetationsperiode im April bis September) keine Zunahme der Algenbiomasse erwartet wird, da eine sehr geringfügige Erhöhung der Nährstoffgehalte durch eine gering erhöhte Trübung ausglich wird. Bei der winterlichen Verbringung kann ebenfalls keine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse erwartet werden, da dann keine Nährstofflimitierung der Algen vorliegt und eine sehr geringe Erhöhung der Nährstoffgehalte durch den Eintrag von Baggergut so nicht wirksam wird. Zudem bewirkt die sehr geringe Erhöhung der Trübung eine weitere Lichtlimitierung des Phytoplanktons und damit ein geringes Algenwachstum. | |
| | Sauerstoffzehrung | Die sommerliche Verbringung von Baggergut aus dem Bereich BA 12 wird voraussichtlich zu keinen für den ökologischen Zustand nachteiligen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes führen, da die durch das Baggergut bewirkten zusätzlichen Sauerstoffzehrungen als sehr gering eingeschätzt werden und in diesem Gewässerabschnitt der Tideelbe stabile Sauerstoffverhältnisse bestehen. | nein |

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| | | <p>Bei der winterlichen Verbringung wird aus den Baggerabschnitten BA 12, NOK, BegStr-BA 3 und dem DelStr-Bereich Baggergut verbracht. Die damit zusätzliche Sauerstoffzehrung im Elbmündungsbereich wird als gering eingeschätzt und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt aufgrund der stabilen Sauerstoffhaushaltes nicht erwartet.</p> <p>Messtechnisch können nur kurzzeitige und lokale sehr begrenzte Beeinträchtigungen im direkten Umfeld der Verbringungsstelle erfasst werden, die aber bei den vorliegenden hohen Sauerstoffgehalten schnell abgepuffert werden. Dazu trägt auch bei, dass die Baggergutverbringung im stark durch Tidedestromungen gekennzeichneten Bereich der Fahrinne stattfindet, und so eine schnelle Einmischung und Verdünnung der gelösten Fraktionen erfolgt. Auch die partikulären Stoffe im Feinkornanteil (< 63 µm-Fraktion) der Sedimente und die daran gebundene organische Verbindungen unterliegen weiträumigen Vermischungs- bzw. Transportprozessen oder sedimentieren weiträumig. Es ist daher mit keinen Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt im weiteren Umfeld zu erwarten.</p> <p>Messtechnisch können nur kurzzeitige und lokale sehr begrenzte Beeinträchtigungen im direkten Umfeld der Verbringungsstelle erfasst werden, die aber bei den vorliegenden hohen Sauerstoffgehalten schnell abgepuffert werden. Es ist daher mit keinen Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt im weiteren Umfeld zu erwarten.</p> | |
| <p>D8 Schadstoffe</p> <p>D8C1 Schadstoffkonzentrationen D8C2 Schadstoffeffekte D8C3 Erhebliche akute Verschmutzung D8C4 Schadwirkung akuter Verschmutzung</p> | <p>Eintrag von Schadstoffen</p> | <p>Schadstoffkonzentration u. Schadstofffrachten: Eine mögliche Nachweisbarkeit einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration aufgrund der Baggergutverbringungen wird in drei Bilanzierungsräumen erwartet (Uferbereich Cuxhaven, Grimershörner Bucht und Cuxhaven Hafen). Diese Tatsache korreliert nicht mit der Höhe der Schadstofffracht. Die größte Schadstofffracht wird in den Bilanzierungsraum Tideelbe vor Otterndorf (32) transportiert. Dort ist aber nicht mit einer nachweisbaren Konzentrationserhöhung von Schadstoffen zu rechnen. Auf den m² umgerechnet sind die Anteile des verdrifteten Baggergutes geringer in diesem BZR und die Mächtigkeit der Baggergutaufgaben sowie die Hintergrundbelastung, die die Nachweisbarkeit einer Konzentrationserhöhung bestimmen, sind nicht ausreichend, um eine Konzentrationserhöhung hervorzurufen.</p> <p><u>ERL:</u> p,p'-DDD: BZR 4, 35, 54: der ERL-Richtwert in diesen Bilanzräumen wird wahrscheinlich nicht überschritten, eine Überschreitung kann aber nicht vollständig ausgeschlossen werden.</p> <p>Quecksilber: eine Überschreitung aufgrund der Baggergutverbringungen kann nicht ausgeschlossen werden.</p> <p>Zink: es sind keine Überschreitungen des ERL in Folge der Verbringungen zu erwarten.</p> <p><u>EAC:</u> Es ist nicht mit einer nachweisbaren Auswirkung durch die Baggergutverbringung auf die EAC-Kriterien zu rechnen, eine Überschreitung der EAC-Kriterien bei dieser Sedimentmischung ist nicht zu erwarten.</p> | <p>nein (s.u.)</p> |
| | <p>Bioakkumulation</p> | <p>Derzeit ist es noch nicht möglich, Schadstoffkonzentrationen in Biota anhand von (konventionell bestimmten) Konzentrationen in Sedimenten und/oder Baggergut zu</p> | <p>Keine Bewertung möglich</p> |

| MSRL-Deskriptor/ Bewertungskriterium | Wirkfaktor | Auswirkungen der Baggergutverbringung Elbe km 730/740 | Verstoß gegen das Verschlech- terungsverbot? |
|-----------------------------------------|------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| | | <p>prognostizieren. Es existieren vereinzelt Daten zur Schadstoffbelastung von Biota in verschiedenen BZR in dem betroffenen Gebiet. Bei der Bewertung von Bioakkumulationsdaten muss berücksichtigt werden, dass die Bioakkumulation von vielen biotischen (z. B. Spezies, Gewebe, Lipidgehalt, Alter) und abiotischen Faktoren (z. B. ortsspezifische Wasserqualität wie Wasserhärte oder pH) abhängig ist. Eine vergleichende Bewertung verschiedener Monitoringprogramme ist daher nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich.</p> | |

Für die Deskriptoren 5 (Eutrophierung) und 8 (Schadstoffe) können Auswirkungen der Baggergutverbringung nicht von vorneherein gänzlich ausgeschlossen werden. Daher erfolgt nachfolgend eine genauere Darstellung der betroffenen Bewertungskriterien und Indikatoren.

Deskriptor 5: *Die vom Menschen verursachte Eutrophierung ist auf ein Minimum reduziert; das betrifft insbesondere deren negative Auswirkungen wie Verlust der biologischen Vielfalt, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund.*

D5C7 Makrophyten: *Die Zusammensetzung und relative Häufigkeit der Arten oder die Tiefenverteilung der Makrophytengemeinschaften erreichen Werte, die anzeigen, dass keine Beeinträchtigungen infolge der Nährstoffanreicherung vorliegen auch nicht in Form zunehmender Wassertrübung.*

Indikatoren: *Beeinträchtigung der Abundanz von mehrjährigem Seetang und Seegras.*

Für die relevante MSRL-Bewertungseinheit EW34 sind bzgl. Seegras für den BZR 25 Auswirkungen nicht von vorn herein gänzlich ausgeschlossen. Im Jahr 2019 sind für den BZR 25 nur Seegras-Einzelvorkommen nachgewiesen. Die Einzelbewertung WRRL für Angiospermen und Makroalgen für D6C5 (Zustand des benthischen Lebensraumes) für die MSRL-Zustandsbewertung ist als nicht gut eingestuft (BMU 2018). Basierend auf Modellrechnungen und somit einer Worst-Case-Betrachtung kann nicht ausgeschlossen werden, dass sich der potenziell besiedelbare Lebensraum für Seegras, zumindest für die Art *Z. marina*, im BZR 25 um wenige cm in die Tiefe verringert (s. Fachkapitel Vegetation). Insgesamt sind jedoch nur sehr geringe Auswirkungen auf die Seegräser im BZR 25 zu erwarten, so dass es zu keinem Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot kommt.

Deskriptor 8: *Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung.*

D8C1 Schadstoffkonzentrationen: *Innerhalb von Küsten- und Territorialgewässer: Die Schadstoffkonzentrationen überschreiten nicht die folgenden Schwellenwerte (...). Außerhalb von Küsten und Territorialgewässern dürfen die Schadstoffkonzentrationen die folgenden Schwellenwerte nicht überschreiten (...).*

Indikatoren: Schadstoffkonzentrationen: Metalle (Quecksilber, Cadmium, Blei); PAK; PCB; polychlorierte Dioxine/Furane; CHC (Chlorkohlenwasserstoffe), DDT, HCH, HCB; PFC; Organozinnverbindungen; Flammschutzmittel (PBDE, andere); Biozide; Pharmazeutika und Personal Care Products; Radionuklide.

Mit der Verbringung des schadstoffbelastenden Baggergutes kann eine mess- und beobachtbare Erhöhung der Konzentrationen von p,p'DDD und Quecksilber in drei Bilanzierungsräumen (4 Uferbereich Cuxhaven, 35 Grimmershörner Bucht und 54 Cuxhaven Hafen) nicht ausgeschlossen werden. Die größte Schadstofffracht wird in den Bilanzierungsraum Tideelbe vor Otterndorf (32) transportiert. Dort ist aber nicht mit einer nachweisbaren Konzentrationserhöhung von Schadstoffen zu rechnen. Diese vier Bilanzierungsräume liegen alle außerhalb des MSRL Geltungsbereiches im Übergangsgewässer. Eine nachweis- und messbare Verschlechterung der Bewertungseinheit Küstengewässer bzw. der deutschen Nordseegewässer ist somit auszuschließen.

Vorausgesetzt, die in Tabelle 2-1 angegebenen Zeiträume der Verbringung werden eingehalten, lassen die prognostizierten Auswirkungen der Baggergutverbringung für die MSRL-

Deskriptoren/Zustands- und Belastungsaspekte keine Verschlechterung von Bewertungseinheiten sowie der deutschen Nordseegewässer erwarten. Ein Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot kann ausgeschlossen werden.

Prüfung Zielerreichungsgebot

In Tabelle 6-17 sind die Umweltziele (Art. 10 MSRL) mit Indikatoren und Maßnahmen (Art. 13 MSRL) als Prüfmaßstab für das Zielerreichungsgebot tabellarisch dargestellt. Prinzipiell könnten die Auswirkungen der Baggergutverbringung im Bereich der Außenelbe zu Konflikten mit einigen operativen Zielen der MSRL führen, jedoch sind aufgrund der in den Fachkapiteln beschriebenen allenfalls geringfügigen Wirkungen der Baggergutverbringung, keine nachteiligen Auswirkungen auf die Umweltzielindikatoren zu erwarten.

Die Baggergutverbringung wird nicht zu einer messbaren Zunahme der Eutrophierung und Schadstoffbelastung beitragen (Umweltziele 1 und 2). Die Maßnahme gefährdet keine Rückzugsräume, Wiederansiedlung oder Wanderung von Arten und eine Einschleppung von Arten ist nicht gegeben, Bestände befischter Meerestiere werden nicht gefährdet (Umweltziel 3 und 4). Abfalleinträge können ausgeschlossen werden, Lärmemissionen sind eng begrenzt und ohne erhebliche Auswirkungen wegen ausreichender Ausweichflächen, und hydromorphologische Veränderungen werden aufgrund der natürlichen Morphodynamik in dem Gebiet nur kurzzeitig und eng begrenzt auf dem Verbringbereich auftreten (Umweltziele 5, 6 und 7).

Die Mehrzahl der MSRL-Maßnahmen sind eher programmatisch formuliert und erfordern noch eine weitere Konkretisierung (z. B. Ableitung von Zielwerten UZ1-07) sowie eine rechtliche und politische Umsetzung. Bei einigen Maßnahmen, die zunächst Betroffenheiten mit Baggergutverbringungen vermuten lassen, wie z. B. *UZ1-08 Wiederherstellung und Erhalt von Seegraswiesen* oder *UZ7-02 Ökologische Strategie zum Sedimentmanagement im niedersächsischen Wattenmeer und vorgelagerten Inseln (am Beispiel der Einzugsgebiete der Seegaten von Harle und Blauer Balje)* handelt es sich um Pilotprojekte in ausgewählten anderen Küstengebieten, deren Umsetzung daher nicht erschwert oder behindert werden.

Es sind keine Betroffenheiten der MSRL-Maßnahmen erkennbar und auch eine technische Umsetzung von Maßnahmen wird durch die Baggergutverbringung bei Elbe km 730/740 nicht erschwert oder gefährdet.

Tabelle 6-17: Umweltziele (Art. 10 MSRL) mit operativen Zielen, Indikatoren und Maßnahmen (Art. 13 MSRL) als Prüfmaßstab für das Zielerreichungsgebot nach MSRL
Neue Maßnahmen für den zweiten MSRL-Bewirtschaftungszyklus 2022-2027 (BMU Entwurf Juni 2021) in *kursiv*.

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|-----------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Umweltziel 1: Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Eutrophierung | | |
| Nährstoffeinträge über die Flüsse sind weiter zu reduzieren. | > Nährstoffkonzentrationen am Übergabepunkt limnisch-mariner in die Ostsee bzw. Nordsee mündenden Flüsse | UZ1-01 Landwirtschaftliches Kooperationsprojekt zur Reduzierung der Direkteinträge in die Küstengewässer über Entwässerungssysteme |
| Nährstoffe über Ferneinträge aus anderen Meeresgebieten sind zu reduzieren. | > Import von Stickstoff und Phosphor > räumliche Verteilung von Stickstoff und Phosphor im Seewasser | UZ1-02 Stärkung der Selbstreinigungskraft der Ästuarie am Beispiel der Ems UZ1-03 Förderung von NOx-Minderungsmaßnahmen bei Schiffen |
| Nährstoffeinträge aus der Atmosphäre sind weiter zu reduzieren. | > Emissionswerte von Stickstoffverbindungen auf die Meeresoberfläche > Depositionswerte von Stickstoffverbindungen auf die Meeresoberfläche | UZ1-04 Einrichtung eines Stickstoff-Emissions-Sondergebietes (NECA) in Nord- und Ostsee unterstützen <i>UZ1-05 Meeresrelevante Revision des Göteborg-Protokolls insbesondere zur Minderung der atmosphärischen Einträge von NOx und Ammoniak</i> <i>UT1-06 Vollständige und meeresrelevante Umsetzung des nationalen Luftreinhalteprogramms</i> <i>UZ1-07 Entwicklung von meeresrelevanten Zielwerten f.d. Minderung v. Einträgen v. Phosphor, Schadstoffen sowie Kunststoffen (inkl. Mikroplastik am Übergabepunkt limnisch-marin, als Grundlage f.d. Bewirtschaftung der FGE gemäß WRRL</i> <i>UZ1-08 Wiederherstellung und Erhalt von Seegraswiesen</i> <i>UZ1-09 Pilotstudie zu umweltfreundlichen Umschlagtechniken von Düngemitteln in Häfen</i> <i>UZ1-10 Kriterien, Rahmenbedingungen und Verfahrensweisen für nachhaltige Marikultursysteme</i> |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| UZ 2: Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe | | |
| Schadstoffeinträge über die Flüsse sind weiter zu reduzieren. | <ul style="list-style-type: none"> > Schadstoffkonzentrationen am Übergabepunkt der in die Nordsee mündenden Flüsse limnisch-marin | UZ2-01 Kriterien und Anreizsysteme für umweltfreundliche Schiffe |
| Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre sind weiter zu reduzieren. | <ul style="list-style-type: none"> > emittierte Schadstoffmengen > Schadstoffdeposition auf die Meeresoberfläche | UZ2-02 Vorgaben zur Einleitung und Entsorgung von Waschwässern aus Abgasreinigungsanlagen von Schiffen |
| Schadstoffeinträge durch Quellen im Meer sind zu reduzieren. Dies betrifft insbesondere gasförmige und flüssige Einträge, aber auch die Einbringung fester Stoffe. | <ul style="list-style-type: none"> > Menge der Einträge | UZ2-03 Verhütung und Bekämpfung von Meeresverschmutzungen - Verbesserung der maritimen Notfallvorsorge und des Notfallmanagements UZ2-04 Umgang mit Munitionsaltlasten im Meer |
| Einträge von Öl und Ölerzeugnissen und -gemischen ins Meer sind zu reduzieren und zu vermeiden. | <ul style="list-style-type: none"> > Art und Menge der Einträge > Größe und Anzahl der verschmutzten Meeresoberfläche > Verölungsrate bei Vögeln | <i>UZ2-05 Infokampagne: sachgerechte Entsorgung von Arzneimitteln - Schwerpunkt: Seeschiffe</i> <i>UZ2-06 Infokampagne: Bewusstseinsbildung zu Umweltauswirkungen von UV-Filtern in Sonnenschutzcreme</i> |
| Schadstoffkonzentrationen in der Meeresumwelt und die daraus resultierenden Verschmutzungswirkungen sind zu reduzieren und auf einen guten Umweltzustand zurückzuführen. | <ul style="list-style-type: none"> > Konzentrationen von Schadstoffen in Wasser, Organismen und Sedimenten > biologische Schadstoffeffekte > Schadstoffgehalte in Meeresfrüchten | <i>UZ2-07 Hinwirken auf eine Verringerung des Eintrags von Ladungsrückständen von festen Massengütern ins Meer</i> <i>UZ2-08 Prüfung der Möglichkeiten eines Nutzungsgebotes des VTG German Bight-Western Approach für große Containerschiffe</i> <i>UZ2-09 Empfehlung von Entwicklungen für die IMO für die Ortung von Gefahrgutcontainern</i> <i>UZ2-10 Verbesserung der Rückverfolgbarkeit und Bekämpfung von Meeresverunreinigungen durch Anschaffung eines Messschiffs für die deutsche Nordsee</i> |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>UZ 3: Meere ohne Beeinträchtigung der marinen Arten und Lebensräume durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten</p> | | |
| <p>Es bestehen räumlich und zeitlich ausreichende Rückzugs- und Ruheräume für Ökosystemkomponenten. Zum Schutz vor anthropogenen Störungen werden z. B. ungenutzte und/oder eingeschränkt genutzte Räume und Zeiten („No-take-zones“ und „No-take-times“, für die Fischerei gemäß den Regeln der GFP) eingerichtet (vgl. u.a. Erwägungsgrund 39 zur MSRL).</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Fläche (in % der Meeresfläche) der Rückzugs- und Ruheräume > Zeitraum (Aufzucht-, Brut- und Mauserzeiten) der Rückzugs- und Ruheräume > geringe bzw. natürliche Besiedlung mit opportunistischen Arten > Vorkommen von charakteristischen mehrjährigen und großen Vegetationsformen und Tierarten auf und in charakteristischen Sedimenttypen | <p>UZ3-01 Aufnahme von für das Ökosystem wertbestimmenden Arten und Biotoptypen in Schutzgebietsverordnungen</p> <p>UZ3-02 Maßnahmen zum Schutz wandernder Arten im marinen Bereich</p> <p><i>UZ3-03 Ermittlung, Abgrenzung und Einrichtung von geeigneten Rückzugs- und Ruheräumen zum Schutz vor anthropogenen Störungen für benthische Lebensräume, Fische, marine Säugetiere und See- und Küstenvögel</i></p> |
| <p>Die Struktur und Funktion der Nahrungsnetze sowie der marinen Lebensräume wird durch Beifang, Rückwurf und grundgeschleppte Fanggeräte nicht weiter nachteilig verändert. Auf die Regeneration der aufgrund der bereits erfolgten Eingriffe geschädigten Ökosystemkomponenten wird hingewirkt. Die funktionalen Gruppen der biologischen Merkmale (Anhang III Tabelle 1 MSRL) oder deren Nahrungsgrundlage werden nicht gefährdet.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Beifangraten von Ziel- und Nichtzielarten, Seevögeln, marinen Säugetieren und Benthosarten > Rückwurfraten von Ziel- und Nichtzielarten, Seevögeln, marinen Säugetieren und Benthosarten > Bestandentwicklungen von Ziel- und Nichtzielarten, Seevögeln, marinen Säugetieren und Benthosarten > Entwicklungsstand selektiver Fangtechniken | <p><i>UZ3-04 Förderung der Entwicklung von Sabellaria-Riffen</i></p> <p><i>UZ3-05 Riffe rekonstruieren, Hartsedimentsubstrate wieder einbringen</i></p> <p><i>UZ3-06 Maßnahmen zur Umsetzung der IMO-Biofouling Empfehlungen</i></p> <p><i>UZ3-07 Aufbau und Etablierung eines Neobiota-Frühwarnsystems und Entscheidungshilfe für Sofortmaßnahmen</i></p> |
| <p>Wenn unter Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels die ökologischen Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von lokal ausgestorbenen oder bestandsgefährdeten Arten gegeben sind, werden ihre Wiederansiedlung oder die Stabilisierung ihrer Population angestrebt, sowie weitere Gefährdungsursachen in für diese Arten ausreichend großen Meeresbereichen beseitigt.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Erfolg der Wiederansiedlungs- und Populationsstützungsmaßnahmen | |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Menschliche Bauwerke und Nutzungen gefährden die natürliche Ausbreitung (inkl. Wanderung) von Arten nicht, für die ökologisch durchlässige Migrationskorridore wesentliche Habitate darstellen.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Größe, Lage und Verteilung der menschlichen Installationen und ihrer Wirkräume im Verhältnis zu den Ausbreitungs-, Wander-, Nahrungs-, und Fortpflanzungsräumen von funktionalen Gruppen der biologischen Merkmale (Anhang III Tabelle 1) > Durchgängigkeit der Wanderwege diadromer Arten | |
| <p>Die Gesamtzahl von Einschleppungen und Einbringungen neuer Arten geht gegen Null. Zur Minimierung der (unbeabsichtigten) Einschleppung sind Vorbeugemaßnahmen implementiert. Neu auftretende Arten werden so rechtzeitig erkannt, dass ggf. Sofortmaßnahmen mit Aussicht auf Erfolg durchgeführt werden können. Die Zeichnung und Umsetzung bestehender Verordnungen und Konventionen sind hierfür eine wichtige Voraussetzung.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Trend und die Anzahl neu eingeschleppter nicht einheimischer Arten > Fundraten in repräsentativen Häfen und Marikulturen als Hotspots > Implementierung von Maßnahmen des Ballastwassermanagements | |
| <p>UZ 4: Meere mit nachhaltig und schonend genutzten Ressourcen</p> | | |
| <p>Alle wirtschaftlich genutzten Bestände werden nach dem Ansatz des höchstmöglichen Dauerertrags (MSY) bewirtschaftet.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > fischereiliche Sterblichkeit (FMSY) > Fangmenge-Biomasse-Quotient | <p>UZ4-01 Weitere Verankerung des Themas „nachhaltige ökosystemgerechte Fischerei“ im öffentlichen Bewusstsein</p> <p>UZ4-02 Fischereimaßnahmen</p> |
| <p>Die Bestände befischter Arten weisen eine Alters- und Größenstruktur auf, in der alle Alters- und Größenklassen weiterhin und in Annäherung an natürliche Verhältnisse vertreten sind.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Längenverteilung in der Population > Größe von Individuen bei der ersten Reproduktion | <p>UZ4-03 Miesmuschelbewirtschaftungsplan im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer</p> <p>UZ4-04 Nachhaltige und schonende Nutzung von nicht lebenden sublitoralen Ressourcen für den Küstenschutz (Nordsee)</p> |
| <p>Die Fischerei beeinträchtigt die anderen Ökosystemkomponenten (Nichtzielarten und benthische Lebensgemeinschaften) nicht in dem Maße, dass die Erreichung bzw. Erhaltung ihres spezifischen guten Umweltzustands gefährdet wird.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Gebietsfläche in der benthische Lebensgemeinschaften nicht durch grundgeschleppte Fanggeräte beeinträchtigt werden > räumliche Verteilung von Fischereiaktivitäten > Rückwurfrate von Ziel- und Nichtzielarten > Diversität von survey-relevanten Arten. | <p>UZ4-05 Umweltgerechtes Management von marinen Sand- und Kiesressourcen für den Küstenschutz in Mecklenburg-Vorpommern (Ostsee)</p> <p><i>UZ4-06 Erarbeitung von Fachvorschlägen für Bedarfe, für die Zulassung von Bergbauvorhaben einschlägige Rechtsvorschriften</i></p> |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Illegale, nicht gemeldete und unregulierte (IUU) Fischerei gemäß EG-Verordnung Nr.1005/2008 geht gegen Null</p> | | <p><i>an die Anforderungen der MSRL anzupassen</i></p> <p><i>UZ4-07 Wirksame Kontrolle und Überwachung von Fischereiaktivitäten v.a. in und um Schutzgebiete</i></p> |
| <p>Innerhalb der Schutzgebiete in der deutschen Ostsee bzw. Nordsee stehen die Schutzziele und -zwecke an erster Stelle. Die besonderen öffentlichen Interessen des Küstenschutzes an der Gewinnung von nicht lebenden Ressourcen sind zu beachten, und nur nach eingehender Prüfung von Alternativen in Betracht zu ziehen.</p> | <p>> Anteil der genutzten Flächen an den gesamten Schutzgebieten</p> | |
| <p>Durch die Nutzung oder Erkundung nicht lebender Ressourcen werden die Ökosystemkomponenten der deutschen Ostsee, insbesondere die empfindlichen, zurückgehenden und geschützten Arten und Lebensräume nicht beschädigt oder erheblich gestört. Die Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten sowie die Fortpflanzungs-, Ruhe- und Nahrungsstätten der jeweiligen Arten sind dabei besonders zu berücksichtigen.</p> | <p>> Intensität der Störung und Schädigung</p> <p>> Fläche und Umfang aller konkreten Nutzungs- und Erkundungsgebiete im Verhältnis zur räumlichen Ausbreitung und zum Vorkommen der betroffenen Lebensräume und Arten</p> | |
| <p>UZ 5: Meere ohne Belastung durch Abfall</p> | | |
| <p>Kontinuierlich reduzierte Einträge und eine Reduzierung der bereits vorliegenden Abfälle führen zu einer signifikanten Verminderung der Abfälle mit Schadwirkung für die marine Umwelt an den Stränden, auf der Meeresoberfläche, in der Wassersäule und am Meeresboden</p> | <p>> Anzahl der Abfallteile verschiedener Materialien und Kategorien pro Fläche</p> <p>> Volumen der Abfallteile verschiedener Materialien und Kategorien pro Fläche</p> | <p>UZ5-01 Verankerung des Themas Meeresmüll in Lehrzielen, Lehrplänen und -material</p> <p>UZ5-02 Modifikation/Substitution von Produkten unter Berücksichtigung einer ökobilanzierten Gesamtbetrachtung</p> <p>UZ5-03 Vermeidung des Einsatzes von primären Mikroplastikpartikeln</p> |
| <p>Nachgewiesene schädliche Abfälle in Meeresorganismen (insbesondere von Mikroplastik) gehen langfristig gegen Null.</p> | <p>> Müll in Vogelmägen (z. B. Eissturmvogel) und anderen Indikatorarten</p> | <p>UZ5-04 Reduktion der Einträge von Kunststoffmüll, z. B. Plastikverpackungen, in die Meeresumwelt</p> |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Weitere nachteilige ökologische Effekte (wie das Verfangen und Strangulieren in Abfallteilen) werden auf ein Minimum reduziert.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Anzahl verheddeter Vögel in Brutkolonien > Totfunde verheddeter Vögel und anderer Indikatorarten | <p>UZ5-05 Müllbezogene Maßnahmen zu Fischereinetzen und -geräten</p> <p>UZ5-06 Etablierung des „Fishing-for-Litter“-Konzepts</p> <p>UZ5-07 Reduzierung bereits vorhandenen Mülls im Meer</p> <p>UZ5-08 Reduzierung des Plastikaufkommens durch kommunale Vorgaben</p> <p>UZ5-09 Reduzierung der Emission und des Eintrags von Mikroplastikpartikeln</p> <p><i>UZ5-10 Vermeidung und Reduzierung des Eintrags von Mikroplastikpartikeln in die marine Umwelt</i></p> <p><i>UZ5-11 Müllbezogene Maßnahmen zur Berufs- und Freizeitschifffahrt</i></p> |
| <p>UZ 6: Meere ohne Beeinträchtigung durch anthropogene Energieeinträge</p> | | |
| <p>Der anthropogene Schalleintrag durch impulshafte Signale und Schockwellen führt zu keiner physischen Schädigung (z. B. einer temporären Hörschwellenverschiebung bei Schweinswalen) und zu keiner erheblichen Störung von Meeresorganismen.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Einhaltung bereits bestehender oder noch zu entwickelnder Grenzwerte (für die Frequenz, Schallsignalcharakteristika (SPL, SEL etc.), Einwirkzeit und Partikelbewegung) > Grad und Häufigkeit der Schädigung und Störung von Meeresorganismen > Monitoring der Lärmeinträge und biologischen Effekte > Modellierung der besonders beeinträchtigten Wirkzonen (bspw. Bauarbeiten OWEA) | <p>UZ6-01 Ableitung und Anwendung von biologischen Grenzwerten für die Wirkung von Unterwasserlärm auf relevante Arten</p> <p>UZ6-02 Aufbau eines Registers für relevante Schallquellen und Schockwellen und Etablierung standardisierter verbindlicher Berichtspflichten</p> <p>UZ6-03 Lärmkartierung der deutschen Meeresgebiete</p> <p>UZ6-04 Entwicklung und Anwendung von</p> |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Lärmeinträge infolge kontinuierlicher, insbesondere tieffrequenter Breitbandgeräusche haben räumlich und zeitlich keine nachteiligen Auswirkungen, wie z. B. signifikante (erhebliche) Störungen (Vertreibung aus Habitaten, Maskierung biologisch relevanter Signale, etc.) und physische Schädigungen auf Meeresorganismen. Da die Schifffahrt die kontinuierlichen Lärmeinträge dominiert, sollte als spezifisches operationales Ziel die Reduktion des Beitrags von Schiffsgeräuschen an der Hintergrundbelastung avisiert werden.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Einhaltung bereits bestehender oder noch zu entwickelnder Grenzwerte (für die Frequenz, Schallsignalcharakteristika (SPL, SEL etc.), Einwirkzeit und Partikelbewegung) > Grad und Häufigkeit der Schädigung und Störung von Meeresorganismen > Lärmmonitoring innerhalb von Meeresregionen durch stationäre Messstationen in repräsentativer Anzahl > Monitoring der biologischen Effekte | <p>Lärminderungsmaßnahmen für die Nord- und Ostsee</p> <p>UZ6-05 Ableitung und Anwendung von Schwellenwerten für Wärmeinträge</p> <p>UZ6-06 Entwicklung und Anwendung umweltverträglicher Beleuchtung von Offshore-Installationen und begleitende Maßnahmen</p> |
| <p>Der anthropogene Wärmeintrag hat räumlich und zeitlich keine negativen Auswirkungen bzw. überschreitet die abgestimmten Grenzwerte nicht. Im Wattenmeer wird ein Temperaturanstieg im Sediment von 2 K in 30 cm Tiefe, in der AWZ ein Temperaturanstieg von 2 K in 20 cm Sedimenttiefe nicht überschritten.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Temperatur > räumliche Ausdehnung der Wärmeentstehung | |
| <p>Elektromagnetische und auch elektrische Felder anthropogenen Ursprungs sind so schwach, dass sie Orientierung, Wanderungsverhalten und Nahrungsfindung von Meeresorganismen nicht beeinträchtigen. Die Messwerte an der Sedimentoberfläche beeinträchtigen das Erdmagnetfeld (in Europa $45 \pm 15 \mu\text{T}$) nicht. Es werden Kabel und Techniken verwendet, bei denen die Entstehung elektromagnetischer Felder weitgehend vermieden wird.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Intensität elektromagnetischer und elektrischer Felder > räumliche Ausdehnung elektromagnetischer und elektrischer Felder | |
| <p>Von menschlichen Aktivitäten ausgehende Lichteinwirkungen auf dem Meer haben keine nachteiligen Auswirkungen auf die Meeresumwelt.</p> | <ul style="list-style-type: none"> > Lichtintensität > Lichtspektren | |

| Operative Ziele | Indikatoren | Maßnahmen |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| UZ 7: Meere mit natürlicher hydromorphologischer Charakteristik | | |
| Die (Teil-)Einzugsgebiete der Wattbereiche sind im natürlichen Gleichgewicht. Die vorhandenen Substratformen befinden sich in ihren typischen und vom dynamischen Gleichgewicht geprägten Anteilen. Es besteht eine natürliche Variabilität des Salzgehaltes. | <ul style="list-style-type: none"> > Wasserstand > Topographie > Flächengröße der verschiedenen Substratformen > Salzgehalt > Abfluss | <p>UZ7-01 Hydromorphologisches und sedimentologisches Informations- und Analysesystem für die deutsche Nord- und Ostsee</p> <p><i>UZ7-02 Ökologische Strategie zum Sedimentmanagement im niedersächsischen Wattenmeer und vorgelagerten Inseln (am Beispiel der Einzugsgebiete der Seegaten von Harle und Blauer Balje)</i></p> |
| Die Summe der Beeinflussung von hydrologischen Prozessen hat keine nachteiligen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme. | <ul style="list-style-type: none"> > Temperaturprofil > Salzgehaltsprofil > Modellierung der räumlichen Ausbreitung der hydrographischen Veränderungen | |
| Veränderungen der Habitate und insbesondere der Lebensraumfunktionen (z. B. Laich-, Brut- und Futterplätze oder Wander-/Zugwege von Fischen, Vögeln und Säugetieren) aufgrund anthropogen veränderter hydrografischer Gegebenheiten führt allein oder kumulativ nicht zu einer Gefährdung von Arten und Lebensräumen bzw. zum Rückgang von Populationen. | <ul style="list-style-type: none"> > räumliche Ausdehnung und Verteilung der von hydrographischen Veränderungen betroffenen Laich-, Brut- und Futterplätze sowie der Wander-/Zugwege | |

Kumulation

Gemäß § 45c WHG und Art. 8 MSRL umfasst die Bewertung der Meeresgewässer u. a. „...die wichtigsten Belastungen und ihre Auswirkungen, einschließlich menschlichen Handelns, auf den Zustand der Meeresgewässer unter Berücksichtigung der qualitativen und quantitativen Aspekte der verschiedenen Belastungen, feststellbarer Trends sowie der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen und...“. Damit sind die Berücksichtigung kumulativer Wirkungen von Einzelvorhaben sowie großräumigen anthropogenen Belastungen im Rahmen der Zustandsbewertung gefordert. Im aktuellen MSRL-Zustandsbericht der Nordseegewässer wurde diese Vorgabe nur teilweise umgesetzt.

In Anlehnung zur aktuellen Rechtsprechung zur WRRL³² ist in der vorliegenden Auswirkungsprognose keine Betrachtung von Kumulationswirkungen erfolgt. Damit bleiben Auswirkungen der Baggergutverbringung unberücksichtigt, die erst zusammen mit anderen Belastungen/

³² BVerwG, Urteil v. 09.02.2017 – Az. 7 A 2. 15, Rn. 594

Vorhaben relevant werden könnten. Voraussetzung wäre die Verfügbarkeit von ausreichend konkreten Informationen zu Vorhaben sowie geeignete Bewertungsverfahren.

6.8.4 Fazit

Die Prüfung der Auswirkungen der Baggergutverbringung im Küstengewässer im Bereich Elbe km 730/740 auf die wesentlichen MSRL-Merkmale und -Belastungen/Deskriptoren lassen keine Verschlechterung des aktuellen Umweltzustands der deutschen Nordsee nach derzeitigem Kenntnisstand erwarten.

Die prognostizierten Auswirkungen verstoßen nicht gegen das Zielerreichungsgebot. Die Erreichung des guten Umweltzustands wird nicht gefährdet. Das Vorhaben verhindert nicht die Erfüllung der übergeordneten und operativen Umweltziele. Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Umsetzung der MSRL-Maßnahmen kann ausgeschlossen werden.

Die Baggergutverbringung bei Elbe km 730/740 steht weder dem Verschlechterungsverbot noch dem Zielerreichungsgebot nach § 45a (1) WHG entgegen und ist daher mit den Bewirtschaftungszielen der deutschen Nordseegewässer vereinbar.

7 Empfehlungen

Die nachfolgenden Empfehlungen stützen sich zum einen auf die Ergebnisse der Auswirkungsprognosen in Kapitel 5 sowie der naturschutzfachlichen und wasserwirtschaftlichen Einschätzung in Kapitel 6

7.1 Vermeidung und Minimierung von Auswirkungen

7.1.1 Schadstoffbelastung und ökotoxikologisches Belastungspotenzial in Sedimenten

Unabhängig von der Einschätzung, dass eine Erhöhung der ökotoxikologischen Belastungspotenziale in den betrachteten Bilanzierungsräumen nicht nachweisbar sein wird, erfolgt mit der Verbringung des Baggergutes dennoch ein Transport von Schadstoffen und damit verbundenen ökotoxikologischen Belastungspotenzialen in die Nordsee. Grundsätzlich sollten derartige Einträge nach Möglichkeit so gering wie möglich bzw. erforderlich gehalten werden. Sollte es möglich sein, die unterzubringende Baggergutmenge der höher belasteten Baggerabschnitte zu reduzieren, wäre dies aus Sicht der Schadstoffbelastung und der Ökotoxikologie zu begrüßen. Weiterhin sollte gezielt an einer Reduzierung der Schadstoffquellen im Binnenbereich der Elbe gearbeitet werden. Haupteintragsquelle von Schadstoffen ins Ästuar stellen die Altlasten im Mittel- und Oberlauf der Elbe dar. Eine Minimierung dieser Quellen würde wesentlich zur Verbesserung der Sedimentqualität und somit auch der Baggergutqualität im Ästuar beitragen.

7.1.2 Fische und Neunaugen

Auswirkungen auf Neunaugen und Fische können minimiert werden, wenn einzelne Verbringstellen innerhalb des gesamten Verbringbereiches möglichst kontinuierlich und über längere Zeiträume genutzt werden. Dann haben Fische und Neunaugen zunehmend Gelegenheit, sich an die mit den Umlagerungen verbundenen Störungen zu gewöhnen und die entsprechenden Verbringstellen gezielt zu meiden (Beeinträchtigungen durch Scheuchwirkungen, Überdeckung usw. können dadurch verringert werden).

7.1.3 Meeressäuger

Der Baggerschiffverkehr sollte sich möglichst immer auf den gleichen Routen bewegen, so dass sich bei Meeressäugern und Vögeln Gewöhnungseffekte einstellen können und dadurch das Kollisionsrisiko minimiert wird. Grundsätzlich sollten Annäherungen an Vögel und Meeressäuger, die sich auf bzw. im Wasser oder auf dem Watt bzw. an Land aufhalten, vermieden werden. Dies gilt bei den Vögeln in besonderem Maße in den Monaten Juni bis Anfang September für die flugunfähigen mausernden Brandgänse und Eiderenten.

7.2 Monitoring

Um für die nächste Aktualisierung der Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut in dem VSB 730/740 über gute Datengrundlagen zu verfügen, werden die im Folgenden dargestellten Untersuchungen empfohlen. Je nach Erkenntnisgewinn sind die vorgeschlagenen Untersuchungen ggf. anzupassen.

7.2.1 Morphologie

Morphologische Untersuchungen liefern eine wichtige Datengrundlage für die Überwachung der in den nachfolgenden Kapiteln genannten Fachthemen, dabei handelt es sich um die Erfassung von Schwebstoffgehalten (z. B. dargestellt in Kapitel 7.2.2) oder Sedimentproben (z. B. dargestellt in Kapitel 7.2.3). Ein weiteres Element ist die regelmäßige Beobachtung der Gewässerbettentwicklung und Sedimentationsraten im VSB 730/740. Der Fokus liegt auf den Flächen einer Verbringstelle sowie des Nahbereichs. Von Interesse sind insbesondere die Zeiträume nach der Verbringung großer Mengen an Baggergut. Diese Daten geben Auskunft über die Leistungsfähigkeit der Verbringstelle (wie schnell transportiert die Strömung Baggergutsedimente ab) und welcher Anteil des Baggerguts verbleibt möglicherweise über einen längeren Zeitraum im Bereich der Verbringstelle. Aufgrund der intensiven Morphodynamik kann sich ein Sedimenttransportregime auch in kürzerer Zeit verändern. Zuletzt bedarf es fortgesetzter Untersuchungen zum Systemverständnis, z. B. auf der Basis von Messzeitreihen und Modellrechnungen, um Transportwege von Baggergutsedimenten noch vertiefter zu kennen und Sedimentmengen besser bilanzieren zu können. Der Fokus liegt hier auf den großräumigen Verhältnissen.

7.2.2 Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton

Es sollten mittels Eluationsversuchen die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Baggergut, insbesondere im polyhalinen Bereich, näher untersucht werden. Zudem sollten Langzeituntersuchungen zur Bestimmung von Remineralisierungsraten im Baggergut, d. h. Raten zum Abbau des organischen Materials, durchgeführt werden. Dies soll Rückschlüsse auf die Qualität des organischen Kohlenstoffs ermöglichen.

Es sollte eine kontinuierliche (oder zumindest temporäre) Erfassung der Sauerstoff- und Chlorophyllgehalte im Verbringgebiet bzw. in ausgewählten, sensitiven Bereichen des Elbmündungsgebiets erfolgen. Dies könnte durch bestehende Messstationen sowie einem zusätzlichen Messprogramm im Seegrasgebiet bei Neuwerk mit Multiparametersonden umgesetzt werden.

Durch weitergehende Nutzung von Fernerkundungsdaten sollte der Phytoplanktongehalt (und Schwebstoff) im Elbmündungsgebiet besser erfasst werden und insbesondere die Quer-Verteilung von Fahrwinne zu wattenahen Gebieten ermittelt werden. Dazu wird auch die Entwicklung geeigneter Auswerterroutinen der Satellitendaten und eine Validierung mit den zuvor genannten kontinuierlichen Sondenwerten benötigt.

Langfristig ist eine Modellierung des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes sowie des Phytoplanktons für den Elbmündungsbereich anzustreben, um eine bessere/weitergehende Quantifizierung der Effekte der Baggergutverbringung zu erreichen.

7.2.3 Schadstoffbelastung und ökotoxikologisches Belastungspotenzial in Sedimenten

Wie schon in der letzten Auswirkungsprognose empfohlen (BfG 2017b), sollte ein jährliches Überwachungsprogramm durchgeführt werden. Dabei sollten die Baggerabschnitte, aus denen Sedimente in den Verbringstellenbereich gebracht werden und der Verbringstellenbereich mit Umgebungsgebiet untersucht werden. Neben diesen Gebieten sollten auch die Bereiche beprobt werden, in denen es den Ergebnissen der BAW-Modellierungen zufolge zur Ablagerung von verdriftetem Baggergut kommt. Insbesondere sollten dabei die Gebiete mit den höchsten maximalen Ablagerungen, bei denen eventuell eine Schadstoffhöhung nachweisbar sein wird,

beprobte werden. Dies sind die Bilanzierungsräume Grimmershörner Bucht (BLZ 35), Cuxhaven Hafen (BLZ 54), Tideelbe vor Brunsbüttel (BLZ 8) und Uferbereich Cuxhaven (BLZ 4). Aber auch Gebiete bzw. Bilanzierungsräume, in die ein größerer Anteil von Baggergut verdriftet, sollten in die Betrachtungen einbezogen werden (s. Tabelle 5-2). An den entnommenen Proben sind sowohl Schadstoffanalysen als auch ökotoxikologische Untersuchungen vorzunehmen, vorausgesetzt die Proben enthalten größere Mengen (>10 Gew.-%) Feinkormaterial der Fraktion < 63 µm.

Das Probenahmenkonzept sollte in Zusammenarbeit mit der BAW erstellt werden, um so ein modellgestütztes Monitoring mit dem Ziel einer Modellvalidierung aufzusetzen. Hierbei sollten auch die Bereiche innerhalb der jeweiligen Bilanzierungsräume berücksichtigt werden, in denen die maximalen Auflagemengen für die Feinkornfraktion prognostiziert werden.

Zudem existieren im Bereich des Elbeästuars bereits Monitoringprogramme der BfG, die bei der Konzeption des Überwachungsprogrammes berücksichtigt und integriert werden sollten.

7.2.4 Bioakkumulation

Die bisherigen wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Schadstoffbelastung in Sedimenten und Schwebstoffen im Zusammenhang mit der von Biota reichen nicht aus, um belastbare Aussagen zu möglichen Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die Schadstoffbelastung der Biota im Verbringbereich und den betroffenen Bilanzierungsräumen zu treffen. Für die Überwachung potenzieller Auswirkungen werden nachfolgend Empfehlungen für ein mehrstufiges Monitoringkonzept gegeben, das künftig durch einen Expertenkreis mit Vertretern u. a. der BfG und der WSV diskutiert und geprüft werden muss. Dabei müssen vor allem auch die Machbarkeit und der Aufwand der Probenahmen, die (Personal-)Ressourcen berücksichtigt werden.

Vor der Planung des Monitorings muss bedacht werden, dass es auch bei vorliegenden weiteren Ergebnissen schwierig sein wird, zu bewerten, ob Änderungen in der Schadstoffbelastung auf die Baggergutverbringungen zurückzuführen sind oder ob sie aus der Schadstoffbelastung der Elbe resultieren, die natürlicherweise Schadstoffe in die Nordsee austrägt. Erschwerend kommt hinzu, dass im Gegensatz zum Schadstoffmonitoring in Biota, z. B. an der Tonne E3, im Untersuchungsgebiet keine geeigneten Referenzmessstellen vorhanden sind.

Für das Biotamonitoring empfiehlt die BfG dem WSA Elbe-Nordsee weiter die Beauftragung von Schadstoffuntersuchungen in Vogeleiern des Austernfischers an den Standorten Neufelderkoog/Elbe, Dieksander Koog Süd, Dieksander Koog Nord. Die Daten sollten vergleichend zu den Probenahmestationen des TMAP Programms analysiert werden. Darüber hinaus sollten zeitliche Trends der Schadstoffbelastungen in den Vogeleiern anhand eines vom Umweltbundesamt entwickelten Software-Tools (LOESS-Trend, Version 1.1, basierend auf Microsoft Excel; Fließner et al. 2016³³) analysiert werden. Dieses Tool eignet sich für die statistische Auswertung von Zeitreihen mit Daten aus 7 bis 40 Jahren und testet auf Signifikanzen linearer und nicht-linearer Trends mittels Varianzanalyse (ANOVA). Aktuell liegen für das Vogeleimonitoring der WSV die Daten von 2014 bis 2019 vor. Sobald die Daten aus 2020 vorliegen, können diese mit Hilfe des LOESS-Tools ausgewertet werden.

An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass eine Bewertung der Auswirkungen der Baggergutverbringungen auf die Schadstoffbelastung in Biota aufgrund der hohen Kom-

³³ Das LOESS-Tool kann von Jörg Wellnitz (Umweltbundesamt) bezogen werden.

plexität und Variabilität des Systems äußerst schwierig ist. Die Aussagekraft in Bezug auf die Fragestellung ist zudem begrenzt, da das Herstellen eines kausalen Zusammenhangs von vorhandenen bzw. bioverfügbaren Schadstoffen aus den Baggergutverbringungen zu stofflichen Belastungen in Biota sehr anspruchsvoll ist. Wie beschrieben, besteht hier derzeit noch erheblicher Forschungsbedarf.

7.2.5 Vegetation

In den Kapiteln 4.6 und 5.7 wurde beschrieben, welche Umweltfaktoren und anthropogen bedingte Wirkfaktoren Einfluss auf die Seegrasvorkommen ausüben können. Vor diesem Hintergrund ist es schwierig zu bewerten, ob derzeit und künftig zu beobachtende Änderungen in der Besiedlungsstruktur und -intensität der Seegrasvorkommen anteilig auf Effekte der Baggergutverbringung zurückzuführen sind bzw. wie hoch dieser Anteil eingeschätzt werden kann. Eine alleinige Rückführung einer Reaktion x auf eine baggergutbedingte Wirkung y ist kaum möglich, da viele Faktoren in engem Wirkungszusammenhang stehen und sich gegenseitig beeinflussen. Zusätzlich kann die natürliche Variabilität des Bewuchses die Interpretation von Beobachtungen erschweren.

Dennoch wird empfohlen, ein Untersuchungsprogramm bezüglich der Seegrasvorkommen zu entwickeln, das es ermöglicht, präzisere Daten in den seegrasrelevanten BZR 1, 10 und insbesondere 25 zu erhalten, um zukünftig spezifischere Aussagen treffen zu können. Insbesondere die Ableitung eines Lichttoleranzschwellenwertes, unterhalb dessen See gras nicht mehr zu wachsen vermag bzw. konkrete Angaben zur vertikalen Tiefenverbreitung (inklusive der Beobachtung möglicher Verschiebungen in bspw. höher liegende Bereiche), die damit unmittelbar im Zusammenhang steht, sind diesbezüglich anzustreben.

Neben der Erfassung der See gräser selbst sollten die vorherrschenden Standortbedingungen (Zusammensetzung der Oberflächensedimente, sichtbare morphologische Veränderungen, besiedelte Wassertiefe) und dort wirkende (natürliche) Umweltparameter wie Wassertemperatur, Salzgehalt, natürliche Hintergrundtrübung, Lichtverfügbarkeit, Nährstoffgehalt, Algenbiomasse und klimabedingte Extremereignisse in die Untersuchung mit einbezogen werden. Einflüsse aus der Baggergutverbringung selbst (raum-/zeitliches Auftreten von Trübungsfahnen, Nährstoffeintrag, Lichtreduktion, Sedimentmengen/Überlagerungseffekt) gilt es darüber hinaus gemäß den Empfehlungen der einzelnen Fachkapitel (insb. Kapitel 7.2.1 - Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton) zu untersuchen.

8 Abkürzungsverzeichnis

| | |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------|
| As | Arsen |
| BA | Baggerabschnitt |
| BAW | Bundesanstalt für Wasserbau |
| BB | Brunsbüttel |
| BegStr | Begegnungsstrecke |
| BDE | Bromierte Diphenylether |
| BLMP | Bund-Länder-Messprogramm |
| BMU | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit |
| BOB | Bindiges Baggergut |
| BSB7 | Biochemische Sauerstoffbedarf nach 7 Tagen |
| BWPl | Bewirtschaftungsplan |
| BZR | Bilanzierungsraum |
| Cd | Cadmium |
| Cr | Chrom |
| Cu | Kupfer |
| DBT | Dibutylzinn |
| DDD | Dichlordiphenyldichlorethan |
| DDE | Dichlordiphenyldichloethen |
| DDT | Dichlordiphenyltrichlorethan |
| DelStr | Delegationsstrecke |
| dl-PCB | dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle |
| DMS | Dauermessstelle |
| EAC | Environmental Assessment Criteria |
| ERL | Effect Range Low |
| FFH-RL | Flora Fauna Habitat Richtlinie |
| FG | Frischgewicht |
| FGG Elbe | Flussgebietsgemeinschaft Elbe |
| GÜBAK | Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut an der Küste |
| HABAB | Handlungsanweisung zum Umgang mit Baggergut im Binnenbereich |
| HBCDD | Hexabromcyclododecan |
| HCB | Hexachlorbenzol |
| HCBD | Hexachlorbutadien |
| HCH | Hexachlorcyclohexan |
| HPA | Hamburg Port Authority |
| Hg | Quecksilber |
| KEMP | Koordiniertes Elbemessprogramm |
| KB | Köhlbrand |
| kn | Knoten |
| LLUR SH | Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein |
| NLG | Neuer Luechtergrund |
| MBT | Monobutylzinn |

| | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich VSB 730/740 in der Außenelbe BfG-2067 | MSRL MZB N NAO NB NE7 Ni NLWKN NOK NOKVH OSPAR OZK P PAK PBDE PCB PCDD/F PeCB PFOS Pb RW sm TBT TeBT TG TMAP TS UPB UQN VSB VS WRRL WSA WSV Zn | Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie Makrozoobenthos Stickstoff nordatlantische Oszillation Sandiges/nicht bindiges Baggergut Norderelbe Blatt 7 Nickel Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Nord-Ostsee-Kanal Elbseitige Vorhäfen des NOK bei Brunsbüttel Oslo-Paris-Kommission zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks Organozinn Kation Phosphor Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe Polybromierte Diphenylether Polychlorierte Biphenyle Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane Pentachlorbenzol Perfluorooctansulfonsäure Blei Richtwert Semeilen Tributylzinn Tetrabutylzinn Trockengewicht Trilateral Monitoring and Assessment Programme Trockensubstanz Umweltprobenbank Umweltqualitätsnorm Verbringstellenbereich Verbringstelle Wasserrahmenrichtlinie Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung Zink |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

9 Literaturverzeichnis

Morphologie; Beschreibung der Maßnahme

- AufMod (2013): Aufbau von integrierten Modellsystemen zur Analyse der langfristigen Morphodynamik in der Deutschen Bucht. Gemeinsamer Abschlussbericht für das Gesamtprojekt mit Beiträgen aus allen 7 Teilprojekten.
- BAW (2021): Hydromorphologische Wirkung der Verbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich 730/740 in der Außenelbe. Hamburg, BAW-Nr. B3955.03.06.10005.
- BfG (2013): Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut aus dem Abschnitt Osteriff auf die Verbringstelle VS 738 in der Außenelbe. Koblenz, BfG-1800.
- BfG (2014): Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Band 1 (2), Endbericht. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1763. DOI: 10.5675/BfG-1763.
- BfG (2017a): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740 in der Außenelbe. Koblenz, BfG-1922.
- BfG (2017b): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 686/690 zwischen Elbe-km 686 und 690. BfG-1930. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2019): Monitoringbericht 2017/2018 zur Verbringstelle 700 - Überprüfung der Auswirkungsprognose aus dem BfG-Bericht 1766. BfG-1974. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2020): Bestimmung der Homogenbereiche in der Tideelbe Ergebnisse aus Laderaumbeprobungen im Zeitraum 2018 – Juli 2020, unveröffentlicht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2021a): Monitoringbericht 2017 bis 2019 - Verbringstellenbereich Neuer Luechtergrund zwischen Elbe-km 730 und 740 (VSB 730/740). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. (In Bearbeitung)
- BfG (2021b): Baggerabschnitte Brunsbüttel (BA 11) und Osteriff (BA 12), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. (In Bearbeitung)
- BfG (2021c): Monitoringbericht 2016 bis 2019. Baggerabschnitte Wedel (BA 1), Lühesand (BA 2), Juelssand (BA 3), Pagensand (BA 5) und Rhinplate (BA 7), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. (In Bearbeitung)
- BSH (2019): Umweltbericht zum Flächenentwicklungsplan 2019 für die deutsche Nordsee. Hamburg, BSH-7608.
- Klein, B.; Seiffert, R.; Gräwe, U.; Klein, H.; Loewe, P.; Möller, J.; Müller-Navarra, S.; Holfort, J. & Schlamkow, C. (2018): Deutsche Bucht mit Tideelbe und Lübecker Bucht, aus Hamburger Klimabericht - Wissen über Klima, Klimawandel und Auswirkungen in Hamburg und Norddeutschland, Hrsg. von Storch, H.; Meinke, I; Claußen, M.; Springer Spectrum, <https://doi.org/10.1007/978-3-662-55379-4>.

Milbradt, P.; Valerius, J. & Zeiler, M. (2015): Das Funktionale Bodenmodell: Aufbereitung einer konsistenten Datenbasis für die Morphologie und Sedimentologie. *Die Küste*, 83 AufMod (2015), S. 19 - 38.

Hahlbrock Marine Technology (2012): Monitoring Nassbaggerei - MoNa Anwenderhandbuch, Berechnungsgrundlagen. Im Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes - WSV, unveröffentlicht.

Weilbeer, H.; Winterscheid, A.; Strotmann, T.; Entelmann, I.; Shaikh, S. & Vaessen B. (2021): Analyse der hydrologischen und morphologischen Entwicklung in der Tideelbe für den Zeitraum von 2013 bis 2018. *Die Küste*, Heft 89, <https://doi.org/10.18171/1.089104>.

Winterscheid, A.; Reiss, M. & Shaikh, S. (2019): About the Analysis of Sedimentation Dynamics in an Estuarine Waterway and its Implications on Sediment Management Concepts. doi:10.3850/38WC092019-0902. 38th IAHR World Congress, Panama City, 2019.

Fernerkundliche Methoden

Brockmann, C.; Doerffer, R.; Peters, M.; Stelzer, K.; Embacher, S. & Ruescas, A. (2016): Evolution of the C2RCC neural network for Sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters. *ESA Living Planet Symposium 2016*.

Dogliotti, A.; Nechad, B.; Doxaran, D. & Ruddick, K. G. (2015): A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment* 156, S. 157 - 168.

Nechad, B.; Neukermans, G. & Ruddick, K. G. (2009): Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of turbidity in coastal waters. *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, and Large Water Regions, Proc. of SPIE 7473(74730)*.

Hydrologie

Athanasiadis, P. J.; Yeager, S.; Kwon, Y. O.; Bellucci, A.; Smith, D. W. & Tibaldi, S. (2020): Decadal predictability of North Atlantic blocking and the NAO. *npj Climate and Atmospheric Science*, 3(1), S. 1 - 10.

Bergeman, M., 1995: Die Lage der oberen Brackwasserzone im Elbeästuar. -*Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen* 39 (4/5): 134-137.

Booij, N. R. R. C., Ris, R. C., & Holthuijsen, L. H. (1999). A third-generation wave model for coastal regions: 1. Model description and validation. *Journal of geophysical research: Oceans*, 104(C4), 7649-7666.

Golyandina, N., & Zhigljavsky, A. (2013). SSA for Forecasting, Interpolation, Filtration and Estimation. In *Singular Spectrum Analysis for Time Series* (pp. 71-119). Springer, Berlin, Heidelberg.

Hein, H.; Mai, S. & Barjenbruch, U. (2014): Klimabedingt veränderte Tidekennwerte und Seegangsstatistik in den Küstengewässern. Schlussbericht KLIWAS Projekt 2.03. KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-33/2014, Koblenz.

Hurrell, J. W. (1995): Decadal trends in the North Atlantic Oscillation and relationships to regional temperature and precipitation. *Science* 269, S. 676 - 679.

- Ionita, M.; Lohmann, G. & Rimbu, N. (2008): Prediction of spring Elbe discharge based on stable teleconnections with winter global temperature and precipitation. *Journal of Climate*, 21(23), S. 6215 - 6226.
- Ionita, M.; Rimbu, N. & Lohmann, G. (2011): Decadal variability of the Elbe River streamflow. *International journal of climatology*, 31(1), S. 22 - 30.
- Mai, S. & v. Lieberman, N. (2000): Internet-based Tools for Risk Assessment for Coastal Areas. Proc. of the 4th Int. Conf. on Hydroinformatics, Iowa, USA, CD-ROM, Seegangsatlas siehe Fig. 3 (Download: http://www.dr-smai.de/Literatur/Geb-7/25_iowa_pap_risk_kopf.pdf) -
- Markovic, D. & Koch, M. (2014): Long-term variations and temporal scaling of hydroclimatic time series with focus on the German part of the Elbe River Basin. *Hydrological Processes*, 28(4), S. 2202 - 2211.
- Mudersbach, C.; Bender, J., & Netzel, F. (2017): An analysis of changes in flood quantiles at the gauge Neu Darchau (Elbe River) from 1875 to 2013. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 31(1), S. 145 - 157.
- Nilson, E.; Astor, B.; Bergmann, L.; Fischer, H.; Fleischer, C.; Haunert, G.; Helms M.; Hillebrand, G.; Höpp, S.; Kikillus, A.; Labadz, M.; Mannfeld, M.; Razafimaharo, C.; Patzwahl, R.; Rasquin, C.; Rauthe, M.; Riedel, A.; Schröder, M.; Schulz, D.; Seiffert, R.; Stachel, H.; Wachler, B. & Winkel, N. (2020): Beiträge zu einer verkehrsträgerübergreifenden Klimawirkungsanalyse: Wasserstraßenspezifische Wirkungszusammenhänge - Schlussbericht des Schwerpunktthemas Schifffbarkeit und Wasserbeschaffenheit (SP-106) im Themenfeld 1 des BMVI-Expertenetzwerks. 195 S., DOI: 10.5675/ExpNNE2020.2020.07.
- Seip, K. L.; Grøn, Ø. & Wang, H. (2019): The North Atlantic Oscillations: Cycle times for the NAO, the AMO and the AMOC. *Climate*, 7(3), 43 S.
- Stanev, E. V.; Al-Nadhairi, R. & Valle-Levinson, A. (2015): The role of density gradients on tidal asymmetries in the German Bight. *Ocean Dynamics*, 65(1), S. 77 - 92.
- Stanev, E. V.; Jacob, B. & Pein, J. (2019): German Bight estuaries, An inter-comparison on the basis of numerical modeling. *Continental Shelf Research*, 174, S. 48 - 65.
- Steirou, E.; Gerlitz, L.; Apel, H. & Merz, B. (2017): Links between large-scale circulation patterns and streamflow in Central Europe: A review. *Journal of Hydrology*, 549, S. 484 - 500.
- Wachler, B., Seiffert, R., Rasquin, C., & Kösters, F. (2020). Tidal response to sea level rise and bathymetric changes in the German Wadden Sea. *Ocean Dynamics*, 70, 1033-1052.

Sauerstoff, Nährstoffe und Phytoplankton

- BfG (2016): Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- UBA - Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung, Dessau-Roßlau.
- Schöl, A.; Günster, C.; Krings, W.; Kirchesch, V.; Rätz, W. (2006): Zusammenhänge zwischen Sauerstoffhaushalt und Schwebstoffverteilung in der Unterems - Naturmessungen und Laboruntersuchungen. Vortrag auf dem Kolloquium der Bundesanstalt für Wasserbau

(DH) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde „Erfahrungsaustausch zur Untersuchung und Einschätzung von Transportprozessen in Ästuaren und Wattgebieten und zum Sedimenttransport in Tidegewässern“ (Vol. 8, 2006).

Wirtz, K. W. (2019): Physics or biology? Persistent chlorophyll accumulation in a shallow coastal sea explained by pathogens and carnivorous grazing. PLoS ONE 14(2): e0212143.

Schadstoffe und Ökotoxikologie

Bakker, J.; Lüerßen, G.; Marencic, H. & Jung, K. (2009): WADDEN SEA ECOSYSTEM Quality Status Report 2009 Thematic Report No. 5 - Hazardous Substances. Trilateral Monitoring and Assessment Group. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

BfG (2011): BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" - Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2013): Auswirkungsprognose für die Umlagerung von Baggergut aus dem Abschnitt Osteriff auf die Verbringstelle VS 738 in der Außenelbe. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2017): BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" - Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2017): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut aus Bundeswasserstraßen im Binnenland (HABAB-WSV 2017).- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, Bonn, 29.12.2017.

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

Hentschke, U. (2020): Statistische Verfahren zur Prüfung der Einhaltung von Konformitätsregeln bei den Verbringungen an der VS Tonne E3. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Hinterding, A.; Müller, A.; Gerlach, N. & Gabel, F. (2003): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug. Bundesländer-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO).

HPA (2019): Wassertiefeninstandhaltung im Hamburger Hafen - Jahresbericht 2019. Hamburg Port Authority.

Kappenberg, J., & Fanger, H.-U. (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee. Institut für Küstenforschung. Geesthacht, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH.

Krebs, F. (2000): Ökotoxikologische Bewertung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen mit Hilfe der pT-Wert-Methode. - Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 44: 301 - 307. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 44, S. 301-307.

- Krebs, F. (2005): The pT method as a Hazard Assessment Scheme for Sediments and Dredged Materials. In C. Blaise, & J.-F. Fèrard, Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, Vol. 2: Hazard Assessment Schemes, (Bd. Chapter 9, S. 281 - 304). Springer Verlag.
- Krige, D. (1951): A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 52(6), S. 119 - 139.
- O'Connor, T. (2004): The sediment quality guideline, ERL, is not a chemical concentration at the threshold of sediment toxicity. *Mar. Pollut. Bull.* 49(5 - 6), S. 383-5.
- OSPAR (2004): Revised OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material.- OSPAR convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic, Ref.-Nr. 2004-08, OSPAR Commission, 2004.
- OSPAR (2009): Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010.
- OSPAR (2014): Levels and trends in marine contaminants and their biological effects, CEMP Assessment Report 2013.
- Tukey, J. (1977): *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley.
- Valerius, J.; Kösters, F. & Zeiler, M. (2015): Erfassung von Sandverteilungsmustern zur groß-räumigen Analyse der Sedimentdynamik auf dem Schelf der Deutschen Bucht. *Die Küste* 83, S. 39 - 63.

Bioakkumulation

- Ad-hoc-AG Schadstoffe der AG Oberflächengewässer der FGG Elbe (2018): Schadstoffuntersuchungen in Biota - Projektbericht - Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016, Gemeinsamer Bericht der Bundesländer der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und der Bundesrepublik Deutschland.
- BLANO-Fach-AG Schadstoffe und biologische Effekte (2015): BLMP-Monitoring Messprogramme: Kennblätter. Schadstoffe (2(<https://mhb.meeresschutz.info/de/kennblaetter/neue-kennblaetter/details/pid/28>)); letzter Zugriff: 16.02.2021
- Becker, P. H. & Muñoz Cifuentes, J. (2004): Contaminants in Bird Eggs: Recent spatial and temporal trends. *Wadden Sea Ecosystem No. 18*. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, S 5 - 25.
- BfG (Entwurf) Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nord-westlich von Scharhörn - Ergebnisse des Monitorings 2015 - 2018 im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. 261 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt und Naturschutz (2012a): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Anfangsbewertung der deutschen Nordsee, RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, 96 S.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt und Naturschutz (2012b): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee, 67 S.

- Christiansen, H. (1974): Über den Transport suspendierter Feststoffe in Ästuarien am Beispiel der Elbemündung bei Neuwerk. Fakultät für Bauwesen, Technische Universität Hannover.
- Dittmann, T.; Becker, P. H.; Bakker, J.; Bignert, A.; Nyberg, E.; Pereira, M. G.; Pijanowska, U.; Shore, R. F.; Stienen, E.; Toft, G. O.; Marencic, H. (2012): Large-scale spatial pollution patterns around the North Sea indicated by coastal bird eggs within an EcoQO programme. *Environmental Science and Pollution Research* 19, S. 4060-4072, <Go to ISI>://WOS:000309476600042
- Eggens, M. L. & Bakker, J. F. (2001): Toxicity of dredged material polluted with hexachlorobenzene (HCB) - is there a risk for organisms living in the Ems-Dollart Estuary? *Wadden Sea Newsletter* 2001-2, S. 13 - 15.
- EU (2013): Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.
- FGG Elbe (2018): Strategiepapier der FGG Elbe zur Koordinierung der Überwachung an ausgewählten Überblicksmessstellen für Oberflächenwasserkörper des deutschen Elbestroms und bedeutender Nebenflüsse. Stand 22.02.2018, Herausgeber FGG Elbe.
- FGG Elbe (2021): Das Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe. <https://www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe/content/start/BesucherUnbekannt.action>. Letzter Zugriff: 16.02.2021.
- Fliedner, A.; Lohmann, N.; Rüdell, H.; Teubner, D.; Wellnitz, J. & Koschorreck J. (2016): Current levels and trends of selected EU Water Framework Directive priority substances in freshwater fish from the German environmental specimen bank. *Environmental Pollution* 216, 866-876.
- GÜBAK (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern. 39 S.
- ICBM (2014 - 2019) Erweitertes Monitoring von Umweltchemikalien in Seevogeleiern an der Elbe. ICBM – Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Wilhelmshaven. Jährliche Berichte im Auftrag der WSV in den Jahren 2014 bis 2019.
- Jarosch, M. & Brunke, M. (2018): Schadstoffmonitoring in Fischen und Muscheln in Schleswig-Holsteinischen Gewässern. Mitteilung der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie 24, S. 82 - 85.
- Mayer, P.; Parkerton, T. F.; Adams, R. G.; Cargill, J. G.; Gan, J.; Gouin, T.; Gschwend, P. M.; Hawthorne, S. B.; Helm, P.; Witt, G.; You, J. & Escher, B. I. (2014): Passive sampling methods for contaminated sediments: Scientific rationale supporting use of freely dissolved concentrations. *Integrated Environmental Assessment and Management* 10, S. 197 - 209.
- LLUR SH (2020): Chemisches und biologisches Monitoring der Gewässer zur Umsetzung der EG WRRL. Erläuterungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein. Entwurf zur Anhörung der Bewirtschaftungspläne. Hrsg.: Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung Schleswig-Holstein. 126 S. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/W/wasserrahmenrichtlinie/Downloads/Bewirtschaftungszeitraum3/e11_monitoringkonzept.pdf;jsessionid=CCE05

[5CE9B39A98B953E45CFEED04B53.delivery2-master?_blob=publicationFile&v=2](https://www.umweltprobenbank.de/de/5CE9B39A98B953E45CFEED04B53.delivery2-master?_blob=publicationFile&v=2).
Letzter Zugriff: 16.02.2020.

Schäfer, S.; Buchmeier, G.; Claus E., Duester, L.; Heininger, P.; Körner, A.; Mayer, P.;
Paschke, A.; Rauert, C.; Reifferscheid, G.; Rüdell, H.; Schlechtriem, C.; Schröter-
Kermani, C.; Schudoma, D.; Smedes, F.; Steffen, D. & Vietoris, F. (2015):
Bioaccumulation in aquatic systems: methodological approaches, monitoring and
assessment. *Environmental Sciences Europe* 27, S.1 - 10.

Umweltbundesamt (2021): Umweltprobenbank des Bundes.
<https://www.umweltprobenbank.de/de>. Zugang: 16.02.2021.

Makrozoobenthos

BfG (1999): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Außenweser. Band 1: Untersu-
chungen und Ergebnisse (BfG-Bericht 1146). Bundesanstalt für Gewässerkunde,
Koblenz.

BfG (2001): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen im Ems-Ästuar. Klappstellen 1 bis 7
(BfG-Bericht 1329). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2003): Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade (BfG-Bericht 1349). Bundes-
anstalt für Gewässerkunde, 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 (2000): Makrozoobenthosuntersuchungen zur HABAK 2000 in der Außenweser
(Tiefwasserklappstelle).

BioConsult (2002): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich der WSV-Klappstellen
in der Außenweser. Klappstellen 1 - 5 im Bereich km 80 bis km 101. WSA Bremer-
haven.

BioConsult (2015): Untersuchungen von Miesmuschelansiedlungen in der Tideelbe im
Abschnitt km 713 - 723. Endbericht Untersuchungen 2010 - 2014.

Collinson, R. I. & Rees, C. P. (1978): Mussel mortality in the Gulf of La Spezia, Italy. *Marine
Pollution Bulletin* 9, S. 99 - 101. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(78\)90480-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(78)90480-0)

Drent, J.; Bijkerk, R.; Herlyn, M.; Grotjahn, M. & Voß, J. (2017): Wadden Sea Quality Status
Report Macrozoobenthos 17.

Essink, K. (1993): Ecological effects of dredging and dumping of dredge spoil in the Ems-
Dollard estuary and the Wadden Sea. (RIKZ Report).

Essink, K. (1999): Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for manage-
ment. *Journal of Coastal Conservation* 5, S. 69 - 80.

Gosselck, F. (1996): Baggergutverbringung in der Ostsee unter Berücksichtigung der
Empfindlichkeit benthischer Lebensgemeinschaften. - BfG-Mitteilungen 11: S. 91-98,
Koblenz.

Leuchs, H. & Nehring, S. (1996): Auswirkungen von Baggern und Verklappen auf das
Makrozoobenthos im Küstenbereich - Dargestellt an einem Beispiel aus dem
Elbeästuar. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift Supplement* 6, S. 177 - 187.

- 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, S. 127 - 178.
- Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselek, 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.
- Reimers, H.-C. (2003): Sedimentverteilung und Benthosverbreitung in den Watten der Dithmarscher Bucht als Indikator für morphodynamische Veränderungen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben SEDIMORV im GKSS- Hochschulprogramm (GKSS-Bericht 2003/18.).
- Schuchardt, B. & Grann, H. (1998): Towards an integrated approach in environmental planning - the European experience, in: Vollmer, M. & Grann, H. (Eds.), Conflict Resolution to Large Scale Constructions in Coastal Environments. Springer, Berlin, S. 117 - 127.
- Umland, J. (2020): Programm zur ökologischen Dauerbeobachtung im Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer. Jahresbericht 2019 (Bericht im Auftrag der Freie und Hansestadt Hamburg Behörde für Umwelt und Energie (NGE) - Referat Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer).
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H., Heip, C.H.R., 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 335–355. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00359-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00359-1).
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.007>

Fische

- BfG (2008): WSV Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale. Eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. - Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Cuxhaven. BfG-Bericht BfG-1584, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 374 S.
- BfG (2014): WSV Sedimentmanagement Tideelbe, Strategien und Potenziale. Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der der Verbringung von Feinmaterial. - Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Hamburg. BfG-Bericht BfG-1763, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 238 S. + Anhang.
- BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuar. Gutachten im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, 95 S.

- BioConsult (2019): Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar und den anderen Wattenmeerästuaren. Gutachten im Auftrag der Stiftung Lebensraum Elbe, 94 S.
- 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 & HPA - Hamburg Port Authority (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar. Internet: <http://www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php>, Entwurf November 2011 - zitiert im Text als BSU HH et al. (2011).
- Geßner, J.; Tautenhahn, M.; von Nordheim, H. & Borchers, T. (2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*). - Broschüre des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 83 S.
- Haesloop, U. (2004): Fischereibiologische Untersuchungen im Rahmen der HABAK/B Elbe. unveröfftl. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 57 S. + Anhang.
- Thiel, R. & 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.
- Thiel, R.; Winkler, H.; Böttcher, U.; Dänhardt, A.; Fricke, R.; George, M.; Kloppmann, M.; Schaarschmidt, T.; Ubl, C. & Vorberg, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2), S. 11 – 76.

Säuger

- Abt, K. & Engler, J. (2009): Rapid increase of the grey seal (*Halichoerus grypus*) breeding stock at Helgoland. Helgoland Marine Research 63 (2), S. 177-180.
- Andreasen, H.; Ross, S. D.; Siebert, U.; Andersen, N. G.; Ronnenberg, K. & Gilles, A. (2017): Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. Marine Mammal Science 33 (4), S. 1053 - 1079.
- Baltzer, J.; Schaffeld, T.; Ruser, A.; Wölfling, B.; Stührk, P. & Siebert, U. (2018): Jahresbericht zum Projekt Akustisches Monitoring von Schweinswalen im Wattenmeer für den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein und die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer 2017. Büsum, ITAW: 34 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.
- BfG (2019): Seehunde im Elbeästuar von Wedel bis Cuxhaven 2018/2019. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 31 S.
- Brasseur, S. M. J. M.; Aarts, G. M. & Kirkwood, R. J. (2014): Habitat quality for grey seals in the Dutch Wadden Sea, IMARES, 77 S.

- Brasseur, S.; Czeck, R.; Galatius, A.; Jensen, L. F.; Jeß, A.; Körber, P.; Siebert U., Teilmann J., Klöpffer S. (2015): Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2014 - 2015, 3 S.
- Burns, J. J. (2009): Harbor Seal and Spotted Seal. In: Perrin, W. F.; Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (Hrsg.): Encyclopedia of marine mammals, 2nd ed, S. 533 - 542.
- Dehnhardt, G. (2001): Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). Science 293, S. 102 - 104.
- DeRuiter, S. L.; Hansen, M.; Koopman, H. N.; Westgate, A. J.; Tyack, P. L. & Madsen, P. T. (2010): Propagation of narrow-band-high-frequency clicks: Measured and modeled transmission loss of porpoise-like clicks in porpoise habitats. The Journal of the Acoustical Society of America 127, S. 560 - 567.
- Desforges, J. P., Sonne, C.; Levin, M.; Siebert, U.; De Guise, S. & Dietz, R. (2016): Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. Environment International 86, S. 126 - 139.
- Gilles, A.; Herr, H.; Lehnert, K.; Scheidat, M.; Kaschner, K.; Sundermeyer, J.; Westerberg U. & Siebert, U. (2007): Forschungsverbund MINOSplus - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen. Teilvorhaben 2 - Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. Schlussbericht, 160 S.
- Gilles, A.; Andreasen, H.; Müller, S. & Siebert, U. (2008): Nahrungsökologie von marinen Säugetieren und Seevögeln für das Management von NATURA 2000 Gebieten. Teil: Marine Säugetiere. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz, F + E Vorhaben FKZ: 805 85 018. Büsum, 82 S.
- Gilles, A. (2008): Characterisation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) habitat in German waters. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, 151 S.
- Gilles, A., Scheidat, M. & Siebert, U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. Marine Ecology Progress Series 383, S. 295 - 307.
- Gilles, A.; Adler, S.; Kaschner, K.; Scheidat, M. & Siebert, U. (2011): Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. Endangered Species Research 14 (2), S. 157-169.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E. A.; Forney, K. A.; Geelhoed, S. C. V.; Haelters, J.; Nabe-Nielsen, J.; Scheidat, M.; Siebert, U.; Sveegaard, U.; van Beest, F. M.; van Bemmelen, R. & Aarts, G. (2016): Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. Ecosphere 7(6), e01367.
- Hall, A. & Thompson, D. (2009): Gray Seal. In: Perrin, W. F.; Würsig, B. & Thewissen, J. M. (Hrsg.): Encyclopedia of marine mammals, 2nd ed., S. 500 - 503.
- Koschinski, S. (2007): Auswirkungen anthropogener Nutzungen und Anforderungen an marine Schutzgebiete für Meeressäugtiere in der südlichen und zentralen Nordsee. Bremen, S. 1-84.
- Laist, D. W.; Knowlton, A. R.; Mead, J. G., Collet, A. S. & Podesta M. (2001): Collisions between ships and whales. Marine Mammal Science 17 (1), S. 35 - 75.

- Linnenschmidt, M.; Teilmann, J.; Akamatsu, T.; Dietz, R. & Miller, L. A. (2013): Biosonar, dive, and foraging activity of satellite tracked harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Marine Mammal Science* 29 (2), S. E77-E97.
- NPV (2019). Daten aus Zählungen von Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Bereitstellung durch Dr. Gabriele Müller, Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Nationalparkverwaltung (NPV).
- NPV (2021a): MDI-NI. Marine Infradatenstruktur Niedersachsen. Nationalparkverwaltung (NPV) niedersächsisches Wattenmeer. Daten aus Zählungen von Robben im niedersächsischen Wattenmeer.
http://mdi.niedersachsen.de/HeronKaDI/JAVA_SCRIPT/37_Portal/. Zugriff am 01.02.2021.
- Schwarz, J. & Heidemann, G. (1994): Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer, S. 296 - 303. In: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer.
- Schweinswale e. V. (2020): Interaktive Sichtungskarten von Schweinswalen.
<https://walschutz.org/>. Zugriff am 08.10.2020.
- Siebert, U.; Gilles, A.; Lucke, K.; Ludwig, M.; Benke, H.; Kock, K.-H. & Scheidat, M. (2006): A decade of harbour porpoise occurrence in German waters - Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research* 56 (1), S. 65 - 80.
- Thompson, P. M.; Miller, D.; Cooper, R. & Hammond, P. S. (1994): Changes in the distribution and activity of female harbour seals during the breeding season: implications for their lactation strategy and mating patterns. *Journal of Animal Ecology* 63, S. 24 - 30.
- 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, S. 328 - 340.
- Verfuß, U. K.; Miller, L. A.; Pilz, P. K. & Schnitzler, H. U. (2009): Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Journal of Experimental Biology* 212 (6), S. 823 - 834.
- Vogel S. (1994): Ausmaß und Auswirkung von Störungen auf Seehunde. Warnsignale aus dem Wattenmeer. In: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; v. Westernhagen, H. & Lenz, W. Berlin, Blackwell, S. 303 - 308.
- Vogel, S. (2000): Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 12. Tönning, 41 S.
- 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, S. 1777 - 1783.
- Wenger, D.; Siebert, U. & Henning, V. (2016). The return of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) to the lower Elbe and Weser rivers, following anadromous fish shoals, foraging in Hamburg harbour. Poster. 30th Conference of the European Cetacean Society, Funchal, Madeira, 14.03. - 17.03.2016.
- Wisniewska, D. M.; Johnson, M.; Teilmann, J.; Siebert, U.; Galatius, A.; Dietz, R. & Madsen, P. T. (2018): High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proceedings of the Royal Society B* 285, 20172314, 10 S.

Vögel

- Arizaga, J. Amat, J. A. & Monge-Ganuzas, M. (2017): The negative effect of dredging and dumping on shorebirds at a coastal wetland in northern Spain. *Journal for Nature Conservation* 37, S. 1 - 7.
- Baptist, M. J. & Leopold, M. F. (2010): Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152, S. 815 - 825.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E. & Fiedler, W. (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Ein umfassendes Handbuch zu Biologie, Gefährdung und Schutz. Einbändige Sonderausgabe. Wiebelsheim, Aula. 808 + 622 S.
- Becker P. H. (1994): Gefährdung von Küstenvögeln durch Umweltchemikalien. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. Ed(s): Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; von Westernhagen, H. & Lenz, W. Berlin, Blackwell: S. 270 - 278.
- Blew, J.; Günther, K.; Hälterlein, B.; Kleefstra, R.; Laursen, K.; Ludwig, J. & Scheiffarth, J. (2017): Migratory birds. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper, S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017. Downloaded 10.02.2021.
qsr.waddenseaworldheritage.org/reports/migratory-birds. 30 Seiten.
- Essink, K. (1999): Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5, S. 69 - 80.
- Goethe, F. (1961): The moult gatherings and moult migrations of Shelduck in north-west Germany. *Vogelwarte Helgoland. British Birds* 54, S. 145 - 161.
- Grémillet, D.; Nazirides, T.; Nikolaou, H. & Crivelli, A. J. (2012): Fish are not safe from great cormorants in turbid water. *Aquatic Biology* 15 (2), S.187 - 194.
- Guse, N.; Witte, K.; Markones, N.; Borkenhagen, K.; Scheiffarth, G. & Garthe, S. (2017): Seevogel auf See-Daten-Auswertung im Offshore-Bereich des Nationalparks und der Hoheitsgewässer Niedersachsens (SASANI), Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 93 S.
- Hellou, J., Lebeuf, M. & Rudi, M. (2013): Review on DDT and metabolites in birds and mammals of aquatic ecosystems. *Environmental Reviews* 21 (1), S. 53-69.
- Hüppop, O.; Garthe, S.; Hartwig, E. & Walter, U. (1994): Fischerei und Schiffsverkehr: Vorteil oder Problem für See- und Küstenvögel. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. Hrsg: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; von Westernhagen, H. & Lenz, W. Berlin, Blackwell, S. 278 - 285.
- Kempf, N. & Eskildsen, K. (Jahr unbekannt). Bund-Länder-Messprogramm. Enten im Watt. <http://www.blmp-online.de/Monitoringhandbuch/Dokumente/Brandgans-Mauserbestandserfassung.pdf>. Download am 07.10.2020.
- Kempf, N. & Kleefstra, R. (2013). Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010 - 2012. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, 16 S.
- Kempf, N. (2019): Eiderenten im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer im Jahr 2019 - für den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, 11 S.

- Kempf, N. (2020). Mausernde Brandgänse im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer im Jahr 2020 - für den Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, 15 S.
- Koffijberg, K.; Laursen, K.; Hälterlein, B.; Reichert, G.; Frikke, J. & Soldaat, L. (2015): Trends of breeding birds in the Wadden Sea 1991 - 2013. Wadden Sea Ecosystem No. 35. Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea. Wilhelmshaven, 54 S.
- Krüger, T.; Ludwig, J.; Pfützke, S. & Zang H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005 - 2008. Hannover. 522 S.
- Martin, G. R. (2012): Through birds' eyes: insights into avian sensory ecology. *Journal of Ornithology* 153 (S1), S. 23-48.
- Mendel, B.; Sonntag, N.; Wahl, J.; Schwemmer, P.; Dries, H.; Guse, N.; Müller, S. & Garthe, S. (2008): Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. Bonn, 437 S.
- Nehls, G. (1991): Bestand, Jahresrhythmus und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria mollissima*, L. 1758, im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. *Corax* 14, S. 146 - 209.
- Nehls, G., Kempf, N. & Thiel, M. (1992): Bestand und Verteilung mausernder Brandenten (*Tadorna tadorna*) im deutschen Wattenmeer. *Die Vogelwarte* 36, S. 221 - 232.
- NPV (2021b): Daten aus Zählungen von Brandgänsen und Eiderenten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Bereitstellung durch Dr. Gabriele Müller, Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein, Nationalparkverwaltung (NPV).
- NPV (2021c): MDI-NI. Marine Infradatenstruktur Niedersachsen. Nationalparkverwaltung (NPV) niedersächsisches Wattenmeer. Daten aus Zählungen von Eiderenten im niedersächsischen Wattenmeer.
http://mdi.niedersachsen.de/HeronKaDI/JAVA_SCRIPT/37_Portal/. Zugriff am 15.02.2021.
- Oelke, H. (1969): Die Brandgans (*Tadorna tadorna*) im Mausergebiet Großer Knechtsand. *Journal für Ornithologie* 110 (2), S. 170 - 175.
- Rodgers, J. A. & Schwikert, S. T. (2002): Buffer-Zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. *Conservation Biology* 16 (1), S. 216 - 224.
- Schwemmer, P.; Mendel, B.; Sonntag, N.; Dierschke, V. & Garthe S. (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21 (5), S. 1851 - 1860.
- Sonne, C.; Siebert, U.; Gonnsen, K.; Desforges, J. P.; Eulaers, I.; Persson, S.; Roos, A.; Backlin, B. M.; Kauhala, K.; Tange Olsen, M.; Harding, K. C.; Treu, G.; Galatius, A.; Andersen-Ranberg, E.; Gross, S.; Lakemeyer, J.; Lehnert, K.; Lam, S. S.; Peng, W. & Dietz, R. (2020): Health effects from contaminant exposure in Baltic Sea birds and marine mammals: A review. *Environment International* 139, 105725.
- Stolen, E. D. (2003): The effects of vehicle passage on foraging behavior of wading birds. *Waterbirds* 26 (4), S. 429 - 436.

- White, C. R.; Day, N.; Butler, P. J. & Martin, G. R. (2007): Vision and foraging in cormorants: more like herons than hawks? PLoS One 2 (7), e639.
- Zamon, J. E.; Phillips, E. M. & Guy, T. J. (2014): Marine bird aggregations associated with the tidally-driven plume and plume fronts of the Columbia River. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 107, S. 85 - 95.

Vegetation

- Adolph, W. (2010) Praxistest Monitoring Küste (2008. Seegraskartierung - Gesamtbestands-erfassung der eulitoralischen Seegrassbestände im Niedersächsischen Wattenmeer und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. NLWKN Küstengewässer und Ästuar 2/2010, 52 S.
- Arge BLMP Nord- und Ostsee (2020): Kennblatt-Nr. 4 Makrophyten (Stand 15.10.2020). mhb.meeresschutz.info.de; letztmalig aufgerufen am 28.5.2021
Geodatenportal des NKL.SH, Stand Juni 2020.
- Borum, J.; Duarte, C. M.; Krause-Jensen, D. & Greve, T. M. (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project, 88 S.
- Central Dredging Association CEDA (2020): Assessing and Evaluating Environmental Turbidity Limits of Dredging (online).
- CWSS (2006): Monitoring of Seagrass in the Wadden Sea. HARBASINS report of the TMAP ad hoc working group Seagrass. 28.8.2006, 19 S.
- Dolch, T., Buschbaum, C. & K. Reise (2016 a): Veränderungen der intertidalen Seegrassvorkommen im Grenzgebiet Nordfriesland-Dithmarschen. Alfred-Wegener-Institut; Helmholtz Zentrum für Polar- und Meeresforschung (pptx.- Präsentation
https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/K/kuestengewaeser/Downloads/22_dolch.pdf?__blob=publicationFile&v=1; Stand 24.09.2020).
- Dolch, T.; Buschbaum, C. & Reise, K. (2016 b): Die langfristige Seegrasssituation im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer aus der Vogelperspektive. Alfred-Wegener-Institut; Helmholtz Zentrum für Polar- und Meeresforschung (pptx.- Präsentation
https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/K/kuestengewaeser/Downloads/vortrag17.pdf?__blob=publicationFile&v=1; Stand 24.09.2020).
- Dolch, T.; Buschbaum, C. & Reise, K. (2016 c): Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2015. Alfred-Wegener Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung.
- Dolch, T.; Folmer, E. O.; Frederiksen, M. S.; Herlyn, M.; van Katwijk, M. M.; Kolbe, K.; Krause-Jensen, D.; Schmedes, P. & Westerbeek, E. P. (2017): Seagrass. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper, S. et al., Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017. Downloaded 24.09.2020. qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/seagrass.
- Dolch, T.; Buschbaum, C. & Reise, K. (2019): Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2018. Forschungsbericht. Alfred-Wegener Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung.

- Dolch, T.; Buschbaum, C. & Reise, K. (2020): Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2019. Forschungsbericht. Alfred-Wegener Institut Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung.
- Drachenfels, O. v. (2005): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen - unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. - Naturschutz Landespfl. Niedersachsen, Heft A/4, Hildesheim, 240 S.
- Drachenfels, O. v. (2021): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2021. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. Heft A/4 1-336, Hannover.
- Erftemeijer, P. L. A. & Lewis, R. R. R. (2006): Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52 (2006), S. 1553 - 1572.
- Garve, E. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung vom 1.3.2004. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24 (1), Hannover, S.1 - 76.
- Geodaten der Nationalparkverwaltung Niedersachsen. Marine.Daten.Infrakstruktur. Niedersachsen; mdi.niedersachsen.de, letztmalig aufgerufen am 28.5.2021.
- Kastler, T. & Michaelis, H. (1997): Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ). Forschungsstelle Küste (unveröffentlicht).
- Kolbe, K. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. Im Auftrag des NLWKN. 99 S.
- KÜFOG GmbH, Steuer, J. & Tyedmers, S. (2014): Eulitorale Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer 2013. Gesamtbestandserfassung und Bewertung nach EG Wasserrahmenrichtlinie. NLWKN Küstengewässer und Ästuar Band 8, 64 S. + 6 S. Anhang.
- KÜFOG GmbH & Steuer, J. (2020): Eulitorale Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer 2019. Gesamtbestandserfassung und Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag des NLWKN.
- Metzing, D.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7 Pflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7) 784 S. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.
- Meyer, T. & Nehring, S. (2006): Anpflanzung von Seegraswiesen (*Zostera marina* L.) als interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 15. S. 105 - 109.
- Mierwald, U. & Romahn, K. (2006): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Schleswig-Holstein. - LANU SH - Natur - RL 18-1. 122 S.
- Munkes, B.; Schubert, P. R.; Karez, R. & Reusch T. B. H. (2015): Experimental assessment of critical anthropogenic sediment burial in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Pollution Bulletin* 100 (2015), S. 144 - 153.

- NLWKN (2021): Überwachung von Makroalgen im niedersächsischen Wattenmeer - Daten-zusammenstellung 1990 bis 2020. Dienstbericht NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, 30 S.
- Reise, K.; van Katwijk, M. M.; de Jong, D.; Schanz, A. & Jager, Z. (2005): Seagrass. In: Essink, K.; Dettmann, C. & Farke, H. et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 203 - 210.
- Reise, K.; van Katwijk, M. M.; de Jong, D.; Schanz, A. & Jager, Z. (2005): Seagrass. - In: Essink, K.; Dettmann, C. & Farke, H. et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 203 - 210.
- Reise, K. (2002): Grüner Wechsel im Wattenmeer: Weniger Seegraswiesen und das Aufkommen der Grünalgenmatten. - In: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, K.; Sündermann, J. & v. Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. - Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: S. 196 - 200.
- Reise, K.; Kolbe, K. & de Jonge, V. N. (1994): Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. - In: Lozán, J. L.; Rachor, E.; Reise, v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. - Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: S. 90 - 100.
- Schubert, P. R.; Hukriede, W.; Karez, R. & Reusch, T. B. H. (2015): Mapping and modeling eelgrass *Zostera marina* distribution in the western Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series - Vol. 522: S. 79 – 95.
- Vermaat, J. E., Agawin, N. S. R., Fortes, M. D. & Uri, J. S. (1997): The capacity of seagrass to survive increased turbidity and siltation: the significance of growth form and light use. *Ambio* 25 (2), S. 499 - 504.

Naturschutzfachliche Aspekte

- BMVI (2015): Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, Bonn, 109 S.
- LLUR SH (2015): Erläuterungen zur Kartierung der gesetzlich geschützten Biotope in Schleswig-Holstein.
- LLUR SH (2019): Kartieranleitung und Biototypenschlüssel für die Biotopkartierung Schleswig-Holstein mit Hinweisen zu den gesetzlich geschützten Biotopen sowie den Lebensraumtypen gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie.
- MELUND - Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (2016): Gebietsspezifische Erhaltungsziele (gEHZ) für die gesetzlich geschützten Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung und flächengleiche Europäische Vogelschutzgebiete. Erhaltungsziele für die gesetzlich geschützten Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung DE-2323-392 „Schleswig-Holsteinisches Elbeästuar und angrenzende Flächen“ und DE 0916-391 „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ Bekanntmachung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume vom 11. Juli 2016. Fundstelle: Amtsblatt für Schleswig-Holstein. - Ausgabe Nr. 47, Seite 1033.
- NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2018): Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Gesetzlich geschützte Biotope und Landschaftsbestandteile in Niedersachsen.

Beschreibung der nach § 30 BNatSchG und § 24 Abs. 2 NAGBNatSchG geschützten Biooptypen sowie der nach § 22 Abs. 3 und 4 NAGBNatSchG landesweit geschützten Landschaftsbestandteile. 2. Auflage, Stand April 2018, 48 S.

NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2019): Vollständige Gebietsdaten der FFH-Gebiete Niedersachsens.

NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2020): Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz: Gebietsbeschreibungen der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen 1984 – 2004.

https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/biotopschutz/biotopkartierung/wertvolle_bereiche/gebietsbeschreibungen_zum_download/gebietsbeschreibungen-zum-download-45515.html [10.08.19].

MSRL

Beschluss der (EU) 2017/848 der Kommission v. 17. Mai 2017 zur Festlegung der Kriterien und methodischen Standards für die Beschreibung eines guten Umweltzustands von Meeresgewässern und von Spezifikationen und standardisierten Verfahren für die Überwachung und Bewertung sowie zur Aufhebung des Beschlusses 2010/477/EU.

BMU (2012a): Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.

BMU (2012b): Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.

BMU (2012c): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Festlegung von Umweltzielen für die deutsche Nordsee nach Artikel 10 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.

BMU (2018): Zustand der deutschen Nordseegewässer 2018. Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach 13 § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.

BMU (2020): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Aktualisierung der Überwachungsprogramme (Meeresmonitoring) gemäß § 45f Abs. 1 WHG zur Umsetzung von Art. 11 MSRL. Teil A Monitoring Rahmenkonzept. 115 S.

BMU (Entwurf Juni 2021): MSRL-Maßnahmenprogramm zum Schutz der deutschen Meeresgewässer in Nord- und Ostsee. Aktualisiert für 2022 – 2027. Bericht gemäß §§ 45j i.V.m. 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. Entwurf 15.03.2021 Anlage 1 Maßnahmenkennblätter.

BMUB (2016): MSRL-Maßnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee. Bericht gemäß § 45h Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. 128 S.

GEBAK (in Vorbereitung): Gemeinsame Bestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küsten- und Übergangsgewässern.

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

Junge, F. (2020): Prüfung der Vereinbarkeit verschiedener Baggermaßnahmen im Rahmen der Unterhaltung bzw. des Ausbaus von Häfen und deren Zufahrten mit den Zielen von §§ 27, 31, 44 und 45 a-f WHG. MELUND 15.01.2020.

Mohr, T. & F. Junge (2018): Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot in Küstengewässern – das Zusammenspiel von Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Zeitschrift für Wasserrecht, Jg. 57/2018, Heft 3, S. 148 - 178.

Richtlinie (EU) 2017/845 der Kommission v. 17. Mai 2017 zur Änderung der Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates bezüglich der indikativen Listen von Elementen, die bei der Erarbeitung von Meeresstrategien zu berücksichtigen sind.

Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie).

10 Anlage

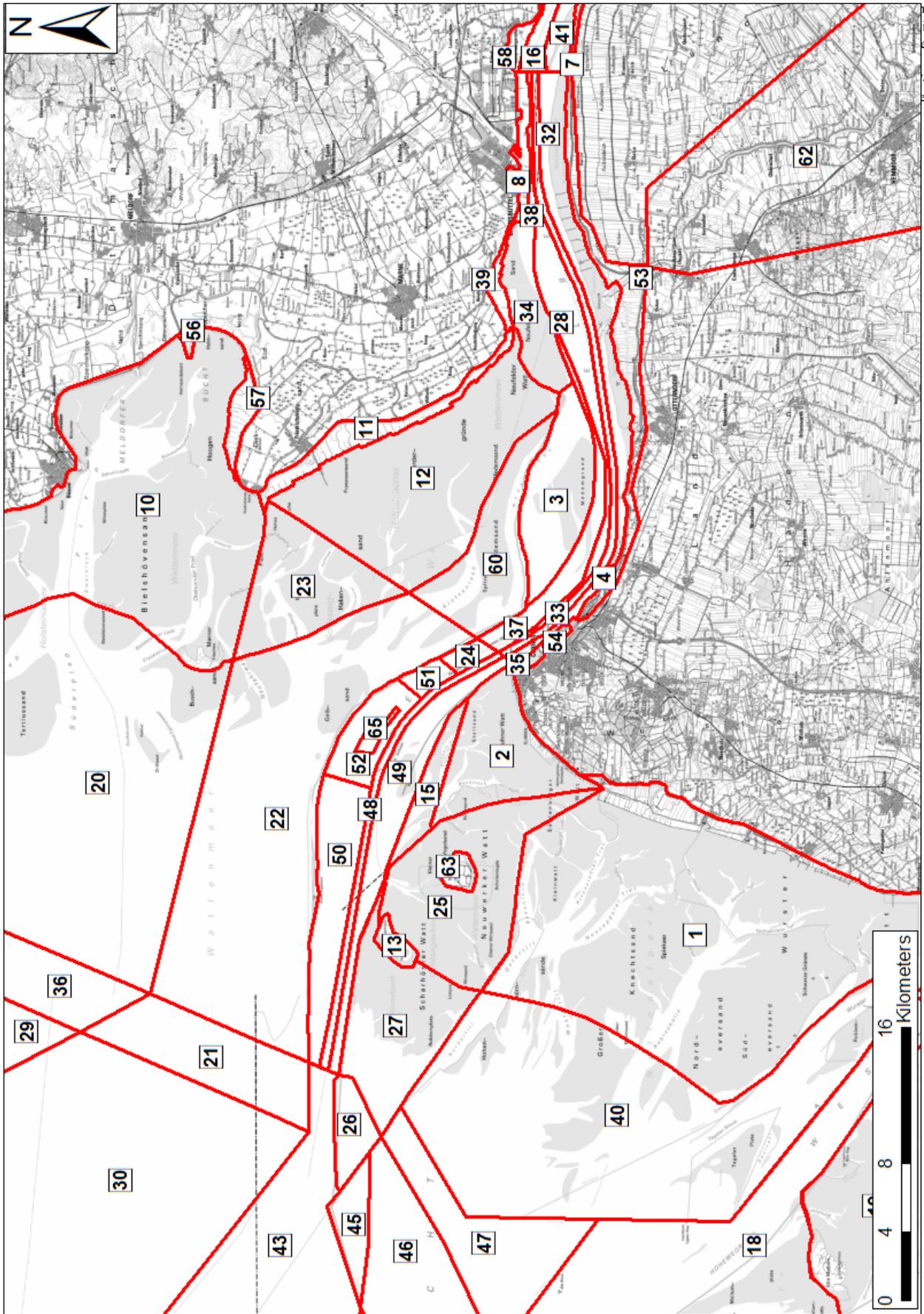
Anlage 1: Bezeichnung, Fläche und Morphologischer Raum der Bilanzierungsräume (BZR)

BfG-2067

| BZR | Bezeichnung | AufMod_MorphRaum | |
|-----|------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | | Fläche [m ²] | 2007-2012 Mittelwert [m] |
| 0 | Ausseneider | 48.339.611 | 0,85 |
| 1 | Wattenmeer Weser | 298.930.380 | 0,30 |
| 2 | Duhner Watt | 40.177.977 | 0,42 |
| 3 | Medemgrund | 34.824.347 | 1,33 |
| 4 | Uferbereich Cux | 3.437.180 | 2,11 |
| 5 | Kuestenmeer Weser W | 393.495.810 | |
| 6 | Uferbereich Tideelbe Ni p1 | 3.623.556 | |
| 7 | Uferbereich Tideelbe Ni p2 | 13.039.345 | |
| 8 | Tideelbe vor Brunsb. | 5.918.705 | 0,75 |
| 9 | Eider Tidebecken | 106.824.160 | 0,51 |
| 10 | Dithmarscher Bucht | 255.769.080 | 0,36 |
| 11 | Uferbereich SH Watten p4 | 15.097.300 | 0,10 |
| 12 | SH Watten noerdl. | 103.899.290 | 0,50 |
| 13 | Scharhoern | 3.924.116 | 0,09 |
| 14 | Stoer+Elbufer p1 | 5.281.973 | |
| 15 | Mittelgrund | 11.310.135 | 1,12 |
| 16 | Tideelbe Glueckstadt | 51.366.068 | |
| 17 | Pagensand | 4.053.914 | |
| 18 | Kuestengewaeser Weser W | 285.636.580 | 0,63 |
| 19 | Jadebusen+Weser | 765.764.720 | 0,29 |
| 20 | Piep Tidebecken | 331.568.990 | 0,33 |
| 21 | Kuestenmeer SH Watten | 45.781.365 | 0,17 |
| 22 | Aussenelbe Nord | 207.917.380 | 1,03 |
| 23 | Hakensand | 44.321.685 | 0,80 |
| 24 | Fahrwasser km 729.5-732.5 roter TS | 3.519.603 | 4,06 |
| 25 | Hamburgisches Wattenmeer SO | 66.900.750 | 0,30 |
| 26 | Scharhoernriff | 11.762.681 | 0,92 |
| 27 | Hamburgisches Wattenmeer NW | 51.116.471 | 0,69 |
| 28 | Fahrwasser Cux Brunsb. roter TS | 22.673.995 | 1,39 |
| 29 | Kuestenmeer Eider W | 101.549.160 | 0,00 |
| 30 | Kuestenmeer Helgoland O | 328.223.410 | 0,04 |
| 31 | Kuestenmeer Helgoland W | 251.244.050 | |
| 32 | Tideelbe vor Otterndorf | 35.049.710 | 0,50 |
| 33 | Fahrinne Cux Brunsb. | 15.880.594 | 1,35 |
| 34 | Neufelder Sand | 20.170.956 | 0,19 |

| BZR | Bezeichnung | AufMod_MorphRaum 2007-2012 | |
|-----|-----------------------------------------|-------------------------------|----------------|
| | | Fläche [m ²] | Mittelwert [m] |
| 35 | Grimmershörner Bucht | 1.121.365 | 0,33 |
| 36 | Kuestenmeer_Eider_O | 74.363.771 | 0,02 |
| 37 | Medemgrund_S | 16.967.300 | 2,27 |
| 38 | FFH Elbaestuar vor Brunsb. | 2.385.588 | 0,69 |
| 39 | Uferbereich_SH_Watten_p3 | 3.408.303 | 0,20 |
| 40 | Kuestengewaeser_Weser_O | 242.725.690 | 0,50 |
| 41 | Untereelbe_Niedersachsen | 41.994.460 | |
| 42 | Kuestenmeer_Helgoland | 32.161.458 | |
| 43 | Kuestenmeer_Elbe_N | 164.004.100 | |
| 44 | Kuestenmeer_Helgoland_NO | 40.753.253 | 0,00 |
| 45 | Kuestenmeer_Elbe_S | 13.033.684 | 0,98 |
| 46 | Kuestenmeer_Weser_O | 56.504.306 | 0,45 |
| 47 | Nordergruende | 51.282.521 | 0,61 |
| 48 | Fahrwasser_Aussenelbe | 12.589.451 | 1,66 |
| 49 | Fahrwasser_gruener_TS | 32.229.889 | 1,80 |
| 50 | Fahrwasser_ab_km_741_roter_TS | 33.286.083 | 1,01 |
| 51 | Fahrwasser_km_732.5-735.5_roter_TS | 4.073.869 | 3,50 |
| 52 | Nahbereich_VS738 | 14.724.205 | 1,65 |
| 53 | Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemuendung | 16.039.047 | 0,12 |
| 54 | Cux_Hafen | 522.456 | |
| 55 | Nied._Tideelbe bei Pagensand | 6.117.901 | |
| 56 | Uferbereich_SH_Watten_p1 | 1.078.853 | 0,00 |
| 57 | Uferbereich_SH_Watten_p2 | 6.580.749 | 0,00 |
| 58 | Stoer+Elbufer_p2 | 3.645.830 | |
| 59 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p1 | 1.458.924 | |
| 60 | SH_Watten_suedlich | 38.908.144 | 4,14 |
| 61 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p2 | 3.667.914 | |
| 62 | Oste | 5.796.621 | |
| 63 | Neuwerk | 2.597.075 | 0,11 |
| 64 | VS738_5 | 316.938 | 2,42 |
| 65 | VS738_4 | 1.744.661 | 1,89 |

Anlage 2: Ausschnitt Bilanzierungsräume



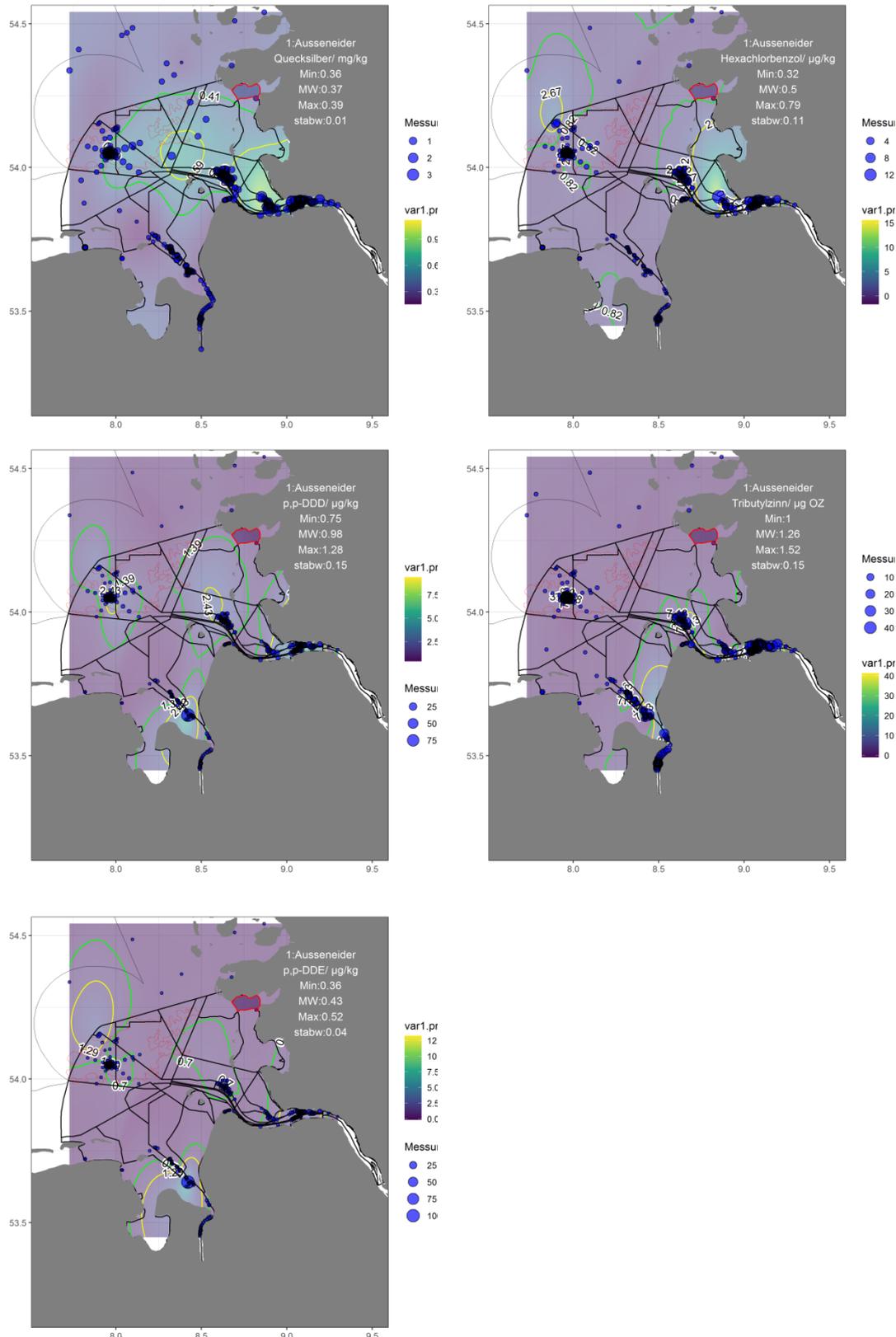
ng von
im
ellen-
40 in
elbe

Anlage 3: Verwendete Variationskoeffizienten zur Bestimmung der erweiterten Messunsicherheit

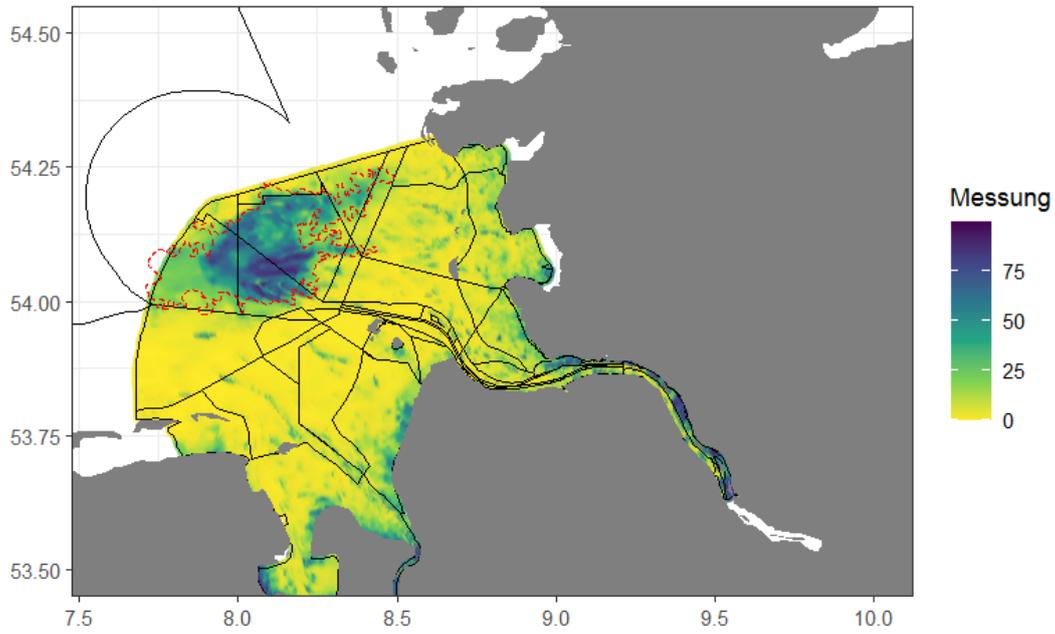
| Parameter | Variationskoeffizient |
|------------------|------------------------------|
| | VK |
| Quecksilber | 20,1% |
| Cadmium | 10,0% |
| Zink | 9,9% |
| p,p'-DDD | 27% |
| p,p'-DDE | 17% |
| HCB | 35% |
| PCB 118 | 24,8% |

Ergebnisse der Doppelbestimmungen des
Monitorings an der VS Tonne E3

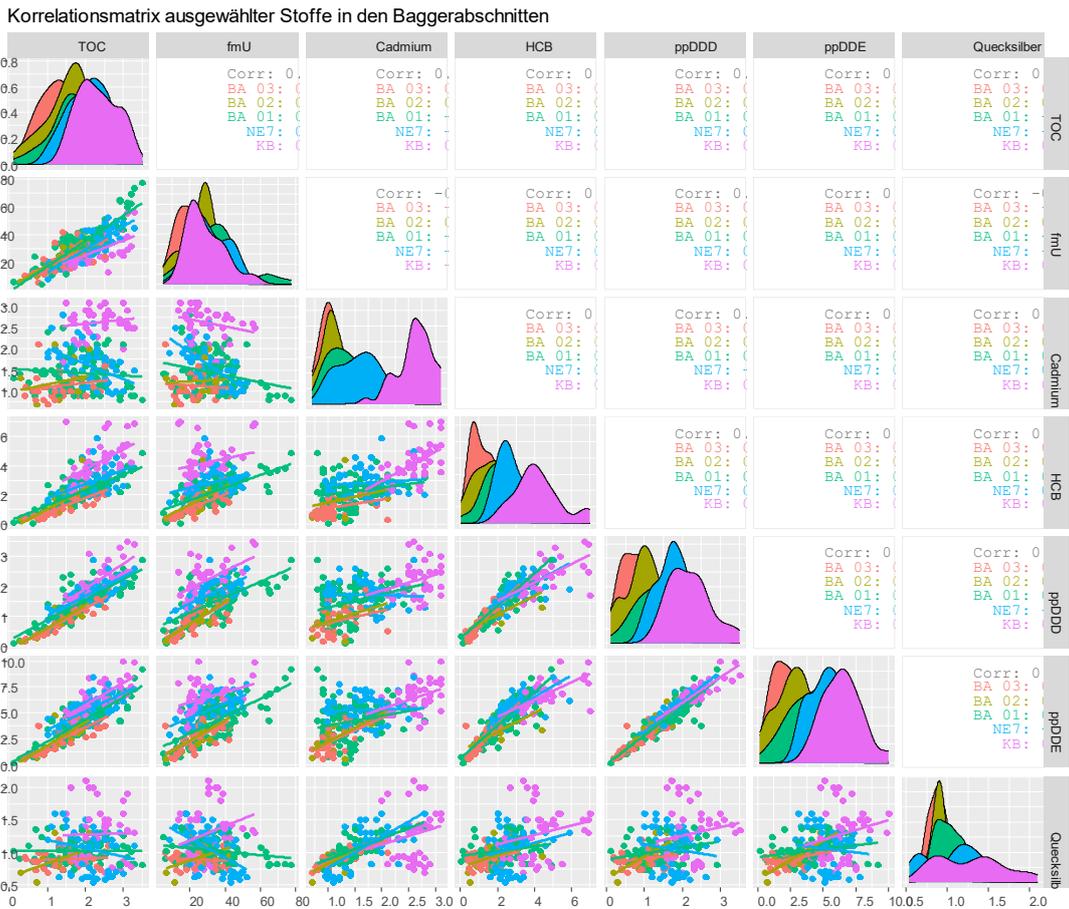
Anlage 4: Schadstoffverteilung in den Analysenpolygonen nach Kriging-Verfahren. Gesamt: P90 gelbe Linie, MW grüne Linie



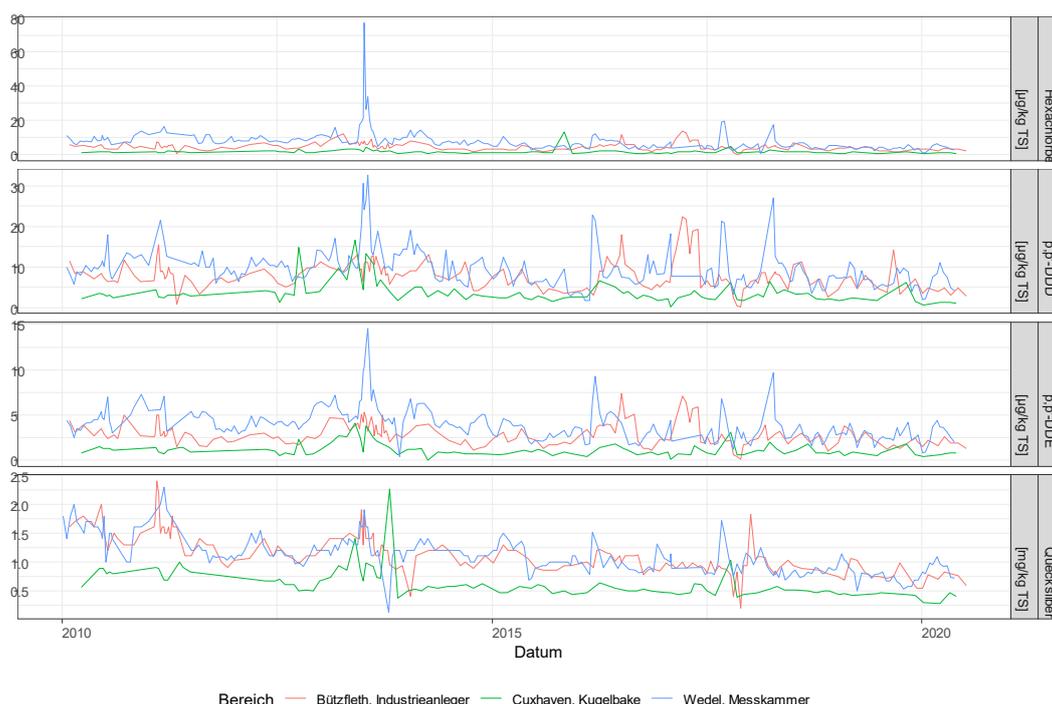
Anlage 5: Schluffanteil in den Sedimenten der Analysepolygone in Gew.-%



Anlage 6: Korrelationsmatrix ausgewählter Parameter



Anlage 7: Zeitliche Entwicklung ausgewählter Schadstoffe an Dauermesstationen der Tideelbe



Anlage 8: Kenngrößen des Stoffinhaltes der Analysepolygone

| Poly Nr | Polygon | Fraktion <63µm Gew,-% | Cadmium mg/kg <20µm | Quecksilber mg/kg <20µm | Zink mg/kg <20µm | p,p- DDD µg/kg <63µm | p,p- DDE µg/kg <63µm | HCB µg/kg <63µm |
|---------|----------------------------|-----------------------|---------------------|-------------------------|------------------|----------------------|----------------------|-----------------|
| 0 | Ausseneider | 11,26 | 0,59 | 0,58 | 260 | 2,09 | 0,72 | 1,41 |
| 1 | Wattenmeer_Weser | 9,18 | 0,56 | 0,36 | 231 | 2,16 | 1,68 | 0,6 |
| 2 | Duhner_Watt | 7,29 | 0,58 | 0,48 | 236 | 1,85 | 0,95 | 0,95 |
| 3 | Medemgrund | 9,66 | 0,77 | 0,73 | 284 | 2,47 | 1,02 | 1,61 |
| 4 | Uferbereich_Cux | 22,52 | 0,65 | 0,58 | 250 | 1,98 | 0,92 | 1,2 |
| 5 | Kuestenmeer_Weser_W | 2,85 | 0,71 | 0,41 | 250 | 2,56 | 1,1 | 1,37 |
| 6 | Uferbereich_Tideelbe_Ni_p1 | 36,49 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN |
| 7 | Uferbereich_Tideelbe_Ni_p2 | 54,29 | 0,76 | 0,69 | 269 | 3,86 | 1,39 | 2,06 |
| 8 | Tideelbe_vor_Brunsb. | 50 | 0,81 | 0,78 | 287 | 4,24 | 1,53 | 2,32 |
| 9 | Eider_Tidebecken | 5,76 | 0,54 | 0,53 | 259 | 1,89 | 0,69 | 1,24 |
| 10 | Dithmarscher_Bucht | 11,31 | 0,65 | 0,66 | 268 | 2,39 | 0,84 | 1,6 |
| 11 | Uferbereich_SH_Watten_p4 | 21,16 | 0,76 | 0,76 | 286 | 2,77 | 1,03 | 1,84 |
| 12 | SH_Watten_noerdl. | 12,18 | 0,75 | 0,74 | 282 | 2,55 | 0,98 | 1,73 |
| 13 | Scharhoern | 2,82 | 0,55 | 0,45 | 242 | 1,96 | 1,07 | 0,9 |
| 14 | Stoer+Elbufer_p1 | 61,03 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN |
| 15 | Mittelgrund | 1,94 | 0,57 | 0,49 | 243 | 1,94 | 0,94 | 1,01 |
| 16 | Tideelbe_Glueckstadt | 43,43 | 0,76 | 0,7 | 270 | 3,87 | 1,38 | 2,08 |
| 17 | Pagensand | 30,70 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN |
| 18 | Kuestengewaeser_Weser_W | 3,77 | 0,6 | 0,34 | 225 | 2,14 | 1,22 | 0,89 |
| 19 | Jadebusen+Weser | 14,06 | 0,59 | 0,29 | 225 | 2,17 | 1,61 | 0,63 |
| 20 | Piep_Tidebecken | 6,40 | 0,56 | 0,55 | 257 | 1,98 | 0,76 | 1,23 |
| 21 | Kuestenmeer_SH_Watten | 11,02 | 0,56 | 0,46 | 248 | 1,94 | 0,91 | 1 |
| 22 | Aussenelbe_Nord | 3,66 | 0,57 | 0,53 | 251 | 2,01 | 0,86 | 1,14 |
| 23 | Hakensand | 5,48 | 0,65 | 0,65 | 262 | 2,22 | 0,82 | 1,48 |

| Auswirkungs- prognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellen- bereich VSB 730/740 in der Außenelbe | Poly Nr | Polygon | Fraktion <63µm Gew,-% | Cadmium mg/kg <20µm | Quecksilber mg/kg <20µm | Zink mg/kg <20µm | p,p- DDD µg/kg <63µm | p,p- DDE µg/kg <63µm | HCB µg/kg <63µm |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------------|-----------------------------|---------------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------|
| BfG-2067 | 24 | Fahrwasser_km_729.5-732.5_roter_TS | 2,05 | 0,61 | 0,56 | 243 | 1,9 | 0,82 | 1,15 |
| | 25 | Hamburgisches_Wattenmeer_SO | 7,49 | 0,56 | 0,45 | 240 | 1,96 | 1,12 | 0,87 |
| | 26 | Scharhoernriff | 0,82 | 0,58 | 0,43 | 239 | 2 | 1,01 | 0,95 |
| | 27 | Hamburgisches_Wattenmeer_NW | 0,99 | 0,56 | 0,43 | 240 | 1,95 | 1,07 | 0,88 |
| | 28 | Fahrwasser_Cux_Brunsb._roter_TS | 13,10 | 0,8 | 0,77 | 290 | 3,28 | 1,28 | 1,87 |
| | 29 | Kuestenmeer_Eider_W | 16,75 | 0,54 | 0,47 | 261 | 1,83 | 0,75 | 1,1 |
| | 30 | Kuestenmeer_Helgoland_O | 41,59 | 0,61 | 0,46 | 254 | 2,1 | 0,88 | 1,18 |
| | 31 | Kuestenmeer_Helgoland_W | 27,91 | 0,75 | 0,47 | 263 | 2,8 | 1,1 | 1,63 |
| | 32 | Tideelbe_vor_Otterndorf | 22,38 | 0,81 | 0,77 | 290 | 3,63 | 1,38 | 2,01 |
| | 33 | Fahrinne_Cux_Brunsb. | 9,44 | 0,77 | 0,73 | 281 | 3,08 | 1,22 | 1,77 |
| | 34 | Neufelder_Sand | 37,49 | 0,82 | 0,8 | 295 | 3,53 | 1,34 | 2,03 |
| | 35 | Grimmershoerner Bucht | 71,61 | 0,54 | 0,49 | 223 | 2,64 | 0,94 | 1,48 |
| | 36 | Kuestenmeer_Eider_O | 11,36 | 0,54 | 0,49 | 259 | 1,84 | 0,75 | 1,11 |
| | 37 | Medemgrund_S | 8,24 | 0,71 | 0,66 | 267 | 2,26 | 0,98 | 1,41 |
| | 38 | FFH_Elbaestuar_vor_Brunsb. | 14,30 | 0,81 | 0,8 | 290 | 4,26 | 1,55 | 2,34 |
| | 39 | Uferbereich_SH_Watten_p3 | 47,71 | 0,82 | 0,81 | 294 | 3,7 | 1,39 | 2,13 |
| | 40 | Kuestengewasser_Weser_O | 3,70 | 0,55 | 0,35 | 228 | 1,94 | 1,27 | 0,7 |
| | 41 | Untereelbe_Niedersachsen | 32,59 | 0,76 | 0,69 | 270 | 3,87 | 1,39 | 2,07 |
| | 42 | Kuestenmeer_Helgoland | 12,70 | 0,67 | 0,45 | 262 | 2,5 | 1,03 | 1,56 |
| | 43 | Kuestenmeer_Elbe_N | 46,15 | 0,69 | 0,47 | 248 | 2,44 | 1 | 1,29 |
| | 44 | Kuestenmeer_Helgoland_NO | 10,25 | 0,6 | 0,45 | 265 | 2,06 | 0,84 | 1,24 |
| | 45 | Kuestenmeer_Elbe_S | 1,92 | 0,61 | 0,43 | 238 | 2,13 | 1 | 1,04 |
| | 46 | Kuestenmeer_Weser_O | 1,09 | 0,63 | 0,42 | 236 | 2,24 | 1,04 | 1,09 |
| | 47 | Nordergruende | 1,30 | 0,6 | 0,4 | 231 | 2,11 | 1,07 | 0,96 |
| | 48 | Fahrwasser_Aussenelbe | 3,44 | 0,57 | 0,49 | 245 | 1,96 | 0,93 | 1,02 |
| | 49 | Fahrwasser_gruener_TS | 3,64 | 0,57 | 0,5 | 244 | 1,95 | 0,92 | 1,03 |
| | 50 | Fahrwasser_ab_km_741_roter_TS | 3,24 | 0,56 | 0,48 | 248 | 1,98 | 0,96 | 1,01 |
| | 51 | Fahrwasser_km_732.5-735.5_roter_TS | 4,51 | 0,6 | 0,56 | 243 | 1,95 | 0,81 | 1,16 |
| | 52 | Nahbereich_VS738 | 5,55 | 0,58 | 0,55 | 249 | 2,04 | 0,84 | 1,17 |
| | 53 | Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemuendung | 17,98 | 0,79 | 0,75 | 287 | 3,32 | 1,31 | 1,85 |
| | 54 | Cux_Hafen | 71,61 | 0,54 | 0,49 | 223 | 2,64 | 0,94 | 1,48 |
| | 55 | Nied._Tideelbe_bei_Pagensand | 19,60 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN |
| | 56 | Uferbereich_SH_Watten_p1 | 35,57 | 0,74 | 0,75 | 282 | 3,05 | 1,08 | 1,96 |
| | 57 | Uferbereich_SH_Watten_p2 | 47,09 | 0,73 | 0,74 | 281 | 2,78 | 1 | 1,85 |
| | 58 | Stoer+Elbufer_p2 | 71,64 | 0,76 | 0,71 | 271 | 3,89 | 1,39 | 2,1 |
| 59 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p1 | 43,87 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | |
| 60 | SH_Watten_suedlich | 10,17 | 0,71 | 0,68 | 269 | 2,24 | 0,92 | 1,5 | |
| 61 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p2 | 59,32 | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | NaN | |
| 62 | Oste | NaN | 0,78 | 0,67 | 274 | 3,64 | 1,44 | 1,82 | |
| 63 | Neuwerk | 21,69 | 0,56 | 0,45 | 241 | 1,97 | 1,1 | 0,89 | |
| 64 | VS738_5 | 0,29 | 0,58 | 0,55 | 246 | 2,01 | 0,82 | 1,16 | |
| 65 | VS738_4 | 0,89 | 0,58 | 0,55 | 249 | 2,06 | 0,84 | 1,17 | |

Organische Schadstoffe gemessen in der Fraktion <2mm, normiert auf den Anteil <63µm,
Spurenmetalle gemessen in der Fraktion <20µm.

Daten für die Polygone Grimmershorn und Cuxhaven-Hafen sind ersetzt durch die Jahresmittelwerte der
Station Cuxhaven-Kugelbake 2015-2019

Anteile der Fraktion <63µm stammen aus dem AufMod-Modell.

Anlage 9: Mittleren TOC-normierte PCB118 Gehalte in den Bilanzräumen

| polyNr | Polygon | Parameter | Einheit | Min | Mittelwert | Max | Stabw |
|--------|-----------------------------------------|-----------|----------|------|------------|------|-------|
| 0 | Ausseneider | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,61 | 0,61 | 0 |
| 1 | Wattenmeer_Weser | PCB 118 | µg/kg TS | 0,54 | 0,59 | 0,66 | 0,03 |
| 2 | Duhner_Watt | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,55 | 0,58 | 0,01 |
| 3 | Medemgrund | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,58 | 0,59 | 0,01 |
| 4 | Uferbereich_Cux | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,56 | 0,57 | 0 |
| 5 | Kuestenmeer_Weser_W | PCB 118 | µg/kg TS | 0,82 | 0,85 | 0,89 | 0,02 |
| 6 | Uferbereich_Tideelbe_Ni_p1 | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 7 | Uferbereich_Tideelbe_Ni_p2 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,6 | 0,61 | 0 |
| 8 | Tideelbe_vor_Brunsb. | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,62 | 0,62 | 0,01 |
| 9 | Eider_Tidebecken | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,61 | 0,63 | 0,01 |
| 10 | Dithmarscher_Bucht | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,59 | 0,61 | 0,01 |
| 11 | Uferbereich_SH_Watten_p4 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,59 | 0,59 | 0 |
| 12 | SH_Watten_noerdl. | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,58 | 0,59 | 0 |
| 13 | Scharhoern | PCB 118 | µg/kg TS | 0,61 | 0,62 | 0,63 | 0 |
| 14 | Stoer+Elbufer_p1 | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 15 | Mittelgrund | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,57 | 0,6 | 0,01 |
| 16 | Tideelbe_Glueckstadt | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,6 | 0,61 | 0 |
| 17 | Pagensand | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 18 | Kuestengewaeser_Weser_W | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,77 | 0,84 | 0,06 |
| 19 | Jadebusen+Weser | PCB 118 | µg/kg TS | 0,54 | 0,67 | 0,83 | 0,08 |
| 20 | Piep_Tidebecken | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,61 | 0,66 | 0,02 |
| 21 | Kuestenmeer_SH_Watten | PCB 118 | µg/kg TS | 0,66 | 0,69 | 0,73 | 0,01 |
| 22 | Aussenelbe_Nord | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,6 | 0,69 | 0,03 |
| 23 | Hakensand | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,58 | 0,59 | 0 |
| 24 | Fahrwasser_km_729.5-732.5_roter_TS | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,56 | 0,56 | 0 |
| 25 | Hamburgisches_Wattenmeer_SO | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,59 | 0,64 | 0,02 |
| 26 | Scharhoernriff | PCB 118 | µg/kg TS | 0,69 | 0,73 | 0,77 | 0,02 |
| 27 | Hamburgisches_Wattenmeer_NW | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,66 | 0,73 | 0,02 |
| 28 | Fahrwasser_Cux_Brunsb_roter_TS | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,58 | 0,61 | 0,01 |
| 29 | Kuestenmeer_Eider_W | PCB 118 | µg/kg TS | 0,63 | 0,67 | 0,71 | 0,02 |
| 30 | Kuestenmeer_Helgoland_O | PCB 118 | µg/kg TS | 0,68 | 0,77 | 0,86 | 0,05 |
| 31 | Kuestenmeer_Helgoland_W | PCB 118 | µg/kg TS | 0,83 | 0,86 | 0,91 | 0,02 |
| 32 | Tideelbe_vor_Otterndorf | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,59 | 0,62 | 0,02 |
| 33 | Fahrinne_Cux_Brunsb. | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,58 | 0,62 | 0,02 |
| 34 | Neufelder_Sand | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,58 | 0,6 | 0 |
| 35 | Doese | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,55 | 0,55 | 0 |
| 36 | Kuestenmeer_Eider_O | PCB 118 | µg/kg TS | 0,62 | 0,64 | 0,67 | 0,01 |
| 37 | Medemgrund_S | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,57 | 0,59 | 0,01 |
| 38 | FFH_Elbaestuar_vor_Brunsb. | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,61 | 0,62 | 0,01 |
| 39 | Uferbereich_SH_Watten_p3 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,59 | 0,6 | 0 |
| 40 | Kuestengewaeser_Weser_O | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,68 | 0,77 | 0,04 |
| 41 | Unternelbe_Niedersachsen | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,6 | 0,61 | 0 |
| 42 | Kuestenmeer_Helgoland | PCB 118 | µg/kg TS | 0,81 | 0,83 | 0,85 | 0,01 |
| 43 | Kuestenmeer_Elbe_N | PCB 118 | µg/kg TS | 0,69 | 0,85 | 0,91 | 0,05 |
| 44 | Kuestenmeer_Helgoland_NO | PCB 118 | µg/kg TS | 0,71 | 0,76 | 0,82 | 0,03 |
| 45 | Kuestenmeer_Elbe_S | PCB 118 | µg/kg TS | 0,74 | 0,79 | 0,84 | 0,02 |
| 46 | Kuestenmeer_Weser_O | PCB 118 | µg/kg TS | 0,73 | 0,81 | 0,86 | 0,03 |
| 47 | Nordergruende | PCB 118 | µg/kg TS | 0,71 | 0,78 | 0,83 | 0,03 |
| 48 | Fahrwasser_Aussenelbe | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,6 | 0,69 | 0,04 |
| 49 | Fahrwasser_gruener_TS | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,58 | 0,69 | 0,04 |
| 50 | Fahrwasser_ab_km_741_roter_TS | PCB 118 | µg/kg TS | 0,57 | 0,61 | 0,69 | 0,03 |
| 51 | Fahrwasser_km_732.5-735.5_roter_TS | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,56 | 0,56 | 0 |
| 52 | Nahbereich_VS738 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,56 | 0,57 | 0 |
| 53 | Uferbereich_Cux_Otterndorf_Ostemuendung | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,58 | 0,61 | 0,01 |
| 54 | Cux_Hafen | PCB 118 | µg/kg TS | 0,55 | 0,56 | 0,56 | 0 |
| 55 | Nied_Tideelbe_bei_Pagensand | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 56 | Uferbereich_SH_Watten_p1 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0 |
| 57 | Uferbereich_SH_Watten_p2 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,59 | 0,59 | 0,6 | 0 |
| 58 | Stoer+Elbufer_p2 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,6 | 0,61 | 0,61 | 0 |
| 59 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p1 | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 60 | SH_Watten_suedlich | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,57 | 0,59 | 0,01 |
| 61 | Krueckau+Pinau+Elbufer_p2 | PCB 118 | µg/kg TS | | | | |
| 62 | Oste | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,58 | 0,6 | 0 |
| 63 | Neuwerk | PCB 118 | µg/kg TS | 0,58 | 0,59 | 0,59 | 0 |
| 64 | VS738_5 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,56 | 0,56 | 0 |
| 65 | VS738_4 | PCB 118 | µg/kg TS | 0,56 | 0,56 | 0,56 | 0 |