Bericht

Eine umweltfachliche Betrachtung und Bewertung der WI-Einsätze der WSV in den Nebenelben und Nebengewässern der Tideelbe

---

12.12.2025
BfG-2228



BfG Bundesanstalt für Gewässerkunde

Bericht

Eine umweltfachliche Betrachtung und Bewertung der WI-Einsätze der WSV in den Nebenelben und Nebengewässern der Tideelbe

Kurztitel WI-Einsätze Nebenbereiche Tideelbe

Autoren /-innen		
	Federführung	Nikolas Uffmann
	Morphologie	Dr. Axel Winterscheid, Dr. Monika Donner, Dirk Schulz
	Hydrologie und Salzgehalte	Dr. Hartmut Hein, Dr. Peer Helmke
	Schadstoffe	Dr. Carmen Kleisinger
	Sauerstoff-/Nährstoffhaushalt	Dr. Steffen Hackbusch
	Ökotoxikologie	Dierk-Steffen Wahrendorf
	Makrozoobenthos	Dr. Markus Wetzel
	Fische	Christian von Landwüst
	Meeressäuger, Fischotter	Dr. Thomas Taupp
	Vögel	Dr. Thomas Taupp
	Vegetation	Katja Behrendt, Franziska Förster
	Naturschutzfachliche Belange	Nikolas Uffmann

Auftraggeber WSA Elbe Nordsee – Standort Hamburg

Moorweidenstraße 14
20148 Hamburg

Telefon 040 - 44 110-0
E-Mail wsa-elbe-nordsee@wsv.bund.de
Internet https://www.wsa-elbe-nordsee.wsv.de

Projekt-Nummer M39630104050
BfG-Nummer BfG-2228

DOI **10.5675/BfG-2228**

Impressum

Herausgeber Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon +49 261 1306-0

E-Mail posteingang@bafg.de
Internet www.bafg.de

Weitere Beteiligte Redaktionelle Bearbeitung Claudia Chuadry

Zitiervorschlag BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (2025): Eine umweltfachliche Betrachtung und Bewertung der WI-Einsätze der WSV in den Nebenelben und Nebengewässern der Tideelbep

Inhaltsverzeichnis

Impressum **4**

Inhaltsverzeichnis **5**

Abbildungsverzeichnis 8
Tabellenverzeichnis 14

1 Veranlassung **19**

2 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsumfang **20**

2.1 Übersicht der Unterhaltungen im Untersuchungsraum 23
2.2 WI-Baggerungen Dritter 25

3 Praxis des WI-Baggereinsatzes **27**

3.1 WI-Baggergeräte für die Tideelbe, Nebengewässer und Nebenelben 28
3.2 Beschreibung der WI-Technik und der grundsätzlichen Wirkpfade 29

3.2.1 Mobilisierungsraten infolge WI-Baggerungen 31
3.2.2 Grundlegende Wirkpfade der WI-Baggerungen auf den Sedimenttransport, Schwebstoffe und Morphologie 33

3.3 WI-Baggerzeiten, Häufigkeiten, Ruhezeiten und Mengen 35
3.4 Beschreibung und Kennzahlen der WI-Baggerungen je WI-Bereich 39

3.4.1 Stör 39
3.4.2 Glückstädter Nebenelbe (Höhe Rhinplate) 41
3.4.3 Pagensander Nebenelbe, Mündungsbereich Krückau und Pinnau 43
3.4.4 Wischhafener Süderelbe 46
3.4.5 Ruthenstrom 50
3.4.6 Schwinge 52
3.4.7 Wedeler Tonnenhafen 54
3.4.8 Außeneste 56

4 Material und Methoden **61**

4.1 Hydrologie 61
4.2 Morphologie und Sedimente 64

4.2.1 Methodik für den Ist-Zustand 64
4.2.2 Methodik für die Prognose der Wirkungen 67

4.3 Schadstoffe und Ökotoxikologie 74

4.3.1 Bewertungsgrundlagen zur Einstufung gemäß HABAB-WSV 74

4.4 Wasserbeschaffenheit (Nährstoffe und Sauerstoffgehalt) 76
4.5 Makrozoobenthos 77
4.6 Fische und Neunaugen 77
4.7 Meeressäuger 77

4.8 Fischotter 78
4.9 Avifauna 78
4.10 Vegetation 78

5 Ist-Zustand und Bewertung 80

5.1 Hydrologie (Wasseraustauschraten) 80

5.1.1 Ist-Zustand 80
5.1.2 Bewertung WI-Auswirkungen 109

5.2 Morphologie und Sedimentzusammensetzung 110

5.2.1 Ist-Zustand 110
5.2.2 WI-Auswirkungen und Bewertung 143

5.3 Wasserbeschaffenheit (Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton) 184

5.3.1 Ist-Zustand 184
5.3.2 Bewertung 191

5.4 Sedimentqualität (Schadstoffe/Ökotoxikologie) 201

5.4.1 Ist-Zustand 201
5.4.2 Bewertung WI-Auswirkungen 219

5.5 Makrozoobenthos 220

5.5.1 Ist-Zustand 220
5.5.2 Bewertung WI-Auswirkungen 229

5.6 Fische 233

5.6.1 Ist-Zustand 233
5.6.2 Bewertung WI-Auswirkungen 242

5.7 Meeressäuger 249

5.7.1 Ist-Zustand 249
5.7.2 Bewertung WI-Auswirkungen 251

5.8 Fischotter 255

5.8.1 Ist-Zustand 255
5.8.2 Bewertung WI-Auswirkungen 256

5.9 Avifauna 256

5.9.1 Ist-Zustand 256
5.9.2 Bewertung WI-Auswirkungen 257

5.10 Vegetation 261

5.10.1 Ist-Zustand und Populationsdynamik 261
5.10.2 Bewertung WI-Auswirkungen (Stand 31.08.2023) 269

6 Naturschutzfachliche Belange 273

6.1 Natura 2000 273

6.1.1 Gebietsbeschreibung und Erhaltungsziele 274
6.1.2 Bewertung WI-Auswirkungen 286

6.2 Naturschutzgebiete 302

6.2.1 Stör 302
6.2.2 Glückstädter Nebenelbe 303
6.2.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau) 303
6.2.4 Wischhafener Süderelbe 303
6.2.5 Ruthenstrom und Wischhafener Süderelbe 303
6.2.6 Schwinge 303
6.2.7 Wedeler Tonnenhafen 303
6.2.8 Außeneste 303

6.3 Artenschutz 304
6.4 Gesetzlich geschützte Biotope 306

6.4.1 Stör 306
6.4.2 Glückstädter Nebenelbe 306
6.4.3 Pagensander Nebenelbe, (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau) 307
6.4.4 Wischhafener Süderelbe 307
6.4.5 Ruthenstrom 308
6.4.6 Schwinge 309
6.4.7 Wedeler Tonnenhafen 309
6.4.8 Außeneste 309

7 Zusammenfassung 310

8 Untersuchungsempfehlungen 319

9 Abkürzungsverzeichnis 320

10 Literaturverzeichnis 321

11 Anlagen 337

11.1 Anlage zu WI-begleitenden Messungen und deren Auswertungen (Morphologie und Sediment) 337

11.1.1 Exkurs zu Messungen in der Pagensander Nebenelbe während WI-Baggerungen 337
11.1.2 Exkurs zu Messungen während WI-Baggerungen in der Außeneste 338

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Bereiche mit WI-Baggerungen zwischen Elbe-km 634 bis 643 20

Abbildung 2-2: Bereiche mit WI-Baggerungen zwischen Elbe-km 643 bis 680 21

Abbildung 2-3: Heatmap zu Hopperbaggerungen in der Fahrrinne aus dem Jahr 2019 für die Bereiche BA1 bis BA11 24

Abbildung 2-4: Heatmap zu WI-Baggerungen in der Fahrrinne aus dem Jahr 2019 für die Bereiche BA1 bis BA11 25

Abbildung 3-1: Skizze zur Funktionsweise des WI-Baggers Njörd mit Wasseransaugung seitlich im Bereich des Buges und der Herstellung einer Dichteschichtung an der Gewässersohle 29

Abbildung 3-2: Prinzip der WI-Baggerung (Quelle: Delft- Van Oord, entnommen aus Sigwald et al. 2015) 30

Abbildung 3-3: Natürliche Randbedingungen, die bei der Umsetzung von WI-Baggerungen eine Rolle spielen, entnommen aus Sigwald et al. (2015) 31

Abbildung 3-4: Einzelwerte zum WI-Sedimentvolumen und zur WI-Baggerdauer (Kreuze) aus den WSA-Daten und Grenzwerte zum berechneten bzw. korrigierten WI-Sedimentvolumen aus Einzelwerten (gestrichelte Linien) 32

Abbildung 3-5: Mittlere WI-Stundenzahl der WI-Baggerungen je Monat (2010 bis 2019) für alle untersuchten WI-Bereiche 35

Abbildung 3-6: Darstellung der mittleren WI-Stunden je Einsatz, gesamten WI-Baggerbereiche, WI-Dauer, WI-Einsatzanzahl, WI-Volumen und WI-Wasserbedarf je Jahr für die WI-Bereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe aus 2010 bis 2019 38

Abbildung 3-7: Übersicht zum WI-Baggerbereich in der Wendestelle und dem Hafen Itzehoe 39

Abbildung 3-8: Verteilung der WI-Baggerungen in der Stör von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember, ohne die einmalig stattgefundenen WI-Baggerungen an der Störmündung und unterhalb der Liegestelle Rusch Mühlenwerke 40

Abbildung 3-9: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Stör von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 41

Abbildung 3-10: Übersicht zur Glückstädter Nebenelbe und zum WI-Baggerbereich 42

Abbildung 3-11: Verteilung der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember 43

Abbildung 3-12: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 43

Abbildung 3-13: Übersicht zur Pagensander Nebenelbe und WI-Bereich (in Magenta gefüllte Polygone), Ad-hoc-WI-Bereich (schwarzes Polygon mit Schraffur) im Norden 44

Abbildung 3-14: Verteilung der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember ohne WI-Baggerung am nördlichen Rand der Pagensander Nebenelbe 45

Abbildung 3-15: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 46

Abbildung 3-16: Übersicht zur Mündung der Wischhafener Süderelbe, ehemaligem Wischhafener Fahrwasser und WI-Bereichen in der Mündung, im Durchstich und der Wischhafener Süderelbe 48

Abbildung 3-17: Verteilung der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe inkl. Mündung und Durchstich von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember 49

Abbildung 3-18: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe (innen) von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 50

Abbildung 3-19: Übersicht zur Mündung des Ruthenstroms und zum WI-Bereich 51

Abbildung 3-20: Verteilung der WI-Baggerungen im Ruthenstrom von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember 52

Abbildung 3-21: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen im Ruthenstrom von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 52

Abbildung 3-22: Ausschnitt zum WI-Bereich in der Schwinge 53

Abbildung 3-23: Verteilung der WI-Baggerungen in der Schwinge von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember 54

Abbildung 3-24: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Schwinge von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 54

Abbildung 3-25: Übersicht zum Wedeler Tonnenhafen und zum WI-Bereich im Wedeler Tonnenhafen 55

Abbildung 3-26: Verteilung der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember 56

Abbildung 3-27: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen 56

Abbildung 3-28: Übersicht zur Estemündung (oben) und Ausschnitte zu den WI-Bereichen in der Außeneste (unten) 57

Abbildung 3-29: Schnitt durch die Außeneste, SEM bis Inneneste mit den Instandhaltungstiefen, entnommen HPA (2020) 59

Abbildung 3-30: Verteilung der WI-Baggerungen in der Außeneste/Este von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember ohne altes Estesperrwerk (Daten WSA & HPA) 59

Abbildung 3-31: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Außeneste von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen (Daten WSA & HPA) 60

Abbildung 4-1: Übersicht zum grundsätzlichen methodischen Vorgehen 61

Abbildung 4-2: Abdeckung des verwendeten UnTRIM² Ergebnisdatensatzes mit Darstellung der Polygongröße von klein (blau) zu größeren Polygonen im nördlichen Ästuar (über gelb zu rot) 62

Abbildung 4-3: Beispiel des UnTRIM² Modellgitters an der Pagensander Nebenelbe (grün) und der Profilschnitte (blau) im Bereich der WI-Baggerung 63

Abbildung 4-4: Lage der Auswerteprofile an der Tideelbe. Rot markiert sind Profile mit zugehörigen hydrographischen Steckbriefen in Abschnitt 5.1.1 63

Abbildung 4-5: Lage der Auslesepunkte (rot) auf dem Profil Pagensander Nebenelbe 1.4 (blau) im UnTRIM² Modellgitter (grün) 64

Abbildung 4-6: Methodik zur Auswirkungsprognose für die Morphologie (Nah- und Fernfeld) 68

Abbildung 4-7: Annahmen im methodischen Ansatz (links) und Definitionen von WI-Bereich, Nahfeld und Fernfeld (rechts) 68

Abbildung 4-8: Annahmen für die Überlagerungen mehrerer WI-Baggerbereiche in einem Untersuchungsraum. Skizze (links) und Überlagerung je Parameter im Nahfeld und Fernfeld (rechts) 69

Abbildung 4-9: Methodik zur Bestimmung und Kontrolle der morphologischen Störung 70

Abbildung 4-10: Dichtestromausbildung, -richtung und angreifende Kräfte bei WI-Baggerungen nach Estourgie (1988) (links) und Entwicklung eines Dichtestroms ohne WI-Baggerung in zwei Prozessen, entnommen aus Talling et al. 2007 (rechts) 70

Abbildung 4-11: Methodik für die Auswirkungsprognose zur Herleitung der erhöhten Schwebstoffkonzentration (SSC) mit Bereich, Intensität und einfließenden Kenngrößen 72

Abbildung 4-12: Methodik für die Auswirkungsprognose zur erhöhten Sedimentation (Bereich und Intensität) und einfließende Kenngrößen 73

Abbildung 5-1: Tidemaximum des Salzgehaltes in der Tideelbe im Bereich der WI-Maßnahmen 82

Abbildung 5-2: Mittlere Korngrößenverteilung für die Nebenelben und Nebenrinnen aus den Jahren 2011 bis 2020 112

Abbildung 5-3: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen der Stör im Bereich Stör-km 24 bis 24,4 (BfG-2028, 2020) 113

Abbildung 5-4: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich der Wendestelle in der Stör bei Itzehoe aus der Zeitspanne vom 25.10.2016 bis 05.10.2016 und vom 04.03.2019 bis 11.01.2019 114

Abbildung 5-5: Einzelmessungen zu abfiltrierbaren Stoffe der Stör bei Heiligenstedten, der Pinnau bei Pinneberg und der Krückau an der Fußgängerbrücke Elmshorn, Datenquelle: LLUR (2022) 115

Abbildung 5-6: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Glückstädter Nebenelbe 115

Abbildung 5-7: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich Glückstädter Nebenelbe aus der Zeitspanne vom 06.12.2011 bis 07.11.2011 und vom 27.02.2018 bis 09.02.2018; 117

Abbildung 5-8: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Pagensander Nebenelbe (links) und Lage der YSI-Sonde (optische Sonde zur Erfassung Gewässertrübung) gegenüber dem Anleger Pagensand (rechts), (BfG-2028, 2020) 119

Abbildung 5-9: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich Pagensander Nebenelbe aus der Zeitspanne vom 10.11.2016 bis 16.09.2016 (Anleger, links) und vom 13.10.2016 bis 31.08.2016 (rechts) 120

Abbildung 5-10: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich der Krückaumündung vom 17.10.2016 bis 31.08.2016 (oben) und Pinnaumündung vom 11.04.2017 bis 21.02.2017 (unten) 121

Abbildung 5-11: Monatliche Mittelwerte zu den Trübungen in der Pagensander Nebenelbe und an der Station D3 in der Elbe mit Schwebstoffkonzentrationen (SSC) nahe der Wasseroberfläche und an der Sohle 123

Abbildung 5-12: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Wischhafener Süderelbe (BfG-2028, 2020b) 125

Abbildung 5-13: Differenzenplots vor und während einer WI-Baggerung im Bereich Wischhafener Süderelbe in Mündung und Durchstich aus der Zeitspanne 07.05.2019 bis 18.06.2019. 126

Abbildung 5-14: Sedimentationsraten und Mobilisierungsraten aus je 14-tägigen Peildaten in dem Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 127

Abbildung 5-15: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Binnenbereich Wischhafener Süderelbe aus der Zeitspanne vom 31.01.2019 bis 25.09.2019 (links) und vom 21.10.2019 bis 25.09.2019 (rechts) 128

Abbildung 5-16: Messungen zum Wasserstand und zur Schwebstoffkonzentration in zwei Tiefen in der Wischhafener Süderelbe ca. 1 km oberhalb des Sperrwerkes von IMP aus dem Dezember 2021 129

Abbildung 5-17: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen im Ruthenstrom (BfG-2028, 2020) 131

Abbildung 5-18: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich Ruthenstrom aus der Zeitspanne vom 23.10.2014 bis 16.09.2014 und vom 28.02.2019 bis 04.02.2019 132

Abbildung 5-19: Messungen zum Wasserstand und Schwebstoffkonzentration in zwei Tiefen am Ruthenstrom knapp oberhalb des Sperrwerkes inkl. Spülbetrieb von IMP aus dem Dezember 2021 133

Abbildung 5-20: Korngrößenverteilung der Sedimente im Längsverlauf der Schwinge, Ergebnisse Sedimentbeprobung v. 22.02. und 23.02.2017 (entnommen aus BfG-1973, 2019) 134

Abbildung 5-21: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen in der Schwinge zu den Zeitspannen vom 28.03.2011 bis 17.01.2011, vom 07.03.2013 bis 06.02.2013, vom 03.03.2015 bis 28.01.2015 und vom 15.03.2017 bis 14.12.2016 (von oben links nach unten rechts)... 135

Abbildung 5-22: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen im Tonnenhafen Wedel 137

Abbildung 5-23: Differenzenplots jeweils ca. 2 Wochen nach einer WI-Baggerung im Bereich Wedeler Tonnenhafen aus der Zeitspanne vom 10.10.2017 bis 28.07.2017 und von 15.04.2019 bis 15.02.2019 138

Abbildung 5-24: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen Mündungsbereich Este 139

Abbildung 5-25: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich Außeneste aus der Zeitspanne vom 26.03.2018 bis 09.04.2018 und vom 24.10.2019 bis 15.11.2019 141

Abbildung 5-26: Gemessener Verlauf der Schwebstoffkonzentrationen und des Wasserstandes am Sperrwerk Estemündung, Messzeitraum 16.07. bis 30.07.2017, entnommen aus Nehlsen (2017) 142

Abbildung 5-27: Am Sperrwerk Estemündung gemessene und über Einzeltiden gemittelte Schwebstoffkonzentration (schwarz), doppelte Standardabweichung (grau) und gemittelter Wasserstand (blau), entnommen aus Nehlsen (2017) 142

Abbildung 5-28: Lage der Trübungs- und Schwebstoffmessstationen nahe der WI-Bereiche Außeneste und Wedler Tonnenhafen 143

Abbildung 5-29: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstation Heiligstedten Klappbrücke, Stör in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 185

Abbildung 5-30: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstationen D4 (WSV) und Tonne 79 und in der Glückstädter Nebenelbe (Tonne GN7) in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 186

Abbildung 5-31: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstationen D3 (WSV) und D3 (BfG) und in der Pagensander Nebenelbe (Tonne PN11 und Pagensand (BfG)) in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 187

Abbildung 5-32: Sauerstoffgehalt am Sperrwerk Wischhafen in der Wischhafener Süderelbe und im Hauptstrom der Messstation Tonne 79 und der Dauermessstation Rhinplate Nord (WSV, D4, km 676,5) in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 188

Abbildung 5-33: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom Bielenberg in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg/l) sind als Konstanten eingezeichnet. 189

Abbildung 5-34: Sauerstoffgehalte in der Schwinge (Symphonie) und den WSV Stationen Juelsand (D2, km 651). Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 190

Abbildung 5-35: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom vor dem Wedeler Tonnenhafen (Hanskalbsand, D1) in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 190

Abbildung 5-36: Sauerstoffgehalt der Este (Este) und Außeneste (HN2) und Hahnöfer Nebenelbe (HN1) in mg O2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet. 191

Abbildung 5-37: Organischer Kohlenstoffanteil im Sediment (Trockensubstanz) gegen den Anteil der Feinkornfraktion (< 63 µm) aus Freigabebeprobungen des Hamburger Hafens (WSV/HPA) 2022 192

Abbildung 5-38: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station D4 (Rhinplate Nord, km 676,5) der Jahre 2017 - 2022, n = 3.652 194

Abbildung 5-39: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an der Dauermessstation in der Pagensander Nebenelbe (U2, BfG) der Jahre 2016 - 2020, Tagesmittelwerte (n = 23 - 183). Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar, Februar und Dezember liegen keine Messwerte vor. 195

Abbildung 5-40: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station D3 (km 664,7) der Jahre 2011 - 2021, n = 3739. Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar und Dezember liegen keine Messwerte vor. 197

Abbildung 5-41: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station Blankenese der Jahre 2012 – 2019 (n = 3.250) und HN2 der Jahre 2012 - 2021 (n = 1.163) Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar, Februar und Dezember an der Station HN2 liegen keine Messwerte vor. 199

Abbildung 5-42: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Stör der Jahre 2011 und 2019 204

Abbildung 5-43: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Glückstädter Nebenelbe der Jahre 2009 bis 2017 206

Abbildung 5-44: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Pagensander Nebenelbe der Jahre 2011 bis 2018 208

Abbildung 5-45: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Wischhafener Süderelbe und dem Wischhafener Fahrwasser der Jahre 2011 bis 2019 211

Abbildung 5-46: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich des Ruthenstroms der Jahre 2011 bis 2018 213

Abbildung 5-47: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Schwinge der Jahre 2014 und 2015 215

Abbildung 5-48: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich des Tonnenhafen Wedel bei Elbe-km 642 des Jahres 2018 217

Abbildung 5-49: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Este der Jahre 2011 bis 2018 219

Abbildung 5-50: Lage der Makrozoobenthosstationen des Landesamts für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein in der Stör 221

Abbildung 5-51: Lage der Makrozoobenthosstationen in der Glückstädter Nebenelbe, die im Rahmen einer Längsbereisung der BfG im Jahr 2011 beprobt wurde 223

Abbildung 5-52: Lage der Makrozoobenthosstationen in der Pagensander Nebenelbe, die im Rahmen einer Beprobung im Auftrag der WSV im Jahr 2019 durchgeführt wurde 224

Abbildung 5-53: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz in der Wischhafener Süderelbe 225

Abbildung 5-54: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz in der Schwinge 226

Abbildung 5-55: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz im Ruthenstrom 227

Abbildung 5-56: Lage der Makrozoobenthosstation in der der Nähe des Wedeler Tonnenhafens, die im Rahmen einer Längsbereisung von der BfG im Jahr 2011 beprobt wurde 228

Abbildung 5-57: Lage der Makrozoobenthosstation, die von der BfG im Jahr 2017 in der Außeneste beprobt wurden 229

Abbildung 5-58: Ergebnisse der akustischen Schweinswalerfassung mit einem C-POD (Porpoise Detector) in der Tideelbe bei Wedel an der Station Hafeneinfahrt von Januar 2019 bis Juli 2024, angegeben als schweinswalpositive Stunden pro Monat (Stunden, in denen mindestens ein Schweinswal detektiert wurde) Rechte blaue Achse: Betriebszeit des C-POD [%]. Gestrichelte vertikale Linien geben Jahreswechsel an 250

Abbildung 5-59: Vorkommen des Fischotters im 10x10-km-Raster (schwarze Punkte). Kartenausschnitt aus dem nationalen FFH-Bericht 2019. Datengrundlagen: Verbreitungsdaten der Bundesländer und des BfN 255

Abbildung 6-1: Natura-2000-Gebiete 274

Abbildung 6-2: Naturschutzgebiete 302

Abbildung 11-1: Trübungsmessungen (grau) in der Pagensander Nebenelbe am östlichen Rand der Rinne während WI-Baggerungen (blau) in den Jahren 2018 und 2019 338

Abbildung 11-2: Trübungsmessungen (grau) in der Hahnöfer Nebenelbe am östlichen Rand der Rinne während WI-Baggerungen (blau) im Jahr 2012 340

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Untersuchte WI-Baggerbereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe inkl. Maß und Gründe der Tiefenvorhaltung 22

Tabelle 2-2: Zusammenstellung der Unterhaltungen (Zeitraum 2010 bis 2019) mit Überlagerung bzw. Rückwirkungen auf die WI-Bereiche der Nebenelben und Nebengewässer 23

Tabelle 2-3: WI-Baggerungen Dritter (Bezugszeitraum 2010 bis 2019, ohne Baggerungen für ehemaligen Werftbetrieb Fa. Sietas) 26

Tabelle 3-1: In der Tideelbe 2010 bis 2019 eingesetzte WI-Baggergeräte für die Haupt- und Nebenbereiche 28

Tabelle 3-2: Typische Mobilisierungsraten für WI-Baggerungen, übersetzt aus PIANC (2013) und erweitert mit Daten aus Donner et al. (2017) und AG-WI (2002) 32

Tabelle 3-3: Statistische Auswertung der WI-Bereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe für 2010 bis 2019 36

Tabelle 3-4: Mittlere WI-Baggerdauer und monatliche Ruhezeiten zwischen den WI-Baggerungen ausgewertet für den Zeitraum 2010 bis 2019 37

Tabelle 4-1: Sedimentproben in den WI-Bereichen der Nebenelben und Nebengewässer der Elbe ... 65

Tabelle 4-2: Trübungsmessstationen in den WI-Bereichen der Nebenelben und Nebengewässer der Elbe 66

Tabelle 4-3: Bezugswerte zur Bewertung von Sedimenten im Elbe Bereich zwischen den Dauermessstellen Bützfleth, Brunsbüttel und Wedel (Beispiel 2015 - 2017) nach HABAB-WSV 75

Tabelle 4-4: Klassifizierung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von Baggergut nach HABAB-WSV 2017 76

Tabelle 5-1: Tidewasserstände aus den Wasserstandshauptzahlen der Tideelbe und ihrer Nebengewässer des WSA Elbe-Nordsee, Stand 23.02.2022 80

Tabelle 5-2: Abflussverhältnisse der Tideelbe und ihrer Nebengewässer. Datenquellen Elbe: WSV, Nebengewässer nach Nehlsen (2017) 81

Tabelle 5-3: Hydrographischer Streckbrief für die Stör, Profil Stör 1.5 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 83

Tabelle 5-4: Hydrographischer Streckbrief für die Stör, Profil Stör 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 85

Tabelle 5-5: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 86

Tabelle 5-6: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 1.3 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 88

Tabelle 5-7: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 89

Tabelle 5-8: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 1.4 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 90

Tabelle 5-9: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 92

Tabelle 5-10: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 4.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 93

Tabelle 5-11: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 5.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 94

Tabelle 5-12: Hydrographischer Streckbrief für die Wischhafener Süderelbe, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 95

Tabelle 5-13: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Wischhafener Süderelbe, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 97

Tabelle 5-14: Hydrographischer Streckbrief für den Ruthenstrom, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 98

Tabelle 5-15: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe dem Ruthenstrom, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 100

Tabelle 5-16: Hydrographischer Streckbrief für die Schwinge, Profil 1.3 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 101

Tabelle 5-17: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Schwingemündung, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 103

Tabelle 5-18: Hydrographischer Streckbrief für den Wedeler Tonnenhafen, Profil 1.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 104

Tabelle 5-19: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe dem Wedeler Tonnenhafen, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 106

Tabelle 5-20: Hydrographischer Streckbrief für die Außeneste, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 107

Tabelle 5-21: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Außeneste, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig) 109

Tabelle 5-22: Übersicht zu den Sedimenten, Sohlstrukturen, Schwebstoffen und der Sedimentationsrate in den WI-Bereichen und Nahfelder, hier in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe 110

Tabelle 5-23: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld* für die WI-Bereiche in der Glückstädter Nebenelbe 117

Tabelle 5-24: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld Süd* für den WI-Bereich Pagensander Nebenelbe. Datengrundlage: Dauermessstation D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7), Zeitraum 2014 - 2022 122

Tabelle 5-25: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe 130

Tabelle 5-26: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe 136

Tabelle 5-27: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe. 138

Tabelle 5-28: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Stör 147

Tabelle 5-29: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe ... 152

Tabelle 5-30: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe 158

Tabelle 5-31: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe. 164

Tabelle 5-32: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen im Ruthenstrom 169

Tabelle 5-33: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Schwinge 174

Tabelle 5-34: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen 178

Tabelle 5-35: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Außeneste 183

Tabelle 5-36: Tabellarische Zusammenfassung der Auswirkungen auf die WI-Bereiche 201

Tabelle 5-37: Bewertung der Sedimente Stör-km 24 bis 24,4 nach HABAB-WSV 203

Tabelle 5-38: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Stör der Jahre 2011 und 2019 203

Tabelle 5-39: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Glückstädter Nebenelbe der Jahre 2009 bis 2017 205

Tabelle 5-40: Bewertung der Sedimente Pagensander Nebenelbe nach HABAB-WSV 206

Tabelle 5-41: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Pagensander Nebenelbe der Jahre 2011 bis 2018 207

Tabelle 5-42: Bewertung der Sedimente Wischhafener Süderelbe nach HABAB WSV km 8,5 bis km 9,6 209

Tabelle 5-43: Bewertung der Sedimente Wischhafener Süderelbe nach HABAB WSV km 10,2 bis km 11,1 und km 0 bis 0,15 210

Tabelle 5-44: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Wischhafener Süderelbe und dem Wischhafener Fahrwasser der Jahre 2011 bis 2019 211

Tabelle 5-45: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV im Ruthenstrom 212

Tabelle 5-46: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich des Ruthenstroms der Jahre 2011 bis 2018 213

Tabelle 5-47: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV in der Schwinge (km 2,5 - 4,6) 214

Tabelle 5-48: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Schwinge der Jahre 2014 und 2015 215

Tabelle 5-49: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV im Tonnenhafen Wedel 2018 216

Tabelle 5-50: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich des Tonnenhafen Wedel bei Elbe-km 642 des Jahres 2018 216

Tabelle 5-51: Bewertung nach HABAB der Sedimente im Mündungsbereich der Este bei Elbe-km 640 218

Tabelle 5-52: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Este der Jahre 2011 bis 2018 218

Tabelle 5-53: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette .. 220

Tabelle 5-54: Artenvorkommen an den NLWKN Stationen in der Stör aus dem Jahr 2020 222

Tabelle 5-55: Artenvorkommen an der Makrozoobenthosstation, die im Rahmen einer BfG-Beprobung in der Glückstädter Nebenelbe im Jahr 2011 beprobt wurde 224

Tabelle 5-56: Artenvorkommen in der Pagensander Nebenelbe im Jahr 2019 224

Tabelle 5-57: Artenvorkommen in der Wischhafener Süderelbe im Jahr 2012 225

Tabelle 5-58: Artenvorkommen (+), das während einer Beprobung der BfG in der Schwinge vor und nach einer WI-Maßnahme (BfG 2019) im Jahr 2019 erfasst wurde. Ergänzt um Daten des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) aus dem Jahr 2021 (Zahlenangaben: Individuen pro m2) 226

Tabelle 5-59: Artenvorkommen im Ruthenstrom im Jahr 2012 228

Tabelle 5-60: Artenvorkommen, das während einer Makrozoobenthosbeprobung der BfG in einer Bucht nahe des Wedeler Tonnenhafens aus dem Jahr 2011 festgestellt wurde 228

Tabelle 5-61: Artenvorkommen, das während einer Makrozoobenthosbeprobung der BfG im Jahr 2017 in der Außeneste festgestellt wurde 229

Tabelle 6-1: Übersicht WI-Baggerbereiche in oder angrenzend zu Natura-2000-Gebieten 273

Tabelle 6-2: FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331) 275

Tabelle 6-3: FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392) 277

Tabelle 6-4: FFH-Gebiet Mühlenberg Loch/Neßsand (DE 2424-401) 280

Tabelle 6-5: FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Stromelbe (DE 2424-303) 281

Tabelle 6-6: FFH-Gebiet Schwingetal (DE-2322-301) 281

Tabelle 6-7: EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE 2121-401) 282

Tabelle 6-8: EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401) 283

Tabelle 6-9: EU-Vogelschutzgebiet Mühlenberger Loch (DE-2424-401) 285

Tabelle 7-1: Ergebnisübersicht aller WI-Baggerbereiche und Fachthemen im Nahbereich 318

Tabelle 11-1: Gemessene Parameter in der Außeneste 2014 (links, entnommen aus DHI WASY 2016) und Übersicht zur Lage der schiffsgestützten und der Einzelmessungen (Quer- und Längsprofile) im Bereich des Außeneste-Fahrwassers mit Peilplan vom Februar 2014 (rechts, entnommen aus Ohle 2014) 339

1 Veranlassung

Das Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee (WSA EN) unterhält neben der planfestgestellten Fahrrinne (BfG 2017) auch Nebenbereiche der Tideelbe (Nebenelben und Nebenflüsse) mittels WI-Baggerungen, um die Funktionstüchtigkeit von Fährverbindungen, von Werften oder von Bundeswasserstraßenabschnitten (verkehrliche Unterhaltung), aber auch um wasserwirtschaftliche Belange wie z. B. den Abfluss aus den Nebengewässern und den Erhalt von Nebenrinnen zu gewährleisten (wasserwirtschaftliche Unterhaltung).

Bei der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung handelt die WSV als Eigentümerin der Bundeswasserstraßen und ist an Vorgaben und Genehmigungen der Landesbehörden gebunden. Die Durchführung der WI-Baggerungen erfolgt im Einvernehmen mit den Wasserwirtschaftsbehörden und im Benehmen mit den Naturschutzbehörden.

Für einen großen Teil der WI-Baggerbereiche sind die seitens der WSV vorzuhaltenden Solltiefen und Sollbreiten im Abschnitt 5.5 Teil A des Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe (WSD Nord 2012, vgl. hier Seite 67f) verankert. Damit sollen Nachteile durch den Fahrrinnenausbau für die Entwässerung der angrenzenden, in der Unterhaltungspflicht der Länder bzw. zuständiger Wasser- und Bodenverbände stehenden Gewässer vermieden werden.

In der Glückstädter und Pagensander Nebenelbe spielen neben nautischen Aspekten (verkehrliche Unterhaltung) Themen des Sedimentmanagements und des Umwelt- und Naturschutzes eine Rolle (Verhinderung von Verlandungsprozessen, Erhalt von Flachwasserzonen). Eine umfassende Aufarbeitung der (historischen) Entwicklungen in den Nebenelben des Elbeästuars ist im Zuge des Forums Tideelbe erfolgt. Bezüglich der Hintergründe zu den Nebenelbensystemen sei auf den diesbezüglichen Abschlussbericht „Systemverständnis Nebenelben“ (Nehlsen et al. 2024) verwiesen.

2 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsumfang

Die WI-Baggerbereiche in der Tideelbe lassen sich in Bereiche in der Fahrrinne und in die Nebenelben und Nebengewässer untergliedern. WI-Baggerungen in der Fahrrinne der Elbe werden nach Aussagen des WSA Elbe-Nordsee ausschließlich in sandigen Bereichen mit Sohlstrukturen von Wedel bis Großer Vogelsand vorgenommen (Beseitigung von Einzeluntiefen). Die Bereiche, in den Einzeluntiefen auftreten können, sind bis zur Störmündung in Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2 schraffiert mit dargestellt. Ein weiterer wesentlicher Teil der WI-Baggerungen erfolgt in diversen vorwiegend schlickigen Nebenbereichen (Nebenelben und Nebengewässer) oberhalb der Störmündung. Sie werden in diesem Bericht betrachtet. Aufgrund jährlich bzw. monatlich schwankender WI-Baggermengen ist der Umfang bezogen auf die Einsatzgebiete im Voraus nicht konkretisierbar. Die Einsätze werden anhand der aktuellen Tiefenpläne vor Einsatzbeginn abgestimmt.

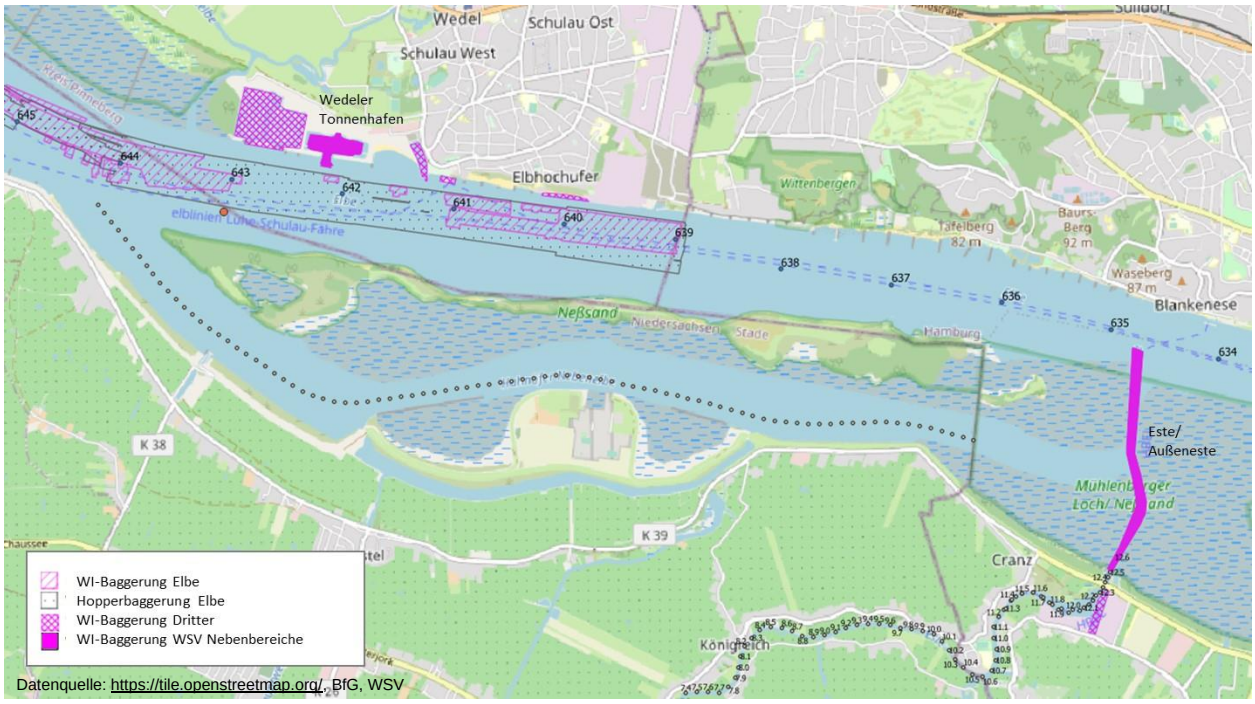


Abbildung 2-1: Bereiche mit WI-Baggerungen zwischen Elbe-km 634 bis 643

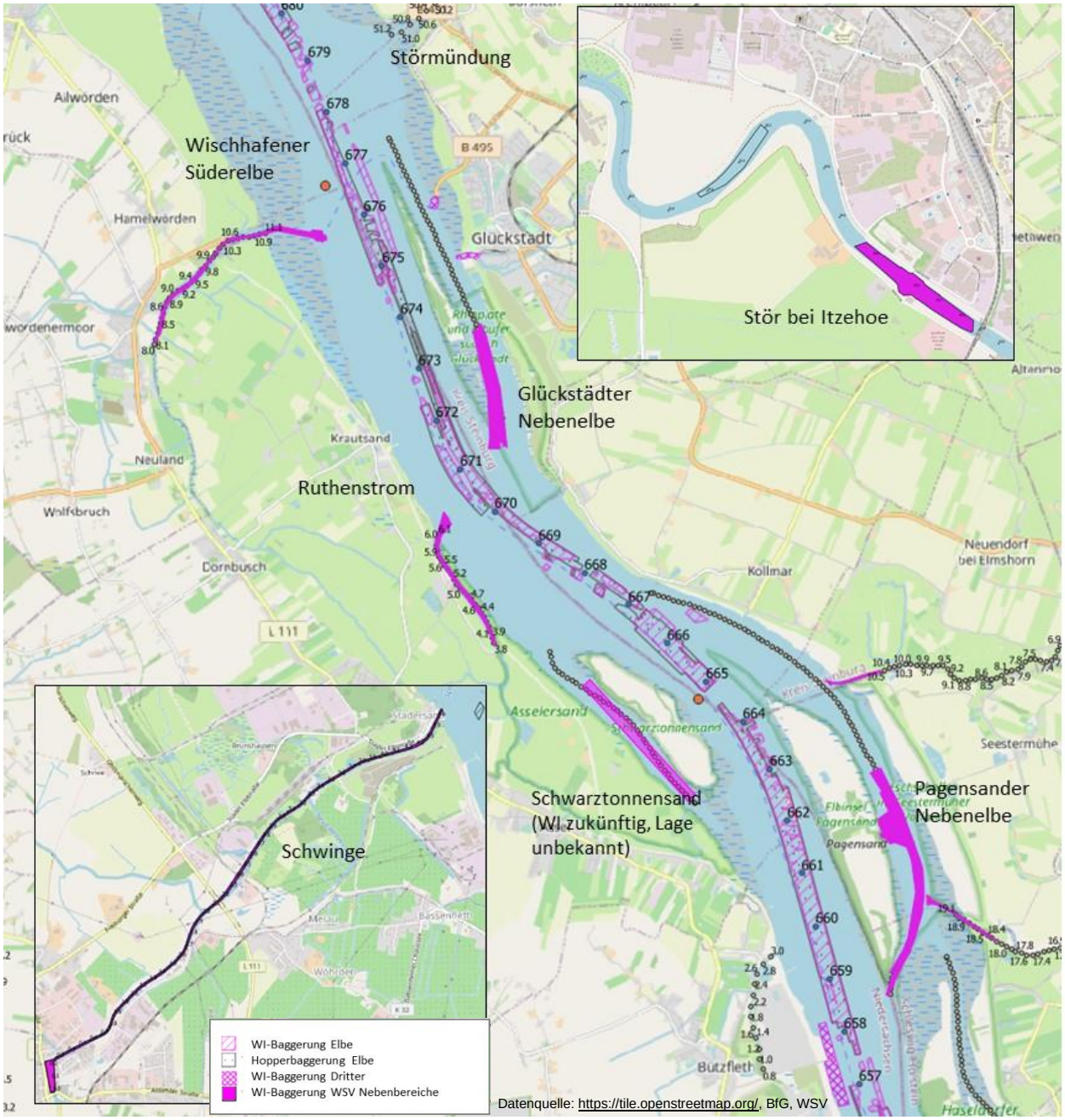


Abbildung 2-2: Bereiche mit WI-Baggerungen zwischen Elbe-km 643 bis 680
Magenta schraffierte Flächen für WI-Baggerungen in der Fahrrinne, grau schraffierte Flächen für Hopper-Baggerungen in der Fahrrinne, WI-Bereiche Dritter magenta kariert

Gemäß GDWS Nord (2016) wurden in Bund-Länder-Gesprächen zur Vorbereitung der Fahrrinnenanpassung für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe für Nebenbereiche im Zuständigkeitsbereich der WSV wasserwirtschaftlich erforderliche Solltiefen und Sollbreiten zur Sicherstellung eines ordnungsgemäßen Zustandes für den Wasserabfluss (die sogenannte „wasserwirtschaftliche Unterhaltung“) festgelegt und im Planfeststellungsbeschluss (GDWS Nord 2012) verankert. Für die in diesem Bericht untersuchten WI-Baggerbereiche sind hieraus relevante sowie ergänzende Anforderungen (vgl. auch Ausführungen in Kapitel 1 - Veranlassung) in der Tabelle 2-1 dargestellt. Weiterhin heißt es in GDWS Nord (2016), dass

bei Bedarf Einzelfallentscheidungen durch das zuständige WSA zu treffen sind. Weitere Details zu WI-Baggerungen je Bereich sind Abschnitt 3.3 zu entnehmen.

Tabelle 2-1: Untersuchte WI-Baggerbereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe inkl. Maß und Gründe der Tiefenvorhaltung

WI-Bereich (Benennung)	Gründe der Tiefenvorhaltung und Baggerbereiche: Solltiefe & Sollbreite [NHN m] der Sohle [m], entnommen aus GDWS 2012	WI-Baggerbereich (Details zu WI-Baggerungen, gemäß GDWS 2016)	Einflüsse auf den WI-Bereich durch WSV oder Dritte
Stör	Verkehrliche (nautische) und wasserwirtschaftliche Gründe. Im Bereich der Wendestelle ist eine Solltiefe von -3,40 mNHN und eine Sollbreite von 100 m (nautische Anforderung) vorzuhalten.	Baggerungen im Sperrwerksbereich und in der Mündung nach Bedarf. Im Bereich der Wendestelle Itzehoe Baggerungen nach Bedarf.	Spülen am Störsperrwerk im zeitlichen Versatz
Glückstädter Nebenelbe	wasserwirtschaftliche/strombauliche Gründe	Baggerung des südlichen Bereiches der Nebenelbe (Barre)	Unterhaltung der Fahrrinne
Pagensander Nebenelbe mit Krückau- und Pinnaumündung	wasserwirtschaftliche/strombauliche Gründe. Unterhaltung der Mündungen aus wasserwirtschaftlichen Gründen: Krückaumündung und -sperrwerk: -2,60 m NHN auf 15 m Breite, Pinnausperrwerk und -mündung: -2,50 m NHN auf 20 m Breite	südlicher Bereich der Nebenelbe, am Anleger Pagensand, mit der Mündung der Pinnau und der Krückau, Einzel-WI-Baggerung im nördlichen Bereich. Baggerung der Sperrwerksbereiche und Mündungen nach Bedarf	Spülen am Krückau- und Pinnausperrwerk im zeitlichen Versatz, Unterhaltung der Fahrrinne
Wischhafener Süderelbe	nautische Gründe (Fährverbindung und ortsansässige Werft bei Wischhafen) im Mündungsbereich und wasserwirtschaftliche Gründe. Baggerungen im Bereich Mündung auf -4,00 mNHN zzgl. 0,50 m Toleranz auf 30 m Breite und oberhalb des Sperrwerks / Wischhafen auf -2,40 mNHN zzgl. 0,50 m Toleranz auf 25 m Breite	Mündung Durchstich mit der Fährverbindung Glückstadt - Wischhafen und binnenseitig des Sperrwerks	Spülen am Sperrwerk Wischhafener Süderelbe zweimal pro Woche, Sperrwerksschließungen bei HW, Unterhaltung der Fahrrinne
Ruthenstrom	Erhaltung der Zufahrt zu einem ortsansässigen Werftbetrieb und aus wasserwirtschaftlichen Gründen. Baggerung im Bereich Mündung und Sperrwerk auf je -2,20 mNHN mit einer Breite von 50 m (Mündung) bzw. 20 m (Sperrwerk)	Von der Mündung in die Elbe bis zum Sperrwerk, Unterhaltung erfolgt zweimal jährlich (GDWS-Nord 2016)	Spülen am Sperrwerk Ruthenstrom zweimal pro Woche
Schwinge	Erhaltung von Wassertiefen bis zum Stadthafen Stade (nautisch) sowie gleichzeitig Sicherstellung von Wassertiefen aus wasserwirtschaftlichen Gründen	Auf gesamter Länge vom Stader Hafen bis zur Mündung. Baggerung alle 2 Jahre (GDWS Nord 2016).	Sperrwerksschließungen bei HW, Spülen am Sperrwerk Schwinge, WI-Baggerung Dritter Mündungsnähe
Wedeler Tonnenhafen	Erhaltung der Wassertiefen im Betriebshafen des Außenbezirks Wedel des WSA	Hafenbecken und Zufahrt zum Hafen	Unterhaltung der Fahrrinne
Außeneste	Erhaltung der Este-Zufahrt insbesondere für Fährverkehr sowie ehemals für einen ortsansässigen Werftbetrieb sowie Sicherstellung von Wassertiefen aus wasserwirtschaftlichen Gründen Unterhaltung der Estezufahrt auf -2,50 m NHN auf 50 m Breite, im Bereich Este-km 12,6 bis 11,4 Unterhaltung auf -2,50 m NHN auf 20 m Breite.	Außeneste zwischen Sperrwerk Estemündung und Fahrrinne der Elbe und im Bereich Altes Estesperrwerk	Umlagerung Neßsand, Unterhaltung der Fahrrinne

2.1 Übersicht der Unterhaltungen im Untersuchungsraum

Die WI-Baggerungen stehen in Interaktion zu anderen z. T. nah angrenzenden Unterhaltungen in der Elbe und in den Seitenbereichen. Für eine Einstufung der bewegten Sedimentmengen in Relation zu den WI-Baggerungen durch das WSA in den Nebengewässern und Nebenelben sind in Tabelle 2-2 die Zahlen der angrenzenden Unterhaltungstätigkeiten für den gewählten Bezugszeitraum 2010 bis 2019 dargestellt. Die betrachteten WI-Bereiche in den Nebenelben und Nebenflüssen werden bis dato (Stand: Mitte 2025) in vergleichbarem Umfang auf und in den beschriebenen Gebieten gebaggert. Grundlegend verändert haben sich lediglich die Anforderungen im Bereich der Außeneste (Aufgabe Werftbetrieb Fa. Sietas).

WI-Bereiche in Nebengewässern und Nebenelben, die nur sehr selten (einmalig in 10 Jahren) unterhalten wurden (Ad-hoc-WI-Bereiche) werden in diesem Bericht nachstehend je WI-Gebiet benannt (Abschnitt 3.4). Es erfolgt aber keine vertiefte Betrachtung für die WI-Baggerungen in diesem Bereich.

Tabelle 2-2: Zusammenstellung der Unterhaltungen (Zeitraum 2010 bis 2019) mit Überlagerung bzw. Rückwirkungen auf die WI-Bereiche der Nebenelben und Nebengewässer

Unterhaltung	Bereich der Unterhaltung (Elbe-km)	Sediment-volumen bzw. Masse	Anmerkung / Quelle
Hopperbaggerungen Elbe Fahrrinne (BA1 bis BA11)	639 bis 699	4,6 Mio. m³/a	Mittlere Menge für den Zeitraum 2010 bis 2019, Datenquelle MoNa[1]
WI-Baggerungen Elbe Fahrrinne	639 bis 699	1,3 Mio. m³/a	Mittlere Menge der WI-Baggerdaten des WSAs von 2010 bis 2019
Verbringung Neßsand	638,2 bis ca. 639 (südlich der Fahrrinne)	1,9 Mio. t TS/a (rd. 4,7 Mio. m³/a)	Mengen für den Zeitraum 2010 bis 2019, entnommen aus BfG, (2019) und HPA
Verbringung St. Margarethen (VB 686/690)	zwischen 686 bis 690 (VS 689 1G, VS 689 R, VS 687 R und VS 686 R)	3,2 Mio. m³/a	Mittlere Menge für den Zeitraum 2010 bis 2019, Datenquelle MoNa
WI-Baggerungen/Lufteggen Dritter	ca. zwischen 634 bis 730 inkl. Nebengewässer (vgl. Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2)	0,8 Mio. m³/a	maximale Menge auf zahlreichen Einzelflächen entlang der Tideelbe
WI-Baggerungen Nebenelben und Nebenrinnen durch das WSV	ca. zwischen 634 bis 680 inkl. Nebengewässer (vgl. Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2)	1,4 Mio. m³/a	Mittlere Menge der WI-Baggerdaten des WSAs von 2010 bis 2019 und Kontrolle der Werte über Umrechnung der WI-Stunden (vgl. Tabelle 3-2)
Spülen der Sperrwerke (Schließen und Spülen)	an allen Sperrwerken entlang der Elbe	unbekannt	--

Das WSA Elbe-Nordsee erstellt zu den WI-Baggerungen in der Elbe und den Hopperbaggerungen sogenannte Heatmaps, aus denen die Intensität und Häufigkeit der Baggerungen hervorgeht. Diese sind exemplarisch für das Jahr 2019 in Abbildung 2-3 und Abbildung 2-4 dargestellt. In der Übersicht der WI-Bereiche der Nebenelben und Nebengewässer in Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2 sind lediglich die Bereiche der WI-Baggerungen in der Fahrrinne und der Hopperbaggerungen ohne Zuordnung auf die Jahre und Intensitäten dargestellt.

[1] Monitoring Nassbaggergut - WSV-eigene Datenbank zur Erfassung und Abrechnung von Unterhaltungsbaggerungen

Aus den Auswertungen der WI-Baggerungen von 2010 bis 2019 ergab sich ein tabellarisches WI-Baggervolumen von 2,7 Mio. m³/a. Davon fielen ca. 3240 h/a WI-Baggerungen mit ca. 1,3 Mio. m³/a im Bereich der Fahrrinne und 1760 h/a im Bereich der Nebenelben mit ca. 1,4 Mio. m³/a an.

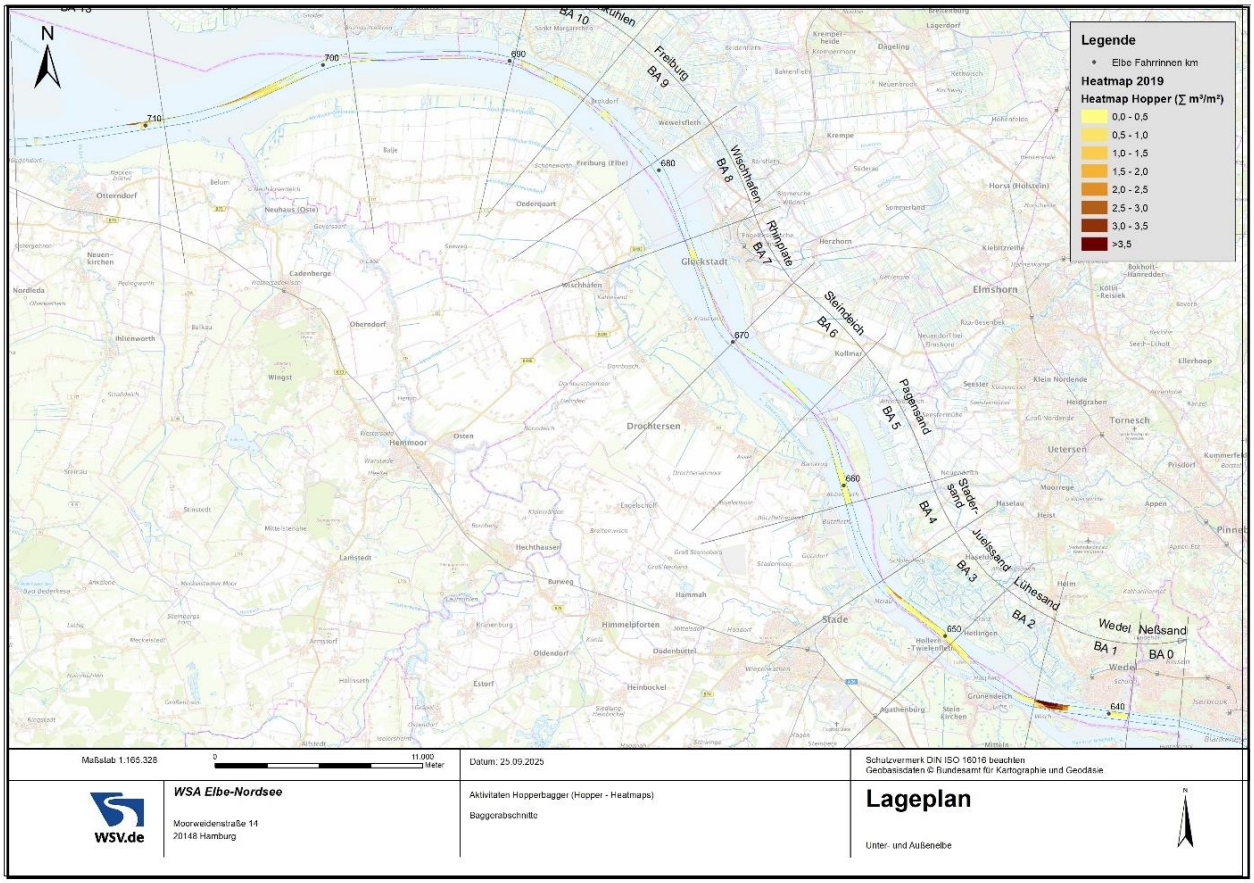


Abbildung 2-3: Heatmap zu Hopperbaggerungen in der Fahrrinne aus dem Jahr 2019 für die Bereiche BA1 bis BA11

Hier dargestellt ist flächenhaft die Jahresgesamtbaggermenge in [m³/m²]. Karte erstellt durch WSA Elbe Nordsee. Auch als Download verfügbar unter: (https://www.kuestendaten.de/DE/Services/Nassbaggerarbeiten/Elbe/Elbe_node.html)

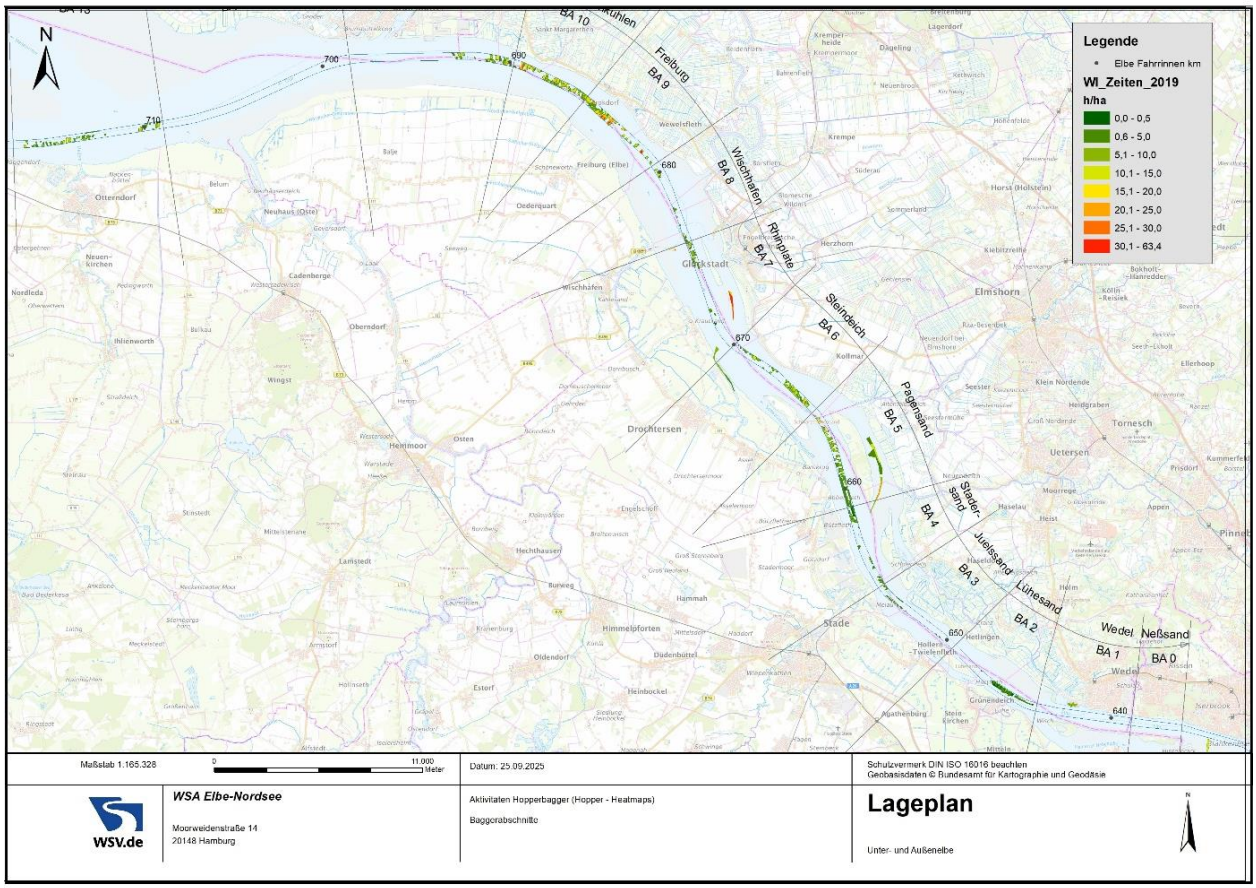


Abbildung 2-4: Heatmap zu WI-Baggerungen in der Fahrrinne aus dem Jahr 2019 für die Bereiche BA1 bis BA11

Hier dargestellt ist flächenhaft die kumulierten Einsatzzeiten in [h/ha]. Karte erstellt durch WSA Elbe Nordsee. Auch als Download verfügbar unter: (https://www.kuestendaten.de/DE/Services/Nassbaggerarbeiten/Elbe/Elbe_node.html)

2.2 WI-Baggerungen Dritter

Die Baggerungen Dritter in kleineren Häfen entlang der Elbe Mengen liegen in der Spannweite von mehreren Hundert bis wenigen Tausend m³/Jahr. Teilweise finden die Baggerungen auch in mehrjährigem Abstand statt (E-Mail WSA Elbe-Nordsee vom 27.01.2022). In der Tabelle 2-3 wurden lediglich Baggermengen Dritter stromab von Hamburg und ohne Berücksichtigung der Aktivitäten der HPA mit über 10.000 m³/a mit orientierenden Werten für den Bezugszeitraum 2010 bis 2019 aufgeführt. Zwischenzeitlich wurden LNG-Terminals in Brunsbüttel und Stade-Bützfleth errichtet, hier fallen zukünftig zusätzliche Baggermengen an.

Tabelle 2-3: WI-Baggerungen Dritter (Bezugszeitraum 2010 bis 2019, ohne Baggerungen für ehemaligen Werftbetrieb Fa. Sietas)

WI-Baggerbereich	Baggermenge	Auftraggeber
Heizkraft Wedel (Liegewanne)	bis max. 50.000 m³/a	Vattenfall
Pontonanlage Wedel und Stadthafen Wedel	bis max. 30.000 m³/a	Stadt Wedel
Jachthafen Wedel	bis max. 120.000 m³/a	Jachthafen Wedel
Hafen Stade-Bützfleth*	mehrere 100.000 m³/a (Luftinjektion)	NPorts
Fähranleger Glückstadt	bis max. 20.000 m³/a	Elbfähre Glückstadt-Wischhafen
Landeshafen Glückstadt	wenige 10.000 m³/a	LKN-SH
Kernkraftwerk Brokdorf (Liegeplatz)	max. 20.000 m³/a	EON Kernkraft
Elbehafen Brunsbüttel	keine genaueren Mengen benannt	Brunsbüttel Ports
Seehafen Cuxhaven	ca. 500.000 m³/a	NPorts

*Alle genannten Baggerungen, mit Ausnahme des Hafens in Stade-Bützfleth (dort findet das Verfahren des Lufteggens statt), sind WI-Baggerungen.

3 Praxis des WI-Baggereinsatzes

Der Einsatz eines Wasserinjektionsgerätes (WI-Gerät) zählt zu den hydrodynamischen Baggerverfahren (BfG-1763, 2014). WI-Baggerungen nehmen das Sediment nicht direkt an der Sohle auf, sondern fördern lediglich die Mobilisierung des Sohlsediments durch Wasserstrahlen (Details in Abschnitt 3.2). Folglich können nur durch tagesgenaue Vor- und Nachpeilungen bewegte Sedimentvolumen erfasst werden. In der Praxis hat sich die Dokumentation von WI-Einsatzstunden und aus Vorpeilungen ermittelter Auftragsmengen durchgesetzt. Auf Basis der Einsatzstunden können nur indirekt tatsächlich gebaggerte Sedimentmengen abgeschätzt werden (Tabelle 3-2).

Zur Historie der WI-Baggerung in der Tideelbe beschreibt Meyer-Nehls et al. (2000), dass seit Mitte der 80er Jahre das Verfahren des Schlickeggens durch das hydraulische Wasserinjektionsverfahren ergänzt und schließlich aufgrund einer besseren Umweltverträglichkeit die Technik des Schlickeggens 1987 in Hamburg gänzlich durch das Wasserinjektionsbaggern abgelöst wurde. Laut Entelmann (2010) wurde die WI-Baggerung im Bereich der WSV beginnend ab 2004 zunächst für Nebenelben und Nebengewässer und ab 2006 auch für die Fahrrinne zur Umlagerung von Sandriffeln eingesetzt.

Frühe Wasserinjektionsversuche in der Tideelbe wurden 1997 im Köhlfleet Hafenbecken (Witte et al. 1998a, b und c), in der Riffelstrecke der Fahrrinne vor Neßsand und an der Riffelstrecke Rhinplate durchgeführt. Schwerpunktmäßig wurden in den Feldmessungen der Sedimenttransport erfasst (Peilungen, Sedimentproben, Schwebstoff- und Dichteprofile mittels ADCP etc.), aber auch die Auswirkungen auf die Gewässergüte (Sauerstoff-, Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Phosphatkonzentration) überprüft. Die Studie kam unter den damaligen Umweltbedingungen und für die genannten Untersuchungsbereiche zu dem Schluss, dass die Auswirkungen wie z. B. eine Erhöhung der Trübung, Absenkung des gelösten Sauerstoffes und Erhöhungen der Ammoniumgehalte nur kurzfristig und vor allem sohlnah konzentriert auftreten. Meyer-Nehls et al. (2000) verwies auch darauf, dass WI-Baggerungen im Auftrag der WSV in Randbereichen, z. B. der Zufahrt zum Fähranleger Wischhafen, seit Jahren im operationellen Betrieb eingesetzt werden, aber hierzu keine begleitenden Untersuchungen vorgenommen wurden.

In den Jahren 2007 bis 2009 wurden nach Entelmann (2010) 290 Tsd. m³/a in den Nebenelben, 950 Tsd. m³/a in den Nebengewässern und 1,5 Mio. m³/a in der Hauptelbe mittels WI-Baggerung umgelagert. Damaliger Schwerpunkt in den Nebengewässern war die Wischhafener Süderelbe für den Erhalt des Fährbetriebs mit rd. 79 % der Gesamtmenge in den Nebengewässern. An zweiter Stelle stand im Zeitraum 2007 bis 2009 mit 13 % der Ruthenstrom. Für die Nebenelben lag der damalige Schwerpunkt in der Pagensander Nebenelbe mit rd. 70 % und der Glückstädter Nebenelbe mit rd. 25 % der Gesamtmenge Nebenelben (Entelmann 2010).

In der Auswirkungsprognose der BfG-1871 (2015) für sandiges Baggergut, hier jedoch Hopperbaggerungen von Sanden in der Tideelbe, werden die Grundsätze der Unterhaltungsstrategie für Sande und Transportkörper wie folgt beschrieben: „*Mittels WI-Baggerung erfolgt lediglich eine lokale Kappung von Dünenkronen (vgl. Einzeluntiefen), die in die Fahrrinne hineinragen. Eine vollständige Entfernung der Transportkörper mittels Hopperbagger hätte einen erhöhten Energieeintrag durch die fehlende Formrauheit zur Folge und kann zu einer Verstärkung des Stromauftransports von Feinsedimenten bis in den Hamburger Raum führen*“. In der Auswirkungsprognose BfG-1871 (2015) wurden auch für Hopperbaggerungen sandiger Sedimente die Möglichkeiten einer Unterbringung von sandigem Baggergut auf ortsnahe Verbringstellen unter Beachtung der residuellen Sandtransporte in den stromauf gelegenen Baggerabschnitten entlang der Elbe geprüft und ein Unterhaltungskonzept zur Stützung und Erhalt der Transportkörper in der Tideelbe entwickelt.

Die WI-Baggerung im Bereich sandiger Transportkörper folgen demselben Leitgedanken: dem Erhalt sandiger Sedimente und der zugehörigen Transportkörper im System durch möglichst ortsnahe Umlagerung.

3.1 WI-Baggergeräte für die Tideelbe, Nebengewässer und Nebenelben

In der Tideelbe wurden im Bezugszeitraum 2010 bis 2019 die in Tabelle 3-1 gelisteten WI-Baggergeräte eingesetzt. Die Angaben zu den Baggergeräten wurden seitens des WSA EN (E-Mail vom 18.05.2022) bereitgestellt. Im Bereich der Wischhafener Süderelbe wurde zusätzlich zum klassischen WI-Einsatz das Massflow-Verfahren eingesetzt. Das ebenfalls hydraulische Baggerverfahren unterscheidet sich von dem üblichen WI-Baggerverfahren und nutzt z. T. andere Drücke und Wasservolumen. Vereinfachend wurden die hier untersuchten Einsätze in der Wischhafener Süderelbe zwischen WI-Baggerung und Massflow-Verfahren nicht differenziert, sondern einheitlich als WI-Baggerung angenommen.

Tabelle 3-1: In der Tideelbe 2010 bis 2019 eingesetzte WI-Baggergeräte für die Haupt- und Nebenbereiche

WI-Bagger	Tiefgang	Leistung/Breite/ Wasserverbrauch	Einsatzbereich
Jetsed	1,4 m	Breite 13,8 m Balkenbreite: 13,4 m Pumpenleistung 452 kW und 400 kW	Hauptelbe, Nebenelben und Nebengewässer
Dhamra	3,7 m	Breite 10 m Balkenbreite: 12,4 m Pumpenleistung: 2 x unbekannt	Hauptelbe, Nebenelben und Nebengewässer
Maasmond	2,3 m	Breite 9,5 m Balkenbreite: 12 m Pumpenleistung: 2 x 447 kW	Hauptelbe (nur 2016)
Barracuda/Hans	2,4 m	Breite 12,96 m Balkenbreite: 12,0 m Pumpenleistung 3 x unbekannt Wasserbedarf: 12.000 m³/h (Regelbetrieb) bis 18.000 m³/h (Maximalbetrieb)	Nebenelben und Nebengewässer seit 2018, Einsatz an der Este
Njörd	1,8 m	Breite: 12 m Balkenbreite: 12 m Pumpenleistung 2 x 358 kW	Hauptelbe, Nebenelben und Nebengewässer

Der Prozess am WI-Bagger wurde in BfG (2019a) am Beispiel der Njörd umfangreich beschrieben und ist nachstehend übernommen:

„Das Ansaugen, Fordern und Injizieren des Prozesswassers erfolgt an der Njörd mittels zweier Jetpumpen. Die Pumpen sind im vorderen Bereich des Schiffes installiert und saugen das Wasser oberflächennah an, bevor es über eine Deckleitung und durch den Rohrbalken in den Injektionsbalken gefördert wird. Die Jetpumpen sind in der Lage, je 6.000 m³ Wasser pro Stunde bei einem Druck von 1,5 bar und einer Pumpendrehzahl von 542 rpm (rounds per minute) zu fördern und über den Rohrbalken in das Sediment zu injizieren.

Der Injektionsbalken ist mit Düsen ausgerüstet. Die Balkenbreite (= gesamte Schiffsbreite) beträgt 12 m. Die maximale Arbeitstiefe beträgt 21 m. Die Njörd hat einen Tiefgang von 1,76 m. Die geringen Wassertiefen in der Schwinge führen dazu, dass die Njörd nur in einem kurzen Zeitfenster vor und nach Kenterpunkt zwischen Flut und einsetzender Ebbe eingesetzt werden kann.

Zur Überwachung des Baggerprozesses ist das Schiff mit diversen Sensoren und Messinstrumenten (z. B. Balkentiefe, Pumpendrehzahl, Fahrgeschwindigkeit) ausgerüstet. Die hierdurch gewonnenen Daten werden über das firmeneigene Replay-Programm VDMS Client verarbeitet bzw. visualisiert, so dass ein

lückenloses Nachvollziehen der Aktivitäten des Schiffes möglich ist. Zudem ist die Njörd mit den entsprechenden Komponenten für DGPS-Positionierung ausgerüstet; die vorstehend beschriebenen Daten werden durch die ebenfalls firmeneigene Vermessungs-Software für die Schiffsführer aufbereitet und visualisiert, um den Baggerprozess zu erleichtern. Die Ermittlung der vertikalen Lage des Balkens in Abhängigkeit der Tide erfolgt dabei über das System VRS Now von Trimble.

Der WI-Bagger Njörd braucht eine Mindestwassertiefe von 2,50 m, um den Balken ca. 30 cm über der Sohle halten zu können. Nur so kann das Injektionsverfahren optimiert durchgeführt werden, so dass das Sediment möglichst nur aufgeschwemmt statt stark aufgewirbelt wird."

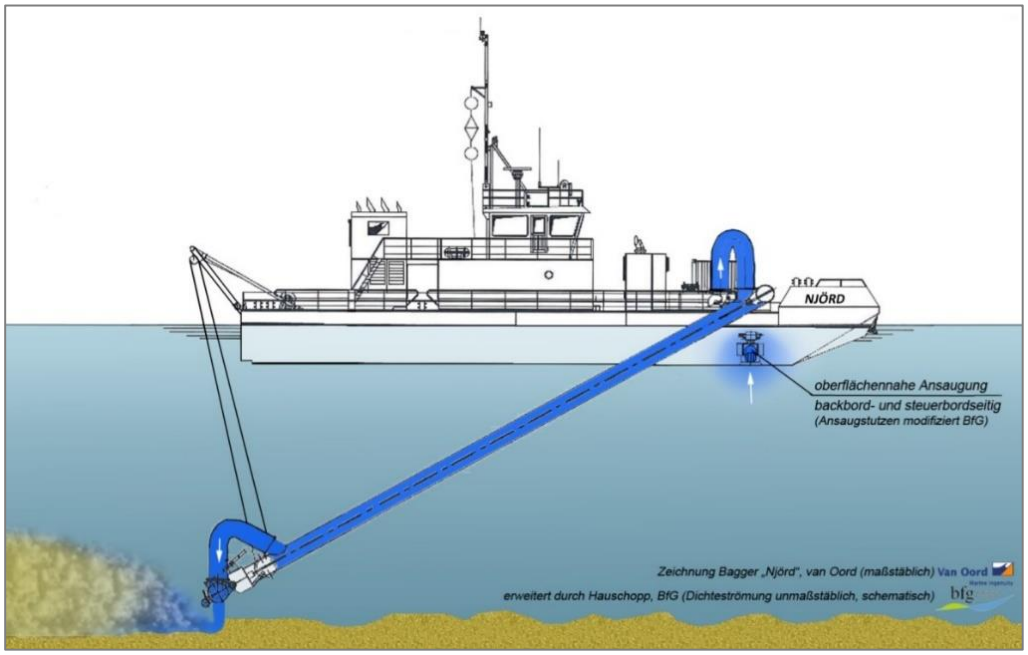


Abbildung 3-1: Skizze zur Funktionsweise des WI-Baggers Njörd mit Wasseransaugung seitlich im Bereich des Buges und der Herstellung einer Dichteschichtung an der Gewässersohle

3.2 Beschreibung der WI-Technik und der grundsätzlichen Wirkpfade

Beim Wasserinjektionsbaggern wird Sediment an der Sohle nicht mit einem Bagger aufgenommen, sondern in seinen physikalischen Eigenschaften u. a. durch Überwindung der Kohäsionskräfte so verflüssigt (Meyer-Nehls et al. 2000), dass es sich bewegen kann. Hierzu arbeitet der Wasserinjektionsbagger mit einem Spülbalken quer zur Fahrrichtung (Abbildung 3-2), der rd. 10 bis 18 Meter (Rahlf 2000) breit ist und über die Sohle geführt wird. Aus diesem Spülbalken wird über viele kleine Wasserstrahldüsen eine große Wassermenge (ca. 1000 bis 12.000 m³/h, Sigwald et al. 2015) mit geringem Druck (rd. 0,8 bis 1,5 bar, Stengel 2006) über der Sohle ins Wasser eingebracht. Mit dieser Anreicherung von Wasser wird das
Sediment in einen fließfähigen Zustand (Wasser-Sediment-Gemisch) nahe der Sohle gebracht. Dieser Vorgang wird als Fluidisierung der Gewässersohle bezeichnet (BfG 2019a). Eine unkontrollierte Aufwirbelung und Einmischung der Sedimente in die Wassersäule soll möglichst vermieden werden (Meyer-Nehls et al. 2000). Im Idealfall bildet sich eine Suspensionsschicht hoher Dichte aus, die sich deutlich von der darüber liegenden Wassersäule abgrenzt (Meyer-Nehls et al. 2000); d. h. messtechnisch ist ein zur darüber liegenden Wassersäule sehr steiler Dichtegradient nachzuweisen.

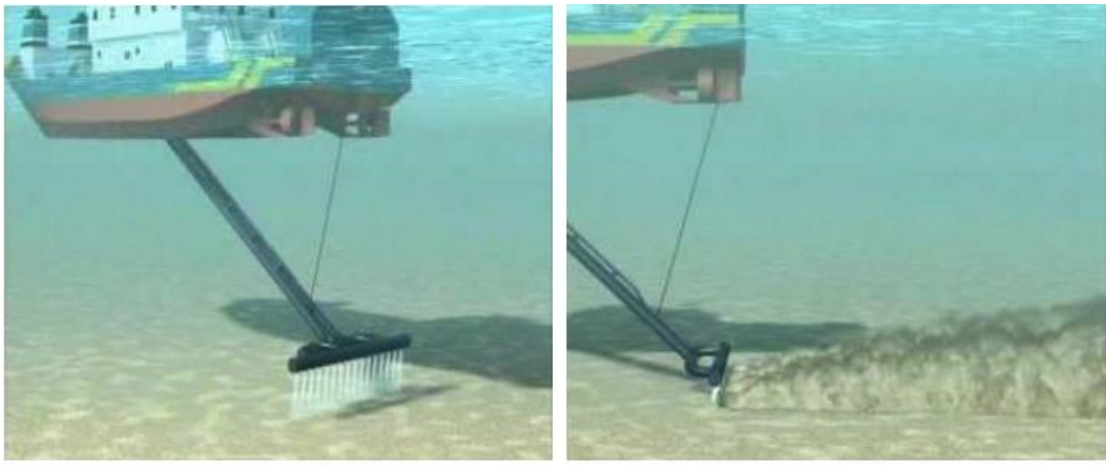


Abbildung 3-2: Prinzip der WI-Baggerung (Quelle: Delft- Van Oord, entnommen aus Sigwald et al. 2015)

Die Bewegung des Gemisches wird durch Strömungen (u. a. Dichteströmungen) und Gravitationskräfte (z. B. Sohlgefälle) initiiert. Dieser Bewegung entgegen stehen z. B. Reibungskräfte an der Gewässersohle, an Grenzschichten oder entgegengerichtete Dichteströmungen. Aus diesem Grund werden Wasserinjektionsbaggerungen üblicherweise so durchgeführt, dass durch die Maßnahme ein Abfließen des zu mobilisierenden Sedimentes in tiefer gelegene Gewässerabschnitte erfolgt (Meyer-Nehls et al. 2000).

Wesentliche Einflussfaktoren für die Auswirkungen von WI-Baggerungen auf abiotische Parameter sind (aus Meyer-Nehls et al. 2000, Sigwald et al. 2015, AG-WI 2002):

- Art und Zusammensetzung der Sohlsedimente: Feinsedimente und Schluff oder Mittel- bis Grobsand
- Konsolidierungsgrad der Sedimente an der Sohle
- Intensität der Strömungsgeschwindigkeit und
- Arbeitsrichtung zur Räumrichtung, Richtung der Strömung und natürliches Gefälle in Relation zur Richtung der Dichteströmung
- WI-Gerät (Leistung, Breite, Geschwindigkeit des Wasserinjektionsgerätes)
- Wassertiefe, Tiefgang und Abstand des Spülbalkens über der Sohle (BfG 2020a)

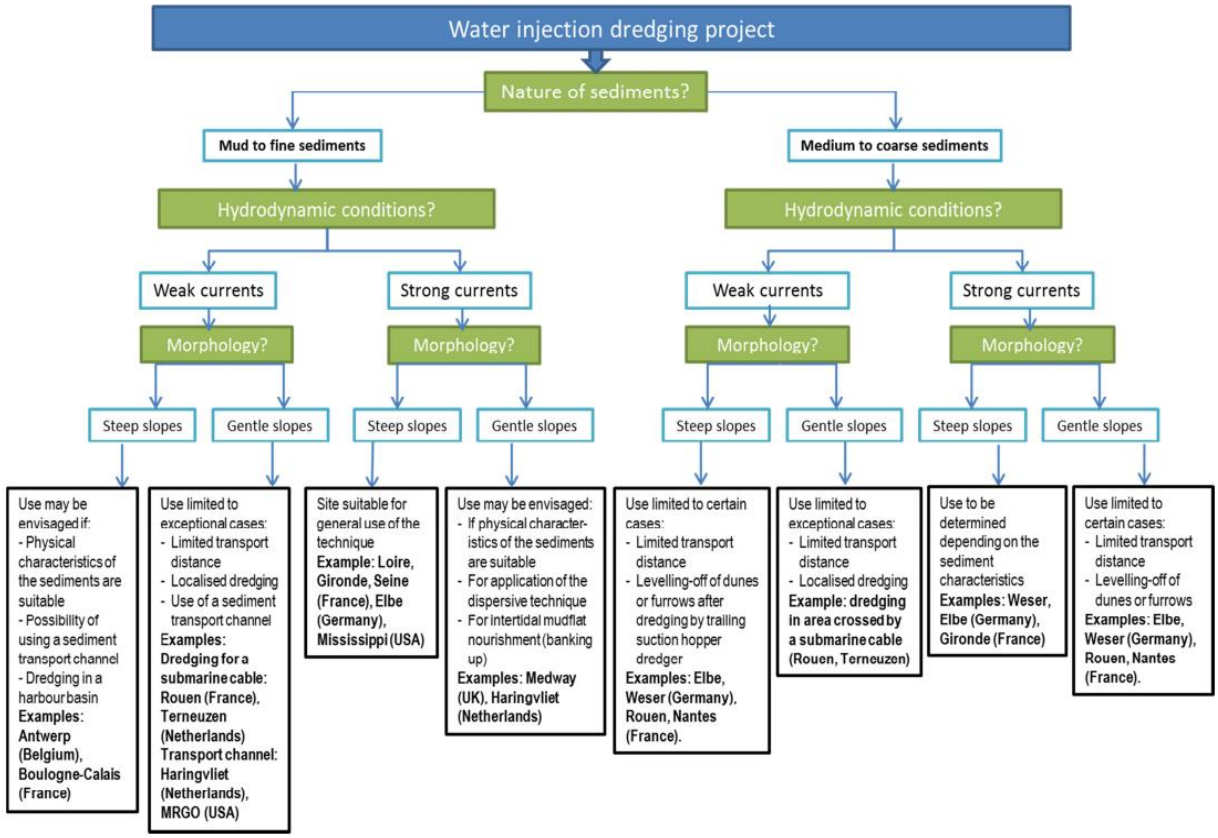


Abbildung 3-3: Natürliche Randbedingungen, die bei der Umsetzung von WI-Baggerungen eine Rolle spielen, entnommen aus Sigwald et al. (2015)

3.2.1 Mobilisierungsraten infolge WI-Baggerungen

Die WI-Baggerungen in der Tideelbe werden üblicherweise nur in ihrer Einsatzdauer und z. T. mit den Einsatzzeitpunkten (Beginn und Ende), selten in ihrer genauen Fahrroute dokumentiert. Erfahrungswerte aus der Nautik, u. a. auch vermerkt in PIANC (2013), ergaben, dass nur WI-begleitende Peilungen vor und nach einer WI-Baggerung das Volumen der entfernten Sedimentmenge erfassen können.

Über das Volumen und die Dauer kann eine mittlere Mobilisierungsrate ermittelt werden. Für Feinsedimente und Schluff liegen diese höher bei ca. 1500 m³/h bis 4000 m³/h (Estourgie 1988) als für Mittel- bis Grobsand mit ca. 140 m³/h bis 800 m³/h (PIANC 2013, Estourgie 1988). Die Durchschnittsleistung je nach Sedimenttyp liegt bei 815 m³/h bis 3.000 m³/h (Meulblok & van Weezenbeek 1990). Die Mobilisierungsraten in Tabelle 3-2 ermöglichen eine Einschätzung zu der entfernten Sedimentmenge auf Basis von Arbeitsstunden.

Für die Bestimmung des Volumens wurde ein kombinierter Ansatz gewählt. Vorrangig wird das Volumen aus der Unterhaltungstabelle des WSA ausgelesen und mittels der Raten aus Tabelle 3-2 und den WI-Stunden abgeglichen. Liegt der Tabellenwert zum Volumen nicht vor, wird er über eine mittlere Rate von 800 m³/h bzw. für die Gewässer gemäß Tabelle 3-2 ermittelten Raten berechnet. Das in der Unterhaltungstabelle des WSA beschriebene Volumen wurden in Relation zu den Stunden der WI-Baggerung zusätzlich mit einem Referenzvolumen aus den WI-Stunden über 800 m³/h abgeglichen. Liegt der Tabellenwert um das 6-fache über dem Mittelwert, wird das WI-Volumen auf den Maximalwert begrenzt, liegt es um das 0,16-fache unter dem Mittelwert, wird das WI-Volumen auf den Minimalwert begrenzt. In

Summe lagen 2,4 % der Volumenwerte aus den vorgegebenen WI-Tabellen über Grenzwert bzw. unter dem Grenzwert, so dass 4,8 % der Volumenwerte korrigiert wurden.

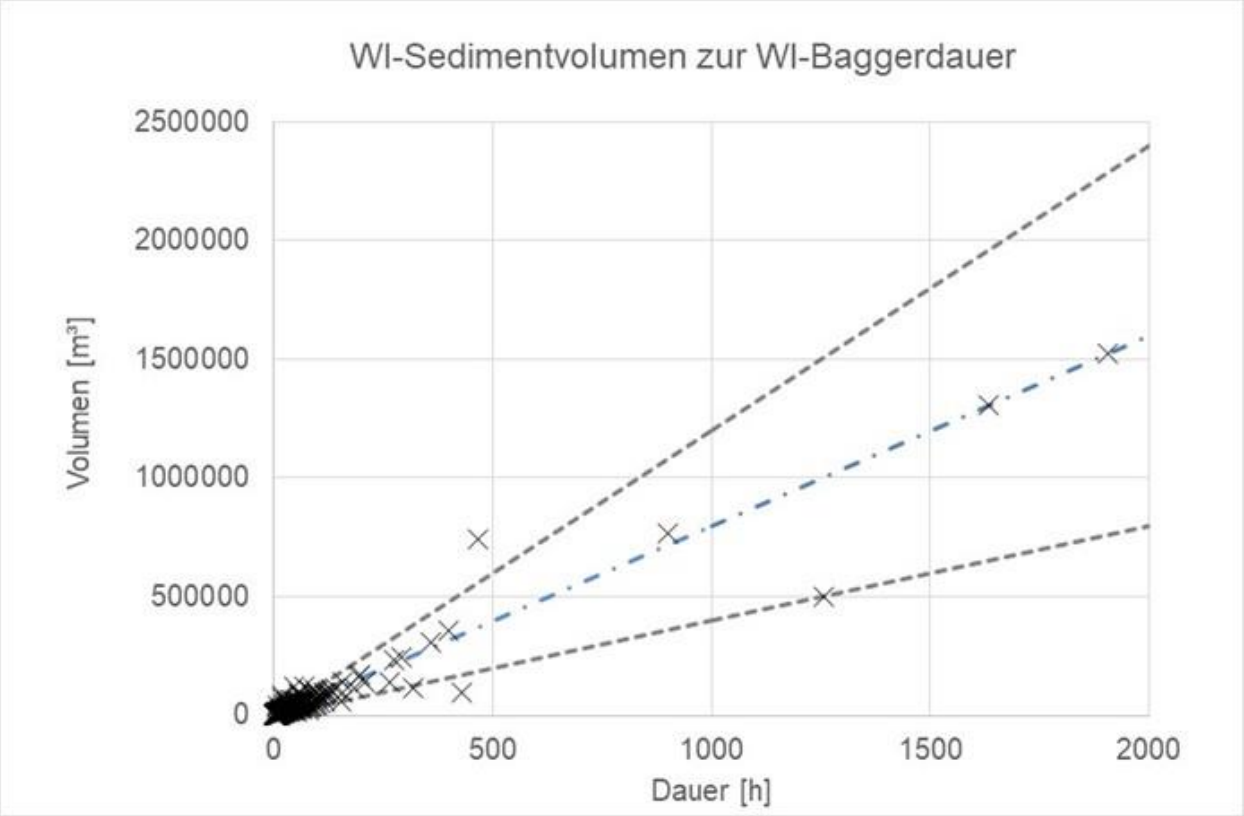


Abbildung 3-4: Einzelwerte zum WI-Sedimentvolumen und zur WI-Baggerdauer (Kreuze) aus den WSA-Daten und Grenzwerte zum berechneten bzw. korrigierten WI-Sedimentvolumen aus Einzelwerten (gestrichelte Linien)

Tabelle 3-2: Typische Mobilisierungsraten für WI-Baggerungen, übersetzt aus PIANC (2013) und erweitert mit Daten aus Donner et al. (2017) und AG-WI (2002)

Ort/ Projekt	Sedimenttyp (Korngrößen)	mobilisiertes Sediment-volumen [m³]	WI-Dauer [h]	Mobilisierungs-Raten [m³/h]
Epon Hafen, Delfzijl, Niederlande	Schluff und Sand	160.000	200	800
Haringvliet Hafen, Niederlande	Schluff/Ton	121.000	252	480
Crouch Fluss, UK	Toniger Schluff	6.200	12	540
Oberer Mississippi, 1992	Sand (0,3 - 0,4 mm)	6.154	44	140
Calument, 1994	Schluff (0,004 - 0,05 mm)	12.034	24	502
Ost und West Calumet floodgates	Schluff (0,004 - 0,05 mm)	17.900	17	1080
Michoud, 2002	Schluff (0,06 mm)	178.642	96	1861
Mississippi Golf Mündung (MRGO), 2003	Schluff	269.230	96	2800
Weserästuar, Deutschland, 2009	Sand (0,6 mm)	650.000 pro a	1200	550

Ort/ Projekt	Sedimenttyp (Korngrößen)	mobilisiertes Sediment-volumen [m³]	WI-Dauer [h]	Mobilisierungs-Raten [m³/h]
Elbeästuar, Deutschland, 2009	Sand und Schluff (0,05 - 0,6 mm)	1.500.000 pro a	2000	750
Hansahafen (Berendt et al. 2013)	20 % Sand und 80 % Schluff	11.500	6,5	1770
Außeneste, 03.2014, (aus Vermessungen, Donner et al. 2017)	30 - 50 % Sand und 70 - 50 % Schluff	3.020	2,5	1208
Brunsbüttler Jachthafen (AG 2002)	Schluff und Feinsand			1400
Wischhafener Süderelbe (AG 2002)	Schluff			425 - 450
Schwinge (BfG 2019) mit Daten von 2005 bis 2017	Schluff und Feinsand	37.133 - 13.500	96,3 - 26,2	350 - 515

3.2.2 Grundlegende Wirkpfade der WI-Baggerungen auf den Sedimenttransport, Schwebstoffe und Morphologie

Neben Feinsand, Schluffen und Tonen können auch Mittel- bis Grobsande mittels WI-Baggerung lokal umgelagert werden (Entelmann 2010). Dies erfolgt in der Tideelbe im Bereich der Fahrrinne, z. B. um Riffel- und Dünenkronen zu kappen und in die angrenzenden Täler der Transportkörper umzulagern.

Knox (1994) weist darauf hin, dass für Korngrößen über 0,2 mm die Morphologie und die Hydrodynamik über die Anwendbarkeit und die Wirksamkeit eines WI-Einsatzes entscheiden. Die Reichweite der Umlagerung ist üblicherweise gering und auf Transportkörperskala zu sehen.

Wichtigste **Differenzierung für die Auswirkungsprognose** ist das **anstehende Sohlsediment**. Bei sonst gleichen Bedingungen (Umweltbedingungen, WI-Baggergerät und -einsatz) weisen die Studien Entelmann (2010), PIANC (2013), Meyer-Nehls et al. (2000) und Sigwald et al. (2015) darauf hin, dass **Sande** nur wenig in die Wassersäule eingetragen und ca. 50 m bis 100 m weit umgelagert werden (Stengel 2006 und BfG 2010).

Ein Messprogramm, u. a. mit Peilungen und mit dem Sedimentecholot vor, während und nach einer WI-Baggerung in der Tideweser (vorwiegend Mittelsand mit kleineren Fraktionen Fein- und Grobsand), zeigte Sedimentverlagerungen im Nahbereich der Baggerstelle (BfG 2010). Eine Auswertung verschiedener Trübungsmessungen (u. a. mit ADCP und SES-Aufnahmen) zeigte, dass lokal begrenzt Sohlsedimente bis zu 1 m in die Wassersäule eingetragen wurden. Die Reichweite wird je nach Strömungsintensität mit bis zu mehreren 100 m angegeben. Die Analyse der gemessenen Schwebstoffkonzentrationen zeigte keine erhöhten Werte hinter bzw. seitlich des WI-Baggers in Entfernungen > 60 m.

In Petersen (2004) wurde ein Wiederanwachsen der Riffel nach 7 Tagen in einer Einzelkampagne nach einer WI-Baggerung erfasst. Für das Erreichen der ursprünglichen Riffelhöhe wurden sowohl in der Tideweser als auch in der Tideelbe ca. 6 bis 8 Wochen benötigt (Petersen 2004 und Meyer-Nehls et al. 2000).

Die meisten in der Literatur dokumentierten WI-Baggerungen finden für Feinsand, Schluffe und/oder Tone statt. Die zugehörigen Prozesse sind nachstehend dokumentiert. Die **WI-Baggerung feiner Sedimente** wird von Dichteströmungen an der Sohle, erhöhten Schwebstoffkonzentrationen im sohlnahen Bereich und zugehörigen Reichweiten erhöhter Schwebstoffkonzentrationen geprägt. Die Mächtigkeit der Dichteschicht wird in PIANC (2013) zwischen 1 m bis 3 m über der Gewässersohle angegeben. Auch bei

der WI-begleitenden Messkampagne in der Schwinge (BfG 2019a) zeigte sich aus Rheotune-Messungen eine deutliche Ausprägung einer Dichteschicht mit Mächtigkeiten in einer Bandbreite von 0,4 m bis mehr als 1,8 m mit Schwebstoffkonzentration in der Größenordnung von rd. 10 g/l bis 200 g/l.

Bei Untersuchungen in der Tideems im Vorhafen Herbrum (Schluff bis Feinsand) aus 2010 (in BfG 2010) zeigte sich bei den WI-begleitenden Messungen eine Vervielfachung der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule. Die in höhere Wasserssschichten eingetragenen Sedimente waren vorwiegend Ton-, Fein- und Mittelschlufffraktionen. Bei WI-Baggerung von Feinsedimenten erfolgt die Sedimentmobilisierung nicht immer nur sohlnah, sondern erreicht zum Teil auch höhere Wasserschichten. Ein ähnliches Bild zeigte die begleitende Messkampagne in der Schwinge (BfG 2019a), an der auch oberflächennahe Erhöhungen der Trübung, die eindeutig in Verbindung mit den laufenden WI-Baggerarbeiten stehen, aufgezeichnet wurden. Die Größenordnung der oberflächennahen Erhöhungen der Trübung lagen in der Messung bei rd. Faktor 2. Als ein möglicher Grund für die Erhöhung auch im oberflächennahen Bereich wurden die unterschiedlichen Gegebenheiten bei der WI-Baggerung in der Schwinge genannt:

„Kein tiefes und breites Hafenbecken/Gewässer, sondern Baggerung in der flachen und sehr engen Fahrrinne der Schwinge mit einem im Verhältnis hierzu sehr großem WI-Gerät. Mit der geringen Wassertiefe ist ein direkter Energieeintrag durch den Schiffsantrieb des WI-Gerätes verbunden; durch Einsatz eines kleineren WI-Geräts mit entsprechend geringerem Tiefgang sollte eine Verringerung des Energieeintrags möglich sein“ (BfG 2019a).

Im Jachthafen Wedel stieg die Schwebstoffkonzentration auch an, jedoch nur im direkten Umfeld der Maßnahmen (Dammschneider 1991). Untersuchungen im Köhlfleethafen wiesen einen Sandanteil von ca. 25 % bis 75 % aus. Während WI-Baggerungen zeigten sich sohlnahe Schwebstoffkonzentration von 10 g/l bis 100 g/l mit über eine Höhe von 1 m bis 2 m (Meyer-Nehls et al. 2000).

Eine WI-Baggerung im Kraftwerkshafen der Tideems erfasste erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in einem Wirkbereich auf 200 m mit Erhöhungen auf 2 g/l bis 10 g/l in bis zu 2 m über dem Grund (Alster 1993).

Der Einfluss der Injektionsbaggerungen im Haringvliet, in dem Schlick und Ton anstehen, beschränkte sich auf eine Entfernung von 20 m bis 30 m mit einer Erhöhung von 20 mg/l auf 100 mg/l in einer Wassertiefe von 1 m bis 2 m über der Sohle (Borst et al. 1994).

In niederländischen Untersuchungen wurden sohlnahe Feststoffkonzentrationen von etwa 20 g/l festgestellt (Estourgie 1988). Bei einzelnen Untersuchungen wurden in den Niederlanden bei WI-Baggerungen in Dichteströmen sogar Feststoffkonzentrationen von ca. 85 g/l gemessen (Meulblok und van Weezenbeek 1986 & 1990). Reichweiten erhöhter Schwebstoffkonzentrationen gaben sie mit 200 m bis 800 m an, wobei auch die Strömungsgeschwindigkeit in der Dichteströmung bis zu 0,75 m/s erreichte.

Die Strömungsgeschwindigkeit der Dichteströmung bewegte sich zwischen 0,3 m/s und > 0,5 m/s (Borst et al. 1994). In Sigwald et al. (2013) wird die Geschwindigkeit der Dichteströmung mit 0,3 m/s bis 2 m/s zusammengefasst. In 1993 wurden im Haringvliet-Ästuar im Zusammenhang mit WI-Baggerungen Geschwindigkeiten der Dichteströmung von 0,3 m/s bis 1 m/s über einer Schichtdicke von 0,4 m bis 1 m erfasst (Verweij & Winterwerp 1999).

Unbekannt ist, ob es durch die Fluidisierung des Sediments an der Sohle zu einer langfristigen Veränderung der Kornzusammensetzung kommt. Meyer-Nehls et al. (2000) geht von einer Entmischung der Sedimente je nach Strömungsbedingungen aus. Auch AG-WI (2002) weist darauf hin, dass eine Entmischung der Kornfraktionen mit geringeren morphologischen Dynamiken bis hin zur Verhärtung des Sohlmaterials möglich ist. In der Weser wurde bei Kappung von Riffeln in der Fahrrinne in wenigen Abschnitten eine Vergröberung des Sandes festgestellt (Petersen 2004).

3.3 WI-Baggerzeiten, Häufigkeiten, Ruhezeiten und Mengen

Im Gegensatz zum Hauptstrom und der dortigen Fahrrinne erfolgen die **WI-Baggerzeiten** in den Nebenbereichen der Tideelbe tideabhängig. In der Regel beginnt der Einsatz ca. 1 h vor und endet ca. 45 h nach Tidehochwasser (Thw) gemäß den vorherrschenden Wasserständen. Der Baggereinsatz ist von der ausführenden Baggerfirma in Abstimmung mit dem WSA zur optimalen Räumleistung an die Tidewasserstände anzupassen. Es gilt der Grundsatz, dass der Einsatz bei vorwiegend ablaufendem Wasser (Ebbstrom) durchzuführen ist. Die Einsatzzeit beträgt ca. 6 h rundum das Thw. Geringere Einsatzzeiten infolge geringerer Wassertiefen und infolge Unterschreitungen von Tideniedrigwasserständen (gewöhnliche Mindestwasserstände) oder anderer Umstände (z. B. Eis-, Wind- und Nebelunterbrechungen ≤ 1 Stunde) sind zu berücksichtigen.

In der AG-WI (2002) sind zusätzliche Empfehlungen zu Einsatzzeiten angegeben, um besonders auf Wassertemperaturen, Trübungen und Sauerstoffzehrungen zu achten. Für Weichsedimente sollten WI-Baggerungen nur im Zeitraum Oktober bis April und bei Ebbstrom durchgeführt werden. Für sandiges Baggergut ist eine ganzjährige WI-Baggerung denkbar (AG-WI 2002).

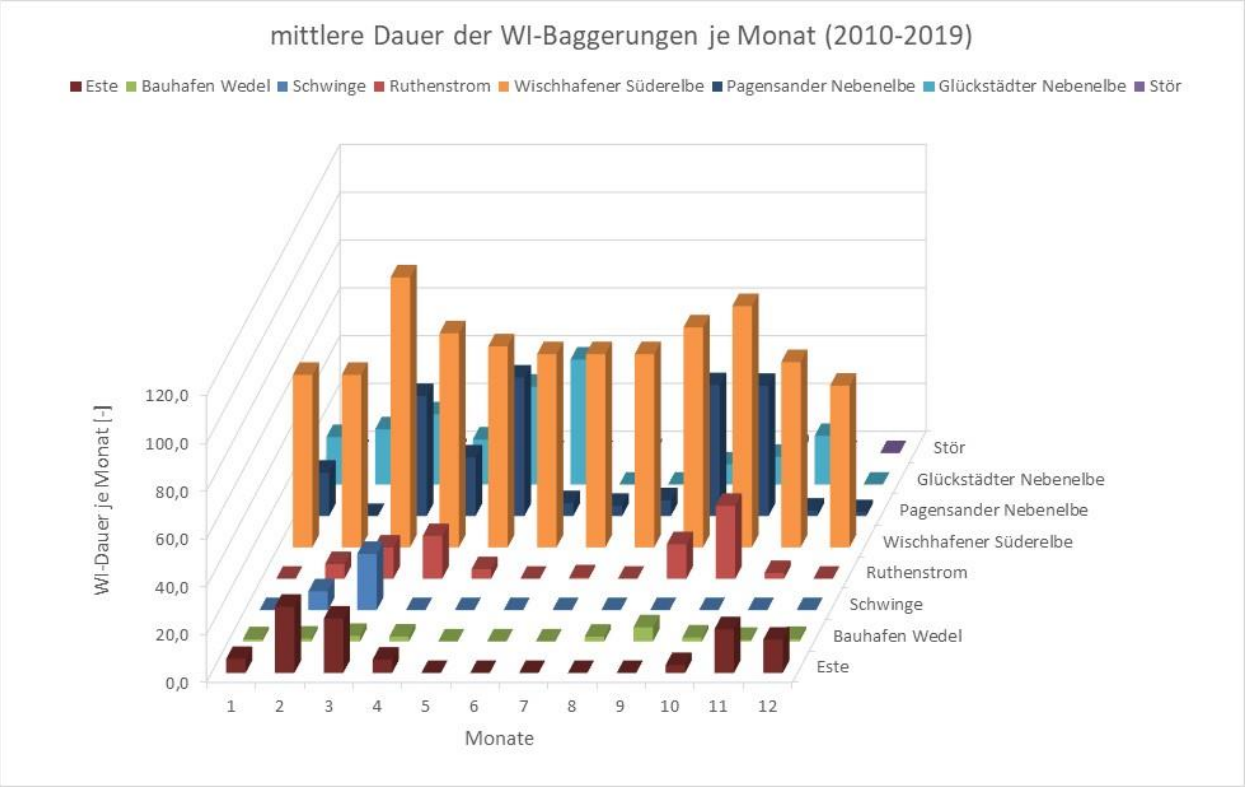


Abbildung 3-5: Mittlere WI-Stundenzahl der WI-Baggerungen je Monat (2010 bis 2019) für alle untersuchten WI-Bereiche

Für die Auswertung der WI-Bereiche werden die Flächenangaben der WI-Baggerungen vereinfacht. In den Tabellen der WSV sind WI-Baggerflächen je WI-Einsatz angegeben. Diese Fläche kann mit dem gesamten WI-Unterhaltungsbereich (vgl. magentafarbene gefüllte Polygone in Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2) übereinstimmen, nimmt aber in einigen Nebenbereichen und in bestimmten Jahren nur eine Teilfläche des gesamten WI-Bereiches ein. Um diese zeitlich und räumlich variablen Teilflächen nicht gesondert mitzuführen, wird nachfolgend nur der potenzielle Eingriffsbereich, der identisch ist zum WI-Baggerbereich (Definition siehe Abbildung 4-7) aufgeführt. Diese Fläche ist in Tabelle 3-3 angegeben. Die rechnerische Entnahmetiefe berücksichtigt jedoch diese WI-Teilflächen und kann daher nicht aus den

mittleren WI-Baggervolumen und dem gesamten WI-Baggerbereich der Tabelle 3-3 direkt ermittelt werden.

Die WI-Bereiche sind mit den Daten zu den WI-Baggerungen der Jahre 2010 bis 2019 in Tabelle 3-3 ausgewertet und in Abbildung 3-6 dargestellt. Der WI-Bereich der Wischhafener Süderelbe sticht in der Anzahl der Stunden pro Jahr, der Dauer je WI-Einsatz, dem WI-Volumen und dem Wasserbedarf hervor und nimmt mit 50 bis 57 % rd. die Hälfte der Gesamtstunden aller WI-Bereiche ein. Auch die Anzahl der WI-Einsätze pro Jahr ist mit ca. 50 % aller WI-Einsätze in der Wischhafener Süderelbe am höchsten. Die größte Fläche der WI-Baggerbereiche ist hingegen in der Pagensander Nebenelbe zu verorten. Zu den WI-Bereichen mit den kleinsten WI-Flächen, Dauern und Volumen zählen die Schwinge und der Wedeler Tonnenhafen.

Tabelle 3-3: Statistische Auswertung der WI-Bereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe für 2010 bis 2019

WI-Bereich (Benennung)	Statistische Ergebnisse der Auswertungen von 2010 bis 2019						
	Mittlere Anzahl der WI-Einsätze pro Jahr [-]	Mittlere WI-Dauer pro WI-Baggerung [h], (*)	WI-Bagger-bereich (Fläche aus GIS) [ha]	Mittlere WI-Stunden je Jahr [h], (+)	Mittleres WI-Volumen pro Jahr [Tsd. m³ Sediment], (+)	Rechne-rische Entnahme-tiefe [m] (+)	Mittlerer Wasser-bedarf pro Jahr [Tsd. m³ Wasser], (**)
Stör	1,3	12	3,6	16	10,9	0,5	185
Glückstädter Nebenelbe	3,0	75	56	225	149	0,3	2673
Pagensander Nebenelbe (-)	7,0 (5,6)	40	98	280	242	0,3	3325
Krückau	0,9	9,6	4,0	8,6	6,7	0,3	103
Pinnau	0,4	5,6	6,9	2,3	1,7	0,1	27
Pagensander Nebenelbe (-)	5,7 (4,3)	47	87	269	234	0,3	3195
Wischhafener Süderelbe	17,4	58	28	1012	760	0,3	12020
Mündung und Durchstich (#)	15,5	60	17	924	696	0,3	10981
Oberhalb Sperrwerk	1,9	46	11	87	64	0,3	1039
Ruthenstrom	3,3	27	21	89	97	0,4	1058
Schwinge	0,6	52	7,9	31	12	0,4	373
Wedeler Tonnenhafen	2,3	7,9	7,8	18	33	0,6	215
Außeneste	2	49	17	97	108	0,3	1157
Summe (ohne Schwarz-tonnensand)	**37**	**321**	**239**	**1768**	**1413**	--	**21006**

Hinweise:
(*) = bei mehreren WI-Bereichen, WI-Einsatz-anteilige Summation der WI-Einsätze
(+) = bei mehreren WI-Bereichen, Summation bzw. Berechnung über Teilflächen, Dauer bzw. Teilvolumen
(**) = Berechnung des Wasserbedarfes aus der mittleren WI-Stundenjahr pro Jahr und dem Wasserbedarf von 3,3 m³/s, gemäß BioConsult (2021)
(-) = Anzahl der rechnerischen Anzahl der Baggerungen aus der Auftragstabelle der WSA entnommen. Der Wert in (…) ergibt sich bei Bündelung kurzer Dauern (< 20h) in gleichen Zeitspannen in der Pagensander Nebenelbe
(#) = Dauer, Flächen und Volumen wurden gleichmäßig über den WI-Zeitraum je Jahr und die Anzahl der Einsätze (aus der WI-Stundentabelle) zurückverteilt.

Die Ruhezeiten zwischen den WI-Baggerungen der Jahre 2010 bis 2019 sind in Tabelle 3-4 dargestellt. Die Ruhezeit wurde monatsscharf berechnet. Die Genauigkeit der Angabe ist zeitlich nur grob interpretierbar, da die WI-Datentabelle des WSA die Baggerungen vor allem abrechnungsgenau (Datum der Auftragserteilung und der Abrechnung), nicht wasserwirtschaftlich genau dokumentiert. Folglich können WI-Baggerungen nicht tages- oder gar tidenscharf zugeordnet werden. Die Genauigkeit liegt im Durch-

schnitt im Bereich einer 14-tägigen Zeitspanne, in der die WI-Baggerung in einer definierten Dauer stattgefunden habe. Folglich erfolgte die Auswertung der Ruhephasen nur monatsscharf. Das heißt, die Tage der Monate, in denen keine WI-Baggerung stattgefunden hat (ausgehend vom Abrechnungsdatum), wurden aufsummiert bis zur nächsten WI-Baggerung. Dieser Ansatz lässt außer Acht, dass evtl. Einzelunterhaltungen aus verschiedenen Zeitspannen auf einer spätere Abrechnungszeitspanne zusammengefasst dokumentiert wurden.

Tabelle 3-4: Mittlere WI-Baggerdauer und monatliche Ruhezeiten zwischen den WI-Baggerungen ausgewertet für den Zeitraum 2010 bis 2019

WI-Bereich (Benennung)	Statistische Ergebnisse der Auswertungen von 2010 bis 2019					
	Mittlere WI-Stunden je Jahr [h], (+)	Anteil WI-Dauer/Tide-dauer [%]	Anteil WI-Dauer/Ebb-stromdauer [%], (^)	kleinste Ruhephase (a) [Tage]	mittlere Ruhephase (a) [Tage]	längste Ruhephase (a) [Tage]
Stör	16	0,2	0,3	120	233	700
Glückstädter Nebenelbe	225	2,6	4,7	28	149	426
Pagensander Nebenelbe	280	3,2	5,5	30	133	455
Schwarztonnen-sander Nebenelbe	Keine WI-Daten	Keine WI-Daten	Keine WI-Daten	Keine WI-Daten	Keine WI-Daten	Keine WI-Daten
Wischhafener Süderelbe (außen)	924	10,5	17,4	keine Ruhezeiten (Unterhaltung ca. alle 14 bis 20 Tage), (°)		
Wischhafener Süderelbe (innen)	87	1,0	1,8	61	215	853
Ruthenstrom	89	1,0	1,8	31	117	427
Schwinge	31	0,4	0,6	275	496	730
Wedeler Tonnenhafen	18	0,2	0,4	59	215	974
Außeneste	97	1,1	1,8	28	288	671

Hinweise:
(a) = Ruhezeit wurde monatsscharf berechnet, Genauigkeit der Angabe ist mit Vorsicht zu interpretieren, da die WI-Tabelle vor allem abrechnungsgenau, nicht wasserwirtschaftlich genau arbeitet. Evtl. sind Einzelunterhaltungen aus verschiedenen Zeitspannen zusammengefasst.
(+) = bei mehreren WI-Bereichen, Summation der Teilflächen, Dauer bzw. Teilvolumen
(^) = mittlere Ebbstromdauer aus dem Jahr 2016, entnommen aus dem BAW-Modell (Elbe-Modell der BAW, Lauf u09_024 (2016)
(°) = hier ein qualitativer Ansatz, da die Einzelunterhaltungen an der WSE in der Tabelle halb- bis vierteljährlich zusammengefasst sind

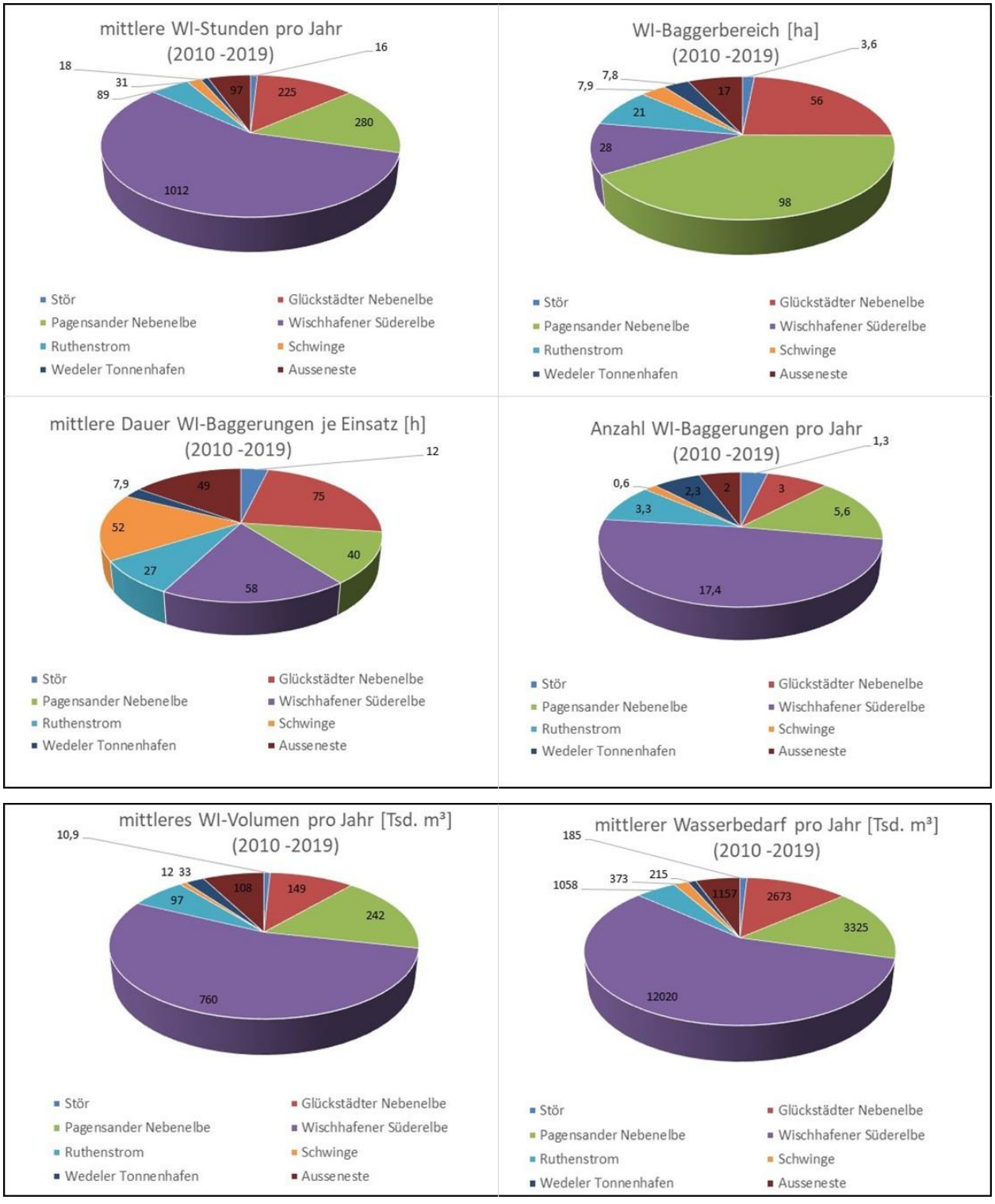


Abbildung 3-6: Darstellung der mittleren WI-Stunden je Einsatz, gesamten WI-Baggerbereiche, WI-Dauer, WI-Einsatzanzahl, WI-Volumen und WI-Wasserbedarf je Jahr für die WI-Bereiche in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe aus 2010 bis 2019

3.4 Beschreibung und Kennzahlen der WI-Baggerungen je WI-Bereich

Grundlegende Hinweise zu den WI-Kennzahlen sind dem Abschnitt 3.3 zu entnehmen.

WI-Bereiche in Nebengewässern und Nebenelben, die nur sehr selten (einmalig in 10 Jahren) unterhalten wurden (Ad-hoc-WI-Bereiche), werden in der Auswirkungsprognose nur in der Tabelle 2-2 aufgeführt. Die Ad-hoc-WI-Bereiche werden nachstehend je WI-Gebiet benannt. Es erfolgt aber keine Auswirkungsprognose für diese Ad-hoc-WI-Baggerungen.

Für die Auswertung der WI-Bereiche werden die Flächenangaben der WI-Baggerungen vereinfacht. In den Tabellen der WSV sind WI-Baggerfläche je WI-Einsatz angegeben. Diese Fläche kann mit dem gesamten WI-Unterhaltungsbereich (vgl. magentafarbene gefüllte Polygone in Abbildung 2-1 und Abbildung 2-2) übereinstimmen, nimmt aber in einigen Nebenbereichen und in bestimmten Jahren nur eine Teilfläche des gesamten WI-Bereiches ein. Um diese zeitlich und räumlich variablen Teilflächen nicht gesondert mitzuführen, wird nur der potenzielle Eingriffsbereich, der identisch ist zum WI-Baggerbereich (Definition siehe Abbildung 4-7) aufgeführt. Diese Fläche ist in Tabelle 3-3 angegeben.

3.4.1 Stör

Die Stör ist mit einer Fließlänge von 87 km und einem Einzugsgebiet von ca. 1.800 km² das größte Nebengewässer der Tideelbe (LKN-SH 2014). Bis Kellinghusen ist die Stör eine Bundeswasserstraße. Sie mündet bei Glückstadt auf Höhe des Elbe-km 679 in die Elbe. Gemäß Plöger (2007) sind die Wasserstände in der Stör von der Mündung bis zum Pegel Grönhude (Stör-km 44,5) maßgeblich durch die Tide beeinflusst. Plöger beschreibt das Gewässer als „schlickgeprägtes Fließgewässer der Marschen“ mit unregelmäßig steilen Ufern und mittels Steinschüttung, Deckwerken und Buhnen gesicherten Böschungen (IBP 2012 und Plöger 2007). Zum Schutz vor Hochwasser und Sturmfluten wurde an der Mündung der Stör 1975 ein Sturmflutsperrwerk errichtet.

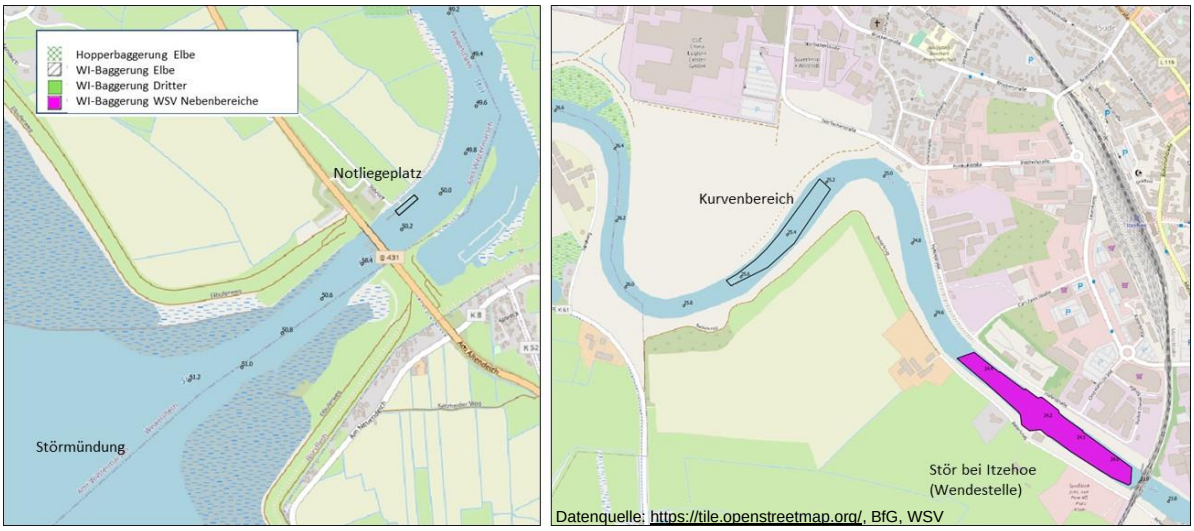


Abbildung 3-7: Übersicht zum WI-Baggerbereich in der Wendestelle und dem Hafen Itzehoe
Hinweis: die schwarzen Polygone (ohne Füllung) kennzeichnen zwei einmalige Baggerbereiche, die in der Studie nicht weiter betrachtet werden.

Der Zuständigkeitsbereich der WSV in der Stör erstreckt sich vom Sperrwerk an der Störmündung (Stör-km 50,4 bis 50,0) bis Kellinghusen/Rensing (Stör-km 0,0). Unterhaltungsbaggerungen in der Stör werden vorrangig an der Wendestelle Itzehoe (Stör-km 23,9 bis 24,6) durchgeführt, die Veranlassung erfolgt gemäß Erfordernis. Bei den WI-Baggerungen an der Störmündung (Stör-km 50,4 bis 50,0) oberhalb des

Sperrwerkes handelt es sich um eine einmalige Unterhaltung des Notliegeplatzes des LKN durch die WSV im Jahr 2011. Die Unterhaltung des Notliegeplatzes erfolgt seit 2012 durch das LKN und wird daher in die nachfolgenden Auswertungen und die Auswirkungsprognose nicht eingebunden.

Auch die WI-Baggerung im Unterwasser des Hafens Itzehoe (Stör-km 25,6 bis 25,2) war eine einmalige Unterhaltung unterhalb der Liegestelle Rusch Mühlenwerke durch die WSV im Jahr 2015. Die Unterhaltung wird folglich ebenfalls nicht in die nachfolgenden Auswertungen und die Auswirkungsprognose eingebunden.

WI-Baggerungen finden, wie oben beschrieben, schwerpunktmäßig im Bereich der Wendestelle statt, hier wird regelmäßig auf ca. NHN -3,40 m gebaggert (Sollbreite 100 m). Je nach Bedarf wird die zusätzliche Beseitigung von lokalen Einzeluntiefen und die Räumung von Liegestellen des WSA in sehr geringer Intensität zur WI-Baggerung beauftragt.

Im Analysezeitraum wurden nur im Jahr 2012 und 2018 keine WI-Baggerungen in der Wendestelle und Hafen Itzehoe (Stör-km 23,9 bis 24,6) durchgeführt. Die monatliche Verteilung über das Jahr je Volumen und je Dauer ist in Abbildung 3-8 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten[2] aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-9 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 233 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

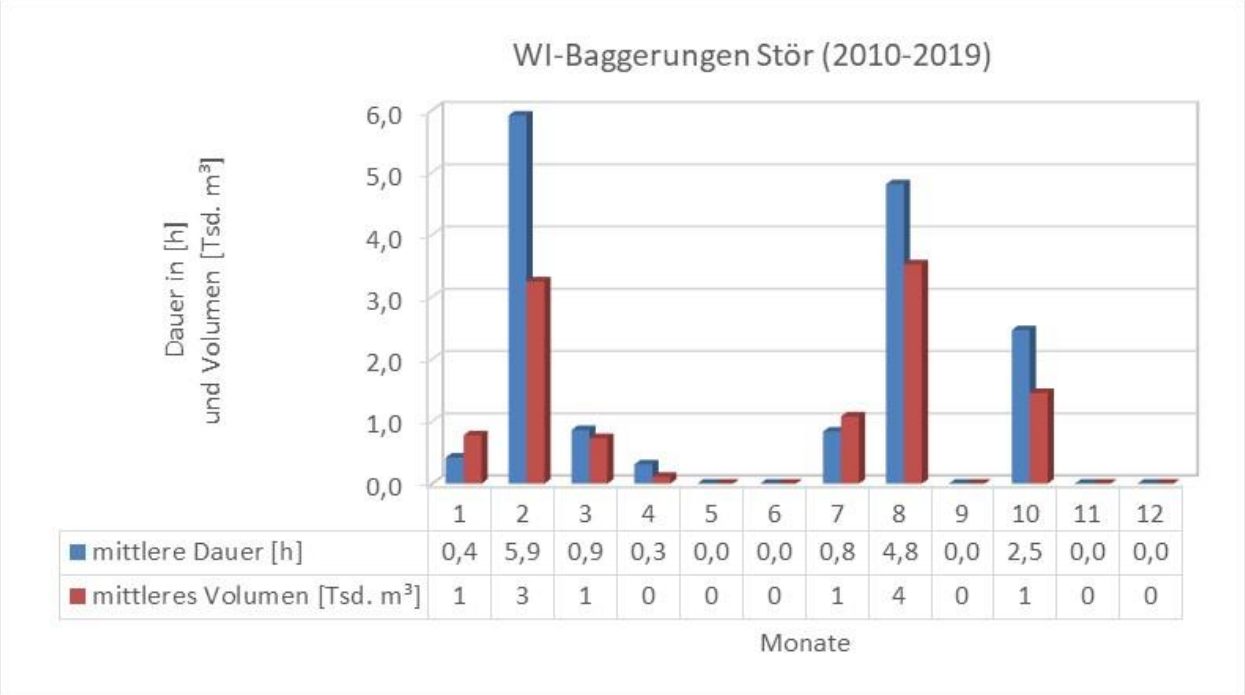


Abbildung 3-8: Verteilung der WI-Baggerungen in der Stör von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember, ohne die einmalig stattgefundenen WI-Baggerungen an der Störmündung und unterhalb der Liegestelle Rusch Mühlenwerke

[2] Die Ruhezeit wurde monatsscharf berechnet. Die Genauigkeit der Angabe ist zeitlich nur grob zu interpretieren, da die WI-Datentabelle des WSA die Baggerungen vor allem abrechnungsgenau dokumentiert (Datum der Auftragserteilung und der Abrechnung), Details in Abschnitt 3.3



Abbildung 3-9: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Stör von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

3.4.2 Glückstädter Nebenelbe (Höhe Rhinplate)

Die Glückstädter Nebenelbe verläuft mit einer Länge 5,8 km östlich der Rhinplate zwischen Elbe-km 671 und Elbe-km 677. Das Nebengewässer Rhin mündet in die Nebenelbe (Glückstädter Nebenelbe-km 3,4). Die Nebenrinne nimmt eine Breite von ca. 600 m ein mit einer Abnahme der Sohlhöhe von Nord nach Süd. Der einsetzende Flutstrom in der Hauptelbe und der Flutstrom in der Nebenelbe trifft im südlichen Bereich aufeinander, was dort zu langen Stauwasserdauern und günstigen Sedimentationsbedingungen führt, wobei eine vollständige Verlandung derzeit nicht zu erwarten ist (Entelmann 2018). Regelmäßige Pflegebaggerungen finden am stromauf gelegenen Ende der Nebenelbe „aus nautischen Erwägungen heraus“ statt (Nehlsen 2020, Entelmann 2018).

Im IBP Elbe (2012), Funktionsraum 4 wurde die Rhinplate südlich von Glückstadt als eine flache Sandbank, die bei Hochwasser vollständig überflutet wird, beschrieben. Am Ufer der Glückstädter Nebenelbe finden sich Watten, Röhrichte und Weidengebüsche.

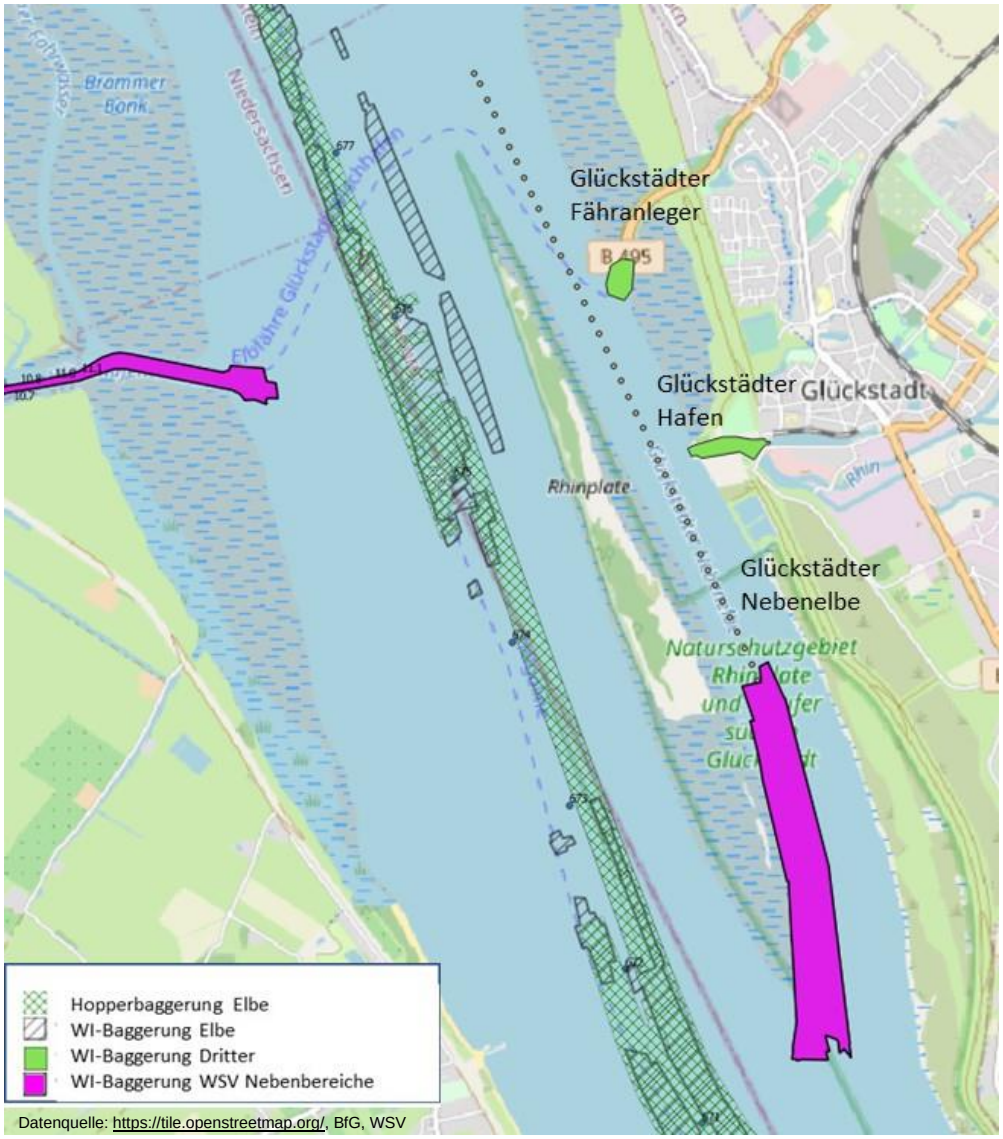


Abbildung 3-10: Übersicht zur Glückstädter Nebenelbe und zum WI-Baggerbereich

Der WI-Bereich Glückstädter Nebenelbe ist in Abbildung 3-10 dargestellt. WI-Baggerungen erfolgen im südlichen Bereich der Glückstädter Nebenelbe-km ca. 0 bis 3: Die Glückstädter Nebenelbe ist nach Angabe des WSA Elbe Nordsee im betonnten Fahrwasser auf die Solltiefe von ca. SKN -3,00 m bis SKN -2,10 m zu unterhalten. Die Betonnung in der Nebenelbe wird entsprechend der morphologischen Ver-änderungen regelmäßig angepasst. In der Vergangenheit waren insbesondere Barren und die Fahr-wasserränder zu baggern. In der Glückstädter Nebenelbe wurde im Jahr 2016/2017 eine Ränderbagge-rung mittels Stelzenbagger in einem Umfang von ca. 27.000 m³ Laderaumvolumen vorgenommen. Da diese Unterhaltung mittels Bagger im Bereich der Nebenrinne nur in Ausnahmefällen erfolgt, wird sie in die nachfolgenden Auswertungen und die Auswirkungsprognose nicht eingebunden.

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden nur im Jahr 2014 keine WI-Baggerungen durchgeführt. Die monatliche Verteilung über das Jahr je Volumen und je Dauer ist in Abbildung 3-11 dargestellt. In den Jahren 2013, 2015, 2016, 2018 und 2019 wurden lediglich kleinere Teilflächen unterhalten. Die Mittel-werte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

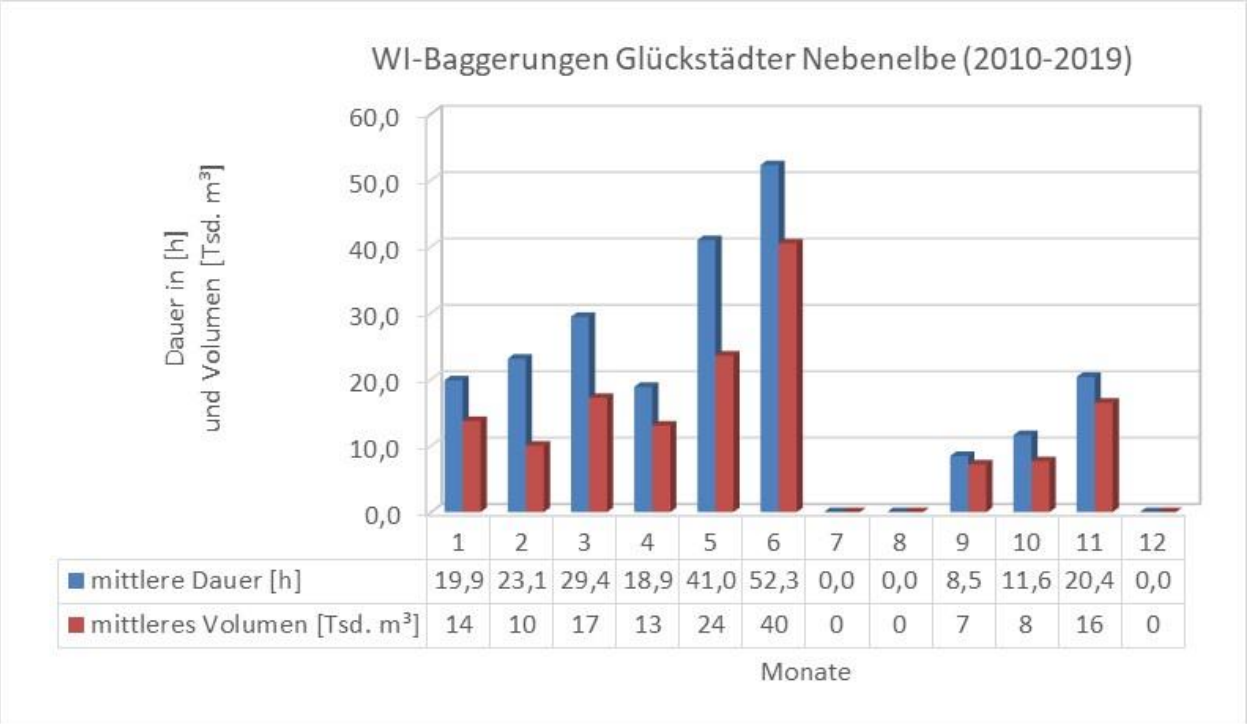


Abbildung 3-11: Verteilung der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember

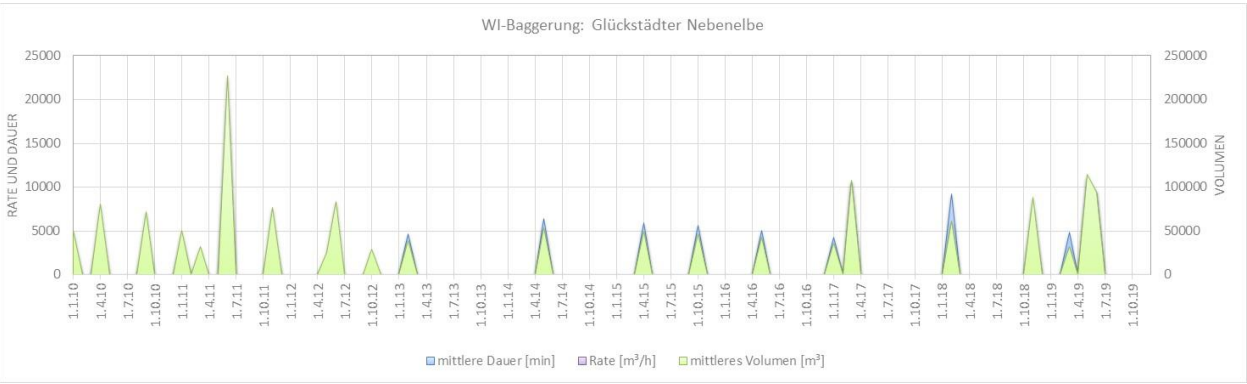


Abbildung 3-12: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-12 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 149 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

3.4.3 Pagensander Nebenelbe, Mündungsbereich Krückau und Pinnau

Die Pagensander Nebenelbe erstreckt sich östlich der Pagensander Insel über 10 km zwischen Elbe-km 658,5 und Elbe-km 666. Der oberstromige Bereich zwischen Bishorster Sand und Südspitze Pagensand wird als Steinloch bezeichnet und dient als Zufahrt für die aus Süden kommenden Schiffe zur Pinnau und Krückau. Die Nebengewässer Krückau (bei Pagensander Nebenelbe-km 6) und Pinnau (Pagensander Nebenelbe-km 2) münden am östlichen Rand in die Pagensander Nebenelbe ein. Die Pagensander Nebenrinne nimmt im Süden eine Breite von ca. 200 m und im zentralen und nördlichen Bereich von ca. 500 m bis 950 m ein. Die Sohle liegt bei ca. -7 m NHN bis -3 m NHN und höher

(Nehlsen 2020). Die Pagensander Nebenelbe ist gekennzeichnet durch Wattbereiche, Rinnen und flache Uferstrukturen (BfG 2002). Größere zusammenhängende Dünenfelder sind nicht vorhanden (Nehlsen et al. 2021). In Projektbüro Fahrrinnenanpassung (2008) wird nur für den südlichen Bereich der Nebenelbe ein komplexes System am sogenannten Steinloch (südlicher Nebenrinnenbereich zwischen der südlichen Spitze der Elbinsel Pagensand und dem Bishorster Sand) aus zwei Kolken (gegenüber der Pinnaumündung und direkt im Steinloch), drei Rinnensystemen und zwei Verlandungsrücken (Bishorster Sand und gegenüber der Pinnau) beschrieben.

Die Insel Pagensand ist eine ehemalige natürliche Sandbank, die durch Aufspülungen in den 1920er bis 1940er Jahren um das 5-fache vergrößert wurde (BfG 2002, Kappenberg & Fanger 2007). In der Pagensander Nebenelbe treten z. T. deutliche Verlandungstendenzen auf (BfG 2002), so dass in Abschnitten wie z. B. im Bereich Steinloch Unterhaltungsbaggerungen durchgeführt werden (Entelmann 25.09.18). Der einsetzende Flutstrom in der Hauptelbe und der Flutstrom in der Nebenelbe trifft im Bereich des Steinloches aufeinander, was dort zu erhöhter Sedimentationsneigung führt und regelmäßige Pflegebaggerungen erforderlich macht (Entelmann 2018 sowie Nehlsen 2023).

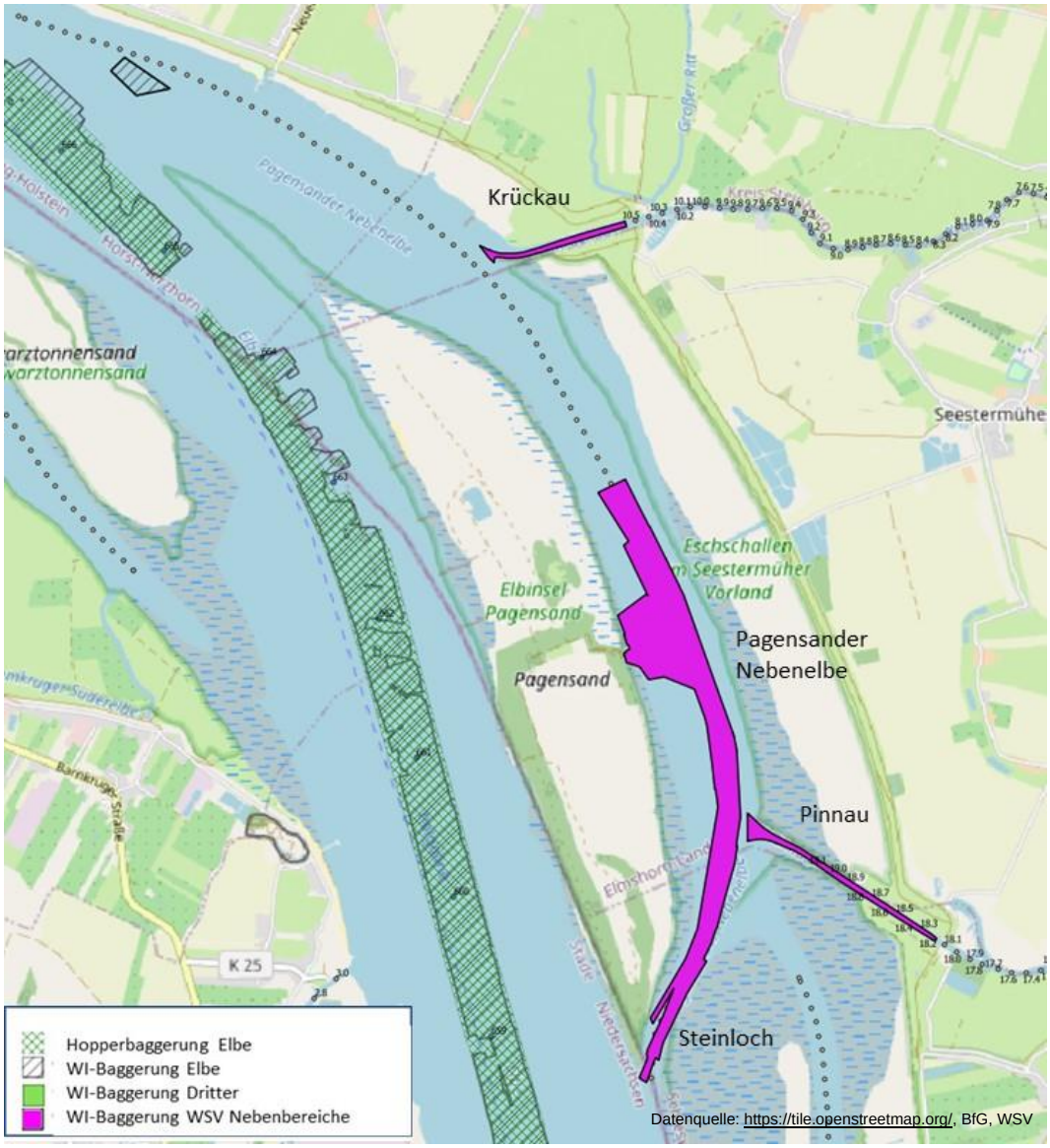


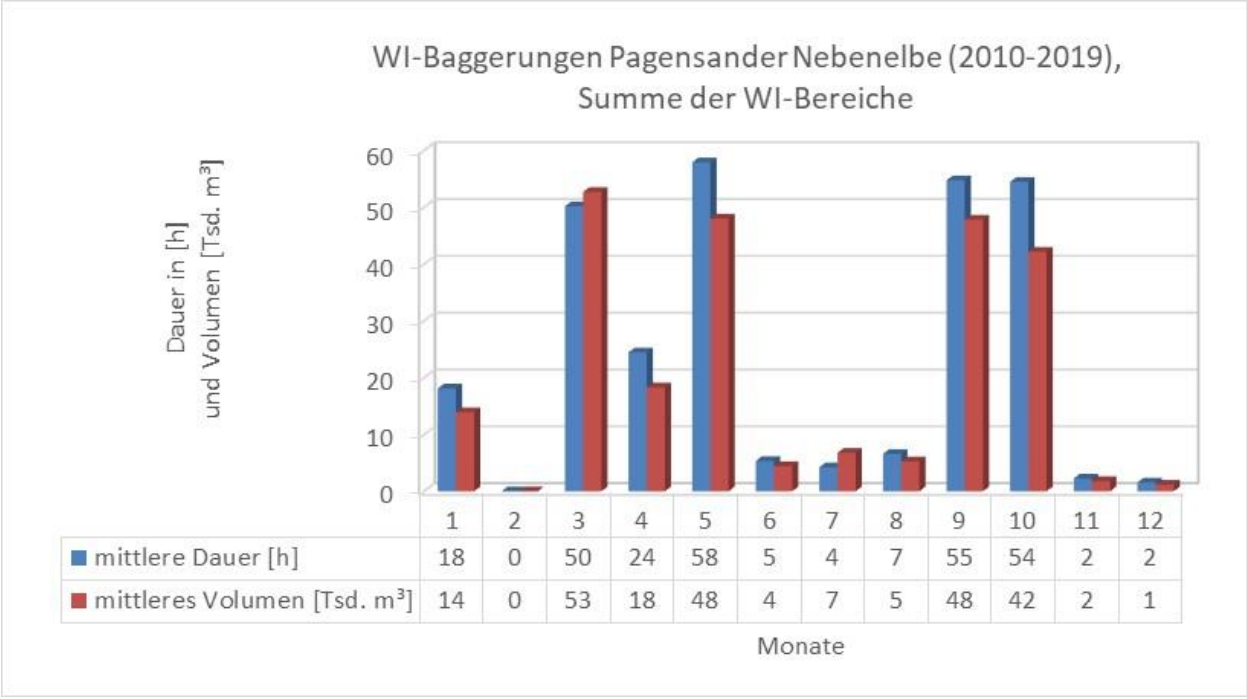
Abbildung 3-13: Übersicht zur Pagensander Nebenelbe und WI-Bereich (in Magenta gefüllte Polygone), Ad-hoc-WI-Bereich (schwarzes Polygon mit Schraffur) im Norden

Der WI-Bereich Pagensander Nebenelbe ist in Abbildung 3-13 dargestellt. WI-Baggerungen erfolgen im südlichen (Steinloch) bis mittleren Bereich der Pagensander Nebenelbe-km ca. 0 bis 4,4 im betonnten Fahrwasser und im Bereich der Pinnau- und Krückaumündung. Darüber hinaus ist der Anlegebereich Pagensand mittels WI-Baggerung zu unterhalten, um die Erreichbarkeit der Elbinsel zu gewährleisten. Die Nebenelbe wird nach Angabe des WSA Elbe Nordsee auf die beauftragte Solltiefe von ca. SKN -2,00 m unterhalten.

Die WI-Baggerung am nördlichen Rand der Pagensander Nebenelbe im Jahr 2016 durch die WSV fällt nur in Ausnahmefällen an und wird daher in die nachfolgenden Auswertungen und die Auswirkungsprognose nicht eingebunden.

Aus historischen Auswertungen von 1998 bis 2006 zu Auf- und Abtragsmengen in der Pagensander Nebenelbe der WSV & HPA (2005) ergaben sich damals WI-Baggerungen in der Größe von ca. 100 Tsd. m³/a. Im Zeitraum 2010 bis 2019 liegen die WI-Baggerungen ca. um das 2,5-fache höher (Tabelle 3-3). Die jeweiligen Jahresmengen schwanken insbesondere in Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt in der Tideelbe deutlich.

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurde nur im Jahr 2012 keine WI-Baggerungen durchgeführt. Die Pinnaumündung wurde in 4 von 10 Jahren und die Krückaumündung in 6 von 10 Jahren unterhalten. Bezogen auf das WI-Volumen nimmt die Krückaumündung mit 3 % und die Pinnaumündung mit 1 % des Volumens eine sehr geringe Größenordnung im Vergleich zu den Gesamtvolumen im WI-Gebiet Pagensander Nebenelbe ein. Alle drei Unterhaltungen sind in Umfang und Dauer in die Auswertung der monatlichen Verteilung über das Jahr in Abbildung 3-14 eingeflossen. Die Mittelwerte pro Jahr für die drei Teilbereiche sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
mittlere Dauer [h]	18	0	50	24	58	5	4	7	55	54	2	2
mittleres Volumen [Tsd. m³]	14	0	53	18	48	4	7	5	48	42	2	1

Abbildung 3-14: Verteilung der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember ohne WI-Baggerung am nördlichen Rand der Pagensander Nebenelbe

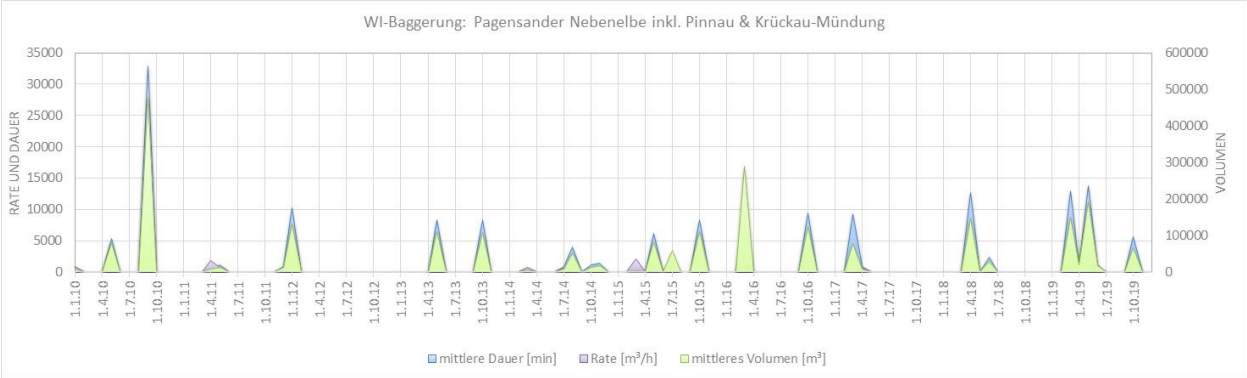


Abbildung 3-15: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-15 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 133 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

3.4.4 Wischhafener Süderelbe

Das WI-Gebiet in und an der Wischhafener Süderelbe ist in einen Außenbereich, das von dem WSA Elbe-Nordsee als Baggerbereich „Mündung und Durchstich“ bezeichnet wird, und den Binnenbereich stromauf des Sperrwerks zu differenzieren.

Die Wischhafener Süderelbe (WSE) mündet bei Elbe-km 676 gegenüber der Rhinplate in die Elbe und erstreckt sich ca. 11 km stromauf (Windmuller & Donner 2021). Die Gewässerbreite nimmt bis zur Mündung in die Elbe zu und beträgt mündungsnah bei mittlerem Tideniedrigwasser (MTnw = -1,28 mNHN) ca. 100 m und bei mittlerem Tidehochwasser (MThw = +1,57 mNHN) ca. 260 m. Bei WSE-km 10 verhindert ein Sturmflutsperrwerk Wasserstände über 2,2 mNHN. Gemäß Windmuller & Donner (2021) wurde vor einigen Jahren eine Barre im Hinterland angelegt, die eine vollständige Durchströmung der Wischhafener Süderelbe bis zum Gauensieker Schleusenfleth und somit eine hydraulische Verbindung zwischen Ruthenstrom und Wischhafener Süderelbe auch bei Tidehochwasser unterbindet.

Das Sperrwerk Wischhafen bei WSE-km 10,0 wird vom NLWKN betrieben und schützt das Hinterland vor Sturmfluten. Um den Außenbereich der Wischhafener Süderelbe am Sperrwerk von Sedimenten freizuhalten, wird das Sperrwerk zweimal pro Woche zu Spülzwecken (immer dienstags und donnerstags während der Tagestide) geschlossen. Gemäß Windmuller & Donner (2021) wird das Tor bei ablaufendem Wasser bei einem Wasserstand von +1,20 mNHN am Pegel geschlossen und ca. 1,5 h aufgestaut bis auf eine Differenz der Binnen- und Außenwasserstände von ca. 60 bis 80 cm. Anschließend werden nur die Spülschütze in den Toren und nach kurzer Zeit auch die Stemmtore leicht versetzt geöffnet. Durch diesen Betrieb wird erreicht, dass die Tornischen abwechselnd vom Schlick befreit werden. In den letzten 10 min der Spülzeit wird zusätzlich das westlich gelegene Entlastungssiel geöffnet, um auch hier Schlickablagerungen frei zu spülen (NLWKN 2021).

Das nicht mehr unterhaltene ehemalige Wischhafener Fahrwasser (vgl. Abbildung 3-16) wird östlich von der Brammer Bank, einer ausgedehnten Wattfläche, begrenzt. Das Wischhafener Fahrwasser ist keine Nebenelbe, da die Brammer Bank nicht als Insel definiert ist (Entelmann 2018). Seit den 50er Jahren unterlag das Wischhafener Fahrwasser kontinuierlicher Verlandung (vgl. für weitere Details Nehlsen et al. 2023). Im Jahr 1991 wurde das morphologische System durch Herstellung eines Durchstichs durch das Krautsander Watt (Streckenverkürzung Fährverbindung Glückstadt - Wischhafen) künstlich verändert. Im Bereich „Wischhafen Mündung und Durchstich“ werden seitdem WSA-seitig umfangreiche Unterhaltungs-

baggerungen durchgeführt, um die dortige Elbfährverbindung zu gewährleisten. Im Zeitraum 2010 bis 2016 hat sich die Verlandung des Wischhafener Fahrwassers, insbesondere ab 2013, maßgeblich verstärkt. Der ehemals durchströmte Flachwasserbereich ist zur Wattfläche geworden. Weiter hat sich im Zuge der Verlandung ab 2013 auch der Stauwasserbereich im „Wischhafen Durchstich“ Richtung Sperrwerk verschoben und der WSA-Aufwand für die Unterhaltungsbaggerungen dadurch erhöht (Entelmann 2018).

Die regelmäßigen und häufigen Unterhaltungen im Bereich „Wischhafen Mündung und Durchstich“ sind zur Aufrechterhaltung des hochfrequenten Fährbetriebes zwischen Wischhafen und Glückstadt unumgänglich. Tagsüber verkehren zwischen 2- bis 4-mal pro Stunde Autofähren auf dieser Strecke (WSA 2023). Bei Tideniedrigwasser ist laut WSA u. a. aus Orthophotos und vor Ort eine Mobilisierung von Sohlsedimenten durch den Schiffspropeller bzw. die Schiffsbewegung der Fähre (fährt 2- bis 4-mal pro Stunde) zu beobachten. Derzeit ist davon auszugehen, dass der Fährverkehr Einfluss auf den lokalen Schwebstoffhaushalt und Trübungen insbesondere bei Tnw im Bereich „Wischhafen Durchstich“ Einfluss nimmt.

Die „binnenseitige“ Wischhafener Süderelbe wird in den Teilbereichen Fähranleger bis Sperrwerk (WSE-km 10,4 bis 10,0) und Sperrwerk bis Ende Bundeswasserstraße (WSE-km 10,0 bis 8,0) mittels WI-Baggerungen vom WSA Elbe-Nordsee auf Solltiefe (WSA 2021) unterhalten. Die Räumung des Gewässerlaufs erfolgt nahezu auf gesamter Strecke mit einer Länge von ca. 2,5 km. Weiter wird der vorbeschriebene Bereich Wischhafen Mündung - Durchstich zwischen WSE-km 10,4 bis zur Fahrrinne der Elbe mittels WI-Baggerung auf Tiefe gehalten. Die Solltiefe in diesem Bereich liegt bei NHN -4,00 m (= 2,10 m unter SKN) zzgl. 0,50 m Toleranz. Um die Belange des Naturschutzes zu berücksichtigen, hat das WSA Elbe Nordsee angewiesen, den Einsatz bei vorwiegend ablaufendem Wasser (Ebbstrom) durchzuführen.

Zusätzlich wird auch der Mündungsbereich/Durchstich der Wischhafener Süderelbe zur Hauptelbe zwischen WSE-km 10,4 bis zur Fahrrinne der Elbe mittels WI-Baggerungen auf Tiefe gehalten. Die Solltiefen in der Mündung und im Durchstich liegen bei 2,10 m unter SKN. Mit Baggertoleranz ergibt sich eine Unterhaltungstiefe von 2,40 m unter SKN (SKN = Seekartennull, für 2021 entspricht das SKN am Pegel Krautsand -1,91 mNHN, vor 2021: -1,90 mNHN). Um die Belange des Naturschutzes zu berücksichtigen, hat auch hier das WSA Elbe Nordsee angewiesen, den Einsatz bei vorwiegend ablaufendem Wasser (Ebbstrom) durchzuführen. Der WI-Baggerbedarf in diesem Bereich hat sich nach WSA Elbe Nordsee zum Ende des Bezugszeitraum 2010 bis 2019 deutlich erhöht. Gemäß Unterhaltungskonzept sind für diesen unterhaltungsintensiven Bereich ca. alle 3 bis 4 Wochen mit einem Mindesteinsatz von ca. 10 Tagen bei durchschnittlicher Tagesleistung WI-Baggerungen durchzuführen. Peilung erfolgen in diesem Bereich ca. alle 14 Tage.

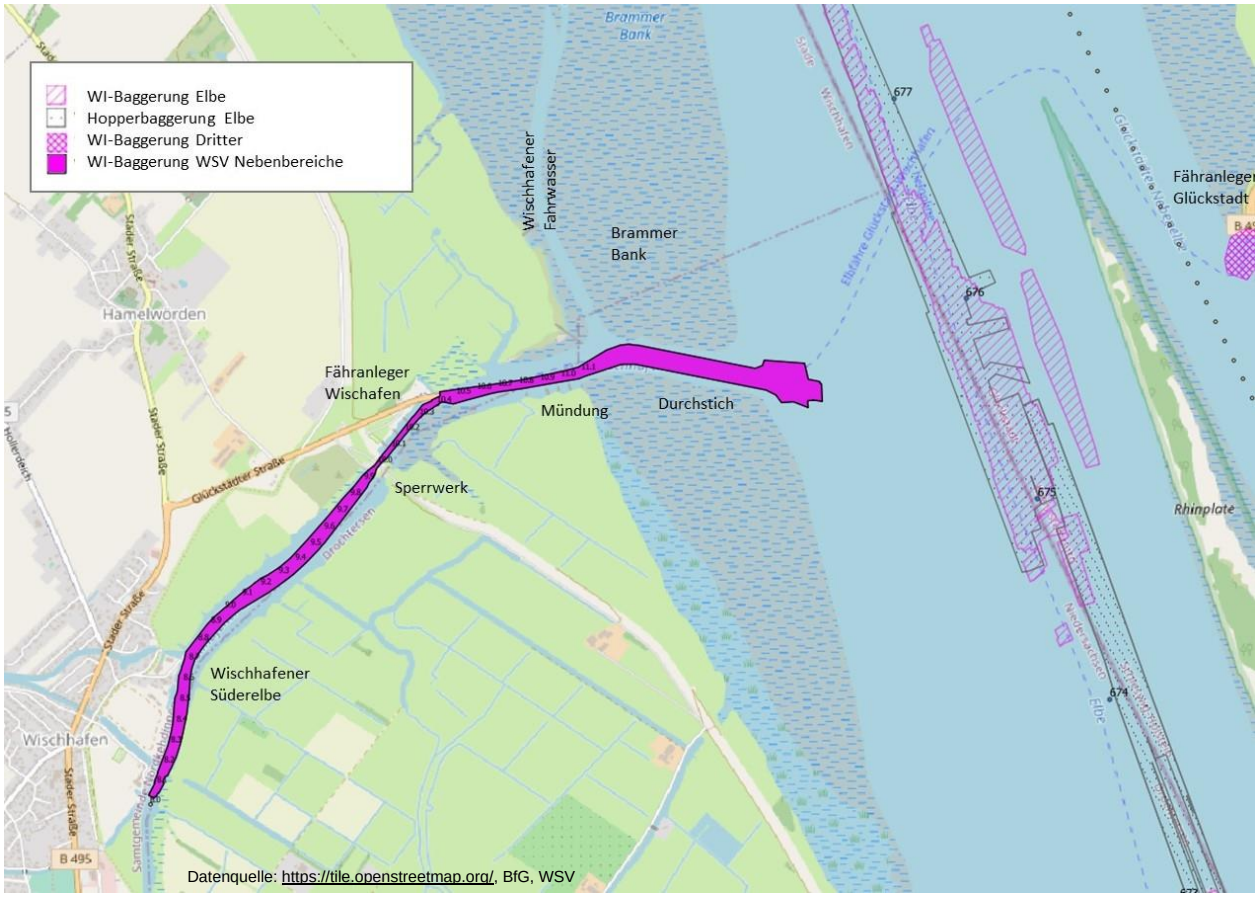


Abbildung 3-16: Übersicht zur Mündung der Wischhafener Süderelbe, ehemaligem Wischhafener Fahrwasser und WI-Bereichen in der Mündung, im Durchstich und der Wischhafener Süderelbe

Im Bereich der Wischhafener Süderelbe wurde im Bezugszeitraum zusätzlich zum klassischen WI-Einsatz das Massflow-Verfahren eingesetzt. Das ebenfalls hydraulische Baggerverfahren unterscheidet sich von dem üblichen WI-Baggerverfahren und nutzt z. T. andere Drücke und Wasservolumen. Vereinfachend wurden die hier untersuchten Einsätze in der Wischhafener Süderelbe zwischen WI-Baggerung und Massflow-Verfahren nicht differenziert, sondern einheitlich als WI-Baggerung angenommen.

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden gemäß WSA Elbe-Nordsee regelmäßige WI-Baggerungen im Durchstich und der Mündung (WSE-km 10,5 bis 11,1 und Elbe) durchgeführt. Da die Dokumentation der WI-Baggerung gebündelt über Auftragstabellen und zusätzlich über Stundentabellen erfolgt, wurden die WI-Baggerungen im Durchstich und in der Mündung über die Anzahl der WI-Einsätze und die angegebene Zeitspanne (Auftragsdatum bis Abrechnung inkl. der WI-Einzeldokumentationen, wenn vorhanden) gleichmäßig verteilt. Die so erzeugte Verteilung für WI-Stunden und WI-Volumen zeigt ein realitätsnäheres Bild zu den umgesetzten WI-Baggerungen an, als den Ansatz der gesammelten Zahlen zum Ende der Abrechnungszeitspanne.

In der Wischhafener Süderelbe oberhalb des Sperrwerkes (WSE-km 10,4 bis 8,0) wurde im Analysezeitraum 2010 bis 2019 nur im Jahr 2011 nicht unterhalten. Bezogen auf das mittlere WI-Volumen nimmt die Wischhafener Süderelbe oberhalb des Sperrwerkes nur 9 % des Volumens der Gesamtvolumen im WI-Gebiet Wischhafener Süderelbe ein. Bezogen auf die mittleren WI-Stunden pro Jahr liegt der überwiegende Stundenumfang ebenfalls auf dem Bereich Mündung und Durchstich mit 91 % des Anteils (9 % Wischhafener Süderelbe oberhalb des Sperrwerkes) an den Gesamtstunden im WI-Gebiet. Die monat-

liche Verteilung über das Jahr je Dauer ist in Abbildung 3-17 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr für die zwei Bereiche sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.



Abbildung 3-17: Verteilung der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe inkl. Mündung und Durchstich von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember

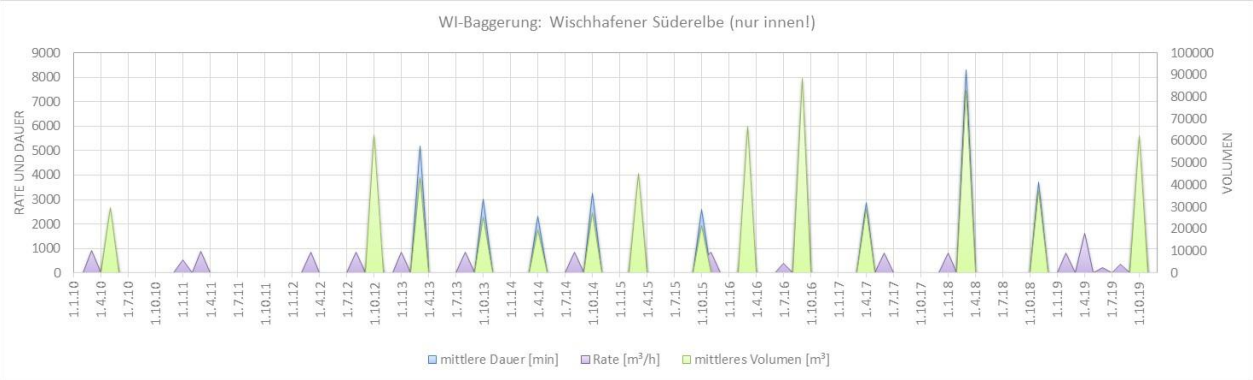


Abbildung 3-18: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe (innen) von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten für den Bereich oberhalb des Sperrwerks von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-18 dargestellt. Auffällig ist die lange Dauer (in Blau) der WI-Baggerungen in Relation zu Volumen und Raten. Im Zuge der Kontrolle der tabellarisch erfassten Volumen über übliche Raten liegt der Bereich Wischhafener Süderelbe innen in der üblichen Schwankungsbreite und fällt nicht durch ungewöhnlich geringe Volumen oder Raten auf.

Gemäß Angaben des WSA Elbe-Nordsee wurde alle 14 bis 21 Tage eine mehrtägige WI-Baggerung in der Wischhafener Mündung und im Durchstich vorgenommen. Folglich gab es hier keine Ruhezeit (hier ohne Abbildung).

3.4.5 Ruthenstrom

Der Ruthenstrom (RS) mündet bei Elbe-km 670 gegenüber Bielenberg in die Elbe und beginnt in 6,1 km Entfernung im Oberwasser an der Ortschaft Assel an der Barnkruger Süderelbe. An der Elbmündung (ca. RS-km 5,7) liegt die Gewässerbreite bei MTnw (-1,28 mNHN) bei 75 m bei MThw (MThw = +1,57 mNHN) bei ca. 200 m (Windmuller & Donner 2021).

Das Sperrwerk Ruthenstrom liegt bei RS-km 3,6, wird vom NLWKN betrieben und dient zum Sturmflutschutz. Auf Bedarf des ca. 1300 m unterstromig des Sperrwerks liegenden Betriebes Hatecke wird das Sperrwerk zu Spülzwecken geschlossen, um am Betriebsanleger die Sedimentmengen zu reduzieren (NLWKN 2021). Dies sieht auch die Betriebsordnung vor: [Die Schließung des Sperrwerks soll] „… *die Spülwirkung des Ebbstromes verstärken und somit die Unterhaltung des Ruthenstromes unterstützen*“ (BR Lüneburg 1999). Gespült wird nach Spülplan während der Tagestide an den Wochentagen Dienstag und Donnerstag. Die Spülpläne mit den genauen Zeiten liegen für die Jahre 2015 bis 2020 in digitaler Form vor.

Für die Spülung wird das Hubtor bei ablaufendem Wasser bei einem Wasserstand von ca. +1,10 mNHN am Pegel geschlossen und ca. 2,0 Stunden aufgestaut, bis auf einen Wasserstandsunterschied innen und außen von ca. 100 bis 120 cm. Die Hubtore werden dann ganz geöffnet, um die Schlickablagerungen im Ruthenstrom zu entfernen.

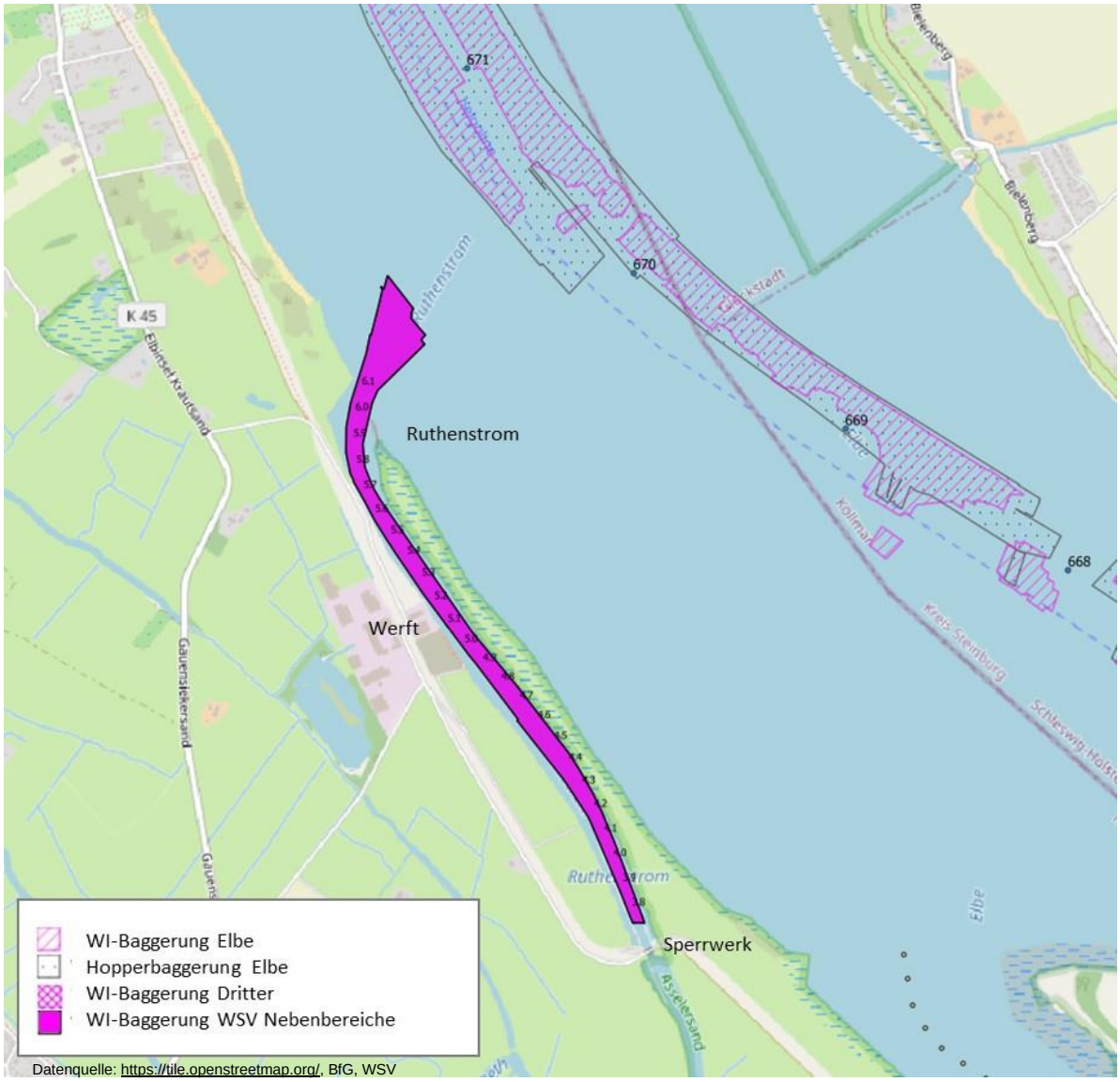


Abbildung 3-19: Übersicht zur Mündung des Ruthenstroms und zum WI-Bereich

Die Solltiefen im Abschnitt der Bundeswasserstraße des Ruthenstroms zwischen Sperrwerk und Mündung werden vom WSA Elbe-Nordsee mittels WI-Baggerungen unterhalten und liegen bei SKN -1,30 bis -0,90 m (inkl. Baggertoleranz von 0,30 m). Grundsätzlich besteht seitens der WSV die Verpflichtung, die vorzuhaltende Wassertiefe auf eine feste Breite von der Mündung bis zum Anleger der Fa. Hatecke vorzuhalten. Die Abmessungen des Sollzustandes sind: Länge ca. RS-km 6,072 bis 3,750, Sohlbreite ca. 60 bis 20 m und Herstellungstiefe SKN -1,30 bis -0,60 (WSA 2022a). Zur Baggerunterhaltung des Ruthenstroms werden die herzustellenden Tiefen bis zum Sperrwerk hin nach oben gestaffelt, um einen gleichmäßigen Sohlverlauf zu erzeugen. Sprungstellen sollen dadurch vermieden werden. Um Sediment stromab zu transportieren, wird der Einsatz vorwiegend bei ablaufendem Wasser (Ebbstrom) durchgeführt.

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden nur im Jahr 2010 keine WI-Baggerungen im Ruthenstrom durchgeführt. Die monatliche Verteilung über das Jahr ist in Abbildung 3-20 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

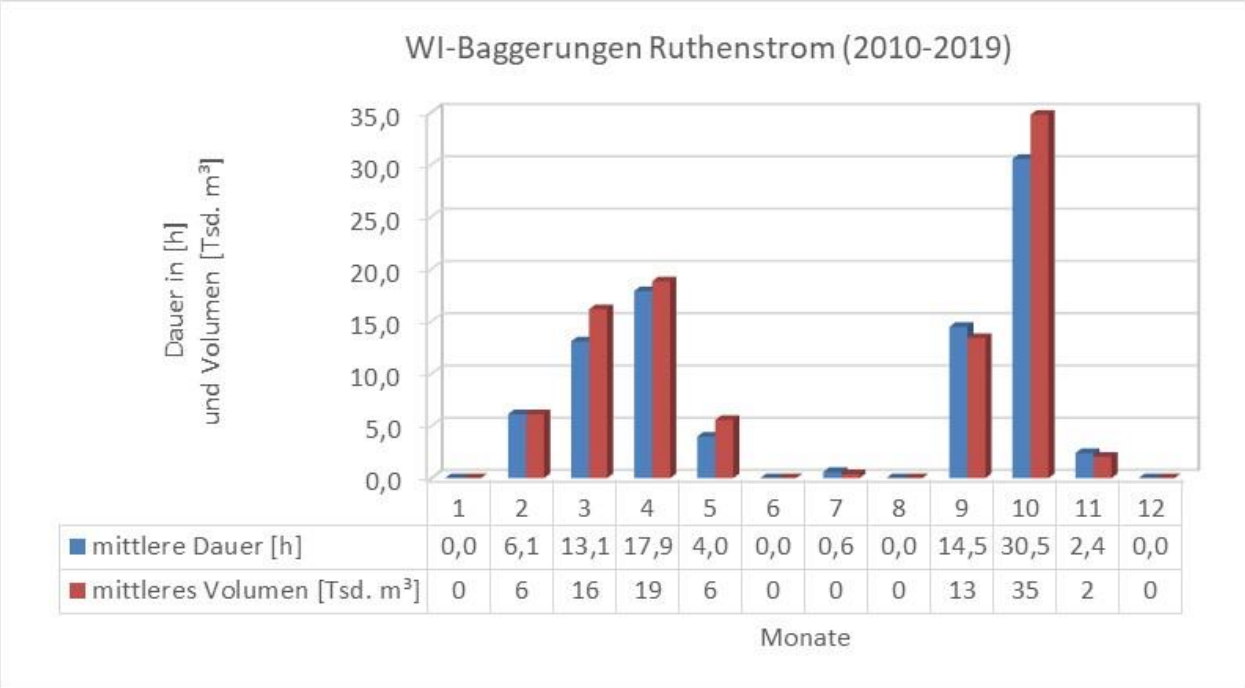


Abbildung 3-20: Verteilung der WI-Baggerungen im Ruthenstrom von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember

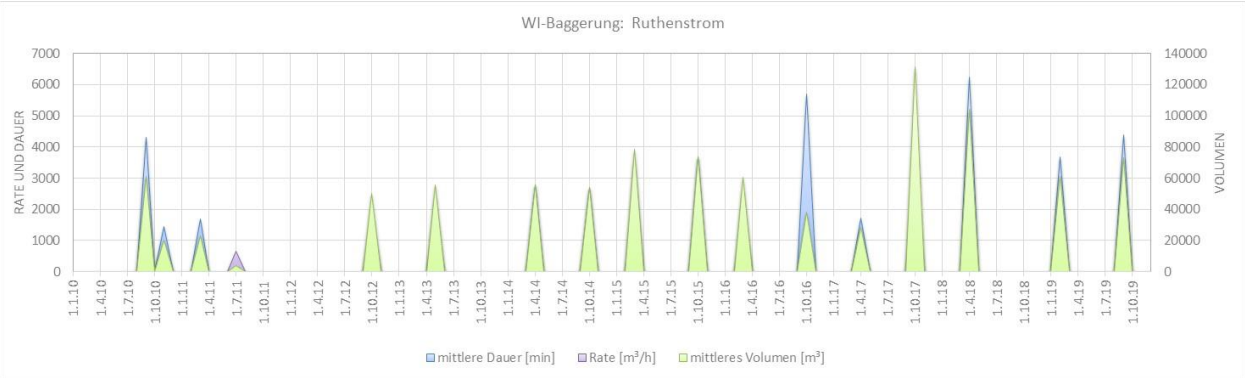


Abbildung 3-21: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen im Ruthenstrom von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-21 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 117 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

3.4.6 Schwinge

Die Schwinge (SW) mündet bei Elbe-km 655 bei Stadersand in die Elbe und entspringt 28,7 km oberhalb im Hohen Moor bei Mulsum. An der Mündung (ca. SW-km 4,6) liegt die Gewässerbreite bei MTnw (-1,37 mNHN, Stadersand) bei ca. 35 m und bei MThw (+1,79 mNHN, Stadersand) bei ca. 50 m. Der tidebeeinflusste Bereich gilt als Bundeswasserstraße und reicht von der Mündung bis zum Stader Hafen. Das Schwingesperrwerk schützt seit dem Jahr 1971 das Einzugsgebiet vor Sturmfluten. Das Sperrwerk ist 16 m breit und wird durch zwei Stemmtore verschlossen. Ähnlich wie an anderen Sperrwerken entlang der Elbe wird auch am Schwingesperrwerk zweimal pro Woche gespült, nämlich dienstags und donnerstags zur Tagtide auf Basis eines beim NLWKN festgelegten Spülplans. Zum Spülen schließen gemäß

NLWKN (Mail vom 05.05.2022) die Tore bei ablaufendem Wasser bei ca. 6,30 m (PNP). Der Stau erfolgt über ca. 1 h mit einer Differenz Innen- zu Außenpegel von ca. 60 cm. Danach erfolgt ein kontrolliertes Spülen des Sperrwerkes mit den Spülschützen in den Toren und Teilöffnung der Stemmtore für ca. 1 h Der Wasserstand zum Ende des Spülens liegt bei ca. 5,00 m (PNP).

Neben der WI-Baggerung der WSV finden unregelmäßig Baggerungen Dritter und u. a. Schlickeggen in der Schwinge statt.

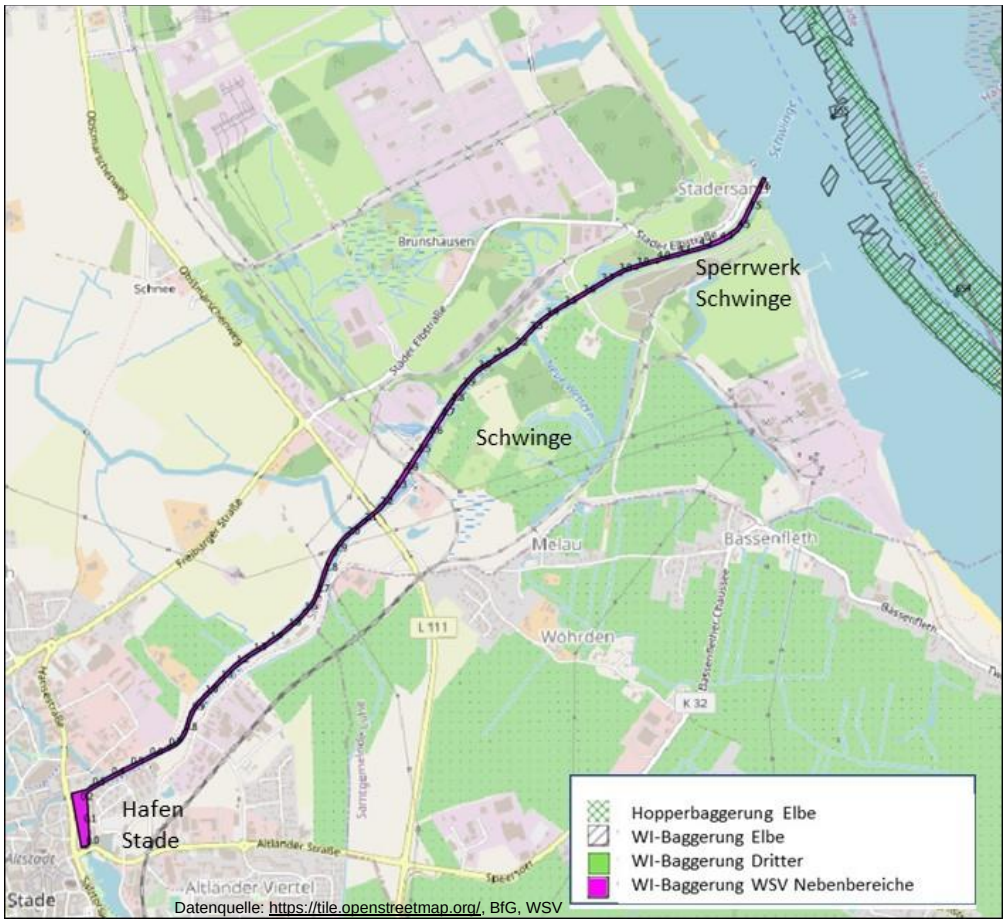


Abbildung 3-22: Ausschnitt zum WI-Bereich in der Schwinge

Die Schwinge mit einer Gesamtlänge von 4,6 km wird vom Hafen Stade bis zur Mündung in die Elbe auf gesamter Strecke mittels WI-Baggerungen unterhalten. Die herzustellenden Tiefen werden vom Hafen Stade bei ca. SKN -0,70 m bis zur Schwingemündung bei ca. SKN -2,20 m hin gestaffelt, um einen gleichmäßigen Sohlverlauf zu erzeugen. In der Regel wird der Schwingelauf alle 2 Jahre im WI-Einsatz unterhalten, zuletzt im Jahr 2021 durchgeführt (WSA 2022a). Um die Belange des Naturschutzes zu berücksichtigen, ist der Einsatz bei vorwiegend ablaufendem Wasser (Ebbstrom) und bei Wassertemperaturen kleiner 12 Grad Celsius durchzuführen (WSA 2022a).

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden im Mittel 1 WI-Einsatz alle 2 Jahre über die gesamte Länge der Schwinge umgesetzt. Die monatliche Verteilung ist in Abbildung 3-23 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

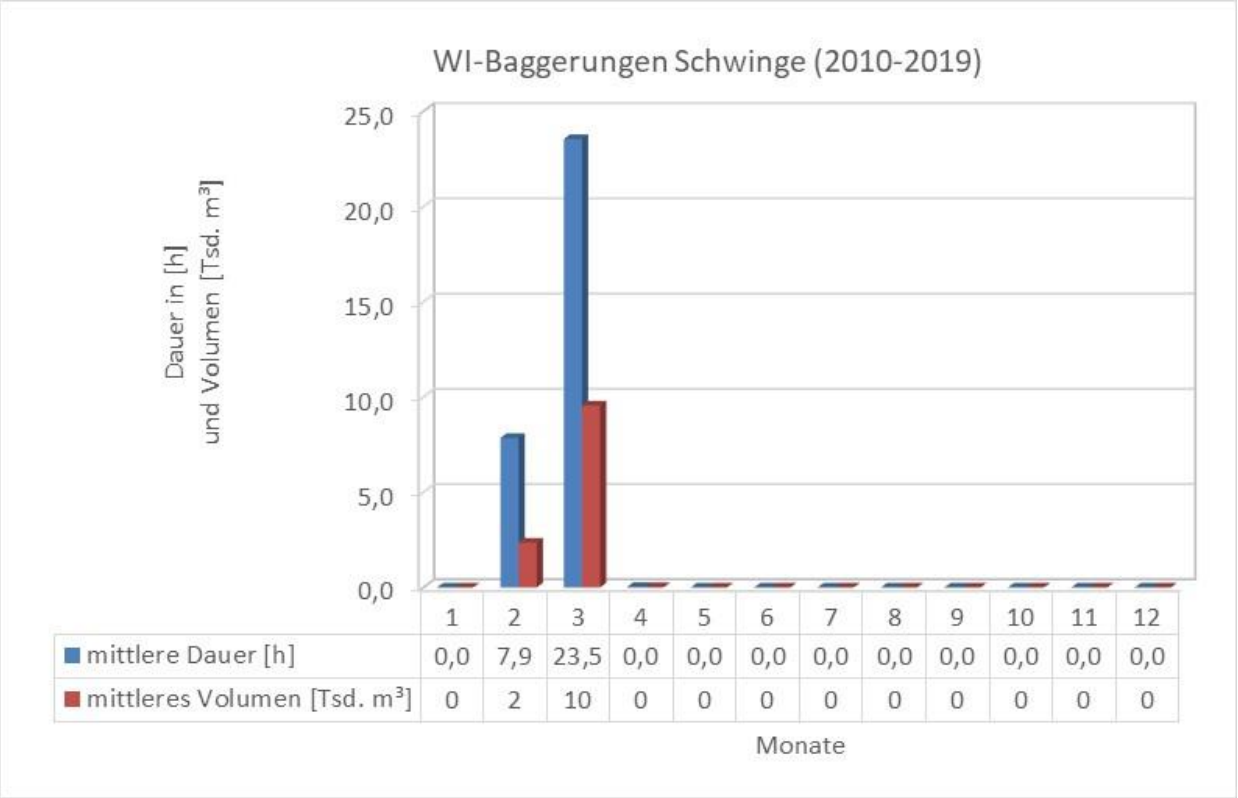


Abbildung 3-23: Verteilung der WI-Baggerungen in der Schwinge von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember

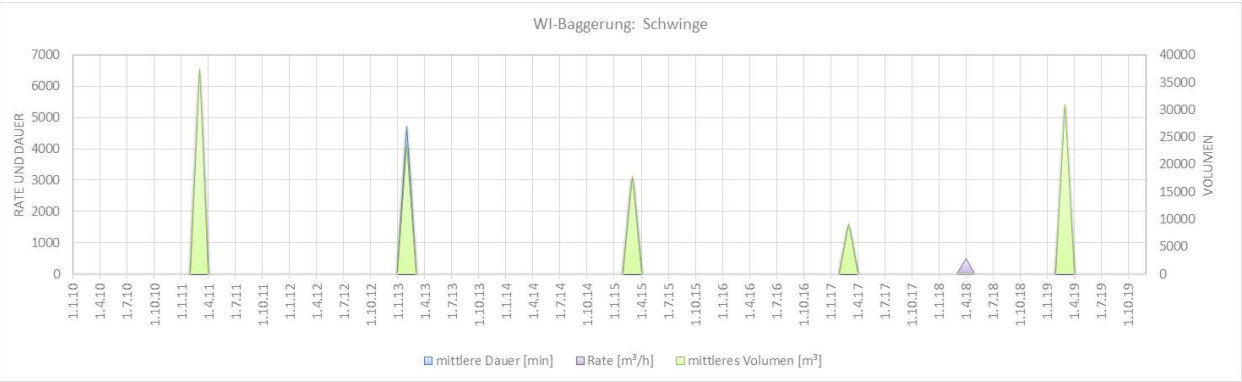


Abbildung 3-24: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Schwinge von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-24 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 496 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

3.4.7 Wedeler Tonnenhafen

Der Wedeler Tonnenhafen liegt ca. auf Höhe Elbe-km 642,5 am nördlichen Elbufer unmittelbar neben dem Wedeler Jachthafen (Abbildung 3-25). Er ist durch einen Hafendamm eingefasst und der angrenzende Bauhof diente einst wie heute zur Reparatur von Seefahrtstonnen entlang der Elbe. Gleichzeitig ist er Betriebshafen des Außenbezirkes Wedel des WSA und verfügt über eine Slipanlage zur Werfthalle des WSA-Bauhofes.

Der Wedeler Tonnenhafen liegt in unmittelbarer Nähe zur Begegnungsbox, ein Unterhaltungsschwerpunkt in der Elbfahrrinne für WSA und HPA. Der 5 km lange Baggerabschnitt (BA 1) der Tideelbe nimmt als Sedimentations- und damit Baggerschwerpunkt für die Wassertiefenunterhaltung eine besondere Bedeutung ein. Die Gesamtbaggergutmenge liegt in der Größenordnung von mehreren Millionen Kubikmetern pro Jahr, was dem Hauptanteil an feinkörnigem Unterhaltungsbaggergut an der Tideelbe entspricht. Zuständig für die Wassertiefenunterhaltung in diesen Abschnitten ist die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), vertreten durch das WSA Nordsee-Elbe. Stromauf des BA 1 und ab Höhe der Landesgrenze erfolgt die Wassertiefenunterhaltung der sogenannten Delegationsstrecke durch die Hamburg Port Authority (HPA). Unmittelbar an der Landesgrenze und ca. 3 km stromauf gegenüberliegend des Wedeler Tonnenhafens liegt die Verbringstelle Neßsand. Diese nutzt die HPA in den Wintermonaten November bis März für die Unterbringung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen und der Delegationsstrecke.

Stromab des Wedeler Tonnenhafens wird der Jachthafen Wedel durch Dritte mittels WI-Baggerung unterhalten. Dammschneider (1991) erfasste während eines WI-Baggereinsatzes im Jachthafen Wedel am 04.03., 07.03. und 11.03.1991 im Einfahrtsbereich eine 160 cm bis 200 cm mächtige Fluid-Mud-Schicht. Im Nahbereich der WI-Baggerung stieg die Schwebstoffbelastung und Sauerstoffzehrung deutlich an. An der Wasseroberfläche ging der Sauerstoffgehalt von etwa 84 % Sättigung auf 50 % Sättigung zurück. In einer Wassertiefe von 3,5 m über der Sohle sank die Sauerstoffsättigung von 84 % auf bis zu 42 %. Die Wassertemperatur lag zwischen 3 °C und 5,8 °C.

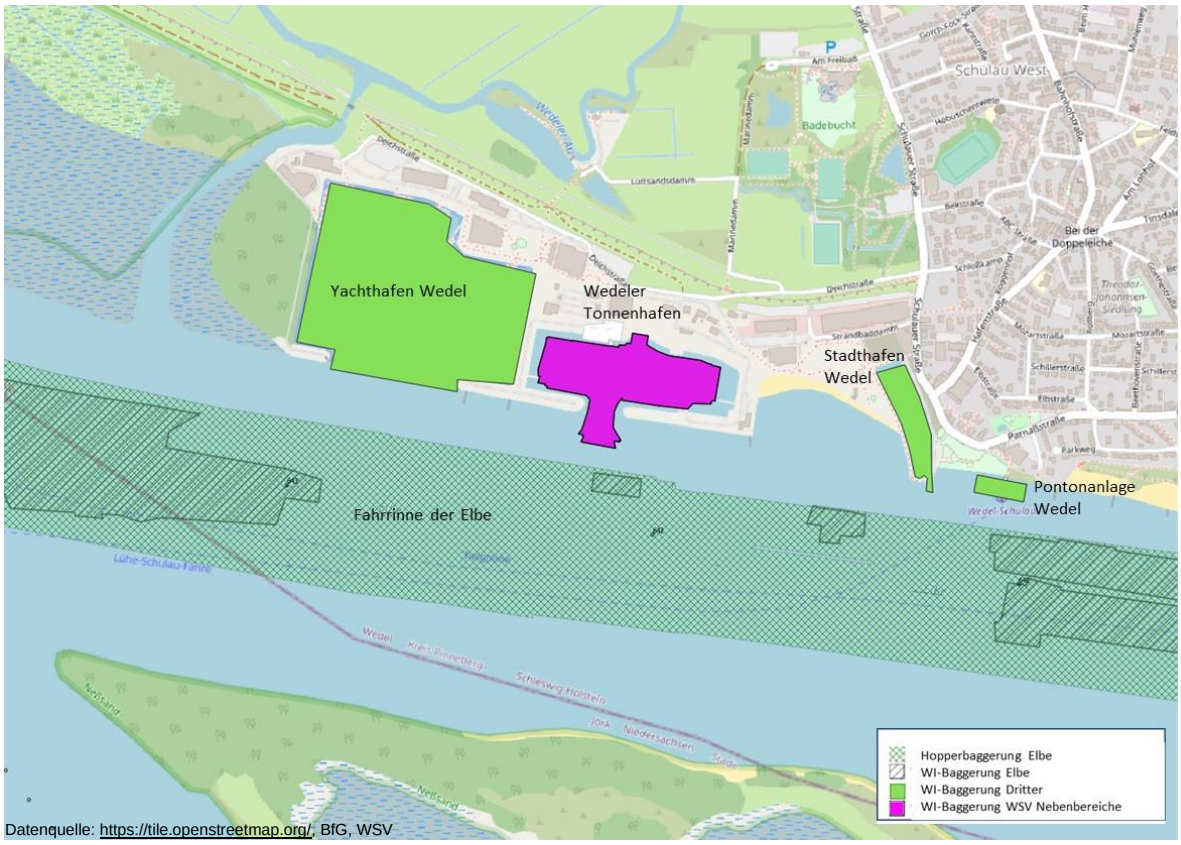


Abbildung 3-25: Übersicht zum Wedeler Tonnenhafen und zum WI-Bereich im Wedeler Tonnenhafen

Der Tonnenhafen Wedel ist mittels WI-Baggerungen regelmäßig flächig auf die erforderliche Solltiefe im jeweiligen Hafenbereich zu unterhalten. Daneben sind lokale Baggerungen an Hafenanlagen (Slipanlagen) möglich. Zum Schutz der Finte finden während der Fintenrestriktionszeit im Zeitraum April bis Juni jeden Jahres keine Baggereinsätze statt (WSA 2022a).

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden nur in den Jahren 2010 und 2011 keine WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen durchgeführt. Die monatliche Verteilung über das Jahr ist in Abbildung 3-20 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-27 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 215 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

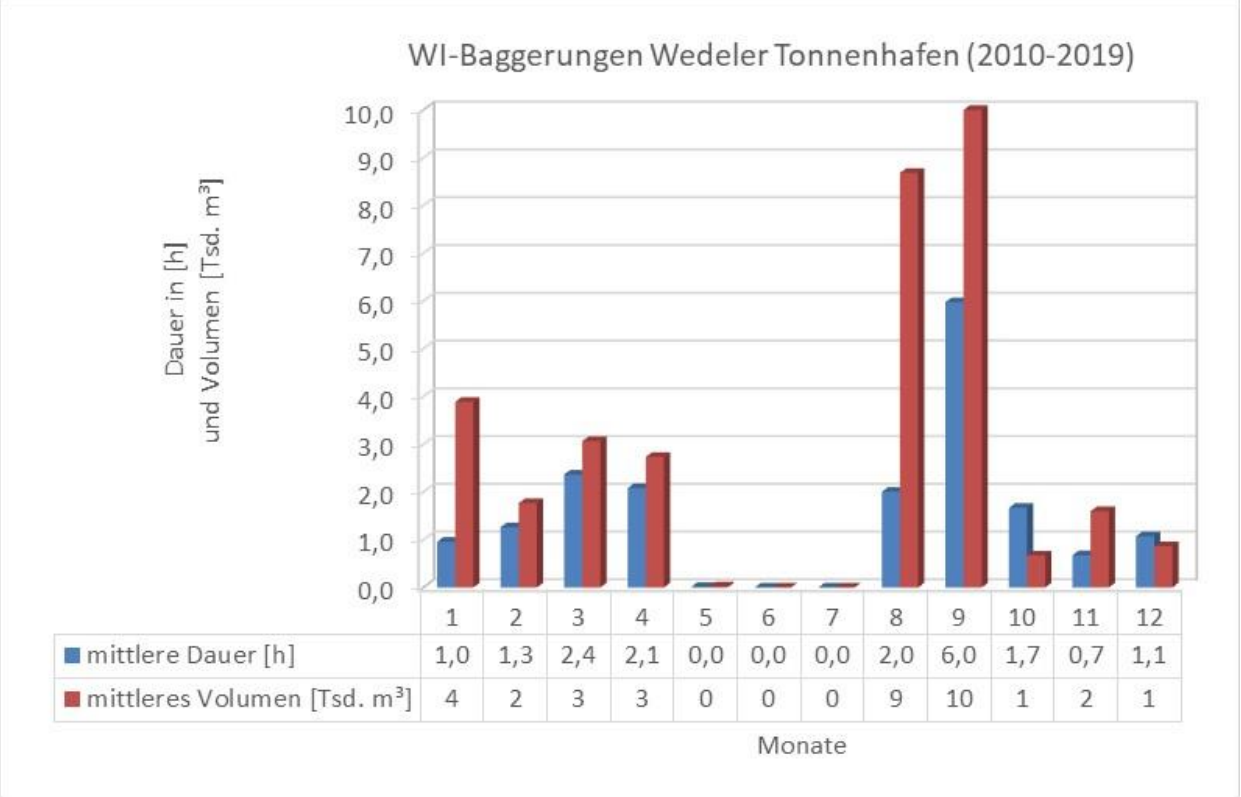


Abbildung 3-26: Verteilung der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember

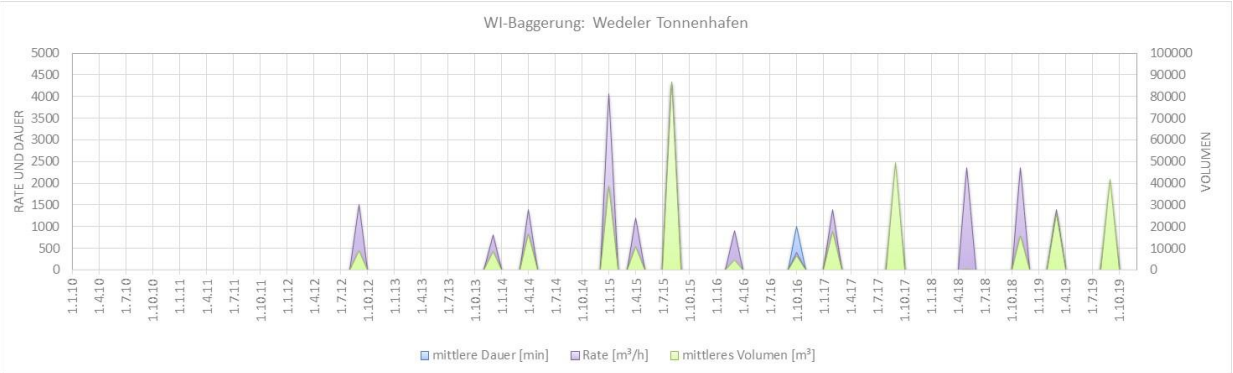


Abbildung 3-27: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen

3.4.8 Außeneste

Die Außeneste verbindet die Fahrrinne der Elbe bei Elbe-km 634,5 mit der Estemündung. Westlich und östlich der Außeneste grenzen Wattflächen des Mühlenberger Lochs und der Hahnöfer Nebenelbe an

(Abbildung 3-28). Südlich des Sperrwerks Estemündung beginnt die Inneneste mit dem östlich angrenzenden ehemaligem Hafengebiet der Pella-Sietas-Werft.

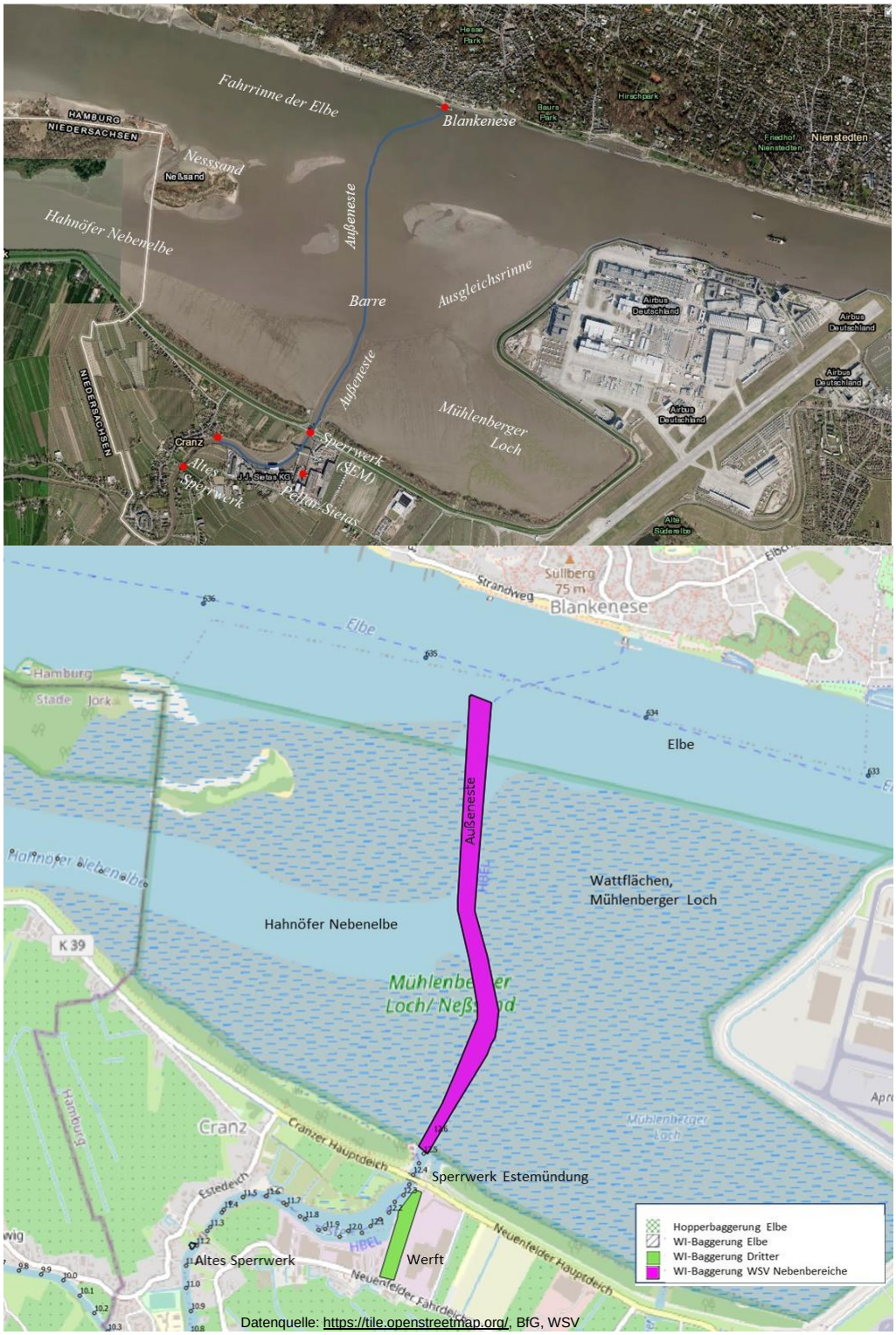


Abbildung 3-28: Übersicht zur Estemündung (oben) und Ausschnitte zu den WI-Bereichen in der Außeneste (unten)

Die Este ist auf der gesamten Länge der Bundeswasserstraße von ca. 12 km tidebeeinflusst bis Buxtehude. Die Estemündung in die Elbe wird durch das Sperrwerk Estemündung (SEM) vor Sturmfluten in der

Elbe geschützt und dient dem öffentlichen Hochwasserschutz. Die HPA ist für das SEM und den umgebenden Bereich der Binneneste inkl. Vorhafen wasserrechtlich zuständig. Aufgrund der hohen Sedimentation wird am SEM mittels eines betrieblichen Unterhaltungskonzepts der Sedimenteintrag reduziert, um den Betrieb des Sperrwerks dauerhaft zu gewährleisten. Dazu zählen regelhafte Spülzyklen ca. alle 5 Tiden mit den Stemmtoren der Estelinie bei ca. +0,4 bis 0,0 mNHN über ca. 10 min und zusätzlich mittels Rührwerken. Die HPA sieht in der Regel im Zuge von WI-Arbeiten bis etwa 10 Tage im Anschluss von einem Spülen mit dem Sperrwerk ab (Mail HPA, Stephan Kräßig 22.12.2021). Diese Regelung erfolgt als Sonderbetriebsanweisung, aber es sind anlassbezogen Abweichungen möglich.

Das SEM bildet im Esteästuar mit -4,5 mNHN den tiefsten Punkt. Ehemals war die Dockgrube der Werft, die nach letztem Nutzungskonzept der Werft Pella-Sietas bis auf eine Tiefe von -4,0 m NHN unterhalten wurde, der zweittiefste. Die Unterhaltung der Dockgrube sowie die darüberhinausgehende Herstellung größerer Wassertiefen im Bereich der inneren Este für den Werftbetrieb der Werft Pella-Sietas mittels WI-Baggerungen (vgl. Abbildung 3-28) sind mittlerweile eingestellt.

Die WI-Baggerungen oberhalb des alten Este-Sperrwerkes wurden am Notverschluss für die Räumung der hiesigen Slipanlage in den Jahren 2014 und 2015 durch die WSV unterhalten. Die Unterhaltung fällt nur in Ausnahmefällen und selten an und wird daher in den nachfolgenden Auswertungen und der Auswirkungsprognose nicht eingebunden.

Das WSA Elbe-Nordsee ist (Stand 2022) für die Unterhaltungsbaggerung der Außeneste zuständig. Seit 2018 erfolgt die Unterhaltung auf eine Solltiefe von -2,5 m NHN (SKN -0,60 m) mit einer Breite von ca. 50 m. Die Unterhaltung für tiefgehenden Verkehr der Werft bis zum Jahr 2016 in der Außeneste wurde auf Grundlage eines Wirtschaftsabkommens durch die HPA ausgeführt (E-Mail HPA 22.12.2021). Die HPA unterhält (Stand 2022) die Außeneste seit 2017 nicht mehr (E-Mail HPA, Stephan Kräßig 22.12.2021); seitdem ist nun das WSA Elbe-Nordsee zuständig. Die derzeitige Unterhaltung (Stand: April 2021) der Außeneste durch das WSA erfolgt mittels WI-Einsätzen, die wie folgt umgesetzt werden: Die WI-Baggerung wird vom Mündungsbereich der Estezufahrt bis ca. 100 m hinter dem Tonnenpaar EZ9/EZ10 vorgenommen (DHI WASY 2021). Mit dem Ziel, die Fahrwasserbreite der Außeneste gemäß Seekarte auf eine Wassertiefe von SKN -0,60 herzustellen, erfolgen die WI-Baggerungen vorwiegend in den Randbereichen. Die Arbeiten finden tideabhängig unter weitgehend ablaufendem Wasser (Ebbstrom) statt. Eine Nachpeilung ist im Anschluss an jede WI-Baggerung zu planen. Zusätzlich gelten folgende Randbedingungen gemäß HPA:

- Mit dem WI-Gerät ist von der Stromelbe in Richtung Sperrwerk in 50-m-Abschnitten zu arbeiten. Sobald eine Funktionsstörung an einer Sperrwerkslinie festgestellt wird, sind die WI-Arbeiten umgehend einzustellen.
- WI-Arbeiten dürfen nur im Zeitfenster Thw bis 2 h vor Tnw (Ausnahmen s. u.) erfolgen.
- Das südliche Arbeitsfeld des WI-Gerätes endet ca. 100 m südlich des Tonnenpaares EZ9/EZ10 (Stand 23.02.2021).
- Der 100 m Abschnitt von EZ9/EZ10 bis Ende Baggerfeld Richtung Sperrwerk ist wie folgt zu bearbeiten: WI-Baggerungen dürfen nur von 1 h nach Thw bis 2 h vor Tnw erfolgen. Es dürfen keine WI-Baggerungen erfolgen, wenn die 6-Tage Prognose des BSH innerhalb der nächsten 72 h ein Wasserstand von mehr als 0,5 m über MThw ergibt.

Gemäß WSA (2022a) ist je nach Erfordernis damit zu rechnen, dass lokale Teilbereiche der Außeneste 1- bis 2-mal im Jahr zu unterhalten sind. Die Dauer je Einsatz liegt zwischen 70 bis 100 WI-Baggereinsatzstunden. Der Einsatzumfang kann aufgrund der äußeren Umstände stark variieren. Um die Belange des Naturschutzes und Hochwasserschutzes (Betrieb des SEM) zu berücksichtigen, ist der Einsatz bei

ablaufendem Wasser (Ebbstrom) im behördlich auferlegten Tidefenster in der Zeit von November bis März der Hamburger Umlagerungssaison durchzuführen.

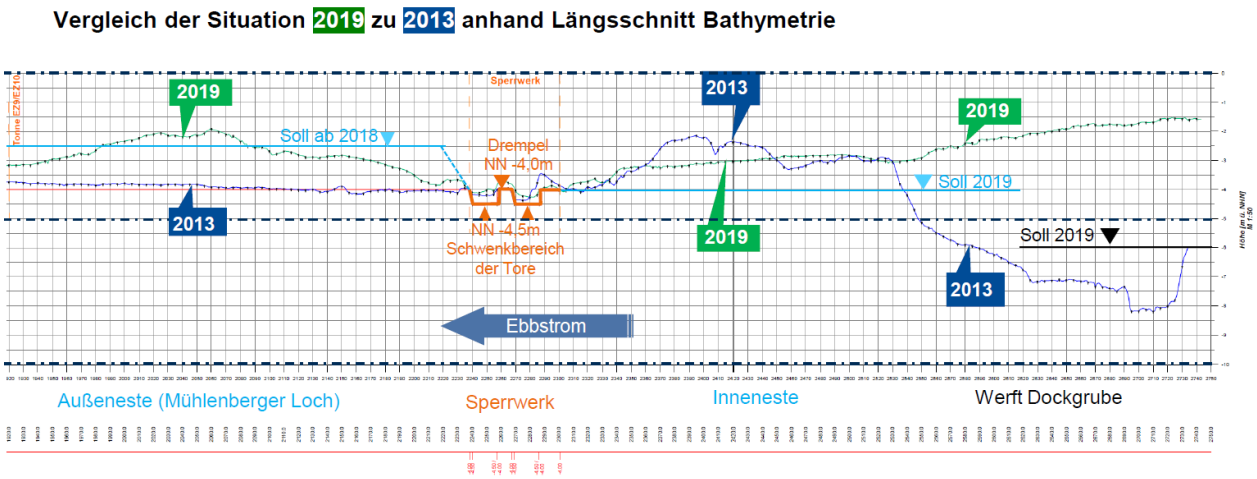


Abbildung 3-29: Schnitt durch die Außeneste, SEM bis Inneneste mit den Instandhaltungstiefen, entnommen HPA (2020)

Im Analysezeitraum 2010 bis 2019 wurden in der Außeneste in den Jahren 2011, 2013 und 2015 keine WI-Baggerungen durchgeführt. Die monatliche Verteilung über das Jahr ist in Abbildung 3-30 dargestellt. Die Mittelwerte pro Jahr sind in Tabelle 3-3 zusammengestellt.

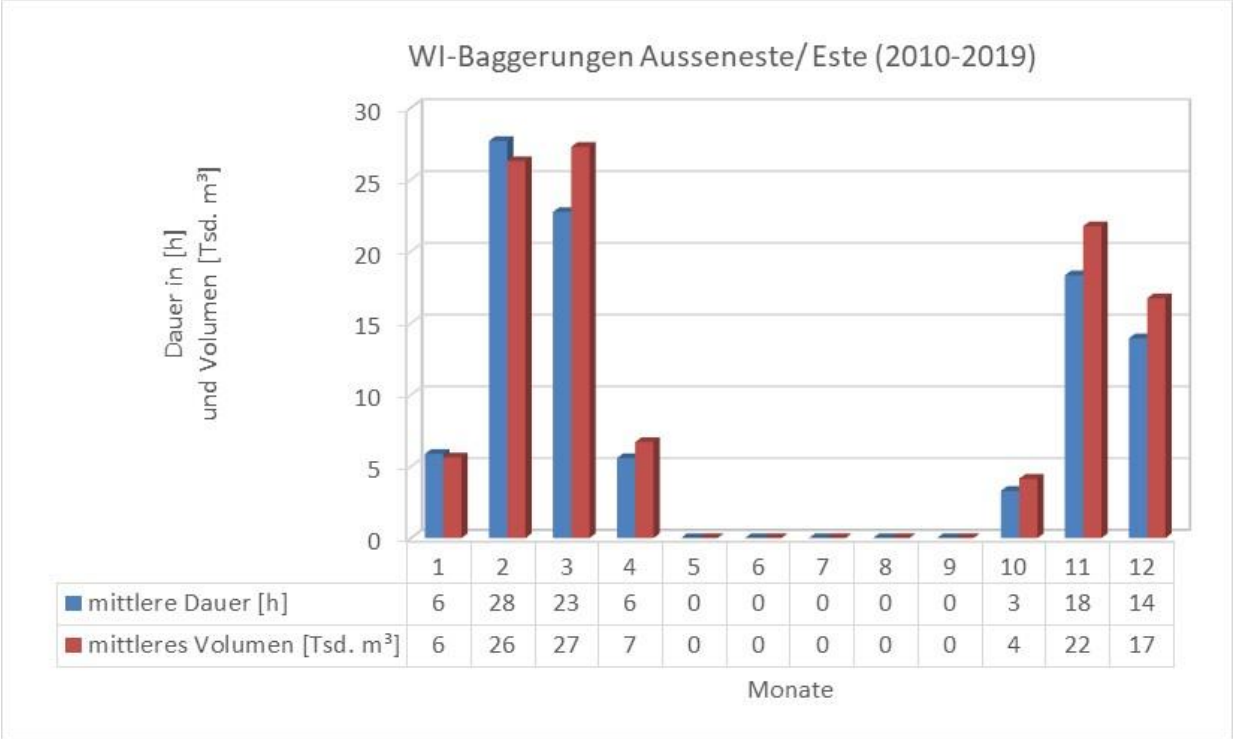


Abbildung 3-30: Verteilung der WI-Baggerungen in der Außeneste/Este von 2010 bis 2019 in Dauer und Volumen über die Monate Januar bis Dezember ohne altes Estesperrwerk (Daten WSA & HPA)

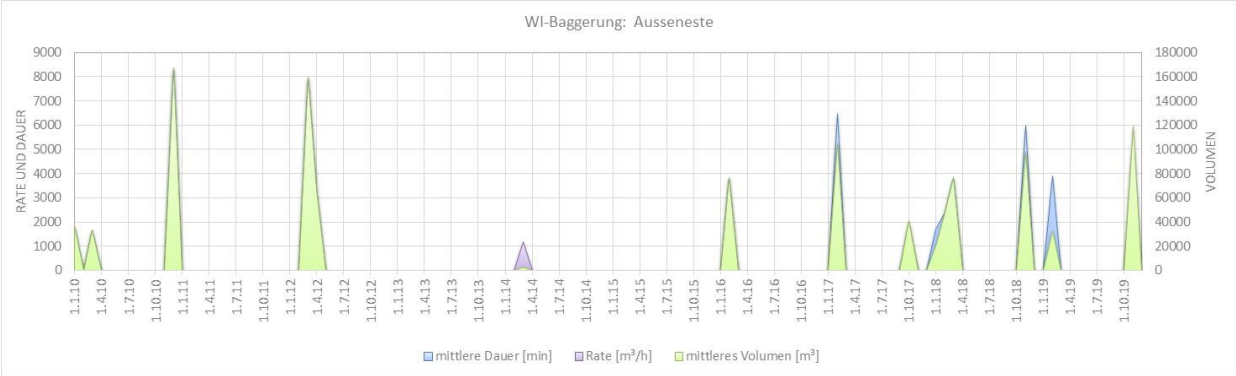


Abbildung 3-31: Monatliche Ruhezeiten und Abstände der WI-Baggerungen in der Außeneste von 2010 bis 2019 für die WI-Raten, Dauern und Volumen (Daten WSA & HPA)

Die zeitliche Verteilung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 ist in Abbildung 3-31 dargestellt. Die mittlere Ruhezeit von 288 Tagen und die Schwankungsbreiten der Ruhezeit sind der Tabelle 3-4 zu entnehmen.

4 Material und Methoden

Für die Erstellung der vorliegenden Auswirkungsprognose wurden keine eigenen Daten erhoben, sondern nur vorliegende Informationen und Daten ausgewertet. Eine Übersicht über das grundsätzliche Vorgehen ist in Abbildung 4-1 dargestellt.

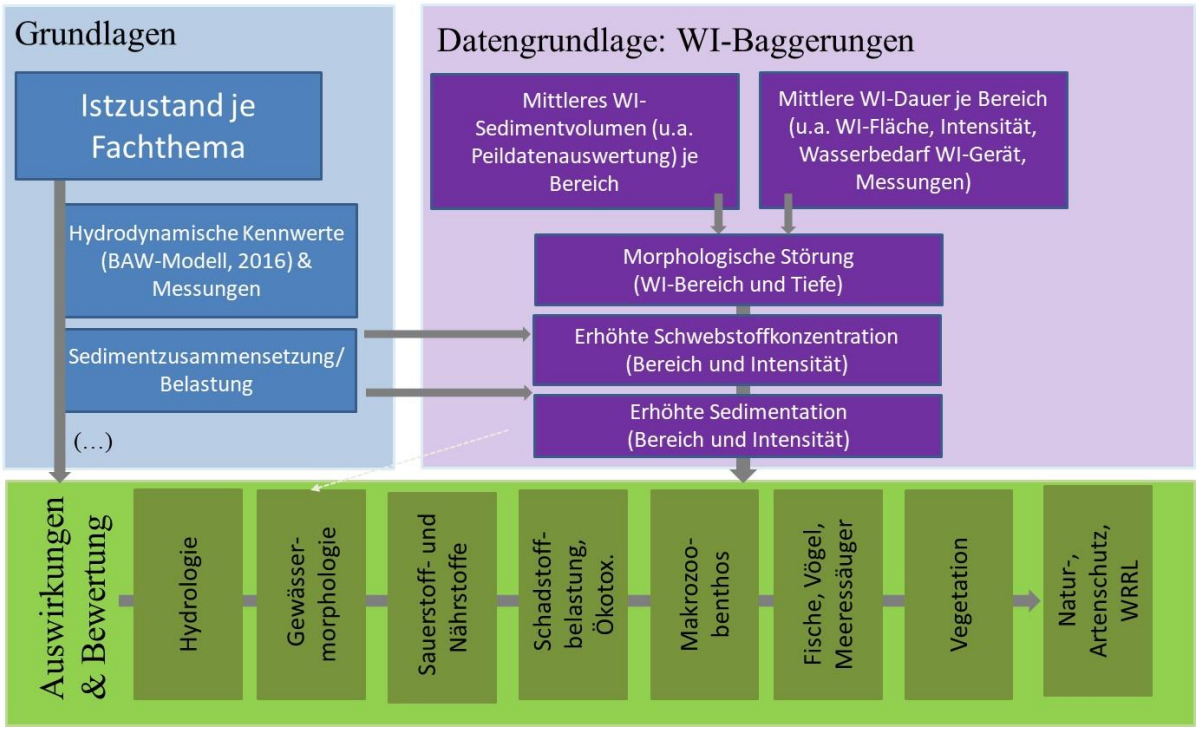


Abbildung 4-1: Übersicht zum grundsätzlichen methodischen Vorgehen

4.1 Hydrologie

Die übergreifende Hydrologie wird mittels Messdaten der WSV beschrieben. Zu nennen sind die Abflussmessungen der WSV am Pegelort Neu Darchau zur Beschreibung der Oberwasserverhältnisse der Tideelbe. Die Abflussverhältnisse der Nebengewässer wurde Nehlsen (2017) entnommen. Die Salzgehalte wurden mittels des Leitfähigkeitsmessnetzes der Tideelbe (WSV und HPA) berechnet. Die Daten wurden vom Portalsystem Küstendaten (www.küstendaten.de) heruntergeladen. Je nach Messstation beginnen die Daten 1997 oder später. Die Daten wurden plausibilisiert und Lücken mittels eines statischen Verfahrens über Nachbarmessstellen gefüllt. Die Salzgehalte wurden nach Fofonoff et al. (1983) und Hill (1986) berechnet.

Die Hydrologie in den Bereichen der WI-Baggerungen selbst wurde meist mittels Modelldaten des UnTRIM²-Modells der BAW beschrieben (hier Elbe-Modell der BAW, Lauf u09_024, UUID: 5ed29162-74dd-11eb-bf3f-a4bf0125a448, BAW 2020, Törber 2020).

Der oben genannte Datensatz deckt die Tideelbe vom Wehr Geesthacht bis zur Mündung bei Cuxhaven inklusive der tidebeeinflussten Nebengewässer ab. Das unstrukturierte Gitter ist aus 97.918 Polygonen mit durchschnittlich je etwa 5.800 m² Fläche aufgebaut (Median = 3.888 m²; Abbildung 4-3 und Abbildung 5-2). Für die ursprüngliche Modellierung wurde quasi 3D gerechnet, der genutzte Ausgabedatensatz ist

jedoch tiefengemittelt. Zeitlich wird das Jahr 2016 vom 1. Januar bis 31. Dezember mit einer zeitlichen Auflösung der Ausgabedaten von 30 min erfasst. Im Datensatz sind u. a. die Parameter Bathymetrie, Strömung, Wassertiefe, Salzgehalt und Schwebstoffgehalt bzw. deren Transportraten enthalten.



Abbildung 4-2: Abdeckung des verwendeten UnTRIM² Ergebnisdatensatzes mit Darstellung der Polygongröße von klein (blau) zu größeren Polygonen im nördlichen Ästuar (über gelb zu rot)

Für die quantitative Auswertung von Strömungsgeschwindigkeit, Strömungsrichtung, Wasserstand und Profilgeometrie wurden Profile im und nahe den Bereichen der WI-Baggerungen definiert, auf denen die Modelldaten abgegriffen wurden (Abbildung 4-5). Da die Profilschnitte nicht den Kanten des unstrukturierten Modellgitters folgen, wurden die Modelldaten auf Profilpunkte mit 10 m Abstand interpoliert. Diese, auf das Profil interpolierten Daten, wurden zu den benötigten Kennwerten wie Extrem- und Durchschnittswerte der Strömung und des Durchflusses aggregiert. Die Lage und hydrographischen Charakteristika der wichtigsten Profile sind in Abschnitt 5.1.1 zusammengefasst.

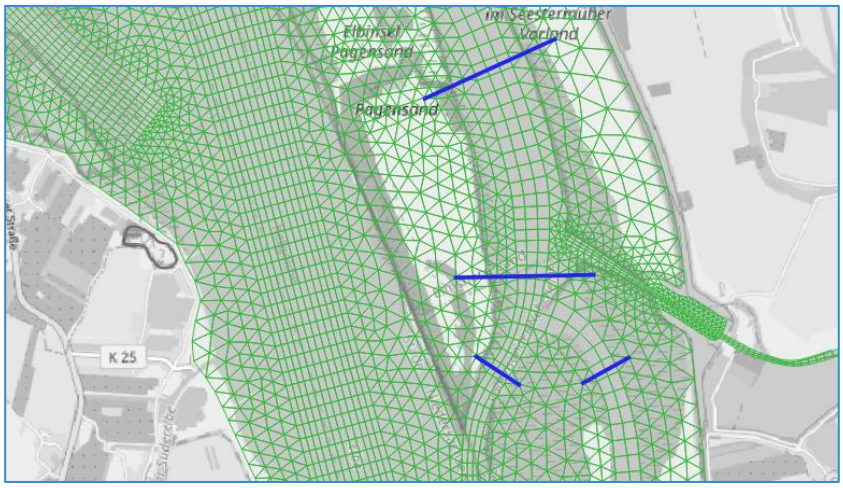


Abbildung 4-3: Beispiel des UnTRIM² Modellgitters an der Pagensander Nebenelbe (grün) und der Profilschnitte (blau) im Bereich der WI-Baggerung

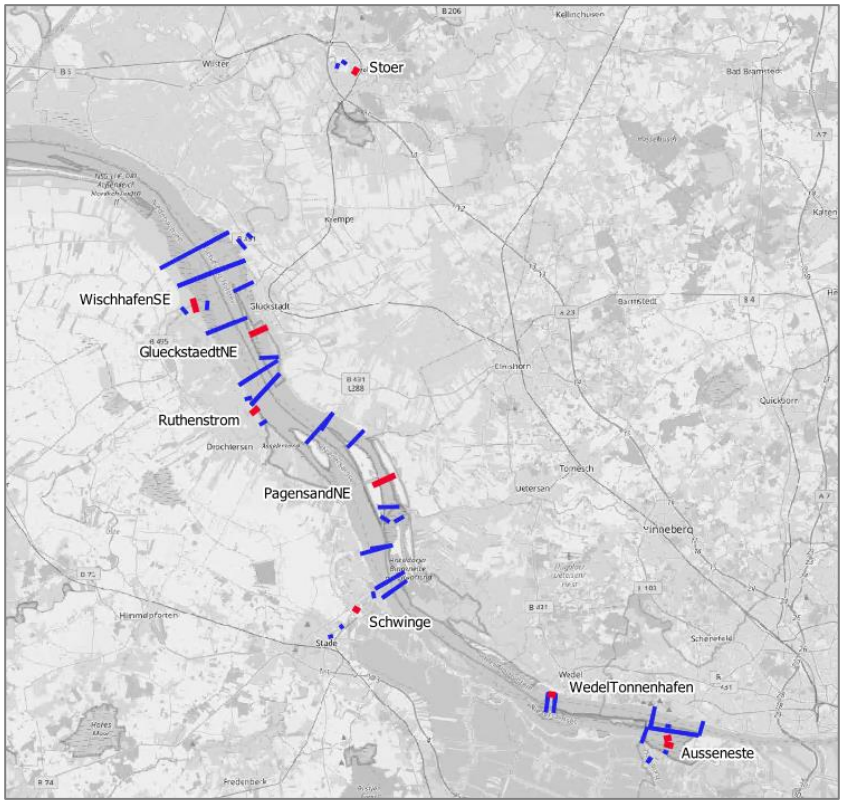


Abbildung 4-4: Lage der Auswerteprofile an der Tideelbe. Rot markiert sind Profile mit zugehörigen hydrographischen Steckbriefen in Abschnitt 5.1.1

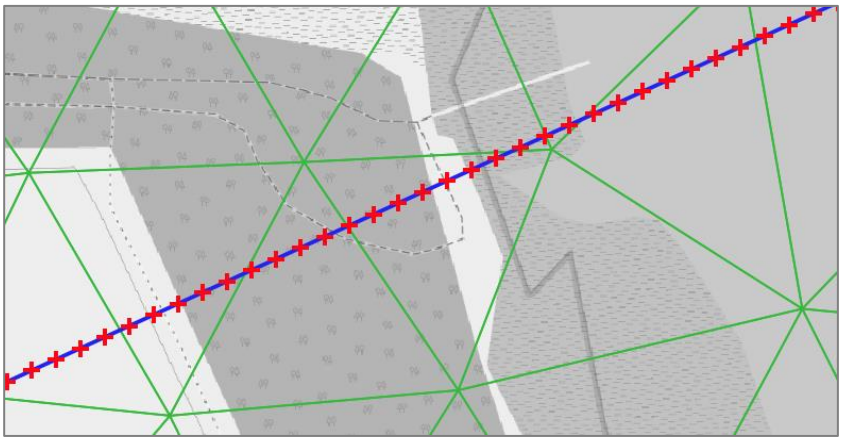


Abbildung 4-5: Lage der Auslesepunkte (rot) auf dem Profil Pagensander Nebenelbe 1.4 (blau) im UnTRIM² Modellgitter (grün)

4.2 Morphologie und Sedimente

Das Vorgehen für die Beschreibung des Ist-Zustandes unterscheidet sich grundlegend von der Methodik für die Prognose der Wirkungen. Die Beschreibung des Ist-Zustandes nutzt bestehende Messungen und Erhebungen u. a. zu Korngrößenverteilungen, Peildaten und Trübungsmessungen im Gelände und beschreibt die Morphologie und den Sedimenthaushalt im WI-Bereich und Umgebung. Der für die Prognose entwickelte methodische Ansatz ist in Abschnitt 4.2.2.1 bis 4.2.2.4 beschrieben.

4.2.1 Methodik für den Ist-Zustand

Die Beschreibung des Ist-Zustandes nutzt bestehende Messungen und Erhebungen u. a. zu Korngrößenverteilungen aus Sedimentproben, morphologische Änderungen aus Peildaten und Schwebstoffgehalte aus (überwiegend Trübungs-)Messungen im Gewässer.

4.2.1.1 Methodik für den Ist-Zustand: Sohlsubstrate/Sedimente

Die verwendete Datengrundlage zur Korngrößenverteilung des Sohlsubstrats/der Sedimente wurde unterschiedlichen Literaturquellen, Messkampagnen und darin geschilderten Beprobungskampagnen und Untersuchungen entnommen.

Zur Beurteilung der Umlagerungsfähigkeit der oberflächig frisch abgelagerten Sedimente mittels WI-Verfahren wurden die Sedimente mit Van-Veen-Greifern entnommen (0 cm - 25 cm) und zusätzlich hinsichtlich der Schadstoffbelastung untersucht (Kapitel 4.3). Die Entnahme von Sedimenten erfolgte durch das WSA Elbe-Nordsee mit Unterstützung der BfG. Das Vorgehen, Ergebnisse und Analysen sind ausführlich in den Berichten BfG-1831 (2014) und BfG-2028 (2020) dokumentiert. Die Beprobungen der Schwinge erfolgten im Rahmen der Untersuchung (BfG-1973, 2019 sowie BfG-2010, 2020). Zusätzliche Sedimentbeprobungen Dritter in den WI-Bereichen werden, soweit bekannt und im Auswertzeitraum von 2010 bis 2019 liegend, ebenfalls beschrieben. Eine Übersicht zu den genutzten Daten in den WI-Bereichen ist der Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Tabelle 4-1: Sedimentproben in den WI-Bereichen der Nebenelben und Nebengewässer der Elbe

WI-Bereich (Benennung)	Probennahme mit Ort und Datum	Anzahl der Proben
Stör	Stör-km 50,5 bis 50,8, 49 bis 50, 48,2 bis 48,8 und 24 bis 24,4 (2011, BfG-1831, 2014)	3, 3, 4, 3
	Stör-km 50,5 bis 50,8, 49 bis 50, 48,2 bis 48,8 und 24 bis 24,4 (08.10.2019, BfG-2028, 2020),	3, 7, 5, 4
	Sedimentproben in 2005 nahe Stör-km 50 bis 40, (Plöger 2008)	unbekannt
Glückstädter Nebenelbe	GNE-km 0,3 bis 1,9 (20. und 21.06.2011, BfG-1831, 2014)	7
	GNE-km 0,3 bis 1,9 (15.8 und 30.08.2018, BfG-2028, 2020)	12
Pagensander Nebenelbe	PNE-km 0,4 bis 4,0 (15.10.2011, BfG-1831, 2014)	8
	PNE-km 0,4 bis 4,0 (27.08.2018, BfG-2028, 2020)	9
Wischhafener Süderelbe und Fahrwasser	WSE-km 8,5 bis 11,1 und WFW-km 0 bis 0,15 (23.06.2011, BfG-1831, 2014)	11
	WSE-km 8,5 bis 11,1 und WFW-km 0 bis 0,15 (09.10.2019, BfG-2028, 2020)	11
Ruthenstrom	RS-km 3,9 bis 6,1 (20.06.2011, BfG-1931, 2014)	8
	RS-km 3,9 bis 6 (30.08.2018, BfG-2028, 2020)	8
Schwinge	Schwinge-km 0 bis 4,6 im Februar 2017 (vor WI-Baggerung) und April 2017 (nach WI-Baggerung), BfG-1973, 2019)	16
	November 2014 (BfG-1973, 2019)	12
Wedeler Tonnenhafen	Wedeler Tonnenhafen (27.08.2018, BfG-2028, 2020)	10
Außeneste	Este-km 0,4 bis 1,6 (27.08.2018, BfG-2028, 2020)	4
	Außen- und Inneneste nahe der Mündung (2013 und 2014, DHI WASY 2016)	16

Alle Sedimentproben wurden als Mischprobe aufbereitet und anschließend labortechnisch untersucht. Erfolgte die Sedimentprobennahme und Untersuchung durch die BfG, wurde labortechnisch das Probematerial auf Korngrößenzusammensetzung in den Fraktionen bis zum Grobschluff untersucht. Die Fraktionen Mittelschluff und kleiner wird als Gesamtfraktion < 20 µm erfasst. Für das Siebverfahren nach BfG-Methode siehe GÜBAK (2009). Die Beschreibung und Klassifizierung der Sedimente bzw. des potenziellen Baggerguts (WI-Baggerung) erfolgt anhand von DIN 18196. Über die Sedimentzusammensetzung (Anteile Ton : Schluff : Sand) je WI-Baggerbereich kann mit empirischen Ansätzen die Dichte des Sediments für dauerhaft benetzte Bereiche gemäß Lara & Pemberton (1963) abgeschätzt werden. Die Anteile Ton, sofern sie nicht ermittelt worden sind, wurden entsprechend geschätzt.

$$für\ dauerhaft\ benetzt\text{: } \rho_{b,dry} = 1550 \cdot p_{Sand} + 1120 \cdot p_{Silt} + 420 \cdot p_{Clay}$$
$$für\ 50\%\ der\ Zeit\ benetzt\text{: } \rho_{b,dry} = 1550 \cdot p_{Sand} + 1135 \cdot p_{Silt} + 560 \cdot p_{Clay}$$

mit für die trockene Bulkdichte des Sediments [kg/m³], mit p_{Sand} für den Sandanteil, mit p_{Silt} für den Schluffanteil und mit p_{Clay} für den Tonanteil in der Korngrößenverteilung [-] (vgl. Abschnitt 5.2.).

4.2.1.2 Methodik für den Ist-Zustand: Schwebstoffgehalte

Die Schwebstoffgehalte im Ist-Zustand liegen nur in wenigen Nebengewässern der Elbe (z. B. Schwinge, Este und Außeneste), meist über Einzelmesskampagnen von wenigen Tagen bzw. Wochen, vor. In der Elbe sind langjährige Daten über die Trübungsmessungen der Dauermessstationen (D1 bis D4) der WSV, den oberflächennahen Schwebstoffproben aus den Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe und den ACDP-Messungen der HPA bzw. der Trübungsmessung des NLWKN zur Beschreibung des Schwebstoffhaushaltes vorhanden.

Tabelle 4-2: Trübungsmessstationen in den WI-Bereichen der Nebenelben und Nebengewässer der Elbe

WI-Bereich (Benennung)	Messungen zur Schwebstoffkonzentration oder Trübungen
Stör	Abfiltrierbare Stoffe aus Einzelmessungen in der Stör bei Heiligenstedten, Klappbrücke (mit Tideeinfluss), vom 14.01.2010 bis 06.12.2021 Daten bereitgestellt durch das LLUR (2022)
Glückstädter Nebenelbe	Messstation in der Elbe D4 - Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5) und D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7), Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 13) bis 2023
Pagensander Nebenelbe	Messstation in der Elbe D3 – Pagensand Nord (Elbe-km 664,7) Einzelmessung am Sperrwerk Krückau aus dem Mai und Oktober 2008, Donner (2014), YSI-Sonde am östlichen Ufer gegenüber dem Anleger Pagensand (zentraler Bereich), Sommermessungen für 2018 - 2021 (Quelle: BfG) Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 17) bis 2023 Abfiltrierbare Stoffe aus Einzelmessungen in der Krückau und Pinnau (teilweise mit Tideeinfluss), von 13.01.2010 bis 15.12.2020 für die Krückau und Pinnau, Daten bereitgestellt durch das LLUR (2022)
Wischhafener Süderelbe und Fahrwasser	Einzelmessung in zwei Tiefen aus dem Zeitraum 30.11 bis 15.12.2021 (IMP 2022)
Ruthenstrom	Einzelmessung in zwei Tiefen aus dem Zeitraum 15.12 bis 27.12.2021 (IMP 2022) Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 14, Bielenberg) bis 2023
Schwinge	Einzelmessung der Trübung (NTU) während und nach WI-Baggerungen aus 2017 und 2019, BfG-1973, 2019) Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 19, Schwingemündung) bis 2023
Wedeler Tonnenhafen	Messstation in der Elbe D1 - Hanskalbsand (Elbe-km 643) Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 24, Bauhof Wedel) bis 2023
Außeneste	Einzelmessung am Sperrwerk Estemündung aus Juni bis September 2014, Nehlsen (2017) Eine nahegelegene YSI-Sonde in der Hahnöfer Nebenelbe, Sommermessungen für 2011 - 2013 (Quelle: BfG) Abfiltrierbare Stoffe aus wasserspiegeloberflächennahen Einzelmessungen der FGG Elbe (Messstelle H 26, Blankenese) bis 2023

Eine Übersicht zu den genutzten Daten in den WI-Bereichen für die Schwebstoffgehalte ist auch der

Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Im Zuge der Auswirkungsprognose werden Erhöhungen der Schwebstoffkonzentration über die oben beschriebene Bilanzierung (Mobilisierungsrate und Dauer des WI-Einsatzes) abgeschätzt und Reichweiten der Erhöhung mittels Wassertiefe, Strömungen und Sinkgeschwindigkeiten der Sedimente eingegrenzt.

4.2.1.3 Methodik für den Ist-Zustand: Morphologie/Morphodynamik

Zur Beschreibung der Morphologie werden vorrangig Sohlstrukturen in Form von Transportkörpern und die Sedimentations-/Erosionsraten ohne WI-Baggerungen, soweit Daten vorliegen, beschrieben. Für die Analyse der Morphologie im Bereich der WI-Baggerungen können z. T. die bei der WSV verfügbaren Fächerecholot-Peilungen, aber auch Literaturquellen genutzt werden. Die Sohlstrukturen werden in ihrer Lage, Höhe und Länge beschrieben. Oberflächen mit hohen Feinkornanteilen (ab maximal 15 %, gemäß Baas et al. 2013, Whitehouse et al. 2000 und Pettijohn et al. 1987) sind typischerweise strukturlos bzw. strukturarm und ohne erkennbare Transportkörper.

4.2.2 Methodik für die Prognose der Wirkungen

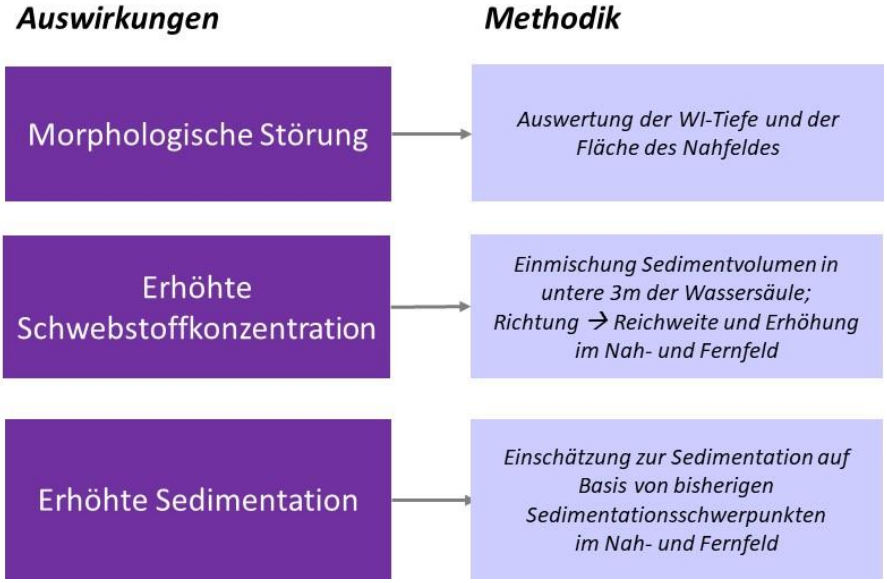
In der Prognose werden die Wirkungen infolge der WI-Baggerung gegenüber dem morphologischen Ist-Zustand beschrieben. Je Baggerbereich wird mit Hilfe der Sedimentzusammensetzung an der Sohle, der Hintergrundtrübungen bzw. Schwebstoffkonzentrationen, Sohlstrukturen (insbesondere Dünen und Riffel) und Sedimentationsraten der morphologische Ist-Zustand beschrieben. Die Prognose zu den WI-Baggerungen betrachtet für die Morphologie die Teilaspekte morphologische Störung, die Veränderung der Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen in räumlicher Ausdehnung und Intensität (Erhöhung) und die Veränderung der Sedimentation (Erhöhung) infolge der WI-Baggerung (Abbildung 4-6). Zentraler Baustein der Prognose sind die statistischen Kennwerte zur Praxis der WI-Baggerungen der letzten 10 Jahre (2010 bis 2019, siehe Abschnitt 3.3 und 3.4), die Sedimentzusammensetzungen (Abschnitt 5.2.1) und hydraulische Verhältnisse im Bereich (vgl. Abschnitt 5.1.1).

Der **WI-Baggerbereich** (Abbildung 4-7) beschreibt die Fläche der Gewässersohle, die üblicherweise und regelmäßig in den letzten 10 Jahren (2010 bis 2019) mittels WI-Baggerungen unterhalten wird. Analog zur Auswertung in Abschnitt 3.3 werden die Flächen der WI-Baggerungen vereinfacht. In den Tabellen der WSV ist die WI-Baggerfläche je WI-Einsatz angegeben. Diese Fläche kann mit dem gesamten WI-Unterhaltungsbereich (vgl. schwarzes Polygon in Abbildung 4-7) übereinstimmen, nimmt aber in einigen Nebenbereichen und bestimmten Jahren nur eine Teilfläche des gesamten WI-Baggerbereiches ein. Um diese zeitlich und räumlich variablen Teilflächen nicht gesondert mitzuführen, wird nachfolgend nur der potenzielle gesamte WI-Eingriffsbereich, der identisch ist zum WI-Baggerbereich (Definitionsskizze siehe Abbildung 4-7) aufgeführt.

Zur Bewertung der Wirkungen wird je WI-Bereich ein **Nahfeld** (Abbildung 4-7, pinkes Kästchen), das den WI-Bereich inkl. eines unmittelbar angrenzenden stromabliegenden Bereich von ca. 100 m umfasst und ein **Fernfeld** (Abbildung 4-7), das die berechnete maximale Reichweite an potenzieller Schwebstofferhöhung umfasst, definiert. Die Länge des Nahfelds wird u. a. über die maximale Sinkgeschwindigkeit des WI-Baggerguts ermittelt (Abschnitt 4.2.2.3). Das Fernfeld grenzt unmittelbar an das Nahfeld an und zeigt schematisch eine Ausbreitung der Sedimentfahne mit der Ebbströmung. Die Fernfeldlänge wird über die minimale Sinkgeschwindigkeit des WI-Baggerguts ermittelt (Abschnitt 4.2.2.3).

Um die Prognose übersichtlich und mit Blick auf die Datengrundlage in der räumlichen Auflösung der Datengrundlagen (meist Einzelwerte in der Nähe bzw. in den WI-Bereichen) anschaulich zu halten, wurden im Weiteren die zwei Teilbereiche, WI-Baggerbereich und Nahfeld, aufgrund der geringen

räumlichen Unterscheidung von wenigen 100 m stromab, auf das **Nahfeld zusammengefasst** und vereinfacht. Die morphologische Störung (vgl. Abbildung 4-6) mit der WI-Tiefe und den WI-Flächen wird somit nicht mehr auf den WI-Baggerbereich, sondern ausschließlich auf das Nahfeld bezogen. In Flächenzahlen heißt das, dass die in Tabelle 3-3 angebenden WI-Flächen (vgl. WI-Baggerbereich) je



nach Nahfeld ca. 1 bis 4 ha vergrößert werden.

Abbildung 4-6: Methodik zur Auswirkungsprognose für die Morphologie (Nah- und Fernfeld)

Die Abbildung 4-7 verdeutlicht, wie auf der zeitlichen Achse die Schwebstofferhöhung infolge WI-Baggerung bei Thw und Ebbstrom im Konzeptmodell schematisiert wurde.

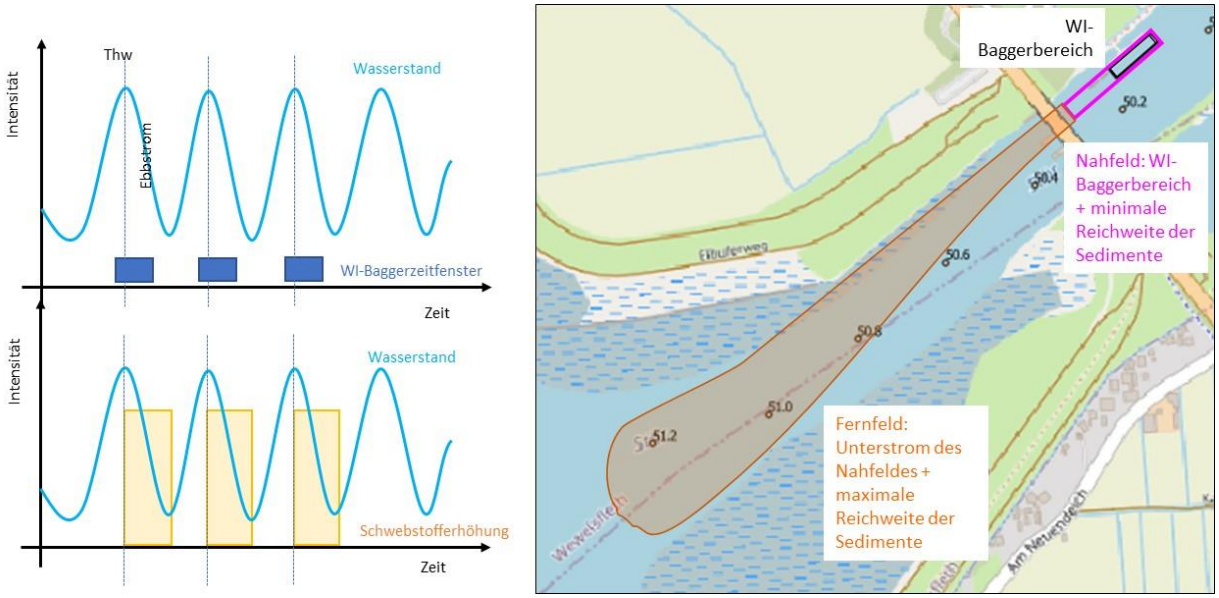


Abbildung 4-7: Annahmen im methodischen Ansatz (links) und Definitionen von WI-Bereich, Nahfeld und Fernfeld (rechts)

Die Nah- und Fernfelder der betrachteten **WI-Bereiche überlagern** sich z. T. (Abbildung 4-8). Diese Überlagerung fokussiert auf Teilflächen der WI-Baggerung in dem jeweiligen WI-Nebenbereich, wie z. B. der Bereich unterhalb und oberhalb des Sperrwerks in der Wischhafener Süderelbe und die drei Bereiche Pagensander Nebenelbe, Krückau- und Pinnaumündung. Eine Überlagerung unterschiedlicher WI-

Nebenbereiche wie z. B. des Fernfeldes im Ruthenstrom mit dem Fernfeld Süd der Glückstädter Nebenelbe wird hier nicht erfasst. Die Methodik der Überlagerung (Abbildung 4-8) wird nur für die Teilgebiete des WI-Einsatzes der WSV betrachtet. Auch eine Überlagerung mit Baggerungen oder WI-Baggerungen Dritter wird nicht nach der Methodik vorgenommen.

Bei einer Überlagerung von WI-Teilbereichen im Nahfeld wird davon ausgegangen, dass die WI-Baggerungen in den jeweiligen Bereichen aus logistischen (Geräteverfügbarkeit) und wasserwirtschaftlichen (üblicherweise Sedimentmobilisierung von Oberstrom nach Unterstrom) Gründen zeitlich mindestens um eine Tide versetzt stattfinden. Durch diesen zeitlichen Versatz ist im Überlappungsbereich der verschiedenen Nahfelder von keiner Superposition der Auswirkungen infolge erhöhter Schwebstoffkonzentration auszugehen, da nicht in zwei oder allen Bereichen gleichzeitig WI-Baggerungen stattfinden. Eine Überlagerung der Auswirkungen auf die erhöhten Sedimentationsraten in den seitlichen Watten ist jedoch nicht auszuschließen.

Bei einer Überlagerung von WI-Teilbereichen für das Fernfeld lässt sich durch die zeitliche Staffelung und unter den üblicherweise recht vergleichbaren WI-Raten folgender Ansatz für die Prognose zugrunde legen. Für das Maß der Schwebstofferhöhung im Fernfeld wird der mündungsnahe bzw. unterstromig liegende WI-Bereich herangezogen. Für das Fernfeld werden daher auch die Parameter (WI-Baggerrate, Häufigkeit, Sedimentzusammensetzung usw.) aus diesem WI-Bereich angesetzt.

Die Prognose der Sedimentationsraten erfolgt für mehrere Bereiche in Überlagerung der Sedimentationsbereiche im Fernfeld.

Parameter	Überlagerung mehrerer WI-Bereiche bzw. Wirkbereiche
Morphologische Störung (Nahfeld und Tiefe)	Je WI-Bereich: Fläche des Nahfeldes, Tiefe und Häufigkeit Bei Überschneidung Störung mit größter Tiefe und Häufigkeit (keine Superposition)
Erhöhte Schwebstoffkonzentration (Bereich und Intensität) im Nahfeld	Je Nahfeld: Fläche, Erhöhung und Häufigkeit Bei Überschneidung Auswirkung mit größter Erhöhung und Häufigkeit (keine Superposition)
Erhöhte Schwebstoffkonzentration (Bereich und Intensität) im Fernfeld	Fernfeld mit größter Reichweite (unterstromiger WI-Baggerbereich) inkl. Rate und Häufigkeit ohne Superposition
Erhöhte Sedimentation (Bereiche) im Nahfeld	Je Nahfeld: qualitative Beschreibung mit quantitativer Einschätzung aus Peildaten. Bei Überschneidung der Wirkbereiche: Überlagerung der Auswirkung mit Superposition
Erhöhte Sedimentation (Bereiche) im Fernfeld	Je Fernfeld: qualitative Beschreibung. Bei Überschneidung der Wirkbereiche: Überlagerung der Auswirkung mit Superposition

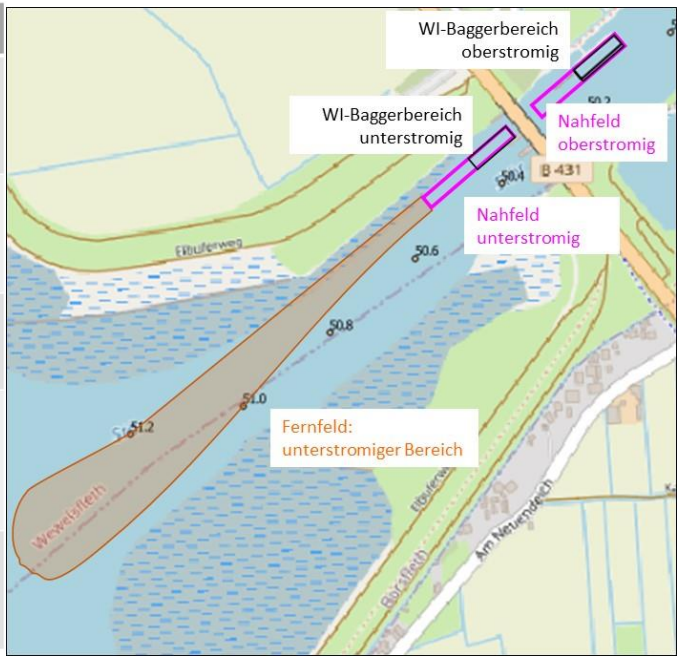


Abbildung 4-8: Annahmen für die Überlagerungen mehrerer WI-Baggerbereiche in einem Untersuchungsraum. Skizze (links) und Überlagerung je Parameter im Nahfeld und Fernfeld (rechts)

4.2.2.1 Methodik für die Auswirkungsprognose: morphologische Störung

Die **morphologische Störung** (Abbildung 4-6, oben und Abbildung 4-9) wird durch den vom WSA definierten WI-Baggerbereich, hier Fläche des Nahfeldes, und die Entnahmetiefe bestimmt. Die Entnahmetiefe wurde zunächst aus der WI-Baggerstatistik der WSV ermittelt und abgleichend mit dem räumlichen Baggerbereich des WSA und der eigenen Analysen mit Hilfe von Einzelpeildaten aus dem 3D-Daten-

archiv der WSV geprüft bzw. ggf. korrigiert (vgl. Abbildung 4-9). Aus den Einzelpeildaten und selektierten Vor- und Nachpeilungen rund um WI-Baggerungen ließen sich flächengemittelte Erosionstiefen infolge WI-Baggerung herleiten.

Als Ergebnis des Abgleichs wird die Fläche des Nahfeldes mit einer zugehörigen Entnahmetiefe benannt.

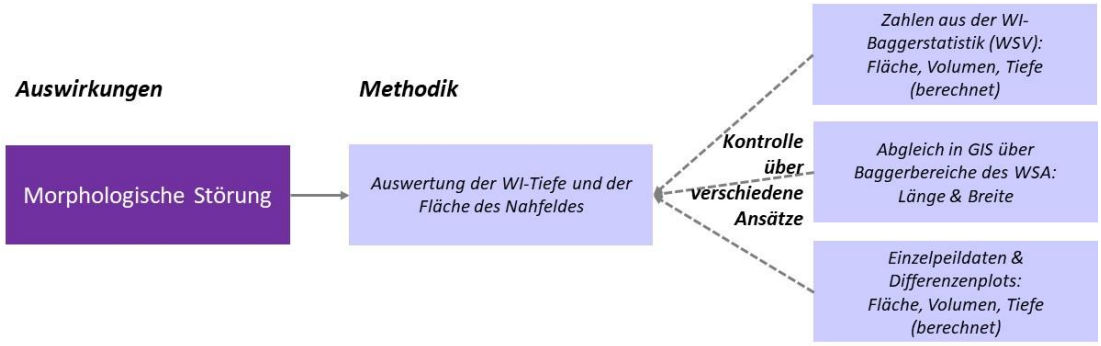


Abbildung 4-9: Methodik zur Bestimmung und Kontrolle der morphologischen Störung

4.2.2.2 Methodik für die Auswirkungsprognose: Dichtestrom

In der Modellvorstellung der Wirkung eines WI-Baggers werden Feinsedimente unter WI-Baggerungen sohlnah mobilisiert (vgl. Abschnitt 3.2.2 und Abbildung 4-10, links). Kurz nach der WI-Baggerung bildet sich eine Schicht mit hoher Schwebstoffdichte (Meyer-Nehls et al. 2000), die als sohlnaher Dichtestrom entgegen der WI-Arbeitsrichtung das mobilisierte Sediment transportiert. Die Mächtigkeit der Dichteschicht wird in der Literatur mit 1 m bis 3 m (PIANC 2013), in der Schwinge mit 0,4 m bis 1,8 m (BfG 2019a) oder im Haringvliet-Ästuar mit 0,4 m bis 1 m (Verweij & Winterwerp 1999) dokumentiert.

Dieser Dichtestrom fließt gemäß Estourgie (1988) gegen die WI-Arbeitsrichtung, mit dem Sohlgefälle und dem Dichtegradienten in tiefliegende Gebiete und kann z. T. zusätzlich durch Strömungen verlagert werden (u. a. Estourgie 1988, vgl. Abbildung 4-10).

Dieser Dichtestrom infolge WI-Baggerung bewegt sich u. a. infolge des hohen Dichtegradienten zwischen dem Fluid-Mud mit 10 g/l bis 200 g/l und dem umgebenden Wasser gemäß der Fachliteratur aus Abschnitt 3.2.2 zunächst sehr schnell und kann Größenordnungen von 0,3 m/s bis 1 m/s (Borst et al. 1994, Sigwald et al. 2013), 0,3 m/s und > 0,5 m/s (Borst et al. 1994 und Roukema 1992) und in Einzelfällen sogar bis 2 m/s (Sigwald et al. 2013) annehmen.

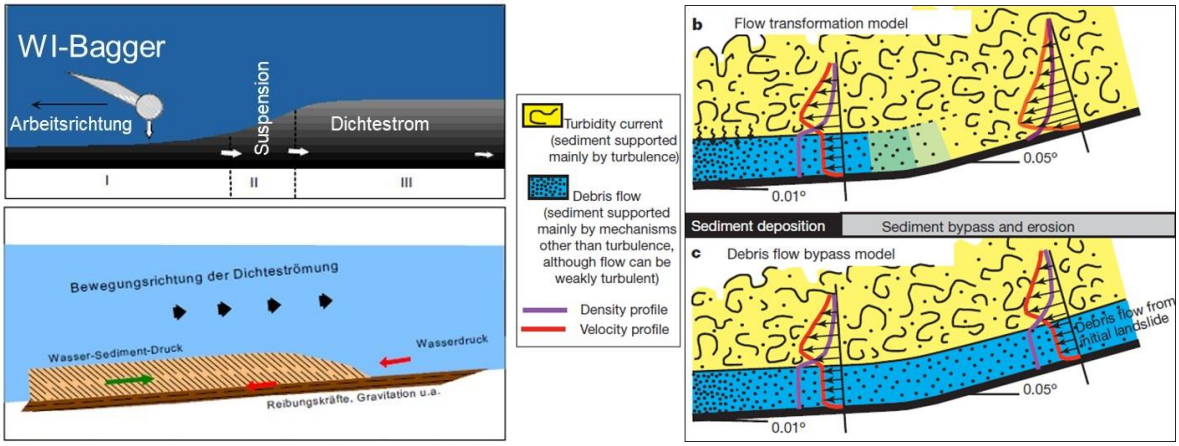


Abbildung 4-10: Dichtestromausbildung, -richtung und angreifende Kräfte bei WI-Baggerungen nach Estourgie (1988) (links) und Entwicklung eines Dichtestroms ohne WI-Baggerung in zwei Prozessen, entnommen aus Talling et al. 2007 (rechts)

An der vertikalen Grenzschicht zwischen Dichteströmung und dem Wasserkörper findet durch Turbulenz eine Sedimenteinmischung aus dem Dichtestrom in den darüberliegenden Wasserkörper statt (Abbildung 4-10, rechts). Folglich nimmt die Dichte in der Dichteschicht in Fließrichtung ab. Auch die Transportgeschwindigkeit der Dichteströmung nimmt mit zunehmender Entfernung von der Baggerstelle ab, so dass nach ca. 10 m bis 100 m letztlich kein weiterer Transport mehr stattfindet (Meyer-Nehlsen et al 2000). Gemäß Borst et al. (1994) nahm die Strömung mit zunehmender Entfernung (< 30 m) von der Baggerstelle ab. Ein Versuch mit Tracern im Dichtestrom (Environmental Tracing Systems 1996) mit einer Erfassung von 5 min bis 10 min nach einer WI-Baggerung konnte in 150 m Entfernung keine Tracer mehr identifizieren (Dichteschichtdicke 0,5 m / v = 0,5 m/s).

Durch das Ende der Dichtestrombewegung nach ca. 100 m Entfernung vom WI-Gerät erfolgt dann keine weitere sohlnahe Ausbreitung mehr. Das Feststoffmaterial setzt sich größtenteils wieder ab und mischt sich geringanteilig als Schwebstoff in die Wassersäule ein (u. a. Estourgie 1988). Über eine Abschätzung zum Wasservolumenstrom infolge WI-Baggergerät mit ca. 3,3 m³/s (BioConsult 2021) und einer kompakten Dichteschicht mit 0,4 m bis 3 m Dicke auf einer WI-Lanzenbreite von 12 m bis 14 m ergibt sich rein rechnerisch direkt am WI-Gerät eine Dichtestromgeschwindigkeit von 0,1 m/s bis 0,7 m/s. Mit zusätzlichen Treibern der Dichteströmung, wie der Dichtegradient zwischen Wasser und Dichteschicht und dem Sohlgefälle, können Strömungen am WI-Gerät von bis zu 2 m/s temporär entstehen.

Für die Auswirkungsprognose wurde der Prozess des **Dichtestroms für den Bereich des Nahfeldes** direkt in der Berechnung der **erhöhten Schwebstoffkonzentration** (Abschnitt 4.2.2.3 und Abbildung 4-11) genutzt. Im Nahfeld wird ausgehend von den Streubreiten der Dichtestromdicke aus der Literatur vereinfachend von einem konstanten Eintrag des WI-gebaggerten Sediments in den unteren 3 m der Wassersäule als Dichteschicht ausgegangen. Liegt die mittlere Wassertiefe unter 3 m, wird eine Einmischung des Sediments in die gesamte Wassersäule mit einer entsprechend höheren Dichte angenommen. Die Reichweite des Dichtestroms und die Stärke der Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in den unteren 3 m der Wassersäule im Nahfeld wird mittels der maximalen Sinkgeschwindigkeit (vgl. Abschnitt 4.2.2.2) ermittelt.

4.2.2.3 Methodik für die Auswirkungsprognose: Schwebstoffkonzentrationserhöhungen

Die Bestimmung der **Schwebstoffkonzentrationserhöhungen** (Abbildung 4-6, Mitte und Abbildung 4-11) stützen sich auf statistische Daten zu WI-Baggerungen der letzten 10 Jahre und die sich ergebende WI-Baggerrate (m³/h). Diese setzt sich maßgeblich aus der WI-Baggerdauer (Stunden ohne Pausen) und dem gebaggerten Volumen (m³) zusammen (vgl. Fläche und Tiefe). Datenlücken und Ausreißer wurden über Literaturwerte für die Elbe auf Grundlage der Raten gemäß Tabelle 3-2 geschlossen. Über die Sedimentzusammensetzung (Anteile Ton : Schluff : Sand) je WI-Baggerbereich wurde mit empirischen Ansätzen die Dichte des Sediments (trockene Bulkdichte) für dauerhaft benetzte Bereiche gemäß Lara & Pemberton (1963) ermittelt.

$$\rho_{b,dry} = 1550 \cdot p_{sand} + 1120 \cdot p_{silt} + 420 \cdot \mathrm{p}_{clay}\text{: für dauerhaft benetzt}$$
$$\rho_{b,dry} = 1550 \cdot p_{sand} + 1135 \cdot p_{silt} + 560 \cdot \mathrm{p}_{clay}\text{: für zu 50\% der Zeit benetzt}$$

Mit Hilfe der Dichte kann die Rate von m³/h in kg/h umgerechnet werden. Im Bereich der WI-Baggerungen wurden mit Hilfe der hydronumerischen Modellergebnisse der BAW (2016), hier Elbe-Modell der BAW, Lauf u09_024, Wassertiefen, mittlere Ebbströmungen und mittlere Ebbdurchflüsse im WI-Bereich (Nahfeld) und im angrenzenden Elbestrombereich (Fernfeld) ausgelesen (Abschnitt 4.1). Im Bereich des Ruthenstroms und der Wischhafener Süderelbe wurde ein kombinierter Ansatz aus Messungen (IMP 2022) und dem BAW-Modell gewählt. Für die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration wird auf Basis der Fachliteratur aus Abschnitt 3.2.2 davon ausgegangen, dass die zentrale Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in den unteren 3 m Wassersäule stattfindet. Folglich wird das über die WI-Dauer mobili-

sierte Sediment (vgl. Rate R_{WI}) in den jeweiligen anteiligen Ebbstromabfluss der unteren 3 m vereinfacht gleichmäßig eingemischt und so eine mittlere Erhöhung der Schwebstoffkonzentration bestimmt zu:

$$SSC_{WI,NF} = R_{WI} / \left[(3m / h_{m,NF}) \cdot Q_{Ebb,m,NF} \right]$$
$$SSC_{WI,FF} = R_{WI} / \left[(3m / h_{m,FF}) \cdot Q_{Ebb,m,FF} \right]$$

mit $SSC_{WI,NF}$ und $SSC_{WI,FF}$ für die Schwebstoffkonzentration infolge WI-Baggerung im Bereich des Nahfeldes (NF) bzw. Fernfeldes (FF) in [kg/m³], mit R_{WI} der mobilisierten Sedimentrate aus der WI-Baggerung in [kg/s], $h_{m,NF}$ und $h_{m,FF}$ der mittleren Wassertiefe bei MTmw im Nahfeld bzw. im Fernfeld [m] und $Q_{Ebb,m,NF}$ und $Q_{Ebb,m,FF}$ dem mittleren Ebbstromdurchfluss im Nahfeld bzw. Fernfeld [m³/s]. Als ergänzende Grundlage wird auf Feldmessungen zu Trübungen bzw. Schwebstoffkonzentrationen während WI-Baggerungen (z. B. Schwinge, Außeneste) zurückgegriffen.

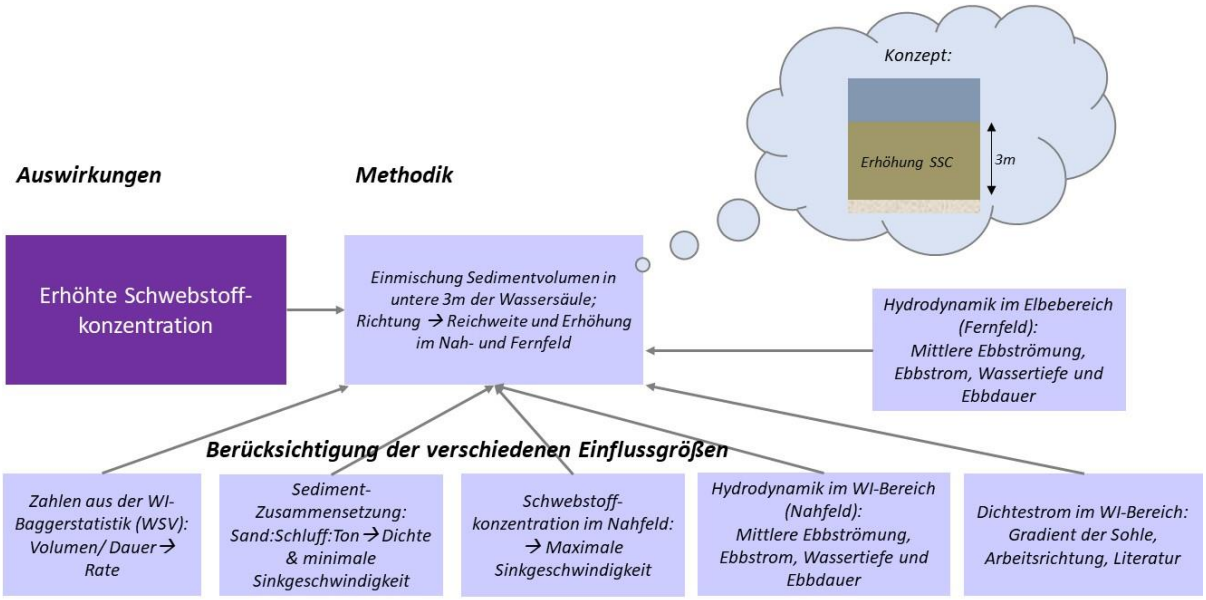


Abbildung 4-11: Methodik für die Auswirkungsprognose zur Herleitung der erhöhten Schwebstoffkonzentration (SSC) mit Bereich, Intensität und einfließenden Kenngrößen

Die Verdriftungsreichweiten (Ausdehnung der Erhöhung) werden über eine Grenzwertbetrachtung aus mittlerer Wassertiefe, mittlerer Ebbstromgeschwindigkeit und minimaler und maximaler Sinkgeschwindigkeit hergeleitet. Aufgrund der z. T. sehr hohen Schwebstoffkonzentrationen lässt sich die Sinkgeschwindigkeit nicht mehr allein über die Korngröße ausdrücken.

Das Sinkverhalten für Konzentrationen unter 1 g/l lässt sich mit der natürlichen Korngrößenverteilung begründen, wodurch zunächst größere und schwerere Körner rascher absinken als feine Partikel. Ab Konzentrationen über 1 g/l bis 10 g/l (van Rijn 1993) nimmt die Sinkgeschwindigkeit ab und zusätzliche Effekte wie behindertes Absinken (Richardson & Zaki 1954) infolge Dichteschichtung über die Wassertiefe treten auf. Zusätzlich erleichtert die hohe Dichte den suspendierten Partikeln das Aufeinandertreffen und folglich die Flockenbildung. Mit dem Zusammenschluss in Flockengruppen können Feinsedimente trotz geringer Partikelgröße rascher (Größenordnung ca. mm/s) absinken. Je geringer die Schwebstoffkonzentration, umso geringer ist auch die Wahrscheinlichkeit einer Flockung: Die Sinkgeschwindigkeit w_c nimmt ab. Daher kann ab Konzentrationen über 1 g/l die Sinkgeschwindigkeit nach Formulierung von Krone (1962) und Overbeek (1952) beschrieben werden zu:

$$w_c = k \cdot SCC^n$$

mit k als empirischer Koeffizient zwischen 0,6 und 225,6 [mm/s], mit n als empirischer Exponent zwischen 0,47 bis 2 [-] (Malcherek 2007) und 1,33 [-] (Krone 1962) und mit SCC als Schwebstoffkonzentration [kg/m³]. Aus den Korngrößen und den hohen Schwebstoffkonzentrationen ergibt sich je nach WI-Bereich und je nach Sediment eine Streubreite zur Sinkgeschwindigkeit von w_c = 0,3 mm/s bis 8 mm/s für Schluffe und von w_c = 3 mm/s bis 7,3 mm/s für Sande. Die obere Grenze wird jeweils durch die hohen Schwebstoffkonzentrationen bestimmt.

Die Verdriftungsreichweiten ergeben sich im Nahfeld und Fernfeld je nach Sedimenttyp zu:

$$L_{WI,NF} = \left[(3m/w_{c,max}) \cdot CS_{Ebb,m,NF}\right]$$
$$L_{WI,FF} = \left[(3m/w_{c,min}) \cdot CS_{Ebb,m,FF}\right]$$

Mit $L_{WI,NF}$ und $L_{WI,FF}$ für die Länge bzw. Reichweite erhöhter Schwebstoffkonzentrationen infolge WI-Baggerung in Ebbstromrichtung im Nahfeld (NF) bzw. Fernfeld (FF) in [m], mit $w_{c,max}$ der maximal möglichen Sinkgeschwindigkeit auf Basis hoher Schwebstoffkonzentrationen, mit $w_{c,min}$ der minimalen Sinkgeschwindigkeit auf Basis der Korngröße, mit $CS_{Ebb,m,NF}$ und $CS_{Ebb,m,FF}$ dem mittleren Ebbströmung im Nahfeld bzw. Fernfeld [m/s]. Bewertet wird die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Abgleich zur natürlichen (gemessenen) Schwebstoffkonzentration je Untersuchungsbereich.

4.2.2.4 Methodik für die Auswirkungsprognose: Sedimentation

Zur Ermittlung der **Sedimentation** bzw. der Erhöhung der Sedimentationsraten im Nahfeld (Abbildung 4-12) werden selektierte Vor- und Nachpeilungen aus dem 3D-Datenarchiv der WSV ausgewertet und hinsichtlich der mittleren Sedimentationsrate nach WI-Baggerungen und Zeiträumen ohne WI-Baggerungen gegenübergestellt. Im Fernfeld können aufgrund des vereinfachten Ansatzes (Abbildung 4-12) lediglich potenzielle Sedimentationsbereiche benannt werden. Die Intensität kann mit der gewählten Methodik nicht genauer quantifiziert werden.

Im Zuge der Auswirkungsprognose werden Räumtiefen der WI-Baggerungen gemäß Vorgaben der WSV beschrieben. Mobilisierungsvolumen ergeben sich aus Tabellenwerten bzw. Unterhaltungstiefen und Erfahrungswerten.

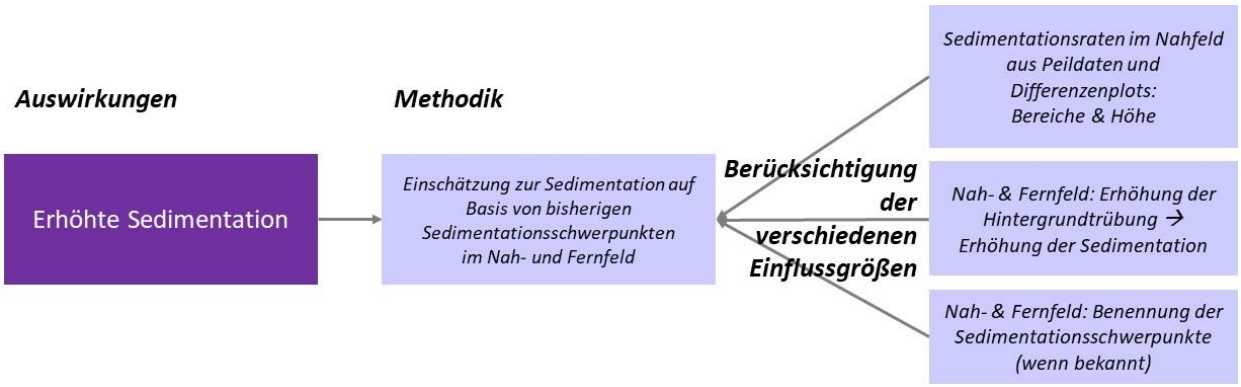


Abbildung 4-12: Methodik für die Auswirkungsprognose zur erhöhten Sedimentation (Bereich und Intensität) und einfließende Kenngrößen

Für jeden WI-Bereich wurden 3 bis 5 selektierte Vor- und Nachpeilungen aus dem 3D-Datenarchiv der WSV extrahiert und mit Blick auf die Mobilisierungsarten bzw. Sedimentationsraten ausgewertet. Hierzu wurden die Höhendaten zunächst gerastert und Differenzen auf einem 2 x 2 m-Raster gebildet. Die flächige Auswertung erfolgt getrennt für Sohländerungen < 0 m zur Bestimmung der WI-Mobilisierungsrate und für Sohländerungen > 0 m zur Bestimmung der WI-bedingten Sedimentationsrate.

4.3 Schadstoffe und Ökotoxikologie

Die Methodik der Analysen bzw. Grundlagen der Untersuchungen sind in BfG-2028 näher beschrieben. Die Bewertungsgrundlagen sind im Folgenden aufgeführt.

4.3.1 Bewertungsgrundlagen zur Einstufung gemäß HABAB-WSV

Die möglichen Auswirkungen einer Umlagerung von Baggergut (Verbringen in der fließenden Welle, hydrodynamische Verfahren) werden im Bereich der WSV nach den Regelungen der Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) prognostiziert. Sedimente sollten im Rahmen von Baggermaßnahmen nur dann im Gewässer umgelagert werden, wenn sie bestimmten Qualitätsanforderungen genügen, die in dieser Handlungsanweisung festgelegt sind. Neben Richtwerten für Schad- und Nährstoffe (Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff) sind auch ökotoxikologische Kriterien enthalten. Die Beurteilung der TBT-Gehalte in den Tidegewässern erfolgt ab dem Tidewehr (vom Tidewehr bis zur Süßwassergrenze der Tidegewässer) nach dem BLABAK-TBT-Konzept (Anonymus 2001).

4.3.1.1 Schadstoffbelastung

Die Bewertung nach HABAB-WSV erfolgt durch den Vergleich der Schadstoffbelastung des Baggergutes mit der der Sedimente an den Dauermessstellen (DMS) Brunsbüttel Vorhafen Neu - Elbe-km 696,3, Bützfleth Industrieanleger - Elbe-km 657,9 sowie Wedel - Elbe-km 642 aus den Jahren 2015 - 2017 oder 2016 - 2018 (Dreijahresmittelwerte), je nachdem in welchem Jahr die Sedimentproben entnommen wurden.

Neben den Dreijahresmittelwerten an den DMS Brunsbüttel und Bützfleth wird der Bewertung und Einstufung des Baggerguts und der Sedimente ein rechnerischer Mittelwert der beiden DMS zugrunde gelegt, der der Belastung im Bereich Wischhafen, Stör, Glückstädter Nebenelbe und dem Ruthenstrom Rechnung tragen soll.

Die zugrunde gelegten Bezugswerte (Dreijahresmittelwert, 1,5-fache und 3-fache) sind in Tabelle 4-3 dargestellt.

Tabelle 4-3: Bezugswerte zur Bewertung von Sedimenten im Elbe Bereich zwischen den Dauermessstellen Bützfleth, Brunsbüttel und Wedel (Beispiel 2015 - 2017) nach HABAB-WSV

	Brunsbüttel			Bützfleth			Brunsbüttel/Bützfleth			Wedel		
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)		1,5 fach	3 fach		1,5 fach	3 fach		1,5 fach	3 fach		1,5 fach	3 fach
Arsen	26	39	77	29	43	86	27	41	82	27	41	81
Blei	64	96	191	79	118	237	71	107	214	67	100	201
Cadmium	0,9	1,3	2,6	2,3	3,5	6,9	1,6	2,4	4,8	1,6	2,4	4,9
Chrom	85	128	256	88	133	265	87	130	261	79	119	238
Kupfer	37	55	111	57	85	171	47	70	141	62	92	185
Nickel	39	58	116	45	67	134	42	62	125	38	58	115
Quecksilber	0,7	1,1	2,2	1,2	1,8	3,5	0,96	1,4	2,9	1,0	1,5	3,1
Zink	278	418	835	511	767	1534	322	483	966	440	660	1319
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)												
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	177	265	530	195	293	585	186	279	557	280	421	841
PAK-Summe 13 EPA	1,8	2,7	5,5	1,8	2,7	5,4	1,8	2,7	5,4	3,0	4,5	8,9
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)												
Pentachlorbenzol	1,0	1,5	2,9	1,4	2,0	4,1	1,2	1,7	3,5	2,2	3,3	6,7
Hexachlorbenzol	4,8	7,2	14,3	5,5	8,2	16	5,1	7,7	15	9,7	14	29
Summe 7 PCB	18	28	55	20	30	61	19	29	58	28	42	83
α-HCH	0,4	0,6	1,3	0,6	1,0	1,9	0,5	0,8	1,6	1,1	1,7	3,3
γ-HCH	0,2	0,3	0,7	0,2	0,4	0,7	0,2	0,3	0,7	0,4	0,5	1,1
p,p-DDE	2,9	4,3	8,6	3,7	5,6	11	3,3	4,9	9,9	5,4	8,1	16
p,p-DDD	8,6	13	26	10	15	30	9,3	14	28	14	21	42
p,p-DDT	0,9	1,4	2,7	2,8	4,3	8,5	1,9	2,8	5,6	6,5	9,7	19
Organozinnverbindungen												
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	20	30	60	32	48	96	26	39	78	42	63	126
Phosphor ges. (in < 2 mm)	875	1312	2625	1185	1777	3554	1030	1545	3090	1282	1922	3845
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	0,2	0,3	0,7	0,3	0,5	1,0	0,3	0,4	0,8	0,3	0,5	1,0

Für die Beurteilung sind folgende Fälle zu unterscheiden:

Fall 1: Die mittlere Konzentration jedes einzelnen Schadstoffes im Baggergut überschreitet nicht den 1,5-fachen Wert der mittleren Schadstoffkonzentration der Sedimente (Dreijahresmittelwert) im Umlagerungsbereich: **Das Baggergut kann umgelagert werden.**

Fall 2: Die mittlere Konzentration mindestens eines Schadstoffes im Baggergut überschreitet den 1,5-fachen und keine überschreitet den 3-fachen Wert der Schadstoffkonzentrationen der Sedimente (Dreijahresmittelwert) im Umlagerungsbereich: **Über die Umlagerung ist im Einzelfall zu entscheiden.**

Fall 3: Die mittlere Konzentration mindestens eines Schadstoffes im Baggergut überschreitet den 3-fachen Wert der Schadstoffkonzentration der Sedimente (Dreijahresmittelwert) im Umlagerungsbereich: **Das Baggergut darf grundsätzlich nicht umgelagert werden.**

4.3.1.2 Ökotoxikologische Parameter

Soll das Belastungspotenzial von Sedimenten und Baggergut bewertet werden, sind neben chemischen auch ökotoxikologische Untersuchungen erforderlich. Zur Charakterisierung der von einer Umweltprobe auf einen Modellorganismus ausgehenden Toxizität dient der pT-Wert (*potentia toxicologiae* = toxikologischer Exponent). Er ist der negative binäre Logarithmus des ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsfaktors in einer Verdünnungsreihe mit dem Verdünnungsfaktor 2. Der pT-Wert gibt an, wievielmal eine Probe im Verhältnis 1 : 2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt (Krebs 2000, 2005). Der pT-Wert ermöglicht eine zahlenmäßige und nach oben hin offene gewässertoxikologische Kennzeichnung. Mit Hilfe dieser Ökotoxizitätsskala ist es möglich, eine Probe leicht verständlich und quantifiziert zu charakterisieren. Ausschlaggebend für die Einstufung von Sedimenten und Baggergut in die zur

Bewertung herangezogenen Toxizitätsklassen ist der pT-Wert des empfindlichsten Tests innerhalb der Testpalette mit verschiedenen, aber gleichrangig zu wertenden Biotestverfahren. Die vom höchsten pT-Wert (pT_{max}) abgeleitete Toxizitätsklasse wird in römischen Zahlen angegeben und ist auf 7 Toxizitätsklassen (0 - VI) begrenzt. Alle pT_{max}-Werte größer 6 sind der höchsten Toxizitätsklasse VI zuzuordnen. Die so für das Baggergut ermittelten Toxizitätsklassen werden in Bezug auf die Handhabung den Handhabungskategorien „nicht belastet“, „unbedenklich belastet“, „kritisch belastet“ und „gefährlich belastet“ zugeordnet (s. Tabelle 4-4). Die in der Tabelle angegebene Farbkodierung kennzeichnet die ermittelte Klassifizierung auch in Tabellen und graphischen Darstellungen.

Tabelle 4-4: Klassifizierung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von Baggergut nach HABAB-WSV 2017

höchste Verd.-Stufe ohne Effekt	Verd. als exp. Fraktion	pT-Wert Einzeltest	pT_{max}-Wert abgeleitet	Toxizitätsklasse und Bezeichnung		Ergebnis
original	2^{0}	0	0	0	Toxizität nicht nachweisbar	Material nicht bzw. unbedenklich belastet
1:2	2^{-1}	1	1	I	sehr gering toxisch belastet	
1:4	2^{-2}	2	2	II	gering toxisch belastet	
1:8	2^{-3}	3	3	III	mäßig toxisch belastet	Material bedenklich bzw. kritisch belastet
1:16	2^{-4}	4	4	IV	erhöht toxisch belastet	
1:32	2^{-5}	5	5	V	hoch toxisch belastet	Material gefährlich belastet
≤ (1:64)	$\leq 2^{-6}$	≥ 6	≥ 6	VI	sehr hoch toxisch belastet	

4.4 Wasserbeschaffenheit (Nährstoffe und Sauerstoffgehalt)

Um die Auswirkungen der Wasserinjektionsverfahren in den Nebenbereichen der Tideelbe auf die Parameter der Wassergüte (hier: Sauerstoffgehalt) abzuschätzen, wurde über die Wiedereinmischung reduzierter und organischer Verbindungen der chemische und mikrobiologische Sauerstoffbedarf betrachtet. Für eine quantitative Berechnung der Sauerstoffreduktion in der Wassersäule wurde der Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) der chemisch/ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen der Jahre 2009 - 2019 (n = 63) genutzt.

Für den Ist-Zustand des gelösten Wassersauerstoffgehaltes wurden verschiedene Messdaten verschiedener Quellen im Zeitraum 2010 - 2022 genutzt. Sowohl eigene Daten der BfG an der Hahnöfer Nebenelbe (HN2, HN1, D1, Este), als auch Daten des WSA Elbe-Nordsee (D2, D3, D4), sowie Daten der Ländermessnetze von NLWKN, LLUR und des Institutes für Hygiene und Umwelt Hamburg über das Portal der FGG Elbe (Tonne 79, Tonne GN7, Tonne PN11, Pagensand, Heiligst. Klappbrücke, Wischhafen, Bielenberg, Symphonie Schwinge, Este, Blankenese Anleger) wurden herangezogen.

Für die Teilbereiche Sauerstoff, Nährstoffe und Chlorophyll-a ist eine Abschätzung der Auswirkungen durch die im Nahbereich stattfindenden WI-Baggerungen auch nur für den Nahbereich des jeweiligen Nebenbereiches vertretbar. Eine Abschätzung der Auswirkungen auf den Fernbereich durch teilweise komplexe Strömungs- und Mischungsverhältnisse mit dem Hauptstrom würden zu einem unvertretbar hohen Maß an Ungenauigkeit führen.

4.5 Makrozoobenthos

Die Daten zum Vorkommen der Makrozoobenthos in der Tideelbe stammen aus zwei Längsbeprobungen der BfG in den Jahren 2011 und 2017, mit denen die Glückstädter Nebenelbe, der Tonnenhafen Wedel und die Außeneste untersucht wurden. Daten aus einer Beprobung im Auftrag des ehemaligen WSA Hamburg aus dem Jahr 2019 wurden für die Betrachtung der Pagensander Nebenelbe verwendet (vgl. Küfog 2021). Vom NLWKN konnten Daten für die Wischhafener Süderelbe und den Ruthenstrom aus dem Jahr 2012 und für die Schwinge aus dem Jahr 2021 bezogen werden. Makrozoobenthosdaten für die Schwinge wurden auch von der BfG im Jahr 2017 erhoben (BfG 2019) und im vorliegenden Bericht genutzt. Vom Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein wurden Daten für die Stör für das Jahr 2020 zur Verfügung gestellt. Bei dieser Datenzusammenstellung handelt es sich um die aktuellsten Daten, die für die jeweiligen Betrachtungsräume zur Verfügung stehen. Für die Mündungsbereiche von Pinnau und Krückau liegen keine Daten vor. Aufgrund der räumlichen Nähe zur Pagensander Nebenelbe ist von einer ähnlichen Artenzusammensetzung auszugehen.

4.6 Fische und Neunaugen

Die Fischfauna (einschließlich Neunaugen) der Tideelbe ist in den letzten Jahrzehnten intensiv untersucht worden. Grundlegende Aspekte wurden insbesondere BioConsult (2009) entnommen, die die historische und rezente Fischbesiedlung unterschiedlicher Abschnitte der Tideelbe detailliert beschreiben. Relativ aktuelle und umfangreiche Angaben zur Fischfauna des Untersuchungsgebietes finden sich bei Eick & Thiel (2014), die Probestellen im Längsverlauf der Tideelbe sowie z. T. auch vergleichend zwischen Hauptstrom und Nebenelben über einen vollständigen Jahreszyklus mittels Hamenbefischungen untersucht haben. Diese erfassen vorwiegend die Fischfauna im Freiwasser. Sohl- und ufernah lebende Arten oder Altersstadien werden aber teilweise ebenfalls gefangen. Für einzelne Untersuchungsbereiche wie u. a. Stör und Mühlenberger Loch konnte auf die Ergebnisse gezielter fischbiologischer Einzeluntersuchungen zurückgegriffen werden (z. B. Landwüst et al. 2022, IBL 2018, Kafemann et al. 1996).

4.7 Meeressäuger

Daten zu Seehunden in der Tideelbe stammen aus 12 Zählflügen, die in der Tideelbe einmal monatlich von August 2018 bis Juli 2019 im Auftrag der BfG durchgeführt wurden (Taupp 2019). Weitere Informationen zur Raumnutzung von Seehunden in der Tideelbe stammen aus Telemetriedaten von neun Seehunden aus verschiedenen Zeiträumen von 2019 bis 2021 (van Neer et al. 2022). Daten zu Schweinswalen in der Tideelbe wurden v. a. im Rahmen des passiv-akustischen Monitorings von BfG und WSA aus dem Zeitraum 2019 bis 2022 zwischen km 642 und km 643 gewonnen (Erfassung an den WSA-Messstationen D1 und HN1 sowie an der Hafeneinfahrt zum Wedeler Tonnenhafen; Taupp & Gauger 2023). Weiterhin wurden Zufallssichtungen von Schweinswalen berücksichtigt (Wenger et al. 2016, Schweinswale e.V. 2022).

4.8 Fischotter

Daten zum Vorkommen des Fischotters stammen aus dem Artenkataster Hamburg (AKH 2022), der Datenbank des Tierarten-Erfassungsprogramms Niedersachsens des NLWKN (NLWKN 2022), dem Artkataster des LLUR (LLUR 2022) sowie der Aktion Fischotterschutz e.V. (AFS 2022). Bei den zuvor genannten Daten handelt es sich in vielen Fällen nicht um systematische Erhebungen.

4.9 Avifauna

Daten zum Vorkommen von Brut- und Rastvögeln stammen aus Kartierungen von Achilles & Umland (2013), Haak & Kurz (2015), Herden & Risch (2015) und Koppe & Skorupa (2015).

4.10 Vegetation

In der vorliegenden Auswirkungsprognose werden zum Thema Vegetation ausschließlich der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) und seine typischen Begleitarten der „Ästuarien“ (LRT 1130[3]) im Wuchsbereich unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie betrachtet.

Der Schierlings-Wasserfenchel kommt weltweit nur im Süßwassergezeitenbereich der Elbe in den Bundesländern Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg vor (Petersen et al. 2003, zitiert in Below & Bracht 2021).

Die Art ist nach BNatSchG streng geschützt, gilt nach den Roten Listen gefährdeter Pflanzen Deutschlands (Metzing et al. 2018), Hamburgs (Poppendieck et al. 2010), Schleswig-Holsteins (LLUR 2021) und Niedersachsens (Garve 2004) als vom Aussterben bedroht und wird als prioritäre Art in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie des Europarates (FFH-Richtlinie 92/43/EWG vom 21.05.1992; Art der Anhänge II und IV) geführt. Die Bundesrepublik Deutschland und die genannten Länder sind in besonderem Maße für die weltweite Erhaltung der gefährdeten Art verantwortlich (PLAN 2022, Neubecker et al. 2005), weshalb in der vorliegenden AP mögliche Auswirkungen - resultierend aus der WI-Baggerung - auf aktuelle und potenzielle Standorte und Vorkommen der Art und des zugehörigen FFH-LRT mitbetrachtet werden.

Datengrundlage stellen die Monitoringergebnisse der Länder dar, die im Rahmen der FFH-Berichtspflichten erhoben werden. Da die zweijährige Art starken Schwankungen der Populationsgröße unterworfen ist, werden die bekannten Vorkommen regelmäßig untersucht. In Hamburg erfolgt das Schierlings-Wasserfenchel-Monitoring alle zwei Jahre, in Niedersachsen jährlich und in Schleswig-Holstein in größeren Zeitabständen (schriftliche Auskunft von Hr. Gerwin Obst, Stiftung Lebensraum Elbe vom 1.7.2022). Die folgende Auswirkungsprognose stützt sich auf die derzeit aktuellste Datengrundlage der Länder:

<u>Niedersachsen</u>

Below, H. & Bracht, H. (2021): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie - Entwicklung der Populationen in Niedersachsen - Endbericht 2021. Im

[3] Für Biotoptypen der Ästuare gilt nach bestehender Vorgabe, dass diese innerhalb von Süßwasser-Tidebereichen nur an der Elbe unterhalb von Hamburg Teil des LRT 1130 sind“ (Drachenfels 2021).

Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Hannover - Hildesheim, Aufgabenbereich Tier- und Pflanzenartenschutz.

Im Bericht enthalten sind die Monitoringergebnisse des Jahres 2021 sowie die vergleichende Betrachtung älterer Daten, die seit Beginn des systematischen Monitorings seit dem Jahr 2003 jährlich aufgenommen wurden.

Schleswig-Holstein

Kurz, H. & Büro für Biologische Bestandsaufnahmen (2018): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. Endbericht 2015 - 2017. Im Auftrag des schleswig-holsteinischen Landesamtes für Natur und Umwelt, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek.

Im Bericht enthalten sind die Monitoringergebnisse der Jahre 2015 - 2017 sowie eine vergleichende Betrachtung bekannter Vorkommen seit 2001.

Hamburg

Excel-Tabelle mit Schierlings-Wasserfenchel-Funddaten der Jahre 2019 - 2021, die freundlicherweise von der Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Abt. Naturschutz -N318-, Neuenfelder Straße 19, 21109 Hamburg, zur Verfügung gestellt wurden.

PLAN Planungsbüro für Landschaftsökologie und angewandten Naturschutz unter Mitarbeit von Below, H., Bracht, H. & Laschke, C. (2022): FFH-Monitoring Schierlings-Wasserfenchel Hamburg 2021. Bewertung des Erhaltungsgrades der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Hamburg.

5 Ist-Zustand und Bewertung

5.1 Hydrologie (Wasseraustauschraten)

5.1.1 Ist-Zustand

5.1.1.1 Einführung und Wasserstände

Die Hydrologie der Tideelbe ist geprägt von den Gezeiten, dem Oberwasserzufluss am Wehr in Geesthacht und dem Windstau in der Deutschen Bucht. Im Bereich der Brackwasserzone kommt die dichtegetriebene Dynamik hinzu. Folgen wir Eichweber & Lange (1996, 1998), Hein et al. (2014b), Backhaus (2015), Hartwig (2016) und Hein et al. (2021), ist die longitudinale Dynamik der Tideelbe vor allem von der halbtägigen Mondgezeit (M2) und den in der Tideelbe stattfindenden Reflexionen, ggf. auch einer dadurch entstehenden latenten Resonanz, dominiert. Es entstehen Eigenschwingungen als lokale, ggf. auch stehende Wellen, die sich in ausgeprägten Obertiden (M4, M6, M8, M10) manifestieren. Deren longitudinal differenzierte Überlagerung mit der M2 bewirkt eine räumlich veränderliche Verformung der Tidekurve entlang der Tideelbe.

Die Verformung der Tidekurve führt zu longitudinal veränderten Tidekennwerten. In den WI-Bereichen der Nebenelben und -gewässer wird die Tidekurve weiter verformt, welches zu einer weiteren Veränderung der Tidekurve führt. In Tabelle 5-1 sind die anzusetzenden aktuellen Tidekennwerte für die WI-Bereiche angegeben. Zu erkennen ist die für die Tideelbe typische Zunahme des mittleren Tidehubs von der Mündung bis nach Hamburg.

Tabelle 5-1: Tidewasserstände aus den Wasserstandshauptzahlen der Tideelbe und ihrer Nebengewässer des WSA Elbe-Nordsee, Stand 23.02.2022

WI-Bereich	Referenzregel für den Wasserstand	MTnw [mNHN]	MThw [mNHN]	MThb [m]	Anmerkungen (Werte aus)
Stör	Itzehoe Hafen	-0,72	+1,63	2,36	2016 bis 2020
Glückstädter Nebenelbe	Glückstadt	-1,28	+1,59	2,88	2011 bis 2020
Wischhafener Süderelbe	Glückstadt	-1,28	+1,59	2,88	2011 bis 2020
Ruthenstrom	Krautsand	-1,31	+1,61	2,92	2011 bis 2020
Pagensander Nebenelbe	Grauerort bzw. Pegel am Sperrwerk	-1,33	+1,73	3,06	2011 bis 2020
Schwinge	Stadersand	-1,37	+1,79	3,15	2011 bis 2020
Wedeler Tonnenhafen	Schulau	-1,47	+1,93	3,40	2011 bis 2020
Außeneste	Cranz	-1,53	+1,99	3,52	2011 bis 2020

Gleichsam mit der Verformung der Tidekurve verändert sich die Strömungsdynamik entlang der Tideelbe. Diese muss für jeden WI-Bereich einzeln betrachtet werden.

5.1.1.2 Oberwasserzufluss

Der Oberwasserzufluss ist, neben den Gezeiten und dem Windstaugeschehen in der Deutschen Bucht, der wichtigste Treiber der Hydrodynamik der Tideelbe. Insbesondere beeinflusst der Frischwasserzufluss die Lage der Brackwasserzone der Tideelbe (Bergemann 1995; Hein et al. 2015) und bestimmt damit eine Reihe abiotischer und biologischer Prozesse, insbesondere auch die Sedimentdynamik (Kappen-

berg & Grabemann 2001). Zuflüsse aus den Nebengewässern der Elbe spielen dagegen wegen ihrer geringen Mengen keine Rolle für überregionale Prozesse. Der gesamte mittlere Zufluss (MQ) aller Nebengewässer beträgt 55 m³/s und damit weniger als ein Zwölftel des mittleren Oberwasserzuflusses über das Wehr in Geesthacht (706 m³/s, beobachtet am Pegel Neu Darchau).

Der Oberwasserzufluss der Tideelbe, definiert durch den Pegel Neu Darchau, ist seit 2014 auf einem signifikant niedrigeren Niveau als in den 100 Jahren davor. Das MQ seit 2014 liegt bei nur noch 490 m³/s, im langjährigen Mittel jedoch bei 700 m³/s. Mit den Beobachtungen des Pegels Magdeburg kann gezeigt werden, dass es in den letzten knapp 300 Jahren keine vergleichbar lange Niedrigwasserphase gegeben hat. Das MHQ 2014/2021 war nur noch halb so groß wie das langfristige Mittel (1901/2013). Ein Teil dieses Rückganges lässt sich mit der interanuellen Variabilität erklären, denn der Abfluss der Elbe unterliegt einem signifikanten, etwa vierzehnjährigen Zyklus (Markovic & Koch 2014). Hinzu kommen Auswirkungen wasserwirtschaftlicher Veränderungen (Hatz et al. 2018) und des Klimawandels (Nilson et al. 2020).

Tabelle 5-2: Abflussverhältnisse der Tideelbe und ihrer Nebengewässer. Datenquellen Elbe: WSV, Nebengewässer nach Nehlsen (2017)

Fluss	MQ	MNQ	MHQ	Betrachtungs-zeitspanne
	m³/s	m³/s	m³/s	
Elbe	706	296	1997	1901/2013
Elbe seit 2014	490	298	995	2014/2021
Este	3	2	16	1957/2012
Aue/Lühe	3	1	29	1983/2012
Schwinge	3	1	12	1978/2014
Pinnau	4	1	33	1972/2014
Krückau	3	1	20	1996/2013
Stör	22	8	104	1972/2012
Oste	18	5	110	1961/2012
Nebenflüsse gesamt	56	19	324	1974/2012

Der Oberwasserabfluss hat eine direkte Auswirkung auf die Transportdynamik, denn er bewirkt einen mittleren tiefen- und breitengemittelten Transport des gesamten Wasserkörpers in Richtung Mündung. Vereinfacht ausgedrückt würde die Tideelbe sonst überlaufen. Dieser Transport ist abhängig von der Menge des Zuflusses. Die durchschnittliche Verweildauer eines Wasserkörpers zwischen Wehr und Mündung beträgt dabei fast einen Monat, gleichzeitig lassen sich Tidewege von bis zu 20 km berechnen (Hein et al. 2014).

5.1.1.3 Salzgehalte

Ein Teil der WI-Gebiete liegt in der Brackwasserzone der Elbe. Innerhalb dieser Zone liegen horizontale Dichtegradienten vor, welche eine zusätzliche Dynamik entstehen lassen. Diese Dynamik unterstützt unter anderem den Stromauftransport von Sediment. Die Salinität der Tideelbe wird durch Einleitungen in die Mittelelbe, aber vor allem durch das Eindringen des Nordseewassers in das Ästuar bestimmt. Die Brackwasserzone ist der Übergangsbereich zwischen dem Frischwasser der Mittelelbe und dem Nordseewasser. Ihre Lage ist abhängig von den Oberwasserzuflüssen, den Tidewasserständen und dem Tidehub. Aufgrund der großen Verweilzeit des Wasserkörpers in der Tideelbe (Hein et al. 2014) reagiert die Brackwasserzone mit Verzögerung auf eine Veränderung des Oberwasserzuflusses. Innerhalb eines Tidezyklus bewegt sich die Brackwasserzone mit dem Tideweg, also auf einer Strecke von 15 km bis

20 km. Die interannuelle (Kappenberg et al. 2016) und intraannuelle Schwankungsbreite der Brackwasserzone (Hein et al. 2015) liegt jeweils bei etwa 15 km bis 30 km.

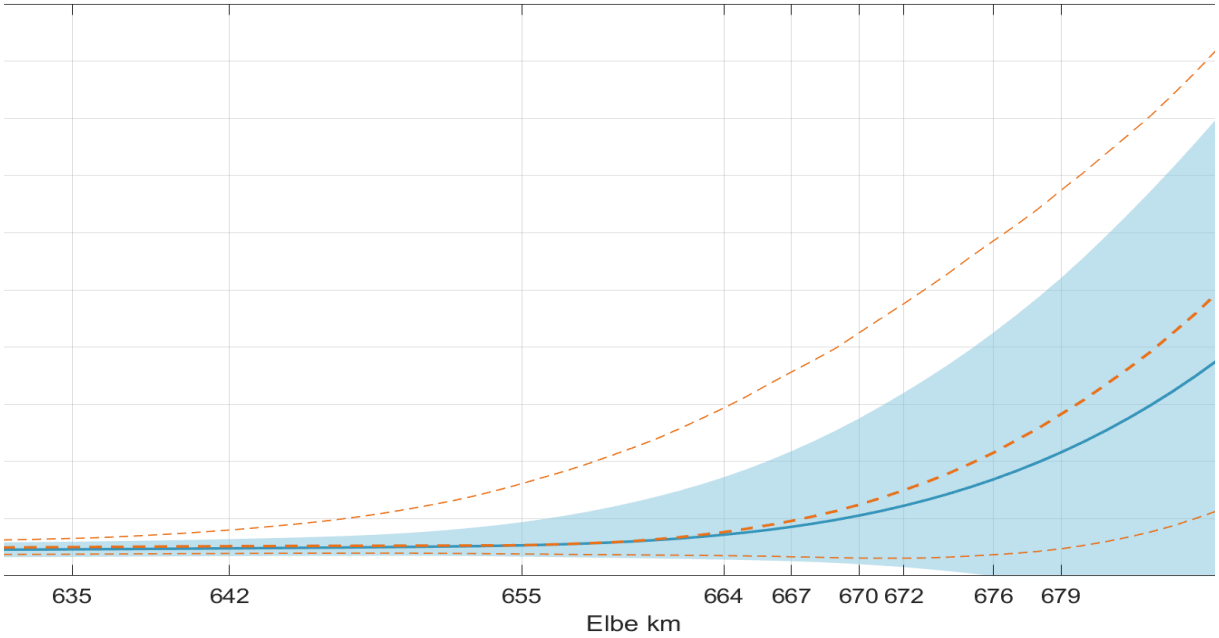


Abbildung 5-1: Tidemaximum des Salzgehaltes in der Tideelbe im Bereich der WI-Maßnahmen
Blaue Linie: Mittel der Jahre 1997 bis 2021, die blaue Fläche liegt zwischen dem 5-%- und 95-%-Perzentil. Orange Linie, gestrichelt, fett: Mittel der Jahre 2014 bis 2021, die dünnen gestrichelten Linien die entsprechenden Perzentile. Die Kilometerangaben zeigen die Positionen der einzelnen WI-Bereiche.

Die obere Grenze der Brackwasserzone liegt laut Bergemann (1995) abflussabhängig zwischen den Elbe-km 645 bis Elbe-km 690. Hein et al. (2015) fanden zeitweise erhöhte Salinität bis zum Elbe-km 642. Die Abbildung 5-2 zeigt das mittlere Tidemaximum der Salzgehalte seit 1997 und dessen Schwankungsbreite als 5-%- und 95-%-Perzentil. Die Angaben von Bergemann (1995) bestätigen sich im Großen und Ganzen. Die Auswertung ergibt eine mittlere Lage der oberen Grenze der Brackwasserzone mit der Definition von Bergemann (1995) etwa bei Elbe-km 650. Diese liegt oberhalb der Lage bei mittleren Abflüssen (MQ = 700 m/s³) nach Bergemann (1995), der mittlere Abfluss seit 1997 (Beginn der Messungen) liegt aber auch niedriger (MQ= 645 m/s³) als das langjährige Mittel.

Gleichzeitig wird in Abbildung 5-1 das mittlere Tidemaximum des Salzgehaltes in der Niedrigwasserphase seit 2014 gezeigt. Das langanhaltende Niedrigwasser seit 2014 (MQ = 490 m / s³) hat die Brackwasserzone im Mittel als Ganzes um etwa 5 km stromauf verschoben. An einzelnen Tagen lässt sich ein Vordringen der Brackwasserzone bis zum Elbe-km 635 nachweisen. Durch die niedrigen Abflüsse in der Mittelelbe hat sich auch die durch Einleitungen bedingte Salinität des Oberwassers erhöht. Dynamisch bedeutet dieses eine Verschiebung der dichtegetriebenen ästuarinen Zirkulation elbaufwärts. In den Bereichen bei Wedel (Elbe-km 635) und der Außeneste (Elbe-km 642) zeigen erst in den letzten Jahren einzelne Tidemaxima eine erhöhte Salinität auf; wiederum verursacht durch die stromauf verlagerte Brackwasserzone durch geringen Oberwasserzufluss.

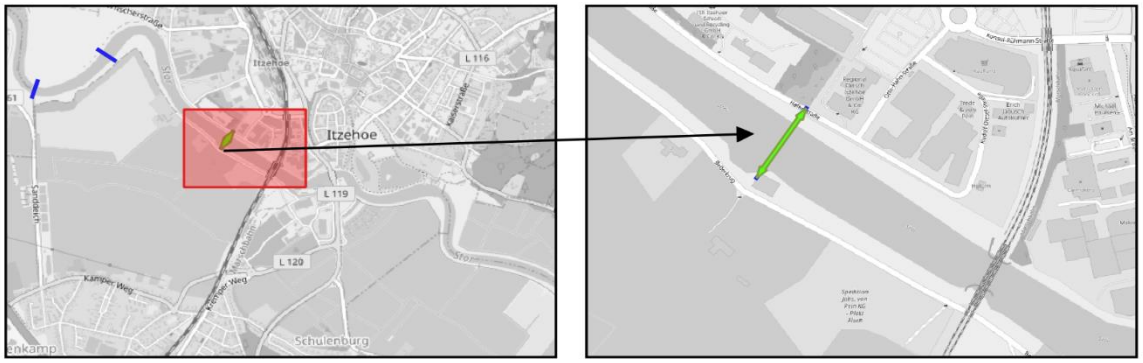
Die Salzgehalte in den WI-Bereichen können gleichgesetzt werden mit denen im anliegenden Hauptstrom der Elbe. Aufgrund der geringen Oberwasserzuflüsse der Nebengewässer gilt dieses auch für die Nebengewässer. Die Tidewege sind ausreichend um die Wasserkörper der WI-Bereiche während eines Tide-

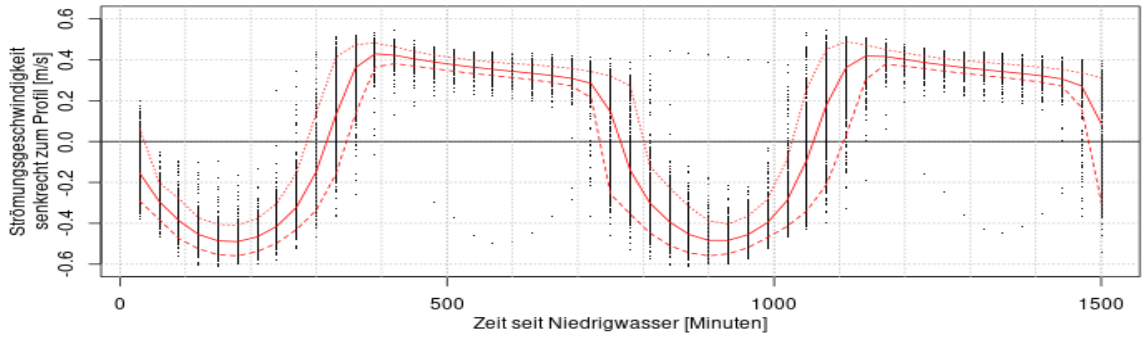
zyklus auszutauschen. Allenfalls direkt an der Tidegrenze der Nebengewässer ist dabei ein geringer Einfluss des Oberwasserzuflusses im Nebenfluss zu erwarten. Ausnahme ist hierbei die Stör, bei der der Wasserkörper des WI-Bereiches bei Itzehoe (Stör-km 25) so weit von der Mündung der Stör entfernt liegt, dass die Tidewege nicht ausreichen, um den Wasserkörper aus der Stör zu befördern.

5.1.1.4 Hydrographische Steckbriefe für die Stör

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Bereich der Stör (Wendestelle und Hafen Itzehoe) wurde das Profil Stör 1.5 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil Stör 1.2 (Fernfeld) im Unterwasser der WI-Baggerung herangezogen.

Tabelle 5-3: Hydrographischer Streckbrief für die Stör, Profil Stör 1.5 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





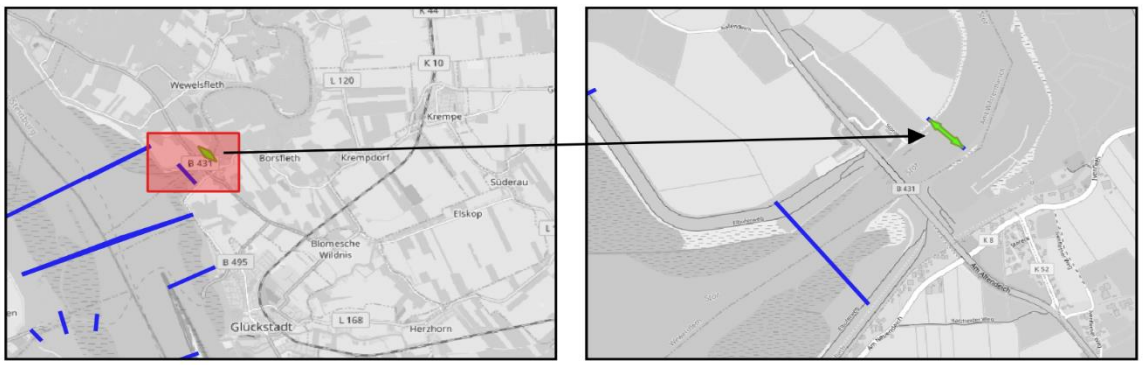
WI-Bereich, Profilnummer:	Stoer 1.5
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	533203, 5974602, 533268, 5974701
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	301/387/490 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	189/155/188/228 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	9,9/40,2/53,1 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	18,9/35,5/44,6 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,1
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	04:59/07:25 hh:mm

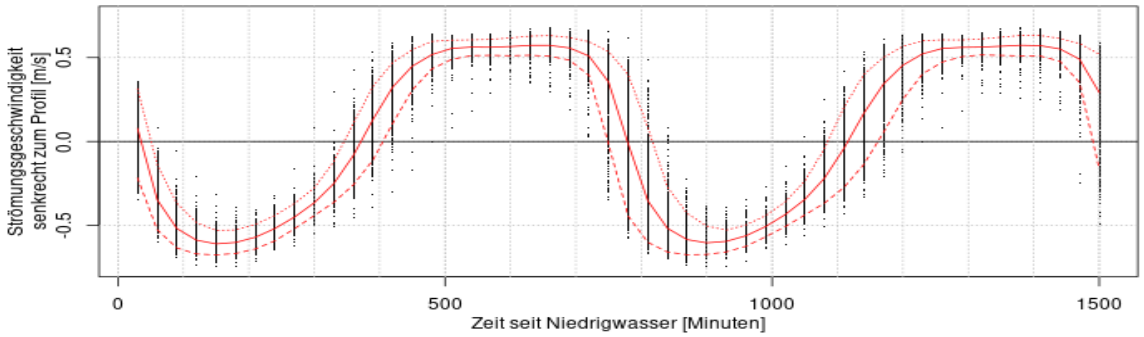
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw): ..... 127/163/207 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe): ..... -27/22 m³/s

Das Profil Stör 1.5 liegt im gezeitengeprägten WI-Bereich in der Stör. Die Wassertiefe im Profil 1.5 liegt zwischen 301 cm bei Niedrigwasser bis 490 cm bei Hochwasser. Durch Reflexion, Reibung und Überlagerung von Partialtiden ist die Tidekurve in der Stör stark asymetrisch, die Flutstromdauer ist mit 4:49 h etwa 2,5 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 7:22 h beträgt. Die mittleren Flutstromgeschwindigkeiten liegen bei 40 cm/s, die mittleren Ebbstromgeschwindigkeiten bei 35 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstromgeschwindigkeiten liegt bei 53 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 45 cm/s. Die Ebbstromgeschwindigkeiten bilden dabei über mehr als 4 h fast ein Plateau. Aus der Asymmetrie ergibt sich entsprechend eine ausgeprägte Flutstromdominanz bezogen auf den Median der Geschwindigkeit (50-%-Quantil).

Das Profil Stör 1.2 (Tabelle 5-4) liegt im Unterwasser der WI-Baggerung im Itzehoer Hafen und beschreibt die Hydrographie im stromab liegenden, ebenfalls gezeitengeprägten Bereich der Stör.

Tabelle 5-4: Hydrographischer Streckbrief für die Stör, Profil Stör 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



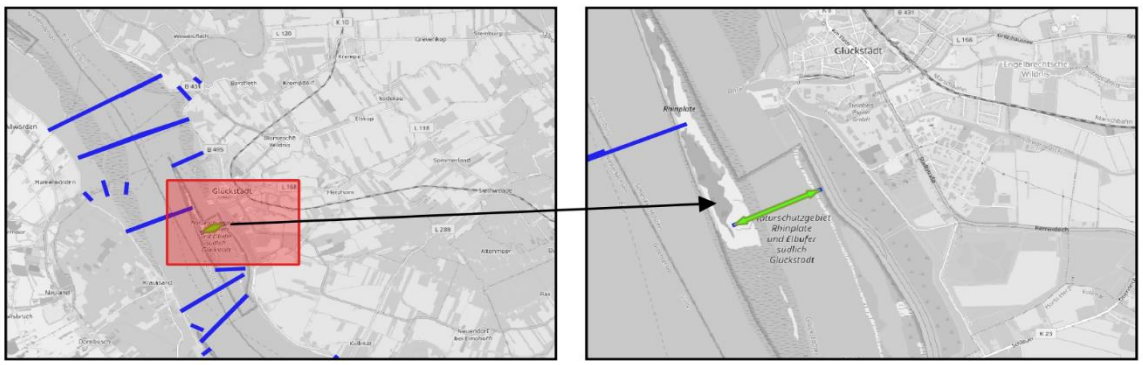


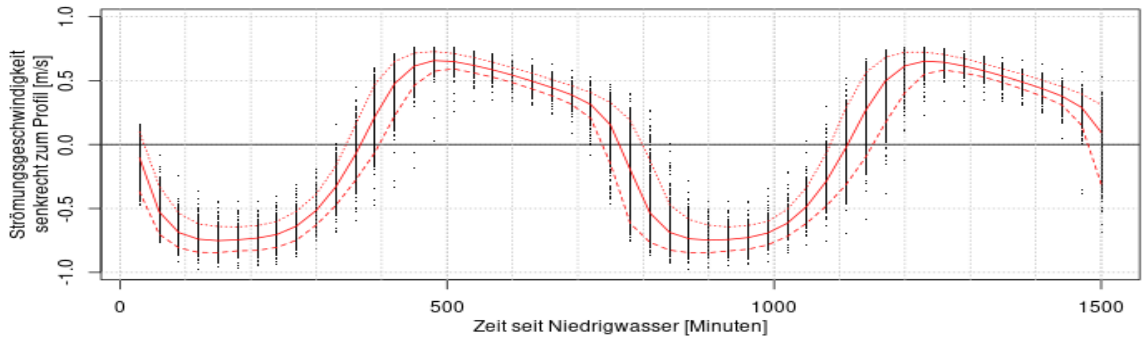
WI-Bereich, Profilnummer:	Stoer 1.2
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	526709, 5964361, 526574, 5964482
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	522/649/765 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	243/201/244/285 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	7,2/52,8/85,0 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	3,9/34,9/75,3 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,5
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:38/06:46 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	528/717/890 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-342/306 m³/s

5.1.1.5 Hydrographische Steckbriefe für die Glückstädter Nebenelbe

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Bereich der Glückstädter Nebenelbe (südlicher Bereich) wurde das Profil GlueckstaedtNE 1.2 im Baggerbereich (Nahfeld) und die Profile GlueckstaedtNE 1.3 im nördlichen Unterwasser der Nebenrinne und GlueckstaedtNE 3.1 im südlichen Oberwasser der Elbe (beide Fernfeld) herangezogen.

Tabelle 5-5: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





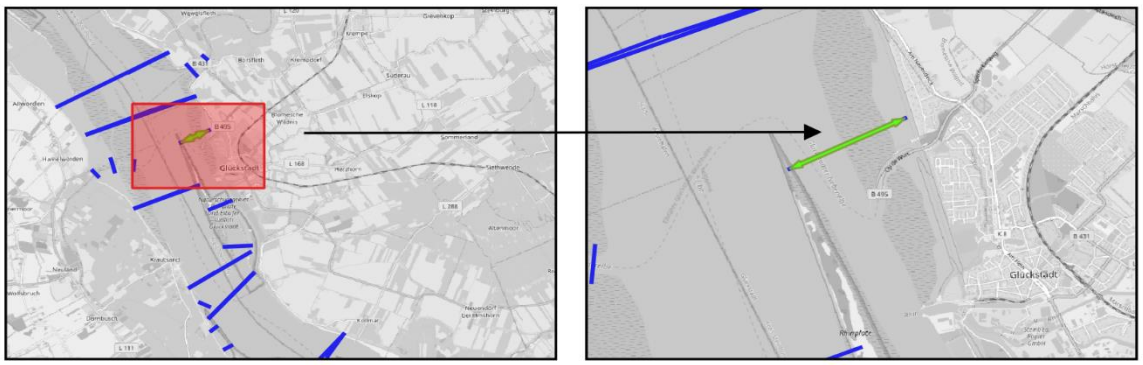
WI-Bereich, Profilnummer:	GlueckstaedtNE 1.2
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	526824, 5958334, 527584, 5958671
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	463/600/722 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	259/215/259/304 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	5,6/57,6/85,3 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	6,1/45,8/69,2 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,3
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:44/06:40 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	1963/2633/3311 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-1638/1173 m³/s

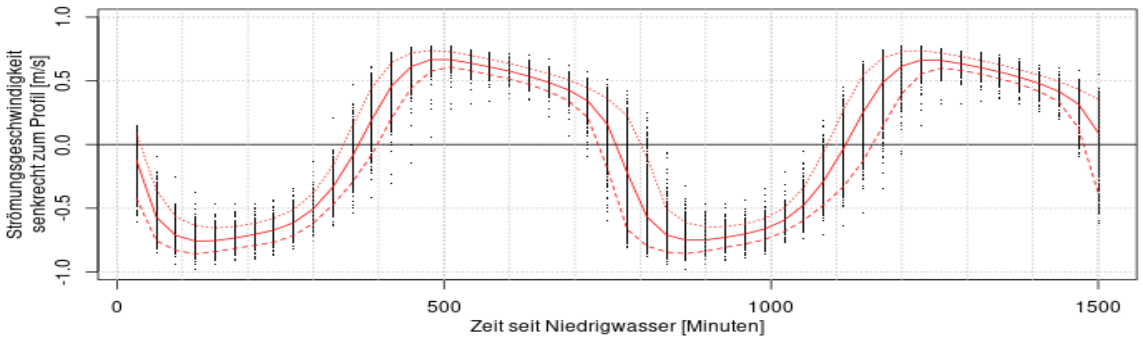
Das Profil GlueckstaedtNE 1.2 liegt im WI-Bereich der Nebenelbe, deren Gezeitensystem zweiseitig an der Hauptrinne der Elbe angeschlossen ist, entsprechend ist das Tideregime stark von dem der Hauptrinne geprägt. Das Tidewellensystem innerhalb der Nebenelbe entsteht durch die Überlagerung und den leichten Zeitversatz in den Tidewellen der beiden Anschlüsse an die Hauptrinne. Wie in der gesamten Tideelbe, ist die Tidekurve in der Glückstädter Nebenelbe asymmetrisch. Die Flutstromdauer ist mit 5:44 h etwa 1 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 6:40 h beträgt. Dieses entspricht in etwa der Flut- und Ebbstromdauer im Hauptgerinne (Gérard 2013). Aus der Asymmetrie ergibt sich eine ausgeprägtere

Flutstromdominanz als im Hauptgerinne. Die mittlere Flutstromgeschwindigkeit in der Nebenelbe liegen bei 58 cm/s, die mittlere Ebbstromgeschwindigkeit bei 46 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstromgeschwindigkeiten liegt bei 85 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 69 cm/s. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 460 cm bei Niedrigwasser und bis 720 cm bei Hochwasser.

Das Profil GlueckstaedtNE 1.3 liegt im Unterwasser der WI-Baggerung, das Profil GlueckstaedtNE 3.1 im Oberwasser. Während das in der Nebenelbe liegende Profil 1.3 eine nahezu identische Form und nahezu identische Strömungsgeschwindigkeiten wie das Profil 1.2 aufweist, weicht die Form des am Rande des Hauptstroms gelegenen Profil 3.1 in der Form von Profil 1.2 ab. Es ist zu erkennen, dass die oben beschriebene Überlagerung der Tidewellen dazu führt, dass Profil 1.2 und 1.3 mehr vom Ideal einer Sinuskurve abweichen als Profil 3.1.

Tabelle 5-6: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 1.3 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)

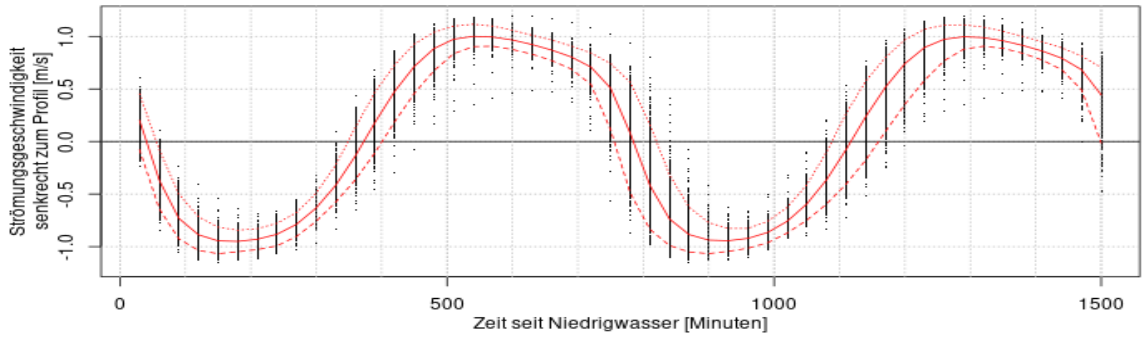




WI-Bereich, Profilnummer:	GlueckstaedtNE 1.3
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	525756, 5961016, 526781, 5961503
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	540/676/795 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	255/213/255/302 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	0,2/31,2/86,3 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	0,5/26,8/73,6 cm/s
Flutstromdominanz (50 %-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,2
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:47/06:37 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	2051/2774/3818 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-1787/1318 m³/s

Tabelle 5-7: Hydrographischer Streckbrief für die Glückstädter Nebenelbe, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





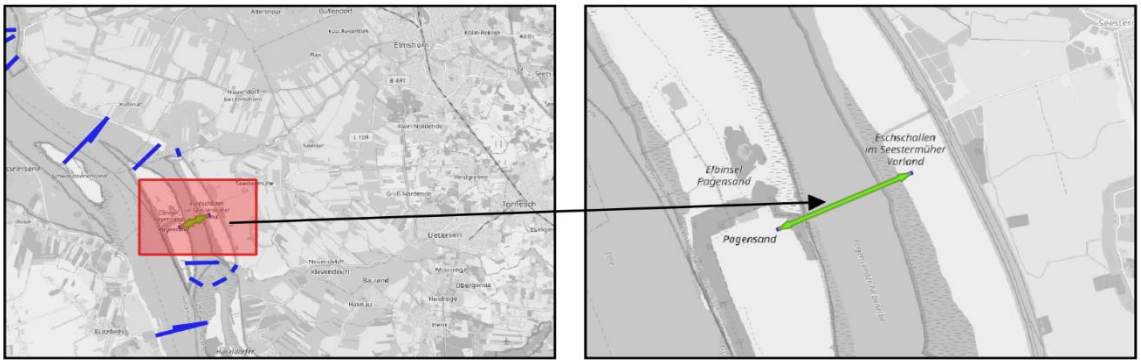
WI-Bereich, Profilnummer:	GlueckstaedtNE 3.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	527679, 5954942, 528421, 5955762
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	1795/1933/2057 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	262/221/261/306 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	7,5/61,5/114,9 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	8,8/62,5/116,8 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,0
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:33/06:51 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	9453/10936/12285 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-7934/7814 m³/s

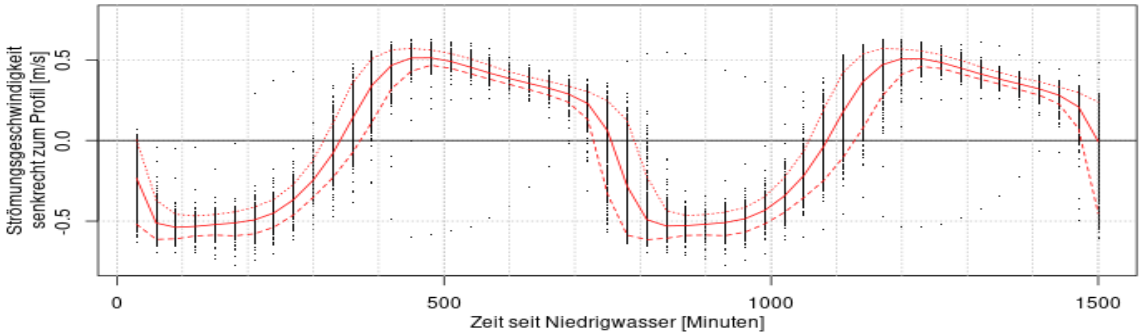
5.1.1.6 Hydrographische Steckbriefe für die Pagensander Nebenelbe, Mündungsbereich Krückau und Pinnau

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Bereich der Pagensander Nebenelbe (südlicher Bereich) wurde das Profil PagensandNE 1.4 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil PagensandNE 2.1 im südlichen Unterwasser (Fernfeld) herangezogen. Zusätzlich wurden die Profile

PagensandNE 4.1 (Krückau) und PagensandNE 5.1 (Pinnau) für die Verdriftung des WI-Baggergutes aus den Mündungen in die Nebenrinne berücksichtigt.

Tabelle 5-8: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 1.4 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



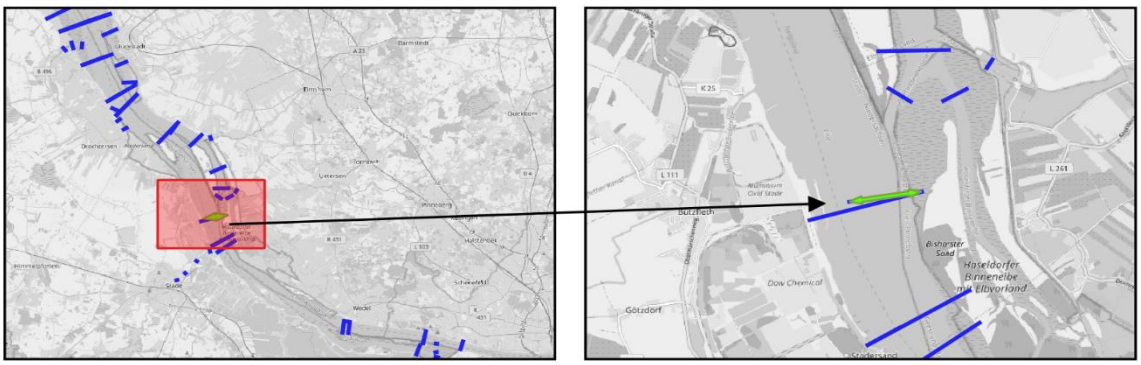


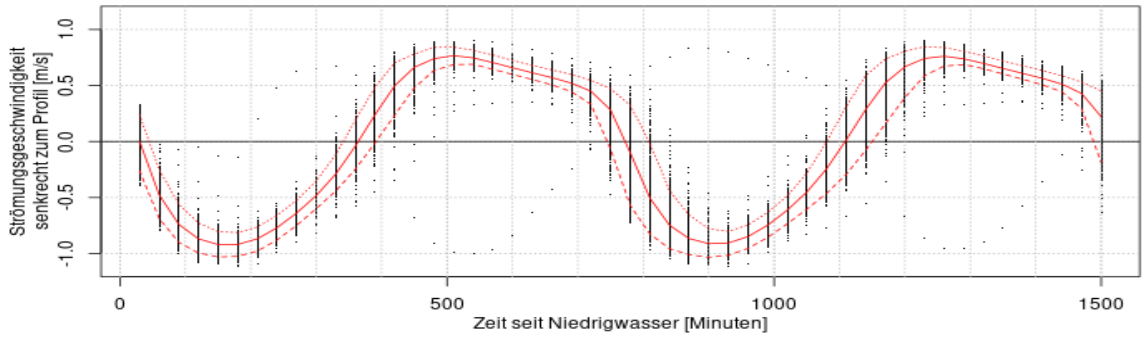
WI-Bereich, Profilnummer:	PagensandNE 1.4
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	534483, 5949000, 535526, 5949475
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	261/404/537 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	276/233/276/323 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	2,9/35,3/67,0 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	3,6/31,4/57,6 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,1
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:26/06:58 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	1194/2051/3033 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-931/723 m³/s

Das Profil PagensandNE 1.4 liegt im WI-Bereich der Nebenelbe, deren Gezeitensystem zweiseitig an der Hauptrinne der Elbe angeschlossen ist, entsprechend ist das Tideregime stark von dem der Hauptrinne geprägt (BAW 2020, Nehlsen 2020 und 2021). Dadurch entsteht innerhalb der Nebenelbe ein Tidewellensystem, das durch die Überlagerung und den leichten Zeitversatz in den Tidewellen der beiden Anschlüsse geprägt ist. Die Tidekurve ist in der Glückstädter Nebenelbe asymmetrisch, wie in der

gesamten Tideelbe. Die Flutstromdauer ist mit 5:44 h etwa 1 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 6:40 h beträgt. Dies entspricht in etwa den Dauern im Hauptgerinne (Gérard 2013). Aus der Asymmetrie ergibt sich entsprechend eine ausgeprägte Flutstromdominanz. Die mittleren Flutstromgeschwindigkeiten liegen bei 58 cm/s, die mittleren Ebbstromgeschwindigkeiten bei 46 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstromgeschwindigkeiten liegt bei 85 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 69 cm/s. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 460 cm bei Niedrigwasser und bis 720 cm bei Hochwasser.

Tabelle 5-9: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer: ..... PagensandNE 2.1

Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1): 534276, 5945000, 535412, 5945176

Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw): .....1759/1905/2040 cm

Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil): .....281/237/281/326 cm

Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil): .....2,3/47,7/105,9 cm/s

Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil): .....3,2/39,7/87,9 cm/s

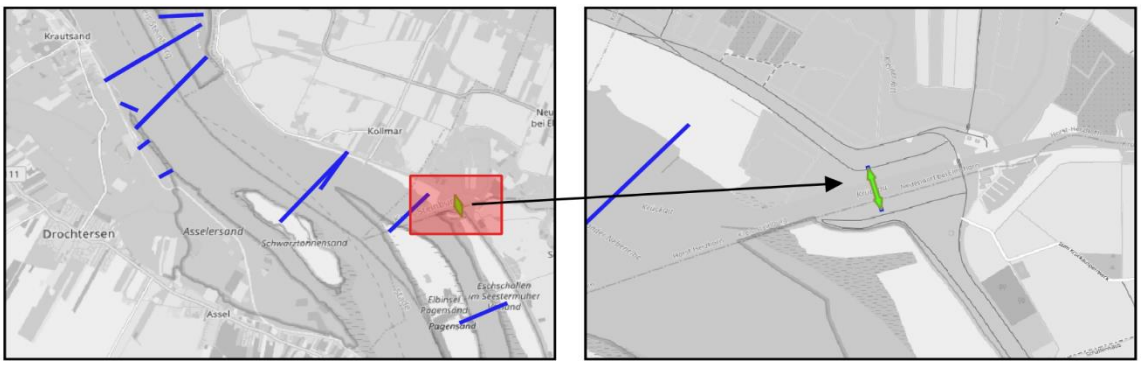
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$): 1,2

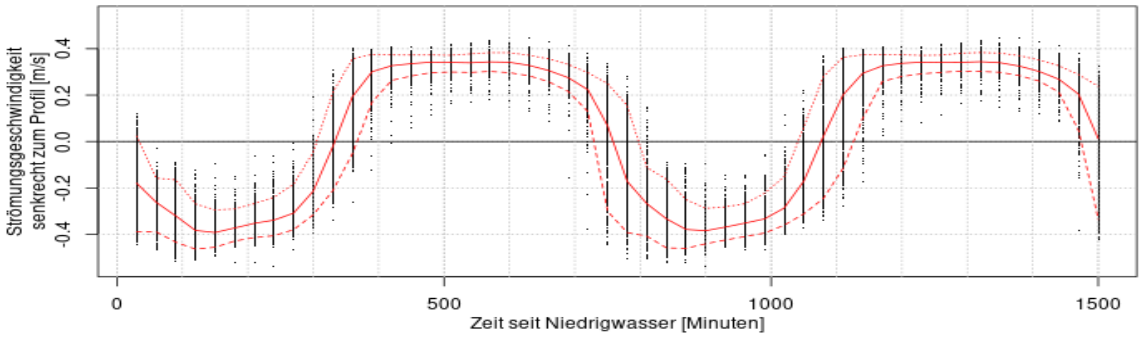
Flutstromdauer/Ebbstromdauer: .....05:34/06:50 hh:mm

Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw): ..... 6456/7907/9464 m²

Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe): ..... -5365/4231 m³/s

Tabelle 5-10: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 4.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)

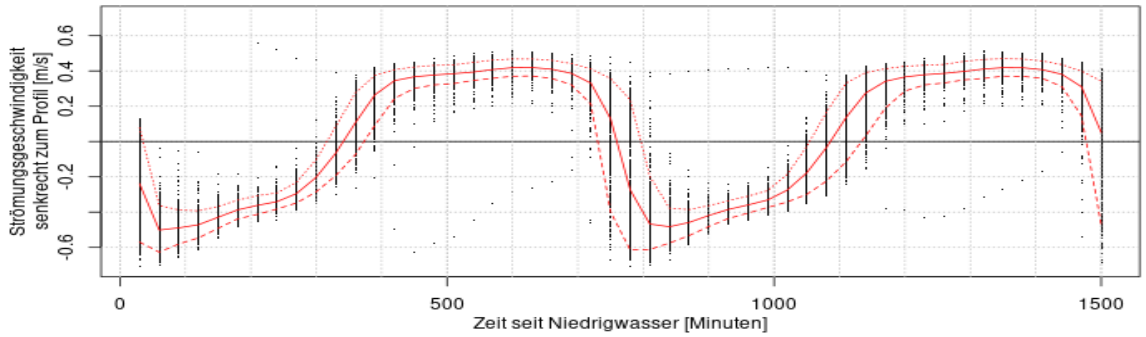




WI-Bereich, Profilnummer:	PagensandNE 4.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	534439, 5951899, 534387, 5952078
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	153/292/422 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	269/225/269/313 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	6,0/26,5/44,5 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	6,9/26,5/36,9 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,0
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:16/07:08 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	100/191/276 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-63/50 m³/s

Tabelle 5-11: Hydrographischer Streckbrief für die Pagensander Nebenelbe, Profil 5.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer:	PagensandNE 5.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	536439, 5947281, 536526, 5947425
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	201/341/476 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	275/232/275/322 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	1,6/26,5/51,7 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	1,9/27,0/47,9 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,0
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:23/07:01 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	88/157/238 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-57/46 m³/s

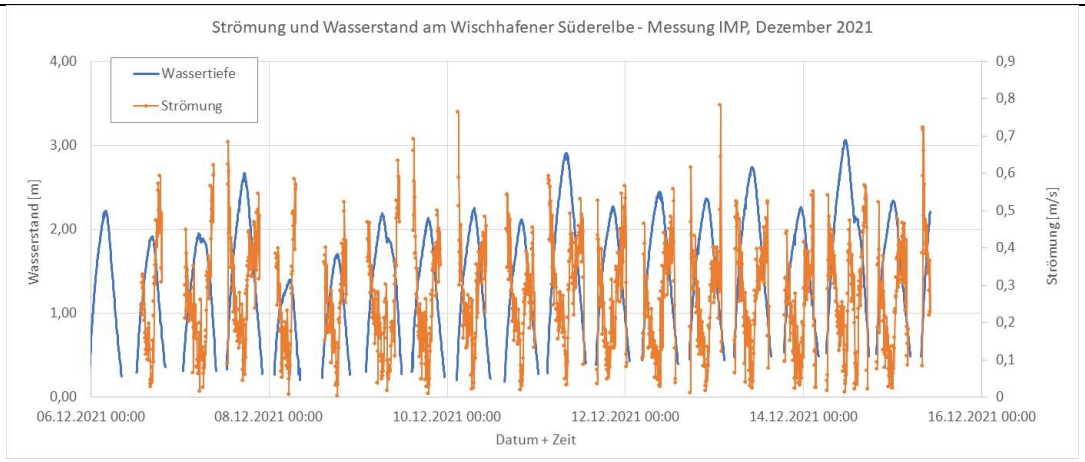
5.1.1.7 Hydrographische Steckbriefe für die Wischhafener Süderelbe

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Bereich der Wischhafener Süderelbe (inkl. Mündung und Durchstich) wurde das Profil WischhafenSE 1.2 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil WischhafenSE 2.1 im Unterwasser (Fernfeld) herangezogen.

Im Bereich Wischhafener Süderelbe, insbesondere nahe dem Sperrwerk, sind die Modelldaten der BAW nur eingeschränkt aussagekräftig für die lokalen Strömungen und Durchflüsse in der Wischhafener Süderelbe, da das Modell am Sperrwerk endet und somit den Flutraum hinter dem Sperrwerk nicht enthält. Dies äußert sich im Profil in einer merklichen Unterschätzung der Strömungen und des Durchflusses. Um plausible Strömungen und Durchflüsse im WI-Bereich anzusetzen, wurden Messdaten, hier Strömungsdaten oberhalb des Sperrwerkes, vom IMP aus 2021 (IMP 2022) aus einer 2-wöchigen Messkampagne ergänzend herangezogen. Die Details zur Messkampagne, der Messtechnik und der genauen Lage der Messung ist IMP (2022) zu entnehmen. Diese gemessenen Strömungsdaten wurden mit ihren mittleren Flut- und Ebbstromgeschwindigkeiten auf das Profil WischhafenSE 1.2 im Unterwasser übertragen. Grundsätzlich ist entlang der Wischhafener Süderelbe von einer abnehmenden Strömungsdynamik vom Unterlauf kommend in Richtung Oberlauf auszugehen. Daher stellt der räumliche Übertrag ins Unterwasser eine vereinfachte Annahme dar. Die aus dem Modell ermittelten Angaben zur mittleren Wassertiefe, Flut- und Ebbstromdauer sowie der benetzten Fläche bei Ebb- und Flutstrom wurden übernommen und lediglich die mittlere Strömung bzw. der mittlere Durchfluss bei Ebb- und bei Flutstrom durch die Mess-daten aus IMP (2022) ersetzt.

Tabelle 5-12: Hydrographischer Streckbrief für die Wischhafener Süderelbe, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





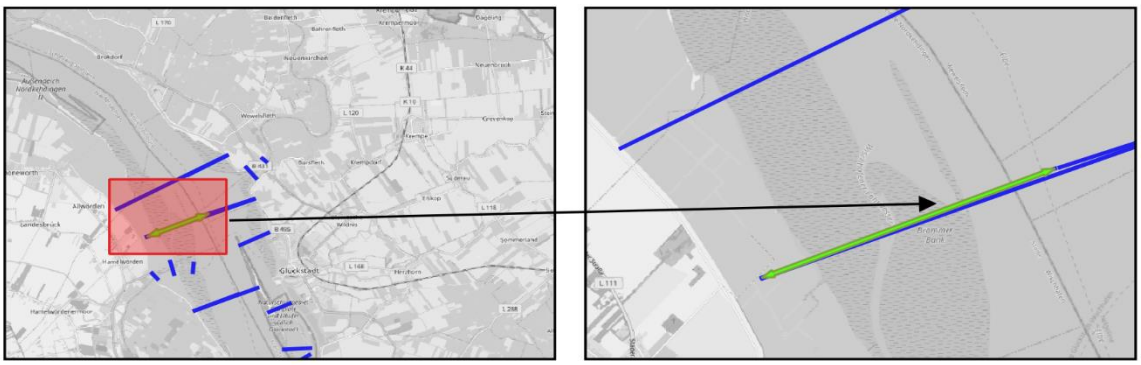
WI-Bereich, Profilnummer: ..... WischhafenSE 1.2

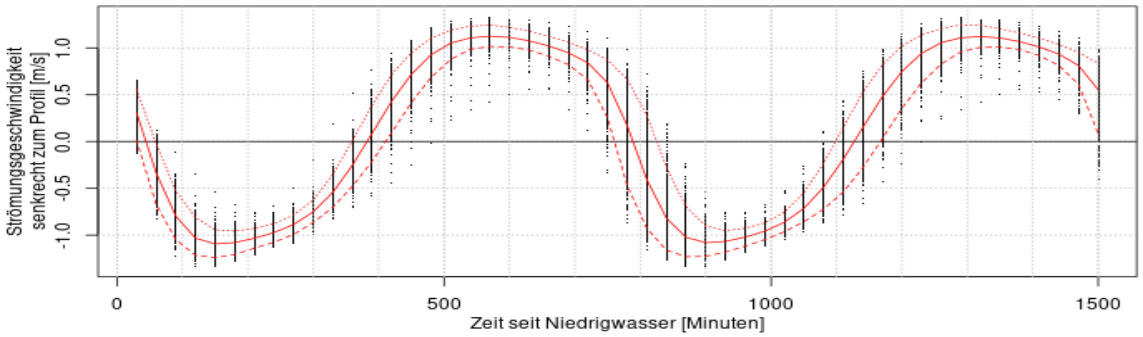
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	523166, 5960347, 523304, 5959854
Mittlere Tidewasserstände, Höhe der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	173/308/428 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	256/215/255/303 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut aus IMP (2022) (5/50/95-%-Quantil):	5/29/50 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe aus IMP (2022) (5/50/95-%-Quantil):	7/24/48 cm/s
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:28/06:54 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	119/137/511 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe) abgeleitet aus IMP (2022):	-33/40 m³/s

Das Profil WischhafenSE 1.2 liegt im WI-Bereich, der sich vom Mündungsbereich bis oberhalb des Sperrwerks der Wischhafener Südeelbe erstreckt.Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 170 cm bei Niedrigwasser und bis 430 cm bei Hochwasser. Die Flutstromdauer ist mit 5:28 h etwa 1,5 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 6:54 h beträgt. Damit ist die Flutstromdauer etwa 15 bis 25 min kürzer als im Hauptgerinne (Gérard 2013), die Ebbstromdauer entsprechend länger.

Das Profil WischhafenSE 2.1 (Tabelle 5-13) liegt im Unterwasser der Wischhafener Süderelbe und beschreibt die Hydrographie im westlichen Elbeabschnitt unmittelbar stromab der Mündung Wischhafener Süderelbe.

Tabelle 5-13: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Wischhafener Süderelbe, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





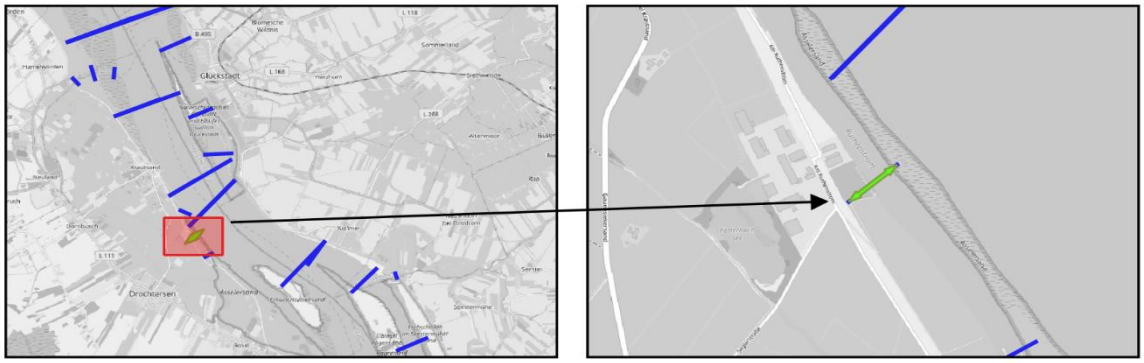
WI-Bereich, Profilnummer:	WischhafenSE 2.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	522301, 5961349, 524607, 5962282
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	1966/2100/2219 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	254/211/253/299 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	0,0/28,4/109,2 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	0,0/36,5/115,3 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	0,5
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:39/06:45 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	9003/10312/12369 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-3008/3866 m³/s

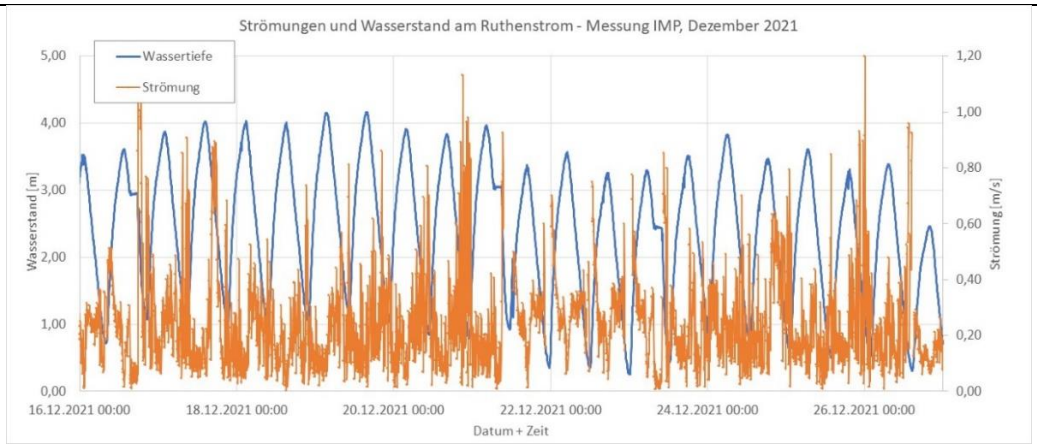
5.1.1.8 Hydrographische Steckbriefe für den Ruthenstrom

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Bereich des Ruthenstroms wurde das Profil Ruthenstrom 1.2 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil Ruthenstrom 3.1 (Fernfeld) im Unterwasser der WI-Baggerung herangezogen. Analog zur Wischhafener Süderelbe sind auch im Bereich Ruthenstrom die Modelldaten der BAW nur eingeschränkt aussagekräftig für Strömungen und Durchflüsse, da der Flutraum hinter dem Sperrwerk fehlt. Um plausible Strömungen und Durchflüsse im WI-Bereich

anzusetzen, wurden auch hier Strömungsdaten oberhalb des Sperrwerkes, bei offenem Sperrwerk, von IMP aus 2021 (IMP 2022) aus einer 2-wöchigen Messkampagne ergänzend herangezogen. Diese gemessenen Strömungsdaten wurden mit ihren mittleren Flut- und Ebbstromgeschwindigkeiten auf das Profil Ruthenstrom 1.2 im Unterwasser übertragen.

Tabelle 5-14: Hydrographischer Streckbrief für den Ruthenstrom, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer:	Ruthenstrom 1.2
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	526878, 5953474, 527068, 5953632
Mittlere Tidewasserstände, Höhe der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	124/261/386 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	262/219/261/305 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut aus IMP (2022) (5/50/95-%-Quantil):	5/25/59 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe aus IMP (2022) (5/50/95-%-Quantil):	5/22/49 cm/s
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:24/06:59 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	29/132/235 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-34/30 m³/s

Der räumliche Übertrag ins Unterwasser stellt eine vereinfachte Annahme dar, da ein Teil der Tideenergie durch die Querschnittsverengung im Bereich des Wehrs reflektiert wird. In der Abbildung 3.12 in

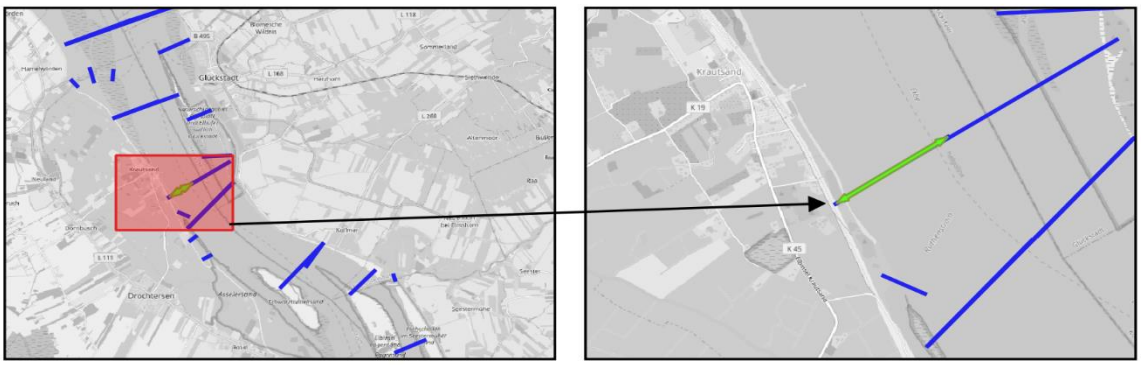
Windmuller & Donner (2013) ist eine Reduzierung der Tidewelle aus Pegelbeobachtungen im Vergleich a) vor dem Wehr und b) hinter dem Wehr von ca. 5 % bis 10 % zu erkennen. Es ist des Weiteren zu beachten, dass es sich um eine Punktmessung handelt. Die Strömungsgeschwindigkeit kann nicht eins zu eins auf ein Querprofil übertragen werden. Die aus dem Modell ermittelten Angaben zur mittleren Wassertiefe, Flut- und Ebbstromdauer und der benetzten Fläche bei Ebb- und Flutstrom wurden übernommen und lediglich die mittlere Strömung bzw. der mittlere Durchfluss bei Ebb- und Flutstrom durch die Messdaten von IMP (2022) ersetzt.

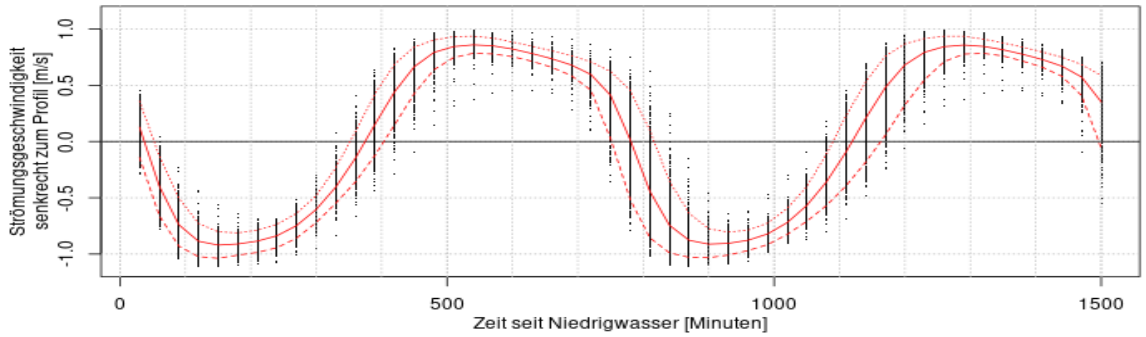
Der WI-Bereich befindet sich im tidebeeinflussten Mündungsbereich des Ruthenstroms. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 125 cm bei Niedrigwasser und bis 390 cm bei Hochwasser. Die Tidekurve ist im Ruthenstrom asymetrisch, wie in der gesamten Tideelbe. Die Flutstromdauer ist mit 5:24 h etwa 1,5 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 6:59 h beträgt. Damit ist die Flutstromdauer etwa etwa 15 bis 25 min kürzer als im Hauptgerinne (Gérard 2013), die Ebbstromdauer entsprechend länger. Im Ruthenstrom liegt für mittlere Verhältnisse eine Flutstromdominanz vor.

Das Profil Ruthenstrom 3.1 (Tabelle 5-15) liegt im Unterwasser des Ruthenstroms und beschreibt die Hydrographie im westlichen Elbebereich unmittelbar stromab der Ruthenstrommündung.

In diesem Profil liegen die Strömunngsgeschwindigkeiten aufgrund der größeren Wassertiefen mit etwa 60 cm/s und 100 cm/s für die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten eine Größenordnung über denen im Ruthenstrom selbst. Gérard (2013) hat mittlere Strömungsgeschwindigkeiten im Hauptgerinne von etwa 75 cm/s und maximale Strömungsgeschwindigkeiten von ca. 100 cm/s in diesem Bereich im Hauptgerinne errechnet.

Tabelle 5-15: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe dem Ruthenstrom, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer: ..... Ruthenstrom 3.1

Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1): 526092, 5955216, 526971, 5955785

Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw): .....1596/1733/1858 cm

Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil): .....261/220/261/303 cm

Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil): .....6,3/57,3/103,8 cm/s

Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil): .....5,9/53,3/95,8 cm/s

Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$): 1,1

Flutstromdauer/Ebbstromdauer: .....05:38/06:46 hh:mm

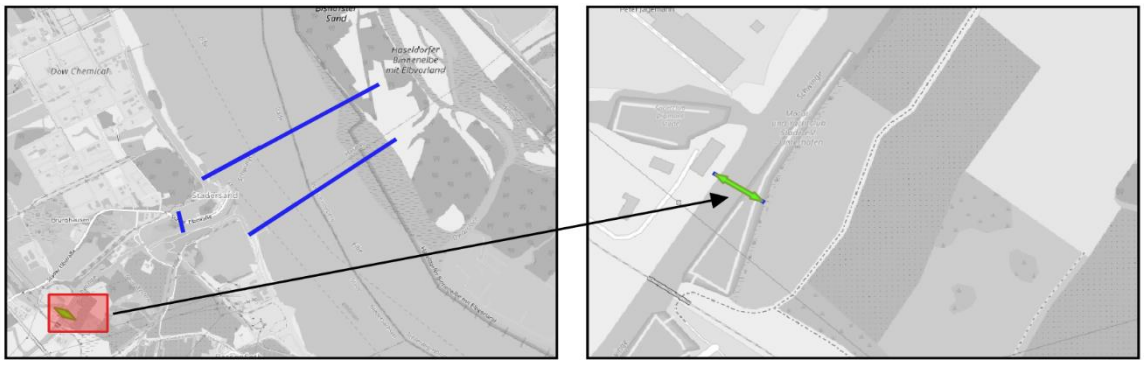
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw): ..... 7683/8901/10035 m²

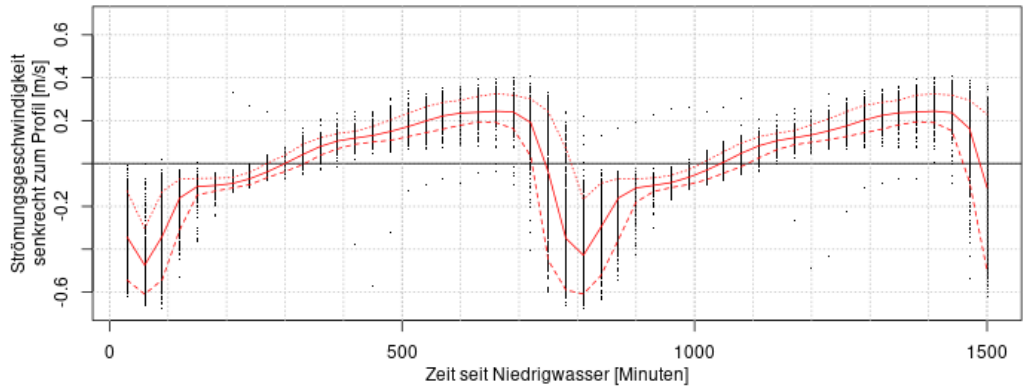
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe): ..... -5108/4751 m³/s

5.1.1.9 Hydrographische Steckbriefe für die Schwinge

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes in der Schwinge wurde das Profil Schwinge 1.3 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil Schwinge 2.1 (Fernfeld) im Unterwasser herangezogen.

Tabelle 5-16: Hydrographischer Streckbrief für die Schwinge, Profil 1.3 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



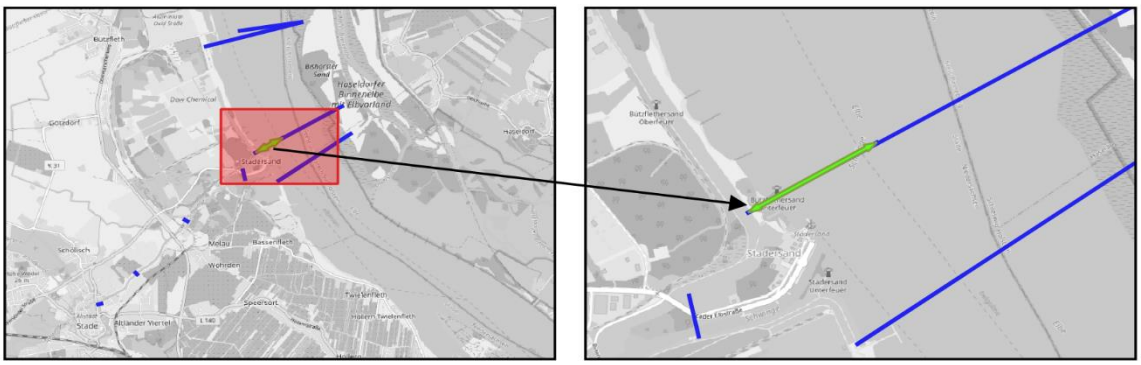


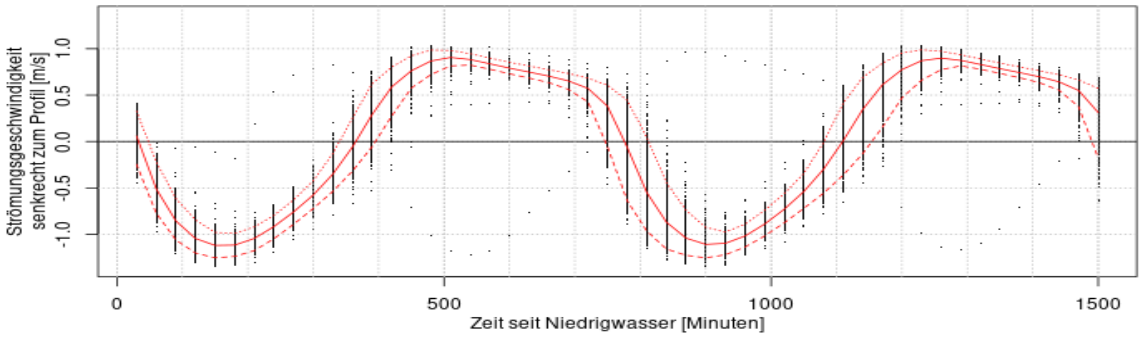
WI-Bereich, Profilnummer:	Schwinge 1.3
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	533261, 5941214, 533308, 5941185
Mittlere Tidewasserstände, Höhe der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	128/273/412 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	284/242/286/327 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	1/8,7/52 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	1,8/13/28,6 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	0.7
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	04:49/07:33 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	27/71/135 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-9/8 m³/s

Die tidebeeinflusste Schwinge wird auf voller Länge zwischen Mündung und Stader Hafen WI-gebaggert (Abschnitt 3.4.6). In BfG (2019a) ist eine detailierte Untersuchung der Hydrologie wiedergegeben. Es konnte gezeigt werden, dass die Wasserstände im Wesentlichen von der Tideelbe geprägt sind, welche

wiederum die Charakteristik der Deutschen Bucht geerbt hat. Insgesamt nimmt der Tidehub in der Schwinge ab, überwiegend durch eine Anhebung des Niedrigwassers. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 130 cm bei Niedrigwasser und bis 410 cm bei Hochwasser. Die Tidekurve in der Schwinge ist asymmetrisch, wie in der gesamten Tideelbe. Die Flutstromdauer ist mit 4:49 h etwa 2,5 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 7:33 h beträgt. Damit ist die Flutstromdauer etwa 20 bis 30 min kürzer als im Hauptgerinne (Gérard 2013), die Ebbstromdauer entsprechend länger. Die mittleren Flutstromge-schwin-digkeiten liegen bei 8,7 cm/s, die mittleren Ebbstromgeschwindigkeiten bei 13 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstromgeschwindigkeiten liegt bei 52 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 29 cm/s. In der Schwinge liegt für mittlere Strömungsverhältnisse eine Ebbstromdominanz vor. In BfG (2019a) wurden die Strömungsverhältnisse mittels eines numerischen eindimensionalen Lösungsverfahrens aus den Wasserständen berechnet und mit den Messungen einer Messkampagne verglichen. Die Form der Strömungsverteilung als auch die Größenordnung der Strömungsgeschwindigkeiten zwischen BfG (2019a) und Tabelle 5-16 ist vergleichbar, vor allem der schnelle Wechsel zum Ablaufen mit der Strömungsspitze (siehe Tabelle 5-16, Strömungsverteilung bei ca. 800 min). Das Profil Schwinge 2.1 (Tabelle 5-17) liegt im Unterwasser der Schwinge und beschreibt die Hydrographie im westlichen Elbebereich unmittelbar stromab der Mündung.

Tabelle 5-17: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Schwingemündung, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



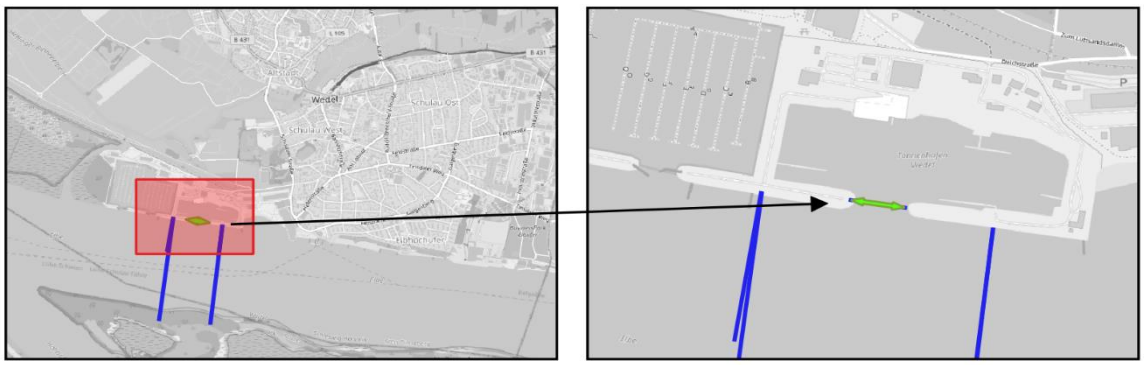


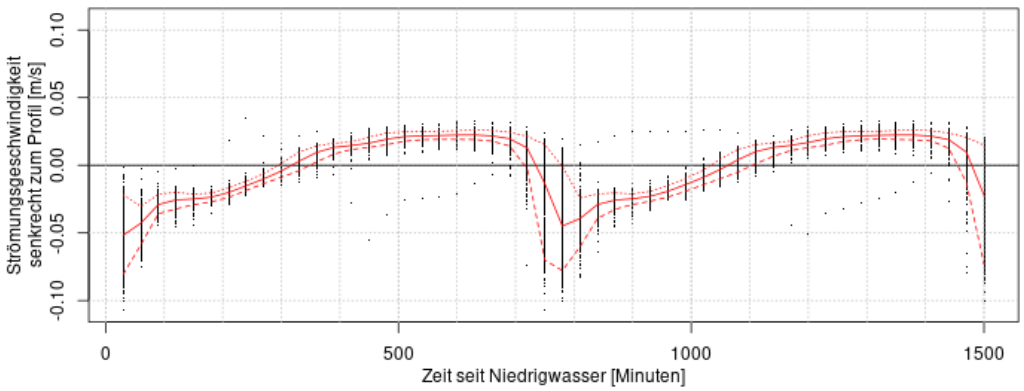
WI-Bereich, Profilnummer:	Schwinge 2.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	534567, 5942560, 535072, 5942858
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	1738/1885/2023 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	285/242/284/332 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	4,8/58,1/125,2 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	4,2/54,0/100,1 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,1
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:33/06:51 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	5883/6577/7283 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-5183/4292 m³/s

5.1.1.10 Hydrographische Steckbriefe für den Wedeler Tonnenhafen

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes im Wedeler Tonnenhafen wurde das Profil WedelTonnenhafen 1.1 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil WedelTonnenhafen 2.1 (Fernfeld) im Unterwasser herangezogen.

Tabelle 5-18: Hydrographischer Streckbrief für den Wedeler Tonnenhafen, Profil 1.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



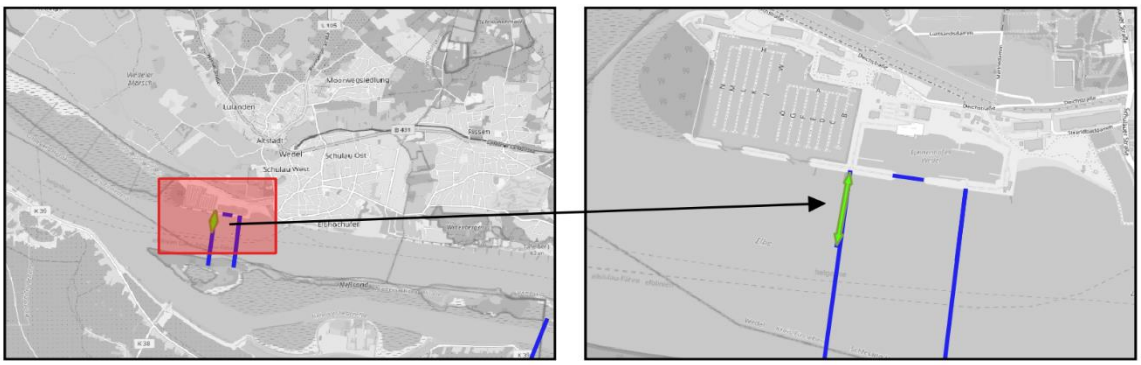


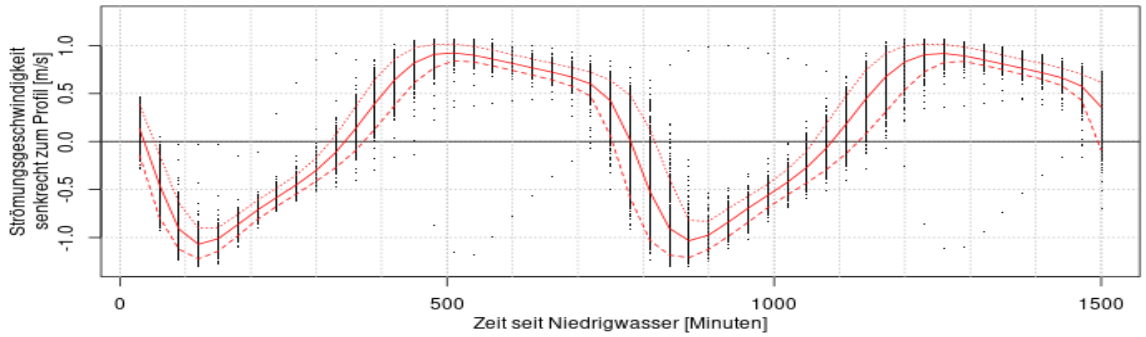
WI-Bereich, Profilnummer:	WedelTonnenhafen 1.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	545487, 5935912, 545381, 5935928
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	500/655/807 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	307/262/308/356 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	0,2/2,4/5,8 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	0,2/1,6/4 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	(für Becken nicht sinnvoll definiert)
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:18/07:06 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	357/480/601 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-11/8 m³/s

Der WI-Bereich befindet sich im Hafenbecken des Wedeler Tonnenhafens; das Profil befindet sich quer zur Einfahrt des Hafens. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 500 cm bei Niedrigwasser und bis 810 cm bei Hochwasser. Die Tidekurve ist in der Einfahrt zum Wedeler Tonnenhafen asymmetrisch, wie in der gesamten Tideelbe. Die Flutstromdauer ist mit 5:18 h etwa 2,5 h kürzer als die Ebbstromdauer, welche 7:06 h beträgt. Damit ist die Flutstromdauer etwa etwa 20 bis 30 min kürzer als im Hauptgerinne (Gérard 2013), die Ebbstromdauer entsprechend länger. Die mittleren Flutstromgeschwindigkeiten im Hafenbecken liegen bei 2,4 cm/s, die mittleren Ebbstromgeschwindigkeiten bei 1,6 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstromgeschwindigkeiten liegt bei 6 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 4 cm/s.

Das Profil WedelTonnenhafen 2.1 (Tabelle 5-19) liegt im Unterwasser des Hafens und beschreibt die Hydrographie im östlichen Elbebereich unmittelbar stromab.

Tabelle 5-19: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe dem Wedeler Tonnenhafen, Profil 2.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)



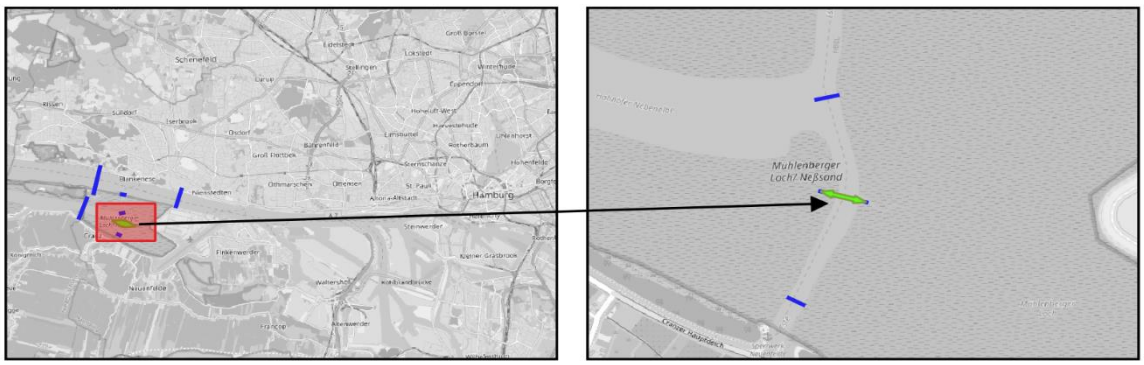


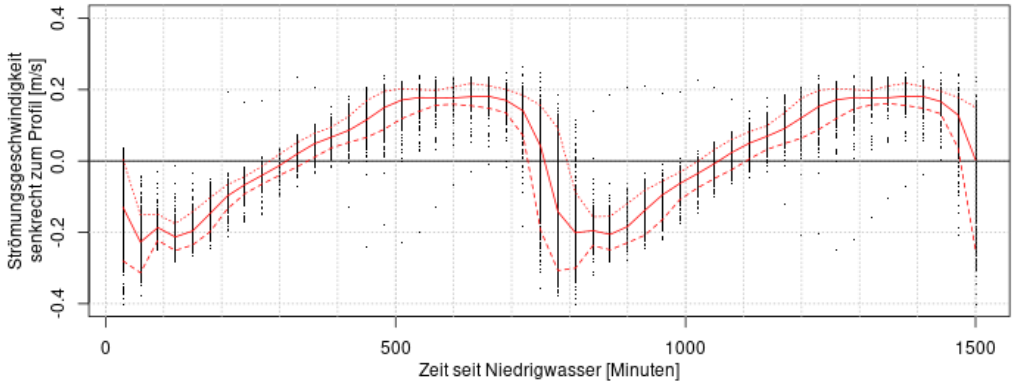
WI-Bereich, Profilnummer:	WedelTonnenhafen 2.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	545153, 5935631, 545205, 5935943
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	1521/1676/1828 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	307/263/307/355 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	5,1/50,2/116,8 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	5,8/56,7/108,5 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	0,9
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:08/07:16 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	3564/4041/4509 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-2620/2637 m³/s

5.1.1.11 Hydrographische Steckbriefe für die Außeneste

Für die Auswertung der Verdriftung des WI-Baggergutes in der Außeneste wurde das Profil Ausseneste 1.2 im Baggerbereich (Nahfeld) und das Profil Ausseneste 3.1 (Fernfeld) im Unterwasser herangezogen.

Tabelle 5-20: Hydrographischer Streckbrief für die Außeneste, Profil 1.2 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer:	Ausseneste 1.2
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	552604, 5932817, 552785, 5932770
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	193/354/514 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	321/275/320/372 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	0,8/9,4/25,9 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	1.3/10,3/24 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	0.9
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	04:56/07:25 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	124/371/685 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-47/37 m³/s

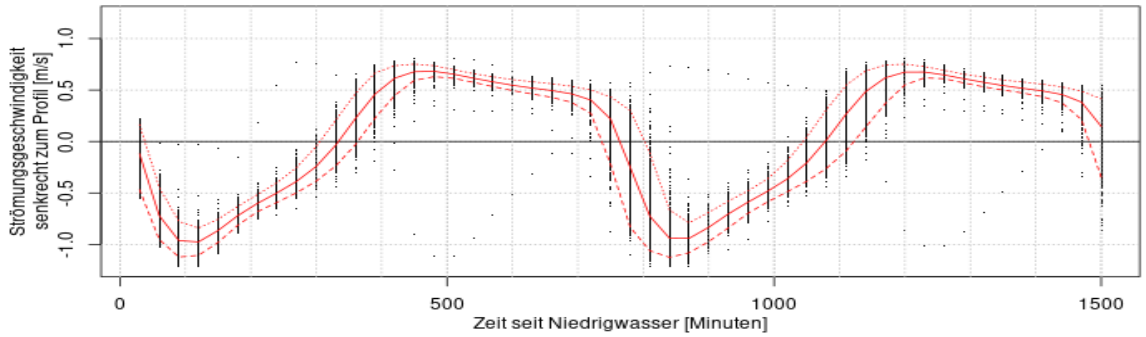
Der WI-Bereich in der tidebeeinflussten Außeneste grenzt an die Hahnöfer Nebenelbe. Die Außeneste ist als Teil des Tidesystems der Nebenelbe zu betrachten. Dieses ist wiederum zweiseitig an das Gezeitensystem der Hauptrinne der Elbe angeschlossen und damit von dem der Hauptrinne geprägt. Durch den zweiseitigen Anschluss entsteht innerhalb der Nebenelbe ein Tidewellensystem, das durch die Überlagerung und den leichten Zeitversatz in den Tidewellen der beiden Anschlüsse geprägt ist. Die Wassertiefe des Profils liegt zwischen 190 cm bei Niedrigwasser und bis 510 cm bei Hochwasser. Die Tidekurve ist

asymmetrisch, wie in der gesamten Tideelbe. Die Flutstromdauer ist mit 4:56 h etwa 2,5 h kürzer als die Ebbstromdauer mit 7:25 h. Damit sind Flutstromdauer und Ebbstromdauer etwa vergleichbar lang wie im Hauptgerinne (Gérard 2013). Die mittleren Flutstromgeschwindigkeiten im Profil der Außeneste liegen bei 9,4 cm/s, die mittleren Ebbstromgeschwindigkeiten bei 10,3 cm/s. Das 95-%-Quantil der Flutstrom-geschwindigkeiten liegt bei 26 cm/s, das der Ebbstromgeschwindigkeiten bei 24 cm/s. In der Außeneste entsprechen die Strömungsverhältnisse, abgesehen von der Quantität, denen des Hauptstroms, d. h. es liegt eine Tendenz zur Ebbstromdominanz vor. Es soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass es sich bei der Außereste größtenteils um einen Priel handelt. Die umgebenden Wattflächen werden zur Tidehochwasserzeit vom Wasser überströmt. Das dadurch entstehende komplexe Strömungssystem kann mittels der Profile nur angenähert werden.

Das Profil Ausseneste 3.1 (Tabelle 5-21) liegt am südlichen Ende der Außeneste und beschreibt die Hydrographie im westlichen Elbebereich unmittelbar stromab.

Tabelle 5-21: Hydrographischer Streckbrief für die Elbe nahe der Außeneste, Profil 3.1 inkl. Lage (obere Abbildung) und Strömungsverteilung über die Tide (Abbildung mittig)





WI-Bereich, Profilnummer:	Ausseneste 3.1
Profillage (EPSG: 25832, x_0, y_0, x_1, y_1):	551583, 5934016, 551706, 5934570
Mittlere Tidewasserstände, Höhe über der Sohle (MTnw/MTmw/MThw):	1616/1776/1936 cm
Tidehub (MThb/5/50/95-%-Quantil):	320/274/318/369 cm
Strömungsgeschwindigkeit Flut (5/50/95-%-Quantil):	1,3/35,2/105,0 cm/s
Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (5/50/95-%-Quantil):	1,7/30,5/81,3 cm/s
Flutstromdominanz (50-%-Quantil, $V_{(Flut, q50)}$ / $V_{(Ebbe, q50)}$):	1,2
Flutstromdauer/Ebbstromdauer:	05:10/07:14 hh:mm
Profilfläche unter Wasser (bei MTnw/MTmw/MThw):	2106/2935/3855 m²
Mittlerer Durchfluss (bei Flut/Ebbe):	-1826/1420 m³/s

5.1.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Die WI-Maßnahmen haben keine Auswirkungen auf die Hydrologie der Tideelbe und ihre statistischen Kennzahlen, die an Messstationen erhoben und ausgewertet werden. Nur während und im direkten Bereich der WI-Baggerungen selbst entstehen durch den WI-Bagger im Betrieb Strömungen (z. B. infolge Schiffsantrieb und Betrieb der Pumpen an Bord). Auswirkungen auf den Salzgehalt und die Wasserstände sind weder im Nah- noch im Fernfeld zu erwarten.

5.2 Morphologie und Sedimentzusammensetzung

5.2.1 Ist-Zustand

Die Beschreibung des Ist-Zustandes erfasst die Sedimentzusammensetzung, evtl. vorhandene Sohlstrukturen, insbesondere Dünen und Riffel (Transportkörper), Hintergrundverhältnisse für Schwebstoffkonzentrationen sowie Sedimentationsraten. Die zur Verfügung stehende Datengrundlage ist sehr heterogen. Unterschiedliche Datenquellen für Messungen und Beprobungen wurden herangezogen. Es wurden sowohl eigene Daten (WSV bzw. BfG) als auch Daten Dritter aus Archiven wie Untersuchungsberichten und Literaturquellen genutzt. Hierbei ist zu beachten, dass diese Daten bzw. der Ist-Zustand bereits durch Auswirkungen laufender Unterhaltungen beeinflusst sein kann.

Tabelle 5-22: Übersicht zu den Sedimenten, Sohlstrukturen, Schwebstoffen und der Sedimentationsrate in den WI-Bereichen und Nahfelder, hier in den Nebenelben und Nebengewässern der Elbe

WI-Bereich (Benennung)	Sedimenttyp	Dünen und Riffel (Sohlstrukturen)	Hintergrundverhältnisse Schwebstoffkonzentration (WI-Bereich und Nahfeld, für Sommer)	Sedimentations-raten (ohne WI-Baggerung)
Stör	feinsandiger Schluff	Keine an der Wende-stelle, da vorwiegend Schluff (Schluffanteil 63 %),	35 bis 110 mg/l	ca. 0,2 cm/d an der Wendestelle
Glückstädter Nebenelbe	enggestufte Sande	Riffel auch im südlichen Bereich und in der Mündung, dort H/L = 50/200 cm	70 bis 145 mg/l	keine Auswertung ohne WI-Baggerung
Pagensander Nebenelbe (inkl. Pinnau und Krückau)	enggestufte Sande (SE) in der Rinne, Sand-Schluff-Gemische auf den Wattflächen	Kaum Sohlstrukturen, nur vereinzelt kleine Riffel mit 15 bis 20 cm Höhe im zentralen Rinnenbereich	65 bis 195 mg/l (bzw. 200 bis 900 mg/l für Pinnau und Krückau)	keine Auswertung in der Pagensander Nebenelbe ohne WI-Baggerung, 0,1 cm/d in der Krückaumündung 0,05 cm/d in der Pinnaumündung
Wischhafener Süderelbe	Ton-Schluff Gemisch	Keine, da vorwiegend Schluff (Schluffanteil 59 %)	90 bis 540 mg/l	0,9 cm/d in Mündung und Durchstich und 0,3 cm/d oberhalb des Sperrwerks
Ruthenstrom	Ton-Schluff Gemisch	Keine, da vorwiegend Schluff (Schluffanteil 60 %)	70 bis 900 mg/l	keine Auswertung ohne WI-Baggerung
Schwinge	Ton-Schluff Gemisch	Keine, da vorwiegend Schluff (Schluffanteil 79 %)	45 bis 130 mg/l	keine Auswertung ohne WI-Baggerung
Wedeler Tonnenhafen	Ton-Schluff Gemisch	Keine, da vorwiegend Schluff (Schluffanteil 90 %)	150 bis 460 mg/l	0,3 cm/d im Wedeler Tonnenhafen
Außeneste	Sand-Schluff Gemisch mit zunehmendem Feinkorn zur Este hin	nur am nördlichen Rand zur Elbe hin, sonst ohne (Schluffanteil 36 %)	100 bis 750 mg/l	0,5 bis 0,2 cm/d (DHI WASY 2016)

Eine Übersicht zu der Morphologie und Sedimentzusammensetzung in den durch WI-Baggerung unterhaltenen Bereichen (nachfolgend als WI-Bereiche bezeichnet) der Nebenelben und Nebengewässer der Elbe ist in Tabelle 5-22 gegeben. Die Darstellung der Hintergrundverhältnisse in dieser Tabelle ist beschränkt auf die WI-Bereiche und die Nahfelder und hier für den aus ökologischer Sicht besonders sensitiven Zeitraum Sommer. Die weiteren Ergebnisdaten zu Fernfeld oder für den Zeitraum Winter können den nachfolgenden Kapiteln 5.2.1.1 bis 5.2.1.8 entnommen werden.

Die mittlere Korngrößenverteilung für die WI-Bereiche ist in Abbildung 5-2 dargestellt und fasst die Proben aus der

Tabelle 4-1 zusammen. Die Fraktion Mittelschluff umfasst hier die Summe aller Fraktionen < 20 µm. Räumliche Gliederungen in den WI-Bereichen sind den anstehenden Unterabschnitten zu entnehmen.

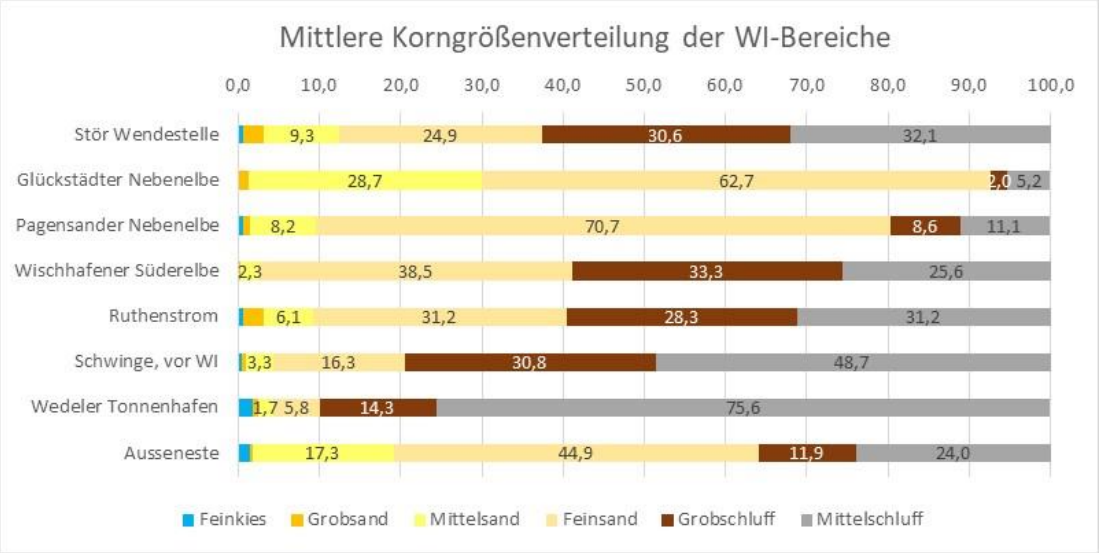


Abbildung 5-2: Mittlere Korngrößenverteilung für die Nebenelben und Nebenrinnen aus den Jahren 2011 bis 2020

5.2.1.1 Stör

Die Ergebnisse der **Sedimentbeprobung** in BfG (2020b) zeigte für den Abschnitt Außenstör (Stör-km 50,794 bis Stör-km 48,246) ein überwiegend feinkörniges Sedimentinventar. Häufig sind auch sandige Auflagen zu finden, die dann in Wechsellagen mit schluffigen Sedimenten übergehen. Nach DIN 18196 handelt es sich um eng gestufte bis weit oder intermittierend gestufte Sande (SE, SU, SU*). Der Feinkornanteil (< 63 µm) ist in der Regel Schluff, der Tonanteil wurde nicht explizit bestimmt, ist aber in der Fraktion < 20 µm enthalten. An einer Stelle wurde Torf vorgefunden (HN).

Mündungsnahe Sedimentproben aus dem Jahr 2005 (Plöger 2007) bestätigen die Verteilung mit einem Feinkornanteil von ca. 20 % und einem D50, der im sandigen Bereich bei ca. 0,31 mm liegt.

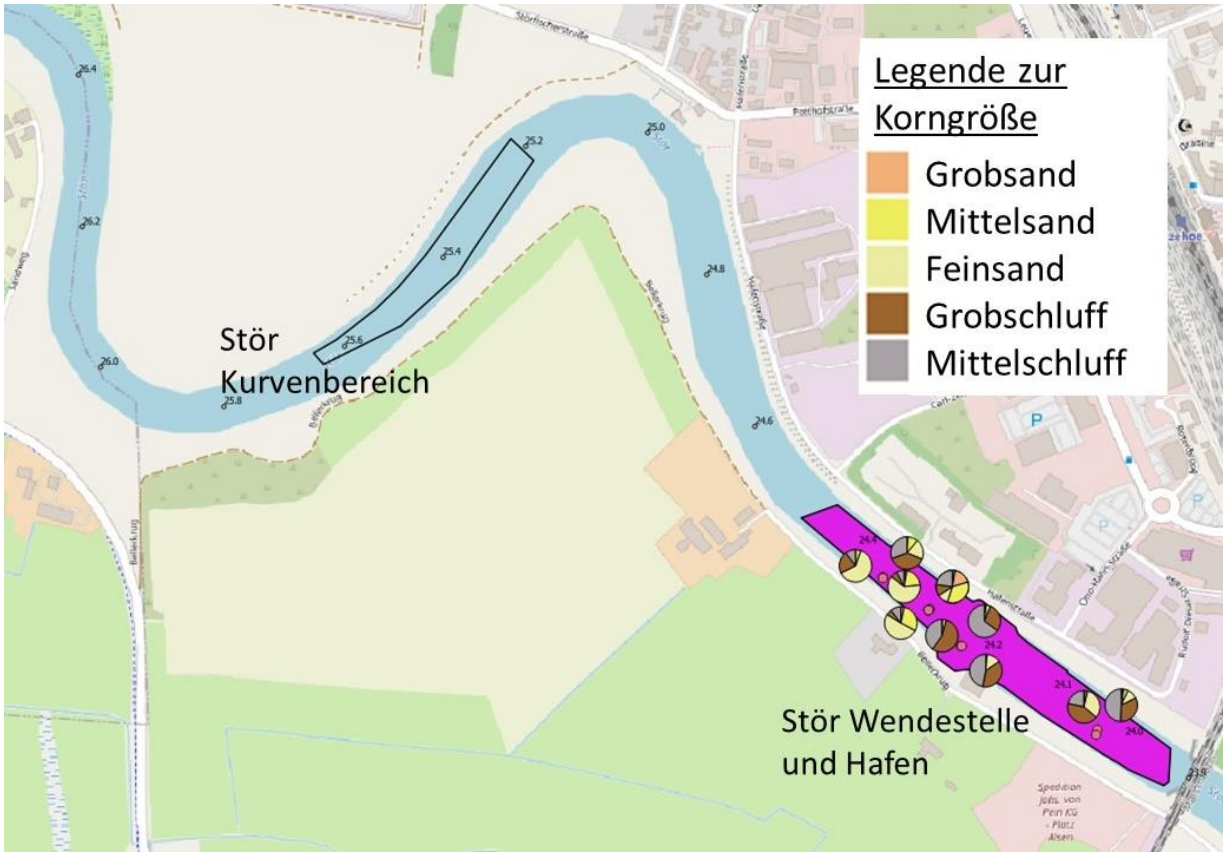


Abbildung 5-3: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen der Stör im Bereich Stör-km 24 bis 24,4 (BfG-2028, 2020)

Die Korngröße Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung die Gesamtfraktion < 20 µm.

In der Untersuchung von Plöger (2007) wurden **Sohlstrukturen** in drei mündungsnahen Abschnitten von Stör-km 45 bis 50 hochauflösend mittels Fächerecholot untersucht. Hierbei wurden Dünenhöhen von ca. 0,45 bis 0,20 m (Mittelwert 0,22 cm) mit einer Dünenlänge von ca. 4 bis 8 m (Mittelwert 6,1 m) erfasst. Im Bereich des Hafens und der Wendestelle ist durch den hohen Feinkornanteil nicht von Sohlstrukturen wie Riffel oder Dünen auszugehen, dies bestätigen auch Einzel-Peildaten aus 2014 bis 2019.

Sedimentationsraten wurden aus Peildaten, die z. T. vor und nach WI-Baggerungen mittels Fächerecholot erfasst werden, abgeleitet. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für vier Zeiträume in 2019, 2016, 2014 und 2013 erstellt (Abbildung 5-4). In drei dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen im Umfang von 8, 10 bzw. 22 Stunden. Die Sedimentationsraten (außerhalb von WI-Bereichen) lagen im Flächenmittel bei ca. 0,19 bis 1,16 cm/d, wobei der Zeitraum (von 15.07.2014 bis 29.08.2014) ohne WI-Baggerung mit 0,19 cm/d am unteren Rand liegt. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die drei Auswertezeiträume von 11.01.2019 bis 04.03.2019, von 05.10.2016 bis 25.10.2016 und von 20.06.2013 bis 29.08.2013 jeweils ca. 3 Tage bis 1 Woche nach der WI-Baggerung bei ca. -1,0 bis -4,2 cm/d (Abbildung 5-4).

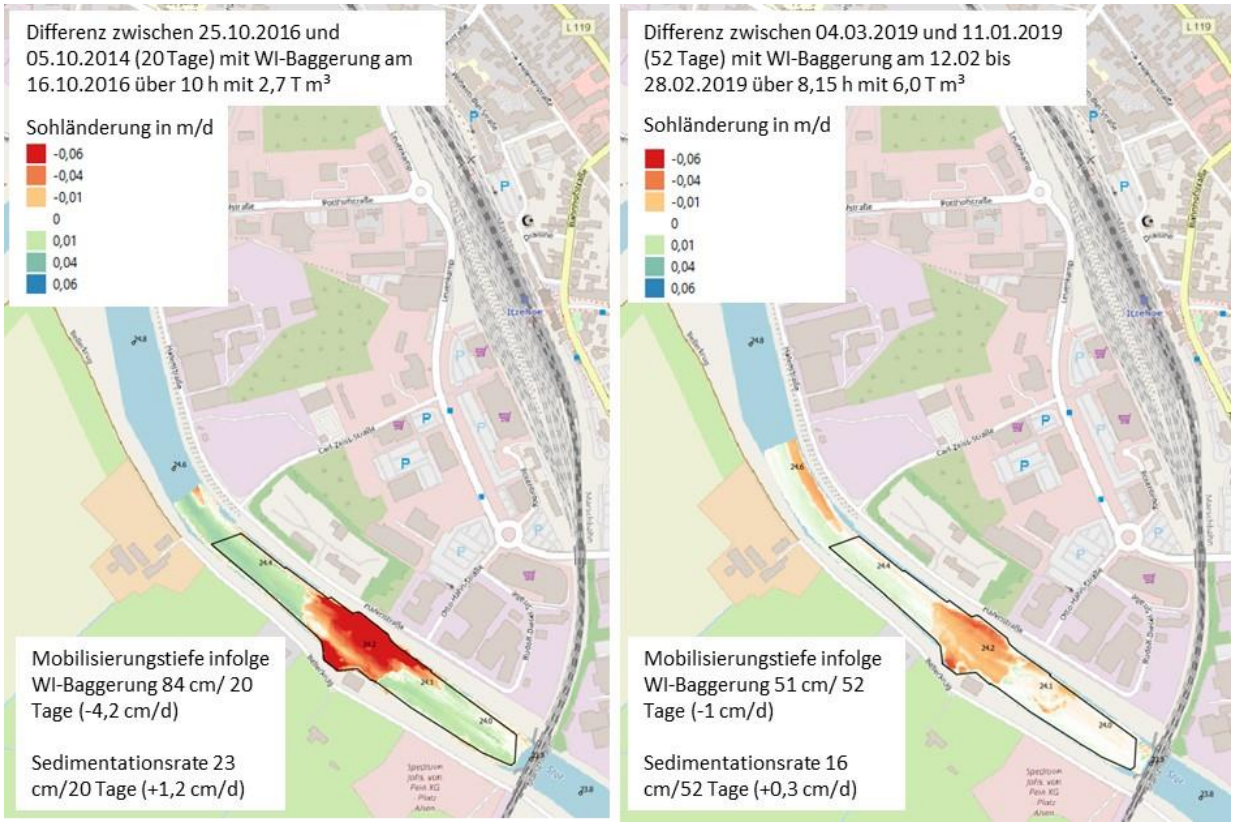


Abbildung 5-4: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich der Wendestelle in der Stör bei Itzehoe aus der Zeitspanne vom 25.10.2016 bis 05.10.2016 und vom 04.03.2019 bis 11.01.2019

Schwebstoffdaten in der Stör lagen als Einzelmessungen (abfiltrierbare Stoffe) verteilt auf den Zeitraum 2010 bis 2021 aus Heiligenstedten an der Klappbrücke vor (Abbildung 5-5). Die Daten wurden bereitgestellt durch das LLUR (2022). Die Messstelle des LLUR an der Klappbrücke liegt in einem Bereich mit Tideeinfluss in der Stör. Dies ist auch anhand der großen Schwankungsbreite der abfiltrierbaren Stoffe zu erkennen. Die Schwebstoffkonzentrationen in der Stör liegen im Sommer bei ca. 66 mg/l (Mittelwert) bzw. 54 mg/l (Median) mit einer Bandbreite, die zwischen 17 mg/l (15-%-Quantile) bis 105 mg/l (85-%-Quantile) liegt. Im Winter liegen die Schwebstoffkonzentrationsverhältnisse bei ca. 51 mg/l (Mittelwert) bzw. 54 mg/l (Median) mit einer Bandbreite zwischen 9 mg/l (15-%-Quantile) bis 82 mg/l (85-%-Quantile). Die Werte wurden aufgrund fehlender Strömungsmessungen nicht in Flut- oder Ebbstrom differenziert.

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen: Sowohl unmittelbar im WI-Bereich als auch im Nah- und Fernfeld werden für die Stör im Sommer eine Bandbreite (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) von etwa 20 bis 110 mg/l angenommen. Im Winter liegt dieser Bereich etwas niedriger bei ungefähr 10 mg/l bis 80 mg/l.

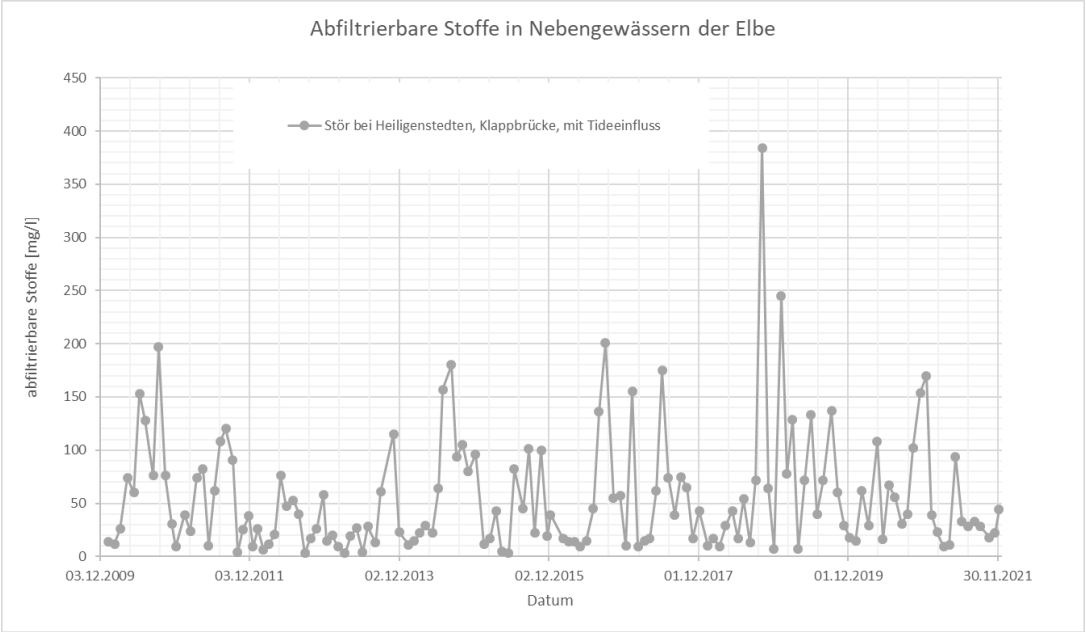


Abbildung 5-5: Einzelmessungen zu abfiltrierbaren Stoffe der Stör bei Heiligenstedten, der Pinnau bei Pinneberg und der Krückau an der Fußgängerbrücke Elmshorn, Datenquelle: LLUR (2022)

5.2.1.2 Glückstädter Nebenelbe

Gemäß der **Sedimentbeprobungen** der BfG (2020b) wurden in der Glückstädter Nebenelbe überwiegend Mittelsand mit unterschiedlichen Anteilen von Fein- und Grobsand vorgefunden.

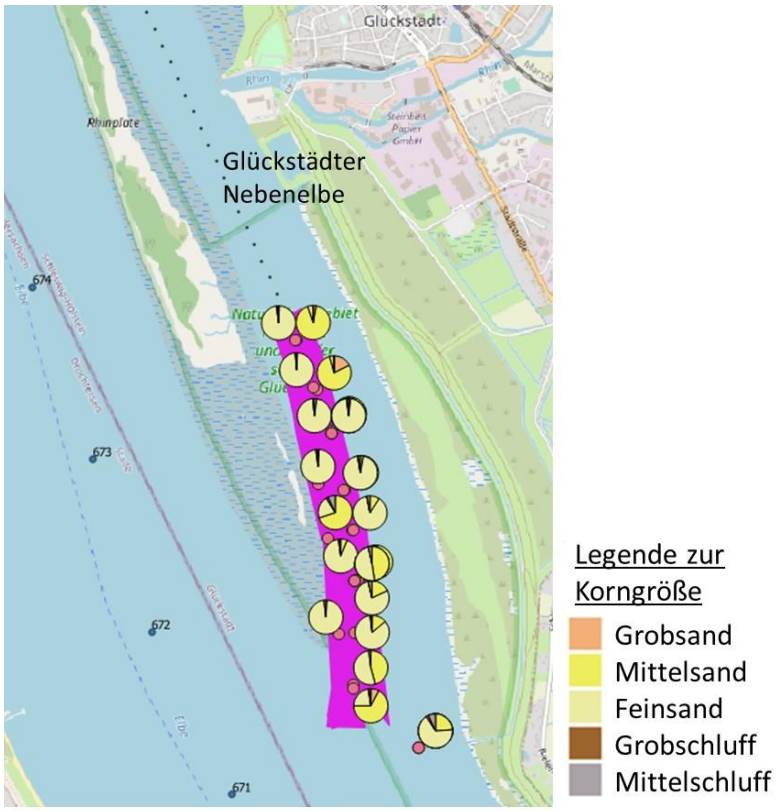


Abbildung 5-6: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Glückstädter Nebenelbe
Die Korngröße Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung die Gesamtfraktion < 20 µm (BfG-2028, 2020)

Zum Teil enthält das beprobte Sediment kleine Schlufflinsen, Torf und Holz. Nach DIN 18196 handelt es sich um enggestufte Sande (SE) und zu einem geringen Anteil um Sand/Schluff-Gemische (SU). Die Anteile Mittel-, Feinschluff und Ton wurden nicht gesondert analysiert, sondern sind in der kleinsten Fraktion < 20 µm enthalten.

Im WI-Bereich der Glückstädter Nebenelbe und auch im südlichen Mündungsbereich sind **Sohlstrukturen** in Form von kleineren Dünen bzw. Riffeln an der Sohle zu finden. Sie nehmen ca. 40 bis 60 cm in der Höhe ein, zeitweise (z. B. Januar 2018) auch bis zu 1 m. Die Länge variiert zwischen 15 bis 25 m.

Sedimentationsraten wurden aus Peildaten abgeleitet. Die morphologischen Änderungen im Bereich der Glückstädter Nebenelbe zwischen 2010 und 2016 wiesen gemäß Nehlsen et al. (2021) keinen eindeutigen Trend auf. Am stromaufseitigen Rand waren zwei größere Flächen mit Erosionstendenz und eine größere Fläche mit Verlandungstendenz zu erkennen (Nehlsen et al. 2021).

Im WI-Baggerbereich wurde seitens der BfG Fächerecholot-Peilungen ausgewertet. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für drei Zeiträume vom 07.11.2011 bis 06.12.2011, vom 03.05.2012 bis 11.07.2012 und vom 31.01.2018 bis 27.02.2018 erstellt (Abbildung 5-18). In jeder dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen im Zeitumfang von 147, 140 bzw. 76 Stunden. Die Sedimentationsraten außerhalb der WI-Bereiche lagen im Flächenmittel bei ca. 0,3 cm/d bis 1,4 cm/d. Der hohe Werte von 1,4 cm/d wurden vermutlich[4] nur wenige Tage nach WI-Baggerungen erfasst.

Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die genannten Auswertezeiträume in 2011 und 2018 wenige Tage nach den WI-Baggerungen bei ca. -0,8 bis -1,7 cm/d. Für den Auswertezeitraum in 2012 lag die Mobilisierungsrate ca. 2 Wochen nach der WI-Baggerung bei ca. -0,4 cm/d.

[4] Für den Zeitraum 27.02.2018 bis 31.01.2018 ist nur der Beginn am 09.02 und der Umfang mit 147 h WI-Baggerung dokumentiert.

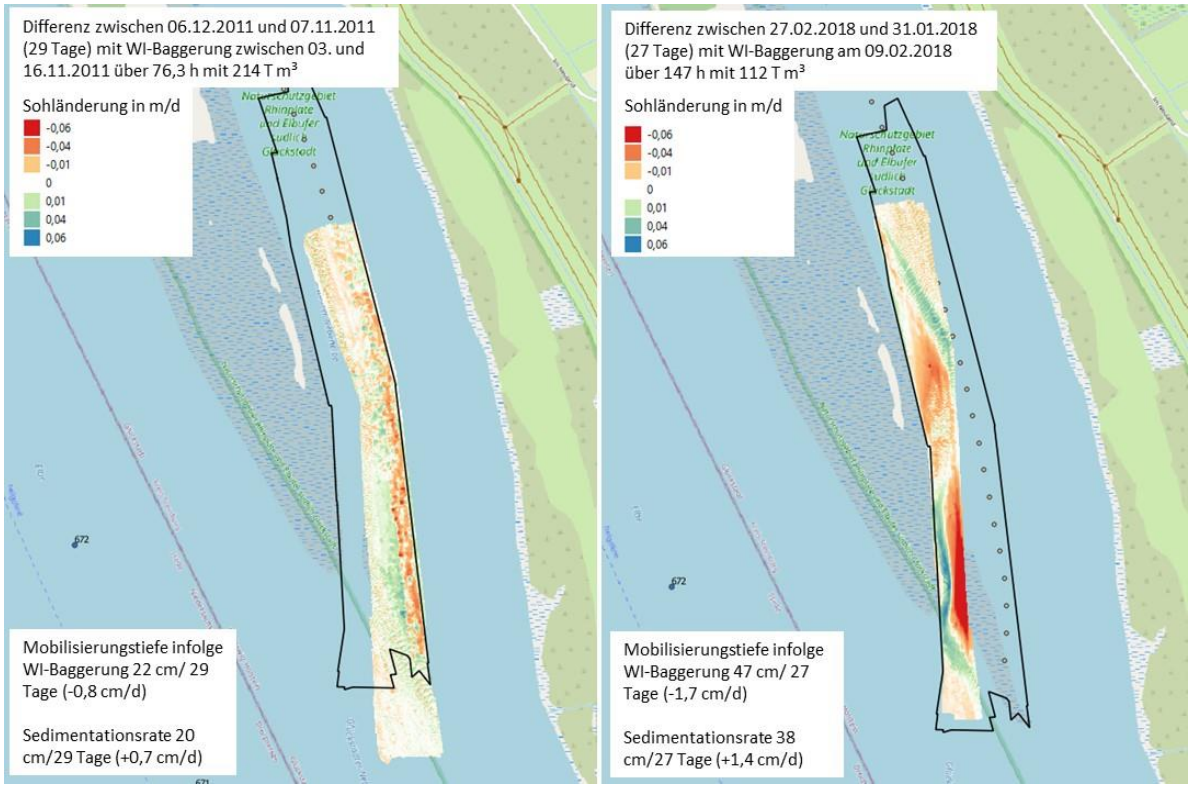


Abbildung 5-7: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich Glückstädter Nebenelbe aus der Zeitspanne vom 06.12.2011 bis 07.11.2011 und vom 27.02.2018 bis 09.02.2018

Die Hintergrundverhältnisse von **Schwebstoffkonzentrationen** für das Fernfeld, welches in der Tideelbe etwa auf Höhe von Elbe-km 672 liegt (siehe Abbildung 5-7), können grob über die Dauermessstationen D4 - Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5) und D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7) abgeschätzt werden. Dazu wurde für alle Kennzahlen jeweils der Mittelwert sowie die 15-%-und 85-%-Quantile von beiden Stationen genommen. Beide Messstationen verfügen sowohl über eine oberflächennahe als auch eine sohlnahe Messebene. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-23 zusammengefasst.

Tabelle 5-23: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld* für die WI-Bereiche in der Glückstädter Nebenelbe

Datengrundlage: Dauermessstationen D4 - Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5) und D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7), Zeitraum 2014 - 2022.

	Sommer			**Winter**		
Mittelwert aus Stationen D3 und D4	**15-%-Quantil**	**Mittelwert**	**85-%-Quantil**	**15-%-Quantil**	**Mittelwert**	**85-%-Quantil**
oberflächennah	102 mg/l	197 mg/l	303 mg/l	183 mg/l	312 mg/l	446 mg/l
sohlnah	204 mg/l	420 mg/l	670 mg/l	315 mg/l	557 mg/l	816 mg/l

*Fernfeld liegt fast vollständig im Bereich der Tideelbe auf Höhe der südlichen Mündung zur Glückstädter Nebenelbe

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen: Gemäß den Daten aus Tabelle 5-23 können für das Fernfeld und hier für den Sommer Hintergrundkonzentrationen in der Bandbreite von 100 bis zu 300 mg/l oberflächennah und von 200 bis zu 670 mg/l sohlnah angenommen werden. Das Konzentrationsniveau im Winter liegt deutlich darüber, nämlich oberflächennah etwa zwischen 180 mg/l und 450 mg/l und in Sohlnähe etwa zwischen 315 mg/l und 815 mg/l.

Für die Schwebstoffkonzentration im Nahfeld (bzw. auch für das Fernfeld Nord, siehe Abbildung 5-7) die beiden in der Glückstädter Nebenelbe liegen, können die Ergebnisse aus den Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe (FGG Elbe (2023), FGG Elbe (2022) usw.) herangezogen werden. Hier liegt für die Station H 13 (Glückstädter Nebenelbe) eine langjährige Zeitreihe von Einzelproben (abfiltrierbare Stoffe) vor, die für eine Festlegung der wasseroberflächennahen Verhältnisse genutzt werden kann. Es wurden für den Sommer Hintergrundverhältnisse[5] in der Bandbreite von etwa 70 bis 145 mg/l bestimmt. Für den Winter liegen die Verhältnisse[6] in der Bandbreite von 115 bis 300 mg/l. Für den sohlnahen Bereich liegen keine Daten vor, die Konzentrationen werden zur Sohle hin aber definitiv ansteigen.

5.2.1.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

Gemäß der **Sedimentbeprobungen** im Jahr 2018 der BfG (2020b) wurden im untersuchten Bereich der Pagensander Nebenelbe Sande, Sand/Schluffgemische und Schluffe identifiziert (Abbildung 5-8). Der Anteil der Fraktion < 63 µm variiert zwischen 3 % und 57 %. Die bindigen Böden weisen eine weiche Konsistenz auf. Insgesamt werden häufig Torf und weitere pflanzliche Reste wie Holz vorgefunden. Der Tongehalt wurde nicht bestimmt. Aber im Fall feinkörnigerer Böden ist anzunehmen, dass das Sediment schwach tonig bis tonig ist. Nach DIN 18196 handelt es sich um enggestufte Sande (SE), Sand-Schluff-Gemische (SU und SU*) mit einem unbekannten Anteil Ton.

In den ebenfalls mittels WI-Baggerungen unterhaltenen Mündungsbereichen von Pinnau und Krückau, die hier in die Auswertung der Pagensander Nebenelbe einbezogen werden, lagen für die Pinnau Bodenproben aus Jahr 2018 vor, siehe BfG (2020b) und Abbildung 5-8. Hierin variierte der Schluffanteil (Fraktionen < 63 µm) zwischen 33 und 61 Gew.-%. An der Krückaumündung liegen Daten aus vor (Donner 2014), die im Jahr 2008 aus kombinierten Sieb- und Sedimentationsanalyse generiert wurden. Hier wurde ein stark feinsandiger Schluff mit tonigem Anteil bis hin zum stark schluffigen Sand mit tonigem Anteil erfasst. Im Nahbereich der Sperrwerke ist vereinzelt ein leicht erhöhter Sandgehalt insbesondere nach dem Spülbetrieb am jeweiligen Sperrwerk zu finden.

[5] 68 mg/l (15-%-Quantil), 100 mg/l (Mittelwert) und 145 mg/l (85-%-Quantil)

[6] 113 mg/l (15-%-Quantil), 210 mg/l (Mittelwert) und 298 mg/l (85-%-Quantil)

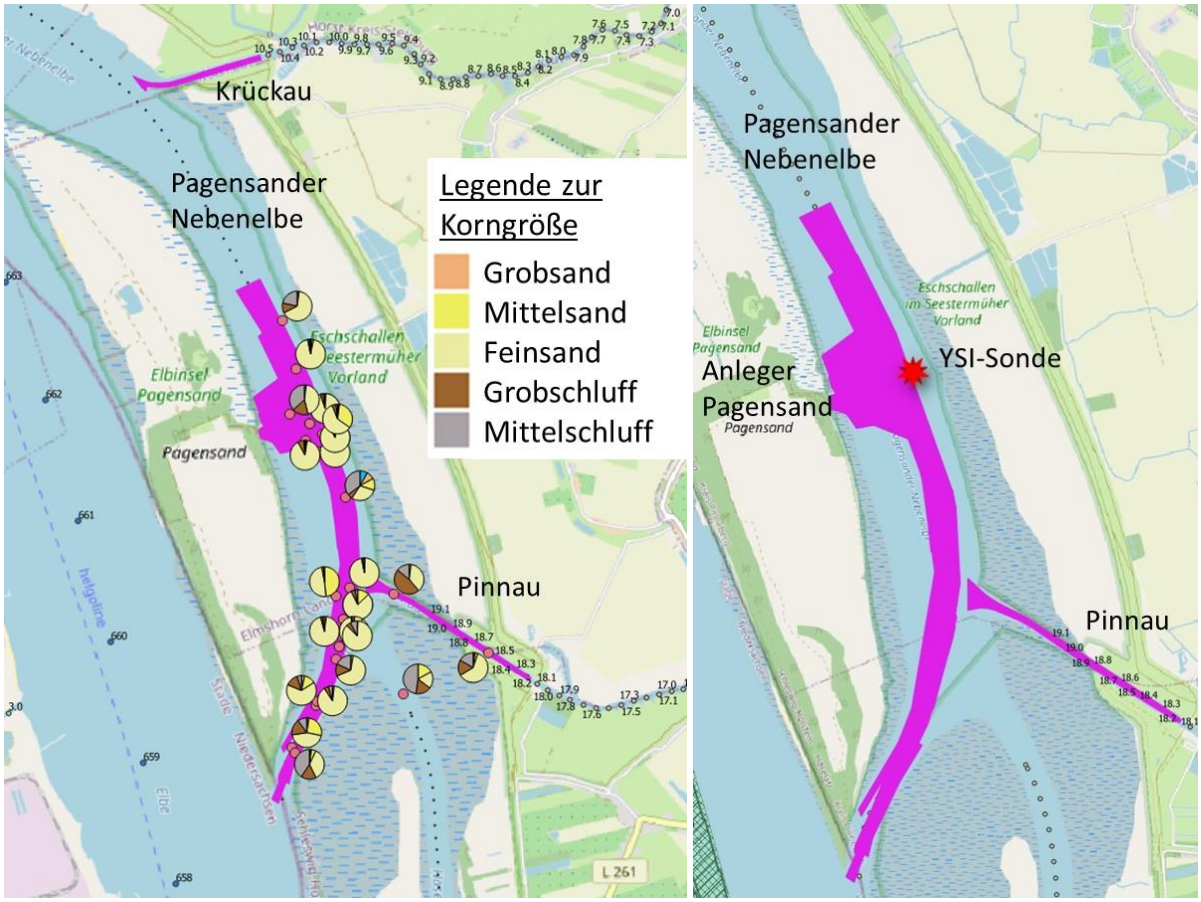


Abbildung 5-8: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Pagensander Nebenelbe (links) und Lage der YSI-Sonde (optische Sonde zur Erfassung Gewässertrübung) gegenüber dem Anleger Pagensand (rechts), (BfG-2028, 2020)

Die Korngröße Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung die Gesamtfraktion < 20 µm.

Im südlichen Bereich der Pagensander Nebenelbe sind gemäß Untersuchungen von Nehlsen et al. (2021) keine großskaligen **Sohlstrukturen** an der Sohle zu finden. Bei der Analyse von Einzelpeildaten aus den Jahren 2014, 2016 und 2017 zeigten sich vereinzelt im südlichen Rinnenbereich am Steinloch kleinskalige Riffel mit einer Höhe von ca. 20 cm. Im Mündungsbereich der Pinnau und der Krückau wurden bisher keine Sohlstrukturen dokumentiert. Aufgrund des hohen Feinkornanteils, der temporär lediglich im Spülbereich der Sperrwerke von Sand abgelöst wird, ist derzeit eine Bildung von Sohlstrukturen in den Mündungsbereichen unwahrscheinlich.

Sedimentationsraten wurden aus Peildaten abgeleitet. Die morphologischen Änderungen aus der Auswertung der DGM-W-Daten im Bereich der Pagensander Nebenelbe zwischen 2010 und 2016 zeigten gemäß Nehlsen et al. (2021) mehrere größere zusammenhängende Bereiche mit Verlandungstrend inselseitig im Norden, inselseitig im Süden, landseitig auf Höhe der Inselmitte und der südlichen Verbindung zur Elbe, im Steinloch.

Im WI-Baggerbereich der südlichen Pagensander Nebenelbe wurden seitens der BfG Fächerecholot-Peilungen ausgewertet. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für vier Zeiträume vom 26.11.2014 bis 01.12.2014, vom 13.10.2016 bis 04.09.2016, vom 16.09.2016 bis 11.10.2016 (Pagensander Anleger) und vom 21.02.2017 bis 30.03.2017 erstellt (Abbildung 5-9). In jeder dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen im zeitlichen

Umfang von 34, 142 bzw. 149 Stunden. Die Sedimentationsraten außerhalb der WI-Bereiche lagen im Flächenmittel bei ca. 0,2 bis 0,4 cm/d.

Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die genannten Auswertezeiträume in 2016 und 2017 wenige Tage nach den WI-Baggerungen bei ca. -0,4 bis -0,5 cm/d. Für den Auswertezeitraum 2016 zum Pagensander Anleger lag die Mobilisierungsrate wenige Tage nach der WI-Baggerung bei ca. -1,6 cm/d.

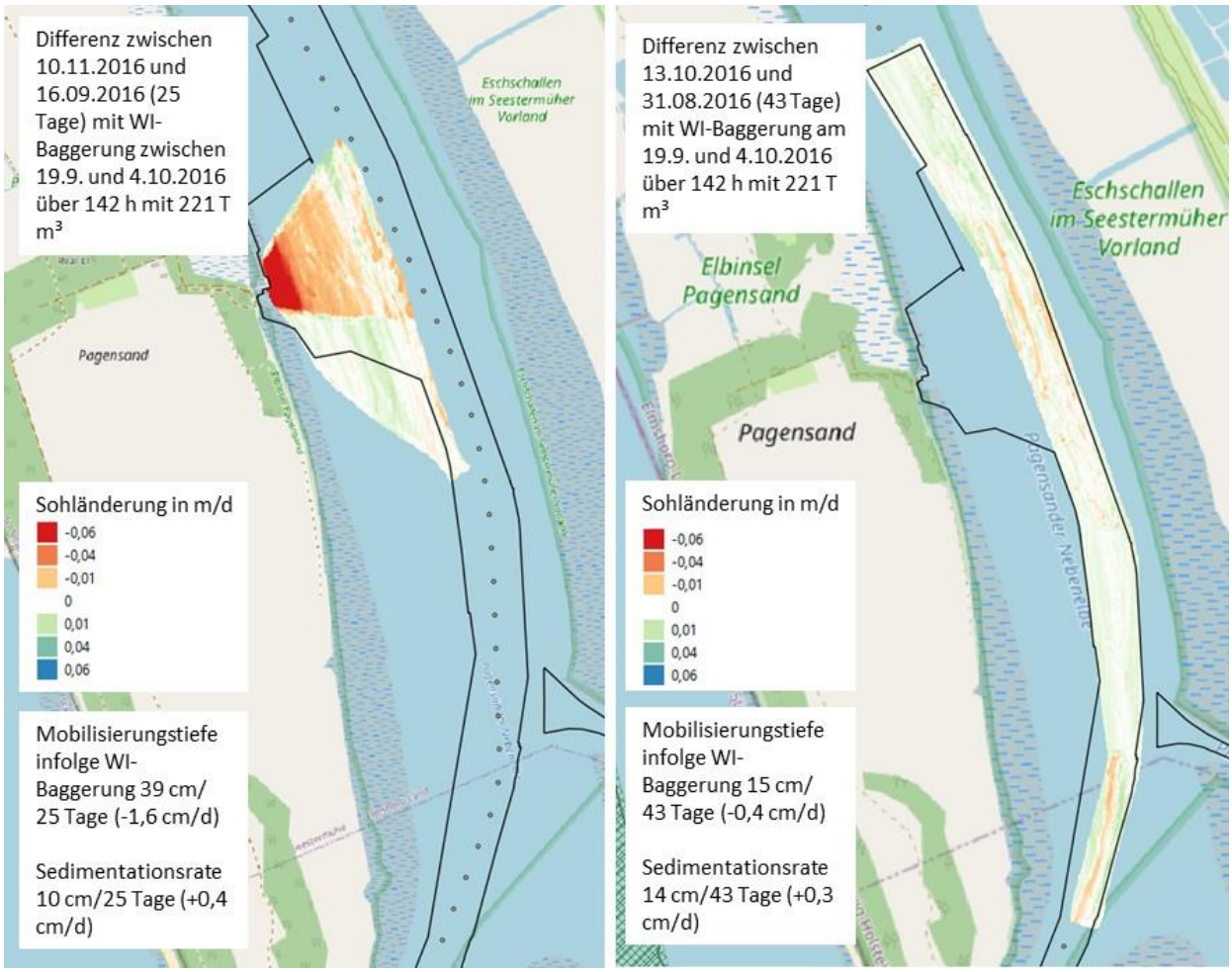


Abbildung 5-9: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich Pagensander Nebenelbe aus der Zeitspanne vom 10.11.2016 bis 16.09.2016 (Anleger, links) und vom 13.10.2016 bis 31.08.2016 (rechts)

Im WI-Baggerbereich der Mündungen von Pinnau und Krückau wurde ebenfalls seitens der BfG Fächer-echolot-Peilungen ausgewertet. Die Auswertungen der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch **WI-Baggerungen in der Krückaumündung** wurden für Zeiträume vom 31.08.2016 bis 17.10.2016, vom 17.10.2016 bis 21.02.2017 und vom 21.02.2017 bis 11.04.2017 erstellt (Abbildung 5-10). Im Oktober 2016 und im März 2017 gab es mehrtägige WI-Baggerungen im zeitlichen Umfang von 15,4 und 15,6 Stunden. Die Sedimentationsraten außerhalb der WI-Bereiche lagen im Flächenmittel bei ca. 0,1 bis 0,5 cm/d. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die zwei genannten Auswerte-zeiträume in 2016 und 2017 wenige Wochen nach den WI-Baggerungen bei ca. -0,5 cm/d.

Die Auswertungen der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch **WI-Baggerungen in der Pinnaumündung** wurden für zwei Zeiträume vom 19.04.2016 bis 21.02.2017 und vom 21.02.2017 bis

11.04.2017 erstellt (Abbildung 5-10). Im März 2017 gab es vermutlich eine einmalige WI-Baggerung mit der Dauer von 5,5 Stunden. Die Sedimentationsraten lagen im Flächenmittel bei ca. 0,1 bis 0,2 cm/d. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für den genannten Auswertezeitraum in 2017 drei Wochen nach der WI-Baggerung bei ca. -0,4 cm/d.

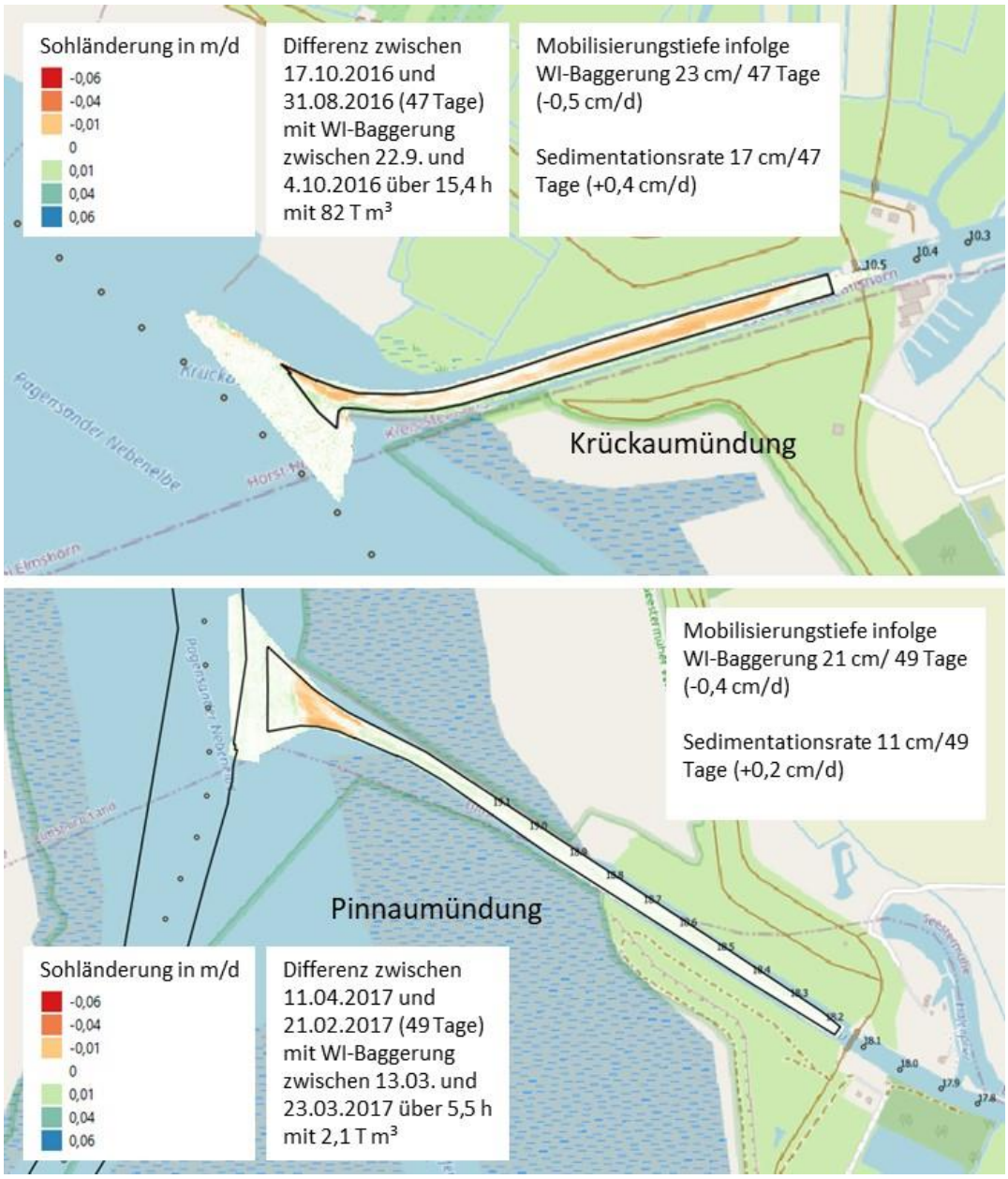


Abbildung 5-10: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Bereich der Krückaumündung vom 17.10.2016 bis 31.08.2016 (oben) und Pinnaumündung vom 11.04.2017 bis 21.02.2017 (unten)

Die **Schwebstoffkonzentrationen** für das Fernfeld Süd, welches im Bereich der Tideelbe liegt (siehe Abbildung 5-10), können über die Dauermessstation D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7) in der Tideelbe abgeschätzt werden. Dazu wurden die statistischen Kennzahlen dieser Station für die oberflächennahe und sohlnahe Messebene ermittelt und in Tabelle 5-24 zusammengefasst.

Tabelle 5-24: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld Süd* für den WI-Bereich Pagensander Nebenelbe. Datengrundlage: Dauermessstation D3 - Pagensand Nord (Elbe-km 664,7), Zeitraum 2014 - 2022

	Sommer			Winter		
Station D3	**15-%-Quantil**	**Mittelwert**	**85-%-Quantil**	**15-%-Quantil**	**Mittelwert**	**85-%-Quantil**
oberflächennah	117 mg/l	213 mg/l	321 mg/l	208 mg/l	334 mg/l	469 mg/l
sohlnah	238 mg/l	486 mg/l	774 mg/l	348 mg/l	596 mg/l	864 mg/l

*Fernfeld Süd liegt fast vollständig im Bereich der Tideelbe auf Höhe der südlichen Mündung zur Pagensander Nebenelbe)

Für eine Abschätzung der Schwebstoffkonzentrationen in der Pagensander Nebenelbe und damit unmittelbar im WI-Bereich und dem Nahfeld kann die Station H 17 (Pagensander Nebenelbe) herangezogen werden. Es handelt sich hierbei um eine Station der Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe (2022, 2023 usw.), an der langjährig und mehrfach im Jahr wasseroberflächennah Proben zur Bestimmung der Gehalte an abfiltrierbaren Stoffe genommen werden. Es wurden für den Sommer die folgenden Kennzahlen ermittelt: 63 mg/l (15-%-Quantil), 128 mg/l (Mittelwert) und 193 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 129 mg/l (15-%-Quantil), 184 mg/l (Mittelwert) und 252 mg/l (85-%-Quantil).

Weitere Messungen für den Sommer liegen aus den Jahren 2018 bis 2021 am östlichen Ufer gegenüber dem Anleger Pagensand in der Nebenelbe vor (Abbildung 5-8). Die Messungen in der Pagensander Nebenelbe erfolgten durch die BfG im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee. In der Hauptsache ging es um die Erfassung von Wasserqualitätsparametern wie z. B. Sauerstoff. Da die verwendete Multiparametersonde (Typ YSI 6136) auch über einen Trübungssensor verfügt, liegen aus dieser Messung auch Daten zur Gewässertrübung vor. Eine gewässer- bzw. sedimentspezifische Kalibrierung der Sonde auf korrespondierende Schwebstoffgehalte ist nicht durchgeführt worden. Es kann jedoch ein qualitativer Vergleich dieser Messung mit den Ergebnissen von Dauermessstation D3 und damit der Verhältnisse zwischen Pagensander Nebenelbe und dem benachbarten Gewässerabschnitt der Tideelbe vorgenommen werden. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Abbildung 5-11 dargestellt.

Die Trübungswerte über die Jahre 2018 bis 2021 liegen am Messstandort der YSI-Sonde (vgl. Abbildung 5-8) im Bereich zwischen 100 bis 250 NTU. Verglichen zur Entwicklung in der Tideelbe (Station D3) bleiben die Trübungswerte an der YSI-Sonde stabil. Die Variabilität der Schwebstoffkonzentrationen über das Jahr hinweg ist deutlich geringer. Auch der winterliche Anstieg der Schwebstoffkonzentrationen, wie in der Tideelbe zu beobachten, ist in der Pagensander Nebenelbe deutlich geringer oder wie in 2020 und 2021 nicht zu erkennen.

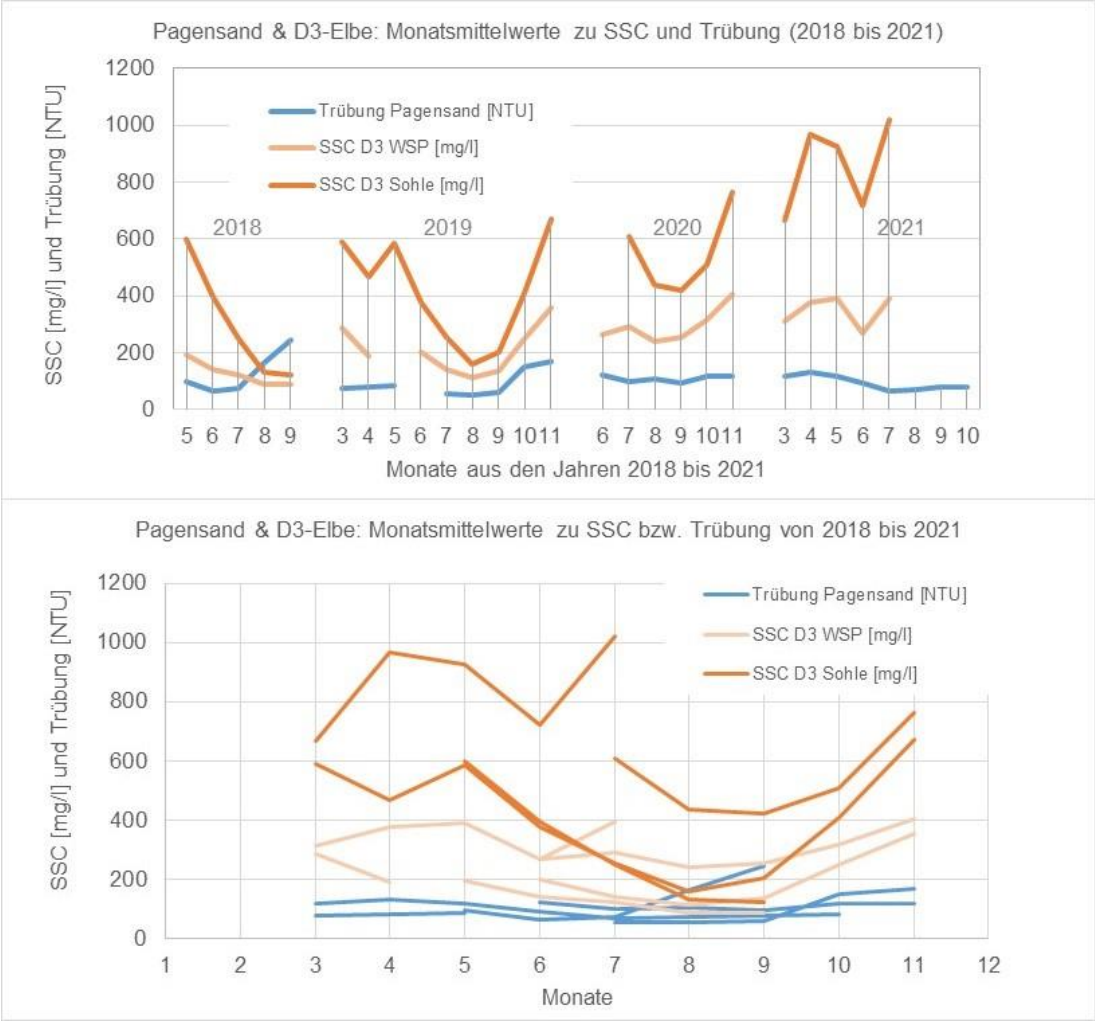


Abbildung 5-11: Monatliche Mittelwerte zu den Trübungen in der Pagensander Nebenelbe und an der Station D3 in der Elbe mit Schwebstoffkonzentrationen (SSC) nahe der Wasseroberfläche und an der Sohle

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen: Aufgrund der verfügbaren Datengrundlage (Station D3,

Tabelle 5-24) werden für das Fernfeld Süd die folgenden Bandbreiten (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) festgelegt. Im Sommer liegen die Werte oberflächennah etwa zwischen 120 und 320 mg/l. Sohlnah liegen sie bei etwa 250 bis 775 mg/l. Im Winter liegen die Werte höher, nämlich oberflächennah bei etwa zwischen 210 und 470 mg/l. Sohlnah liegen sie bei etwa 350 bis 865 mg/l. Die Hintergrundkonzentrationen unmittelbar in der Pagensander Nebenelbe (hier WI-Bereich sowie Nahbereich und Fernfeld Nord, abgeleitet von den Daten der Station H17) liegen in einer Spannweite von etwa 65 bis 195 mg/l im Sommer bzw. von etwa 130 bis 250 mg/l im Winter. Diese Konzentrationsverhältnisse sind auch auf das Fernfeld für die WI-Baggerung im Mündungsbereich der Krückau anzuwenden.

Ergänzende Einzelmessungen zur Schwebstoffkonzentration in der Krückaumündung und unmittelbar im dortigen WI-Bereich liegen aus Mai und Oktober 2008 vor (Donner 2014). Hier zeigen sich hohe Schwebstoffkonzentrationen von 800 bis 1000 mg/l bei Tnw und geringe Konzentration von 150 bis 300 mg/l bei Thw. Die sommerlichen Konzentrationsverhältnisse können hier also in der Bandbreite von etwa 200 bis 900 mg/l geschätzt werden. Für den WI-Bereich und das Nahfeld in der Pinnaumündung liegen keine eigenen Messungen vor. Hier wird die Annahme vergleichbarer Verhältnisse wie in der Krückaumündung getroffen.

Schwebstoffdaten in der Krückau an der Fußgängerbrücke in Elmshorn und in der Pinnau an der Eisenbahnbrücke bei Pinneberg lagen als Einzelmessungen (abfiltrierbare Stoffe) von 13.01.2010 bis 15.12.2020 vor (Abbildung 5-5). Die Daten wurden bereitgestellt durch das LLUR (2022). Beide Messstellen des LLUR liegen am oberen Ende des Tideeinflusses. Sie liegen auch weit stromauf der WI-Bereiche. Der Vollständigkeit halber werden die Ergebnisse hier jedoch ergänzt, haben aber keinen Einfluss auf die Festlegung der Hintergrundverhältnisse in den durch WI-Baggerungen betroffenen Bereichen (Nah- und Fernfeld).

Die Strömungsverhältnisse an den Messstellen weisen bei Flut und Tidehochwasser im Wesentlichen Stauwasserphasen, aber keine Strömungskenterung auf. Folglich sind die Messwerte in Abbildung 5-5 als abflussgeprägter Schwebstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet zu interpretieren. Beide Gewässer nehmen nahezu identische Werte in den Schwebstoffkonzentrationen aus dem Oberlauf ein. Die Medianwerte beider Gewässer liegen im Sommer bei ca. 10 bzw. 11 mg/l und variiert zwischen 6 bis 8 mg/l (15-%-Quantile) und 16 bis 32 mg/l (85-%-Quantile). Im Winter liegen die Medianwerte ebenfalls gleichauf in beiden Gewässern bei 13 mg/l; gleiches trifft auch auf die 15-%- bzw. 85-%-Quantilwerte zu, welche bei 9 mg/l bzw. 21 mg/l eingeordnet werden können.

5.2.1.4 Wischhafener Süderelbe

In der **Sedimentbeprobung** (BfG 2020b) der Wischhafener Süderelbe und im Bereich des Durchstichs wurde an den dort entnommenen elf Proben weicher bis halbfester Schlick vorgefunden (Abbildung 5-12). Kornanalytisch handelte es sich hier um Schluff/Sandgemische mit vorwiegend Feinsandanteilen. Der Tongehalt wurde nicht bestimmt, aber aufgrund der Feinkörnigkeit des Bodens ist anzunehmen, dass das Sediment über Tonanteile verfügt. In der Regel lagen Schluff und Feinsand in Wechsellagen vor. Nach DIN 18196 handelt es sich um leicht bis ausgeprägt plastischen Schluff mit einem unbekannten Anteil an Ton (UL, UM, UA).

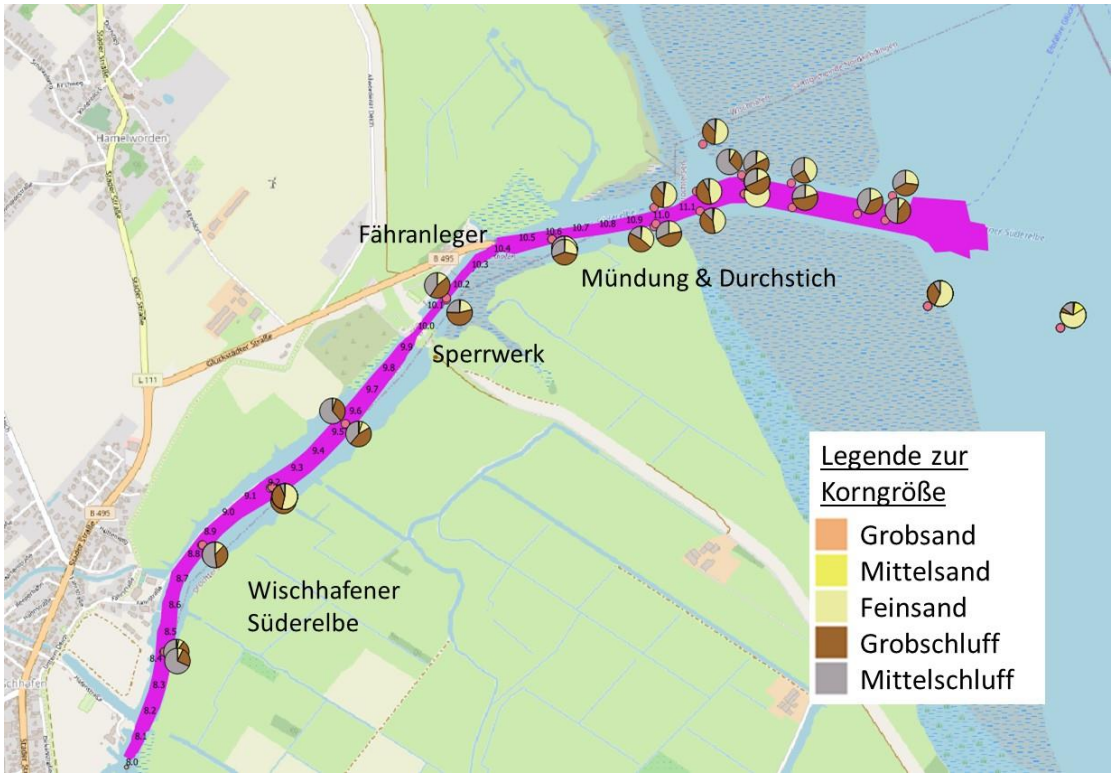


Abbildung 5-12: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen in der Wischhafener Süderelbe. (BfG-2028, 2020b)

Die Korngröße Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung die Gesamtfraktion < 20 µm

In der Wischhafener Süderelbe sind aufgrund des hohen Schluffgehalts keine **Sohlstrukturen** in Form von Transportkörpern wie Riffel und Dünen an der Sohle zu finden bzw. zu erwarten.

Die **Sedimentations- und Mobilisierungsraten für Mündung und Durchstich** wurden aus Peildaten für den Bereich zwischen dem Durchstich der Wischhafener Süderelbe stromauf bis zum Sperrwerk hergeleitet. Dieser Bereich wird ca. alle 14 Tage mittels Fächerecholot gepeilt. Die Auswertungen der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurde für den Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 erstellt (Abbildung 5-13).

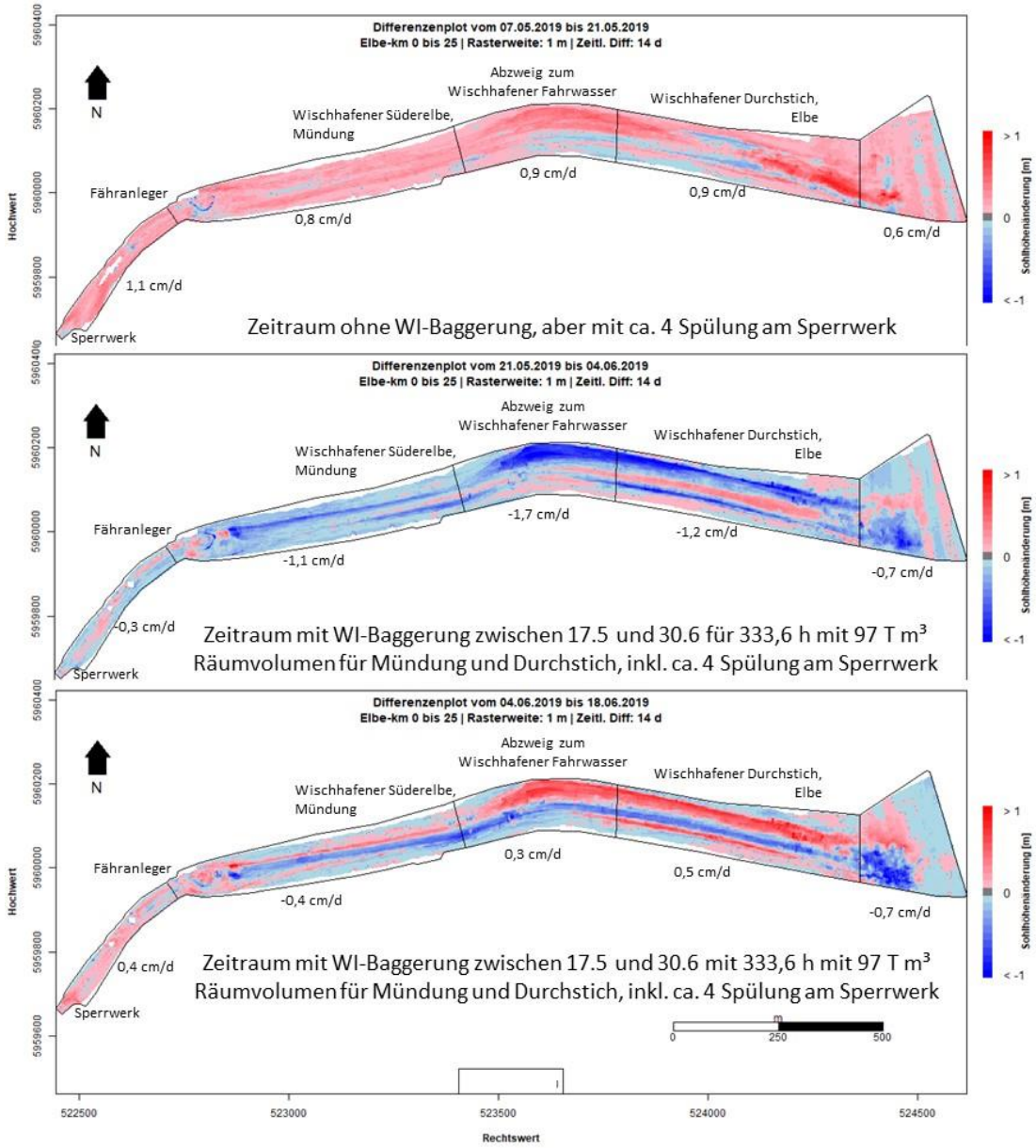


Abbildung 5-13: Differenzenplots vor und während einer WI-Baggerung im Bereich Wischhafener Süderelbe in Mündung und Durchstich aus der Zeitspanne 07.05.2019 bis 18.06.2019.

In dieser Zeitspanne vom 06.01.2017 gab es 13 WI-Baggerungen bis Ende 2019, davon 9 WI-Baggerungen im Auswertebereich der Mündung und des Durchstichs.

Die exemplarische Darstellung eines unterhaltungsfreien Zeitraumes (Abbildung 5-13, oben) verdeutlichen die mittleren Sedimentationsraten je Bereich. Trotz der regelmäßigen Spülungen am Sperrwerk Wischhafen (zweimal pro Woche, vgl. Kap. 3.4.4) zeigt sich keine großräumige Erosion im Unterwasser, so dass der Spülbetrieb die Sedimentation nur leicht im angrenzenden Unterwasser reduziert. Die Sedimentationsraten lagen Ende Mai 2019 bei ca. 1 cm/d, wobei die Rate am Sperrwerk in diesem Zeitraum höher ausfällt als sonst im Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 üblich. Die nächste Kartendarstellung (Abbildung 5-13, mittig) zeigt unmittelbar im Anschluss die Wiederherstellung auf SOLL-Tiefen nach erfolgter WI-Baggerung, welche in Abbildung 5-13 (unten) mit weiteren Einsätzen fortgesetzt wird. Im zuvor gebaggerten Bereich ist die rasche Wiedersedimentation zu erkennen.

Aus der Auswertung der 63 Peildatendatensätze in den Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 ergab sich je nach Teilabschnitt eine mittlere Sedimentationsrate von 0,3 bis 0,5 cm/d in der Wischhafener Süderelbe vom Sperrwerk bis zur Mündung in die Elbe (vgl. Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14, oben). Die maximalen Werte (95-%-Quantil) liegen zwischen 0,8 bis 1,2 cm/d, wobei der Bereich des Durchstichs die höchsten Sedimentationsraten einnimmt.

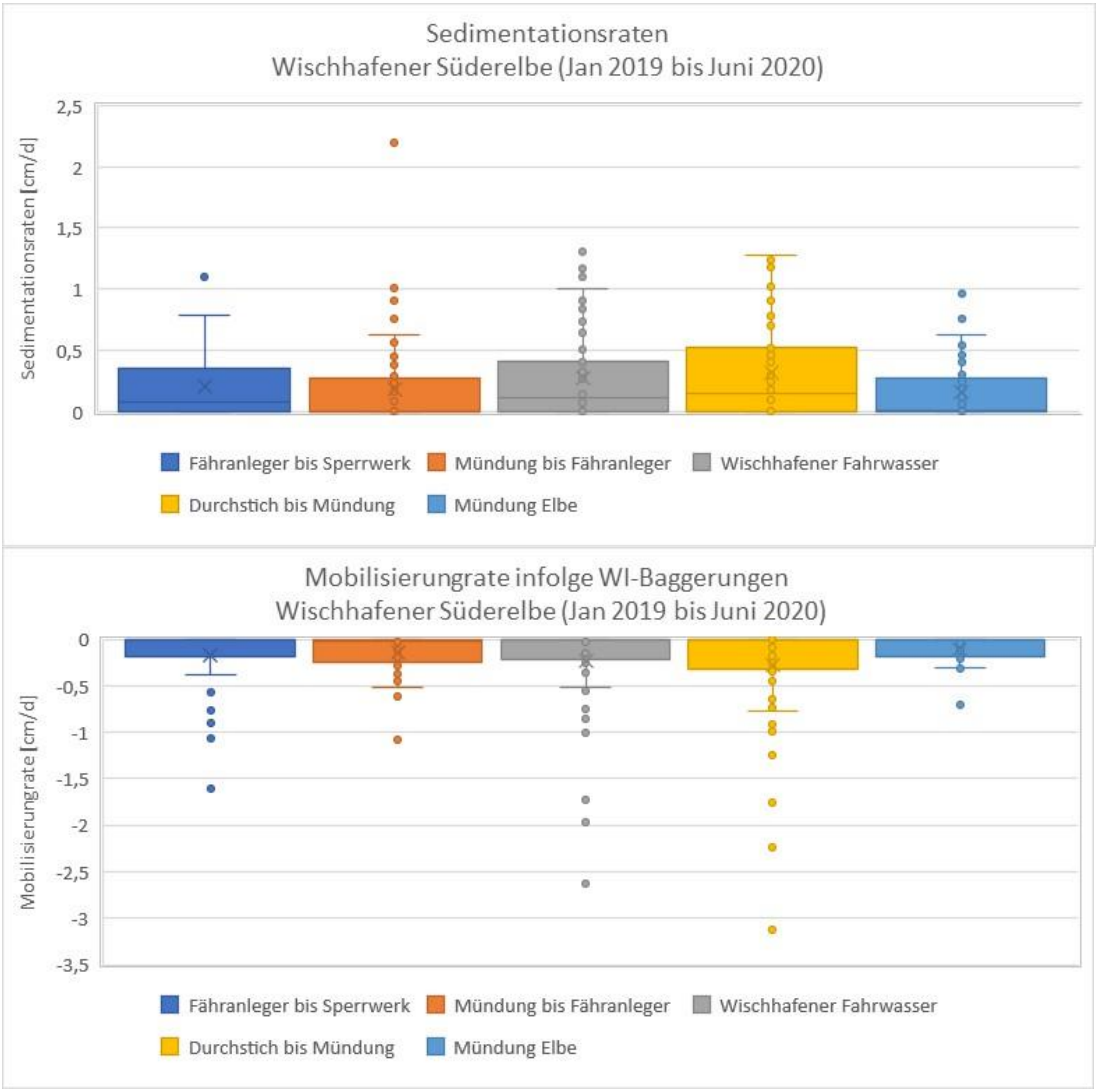


Abbildung 5-14: Sedimentationsraten und Mobilisierungsraten aus je 14-tägigen Peildaten in dem Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020

Die exemplarische Darstellung eines WI-Baggerzeitraumes (Abbildung 5-13, Mitte und unten) verdeutlicht die mittleren Mobilisierungsraten je Bereich. Die Fahrspuren der WI-Bagger sind z. T. sehr deutlich zu erkennen, was auch andere Untersuchungen aus Peildaten im Zusammenhang mit WI-Baggerungen in der Elbe schon bestätigten (DHI WASY 2016). Die Mobilisierungsrate lagen Anfang Juni 2019 bei ca. -0,3 bis -1,7 cm/d, wobei die Rate am Abzweig zum Wischhafener Fahrwasser in diesem Zeitraum höher ausfällt als sonst im Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 üblich.

Aus den Peildaten 06.01.2017 bis 22.06.2020 konnte auch eine Art „mittlere Mobilisierungsrate“ infolge der WI-Baggerungen abgeleitet werden. Bei der Interpretation der Werte ist zu beachten, dass die WI-Baggerzeiträume nicht zeitlich und räumlich exakt bekannt waren, so dass eine Rückrechnung der Sohländerung auf Sedimentation und die exakte Räumtiefe durch WI-Baggerung je Teilfläche nicht erfolgen

konnte. Daher ist die ermittelte Mobilisierungsrate als eine mittelfristige Mobilisierungsrate über 14 Tage inkl. Sedimentationen nach der WI-Baggerung zu sehen und gibt nicht die lokale Räumrate unmittelbar während der WI-Baggerung an. Die mittlere Mobilisierungsrate liegt bei -0,2 bis -0,4 cm/d (Abbildung 5-14, unten), logischerweise im Bereich des Durchstichs etwas höher, da dort auch die höchste Sedimentation auftritt. Die maximalen Werte (95-%-Quantil) liegen zwischen -0,6 bis -1,9 cm/d, wobei auch hier der Bereich des Durchstichs die höchste Mobilisierungsrate einnimmt.

Für die **Sedimentations- und Mobilisierungsraten oberhalb des Sperrwerks (Binnenbereich Wischhafener Süderelbe)** wurden einzelne Fächerecholot-Peilungen ausgewertet. Die Auswertungen der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für fünf Zeiträume vom 07.02.2013 bis 19.04.2013, vom 28.01.2015 bis 25.03.2015, vom 16.10.2018 bis 31.01.2019, vom 31.01.2019 bis 25.09.2019 (Zeitraum ohne WI-Baggerung) und vom 25.09.2019 bis 21.10.2019 erstellt (Abbildung 5-15). In vier dieser Zeiträume gab es mehrtägige WI-Baggerungen im zeitlichen Umfang von 86, 53, 62 bzw. 78 Stunden, lediglich der Zeitraum von 02/2019 bis 09/2019 war ohne WI-Baggerungen. Die Sedimentationsraten außerhalb der WI-Bereiche lagen im Flächenmittel bei ca. 0,3 bis 1,2 cm/d. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die genannten Auswertezeiträume in 2013, 2015 und 2019 wenige Tage bis Wochen nach den WI-Baggerungen bei ca. -0,7 bis -4 cm/d.

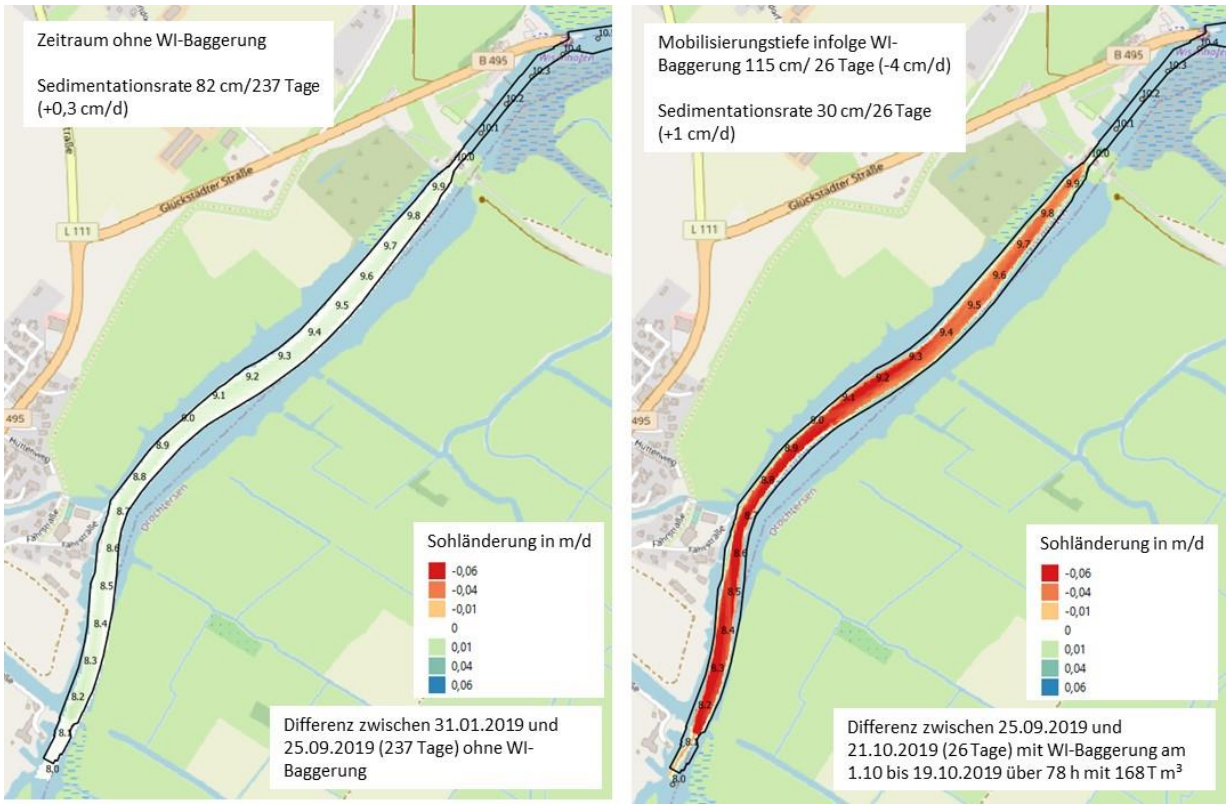


Abbildung 5-15: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen im Binnenbereich Wischhafener Süderelbe aus der Zeitspanne vom 31.01.2019 bis 25.09.2019 (links) und vom 21.10.2019 bis 25.09.2019 (rechts)

Die Trübungen wurden in der Wischhafener Süderelbe ca.1 km oberhalb des Sperrwerkes von IMP (2022) im Dezember 2021 in zwei Wassertiefen über ca. 2 Wochen mit einer YSI-EXO3-Sonde gemessen (Details in IMP 2022). Messungen aus Sommermonaten liegen nicht vor. Im Dezember 2021 fand gemäß WSA Elbe-Nordsee (Mail vom 06.07.2022) oberhalb des Sperrwerks kein Einsatz statt. Stromab des Sperrwerks im Bereich Wischhafener Mündung und Durchstich erfolgten im Zeitraum 11.10.2021 bis 28.11.2021 und 27.12.2021 bis 15.01.2022 WI-Baggerungen und im Zeitraum 05.12. - 19.12.2021

Hopperbaggerungen (Probebaggerung). Bei Tideniedrigwasser ist laut WSA Elbe-Nordsee u. a. aus Orthophotos und vor Ort eine Mobilisierung von Sohlsedimenten durch den Schiffpropeller bzw. die Schiffsbewegung der Fähre (fährt 2- bis 4-mal pro Stunde) zu beobachten.

Ein zeitlich begrenzter Einfluss auf die Messergebnisse sowie ein anhaltender Einfluss auf die lokalen Verhältnisse insbesondere bei Tnw im Bereich „Wischhafen Durchstich“ ist daher anzunehmen.

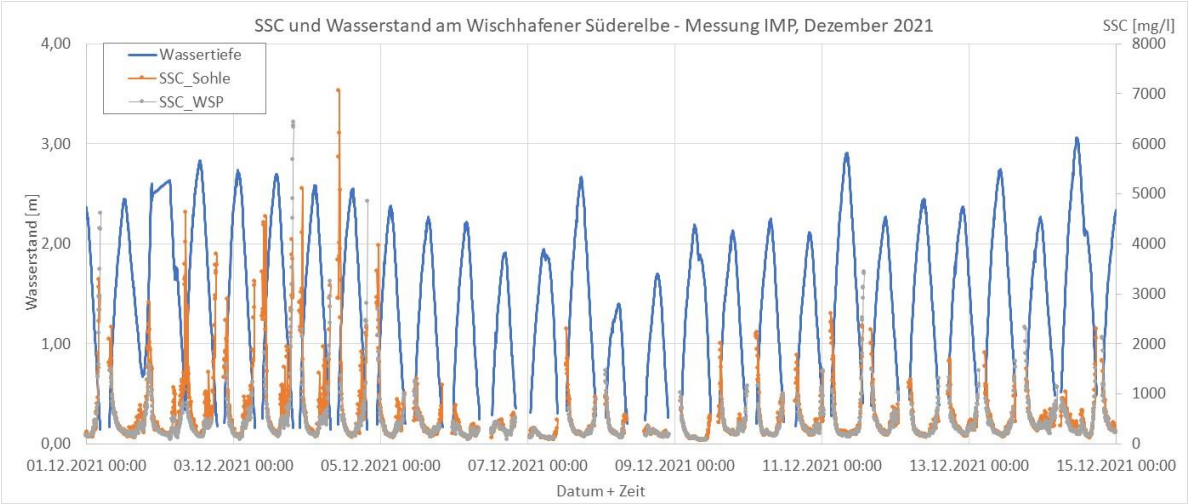


Abbildung 5-16: Messungen zum Wasserstand und zur Schwebstoffkonzentration in zwei Tiefen in der Wischhafener Süderelbe ca. 1 km oberhalb des Sperrwerkes von IMP aus dem Dezember 2021

Für die spätere Umrechnung der Trübung in **Schwebstoffkonzentration** wurden an jeweils zwei Tagen Kalibriermessungen je Position durchgeführt. Die Messergebnisse, wie in Abbildung 5-16 dargestellt, zeigen nach der Sperrwerksschließung bei Thw (am 02.12.2021), dass die Schwebstoffkonzentrationen bei Tnw über einige Tiden zunehmen. Die Minimalwerte (hier 5-%-Quantil) liegen bei Flut- und Ebbstrom sowohl an der sohlnahen als auch an der oberflächennahen Sonde bei Thw zwischen 115 bis 160 mg/l. Zum Tnw und zur Ebbstromkenterung hin steigen die Schwebstoffkonzentrationen auf Maximalwerte (hier 95-%-Quantil) von ca. 1.070 bis 2.020 mg/l. Einzelne Höchstwerte sind mit Vorsicht zu interpretieren, da die Kalibrierkurve Trübung zu Schwebstoff nur bis ca. 5.000 mg/l erfasst hat. Unter der zeitlichen Mittelung über alle Zeitfenster des Ebbstroms ergeben sich mittlere Schwebstoffkonzentrationen von 400 mg/l an der Oberfläche, bis 460 mg/l nahe der Sohle. Unter der zeitlichen Mittelung über alle Zeitfenster des Flutstroms ergeben sich mittlere Schwebstoffkonzentrationen von 420 mg/l an der Oberfläche, bis 620 mg/l nahe der Sohle.

Die Schwebstoffkonzentrationen im Fernfeld (siehe Abbildung 5-16), welches sich in der Elbe nahe der Mündung befindet, können grob über die Dauermessstation D4 in der Tideelbe - Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5) eingestuft werden. Dazu wurden die statistischen Kennzahlen dieser Station für die oberflächennahe und sohlnahe Messebenen ermittelt und in der nachfolgenden Abbildung 5-25 zusammengefasst.

Tabelle 5-25: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe

Datengrundlage: Dauermessstationen D4 – Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5), Zeitraum 2014 - 2022

	Sommer			**Winter**		
Station D4	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil
oberflächennah	87 mg/l	181 mg/l	284 mg/l	159 mg/l	290 mg/l	424 mg/l
sohlnah	170 mg/l	355 mg/l	566 mg/l	283 mg/l	518 mg/l	768 mg/l

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen: Für das Fernfeld werden als Hintergrundkonzentrationen die folgenden Bandbreiten (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) festgelegt. Referenz hierfür sind die Daten an der Station D4 (Tabelle 5-24). Im Sommer liegen die Werte oberflächennah etwa zwischen 90 und 285 mg/l. Sohlnah liegen sie bei etwa 170 bis 570 mg/l. Im Winter liegen die Werte höher, nämlich oberflächennah etwa zwischen 160 und 425 mg/l. Sohlnah liegen sie bei etwa 285 bis 770 mg/l.

Auf Grundlage der Messergebnisse durch IMP (2022) sollen für die WI-Bereiche ober- und unterhalb des Sperrwerks sowie der Nahbereiche winterliche Hintergrundkonzentrationen in der Bandbreite zwischen 150 bis 900 mg/l abgeschätzt werden. Die mittleren Gehalte liegen sohlnah mit etwa 620 mg/l etwas über den oberflächennahen mittleren Verhältnissen von 420 mg/l. Im Mündungsbereich gleichen sich die Verhältnisse denen aus der Tideelbe an, welche grob über die Station D4 erfasst werden. Für den Sommer liegen keine Messdaten vor. Daher wird die Bandbreite an Hintergrundkonzentrationen für den Sommer auf etwa 60 % der Werte aus dem Winter geschätzt; also zwischen 90 und 540 mg/l. Dieser Prozentsatz von 60 entspricht dem verringerten Konzentrationsniveau im Sommer gegenüber dem Winter an der Station D4. Dieses Verhältnis kann auch auf den WI-Bereich und das Nahfeld in der Wischhafener Süderelbe übertragen werden, da sich diese mit dem Wasserkörper der Tideelbe im Austausch befindet.

5.2.1.5 Ruthenstrom

Bei den längs des Ruthenstroms (RS-km 3,91 bis 6,05) entnommenen **Sedimentproben** (BfG 2020b) sind, mit einer Ausnahme, feinsandig-schluffige Sedimente erfasst worden (Abbildung 5-17). Kornanalytisch handelt es sich hier um Schluff/Sandgemische mit wechselnden Sandanteilen. Der Anteil der Fraktion < 63 µm betrug immer über 60 %. Der Tongehalt wurde nicht bestimmt, aber aufgrund der Feinkörnigkeit des Bodens ist anzunehmen, dass das Sediment tonige Anteile aufweist. Nach DIN 18196 handelt es sich um einen leicht bis ausgeprägt plastischen Schluff oder Ton (UL, UM, UA, TL, TM, TA).

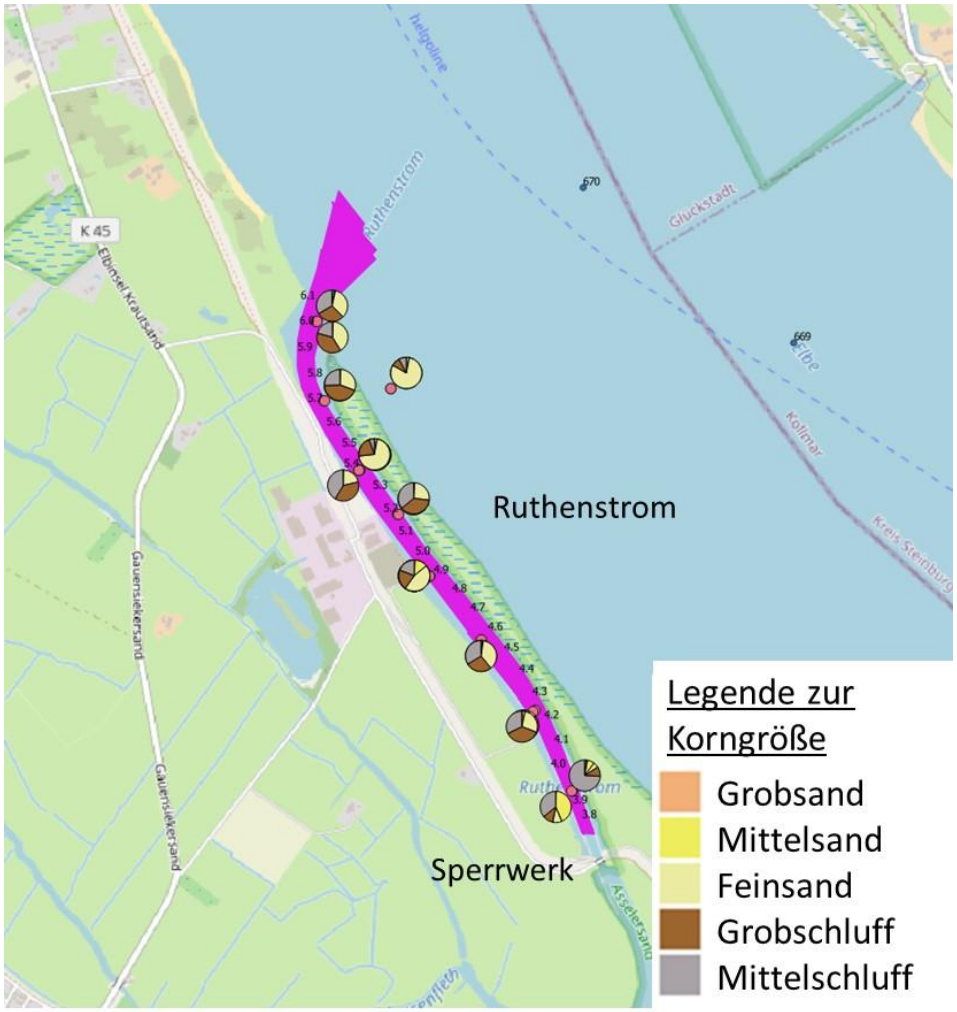


Abbildung 5-17: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen im Ruthenstrom (BfG-2028, 2020)
Die Korngröße Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung die Gesamtfraktion < 20 µm.

Im Ruthenstrom sind aufgrund des hohen Feinkorngehalts keine **Sohlstrukturen** in Form von Transportkörpern wie Riffel und Dünen an der Sohle zu finden bzw. zu erwarten.

Sedimentationsraten liegen im WI-Baggerbereich aus Peildaten bis zum Sperrwerk vor. Dieser Bereich umfasst die unterhaltene Fahrrinne, also nur „tiefe“ Bereiche und nicht die seitlich anschließenden Flächen zu den Ufern hin. Dieser Bereich wird unregelmäßig z. T. vor und nach WI-Baggerungen mittels Fächerecholot gepeilt. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für die Zeiträume vom 19.02.2013 bis 21.05.2013, vom 16.09.2014 bis 23.10.2014 und vom 04.02.2019 bis 28.02.2019 erstellt (Abbildung 5-18). In jeder dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen im zeitlichen Umfang von 40, 45 bzw. 61 Stunden. Für die Teilflächen, in denen im Differenzplan ein Aufwuchs erkannt wurde, lagen die mittleren Sedimentationsraten bei ca. 0,13 bis 0,78 cm/d. Die hohen Werte von 0,78 bis 0,62 cm/d wurden wenige Tage bis ca. 2 Wochen nach WI-Baggerungen erfasst. Über die längere 3-Monats-Spanne (2013) - ebenfalls im Anschluss an einen WI-Baggereinsatz - wurde eine geringere Sedimentationsrate von 0,13 cm/Tag erfasst.

Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung (= Teilflächen mit Erosion im Differenzenplan) lag für die beiden kurzen Auswertezeiträume von ca. 3 bis 4 Wochen in 2014 und 2019 bei ca. -1 cm/d.

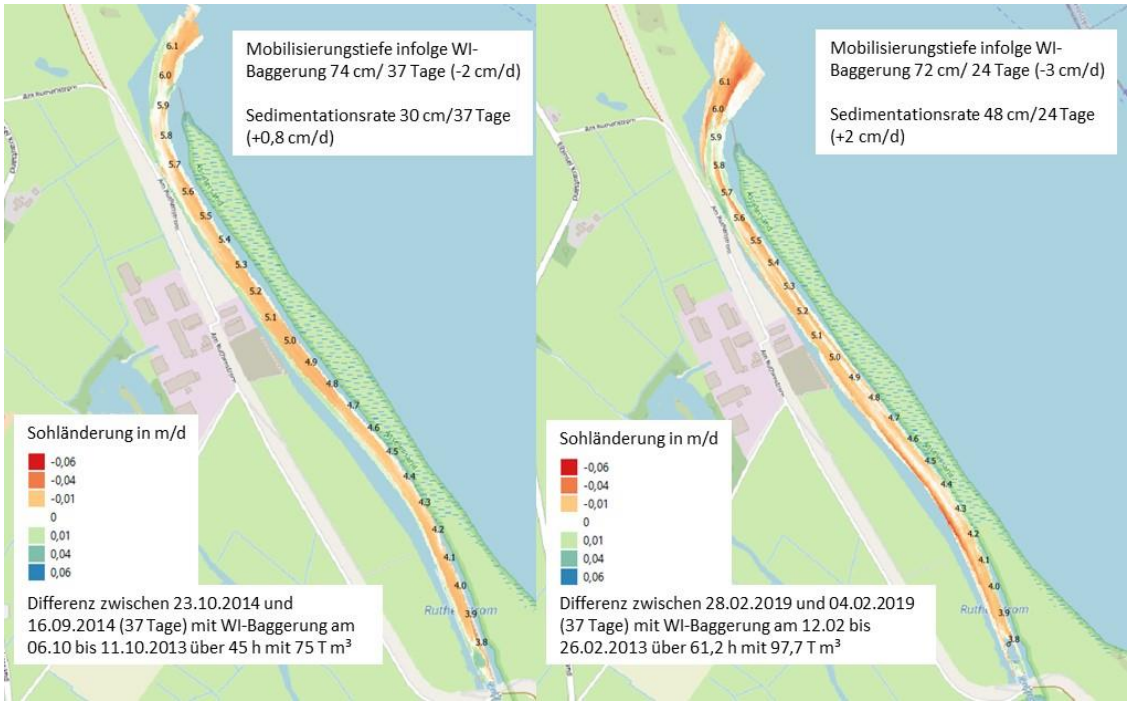


Abbildung 5-18: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich Ruthenstrom aus der Zeitspanne vom 23.10.2014 bis 16.09.2014 und vom 28.02.2019 bis 04.02.2019

Für die **Schwebstoffkonzentrationen im Fernfeld**, welches in der Tideelbe und hier stromab der Mündung liegt (siehe Abbildung 5-18), können sowohl die Daten aus den Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe (2023, 2022 usw.), hier Messstation H14 (Bielenberg Leuchtfeuer) bei Elbe-km 670,0, als auch die Dauermessung stromab bei Station D4 - Rhinplate Nord (Elbe-km 676,5) verwendet werden. An der Station H14 wurden für den Sommer die folgenden Kennzahlen für die oberflächennahen Verhältnisse ermittelt: 95 mg/l (15-%-Quantil), 166 mg/l (Mittelwert) und 238 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 168 mg/l (15-%-Quantil), 237 mg/l (Mittelwert) und 304 mg/l (85-%-Quantil). Die statistischen Kennzahlen für die Station D4 können aus vorangehender Tabelle 5-25 entnommen werden.

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen im Fernfeld: Auf Basis dieser Datengrundlage werden die Hintergrundverhältnisse für das Fernfeld folgendermaßen abgeschätzt. Im Sommer können oberflächennahe Schwebstoffkonzentrationen in einer Bandbreite (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) von 90 bis etwa 285 mg/l abgeschätzt werden. Sohlnah liegt der Konzentrationsbereich zwischen 170 und 570 mg/l. Für den Winter ergibt sich die folgende Bandbreite: Oberflächennah etwa zwischen 160 und 370 mg/l, in Sohlnähe zwischen 285 und 770 mg/l.

Für die Festlegung der Schwebstoffkonzentrationen im WI-Bereich bzw. im Nahfeld können Messungen der Gewässertrübung als Datengrundlage herangezogen werden, welche im Ruthenstrom ca. 200 m oberhalb des Sperrwerkes von IMP (2022) im Dezember 2021 in zwei Wassertiefen über ca. 2 Wochen mit einer YSI-EXO3-Sonde erfasst wurden (Details in IMP 2022). Damit liegt die Messung zwar nicht direkt im WI-Bereich bzw. Nahfeld, aber nur wenige Meter stromauf. Im Dezember 2021 fand gemäß WSA Elbe-Nordsee (Mail vom 06.07.2022) keine WI-Baggerung statt. Die jüngste WI-Baggerung wurde vom 18.01. bis 31.01.2022 vorgenommen.

Für die spätere Umrechnung der Trübungsdaten in eine Schwebstoffkonzentration wurden an jeweils zwei Tagen Kalibriermessungen je Position durchgeführt. In Abbildung 5-19 ist zu erkennen, dass der

Spülbetrieb am Sperrwerk Einfluss auf die Schwebstoffkonzentrationen nimmt. Die Minimalwerte (hier 5-%-Quantil) liegen bei Flut- und Ebbstrom sowohl an der sohlnahen als auch an der oberflächennahen Sonde bei Thw zwischen 104 bis 110 mg/l. Zum Tnw und zur Ebbstromkenterung hin steigen die Schwebstoffkonzentrationen auf Maximalwerte (hier 95-%-Quantil) von ca. 2.500 bis 4.500 mg/l. Höchstwerte über 4.500 mg/l sind mit Vorsicht zu interpretieren, da die Kalibrierkurve Trübung zu Schwebstoff nur bis ca. 4.500 mg/l sicher erfasst hat. Die Spitzenwerte werden vor allem beim Spülen aber auch unabhängig vom Spülprozess in beiden Wassertiefen gemessen. Unter der zeitlichen Mittelung über alle Zeitfenster des Ebbstroms ergeben sich mittlere Schwebstoffkonzentrationen von 620 mg/l an der Oberfläche und bis zu 950 mg/l an der Sohle. Unter der zeitlichen Mittelung über alle Zeitfenster des Flutstroms ergeben sich mittlere Schwebstoffkonzentrationen von 740 mg/l an der Oberfläche und bis zu 1.020 mg/l an der Sohle.

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen im WI-Bereich und Nahfeld: Auf Grundlage dieser Daten wird die folgende Bandbreite (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) für winterliche Schwebstoffkonzentrationen abgeschätzt, welche zwischen 120 und 1.500 mg/l liegt. Diese Bandbreite gilt sowohl oberflächen- als auch für sohlnah, wobei die mittleren Verhältnisse mit etwa 1.000 mg/l an der Sohle über denen mit etwa 670 mg/l an der Oberfläche liegen. Messdaten für den Sommer liegen nicht vor, daher muss hier eine Bandbreite abgeschätzt werden. Vergleichbar zum Vorgehen an der Wischhafener Süderelbe (Kapitel 5.2.1.4) werden die sommerlichen Verhältnisse zu 60 % der winterlichen Bandbreite angenommen. Damit ergibt sich für den Sommer eine Bandbreite von ca. 70 bis zu 900 mg/l.

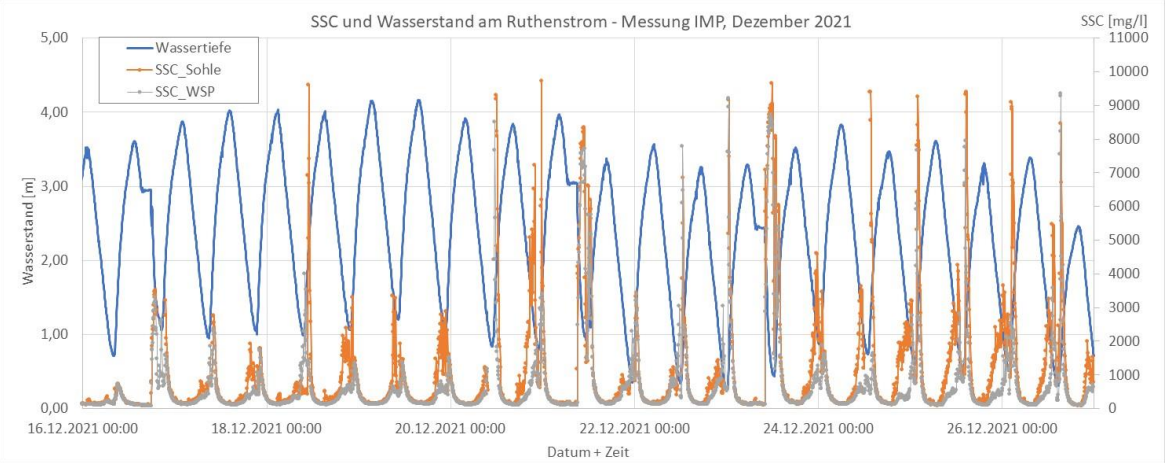


Abbildung 5-19: Messungen zum Wasserstand und Schwebstoffkonzentration in zwei Tiefen am Ruthenstrom knapp oberhalb des Sperrwerkes inkl. Spülbetrieb von IMP aus dem Dezember 2021

5.2.1.6 Schwinge

Die Untersuchungen aus 2017 (BfG-1973, 2019) zeigen **feinkörniges Sohlsubtrat**. Der Feinkornanteil (< 20 bis 63 µm) im Sediment beträgt zumeist zwischen 60 bis 95 Gew.-%, nimmt tendenziell stromauf zu und erreicht am Hafen Stade sein Maximum. Der feinsandige Anteil beträgt zwischen 5 und 30 Gew.-% mit einem größeren Anteil auf der feineren Zwischenfraktion 63 - 125 µm. Der Anteil gröberer Korngrößen (> 125 µm) liegt bei den meisten Einzelproben unter 8 Gew.-%.

An drei Positionen wurden zusätzlich zu den Greiferproben Sedimentkerne entnommen (Schwinge-km 0,9; 2,0; 4,5), um die Mächtigkeiten zu erfassen. An den Positionen km 0,9 und 2,0 wurde in den tieferen Schichten ein Sedimentinventar erfasst, das vergleichbar mit der obersten Schicht ist. An der Position

km 4,5 (Mündung der Schwinge zur Tideelbe) wurde ab einer Tiefe von 90 cm ein sandigeres Sediment erfasst (50 Gew.-% Feinsand; 17 Gew.-% Mittelsand).

Es lagen zusätzlich Ergebnisse aus einer früheren Beprobung mit Datum November 2014 vor. Das im November 2014 erfasste Sedimentinventar zeigt bei der Korngrößenverteilung eine grundsätzliche Übereinstimmung mit dem im Februar 2017 erfassten Sedimentinventar.

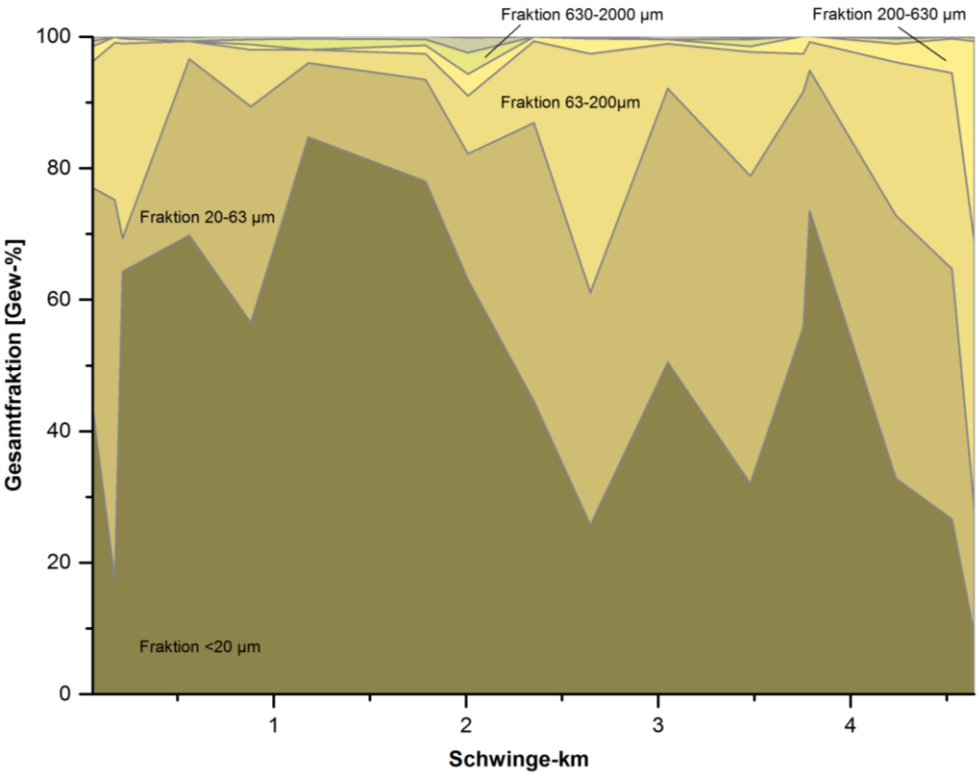


Abbildung 5-20: Korngrößenverteilung der Sedimente im Längsverlauf der Schwinge, Ergebnisse Sedimentbeprobung v. 22.02. und 23.02.2017 (entnommen aus BfG-1973, 2019)

In der Schwinge sind aufgrund des feinkörnigen mit breiiger Konsistenz keine **Sohlstrukturen** in Form von Transportkörpern wie Riffel und Dünen an der Sohle zu finden.

Sedimentationsraten wurden aus Peildaten abgeleitet. In BfG-1973 (2019) wurden Peildaten aus März 2015 und Dezember 2016 in einem Differenzenplot ausgewertet. Hieraus ergab sich der Sedimentationsschwerpunkt Hafen Stade mit einer flächenhafte Sedimentablagerung von 1 bis 2 m in 640 Tagen (Maximum ca. 2,5 m in 640 Tagen, im Mittel ~ 0,4 cm/d).

Im WI-Baggerbereich wurden seitens der BfG Fächerecholot-Peilungen ausgewertet. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für vier Zeiträume vom 17.01.2011 bis 28.03.2011, vom 06.02.2013 bis 07.03.2013, vom 28.01.2015 bis 03.03.2015 und vom 14.12.2016 bis 15.03.2017 erstellt (Abbildung 5-21 und Abbildung 5-9). In jeder dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen mit 65, 79, 47 bzw. 26 Stunden Umfang. Die Sedimentationsraten wiesen im Flächenmittel ca. 0,3 bis 1 cm/d auf. Die Jahre 2013 und 2015 lagen mit 0,8 cm/d und 1 cm/d deutlich über dem Niveau der Jahre 2011 und 2017 mit 0,3 cm/d.

Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die genannten Auswertezeiträume in 2011 und 2017 wenige Tage bzw. 3 Wochen nach den WI-Baggerungen bei ca. -0,4 bis -0,6 cm/d. Für den Auswertezeitraum 2013 und 2015 lag die Mobilisierungsrate wenige Tage bzw. eine Woche nach der WI-Baggerung bei ca. -1,4 bis -2 cm/d.

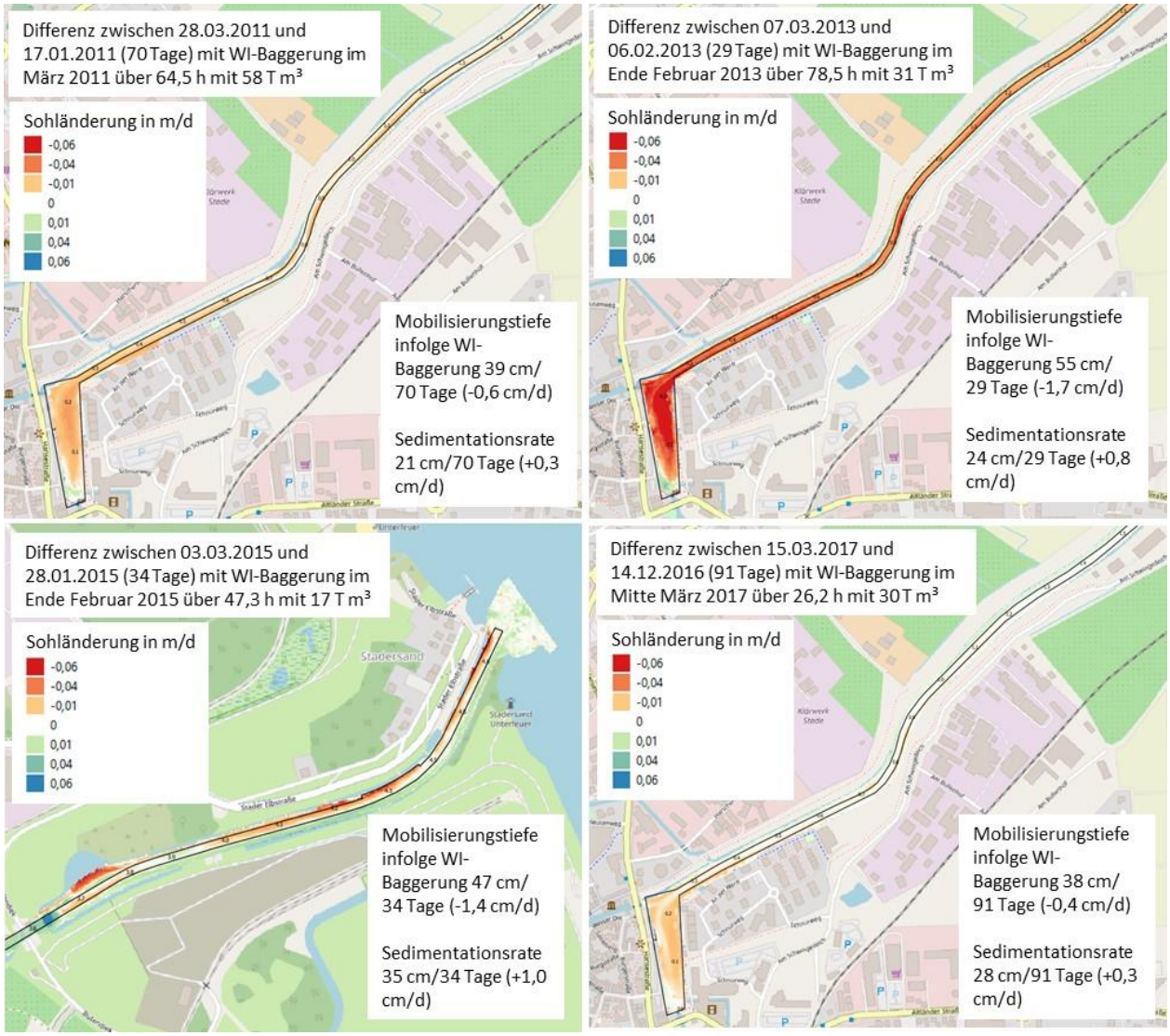


Abbildung 5-21: Differenzenplots jeweils nach WI-Baggerungen in der Schwinge zu den Zeitspannen vom 28.03.2011 bis 17.01.2011, vom 07.03.2013 bis 06.02.2013, vom 03.03.2015 bis 28.01.2015 und vom 15.03.2017 bis 14.12.2016 (von oben links nach unten rechts)

Gemäß BfG-1973 (2019) und BfG-2010 (2020) wurde die **Trübung** an den Dauermessstationen im Hafen Stade (Schwinge-km 0), in der Strecke bei Schwinge-km 2,5 und an der Schwingemündung (Schwinge-km 4) über einen mehrwöchigen Zeitraum für die Beschreibung eines Referenzzustands erfasst. Im Referenzzustand Winter 2017 wurden an der DMS im Hafen Stade (Sensorik: Seapoint, untere Messebene 50 cm über der Sohle, siehe BfG-1973) im gleitenden Mittel Trübungswerte von nicht mehr als 100 NTU erfasst; die Spitzenwerte lagen selten über 200 NTU. Ein vergleichbares Bild ergibt sich für 2017 an der DMS bei km 4,0. In BfG-2010 (2020) sind für die Stationen bei Schwinge-km 2,5 (Höhe Eisenbahnbrücke) und 4 (Sensorik jeweils YSI) Referenzzustände für die oberen und unteren Messebenen bestimmt worden. Für das 75-%-Quantil ergeben sich für die Messkampagne im Winter 2019 bei Schwinge-km 2,5 Werte von 119 (unten) bzw. 95 (oben) NTU. Bei derselben Messkampagne und hier bei Schwinge-km 4 im Mündungsbereich lagen die Werte für das 75-%-Quantil bei 124 (unten) bzw. 110 (oben) NTU. Die Verhältnisse an beiden Stationen sind also vergleichbar und sohlnah wurden 15 % bis 20% höhere Werte erfasst. Messwerte für den Sommer liegen nicht vor. Eine Kalibrierung der Trübungsdaten auf korrespondierende Schwebstoffgehalte wurde nicht durchgeführt, so dass Hintergrundkonzen-

trationen für den WI-Bereich und das Nahfeld nicht unmittelbar festgelegt werden können. Die Untersuchungen haben jedoch ein Einströmen von großen Wasservolumen mit jedem Flutstrom aus der Elbe in die Schwinge nachweisen können, so dass in Anlehnung an die Verhältnisse wie an der Station H 19 (Schwingemündung) bei Elbe-km 655 (siehe hierfür den nachfolgenden Absatz) erfasst die folgenden Kennzahlen abgeschätzt werden: 44 mg/l (15-%-Quantil), 87 mg/l (Mittelwert) und 132 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 74 mg/l (15-%-Quantil), 105 mg/l (Mittelwert) und 133 mg/l (85-%-Quantil). Die an Station H14 ermittelten Werte wurden nochmal um 10 %[7] erhöht, um für die Schwinge ein mittleres Verhältnis für die gesamte Wassersäule zu erhalten.

Für eine Festlegung der **Hintergrundkonzentrationen im Fernfeld** können jedoch die wasseroberflächennah genommenen Proben aus den Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe (2023, 2022 usw.) an der Station H 19 (Schwingemündung) bei Elbe-km 655 verwendet werden. Diese wurden langjährig erfasst und auf abfiltrierbare Stoffe untersucht. Es wurden für den Sommer die folgenden Kennzahlen ermittelt: 40 mg/l (15-%-Quantil), 79 mg/l (Mittelwert) und 120 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 67 mg/l (15-%-Quantil), 95 mg/l (Mittelwert) und 121 mg/l (85-%-Quantil).

Eine weitere Datengrundlage für die Abschätzung der **Schwebstoffkonzentrationen** in der angrenzenden Elbe sind die Dauermessungen an der Station, D2 - Juelsand (Elbe-km 651,3), welche etwa 4 km stromauf liegt. Dazu wurden die statistischen Kennzahlen dieser Station für die oberflächennahen und sohlnahen Messebenen ermittelt und in der nachfolgenden Tabelle 5-26 zusammengefasst.

Tabelle 5-26: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe

Datengrundlage: Dauermessstationen D2 - Juelsand (Elbe-km 651,3), Zeitraum 2014 - 2022

	Sommer			**Winter**		
Station D2	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil
oberflächennah	87 mg/l	187 mg/l	304 mg/l	152 mg/l	265 mg/l	395 mg/l
sohlnah	257 mg/l	428 mg/l	590 mg/l	352 mg/l	537 mg/l	728 mg/l

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen (alle Bereiche): Für das Fernfeld werden als Hintergrundkonzentrationen die folgenden Bandbreiten (stets 15-%-Quantil bis 85-%-Quantil für obere und untere Begrenzung) festgelegt. Im Sommer liegen die Werte oberflächennah etwa zwischen 40 und 120 mg/l, im Winter etwa zwischen 70 und 120 mg/l. Diese Bandbreite orientiert sich an den Ergebnissen der Station H14. Für die sohlnahen Verhältnisse werden die Daten der Station D2 herangezogen. Hier ergibt sich für den Sommer eine Bandbreite von etwa 260 bis 590 mg/l und für den Winter von 350 bis zu 730 mg/l. Für den WI-Bereich und das Nahfeld können für die Hintergrundverhältnisse keine Konzentrationsbereiche angegeben werden. Es liegen zwar Messdaten für die Gewässertrübung vor, diese sind jedoch nicht auf Schwebstoffkonzentrationen kalibriert worden.

5.2.1.7 Wedeler Tonnenhafen

Im Bereich des Tonnenhafens in Wedel wurde gemäß **Sedimentbeprobungen** der BfG (2020b) ausschließlich breiiger Schlick vorgefunden. Für die Sedimentproben im Tonnenhafen lag der Korngrößenanteil der Fraktion < 63 µm bei 90 % und der Korngrößenanteil der Fraktion < 20 µm (entspricht Fraktion Mittelschluff wie in Abbildung 5-22 dargestellt) bei 76 %. Der Tongehalt wurde nicht bestimmt, aber aufgrund der Feinkörnigkeit des Bodens ist anzunehmen, dass das Sediment größere Tonanteile aufweist.

[7] Schätzwert 10% entspricht dem halben Wert der sohlnahen Erhöhung von 15 - 20% wie bei den Messungen in der Schwinge festgestellt. Siehe im selben Absatz zuvor die dort getätigten Erläuterungen.

Nach DIN 18196 handelt es sich um leicht bis ausgeprägt plastischen Schluff oder Ton (UL, UM, UA, TL, TM, TA).

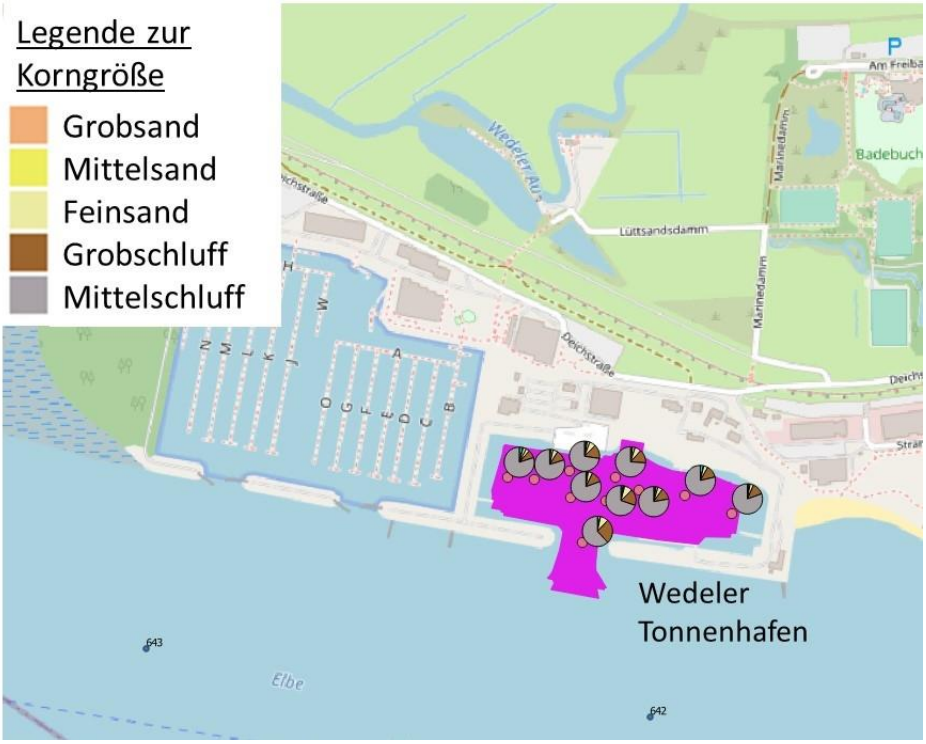


Abbildung 5-22: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen im Tonnenhafen Wedel
Fraktion Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung sämtliche Korngrößen < 20 µm (BfG-2028, 2020).

Im Bereich des Wedeler Tonnenhafens sind durch den hohen Feinkornanteil keine **Sohlstrukturen** in Form von Transportkörpern wie Riffel und Dünen an der Sohle zu finden bzw. auch zu erwarten.

Sedimentationsraten liegen aus Peildaten vor. Dieser Bereich wird unregelmäßig z. T. vor und nach WI-Baggerungen mittels Fächerecholot gepeilt. Die Auswertung der Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen durch WI-Baggerungen wurden für vier Zeiträume in 2019, 2018 und 2017 erstellt (Abbildung 5-23). In zwei dieser Zeitspannen gab es mehrtägige WI-Baggerungen mit 19 bzw. 24 Stunden Umfang. Die Sedimentationsraten lagen im Flächenmittel bei ca. 0,15 bis 0,62 cm/d, wobei die Zeiträume (von 15.04.2019 bis 19.08.2019 und von 10.10.2017 bis 26.01.2018) ohne WI-Baggerungen im Streubereich liegen mit 25 bis 26 cm/d. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die beiden Auswertezeiträume von 28.07.2017 bis 10.10.2017 und von 15.02.2019 bis 15.04.2019 jeweils ca. 2 Wochen nach der WI-Baggerung bei ca. -1,1 bis -1,7 cm/d.

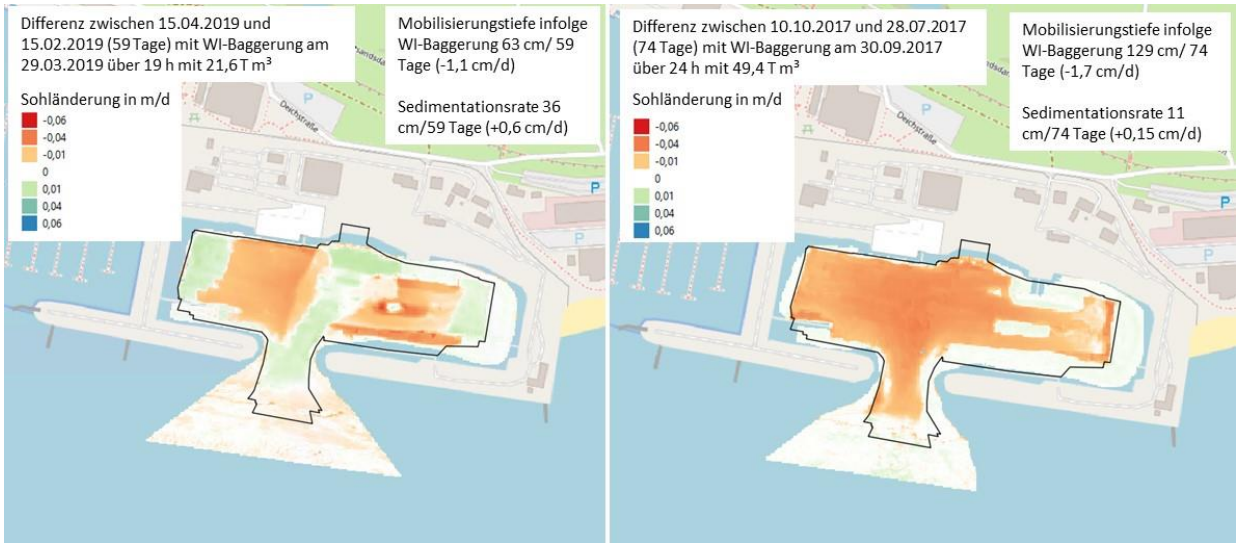


Abbildung 5-23: Differenzenplots jeweils ca. 2 Wochen nach einer WI-Baggerung im Bereich Wedeler Tonnenhafen aus der Zeitspanne vom 10.10.2017 bis 28.07.2017 und von 15.04.2019 bis 15.02.2019

Die **Schwebstoffkonzentrationen für das Fernfeld** können zum einen über die Dauermessstation, D1 - Hanskalbsand (Elbe-km 643) in der Tideelbe eingeschätzt werden. Diese Station liegt gegenüber des Tonnenhafens nahe des Mündungsbereichs zur Hahnöfer Nebenelbe (siehe auch Abbildung 5-28). Dazu wurden die statistischen Kennzahlen dieser Station für die oberflächennahen und sohlnahen Messebenen ermittelt und in der nachfolgenden Tabelle 5-27 zusammengefasst.

Tabelle 5-27: Annahmen für die Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen, hier Fernfeld für die WI-Bereiche in der Wischhafener Süderelbe.

	Sommer			**Winter**		
Station D1	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil	15-%-Quantil	Mittelwert	85-%-Quantil
oberflächennah	85 mg/l	161 mg/l	253 mg/l	132 mg/l	222 mg/l	331 mg/l
sohlnah	151 mg/l	309 mg/l	463 mg/l	235 mg/l	404 mg/l	565 mg/l

Zum anderen liegen in der Fahrrinne auf Höhe des Hafens die Stationen H24 (Bauhof Wedel, Elbe-km 642,0) und H26 (Blankenese, Elbe-km 645,5). Dazwischen und noch etwas weiter stromab erstreckt sich das Fernfeld. An beiden Stationen wurden durch die FGG Elbe (2023, 2022 usw.) oberflächennah Wasserproben genommen und auf abfiltrierbare Stoffe untersucht. Für diese Proben[8] wurden für den Sommer die folgenden Kennzahlen ermittelt: 28 mg/l (15-%-Quantil), 54 mg/l (Mittelwert) und 78 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 51 mg/l (15-%-Quantil), 88 mg/l (Mittelwert) und 123 mg/l (85-%-Quantil).

Die an Stationen D1 bzw. H24 und H26 erfassten oberflächennahen Verhältnisse unterscheiden sich deutlich bei allen Kennzahlen sowohl im Sommer als auch im Winter. An der Station D1 werden höhere Schwebstoffkonzentrationen gemessen. Da die beiden anderen Stationen H24 und H26 aber (fast) unmittelbar im Fernfeld liegen, werden oberflächennah die dort erfassten Verhältnisse herangezogen.

[8] Maßgeblich für das 15-%-Quantil war der kleinere Wert von beiden Station. Umgekehrt beim 85-%-Quantil, hier war der größere Wert maßgeblich. Für den Mittelwert wurde der mittlere Wert von beiden Stationen berechnet. Die Werte von beiden Stationen sind aber bis auf wenige mg/l stets sehr ähnlich.

Für den Hafenbereich und damit sowohl für den **WI-Bereich als auch das Nahfeld** liegen keine Messdaten vor.

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen (Nah- und Fernfeld): Aus diesen Daten wird ein oberflächennaher Hintergrundkonzentrationsbereich für das Fernfeld ermittelt, der sich im Sommer ungefähr zwischen 30 und 80 mg/l erstreckt und im Winter zwischen 50 und 125 mg/l. Sohlnah liegen nur Werte der Station D1 vor, die hier im Bereich von 150 bis zu 460 mg/l (Sommer) bzw. von 235 bis zu 565 mg/l (Winter) liegen. Die tatsächlichen Werte können für das Fernfeld nochmal höher sein, da das Fernfeld vor allem im Bereich der tieferen Fahrrinne liegt. Die Station D1 liegt im Bereich des angrenzenden Fahrwassers. Für den WI-Bereich und das Nahfeld liegen keine Messwerte zu Schwebstoffkonzentrationen vor, vereinfachend sollen dort vergleichbare Verhältnisse wie im Fernfeld angenommen werden.

5.2.1.8 Außeneste

Aus den vier untersuchten **Sedimentproben** der Außeneste (BfG-2028, 2020b) zeigte sich, dass es kornanalytisch um Sande und Sand/Schluff-Gemische, die in Wechsellagen vorliegen, handelt. Der Anteil der Fraktion < 63 µm variiert von 4 % bis 65 %. Bei den bindigen Böden handelt es sich um breiige Auflagen, die in weiche bis steife Böden übergehen. Der Tongehalt wurde nicht bestimmt, aber im Fall der feinkörnigeren Böden ist anzunehmen, dass das Sediment schwach tonig bis tonig ist. Nach DIN 18196 handelt es sich um eng gestufte Sande (SE), Sand/Schluff-Gemische (SU*) und leicht bis ausgeprägt plastische Schluffe (UL, UM, UA). Teilweise wurde organisches Material vorgefunden.



Abbildung 5-24: Korngrößenverteilung an den Probenentnahmestellen Mündungsbereich Este

Fraktion Mittelschluff umfasst in dieser Darstellung sämtliche Korngrößen < 20 µm. (BfG-2028, 2020).

In DHI WASY (2016) wurden Sedimentproben der HPA in der Außeneste aus dem Jahr 2014/2013 beschrieben. Mittels 16 Proben wurden Korngrößenverteilungen im Bereich der Inneneste (2 Proben) und Außeneste (14 Proben) aufgenommen. Hieraus ergeben sich im Bereich südlich des Sperrwerks in der Außeneste ein hoher Schluffanteil (mit < 63 µm) mit ca. 70 % bis 80 % und ein Sandanteil von ca. 20 % bis 30 %. Im Bereich der mittleren Außeneste (nahe der Kreuzung mit der A+E-Rinne) lagen Schluffe und Sand annährend zu gleichen Anteilen vor. Zur Elbe hin im nördlichen Bereich der Außeneste überwog der Schluff leicht mit 60 % bei einem Sandanteil von 40 %.

Im Bereich der Außeneste sind kaum **Sohlstrukturen** zu finden. Die Rinne der Außeneste wird östlich und westlich von den angrenzenden Wattflächen des Mühlenberger Lochs umgeben. Am nördlichen Rand der Außeneste im Übergang zur Fahrrinne sind Ausläufer der Dünen in der Elberfahrrinne mit ca. 80 m Länge und 1 bis 1,2 m Höhe zu erkennen.

Im Frühjahr 2014 (10.02.2014 bis 10.04.2014) wurden aus Peildaten in DHI WASY (2016) eine mittlere **Sedimentationsrate** (ohne WI-Baggerungen) von 0,2 cm/d bestimmt. In dem WI-freien Zeitraum von 06.07.2018 bis 09.04.2018 ergab sich eine flächengemittelte Sedimentationsrate von 0,5 cm/d über eine „unterhaltungsfreie“ Spanne von 88 Tagen. Zu beachten ist, dass weiterhin der Spülbetrieb am Sperrwerk stattfindet. Lokaler Sedimentationsschwerpunkt ist der Kreuzungsbereich zwischen Außeneste und Ausgleichsrinne. Hier bildet sich regelmäßig eine Barre aus.

Aus WSV & HPA (2005) wurde aus Peilungen zwischen 2003 und 2005 Sedimentationsraten in der Rinne der Außeneste von 3 bis 5 cm/Monat (entspricht 0,2 bis 0,1 cm/d) ermittelt.

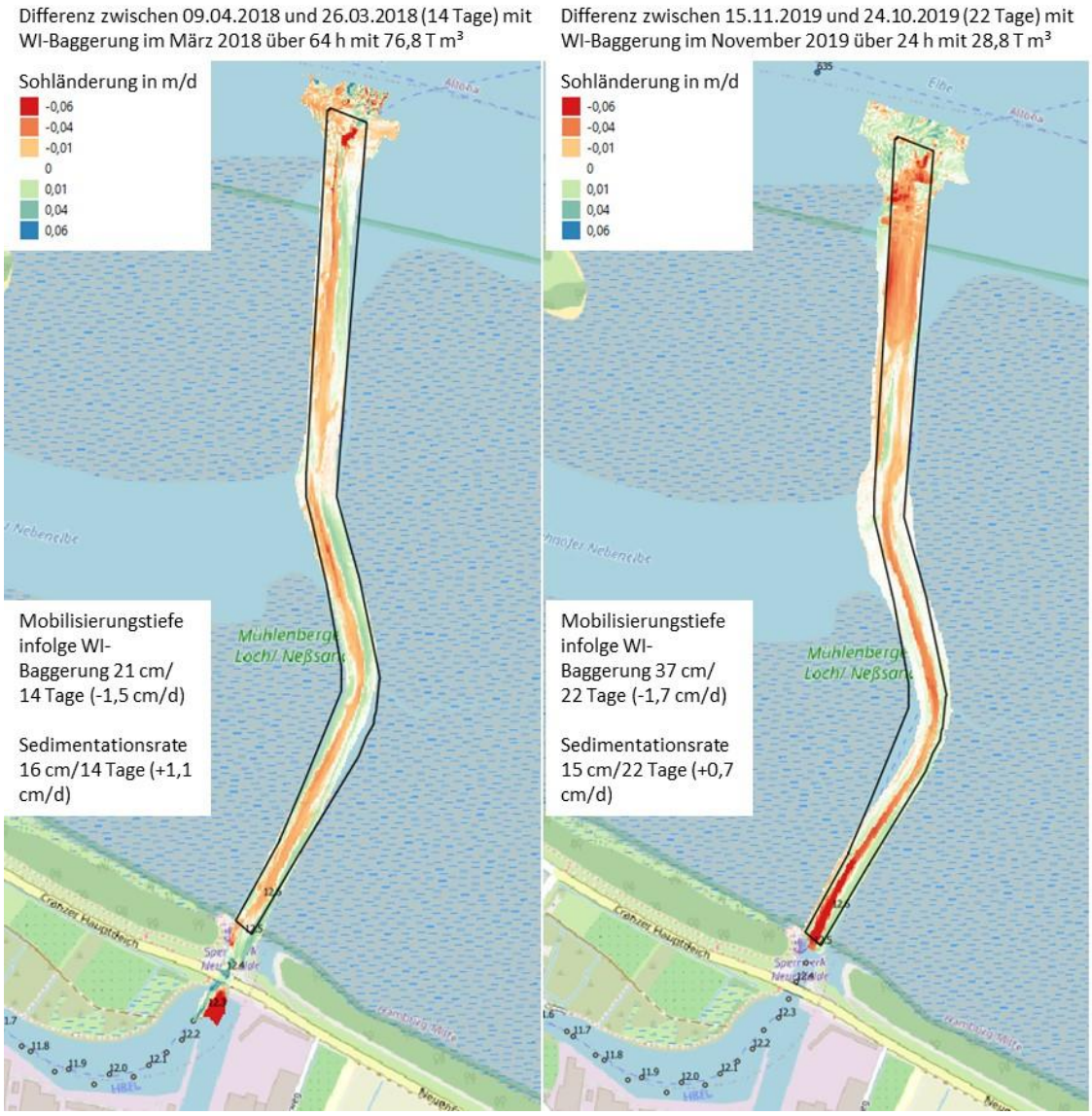


Abbildung 5-25: Differenzenplots jeweils nach einer WI-Baggerung im Bereich Außeneste aus der Zeitspanne vom 26.03.2018 bis 09.04.2018 und vom 24.10.2019 bis 15.11.2019

Neuere Peildaten mittels Fächerecholot aus 2018 und 2019, die z. T. vor und nach WI-Baggerungen aufgenommen worden sind, konnten zur Auswertung von Sedimentationsraten bzw. Mobilisierungstiefen herangezogen werden. Entsprechende Auswertungen wurden exemplarisch für die Zeiträume 08.02.2018 bis 26.03.2018, 26.03.2018 bis 09.04.2018, 09.04.2018 bis 06.07.2018 (ohne WI-Baggerungen), 24.10.2019 bis 15.11.2019 und 15.11.2019 bis 02.12.2019 durchgeführt (Abbildung 5-25). In vier dieser Zeiträume gab es mehrtägige WI-Baggerungen im zeitlichen Umfang von 24, 40 bzw. 64 Stunden. Die Sedimentationsraten lagen im Flächenmittel bei ca. 0,5 bis 1,1 cm/d. Die Mobilisierungsrate infolge WI-Baggerung lag für die Auswertezeiträume von ca. 1 bis 2 Wochen nach WI-Baggerungen bei ca. -1,4 bis -1,7 cm/d.

Schwebstoffkonzentrationen liegen aus dem Jahr 2014 im Bereich des Sperrwerks Estemündung und aus Trübungsmessungen seit 2011 in der Hahnöfer Nebenelbe (Messungen der BfG im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee) vor.

Im Bereich des Sperrwerks Estemündung wurden von Nehlsen (2017) Schwebstoffkonzentrationen im Zeitraum von Juni bis September 2014 zusammen mit dem Wasserstand aufgezeichnet (Abbildung 5-26 und Abbildung 5-27). Diese sollen zur Festlegung der Hintergrundverhältnisse im WI-Bereich und Nahfeld herangezogen werden. Die Schwebstoffkonzentration erreichte nach Tnw bei einsetzendem Flutstrom ihr Maximum mit ca. 750 bis 900 mg/l. Das Konzentrationsminimum wird kurz nach Thw im Ebbstrom erreicht. Während innerhalb des vierzehntägigen Zeitraumes die Minima in etwa die gleiche Größenordnung bei 50 mg/l aufweisen, streuen die Maxima stärker.

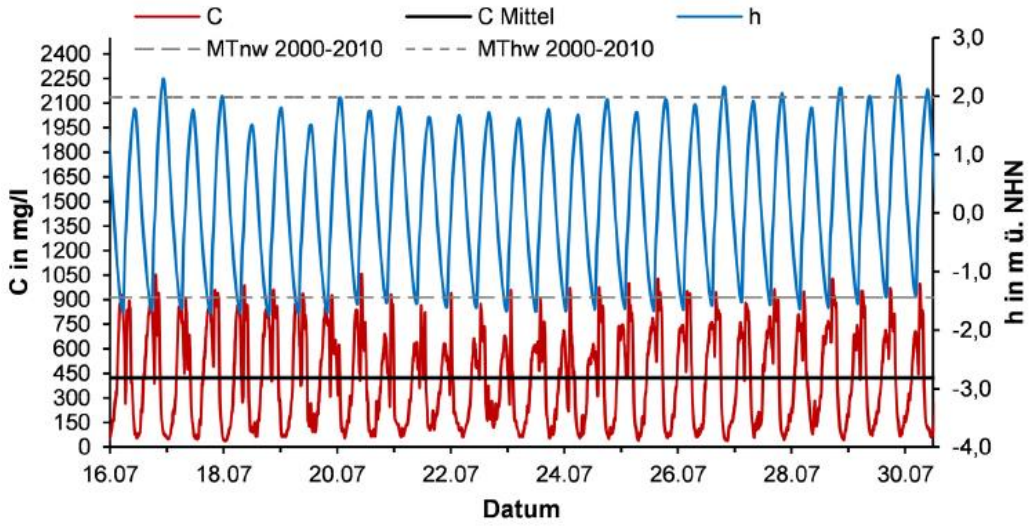


Abbildung 5-26: Gemessener Verlauf der Schwebstoffkonzentrationen und des Wasserstandes am Sperrwerk Estemündung, Messzeitraum 16.07. bis 30.07.2017, entnommen aus Nehlsen (2017)

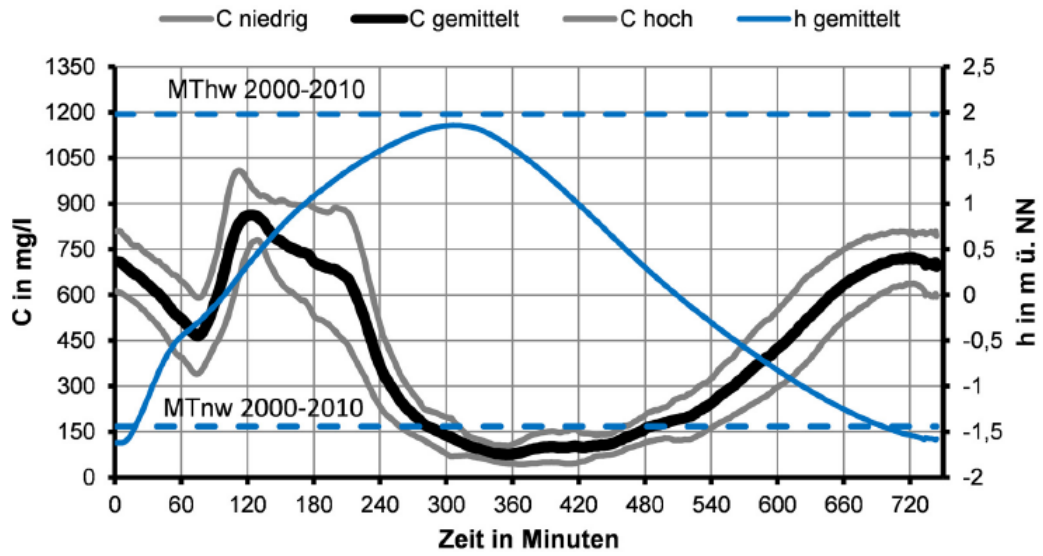


Abbildung 5-27: Am Sperrwerk Estemündung gemessene und über Einzeltiden gemittelte Schwebstoffkonzentration (schwarz), doppelte Standardabweichung (grau) und gemittelter Wasserstand (blau), entnommen aus Nehlsen (2017)

Für die Festlegung der Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen im Fernfeld (vgl. Abbildung 5-27) können die Daten aus den Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG Elbe (2023, 2022 usw.) an der Station H 26 (Blankenese) bei Elbe-km 536,0 in der Fahrrinne genutzt werden. Im Zeitraum 2011 bis 2013 sind auch Trübungsmessungen in der Hahnöfer Nebenelbe und dort am östlichen Ende an

der Station HN2 (Abbildung 5-28) durchgeführt worden. Eine Kalibrierung auf Schwebstoffgehalte ist jedoch nicht durchgeführt worden, so dass diese Messdaten hier nicht verwendet werden können. Die Entfernung zur Dauermessstation D1 - Hanskalbsand (Elbe-km 643) ist mit 8 km zu groß, so dass diese Daten ebenfalls nicht berücksichtigt werden.

An der Station H26 (Blankenese) wurden langjährig mehrmals im Jahr oberflächennahe Wasserproben entnommen und auf abfiltrierbare Stoffe untersucht. Es wurden für den Sommer die folgenden Kennzahlen ermittelt: 29 mg/l (15-%-Quantil), 59 mg/l (Mittelwert) und 76 mg/l (85-%-Quantil). Für den Winter wurden die folgenden Kennzahlen ermittelt: 65 mg/l (15-%-Quantil), 94 mg/l (Mittelwert) und 123 mg/l (85-% Quantil).

Festlegung von Hintergrundverhältnissen Schwebstoffkonzentrationen (alle Bereiche): Für den WI-Bereich, das Nahfeld und Teile des Fernfelds, kann eine Bandbreite der Hintergrundkonzentrationen im Sommer von etwa 100 bis zu 750 mg/l angenommen werden. Für den Winter liegen keine Messwerte vor, jedoch kann man von einer ähnlichen Größenordnung und Spannweite ausgehen. Für den Teilbereich des Fernfeldes, welcher unmittelbar in der Tideelbe liegt, können oberflächennah und für den Sommer ein Konzentrationsbereich von 30 bis 75 mg/l angenommen werden. Im Winter liegt dieser etwas darüber bei 65 bis zu 125 mg/l. Sohlnah liegen keine Messergebnisse vor. Näherungsweise kann man Verhältnisse wie an der 6 km stromab gelegenen Station D1 hierher übertragen. Damit würden die sohlnahen Verhältnisse im Bereich von 150 bis zu 460 mg/l (Sommer) bzw. 235 bis zu 565 mg/l (Winter) liegen.

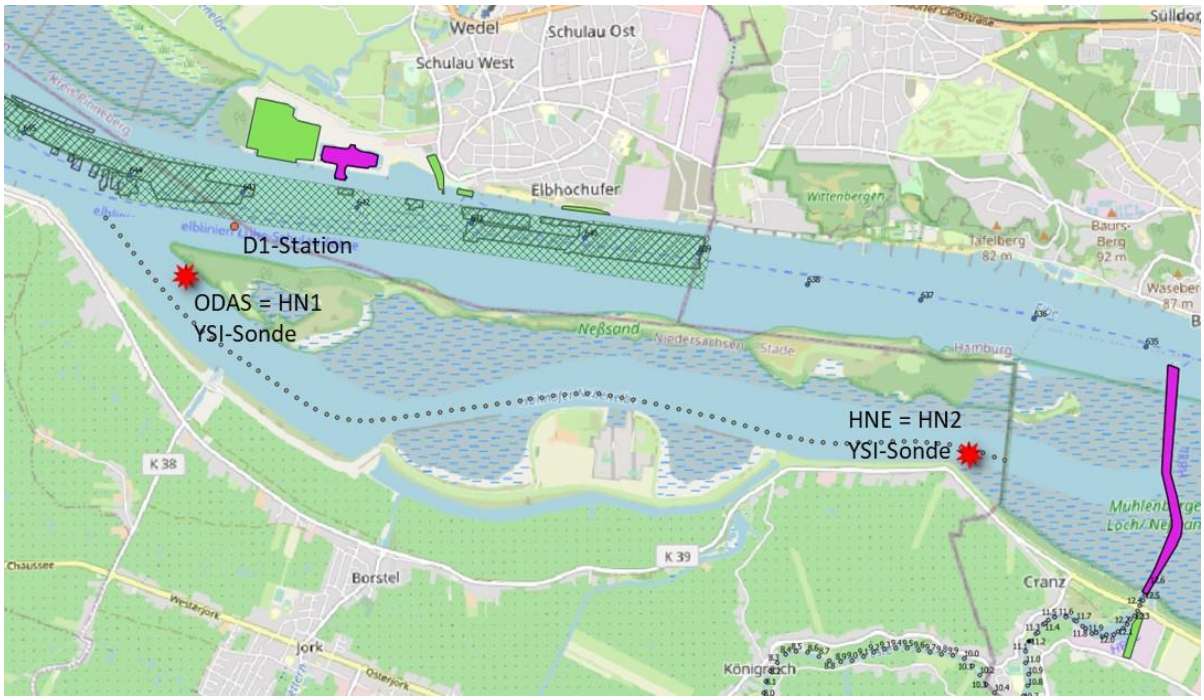


Abbildung 5-28: Lage der Trübungs- und Schwebstoffmessstationen nahe der WI-Bereiche Außeneste und Wedler Tonnenhafen

5.2.2 WI-Auswirkungen und Bewertung

Die Methodik und die Parameter der Bewertung sind in Abschnitt 4.2 beschrieben.

5.2.2.1 Stör

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen aufgrund der WI-Baggerungen im Bereich der Stör Wendestelle und Hafen sind in Tabelle 5-28 zusammengefasst.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Bereich Wendestelle und Hafen Itzehoe (Stör-km 23,9 bis 24,6) im tidebeeinflussten Bereich der Stör auf einer Länge von ca. 0,6 km und einer Breite von ca. 60 bis 95 m. Dies entspricht einer Fläche von ca. 4 ha (hier Fläche des Nahfeldes[9]).

Ungefähr jährlich mit einer Einsatzdauer von 12 h wird per WI-Baggerung eine Sedimentauflage von 50 cm entfernt (WI-Kennwerte s. Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 4 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 11.01.2019 bis 04.03.2019, 05.10.2016 bis 25.10.2016 und 20.06.2013 bis 29.08.2013 (vgl. Abschnitt 5.2.1.1) über eine Spannbreite von 2 bis 3 ha bestätigt. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Stör ist Tabelle 3-3 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 11.000 m³/a über alle WI-Einsätze bzw. bei 8.000. m³ je WI-Einsatz.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag von 2010 bis 2019 bei 233 Tagen (Minimalwert 120 Tage, Maximalwert 700 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 12 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über zwei Tiden (ca. 2 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt. Mit ca. einem WI-Baggereinsatz pro Jahr ergeben sich somit zwei Tiden, die durch WI-Baggerungen pro Jahr überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr ergibt sich rechnerisch zu ca. 0,3 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 250 kg/s. Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.1) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.271 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe bei MTmw (3,87 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,36 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (22 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.4 für die Stör berechnet.

Für das **Nahfeld** mit 4 ha ergibt sich rechnerisch eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 14 g/l. In der Stör gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die unteren 3 m Wassertiefe über der Sohle. Die Bandbreiten der Hintergrund-Schwebstoffkonzentrationen wurden im Abschnitt 5.2.1.1 zu 10 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 20 bis 110 mg/l (Sommer) abgeschätzt. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 175- bis 1.400-fachen (Winter) bzw. 125- bis 700-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen. Der Wert ist als Erhöhung im Tiefenmittel für die unteren 3 m der Wassersäule zu sehen. In der Natur können sich bei WI-Baggerungen sohlnahe Schichten mit Maximalkonzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) ausbilden. Je Tiefgang des WI-Baggergeräts kann insbesondere bei geringen Wassertiefen, wie hier in der Stör, nicht ausgeschlossen werden, dass es durch die Fahrt des WI-Baggers selbst zu einer verstärkten Einmischung sehr feinkörniger Sohlsedimente in die oberen 2 bis 3 m über der Sohle kommt (vgl. BfG 2019a und BfG 2020a).

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung über ca. 2 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten stromauf in die Stör kommen. Eine genaue

[9] Nahfeld mit 4 ha = 3,6 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 140 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 45 m Breite

Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärkerer Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung in der Stör bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld zugeordnete kleinste Reichweite von 140 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 14 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit, die bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auftreten kann, in Kombination mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Höhe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 14 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld sind tiefliegende Bereiche in der Stör selbst und seitlich angrenzende Wattflächen. Unter den temporär bis zu 400- bzw. 700-fach erhöhten Schwebstoffkonzentrationen (s. o.) ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Analyse von Peildaten aus 2019, 2016, 2014 und 2013 vor und nach WI-Baggerungen (Abschnitt 5.2.1.1) konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,3 bis 1,2 cm/d über Zeiträume von 20 bis 70 Tagen bestimmt werden, wobei maximale Werte von bis zu 1,2 cm/d nur wenige Tage bis ca. 2 Wochen nach einer WI-Baggerung beobachtet werden konnten.

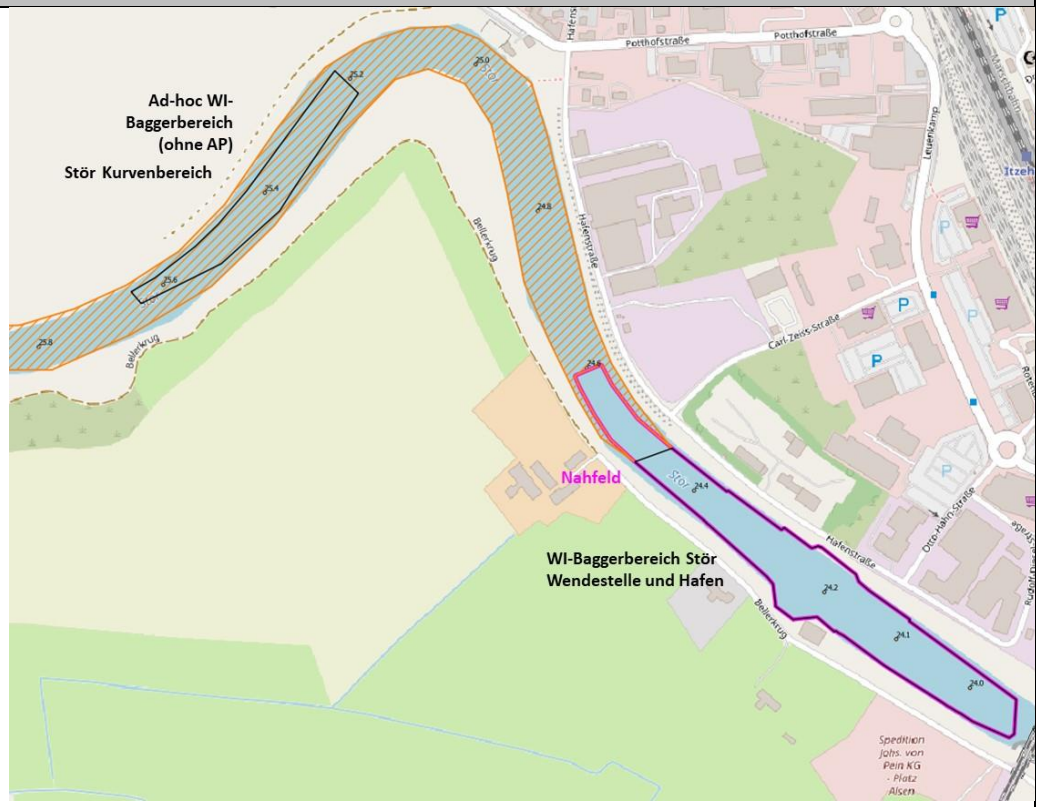
Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wurde mit einem 3,5 km langen stromabwärtigen Bereich in der Stör abgegrenzt und entspricht ca. einer Fläche von 22 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Stör (6,49 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,35 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (306 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.4 für den stromabliegenden Bereich der Stör.

Für das Fernfeld ergibt sich rechnerisch eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 1.700 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den Hintergrundverhältnissen in der Stör (Abschnitt 5.2.1.1), welche für das Fernfeld in der Bandbreite von 10 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 20 bis 110 mg/l (Sommer) abgeschätzt wurden. Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 20- bis 170-fachen (Winter) bzw. 15- bis 85-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentration. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 12 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über 2 Tiden ergibt.

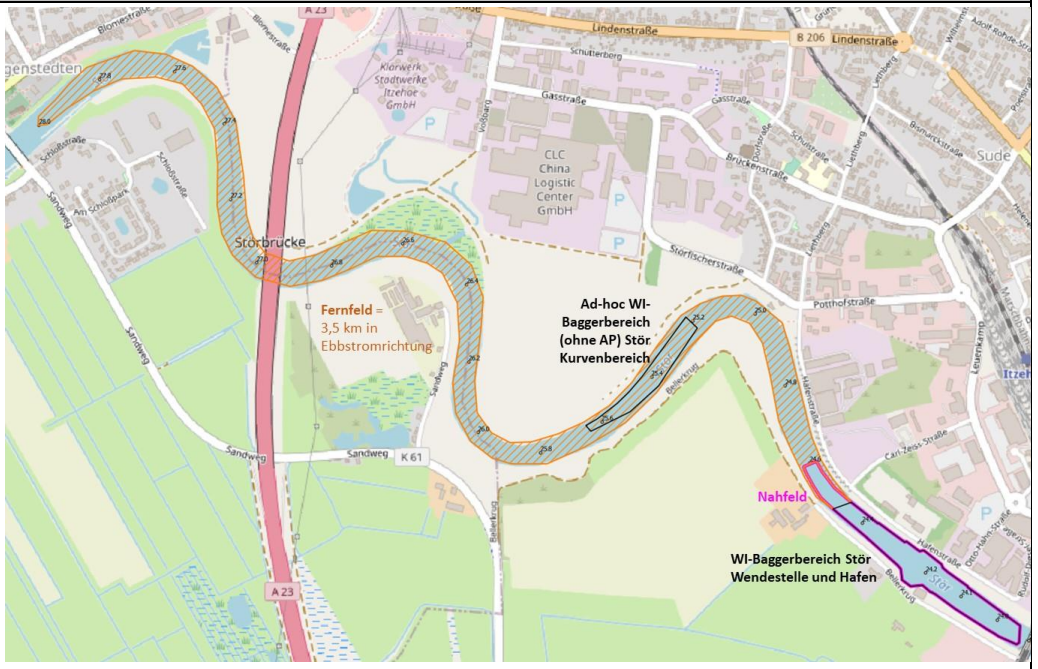
Die dem Fernfeld zugeordnete Reichweite von 3,5 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Fernfeld) ist mit den Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 1.700 mg/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms bzw. 3 h nach Abschluss der WI-Baggerung zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld der Stör bilden die angrenzenden seitlichen Stillwasserbereiche (Aufweitungen) und Wattflächen am westlichen und ggf. östlichen Ufer der Stör. Bei den prognostizierten, bis zu 85-fach erhöhten Schwebstoffkonzentrationen werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Sohlstrukturen wie Dünen sind durch Plöger (2007) im Abschnitt Stör-km 45 - 50, also weit stromab des Fernfelds, beschrieben. Auswirkungen auf diese Strukturen können aufgrund der Distanz ausgeschlossen werden. Informationen über Strukturen innerhalb des Fernfelds liegen nicht vor. Aber auch innerhalb dieses Bereichs kann eine dauerhafte Überdeckung der sandigen Dünen mit feinkörnigen Baggergutsedimenten ausgeschlossen werden. WI-Baggerungen finden nur vereinzelt statt und sind von kurzer Dauer, die gebaggerten Volumen sind entsprechend gering.

Tabelle 5-28: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Stör

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung Stör – Nahfeldfläche: 4 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,5 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 1-mal pro Jahr mit je 12 h (2 Tiden bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 233 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 14 g/l (Erhöhung 175- bis 1.400-fach (Winter) bzw. 125- bis 700-fach (Sommer) über ca. 2 Ebbphasen je WI-Einsatz). Hintergrundkonzentration in der Stör 10 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 20 bis 110 mg/l (Sommer). – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 140 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 4 ha – Wasservolumen 0,2 Mio. m³ (10) – Sedimentationsschwerpunkte: Stör, Wattflächen entlang der Stör	

[10] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,1 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 0,2 Mio. m³

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 22 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 0,8 Mio. m³ ([11]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 1.700 mg/l (Erhöhung 20- bis 170-fach (Winter) bzw. 15- bis 85-fach (Sommer) über ca. 2 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration in der Stör 10 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 20 bis 110 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung in der Stör bis 3,5 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: strömungsberuhigte Randbereiche sowie Wattflächen entlang der Stör	

[11] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,6 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 1,1 Mio. m³.

5.2.2.2 Glückstädter Nebenelbe

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen sind in Tabelle 5-29 zusammengefasst.

Die Glückstädter Nebenelbe ist eine beidseitig durchströmte Nebenrinne der Elbe und weist daher hydromorphologisch einige Besonderheiten auf. Durch die längere und flachere Nebenelbe strömt das Wasser in der Nebenrinne nicht nur langsamer als in der Hauptelbe, es kentert auch zu einem früheren Zeitpunkt als in der Hauptelbe. Hierdurch überlagern sich ein- und ausströmende Wassermengen insbesondere im südlichen Bereich; also dem Bereich, der mittels WI-Baggerung unterhalten wird. Durch den beidseitigen Anschluss verdriften Schwebstoffe im Wasser nicht nur im Nebenarm nach der Flutstromkenterung wieder stromab. Auch an der südlichen Mündung können Schwebstoffe im Wasser stromab in der Elbe verdriften. Folglich bilden sich bei Ebbstrom typischerweise zwei Fernfelder zur Verdriftung aus, ein Nördliches, das stromab im Ebbstrom der Nebenelbe liegt und ein Südliches, das stromab im Ebbstrom der Hauptelbe liegt.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Bereich GNE-km 0 bis 2,1 im südlichen Bereich der Glückstädter Nebenelbe auf einer Länge von ca. 2,1 km und einer Breite von ca. 200 bis 330 m. Dies entspricht einer Fläche von ca. 60 ha (hier Fläche des Nahfeldes[12]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 30 cm ca. dreimal pro Jahr mit einer Einsatzdauer von 75 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 60 ha konnte über die Auswertung von Peildaten vom 07.11.2011 bis 06.12.2011, vom 03.05.2012 bis 11.07.2012 und vom 31.01.2018 bis 27.02.2018 (vgl. Abschnitt 5.2.1.2) nur über eine Spannbreite von 10 bis 18 ha erfasst werden. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Glückstädter Nebenelbe ist Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung in der Glückstädter Nebenelbe sind Abschnitt 3.4.1 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 150.000 m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 50.000 m³ je Einsatz.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag von 2010 bis 2019 bei 149 Tagen (Minimalwert 28 Tage, Maximalwert 426 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 75 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 13 Tiden (ca. 13 Tage, ausgehend von WI-Baggerung bei Tagestiden) bei Ebbstrom ergibt. Mit ca. 3 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 3 x 13 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr ergibt sich rechnerisch zu ca. 5 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 280 kg/s. Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.2) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.516 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen mittlere Wassertiefe bei MTmw (6,0 m), mittlere Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,46 m/s) und mittlerer Durchfluss Ebbe (1.173 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.5 für die Glückstädter Nebenelbe berechnet.

Für das **Nahfeld** mit 60 ha (vgl. Tabelle 5-29) ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 0,5 g/l. In der Glückstädter Nebenelbe gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die unteren 3 m Wassertiefe über der Sohle. Die Bandbreiten der Hintergrund-

[12] Nahfeld mit 60 ha = 56 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 200 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 200 m Breite

Schwebstoffkonzentrationen an der Wasseroberfläche wurden im Abschnitt 5.2.1.2 zu 20 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 35 bis 110 mg/l (Sommer) abgeschätzt, sohlnah durchgeführte Messungen sind nicht verfügbar. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer maximal 3- bis 5-fachen (Winter) bzw. 4- bis 8-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen; es ist davon auszugehen, dass für den Bereich der unteren 3 m Wassertiefe die tatsächliche relative Erhöhung darunter liegt. Zudem können sich bei WI-Baggerungen sehr sohlnahe Schichten mit Maximalkonzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) ausbilden.

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerkampagne, also über ca. 13 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Glückstädter Nebenelbe kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärkerer Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld zugeordnete kleinste Reichweite von 200 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 0,5 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit, die bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auftreten kann, in Kombination mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, das mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 0,5 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkt im Nahfeld ist die südliche Glückstädter Nebenelbe (Kartoffelloch) im Baggerbereich selbst. Dort treten geomorphologisch bedingt lange Stauwasserdauern auf. Durch die längere und flachere Nebenelbe strömt das Wasser nicht nur langsamer, es kentert auch zu anderen Zeitpunkten als in der Hauptelbe. Im südlichen Bereich der Nebenelbe führt dies zu einer mehrfachen Überlagerung der Strömungen aus Elbe und Nebenelbe, die sogenannte Mehrfachkenterung (zwischen 3 bis 4 Kenterpunkte) der Strömung. Die häufige Kenterung hat besonders lange Stauwasserdauern, die die Sedimentation fördern, zur Folge. Als Folge bildet sich in vielen beidseitig durchströmten Nebenrinnen jeweils um einen stromaufliegenden Bereich eine Barre durch Sedimentation. Zusätzlich zum zentralen Bereich der südlichen Nebenrinne ist auch auf den seitlich angrenzenden Wattflächen der Glückstädter Nebenelbe von zusätzlichen Sedimentationen infolge der WI-Baggerung auszugehen. Unter dem temporär 0,5- bis 14-fach erhöhten Schwebstofftransport ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Analyse von Peildaten aus 2011, 2012 und 2018 vor und nach WI-Baggerungen (Abschnitt 5.2.1.2), konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,3 bis 1,4 cm/d über Zeiträume von 27 bis 69 Tage bestimmt werden. Besonders hohe Sedimentationsraten in den Seitenbereichen der Glückstädter Nebenelbe von 1,4 cm/d wurden wenige Tage nach umfangreichen WI-Baggerungen von 147 h erfasst.

Die Ausdehnung der beiden **Fernfelder Süd und Nord** wurde mit einem 0,3 km stromabwärtigen Bereich in der Nebenelbe und einem 0,6 km stromabwärtigen Bereich in der Elbe abgegrenzt und entspricht in Summe ca. einer Fläche von 84 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (19,33 m) bzw. in der Nebenelbe (6,76 m) bei MTmw, mittlerer Strömungsgeschwindigkeit

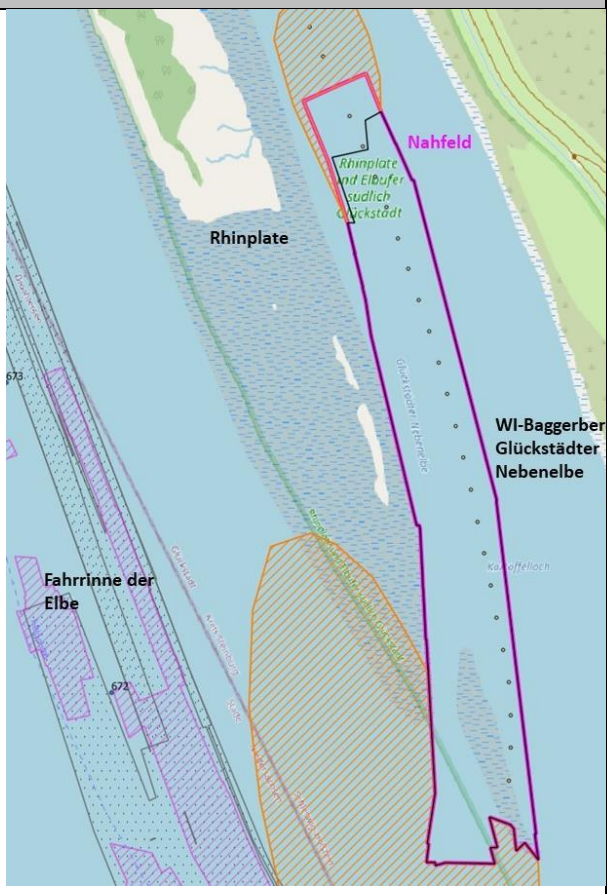
Ebbe (50-%-Quantil, 0,63 m/s im Fernfeld Süd und 0,27 m/s im Fernfeld Nord) und mittlerem Durchfluss Ebbe (7.814 m³/s im Fernfeld Süd und 1.318 m³/s im Fernfeld Nord) gemäß Abschnitt 5.1.1.5 für den südlichen Bereich in der Elbe und den nördlichen Bereich in der Nebenelbe.

Für das **Fernfeld Süd** ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 230 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Hintergrundverhältnissen (Abschnitt 5.1.1.6), die in den folgenden Bandbreiten abgeschätzt wurden: 315 bis 815 mg/l (Winter) bzw. 200 bis 670 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 1,3- bis 1,7-fachen (Winter) bzw. 1,3- bis 2,2-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentration. Für das **Fernfeld Nord** ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 480 mg/l für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den oberflächennahen Hintergrundverhältnissen (Abschnitt 5.1.1.6, keine sohlnahen Messungen verfügbar), die in den folgenden Bandbreiten abgeschätzt wurde: 115 bis 300 mg/l (Winter) bzw. 70 bis 145 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer größtmöglichen Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in Sohlnähe, welche höchstens das 2,6- bis 5-fache (Winter) bzw. 4,3- bis 8-fache (Sommer) der Hintergrundwerte betragen wird; sehr wahrscheinlich aber darunter, weil die sohlnahen Hintergrundverhältnisse im Vergleich zur Oberfläche höhere Konzentrationen aufweisen. Für die Dauer der Erhöhung im Fernfeld Süd und Nord ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 75 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 13 Tiden (ca. 13 Tage, ausgehend von WI-Baggerungen ausschließlich tagsüber) ergibt.

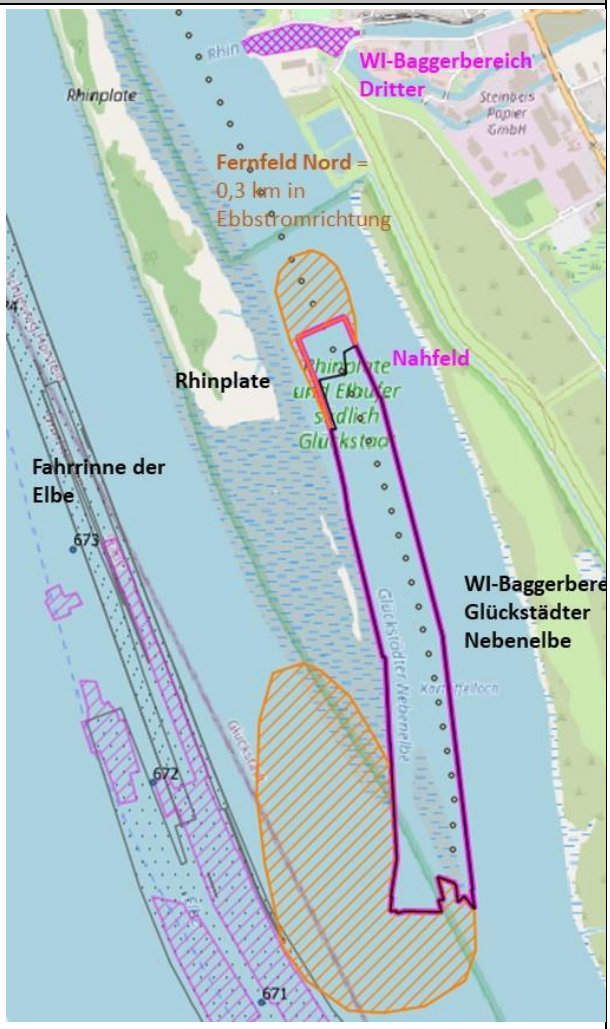
Die den Fernfeldern zugeordneten Reichweiten von 0,3 bis 0,6 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergeben sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt.

Sedimentationsschwerpunkte in den beiden Fernfeldern zur Glückstädter Nebenelbe bilden die angrenzende südliche Fahrrinne der Elbe und seitliche Wattflächen am westlichen und ggf. östlichen Ufer der Nebenelbe, aber auch, wie oben bereits beschrieben, bedingt durch lange Stauwasserdauern die südliche Glückstädter Nebenelbe (Kartoffelloch) im Baggerbereich selbst. Aufgrund der prognostizierten Erhöhung der Schwebstoffgehalte werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere und rasche Verdünnung der Sedimentkonzentration in der Elbe und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld Süd) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im südlichen Fernfeld kaum messbar sein und sich mit den unmittelbar angrenzenden Unterhaltungen der Fahrrinne überlagern. Eine erkennbare Überlagerung von Sohlstrukturen mit Baggergut kann daher auch ausgeschlossen werden.

Tabelle 5-29: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Glückstädter Nebenelbe

Auswir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung Glückstädter Nebenelbe (GNE) – Nahfeldfläche: 60 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 3-mal pro Jahr mit je 75 h (an 13 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 149 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 0,5 g/l (Erhöhung 3- bis 5-fach (Winter) bzw. 4- bis 8-fach (Sommer) über ca. 13 Ebbphasen je WI-Einsatz. Tatsächliche Erhöhung in Sohlnähe sehr wahrscheinlich darunter, weil nur oberflächennahe Messwerte von Hintergrundkonzentration verfügbar, hier 20 bis 80 mg/l (Winter) bzw. 35 bis 110 mg/l (Sommer)) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 200 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 60 ha – Wasservolumen 3 Mio. m³ ([13]) – am stärksten von Sedimentation betroffene Bereiche: südlicher Rinnenbereich der Glückstädter Nebenelben mit langen Stauwasserdauen, Wattflächen im südlichen Bereich der Nebenelbe	

[13] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 2 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 3,8 Mio. m³.

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfelder** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 84 ha (Nord und Süd) – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 7,1 Mio.m³ ([14]) – WI-Schwebstoffkonzentration nach Süden (in Tideelbe): 230 mg/l (Erhöhung nur sohlnah 1,3- bis 1,7-fach (Winter) bzw. 1,3- bis 2,2-fach (Sommer) über ca. 13 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration in Sohlnähe 315 bis 815 mg/l (Winter) bzw. 200 bis 670 mg/l (Sommer) – WI-Schwebstoffkonzentration nach Norden (in Nebenelbe): 480 mg/l (Erhöhung höchstens 3- bis 5-fach (Winter) bzw. 4- bis 8-fach (Sommer) über ca. 13 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 115 bis 300 mg/l (Winter) bzw. 70 bis 145 mg/l (Sommer)) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung bis 0,3 km nach Norden in der GNE und bis 0,6 km nach Süden in der Elbe – Von Sedimentation am stärksten betroffene Bereiche : Wattflächen im südlichen Bereich der GNE, Fahrrinne und Wattflächen an der Rhinplate, angrenzende Seitenbereiche Fahrrinne in der Elbe	

[14] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 5,7 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 8,2 Mio. m³.

5.2.2.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen sind in Tabelle 5-30 zusammengefasst.

Für die Pagensander Nebenelbe lagen Messungen begleitend zu WI-Baggerungen vor. Die Auswertungen sind in Anlage 11.1.1 erfasst.

Die Pagensander Nebenelbe ist eine beidseitig durchströmte Nebenrinne der Elbe und weist daher in Bezug auf Hydrologie und Morphologie einige Besonderheiten auf: Durch die längere und flachere Nebenelbe strömt das Wasser in der Nebenrinne nicht nur langsamer als in der Hauptelbe, es kentert auch zu einem früheren Zeitpunkt als in der Hauptelbe. Hierdurch überlagern sich ein- und ausströmende Wassermengen insbesondere im südlichen Bereich - der Bereich, der mittels WI-Baggerung unterhalten wird. Durch den beidseitigen Anschluss verdriften Schwebstoffe im Wasser nicht nur im Nebenarm nach der Flutstromkenterung wieder stromab. Auch an der südlichen Mündung können Schwebstoffe im Wasser stromab in der Elbe verdriften. Folglich bilden sich bei Ebbstrom typischerweise zwei Fernfelder zur Verdriftung aus: ein Nördliches, das stromab im Ebbstrom der Nebenelbe liegt und ein Südliches, das stromab im Ebbstrom der Hauptelbe liegt.

In der Pagensander Nebenelbe (PNE) werden zudem drei WI-Bereiche differenziert. Der WI-Bereich rundum das Steinloch und die südliche Pagensander Nebenelbe, der WI-Bereich stromab des Krückau-Sperrwerkes und der WI-Bereich stromab des Pinnau-Sperrwerks (Abschnitt 3.4.3). Alle drei Bereiche werden in unterschiedlicher Intensität und Häufigkeit unterhalten. In der Pagensander Nebenelbe wird ca. 4-mal pro Jahr unterhalten, während unterhalb der Sperrwerke 0,5 bis 1-mal pro Jahr WI-Baggereinsätze gefahren werden. Durch die räumliche Distanz der WI-Baggerung in der Krückau ergibt sich so ein drittes Fernfeld, stromab der Krückau in der nördlichen Pagensander Nebenelbe.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im **Bereich PNE**-km 0 bis 4,4 im südlichen Bereich der Pagensander Nebenelbe (PNE) auf einer Länge von ca. 4,4 km und einer Breite von ca. 80 bis 450 m. Dies entspricht ca. einer Fläche von 90 ha (hier Fläche des Nahfeldes[15]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 30 cm ca. 4-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 47 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche PNE mit 90 ha konnte über die Auswertung von Peildaten vom 01.12.2014 bis 26.11.2014, vom 04.09.2016 bis 13.10.2016, vom 11.10.2016 bis 16.09.2016 (vgl. Abschnitt 5.2.1.3) über eine Spannbreite von 10 bis 40 ha erfasst werden.

Die WI-Baggerung im Mündungsbereich der **Krückau** (Krückau) erfolgt auf einer Länge von ca. 1 km und einer Breite von ca. 40 m. Dies entspricht ca. einer Fläche von 6 ha (hier Fläche des Nahfeldes[16]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 30 cm ca. 2-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 10 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche Krückau mit 6 ha konnte über die Auswertung von Peildaten vom 17.10.2016 bis 31.08.2016, vom 21.02.2017 bis 17.10.2016 und vom 11.04.2017 bis 21.02.2017 (vgl. Abschnitt 5.2.1.3) über eine Spannbreite von 3 bis 4 ha erfasst werden.

Die WI-Baggerung im Mündungsbereich der **Pinnau** (Pinnau) erfolgt auf einer Länge von ca. 1,5 km und einer Breite von ca. 40 m. Dies entspricht ca. einer Fläche von 6 ha (hier Fläche des Nahfeldes[17]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 10 cm ca. 1-mal alle 2 Jahre mit einer Einsatzdauer von 6 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche Pinnau mit 9 ha konnte über die Auswertung von Peildaten vom 21.02.2017 bis 19.04.2016 und 11.04.2017 bis 21.02.2017 (vgl. Abschnitt 5.2.1.3) über eine Spannbreite von 2 bis 6 ha erfasst werden.

[15] Nahfeld PNE mit 90 ha = 87 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 130 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 230 m Breite

[16] Nahfeld Krückau mit 6 ha = 4 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 110 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 180 m Breite

[17] Nahfeld Krückau mit 9 ha = 7 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 110 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 200 m Breite

Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Pagensander Nebenelbe ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung in der Pagensander Nebenelbe sind Abschnitt 3.4.3 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 242 Tsd. m³/a (über alle Einsätze in allen drei Bereichen) bzw. bei 53 Tsd. m³ je Einsatz (PNE), bei 7 Tsd. m³ je Einsatz (Krückau), und bei 4 Tsd. m³ je Einsatz (Pinnau).

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen aller drei Bereiche lag von 2010 bis 2019 bei 133 Tagen (Minimalwert 30 Tage, Maximalwert 455 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 47 h (PNE), 10 h (Krückau) und 6 h (Pinnau) ermittelt. Folglich dauern typische WI-Einsätze über ca. 8 Tiden (PNE), 3 Tiden (Krückau) und 1 Tide (Pinnau) bei Ebbstrom an. Mit den 4 bis 0,4 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich je Bereich 4 x 8 Tiden (PNE), 1 x 3 Tiden (Krückau) und 0,4 x 1 Tide (Pinnau), die durch WI-Baggerungen pro Jahr überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeiten für alle drei Bereiche, bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr, ergibt sich rechnerisch zu ca. 6 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 350 kg/s (PNE), 310 kg/s (Krückau) und 310 kg/s (Pinnau). Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.2) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1456 kg/m³ (PNE & Krückau und Pinnau).

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration je Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe bei MTmw (4,04 m PNE, 2,92 m Krückau und 3,41 m Pinnau), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (0,31 m/s PNE, 0,27 m/s Krückau und 0,27 m/s Pinnau) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (723 m³/s PNE, 50 m³/s Krückau und 46 m³/s Pinnau) gemäß Abschnitt 5.1.1.6 für die drei Bereiche im Raum Pagensander Nebenelbe berechnet.

Für das **Nahfeld PNE** mit 90 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 0,7 g/l. In der Pagensander Nebenelbe gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die unteren 3 m Wassertiefe über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den oberflächennahen Hintergrundverhältnissen (Abschnitt 5.4.1.3, keine sohlnahen Messungen verfügbar), die in den folgenden Bandbreiten abgeschätzt wurde: 130 bis 250 mg/l (Winter) bzw. 65 bis 195 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer größtmöglichen Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in Sohlnähe, welche höchstens das 3,8- bis 6-fache (Winter) bzw. 4,6- bis 12-fache (Sommer) der Hintergrundwerte betragen wird; sehr wahrscheinlich aber noch darunter, weil die sohlnahen Hintergrundverhältnisse im Vergleich zur Oberfläche höhere Konzentrationen aufweisen.

Für das **Nahfeld Krückau** mit 6 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 6 g/l. In der Krückau gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die gesamte Wassersäule (da Wassertiefe < 3 m). Die Hintergrund-Schwebstoffkonzentrationen wurden im Abschnitt 5.4.1.3 aus Messdaten in der Krückau zu 200 mg/l bis 900 mg/l an der Sohle ermittelt. Die Messwerte hierzu stammen aus dem Sommer. Für den Winter wird vereinfacht die gleiche Bandbreite an Konzentrationen angenommen, sehr wahrscheinlich würden die tatsächlichen Konzentrationen darüber liegen. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 8- bis 31-fachen Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen.

Für das **Nahfeld Pinnau** mit 9 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 8 g/l. In der Pinnau liegen keine eigenen Messdaten vor. Für die an Schwebstoffkonzentrationen werden daher die gleichen Hintergrundverhältnisse wie im Nahfeld der Krückau angesetzt.

Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 10- bis 41-fachen Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen.

Für beide Nahfelder ist zudem zu beachten, dass sich bei WI-Baggerungen sohlnahe Schichten mit Maximalkonzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) ausbilden.

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung über ca. 8 Tiden (PNE), 3 Tiden (Krückau) oder 1 Tide (Pinnau) anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Pagensander Nebenelbe kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärkerer Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld zugeordnete kleinste Reichweite von 130 m (PNE) bis 110 m (Krückau & Pinnau) der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit, die bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auftreten kann, in Kombination mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung 3 m über die Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt.

Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld für den WI-Bereich PNE und Pinnau ist die südliche Pagensander Nebenelbe (Steinloch) im Baggerbereich selbst. Dort treten lange Stauwasserdauern auf. Durch die längere und flachere Nebenelbe strömt das Wasser nicht nur langsamer, es kentert auch zu anderen Zeitpunkten als in der Hauptelbe. Im südlichen Bereich der Nebenelbe führt diese zu einer mehrfachen Überlagerung der Strömungen aus Elbe und Nebenelbe, die sogenannte Mehrfachkenterung (3 bis 4 Kenterpunkte) der Strömung. Die häufige Kenterung hat besonders lange Stauwasserdauern, die die Sedimentation fördern, zur Folge. Als Folge bildet sich in vielen beidseitig durchströmten Nebenrinnen jeweils um einen stromaufliegenden Bereich eine Barre durch Sedimentation. Zusätzlich zum zentralen Bereich der südlichen Nebenrinne ist auch auf den seitlich angrenzenden Wattflächen der Pagensander Nebenelbe von zusätzlichen Sedimentationen infolge der WI-Baggerung auszugehen. Sedimentationsschwerpunkt im Nahfeld für den WI-Bereich Krückau ist der unmittelbar stromabliegende Bereich in der nördlichen Pagensander Nebenelbe.

Unter den temporär 3,8- bis 41-fach erhöhten Schwebstoffkonzentrationen (alle drei Bereiche) ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von schwebstoffbürtigem Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Analyse von Peildaten aus 2014, 2016 und 2017 vor und nach WI-Baggerungen in der südlichen PNE (Abschnitt 5.2.1.3), konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,2 bis 0,4 cm/d über Zeiträume von 25 bis 88 Tagen bestimmt werden. Peildaten aus 2017 vor und nach WI-Baggerungen in der Pinnau (Abschnitt 5.2.1.3) zeigten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,2 cm/d über Zeiträume von 50 Tagen. Peildaten aus 2016 und 2017 vor und nach WI-Baggerungen in der Krückau (Abschnitt 5.2.1.3) zeigten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,4 bis 0,5 cm/d über Zeiträume von 47 bis 49 Tage.

Die Ausdehnung der drei **Fernfelder Süd, Nord und Krückau** wurde mit einem 0,3 km stromabwärtigen Bereich in der Nebenelbe und einem 0,4 km stromabwärtigen Bereich in der Elbe abgegrenzt und entspricht in Summe ca. einer Fläche von 40 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in allen drei

Fernfeldern ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen mittlere Wassertiefe in der Elbe (19 m) bzw. in der Nebenelbe (4 m) bei MTmw, mittlere Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (0,40 m/s im Fernfeld Süd und 0,3 m/s im Fernfeld Nord & Krückau) und mittlerer Durchfluss Ebbe (4200 m³/s im Fernfeld Süd und 720 m³/s im Fernfeld Nord & Krückau) gemäß Abschnitt 5.1.1.6 für den südlichen Bereich in der Elbe und die beiden nördlichen Bereiche in der Nebenelbe.

Für das **Fernfeld Süd** ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 530 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Verhältnissen, wie diese an der Station D3 in der Tideelbe erfasst wurden (Abschnitt 5.1.1.6), hier 350 bis 865 mg/l (Winter) bzw. 250 bis 775 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 1,6- bis 2,5-fachen (Winter) bzw. 1,7- bis 3,1-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentrationen. Für die **Fernfelder Nord, Pinnau** (liegt innerhalb des unmittelbaren WI-Bereichs der Pagensander Nebenelbe) und **Krückau** ergibt sich je eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 580 mg/l für die untersten 3 m über der Sohle. Aufgrund der Lage aller drei Fernfelder noch innerhalb der Pagensander Nebenelbe können für Hintergrundverhältnisse an Schwebstoffkonzentrationen die gleichen Bandbreiten wie zuvor für das Nahfeld PNE (s.o.) angenommen werden: 130 bis 250 mg/l (Winter) bzw. 65 bis 195 mg/l (Sommer). Diese Angaben gelten oberflächennah, sohlnah liegen keine Messungen vor. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer größtmöglichen Erhöhung der Schwebstoffkonzentration in Sohlnähe, welche höchstens das 3,3- bis 5,5-fache (Winter) bzw. 4- bis 10-fache (Sommer) der Hintergrundwerte betragen wird; sehr wahrscheinlich aber noch darunter, weil die sohlnahen Hintergrundverhältnisse im Vergleich zur Oberfläche höhere Konzentrationen aufweisen.

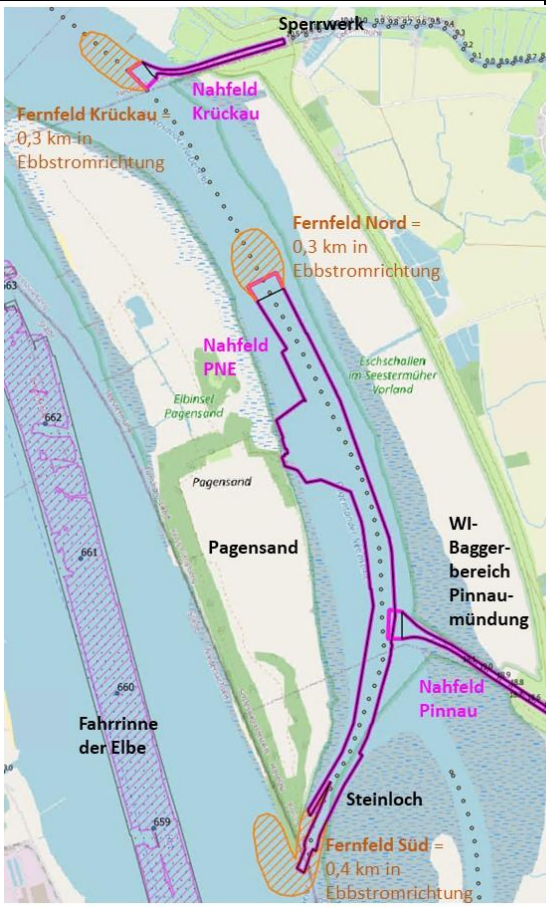
Für die Dauer der Erhöhung im Fernfeld Süd, Nord und Krückau ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze ist über ca. 8 Tiden (PNE), 3 Tiden (Krückau) oder 1 Tide (Pinnau) anzusetzen.

Die den Fernfeldern zugeordneten Reichweiten von 0,3 bis 0,4 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt.

Sedimentationsschwerpunkte in den drei Fernfeldern zur Pagensander Nebenelbe bilden die angrenzende südliche Fahrrinne der Elbe und seitliche Wattflächen am westlichen und ggf. östlichen Ufer der Nebenelbe. Aber auch, bedingt durch lange Stauwasserdauern, die südliche Pagensander Nebenelbe (Steinloch) im Baggerbereich selbst (wie oben bereits beschrieben). Durch die Unterhaltung der Krückau ist auch in der nördlichen Pagensander Nebenelbe auf den seitlichen Wattflächen am westlichen und ggf. östlichen Ufer der Nebenelbe von zusätzlichen Sedimentationen auszugehen. Bei den prognostizierten 3,3- bis 10-fach erhöhten Schwebstoffkonzentrationen in den Fernfeldern werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere Verdünnung der Sedimentkonzentration in der Elbe und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld Süd) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im südlichen Fernfeld kaum messbar sein und sich mit den unmittelbar angrenzenden Unterhaltungen der Fahrrinne überlagern. Auswirkungen auf Dünenstrukturen können ebenfalls ausgeschlossen werden.

Tabelle 5-30: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe

Aus-wirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfelder** Morphologische Störung Pagensander Nebenelbe (PNE) und der beiden Mündungen – Nahfeldfläche PNE: 105 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 m – Störungsdauer und -häufigkeit PNE: 4-mal pro Jahr mit je 47 h (an 8 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – Nahfeldfläche Krückau: 6 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 m – Störungsdauer und -häufigkeit Krückau: 1-mal pro Jahr mit je 10 h (an 2 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – Nahfeldfläche Pinnau: 9 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,1 m – Störungsdauer und -häufigkeit Pinnau: 0,5-mal pro Jahr mit je 6 h (an 1 Tide bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen aller drei Teilbereiche zusammen: 133 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration PNE: 0,7 g/l (Erhöhung höchstens ca. 4- bis 6-fach (Winter) bzw. 5- bis 12-fach (Sommer) über ca. 8 Ebb-phasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 130 bis 250 mg/l (Winter) bzw. 65 bis 195 mg/l (Sommer) – Erhöhung PNE 3 m über der Sohle, Kleinste Reichweite der Erhöhung: 130 m – WI-Schwebstoffkonzentration Krückau: 6 g/l (Erhöhung 8- bis 31-fach über ca. 3 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 200 bis 900 mg/l) – Erhöhung Krückau in der gesamten Wassertiefe, Kleinste Reichweite der Erhöhung: 110 m – WI-Schwebstoffkonzentration Pinnau: 8 g/l (Erhöhung 10- bis 41-fach über ca. 1 Ebbphase je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 200 bis 900 mg/l)	

Aus-wirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
	Fortsetzung Nahfeld – Erhöhung Pinnau 3 m über der Sohle, Kleinste Reichweite der Erhöhung: 110 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers in Summe 105 ha – Wasservolumen in Summe 4,4 Mio. m³ ([18]) – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: südlicher Rinnenbereich der Pagensander Nebenelben mit langen Stauwasserdauen, umgebende Wattflächen am Steinloch, der Pinnau- und Krückaumündung	
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfelder** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 40 ha (alle drei Fernfelder) – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 2,2 Mio. m³[19] – WI-Schwebstoffkonzentration für alle drei Fernfelder: 530 bis 580 mg/l (Erhöhung 1,6- bis 10-fach über ca. 1 bis 8 Ebbphasen je WI-Einsatz und Bereich. Hintergrundkonzentration Tideelbe (sohlnah) 350 bis 865 mg/l (Winter) bzw. 250 bis 775 mg/l (Sommer) Hintergrundkonzentration in Pagensander Nebenelbe 130 bis 250 mg/l (Winter) bzw. 65 bis 195 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung angrenzend an das jeweilige Nahfeld 0,3 km in der PNE nach Norden und bis 0,4 km stromab in der Elbe – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: nördlicher und südlicher Rinnenbereich der Pagensander Nebenelben mit langen Stauwasserdauen, umgebende Wattflächen am Steinloch, der Pinnau- und Krückaumündung, angrenzende Seitenbereiche Fahrrinne in der Elbe	

[18] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 2,6 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 5,9 Mio. m³.

[19] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 1,5 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 2,8 Mio. m³.

5.2.2.4 Wischhafener Süderelbe

Gemäß der in Abschnitt 4.2 beschriebenen Methodik sind nachstehend die zu erwartenden morphologischen Wirkungen beschrieben und zentrale Ergebnisse in Tabelle 5-31 zusammengefasst.

In der Wischhafener Süderelbe werden zwei WI-Bereiche differenziert. Der äußere Bereich der Wischhafener Süderelbe „Mündung und Durchstich“, der stromab des Sperrwerkes liegt und der innere Bereich der Wischhafener Süderelbe „Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk“ (Abschnitt 3.4.4). Hintergrund dieser Unterteilung in zwei Bereiche sind unterschiedliche Intensitäten und Häufigkeiten bei der Unterhaltung. Oberhalb des Sperrwerks wird ca. 2-mal pro Jahr unterhalten, während unterhalb im Schnitt 1 6-mal pro Jahr WI-Baggereinsätze gefahren werden. Die Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung in beiden Bereichen der Wischhafener Süderelbe sind Abschnitt 3.4.4 zu entnehmen.

Die **morphologische Störung** im Bereich **Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk** durch die WI-Baggerung erfolgt zwischen WSE-km 10,0 bis 8,0 (Abbildung 3-16) auf einer Länge von ca. 2 km und einer Breite von ca. 20 m im Sperrwerk und 50 bis 80 m im Gewässer, was einer Fläche von ca. 12 ha (hier Fläche des Nahfeldes[20]) entspricht. Aus der Datenauswertung der WI-Baggerungen (Tabelle 3-3) ergab sich eine Fläche von 21 ha für 1,9 Einsätze, was ca. 13 ha Einsatzfläche je WI-Baggerung entspricht. Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 30 cm entfernt. Die Einsatzhäufigkeit beträgt ca. 2-mal im Jahr bei einer Einsatzdauer je Kampagne von 46 h (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 12 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 19.04.2013 bis 07.02.2013, vom 25.03.2015 bis 28.01.2015, vom 31.01.2019 bis 16.10.2018 und vom 21.10.2019 bis 25.09.2019 (vgl. Abschnitt 5.2.1.4) über eine Spannbreite von 6 bis 11 ha überschlägig bestätigt. Das mittlere WI-Baggervolumen oberhalb des Sperrwerks liegt bei 64 Tsd. m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 34 Tsd. m³ je Einsatz. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Wischhafener Süderelbe ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen im Zeitraum 2010 bis 2019 lag bei 215 Tagen (Minimalwert 61 Tage, Maximalwert 671 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 46 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 7,7 Tiden (ca. 8 Tage, ausgehend von WI-Baggerung bei Tagestiden) bei Ebbstrom ergibt. Mit ca. 2 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 2 x 8 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr ergibt sich rechnerisch zu ca. 2 %.

Die **morphologische Störung** im Bereich **Mündung bis Durchstich** durch die WI-Baggerung (Tabelle 5-31) erfolgt zwischen WSE-km 10,0 bis 11,1 und weiter bis zur Fahrrinne der Elbe (Abbildung 3-16) auf einer Länge von ca. 2,3 km und einer Breite von ca. 30 m nahe dem Sperrwerk und 40 bis 90 m im äußeren Mündungsbereich bis hin zu 200 m in der Mündung selbst, was einer Fläche von 21 ha (hier Fläche des Nahfelds[21]) entspricht. Aus der Datenauswertung der WI-Baggerungen (Tabelle 3-3) ergab sich eine Fläche von 200 ha für 16 Einsätze, was ca. 13 ha Einsatzfläche je WI-Baggerung entspricht. Die Sedimentauflage von 30 cm wird ca. 16-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 60 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Das mittlere WI-Baggervolumen oberhalb des Sperrwerks liegt bei 696 Tsd. m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 45 Tsd. m³ je Einsatz. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Wischhafener Süderelbe ist Tabelle 3-3 zu entnehmen.

[20] Nahfeld mit 12 ha = 11 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 160 m stromabwärtigen Bereich mit 50 m Breite (+1 ha)

[21] Nahfeld mit 21 ha = 17 ha WI-Baggerbereich inkl. einem 160 m stromabwärtigen Bereich mit 250 m Breite (+4 ha)

Eine Auswertung der Ruhezeiten aus den WI-Baggerdaten unterhalb des Sperrwerks von 2010 bis 2019 wurde abweichend zu allen anderen Bereichen nicht vorgenommen, da die Einsatzhäufigkeiten in wöchentlichen und nicht in monatlichen Zeitspannen liegen. Gemäß Angaben des WSA Elbe-Nordsee wird alle 14 bis 21 Tage eine mehrtägige WI-Baggerung in der Wischhafener Mündung und im Durchstich vorgenommen. Folglich ist der Bereich fast durchgehend von WI-Baggerung geprägt. Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes unterhalb des Sperrwerks wurde zu 60 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über 10 Tiden (10 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt. Mit ca. 16 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 16 x 10 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit, bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr, ergibt sich rechnerisch zu ca. 20 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine **zugehörige WI-Baggerrate für beide Bereiche** (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 265 kg/s (oberhalb des Sperrwerks) und 268 kg/s (unterhalb des Sperrwerks). Eine monatsscharfe Auswertung der WI-Baggerraten oberhalb des Sperrwerks liefert im Median 216 kg/s (25-%-Quantil mit 180 kg/s und 75-%-Quantil mit 302 kg/s), was leicht unter dem Mittelwert liegt. Die monatsscharfen WI-Baggerraten unterhalb des Sperrwerks liefern im Median 306 kg/s (25-%-Quantil mit 252 kg/s und 75-%-Quantil mit 307 kg/s), was leicht über dem Mittelwert liegt.

Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.4) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (siehe Abschnitt 4.2.2.3) mit 1297 kg/m³ (unterhalb und oberhalb des Sperrwerks).

Für das **Nahfeld Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk** von 12 ha **Fehler! Verweisquelle konnte n icht gefunden werden.**ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 8 g/l (25-%-Quantil mit 5 g/l und 75-%-Quantil mit 9 g/l). In der Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration nahezu für die gesamte Wassertiefe, da der mittlere Wasserstand mit 3,08 m (Abschnitt 5.1.1.7) nur knapp über 3 m liegt. Die Hintergrund-Schwebstoffkonzentrationen wurden im Abschnitt 5.2.1.4 aus Messdaten in der Wischhafener Süderelbe zu 150 bis 900 mg/l (Winter) bestimmt. Die sommerlichen Verhältnisse wurden zu 60 % abgeschätzt und liegen damit bei 90 bis 540 mg/l (Sommer). Wesentliche Unterschiede bei den Konzentrationen an Sohle und Oberfläche hat es bei den Messwerten (siehe Kapitel 5.2.1.4) nicht gegeben. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 10- bis 54-fachen (Winter) bzw. 16- bis 90-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen. Der Wert ist als Erhöhung im Tiefenmittel über die gesamte Wassersäule zu sehen. Bei WI-Baggerungen bilden sich zudem sohlnahe Schichten mit Maximalkonzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2). Je Tiefgang des WI-Baggergeräts kann bei geringen Wassertiefen, wie hier im Bereich oberhalb des Sperrwerks, nicht ausgeschlossen werden, dass es durch die Fahrt des WI-Baggers selbst zu einer verstärkten Einmischung in die oberen 2 bis 3 m über der Sohle kommt (vgl. BfG 2019a und BfG 2020a).

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung über ca. 8 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Wischhafener Süderelbe kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärker Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld (oberhalb des Sperrwerkes) zugeordnete kleinste Reichweite von 160 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 8 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit, die bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auftreten kann, in Kombination mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechneten 160 m stromab Distanz beschreiben den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 8 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen. In der Prognose möglicher Wirkungen ist nicht erfasst, dass durch eine Kombination des Spülbetriebs am Sperrwerk unmittelbar nach der WI-Baggerung, die Reichweite insbesondere im Nahfeld vergrößert werden kann.

Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld sind die **Wischhafener Süderelbe oberhalb des Sperrwerks** selbst und seitlich angrenzende Wattflächen und Priele der Wischhafener Süderelbe. Unter den Bedingungen von temporär 10- bis 90-fach erhöhter Schwebstoffkonzentrationen ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von schwebstoffbürtigem Sediment beaufschlagt werden. Aus der Analyse von Peildaten aus 2013, 2015, 2018 und 2019 vor und nach WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe (Abschnitt 5.2.1.4), konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,2 bis 1,2 cm/d über Zeiträume von 26 bis 107 Tagen bestimmt werden. Die besonders hohe Sedimentationsrate in den Seitenbereichen von 1,2 cm/d wurde 2019 wenige Tage nach der WI-Baggerung erfasst. Über die längere 3-Monats-Spanne (2018) wurde die geringste Sedimentationsrate von 0,2 cm/Tag im Flächenmittel ca. 2 Monate nach WI-Baggerungen erfasst.

Für das **Nahfeld Wischhafener Mündung und Durchstich** von 21 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 8 g/l (25-%-Quantil mit 8 g/l und 75-%-Quantil mit 9 g/l). Im Bereich Mündung und Durchstich gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration nahezu für die gesamte Wassertiefe, da der mittlere Wasserstand mit 3,08 m (Abschnitt 5.1.1.7) nur knapp über 3 m liegt. Aufgrund vergleichbarer Randbedingungen zum Nahfeld Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk geht auch hier die Prognose von einer 10- bis 54-fachen (Winter) bzw. 16- bis 90-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen aus.

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung, über die Dauer von je 6:54 h (Abschnitt 5.1.1.7), über ca. 10 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Wischhafener Süderelbe kommen.

Die dem Nahfeld (unterhalb des Sperrwerkes) zugeordnete kleinste Reichweite von 160 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 8 g/l ergibt sich analog zu oben aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit. Auch hierbei ist in der Prognose nicht erfasst, dass durch eine Kombination des Spülbetriebs am Sperrwerk unmittelbar nach der WI-Baggerung die Reichweite insbesondere im Nahfeld vergrößert werden kann.

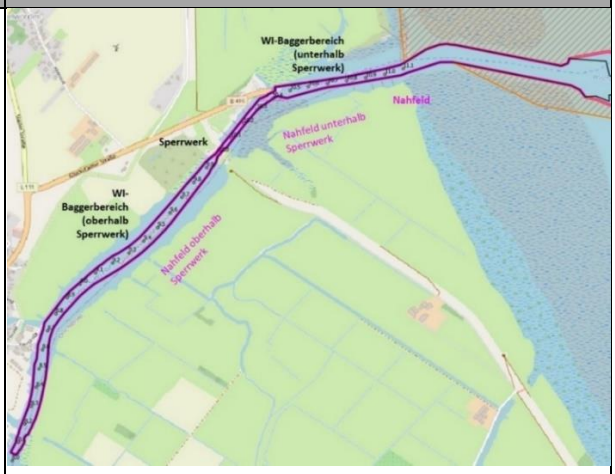
Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld sind die **Wischhafener Süderelbe unterhalb des Sperrwerks** und seitlich angrenzende Wattflächen und Priele der Wischhafener Süderelbe und der angrenzenden Elbe. Unter dem temporär 18- bis 21-fach erhöhten Schwebstofftransport ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Auswertung der Peildatendatensätze in dem Zeitraum 06.01.2017 bis 22.06.2020 (Abschnitt 5.2.1.4) ergab sich eine mittlere Sedimentationsrate von 0,3 bis 0,5 cm/d in der Wischhafener Süderelbe vom Sperrwerk bis zur Mündung in die Elbe (vgl. Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14, oben). Die maximalen

Werte (95-%-Quantil) liegen zwischen 0,8 bis 1,2 cm/d, wobei der Bereich des Durchstichs die höchsten Sedimentationsraten einnimmt.

Durch die beiden Bereiche ist eine **Überlagerung der beiden Nah- und Fernfelder** gemäß der Methodik aus Abschnitt 4.2.1 in der Prognose möglicher Wirkungen zu betrachten: Auch in der Wischhafener Süderelbe wird davon ausgegangen, dass die WI-Bereiche oberhalb und unterhalb des Sperrwerks aus logistischen (Geräteverfügbarkeit) und wasserwirtschaftlichen Gründen (üblicherweise Sedimentmobilisierung von Oberstrom nach Unterstrom) zeitlich mindestens um eine Tide versetzt stattfinden. Folglich findet, wie in Abschnitt 4.2.1 beschrieben, keine Superposition der Auswirkungen infolge erhöhter Schwebstoffkonzentration, wohl aber für die Sedimentation statt.

Für die Auswirkungsprognose im Fernfeld lässt sich folgender Ansatz für die Prognose zugrunde legen: Maßgeblich für die Schwebstofferhöhung im Fernfeld ist die WI-Baggerrate, die näher an der Mündung liegt (mit 268 kg/s, für den Bereich unterhalb des Sperrwerks). Die Prognose der Verdriftungsreichweite erfolgt ausgehend von dem näher an der Mündung liegenden WI-Bereich (mit Bezug auf die Sedimentzusammensetzung, die Sinkgeschwindigkeit und die Strömungen). Die Prognose der Sedimentationsraten erfolgt für beide Fernfelder.

Tabelle 5-31: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Wischhafener Süderelbe

Aus-wir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung oberhalb des Sperrwerks: – Nahfeldfläche: 12 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 2-mal pro Jahr mit je 46 h (an 8 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 215 Tage Morphologische Störung unterhalb des Sperrwerks: – Nahfeldfläche: 21 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 m – Störungsdauer: 16-mal pro Jahr mit je 60 h (10 Tagtiden bei Ebbstrom) – wöchentliche Frequenz an Baggereinsätzen Schwebstoffkonzentration und Sedimentation beide Bereiche: – WI-Schwebstoffkonzentration in beiden Bereichen: 8 g/l (Erhöhung 10- bis 54-fach (Winter) bzw. 16- bis 90-fach (Sommer)über ca. 8 Ebbphasen oberhalb und 10 Ebbphasen unterhalb des Sperrwerks je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration in der Wischhafener Süderelbe 150 bis 900 mg/l (Winter) bzw. 90 bis 540 mg/l (Sommer) – Wasservolumen 0,2 Mio. m³ (oberhalb des Sperrwerks[22]) und 1,1 Mio. m³ (unterhalb des Sperrwerks[23]) – Erhöhung über 3 m (gesamte mittlere Wassertiefe) – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 160 m – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Wischhafener Süderelbe, Wattflächen und Priele im Wischhafener Süderelbe und angrenzende Elbe und Mündungstrichter	

[22] Oberhalb des Sperrwerkes: Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Tidewasserständen unterhalb und dem DGMW-2016 oberhalb des Sperrwerks über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,05 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 0,3 Mio. m³

[23] Unterhalb des Sperrwerkes: Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,8 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 1,4 Mio. m³

Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – Fernfeldfläche: 413 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 34 Mio. m³ ([24]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 490 mg/l (Erhöhung 1,6- bis 2,7-fach (Winter) bzw. 1,9- bis 3,9-fach (Sommer) über ca. 10 Ebbphasen je WI-Einsatz. Sohlnahe Hintergrundkonzentration Elbe 285 bis 770 mg/l (Winter) bzw. 170 bis 570 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung bis 2,4 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Wattflächen, Stillwasserbereiche unterhalb des Sperrwerks und Wattflächen/Priele nahe der Mündung (westliches Elbeufer)	

Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wird mit einem 2,4 km langen Bereich in der Elbe abgegrenzt und nimmt durch die orthogonale Lage zur Hauptströmungsrichtung der Elbe ca. 1,7 km in der Breite ein, so dass sich eine beeinflusste Wasserkörperfläche in der Elbe von ca. 413 ha ergibt. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (in der Mündung der Wischhafener Süderelbe) bei MTmw (21,0 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,37 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (3.886 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.7 für den Elbebereich nahe der Wischhafener Süderelbe.

Für stromabwärtige Fernfeld ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 490 mg/l (25-%-Quantil mit 460 mg/l und 75-%-Quantil mit 560 mg/l). Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Verhältnissen, wie diese an der Station D4 an der Elbe (Abschnitt 5.2.1.4), erfasst wurden: 285 bis 770 mg/l (Winter) bzw. 170 bis 570 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 1,6- bis 2,7-fachen (Winter) bzw. 1,9- bis 3,9-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentration. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze (unterhalb des Sperrwerks) wurde zu 60 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 10 Tiden (ca. 10 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld beider WI-Baggerbereiche bilden vor allem die angrenzenden Wattbereiche im Norden und strömungsberuhigte Seitenbereiche in der Wischhafener Süderelbe stromab des Sperrwerkes und Wattflächen am westlichen Ufer der Elbe im Mündungsbereich der Wisch-

[24] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 29 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 39 Mio. m³.

hafener Süderelbe (Brammer Bank). Bei dem prognostizierten 0,6- bis 2-fach erhöhten Schwebstofftransport werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere Verdünnung der Sedimentkonzentration in der Elbe und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im Fernfeld kaum messbar sein. Auf den nördlichen Wattbereichen (u. a. Brammer Bank) ist seitens des WSA Elbe Nordsee bekannt, dass es unter Windwellen zur Remobilisierung von Sedimenten auf den Watten kommen kann. Auf den Watten sedimentiertes Sediment aus WI-Baggerungen kann folglich ebenfalls unter Windwellen remobilisiert werden.

5.2.2.5 Ruthenstrom

Gemäß der in Abschnitt 4.2 beschriebenen Methodik sind nachstehend die zu erwartenden morphologischen Wirkungen beschrieben und zentrale Ergebnisse sind in Tabelle 5-32 zusammengefasst.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Bereich RS-km 3,8 bis 6,1 zwischen der Mündung des Ruthenstroms und dem Sperrwerk auf einer Länge von ca. 2,7 km und einer Breite von ca. 40 bis 70 m. Die Mündung in die Elbe wird auf einem bis zu ca. 240 m breiten Trichter ebenfalls unterhalten (Details in Abschnitt 3.4.5). Dies entspricht einer Fläche von ca. 25 ha (hier Fläche des Nahfeldes[25]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 30 bis 40 cm ca. 3-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 27 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 25 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 21.05.2013 bis 19.02.2013, vom 23.10.2014 bis 16.09.2014 und vom 28.02.2019 bis 04.02.2019 (vgl. Abschnitt 5.2.1.5) über eine Spannbreite von 15 bis 11 ha bestätigt. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes im Ruthenstrom ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung im Ruthenstrom sind Abschnitt 3.4.5 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 97.000 m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 30.000 m³ je Einsatz.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag im Referenzzeitraum 2010 bis 2019 bei 117 Tagen (Minimalwert 31 Tage, Maximalwert 427 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 27 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 4,5 Tiden (ca. 5 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt. Mit ca. 3 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 3 x 5 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr ergibt sich rechnerisch zu ca. 2 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 390 kg/s (25-%-Quantil mit 300 kg/s, Median mit 360 kg/s und 75-%-Quantil mit 470 kg/s). Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.5) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.283 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe bei MTmw (2,61 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,22 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (30 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.8 für den Ruthenstrom berechnet.

[25] Nahfeld mit 25 ha = 21 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 100 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 350 m Breite (+4 ha)

Für das **Nahfeld** mit 25 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 13 g/l (25-%-Quantil mit 10 g/l und 75-%-Quantil mit 16 g/l). Im Ruthenstrom gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die gesamte Wassertiefe, da der mittlere Wasserstand mit 2,61 m (Abschnitt 5.1.1.8) kleiner 3 m ist. Die Bandbreiten an Hintergrund-Schwebstoffkonzentrationen wurden im Abschnitt 5.1.1.8 aus Messdaten im Ruthenstrom zu 120 bis 1.500 mg/l (Winter) bzw. 70 bis 900 mg/l (Sommer) abgeschätzt. Da nur Messwerte für den Winter verfügbar sind, wurden die sommerlichen Verhältnisse zu etwa 60 % der winterlichen Verhältnisse angenommen. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 10- bis 110-fachen (Winter) bzw. 15- bis 190-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen. Der Wert ist als Erhöhung im Tiefenmittel für die 2,61 m der Wassersäule zu sehen. Zudem können sich bei WI-Baggerungen sehr sohlnahe Schichten mit Maximalkonzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) ausbilden. Je Tiefgang des WI-Baggergeräts kann insbesondere bei geringen Wassertiefen, wie hier im Ruthenstrom, nicht ausgeschlossen werden, dass es durch die Fahrt des WI-Baggers selbst zu einer verstärkten Einmischung in die oberen 2 bis 3 m über der Sohle kommt (vgl. BfG 2019a und BfG 2020a).

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung über ca. 5 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in den Ruthenstrom kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärker Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld zugeordnete kleinste Reichweite von 100 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 13 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit, die bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auftreten kann, in Kombination mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechnete Distanz von 100 m in Richtung stromab beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung an die Wasseroberfläche aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 13 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkt im **Nahfeld** ist der Ruthenstrom selbst. Unter dem 14- bis 21-fach erhöhten Schwebstofftransport ist zu erwarten, dass es im WI-Baggerbereich und den unmittelbar angrenzenden, aber weiterhin tiefen Flächen der Gewässersohle temporär zu einer verstärkten Sedimentation kommen kann; das gilt vor allem für die feinsandigen Baggergutanteile mit der höchsten Sinkgeschwindigkeit. Das zeigt die Analyse von Peildaten im Bereich der Fahrrinne vor und nach WI-Baggerungen im Ruthenstrom selbst (Abschnitt 5.2.1.5). Auch für die seitlich anschließenden und höher gelegenen Wattflächen ist eine temporär erhöhte Sedimentation von feinkörnigen Sedimenten (< 63 µm) zu erwarten. Die zeitliche Dauer ist begrenzt auf den WI-Einsatz selber und den Zeitraum danach, bis die Erhöhung der Schwebstoffgehalte wieder abgeklungen ist. Die temporär erhöhten Sedimentationsraten werden keinen dauerhaften Einfluss haben, da sie von der längerfristigen Morphodynamik in Zeitspannen ohne WI-Einsatz überprägt werden. Eine resultierende Veränderung der Zusammensetzung der Wattsedimente kann aufgrund dieser zeitlich begrenzten Sedimentation ausgeschlossen werden, da die Wattsedimente begünstigt durch die hohen Hintergrundgehalte bereits einen hohen Feinkornanteil aufweisen (Abschnitt 5.2.1.5). Kleinräumig, hier der nördliche Bereich der Ruthenstrommündung, gibt es auch einen Uferabschnitt mit einem sandigen Sedimentinventar. Auch hier können dauerhafte Veränderungen infolge Verfeinerung ausgeschlossen werden, da aufgrund der Lage des Uferabschnitts im Mündungsbereich von einem

erhöhten Strömungsangriff (oder auch durch Wellen) und damit einer fortlaufenden Resuspension feinkörniger Sedimentanteile ausgegangen werden kann.

Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wurde mit einem 5,3 km langen stromabwärtigen Bereich in der Elbe abgegrenzt und entspricht ca. einer Fläche von 670 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (nahe dem Ruthenstrom) bei MTmw (17,33 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,53 m/s) und mittlerem Durchfluss Ebbe (4.751 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.8 für den westlichen Elbebereich nahe dem Ruthenstrom.

Für das Fernfeld ergibt sich eine mittlere Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 470 mg/l (25-%-Quantil mit 370 mg/l und 75-%-Quantil mit 570 mg/l). Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Messwerten der Station D3 an der Elbe (Abschnitt 5.1.1.6), aus welchen die folgenden Bandbreiten abgeschätzt wurden: 285 bis 770 mg/l (Winter) bzw. 170 bis 570 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 1,6- bis 2,6-fachen (Winter) bzw. 1,8- bis 3,8-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentrationen. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 27 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 4,5 Tiden (ca. 5 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt.

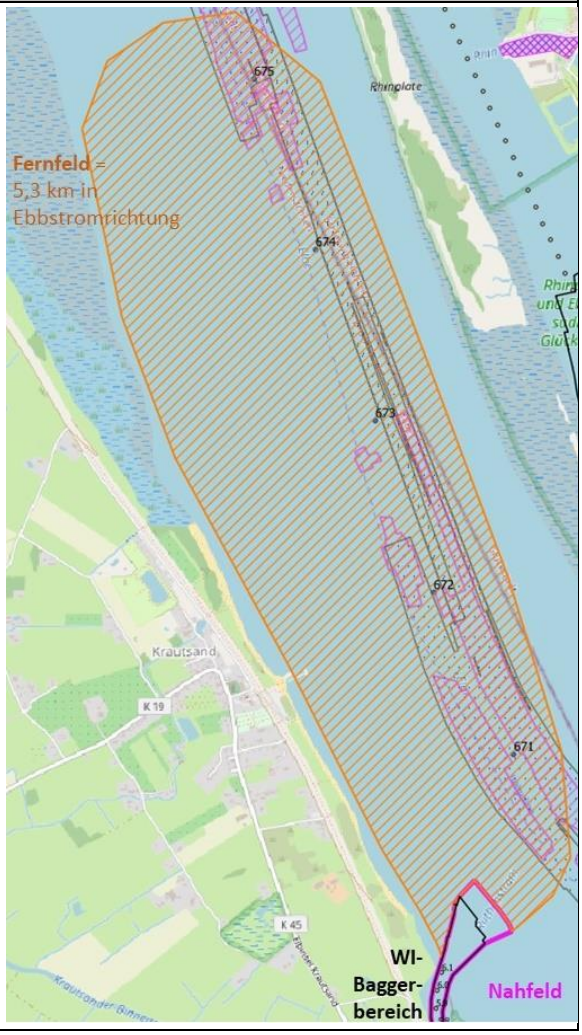
Die dem Fernfeld zugeordnete Reichweite von 5,3 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Fernfeld) ist mit den Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 470 mg/l während der WI-Baggerung, auch während des Ebbstroms bzw. 3 h nach Abschluss der WI-Baggerung, zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld zum Ruthenstrom bilden die angrenzende Fahrrinne der Elbe und seitliche Wattflächen am westlichen und ggf. östlichen Ufer der Elbe. Bei dem prognostizierten 0,5- bis 4-fach erhöhten Schwebstofftransport werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere Verdünnung der Sedimentkonzentration und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im Fernfeld kaum messbar sein und sich mit den unmittelbar angrenzenden Unterhaltungen der Fahrrinne überlagern.

Tabelle 5-32: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen im Ruthenstrom

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung Ruthenstrom – Nahfeldfläche: 25 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,3 bis 0,4 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 3-mal pro Jahr mit je 27 h (an 5 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 117 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 13 g/l (Erhöhung 10- bis 110-fach (Winter) bzw. 15- bis 190-fach (Sommer) über ca. 5 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 120 bis 1.500 mg/l (Winter) bzw. 70 bis 900 mg/l (Sommer)) – Erhöhung über gesamte mittlere Wassertiefe – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 100 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 25 ha – Wasservolumen 0,9 Mio.m³ ([26]) – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Ruthenstrom, Wattflächen im Ruthenstrom und Mündungstrichter	

[26] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,5 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 1,2 Mio. m³.

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 670 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 79 Mio. m³ ([27]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 470 mg/l (Erhöhung 1,6- bis 2,6-fach (Winter) bzw. 1,8- bis 3,8-fach (Sommer) über ca. 5 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration Elbe 285 bis 770 mg/l (Winter) bzw. 170 bis 570 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung Mündung Ruthenstrom bis 5,3 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Fahrrinne und Wattflächen an den Ufern	

5.2.2.6 Schwinge

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen sind in Tabelle 5-33 zusammengefasst.

Für die Schwinge lagen Messungen begleitend zu WI-Baggerungen vor, siehe BfG-1973 (2019).

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Bereich Schwinge-km 0 bis 4,6 zwischen der Mündung der Schwinge in die Elbe und dem Stader Hafen auf einer Länge von ca. 4,6 km und einer Breite von ca. 15 bis 40 m. Dies entspricht ca. einer Fläche von 8 ha (hier Fläche des Nahfeldes[28]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 25 cm ca. 1-mal in 2 Jahren mit einer Einsatzdauer von 52 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 8 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 17.01.2011 bis 28.03.2011, vom 06.02.2013 bis 07.03.2013, vom 28.01.2015 bis 03.03.2015 und vom 14.12.2016 bis 15.03.2017 (vgl. Abschnitt 5.2.1.6) über eine Spannbreite von 2 bis 9 ha bestätigt. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Schwinge ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung sind Abschnitt 3.4.6 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 12.000 m³/a (über alle Einsätze)

[27] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 68 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 88 Mio. m³.

[28] Nahfeld mit 8 ha = 7,9 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 50 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 20 m Breite (+0,1 ha)

bzw. bei 20.000 m³ je Einsatz. Der jährliche Wert ist geringer, da ca. nur alle 2 Jahr Unterhaltungen stattfinden.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag von 2010 bis 2019 bei 496 Tagen (Minimalwert 275 Tage, Maximalwert 730 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 52 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 9 Tiden (ca. 9 Tage, ausgehend von WI-Baggerung bei Tagestiden) bei Ebbstrom ergibt. Mit ca. 1 WI-Baggereinsatz alle 2 Jahre ergeben sich somit 9 Tiden, die durch WI-Baggerungen alle 2 Jahre überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr ergibt sich rechnerisch zu ca. 0,6 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 127 kg/s. Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.6) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.204 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe bei MTmw (2,73 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,13 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (8 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.9 für die Schwinge berechnet.

Für das **Nahfeld** mit 8 ha ergibt sich eine mittlere Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 16 g/l. In der Schwinge gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die gesamte Wassertiefe (da < 3 m).

Diese Erhöhung wird in Relation zu den abgeschätzten Verhältnissen für die Hintergrundkonzentrationen in der Bandbreite von 74 bis 133 mg/l (Winter) bzw. 44 bis 132 mg/l (Sommer) (Abschnitt 5.2.1.6) gesetzt. Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 120- bis 220-fachen (Winter) bzw. 120- bis 365-fachen (Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen. Der Wert ist als Erhöhung im Tiefenmittel für die gesamte Wassersäule zu sehen. In der Natur können sich unter WI-Baggerungen sohlnahe Konzentrationen mit 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) einstellen. Dieser Wertebereich wurde auch in den Messungen der BfG-1973 (2019) während WI-Baggerungen in der Schwinge in-situ erfasst. Im Zuge der messtechnischen Begleitung der WI-Baggerung am 08./09.03.2017 wurden während laufender Baggerarbeiten oberflächennah Wasserproben in der Schwinge genommen. Es wurden hier Schwebstoffkonzentrationen von ca. 1 g/l, 2g/l sowie 4 g/l[29] genommen. Oberflächennah läge die Erhöhung unter Verwendung dieser Werte in einer Bandbreite des 9- bis 92-fachen. Oberflächennahe Dauermessungen der Gewässertrübung im Referenzzustand (14.03. bis 18.03.2019) und im Zustand während laufender WI-Baggerungen (18.03. bis 26.03.2019) bei Schwinge-km 4, also im Mündungsbereich zur Tideelbe) haben eine 2,5-fache Erhöhung nachgewiesen (siehe BfG-2010, 2020). Die Daten im Zustand während laufender WI-Baggerungen umfassen aber auch sämtliche Messwerte für den Flutstrom, welcher an dieser untersten Station von Baggerungen unbeeinflusst ist. Von einer deutlich stärkeren Erhöhung während des Ebbstroms kann daher ausgegangen werden.

Für die Dauer der Erhöhung konnte in den Jahren 2017 und 2019 ein Zeitraum von 7 bis 8 Tagen festgestellt werden. Dann hat die Trübung das vormalige Hintergrundniveau wieder erreicht (siehe BfG-2010, 2020). In diesem Zeitraum kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Schwinge oder in der Elbe kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärkerer Rücktransport, wenn die WI-

[29] Siehe hierzu die Ergebnisse für Vertikalprofile (VP) 4, 6 und 9 in Tabelle 4-7 und 4-8.

Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann.

Die dem Nahfeld zugeordnet kleinste Reichweite von 50 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 16 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit infolge hoher Schwebstoffkonzentration, mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechneten 50 m stromab Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung an die Wasseroberfläche aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 16 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld sind die Schwinge selbst und stromabliegende westlich angrenzende Wattflächen nahe der Schwingemündung. Unter dem temporär 20- bis 320-fach erhöhten Schwebstofftransport ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von schwebstoffbürtigem Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Analyse von Peildaten aus 2011, 2013, 2015 und 2017 vor und nach WI-Baggerungen in der Schwinge (Abschnitt 5.2.1.6), konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,3 bis 1,0 cm/d über Zeiträume von 29 bis 91 Tage bestimmt werden. Besonders hohe Sedimentationsraten in der Schwinge von 0,8 bis 1,0 cm/d wurden wenige Tage bis ca. 3 Wochen nach WI-Baggerungen erfasst. Über die längere 3- bis 4-Monats-Spanne (2018) wurde eine geringere Sedimentationsrate von 0,3 cm/Tag im Flächenmittel nach WI-Baggerungen erfasst.

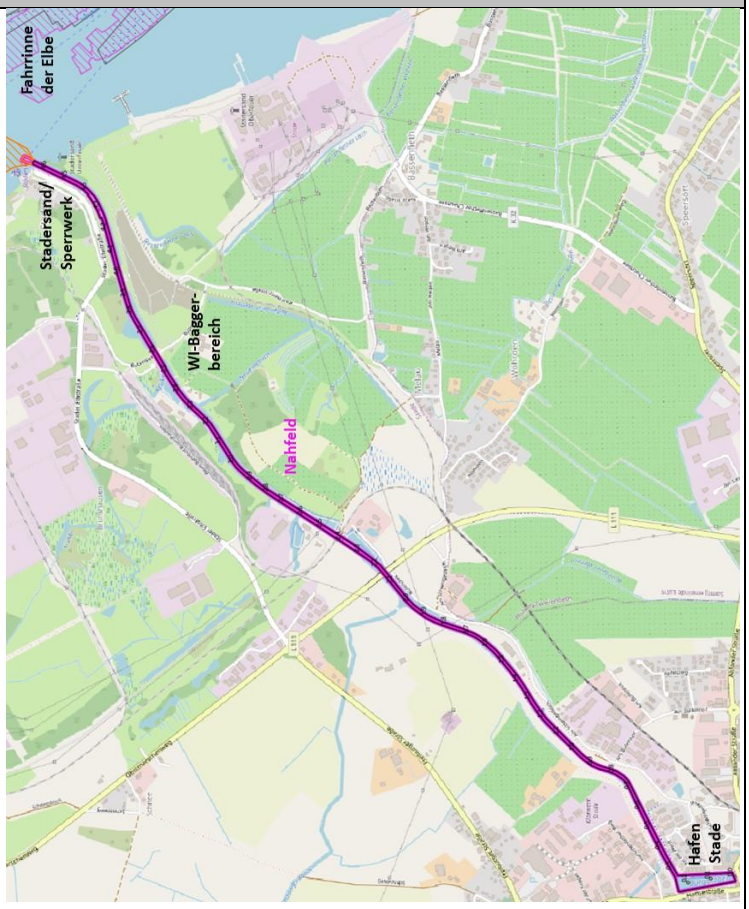
Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wurde mit einem 5,4 km langen stromabwärtigen Bereich in der Elbe und auf den südlichen Watten abgegrenzt und entspricht ca. einer Fläche von 246 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (nahe der Schwinge) bei MTmw (18,85 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,54 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (4.292 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.9 für den südlichen Elbebereich nahe der Schwingemündung.

Für das Fernfeld ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 190 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Verhältnissen, wie diese durch Station D2 an der Elbe (Abschnitt 5.2.1.6) erfasst wurden: 350 bis 730 mg/l (Winter) bzw. 260 bis 590 mg/l (Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 1,3- bis 1,5-fachen (Winter) bzw. 1,3- bis 1,7-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentration. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 52 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 9 Tiden alle 2 Jahre (ca. 9 Tage, ausgehend von WI-Baggerung bei Tagestiden) ergibt.

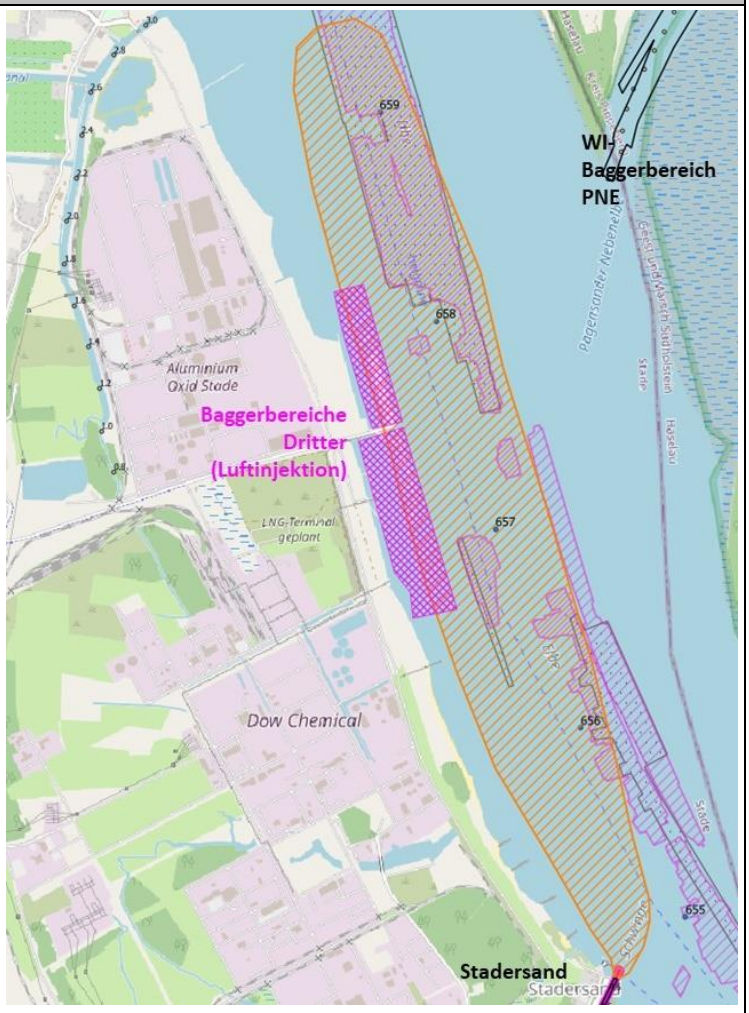
Die dem Fernfeld zugeordnet Reichweite von 5,4 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Fernfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 160 mg/l während der WI-Baggerung, auch während des Ebbstroms bzw. 3 h nach Abschluss der WI-Baggerung, zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld zur Schwinge bilden die angrenzende Fahrrinne der Elbe, seitliche Wattflächen am süd-westlichen Rand der Elbe, westliche Wattbereich und Anleger neben der Fahrrinne. Bei dem prognostizierten 1,3- bis 1,74-fach erhöhten Schwebstofftransport werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere Verdünnung der Sedimentkonzentration in der Elbe und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im Fernfeld kaum messbar sein und sich mit den unmittelbar angrenzenden Unterhaltungen der Fahrrinne überlagern.

Tabelle 5-33: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Schwinge

Aus-wir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung der Schwinge – Nahfeldfläche: 8 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,35 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 1-mal alle 2 Jahre mit je 52 h (an 9 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 496 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 16 g/l (Erhöhung 120- bis 220-fach (Winter) bzw. 120- bis 365-fach (Sommer) über ca. 9 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration 74 bis 133 mg/l (Winter) bzw. 44 bis 132 mg/l (Sommer)) – Erhöhung über gesamte mittlere Wassertiefe – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 50 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 8 ha – Wasservolumen 0,3 Mio. m³ ([30]) – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Schwinge, Stader Hafen, seitliche Wattflächen entlang der Schwinge	

[30] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,1 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 0,4 Mio. m³.

Aus-wir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 246 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 41 Mio. m³ ([31]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 190 mg/l (Erhöhung 1,3- bis 1,5-fach (Winter) bzw. 1,3- bis 1,7-fach (Sommer) über ca. 9 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration Elbe 350 bis 730 mg/l (Winter) bzw. 260 bis 590 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung Mündung Schwinge bis 5,4 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Fahrrinne, Seitenbereiche westlich der Fahrrinne und Wattflächen an den westlichen Ufern der Elbe	

5.2.2.7 Wedeler Tonnenhafen

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen sind in Tabelle 5-34 zusammengefasst.

Der Wedeler Tonnenhafen unterscheidet sich von allen bisherigen Bereichen, da er keine Durchströmung wie die Nebengewässer oder Nebenelben aufweist. Der Hafen bzw. die Zufahrt zum Hafen ist seitlich zum Gewässer der Elbe angeordnet. Die Strömung findet walzenförmig im Hafenbecken statt. Beides führt zu einem insgesamt geringen Wasseraustausch mit der Elbe.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Wedeler Tonnenhafen auf einer Fläche von 8 ha (hier Fläche des Nahfeldes[32]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von

[31] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 37 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 45 Mio. m³.

[32] Nahfeld mit 8 ha = 7,8 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 10 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 110 m Breite (+0,1 ha)

60 cm ca. 2,3-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 8 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 8 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 10.10.2017 bis 28.07.2017 und von 15.04.2019 bis 15.02.2019 (vgl. Abschnitt 5.2.1.7) über eine Spannbreite von 7 ha bestätigt. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung sind Abschnitt 3.4.7 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 33.000 m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 15.000 m³ je Einsatz.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag von 2010 bis 2019 bei 215 Tagen (Minimalwert 59 Tage, Maximalwert 974 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde zu 8 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 2 Tiden (ca. 2 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt. Mit ca. 2 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 2 x 2 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit, bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr, ergibt sich rechnerisch zu ca. 0,4 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die WI-Baggerdauer und das WI-Baggervolumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 581 kg/s. Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.7) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.134 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe bei MTmw (6,55 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,02 m/s) und mittlerem Durchfluss Ebbe (8 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.10 für den Wedeler Tonnenhafen berechnet.

Für das **Nahfeld** mit 8 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 160 g/l. Im Tonnenhafen gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die unteren 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation zur Annahme für die Bandbreite an Hintergrundkonzentrationen gesetzt, die in Sohlnähe zwischen 235 bis 565 mg/l (Winter) bzw. 150 bis 460 mg/l (Sommer) liegt (Abschnitt 5.2.2.7). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 285-fach bis 680-fachen (Winter) bzw. 350- bis 1.100-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentration. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3 h nach der WI-Baggerung über ca. 2 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in das Hafenbecken kommen, welches aber aufgrund der vorangehenden Einmischung in den sehr großen Wasserkörper der Elbe und des geringen Wasseraustausch zwischen Elbe und Hafenbecken als sehr gering eingeschätzt wird.

Die dem Nahfeld zugeordnet kleinste Reichweite von 10 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 160 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit infolge hoher Schwebstoffkonzentration, mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechneten 10 m stromab Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt.

Sedimentationsschwerpunkt im Nahfeld ist vor allem das Hafenbecken selbst. Unter den temporär 285- bis 680-fach (Winter) bzw. 350- bis 1.100-fach (Sommer) erhöhten Schwebstoffkonzentrationen ist zu erwarten, dass auch unmittelbar im Hafenbecken befindliche Sedimentationsschwerpunkte stärker von Sediment beaufschlagt werden. Aus der Analyse von Peildaten aus 2017 und 2019 vor und nach WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen (Abschnitt 5.2.1.7) konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,2 bis 0,4 cm/d über Zeiträume von 59 bis 74 Tagen bestimmt werden. Zur Einord-

nung ist zu beachten, dass auch die Sedimentationsrate außerhalb von WI-Baggerungen in ähnlicher Größenordnung zwischen 0,2 bis 0,3 cm/Tag (Abschnitt 5.2.1.7) liegen.

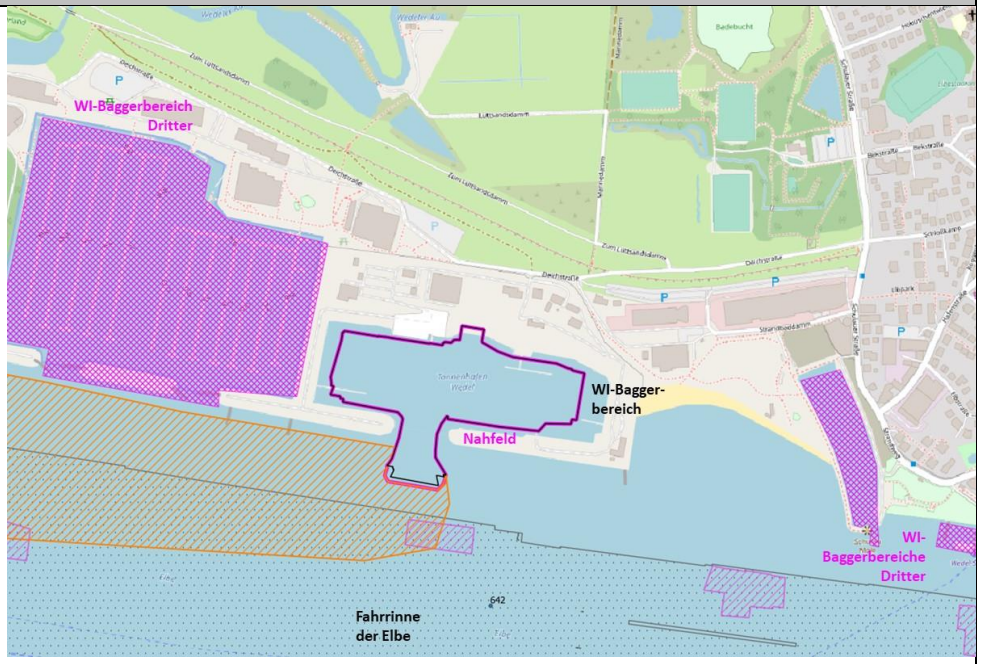
Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wurde mit einem 5,7 km langen stromabwärtigen Bereich in der Elbe und auf den nördlichen Watten abgegrenzt und entspricht ca. einer Fläche von 242 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (nahe des Tonnenhafens) bei MTmw (16,76 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,57 m/s) und dem mittleren Durchfluss Ebbe (2637 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.10 für den nördlichen Elbebereich nahe dem Hafen.

Für das Fernfeld ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 1.230 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Schwebstofferhöhung wird in Relation gesetzt zu den Hintergrundkonzentrationen, die sohlnah an der Station D1 (Abschnitt 0) erfasst worden sind (hier zwischen 235 bis 565 mg/l im Winter und 150 bis 460 mg/l im Sommer). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 3- bis 6-fachen (Winter) bzw. 4- bis 9-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentrationen. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 8 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 2 Tiden (ca. 2 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt.

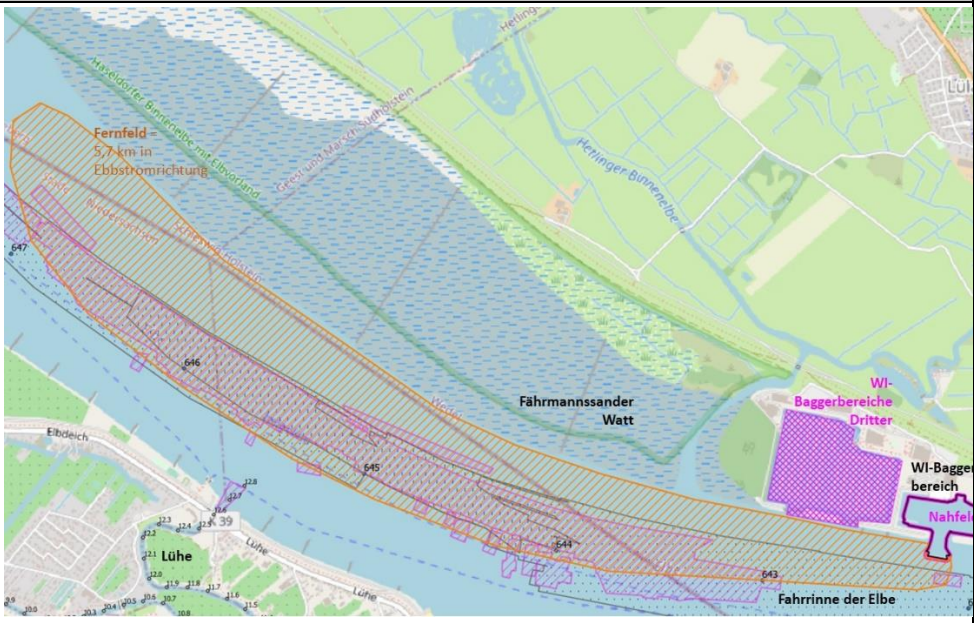
Die dem Fernfeld zugeordnete Reichweite von 5,7 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Fernfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 1.230 mg/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms bzw. 3 h nach Abschluss der WI-Baggerung zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld zum Wedeler Tonnenhafen bilden die unmittelbar benachbarten Anleger und Hafenbecken sowie die nördlich des Fahrwassers angrenzenden Wattflächen am nördlichen Rand des Fahrwassers potenzielle Bereiche für eine verstärkte Ablagerung mit schwebstoffbürtigen Sedimenten (infolge der prognostizierten 2- bis 18-fach erhöhten Schwebstoffkonzentrationen). Von einem messtechnischen Nachweis dieser zusätzlichen Wirkung auf das Sedimentationsgeschehen ist jedoch nicht auszugehen. Anders jedoch im Fall des Sedimentationsgeschehens in der Fahrrinne unmittelbar auf Höhe des Wedeler Tonnenhafens: Dieser Elbeabschnitt ist als Sedimentationsschwerpunkt bekannt und stellt einen Baggerschwerpunkt für Feinsedimente dar. Im direkten Bereich vor der Zufahrt ist nicht auszuschließen, dass unmittelbar im Nachgang zu einer WI-Baggerung des Wedeler Tonnen-hafens in den Verkehrssicherungspeilungen eine verstärkte Sedimentationstendenz erkennbar ist.

Tabelle 5-34: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen

Auswir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung Wedeler Tonnenhafen – Nahfeldfläche: 8 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,6 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 2-mal pro Jahr mit je 8 h (an 2 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 215 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 160 g/l (Erhöhung 285- bis 680-fach (Winter) bzw. 350- bis 1.100-fach (Sommer) über ca. 2 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration im Tonnenhafen: 235 bis 565 mg/l (Winter) bzw. 150 bis 460 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 10 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 8 ha – Wasservolumen 0,5 Mio. m³ ([33]) – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Wedeler Tonnenhafen und angrenzende Seitenbereiche/Anleger.	

[33] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 0,3 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 0,6 Mio. m³.

Auswir-kung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 242 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 30 Mio. m³ ([34]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 1.230 mg/l (Erhöhung 3- bis 6-fach (Winter) bzw. 4- bis 9-fach (Sommer) über ca. 2 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration Elbe: 235 bis 565 mg/l (Winter) bzw. 150 bis 460 mg/l (Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung Einfahrt Tonnenhafen bis 5,7 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: Wedeler Tonnenhafen und angrenzende Seiten-bereiche/Anleger/Häfen am nördlichen Elbufer, strom-abwärtige Fahrrinne und Wattflächen am Nordufer (Fährmannsander Watt).	

[34] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 26 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 34 Mio. m³.

5.2.2.8 Außeneste

Die zu erwartenden morphologischen Wirkungen sind in Tabelle 5-35 zusammengefasst.

Für die Außeneste lagen Messungen begleitend zu WI-Baggerungen vor. Die Auswertungen sind in Anlage 11.1.2, DHI-WASY (2016) und Ohle (2014) erfasst.

Die **morphologische Störung** durch die WI-Baggerung erfolgt im Bereich Außeneste-km 0 bis 1,8 zwischen der Mündung der Außeneste in die Elbe und dem Sperrwerk auf einer Länge von ca. 1,8 km und einer Breite von ca. 45 bis 90 m. Dies entspricht ca. einer Fläche von 17 ha (hier Fläche des Nahfeldes[35]). Je WI-Baggereinsatz wird eine Sedimentauflage von 40 cm ca. 2-mal im Jahr mit einer Einsatzdauer von 49 h entfernt (WI-Kennwerte siehe Tabelle 3-3). Die Nahfeldfläche mit 17 ha wurde über die Auswertung von Peildaten vom 26.03.2018 bis 08.02.2018, 09.04.2018 bis 26.03.2018, 15.11.2019 bis 24.10.2019 und 02.12.2019 bis 15.11.2019 (vgl. Abschnitt 5.2.1.8) über eine Spannbreite von 9 bis 13 ha bestätigt. Der jährliche Wasserbedarf des WI-Gerätes in der Außeneste ist der Tabelle 3-3 zu entnehmen. Details zur WI-Baggerhäufigkeit und der monatlichen Verteilung sind Abschnitt 3.4.8 zu entnehmen. Das mittlere WI-Baggervolumen liegt bei 108.000 m³/a (über alle Einsätze) bzw. bei 54.000 m³ je Einsatz.

Die mittlere Ruhezeit zwischen den WI-Baggerungen lag von 2010 bis 2019 bei 288 Tagen (Minimalwert 28 Tage, Maximalwert 671 Tage). Die mittlere Dauer eines typischen WI-Einsatzes wurde 49 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein typischer Einsatz über ca. 8,2 Tiden (ca. 9 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt. Mit ca. 2 WI-Baggereinsätzen pro Jahr ergeben sich somit 2 x 9 Tiden, die durch WI-Baggerungen überprägt sind und im Ebbstrom die nachstehenden Auswirkungen aufweisen. Die WI-Baggerzeit, bezogen auf den Ebbstrom pro Jahr, ergibt sich rechnerisch zu ca. 2 %.

Aus den WI-Baggerdaten von 2010 bis 2019 wird über die Dauer und das Volumen eine zugehörige WI-Baggerrate (vgl. Methodik in Abschnitt 4.2) berechnet. Für diesen Gesamtzeitraum liegt der Mittelwert bei 425 kg/s. Auf Basis der Korngrößenzusammensetzung an der Sohle (Abschnitt 5.2.1.8) ergibt sich die Dichte des anstehenden Sediments gemäß Lara & Pemberton (1963) (Details siehe Abschnitt 4.2.2.3) zu 1.374 kg/m³.

Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Nahfeld wird mit Hilfe der hydraulischen Größen mittlere Wassertiefe bei MTmw (3,54 m), mittlere Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,10 m/s) und mittlerer Durchfluss Ebbe (37 m³/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.11 für die Außeneste berechnet.

Für das **Nahfeld** mit 17 ha ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 14 g/l. In der Außeneste gilt diese Erhöhung der Schwebstoffkonzentration für die unteren 3 m über der Sohle. Die Hintergrund-Schwebstoffkonzentrationen wurden im Abschnitt 5.2.1.8 aus Messdaten von Nehlsen (2017) zu 100 bis 750 mg/l (Winter und Sommer) ermittelt. Während der WI-Baggerung kommt es folglich zu einer 20- bis 140-fachen (Winter und Sommer) Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen. Der Wert ist als Erhöhung im Tiefenmittel für die unteren 3 m der Wassersäule zu sehen. Unmittelbar an der Sohle können sich unter WI-Baggerungen Konzentrationen von 100 bis 200 g/l (vgl. Abschnitt 3.2.2) einstellen. Dieser Wertbereich wurde auch in den Messungen von Ohle (2014) während WI-Baggerungen in der Außeneste in-situ erfasst (Anlage 11.1.2). Durch die hohen sohlnahen Konzentrationen können entsprechend geringere Schwebstoffkonzentrationserhöhung in 3 m über der Sohle auftreten.

Die Dauer der Erhöhung ist mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung über ca. 9 Tiden anzusetzen. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem

[35] Nahfeld mit 17 ha = 16,7 ha WI-Baggerbereich (Tabelle 3-3) inkl. einem 40 m stromabwärtigen Bereich mit ca. 100 m Breite (+0,4 ha)

anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Este/Außeneste kommen. Eine genaue Quantifizierung der Menge und Intensität ist u. a. abhängig vom Zeitpunkt der WI-Baggerung (stärkerer Rücktransport, wenn die WI-Baggerung eher zum Ende als zum Beginn der Ebbphase endet) und auch den geomorphologischen Gegebenheiten (Intensität des Rückhalts von Sediment auf dem Weg der Verdriftung und Strömungsverteilung zwischen Haupt- und Nebenbereich bei Flut- und Ebbstrom), so dass ohne numerische Modellierung oder Messung im Feld keine Größenordnung benannt werden kann. Numerische Untersuchungen dieser Art wurden in DHI-WASY (2016) vorgenommen.

Die dem Nahfeld zugeordnet kleinste Reichweite von 40 m der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 14 g/l ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der größten Sinkgeschwindigkeit infolge hoher Schwebstoffkonzentration, mit der mittleren Wassertiefe bei MTmw und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit Ebbe. Die berechneten 40 m stromab Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3m über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und maximaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Nahfeld) ist mit der Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 14 g/l während der WI-Baggerung auch während des Ebbstroms zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Nahfeld sind die Außeneste selbst und seitlich angrenzende Wattflächen. Unter dem temporär 15- bis 270-fach erhöhten Schwebstofftransport ist zu erwarten, dass auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte stärker von Sediment beaufschlagt werden, sofern sich dort nicht durch Sedimentation oder Erosion nachhaltig die Strömungsdynamik verändert. Aus der Analyse von Peildaten aus 2018 und 2019 vor und nach WI-Baggerungen in der Außeneste (Abschnitt 5.2.1.8), konnten Sedimentationsraten nach und während WI-Baggerungen von 0,5 bis 1,1 cm/d über Zeiträume von 14 bis 46 Tage bestimmt werden. Besonders hohe Sedimentationsraten in den Seitenbereichen der Außeneste von 1,0 bis 1,1 cm/d wurden wenige Tage bis ca. 2 Wochen nach WI-Baggerungen erfasst. Über die längere 2-Monats-Spanne (2018) wurde eine geringere Sedimentationsrate von 0,6 cm/Tag im Flächenmittel nach WI-Baggerungen erfasst. Zur Einordnung ist zu beachten, dass auch die Sedimentationsrate außerhalb von WI-Baggerungen höher ist als in anderen Nebenbereichen. Sie liegt zwischen 0,2 bis 0,5 cm/Tag (Abschnitt 5.2.1.8).

Die Ausdehnung des **Fernfeldes** wurde mit einem 0,3 km langen stromabwärtigen Bereich in der Elbe und auf den westlichen Watten abgegrenzt und entspricht ca. einer Fläche von 30 ha. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im Fernfeld ergibt sich neben der oben beschriebenen WI-Baggerrate aus den hydraulischen Größen von mittlerer Wassertiefe in der Elbe (nahe der Außeneste) bei MTmw (17,76 m), mittlerer Strömungsgeschwindigkeit Ebbe (50-%-Quantil, hier 0,31 m/s) und mittlerem Durchfluss Ebbe (1420 m^3/s) gemäß Abschnitt 5.1.1.11 für den südlichen Elbebereich nahe der Estemündung.

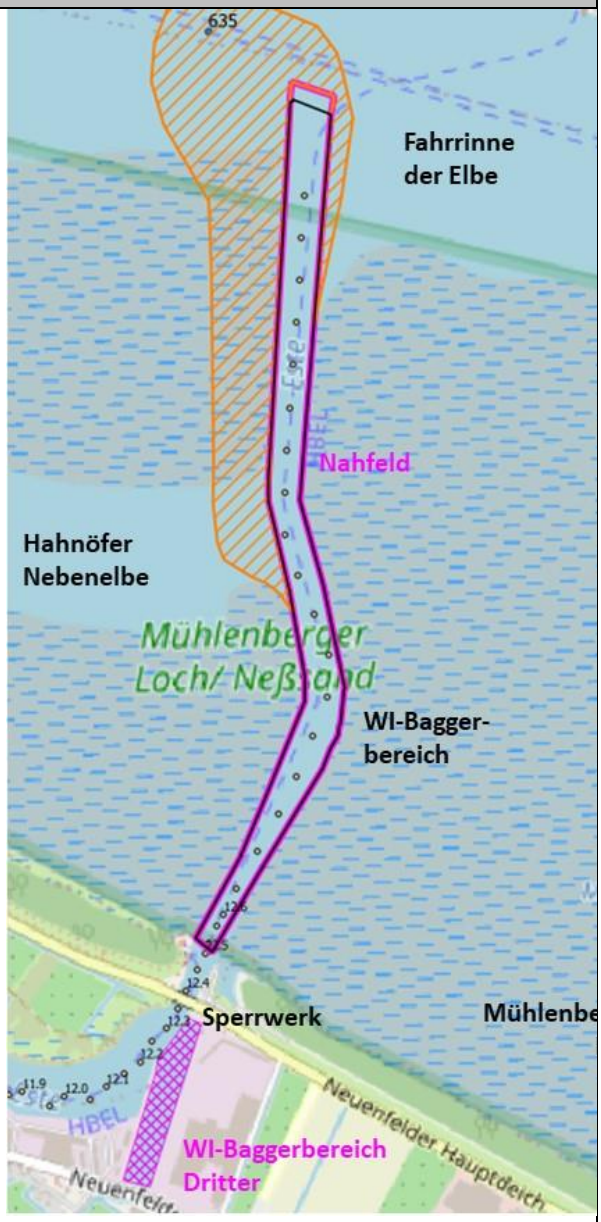
Für das Fernfeld ergibt sich eine Erhöhung der Schwebstoffkonzentration während der WI-Baggerung um 1.700 mg/l. Die Erhöhung der Schwebstoffkonzentration gilt nur für die untersten 3 m über der Sohle. Diese Erhöhung wird in Relation gesetzt zu den sohlnahen Hintergrundverhältnissen, die in einer Bandbreite von 150 bis zu 460 mg/l (Sommer) bzw. 235 bis zu 565 mg/l (Winter) abgeschätzt wurden (Abschnitt 5.2.1.8). Während der WI-Baggerung und im anschließenden Ebbstrom kommt es folglich zu einer 4- bis 8-fachen (Winter) 5- bis 12-fachen (Sommer) Erhöhung der sohlnahen Schwebstoffkonzentration. Für die Dauer der Erhöhung ist mindestens das Ebbstromzeitfenster bzw. ca. 3h nach der WI-Baggerung anzusetzen. Die mittlere Dauer der WI-Einsätze wurde zu 49 h ermittelt, so dass sich rechnerisch ein Einsatz über ca. 9 Tiden (ca. 9 Tage, ausgehend von WI-Baggerung nur tagsüber bei Ebbstrom) ergibt.

Die dem Fernfeld zugeordnete Reichweite von 0,3 km der Schwebstoffkonzentrationserhöhung ergibt sich aus der Grenzwertbetrachtung (Abschnitt 4.2) der kleinsten Sinkgeschwindigkeit, die bei geringen

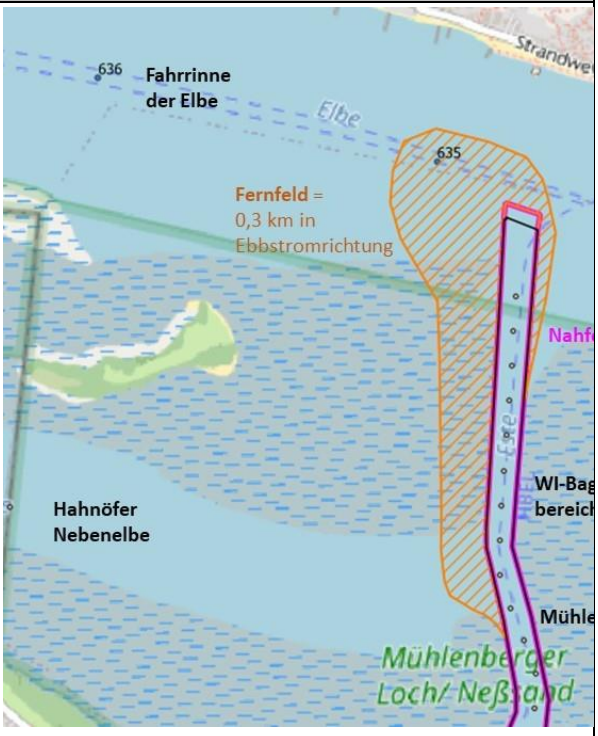
Schwebstoffkonzentrationen korngrößenspezifisch auftreten kann. Die berechnete Distanz beschreibt den Weg eines durch WI-Baggerung in 3 m Wassertiefe über der Sohle aufgewirbelten Sedimentpartikels, der mit mittlerer Strömungsgeschwindigkeit und minimaler Sinkgeschwindigkeit auf die Sohle absinkt. Für diesen Raum (Fernfeld) ist mit einer Schwebstoffkonzentrationserhöhung von 1.700 mg/l während der WI-Baggerung, auch während des Ebbstroms bzw. 3 h nach Abschluss der WI-Baggerung, zu rechnen.

Sedimentationsschwerpunkte im Fernfeld zur Außeneste bilden die angrenzende Fahrrinne der Elbe, seitliche Wattflächen am westlichen Rand der Außeneste und zu geringen Anteilen in der Hahnöfer Nebenrinne. Bei dem prognostizierten 4- bis 12-fach erhöhten Schwebstofftransport werden auch angrenzende Sedimentationsschwerpunkte anteilig höher beaufschlagt. Durch die größere Verdünnung der Sedimentkonzentration in der Elbe, der Hahnöfer Nebenrinne und die größere Wirkfläche (vgl. Ausdehnung Fernfeld) in der Elbe wird diese WI-bedingte Erhöhung der Sedimentation im Fernfeld kaum messbar sein und sich mit den unmittelbar angrenzenden Unterhaltungen der Fahrrinne überlagern und daher auch keine Wirkung auf vorhandene Sohlstrukturen wie Dünen haben.

Tabelle 5-35: Morphologische Auswirkungen der WI-Baggerungen in der Außeneste

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
morphologische Störung, Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Nahfeld	**Auswirkungen Nahfeld** Morphologische Störung Außeneste – Nahfeldfläche: 17 ha; WI-Baggertiefe: ca. 0,4 m – Störungsdauer und -häufigkeit: 2-mal pro Jahr mit je 49 h (an 9 Tiden tagsüber bei Ebbstrom) – mittlere Ruhezeit zwischen WI-Baggerungen: 288 Tage – Weitere WI-Baggerkennwerte in Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 Schwebstoffkonzentration und Sedimentation: – WI-Schwebstoffkonzentration: 14 g/l (Erhöhung 20- bis 140-fach (Winter und Sommer) über ca. 9 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration in der Este 100 bis 750 mg/l (Winter und Sommer) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Kleinste Reichweite der Erhöhung: 40 m – Fläche des beeinflussten Wasserkörpers 17 ha – Wasservolumen 0,7 Mio. m³ ([36]) – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: tiefe Rinnenbereiche mit langer Stauwasserdauer (z. B. Kreuzung Hahnhöher Nebenrinne/Ausgleichsrinne mit Außeneste), angrenzende Wattflächen Außeneste und Elbe	

[36] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Nahfeldes. 5-%-Quantil des Wasservolumens 0,3 Mio. m³ und 95-%-Quantil des Wasservolumens 1 Mio. m³.

Auswirkung	Beschreibung	Lage & Bereich
Schwebstoffkonzentration und Sedimentation im Fernfeld	**Auswirkungen Fernfeld** Schwebstoffkonzentration und Sedimentation – Fernfeldfläche 30 ha – Störungsdauer und -häufigkeit: siehe Angaben bei Nahbereich – Wasservolumen 1,9 Mio. m³ ([37]) – WI-Schwebstoffkonzentration: 1.700 mg/l (Erhöhung 4- bis 8-fach (Winter) 5- bis 12-fach (Sommer) über ca. 9 Ebbphasen je WI-Einsatz. Hintergrundkonzentration: 150 bis zu 460 mg/l (Sommer) bzw. 235 bis zu 565 mg/l (Winter)) – Erhöhung in den unteren 3 m über der Sohle – Reichweite der Erhöhung westliche Wattflächen und Mündung der Außeneste bis 0,3 km stromab – Von Sedimentation am stärksten betroffenen Bereiche: tiefe Rinnenbereiche mit langer Stauwasserdauer (z. B. Kreuzung Hahnhöher Nebenrinne/Ausgleichsrinne mit Außeneste), angrenzende Wattflächen Außeneste und Elbe, Fahrrinne Elbe	

5.3 Wasserbeschaffenheit (Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton)

5.3.1 Ist-Zustand

Zur Beschreibung des Ist-Zustandes der Wasserbeschaffenheit mit Hinblick auf WI-Baggerungen ist der wichtigste Parameter der Sauerstoffgehalt. Wie eine einsatzbegleitende Untersuchung des Schweb- und Sauerstoffes an der Schwinge 2019 zeigte, kann während eines WI-Einsatzes der Sauerstoffgehalt in den vergleichsweise flachen Nebenelben und Nebenflüssen stark absinken. In der Folge kann dies zu einer kritischen Situation für die aquatische Fauna, z. B. für Fische, führen (BfG-2010).

Im Folgenden ist die Sauerstoffsituation in den entsprechenden Nebenelben und Nebenflüssen beschrieben anhand von vorhandenen Messdaten zwischen 2010 und 2022. Messstationen in den Nebenelben und Nebenflüssen (NE) sind in den Abbildungen jeweils grün, nahegelegene Stationen im Hauptstrom der Elbe (HS) in Rot, dargestellt.

[37] Berechnung des Medianwertes des Wasservolumens aus den Ergebnissen des BAW-Modells über die Fläche des Fernfeldes. 5-%-Fraktil des Wasservolumens 1,4 Mio. m³ und 95-%-Fraktil des Wasservolumens 2,4 Mio. m³.

5.3.1.1 Stör

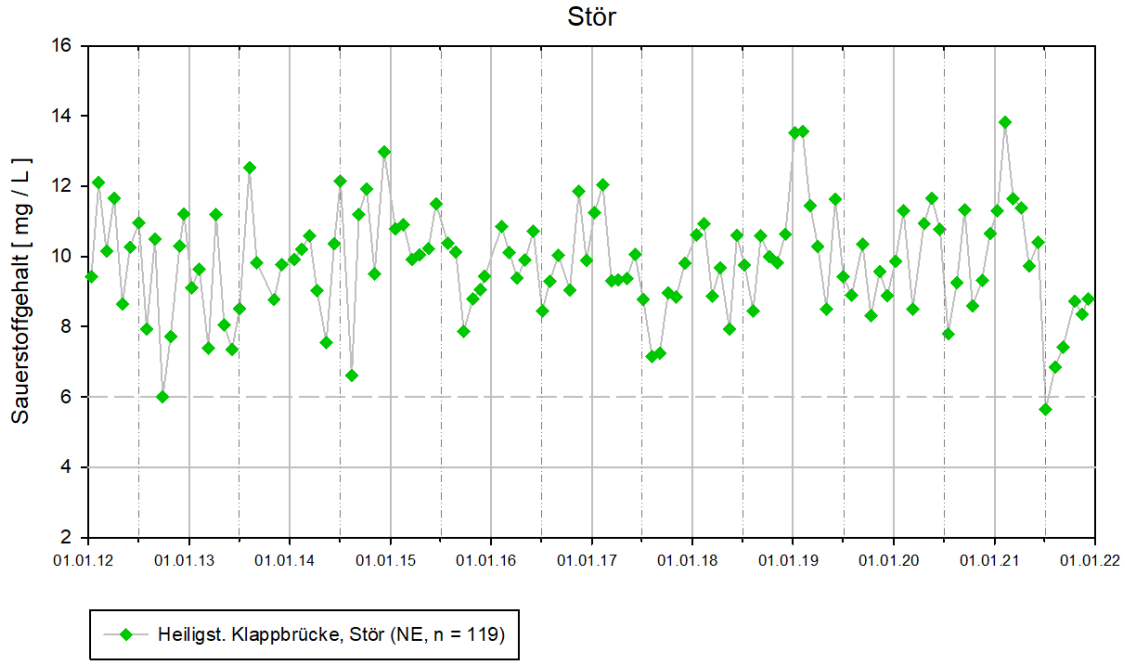


Abbildung 5-29: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstation Heiligstedten Klappbrücke, Stör in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Die Messwerte an der Stör (Klappbrücke Heiligenstedten) zeigen einen relativ konstanten Verlauf (Median = 9,9 mg O_2/L; n = 119) in der Nebenelbe. Einzelne Werte weichen in den Sommermonaten davon ab (26.09.2012, 13.08.2014) mit minimalen Werten im Sommer 2021 (5,7 mg O_2/L, 6.7.2021). Durch die geringe Probenzahl ($n_{2010\text{-}2020}$ = 119) ist eine Aussage über längerfristige Sauerstoffdefizite nicht möglich.

5.3.1.2 Glückstädter Nebenelbe

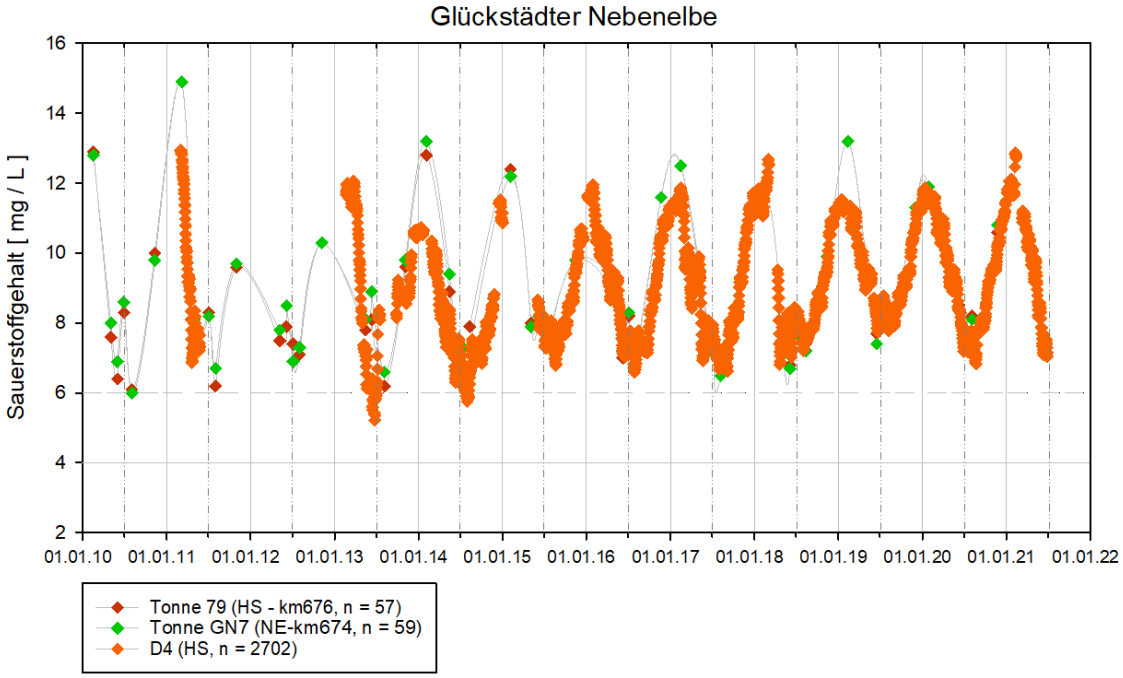


Abbildung 5-30: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstationen D4 (WSV) und Tonne 79 und in der Glückstädter Nebenelbe (Tonne GN7) in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Im Bereich der Glückstädter Nebenelbe wurden 3 Messstationen berücksichtigt: Tonne 79 (Elbe-km 676) und D4 im Hauptstrom und Tonne GN7 in der Glückstädter Nebenelbe. Dabei wurde an allen Stationen ein typischer Jahresverlauf mit Sauerstoffminima in den Sommermonaten und maximalen Werten beim Jahresübergang festgestellt. Der minimale Sauerstoffgehalt dabei wurde im Hauptstrom (D4) im Sommer 2013 mit 5,22 mg O_2/L gemessen. Insgesamt lagen 29 Tagesmittelwerte unter der Grenze von 6 mg O_2/L (von 2702 Datenpunkten; D4; 1,1 %). Diese verteilen sich auf zwei Perioden im Sommer 2013 (13.06. - 02.07.) und Sommer 2014 (27.07. - 08.08.) an aufeinanderfolgenden Tagen mit Tagesmittelwerten unter 6 mg/L.

5.3.1.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

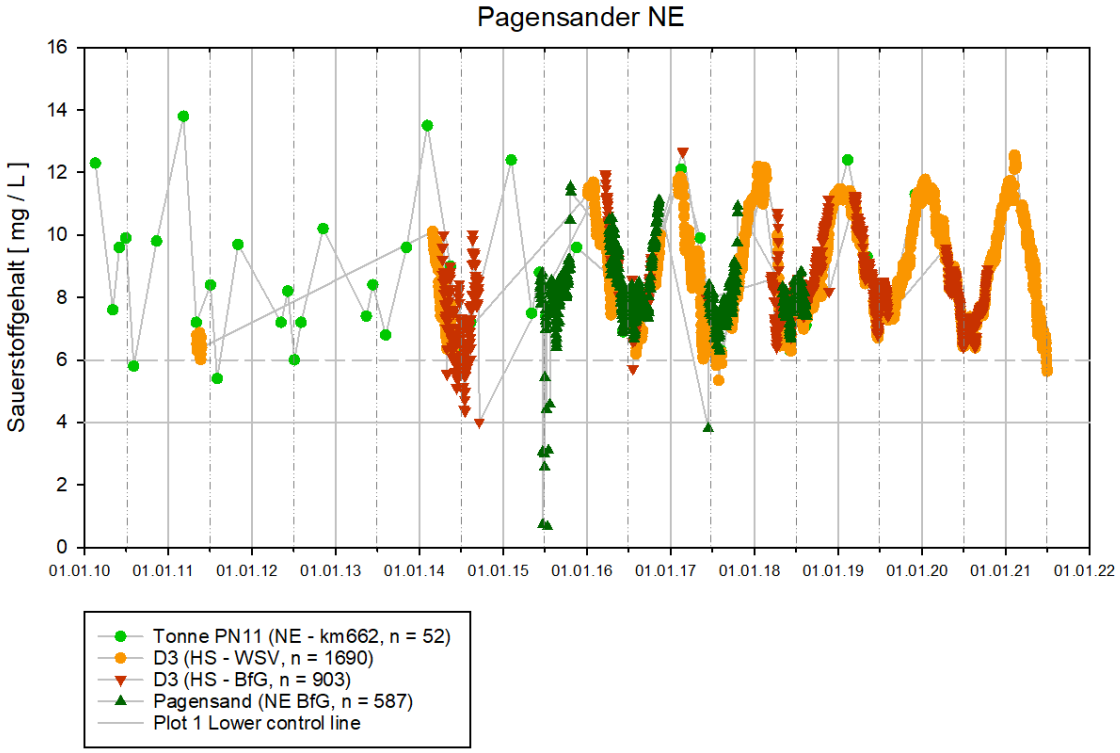


Abbildung 5-31: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom der Messstationen D3 (WSV) und D3 (BfG) und in der Pagensander Nebenelbe (Tonne PN11 und Pagensand (BfG)) in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Zwei Messstellen in der Pagensander Nebenelbe (Tonne PN11, Pagensand) und zwei Messtellen im Hauptstrom (D3 WSV, D3 BfG) zeigten ab 2016 zusammenhängende Messprofile, die den typischen Jahresverlauf aufwiesen. In der Pagensander NE wurden im Sommer 2015 und vereinzelt im Sommer 2017 Werte < 4 mg O_2/L festgestellt. Insgesamt wurden 7 Messwerte (von insgesamt 639) < 4 mg O_2/L und 12 Messwerte < 6 mg O_2/L festgestellt. Im Hauptstrom wurden im Sommer 2014 (08. - 17.06./ 10. -21.06.) mehrere Zeitabschnitte mit kontinuierlichen Tageswerten unter 6 mg O_2/L gemessen. Auch die Werte im Sommer 2021 (ab 28.06. - 01.07.) deuten auf eine längere Periode mit Sauerstoffdefizit am Ende der Messreihe hin.

5.3.1.4 Wischhafener Süderelbe

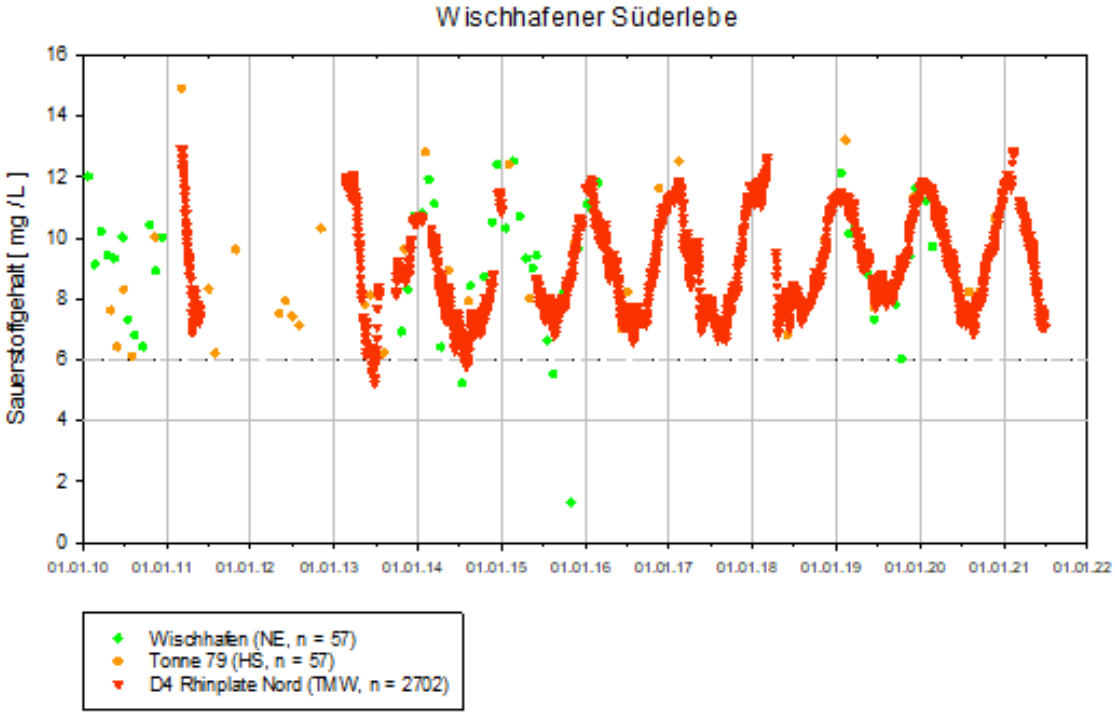


Abbildung 5-32: Sauerstoffgehalt am Sperrwerk Wischhafen in der Wischhafener Süderelbe und im Hauptstrom der Messstation Tonne 79 und der Dauermessstation Rhinplate Nord (WSV, D4, km 676,5) in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Eine Messstation in der Wischhafener Süderelbe am Sperrwerk (Wischhafen, Median = 9,4 mg O_2/L) und eine Station im Hauptstrom (Tonne 79, Median = 8,1 mg O_2/L) zeigen relativ hohe Sauerstoffgehalte (n = 57). Die Werte fallen im Hauptstrom nicht unter 6 mg/L, während am Wischhafener Sperrwerk vereinzelt (n = 3) Werte < 6 mg/l gemessen wurden. Durch die geringe Probenzahl ($n_{2010\text{-}2020}$ = 57) ist eine Aussage über längerfristige Sauerstoffdefizite nicht möglich. Während die Tagesmittelwerte an der Dauermessstation Rhinplate Nord (D4, WSV) im Sommer der Jahre 2013 und 2014 kurzzeitig den Wert von 6 mg O_2/L unterschreiten, wurden seitdem keine Tagesmittelwerte unterhalb der 6 mg O_2/L festgestellt.

5.3.1.5 Ruthenstrom

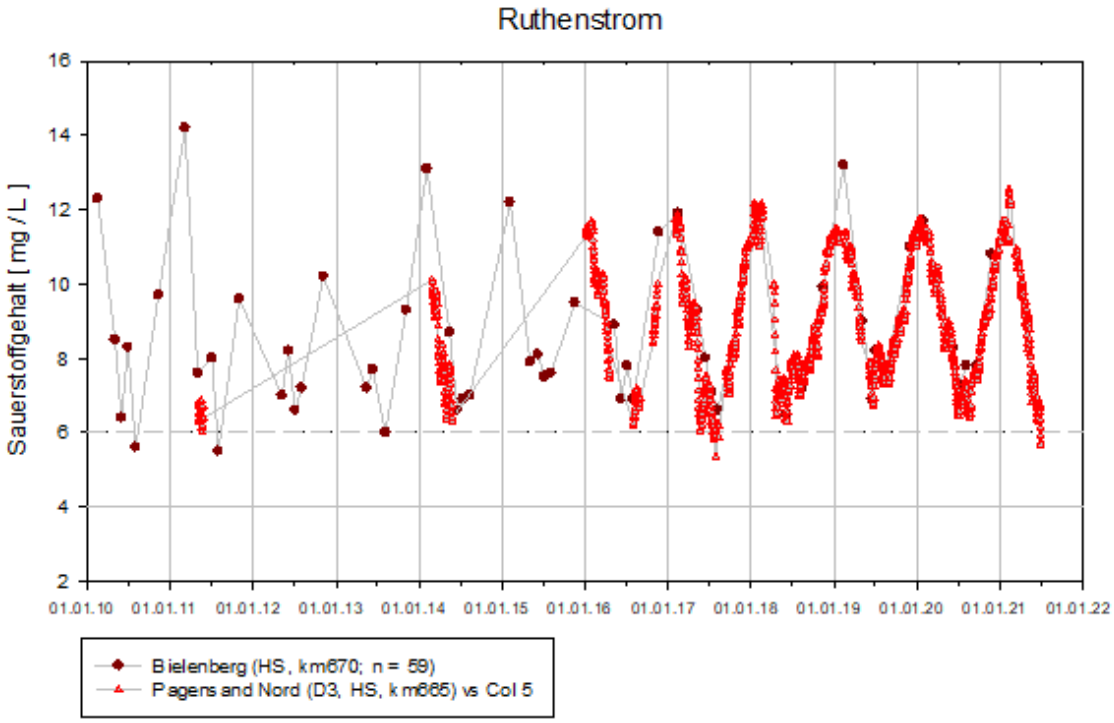


Abbildung 5-33: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom Bielenberg in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg/l) sind als Konstanten eingezeichnet.

Eine Längsprofilmessstelle im Hauptstrom (Bielenberg Leuchtfeuer) auf Höhe der Ruthenstrom-Mündung in die Tideelbe zeigt ein typisches Sauerstoffprofil mit erhöhten Werten im Frühjahr und minimalen Werten im Sommer (Median = 7,9 mg O_2/L). Einzelne Messwerte lagen dabei unter der Grenze von 6 mg O_2/L. Durch die geringe Probenzahl ($n_{2010\text{-}2020}$ = 59) ist eine Aussage über längerfristige Sauerstoffdefizite nicht möglich. Die Tagesmittelwerte der Dauermessstelle Pagensand Nord (D3, WSV) zeigen hingegen kurzzeitige Unterschreitungen des Sauerstoffgehaltes unter 6 mg O_2/L im Sommer der Jahre 2017 und 2021. In den anderen Jahren sinkt der Sauerstoffgehalt regelmäßig auf Werte nahe der 6 mg O_2/L.

5.3.1.6 Schwinge

In der Schwinge (km 2,5 und km 4) wurde eine zeitlich hochaufgelöste (5 min Messintervall) Untersuchung durchgeführt, die den Sauerstoffgehalt während des WI-Betriebes begleitend maß. Dabei zeigte sich, dass es während den Tagen mit WI-Einsätzen zu kurzfristigen (max. 410 min, 330 min und 300 min) Unterschreitungen der 6, 4 und 2 mg O_2/L-Grenzen kam (BfG 2020).

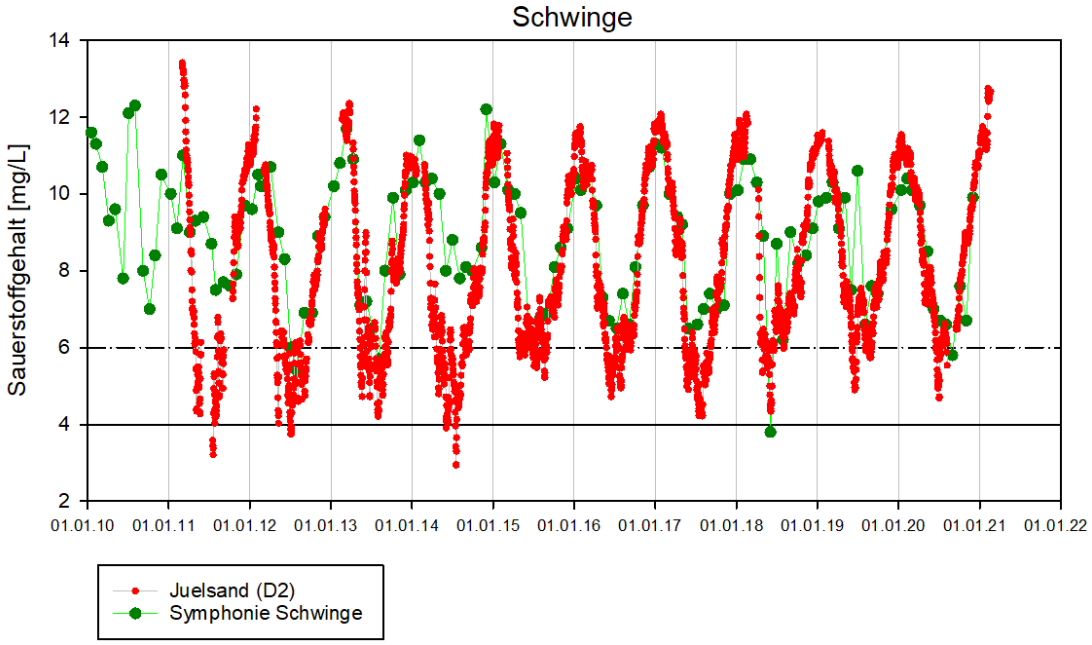


Abbildung 5-34: Sauerstoffgehalte in der Schwinge (Symphonie) und den WSV Stationen Juelsand (D2, km 651). Die kritischen Werte (4 und 6 mg O2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

5.3.1.7 Wedeler Tonnenhafen

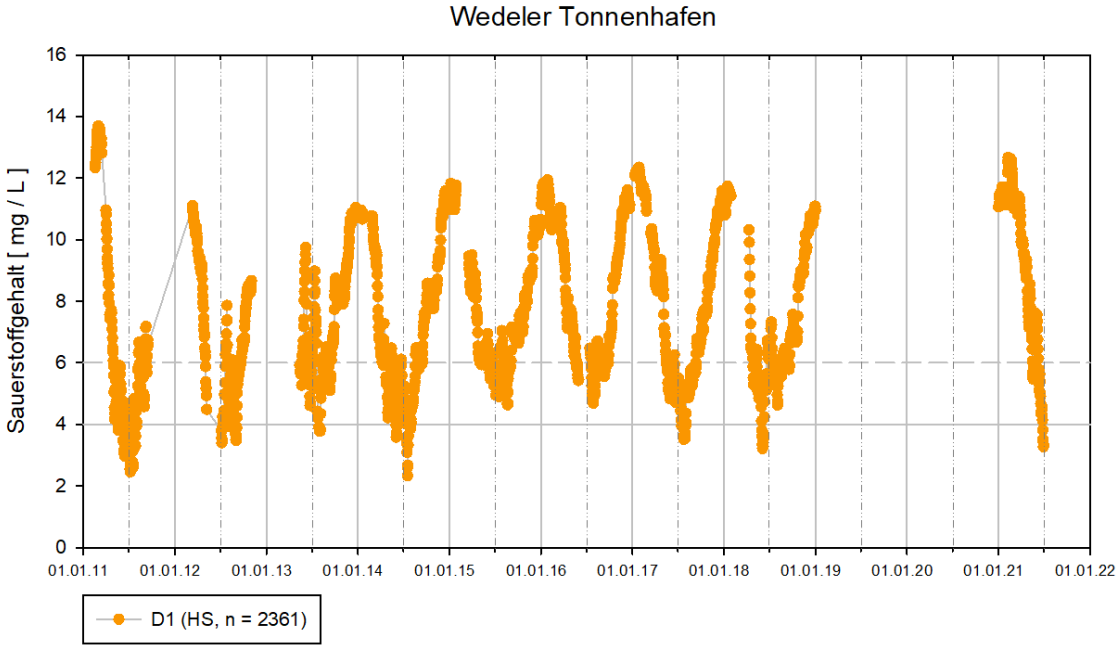


Abbildung 5-35: Sauerstoffgehalt im Hauptstrom vor dem Wedeler Tonnenhafen (Hanskalbsand, D1) in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Die Messwerte bei der Dauermessstelle D1 im Hauptstrom nahe des Wedeler Tonnenhafens zeigen einen typischen Jahresverlauf in der Zone mit regelmäßigem Sauerstoffdefizit (< 4 mg/l). Dabei lagen 31 % der Tagesmittelwerte (737 von 2361) unter 6 mg O_2/L und 4 % (105) sogar unter 4 mg O_2/L. Jeweils im Sommer kam es dabei zu Perioden mit bis zu 126 Tagen, an denen die Tagesmittelwerte unter 6 mg O_2/L lagen (02.05. - 05.09.2011). Messwerte aus dem Tonnenhafen standen nicht zur Verfügung.

5.3.1.8 Außeneste

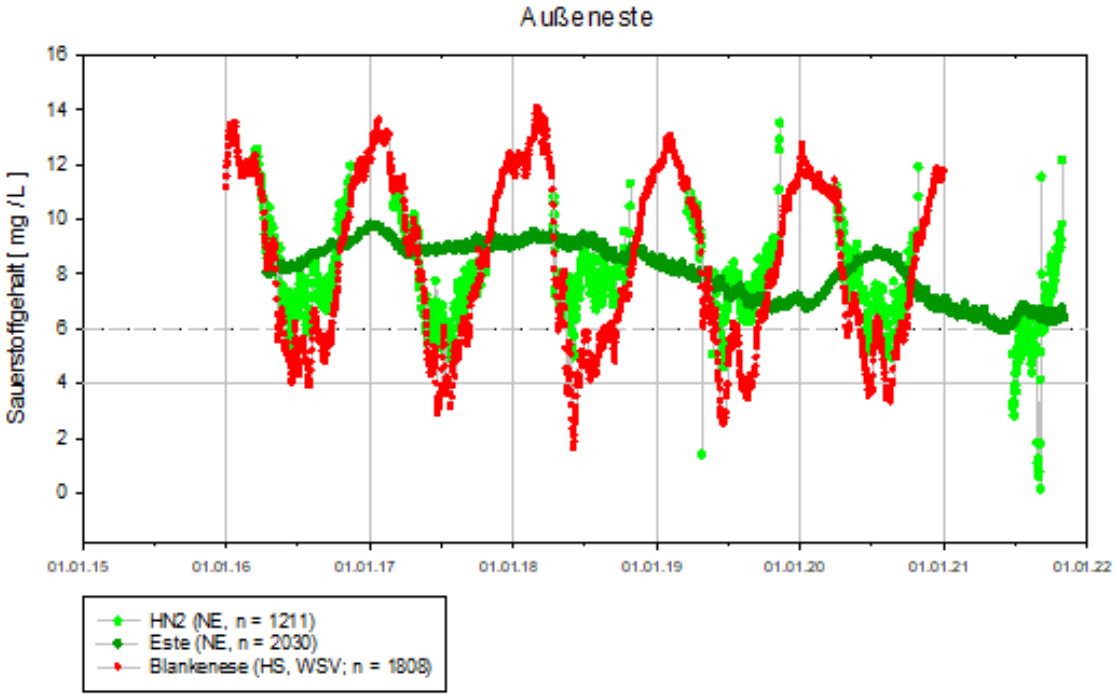


Abbildung 5-36: Sauerstoffgehalt der Este (Este) und Außeneste (HN2) und Hahnöfer Nebenelbe (HN1) in mg O_2/L. Die kritischen Werte (4 und 6 mg O_2/L) sind als Konstanten eingezeichnet.

Die Dauermessstelle in der Este (Este-km 12,3, Höhe der Werft) zeigt keine großen Schwankungen im Jahresverlauf ($Median_{2016-2021}$ = 8,4 mg O_2/L, n = 2030), während jene Werte der beiden Dauermessstationen Außeneste (HN2) und Blankenese einen ähnlichen Jahresverlauf des Sauerstoffgehaltes aufweisen. Beide Stationen hatten jedes Jahr Perioden mit Tagesmittelwerten unterhalb von 6 mg O_2/L unterschiedlicher Länge (HN2: 4 - 39 Tage; Blankenese: 4 - 113 Tage).

5.3.2 Bewertung

Freisetzung reduzierter Verbindungen aus dem Sediment und deren Sauerstoffbedarf

Durch die Mobilisierung von Sedimenten während eines WI-Einsatzes werden reduzierte, im Porenwasser und an das Sediment adsorbierte Verbindungen in die Wassersäule eingebracht. Dazu gehören reduzierte Stickstoff-, Mangan-, Eisen- und Schwefelverbindungen. Die reduzierten Verbindungen der drei letztgenannten Stoffe (Mn, Fe, S) werden nach Freisetzung in die Wassersäule überwiegend durch chemische Reaktionen sehr schnell (Sekunden bis Minuten) oxidiert. Ohne eine Angabe der Konzentrationen dieser Verbindungen im Sediment ist der daraus folgende Sauerstoffverbrauch nicht quantitativ abzuschätzen. Generell wird mengenmäßig am meisten Ammonium (NH_4) freigesetzt, welches in Anwesenheit von Sauerstoff in der Wassersäule über mehrere Schritte mikrobiologisch zu Nitrat (Nitrifizierung) oxidiert wird. Der mikrobiologische Umsatz ist dabei weitaus langwieriger (Stunden bis Tage) gegenüber chemischen Reaktionen. Der dazu benötigte Sauerstoffbedarf beträgt 4,32 mg O_2/L pro umgesetztes mg Stickstoffatom (NH_4-N). Der verbrauchte Sauerstoff wird entweder durch die Tideströmung, bzw. durch Vermischung mit sauerstoffhaltigem Wasser oder durch den Austausch mit der Atmosphäre ersetzt. Durch die verschiedenen Umsatzgeschwindigkeiten der genannten Prozesse, d. h. schneller Sauerstoffverbrauch gegenüber langsamen Vermischungen bzw. Eintrag aus der Atmosphäre, kann es zeitweise zu kritischen Sauerstoffgehalten kommen.

Zur Beurteilung der Sauerstoffsituation wird im Folgenden der Orientierungswert von 6 mg/L genutzt, der in internationalen gewässerrechtlichen Richtlinien Anwendung findet. In der Literatur werden ab 6 mg/L subletale Auswirkungen auf das Ökosystem und aquatische Organismen berichtet (Rosenfeld & Lee, 2022), obwohl nicht alle Spezies bereits durch Unterschreitung dieses Wertes beeinträchtigt sind. Auch spielen weitere Faktoren, wie z. B. die Dauer der Unterschreitung, eine Rolle für die Beurteilung.

Alle erarbeiteten Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt der WI-Bereiche in diesem Kapitel beziehen sich ausschließlich auf den jeweiligen Nahbereich.

Feinkornanteil und organischer Kohlenstoff

Ein hoher Feinkornanteil korreliert mit hohen Anteilen an organischem Kohlenstoff im Sediment (Abbildung 5-37). Daher ist bei der Einmischung von organischen Verbindungen im Sediment in die Wassersäule zu erwarten, dass durch die Oxidation dieser Verbindungen aus dem Sediment eine zusätzliche Zehrung in der Wassersäule auftritt.

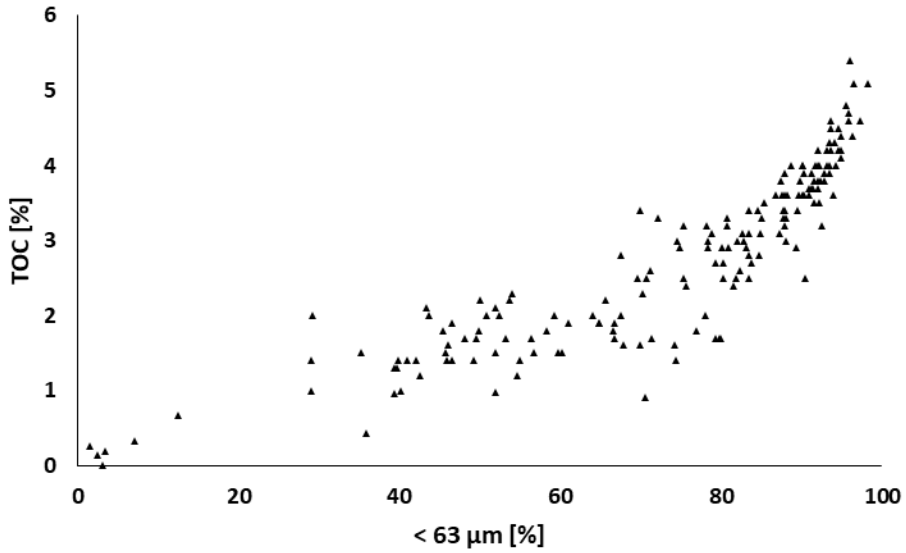


Abbildung 5-37: Organischer Kohlenstoffanteil im Sediment (Trockensubstanz) gegen den Anteil der Feinkornfraktion (< 63 µm) aus Freigabebeprobungen des Hamburger Hafens (WSV/HPA) 2022

5.3.2.1 Stör

Die Sedimentqualität in der Stör zeigt große Unterschiede zwischen dem beprobten WI-Bereich im Hafen/Wendestelle Itzehoe (km 24) und nahe der Mündung (km 50). Die mittleren Feinkorn- (> 63µm) und Organikanteile (TOC) im Sediment sind mit durchschnittlich 84 % und 4,4 %-TS stark erhöht gegenüber den Werten nahe der Mündung (32 %, 0,9 %-TS (n=5)**,** Tabelle 5-38). Je nach Beschaffenheit des organischen Kohlenstoffes kann dessen Einmischung in die Wassersäule zu einer zusätzlichen Zehrung führen.

Die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser zusammen mit dem eluierbaren Ammonium (PW+EL) (Mittelwert = 50,4 mg NH_4-N/L, Tabelle 5-38**,** n = 2) führen bei einer Abschätzung zu der Gefahr, dass in Folge der WI-Baggerung große Mengen an reduzierten Verbindungen in der Stör mobilisiert werden. Deren Oxidation würde wiederum, bei einem relativ geringen Wasservolumen des Nahbereiches (= WI-Bereich) von 0,20 Mio. m^3, zu einem Sauerstoffbedarf von mehreren mg O_2/L führen.

Der oben erwähnte Mittelwert setzt sich jedoch lediglich aus 2 Messwerten aus den Jahren 2011 (38 mg NH_4-N/L) und 2019 (62 mg NH_4-N/L) an der Wendestelle in Itzehoe zusammen.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation in der Stör

Die guten Hintergrundwerte des Sauerstoffgehaltes in der Stör stromab des WI-Bereiches (bei Heiligenstedten, Klappbrücke Abbildung 5-29, LLUR) zeigen selbst in den Sommermonaten im Mittel Werte von 9 mg/L an. In seltenen Fällen (< 1%, n = 119) wurden Werte unterhalb des 6-mg/L-Grenzwertes gemessen. Unter diesen Umständen und bei einem langen, kontinuierlich durchgeführten WI-Einsatz kann es jedoch zu einem starken Rückgang des Sauerstoffgehaltes kommen durch chemische Oxidationsprozesse und mikrobiellem Abbau (Ammonium, Organik), deren Dauer aufgrund der geringen Datenverfügbarkeit nicht vorhersehbar ist. Die Entfernung, und ein damit einhergehender geringerer Austausch zum Hauptstrom, deutet jedoch auf eine anhaltende Beeinflussung (1 - 2 Tage), vergleichbar zum oberen Teil der Schwinge (km 2,5; BfG-2010), hin.

Fazit: Durch die generell hohen Hintergrundgehalte des Sauerstoffs in der Stör, die geringe WI-Intensität und dadurch lange Ruhezeiten, ist eine Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen in der Stör zu erwarten. Die sehr hohen Konzentrationen an reduzierten Verbindungen nahe der Wendestelle Itzehoe und der geringe Austausch mit dem Hauptstrom (Entfernung zum Sperrwerk: etwa 25 km) können durch WI-Einsätze die Sauerstoffgehalte in der Wassersäule stark reduziert werden. Schlechte Hintergrundverhältnisse für den Sauerstoff in der Zeit zwischen 1. Juni - 30. August würde die Situation noch verschärfen.

5.3.2.2 Glückstädter Nebenelbe

Der Organik- und Feinkornanteil des beprobten Sedimentes der Glückstädter Nebenelbe liegt bei 1,5 %-TS und 67 %. Mit den gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser zusammen mit dem eluierbaren Ammonium (PW+EL) (Mittelwert = 20,5 mg NH_4-N/L, Tabelle 5-39; n = 8) lässt sich, bei mittlerer bis maximaler WI-Intensität (7.000 bis 22.000 m^3/Tide (= 6 h)) abschätzen, dass pro Tide etwa 143 kg bis 450 kg NH_4-N in der Glückstädter Nebenelbe mobilisiert werden. Deren Oxidation würde wiederum, bei einem relativ großen mittleren Volumen der Glückstädter Nebenelbe von 3,0 Mio. m^3, zu einem Sauerstoffbedarf von 0,2 mg O_2/L bis 0,7 mg O_2/L führen. Durch das große Wasservolumen und die angenommene homogene Verteilung des zehrungsfähigen Materials kann es in Bereichen der Wassersäule (z. B. bodennah) zu einer größeren Sauerstoffzehrung kommen.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation in der Glückstädter Nebenelbe

Die Erholung des Sauerstoffhaushaltes nach dem zu erwartenden Rückgang des Sauerstoffgehaltes im Wasserkörper, bedingt durch die WI-Einsätze, hängt maßgeblich von dem Sauerstoffgehalt des Wassers im Elbe-Hauptstrom ab. Diese Sauerstoffgehalte bestimmen während der einströmenden Tide auch die Bedingungen in die Glückstädter Nebenelbe. Der Sauerstoffgehalt des Hauptstromes (bei der Station Rhinplate Nord (D4), Elbe-km 676,5) weist Monatsmittelwerte zwischen 7,6 und 11,7 mg O_2/L auf (Abbildung 5-38). Daher wirkt sich der oben rechnerisch ermittelte Sauerstoffbedarf je nach Zeit im Jahr unterschiedlich auf den Sauerstoffgehalt in der Wassersäule aus. So könnte in dieser Abschätzung eine hohe (maximale) WI-Intensität in Zeiten mit Werten nahe des 6-mg/L-Grenzwerts ($MW_{2017\text{-}2022\ Juli}$: 6,4 mg O_2/L) zu einer Reduktion des Sauerstoffgehaltes unter 6 mg O_2/L führen, die einige Tage anhält. In diesen Monaten mit mittleren Wassertemperaturen über 15°C (Juni - September) wird zudem die mikrobielle Umsetzung des Ammoniums durch hohe Temperaturen gefördert.

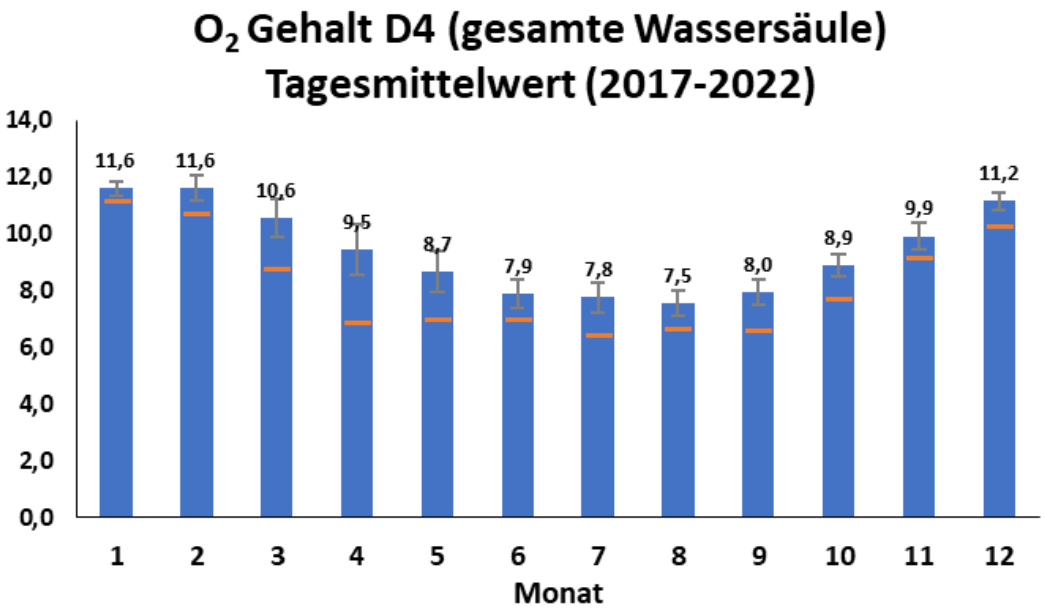


Abbildung 5-38: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station D4 (Rhinplate Nord, km 676,5) der Jahre 2017 - 2022, n = 3.652

Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat.

Fazit: Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten der Glückstädter Nebenelbe und die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom der Elbe ist eine schnelle Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoffgehalt im WI-Bereich der Glückstädter Nebenelbe kann bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg, lokal und zeitlich begrenzt, auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen. Diese Gefahr besteht besonders in Zeiten mit hohen Wassertemperaturen (1. Juni - 30. August). Eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes wird auch im Winter sichtbar sein, auch wenn eine Unterschreitung des 6 mg O_2/L-Wertes nicht zu erwarten ist.

5.3.2.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

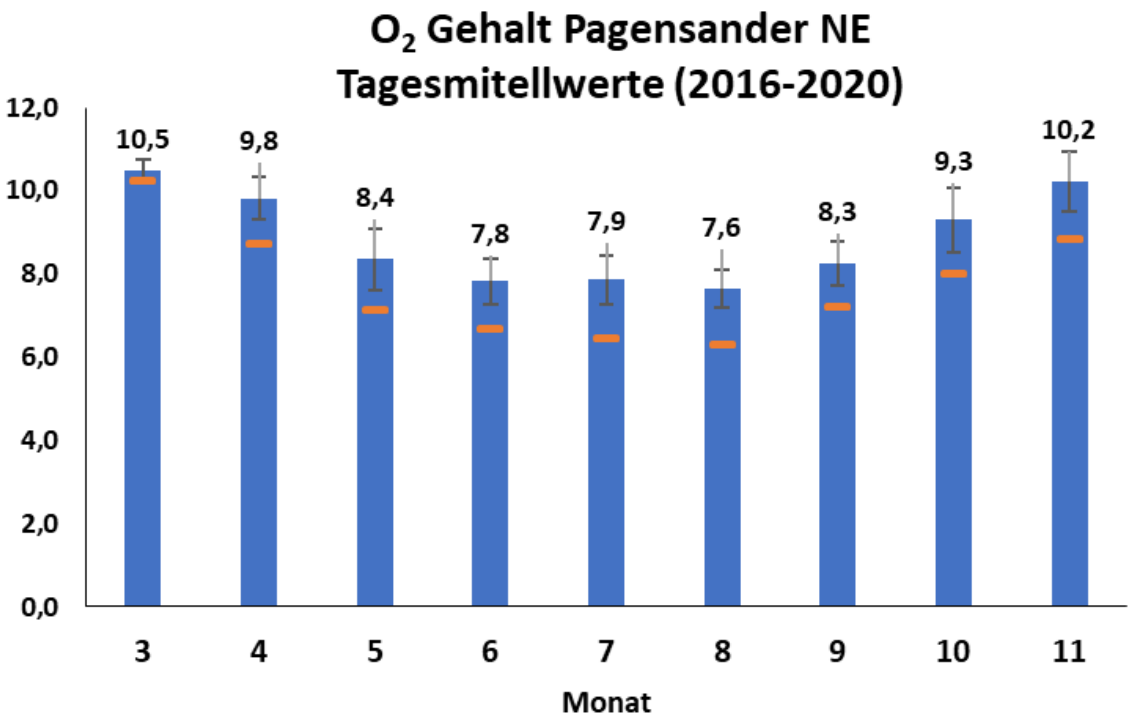


Abbildung 5-39: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an der Dauermessstation in der Pagensander Nebenelbe (U2, BfG) der Jahre 2016 - 2020, Tagesmittelwerte (n = 23 - 183).
Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar, Februar und Dezember liegen keine Messwerte vor.

Der Organik- und Feinkornanteil des beprobten Sedimentes der Pagensander Nebenelbe liegt bei 1,3-%-TS und 49 %. Die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser zusammen mit dem eluierbaren Ammonium (PW + EL) (Mittelwert = 18,5 mg NH_4-N/L, Tabelle 5-41; n = 7) lässt sich, bei mittlerer bis maximaler WI-Intensität (8.000 bis 22.000 m^3/Tide (= 6 h)) abschätzen, dass pro Tide etwa 148 kg bis 406 kg NH_4-N in der Pagensander Nebenelbe mobilisiert werden. Deren Oxidation würde wiederum, bei einem relativ großen mittleren Volumen der Pagensander Nebenelbe von 4,4 Mio. m^3, zu einem Sauerstoffbedarf von 0,1 mg O_2/L bis 0,4 mg O_2/L führen. Durch das große Wasservolumen und die angenommene homogene Verteilung des zehrungsfähigen Materials kann es in einzelnen Teilen der Wassersäule (z. B. bodennah) zu einer größeren Sauerstoffzehrung kommen.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation in der Pagensander Nebenelbe

Der Sauerstoffgehalt in der Pagensander Nebenelbe weist Monatsmittelwerte zwischen 7,6 und 10,5 mg O_2/L auf (Abbildung 5-39). Daher wirkt sich der oben rechnerisch ermittelte Sauerstoffbedarf je nach Zeit im Jahr unterschiedlich auf den Sauerstoffgehalt in der Wassersäule aus. So könnte in dieser Abschätzung eine hohe (maximale) WI-Intensität in Zeiten mit Werten nahe des 6-mg/L-Grenzwertes (minimaler Tagesmittelwert: 6,3 mg O_2/L) zu einer Reduktion des Sauerstoffgehaltes unter 6 mg O_2/L führen. In diesen Monaten mit mittleren Wassertemperaturen über 15°C (Juni - September) wird zudem die mikrobielle Umsetzung des Ammoniums durch hohe Temperaturen gefördert.

Fazit: Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten und die Sauerstoffverhältnisse in der Pagensander Nebenelbe ist eine rasche Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoffgehalt im WI-Bereich der Pagensander Nebenelbe kann bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg, lokal und zeitlich begrenzt auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen.

5.3.2.4 Wischhafener Süderelbe

Der Organik- und Feinkornanteil des beprobten Sedimentes im Bereich der Wischhafener Süderelbe bis zum Sperrwerk (oSW) beträgt bei 2,1 %-TS und 78 %. Unterhalb des Sperrwerkes (uSW) bis zum Hauptstrom liegen die Werte für den Organik- und Feinkornanteil bei 2,6 %-TS (n = 1) und 75 %.

Oberhalb des Sperrwerkes liegen die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Mittel bei 13 mg NH4-N/L (Tabelle 5-44; n = 7). Im Bereich zwischen dem Sperrwerk und dem Hauptstrom der Tideelbe sind die Werte etwas geringer (Mittelwert = 11 mg NH4-N/L, Tabelle 5-44; n = 3). Die WI-Aktivitäten bewirken ein Einbringen des im Sediment befindlichen Ammoniums in die Wassersäule des jeweiligen Bereiches (Nahfeld oberhalb des Sperrwerkes: 0,2 Mio. m^3, Nahfeld unterhalb des Sperrwerkes: 1,1 Mio. m^3). Die Oxidation dieser Menge an reduzierten Stickstoffverbindungen würde rechnerisch bei maximalen Intensitäten (oSW: 5400 m^3/Tide; uSW: 10000 m^3/Tide) zu einem maximalen Sauerstoffbedarf von 1,6 mg O_2/L (oSW), bzw. 0,4 mg O_2/L (uSW) führen. Da bei dieser Abschätzung eine homogene Verteilung des zehrungsfähigen Materials angenommen wird, kann es in einzelnen Teilen der Wassersäule (z. B. bodennah) zu einer größeren Sauerstoffzehrung kommen.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation Wischhafener Süderelbe

Durch die wasserbauliche Trennung der Wischhafener Süderelbe ergibt sich eine unterschiedliche Betrachtung bezüglich der abgeschätzten Auswirkungen. Oberhalb des Sperrwerkes werden weit weniger WI-Einsätze als im Bereich unterhalb des Sperrwerkes durchgeführt. Die wenigen verfügbaren Messwerte des gelösten Sauerstoffes (max. 12 x/Jahr; NLWKN - 59752220) im Bereich oberhalb des Sperrwerkes weisen vereinzelt Unterschreitungen des 6 mg/L Grenzwertes.

Der Bereich unterhalb des Sperrwerkes hat die höchste WI-Intensität aller untersuchten Gebiete, mit Einsätzen das ganze Jahr über. Aufgrund des großen WI-Bereiches und des direkten Austausches mit dem Hauptstrom ist von einer schnellen Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen auszugehen. Die mittleren Sauerstoffgehalte im Hauptstrom (Abbildung 5-38) liegen ganzjährig oberhalb des kritischen Bereiches.

Spülstöße

Am Sperrwerk werden regelmäßige Spülstöße durchgeführt, wie in Kapitel 3.4.4 beschrieben. Parallel zu den erhöhten Schwebstoffkonzentrationen wird die Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes nicht lange über die Dauer der Schwebstofferhöhung hinaus bestehen und zu keinen deutlichen und nicht über die entsprechende Tide hinaus andauernden Absenkungen des Sauerstoffgehaltes führen. Jedoch tritt diese Beeinträchtigung durch die Frequenz der Störungen (2 x/Woche) regelmäßig auf.

Fazit**:** Durch das geringe Volumen und die hydrodynamische Gegebenheit des WI-Bereiches oberhalb des Sperrwerkes kann es in der Zeit zwischen 1. Juni - 30. August durch die WI-Baggerung zu deutlichen Unterschreitungen des 6-mg-O_2/L-Grenzwertes kommen. Der tidebeeinflusste Austausch mit ganzjährigem sauerstoffreicherem Wasser des Hauptstromes wirkt dem Absinken des Sauerstoffgehaltes im Bereich oberhalb des Sperrwerkes entgegen.

Unterhalb des Sperrwerkes sind nur lokal und zeitlich beschränkte Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten. In den Sommermonaten kann es, bei niedrigen Sauerstoffgehalten im Hauptstrom, zu geringen und kurzfristigen Unterschreitungen des 6-mg/L-Wertes kommen.

5.3.2.5 Ruthenstrom

In Messungen an Sedimentproben im Ruthenstrom wurden u. a. die Konzentrationen an reduzierten Verbindungen ermittelt. Die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser zusammen mit dem eluierbaren Ammonium (PW + EL) (Mittelwert = 18,5 mg NH4-N/L, Tabelle 5-46) lässt sich, bei

mittlerer bis maximaler WI-Intensität (7.500 bis 15.000 m³/ Tide (= 6 h)) abschätzen, dass pro Tide etwa 140 kg bis 280 kg NH4-N im Ruthenstrom mobilisiert werden. Deren Oxidation würde wiederum, bei einem mittleren Volumen des Ruthenstromes von 0,90 Mio. m³, zu einem Sauerstoffbedarf von 0,7 mg O_2/L und 1,3 mg O_2/L führen. Dies kann, je nach den jahreszeitlich vorliegenden Bedingungen, zu starken Rückgängen des Sauerstoffgehaltes führen. Auch findet diese Oxidation nicht, wie hier angenommen (homogene Verteilung von zehrungsfähigem Material und Sauerstoffmenge in der Wassersäule), gleichmäßig in der Wassersäule statt, sondern es besteht ein Gradient. Somit könnte in der Zeit 1. Juni - 31. August bodennah der Rückgang des Sauerstoffgehaltes noch stärker ausgeprägt sein als weiter oben angegeben.

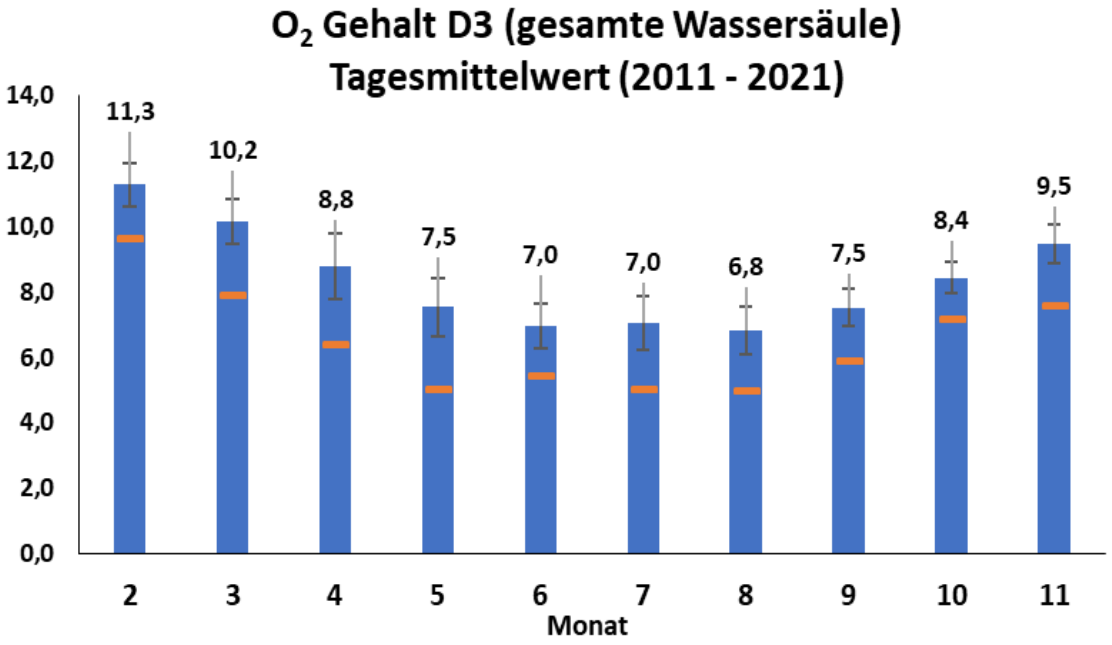


Abbildung 5-40: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station D3 (km 664,7) der Jahre 2011 - 2021, n = 3739
Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar und Dezember liegen keine Messwerte vor.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation im Ruthenstrom

Die Erholung des Sauerstoffhaushaltes nach dem zu erwartenden Rückgang des Sauerstoffgehaltes im Wasserkörper nach den WI-Einsätzen hängt maßgeblich von dem Sauerstoffgehalt des Wassers im Elbe-Hauptstrom ab. Diese Sauerstoffgehalte bestimmen während der einströmenden Tide auch die Bedingungen in dem Ruthenstrom. Der Sauerstoffgehalt des Hauptstromes (bei BfG/WSV Station D3, Elbe-km 665) weist Monatsmittelwerte zwischen 7,0 und 11,3 mg O_2/L auf (Abbildung 5-40). Daher wirkt sich der oben rechnerisch ermittelte Sauerstoffbedarf (durch Oxidationsprozesse) je nach Zeit im Jahr unterschiedlich auf den Sauerstoffgehalt in der Wassersäule aus. So könnte in dieser Abschätzung eine hohe (maximale) WI-Intensität in den kritischen Monaten (Mai - September) zu einer Reduktion des Sauerstoffgehaltes unter 6 mg O_2/L führen, die einige Tage (1 - 4 Tage) anhält. In den Monaten mit mittleren Wassertemperaturen über 15°C (Juni - September) wird zudem die mikrobielle Umsetzung des Ammoniums durch hohe Temperaturen gefördert.

Spülstöße

Am Sperrwerk Ruthenstrom werden regelmäßige Spülstöße durchgeführt, wie in Kapitel 3.4.5 beschrieben. Bei Messungen im Jahr 2021 wurden oberhalb des Sperrwerkes deutlich erhöhte Schwebstoffkonzentrationen bodennah und an der Oberfläche festgestellt (Abbildung 5-19). Da bei den Messungen keine Sauerstoffgehalte erfasst wurden, lassen sich die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt nur qualitativ einordnen. Die Schwebstofferhöhungen in der Wassersäule durch die Spülungen gehen innerhalb einer Tide wieder auf das Ausgangsniveau zurück. Parallel dazu wird die Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes (durch Oxidation von freigesetzten reduzierten Verbindungen) nicht lange über die Dauer der Schwebstofferhöhung hinaus bestehen und zu keinen deutlichen und nicht über die entsprechende Tide hinaus andauernden Absenkungen des Sauerstoffgehaltes führen. Jedoch tritt diese Beeinträchtigung durch die Frequenz der Störungen (2 x/Woche) regelmäßig auf.

Fazit: Die Absenkungen des Sauerstoffgehaltes im Ruthenstrom bei Einsätzen zwischen dem 1. Mai und 30. September im Nahbereich können unter den Wert von 6 mg O_2/L fallen, besonders bei schlechten Hintergrundwerten für den Sauerstoffgehalt im Juni und August. Absenkungen des Sauerstoffgehaltes werden auch im Winter sichtbar sein, auch wenn eine Unterschreitung des 6 mg O_2/L-Wertes nicht zu erwarten ist. Durch die regelmäßig stattfindenden Spülstöße wird nur eine geringe Absenkung erwartet, welche eher im Sommer durch deren Häufigkeit (2 x/Woche) von Bedeutung ist.

5.3.2.6 Schwinge

Eine engmaschige Untersuchung der WI-Aktivität in der Schwinge in den Jahren 2017 und 2019 (BfG-2010, jeweils im März) zeigte, dass die WI-Aktivität in der Schwinge zu Reduzierungen des Sauerstoffgehaltes von zuvor 8 mg/L auf bis unter 2 mg/L (stromab Eisenbahnbrücke bei km 2,5) führte. Diese Auswirkungen waren noch bis zu zwei Tage nach dem Beenden der Aktivität nachweisbar. Das tidebedingte Einmischen von sauerstoffreicherem Wasser aus dem Hauptstrom führte nach Ende der WI-Tätigkeit zu einer rascheren Erholung des Sauerstoffsituation nahe der Mündung gegenüber dem WI-Bereich weiter stromauf.

Fazit: Gegenüber den durch die BfG untersuchten WI-Einsätzen im Frühjahr (März, BfG-2010), würden WI-Einsätze in Zeiten mit kritischen Sauerstoffgehalten (1.Mai - 30.September) im Hauptstrom zu einer drastischen Verschlechterung der Situation in der Schwinge führen. Es ist davon auszugehen, dass in der Folge der Sauerstoffgehalt durch die WI-Tätigkeit noch stärker und länger anhaltend absinken würde, da die im Frühjahr gemessene tidebedingte Erholung der Sauerstoffsituation eingeschränkt und verzögert wäre.

5.3.2.7 Wedeler Tonnenhafen

Der WI-Bereich des Wedeler Tonnenhafens ist relativ kleinflächig. Gleichzeitig wurden im Hafensediment zusammen mit sehr hohem Feinkornanteil auch relativ hohe TOC-Anteile (3,6%-TS) und Ammoniumkonzentrationen (Porenwasser + Eluat: 34,0 mg NH_4-N/L) festgestellt. Bei mittlerer bis maximaler WI-Intensität (10.000 bis 20.000 m^3/Tide (= 6 h)) lässt sich abschätzen, dass pro Tide etwa 340 kg bis 680 kg NH_4-N durch den WI-Einsatz mobilisiert werden. Die vollständige Oxidation würde wiederum, bei einem Volumen des Nahbereiches von 0,5 Mio. m^3 zu einem Sauerstoffbedarf von 3 mg O_2/L und 6 mg O_2/L führen. Dies kann zu kritischen Rückgängen des Sauerstoffgehaltes führen. Auch findet diese Oxidation nicht, wie hier angenommen (homogene Verteilung von zehrungsfähigem Material und Sauerstoffmenge in der Wassersäule), gleichmäßig in der Wassersäule statt, sondern es besteht ein Gradient. Somit könnte in den Sommermonaten bodennah der Rückgang des Sauerstoffgehaltes noch stärker ausgeprägt sein.

Fazit: Bei vergleichsweise hohen WI-Intensitäten und hohen Konzentrationen an zehrungsfähigem Material kann es zeitweise in einem geringen Volumen des Nahbereiches zu einem starken Rückgang

kommen. Dies kann selbst in den Wintermonaten zu Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 6 mg/L führen. Rückgänge des Sauerstoffgehaltes am Wedeler Tonnenhafen wurden schon zuvor bei Messungen während WI-Einsätzen festgestellt (Dammschneider 1991).

Bei hohen WI-Intensitäten im Zeitraum 1. Mai bis 30. September ist ein noch stärkeres Absinken zu erwarten, da der mikrobielle Abbau durch höhere Temperaturen beschleunigt wird. Auch müssen die zu erwartenden Auswirkungen der Unterhaltungsmaßnahmen in angrenzenden Bereichen mit betrachtet werden.

5.3.2.8 Außeneste

Die Organik- und Feinkornanteile des beprobten Sedimentes im Bereich der Außeneste betragen 2,0 %-TS und 52 %.

In den Sedimentproben der Außeneste wurden u. a. die Konzentrationen an reduzierten Verbindungen ermittelt. Die gemessenen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser zusammen mit dem eluierbaren Ammonium (PW + EL) (Mittelwert = 14,1 mg NH_4-N/l, Tabelle 5-52) lässt sich, bei mittlerer bis maximaler WI-Intensität (3000 bis 7500 m^3/Tide (= 6 h)) abschätzen, dass pro Tide etwa 42 kg bis 105 kg NH_4-N in der Außeneste mobilisiert werden. Deren Oxidation würde wiederum, bei einem mittleren Volumen des Nahbereiches von 0,70 Mio. m^3, zu einem Sauerstoffbedarf von 0,3 mg O_2/L und 0,7 mg O_2/L führen. Dies kann, je nach den jahreszeitlich vorliegenden Bedingungen, zu kritischen Rückgängen des Sauerstoffgehaltes führen. Auch findet diese Oxidation nicht, wie hier angenommen (homogene Verteilung von zehrungsfähigem Material und Sauerstoffmenge in der Wassersäule), gleichmäßig in der Wassersäule statt, sondern es besteht ein Gradient. Somit könnte in den Sommermonaten bodennah der Rückgang des Sauerstoffgehaltes noch stärker ausgeprägt sein als weiter oben angegeben.

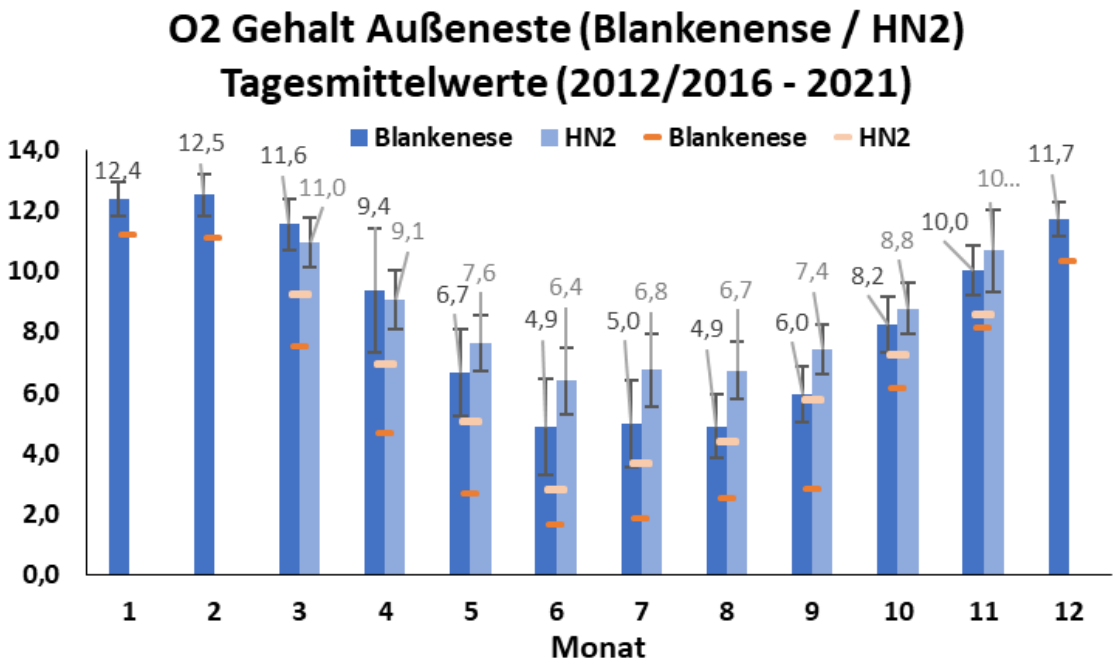


Abbildung 5-41: Sauerstoffgehalt [mg/l] im Monatsmittel an Station Blankenese der Jahre 2012 - 2019 (n = 3.250) und HN2 der Jahre 2012 - 2021 (n = 1.163)
Der orangene Balken markiert den minimal gemessenen Wert in dem jeweiligen Monat. Für Januar, Februar und Dezember an der Station HN2 liegen keine Messwerte vor.

Abgeschätzte Auswirkungen auf die Sauerstoffsituation in der Außeneste

Der WI-Bereich der Außeneste steht im Austausch mit der Hahnöfer Nebenelbe und dem Hauptstrom der Tideelbe. Die Erholung des Sauerstoffhaushaltes nach dem zu erwartenden Rückgang im Wasserkörper nach den WI-Einsätzen hängt maßgeblich von dem Sauerstoffgehalt in den beiden Zuströmen ab. Die nahegelegenen Dauermessstellen Blankenese (Hauptstrom, WSV) und HN2 (Hahnöfer Nebenelbe, BfG) zeigen einen typischen Verlauf des Sauerstoffes im Jahresgang. Dabei sinken die Sauerstoffwerte im Hauptstrom auf bis zu unter 2 mg/L (Minimum, Tagesmittelwerte) in den Sommermonaten (Juni/Juli); (Abbildung 5-41). Die Werte in der Hahnöfer Nebenelbe liegen ganzjährig kontinuierlich über den Werten des Hauptstromes, zeigen aber dennoch vereinzelte Unterschreitung (n = 9 von 1.163) von 4 mg O_2/L in den Sommermonaten (minimaler Tagesmittelwert bei HN2: 2,8 mg/L (Juni)).

Fazit: Eine hohe WI-Intensität in den kritischen Monaten (1.Mai - 30.September) mit mittleren Werten unter 6 mg O_2/L würde zu einer weiteren Unterschreitung des Sauerstoffgehaltes führen, die einige Tage (1 - 4 Tage) anhält. In diesen Monaten mit mittleren Wassertemperaturen über 15°C (Juni - September) wird zudem die mikrobielle Umsetzung des Ammoniums durch hohe Temperaturen gefördert.

Bei den vergleichsweise seltenen WI-Einsätzen (1 - 2 Mal/Jahr) innerhalb der Hamburger Umlagerungssaison (November - März) ist nicht mit einer langanhaltenden Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes zu rechnen.

5.3.2.9 Zusammenfassung der Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der WI-Bereiche

Die Parameter im Sediment (TOC, Ammonium), die durch chemische und biologische Prozesse Einfluss auf den Sauerstoffgehalt in den Nebenbereichen der Elbe durch WI-Einsätze nehmen können, sind in Tabelle 4.7 zusammengefasst. Der Anteil der Tagesmittelwerte (TMW), der in den Sommermonaten (01. Mai - 30. September) über mehrere Referenzjahre unterhalb von 6 mg/L lag, ist in Spalte 3 dargestellt. Dieser Anteil gibt Auskunft über die potenziell kritischen Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom, die sich bei auflaufendem Wasser auf die Nebenbereiche auswirken können. In der Spalte der Auswirkungen ist das Fazit der Einzelbetrachtungen der Kapitel 5.3.2.1 - 5.3.2.8 stichpunktartig zusammengefasst und bezieht sich auf den Nahbereich des WI-Bereiches.

Tabelle 5-36: Tabellarische Zusammenfassung der Auswirkungen auf die WI-Bereiche

Die Beschreibung des Sediments (Anteil der Organik (TOC) und des Ammonium-Stickstoffs (NH4-N)) sowie der Anteil der Tagesmittelwerte (TMW) mit einem Sauerstoffgehalt (O2) < 6 mg/L in den Sommermonaten (Mai - September) an der jeweiligen Referenzmessstelle im Hauptstrom. Innerhalb jeder Spalte sind die höchsten Werte rot markiert. In der Spalte der Auswirkungen ist das Fazit der Einzelbetrachtungen der Kapitel 5.3.2.1 - 5.3.2.8 stichpunktartig zusammengefasst. Die gelbe Markierung zeigt Bereiche mit stärker ausgeprägten Auswirkungen (in den Sommermonaten).

WI Bereich		TOC [Gew%TS]	Ammonium (PW + EL/ MW)	TMW O2 < 6mg/L im HS (Mai - Sep)	Messstelle	Abgeschätze Auswirkungen durch WI-Einsätze
Stör	**Mündung**	1,9	8	1 %	Heiligenstedten, Klappbrücke; LLUR	geringe Einmischung durch den Hauptstrom; hohe Konzentration NH4-N im Sediment **-> starke Reduktion des Sauerstoffgehaltes während und über die WI-Dauer hinaus möglich**
	WS Itzehoe		50			
Glückstädter Nebenelbe		1,5	21	2 %	D4 (Rhinplate Nord)	Allgemein ganzjährig hohe Sauerstoffwerte im HS, gute Durchmischung -> zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen
Pagensander Nebenelbe		1,3	18	0 %	Pagensander Nebenelbe (PNE), BfG	Allgemein ganzjährig hohe Sauerstoffwerte im HS, gute Durchmischung -> zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen
Wischhafener Süderelbe	**außen**	2,1	11	2 %	D4 (Rhinplate Nord)	ganzjährig hohe Sauerstoffwerte im HS, jedoch hohe WI-Intensität = geringe Erholungsphase -> zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen
	innen		13	2 %	D4 (Rhinplate Nord)	Vereinzelt geringe O_2 Werte im Zeitraum 1.6-31.8. und WI Einsätze auf der gesamten Länge der Wischhafener SE (oberhalb des Sperrwerkes)**-> deutliche Reduktion des Sauerstoffgehaltes während und über die WI-Dauer hinaus**
Ruthenstrom		1,8	19	9 %	D3 (Pagensand Nord)	kritische O_2 Werte im HS (Sommer) **-> weitere Verschlechterung (1.6-31.8.)**
Schwinge		4,0	22	47 %	D2 (Juelsand)	hoher TOC Gehalt; geringe Durchmischung **-> starke Reduktion des Sauerstoffgehaltes während und über die WI-Dauer hinaus (im Winter 1-2 Tiden; siehe BfG-2010)** kritische O_2-Werte im HS (Sommer) **-> weitere Verschlechterung (1.5.-30.9.)**
Wedeler Tonnenhafen		3,6	34	25 %	D1 (Hanskalbsand)	hohe Konzentration NH4-N/TOC im Sediment, kritische O_2 Werte im HS (Sommer) **-> weitere Verschlechterung (1.5.-30.9.)**
Außeneste		2,1	14	66 %	Blankenese (WSV)	kritische O_2 Werte im HS (Sommer) **-> weitere Verschlechterung (1.5.-30.9.)**

5.4 Sedimentqualität (Schadstoffe/Ökotoxikologie)

5.4.1 Ist-Zustand

Im Folgenden wird der IST-Zustand bezüglich der Schadstoffbelastung und der Ökotoxikologie der einzelnen Bereiche zusammengefasst beschrieben. Detailliertere Informationen finden sich in BfG-2028 (2020b). Die zugrunde liegenden Untersuchungen fanden in den Jahren 2018 und 2019 statt. Für die

Ökotoxikologie wurden Daten der Jahre 2009 bis 2019 verwendet. Anhand der Auswertungen für die Auswirkungsprognose zum Neuer Luechtergrund (BfG 2021) kann festgehalten werden, dass sich die Sedimentqualität entlang der Tideelbe in den Jahren 2019 und 2020 durch weiterhin anhaltend geringe Oberwasserabflüsse und dem weiter verstärkten Eintrag mariner, relativ unbelasteter Sedimente, erneut verbessert hat. Somit können die Daten aus den Jahren 2018 und 2019 weiterhin zur Bewertung herangezogen werden. Von einer Verschlechterung der Schadstoffsituation ist nicht auszugehen, eher von einer Verbesserung.

5.4.1.1 Stör

In der Stör wurden 2019 insgesamt 19 Sedimentproben, verteilt auf verschiedene Abschnitte, entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie die Ökotoxikologie untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Als Referenzmesswerte dienen die Mittelwerte der Dauermessstellen Bützfleth und Brunsbüttel aus den Jahren 2016 - 2018.

Die Sedimente an der Wendestelle bei Stör-km 24 - 24,4 **aus dem Nahfeld** zeigen zu den Referenzmessstellen in der Tideelbe vergleichbare Gehalte und können somit nach HABAB-WSV in Fall 1 eingeordnet werden, d. h. es handelt sich um unbelastetes Sediment.

Im Zeitraum von 2009 bis 2019 wurden im Bereich der Stör insgesamt sieben Sedimente mit der limnischen Biotestpalette untersucht, s. Tabelle 5-38 und Abbildung 5-42. Ökotoxikologisch sind die Sedimente größtenteils der Toxizitätsklasse 0 zuzuordnen. Lediglich die beiden Sedimente aus dem Baggerbereich der Stör bei Itzehoe (Stromkilometer 24) aus den Jahren 2011 und 2019 wiesen mit Toxizitätsklassen von I und II sehr geringe bis geringe Belastungen auf. Insgesamt ist das Material aus dem Bereich der Stör als unbedenklich belastet einzustufen.

Tabelle 5-37: Bewertung der Sedimente Stör-km 24 bis 24,4 nach HABAB-WSV

Stör km 24 bis 24,4	Einheit	MW	MW Bütz-Bruns. 2016-2018	1,5 * MW	3 * MW
Fraktion < 20 µm	%	46			
Fraktion < 63µm	%	86			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	23	26	39	77
Blei	mg/kg	52	68	102	204
Cadmium	mg/kg	1,0	1,0	1,6	3,1
Chrom	mg/kg	96	87	131	262
Kupfer	mg/kg	41	40	61	121
Nickel	mg/kg	38	40	60	119
Quecksilber	mg/kg	0,6	0,8	1,3	2,5
Zink	mg/kg	308	322	483	966
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	140	210	315	630
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	2,3	2,0	3,0	6,0
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	1,0	1,3	1,9	3,9
Hexachlorbenzol	µg/kg	4,8	5,2	7,8	16
Summe 7 PCB	µg/kg	15	22	33	66
α-HCH	µg/kg	0,4	0,6	0,9	1,7
γ-HCH	µg/kg	0,3	0,2	0,4	0,7
p,p-DDE	µg/kg	2,8	3,7	5,6	11
p,p-DDD	µg/kg	7,2	9,9	15	30
p,p-DDT	µg/kg	0,6	2,8	4,2	8,4
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	17	33	50	99
Phosphor ges, (in < 2 mm)	mg/kg	1220	1198	1797	3594
Fall 1 nach HABAB		< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 2 nach HABAB		> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 3 nach HABAB		> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			

Tabelle 5-38: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Stör der Jahre 2011 und 2019

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig-[mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
P5	Stör, km 48.40	48,405	19.10.2011	0 40	66,3	PW	7,5	5,9	1,4	0,5	5,4	5	0	-28	0	0	0	0
						EL	7,4	8,2	0,8	0,2	0,2	4	0	-32	0	0	0	
P6	Stör, km 48.24	48,247	19.10.2011	0 40	59,9	PW	7,5	6,6	1,4	0,5	4,3	5	0	2	0	0	0	0
						EL	7,3	7,4	0,9	0,2	0,1	1	0	-37	0	0	0	
AN2	Anlegestelle am Stör-Sperrwerk	50,04	19.10.2011	0 30	63,5	PW	7,5	4,9	1,4	0,5	5,2	8	0	-29	0	0	0	0
						EL	7,3	6,8	0,9	0,2	0,1	-1	0	-39	0	0	0	
AU3	Außenbereich Stör-Sperrwerk	50,558	19.10.2011	0 30	55,5	PW	7,3	3,4	1,3	0,5	13,0	11	0	-33	0	0	0	0
						EL	7,1	4,5	1,1	0,3	6,9	-2	0	-29	0	0	0	
W7	Wendestelle Stör bei Itzehoe	24,232	19.10.2011	0 40	32,1	PW	7,3	1,0	1,7	0,7	19,2	20	1	38	1	0	0	I
						EL	7,0	2,7	1,2	0,4	19,5	9	0	40	1	0	0	
977-15	Stör-km 48,2	48,246	08.10.2019	0 10	52,8	PW	7,6	5,3	4,3	2,3	5,0	0	0	-221	0	0	0	0
						EL	7,5	7,5	2,2	1,1	<0,5	-4	0	-3	0	10	0	
977-16	Stör-km 24,0	24,034	08.10.2019	0 30	36	PW	7,4	0,7	2,3	1,2	34,0	14	0	66	2	70	1	II
						EL	7,2	4,4	1,4	0,7	28,0	2	0	2	0	80	1	



Abbildung 5-42: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Stör der Jahre 2011 und 2019

5.4.1.2 Glückstädter Nebenelbe

In der Glückstädter Nebenelbe wurden 2018 12 Sedimentproben entnommen. Diese stimmen mit denen überein, die auch für morphologische Bestimmungen genutzt wurden (s. Kapitel 4.2.1.1,

Tabelle 4-1). Da es sich bei den entnommenen 20 cm Proben um überwiegend sandiges Material mit nur geringem Feinkornanteil handelt, konnten keine Analysen auf organische Schadstoffe durchgeführt und nur zwei Proben auf Schwermetalle untersucht werden. Die Ergebnisse zeigen eine gute Vergleichbarkeit zu den Referenzwerten der DMS Bützfleth und Brunsbüttel und somit keine Auffälligkeiten.

Für die Ökotoxikologie lagen aus den Jahren 2009 bis 2019 Untersuchungsergebnisse von acht entnommenen Sedimentproben vor. Die Daten aus den Jahren 2009 bis 2017 sind in Tabelle 5-39 und in Abbildung 5-43 dargestellt. Ökotoxikologisch sind die Sedimente der Toxizitätsklasse 0 - Toxizität nicht nachweisbar - bis Toxizitätsklasse II - gering belastet - einzuordnen, wobei die Toxizitätsklasse II nur für ein Sediment ermittelt wurde. Auf Basis der Untersuchungsergebnisse sind die Sedimente der Glückstädter Nebenelbe ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.

Tabelle 5-39: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Glückstädter Nebenelbe der Jahre 2009 bis 2017

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig- [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
090201	Glückstadt, Fähranleger, Kern 13	4,052	11.03.2009	0 30	n.b.	PW	7,6	3,8	2,0	0,8	10,7	7	0	-8	0	0	0	0
						EL	7,4	7,3	1,2	0,4	5,4	-16	0	-40	0	0	0	
090215	südlich Störmündung, Kern 14	677,5	11.03.2009	0 30	n.b.	PW	7,6	4,0	2,0	0,9	16,4	10	0	-4	0	0	0	0
						EL	7,4	7,0	1,3	0,4	7,5	-16	0	-31	0	0	0	
090941	Glückstadt, Fähranleger, Kern 13	4,049	12.10.2009	0 30	n.b.	PW	7,3	0,9	3,2	1,5	19,3	18	0	11	0	80	1	I
						EL	7,3	6,3	1,5	0,5	7,5	8	0	2	0	0	0	
090954	südl.Störmündung Kern 14	5,218	12.10.2009	0 30	n.b.	PW	7,4	3,6	3,3	1,6	14,6	22	1	3	0	0	0	I
						EL	7,4	6,2	1,4	0,5	4,0	5	0	-45	0	0	0	
110264	Tideelbe 49, 05-2011	5,463	05.05.2011	0 20	46,7	PW	7,7	6,8	1,6	0,6	5,9	21	1	-84	0	0	0	I
						EL	7,2	5,4	1,3	0,4	9,6	12	0	-177	0	0	0	
E-0815-16	Bielenberg Leuchtf.	671,354	04.08.2015	0 20	77,1	PW	8,1	8,0	2,6	n.b.	2,2	21	1	n.b.	n.b.	0	0	I
						EL	7,4	7,5	0,9	n.b.	0,6	2	0	11	0	30	1	
170825	Tideelbe49, 09-2017	5,854	19.09.2017	0 20	46,7	PW	7,4	3,5	2,0	1,0	17,0	9	0	-45	0	0	0	II
						EL	7,1	4,8	1,7	0,9	12,0	10	0	61	2	30	1	
G14	Störmündung, südlich, G14	5,512	05.05.2017	0 25	53,4	PW	7,6	3,7	2,3	1,2	22,0	11	0	-68	0	0	0	0
						EL	7,1	5,7	1,6	0,8	9,6	8	0	3	0	10	0	

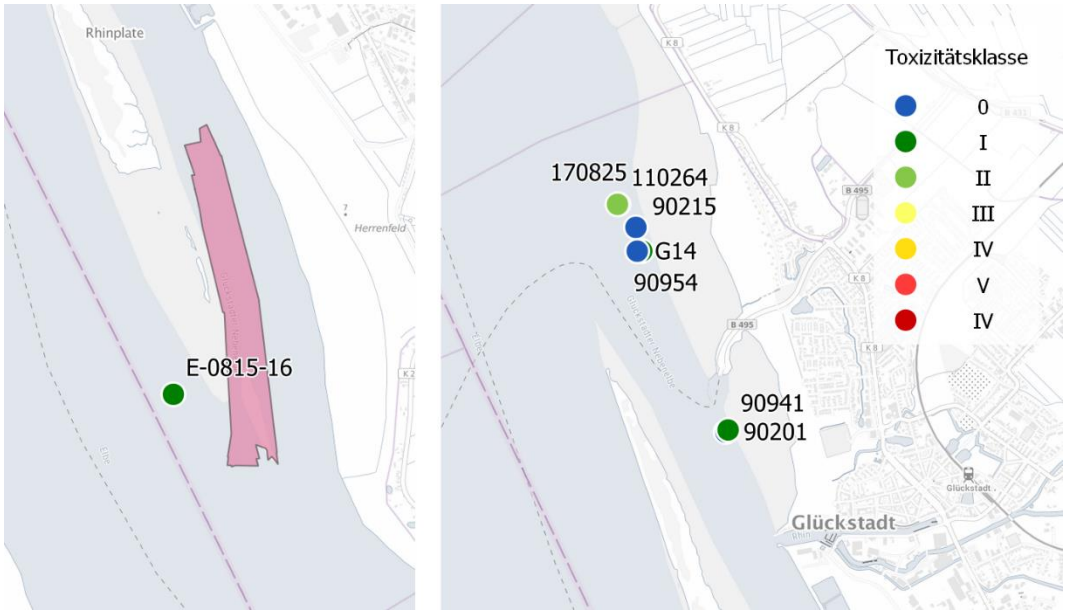


Abbildung 5-43: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Glückstädter Nebenelbe der Jahre 2009 bis 2017

5.4.1.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

In der Pagensander Nebenelbe wurden 2018 neun Sedimentproben entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie teilweise auf die ökotoxikologischen Belastungspotenziale untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Diese stimmen mit denen überein, die auch für morphologische Bestimmungen genutzt wurden (s. Kapitel 4.2.1.1, Tabelle 4-1).

Im Ergebnis ist zu sehen, dass die Sedimente der Pagensander Nebenelbe für Schadstoffe in Fall 1 nach HABAB einzuordnen sind (Tabelle 5-40) und somit mit der Belastung der Referenzstelle Bützfleth zu vergleichen oder die Belastung bei manchen Schadstoffen sogar geringer ist. Daher zeigen die betrachteten Sedimente keinen Unterschied zur lokalen Belastungssituation,

Für die Ökotoxikologie wurden die Daten der Jahre 2009 bis 2019 verwendet; aus dem Bereich der Pagensander Nebenelbe lagen Daten aus den Jahren 2011 bis 2018 vor. In diesem Zeitraum wurden sechs Sedimentproben mit der limnischen Biotestpalette untersucht. Ökotoxikologisch waren die Sedimente den Toxizitätsklassen 0 bis III zuzuordnen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-41 und in Abbildung 5-44 dargestellt. Im Fall von Toxizitätsklasse III ist gemäß der HABAB-WSV eine Einzelfallentscheidung vorzunehmen. Da die festgestellte Hemmwirkung nur für eine Probe ermittelt wurde und alle anderen Messungen keine Belastungen bis maximal geringe Belastungen aufwiesen, kann das Material als unbedenklich belastet eingestuft werden.

Tabelle 5-40: Bewertung der Sedimente Pagensander Nebenelbe nach HABAB-WSV

Pagensander Nebenelbe	Einheit	MW PaNE	MW Bützfleth 2015-2017	1.5 * MW	3 * MW
Fraktion < 63µm	%	**27**			
Fraktion < 20 µm	%	**19**			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	**26**	29	43	86
Blei	mg/kg	**59**	79	118	237
Cadmium	mg/kg	**1,0**	2,3	3,5	6,9
Chrom	mg/kg	**90**	88	133	265
Kupfer	mg/kg	**37**	57	85	171
Nickel	mg/kg	**40**	45	67	134
Quecksilber	mg/kg	**0,7**	1,2	1,8	3,5
Zink	mg/kg	**321**	511	767	1534
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	**153**	195	293	585
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	**1,3**	1,8	2,7	5,4
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	**0,8**	1,4	2,0	4,1
Hexachlorbenzol	µg/kg	**3,2**	5,5	8,2	16
Summe 7 PCB	µg/kg	**11**	20	30	61
α-HCH	µg/kg	**0,4**	0,6	1,0	1,9
γ-HCH	µg/kg	**0,3**	0,2	0,4	0,7
p,p-DDE	µg/kg	**2,4**	3,7	5,6	11
p,p-DDD	µg/kg	**7,5**	10	15	30
p,p-DDT	µg/kg	**1,6**	2,8	4,3	8,5
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	**9,8**	32	48	96
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg	**439**	1185	1777	3554
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-%	**0,10**	0,3	0,5	1,0
Fall 1 nach HABAB	< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes				
Fall 2 nach HABAB	> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes				
Fall 3 nach HABAB	> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes				

Tabelle 5-41: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Pagensander Nebenelbe der Jahre 2011 bis 2018

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig- [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
110247	Tideelbe 11, 05-2011	0,193	03.05.2011	0 20	53,9	PW	7,6	4,9	2,0	0,8	12,8	-1	0	-33	0	0	0	0
						EL	7,2	6,0	1,1	0,3	3,2	-2	0	-221	0	0	0	
110251	Tideelbe 52, 05-2011	4,193	03.05.2011	0 20	58,9	PW	7,3	3,3	2,0	0,9	31,9	3	0	45	1	0	0	I
						EL	7,3	5,8	1,1	0,3	14,5	-5	0	-30	0	0	0	
170801	Tideelbe14, 09-2017	6,399	12.09.2017	0 20	56,2	PW	7,4	2,3	2,3	1,1	7,8	15	0	37	1	60	1	II
						EL	7,2	5,5	1,1	0,6	1,9	5	0	5	2	0	0	
PaNE-1.2	18-Pagens.NE-1.2	0,394	27.08.2018	0 20	46,3	PW	7,3	1,9	2,6	1,4	17,0	19	0	10	0	40	1	I
						EL	7,2	5,9	1,5	0,8	2,9	3	0	-30	0	20	1	
PaNE-7	18-Pagens.NE-7	3,304	27.08.2018	0 20	37,9	PW	7,7	4,0	2,7	1,4	6,4	14	0	-183	0	0	0	III
						EL	7,5	6,9	2,0	1,0	2,3	-2	0	23	3	20	1	
PaNE-9	18-Pagens.NE-9	4	27.08.2018	0 20	62,5	PW	7,5	5,0	2,2	1,1	11,0	9	0	-170	0	0	0	II
						EL	7,3	7,2	1,0	0,5	4,6	3	0	42	2	100	1	



Abbildung 5-44: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Pagensander Nebenelbe der Jahre 2011 bis 2018

5.4.1.4 Wischhafener Süderelbe

In der Wischhafener Süderelbe wurden 2019 insgesamt 11 Sedimentproben entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie die Ökotoxikologie untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Dies betrifft das Wischhafener Fahrwasser/Wischhafener Süderelbe und den binnenseitig gelegenen Teil hinter dem Sperrwerk. Die Proben stimmen mit denen überein, die auch für morphologische Bestimmungen genutzt wurden (s. Kapitel 4.2.1.1, Tabelle 4-1). Als Referenzmesswert dient der Mittelwert der Dauermessstellen Bützfleth und Brunsbüttel aus den Jahren 2016 - 2018.

Im Ergebnis ist zu sehen, dass die Sedimente der binnenseitig gelegenen Wischhafener Süderelbe für Schadstoffe in Fall 1 nach HABAB einzuordnen sind. Die Schadstoffgehalte sind vergleichbar mit dem mittleren Dreijahresmittelwert der Referenzmessstellen Bützfleth und Brunsbüttel (Tabelle 5-42). Somit entspricht die Schadstoffbelastung der Sedimente der der lokalen Belastung.

Tabelle 5-42: Bewertung der Sedimente Wischhafener Süderelbe nach HABAB WSV km 8,5 bis km 9,6

Wischhafener Süderelbe km 8,5 bis 9,6	Einheit	MW	MW Bütz-Bruns. 2016-2018	1,5 * MW	3 * MW
Fraktion < 20 µm	%	39			
Fraktion < 63µm	%	85			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	29	26	39	77
Blei	mg/kg	58	68	102	204
Cadmium	mg/kg	0,8	1,0	1,6	3,1
Chrom	mg/kg	99	87	131	262
Kupfer	mg/kg	52	40	61	121
Nickel	mg/kg	43	40	60	119
Quecksilber	mg/kg	0,7	0,8	1,3	2,5
Zink	mg/kg	304	322	483	966
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	151	210	315	630
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	2,2	2,0	3,0	6,0
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	1,1	1,3	1,9	3,9
Hexachlorbenzol	µg/kg	4,3	5,2	7,8	16
Summe 7 PCB	µg/kg	16	22	33	66
α-HCH	µg/kg	0,7	0,6	0,9	1,7
γ-HCH	µg/kg	0,3	0,2	0,4	0,7
p,p-DDE	µg/kg	3,3	3,7	5,6	11
p,p-DDD	µg/kg	11	10	15	30
p,p-DDT	µg/kg	1,4	2,8	4,2	8,4
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	21	33	50	99
Phosphor ges, (in < 2 mm)	mg/kg	920	1198	1797	3594
Stickstoff ges, (in < 2 mm)	Gew,-%	0,2	0,3	0,5	0,9
Fall 1 nach HABAB		< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 2 nach HABAB		> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 3 nach HABAB		> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			

Im Bereich der Wischhafener Süderelbe km 10,2 bis 11,1 sind die Sedimente in Fall 2 aufgrund der Überschreitung der 1,5-fachen Referenzwerte von Kupfer, Summe 13 PAK und γ-HCH einzuordnen. Die Überschreitungen sind als geringfügig einzustufen.

Tabelle 5-43: Bewertung der Sedimente Wischhafener Süderelbe nach HABAB WSV km 10,2 bis km 11,1 und km 0 bis 0,15

Wischhafen km 10,2 bis 11,1 und 0 - 0,15	Einheit	MW 2019	MW Bütz-Bruns. 2016-2018	1,5 * MW	3 * MW
Fraktion < 20 µm	%	17			
Fraktion < 63µm	%	60			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	28	26	39	77
Blei	mg/kg	55	68	102	204
Cadmium	mg/kg	0,9	1,0	1,6	3,1
Chrom	mg/kg	96	87	131	262
Kupfer	mg/kg	65	40	61	121
Nickel	mg/kg	41	40	60	119
Quecksilber	mg/kg	0,7	0,8	1,3	2,5
Zink	mg/kg	299	322	483	966
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	214	210	315	630
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	3,4	2,0	3,0	6,0
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	1,3	1,3	1,9	3,9
Hexachlorbenzol	µg/kg	4,8	5,2	7,8	16
Summe 7 PCB	µg/kg	23	22	33	66
α-HCH	µg/kg	0,8	0,6	0,9	1,7
γ-HCH	µg/kg	0,6	0,2	0,4	0,7
p,p-DDE	µg/kg	4,1	3,7	5,6	11
p,p-DDD	µg/kg	14	9,9	15	30
p,p-DDT	µg/kg	2,7	2,8	4,2	8,4
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	13	33	50	99
Phosphor ges, (in < 2 mm)	mg/kg	611	1198	1797	3594
Stickstoff ges, (in < 2 mm)	Gew,-%	0,2	0,3	0,5	0,9
Fall 1 nach HABAB		< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 2 nach HABAB		> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 3 nach HABAB		> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			

Aus dem Bereich der Wischhafener Süderelbe von km 10,2 bis 11,1 lagen ökotoxikologische Untersuchungen von zehn Sedimenten vor. Diese Sedimente wurden in den Jahren 2011 bis 2019 entnommen und mit der limnischen Biotestpalette untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5-44 und Abbildung 5-45 zusammenfassend dargestellt. Die Biotestuntersuchungen wiesen mit den Toxizitätsklassen 0 bis II auf Belastungen hin, die auf nicht nachweisbare bis maximal geringe Belastungen hindeuten, wobei die höchste festgestellte Toxizitätsklasse II nur für ein Sediment gemessen wurde. Die Sedimente sind somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.

Tabelle 5-44: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Wischhafener Süderelbe und dem Wischhafener Fahrwasser der Jahre 2011 bis 2019

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig- [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
110267	Tideelbe E11-32	1,038	05.05.2011	0 20	60	PW	7,8	7,4	2,0	0,9	16,4	3	0	36	1	0	0	I
						EL	7,3	6,1	1,0	0,3	0,2	-4	0	-173	0	0	0	
Wh_5	Wischhafener Süderelbe 5/11	676,133	23.06.2011	0 20	29,9	PW	7,6	3,5	2,5	1,2	3,9	3	0	-27	0	0	0	I
						EL	7,4	5,3	2,2	0,9	0,2	-3	0	62	1	0	0	
Wh_7	Wischhafener Süderelbe 7/11	676,034	23.06.2011	0 20	42,1	PW	7,9	6,2	2,3	1,0	1,9	2	0	14	2	0	0	II
						EL	7,4	6,3	1,4	0,5	0,1	9	0	-145	0	0	0	
Wh_11	Wischhafener Süderelbe 11/11	675,845	23.06.2011	0 20	49,9	PW	7,4	4,2	2,7	1,2	15,8	9	0	-53	0	0	0	0
						EL	7,3	5,3	1,5	0,6	10,9	10	0	-54	0	0	0	
Wh_22 neu	Wischhafener Süderelbe 22neu/11	10,163	23.06.2011	0 20	39,2	PW	7,7	5,1	2,3	1,0	2,6	2	0	24	1	0	0	I
						EL	7,4	4,8	1,6	0,6	0,2	-5	0	-51	0	0	0	
Wh_23 neu	Wischhafener Süderelbe 23neu/11	9,565	23.06.2011	0 20	29,1	PW	7,6	3,4	2,4	1,1	5,5	-4	0	-63	0	0	0	I
						EL	7,4	4,2	2,2	0,9	2,3	-7	0	79	1	0	0	
Wh_26 neu	Wischhafener Süderelbe 26neu/11	8,458	23.06.2011	0 20	33,4	PW	7,4	2,8	2,6	1,2	7,6	7	0	-36	0	0	0	I
						EL	7,3	6,1	1,9	0,8	5,6	-2	0	84	1	0	0	
170829	Tideelbe E11-32, 09-2017	1,041	15.09.2017	0 20	65,7	PW	7,8	7,1	2,3	1,2	3,4	12	0	-66	0	0	0	0
						EL	7,5	7,2	1,0	0,5	2,5	5	0	-110	0	0	0	
978-01	Wischhafener Fahrwasser-km 0	0,004	09.10.2019	0 15	48,6	PW	7,4	1,7	5,4	2,9	15,0	1	0	-177	0	70	1	I
						EL	7,3	6,6	2,4	1,2	5,2	-5	0	-84	0	0	0	
978-03	Wischhafener Süderelbe-km 8,5	8,456	09.10.2019	0 30	34,6	PW	7,5	0,8	4,0	2,1	14,0	0	0	-209	0	80	1	I
						EL	7,4	6,9	2,6	1,3	12,0	4	0	-36	0	10	0	



Abbildung 5-45: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Wischhafener Süderelbe und dem Wischhafener Fahrwasser der Jahre 2011 bis 2019

5.4.1.5 Ruthenstrom

Im Ruthenstrom wurden 2018 acht Sedimentproben entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie die Ökotoxikologie untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Diese stimmen mit denen überein, die auch für morphologischen Bestimmungen genutzt wurden (s. Kapitel

4.2.1.1, Tabelle 4-1). Als Referenzmesswert dient hier der Mittelwert der Dauermessstellen Bützfleth und Brunsbüttel aus den Jahren 2015 - 2017.

Im Ergebnis ist zu sehen, dass die Sedimente des Ruthenstroms für Schadstoffe bis auf das γ-HCH in Fall 1 nach HABAB einzuordnen sind (Tabelle 5-45) und somit mit der Belastung der Referenzstellen zu vergleichen oder die Belastung bei manchen Schadstoffen sogar besser ist. Lediglich das γ-HCH ist Fall 2 zuzuordnen, da es den 1,5-fachen Wert des Referenzwertes leicht übersteigt.

Für die Ökotoxikologie lagen aus dem Ruthenstrom insgesamt Untersuchungen von zehn Sedimenten vor, diese stammen aus den Jahren 2011 bis 2018. In Tabelle 5-46 sind die wichtigsten Untersuchungsergebnisse der limnischen Biotestpalette angegeben, Abbildung 5-46 stellt die ermittelten Toxizitätsklassen kartographisch dar. Die Biotestuntersuchungen wiesen mit den Toxizitätsklassen 0 bis II maximal auf geringe Belastungen hin, wobei auch hier die höchste Toxizitätsklasse II nur in einem Sediment gemessen wurde. Die Sedimente sind daher als ökotoxikologisch unbedenklich belastet einzustufen.

Tabelle 5-45: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV im Ruthenstrom

Ruthenstrom	Einheit	MW RuS	MW Bütz-BB 2015-2017	1.5 * MW	3 * MW
Fraktion < 63µm	%	**77**			
Fraktion < 20 µm	%	**48**			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	**27**	27	41	82
Blei	mg/kg	**61**	71	107	214
Cadmium	mg/kg	**0,9**	1,58	2,4	4,8
Chrom	mg/kg	**90**	87	130	261
Kupfer	mg/kg	**38**	47	70	141
Nickel	mg/kg	**40**	42	62	125
Quecksilber	mg/kg	**0,8**	0,96	1,4	2,9
Zink	mg/kg	**318**	322	482	965
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	**106**	186	279	557
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	**1,3**	1,8	2,7	5,4
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	**0,9**	1,2	1,7	3,5
Hexachlorbenzol	µg/kg	**4,0**	5,1	7,7	15
Summe 7 PCB	µg/kg	**11**	19	29	58
α-HCH	µg/kg	**0,4**	0,5	0,8	1,6
γ-HCH	µg/kg	**0,4**	0,2	0,3	0,7
p,p-DDE	µg/kg	**2,4**	3,3	4,9	9,9
p,p-DDD	µg/kg	**7,8**	9,3	14	28
p,p-DDT	µg/kg	**1,5**	1,9	2,8	5,6
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	**18**	26	39	78
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg	**885**	1030	1545	3090
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-%	**0,2**	0,3	0,4	0,8
Fall 1 nach HABAB		< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 2 nach HABAB		> 1,5 fache und < 3-fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 3 nach HABAB		> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			

Tabelle 5-46: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich des Ruthenstroms der Jahre 2011 bis 2018

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig-keit [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
110263	Tideelbe 19, 05-2011	669,661	04.05.2011	0 20	68,3	PW	7,7	5,7	1,4	0,5	6,0	31	1	-92	0	0	0	I
						EL	7,3	6,2	0,9	0,2	2,0	1	0	-130	0	0	0	
RuStr_1	Ruthenstrom 1/11	6,052	20.06.2011	0 20	54,6	PW	7,5	3,9	2,3	1,0	6,9	2	0	3	0	0	0	0
						EL	7,3	6,4	1,2	0,4	0,1	7	0	-39	0	0	0	
RuStr_4	Ruthenstrom 4/11	5,392	20.06.2011	0 20	45,7	PW	7,3	3,0	1,8	0,7	12,1	11	0	-19	0	0	0	0
						EL	7,1	5,4	1,3	0,4	7,2	7	0	16	0	0	0	
RuStr_6	Ruthenstrom 6/11	4,597	20.06.2011	0 20	45,8	PW	7,3	2,6	1,8	0,7	12,2	10	0	-47	0	0	0	0
						EL	7,1	5,3	1,2	0,4	7,0	-5	0	-30	0	0	0	
RuStr_8	Ruthenstrom 8/11	3,913	20.06.2011	0 20	41,8	PW	7,3	1,1	2,6	1,2	10,8	11	0	-10	0	0	0	I
						EL	7,0	4,9	1,5	0,6	1,7	7	0	26	1	0	0	
170823	Tideelbe19, 09-2017	669,72	15.09.2017	0 20	67,2	PW	7,6	5,7	1,8	0,9	5,8	10	0	-119	0	0	0	I
						EL	7,5	7,3	0,9	0,5	2,9	5	0	-11	0	40	1	
RuS1	18-Ruthenstrom-1	6,051	30.08.2018	0 20	55,9	PW	7,6	3,9	4,7	2,5	7,7	8	0	-232	0	0	0	I
						EL	7,6	7,4	1,9	0,9	2,8	1	0	36	1	0	0	
RuS4	18-Ruthenstrom-4	5,169	30.08.2018	0 20	58,6	PW	7,3	1,5	3,5	1,9	15,0	15	0	53	1	70	1	II
						EL	7,3	6,3	1,4	0,7	6,1	0	0	0	2	10	0	
RuS6	18-Ruthenstrom-6	4,598	30.08.2018	0 20	63,7	PW	7,3	3,0	3,8	2,0	13,0	19	0	-130	0	0	0	0
						EL	7,5	8,0	1,4	0,7	7,4	-1	0	4	0	0	0	
RuS8	18-Ruthenstrom-8	3,911	30.08.2018	0 20	32,9	PW	7,3	0,7	3,2	1,7	19,0	15	0	51	1	80	1	I
						EL	7,4	7,7	2,0	1,0	19,0	5	0	35	1	20	1	



Abbildung 5-46: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich des Ruthenstroms der Jahre 2011 bis 2018

5.4.1.6 Schwinge

Entlang der Schwinge wurden 2017 Proben für Schadstoffanalysen entnommen. Diese sind detailliert in BfG-1973 (2019) beschrieben. Im Folgenden werden die Ergebnisse kurz zusammengefasst.

Schwermetalle weisen entlang der Schwinge keine Überschreitungen des 1,5-fachen Referenzwertes (DMS Bützfleth MW 2014 - 2016) auf.

In manchen Sedimentproben der Schwinge werden von in der Regel chlororganischen Schadstoffen der 1,5-fache Referenzwert überschritten (Fall 2 nach HABAB), vereinzelt auch der 3-fache Referenzwert (Fall 3 nach HABAB). Diese hohen Überschreitungen konnten allerdings in Nachuntersuchungen nicht bestätigt werden. Zudem liegt die Vermutung nahe, dass durch Umbauten im Bereich des Jachthafens Schadstoffe freigesetzt wurden und dies zu den erhöhten Werten führte. Im Mündungsbereich der Schwinge wurde die elbetypische Belastung vorgefunden.

Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - III einzuordnen und zeigen somit nicht toxisch bis mäßig toxische Belastungen. Die Einstufung in die Toxizitätsklasse III traf allerdings nur für eine Probe zu.

2022 wurde die Schwinge erneut beprobt und an fünf Sedimentproben Schadstoffgehalte bestimmt. Wie in den Jahren zuvor weisen die Schwermetalle keine Überschreitungen des 1,5-fachen Referenzwertes (Dreijahresmittelwert der DMS Bützfleth 2019 - 2021) auf. Bis auf die Kohlenwasserstoffe zeigen auch die untersuchten organischen Schadstoffe keine Überschreitung des 1,5-fachen Referenzwertes (Tabelle 5-47). Der im Mittel erhöhte Gehalt der Kohlenwasserstoffe ist auf eine Probe zurückzuführen. Die restlichen vier Proben liegen im Bereich der Belastung, die an der DMS Bützfleth zu finden ist.

Tabelle 5-47: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV in der Schwinge (km 2,5 - 4,6)

		MW Schwinge 2022	MW Bützfleth (2019-2021)	1.5 * MW	3 * MW
Anteil < 20 µm	[mg/kg TS]	43	66		
Arsen (< 20 µm)	[mg/kg TS]	27	28	42	84
Blei (< 20 µm)	[mg/kg TS]	60	65	98	195
Cadmium (< 20 µm)	[mg/kg TS]	0,9	0,9	1,4	2,7
Chrom (< 20 µm)	[mg/kg TS]	86	91	136	272
Kupfer (< 20 µm)	[mg/kg TS]	34	42	63	127
Nickel (< 20 µm)	[mg/kg TS]	40	43	64	128
Zink (< 20 µm)	[mg/kg TS]	306	327	491	981
Quecksilber (< 20 µm)	[mg/kg TS]	0,7	0,7	1,1	2,1
Auf 20 µm normierte Daten					
Kohlenwasserstoffe (C10 - C40)	[mg/kg TS]	335	182	273	546
Sum PAK 13	[mg/kg TS]	1,4	1,4	2,1	4,2
PCB 28	[µg/kg TS]	0,4	0,7	1,0	2,0
PCB 52	[µg/kg TS]	0,4	0,6	0,9	1,8
PCB 101	[µg/kg TS]	1,0	1,6	2,4	4,8
PCB 118	[µg/kg TS]	0,7	1,1	1,6	3,2
PCB 138	[µg/kg TS]	3,2	2,6	3,9	7,9
PCB 153	[µg/kg TS]	2,3	3,6	5,4	11
PCB 180	[µg/kg TS]	1,5	2,0	3,0	6,1
Sum PCB 7	[µg/kg TS]	9,4	12	18	36
a-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,4	0,5	0,8	1,5
g-Hexachlorcyclohexan	[µg/kg TS]	0,1	0,2	0,3	0,6
p,p'-DDT	[µg/kg TS]	0,8	3,8	5,6	11
p,p'-DDD	[µg/kg TS]	6,4	6,3	9,5	19
p,p'-DDE	[µg/kg TS]	2,1	2,7	4,1	8,1
Pentachlorbenzol	[µg/kg TS]	0,4	0,8	1,2	2,4
Hexachlorbenzol	[µg/kg TS]	2,6	3,6	5,4	11
in < 2000 µm gemessene Daten					
Tributylzinn	[µg OZK/kg TS]	16	24	36	72
Phosphor - gesamt	[mg/kg TS]	968	1230	1845	3690
Stickstoff - gesamt	[Gew.-% TS]	0,2	0,3	0,5	0,9

Aus dem Bereich der Schwinge lagen für die Ökotoxikologie aus den Jahren 2014 und 2015 Untersuchungsergebnisse von vier Sedimentproben vor. Die Ergebnisse der limnischen Biotestpalette sind in

Tabelle 5-48 und Abbildung 5-47 zusammenfassend dargestellt. Mit Toxizitätsklassen von 0, I, II und III sind die Belastungen weniger homogen als in den anderen Betrachtungsbereichen. Ausschlaggebend für die Einstufung in die Toxizitätsklassen über 0 waren jeweils die Untersuchungen mit dem Grünalgentest. Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen sind die Belastungspotenziale der untersuchten Sedimente in diesem Fall als ökotoxikologisch unbedenklich belastet einzustufen.

Tabelle 5-48: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Schwinge der Jahre 2014 und 2015

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig- [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
Schwi-01	Schwinge, km 0.06	0,059	18.11.2014	0 20	26,1	PW	7,3	1,6	1,7	n.b.	11,0	-10	0	56	1	0	0	I
						EL	7,3	7,0	1,2	n.b.	6,2	-13	0	-6	0	0	0	
Schwi-09	Schwinge, km 2.0	2,006	18.11.2014	0 20	26,1	PW	7,2	1,0	2,3	n.b.	35,0	-14	0	73	2	10	0	II
						EL	7,2	6,0	1,2	n.b.	12,0	-14	0	-13	0	0	0	
Schwi-15	Schwinge, km 4.6	4,643	18.11.2014	0 20	26,1	PW	7,4	3,6	2,0	n.b.	10,0	-9	0	62	1	0	0	III
						EL	7,4	7,3	1,1	n.b.	3,1	-7	0	19	3	70	1	
E-0815-23	Schwinge	654,834	05.08.2015	0 20	63,9	PW	7,4	4,2	1,8	n.b.	7,7	13	0	-91	0	0	0	0
						EL	7,2	7,0	1,1	n.b.	2,4	8	0	19	0	0	0	



Abbildung 5-47: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Schwinge der Jahre 2014 und 2015

5.4.1.7 Wedeler Tonnenhafen

Im Wedeler Tonnenhafen wurden 2018 10 Sedimentproben entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie die Ökotoxikologie untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Diese stimmen mit denen überein, die auch für morphologische Bestimmungen genutzt wurden (siehe Kapitel 4.2.1.1, Tabelle 4-1).

Im Ergebnis ist zu sehen, dass die Sedimente des Wedeler Tonnenhafens für Schadstoffe in Fall 1 nach HABAB einzuordnen sind (Tabelle 5-49) und somit mit der Belastung der Referenzstelle Wedel zu vergleichen sind oder die Belastung bei manchen Schadstoffen sogar besser ist.

Aus dem Wedeler Tonnenhafen lagen für die Jahre 2009 bis 2019 nur vier ökotoxikologische Sedimentuntersuchungen aus der Bereisung in Jahr 2018 vor. Die Ergebnisse der limnischen Biotestpalette sind in Tabelle 5-50 und in Abbildung 5-48 dargestellt. Mit Toxizitätsklassen von 0 und I waren die Proben sehr gering belastet. Ökotoxikologisch sind die Sedimente nicht bzw. unbedenklich belastet.

Tabelle 5-49: Bewertung der Sedimente nach HABAB-WSV im Tonnenhafen Wedel 2018

Tonnenhafen Wedel	Einheit	MW Tonnenhafen	MW Wedel 2015-2017	1.5 * MW	3 * MW
Fraktion < 63µm	%	**90**			
Fraktion < 20 µm	%	**76**			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	**28**	27	41	81
Blei	mg/kg	**68**	67	100	201
Cadmium	mg/kg	**1,0**	1,6	2,4	4,9
Chrom	mg/kg	**97**	79	119	238
Kupfer	mg/kg	**42**	62	92	185
Nickel	mg/kg	**44**	38	58	115
Quecksilber	mg/kg	**0,9**	1,0	1,5	3,1
Zink	mg/kg	**384**	440	660	1319
Kohlenwasserstoffe (in < 20 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	**151**	280	421	841
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	**1,4**	3,0	4,5	8,9
Chlororganische Verbindungen (in < 20 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	**1,7**	2,2	3,3	6,7
Hexachlorbenzol	µg/kg	**7,8**	9,7	14	29
Summe 7 PCB	µg/kg	**15**	28	42	83
α-HCH	µg/kg	**0,5**	1,1	1,7	3,3
γ-HCH	µg/kg	**0,2**	0,4	0,5	1,1
p,p-DDE	µg/kg	**3,4**	5,4	8,1	16
p,p-DDD	µg/kg	**13**	14	21	42
p,p-DDT	µg/kg	**2,7**	6,5	9,7	19
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	**31**	42	63	126
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg	**1427**	1282	1922	3845
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-%	**0,4**	0,3	0,5	1,0
Fall 1 nach HABAB	< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes				
Fall 2 nach HABAB	> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes				
Fall 3 nach HABAB	> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes				

Tabelle 5-50: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich des Tonnenhafen Wedel bei Elbe-km 642 des Jahres 2018

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig-keit [mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
TH-Wed 01	Tonnenhafen-Wedel-01	642,156	27.08.2018	0 20	26,9	PW	7,3	2,0	2,1	1,1	11,0	-14	0	-1	0	0	0	0
						EL	7,1	4,4	1,7	0,8	18,0	16	0	-34	0	0	0	
TH-Wed 03	Tonnenhafen-Wedel-03	642,156	27.08.2018	0 20	28,5	PW	7,3	1,2	2,6	1,4	17,0	10	0	73	1	50	1	I
						EL	7,2	4,3	1,9	1,0	20,0	14	0	25	1	0	0	
TH-Wed 07	Tonnenhafen-Wedel-07	642,156	27.08.2018	0 20	26,7	PW	7,4	1,8	2,5	1,3	13,0	13	0	65	1	0	0	I
						EL	7,3	4,6	2,0	0,8	18,0	13	0	18	0	0	0	
TH-Wed 09	Tonnenhafen-Wedel-09	642,156	27.08.2018	0 20	29,5	PW	7,3	1,8	2,0	1,0	17,0	14	0	-44	0	0	0	I
						EL	7,0	4,1	1,5	0,7	22,0	21	1	-62	0	40	1	

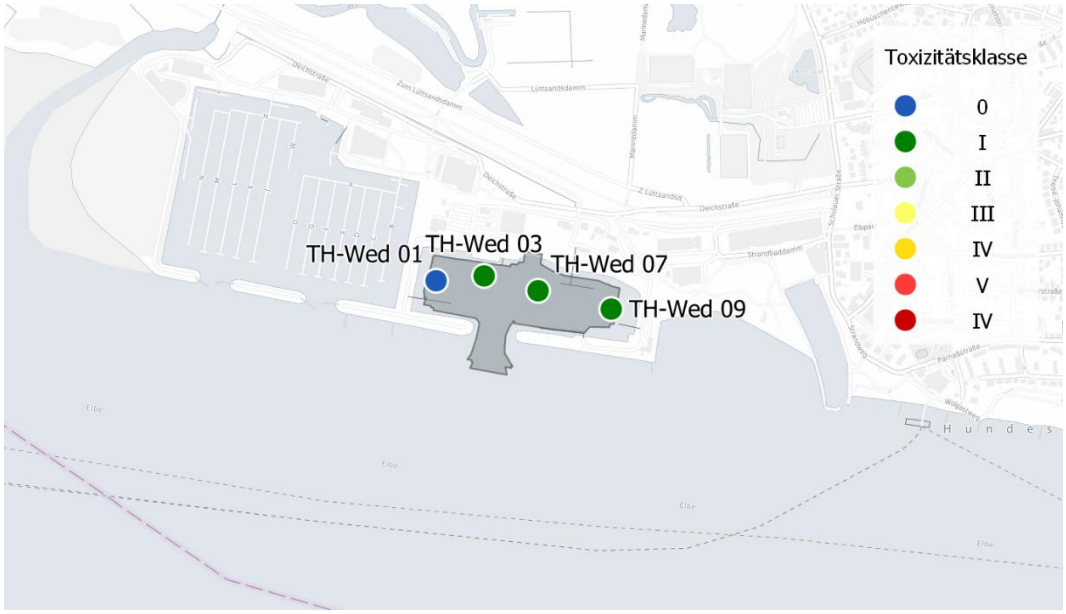


Abbildung 5-48: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich des Tonnenhafen Wedel bei Elbe-km 642 des Jahres 2018

5.4.1.8 Außeneste

In der Außeneste wurden 2018 vier Greiferproben entnommen und auf ihre Schadstoffbelastung sowie die Ökotoxikologie untersucht und nach HABAB (HABAB-WSV, BfG-1251, 2000) bewertet. Diese vier Proben stimmen mit denen überein, die auch für morphologische Bestimmungen 2018 genutzt wurden (s. Kapitel 4.2.1.1, Tabelle 4-1).

Im Ergebnis ist zu sehen, dass die Sedimente der Außeneste für Schadstoffe in Fall 1 nach HABAB einzuordnen sind (Tabelle 5-51) und somit mit der Belastung der Referenzstelle Wedel zu vergleichen sind oder die Belastung bei manchen Schadstoffen sogar besser ist.

Ökotoxikologisch sind die fünf vorliegenden Sedimentproben, die in den Jahren 2011, 2017 und 2018 genommen wurden, den Toxizitätsklassen 0, I und II zuzuordnen. Ökotoxikologisch ist das Material maximal gering belastet. Die Daten finden sich in Tabelle 5-52 und in Abbildung 5-49.

Tabelle 5-51: **Bewertung nach HABAB der Sedimente im Mündungsbereich der Este bei Elbe-km 640**

Este	Einheit	MW ES	MW Wedel 2015-2017	1,5 * MW	3 * MW
Fraktion < 63µm	%	**35**			
Fraktion < 20 µm	%	**23**			
Schwermetalle und Arsen (in < 20 µm)					
Arsen	mg/kg	**28**	27	41	81
Blei	mg/kg	**65**	67	100	201
Cadmium	mg/kg	**1,2**	1,6	2,4	4,9
Chrom	mg/kg	**90**	79	119	238
Kupfer	mg/kg	**43**	62	92	185
Nickel	mg/kg	**41**	38	58	115
Quecksilber	mg/kg	**0,9**	1,0	1,5	3,1
Zink	mg/kg	**382**	440	660	1319
Kohlenwasserstoffe (in < 63 µm)					
Kohlenwasserstoffe (C10-C40)	mg/kg	**163**	280	421	841
PAK-Summe 13 EPA	mg/kg	**2,8**	3,0	4,5	8,9
Chlororganische Verbindungen (in < 63 µm)					
Pentachlorbenzol	µg/kg	**1,3**	2,2	3,3	6,7
Hexachlorbenzol	µg/kg	**4,2**	9,7	14	29
Summe 7 PCB	µg/kg	**17**	28	42	83
α-HCH	µg/kg	**0,5**	1,1	1,7	3,3
γ-HCH	µg/kg	**0,2**	0,4	0,5	1,1
p,p-DDE	µg/kg	**4,1**	5,4	8,1	16
p,p-DDD	µg/kg	**11**	14	21	42
p,p-DDT	µg/kg	**1,6**	6,5	9,7	19
Organozinnverbindungen					
Tributylzinn-Kation (in < 2 mm)	µg OZK/kg TS	**27**	42	63	126
Phosphor ges. (in < 2 mm)	mg/kg	**542,5**	1282	1922	3845
Stickstoff ges. (in < 2 mm)	Gew.-%	**0,115**	0,3	0,5	1,0
Fall 1 nach HABAB		< 1,5 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 2 nach HABAB		> 1,5 fache und < 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			
Fall 3 nach HABAB		> 3 fache des 3-Jahresmittelwertes			

Tabelle 5-52: Ergebnisse der ökotoxikologischen Belastungspotenziale im Bereich der Este der Jahre 2011 bis 2018

BfG-Nummer	Entnahmestelle	Gewässer-Km	Probenbeschreibung			Unter-such-ungs-matrix	physiko-chemische Parameter Testgut					Leuchtb.-Test DIN EN ISO 11348-2		Grün-algentest DIN 38412-33		Daphnien-test DIN 38412-30		Toxizitäts-klasse limnisch
			Entnahme-datum	Entnahme-tiefe [cm]	TR [%]		pH	O_2 n. Gew. [mg/l]	Leit-fähig-[mS/cm]	Sali-nität	NH_4^+-N [mg/l]	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	G1 [%]	pT-Wert	
110237	Tideelbe 2, 05-2011	0,448	02.05.2011	0 20	53,8	PW	7,5	5,7	1,7	0,7	5,7	-1	0	23	1	0	0	I
						EL	7,0	6,5	1,0	0,3	1,0	-4	0	-63	0	0	0	
110238	Tideelbe E11-03	0,958	02.05.2011	0 20	56,7	PW	7,6	5,3	1,6	0,6	4,4	-3	0	-13	0	0	0	0
						EL	7,1	6,7	1,0	0,3	0,1	n.b.	0	-69	0	0	0	
170769	Tideelbe2, 09-2017	0,426	11.09.2017	0 20	46,4	PW	7,3	0,5	2,8	1,4	23,0	8	0	72	2	70	2	II
						EL	7,1	6,0	1,4	0,7	3,1	2	0	-25	0	30	1	
170771	Tideelbe E11-03, 09-2017	1,32	11.09.2017	0 20	66,9	PW	7,6	5,6	1,2	0,6	6,5	12	0	-78	0	0	0	I
						EL	7,3	7,7	0,9	0,5	6,5	4	0	32	1	0	0	
ES-03	18-Estezufahrt-03	0,988	27.08.2018	0 20	50,2	PW	7,4	2,7	2,2	1,1	17,0	13	0	12	0	0	0	II
						EL	6,9	4,8	1,2	0,6	3,3	4	0	-1	2	70	1	



Abbildung 5-49: Darstellung der Toxizitätsklassen der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette im Bereich der Este der Jahre 2011 bis 2018

5.4.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Da nur in einzelnen Bereichen einzelne Schadstoffe den jeweils 1,5-fachen Referenzwert überschreiten, ist mit keinen messbaren Auswirkungen im Nah- und Fernfeld bezüglich Schadstoffe bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen.

Alle zuvor aufgeführten ökotoxikologischen Untersuchungsergebnisse sind zusammenfassend in Tabelle 5-53 dargestellt. In dieser ist die Häufigkeit der in den jeweiligen Bereichen ermittelten Toxizitätsklassen angegeben. Alle Bereiche sind (ggf. nach Einzelfallbetrachtung) als ökotoxikologisch unproblematisch belastet einzuordnen. Obwohl die Umlagerung des Baggermaterials mittels der WI-Baggermethode potenziell zu einer erhöhten Verfügbarkeit des Materials für vorhandene Organismen führt, sind aufgrund der geringen Belastungspotenziale keine direkten Wirkungen zu erwarten. Weiterhin bewirkt die WI-Baggerung nur eine relativ lokale Umlagerung, so dass sich keine größeren Belastungsunterschiede ergeben. Direkte, durch toxische Wirkungen verursachte Beeinträchtigungen in Folge der angestrebten WI-Baggerungen sind nicht zu erwarten.

Tabelle 5-53: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse mit der limnischen Biotestpalette

Dargestellt sind die in den jeweiligen Abschnitten der Jahre 2009 bis 2019 ermittelten Häufigkeiten der Toxizitätsklassen, die hieraus ermittelten Mediane sowie die gemittelte Toxizitätsklassen*.

Tideelbe Seitenbereiche von 2009 bis 2019 Tox.-Klasse	Stör Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Glückstädter Nebenelbe Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Pagensander Nebenelbe Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Wischhafener Süderelbe Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Ruthenstrom Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Schwinge Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Wedeler Tonnenhafen Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Außeneste Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch	Summe der Nebenelben Häufigkeit Tox.-Klasse limnisch
0	5	3	1	2	4	1	1	1	∑ 18
I	1	4	2	7	5	1	3	2	∑ 25
II	1	1	2	1	1	1		2	∑ 9
III			1			1			∑ 2
IV									
V									
VI									
Median*	**0**	**I**	**II**	**I**	**I**	**II**	**I**	**I**	**I**
∑	7	8	6	10	10	4	4	5	54
$\bar{x}$	0,4	0,8	1,5	0,9	0,7	1,5	0,8	1,2	0,9

*) Auf Grund der ordinalen Toxizitäts-Skala erfolgte die Bildung des Medians bei gerader Anzahlen nicht über das arithmetische Mittel, sondern über den jeweils höheren Wert.

5.5 Makrozoobenthos

5.5.1 Ist-Zustand

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der Tideelbe wird durch eine Reihe von Faktoren bestimmt. Der wichtigste Faktor ist der Salzgehalt des Wassers und seine Schwankungen bedingt durch Tide und Oberwasserabfluss. Darüber hinaus wird die Zusammensetzung des Makrozoobenthos durch Unterschiede in der natürlichen Sedimentbeschaffenheit (Korngröße und organischer Gehalt) sowie möglicherweise durch chemische Belastungen der Sedimente beeinflusst (Wetzel et al. 2012, 2013).

Das Makrozoobenthos der Tideelbe lässt sich von Hamburg bis Cuxhaven in drei verschiedene Lebensgemeinschaften unterteilen (vgl. BfG 2014a). Die erste Lebensgemeinschaft befindet sich im Bereich von km 600 bis km 650 und umfasst die Gebiete Außeneste und Bauhafen Wedel. Die zweite Biozönose umfasst den Bereich von km 650 bis km 680; hier befinden sich Schwinge, Pagensander Nebenelbe, Glückstädter Nebenelbe, Wischhafener Süderelbe und Stör. Die dritte Biozönose umfasst den Bereich von km 680 bis km 730 und liegt damit außerhalb der betrachteten Gebiete.

Neben den Veränderungen, die das Makrozoobenthos im Längsverlauf der Tideelbe zeigt, gibt es zusätzlich Unterschiede im Gewässerquerschnitt (vgl. Wetzel et al. 2012), die vor allem durch die feinere Sedimentzusammensetzung in den Randbereichen im Vergleich zu den gröberen Sedimenten in der Fahrrinne bedingt sind. Zusätzlich beeinflusst die stärkere Sedimentdynamik in der Fahrrinne diese Unterschiede im Querverlauf des Gewässers.

In den Randbereichen von km 600 bis 680 stellt die Gruppe der Oligochaeten mit einem durchschnittlichen Anteil von über 90 % die größte Gruppe der Makrozoobenthosgemeinschaften dar (vgl. Wetzel et

al. 2012) und war z. B. auch in der Schwinge bis Stade am stärksten vertreten (vgl. BfG 2019a). Oligochaeten sind Zwitter und können sich je nach Art auch vegetativ (asexuell) fortpflanzen. Unter anderem dadurch haben sie eine sehr hohe Vermehrungsrate, die es ihnen ermöglicht, Individuenverluste, wie sie z. B. durch anthropogene Aktivitäten wie Sedimentumlagerungen verursacht werden können, relativ schnell, d. h. innerhalb weniger Wochen bis Monate, auszugleichen. Unter ungestörten Bedingungen zeigen Oligochaeten-Arten im Jahresverlauf ein Abundanzmaximum in den Monaten Dezember und Januar, während die Dichten in den übrigen Monaten geringer sind und kaum Abundanzschwankungen auftreten (Gillett et al. 2007).

Nachfolgend werden die einzelnen Untersuchungsgebiete mit der dort vorkommenden Makrozoobenthosfauna vorgestellt.

5.5.1.1 Stör

Die Stör mündet bei Glückstadt am Elbe-km 679 in die Elbe. Daten zum Makrozoobenthosvorkommen in der Stör werden regelmäßig vom Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein erhoben. Der jüngste Datensatz für die Stör stammt aus dem Jahr 2020. Die vom Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein erhobenen Makrozoobenthosdaten stammen von zwei Stationen, die mehr als 8 km oberhalb von Itzehoe bei Breitenberg und Wittenbergen im Mittellauf der Stör liegen Abbildung 5-50). Beide Stationen liegen damit deutlich oberhalb des zu betrachtenden WI-Bereiches an der Wendestelle bei Itzehoe, befinden sich aber genauso wie der WI-Bereich im Fließgewässertyp 22.2 „Marschengewässer“. Der Salzgehalt in diesem Abschnitt der Stör ist gering, was sich auch in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna widerspiegelt (Tabelle 5-54). Der Anteil der Insektenarten zeigt deutliche Merkmale des Arteninventars eines kleinen Süßwasser-Flachlandflusses. Neben den Insekten kommen vor allem Oligochaeten und Amphipoden vor.

Keine der in der Stör nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-50: Lage der Makrozoobenthosstationen des Landesamts für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein in der Stör

Tabelle 5-54: Artenvorkommen an den NLWKN Stationen in der Stör aus dem Jahr 2020

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Hydrozoa		**Plecoptera**	
Hydra sp.	2	*Isoperla grammatica*	2
Mollusca		*Leuctra fusca*	3
Corbicula	35	Perlodidae indet.	2
Corbicula fluminea	32	**Heteroptera**	
Galba truncatula	1	Corixinae indet.	2
Lymnaeidae indet.	1	*Ilyocoris cimicoides*	1
Pisidium sp.	57	*Micronecta* sp.	387
Pisidium supinum	69	*Micronecta griseola*	43
Potamopyrgus antipodarum	68	*Micronecta poweri*	425
Oligochaeta		*Plea minutissima*	1
Lumbricidae indet.	2	*Sigara* sp.	3
Lumbriculus variegatus	6	*Sigara dorsalis*	2
Naididae indet.	43	*Sigara striata*	2
Tubificidae indet.	265	**Coleoptera**	
Quistadrilus multisetosus	65	*Agabus* sp.	2
Stylaria lacustris	28	Colymbetinae indet.	2
Stylodrilus heringianus	20	*Elmis* sp.	1
Hirudinea		*Elmis aenea*	2
Piscicolidae indet.	2	Hydroporinae indet.	1
Acari		Hydroporus indet.	1
Hydrachnidia indet.	110	*Noterus clavicornis*	1
Amphipoda		*Orectochilus villosus*	2
Chelicorophium curvispinum	18	*Oulimnius* sp.	1
Chelicorophium robustum	3	*Oulimnius tuberculatus*	1
Corophium multisetosum	7	**Trichoptera**	
Dikerogammarus sp.	10	*Anabolia nervosa*	8
Dikerogammarus villosus	20	*Athripsodes* sp.	1
Gammarus sp.	56	*Brachycentrus subnubilus*	8
Gammarus tigrinus	92	*Ceraclea dissimilis*	1
Gammarus zaddachi	290	*Hydropsyche pellucidula*	1
Decapoda		*Ithytrichia lamellaris*	1
Atyaephyra desmarestii	2	*Lepidostoma basale*	1
Eriocheir sinensis	1	*Limnephilinae* indet.	2
Palaemon longirostris	5	*Limnephilini* sp.	1
Isopoda		*Mystacides azurea*	3
Asellus aquaticus	10	*Phryganea grandis*	1
Proasellus coxalis	13	*Polycentropus flavomaculatus*	2
Ephemeroptera		*Polycentropus irroratus*	1
Baetis buceratus	20	*Triaenodes bicolor*	1
Baetis fuscatus	11	**Chironomidae**	
Baetis rhodani	65	*Ablabesmyia* sp.	4
Baetis vernus	20	Chironomidae indet.	26
Brachycercus harrisellus	43	Chironomini	56
Caenis horaria	7	Chironomus	20

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Caenis rivulorum	5	Conchapelopia	20
Centroptilum luteolum	20	Dicrotendipes	50
Cloeon dipterum	2	Orthocladiinae	104
Ephemera danica	4	Procladius	4
Ephemerella ignita	68	Prodiamesa olivacea	27
Ephemerella notata	7	Tanypodinae	12
Heptagenia sp.	5	Tanytarsini	68
Heptagenia flava	1	**Diptera**	
Heptagenia sulphurea	3	Limoniidae indet.	1
Leptophlebia cincta	2	*Dicranota* sp.	2
Leptophlebia submarginata	3	*Simulium* sp.	1
Leptophlebia vespertina	8	Ceratopogoninae indet.	6
Procloeon bifidum	33	*Chaoborus* sp.	1
Odonata			
Calopteryx sp.	6		
Calopteryx splendens	14		
Coenagrionidae indet.	2		
Platycnemis pennipes	1		

5.5.1.2 Glückstädter Nebenelbe

Die Glückstädter Nebenelbe erstreckt sich auf einer Länge von 5,8 km östlich der Rhinplate zwischen Elb-km 671 und 677. Daten zum Makrozoobenthosvorkommen in der Glückstädter Nebenelbe liegen von einer im Jahr 2011 beprobten Greiferstation (Abbildung 5-51) im südlichen Teil der Nebenelbe vor. Bei dieser Beprobung konnten vier Arten (Tabelle 5-55), zwei Crustaceenarten (*Bathyporeia pilosa* und *Mesopodopsis slabberi*) und zwei Polychaetenarten (*Marenzelleria neglecta* und *Marenzelleria* sp.) nachgewiesen werden. Im Fahrrinnen- und Randbereich der Tideelbe bei Glückstadt wurden darüber hinaus vor allem die Malacostraca *Neomysis integer*, *Bathyporeia pelagica*, *Bathyporeia elegans* und *Gammarus zadachi* nachgewiesen. Die Polychaeten sind vor allem durch *Hediste diversicolor*, *Boccardiella ligerica* und *Marenzelleria viridis* und die Oligochaeten durch *Limnodrillus hoffmeisteri* und *Potamothrix moldaviensis* vertreten. Es ist davon auszugehen, dass diese Arten auch in der Nebenelbe vorkommen, obwohl direkte Nachweise fehlen. Bivalvia (Muscheln) wurden im Fahrwasser und im Randbereich der Tideelbe bei Glückstadt bisher nicht nachgewiesen.

Keine der in der Glückstädter Nebenelbe nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-51: Lage der Makrozoobenthosstationen in der Glückstädter Nebenelbe, die im Rahmen einer Längsbereisung der BfG im Jahr 2011 beprobt wurde

Tabelle 5-55: Artenvorkommen an der Makrozoobenthosstation, die im Rahmen einer BfG-Beprobung in der Glückstädter Nebenelbe im Jahr 2011 beprobt wurde

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Crustacea		**Polychaeta**	
Bathyporeia pilosa	1085	*Marenzelleria neglecta*	35
Mesopodopsis slabberi	35	*Marenzelleria* sp.	60

5.5.1.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

Die Pagensander Nebenelbe erstreckt sich östlich der Insel Pagensand über 10 km zwischen Elbe-km 658,5 und 666. Hier wurden im Jahr 2019 an zwei Transekten Makrozoobenthosproben genommen (Abbildung 5-52). Insgesamt konnten 44 Taxa nachgewiesen werden (Tabelle 5-56). In diesem Bereich kommt vor allem die Malacostraca *Bathyporeia pilosa* mit mittleren Abundanzen von 241 Individuen m^{-2} vor. Die Polychaeten sind hauptsächlich durch die Gattung *Marenzelleria* vertreten, während die Oligochaeten hauptsächlich durch die Gattungen *Limnodrillus* und *Potamothrix* sowie Tubificiden repräsentiert werden. Die Bivalvia (Muscheln) sind durch die Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* und *Pisidium moitessierianum* vertreten. Dieses Artenspektrum findet sich auch im Hauptstrom der Tideelbe. Für die Pagensander Nebenelbe kommen noch verschiedene Dipterenlarven hinzu. Der Grund für das hohe Dipterenvorkommen in der Pagensander Nebenelbe ist vermutlich in der dort vorherrschenden geringeren Strömung zu suchen.

Keine der in der Pagensander Nebenelbe nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-52: Lage der Makrozoobenthosstationen in der Pagensander Nebenelbe, die im Rahmen einer Beprobung im Auftrag der WSV im Jahr 2019 durchgeführt wurde

Tabelle 5-56: Artenvorkommen in der Pagensander Nebenelbe im Jahr 2019

Taxon	**Ind. m^{-2}**	**Taxon**	**Ind. m^{-2}**
Hydrozoa		**Crustacea**	
Cordylophora caspia	72	*Apocorophium lacustre*	252
Bivalvia		*Bathyporeia elegans*	7
Corbicula fluminea	7	*Bathyporeia pelagica*	6
Corbicula sp.	14	*Bathyporeia pilosa*	241
Pisidium moitessierianum	3	*Bathyporeia* sp.	99
Oligochaeta		*Eriocheir sinensis*	3

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Isochaetides michaelseni	210	*Gammarus* sp.	3
Limnodrilus claparedianus	567	*Neomysis integer*	5
Limnodrilus hoffmeisteri	1652	*Palaemon longirostris*	3
Limnodrilus profundicola	210	**Diptera**	
Limnodrilus udekemianus	328	Ceratopogonidae	7
Nais sp.	3	Chironomini	3
Potamothrix moldaviensis	394	Chironomus	3
Potamothrix vejdovskyi	330	*Chironomus* sp.	3
Psammoryctides barbatus	210	*Cryptochironomus defectus*	10
Tubifex	210	*Cryptochironomus obreptans*	8
Tubificidae, m. Haarborsten	397	*Cryptochironomus rostratus*	146
Tubificidae, o. Haarborsten	6290	*Cryptochironomus* sp.	27
Turbellaria indet.	370	*Microchironomus* sp.	3
Polychaeta		*Paratendipes albimanus*	3
Bocardiella ligerica	3	*Paratendipes nubilus*	6
Laonome xeprovala	3	Procladius	3
Marenzelleria neglecta	14	*Tanypus punctipennis*	3
Marenzelleria sp.	257		
Marenzelleria viridis	10		

5.5.1.4 Wischhafener Süderelbe

Die Wischhafener Süderelbe (Abbildung 5-53) mündet etwa bei Elbe-km 676,0 in die Tideelbe. Die Benthosfauna der Wischhafener Süderelbe bestand bei der letzten Untersuchung des NLWKN im Jahr 2012 ausschließlich aus Oligochaeten (5 Arten, Tabelle 5-57).

Keine der in der Wischhafener Süderelbe nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-53: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz in der Wischhafener Süderelbe

Tabelle 5-57: Artenvorkommen in der Wischhafener Süderelbe im Jahr 2012

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Oligochaeta		*Limnodrilus profundicola*	31
Limnodrilus claparedeianus	173	*Limnodrilus udekemianus*	126
Limnodrilus hoffmeisteri	455	*Potamothrix hammoniensis*	283

5.5.1.5 Schwinge

Die Schwinge mündet bei Elbe-km 655 in die Elbe (Abbildung 5-54). Das Makrozoobenthos der Schwinge wurde im BfG-Bericht 1973 ausführlich beschrieben (BfG 2019a). Im Rahmen dieser Untersuchung wurden insgesamt 2034 Individuen nachgewiesen. Die Gesamtartenzahl betrug 37 Taxa (Tabelle 5-58) und die mittlere Individuendichte aller benthischen Arten lag bei 45 Individuen 0,1 m^{-2}. Sowohl vor als auch nach der WI-Maßnahme war der Oligochaet *Limnodrilus hoffmeisteri* die dominante Art in der Schwinge und war vor der Maßnahme mit einer mittleren Individuendichte von 10,7 Individuen 0,1 m^{-2} vertreten. Nach der Maßnahme war *L. hoffmeisteri* nur noch mit einer mittleren Individuendichte von 6,4 Individuen 0,1 m^{-2} vertreten. Die Art *L. hoffmeisteri* ist im limnischen Bereich der Tideelbe häufig und kann je nach Station sowohl mit geringen (z. B. 3 Individuen m^{-2}, Bioconsult 2017) als auch mit hohen Individuendichten (z. B. 8300 Individuen m^{-2}, BioConsult 2017) vorkommen.

Das NLWKN unterhält eine Probestelle für das Makrozoobenthos in der Schwinge (Abb. 5-56). Diese Station wurde zuletzt im Jahr 2021 beprobt. Auch bei dieser Beprobung wurden Arten der Oligochaetengattung *Limnodrilus* (*Limnodrilus* sp., *Limnodrilus claparedianus*, *Limnodrilus hoffmeisteri*) sowie nicht näher bestimmte Tubificidae nachgewiesen (Tabelle 5-56). Außerdem wurden zwei Krebsarten, *Palaemon longirostris* und *Gammarus zaddachi*, nachgewiesen. Insgesamt konnten somit sechs Taxa im Rahmen der Probennahme des NLWKN nachgewiesen werden. Mit Ausnahme von *P. longirostris* wurden alle diese Arten auch im Rahmen der WI-Untersuchungen der BfG nachgewiesen.

Keine der in der Schwinge nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-54: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz in der Schwinge

Tabelle 5-58: Artenvorkommen (+), das während einer Beprobung der BfG in der Schwinge vor und nach einer WI-Maßnahme (BfG 2019) im Jahr 2019 erfasst wurde. Ergänzt um Daten des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) aus dem Jahr 2021 (Zahlenangaben: Individuen pro m^2)

Taxon	vor	nach	NLWKN	Taxon	vor	nach
Mollusca				**Hirudinea**		
Corbicula sp.	+	---		*Helobdella stagnalis*	+	---
Oligochaeta				*Erpobdella octoculata*	+	---
Limnodrilus indet.	---	---	66	**Diptera**		
Limnodrilus claparedianus	+	+	20	*Bryophaenocladius* sp.	---	+
Limnodrilus hoffmeisteri	+	+	60	Ceratopogonidae indet.	---	+

Taxon	vor	nach	NLWKN	Taxon	vor	nach
Limnodrilus udekemianus	+	+		*Chaoborus* sp.	+	+
Limnophyes sp.	+	---		Chironomidae intet.	+	---
Lumbriculus variegatus	+	---		*Chironomus* sp.	+	+
Potamothrix hammoniensis	+	+		*Cladotanytarsus* sp.	---	+
Potamothrix moldaviensis	+	+		*Cryptochironomus* sp.	---	+
Potamothrix vejdovskyi	+	---		*Dicrotendipes* sp.	+	---
Psammoryctides barbatus	+	+		*Paraphaenocladius* sp.	---	+
Tubificidae indet.	---	---	14	*Paratendipes albimanus*	---	+
Tubifex mit Haarborsten	+	+		*Polypedilum nubeculosum*	---	+
Tubifex ohne Haarborsten	+	+		*Harnischia* sp.	---	+
Tubifex	+	+		*Procladius* sp.	+	+
Polychaeta				*Psectrotanypus varius*	+	---
Marenzelleria sp.	+	---		**Lepidoptera**		
Polychaeta sp.	+	---		*Lepidoptera* indet.	---	+
				Coleoptera		
				Coleoptera indet.	---	+

5.5.1.6 Ruthenstrom

Der Ruthenstrom mündet bei ca. Elbe-km 669,5 in die Tideelbe (Abbildung 5-55). Das NLWKN beprobt den Ruthenstrom prinzipiell einmal jährlich an einer Station. Rezent verfügbar sind allerdings nur die Daten aus dem Jahr 2012. An dieser Station kamen 4 Oligochaetenarten (*Limnodrilus claparedeianus*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix moldaviensis* und *Tubifex tubifex*) und die benthischen Larven der Chironomidengattung *Tanypus* vor (Tabelle 5-59).

Keine der im Ruthenstrom nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.

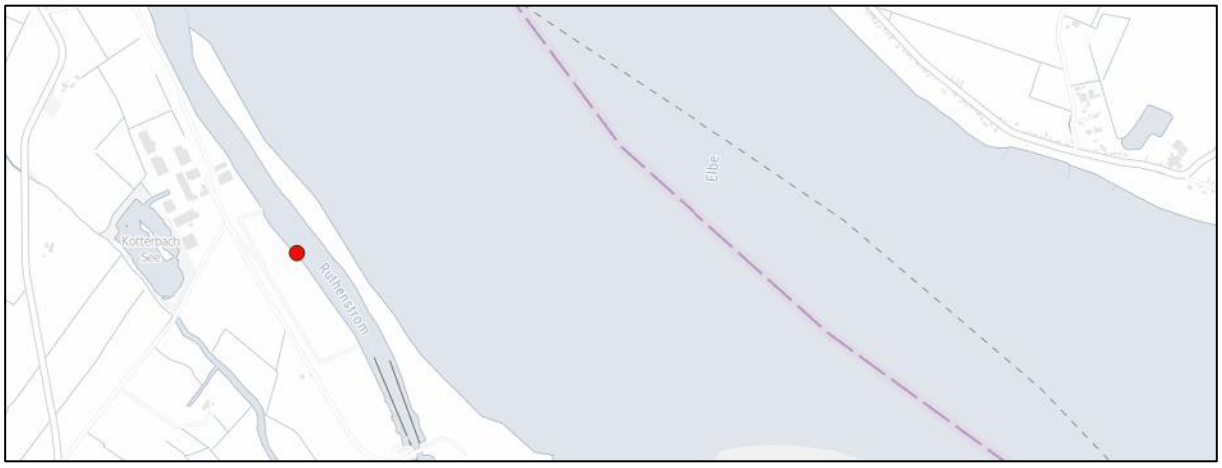


Abbildung 5-55: Lage der Makrozoobenthosstation des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz im Ruthenstrom

Tabelle 5-59: Artenvorkommen im Ruthenstrom im Jahr 2012

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Oligochaeta		*Tubifex tubifex*	487
Limnodrilus claparedeianus	110	**Chironomidae**	
Limnodrilus hoffmeisteri	896	Tanypus	16
Potamothrix moldaviensis	440		

5.5.1.7 Wedeler Tonnenhafen

Der Wedeler Tonnenhafen befindet sich im limnischen Abschnitt der Tideelbe bei Elbe-km 642,5 am nördlichen Elbufer (Abbildung 5-56). Daten für den Wedeler Tonnenhafen liegen nicht vor allerdings wurden während der BfG-Längsbereisung 2011 wenige Meter stromauf in einer kleinen Bucht Makrozoobenthos-Proben genommen. Hierbei konnten die Oligochaeten *Limnodrillus hoffmeisteri, Potamothrix hammoniensis* und nicht weiter identifizierte Tubificiden gefunden werden (Tabelle 5-60). Aufgrund der räumlichen Nähe zum Wedeler Tonnenhafen ist davon auszugehen, dass sich die Besiedlung im Tonnenhafen kaum von der in der kleinen Bucht unterscheidet.

Keine der im Wedeler Tonnenhafen nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.

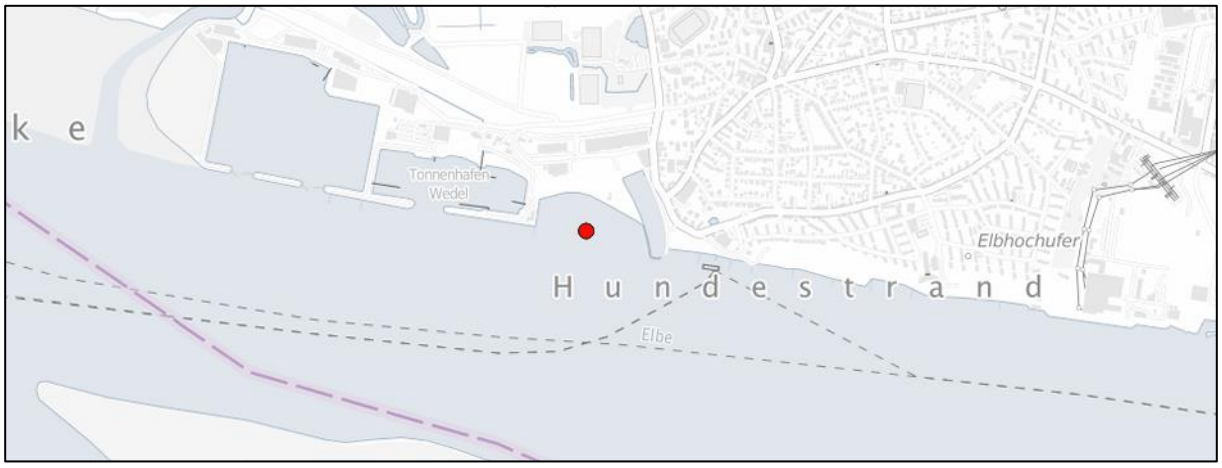


Abbildung 5-56: Lage der Makrozoobenthosstation in der der Nähe des Wedeler Tonnenhafens, die im Rahmen einer Längsbereisung von der BfG im Jahr 2011 beprobt wurde

Tabelle 5-60: Artenvorkommen, das während einer Makrozoobenthosbeprobung der BfG in einer Bucht nahe des Wedeler Tonnenhafens aus dem Jahr 2011 festgestellt wurde

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Oligochaeta		*Potamothrix hammoniensis*	250
Limnodrilus hoffmeisteri	480	Tubificidae indet.	190

5.5.1.8 Außeneste

Die Außeneste verbindet die Fahrrinne der Elbe bei Elbe-km 634,5 mit der Estemündung (Abbildung 5-57). In diesem Bereich kommen vor allem Oligochaeten und Chironomiden in hohen Abundanzen vor (Tabelle 5-61). Bivalvia (Muscheln) sind in diesem Bereich mit der Art *Corbicula fluminea* vertreten.

Keine der in der Außeneste nachgewiesenen Arten ist besonders bzw. streng geschützt.



Abbildung 5-57: Lage der Makrozoobenthosstation, die von der BfG im Jahr 2017 in der Außeneste beprobt wurden

Tabelle 5-61: Artenvorkommen, das während einer Makrozoobenthosbeprobung der BfG im Jahr 2017 in der Außeneste festgestellt wurde

Taxon	Ind. m^{-2}	Taxon	Ind. m^{-2}
Hydrozoa		**Polychaeta**	
Cordylophora caspia	20	*Laonome calida*	20
Mollusca		**Crustacea**	
Corbicula fluminea	40	*Gammarus salinus*	10
Corbicula sp	130	*Gammarus* sp	20
Oligochaeta		*Gammarus tigrinus*	30
Limnodrilus claparedianus	1060	*Gammarus zaddachi*	10
Limnodrilus hoffmeisteri	2940	*Neomysis integer*	10
Limnodrilus udekemianus	460	**Chironomidae**	
Potamothrix hammoniensis	240	*Benthalia carbonaria*	220
Potamothrix moldaviensis	210	*Chironomus* sp.	900
Psammoryctides barbatus	300	*Cryptochironomus obreptans*	40
Tubifex	10	Procladius indet.	20
Tubificidae indet.	1500	*Tanypus punctipennis*	20

5.5.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Für benthische Makroinvertebraten kann es im Rahmen von WI-Baggerungen zu Beeinträchtigungen von Individuen durch folgende Wirkfaktoren kommen:

(1) Wasserstrahl und Verdriftung
(2) Schwebstoffzunahme
(3) Sauerstoffzehrung
(4) Überdeckung

Leider gibt es bisher nur wenige Untersuchungen zu den direkten Auswirkungen von Baggerarbeiten mit Wasserinjektion. Felduntersuchungen wurden bisher nur in der Schwinge (BfG-1973, 2019a) im River-Parrett-Ästuar (England) (Pledger et al. 2021) und im Limehouse Basin, River Thames (Spencer et al. 2006) durchgeführt. Wichtige und dringend erforderliche experimentelle Untersuchungen zur Empfindlich-

keit von Makrozoobenthosorganismen gegenüber Wasserinjektionsbaggerungen liegen bisher überhaupt nicht vor. Daher können die folgenden Auswirkungen der Wasserinjektionsbaggerei nur grob abgeschätzt werden oder müssen, soweit möglich, aus den Auswirkungen der herkömmlichen Baggergutumlagerung abgeleitet werden. Ein wesentlicher Aspekt bei der Betrachtung der Auswirkungen der WI-Baggerei ist die Wiederbesiedelungsfähigkeit der benthischen Makrozoobenthosorganismen.

(1) Wasserstrahl und Verdriftung

Beim WI-Baggern wird über viele kleine Wasserstrahldüsen eine große Wassermenge mit einem Druck von 0,8 bis 1,5 bar ins Sediment eingebracht, um dieses in einen fließfähigen Zustand zu bringen (vgl. Kapitel 3.2). Der beim Wasserinjektionsbaggern freigesetzte Wasserstrahl und das durch diesen in Bewegung gesetzte Sediment kann empfindliche Makrozoobenthosorganismen schädigen. So könnten z. B. Kiemen von Polychaeten beschädigt oder Antennen und Extremitäten von Krebstieren abgerissen werden. Solche Schädigungen müssten in der Regel nicht zum sofortigen Tod der betroffenen Individuen führen, haben aber das Potenzial, die Individuen so einzuschränken, dass z. B. ihre Nahrungsaufnahme eingeschränkt oder verhindert ist und sie dadurch erst später sterben. Zwar sind benthische Organismen an die natürlichen Prozesse der Sedimentbewegung (Erosion und Sedimentation) angepasst, aber starke Bewegungen der Sedimente können zu Schäden führen.

Sandbewohnende benthische Makroinvertebraten überleben an den Küsten heftige Sturmereignisse (Bock & Miller 1995) und viele sind überraschend widerstandsfähig gegen „Sandstrahlen“ durch Sedimenttransport (Hall 1994). Durch die Verwirbelung der Sedimente im Rahmen der Wasserinjektionsbaggerung kann es zu einem Verlust der Makrozoobenthosorganismen in dem Lebensraum, dem Sediment, kommen, der bestehen bleibt, bis das Sediment sich wieder absetzt. Nachdem das Sediment durch die Wasserinjektion zum Fließen gebracht wurde, wird dieses und die darin lebenden Benthosorganismen stromab transportiert und kommt je nach Strömungsverhältnissen in weiter abwärts gelegenen Bereichen zum Liegen. Der Bereich, in dem das Sediment sich ablagert, kann andere Umweltbedingungen aufweisen als der ursprüngliche Standort. So könnten sich z. B. Sedimentzusammensetzung, Strömungsverhältnisse usw. deutlich von dem ursprünglichen Standort unterscheiden.

(2) Schwebstoffzunahme

Die Zunahme von Schwebstoffen im Wasser kann das Makrozoobenthos stark beeinträchtigen. Alle biologischen Prozesse, bei denen Atemwasser und/oder Nahrungspartikel über Filtrierapparate aufgenommen werden, sind von erhöhten Schwebstoffgehalten betroffen. Die Filtrationsapparate von Mollusken und einigen Krebsen sind verletzlich und die atmungsaktiven Epithelien können durch Schwebstoffe bedeckt werden, wodurch der Gasaustausch behindert wird. Dadurch kann die Nahrungsaufnahme und/oder die Atmung so stark beeinträchtigt werden, dass die betroffenen Individuen sterben.

Die für Makrozoobenthosarten kritischen letalen Schwebstoffkonzentrationen reichen von 10 mg/l bis 100.000 mg/l. Die extrem niedrige Konzentration von 10 mg pro Liter wird nur in sehr klaren Gewässern erreicht. Bei den meisten Arten treten letale Effekte erst nach sehr hohen Konzentrationen (10.000 mg/l) und nach relativ langer Expositionsdauer (mindestens 4 Tage) auf. Es gibt auch Arten, die eine Dosis von 100.000 mg/l über einen Zeitraum von 1 - 3 Wochen ohne erhöhte Mortalität akzeptieren. Mit zunehmender Trübung reichern sich immer mehr anorganische Schwebstoffe im Wasserkörper an. Für filtrierende Organismen bedeutet dies eine Verdünnung der Nahrung. Die Netto-Nahrungsaufnahme pro Zeiteinheit sinkt, was zu Gewichtsverlust und im Extremfall zum „Verhungern“ führen kann, wenn die assimilierte Energie nicht mehr zur Aufrechterhaltung der Körperfunktionen ausreicht. Ohne Anpassungsmöglichkeiten sinkt die Nahrungsaufnahme und damit das Wachstum (Widdows et al. 1979). Muscheln haben verschiedene Strategien zur Optimierung der Nahrungsaufnahme entwickelt, die je nach Art unterschiedlich effektiv sind, was die unterschiedliche Empfindlichkeit der Arten gegenüber erhöhten Schwebstoff-

konzentrationen erklärt. Eine bekannte Anpassungsstrategie bei Muscheln ist die Veränderung der Filtrationsleistung. Generell gibt es artspezifische Unterschiede in der Filtrationsleistung und in der Fähigkeit, die Filtrationsrate an veränderte Umweltbedingungen anzupassen. Einige Arten können die Filtrationsrate in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration und der Partikelgröße ändern, andere nicht (Appleby & Scaratt 1989). Einige Arten sind in der Lage, den Verdünnungseffekt der Nahrung durch eine Erhöhung der Filtrationsrate zu kompensieren. Die Tiere müssen viel mehr Wasser filtrieren, um die gleiche Nahrungsmenge aufzunehmen. So wurde für die Miesmuschel *Mytilus edulis* bei moderater Schwebstofferhöhung (12,5 - 125 mg/l) in Laborversuchen eine Steigerung der Filtrationsrate bis hin zur Wachstumsförderung nachgewiesen (Loosanoff 1961, Winter 1976, Widdows et al. 1979). Bei *Cardium edule* und *Arctica islandica* hingegen wurde bei geringen Schluffkonzentrationen keine Änderung der Filtrationsrate beobachtet (Bricelj & Malouf 1984). Die meisten Muscheln reagieren auf erhöhte Schwebstoffkonzentrationen sofort oder ab einer Grenzkonzentration mit einer Verminderung der Filtrationsleistung, indem sie die Filtrationsrate reduzieren oder nur noch zeitweise filtrieren bis hin zur Einstellung der Filtration und damit der Nahrungsaufnahme. Die Folge ist ein vermindertes Wachstum und die Tiere verlieren an Gewicht. Die Konzentrationsgrenzen, ab denen eine Abnahme der Filtrationsleistung auftritt, reichen von wenigen mg/l bis meist etwa 80 - 125 mg/l (z. B. *Mytilus edulis* (Loosanoff 1961). Nur selten wurden deutlich höhere Toleranzwerte festgestellt, z. B. bis zu 1000 mg/l bei *Mya arenaria* (Chiba & Oshima 1957). Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch, dass die Veränderung des Wasserflusses, also die Filtration, nicht nur der Nahrungsaufnahme, sondern auch dem Gasaustausch dient (Appleby & Scaratt 1989).

Eine weitere Anpassungsstrategie der Mollusken an erhöhte Schwebstoffgehalte ist die Partikelselektion, die zu einer qualitativen Verbesserung der aufgenommenen Nahrung führt (Cranford & Gordon 1992). Nur Partikel, die von den Kiemen und Mundlappen (Labialpalpen) akzeptiert werden, gelangen in den Gastrointestinaltrakt und werden dort verdaut. Die Effizienz dieser Selektion und der Selektionsmechanismus variieren sowohl zwischen Arten als auch zwischen Populationen verschiedener Habitate. Die meisten Muscheln können Partikel mit einem Durchmesser von mehr als 4 - 5 µm zu 100 % zurückhalten, wobei die Effizienz der Partikelselektion mit abnehmender Partikelgröße abnimmt (Villiers & Allanson 1988). Die abgeschiedenen Partikel werden in Schleimpaketen als sogenannte Pseudofaeces ausgeschieden. Der erhöhte Energieaufwand für die Schleimproduktion und die Reinigung der Kiemen trägt zur Verringerung der Wachstumsraten bei.

Mollusken sind in der Lage, ihren Filtrationsapparat morphologisch anzupassen und so auf Schwebstoffgehaltsänderungen zu reagieren. Ist das Habitat schwebstoffarm, werden große Kiemen ausgebildet, um genügend Partikel fangen zu können. Ist der Gehalt an Schwebstoffen, insbesondere an anorganischen Partikeln, hoch, werden kleine Kiemen und große Palpen für die Sortierarbeit entwickelt. Bei *Mytilus edulis* konnte durch Umsiedlungsexperimente gezeigt werden, dass diese Anpassungen nicht genetisch bedingt sind, sondern dass sich das einzelne Individuum an veränderte Schwebstoffbedingungen anpassen kann (Essink et al. 1989). Dieser Anpassung sind jedoch Grenzen gesetzt. Bei Schwebstoffgehalten über 50 mg/l nimmt diese Anpassungsfähigkeit ab. Die Kiemen können sich nur bis zu einer Mindestgröße verkleinern, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu gewährleisten. In einer Umgebung wie dem Wattenmeer mit stark schwankenden Schwebstoffgehalten passen sich Miesmuscheln nur noch mit den Palpen an die veränderten Schwebstoffgehalte an (Essink et al. 1989, Brett & Wassenaar 1990).

(3) Sauerstoffzehrung

Eine Erhöhung der Trübung im Rahmen der Wasserinjektionsbaggerung kann zu einer Absenkung des gelösten Sauerstoffes und der Freisetzung sauerstoffzehrender Stoffe führen. Sowohl der sauerstoff-

zehrende Schlamm (siehe Kapitel 5.3.2.1) als auch die trübungsbedingte Verminderung der Photosynthese führen gemeinsam zu einer Sauerstoffverminderung.

Besonders in den wärmeren Monaten des Jahres, wenn der Sauerstoffgehalt physikalisch bedingt sinkt, kann die Sauerstoffminderung für Lebewesen kritisch werden. Dies hat - vor allem in Kombination mit der Wirkung erhöhter Schwebstoffkonzentrationen - schon mehrfach zu Massensterben von Wirbellosen geführt (Collinson & Rees 1978; Trent et al. 1976). Eine kurzfristige Verringerung des Sauerstoffgehalts über wenige Stunden bis zu wenigen Tagen wird jedoch für die meisten benthischen Ästuarorganismen als unproblematisch angesehen. Dies liegt vor allem daran, dass die vorkommenden Benthosarten durch ihre Lebensweise im oder auf dem Sediment an geringerer Sauerstoffkonzentrationen im Wasser angepasst sind.

(4) Überdeckung

Werden Makrozoobenthosarten zu stark mit Sediment bedeckt und wird die letale Überdeckungshöhe überschritten, kann es zum Absterben der Tiere kommen. Die letalen Überdeckungshöhen von Makrozoobenthosarten sind sehr unterschiedlich und reichen von wenigen Millimetern bis zu fast einem Meter. Makrozoobenthosarten, wie sie in der Tideelbe und ihren Nebenflüssen vorkommen, unterliegen in der Regel starken natürlichen Sedimentfluktuationen. Daher kommen hier nur Arten vor, die an Sedimentüberdeckungen angepasst sind.

Wiederbesiedelung

Auch wenn eine physikalische Störung wie die Wasserinjektionsbaggerung lokal zu drastischen Bestandsverlusten bis hin zur völligen Vernichtung aller Individuen einer Art führen kann, so ist es aufgrund der Wiederbesiedelungsfähigkeit der meisten Makrozoobenthosarten möglich, dass die Art nur kurzfristig geschädigt wird, aber kurz- bis mittelfristig wieder an den betroffenen Standort zurückkehrt. Die im Ästuar herrschenden Bedingungen mit z. B. hohen natürlichen Sedimentumlagerungen selektieren Arten, die durch ihre hohe Wiederbesiedelungsfähigkeit in der Lage sind hier zu überleben. Folgende Merkmale sind typisch für diese Arten: Große Mobilität, freie grabende Lebensweise wie z. B. bei *Capitella* sp. (Polychaeta), Fähigkeit zum schnellen Freigraben wie bei manchen Muscheln und Crustacea (z. B. *Bathyporeia* sp.), typischerweise in hohen Bestandsdichten vorkommend, frühe Geschlechtsreife und hohe Reproduktionzahlen, typische r-Strategen, (z. B. Polychaeta: *Capitella sp*., Polydora sp., *Marenzelleria* spp, Leuchs et al. 1996).

In der Literatur finden sich Zeitangaben von 2 Wochen (Chesapeake Bay, USA; Nichols et al. 1990) bis hin zu > 6 Jahren (Kanalküste, Frankreich; Deprez & Duhamel 1993), je nach Dynamik der Morphologie, Vielfalt der Benthosfauna und Ausmaß des Eingriffs. Am häufigsten findet man in der Literatur Wiederbesiedlungszeiträume von wenigen Monaten bis zu einem Jahr.

Am Anfang der Wiederbesiedelung kommt es zu einer, jahreszeitabhängigen Zuwanderung und Ansiedlung meist typischer Erstbesiedler, Larven oder Adulte. Typische Erstbesiedler lassen sich als „Opportunisten“ und r-Strategen charakterisieren. Es handelt sich meist um euryöke, kleine, kurzlebige Arten mit hohen Reproduktionsraten und großem Verbreitungspotenzial (große Mobilität, Wanderungskapazität und/oder schwärmende mobile Larven). Dies ermöglicht den Individuen, schnell die gestörten Gebiete zu kolonisieren und viele Nachkommen zu produzieren. Es bildet sich eine kurzlebige artenarme Wiederbesiedlungsgemeinschaft aus, die wegen mangelndem Konkurrenzdruck häufig Massenbesiedlungen entwickeln. Als typische Erstbesiedler wurden häufig genannt: mobile Crustacea, v. a. verschiedene Amphipoda (Gosselck 1996), Polychaeta wie *Capitella capitata* (u. a. McCauley et al. 1976, Rumohr 1996), *Polydora* ssp. (McCauley et al. 1976, Rumohr 1996, Gosselck 1996, Krost 1996) und *Hediste* sp. (Bonsdorf 1980).

Alle bisherigen Felduntersuchungen zum Einsatz der Wasserinjektionsbaggerung haben zeigen können, dass die Wiederbesiedlung der von der Wasserinjektionsbaggerung betroffenen Bereiche relativ schnell vonstattengeht (BfG-1973, 2019a, Pledger et al. 2021, Spencer et al. 2006). So konnte in der Schwinge bereits drei Wochen nach der Wasserinjektion eine Makrozoobenthosfauna nachgewiesen werden, die in ihrer Artenzusammensetzung und Abundanz weitgehend der vor der Wasserinjektion festgestellten Fauna entsprach (BfG-1973, 2019a). Vermutlich spielen hierbei die von der Baggerung nicht betroffenen Randbereiche eine wichtige Rolle. Die dort vorkommenden Tiere tragen vermutlich zu einer raschen Besiedlung der betroffenen Bereiche bei. Insofern ist für die Zusammensetzung der Makrozoobenthosfauna die Häufigkeit der Störung durch die WI-Baggerung entscheidend und weniger die mit der WI-Baggerung einhergehenden Faktoren Verdriftung, Trübung, Sauerstoffzehrung oder Überdeckung.

Fazit: Die Häufigkeit der WI-Baggerungen in der Tideelbe reicht von relativ wenigen Tagen pro Jahr (1 bis 15 Tage pro Jahr; Pinnau, Krückau, Stör, Wedeler Tonnenhafen, Schwinge, Ruthenstrom, Außeneste/Este) über 32 bis 39 Tagen pro Jahr (Pagensander und Glückstädter Nebenelbe) bis hin zu 160 Tagen pro Jahr (Wischhafener Süderelbe). Diese Unterschiede in der Häufigkeit der WI-Einsätze spiegeln sich auch in der Zusammensetzung der Makrofauna wider. Bereiche mit vermehrten WI-Einsätzen (z. B. Glückstädter Nebenelbe) weisen eine Makrozoobenthosfauna mit geringem Arteninventar und geringer Diversität auf Gattungs- bzw. Familienebene auf. So wurden in der Wischhafener Süderelbe bei der letzten Untersuchung des NLWKN im Jahr 2012 ausschließlich Oligochaeten nachgewiesen. Typischerweise sollte die Makrozoobenthosfauna hier eine Zusammensetzung aufweisen, wie sie z. B. in der Pagensander Nebenelbe vorzufinden ist (WI-Einsatz an 32 Tagen im Jahr). Hier wird deutlich, dass die Makrozoobenthosfauna der Wischhafener Süderelbe durch die häufigen WI-Einsätze immer wieder gestört wird und keinen stabilen Zustand erreichen kann. In allen anderen Betrachtungsräumen wird das Makrozoobenthos zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt, jedoch sind die Beeinträchtigungen aufgrund der schnellen Wiederbesiedlung nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens zwei Monate). In weiter entfernten Bereichen (Fernfeld) sind Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zwar nicht gänzlich auszuschließen, werden aber aufgrund der hohen Variabilität der Makrozoobenthosfauna in Abundanz und Artenzusammensetzung nicht nachweisbar sein.

Der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der WI-Einsätze und dem Arteninventar sowie der Artenzahl und der Diversität ist erkennbar, wird aber durch den unterschiedlichen Beprobungsaufwand in den verschiedenen Untersuchungsgebieten überlagert und ist dadurch z. T. weniger offensichtlich. Die in diesem Bericht zusammengestellten Makrozoobenthosdaten wurden mit sehr unterschiedlichem Beprobungsaufwand erhoben. So wurden in der Schwinge im Rahmen des BfG-Berichts 2073 (BfG 2019a) zur Erfassung der Makrozoobenthosfauna 45 Proben vor dem WI-Einsatz und 45 Proben nach dem WI-Einsatz entnommen und untersucht. Seitens des NLWKN wurde 2021 eine Probe für die Schwinge entnommen. Dieser unterschiedliche Beprobungsaufwand spiegelt sich in den Artenzahlen wider. Im Rahmen des BfG-Berichts BfG-2073 konnten 37 Taxa nachgewiesen werden, in der Untersuchung des NLWKN nur 4 Taxa.

5.6 Fische

5.6.1 Ist-Zustand

Für die Tideelbe einschließlich der Unterläufe einmündender Zuflüsse liegen Nachweise von ungefähr 100 Fisch- sowie von den drei Neunaugenarten Bach-, Fluss- und Meerneunauge vor (z. B. IBL & IMS 2007, BioConsult 2006 und 2009, Thiel 2011). Einige dieser Arten dringen nur sporadisch aus der Nordsee oder aus kleinen Flüssen/Flussoberläufen bis in die Tideelbe vor, so dass die Zahl regelmäßig vorkommender Arten etwas kleiner ist. Während die meisten Arten in natürlich reproduzierenden Beständen

vorkommen, sind Nachweise von Europäischem Stör *Acipenser sturio*, Nordseeschnäpel *Coregonus maraena* und Lachs *Salmo salar* auf Wiedereinbürgerungsmaßnahmen einschließlich mehr oder weniger regelmäßigem Besatz mit Jungfischen zurückzuführen (z. B. Geßner et al. 2010, Jäger 1999, Zahn & Thiel 2011, FGG Elbe 2019).

Die Fischgemeinschaft der Tideelbe wird im Wesentlichen durch den seewärts zunehmenden Salzgehalt strukturiert. Weitere wichtige Einflussfaktoren sind die Nahrungsverfügbarkeit, die Sauerstoffverhältnisse sowie saisonale bzw. temperaturabhängige Aspekte (z. B. Laichwanderungen) (Thiel et al. 1995, Thiel 2011). Neben einer unterschiedlichen Verbreitung von Fischen im Längsverlauf der Tideelbe sind auch Unterschiede im Querschnitt, d. h. zwischen zentralen Fahrrinnen- und Uferbereichen bzw. Nebenelben und Mündungen/Unterläufen von Zuflüssen sowie zwischen Freiwasser und Gewässersohle zu beobachten (z. B. Thiel 2011, Eick & Thiel 2014, Landwüst et al. 2021).

Innerhalb des gesamten Gebietes können die vorkommenden Arten den von Elliot & Dewailly (1995) für Ästuare definierten sechs ökologischen Gilden, d. h. unterschiedlichen „Nutzergruppen“ mit jeweils gleichartigen Lebensraumansprüchen zugeordnet werden:

1. Süßwasser-Arten: Arten, die überwiegend limnische und oligohaline Gewässerabschnitte (bis 3 PSU) besiedeln und nur selten bzw. mit nur wenigen Arten bis in den mesohalinen Bereich vordringen. Mit hohen Abflüssen (sowie innerhalb des Tidezyklus mit ablaufendem Wasser) können diese Arten mit dem Süßwasserzustrom seewärts vordringen, während sie umgekehrt bei niedrigen Abflüssen und auflaufendem Wasser in stromaufwärtiger Richtung vor zunehmenden Salzgehalten zurückweichen. Häufige Vertreter in der Tideelbe sind u. a. Brassen *Abramis brama*, Güster *Blicca bjoerkna*, Kaulbarsch *Gymnocephalus cernua* und Zander *Sander lucioperca* (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014).
2. Diadrome Wanderarten: Arten, welche Wanderungen zwischen Süß- und Meerwasser durchführen. Je nach Art wird das Ästuar saisonal als Wanderstrecke, zur Reproduktion, als Aufwuchs- oder Nahrungsgebiet genutzt. Sehr häufig - und daher von hoher Bedeutung im Nahrungsnetz - ist der Stint *Osmerus eperlanus*, welcher im zeitigen Frühjahr aus den Küstengewässern in die Tideelbe zum Laichen aufsteigt. Später im Jahr sind dann die Jungfische in der Tideelbe sehr häufig anzutreffen und dienen anderen Fischen und Fisch fressenden Tieren (z. B. Seeschwalben) als wichtige Nahrungsquelle. Seit einigen Jahren ist der Stintbestand der Elbe deutlich rückläufig. Als mögliche Ursachen kommen geringe Oberwasserabflüsse und damit assoziierte Effekte wie Änderungen des Schwebstoffhaushaltes und intensivierte Umlagerungsintensitäten in Frage (BioConsult 2019 und 2020). Andere, in der Tideelbe charakteristische und häufige diadrome Arten sind z. B. der Aal *Anguilla* und die Wanderform des Dreistachligen Stichlings *Gasterosteus aculeatus*. Auch die im Anhang II der FFH-Richtlinie geführte Finte *Alosa fallax*, für die in der Tideelbe Schutzgebiete eingerichtet worden sind, ist zumindest saisonal regelmäßig in der Tideelbe nachweisbar. Weitere diadrome Arten, die auf längere Wanderstrecken in geeignete Reproduktionsgebiete in Zuflüssen der Elbe angewiesen sind (u. a. Lachs *Salmo salar* und Meerneunauge *Petromyzon marinus*), werden hingegen aufgrund der Vielzahl für Fische nicht oder schwer passierbarer Wanderhindernisse (Stauwehre) sowie degradierter Laichgebiete nur noch selten als Durchzügler in der Tideelbe nachgewiesen (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014).
3. Ästuarine Arten: Arten mit einer sehr großen Toleranz gegenüber unterschiedlichen Salzgehalten, die ihren gesamten oder nahezu gesamten Lebenszyklus im Ästuar vollziehen. Als abschnittsweise häufig gelten u. a. die Flunder *Platichthys flesus*, deren Juvenilstadien Flachwasser- und Wattgebiete der limnischen Tideelbe und ihrer Zuflüsse in teils großen Dichten als Aufwuchsgebiet nutzen (Kerstan 1991), sowie Sandgrundel *Potamoschistus minutus* und Strandgrundel *Potamoschistus microps* (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014). Diese benthischen (= am oder in Bodennähe lebenden) Arten

sind - ebenso wie der mehr im Freiwasser verbreitete Stint - eine wichtige Komponente des ästuarinen Nahrungsnetzes.

4. Marine Arten - juvenil: Meeresfischarten, welche insbesondere meso- bis polyhaline Ästuarabschnitte als Aufwuchsgebiet („Kinderstube“) nutzen. Dazu zählen in der Tideelbe u. a. Hering *Clupea harengus*, Wittling *Merlangius merlangus* und Kliesche *Limanda limanda*, welche entsprechend ihrer Vorlieben für höhere Salzgehalte vorwiegend im seewärtigen Bereich des Untersuchungsgebietes anzutreffen sind (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014).
5. Marine Arten - saisonal: Meeresfischarten, die das Ästuar (vorwiegend meso-euhalin) saisonal, z. B. als Nahrungsgebiet aufsuchen. Häufigster Vertreter in der Tideelbe ist die Sprotte *Sprattus sprattus* (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014).
6. Marine Gäste: Meeresfische, die gelegentlich im Ästuar auftreten. Das zeitweilige Vorkommen ist i. d. R. auf die seewärtigsten Bereiche des Untersuchungsgebietes beschränkt. Zu den dort bisher nachgewiesenen marinen Gästen zählen z. B. Kleiner Scheibenbauch *Liparis montagui* und Bastard- oder Holzmakrele *Trachurus trachurus* (BioConsult 2009, Eick & Thiel 2014).

Naturschutzfachlich bedeutsam sind insbesondere die Vorkommen der Neunaugen- und Fischarten des Anhangs II der europäischen FFH-Richtlinie, die in den FFH-Gebieten der Tideelbe in einem günstigen Erhaltungszustand zu bewahren oder zu einem solchen hin zu entwickeln sind. Dies sind Finte, Lachs, Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* und Meerneunauge sowie Rapfen *Leuciscus aspius* (BfG 2014a). Die Anhang-II-Arten Europäischer Stör und Nordseeschnäpel, die im Bereich der Elbe wiedereingebürgert werden, sich dort aber noch nicht in reproduktiven Beständen etabliert haben, werden in den dortigen FFH-Gebieten unter den derzeit formulierten Erhaltungszielen nicht berücksichtigt.

Von den genannten Anhang II-Arten sind Fluss- und Meerneunauge nach dem Bundesnaturschutzgesetz „besonders geschützt“ sowie Europäischer Stör und Nordseeschnäpel „streng geschützt“. Als „besonders geschützt“ ist auch der Aal eingestuft, 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.

Zur Fischbesiedlung der in diesem Bericht näher betrachteten WI-Bereiche können folgende Aussagen getroffen werden:

5.6.1.1 Stör

Die Stör mündet bei ca. km 679 in einen schwach brackigen Elbeabschnitt, in dem nach Haesloop (2004) Süßwasserfische (= limnische Arten) bereits seltener werden. Ähnliche Verhältnisse sind auch im unmittelbaren Bereich der Störmündung zu erwarten, während bereits wenige Kilometer stromauf meist Süßwasserverhältnisse und die damit assoziierte Fischfauna anzutreffen sind (Landwüst et al. 2022).

Aus der Stör liegen einige Fischbestandserhebungen vor, die sowohl den Unterlauf nahe der Mündung abdecken - allerdings ohne unmittelbaren Mündungsbereich am Sperrwerk - (u. a. Elektrobefischungen von Landwüst et al. 2022, Elektro- und Hamenbefischungen von Gaumert et al. 2002) als auch den Störabschnitt bei Itzehoe umfassen (Elektrobefischungen von Landwüst et al. 2022; Elektrobefischungen des WRRL-Monitorings, Anglerfänge und Angaben zu durchziehenden diadromen Arten nach Landwüst 2021).

Nach diesen Quellen unterscheidet sich das Artenspektrum beider Bereiche nur wenig. Im Unterlauf nahe der Mündung wurden 23 limnische, acht diadrome und drei ästuarine Arten nachgewiesen; bei Itzehoe 22 limnische, sieben diadrome und vier ästuarine Arten.

Bei den im April 2001 durchgeführten Hamenbefischungen im Unterlauf, welche die Fischfauna des Freiwassers bzw. der Flussmitte charakterisieren, dominierten saisonal bedingt Dreistachlige Stichlinge auf dem Weg zu stromauf gelegenen Laichplätzen (73,0 % Fanganteil) und subadulte Stinte mit 15,0 % Fanganteil. Die nächst häufigen Arten waren Aal (4,3 %) und stromab wandernde junge Meerforellen (*Salmo trutta*), die vermutlich zuvor im Rahmen von Besatzprogrammen in den Oberlauf und Zuflüsse ausgesetzt worden waren (3,6 %). Bei den im August 2021 am Ufer durchgeführten Elektrobefischungen dominierten hingegen Jungfische des Moderlieschens *Leucaspius delineatus* (55,6 %). Diese Charakterart pflanzenreicher und neu entstandener Gewässer profitiert im Unterlauf der Stör derzeit möglicherweise von dichten Röhrichtbeständen und von Kompensationsmaßnahmen mit neu angelegten Prielen, Gräben und sonstigen Kleingewässern. Die nächst häufigen Arten waren Jungfische von Brassen (19,0 %), Rapfen (5,8 %) und Zander (5,2 %).

Bei Itzehoe wurden bei Elektrobefischungen im August 2021 Brassen (33,7 %), Ukelei *Alburnus alnurnus* (15,9 %), Aal (8,9 %) und Rapfen (8,9 %) am häufigsten gefangen; bei WRRL-Befischungen zur gleichen Jahreszeit und mit gleicher Methodik in den Jahren 2008 bis 2017 die vier Weißfischarten Rotauge *Rutilus rutilus* (24,5 %), Brassen (20,0 %), Ukelei (18,8 % und Güster (8,0 %). Bei den Anglern wiederum dominierten zwischen Bramaumündung und Itzehoe im Zeitraum 2011 bis 2019 Aal (42 %), Weißfische wie Brassen, Güster und Rotauge (zusammen 33,6 %) und Zander (11,0 %) die Fangerträge (Landwüst et al. 2022).

Insgesamt weist die gesamte Bundeswasserstraße Stör einen sehr arten- und auch individuenreichen Fischbestand auf und ist bevorzugtes Angelrevier der ortsansässigen Sportfischervereine (Landwüst 2021).

An naturschutzfachlich relevanten Arten kommen nach den oben zitierten Arbeiten mindestens Aal, Rapfen, Fluss- und Meerneunauge sowie der Lachs regelmäßig vor. Davon bilden Aal und Rapfen relativ große Bestände. Fluss- und Meerneunauge profitieren von Verbesserungen der Gewässerdurchgängigkeit und Habitatrevitalisierungen im Störgebiet stromauf der Bundeswasserstraße, welche diesen Arten als Wanderkorridor dient. Gleiches gilt für den Lachs, der aber bislang nicht oder nur vereinzelt im Gebiet stromauf der Bundeswasserstraße reproduziert (die Vorkommen sind auf Besatzaktivitäten zurückzuführen).

Die Stör ist aufgrund ihres Nahrungsreichtums für Fische, der Gewässerstruktur und Störungsarmut auch eines der wenigen Programmgewässer zur Wiederansiedlung des Europäischen Störs im Elbegebiet (www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/arten-schutzprojekte/der-stoer-ein-bedrohter-wanderfisch/europaeischer-stoer.html, eingesehen am 17.06.2022). Bisher konzentrieren sich die Aktivitäten zur Rettung des Europäischen Störs auf den Aufbau von Elternfischbeständen, um zukünftig größere Mengen an Jungfischen für Besatzaktivitäten zur Verfügung zu haben. Die bisherigen Besatzmaßnahmen (in der Stör bisher 2009 und 2014) umfassten nur relativ wenige Jungfische und hatten experimentellen Charakter. Perspektivisch gilt insbesondere der Störabschnitt zwischen Kellinghusen und Itzehoe als mögliches Fortpflanzungsgebiet für wiederangesiedelte Störe und der gesamte Bundeswasserstraßenabschnitt als potenzielles Nahrungshabitat für die Jungtiere (Tautenhahn & Gessner (2014).

5.6.1.2 Glückstädter Nebenelbe

Nach Haeloop (2004) beginnt unmittelbar stromauf der Glückstädter Nebenelbe bei km 670 ein schwach brackiger Elbeabschnitt, der sich bis etwa Cuxhaven erstreckt. In diesem Elbeabschnitt sind nach Literaturrecherchen dieses Autors limnische (Süßwasser-) Fischarten seltener als weiter stromauf anzutreffen.

Umfangreiche Befischungen der Glückstädter Nebenelbe wurden von 2009 bis 2010 von Eick & Thiel (2014) durchgeführt. Es wurden insgesamt 25 Arten erfasst, von denen je zehn der Gilde der Süßwasserarten und der diadromen Arten angehörten. Daneben wurden mit Flunder, Strand- und Sandgrundel *Pomatoschistus minutus* drei ästuarine sowie mit Hering und Sprotte *Sprattus sprattus* zwei marin-juvenile Arten nachgewiesen. Die Fänge wurden mit knapp 93 % Fanganteil vom in der gesamten Tideelbe sehr häufigen Stint dominiert. Weitere häufige Arten waren Kaulbarsch (5,6 % Fanganteil), Flunder (1,1 %) und Hering (0,2 % Fanganteil). Alle weiteren nachgewiesenen Arten erreichten jeweils Fanganteile von 0,1 % oder weniger. Darunter waren u. a. die naturschutzrechtlich relevanten Arten Finte, Aal, Rapfen, Nordseeschnäpel, Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge.

Im Vergleich zu einer nahe gelegenen Probestelle im Hauptstrom zeichnete sich die Glückstädter Nebenelbe nach den Daten von Eick & Thiel (2014) durch eine annähernd gleiche Artenzahl (25 gegenüber 28), nahezu doppelt so hohe Fischdichten und eine geringere Dominanz des Stints (93 % versus 99 %) aus. Unter anderem erreichten Kaulbarsch, Hering und Flunder in der Nebenelbe deutlich höhere Dichten als im Hauptstrom. Dies weist darauf hin, dass die Glückstädter Nebenelbe für diese (und einige weitere) Arten eine im Vergleich zum Hauptstrom höhere Bedeutung als Nahrungs- und Jungfisch-Aufwuchsgebiet hat.

Unter den naturschutzfachlich relevanten Arten wurde der Rapfen ausschließlich in der Glückstädter Nebenelbe gefangen, die diesem Raubfisch aufgrund der hohen Fischdichten ein gutes Nahrungsangebot bietet. Eine Nutzung der Glückstädter Nebenelbe als Nahrungsgebiet ist auch für die weiteren, naturschutzfachlich relevanten Arten Finte (Jungfische), Aal, Nordseeschnäpel und (potenziell) Stör (Jungfische) anzunehmen, während Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge die Tideelbe bei Glückstadt vermutlich ausschließlich als Wanderkorridor von oder zu Laichplätzen im Binnenland nutzen, wobei gelegentlich eine Bedeutung der Nebenelben als störungsarmer randlicher Wanderweg oder Ruheraum vermutet wird (z. B. IBL 2007).

5.6.1.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

Die Pagensander Nebenelbe einschließlich der Mündungen von Krückau und Pinnau liegt nach Haesloop (2004) in einem Bereich der Tideelbe mit noch häufigem Auftreten limnischer Arten, während marine Fischarten i. d. R. nicht mehr angetroffen werden.

Bei Hamen-Befischungen in den Jahren 2009 und 2010 wurden von Eick & Thiel (2014) 26 Arten erfasst. Im Vergleich zur stromab gelegenen Glückstädter Nebenelbe ist die Zahl der limnischen Arten höher (14 gegenüber 10). Marin-Juvenile (Hering und Sprotte in der Glückstädter Nebenelbe) wurden nicht mehr nachgewiesen, während die Zahl der Diadromen (9 gegenüber 10) annähernd und die der ästuarinen Arten (3) gleich groß war.

Der Stint erreichte gut 90 % Fanganteil. Weitere relativ häufige Arten mit mindestens 0,2 % Fanganteil waren Kaulbarsch (7,3 % Fanganteil), Finte (1,2 %), Flunder (0,6 %), Zander (0,3 %), sowie Brassen und Güster mit je 0,2 % Fanganteil.

Im Vergleich zu einer nahe gelegenen Probestelle im Hauptstrom war - wie auch beim Vergleich Glückstädter Nebenelbe und korrespondierender Hauptstrom-Probestelle - die Artenzahl annähernd gleich (26 gegenüber 24), die Fischdichte höher (Faktor ca. 1,5) und die Dominanz des Stints geringer (im Hauptstrom rd. 99 % Fanganteil). Unter anderem wurden für alle oben als häufig bezeichneten Fischarten für die Pagensander Nebenelbe erheblich höhere Fischdichten ermittelt als im angrenzenden Hauptstrom (etwas weniger ausgeprägt nur beim Stint). Dies weist auch im Fall der Pagensander Nebenelbe darauf hin, dass ihr für diese und einige weitere Arten eine hohe Bedeutung als Nahrungs- und Aufwuchsgebiet für Jungfische zukommt.

An naturschutzfachlich relevanten Arten wurden von Eick & Thiel (2014) Finte, Aal, Flussneunauge, Rapfen, Nordseeschnäpel und Lachs in der Pagensander Nebenelbe sowie auch im angrenzenden Hauptstrom nachgewiesen. Die Finte trat relativ häufig auf (s. o.) und erreichte in der Pagensander Nebenelbe fast dreimal höhere Dichten als an der Vergleichsprobestelle im Hauptstrom. Analog zur Glückstadter Nebenelbe ist anzunehmen, dass von den naturschutzfachlich relevanten Arten neben der Finte auch Aal, Nordseeschnäpel und potenziell der Stör die Nebenelbe als bevorzugtes Nahrungsgebiet nutzen, während der Lachs und die beiden Neunaugenarten Fluss- und Meerneunauge das Gebiet auf ihren Wanderungen lediglich passieren oder sich nur kurzzeitig dort aufhalten. Eine Bedeutung der Nebenelben einschließlich der Pagensander Nebenelbe als störungsarmer zusätzlicher Wanderweg oder Ruheraum ist allerdings grundsätzlich möglich (z. B. IBL 2007).

Die Mündungsbereiche von Pinnau und Krückau dürften eine ähnliche Fischbesiedlung aufweisen wie die Pagensander Nebenelbe. Sie dienen zudem einigen diadromen Arten wie Aal, Flunder, Wanderform des Dreistachligem Stichlings, Lachs und Meerforelle sowie Fluss- und Meerneunauge als räumlich begrenzter Wanderkorridor zu oder von Nahrungs- oder Laichgebieten in den Oberläufen beider Flüssen oder in zufließenden Bächen und Gräben. Die Bestände von Lachs, Meerforelle und Aal werden in beiden Flüssen durch Besatzmaßnahmen gefördert. Eine natürliche Vermehrung von Lachs und Meerforelle ist derzeit in geringem, aber aufgrund von Verbesserungen der Gewässerdurchgängigkeit und aufgrund der Wiederherstellung geeigneter Laichareale (Kiesbänke und -ufer) zunehmendem Umfang möglich. Dies gilt auch für die kleinen Bestände von Fluss- und Meerneunaugen (Landwüst 2021). Für junge Flundern sind Pinnau und Krückau und dort vorhandene Nebengewässer (Gräben, Bäche) besonders gut geeignete Aufwuchsgebiete (Kerstan 1991).

5.6.1.4 Wischhafener Süderelbe

Die Wischhafener Süderelbe mündet bei ca. Elbe-km 676,0 in die Tideelbe, die dort nach dem fischökologischen Gutachten von Haesloop (2004) durch Fischarten schwach brackiger Gewässer charakterisiert ist.

In diesem Elbeabschnitt haben Eick & Thiel (2014) in den Jahren 2009 und 2010 Befischungen im Hauptstrom und der Glückstädter Nebenelbe durchgeführt (s. o. unter Glückstädter Nebenelbe). Die insgesamt 31 dort nachgewiesenen Fischarten sind potenziell auch im elbnahen, von WI-Baggerungen beeinflussten Abschnitt der Wischhafener Süderelbe zu erwarten. Dabei handelt es sich um 13 limnische, zehn diadrome und je vier ästuarine und marin-juvenile Arten. Unter den Einzelarten dominierte in den von Eick & Thiel durchgeführten Befischungen mit je über 90 % Fanganteil sowohl im Hauptstrom als auch in der Glückstädter Nebenelbe der Stint. Arten, die an mindestens einer der beiden Probestellen noch mindestens 0,1 % Fanganteil erreichten, waren Kaulbarsch, Flunder, Hering, Sprotte, Finte, Brassen, Güster und Dreistachliger Stichling. In der Glückstädter Nebenelbe erreichten zahlreiche Arten (u. a. Stint, Kaulbarsch und Flunder) erheblich höhere Dichten als im Hauptstrom. Analog ist dies auch für die Wischhafener Süderelbe möglich.

Ebenfalls in Analogie zur Glückstädter Nebenelbe ist für die Wischhafener Süderelbe eine im Vergleich zum Hauptstrom höhere Bedeutung als Nahrungs- und Jungfisch-Aufwuchsgebiet anzunehmen. Darauf weisen auch ältere, im April 1997 durchgeführte Fischlarvenzählungen in Benthosproben aus Flachwasser- und Wattbereichen der Wischhafener Süderelbe hin, die sehr hohe Dichten von Stint- und Flunderlarven erbrachten (BioConsult 1997). Ferner ist davon auszugehen, dass zahlreiche Fische die Gezeitenströmungen nutzen, um bei auflaufendem Wasser die Wischhafener Süderelbe und angrenzende Priele und Gräben zur Nahrungssuche zu nutzen und bei ablaufendem Wasser in die Elbe und mündungsnahe Abschnitte der Süderelbe zurückzukehren. Nach fischereibiologischen Untersuchungen

2019 im nahe gelegenen Barnkruger Loch sind dies u. a. Flundern, Aale, Rapfen, Kaulbarsche, Strandgrundeln, Brassen und Dreistachlige Stichlinge (KÜFOG 2021).

Unter den naturschutzfachlich relevanten Arten wurden von Eick & Thiel (2014) Finte, Aal, Rapfen, Nordseeschnäpel, Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge im Hauptstrom auf Höhe der Wischhafener Süderelbe und/oder in der Glückstädter Nebenelbe nachgewiesen. Eine Nutzung der Wischhafener Süderelbe als Nahrungsgebiet ist insbesondere für die Finte (Jungfische), den Rapfen, den Aal, den Nordseeschnäpel und (potenziell) den Stör (Jungfische) anzunehmen, während Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge die Tideelbe einschließlich des dortigen Wischhafener Fahrwassers als Wanderkorridor nutzen.

5.6.1.5 Ruthenstrom

Der Ruthenstrom mündet bei ca. Elbe-km 669,5 in die Tideelbe und somit in einen nach Haesloop (2004) noch gerade (bis km 670) für limnische Fischarten gut geeigneten Elbeabschnitt.

Die im limnischen Elbeabschnitt nächstgelegenen Probestellen von Eick & Thiel (2014) befinden sich etwas stromauf im Bereich der Pagensander Nebenelbe (je eine Probestelle in Nebenelbe und Hauptstrom, s. o. unter Pagensander Nebenelbe). Dort wurden 26 Arten nachgewiesen (14 limnische, 9 diadrome, 3 ästuarine).

Unter den Einzelarten dominierten neben dem Stint (im Hauptstrom und Pagensander Nebenelbe jeweils mehr als 90 % Fanganteil) Finte, Kaulbarsch, Brassen, Güster, Flunder, Zander und Dreistachliger Stichling mit jeweils mindestens 0,1 % Fanganteil im Hauptstrom und/oder der Pagensander Nebenelbe. Randlich bzw. in der Nebenelbe wurden insgesamt 1,5-mal höhere Fischdichten als im Hauptstrom verzeichnet. Dies betraf besonders deutlich die Arten Kaulbarsch, Brassen, Güster, Flunder und Zander, für die Randbereiche einschließlich des Ruthenstroms offenbar eine besondere Bedeutung als Nahrungsgebiet insbesondere für Jungfische innehaben.

Ferner ist nach Erkenntnissen aus dem nahegelegenen Barnkruger Loch (KÜFOG 2021) davon auszugehen, dass zahlreiche Fische die Gezeitenströmungen nutzen, um bei auflaufendem Wasser in den Ruthenstrom ein und bei ablaufendem Wasser wieder auszuwandern. Im Falle des Barnkruger Lochs ist dies u. a. für Flundern, Aale, Rapfen, Kaulbarsche, Strandgrundeln, Brassen, Dreistachlige Stichlinge sowie etliche weitere Arten belegt.

An naturschutzfachlich relevanten Arten wurden von Eick & Thiel (2014) Finte, Aal, Rapfen, Nordseeschnäpel, Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge im limnischen Abschnitt der Tideelbe bei Pagensand nachgewiesen. Eine Nutzung des Ruthenstroms (inklusive Mündung in Tideelbe) als Nahrungsgebiet ist insbesondere für die Finte (Jungfische), den Rapfen, den Aal, den Nordseeschnäpel und (potenziell) den Stör (Jungfische) anzunehmen, während Lachs sowie Fluss- und Meerneunauge das Gebiet als Wanderkorridor nutzen.

5.6.1.6 Schwinge

Der Unterlauf der Schwinge ist limnisch bis (schwach) oligohalin, so dass nach Haesloop (2004) limnische Fischarten bestandsbildend vorkommen können.

Der Fischbestand der Schwinge wird im BfG-Bericht 1973 ausführlich beschrieben (BfG 2019a). Eine wenig stromauf der Schwingemündung im Hauptstrom der Elbe von Eick & Thiel (2014) 2009 und 2010 befischte Probestelle erbrachte Nachweise für 25 Arten (zwölf limnisch, neun diadrom, drei ästuarin, eine marin-juvenil), deren Vorkommen grundsätzlich auch in der Schwinge erwartet werden kann. Unter den Einzelarten dominierte in den Befischungen von Eick & Thiel (2014) sehr deutlich der Stint (98,5 % Fanganteil). Weitere Arten mit mindestens 0,1 % Fanganteil waren noch Kaulbarsch, Finte, Güster, Brassen

und Aland *Leuciscus idus*. In der Schwinge sind nach BfG (2019a) jedoch die für das Freiwasser des Hauptstroms charakteristischen Arten wie insbesondere Stint und Finte vermutlich sehr viel seltener anzutreffen, während für Uferregionen von limnischen bis oligohalinen Tideästuaren charakteristische Arten wie Flundern, Kaulbarsche, Brassen, Aale und Strandgrundeln dort vergleichsweise häufig vorkommen dürften.

Zwischen dem tidebeeinflussten Schwingeunterlauf und dem stromauf von Stade anschließendem Mittel- und Oberlauf können Fische aufgrund von Schleusen und Fluttoren in Stade nur eingeschränkt wechseln (Wasserkörperdatenblatt des Schwinge-Mittellaufs, Stand 2016, NLWKN; eingesehen am 20.06.2022 unter www.umweltkarten-niedersachsen.de). Dementsprechend dürfte die Bedeutung der tidebeeinflussten Schwinge als Wanderkorridor für diadrome Arten wie Fluss- und Meerneunauge, die Wanderform des Dreistachligen Stichlings, Meerforellen etc. deutlich geringer sein als für besser fischdurchgängige Zuflüsse der Tideelbe wie z. B. die Stör.

Zur Häufigkeit der im Schwingeunterlauf vorkommenden Arten liegen unseres Wissens keine wissenschaftlichen Untersuchungen vor. Die Gewässerbeschreibung auf den Internetseiten des Sportanglervereins Stade (www.sav-stade.de, eingesehen am 20.06.2022) legt jedoch nahe, dass - wie auch in anderen Zuflüssen und Randbereichen der Tideelbe (s. o.) - relativ hohe Fischdichten charakteristisch sind: *„Aber welch ein Fischreichtum lebt in diesem Gewässerabschnitt, bedingt durch die Menge mitgeführter organischer Substanzen: Güstern, Brassen, Alande, Rotaugen und Aal sind dort die Hauptfische. Wer Angeln lernen will, ohne sich als Anfänger zu fühlen, sollte dort seine Lehrzeit beginnen.“*

Von den naturschutzfachlich relevanten Arten der Tideelbe nutzen vermutlich Aal und Rapfen sowie evtl. der Nordseeschnäpel und potenziell der Stör die untere Schwinge als Nahrungsgebiet. Als Wanderkorridor für Arten wie Fluss- und Meerneunauge sowie den Lachs spielt sie aufgrund der bei Stade nur eingeschränkt gegebenen Fischdurchgängigkeit derzeit vermutlich nur eine geringe Rolle.

5.6.1.7 Wedeler Tonnenhafen

Der Wedeler Tonnenhafen befindet sich im limnischen Abschnitt der Tideelbe, in dem nach Haesloop (2004) neben diadromen (z. B. Stint) und ästuarinen (z. B. Flunder) insbesondere auch viele limnische Fischarten bestandsbildend vorkommen. Als Hafen ist er durch gegenüber dem Hauptstrom reduzierte Strömungsgeschwindigkeiten, welche das Aufkommen und die Retention von Zooplankton und Fischlarven begünstigen, sowie hohe Sedimentationsraten und feinkörnige Sedimente mit produktiver Oligochaetenfauna, die von am Boden Nahrung suchenden Fischen wie u. a. juvenilen Flundern als Nahrung genutzt wird, gekennzeichnet (z. B. Copp 1997, BFH 2010).

Grundsätzlich vorkommen können mindestens die von Eick & Thiel (2014) an einer Hauptstromprobestelle vor Wedel sowie an einer am gegenüberliegenden westlichen Ende der Hahnöfer Nebenelbe platzierten Probestelle nachgewiesenen insgesamt 32 Arten (20 limnisch, neun diadrom, drei ästuarin). Von diesen Arten erreichte der Stint an beiden Probestellen rd. 95 % Fanganteil. Weitere relativ häufige Arten mit mindestens 0,1 % Fanganteil an einer oder beiden Probestellen waren Finte, Kaulbarsch, Brassen, Güster und Zander. Die Dominanz des für den Hauptstrom besonders charakteristischen Stints (sowie der Finte) dürfte im Tonnenhafen etwas geringer sein. Stattdessen sind relativ hohe Bestandsdichten für typische Arten der Hafenbecken zu erwarten. Nach BFH (2010) sind das in den nahe gelegenen Häfen des Stromspaltungsgebietes zusätzlich zum dort ebenfalls nicht seltenen Stint insbesondere Aland, Brassen, Güster, Flussbarsch *Perca fluviatilis* und Kaulbarsch, Rotauge und Zander. Zudem wurden dort Rapfen und Flundern regelmäßig nachgewiesen.

Die Hafenbecken an der Tideelbe einschließlich des Wedeler Tonnenhafens haben somit eine fischökologische Bedeutung als Nahrungsgebiet für (Jung-)fische. Über den Austrag von Zooplankton in den angrenzenden Hauptstrom kann auch dort die Nahrungsgrundlage für planktivore Arten wie larvale und juvenile Stinte und Finten lokal verbessert werden.

Unter den naturschutzfachlich relevanten Arten der Tideelbe ist, insbesondere für den Rapfen, eine Nutzung des Wedeler Tonnenhafens anzunehmen, da die Jungfische dieser Art Stillwasserbereiche einschließlich Hafenbecken bevorzugt besiedeln (z. B. HMUKLV & Hessen-Forst FENA 2014). Es liegt nahe, dass der Rapfenbestand der Tideelbe einschließlich des FFH-Gebietes „Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe“ vom Vorhandensein von Hafenbecken im näheren Umkreis einschließlich Wedeler Tonnenhafen profitiert.

5.6.1.8 Außeneste

Die durch das Mühlenberger Loch führende Außeneste liegt - wie auch der wenige Kilometer stromab befindliche Wedeler Tonnenhafen - im limnischen Abschnitt der Tideelbe, in dem nach Haesloop (2004) insbesondere limnische Fischarten bestandsbildend vorkommen; zuzüglich einiger diadromer und ästuariner Arten.

Grundsätzlich können auch im Bereich der Außeneste mindestens die von Eick & Thiel (2014) an zwei Probestellen in der Nähe des Wedeler Tonnenhafens nachgewiesenen insgesamt 32 Arten (20 limnisch, neun diadrom, drei ästuarin) auftreten, von denen der Stint am häufigsten sein dürfte (s. o. unter Wedeler Tonnenhafen).

Das Mühlenberger Loch mit Außeneste und angrenzender Hahnöfer Nebenelbe gilt als sehr produktives Nahrungsgebiet für Fische sowie auch als im Vergleich zum Hauptstrom sauerstoffreicher Gewässerbereich und somit als Rückzugsgebiet für Fische zu Zeiten sommerlicher Sauerstoffmangelsituationen im Hauptstrom (ausführlich beschrieben z. B. in Kafemann et al. 1996). Die Produktivität ist auf Ablagerungen feinschlickiger Sedimente, die reich an organischem Material sind, zurückzuführen. Dadurch wird eine hohe Produktivität benthischer Wirbelloser (insbes. Oligochaeten) und auch planktischer Organismen (insbes. des Kleinkrebses *Eurytemora affinis*) begünstigt. Letzterer erreichte bei den Untersuchungen von Kafemann et al. (1996) im Bereich der Mündung der Este in das Mühlenberger Loch die höchsten Dichten. Begünstigt durch die produktiven Fischnährtierbestände erreichen die Fischdichten im Bereich des Mühlenberger Lochs nicht nur sehr viel höhere Werte als im Hauptstrom, sondern auch als in anderen Nebenelben/Randbereichen. Daher sind Mühlenberger Loch mit Außeneste und Hahnöfer Nebenelbe das Hauptaufwuchsgebiet für den Elbstint und ein sehr wichtiges Aufwuchsgebiet für Flundern. Auch weitere Arten wie Zander, Brassen und Güster erreichen im Mühlenberger Loch sehr hohe Dichten (Kafemann et al. 1996). Die Außeneste wird dabei von Fischen vermutlich nicht nur zur Nahrungssuche genutzt, sondern auch als Rückzugsgebiet bei Tideniedrigwasser, von dem ausgehend bei auflaufendem Wasser die angrenzenden Flachwasserzonen und Wattgebiete erneut zur Nahrungssuche aufgesucht werden.

Das Mühlenberger Loch einschließlich Außeneste hat für alle naturschutzfachlich bedeutenden Arten der Tideelbe eine Bedeutung als produktives Nahrungsgebiet (insbesondere für Rapfen und Aal, Nordseeschnäpel, potenziell Stör) und/oder als Rückzugsgebiet bei Sauerstoffmangel im Hauptstrom (Lachs, Fluss- und Meerneunauge). Das Mühlenberger Loch liegt auch innerhalb des Hauptlaichgebietes der Finte (z. B. Gerkens & Thiel 2001, BioConsult 2021). Während jedoch bei früheren Untersuchungen dort teilweise hohe Larvendichten festgestellt wurden (Gerkens & Thiel 2001), sind in den letzten Jahren (2011 - 2020) Eier, Larven und Jungfische überwiegend im Hauptstrom und in weiter stromab gelegenen Nebenelben erfasst worden (BioConsult 2021). Es ist jedoch anzunehmen, dass Fintenlarven und Jung-

fische das Zooplankton, das aus dem Mühlenberger Loch/Außeneste und aus der Hahnöfer Nebenelbe in den Hauptstrom ausgetragen wird, mit als Nahrungsquelle nutzen können.

5.6.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Fische können im Rahmen von WI-Baggerungen insbesondere durch die Wirkfaktoren

(1) Störung,
(2) Einsaugen von Fischeiern und -larven,
(3) Schwebstofferhöhung in Kombination mit Sauerstoffzehrung und
(4) Verringerung der Nahrungsverfügbarkeit

beeinträchtigt werden. Weitere Wirkfaktoren wie u. a. erhöhte Sedimentationsraten (potenziell beeinträchtigend bei Überdeckung von am Boden lebenden Fischen und Nährtieren), Freisetzung von Schadstoffen (potenziell toxisch für Fische und Nährtiere) sind unter den Bedingungen der WI-Umlagerungen an der Tideelbe i. d. R. nicht geeignet, sich negativ auf Individuen und Bestände auszuwirken und werden daher nachfolgend nicht weiter betrachtet.

(1) Wirkfaktor Störung

Fische werden sowohl von den WI-Schiffen als auch von dem eingesetzten Gerät und den aufgewirbelten Sedimenten gestört und dadurch zeitweilig aus dem Arbeitsbereich der WI-Baggerungen vertrieben. Wenn wenige Ausweichmöglichkeiten vorhanden sind, z. B. in kleinen Zuflüssen der Tideelbe, können Fischwanderungen im Rahmen der tideabhängigen Nahrungssuche oder des Lebenszyklus (z. B. Laichwanderungen) zeitweilig unterbunden oder verzögert werden.

(2) Wirkfaktor Einsaugen von Fischeiern und -larven

Viele Fischarten haben pelagische, d. h. frei im Wasser schwebende Eier und/oder Larven, die mit dem beim WI-Baggern benötigten Wasser eingesaugt werden können. Dabei und beim anschließenden Injizieren des Wassers auf die Gewässersohle werden sie vermutlich zu einem erheblichen Anteil geschädigt. Ab dem Jungfisch-Stadium dürften die meisten Arten in der Lage sein, sich dem Einsaugen durch Flucht zu entziehen.

(3) Wirkfaktor Trübungserhöhung in Kombination mit Sauerstoffzehrung

Viele ästuartypische Fischarten tolerieren hohe Schwebstoffgehalte (z. B. Essink 1993) und (zeitweilig) geringe Sauerstoffkonzentrationen bis ca. 2 - 3 mg O_2/L. Sinken die derart geringen Sauerstoffkonzentrationen auf diese Werte oder noch weiter ab, setzen Ausweichbewegungen der Fische ein (Möller 1988, Thiel et al. 1995). Dies ist auch bei durch WI-Baggerungen stark reduzierten Sauerstoffkonzentrationen zu erwarten - falls die Fische nicht bereits durch das WI-Arbeitsschiff und die aufgewirbelten Sedimente vergrämt worden sind. Fischsterben sind nur bei sehr beengten Verhältnissen möglich, wenn z. B. mit dem Ebbstrom aus schmalen Seitenbereichen abwandernde Fische WI-Bereiche mit extrem geringen Sauerstoffkonzentrationen nicht umschwimmen können.

Bevor es zu Ausweichbewegungen oder gar Fischsterben kommt, können Fische allerdings bereits bei sinkenden Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von etwa 4 - 6 mg O_2/L in ihrem Stoffwechsel und Verhalten beeinträchtigt werden, so dass es z. B. zu vermindertem Wachstum, verminderter Fruchtbarkeit, eingeschränkten Fluchtreaktionen etc. kommt. Wanderfische mit artspezifisch hohem Sauerstoffbedarf wie u. a. Lachs und Meerforelle können bei der Durchquerung des Ästuars auf dem Weg zu/von stromauf gelegenen Laich- und Jungfischgebieten behindert werden (z. B. IfB 2008 und dort zitierte Literatur). Diese Effekte treten insbesondere bei länger andauernden Minderungen von Sauerstoffkon-

zentrationen und zugleich großflächig betroffenen Wasserkörpern auf, in denen die Fische nur wenig Ausweichmöglichkeiten hin zu sauerstoffreicheren Bereichen haben.

(4) Verringerung der Nahrungsverfügbarkeit

Mit den durch WI-Baggerei mobilisierten oberen Sedimentschichten werden auch die dort siedelnden Fischnährtiere verdriftet, wovon in den Trübungswolken nach Nahrung suchende Fische kurzfristig profitieren können. Nach Abschluss jeder WI-Kampagne setzt eine rasche Wiederbesiedlung mit Fischnährtieren ein, die im Fall der für die Tideelbe und insbesondere ihre Randbereiche typischen kurzlebigen Bestände an Oligochaeten i. d. R. nach wenigen Wochen bis Monaten vollständig abgeschlossen ist (vgl. Kap. 5.5.2). Bis dahin steht Fischarten wie Flundern und Sandgrundeln, die vorwiegend an der Gewässersohle nach Nahrung suchen, ein eingeschränktes Nahrungsangebot zur Verfügung.

Zusätzlich ist davon auszugehen, dass neben Fischeiern und -larven (s. weiter oben unter (2)) auch planktische Fischnährtiere (insbesondere Kleinkrebse) mit dem beim WI-Verfahren benötigten Wasser eingesaugt und auf die Gewässersohle geblasen werden. Dabei werden diese Organismen vermutlich geschädigt und getötet, so dass auch für Fischarten des Freiwassers wie den Stint Reduktionen des Nahrungsangebotes möglich sind.

5.6.2.1 Stör

In der Stör beschränken sich die WI-Einsätze auf den Hafen und die Wendestelle bei Itzehoe, wo gut einmal jährlich für jeweils rd. 12 Stunden Sedimente mobilisiert werden (Kap. 3.3). Insbesondere im Nahbereich ist mit Beeinträchtigungen der Fische durch Störungen, das Einsaugen pelagischer Fischeier und -larven sowie Änderungen des Nahrungsangebotes zu rechnen. Diese Auswirkungen beeinträchtigen die Fischbestände der Stör aufgrund der geringen räumlichen Ausdehnung und zeitlichen Dauer der WI-Einsätze vermutlich nur in sehr geringem Umfang.

Aufgrund der in (den wenigen vorliegenden) Sedimentuntersuchungen festgestellten hohen Ammoniumkonzentrationen lassen sich jedoch hohe Sauerstoffzehrungen nicht ausschließen, die bei ungünstigen Randbedingungen, z. B. schnellen Abbauprozessen bei sommerlich hohen Wassertemperaturen, zu einem Absinken des Sauerstoffgehaltes unter fischkritische Werte (6 mg O_2/L und weniger) führen können. Davon wären das Nah- und das Fernfeld für eine Zeitdauer von 1-2 Tiden betroffen (Kap. 5.3.2.1, 5.3.2.9). Die Fische können stromauf- oder stromabwärts ausweichen, aber das entsprechende Gebiet in diesem Zeitraum nicht oder nur eingeschränkt zur Nahrungssuche nutzen. Ferner ist mit Be-hinderungen von Fischwanderungen zu/von stromauf gelegenen Laicharealen zu rechnen. Aufgrund der geringen Zeitdauer und räumlichen Ausdehnung des betroffenen Bereiches sind diese Beeinträchtigungen voraussichtlich nicht geeignet, sich auf das Bestandsniveau betrachteter Arten auszuwirken.

Um auch lokale Auswirkungen auf Fische auszuschließen bzw. weitgehend zu minimieren, können die Zeiträume für WI-Einsätze auf Monate mit erfahrungsgemäß hohen natürlichen Sauerstoffgehalten, d. h. auf den Zeitraum von September bis einschließlich Mai beschränkt werden. In dieser Zeit ist auch der Sauerstoffbedarf der wechselwarmen Fische herabgesetzt, so dass sie dann weniger empfindlich gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten sind.

Fazit: Da innerhalb der Stör nur ein kleiner Gewässerabschnitt (inklusive Fernfeld) zeitlich begrenzt von WI-Baggerungen und deren Auswirkungen auf Fische betroffen ist, sind sehr wahrscheinlich nur wenige Tiere von Beeinträchtigungen betroffen. Auf Bestandsebene sind keine Auswirkungen zu befürchten. Lokale Auswirkungen durch hohe Sauerstoffzehrungen im Nah- und Fernfeld sollten durch eine Beschränkung der WI-Baggerungen auf Zeiträume mit hohen Hintergrundwerten des Sauerstoffgehalts, d. h. auf die Monate September bis einschließlich Mai, reduziert werden.

5.6.2.2 Glückstädter Nebenelbe

WI-Baggerungen konzentrieren sich auf den südlichen Teil der Glückstädter Nebenelbe, wo im Mittel der Jahre 2010 bis 2019 an 225 Stunden pro Jahr vorwiegend sandige Sedimente mobilisiert wurden (Kap. 3.3). Während der WI-Einsätze werden insbesondere benthische Fischarten wie Kaulbarsch und Flunder, die in der Nebenelbe häufiger als im Hauptstrom vorkommen, aus dem Nahbereich vertrieben, während im Fernfeld (sowie im Nahbereich nach Abschluss der WI-Einsätze) auch eine Anlockung durch frei gespülte Nahrungstiere denkbar ist. Eine Absenkung der Sauerstoffgehalte auf fischkritische Werte ist nicht zu befürchten (Kap. 5.3.2.9).

Fazit: Die WI-Einsätze in der südlichen Glückstädter Nebenelbe beeinträchtigen Fische vermutlich fast ausschließlich im Nahbereich und dort nur in geringem Umfang. Zeitliche Einschränkungen sind aus fischbiologischer Sicht nicht erforderlich.

5.6.2.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

In der Pagensander Nebenelbe erfolgen relativ umfangreiche WI-Baggerungen auf rd. 100 ha Fläche im mittleren und südlichen Bereich sowie in den Mündungen von Pinnau und Krückau (im Mittel der Jahre 2010 bis 2019 280 WI-Stunden/Jahr). Es werden vorwiegend sandige und sandig-schluffige Sedimente mobilisiert (Kap. 3.3 und 5.2.1.3). Es werden nur geringe Auswirkungen auf den (i. d. R. fischunkritischen) Sauerstoffgehalt prognostiziert (Kap. 5.3.2.9).

Gemäß Kap. 5.6.1.3 ist die Pagensander Nebenelbe ein im Vergleich zum Hauptstrom wichtiges Nahrungshabitat für Fische, welches durch die WI-Einsätze auf relativ großer Fläche vorübergehend beeinträchtigt wird. Das bedeutet, dass Fische insbesondere aus dem Nahfeld vorübergehend vertrieben werden und dort weniger am Boden lebende Fischnährtiere zur Verfügung haben. Betroffen sind insbesondere am Boden Nahrung suchende Arten wie Kaulbarsch und Flunder. Im Sommer, wenn Fische aktiver sind und einen erhöhten Nahrungsbedarf haben, sind nicht nur lokale Auswirkungen auf Einzelfische, sondern auch (sehr geringe) Auswirkungen auf Bestandsebene möglich. Die Auswirkungen lassen sich reduzieren, wenn die WI-Einsätze überwiegend im Winterhalbjahr (Oktober bis März) durchgeführt werden.

Wanderbewegungen von Fischen durch die Pagensander Nebenelbe und in/aus den Zuflüssen Pinnau und Krückau werden vorübergehend behindert. Dies betrifft u. a. Wanderungen von Fischen wie Meerforelle und Dreistachliger Stichling (Wanderform) zu/von Laichgebieten sowie auch, z. B. bei Brassen, tideabhängige Nahrungswanderungen in/aus den beiden Zuflüssen. Die Intensität dieser Beeinträchtigung ist jedoch aufgrund der Ausweichmöglichkeiten und der zeitlich eingeschränkten Ausübung der WI-Baggerungen so gering, dass vermutlich keine Auswirkungen auf Bestandsniveau möglich sind.

Fazit: Die relativ umfangreichen WI-Einsätze in der Pagensander Nebenelbe inklusive Pinnau- und Krückau-Mündung können sich insbesondere aufgrund lokaler und zeitlich begrenzter Nahrungsverknappungen im Nahbereich beeinträchtigend auf Fische auswirken. Eine Minderung dieser Beeinträchtigung ist möglich, indem die WI-Baggerungen überwiegend auf den Zeitraum Oktober bis einschließlich März gelegt werden, wenn Fische einen nur geringen Nahrungsbedarf haben. In kleinen, besonders unterhaltungsintensiven Teilbereichen, wie vor dem Anleger Pagensand, kann bei für Fluchtbewegungen ausreichend hohen Sauerstoffhintergrundwerten über 4 mg O_2/l ganzjährig gebaggert werden. Unter diesen Voraussetzungen sind nur minimale negative Effekte für Fische zu erwarten.

5.6.2.4 Wischhafener Süderelbe

Die Wischhafener Süderelbe unterliegt in ihrem **Außenbereich** (elbseitig des Sperrwerks) sehr intensiven und regelmäßig erforderlichen WI-Baggerungen (Kap. 3.4.4). Diese finden jedoch in einem Elbeabschnitt

mit weiträumigen Ausweichmöglichkeiten für Fische statt, so dass Störungen von Fischen und Auswirkungen auf das Nahrungsangebot als lokal begrenzt einzustufen sind, d. h. keine Auswirkungen auf der Bestandsebene von Fischarten entfalten sollten. Aufgrund hoher Hintergrundwerte des Sauerstoffgehalts sind bei den zu erwartenden, durch die WI-Baggerungen hervorgerufenen Sauerstoffzehrungen auch keine bzw. allenfalls zeitlich und räumlich sehr begrenzte Auswirkungen in den Sommermonaten durch diesen Wirkfaktor zu erwarten (vgl. Kap. 5.3.2.9). Die sehr intensive WI-Unterhaltung der Wischhafener Süderelbe (Außenbereich) bedingt jedoch einen hohen Wasserbedarf (Kap. 3.3), der potenziell pelagische Fischeier und -larven durch Einsaugen gefährdet. Betroffen sind u. a. Eier und/oder Larven von Flunder, Stint, Hering und Finte; insbesondere in den Monaten ihres Hauptauftretens von April bis Ende Mai (Kap. 5.6.1.4). Der Anteil des bei den WI-Baggerungen benötigten Wassers am Tidevolumen, das regelmäßig die Elbe auf Höhe Wischhafen-Glückstadt passiert, ist aber vermutlich zu gering, um das Jungfischaufkommen der genannten (und weiterer) Arten beeinflussen zu können. Bei Stint und Finte ist zudem zu beachten, dass sich die Hauptlaich- und Aufwuchsgebiete in der Tideelbe stromauf der Wischhafener Süderelbe befinden.

Der **Innenbereich** der Wischhafener Süderelbe (stromauf des Sperrwerks) erfordert einen wesentlich geringeren WI-Unterhaltungsaufwand als der Außenbereich (Kap. 3.4.4). Andererseits stehen Fischen dort weniger Ausweichmöglichkeiten zur Verfügung und bei/nach WI-Einsätzen ist dort ein großer Anteil der Gewässerfläche von Änderungen des Nahrungsangebotes (Makrozoobenthos) für Fische betroffen. Die Auswirkungen der WI-Einsätze auf den Sauerstoffhaushalt werden in Kap. 5.3.2.9 als gering eingeschätzt, d. h. fischkritisch niedrige Werte sind nach WI-Einsätzen allenfalls sehr lokal und zeitlich begrenzt in den Sommermonaten möglich.

Zeitlich fallen die rd. zwei WI-Baggerungen im Innenbereich nach den Daten für 2010 - 2019 überwiegend auf die Monate März (sowie in geringerem Umfang auch April und Mai) und Oktober (in geringerem Umfang auch September und November). Somit treten Beeinträchtigungen der Fische in einem Teil des Zeitraums auf, in dem sie den Innenbereich schwerpunktmäßig (bei Tidehochwasser) zur Nahrungssuche nutzen (ca. April bis September). Zukünftig sollten die WI-Aktivitäten aus fischökologischer Sicht auf den Zeitraum Oktober bis Ende März begrenzt werden.

Fazit: Bei den Auswirkungen der WI-Aktivitäten auf Fische ist zwischen Außen- und Innenbereich der Wischhafener Süderelbe zu unterscheiden. Im Außenbereich sind aufgrund weiträumig vorhandener Ausweichmöglichkeiten und des insgesamt sehr großen Wasservolumens der Tideelbe trotz hoher Unterhaltungsaktivitäten nur begrenzte Auswirkungen auf Fische im Nah- und Fernfeld zu erwarten. Im Innenbereich und dort insbesondere im Nahfeld beeinträchtigen WI-Aktivitäten - zeitlich auf 1 - 2 Einsätze pro Jahr begrenzt - insbesondere das Nahrungsangebot für Fische. Eine Minimierung dieser Beeinträchtigung sollte durch eine Beschränkung der Einsatzzeiten auf die Monate, in denen die Fische den Innenbereich weniger intensiv zur Nahrungssuche nutzen (Oktober bis Ende März), erfolgen.

5.6.2.5 Ruthenstrom

Da der relativ schmale und flache Ruthenstrom auf gesamter Länge vom Sperrwerk bis in die Elbe hinein von WI-Baggerungen betroffen ist, ergeben sich nahezu flächendeckende Auswirkungen auf die Fische dieses Bereichs (Nahbereich) sowie auch auf die Fische, die nach der mit auflaufendem Wasser stattfindenden Nahrungssuche im Ruthenstrom (einschließlich der Bereiche stromauf des Sperrwerks) mit dem Ebbstrom zurück zur Elbe wandern. Die Auswirkungen im Fernfeld beschränken sich vermutlich auf Ausweichbewegungen einzelner Fische vor zeitweilig geringfügig erhöhter Trübung (keine relevant reduzierten Sauerstoffgehalte und/oder reduzierten/veränderten Bestände an Fischnährtieren) und werden nachfolgend nicht weiter diskutiert.

Zeitlich fallen die gut drei WI-Baggerungen pro Jahr - nach den Daten für 2010 - 2019 - überwiegend auf die Monate März und April sowie September und Oktober (in geringerem Maße auch Mai und November). Im Frühjahr treten um diese Zeit (insbesondere ab April) vermehrt Fischlarven und Jungfische in der Tideelbe auf, die auch Nebengewässer wie den Ruthenstrom als Aufwuchsgebiet mit nutzen dürften (vgl. z. B. Angaben von Kerstan 1991 und Bos 1999 für die Flunder). Auch ältere Fische suchen dann zunehmend - und bis in den Herbst (September/Oktober) hinein - die Randgebiete wie den Ruthenstrom zur Nahrungssuche auf. Beeinträchtigungen durch die bei Ebbstrom durchgeführten WI-Baggerungen sind bei den Rückwanderungen aus dem Ruthenstrom zur Elbe zu erwarten, während die Einwanderungsbewegungen mit dem Flutstrom ungestört bleiben. Vermutlich schwimmen die Fische bei den Rückwanderungen um das WI-Boot und das aufgespülte Sohlsediment herum in flacherem Wasser in Richtung Elbe. Dabei sind die Tiere u. U. einem erhöhten Prädationsdruck, z. B. durch fischfressende Vögel ausgesetzt. Beeinträchtigungen der Fluchtfähigkeit können zusätzlich durch mit den WI-Baggerungen verbundene Absenkungen der Sauerstoffkonzentrationen hervorgerufen werden (im Sommer unter Werte von 6 mg O_2/L bzw. sohlnah noch weniger, vgl. Kap. 5.3.2.1).

Die mit dem Ebbstrom durchgeführten Wanderbewegungen der Fische werden ebenfalls durch den Spülbetrieb des Sperrwerks, bei dem dienstags und donnerstags die Tag-Ebbtiden vor dem Ablassen (Spülen) auf 100 cm bis 120 cm aufgestaut werden (Kap. 3.3), beeinflusst bzw. verzögert. Dadurch können sich sowohl positive (z. B. mehr Zeit zur Nahrungssuche in länger überstauten Randbereichen stromauf des Sperrwerks) als auch negative (z. B. Störung/Stress der Fische beim plötzlichen Ablassen des Wassers) Auswirkungen auf Fische ergeben.

Nach den Angaben in Kap. 3.3 sind rd. 25 ha der Gewässersohle im Ruthenstrom direkt von WI-Baggerungen betroffen (Nahfeld), je Einsatz allerdings lediglich rd. 13 ha (Kap. 5.2.2.6). Dennoch ist davon auszugehen, dass die am Boden lebenden Fischnährtiere bei jedem WI-Einsatz großflächig in einem großen Teil des Ruthenstroms (ab Sperrwerk) entfernt werden. Bei Regenerationszeiten der Nährtierbestände von einigen Wochen bis Monaten (Kap. 5.5.2) und rd. drei WI-Einsätzen pro Jahr ist von einem - die schmalen Randbereiche ausgenommen - merklich reduzierten Nahrungsangebot für am Boden Nahrung suchende Fische wie Flunder und Kaulbarsch auszugehen. Dieser Effekt ist insbesondere bei WI-Einsätzen in der Hauptwachstumszeit der Fische (ca. April bis September) relevant. Weniger bedeutsam sind vermutlich die Verluste planktischer Fischnährtiere durch Einsaugen und damit verbundene Schäden. Bei - im Zeitraum 2010 - 2019 - 1.058 Tsd. m^3 Wasser pro Jahr und 89 WI-Einsatzstunden pro Jahr (vgl. Kap. 3.3) ergibt sich rechnerisch ein Wasserbedarf von 3,3 m^3/s, was rd. einem Zehntel des Ebbstromabflusses von rd. 30 m^3/s (Kap. 5.1.1.8) entsprechen würde. Betroffen sind etwa 2 % der Ebbstromtiden (Kap. 5.2.2.6). Zudem dringt mit jeder Flutstromtide „frisches“ Elbwasser mit nicht durch WI-Baggerungen im Ruthenstrom reduzierten Planktonbeständen in den Ruthenstrom ein. Dementsprechend gering dürften die Auswirkungen auf das Nahrungsangebot an planktischen Fischnährtieren im Ruthenstrom ausfallen. Durch das Einsaugen hervorgerufene Verluste an Fischeiern und -larven sind ebenfalls nur in geringem Umfang zu erwarten. Dies ist darin begründet, dass diese im Ruthenstrom nicht besonders konzentriert auftreten, u. a. weil wichtige Laichgebiete nur stromauf (Stint, Finte, Süßwasserfischarten) oder stromab (z. B. Flunder) des Ruthenstroms bzw. des dortigen Abschnitts der Tideelbe lokalisiert sind.

Für die Bewertung der Auswirkungen auf Fische ist insbesondere die Zeitdauer der WI-Einsätze zu berücksichtigen, die bei jedem der rd. drei Einsätze pro Jahr ca. 3 bis 5 Tages-Ebbtiden umfasst, was ca. 2 % der jährlichen Ebbtiden entspricht (Kap. 5.2.2.6). Demnach sind die Beeinträchtigungen durch die Wirkfaktoren Störung, Einsaugen von Fischeiern, -larven und planktischen Fischnährtieren sowie Trübungserhöhung in Kombination mit Sauerstoffzehrung zeitlich sehr begrenzt und werden daher als nur sehr geringe Beeinträchtigung der Fischbestände angesehen. Etwas länger anhaltend, aber innerhalb

des von den Fischbeständen genutzten gesamten Gewässersystems der Tideelbe einschließlich der Neben- und -zuflüsse lokal begrenzt, sind die Auswirkungen eines an der Gewässersohle reduzierten Nahrungsangebotes für jeweils einige Wochen bis Monate nach WI-Baggerungen.

Fazit: Die WI-Aktivitäten im Bereich Ruthenstrom betreffen ein - bezogen auf die Gesamtlebensräume der das Gebiet zur Nahrungssuche nutzenden Fischbestände - kleines Gebiet. Für die lokal im Ruthenstrom anzutreffenden Fische ergeben sich zeitlich begrenzte Effekte durch Störungen und temporär reduzierte Sauerstoffgehalte. Länger anhaltend (maximal einige Wochen) sind im Nahbereich Reduzierungen des Nahrungsangebotes an der Sohle wirksam, die jedoch wiederum nur einen kleinen Teil der von den lokalen Fischbeständen insgesamt genutzten Nahrungsflächen betreffen. Somit kommt es insgesamt zu nur geringen Auswirkungen auf Fische. Eine zeitliche Begrenzung der WI-Baggerungen auf den Zeitraum Oktober bis Ende März kann die Auswirkungen auf Fische minimieren. Im Fernfeld sind Beeinträchtigungen der Fische weitestgehend ausgeschlossen.

5.6.2.6 Schwinge

In der Schwinge erfolgen alle zwei Jahre im Februar/März WI-Baggerungen zwischen Stade und Mündung (Kap. 3.4.6). Diese sind nach Untersuchungen der BfG (2020) vorrangig im Nahfeld mit erheblichen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes auf Werte unter 2 mg/l für mehrere Tiden verbunden, die zu Fischsterben führen, falls keine Ausweichmöglichkeiten bestehen. Vermutlich aufgrund des Zeitraums der Baggerungen im Winterhalbjahr, in dem die meisten Fische die Schwinge stromab Stade zum Überwintern in Richtung Tideelbe verlassen haben dürften, sind jedoch nach unserem Kenntnisstand bisher keine Fischsterben nach WI-Einsätzen bekannt geworden. Untersuchungen des Makrozoobenthos der Schwinge haben gezeigt, dass die Wiederbesiedlung dieser Fischnährtiere nach WI-Einsätzen nur wenige Wochen in Anspruch nimmt. Dementsprechend können auch Fische die Schwinge im Frühjahr/Sommer nach WI-Einsätzen uneingeschränkt wieder zur Nahrungssuche nutzen.

Die im Februar/März durchgeführten WI-Baggerungen können sich potenziell beeinträchtigend auf zu dieser Jahreszeit in die Schwinge zum Laichen aufsteigende Flussneunaugen auswirken. Diese Art wird nach dem Managementplan für das FFH-Gebiet Schwingetal (Landkreis Stade 2021) regelmäßig in geringer Zahl in der Schwinge stromauf von Stade beobachtet, wobei der Aufstieg durch die Stauanlagen im Stadtgebiet von Stade beeinträchtigt bzw. auf Zeiten um Tidehochwasser begrenzt ist. Flussneunaugen wandern in den Nordseeästuaren und ihren Zuflüssen im Zeitraum von Oktober bis März/April zu ihren im Süßwasser gelegenen Laichplätzen (Marchand 2016), wobei der Hauptaufstieg nach Daten der Fischaufstiegsanlage Geesthacht (Hufgard et al. 2013) ab Dezember erfolgt (im Oktober meist unter 1 %, im November unter 3 % des Gesamtaufstiegs Nord- + Südufer 2011-12). Der Frühjahrsaufstieg (Mitte Februar bis April/Mai) bleibt dann nach den Daten von Geesthacht weit hinter dem winterlichen Aufstieg (Dezember/Januar) zurück. Das im FFH-Gebiet Schwingetal gleichfalls relevante Meerneunauge wandert später im Jahr (nach Daten von Geesthacht überwiegend im Mai).

Fazit: Die WI-Baggerungen in der Schwinge führen zu fischkritischen Absenkungen des Sauerstoffgehaltes im Nahfeld. Da die Schwinge in ihrem tidebeeinflussten Unterlauf von Fischen überwiegend im Sommerhalbjahr zur Nahrungssuche aufgesucht wird sowie vorwiegend ab Dezember von Flussneunaugen durchwandert wird, sollten die WI-Einsätze auf die Monate Oktober und November beschränkt werden. Der bisher genutzte Zeitraum Februar/März ist aus allgemein fischökologischer Sicht ebenfalls geeignet, führt aber zu einer Beeinträchtigung des im Frühjahr aufsteigenden Anteils aufwandernder Flussneunaugen.

5.6.2.7 Wedeler Tonnenhafen

Der Wedeler Tonnenhafen befindet sich in einem Abschnitt der Tideelbe, in dem im Sommerhalbjahr häufig fischkritische Sauerstoffwerte erreicht bzw. unterschritten werden. Bei WI-Baggerungen sind aufgrund der Mobilisierung sehr feinkörniger Ablagerungen hohe Zehrungsraten zu erwarten, die in der gesamten Wassersäule mit Schwerpunkt an der Sohle (Nah- und Fernfeld) zu einer weiteren Absenkung der Sauerstoffwerte führen (Kap. 3.4.7, 5.3.2.9). Fische können diesen pessimalen Bedingungen besser ausweichen als in sehr engen und langen WI-Baggerstrecken wie der unteren Schwinge. Sie müssen dazu aber das strömungsberuhigte Hafenbecken verlassen. Dies kann bei dort bevorzugt lebenden Arten und Altersstadien wie z. B. juvenilen Rapfen Wachstums- und Überlebensraten nachteilig beeinflussen. Trotz der im Vergleich zur angrenzenden Tideelbe geringen Größe des Wedeler Tonnenhafens sind daher leicht negative Einflüsse auf die Bestände einzelner Arten inklusive denjenigen des Rapfens, der im nahe gelegenen FFH-Gebiet „Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe“ geschützt wird, nicht ganz auszuschließen.

In den Jahren 2010 - 2019 fanden gemäß Kapitel 3.4.7 bis auf die Monate Mai, Juni und Juli in allen anderen Monaten WI-Baggerungen statt. Betroffen waren somit auch die Monate August und September mit zeitweilig sehr geringen Sauerstoffhintergrundwerten. Es ist aus fischökologischer Sicht zu empfehlen, zumindest auch den August von WI-Baggerungen auszunehmen.

Fazit: Die WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen können Fische insbesondere durch eine hohe Sauerstoffzehrung im Nah- und Fernfeld beeinträchtigen. Geringe Beeinträchtigungen der Bestände von Arten, die sich bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen aufhalten, sind möglich; auch für den Rapfen, dessen Jungfische sich bevorzugt in strömungsberuhigten Bereichen aufhalten und der im nahe gelegenen FFH-Gebiet „Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe“ geschützt wird. Die Beeinträchtigungen sollten durch eine Beschränkung der Baggeraktivitäten auf den Zeitraum September bis Ende Mai bzw. Mitte April (ungefährer Beginn der Fintenrestriktion für Baggerarbeiten dieses Gebietes) mit i. d. R. fischunkritischen Sauerstoffhintergrundwerten reduziert werden. Falls auch in diesem Zeitraum Hintergrundwerte unter 4 mg O_2/l auftreten, welche Fischen ein Verlassen des Hafens erschweren, sind die Baggerungen auf Tage mit wieder höheren Hintergrundwerten (≥ 4 mg O_2/l) zu verschieben.

5.6.2.8 Außeneste

Die Außeneste befindet sich - ebenso wie der Wedeler Tonnenhafen - in einem Abschnitt der Tideelbe, in dem im Sommerhalbjahr häufig fischkritische Sauerstoffwerte erreicht bzw. unterschritten werden. Bei WI-Baggerungen sind hohe Zehrungsraten zu erwarten, die in Kombination mit im Sommerhalbjahr geringen Sauerstoffhintergrundwerten zur Beeinträchtigung von Fischen und ihren Nährtieren führen können. In diesem Fall wäre ein wichtiges Nahrungs- und Aufwuchsgebiet für Fische betroffen. Gleichfalls wäre die Funktion der Außeneste und angrenzender Bereiche als im Vergleich zum Hauptstrom sauerstoffreicher Rückzugsbereich für Fische gefährdet.

Von 2010 bis 2019 wurden WI-Einsätze in der Außeneste von Oktober bis April und danach von November bis März durchgeführt (Kap. 3.4.8). Ein Zeitraum von Oktober bis März ist aus fischökologischer Sicht aufgrund relativ hoher Hintergrundwerte des Sauerstoffs und der im Vergleich zum übrigen Jahr geringen Bedeutung des Gebiets als Nahrungs-, Aufwuchs-, und Rückzugsort für Fische als zu bevorzugender Zeitraum für WI-Baggerungen in der Außeneste anzustreben.

Fazit: Die Außeneste und angrenzende Bereiche haben eine hohe fischökologische Bedeutung als Aufwuchs-, Nahrungs- und Rückzugsgebiet für Fische. Bei WI-Einsätzen im Sommerhalbjahr können hohe Sauerstoffzehrungsraten mit geringen Hintergrundwerten zusammentreffen und die fischökologi-

schen Funktionen in Nah- und Fernfeld beeinträchtigen. Daher sollten WI-Aktivitäten auf die Monate Oktober bis Ende März beschränkt werden.

5.7 Meeressäuger

5.7.1 Ist-Zustand

In der Tideelbe kommen regelmäßig der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) und der Seehund (*Phoca vitulina*) vor. Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) dringen nur vereinzelt und sporadisch in die Tideelbe vor. Die drei Arten sind in Anh. II der FFH-Richtlinie gelistet, der Schweinswal zusätzlich in Anh. IV.

Schweinswale leben in der Nordsee und im angrenzenden Wattenmeer und dringen regelmäßig, v. a. im Frühjahr, ins Elbeästuar vor (Taupp & Gauger 2023). Sie nutzen Bereiche vom äußeren Ästuar bis in den Hamburger Hafen, wobei die Anzahl der Tiere im äußeren Ästuar wahrscheinlich deutlich über der Anzahl der Tiere liegt, die bis in den Hamburger Hafen ziehen. Dieser longitudinale Trend ist auch für die dokumentiert (Taupp 2020, Taupp 2022, Taupp & Gauger 2023) und ist darauf zurückzuführen, dass die Dichte von Organismen am Rand ihrer Verbreitungsgebiete aufgrund schlechter werdender Bedingungen (hier: anthropogene Nutzung, enger werdender Flussschlauch u. ä.) geringer wird. Sichtungen von Schweinswalen in den Nebengewässern der Tideelbe sind bislang nicht dokumentiert. Die Tiere meiden i. d. R. sehr flache Bereiche, wie sie z. B. in der Hahnöfer Nebenelbe vorkommen (Taupp & Gauger 2023) und es ist daher davon auszugehen, dass Schweinswale wahrscheinlich nicht in den WI-Bereichen der Nebenelben und -gewässern vorkommen. Schweinswale können grundsätzlich ganzjährig in der Tideelbe vorkommen. Bei Wedel werden die meisten Schweinswaldetektionen in den Monaten März - Mai registriert, mit einem deutlichen Peak im April, wobei es deutliche interannuelle Schwankungen gibt. So wurden 2024 in diesen drei Monaten mit Abstand zu den übrigen Jahren am häufigsten Schweinswale registriert. 2019 und 2023 wurden deutlich weniger Schweinswallaute erfasst als in den Jahren 2024, 2020, 2021 und 2022. In den übrigen Monaten des Jahres gibt es bei Wedel, abhängig vom Jahr der Aufzeichnung, entweder nur relativ wenige oder gar keine Schweinswalsignale (Abbildung 5-58).

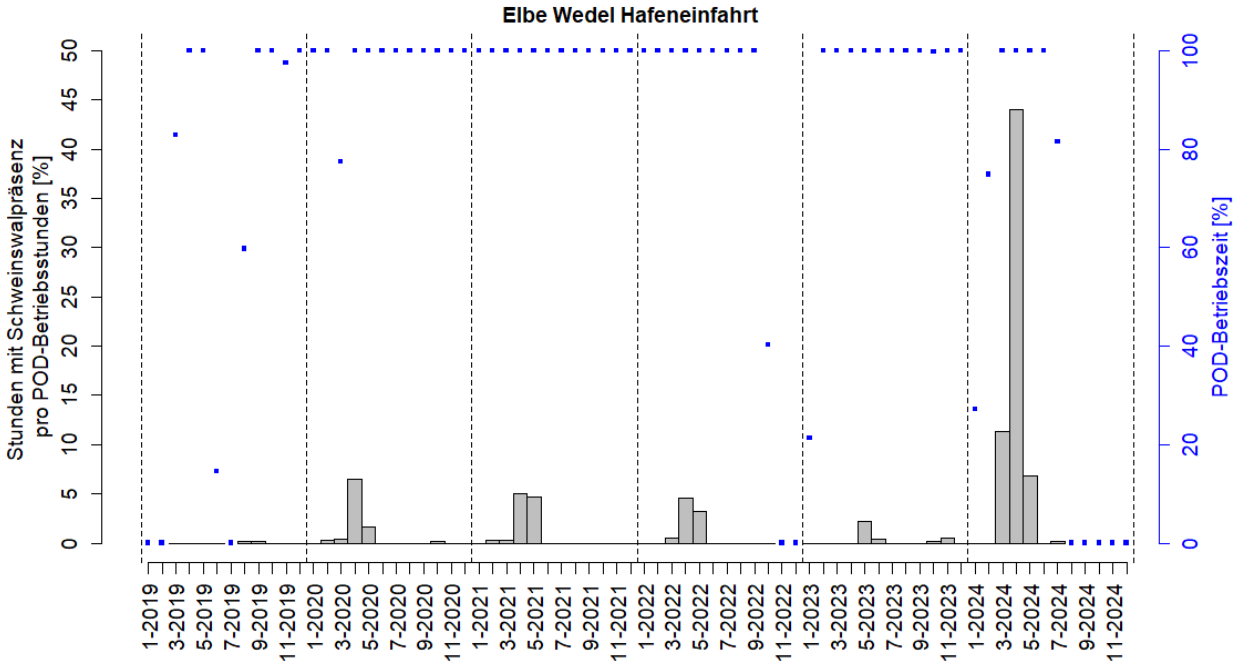


Abbildung 5-58: Ergebnisse der akustischen Schweinswalerfassung mit einem C-POD (Porpoise Detector) in der Tideelbe bei Wedel an der Station Hafeneinfahrt von Januar 2019 bis Juli 2024, angegeben als schweinswalpositive Stunden pro Monat (Stunden, in denen mindestens ein Schweinswal detektiert wurde)

Rechte blaue Achse: Betriebszeit des C-POD [%]. Gestrichelte vertikale Linien geben Jahreswechsel an

Seehunde nutzen nahezu alle aquatischen Bereiche der Tideelbe sowie Wattflächen, Sandbänke und Strände als Liege- und Ruheplätze. Zählungen auf den Liegeflächen ergaben, abhängig vom Monat, Bestandszahlen von 65 bis 531 Individuen im Bereich vom Mühlenberger Loch bis Cuxhaven. Im Jahresverlauf gibt es einen deutlichen Peak mit maximalen Tierzahlen (inkl. Jungtiere) von > 500 Tieren in den Monaten Juni und Juli, in denen die Geburten stattfinden (Taupp 2019). Geburten finden nach bisherigen Erkenntnissen jedoch nur auf relativ ungestörten Wattflächen im äußeren Mündungstrichter statt. Dazu wandern viele weibliche und auch einige männliche Tiere in diesen zwei Monaten für die Dauer von 3 - 4 Wochen in diese Bereiche, so dass sich in diesem Zeitraum in den weiter stromauf gelegenen Bereichen deutlich weniger Tiere aufhalten (van Neer et al. 2022). In den übrigen Monaten außerhalb der Wurfzeit liegt der Bestand zwischen Wedel und Cuxhaven bei < 300 Tieren (Taupp 2019). Für Seehunde liegen durch eine Telemetrieuntersuchung (van Neer et al. 2022) im Vergleich zu Schweinswalen räumlich höher aufgelöste Daten vor, weshalb im Weiteren die Ist-Zustandsbeschreibung für Seehunde für jeden WI-Baggerbereich getrennt erfolgen kann.

Stör: Seehunde dringen vereinzelt von der Tideelbe durch das Stör-Sperrwerk in die Stör bis zum Wewelsflether Hafen (~ km 47,8) vor. Weiter stromauf sind keine Seehundsichtungen dokumentiert. Potenzielle Liegeplätze in der Stör werden von Robben nicht genutzt.

Glückstädter Nebenelbe: Die Glückstädter Nebenelbe und das Fernfeld werden von Seehunden dauerhaft genutzt. Als Liegeplätze können die unmittelbar an den WI-Baggereberich angrenzenden Flächen der Rhinplate dienen, konkret nachgewiesen jedoch nur für einen einzelnen Seehund im Rahmen von Telemetrieuntersuchungen (van Neer et al. 2022). Nachweise von Liegeplätzen auf der Rhinplate aus 12 monatlichen fluggestützten Zählungen über die Dauer eines Jahres existieren hingegen nicht (Taupp 2019).

Pagensander Nebenelbe: Die Pagensander Nebenelbe wird von km 0 bis 2 und von km 8 bis 9 von Seehunden genutzt; ebenso der südlichste Teil des Fernfeldes. In der angrenzenden Haseldorfer Binnenelbe gibt es Nachweise auf der gesamten Länge. Der unmittelbar an den WI-Baggerbereich angrenzende Bishorster Sand dient als Liegeplatz für Seehunde (Mittelwert aus 12 monatlichen Zählungen über die Dauer eines Jahres: 4,5 Seehunde, Minimum: 0, Maximum: 12; Taupp 2019). Für die WI-Baggerbereiche vom Pinnau-Sperrwerk bis zur Pinnau-Mündung und vom Krückau-Sperrwerk bis zur Krückau-Mündung existieren bislang keine dokumentierten Nachweise von Seehunden.

Wischhafener Süderelbe: Für die Wischhafener Süderelbe gibt es keine dokumentierten Nachweise von Seehunden. Die aquatischen Flächen der Tideelbe im Mündungsbereich der Wischhafener Süderelbe und die Bereiche des Fernfeldes werden von Seehunden dauerhaft genutzt. Die Wattflächen im Mündungsbereich dienen als Liegeplätze. Ein sehr intensiv genutzter Liegeplatz befindet sich ca. 500 m nördlich der Mündung auf der Brammer Bank (Mittelwert aus 12 monatlichen Zählungen über die Dauer eines Jahres: 12,8 Seehunde, Minimum: 1, Maximum: 28; Taupp 2019).

Ruthenstrom: Für den Bereich vom Ruthenstrom-Sperrwerk bis zur Mündung in die Tideelbe existieren keine dokumentierten Nachweise von Robben. Die aquatischen Flächen in der Tideelbe im Mündungsbereich des Ruthenstroms sowie im Fernfeld werden von Seehunden dauerhaft genutzt.

Schwinge: Für die Schwinge sind keine Vorkommen von Seehunden dokumentiert. Ein intensiv genutzter Liegeplatz von Seehunden befindet sich auf den Wattflächen ca. 350 m südlich der Schwingemündung in unmittelbarer Nähe zu dem stillgelegten Kernkraftwerk Stade. Die aquatischen Bereiche in der Tideelbe im Umfeld der Schwingemündung und im Fernfeld werden von Seehunden dauerhaft genutzt.

Wedeler Tonnenhafen: Seehunde nutzen sehr sporadisch die aquatischen Bereiche im Wedeler Tonnenhafen und dauerhaft den Bereich des Fernfeldes.

Außeneste/Este: Seehunde nutzen dauerhaft alle aquatischen Bereiche (Tideelbe, Außeneste und Hahnöfer Nebenelbe) im WI-Baggerbereich und im Fernfeld. Die Wattflächen östlich und westlich des äußeren WI-Baggerbereiches werden von Seehunden als Liegeplätze genutzt, allerdings halten sich dort i. d. R. vergleichsweise wenige Tiere auf (Mittelwert aus 12 monatlichen Zählungen über die Dauer eines Jahres: 1,25 Seehunde, Minimum: 0, Maximum: 5; Taupp (2019)). Die Liegeplätze grenzen unmittelbar an den äußeren WI-Baggerbereich an. Auf den Wattflächen im Mühlenberger Loch wurde auch einmalig eine juvenile Kegelrobbe gesichtet (Taupp 2019). Im Bereich des Alten Sperrwerks sind keine Sichtungen von Seehunden dokumentiert.

5.7.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Negative Auswirkungen auf Meeressäuger können im Wasser v.a. durch die Wirkfaktoren

(1) Kollision mit Baggerschiffen,
(2) Unterwasserschall,
(3) Nahrungsverfügbarkeit und
(4) Trübung

verursacht werden. Außerhalb des Wassers können Robben

(5) durch Annäherung von Schiffen auf ihren Ruhe- und Liegeplätzen vergrämt werden.

Auf die genannten Wirkfaktoren wird im Folgenden näher eingegangen. Die im Wasser wirksamen Faktoren (1 - 4) werden im Folgenden für alle WI-Baggerbereiche gemeinsam betrachtet, da eine räumliche Differenzierung von aquatischen Nutzungsbereichen nicht möglich ist und die Wirkfaktoren im Wasser, unabhängig vom Ort, die gleichen Effekte haben. Für den außerhalb des Wassers relevanten Wirkfaktor

„Vergrämung von Robben auf ihren Liegeplätzen“ erfolgt im Folgenden hingegen eine räumlich differenzierte Betrachtung.

(1) Wirkfaktor Kollision mit Baggerschiffen

Kollisionen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen mit Schiffen sind grundsätzlich nicht ausgeschlossen (Brasseur et al. 2014). Schnell fahrende Wasserfahrzeuge, die häufig die Richtung wechseln, stellen hierbei ein höheres Risiko dar als langsam fahrende Fahrzeuge auf konstantem Kurs wie z. B. Baggerschiffe. Seehunde, Kegelrobben und Schweinswale sind sehr mobil und agile Schwimmer und können Schiffe i. d. R. rechtzeitig wahrnehmen und entsprechend ausweichen. Schweinswale reagieren bei Annäherung eines Schiffes zum Beispiel durch abtauchen (Wisniewska et al. 2018) bzw. meiden die Nähe des Schiffes (Diederichs et al. 2010).

Fazit: Nach derzeitigem Kenntnisstand ist es sehr unwahrscheinlich, dass der Baggerschiffsverkehr das Kollisionsrisiko mit Meeressäugern erhöht.

(2) Wirkfaktor Unterwasserschall von WI-Baggerschiffen

Schweinswale können Töne im Frequenzbereich von 0,125 - 180 kHz wahrnehmen, besitzen aber die höchste Empfindlichkeit im Bereich von etwa 16 - 140 kHz (max. Empfindlichkeit bei ca. 125 kHz) (Kastelein et al. 2017). Sie nutzen schmalbandige, hochfrequente Laute im Bereich von 130 - 145 kHz (Villadsgaard et al. 2007), sog. Klicks, zur Orientierung (Verfuss et al. 2005), Beutefang (Miller 2010) und Kommunikation (Clausen et al. 2010). Seehunde hören am besten im Frequenzbereich von 0,5 - 40 kHz (max. Empfindlichkeit bei ca. 1 kHz) (Kastelein et al. 2009). Männliche Seehunde erzeugen v. a. während der Paarungszeit im Sommer unter Wasser Laute in einem Frequenzbereich von etwa 0,4 - 1 kHz (Hanggi & Schusterman 1994). Diese Lautäußerungen spielen eine Rolle bei der Findung eines Paarungspartners und bei der Abgrenzung von Territorien gegenüber anderen Männchen (Matthews et al. 2018). Kegelrobben hören in etwa in demselben Frequenzbereich wie Seehunde (Hocking et al. 2020). Männliche und weibliche Tiere erzeugen unter Wasser eine Vielzahl verschiedener Laute für diverse Interaktionen in einem Frequenzbereich von etwa 50 - 710 Hz (Nowak 2020).

WI-Baggerschiffe erzeugen nach BfG (2011) Hydroschall mit einem Quellpegel (d. h. in 1 m Abstand von einer Punktquelle) von 147,3 - 151 dB re 1 µPa. Im Abstand von 30 - 120 m wurden mittlere äquivalente Schalldruckpegel von 120,3 - 129 dB re 1 µPa gemessen (Hintergrund ohne WI-Bagger: 115,8 dB re 1 µPa). Diese gemessenen bzw. berechneten Werte gelten für einen Frequenzbereich von 0,1 Hz - 20 kHz. Während des Transits ist der von Baggerschiffen erzeugte Schall vergleichbar mit dem Schall anderer gleichgroßer Schiffe, wobei als Faustregel gilt: Je größer das Schiff, desto intensiver der erzeugte Schall und desto tiefer die Frequenz (European Marine Board 2021). Die Quellpegel liegen dabei etwa in folgenden Bereichen: Schiffe bis 50 m Länge: 160 - 175 dB re 1 µPa; Schiffe von 50 - 100 m Länge: 165 - 180 dB re 1 µPa; Schiffe > 100 m Länge: 180 - 190 dB re 1 µPa (OSPAR 2009).

Der von WI-Baggerschiffen während des Baggerns emittierte Schall liegt im Hörbereich der Meeressäuger, so dass Auswirkungen auf Meeressäuger grundsätzlich möglich sind. Mögliche negative Auswirkungen sind dabei mit steigender Schallbelastung (1) physiologische Stressreaktionen (z. B. Energiebedarf), (2) Verhaltensänderungen (z. B. Habitatnutzung, Nahrungsaufnahme, Flucht) und Maskierung von Lauten (z. B. Soziallaute zur Kommunikation), (3) temporäre Hörschwellenverschiebungen (TTS) und (4) permanente Hörschwellenverschiebungen (PTS) durch Verletzungen des Innenohrs (Erbe et al. 2018). TTS und PTS sind als Verletzung im Sinne des § 44 Abs. 1 BNatSchG zu betrachten (BMU 2013).

Erste Verhaltensänderungen können bei Schweinswalen und Robben schon ab einem Schalldruck von 80 dB re 1 µPa auftreten (Southall et al. 2007). Bei Schweinswalen liegt für nicht-impulshaften Schall der Beginn einer TTS bei einer Schallexposition von 153 dB re 1 µPa²s und der Beginn einer PTS bei 173 dB

re 1 µPa²s. Bei Robben liegen die Werte etwas höher bei 181 dB re 1 µPa²s für eine TTS und bei 201 dB re 1 µPa²s für eine PTS (Southall et al. 2019). Das Ausmaß der Auswirkungen von Unterwasserschall auf Meeressäuger hängt jedoch nicht nur vom Schallpegel ab, sondern auch von zahlreichen anderen Faktoren wie z. B. Frequenz, Dauer, Reaktionsfähigkeit und Abstand zur Schallquelle.

Fazit: Für Robben und Schweinswale können Hörschwellenverschiebungen durch WI-Baggerschiffe aufgrund der o. g. Grenzwerte ausgeschlossen werden. Robben können Gebiete mit hohem Schiffsverkehr grundsätzlich durch Nutzung von Ausweichflächen meiden (Anderwald et al. 2013), Verhaltensänderungen wie z. B. das Unterbrechen von Ruhephasen sind dabei möglich (Mikkelsen et al. 2019). Robben und Schweinswale sind, wie schon zuvor in „Wirkfaktor Kollision mit Baggerschiffen“ erwähnt, sehr mobile und agile Schwimmer und können Schiffe i. d. R. rechtzeitig wahrnehmen und entsprechend ausweichen bzw. Bereiche mit starkem Schiffsverkehr meiden. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind durch den Unterwasserschall der Baggerschiffe Vergrämungen einzelner Individuen möglich, relevante negative Auswirkungen auf Meeressäuger sind jedoch unwahrscheinlich.

(3) 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 ebenfalls zu einem hohen Grad opportunistisch, v. a. von Fischen (Andreasen et al. 2017). Ein gewisser Grad der Spezialisierung liegt bei Schweinswalen jedoch jahreszeitenabhängig vor. Sie fressen in der Nordsee im Winter hauptsächlich Grundeln und im Sommer Dorsche, Heringe und Sandaale (Gilles et al. 2008). Bei der Nahrungssuche legen sie große Strecken zurück (Linnenschmidt et al. 2013). Wenn die Nahrungsverfügbarkeit, zum Beispiel durch anthropogenen Einfluss, reduziert wird, ist ein negativer Einfluss auf die Fitness von Meeressäugern möglich (Todd et al. 2015).

Fazit: Negative Auswirkungen auf Fische und das Makrozoobenthos sind räumlich begrenzt und temporär vorhanden. Allerdings nutzen Schweinswale die Nebenflüsse und Nebenelben nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Dies gilt weitestgehend auch für Robben; es gibt nur sehr seltene Nachweise von Einzeltieren, die die Nebenflüsse kurzzeitig nutzen. Robben halten sich auf den Wattflächen der Tideelbe auf und jagen auch in der Tideelbe. Aufgrund der fehlenden bzw. geringen räumlichen Überschneidung zwischen den Gebieten mit reduziertem Nahrungsangebot und den Aufenthaltsräumen der Meeressäuger und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Meeressäuger ist ein negativer Einfluss auf Seehunde, Kegelrobben und Schweinswale aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben.

(4) Wirkfaktor Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Bei den WI-Baggerarbeiten kommt es räumlich und zeitlich begrenzt zu erhöhten Schwebstoffgehalten und erhöhter Trübung. Dies führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite. Seehunde verlieren schon bei relativ geringer Trübung an Seeschärfe (Weiffen et al. 2006). Sie jagen und orientieren sich unter Wasser allerdings vor allem mit Hilfe von ihren 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 Trübungswerte beeinflussen die Jagd der Schweinswale kaum, da sie sogenannte Klicks (Folgen von Ultraschallauten) zur Orientierung nutzen (DeRuiter et al 2010). Blinde Schweinswale reduzieren bei erhöhter Trübung zwar ihre Schwimmgeschwindigkeit, können sich aber mittels Echolokation weiterhin orientieren und auch erfolgreich jagen (Verfuss et al. 2009).

Fazit: Aufgrund der genannten Anpassungen und da eine durch die WI-Baggerung bedingte Erhöhung der Trübung nur in begrenztem räumlichem und zeitlichem Umfang stattfindet und genügend Ausweichflächen existieren, sind negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch erhöhte Schwebstoffgehalte äußerst unwahrscheinlich.

(5) Wirkfaktor Vergrämung von Robben auf ihren Liegeplätzen

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) sowie der individuellen Empfindlichkeit. Wenn Tiere Junge haben, ist die Störempfindlichkeit besonders hoch (Koschinski 2007). Auch vorausgegangene Störungen entscheiden maßgeblich über Art und Stärke der Reaktion der Tiere, da durch Gewöhnung Reaktionen deutlich schwächer ausfallen oder ganz ausbleiben können als bei Tieren, die mit der entsprechenden Störung noch nicht konfrontiert waren, (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). 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 (Brasseur 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).

Fazit:

Stör: Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich.

Glückstädter Nebenelbe: Da die an den WI-Baggerbereich angrenzende Rhinplate nur sporadisch von einem Seehund als Liegeplatz genutzt wurde, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen.

Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau): Da nur der an den WI-Baggerbereich angrenzende Bishorster Sand von einigen Robben als Liegeplatz genutzt wird, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt

sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen.

Wischhafener Süderelbe: Da der an den WI-Baggerbereich angrenzende intensiv genutzte Liegeplatz auf der Brammer Bank mehr als 400 m von dem WI-Baggerbereich entfernt ist, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen, sich in den sensiblen Monaten von Juni bis August dort nur sehr wenige Tiere aufhalten und die Seehunde an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen.

Ruthenstrom: Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich.

Schwinge: Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich.

Wedeler Tonnenhafen: Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich.

Außeneste/Este: Da die an den WI-Baggerbereich angrenzenden Wattflächen nur sporadisch von sehr wenigen Robben als Liegeplätze genutzt werden, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen, WI-Baggerarbeiten nur in den wenig sensiblen Monaten von Oktober bis April stattfinden und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen.

5.8 Fischotter

5.8.1 Ist-Zustand

Der Fischotter ist in Deutschland v. a. in den östlichen Bundesländern verbreitet. Im Bereich der Tideelbe zwischen Hamburg und Cuxhaven gibt es stellenweise Fischotter-Vorkommen (Abbildung 5-59). Im weiteren Umfeld (10 km) der WI-Baggerbereiche existieren einzelne Nachweise (Trittsiegel, Sichtung, Totfund, Kotfund, Latrinen) von Fischottern v. a. entlang des relativ dichten Gewässernetzes der Zu- und Nebengewässer (inkl. Bäche und Gräben) der Elbe (NLWKN 2022, LLUR 2022, AKH 2022, AFS 2022), so dass zumindest ein zeitweises Vorkommen des Fischotters im näheren Umfeld der WI-Baggerbereiche nicht unwahrscheinlich ist. Der Fischotter ist in der FFH-Richtlinie in Anh. II und Anh. IV gelistet.

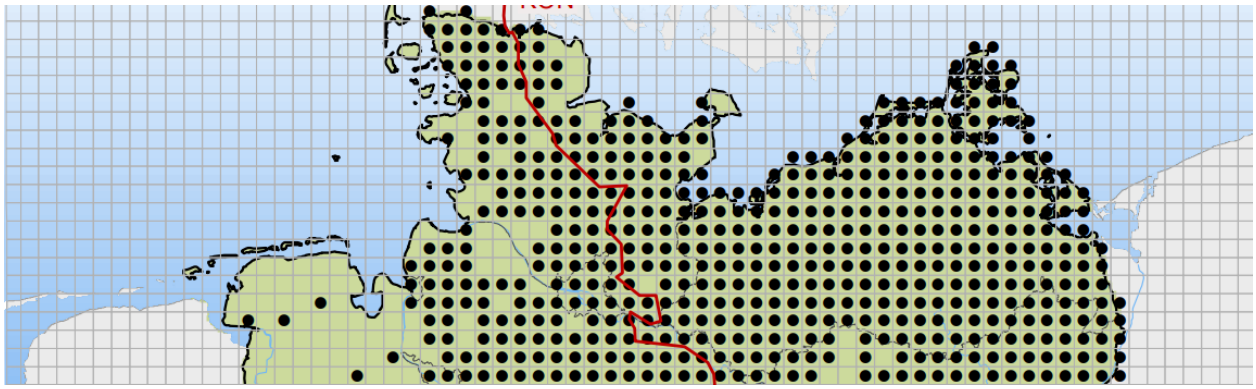


Abbildung 5-59: Vorkommen des Fischotters im 10x10-km-Raster (schwarze Punkte). Kartenausschnitt aus dem nationalen FFH-Bericht 2019. Datengrundlagen: Verbreitungsdaten der Bundesländer und des BfN

5.8.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Der semiaquatisch lebende Fischotter (*Lutra lutra*) bevorzugt störungsarme, strukturreiche und möglichst unverbaute Uferbereiche und besiedelt Süßwasser-, Brackwasser- und Salzwasserlebensräume. Er ist sehr mobil und beansprucht relativ große Reviere. Die Streifgebiete können sich, abhängig von z. B. Geschlecht und Nahrungsverfügbarkeit, von wenigen Kilometern bis zu über 80 Kilometer entlang von Flussläufen erstrecken; es werden aber auch große Wanderungen an Land unternommen (Weinberger & Baumgartner 2018). Die Hauptaktivität findet in der Dämmerung und nachts statt (tagsüber häufig störungsbedingt). Fischotter sind carnivore Nahrungsgeneralisten. Sie ernähren sich v. a. von Fisch, suchen aber auch je nach Angebot und Jahreszeit als Stöberjäger in den Uferbereichen nach Amphibien, Kleinsäugern, Vögeln, Insekten, Mollusken und Krebsen. Jungtiere gibt es das ganze Jahr über, da es keine feste Paarungszeit gibt. Der Nachwuchs wird in ausgepolsterten Wurfbauten in der Nähe von Ufern zur Welt gebracht (pro Weibchen alle 1 - 2 Jahre) (Teubner & Teubner 2004). Der Jagderfolg von Fischottern bei der Fischjagd kann z. B. durch erhöhte Strömung, erhöhte Trübung oder geringe Fischdichte reduziert sein. In diesen Fällen kann der Fischotter aufgrund seines breiten Nahrungsspektrums auf andere Beutetiere ausweichen. Häufig wird auf Nahrung zurückgegriffen, die leicht und v. a. mit geringem Energieaufwand zu erbeuten ist, wie z. B. Amphibien während ihrer Überwinterung im Zustand der Kältestarre (Prigioni et al. 2006, Pagacz & Witczuk 2010).

Fazit: Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

5.9 Avifauna

5.9.1 Ist-Zustand

Das Gesamtgebiet der Tideelbe ist bedeutend für viele Brutvögel sowie für Gast- bzw. Rastvogelarten. Aquatische Bereiche und das Watt dienen zur Rast und zur Nahrungssuche, Außendeichsbereiche werden von zahlreichen Arten als Brut-, Nahrungs-, Mauser- und Ruheräume genutzt.

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

Als Vertreter der Brutvögel kommen im Deichvorland inkl. Inseln (Lebensraumtypen Grünland, Gewässer, Röhricht, Offenland, Ruderalflur, Gehölze) im Bereich Elbe-Stromkilometer 643 - 681 v. a. folgende Arten vor (Achilles & Umland 2013, Haak & Kurz 2015, Herden & Risch 2015, Koppe & Skorupa 2015):

Entenvögel: Brandgans, Graugans, Knäkente, Krickente, Löffelente, Schnatterente, Spießente, Stockente. Sperlingsvögel: Amsel, Bachstelze, Baumpiper, Blaukehlchen, Bluthänfling, Bartmeise, Braunkehlchen, Drosselrohrsänger, Elster, Feldlerche, Feldschwirl, Fitis, Gartenrotschwanz, Gelbspötter, Kohlmeise, Nachtigall, Rabenkrähe, Rohrammer, Rohrschwirl, Schafstelze, Schilfrohrsänger, Schwarzkehlchen, Steinschmätzer, Stieglitz, Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger, Wiesenpiper, Wiesenschafstelze, Zilpzalp. Wat-, Alken- und Möwenvögel: Austernfischer, Bekassine, Flussregenpfeifer, Kiebitz, Rotschenkel, Sandregenpfeifer, Säbelschnäbler, Schwarzkopfmöwe, Silbermöwe, Sturmmöwe, Uferschnepfe, Waldschnepfe. Greifvögel: Rohrweihe, Habicht, Mäusebussard, Seeadler, Sumpfohreule, Wiesenweihe. Kranichvögel: Blässhuhn, Teichhuhn, Tüpfelsumpfhuhn, Wachtelkönig, Wasserralle. Reiher: Rohrdommel. Kuckucke: Kuckuck. Hühnervögel: Jagdfasan, Wachtel. Tauben: Ringeltaube

Als Gast/Rastvögel kommen auf den Außendeichflächen zudem u. a. vor (Achilles & Umland 2013):

Entenvögel: Blässgans, Brandgans, Graugans, Krickente, Löffelente, Pfeifente, Schnatterente, Stockente, Weißwangengans. Sperlingsvögel: Rabenkrähe, Star, Stieglitz. Reiher: Graureiher. Greifvögel: Mäusebussard, Rohrweihe, Turmfalke, Seeadler, Wanderfalke, Wiesenweihe. Wat-, Alken- und Möwenvögel: Bekassine, Großer Brachvogel, Kiebitz, Lachmöwe, Rotschenkel, Sandregenpfeifer, Säbelschnäbler, Sturmmöwe, Uferschnepfe. Tauben: Ringeltaube

5.9.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Negative Auswirkungen auf Vögel können v.a. durch die Wirkfaktoren

(1) Vergrämungen durch WI-Baggerschiffe,
(2) Nahrungsverfügbarkeit und
(3) Erhöhung der Trübung

verursacht werden, auf die im Folgenden näher eingegangen wird. Dabei werden die Faktoren 1 - 2 im Folgenden für alle WI-Baggerbereiche gemeinsam betrachtet, da sie, unabhängig vom Ort, die gleichen Effekte haben. Für den Wirkfaktor „Erhöhung der Schwebstoffgehalte“ erfolgt im Folgenden hingegen eine räumlich differenzierte Betrachtung.

(1) Wirkfaktor Vergrämungen durch WI-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 von einer 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).

Fazit: Vergrämungen von Wasservögeln durch die WI-Baggertätigkeiten sind grundsätzlich möglich, jedoch fahren WI-Baggerschiffe relativ langsam und auf relativ konstanten Routen. Aufgrund der relativ geringen Frequenz und Dauer der WI-Schiffseinsätze (Ausnahme siehe unten), dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und vor dem Hintergrund des übrigen Schiffs- und Bootsverkehrs ist nicht von relevanten Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr zu rechnen. Als Ausnahme ist der Teilbereich „Mündung bis Durchstich“ der Wischhafener Süderelbe zu sehen, der v. a. zur Aufrechterhaltung des Fährbetriebs intensiv unterhalten wird. Hier ist in erhöhtem Maße mit Vergrämungen einzelner Individuen zu rechnen. Negative Auswirkungen auf Populationsebene sind jedoch auch hier nicht zu erwarten.

(2) Wirkfaktor Nahrungsverfügbarkeit

Negative Auswirkungen auf Fische und das Makrozoobenthos sind räumlich begrenzt und temporär vorhanden. Daher wird auch die Nahrungsverfügbarkeit für fisch- und makrozoobenthosfressende Arten in den entsprechenden Zeiträumen reduziert. Die Erreichbarkeit der Nahrung wird ggf. durch erhöhte Trübung beeinflusst, siehe dazu das folgende Unterkapitel „Wirkfaktor Erhöhung der Schwebstoffgehalte“.

Fazit: Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der nur räumlich und zeitlich begrenzten Reduzierung von Nahrungsorganismen ist ein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna durch die WI-Baggerarbeiten nicht gegeben.

(3) Wirkfaktor Erhöhung der Schwebstoffgehalte

Eine erhöhte Trübung führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite, was den Jagderfolg von optisch jagenden, fischfressenden Arten (z. B. Säger, Tauchenten, Möwen, Kormorane, Seeschwalben) potenziell 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, trüberem Wasser aufhalten (Baptist & Leopold 2010). Der Aufenthalt in tieferem, trüberem 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. 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 (z. B. Baptist & Leopold 2010). Grundsätzlich sind Vögel an die natürlicherweise vorherrschende Variabilität der Trübung angepasst, wie sie z. B. täglich bei volllaufendem Flutstrom oder in den Wintermonaten bei Sturmereignissen auftritt. Für die Beurteilung der ökologischen Relevanz von Trübungserhöhungen bedarf es generell einer Einordnung in die bestehenden Hintergrundverhältnisse der Trübung und deren zeitliche und räumliche Variabilität.

Fazit:

Stör: Nahfeld: Die 125- bis 700-fache Trübungserhöhung (Sommer) und 175- bis 1.400-fache (Winter) um ca. 14.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 20 bis 110 mg/l (Sommer) und 10 bis 80 mg/l (Winter) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 2 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld: Die 15- bis 85-fache Trübungserhöhung um ca. 1.700 mg/l (Hintergrundtrübung: 20 - 110 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 2 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Glückstädter Nebenelbe: Nahfeld: Die 3- bis 8-fache Trübungserhöhung um ca. 500 mg/l (Hintergrundtrübung: 20 - 110 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 39 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Fernfeld (Süd und Nord): Die 2,6- bis 8-fache (Nord) bzw. 1,3- bis 2,2-fache (Süd) Trübungserhöhung um ca. 480 mg/l (Nord) bzw. 230 mg/l (Süd) (Hintergrundtrübung Nord: 70 - 300 mg/l; Süd: 200 - 815 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 39 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Pagensander Nebenelbe, Nahfeld Krückau und Nahfeld Pinnau: Die 8- bis 31-fache (Krückau) bzw. 10- bis 41-fache (Pinnau) Trübungserhöhung um ca. 6.000 mg/l (Krückau) bzw. 8.000 mg/l (Pinnau) (Hintergrundtrübung Krückau und Pinnau: 200 - 900 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 2 Tagen/Jahr (Krückau) bzw. 1 Tag/Jahr (Pinnau) wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Nahfeld PNE und Fernfelder: Die 3,8- bis 6-fache (Nahfeld PNE) bzw. 1,6- bis 10-fache (Fernfelder) Trübungserhöhung um ca. 700 mg/l (Nahfeld PNE) bzw. 530 - 580 mg/l (Fernfelder) (Hintergrundtrübung PNE: 65 - 250 mg/l; Hintergrundtrübung Fernfelder: 250 - 865 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 32 Tagen/Jahr (Nahfeld PNE) bzw- 1 - 2 Tage (Fernfelder Krückau und Pinnau) wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Wischhafener Süderelbe: Nahfeld (beide Bereiche): Die 10- bis 90-fache Trübungserhöhung um ca. 8.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 9 - 900 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 16 Tagen/Jahr (Nahfeld bis Sperrwerk) bzw. an 160 Tagen (Mündung bis Durchstich) wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld (beide Bereiche): Die 1,6- bis 3,9-fache Trübungserhöhung um ca. 490 mg/l (Hintergrundtrübung: 170 - 770 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 16 Tagen/Jahr (Nahfeld bis Sperrwerk) bzw. an 160 Tagen (Mündung bis Durchstich) wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Ruthenstrom: Nahfeld: Die 10- bis 190-fache Trübungserhöhung um ca. 13.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 120 - 1.500 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 15 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld: Die 1,6- bis 3,8-fache Trübungserhöhung um ca. 470 mg/l (Hintergrundtrübung: 170 - 770 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 15 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Schwinge: Nahfeld: Die 120- bis 365-fache Trübungserhöhung um ca. 16.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 44 - 133 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 9 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld: Die 1,3- bis 7-fache Trübungserhöhung um ca. 190 mg/l (Hintergrundtrübung: 260 - 730 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 9 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Wedeler Tonnenhafen: Nahfeld: Die 285- bis 1.100-fache Trübungserhöhung um ca. 160.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 150 - 565 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 4 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld: Die 3- bis 9-fache Trübungserhöhung um ca. 1.230 mg/l (Hintergrundtrübung: 150 - 565 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 4 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden.

Außeneste/Este: Nahfeld: Die 20- bis 140-fache Trübungserhöhung um ca. 14.000 mg/l (Hintergrundtrübung: 100 - 750 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 18 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fernfeld: Die 4- bis 12-fache Trübungserhöhung um ca. 1.700 mg/l (Hintergrundtrübung: 150 - 565 mg/l) durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 18 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen.

Fazit:

Die durch die WI-Baggerungen in mehreren Baggergebieten, v. a. in den Nahbereichen, hervorgerufenen erhöhten Trübungswerte bewirken wahrscheinlich, temporär und räumlich begrenzt, den Verlust von Nahrungshabitaten für Vögel. Trübungsabhängige Grenzwerte für den erfolgreichen Nahrungserwerb einzelner Arten bzw. Gruppen existieren nicht. Geringe negative Auswirkungen auf einzelne Individuen können grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Da Vögel sehr mobil sind, können sie jedoch aquatische Ausweichflächen und ggf. Nahrungsalternativen (z. B. terrestrische Nahrungsquellen) nutzen. Negative Auswirkungen der WI-Baggerarbeiten auf Populationsniveau können ausgeschlossen werden.

5.10 Vegetation

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

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

In der vorliegenden Auswirkungsprognose werden zum Thema Vegetation ausschließlich der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*), folgend abgekürzt SWF, und seine typischen Begleitarten innerhalb des LRT 1130 „Ästuarien“ im Wuchsbereich unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie betrachtet. Die besondere Relevanz des SWF wurde bereits in Kapitel 4.10 beschrieben und begründet die starke Verpflichtung der Länder Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg, den weltweit nur auf ihrem Gebiet vorkommenden Schierlings-Wasserfenchel vor dem Aussterben zu bewahren. Pflanzengesellschaften, die in höheren Bereichen mit Bezug zur MThw-Linie siedeln bzw. deren Pflanzen mit ihren Assimilationsorganen über die MThw-Linie reichen, sind für die Auswirkungsprognose zur WI-Baggerung nicht relevant und werden nicht weiter berücksichtigt. Darunter fallen beispielsweise auch die nach § 30 BNatSchG und entsprechenden Landesgesetzen geschützten Röhrichte des Brackwasserwatts (Watt unterhalb der MThw-Linie, LRT 1130) sowie Röhrichte der Brackmarsch (oberhalb des Watts, LRT 1130) aus Schilf oder Simsen, letztere stellenweise staudenreich bzw. von Hochstauden durchsetzt. Auch die lokalendemische Wiebel-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) ist für diese Auswirkungsprognose nicht relevant. Ihr Verbreitungsareal liegt im tidebeeinflussten Uferbereich der Unterelbe zwischen Geesthacht und der Mündung der Unterelbe in die Nordsee. Dabei handelt es sich um ein ausdauerndes, wintergrünes Horstgras, das auf flachen, sandigen bis schwach lehmigen Uferbereichen und auf Uferbebauungen (z. B. Steinschüttungen) wächst. Die bevorzugt besiedelten Standorte befinden sich in einer Höhe von ca. 1 m unter MThw und ca. 0,7 m über MThw, wobei die Standorte optimaler Deckung mit einem Bereich von ca. 0,3 m unter MThw und ca. 0,5 m über MThw dazwischen liegen (Weihe & Reese 1968, zitiert in Heydel 2008). Die Art gilt deutschlandweit als gefährdet (Metzing et al. 2018), unterliegt aber keinem gesetzlichen Schutzstatus und ist auch nicht Bestandteil von Konventionen (floraweb.de, letztmalig aufgerufen am 31.8.23).

5.10.1 Ist-Zustand und Populationsdynamik

Schierlings-Wasserfenchel (und Begleitarten innerhalb des LRT 1130)

Das Vorkommen des SWF ist weltweit auf den Süßwasser-Tidebereich der Elbe und den Mündungsbereich einiger Nebengewässer (Störmündung)/Glückstadt und Geesthacht beschränkt. Dabei wird das Verbreitungsgebiet elbaufwärts durch das Wehr (Elbe-km 586) und seewärts durch die Brackwassergrenze begrenzt (Below & Bracht 2009, Kurz & Below 2012). Der zweijährige Doldenblütler siedelt auf

strömungsberuhigten Schlick- bzw. schlickigen Sandufern, seltener auch auf strömungsberuhigten Sandufern, wobei er sowohl die weit unter MThw liegenden Flächen als auch die Bereiche meidet, die im Sommer für längere Zeit trocken liegen können. Nach unten begrenzen die langen Überflutungszeiten, nach oben u. a. die Konkurrenz der Begleitvegetation das Vorkommen, so dass die Art auf den Bereich täglicher Überflutung in einer Höhenlage zwischen 1,30 m und 0,40 m unterhalb des Mittleren Tidehochwassers (MThw) angewiesen ist. Aus Ansiedlungen hervorgegangene Bestände reichen etwas weiter hoch, bis ca. 0,20 m unter MThw (PLAN 2022). Als Lichtkeimer mit geringer Konkurrenzkraft benötigt die Pflanze Sonderstandorte - offene, lichte Stellen in Röhricht-/Hochstaudengürteln oder im Halbschatten von Weidengebüsch, an denen die Wüchsigkeit der Röhrichte herabgesetzt ist. So kommt die Art z. B. an Prielen, offenen Ufern oder in flachen Senken im ausreichend tidebeeinflussten Bereich vor und wächst zusammen mit Röhrichten der Phragmitetea, Weiden des Tide-Auwaldes des Salicion Albae (LRT 91E0) und Pionierarten der Bidentetea (LRT 1130 gemäß FFH-RL). Als typisch gelten folgende Begleitarten: *Nasturtium officinale, Polygonum hydropiper, Veronica catenata, Ranunculus repens, Phragmites australis, Rorippa amphibia, Callitriche spec., Caltha palustris, Lythrum salicaria* etc. (PLAN 2022, Kurz 2018). Die Besiedlung der Standorte erfolgt durch Verdriftung der schwimmfähigen Samen. Zudem wird die Existenz einer Samenbank im Elbsubstrat angenommen, in der sich die Diasporen unter Sauerstoffabschluss Jahre bis Jahrzehnte keimfähig halten (Botanischer Verein zu Hamburg e. V., Stand Internet 2016, Kurz 2018, Below & Bracht 2021 etc.). Durch Erosion und Sedimentation kommen die Samen wieder ins System. Ein Teil der Samen läuft im Herbst auf. Diese Pflanzen überdauern den Winter als Rosette. Die übrigen Pflanzen entwickeln sich im Frühjahr und blühen und fruchten zumeist ebenfalls erst im darauffolgenden Jahr (Kurz 2018). Schierlings-Wasserfenchel-Individuen können bis zu einer Höhe von 1 - 1,50 m heranwachsen. Die Populationsgröße und der Anteil reproduktiver Pflanzen ist bei allen Vorkommen von Jahr zu Jahr großen Schwankungen unterworfen (Below & Bracht 2009).

Das Hauptverbreitungsgebiet des Schierlings-Wasserfenchels liegt etwa zwischen Hanskalbsand und Geesthacht. Das bedeutendste Vorkommen im Tideauwald des Naturschutzgebietes Heuckenlock an der Hamburger Süderelbe ist seit den 1980er Jahren bekannt (Kurz & Below 2012, Below & Bracht 2014). Diese Population gilt als einziges Beispiel für eine optimale Ausprägung von Populationsstruktur, -größe und -verteilung (Below & Bracht 2021).

Schleswig-Holstein

Im Untersuchungsgebiet (WI-Baggerbereiche A und B; vgl. Kap. 2.1) wurden auf schleswig-holsteinischer Seite in den letzten 16 Jahren 18 Schierlings-Wasserfenchelvorkommen mit insgesamt 82 Individuen ermittelt. Sie lagen alle im FFH-Gebiet 2323-392 „Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen“, die das tidebeeinflusste Elbufer von der Hamburger Stadtgrenze über die Wedeler Au, Haseldorfer Marsch, Pinnau, Krückau, Stör bis hin nach Neufeld umfassen. Kurz (2018) listet die Standorte, auf die sich die 82 Individuen im genannten Zeitraum verteilten:

- 8 Standorte/Funde an der Stör (→ Summe der Nachweise in den Jahren 2005, 2006, 2008, 2011)
- 11 Standorte/Funde an der Krückau (→ Summe der Nachweise in den Jahren 2002/2003, 2011, 2015)
- 1 Standort/Fund am Elbufer nördlich Glückstadt (2008)
- 14 Standorte/Funde im Vordeichsgebiet zwischen Glückstadt und Bielenberg (→ Summe der Nachweise in den Jahren 2003, 2008)
- 1 Standort nordwestlich der Krückaumündung (2003)
- 8 Standorte/Funde am Elbufer bei Bishorst (2004)
- Standorte/Funde nördlich Scholenflether Hafen bei Hohenhorst (2003)
- 33 Standorte/Funde am Fährmannssander Watt (→ Summe der Nachweise in den Jahren 2003, 2009)

Die Funde an den Nebengewässern Stör und Krückau werden jeweils zu einer Population zusammengefasst, da sie im Austausch stehen können. Die Elbstandorte nördlich Glückstadt bis Fährmannssander Watt werden ebenfalls als eine im Austausch stehende Population zusammengefasst (Kurz 2018).

Insgesamt ergab die letzte Gesamtkartierung von *Oenanthe conioides* in Schleswig-Holstein in den Jahren 2015 - 2017 nur einen neuen Fundort an der Krückau mit nur einer Schierlings-Wasserfenchel-Pflanze als Rosette. An allen übrigen bisher dokumentierten Standorten (siehe Liste oben) konnte zwischen 2011 und 2017 keine Pflanze des SWF mehr nachgewiesen werden - so auch in den beauftragten Bereichen: Wedeler Au, Pinnau, Krückau, Stör, Tidebereich der Haseldorfer Marsch binnendeichs, schleswig-holsteinisches Elbufer und schleswig-holsteinische Elbinseln (Rhinplate, Pagensand, Auberg/ Drommel/Bishorster Sand).

In den letzten Jahren haben umfangreiche Wiederansiedelungsprojekte und biotopgestaltende Maßnahmen in SH stattgefunden, um den SWF wieder in einen guten Erhaltungszustand zu versetzen. So wurden seit 2015 aus ersten Anzuchten probeweise Ansiedlungen an, aus Expertensicht augenscheinlich geeigneten Ansiedlungsstandorten entlang der Elbe-Nebenflüsse Stör, Krückau und Pinnau, durchgeführt. Die Ansiedelungen erwiesen sich jedoch allesamt als nicht erfolgreich. Deshalb wurde im Zeitraum 2017 - 2021 versucht, *Oenanthe conioides* v. a. auf Ausgleichsflächen im Gebiet der Haseldorfer Binnenelbe wiederanzusiedeln. Insgesamt wurden bis 2021 über 2.380 Ansiedlungsexemplare an 128 Standorten ausgebracht. Eine erfolgreiche Reproduktion aus Saat stellte sich bei der zweijährigen Art bislang aber nur an einem gut strukturierten Priel (Wasserlauf in Wattbereichen) bei Deekenhörn erstmals in 2021 mit 5 Exemplaren sowie an einem durch Schilfmahd gemanagten Graben südöstlich des Haseldorfer Hafens mit ca. 20 reproduzierenden Exemplaren ein. 2020 wurde in Zusammenarbeit mit der Hamburger Stiftung Lebensraum Elbe und dem WSA Elbe-Nordsee zudem ein durch eine Uferverbauung vom Elbhauptstrom abgeschnittener Priel bei Juelsand in der Nähe von Wedel wieder an die Elbe angeschlossen. Zudem wurden ausgedehntere Uferabflachungen durchgeführt, um dem SWF bessere Ansiedlungsmöglichkeiten zu bieten. In 2021 wurde ein weiterer Priel bei Haselau-Bishorst von der Integrierten Station Unterelbe auf einer Länge von 200 m durch Uferabflachungen optimiert. Im Oktober 2022 wurden in schwer zugänglichen Flachwasserbereichen in einer Kleiabgrabung auf der Hetlinger Schanze sowie am Fährmannssander Watt nochmal 1000 Ansiedlungsexemplare ausgebracht.

Die jüngsten Ansiedlungsmaßnahmen wurden vom WSA Elbe-Nordsee in drei Maßnahmengebieten an der Stör als flankierende Maßnahmen der Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe durchgeführt. Es wurden jeweils 200 Rosetten im Herbst 2021 in den Maßnahmengebieten Störpolder Neuenkirchen und Bahrenfleth gepflanzt. Bereits im Jahr 2020 waren Pflanzungen in Hodorf und Bahrenfleth vorgenommen worden, die aber nicht erfolgreich waren.

Auf relevante Vorkommen/Reproduktionserfolge in den einzelnen WI-Wirkbereichen wird an entsprechender Stelle gesondert hingewiesen.

Niedersachsen

Auf niedersächsischem Gebiet (innerhalb des Untersuchungsgebietes - Baggerbereiche A und B) wurden 1995 und in den Folgejahren bis 2003 zwei Vorkommen auf den Elbinsel(n) Neßsand und Hanskalbsand verzeichnet. Eine Kartierung potenzieller Standorte im Jahr 2003 erbrachte vier neue Fundorte auf Neßsand und Hanskalbsand (Below & Bracht 2021) sowie kleinere Fundorte an den Nebengewässern der Unterelbe. Letztere (insgesamt 3) wurden 2009 erstmals ermittelt, nachdem es seit vielen Jahren keine Funde mehr gab. Sie beinhalteten einen Fund in einer überschlickten Steinschüttung an der Lühe nahe der Mündung, 2 Funde in einer schlickigen Steinschüttung der Este bei Moorende sowie über 10 Exemplare an der Wischhafener Süderelbe. 2011 wurden beim Monitoring der gesamte zugängliche Verlauf der Wischhafener Süderelbe sowie die Unterläufe von Este und Lühe untersucht. Dabei wurde

ein neuer Fundort an der Lühe gefunden. Außerdem wurden Ruthenstrom, Barnkruger Süderelbe, Barnkruger Loch, Bützflether Süderelbe und das Elbufer bei Wisch und Neuenschleuse kartiert. Sie stellen die größten naturnahen Uferabschnitte im Bereich der Unterlebe dar. Es wurden keine SWF gefunden, weshalb der Abschnitt aus dem Monitoring entnommen wurde (Below & Bracht 2021). Zusätzlich wurden 2012 je ein neuer Fundort an der Este und an der Schwinge ausgemacht.

Das FFH-Gebiet „Unterelbe“ versammelte 2012 und 2013 die beiden einzigen gut erhaltenen Populationen Niedersachsens, auf Neßsand und in der Ostbucht von Hahnöfersand. Während die Population auf Neßsand im Jahr 2011 als hervorragend ausgebildet galt (1617 Jungpflanzen, 104 Adulte), konnte dieses Niveau seitdem nicht mehr erreicht werden. 2014 konzentrierten sich über 90 % der 597 kartierten Individuen in der Ostbucht von Hahnöfersand. Im Jahr 2015 wurden im gesamten FFH-Gebiet nur noch 182 SWF gefunden, 84 % davon in der Ostbucht des Hahnöfersands (152 Pflanzen, davon 136 Adulte). Ohne diese Ausgleichsmaßnahme (s. Erläuterung S. 266) hätte es nur 30 Pflanzen in der Region gegeben. 2016 wurde mit insgesamt 17 Pflanzen an vier Fundorten ein Tiefstand erreicht, der im Verlauf des Monitorings ohne Beispiel ist. Um den Abwärtstrend aufzuhalten, wurden ab 2017 die ersten Ansiedlungsmaßnahmen im Vorland von Wisch, auf Hahnöfersand, Hanskalbsand und an der Este gestartet (weitere Ansiedlungsmaßnahmen oberhalb HH werden hier nicht näher beschrieben!). 2017 konnte eine leichte Erholung auf 78 natürlich herangewachsene Jungpflanzen und fünf Adulte festgestellt werden. Dabei war jedoch ein starker Rückgang der Individuen in der Ostbucht von Hahnöfersand zu verzeichnen - nur noch 5 adulte Pflanzen, der sich in den Jahren 2018 und 2019 mit wieder 134 Individuen allein in der Ostbucht, darunter 61 Adulte (2018) umkehrte. Hier wuchs, wie in den meisten Jahren, nicht nur der größte Bestand an SWF des Gesamtbestandes in Niedersachsen, sondern auch der größte Adultenbestand. In der um zwei Jahre älteren Westbucht des Hahnöfersands wurden nach vier Jahren ohne Aufwuchs 2018 erstmals wieder sechs Pflanzen festgestellt. Hinzu kamen 28 Jungpflanzen und zwei Adulte nach der Auspflanzung von 2017. 2019 waren in der Westbucht Weidengürtel und der deichseitige Röhrichtrand durch Schaffraß geschädigt worden. Die Ansiedlungsmaßnahme zeigte 2019 bis 2021 keinen Aufwuchs und es gab auch keinen natürlichen Aufwuchs. 2019 bis 2021 hätte es ohne Ansiedlungen nur zwei kleine Populationen unterhalb Hamburgs gegeben (Below & Bracht 2021).

Hamburg (nur Untersuchungsgebiet)

Im aktuellen Monitoringbericht Hamburgs (PLAN 2022) wird das Jahr 2019 als Rekordjahr des SWF für den Hamburger Teil Neßsands (Nordufer) dargestellt. Demnach konnten im genannten Jahr 1006 Individuen festgestellt werden, wovon über die Hälfte Adulte waren. Es war die höchste Individuenzahl, die jemals im Hamburger Teil Neßsands (inkl. Insel Schweinesand) ermittelt wurde. Im Jahr 2021 musste jedoch mit nur noch 24 Individuen (15 Adulte/9 Rosetten) ein radikaler Rückgang verzeichnet werden - der Tiefstand für den Bereich seit 2015. Die Ursachen für den radikalen Rückgang werden im Bericht auf eine fortschreitende Erosion im Bereich des Nordufers der Insel und damit einhergehend dem Verlust geeigneter Standorte zurückgeführt. Die Nordufer der Insel gelten durch die hydromorphologischen Veränderungen der Tideelbe, insb. mit der dort wirkenden Ufererosion als zum Teil „stark gefährdet“ (PLAN 2022). Zum Schutz der Insel Neßsand stehen die Entwicklung der Geländestruktur am Nordufer sowie die Biotop- und Pflanzenartenausstattung unter zweijährlicher Beobachtung durch die HPA. Zur Stabilisierung der Flachwasserbereiche vor Neßsand wurden im Frühjahr 2019 und Winter 19/20 von der HPA bereits erste Sandvorspülungen nördlich des Durchbruchs zwischen Neßsand und Schweinesand-Haken vorgenommen.

Im Bereich des Mühlenberger Lochs wurden im Gegensatz zur Insel Neßsand schon seit 2009 keine Individuen des Schierlings-Wasserfenchels mehr gefunden, bis auf einen Fund von 2018. PLAN 2022 berichten von stetig zunehmendem dünnen Fließschlick elbseitig vor den überschlickten Steinschüttun-

gen des Mühlenberger Lochs, der gleichfalls auf die hydromorphologischen Veränderungen in der Tideelbe zurückgeführt und als prägende Beeinträchtigung des Mühlenberger Lochs beschrieben wird.

Im Weiteren erfolgt die Darstellung der SWF-Vorkommen für jeden WI-Baggerbereich getrennt:

Stör:

- 2005: Nachweis von 2 vitalen Rosetten im Süßwasserwatt am Störufer vor Wewelsflether Urendorf
- 2006: Nachweis einer vitalen Rosette im Flusswatt am rechten Ufer der Kremper Au an der Mündung in die Stör
- 2008: Nachweis einer blühenden, teils schon fruchtenden Pflanze im Flusswatt am linken Störufer gegenüber Wewelsflether Werft
- 2011: Nachweis einer Rosette sowie einer fruchtenden Pflanze an der Schilfröhrichtgrenze zum Flusswatt am südlichen Ende der Störschleife (rechtes Ufer); weiterer Fund einer blühenden und einer fruchtenden Pflanze im Schilfröhricht oberhalb der Grenze zum Flusswatt am linken Störufer vor Neuenkirchen
- 2015 - 2017: **kein Schierlings-Wasserfenchelnachweis an den bisher dokumentierten Standorten**; jedoch Identifikation von **23 potenziellen Standorten am Ufer des Stör-Unterlauf von der Mündung bis nach Itzehoe**. Die als geeignete Gleitufer befundene Standorte wurden sowohl auf der großen Stör-Halbinsel an der Mündung als auch in der Stör-Schleife bei Hodorf dokumentiert (Kurz 2018).

Erfolge aus den oben genannten Pflanzmaßnahmen konnten im Bereich der Stör nur im Polder Neuenkirchen verzeichnet werden. Dort überlebten die im Herbst 2021 gepflanzten 200 Rosetten. Daraus entwickelten sich 134 Pflanzen im Verlauf des Jahres 2022 zu fruchtenden Exemplaren (BfG-2128, 2023). Das im Jahr 2023 erneut von der BfG durchgeführte Monitoring im Polder Neuenkirchen erbrachte im Juni 207 SWF-Pflanzen (25 kleine Rosetten, 62 große Rosetten und 120 Pflanzen mit Entwicklung von Stängeln). Im August konnten davon noch 165 Pflanzen nachgewiesen werden (21 kleine Rosetten, 97 große Rosetten, 1 Pflanze mit Stängelentwicklung, aber steril und 46 blühende/fruchtende Exemplare). Zudem wurden an den ehemaligen Pflanzflächen (s. o.) und in bestehenden Vorkommensschwerpunkten Messungen der Schlick-Lagerungsdichte vorgenommen. Dabei zeigte sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Standorten mit und ohne SWF. In den Grüppen und Grabenufern fern des Einlassbauwerkes mit SWF war der Schlick fester, näher am Einlassbauwerk ohne SWF sehr weich. Eine abschließende Bewertung ist wegen der relativ geringen Zahl an Messungen nicht möglich (schriftliche Mitteilung von Hr. Sundermeier, BfG vom 21.8.23).

Glückstädter Nebenelbe (Höhe Rhinplate):

- 2003: Nachweis von 2 Rosetten im Flusswatt des Vordeichsgebietes zwischen Glückstadt und Bielenberg
- 2008: Nachweis einer vitalen Rosette im Buhnenfeld nördlich Unterfeuer Glückstadt und nördlich Fähranleger
- 2015 - 2017: **kein Schierlings-Wasserfenchelnachweis an den bisher dokumentierten Standorten**
- 2023: nach schriftlicher Auskunft von Fr. Edelgard Heim, LfU Integrierte Station Unterelbe (Mail vom 01.09.2023) konnten die alten Nachweise aus früheren Jahren bis heute nicht mehr bestätigt werden. Es wird vermutet, dass das Elbwasser dort inzwischen zu salzhaltig ist.

Es fanden keine Pflanzmaßnahmen in diesem Bereich statt.

Pagensander Nebenelbe (Höhe Pagensand)

Bisher konnten **keine Nachweise in den Flusswattbereichen der Pagensander Nebenelbe** erbracht werden. Vorkommen sind letztmalig aus dem Jahr 2003 für den Bereich Flusswatt nördlich Scholenflether Hafen bei Hohenhorst bekannt und konnten in den Jahren 2015 - 2017 nicht wieder nachgewiesen werden. „Keine natürlichen Vorkommen bekannt“ bestätigt auch die Mail von Frau Heim, LfU Integrierte Station Unterelbe (Mail vom 01.09.2023). Des Weiteren wurden entlang der Pagensander Nebenelbe auch keine Pflanzmaßnahmen durchgeführt.

Die nächstgelegenen SWF-Vorkommen sind aus dem Bereich der Krückau bekannt:

- 2002/2003: Nachweis von 4 Rosetten (2002; daraus 2 blühende Pflanzen in 2003) im Flusswatt am linken Krückauufer, nordwestlich von Altenfeldsdeich
- 2011: Nachweis von einer Rosette im Flusswatt vor einem Tide-Weidengebüsch am Ostufer gegenüber von Besenbek; Nachweis einer Rosette an der Grenze Tide-Schilfröhricht und Flusswatt am rechten Krückauufer, nordwestlich Spiekerhörn; Nachweis von 2 Rosetten in einem Tide-Weidengebüsch am rechten Krückauufer östlich von Spiekerhörn; Nachweis von 2 blühenden Pflanzen auf einer verschlickten Steinschüttung am linken Krückauufer bei Altenfeldsdeich
- 2015: Nachweis einer Rosette an der Grenze Tide-Schilfröhricht und Flusswatt an einer Krückaubiegung nordöstlich von Spiekerhörn
- Bis 2017: kein Schierlings-Wasserfenchelnachweise an den übrigen bisher dokumentierten Standorten; jedoch **Dokumentation von 21 potenziellen Standorten am Krückau-Unterlauf**, im Mündungsbereich von naturnah ausgeprägten Prielen mit teils abgezäunten Flächen mit Silber-Weiden, Röhrichten, Treibsel und Pionierarten.

Ehemals angelegte SWF-Pflanzmaßnahmen im Bereich der Krückau erwiesen sich als nicht erfolgreich (s. o).

Im gesamten Bereich der **Pinnau** konnten in den Jahren 2015 - 2017 keine Schierlings-Wasserfenchel nachgewiesen, allerdings **15 potenzielle Standorte am Ufer** dokumentiert werden. Diese wurden am Südufer der Pinnau in den anliegenden Vordeichsweiden identifiziert, die von vielen Gräben mit meist schlickigen Mündungen entwässert werden. Dort befinden sich im mittleren und unteren Grabenverlauf bewachsene Schlickbänke mit einigen Begleitarten des Schierlings-Wasserfenchels: *Callitriche palustris*, *Nasturtium officinale*, *Rorippa amphibia*, *Veronica catenata*, *Ficaria verna* und *Glyceria maxima* (Kurz 2018*)*.

Wischhafener Süderelbe:

Die Wischhafener Süderelbe liegt am westlichen Rand des Verbreitungsgebietes von *Oenanthe conioides*, denn elbabwärts von Wischhafen und Glückstadt beginnt das Brackwassergebiet. Die Deiche verlaufen nicht ufernah, sondern umschließen großräumig das Gebiet der früheren Elbinseln Krautsand, Gauensieker Sand und die eine Hälfte von Asseler Sand. Die Wischhafener Süderelbe ist weitgehend unbefestigt, wird bereichsweise von Schilf-Röhrichten gesäumt und ist umgeben von Marsch- und Weideland. Zumeist sind die Uferzonen durch intensiv genutztes Grünland geprägt. Durch Tritt und Verbiss wird die potenziell natürliche Vegetation aus verschiedenen Röhricht- und Pionierarten am Aufwuchs gehindert (Below & Bracht 2021).

In ihrem Verlauf wurden eine Reihe kleiner, potenziell geeigneter Standorte, in strömungsarmen Buchten, auf Treibselflächen oder in Bootshäfen dokumentiert, die typische Begleitarten (vgl. Kapitel 5.10.1) des SWF aufwiesen.

Entlang der Wischhafener Süderelbe konnten zwischen 2009 und 2017 insgesamt 54 Funde, überwiegend auf Treibselflächen, dokumentiert werden. **Seit 2018 bis 2021 konnten hingegen keine Schier-**

lings-Wasserfenchelfunde mehr nachgewiesen werden, was von den Gutachtern überwiegend auf die Intensivierung der Mahd und Beweidung (seit 2015) und die mit Tritt und Fraß einhergehende Schädigung des Schilfröhrichtes zurückgeführt wird. Weiterhin wurden der über die Jahre zunehmende Vegetationsdruck des Röhrichts auf den Treibselflächen und die nahe des Mündungsbereichs recht hohe Fließgeschwindigkeit als mögliche Beeinträchtigungsfaktoren genannt (Below & Bracht 2018).

Es wird an dieser Stelle jedoch darauf hingewiesen, dass die Wischhafener Süderelbe Teil des Planungsraums des Naturschutzgroßprojektes Krautsand ist, das im Jahr 2020 startete. Der WWF Deutschland will gemeinsam mit der NABU-Stiftung die besonderen Lebensräume und Arten der Elbinsel Krautsand schützen und weiterentwickeln. Als Maßnahmen vorgesehen sind u. a. die Anlage tidebeeinflusster Gewässer, die naturnahe Umgestaltung der Prielsysteme und der Rückbau von Uferbefestigungen, weshalb hier künftig neuer Lebensraum für den SWF geschaffen werden könnte. Die Umsetzungsphase soll im Zeitraum 2024 bis 2034 erfolgen. Informationen zum Naturschutzgroßprojekt lassen sich z. B. unter folgendem Link finden: (https://www.nlwkn.niedersachsen.de/jb2021/naturschutzgrossprojekt_krautsand/naturschutzgrossprojekt-krautsand-die-vielfalt-der-tideelbe-bewahren-200759.html, letztmalig aufgerufen am 29.08.2023).

Ruthenstrom:

In den Uferbereichen entlang des Ruthenstroms sind **keine (potenziellen) Standorte** des Schierlings-Wasserfenchels bekannt.

Auch der Ruthenstrom ist Teil des Planungsraums des Naturschutzgroßprojektes Krautsand (s. o.), weshalb auch hier künftig neue Lebensräume für den Schierlings-Wasserfenchel entstehen könnten.

Schwinge

An der Schwinge ist letztmalig ein Schierlings-Wasserfenchel-Vorkommen aus dem Jahr 2012 dokumentiert. Da seither **keine Vorkommen** mehr nachgewiesen werden konnten, fiel die Schwinge aus den neuen Untersuchungen heraus (Below & Bracht 2021).

Wedeler Tonnenhafen

Bisher sind **keine Schierlings-Wasserfenchelvorkommen** im Bereich der Wedeler Au bekannt, in dem auch der Tonnenhafen liegt (Kurz 2018). SWF-Pflanzmaßnahmen haben hier ebenfalls nicht stattgefunden.

Außeneste/Este

Die Ufer der Este sind häufig steil und anthropogen überformt, z. B. durch Bootsanlegestellen und Hausgärten. Im Mündungsbereich steht eine Werft inmitten eines intensiv genutzten Obstanbaugebietes. Einige kleine Abschnitte werden jedoch als potenziell für den Schierlings-Wasserfenchel geeignete Standorte mit naturnaher Vegetation beschrieben (Below & Bracht 2021).

Untersucht wird, während der Monitoringphasen, der Unterlauf der Este von Moorende bis zur Mündung bei Cranz in das Mühlenberger Loch. Abgesehen von älteren Funden (1970er Jahre), erfolgten die ersten Funde am Esteufer im Jahr 2007. 2009 wurden in einer schlickigen Steinschüttung bei Moorende erstmals seit vielen Jahren wieder eine Rosette und eine adulte SWF-Pflanze in typischer Ausprägung gefunden. 2010 wuchs hier eine Rosette. Während in den Folgejahren 2011 und 2012 keine SWF-Pflanzen kartiert werden konnten, wurden 2013 zwei kleine Rosetten festgestellt. Sie wuchsen zusammen mit Pestwurz, Rohr-Glanzgras, Blut-Weiderich, Kriechendem Hahnenfuß und Brennnessel am steilen Schlickufer. Zusätzlich konnte im Jahr 2012 ein neuer Fundort bei Cranz im Vorland einer Pferdeweide dokumentiert werden.

Nach einer Baumfällung am Estebogen gab es 2014 ein außergewöhnlich gutes Ergebnis mit 22 Rosetten und 7 Adulten durch die Entwicklung einer Pionierflur. 2015 hatte sich der Bewuchs so stark verdichtet, dass keine SWF-Vorkommen mehr nachgewiesen werden konnten. Durch Ruderalisierung am Estebogen und Verdichtung des Röhrichts an anderen Standorten wurden seit 2016 keine Wasserfenchel mehr gefunden. Eine weitere Ursache sehen die Autoren des aktuellen Monitoringberichtes im Rückschnitt der übrigen großen Silber-Weiden im Jahr 2017. Aufgrund fehlender Beschattung sind die Standorte mit konkurrenzkräftigeren Arten zugewachsen (Below & Bracht 2021).

Vor dem Schöpfwerk Landwettern bei Moorende wurde im August 2018 eine kleine Ansiedlungsmaßnahme durchgeführt. An einem schlickigen Prielende unter einem Weidengebüsch wurden 25 Rosetten und tausende Samen im Auftrag der Stiftung Lebensraum Elbe ausgebracht. Einen Monat später waren noch 19 Pflanzen vorhanden. An einem kleinen Prielfortsatz wurden außerdem wenige weitere Rosetten gefunden, die natürlich aufgewachsen waren. Aus 19 Rosetten im September 2018 waren im Mai 2019 fünf vitale Adulte und zwei Rosetten geworden. Hinzu kamen fünf Keimlinge aus den Aussaaten. 2020 präsentierte sich der Standort ausgeräumt. Nur eine offene Schlickfläche mit einer Rosette von *Oenanthe conioides* ohne Begleitarten wurde vorgefunden.

Nach den Beobachtungen der vergangenen Jahre gab es bisher keine dauerhaften Populationen des SWF an der Este. Die oft zu steilen Ufer und die große Strömungsgeschwindigkeit scheinen eine dauerhafte Etablierung des SWF entlang der Este zu unterbinden (Below & Bracht 2021).

Zu erwähnen sind für diesen Baggerbereich die Nachbarpopulationen des SWF auf den Elbinseln Neßsand und Hahnöfersand. Auf dem Hahnöfersand wurden als Teilkompensation für den Eingriff in das FFH-Gebiet „Komplex NSG Neßsand und LSG Mühlenberger Loch“ (für die teilweise Zuschüttung des Mühlenberger Lochs bei der Airbus-Erweiterung) zwei Buchten von insgesamt 104 ha Fläche geschaffen. Baubeginn war im März 2001. Seit Oktober 2002 ist die Wattfläche der Westbucht mit ca. 63 ha unter Tideeinfluss. Mit der Ausbaggerung der kleineren Ostbucht wurde 2002 begonnen. Die Öffnung erfolgte im September 2004, der Rückbau des Landesschutzdeiches im Sommer 2005. Ziele waren u. a. auch die Förderung des SWF. Die Ausgleichsflächen der Insel sind seit 2008 als Naturschutzgebiet ausgewiesen und wurden aufgrund des Auftretens mehrerer prioritärer Arten (SWF, Flussneunauge, Finte und Rapfen) und des heranwachsenden Auwaldgürtels 2009 als FFH-Fläche nachgemeldet und sind seit 2010 Bestandteil des FFH-Gebietes „Unterelbe“.

In der Westbucht von Hahnöfersand können sich Weidengürtel, Röhrichte und Pionierfluren frei entwickeln. Ebbe und Flut, Sedimentation und Erosion schaffen sowohl Priele als auch Schlick- und Treibselflächen. Ein Auf und Ab einer zunächst „hervorragend“ ausgebildeten Schierlings-Wasserfenchelpopulation seit 2004 endete im Zeitraum 2014 - 2017 aufgrund der fortgeschrittenen Sukzession mit einem Ausfall der Vorkommen. Im Auftrag der Stiftung Lebensraum Elbe wurden 2017 79 Rosetten und 10 stängelschiebende Adulte an drei Standorten ausgepflanzt und eine große Anzahl Samen ausgebracht. Der zunächst positive Start der Schierlings-Wasserfenchelpflanzung und -entwicklung kam aufgrund des dichten Schilfbewuchses und Gänsefraßdrucks bis heute zum Erliegen.

Die Entwicklung der Ostbucht ist in Below & Bracht (2021) ausführlich beschrieben. Während noch 2019 79 Individuen in der Ostbucht nachgewiesen werden konnten, waren es im Jahr 2020 nur noch 15 adulte Individuen, die kompakt an wenigen Stellen auftraten.

Als mögliche Ursachen für den Rückgang der Vorkommen werden neben der Konkurrenzvegetation, der starke Fraßdruck der Gänse, Schafe und Rehe sowie möglicherweise der zu dünnflüssige und mobile Schlick oder die zu tief unter MThw liegenden Standorte benannt (Below & Bracht 2021).

Dennoch wird zusammenfassend für beide Buchten beschrieben, dass sie von weiteren Populationen und vielen potenziellen Standorten umgeben sind - in der Nachbarbucht, am Elbufer und auf Neßsand. Sie existieren in weitgehend typischen Pflanzengesellschaften und sind nur wenig anthropogen beeinträchtigt (Below & Bracht 2021).

Schierlings-Wasserfenchelvorkommen auf der Elbinsel Neßsand sind sowohl für den schleswig-holsteinischen Nordteil als auch für HH und Niedersachsen dokumentiert. Im Süden der schmalen Insel, die die nördliche Abgrenzung des Mühlenberger Lochs und der Hahnöfer Nebenelbe bildet, gibt es ausgedehnte Schlickablagerungen. Die Strömung ist hier geringer als am Nordufer, an der Hauptfahrrinne der Elbe. Im Rahmen der Inselgestaltung im Jahr 1941/42 wurden auf Neßsand zwei Teiche angelegt, zu denen sich die Elbe im Laufe der Zeit Zugang verschafft hat. Sie wurden zu stark aufgeweiteten Prielen und bieten teils günstige Standortbedingungen für den SWF. An den Elb- und Prielufern wachsen streckenweise gut entwickelte Schilfröhrichte und Weidenauwälder, teils von Prielen durchzogen. Bereits im Juli 2010 wurde eine ausgesprochen große Anzahl an Schierlings-Wasserfencheln am Nordufer des großen Priels dokumentiert: 454 Keimlinge, 342 Rosetten und drei Adulte, zusammengenommen 799 Pflanzen. 2011 wurde die höchste Anzahl je von Autoren an einem Fundort in Niedersachsen kartierter Schierlings-Wasserfenchel gefunden: 100 Keimlinge, 1140 Rosetten, dazu 56 Adulte, zusammen 1296 Individuen, was zwei Drittel des niedersächsischen Gesamtbestandes ausmachte. Ein Austausch mit dem Samenpotenzial auf dem gegenüberliegenden Hahnöfersand galt als wahrscheinlich. In den Folgejahren 2012 - 2016 trat ein Einbruch der Individuenzahlen auf. 2016 wurden auf der ganzen Inselhälfte nur drei Rosetten gefunden. 2017 trat wiederum eine leichte Erholung ein: 13 Keimlinge, 39 Rosetten, während die Jahre 2019 bis 2020 wieder schlechte Ergebnisse erbrachten. 2021 wurden am Prielende keine Individuen und an weiteren zwei Standorten jeweils nur zwei Rosetten gefunden, der Tiefstwert seit 2016. Als mögliche Ursache für den starken Abfall der Individuenzahlen werden Reh- und Nacktschneckenfraß sowie Konkurrenzdruck durch die invasive Art *Impatiens glandulifera* diskutiert (Below & Bracht 2021).

Aus den von HH übermittelten Daten für die Jahre 2019 bis 2021 für die Insel Neßsand sind folgende Individuenzahlen ableitbar: 1006 im Jahr 2019; 24 im Jahr 2021. Genauere Angaben zu den jeweiligen Standorten und Hintergründen der Entwicklung liegen derzeit nicht vor.

5.10.2 Bewertung WI-Auswirkungen (Stand 31.08.2023)

Die besiedelten flachen, täglich überfluteten, naturnahen, schlickigen Uferabschnitte mit Pioniercharakter können über folgende, potenziell aus der WI-Baggerung resultierenden Wirkpfade eine Verschlechterung der Habitatbedingungen für den Schierlings-Wasserfenchel, aber auch andere Pflanzenarten des LRT 1130 erfahren. Mögliche Effekte auf rezent siedelnde Pflanzen werden im Wirkzusammenhang wie folgt beschrieben:

Die Verdriftung der durch die WI-Baggerung gelösten Sedimente und deren Ablagerung auf Nischenstandorten des SWF kann eine Veränderung der dortigen Kornzusammensetzung bewirken. Eine Beeinträchtigung des Standortes wäre insbesondere dann nicht auszuschließen, wenn es zur Ablagerung sehr flüssigen Feinschlicks käme, da sich die Wurzeln des SWF und auch der höheren Pflanzen der Begleitvegetation (z. B. Röhrichte) in diesem Bodensubstrat nicht mehr ausreichend verankern können. In der Folge könnten derzeitige (potenzielle) Standorte die Voraussetzungen für eine mögliche Besiedlung verlieren (Hinweis: nach dem Bewertungsschema für das bundesweite FFH-Monitoring wird u. a. die Bodenart „sehr weicher Schlick“ bei der Bewertung der Habitatqualität als „mittel bis schlecht“ beurteilt. Weiterhin gilt die „mäßige“ oder „starke“ Sedimentation in strömungsberuhigten Bereichen mit zunehmend weichem, tiefgründigem Schlick als „mittlere“ bzw. „starke“ Beeinträchtigung (vgl. PLAN 2022). Weiterhin wäre vorstellbar, dass SWF-Blattrosetten, mit denen die Art überwintert, überdeckt werden und sich im darauffolgenden Frühjahr Entwicklungs- und Reproduktionseinbußen einstellen könnten.

Der Eintrag von feinen Sohlsedimenten in die Wassersäule kann zu einer Erhöhung der Schwebstoffkonzentration (Trübung), ggf. auch in oberflächennahen Wasserschichten, führen. Bei ablaufendem Wasser können die höheren Schwebstoffgehalte in der Wassersäule zu einer zunehmenden Ablagerung von Feinsediment auf den Pflanzenteilen führen, die bei Flut unter Wasser stehen. Der sich dadurch bildende graue Film auf den Pflanzenteilen könnte die Photosyntheseleistung der Pflanzen herabsetzen, was wiederum zu einer Wachstumshemmung führt. Eine verminderte Photosyntheseleistung der Pflanzen durch potenziell erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in der Wassersäule - also die Trübung selbst - wird als nicht wahrscheinlich erachtet. Wie in Kap. 5.2.2 beschrieben, treten die Erhöhungen nach dem WI-Einsatz nur temporär auf und zusätzlich können die Pflanzen bei Ebbe auch weiter assimilieren bzw. liegen mit ihren Assimilationsorganen oberhalb der MThw-Linie.

Da es zu den beschriebenen potenziellen Wirkfaktoren und möglichen Effekten bisher keinerlei wissenschaftliche Untersuchungen gibt, werden diese hier im Sinne einer „worst case“-Betrachtung aufgeführt und im Folgenden für die einzelnen WI-Baggerbereiche jeweils für das Nah- und Fernfeld bezüglich ihrer Relevanz andiskutiert. Eine Auswirkungsprognose wird durch die Tatsache erschwert, dass die seit Jahrzehnten beobachtbaren Bestandsschwankungen des SWF auf vielfältige Faktoren zurückgeführt werden, u. a. auf die veränderte Hydrodynamik und -morphologie der Tideelbe, klimatische Parameter, menschlichen Einfluss, aber auch auf natürliche Schwankungen, die z. B. im Anteil reproduktiver Pflanzen begründet sind. Eine unabhängige Prognose für potenzielle Wirkungen und Effekte (alleinig) aus der WI-Baggerung kann somit nicht vorgenommen werden.

Stör

In den Uferbereichen der Stör konnten in den letzten Jahren an den bisher dokumentierten Standorten keine Pflanzen des Schierlings-Wasserfenchel nachgewiesen werden. Es wurden jedoch 23 potenzielle Standorte am Ufer des Stör-Unterlaufs von der Mündung bis nach Itzehoe identifiziert.

Durch Pflanzmaßnamen im Jahr 2021 konnte im Polder Neuenkirchen eine große Schierlings-Wasserfenchel-Population etabliert werden. Es ist zu erwarten, dass diese eine langfristige Samenbank im Polder Neuenkirchen aufbaut, aus der immer wieder neue Pflanzen keimen können.

Fazit: Aufgrund geringer WI-Baggerungsraten und der großen Entfernung zu den potenziellen Standorten und den aktuellen Schierlings-Wasserfenchelvorkommen im Polder Neuenkirchen sind negative Beeinträchtigungen der WI-Baggerung nicht zu erwarten. Auswirkungen im Nah- und Fernfeld können ausgeschlossen werden.

Glückstädter Nebenelbe

In den Uferbereichen entlang der Glückstädter Nebenelbe gibt es keine rezenten Vorkommen des Schierlings-Wasserfenchels. Die alten Nachweise aus früheren Jahren bis heute konnten nicht mehr bestätigt werden. Es wird vermutet, dass das Elbwasser dort inzwischen zu salzhaltig ist. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf den SWF und seine Begleitarten können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

In den Uferbereichen entlang der Pagensander Nebenelbe sind **keine (potenziellen) Standorte** des Schierlings-Wasserfenchels bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf den SWF und seine Begleitarten können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

Wischhafener Süderelbe

Entlang der Wischhafener Süderelbe konnten im Zeitraum 2018 bis 2021 keine SWF-Funde mehr nachgewiesen werden. Es können somit keine rezenten Pflanzen von den in Kap. 5.2.2 jeweils für das Nah- und Fernfeld beschriebenen morphologischen Auswirkungen der WI-Bereiche „Mündung und Durchstich“ (stromab des Sperrwerks) und „Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk“ betroffen sein. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf rezente SWF-Vorkommen sind somit auszuschließen. Da die WI-Baggerungen für Weichsedimente nur im Zeitraum Oktober bis April stattfinden, können gleichfalls Auswirkungen auf gut ausgeprägte Pionierzonen des LRT 1130 ausgeschlossen werden. Die relevanten Pflanzenarten schließen ihren Vegetationszyklus im Spätsommer eines Jahres ab.

Eine Beeinträchtigung der Standortqualität potenziell geeigneter Standorte entlang der Wischhafener Süderelbe durch prognostizierte Sedimenationsschwerpunkte im Nahfeld beider WI-Baggerbereiche, insbesondere in seitlich angrenzenden Wattflächen und Prielen unterhalb und oberhalb des Sperrwerks kann zwar nicht gänzlich ausgeschlossen werden, wird aber als nicht wahrscheinlich erachtet. Hierzu müsste es zur Ablagerung von feinflüssigem Schlick in der bevorzugten Wuchszone zwischen 1,30 m und 0,40 m unterhalb des MThw kommen. Da die WI-Baggerungen vorwiegend bei ablaufendem Wasser (Ebbstrom) stattfinden, kann davon ausgegangen werden, dass sich Aufschlickungsraten im Bereich deutlich unterhalb des MThw einstellen, in dem weder der SWF noch die typischen Pionierbegleitarten vorkommen. Im Bereich des Fernfeldes sind gleichfalls keine Auswirkungen aus der WI-Baggerung zu erwarten, da in diesem Wirkbereich eher die höheren Strömungsgeschwindigkeiten der limitierende Faktor für eine Ansiedlung der relevanten Pflanzenarten auf Wattflächen und Prielen nahe der Mündung (westliches Elbufer) sind.

Fazit: Rezente Vorkommen des SWF sind entlang der Wischhafener Süderelbe seit Jahren nicht mehr bekannt. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen werden als nicht wahrscheinlich erachtet.

Ruthenstrom

In den Uferbereichen entlang des Ruthenstrom sind **keine (potenziellen) Standorte** des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

Schwinge

In den Uferbereichen entlang der Schwinge konnten **keine (potenziellen) Standorte** des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation in den letzten Jahren nachgewiesen werden. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

Wedeler Tonnenhafen

In den Uferbereichen entlang des Wedeler Tonnenhafen sind **keine (potenziellen) Standorte** des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

Außeneste

In den Uferbereichen entlang der Außeneste gab es in den vergangenen Jahren keine dauerhaften Populationen des Schierlings-Wasserfenchels. Die Standorte sowie die Wasserfenchel-Bestände waren sehr klein und daher als mittel bis schlecht einzustufen. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für

die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen durch die WI-Baggerung werden als nicht wahrscheinlich erachtet. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.

6 Naturschutzfachliche Belange

6.1 Natura 2000

Natura 2000 ist ein EU-weites Netz von Schutzgebieten der Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 2009/147/EG; VS-RL) und der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG; FFH-RL) zur Erhaltung gefährdeter oder typischer Lebensräume und Arten. Diese Lebensräume und Arten sind in den Anhängen I und II der FFH-RL bzw. im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie aufgeführt. Die beiden EU-Richtlinien sind u. a. in den §§ 33 und 34 BNatSchG in nationales Recht umgesetzt. Danach sind alle Veränderungen und Störungen unzulässig, 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 WI-Baggerungen können die im Folgenden aufgeführten Natura-2000-Gebiete potenziell beeinträchtigt werden:

FFH-Gebiete

- DE-2018-331 Unterelbe
- DE 2322-301 Schwingetal
- DE-2323-392 Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen
- DE 2424-302 Mühlenberg Loch/Neßsand
- DE 2424-303 Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe

EU-Vogelschutzgebiete

- DE-2121-401 Unterelbe
- DE-2323-401 Unterelbe bis Wedel
- DE 2424-401 Mühlenberg Loch/Neßsand

Tabelle 6-1: Übersicht WI-Baggerbereiche in oder angrenzend zu Natura-2000-Gebieten

WI-Baggerbereich	FFH-Gebiet	Vogelschutzgebiet
Stör	SH Elbeästuar und angrenzende Flächen	Unterelbe bis Wedel
Schwinge	Schwingetal*	-
Ruthenstrom	Unterelbe	Unterelbe
Außeneste	Mühlenberger Loch/Neßsand	Mühlenberg Loch/Neßsand
	Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe*	
Pagensander Nebenelbe	SH Elbeästuar und angrenzende Flächen	Unterelbe bis Wedel
Glückstädter Nebenelbe	SH Elbeästuar und angrenzende Flächen	Unterelbe bis Wedel*
Wischhafener Süderelbe	Unterelbe	Unterelbe
Wedeler Tonnenhafen	SH Elbästuar und angrenzende Flächen*	-

* WI-Baggerbereich liegt nicht direkt im, grenzt aber an das Schutzgebiet an.

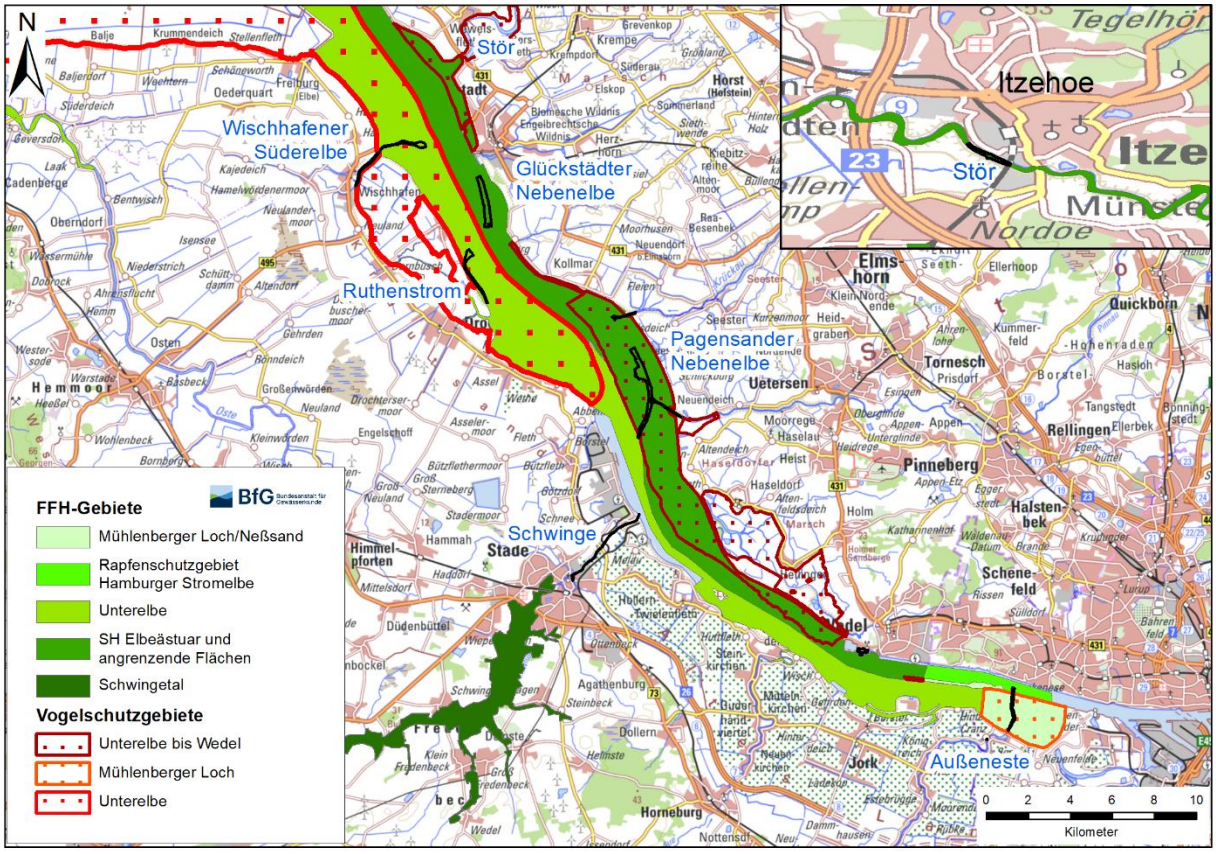


Abbildung 6-1: Natura-2000-Gebiete

6.1.1 Gebietsbeschreibung und Erhaltungsziele

Aufgrund der aus den WI-Baggerungen resultierenden Wirkpfade und deren Ausprägung (vgl. Kapitel 5) werden im Folgenden nur die Erhaltungsziele betrachtet, die potenziell von den damit verbundenen Auswirkungen betroffen sein können.

6.1.1.1 FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331)

Das 18.680 ha große FFH-Gebiet umfasst die Außendeichsflächen des niedersächsischen Elbästuars im Übergang von Fluss zu Meer mit den charakteristischen Brack- und Süßwasserwatten, Röhrichten, Salzwiesen, artenreichen Mähwiesen und Altarmen zwischen Cuxhaven und dem Mühlenberger Loch. Hier finden sich die von hoher Dynamik geprägten, teils tide- und salzbeeinflussten Lebensräume der Ästuarien, die allerdings durch anthropogene Eingriffe stark beeinträchtigt sind. Am Elbufer sind im Rhythmus der Gezeiten trockenfallende Wattflächen ausgebildet, welche teils dem Lebensraumtyp der vegetationsfreien Schlick-, Sand- und Mischwattflächen entsprechen, teils von Röhrichten bewachsen sind. Auf nicht mehr regelmäßig überschwemmten, aber noch salzbeeinflussten Außendeichflächen finden sich Atlantische Salzwiesen. Die hier wachsenden Pflanzenarten sind - im Gegensatz zu den auf ausgesüßten Böden im Gebiet vorkommenden charakteristischen Arten der mageren Flachland-Mähwiesen und Weidelgras-Weiden - an eine erhöhte Salzkonzentration des Substrats angepasst. Insbesondere für anadrome Fischarten ist der Elbstrom ein wichtiger Wanderkorridor und Lebensraum. (https://www.nlwkn.niedersachsen.de/ffh-gebiete/ffh-gebiet-003-unterelbe-197098.html)

Die WI-Bereiche Ruthenstrom und Wischhafener Süderelbe liegen vollständig in diesem FFH-Gebiet (vgl. Abbildung 6-1).

Die Erhaltungsziele für das Gesamtgebiet, die LRT und Anhang II Arten sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 6-2: FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	**Erhaltungsziel**
Gesamtgebiet	Erhaltung oder Wiederherstellung – naturnaher Ästuarbereiche und ihrer Lebensgemeinschaften mit einem dynamischen Mosaik aus Flach- und Tiefwasserbereichen, Stromarmen, Wattflächen, Prielen und Sanden sowie mit möglichst naturnaher Verteilung der ästuartypischen Biotoptypen und mit möglichst naturnahen hydrologischen und morphologischen Verhältnissen (Tidewasserstände, Strömungsverhältnisse, Sedimenthaushalt, Wasser- und Sedimentqualität, Sauerstoffgehalt sowie Flächenverteilung der verschiedenen morphologischen Strukturelemente), – der ökologischen Verbindungsfunktion zwischen dem Wattenmeer, der tidebeeinflussten Unterelbe und den Elbe-Nebengewässern. – Erhaltung und Entwicklung einer ökologisch durchgängigen Elbe und ihrer Nebengewässer (u. a. Borsteler Binnenelbe, Ruthenstrom, Wischhafener Süderelbe) als (Teil-)Lebensraum von Wanderfischarten
Aquatische Lebensgemeinschaften	Erhaltung oder Wiederherstellung – der Eignung als Laich-, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet der ästuartypischen Fischarten sowie als (Teil-) Lebensraum aquatischer Lebensgemeinschaften.
Vögel	Erhaltung oder Wiederherstellung – der Bedeutung der Watt- und Wasserflächen als Nahrungs-, Aufzucht-, Sammlungs- und Mausergebiet für zahlreiche Gänse, Schwäne, Enten, Säger, Taucher, Rallen, Limikolen, Möwen und Seeschwalben, als Brutgebiet für Röhrichtbrüter, – ungehinderter Wechselmöglichkeiten in angrenzende Teillebensräume (Vorländer, Marschen).
1130 „Ästuarien (C)	Erhaltung und Förderung – naturnaher, von Ebbe und Flut geprägter, vielfältig strukturierter Flussunterläufe und Flussmündungsbereiche mit Brackwassereinfluss (im Komplex. ggf. auch Süßwasser-Tidebereiche) mit Tief- und Flachwasserzonen, mit Muschelbänken und anderen artenreichen Hart-substratlebensräumen, Wattflächen, Tideröhrichten, Sandbänken, Inseln, Prielen, Neben- und Altarmen, – naturnaher Ufervegetation, meist im Komplex mit extensiv genutztem Marschengrünland, einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten sowie naturnahen Standortbedingungen (Wasser- und Sedimentqualität, Tideschwankungen, Strömungsverhältnisse).
1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“ (B)	Erhaltung und Förderung – großflächiger, zusammenhängender und störungsarmer Brackwasser-Wattbereiche mit einer typischen Verteilung der Sand-, Misch- und Schlickwatten, einschließlich der lebensraumtypischen Tier- und Pflanzenarten sowie naturnaher Standortbedingungen (Wasser- und Sedimentqualität, Tideschwankungen, Strömungsverhältnisse).
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe*	Erhaltung und Förderung

conioides) - prioritäre Art (B)	– langfristig überlebensfähiger Populationen mit Bestandszunahme und Ausbreitung in geeignete Habitate der Umgebung, u. a. durch Erhalt und Schaffung lückig bewachsener Süßwasser-Wattflächen aus Schlick oder Sand einschließlich Prielsystemen mit weitgehend natürlichen Tideschwankungen, durch Erhalt dynamischer Prozesse wie Tidegeschehen und Eisschur sowie durch Gewährleistung von ausreichendem Lichteinfall während der Vegetationsperiode.
Finte (*Alosa fallax*) (C) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) (B) Lachs (*Salmo salar)* (C) Meerneunauge (Petromyzon marinus) (C) Rapfen (Aspius aspius) (C)	Erhaltung und Förderung – vitaler, langfristig überlebensfähiger Fischpopulationen in von Ebbe und Flut geprägten durchgängigen, großen zusammenhängenden, unverbauten und unbelasteten Stromsystemen, mit intakten Flussauen, vielfältig strukturierten Flussunterläufen und -mündungsbereichen in enger Verzahnung mit naturnahen Laich- und Aufwuchsgebieten und strukturreichen Uferzonen sowie naturraumtypischer Fischbiozönose.
Seehund (Phoca vitulina) (B)	Erhalt und die Entwicklung geeigneter störungsarmer Liegeplätze im Rahmen der natürlich ablaufenden Prozesse und einer ausreichenden Nahrungsverfügbarkeit sowie durch die Gewährleistung der unbehinderten Wechselmöglichkeit zu angrenzenden Teillebensräumen.
Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (C)	Erhalt – geeigneter Lebensräume mit ausreichender Nahrungsverfügbarkeit sowie die Gewährleistung der unbehinderten Wechselmöglichkeit zu angrenzenden Teillebensräumen.
Fischotter (*Lutra lutra*) (B)	– Erhalt des günstigen Habitatzustands, insbesondere durch den Bau ottergerechter Querungshilfen an Brücken sowie durch die oben beschriebenen – Habitatmerkmale – Wiederherstellung einer sich selbst tragenden, stabilen Population des Fischotters mit regelmäßiger natürlicher Reproduktion

Erhaltungsziele entnommen NLWKN (2021c).

6.1.1.2 FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar 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 von Stör, Krückau, Pinnau, Wedeler Au, das Vorland St. Margarethen sowie die Haseldorfer und Wedeler Marsch. Die WI-Bereiche Glückstädter Nebenelbe und Pagensander Nebenelbe liegen vollständig, der WI-Bereich Stör teilweise in diesem FFH-Gebiet und der WI-Bereich Wedeler Tonnenhof grenzt an das FFH-Gebiet (vgl. Abbildung 6-1). 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.

Aufgrund der Komplexität ist das FFH-Gebiet in Teilgebiete unterteilt. Relevant sind hier die Teilgebiete 2 „Elbe mit Deichvorland und Inseln“, 3 „Unterläufe von Stör, Krückau und Pinnau oberhalb der Sperrwerke“ und 6 „Elbe bei Brunsbüttel/St. Margarethen“.

Tabelle 6-3: FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	**Erhaltungsziel**
Gesamtgebiet	Erhaltung – des Gebietes mit seinen dort vorkommenden FFH-Lebensraumtypen und Arten zur langfristigen Gewährleistung der biologischen Vielfalt und der Kohärenz des europäischen ökologischen Netzes „Natura 2000“. Für die Lebensraumtypen Code 6430, 6510, 91E0* und 91F0 sowie die Arten 1103 und 1601*soll ein günstiger Erhaltungszustand im Einklang mit den Anforderungen von Wirtschaft, Gesellschaft und Kultur sowie den regionalen und örtlichen Besonderheiten wiederhergestellt werden, – des Elbästuars mit seinen Salz-, Brack- und Süßwasserzonen und angrenzender Flächen als möglichst naturnahes Großökosystem mit allen Strukturen und Funktionen, – der ungestörten Zonation von Flusswatten bis Hartholzauenwälder unter unbeeinträchtigtem Tideneinfluss, tide- und fließdynamikgeprägten Prielen und Nebenelben vor und hinter Deichen sowie Grünlandflächen im ungehinderten Hochwassereinfluss.
Teilgebiet 2: Elbe mit Deichvorland und Inseln	Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung – des Tideeinflusses mit der charakteristischen Brack- und Süßwasserzonierung der Lebensgemeinschaften, – der natürlichen Überflutungsdynamik, – 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.
1130 Ästuarien (C) inklusive Teillebensraum 1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“ (B)	Erhaltung – der Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen mit z. B. Watten, Grünland mit und ohne Tideeinfluss, Altwassern, Priel- und Grabensystemen, Spülsäumen, Röhrichten, Riedern, Schlammbänken, Stränden und Auwäldern, – der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen, limnischen und marinen Umfeld.
1095 Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) (B) 1099 Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) (B)	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 Fischbestandes in den Neunaugen-Gewässern, insbesondere ohne dem Gewässer nicht Besatz, – eines natürlichen Beutefischspektrums, – der Populationen,

1103 Finte (*Alosa fallax*) (C) 1106 Lachs (*Salmo salar*) (C) 1130 Rapfen (*Aspius aspius*) (C)	– der Nebenfluss-Mündungstrichter mit einer natürlichen Dynamik.
1601* Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) (C)	Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung – von Süßwasser-Tidegebieten, – weitgehend natürlicher hydrologischer, hydrochemischer und hydrophysikalischer Bedingungen, – von tidebeeinflussten Vorlandbereichen mit Prielen und Gräben.
1145 Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) (C)	Erhaltung – stehender, verschlammter Gewässer wie z. B. Altwässer oder Gräben, – von größeren, zusammenhängenden Rückzugsgebieten, in denen die notwendige Gewässerunterhaltung räumlich und zeitlich versetzt durchgeführt wird, – bestehender Populationen.
1149 Steinbeißer (*Cobitis taenia*) (C)	Erhaltung – sauberer Fließgewässer mit kiesig-steinigem Substrat, – vegetationsarmer sandig-kiesiger Brandungsufer in Seen, – barrierefreier Wanderstrecken zwischen Seen und ihren Zuflüssen, – möglichst geringer anthropogener Feinsedimenteinträge, – zeitlich und räumlich versetzter Gewässerunterhaltungsmaßnahmen, so dass immer größere zusammenhängende Rückzugsgebiete verbleiben, – bestehender Populationen.
1365 Seehund (*Phoca vitulina*) (A)	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.
Teilgebiet 3 „Unterläufe von Stör, Krückau und Pinnau oberhalb der Sperrwerke	Erhalt und ggf. Wiederherstellung – des Tideeinflusses mit der charakteristischen Brack- und Süßwasserzonierung einschließlich der Lebensgemeinschaften, – der noch vorhandenen Überflutungsdynamik, – der weitgehend natürlichen Bodenstruktur und Morphodynamik, – der biotopprägenden hydrochemischen und hydrophysikalischen Gewässerverhältnisse und Prozesse der Ästuarzuflüsse, – 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, – des Laichgebietes für Fischarten, – der Funktion als barrierefreie Wanderstrecke für an Wasser gebundene Organismen, insbesondere zahlreicher Fischarten und Neunaugen zu Laichgebieten an den Oberläufen

LRT Ästuarien	Erhaltung der Biotopkomplexe und ihrer charakteristischen Strukturen und Funktionen sowie der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen und limnischen Umfeld.
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Finte (*Alosa fallax*) Lachs (*Salmo salar*) Rapfen (*Aspius aspius*)	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 Fischbestandes in den Neunaugen-Gewässern, insbesondere ohne dem Gewässer nicht angepassten Besatz, eines natürlichen Beutefischspektrums, der Populationen.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*)	Erhaltung und ggfs. Wiederherstellung – von Süßwasser-Tidegebieten, – weitgehend natürlicher hydrologischer, hydrochemischer und hydrophysikalischer Bedingungen, – von tidebeeinflussten Vorlandbereichen mit Prielen und Gräben, – der Nebenfluss-Mündungstrichter mit einer natürlichen Dynamik, – der Populationen.
Teilgebiet 6 „Elbe bei Brunsbüttel/ St. Margarethen	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.
LRT Ästuarien	Erhaltung der Watten, Grünlandbereiche, Priele und Röhrichte prägenden Tideeinflusses und der ökologischen Wechselbeziehungen mit dem terrestrischen und aquatischen Umfeld
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Finte (*Alosa fallax*) Lachs (*Salmo salar*)	Erhaltung der Durchgängigkeit des Fließgewässers.

Erhaltungsziele entnommen MELUND 2016.

6.1.1.3 FFH-Gebiet Mühlenberg Loch/Neßsand (DE 2424-302)

Das FFH-Gebiet „Mühlenberger Loch/Neßsand“ verläuft von der Landesgrenze Hamburgs bis zum Mühlenberger Loch. Das Mühlenberger Loch ist eine durch die Dynamik der Tideelbe geprägte Landschaft mit Süßwasserwatten, Flachwasserbereichen, Elbinseln, Tideröhrichten, Weidengebüschen und Auwäldern. Es ist ein Fischaufzuchtgebiet (insbesondere für die Finte) und beherbergt Standorte des Schierlings-Wasserfenchels. Die Flachwasserbucht des Mühlenberger Loches entstand durch Abdäm-

mung der Alten Süderelbe in 1962 und ist das letzte weitläufige Süßwasserwatt zwischen Hamburg und der Elbmündung (https://www.bfn.de). Der WI-Bereiche Außeneste liegt vollständig in diesem FFH-Gebiet (vgl. Abbildung 6-1). Die Gesamtfläche des Gebiets umfasst 804 ha.

Die Erhaltungsziele für das Gesamtgebiet, die LRT und Anhang II Arten sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 6-4: FFH-Gebiet Mühlenberg Loch/Neßsand (DE 2424-401)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	**Erhaltungsziel**
Gesamtgebiet	Erhalt – der natürlichen Dynamik im Mühlenberger Loch, – Eigenentwicklung von Neßsand, – Förderung aquatischer Lebensräume
1130 Ästuarien (B)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands des Lebensraumtyps „Ästuarien“ als Lebensraumkomplex gemäß dem Schutzzweck nach Absatz 1 mit seinen charakteristischen Pflanzen- und Tierarten, insbesondere der Fische und Vögel
Finte (*Alosa fallax*) (B)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population der Finte und des Rapfens mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren naturnahen, von den dynamischen Prozessen der Tideelbe geprägten Lebensstätten aus Flachwasserbereichen, bei Tidehochwasser überstauten Süßwasserwatten und Stromkanten in enger Verzahnung als durchgängige Wanderstrecke sowie als Nahrungs-, Aufwuchs- und Laichgebiet für die Ausbildung einer natürlichen Populationsstruktur
Rapfen (*Aspius aspius*) (C)	
Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) (B)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population des Meerneunauges und Flussneunauges mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren naturnahen Lebensstätten aus Flachwasserbereichen und Stromkanten als durchgängige Wanderstrecke
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) (B)	
Schnäpel (*Coregonus oxyrinchus*)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands
Lachs (*Salmo salar*) nur im Süßwasser	
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	
Seehund (*Phoca vitulina*)	
Schierling-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) (B)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population des prioritären Schierlings-Wasserfenchels mit seinen vorkommenden Lebensphasen aus Adulten, Rosetten und Samen im Boden in seinen Lebensstätten aus naturnahen, von den dynamischen Prozessen der Tideelbe geprägten Tide-Röhrichten, von Prielen durchzogenen süßwasserbeeinflussten Sand- und Schlickwatten, Hochstaudenfluren und Tide-Auwäldern mit einer für die Art geeigneten Bodenbeschaffenheit und Höhenlage als strömungs- und wellenberuhigter Standort, auch für eine ausreichende Vernetzung mit anderen Vorkommen

Erhaltungsziele entnommen der Verordnung über das Naturschutzgebiet Mühlenberger Loch/Neßsand vom 18. Oktober 2005.

6.1.1.4 FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Stromelbe (DE-2424-303)

Das Gebiet hat eine Größe von 420 ha und umfasst den Bereich der Hamburger Stromelbe zwischen Tinsdal und Nienstedten. Der WI-Bereich Außeneste grenzt an dieses FFH-Gebiet an (vgl. Abbildung

6-1). Die Erhaltungsziele für das Gesamtgebiet, die LRT und Anhang II Arten sind in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 6-5: FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Stromelbe (DE 2424-303)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	Erhaltungsziel
Finte (*Alosa fallax*) (C) und des Rapfens (*Aspius aspius*) (C)	Erhaltung der Population der Finte und des Rapfens mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren, von den dynamischen Prozessen der Tideelbe geprägten Lebensstätten aus Flach- und Tiefwasserbereichen, bei Tidehochwasser überstauten Süßwasserwatten sowie Stromkanten als durchgängige Wanderstrecke sowie als Nahrungs-,Aufwuchs- und Laichgebiet
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) (B) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) (B) Lachses (*Salmo salar*) (C)	Erhaltung der Population des Meerneunauges, Flussneunauges und des Lachses mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren Lebensstätten aus Flach- und Tiefwasserbereichen sowie Stromkanten als durchgängige Wanderstrecke
Schnäpel (*Coregonus Oxyrinchus*) Schweinswal (*Phocoena phocoena*)]	Erhalt und Entwicklung eines günstigen Erhaltungszustands

Erhaltungsziele entnommen der Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe vom 8. August 2017, Fundstelle: HmbGVBl. 2017, S. 242.

6.1.1.5 FFH-Gebiet Schwingetal (DE-2322-301)

Das FFH-Gebiet „Schwingetal“ hat eine Größe von 1960 ha und umfasst die Talniederung der Schwinge zwischen ihrem Quellgebiet bei Mulsum und dem Stadtgebiet von Stade sowie einige kleine Zuflüsse der Schwinge und weitere an die Fließgewässer angrenzende Lebensräume, so dass das Gebiet aus einem komplexen Gefüge charakteristischer Biotope der Talniederungen in der niedersächsischen Geest besteht. Da die WI-Baggerungen stromab des FFH-Gebietes durchgeführt werden, sind nur mögliche Behinderungen der Wanderbewegungen von Fischen des FFH-Gebietes zu betrachten. Diesbezügliche Erhaltungsziele sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 6-6: FFH-Gebiet Schwingetal (DE-2322-301)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	Erhaltungsziel
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*)	Erhalt der Durchgängigkeit durch entsprechende Gestaltung von Wanderhindernissen
Flussneunauges (*Lampetra fluviatilis*)	

Erhaltungsziele entnommen aus Landkreis Stade 2021.

6.1.1.6 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 zu einem Feuchtgebiet internationaler Bedeutung (Ramsar-Gebiet). Es besteht aus einem Mosaik tidebeeinflusster Brack- und Süßwasserbereiche sowie Salzwiesen, Röhrichten und extensiv genutztem 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, der Salzwiesen und der 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/

Die WI-Bereiche Wischhafener Süderelbe und Ruthenstrom liegen teilweise in diesem EU-Vogelschutzgebiet (vgl. Abbildung 6-1).

Tabelle 6-7: EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE 2121-401)

Art/LRT	Erhaltungsziel
Gesamtgebiet	Erhaltung und Wiederherstellung – großräumig ungestörter (bzw. störungsarmer), unbelasteter, nahrungsreicher und ausgedehnter Brack- und Süßwasserwatten sowie Vorlandgebiete im Elbeästuar – der natürlichen Gewässerdynamik der Elbe und Nebengewässern – einer natürlichen Vegetationszonierung im Uferbereich von Fließ- und Stillgewässern – eines Strukturmosaiks mit enger Verzahnung offener Wasserflächen, Flachwasser- und Verlandungszonen und strukturreicher Priele und Gräben – weitgehend ungestörten, offenen, gehölzarmen, unverbauten extensiv genutzten Marschengrünlandes wechselfeuchter und feuchter Standorte – von ungestörten, unbelasteten und nahrungsreichen Habitaten im Elbeästuar (außen- und binnendeichs) – von geeigneten und störungsarmen/-freien Brut-, Nahrungs- und Rast-/Ruhe-/ Mauserhabitaten – unverbauter Flugkorridore – von Flachwasserlebensräumen mit einem hohen Nahrungsangebot – von naturnahen strukturreichen Lebensräumen (Feuchtgrünland, Schilfbestände, Röhrichte, Großseggenrieder, Gewässerränder Verlandungszonen, aber auch kleinflächigere Feuchtbiotope mit Röhrichtbeständen, feuchten Grünlandarealen) – von großflächigen, zusammenhängenden, ungenutzten und störungsarmen Röhrichtflächen, Hochstaudensäumen und Hochstaudenfluren – geeigneter Nisthabitate (lückige Röhrichte, Feuchtbrachen, ungenutzte Randstreifen, Horststandorte etc.) – der großräumigen offenen Landschaften ohne störende Sichthindernisse und potenzielle Gefährdungsquellen – Schutz vor Vergrämungsmaßnahmen – Reduzierung der Gewässerbelastung und Eutrophierung, Verbesserung der Wasserqualität, Reduzierung der Schadstoffbelastung in der Elbe, Schutz der Gewässer vor Verschmutzung – Freihalten der Verbindungsräume zwischen Nahrungsflächen und Schlafgewässern – Verbesserung der Wasserstandsverhältnissen, vor allem im Umfeld der Brutplätze zur Förderung der Nahrungstiere

Erhaltungsziele aus „Auszug aus: Auswahl des Europäischen Vogelschutzgebietes DE 2323-402 Unterelbe bis Wedel sowie des Erhaltungszieles einschließlich Übersichtskarte vom 26. April 2019 Fundstelle: Amtsblatt für Schleswig-Holstein. - Ausgabe Nr. 20, Seite 486 ff.“

6.1.1.7 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. Die WI-Bereiche Stör und Pagensander Nebenelbe liegen teilweise in diesem FFH-Gebiet und der WI-Bereich Glückstädter Nebenelbe grenzt an das FFH-Gebiet. Besonders schutzwürdig ist das Gesamtgebiet aufgrund des zahlreichen Vorkommens von Brut- und Rastvogelarten sowie als Überwinterungsgebiet u. a. für Gänse. Der WI-Bereich Pagensander

Nebenelbe, inklusive der Mündungsbereiche von Pinnau und Krückau, liegen vollständig in diesem EU-Vogelschutzgebiet (vgl. Abbildung 6-1).

Tabelle 6-8: EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

Art/LRT	**Erhaltungsziel**
Gesamtgebiet	Erhaltung – der besonderen Bedeutung der Unterelbe bis Wedel als Brutgebiet für Greifvögel, Blaukehlchen, Flussseeschwalben und Vögel des Grünlands und der Röhrichte und als Rastgebiet insbesondere für Limikolen, Seeschwalben und Enten (die Grünlandflächen sind als ein wichtiges Überwinterungsgebiet für verschiedene Gänse zu erhalten) – einer strukturreichen, vielfältigen, naturnahen Landschaft als Lebensraum für die o. g. Vogelarten – Von besonderer Bedeutung ist der Erhalt der Flachwasser-, Watt- und Röhrichtflächen. Die Ausweitung des Tideeinflusses auf weitere Gebietsteile ist anzustreben. – Weiterhin ist die den Erfordernissen des Vogelschutzes angepasste, extensive Nutzung bzw. Pflege der Grünlandflächen als Brutgebiet für Wiesenvögel und Äsungsfläche für Schwäne, Gänse und Enten wichtig.
Teilgebiet Störmündung, Elbe mit Deichvorland und Inseln, Pinnaumündung, Haseldorfer und Wedeler Marsch	
Gesamtes Teilgebiet	– Erhaltung ausreichend hoher Wasserstände und einer möglichst ungestörten Gewässerdynamik – Ausweitung des dem Tideeinfluss unterliegenden Bereiches mit den charakteristischen Vogelgemeinschaften
Rastende und überwinternde Schwäne, Gänse und Enten wie Singschwan, Zwergschwan, Graugans, Nonnengans, Ringelgans, Brandgans, Krickente und Spießente	Erhaltung – von störungsarmen Rast- und Nahrungsgebieten insbesondere in Salzwiesen, Gewässern, Überschwemmungsflächen und Wattflächen – von störungsarmen Schlafplätzen, i.d.R. Flachwasserbereichen, Sandbänken, Wattflächen oder Überschwemmungsflächen – von weitgehend unzerschnittenen Räumen zwischen Nahrungs- und Schlafplätzen im Gebiet, insbesondere keine hohen vertikalen Fremdstrukturen – günstiger Nahrungsverfügbarkeit.
Rastende Limikolen wie Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Goldregenpfeifer	Erhaltung – von extensiv genutztem bzw. gepflegtem, salzbeeinflusstem Grünland – von Offenflächen, die eine hohe Bodenfeuchte, niedrige Vegetation und geringe Zahl von Vertikalstrukturen aufweisen – der bevorzugten Rastgebiete wie Schlick- und Schlammflächen, Schlick- und Mischwattflächen, nassen, kurzrasigen Wiesen und Flachwasserzonen – weitgehend ungestörter Rast- bzw. Mausergebiete und Hochwasserrastplätze – günstiger Nahrungsverfügbarkeit
Rastende Seeschwalben (Fluss- und Trauerseeschwalbe)	Erhaltung – von Gewässern mit reichen Wasserinsekten- und Kleinfischvorkommen – naturnaher Flussabschnitte – von pflanzenreichen, flachen Kleingewässern z. B. Blänken, Tränkekuhlen, Überschwemmungsbereichen, Gräben u. ä.

	– ungestörter Rastgebiete.
Brutvögel des Grünlandes wie Weißstorch, Bekassine, Uferschnepfe, Rotschenkel, Kiebitz, Wachtelkönig und Neuntöter	Erhaltung – von kleinen offenen Wasserflächen wie Blänken, Mulden, Gräben, Kleingewässern und Überschwemmungszonen sowie Flächen mit niedriger Vegetationsbedeckung im Grünland – eines Mosaiks aus deckungsreicher, aber nicht zu dichter Vegetation und höheren Vegetationsstrukturen wie z. B. zugewachsene Gräben, Großseggen- oder Schilfbeständen, Hochstaudenfluren für den Wachtelkönig. Erhaltung einer geringen und auf die Ansprüche der Art abgestimmten Nutzungsintensität
Zwergmöwe und Zwergsäger	Erhaltung – der Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsflächen auf der Unterelbe – einer hohen Wasserqualität mit entsprechendem Nahrungsangebot von Insekten, Crustaceen und Kleinfischen und ausreichenden Sichtmöglichkeiten im Wasser
Blaukehlchen, Schilfrohrsänger und Beutelmeise	Erhaltung – von Röhrichten, Gewässerverlandungszonen früher Sukzessionsstadien mit einem Mosaik aus feuchtem Schilfröhricht, Hochstauden, einzelnen Weidenbüschen sowie vegetationsarmen Flächen – von entsprechend strukturierten Gräben im Grünland – von Feuchtgebieten mit Übergangszonen zwischen offenen Wasserflächen ausgedehnten Röhrichten und Weidenbäumen, Weidengebüsch und Birken zur Nestanlage für die Beutelmeise
Tüpfelsumpfhuhn	Erhaltung – von Feuchtgebieten, die Nassflächen mit hohem Wasserstand und dichter Vegetation aufweisen, z. B. Verlandungsgesellschaften, Röhrichte, Großseggenrieder, Nasswiesen – eines über die Brutzeit konstanten, ausreichend hohen Wasserstandes – einer extensiven Nutzung von Grünlandstandorten
Eisvogel	Erhaltung – der naturnahen, dynamischen Prozesse der Gewässer – von Strukturen, die geeignete Brutmöglichkeiten bieten (z. B. Steilwände, Abbruchkanten, Wurzelteller umgestürzter Bäume) – störungsarmer Gewässerabschnitte mit Brutvorkommen insbesondere während der Zeit der Jungenaufzucht zwischen dem 01.05. und 31.08. – der Wasserqualität – auch in Kältewintern meist eisfrei bleibender Gewässer
Rohrdommel	Erhaltung – von großflächigen und wasserständigen Altschilfbeständen ohne Schilfmahd – eines möglichst störungsfreien Umfeldes der Brutplätze im Zeitraum vom 01.03. bis 31.07.
Säbelschnäbler als Brutvogel	Erhaltung – von Schlick- und Mischwattflächen im Ästuar zum Nahrungserwerb

	– von nahe gelegenen, vegetationsarmen Flächen mit einzelnen dichteren Pflanzenbeständen als Brutplätze

Erhaltungsziele entnommen aus dem Amtsblatt für Schleswig-Holstein. - Ausgabe Nr. 20, Seite 486 ff.

6.1.1.8 EU-Vogelschutzgebiet Mühlenberger Loch (DE-2424-401)

Das Vogelschutzgebiet hat die Grenzen des FFH-Gebiets Mühlenberger Loch mit Ausnahme der Stromelbe und eine Größe von 737 ha. Als wichtiges Rast- und Nahrungsgebiet für die Vögel dient hier das tideabhängige Süßwasser-Schlickwatt und -Sandwatt der Elbe mit Sandbänken, Prielen und Rinnen und Teile der Elbinsel Neßsand mit Tide- Röhrichten und Auwäldern. Der WI-Bereiche Außeneste liegt vollständig in diesem EU-Vogelschutzgebiet (siehe Abbildung 6-1).

Tabelle 6-9: EU-Vogelschutzgebiet Mühlenberger Loch (DE-2424-401)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	Erhaltungsziel
Gesamtgebiet	Schutzzweck ist es, die Funktionsfähigkeit der von dynamischen Prozessen der Tideelbe wie Gezeiten, Oberwasserabfluss, Sedimentation, Erosion, Sturmfluten und Treibeis abhängigen reich strukturierten Lebensräume der Flachwasserzonen, von Prielen durchzogenen süßwasserbeeinflussten Sand- und Schlickwatten, Sandstrände, Tide-Röhrichte, Hochstaudenfluren, Weidengebüsche und Tide-Auwälder sowie die Lebensstätten der auf diese Lebensräume angewiesenen, seltenen und gefährdeten Tier- und Pflanzenarten wie Finte, Rapfen, Krickente, Seeadler, Wibel-Schmiele und Schierlings-Wasserfenchel, zu erhalten und zu entwickeln
Löffelente (*Anas clypeata*), Krickente (*Anas crecca*), Spießente (*Anas acuta*), Schnatterente (*Anas strepera*), Brandgans (*Tadorna tadorna*), Lachmöwe (*Larus ridibundus*), Sturmmöwe (*Larus* canus)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population der Löffelente, Krickente, Spießente, Schnatterente, Brandgans, Lach- und Sturmmöwe mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren als Rastgebiet genutzten Lebensstätten aus großflächigen Süßwasserwatten und Flachwasserbereichen
Zwergmöwe (*Larus minutus*) Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*) und Flussseeschwalbe (*Sterna hirundo*)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population der Zwergmöwe, Trauerseeschwalbe und Flussseeschwalbe als europäisch besonders zu schützende Vogelarten mit ihren vorkommenden Lebensphasen in ihren als Rastgebiet genutzten Lebensstätten aus Flachwasserbereichen und Strömungskanten
Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands der Population des Seeadlers als europäisch besonders zu schützende Vogelart mit seinen vorkommenden Lebensphasen in seinen als Brut- und Nahrungsgebiet genutzten Lebensstätten aus Auwäldern, Flachwasserbereichen und Watten
Stockente (*Anas platyrhynchos*) Weißwangengans (*Branta leucopsis*) Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) Mantelmöwe (*Larus marinus*) Zwergsäger (*Mergus albellus*) Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*)	Erhalt und Entwicklung des günstigen Erhaltungszustands

Kiebitz (*Vanellus vanellus*) Silbermöwe (*Larus argentatus*)	

Erhaltungsziele entnommen der Verordnung über das Naturschutzgebiet Mühlenberger Loch/Neßsand vom 18. Oktober 2005.

6.1.2 Bewertung WI-Auswirkungen

Die potenziellen Auswirkungen auf die Erhaltungsziele der im vorherigen Kapitel dargestellten Natura-2000-Gebiete werden für jeden WI-Baggerbereich und die in dem zugehörigen Auswirkungsbereich liegenden Natura-2000-Gebiete einzeln dargestellt. Kumulative Wirkungen der Baggerungen zwischen den einzelnen Nebenbereichen bestehen nicht, da sich die Wirkbereiche nicht überschneiden. Da die Wirkungen in allen Fernfeldern so gering sind, dass diese offensichtlich nicht geeignet sind, die Erhaltungsziele der Natura-2000-Gebiete zu beeinträchtigen, werden diese Wirkungen im Folgenden nicht weiter betrachtet.

6.1.2.1 Stör

In der Stör wird ca. ein WI-Baggereinsatz pro Jahr durchgeführt, mit einer Dauer von ca. 2 Ebbtiden. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (4 ha) liegt bei ca. 14 g/l, was dem 125- bis 400-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. Diese Erhöhung dauert mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung an. Zusätzlich kann mit dem Flutstrom ein nicht quantifizierbarer anteiliger Rücktransport von mobilisierten Sedimenten stromauf erfolgen und sowohl eine Erhöhung der Schwebstoffgehalte, als auch der Sedimentation bewirken.

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

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse werden nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen stromab des Eingriffbereichs des Fahrwassers (v. a. tiefliegende Bereiche) und den angrenzenden Wattflächen der Stör. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation (mit max. 1,2 cm/d in den tiefliegenden Bereichen, auf den Wattflächen deutlich weniger) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder überprägt. Eine Veränderung der morphologischen und der sedimentologischen Verhältnisse, z. B. auf den angrenzenden Wattflächen und eine hierdurch bedingte erhebliche Beeinträchtigung der vorhandenen Biotoptypen ist nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Durch die hohen Konzentrationen an reduzierten Verbindungen in den mobilisierten Sedimenten und der geringe Wasseraustausch mit dem Hauptstrom in Kombination mit schlechten Hintergrundverhältnissen für den Sauerstoff in den Sommermonaten, kann es zu dieser Zeit während und nach den WI-Einsätzen der Sauerstoffgehalt in der Wassersäule stark reduziert werden. Um erhebliche Auswirkungen ausschließen zu können, sollten in den Monaten Juni bis einschließlich August, in denen niedrige O_2-Hintergrundgehalte regelmäßig auftreten, keine WI-Baggerung durchgeführt werden. Wie diskutiert, hier und später Begrifflichkeit „Sommermonate“ differenzieren, d. h. es wird vorgeschlagen, konkrete Monate vorzugeben und mind. zwei verschiedene Kategorien zu bilden. Da keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten werden, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffe bei Durchführung

	der WI-Baggerungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - II einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Das Makrozoobenthos kann zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt werden, jedoch sind diese Beeinträchtigungen, aufgrund von einer schnellen Wiederbesiedlung, nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate). Fische werden den betroffenen Bereich während der Baggerphase verlassen und finden anschließend vorübergehend weniger benthische Nährtiere. Auf Bestandsebene sind keine Auswirkungen zu befürchten. Lokale Auswirkungen durch hohe Sauerstoffzehrungen sollten durch eine Beschränkung der WI-Baggerungen auf Zeiträume mit hohen Hintergrundwerten des Sauerstoffgehalts, d. h. das Winterhalbjahr von Oktober bis März, reduziert werden. Die Eignung als Laich-, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet der ästuartypischen Fischarten sowie als (Teil-) Lebensraum aquatischer Lebensgemeinschaften wird nicht erheblich beeinträchtigt.
Vögel	Die Trübungserhöhung durch den WI-Baggereinsatz an durchschn. 2 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Die Wasser- und Wattflächen als Nahrungs-, Aufzucht-, Sammlungs- und Mausergebiet für die Vögel werden dadurch jedoch nicht erheblich beeinträchtigt. Insgesamt wird eine mögliche Vergrämung durch die Baggerschiffe und Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit als unerheblich bewertet.
1130 „Ästuarien und 1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“	Durch die WI-Baggerung in der Stör werden keine Veränderungen der hydrodynamischen, morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse erwartet. Um die schlechten Hintergrundverhältnisse für den Sauerstoff in den Sommermonaten nicht weiter zu verschlechtern und erhebliche Auswirkungen auf die Wasserqualität auszuschließen, sollte von April bis einschließlich September keine WI-Baggerung durchgeführt werden. Die Ufervegetation wird von der WI-Baggerung einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten nicht erheblich beeinträchtigt. Insgesamt werden keine erheblichen Beeinträchtigungen der semi-/ und aquatischen Biotope (z. B. Wattflächen) einschließlich der lebensraumtypischen Tier- und Pflanzenarten erwartet.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) - prioritäre Art	Aufgrund geringer WI-Baggerungsraten und der großen Entfernung zu den potenziellen Standorten und den aktuellen Schierlings-Wasserfenchelvorkommen können erhebliche Beeinträchtigungen aus der WI-Baggerung auf den Schierlings-Wasserfenchel ausgeschlossen werden.
Finte (*Alosa fallax*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar*) Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Rapfen (*Aspius aspius*)	Da innerhalb der Stör nur ein kleiner Gewässerabschnitt zeitlich begrenzt von WI-Baggerungen und deren Auswirkungen auf Fische betroffen ist, werden allenfalls einzelne Tiere beeinträchtigt. Auf Populationsebene sind keine Auswirkungen zu befürchten. Lokale Auswirkungen durch hohe Sauerstoffzehrungen sollten durch eine Beschränkung der WI-Baggerungen auf Zeiträume mit hohen Hintergrundwerten des Sauerstoffgehalts, d. h. auf die Monate September bis Mai reduziert werden.
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze von Seehunden vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Seehunde durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich. Kollisionen mit den langsam fahrenden Baggerschiffen sind sehr unwahrscheinlich und Hörschwellenverschiebungen durch WI-Baggerschiffe können ausgeschlossen werden. Aufgrund der fehlenden bzw. geringen räumlichen Überschneidung zwischen den Gebieten mit reduziertem Nahrungsangebot bzw. Trübungserhöhung und den Aufenthaltsräumen der Meeressäuger und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere ist ein negativer Einfluss auf Seehunde aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Insgesamt ist also von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Seehunde durch die WI-Baggerung auszugehen.
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Der Schweinswal kommt bisher in der Stör nicht vor.

Fischotter (*Lutra lutra*)	Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte, keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

6.1.2.1.2 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

Wie in Kapitel 5.9.2 dargestellt, können aus der WI-Baggerung folgende Wirkfaktoren auf die Vögel bzw. den von ihnen genutzten Lebensraum Wasser durch WI-Baggerschiffe resultieren: Vergrämungen, Nahrungsverfügbarkeit und Erhöhung der Schwebstoffgehalte.

Da in der Stör nur ca. ein WI-Baggereinsatz pro Jahr, innerhalb von je ca. 2 Ebbtiden, durchgeführt wird, die WI-Baggerschiffe relativ langsam fahren und noch weitere Schiffe auf der Stör fahren, ist von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr auszugehen.

Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der nur räumlich und zeitlich begrenzten Reduzierung von Nahrungsorganismen bzw. Wasserflächen zur Nahrungssuche durch eine Trübungserhöhung ist kein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna durch die WI-Baggerarbeiten zu erwarten.

Die weiteren Lebensräume der Avifauna werden durch die WI-Baggerung nicht beeinträchtigt (vgl. auch Ausführungen zum FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392), Kapitel 6.1.2.1.1), also können insgesamt erhebliche Auswirkungen auf die Erhaltungsziele des Vogelschutzgebiets Unterelbe bis Wedel ausgeschlossen werden.

6.1.2.2 Glückstädter Nebenelbe

In der Glückstädter Nebenelbe wird ca. 3-mal pro Jahr ein WI-Baggereinsatz durchgeführt, mit einer Dauer von ca. je 13 Ebbtiden. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (60 ha) liegt bei ca. 0,5 g/l, was dem 3- bis 8-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. Diese Erhöhung dauert mindestens über das Ebbstromzeitfenster während der WI-Baggerung. Nach der anschließenden Ebbstromkenterung kann es bei Flutstrom zu einem anteiligen Rücktransport von mobilisierten Sedimenten in die Glückstädter Nebenelbe kommen.

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

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse werden nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen in Nebenrinnen beidseitig des südlichen Baggerbereichs und den angrenzenden Wattflächen der Glückstädter Nebenelbe. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation (mit max. 1,4 cm/d, auf den Wattflächen deutlich weniger) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder überprägt. Eine Veränderung der morphologischen und der sedimentologischen Verhältnisse, z. B. auf den angrenzenden Wattflächen ist daher nicht zu erwarten. Damit ist eine erhebliche Beeinträchtigung der vorhandenen Biotoptypen nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten der Glückstädter Nebenelbe und die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom der Elbe ist in der Regel eine schnelle Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoff-

	gehalt im WI-Bereich der Glückstädter Nebenelbe kann bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg in den Sommermonaten, lokal und zeitlich begrenzt auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen, die aber nicht zu einer erheblichen Auswirkung führen. Da keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten werden, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffen bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - II einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Das Makrozoobenthos kann zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt werden, jedoch sind diese Beeinträchtigungen (aufgrund von einer schnellen Wiederbesiedlung) nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate). Die WI-Einsätze in der Glückstädter Nebenelbe beeinträchtigen die Fische nur in geringem Umfang; erhebliche Auswirkungen sind nicht zu erwarten.
Vögel	Die Trübungserhöhung durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 39 Tagen/ Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden, gleiches gilt für eine mögliche Vergrämung durch die Baggerschiffe und die Nahrungsverfügbarkeit. Die Wasser- und Wattflächen als Nahrungs-, Aufzucht-, Sammlungs- und Mausergebiet für die Vögel werden dadurch jedoch nicht erheblich beeinträchtigt.
1130 „Ästuarien“ und 1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“	Durch die WI-Baggerung in der Glückstädter Nebenelbe werden keine Veränderungen der hydrodynamischen, morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse erwartet. Die Ufervegetation wird von der WI-Baggerung einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten nicht erheblich beeinträchtigt. Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten der Glückstädter Nebenelbe und die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom der Elbe ist in der Regel eine schnelle Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoffgehalt im WI-Bereich der Glückstädter Nebenelbe kann zwar bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg in den Sommermonaten, lokal und zeitlich begrenzt auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen. Insgesamt werden keine erheblichen Beeinträchtigungen der semi- und aquatischen Biotope (z. B. Wattflächen) einschließlich der lebensraumtypischen Tier- und Pflanzenarten erwartet.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) - prioritäre Art	In den Uferbereichen entlang der Glückstädter Nebenelbe gibt es keine rezenten Vorkommen des Schierlings-Wasserfenchels. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden.
Finte (*Alosa fallax*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar*) Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Rapfen (*Aspius aspius*)	Eine Absenkung der Sauerstoffgehalte auf fischkritische Werte ist nicht zu befürchten, so dass die WI-Einsätze in der Glückstädter Nebenelbe die Fische nur in geringem Umfang beeinträchtigen. Eier und Larvalstadien der genannten FFH-Arten sind im Bereich Glückstadt nicht oder nur selten zu erwarten, so dass auch keine nennenswerten Verluste durch das Einsaugen von Eiern/Larven zu befürchten sind.
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da die an den WI-Baggerbereich angrenzende Rhinplate nur sporadisch von Seehunden als Liegeplatz genutzt wurde, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Seehunde durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen. Kollisionen mit den langsam fahrenden Baggerschiffen sind sehr unwahrscheinlich und Hörschwellenverschiebungen durch WI-Baggerschiffe können ausgeschlossen werden. Aufgrund der fehlenden bzw. geringen räumlichen Überschneidung zwischen den Gebieten mit reduziertem Nahrungsangebot bzw. Trübungserhöhung und den Aufenthaltsräumen der Meeressäuger und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere ist ein negativer Einfluss auf Seehunde aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Insgesamt ist also von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Seehunde durch die WI-Baggerung auszugehen.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen die Glückstädter Nebenelbe nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit, sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt.
Fischotter (*Lutra lutra*)	Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte, keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

6.1.2.3 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

Wie in Kapitel 5.9.2 dargestellt, können aus der WI-Baggerung folgende Wirkfaktoren auf die Vögel bzw. den von ihnen genutzten Lebensraum Wasser durch WI-Baggerschiffe resultieren: Vergrämungen, Nahrungsverfügbarkeit und Erhöhung der Schwebstoffgehalte.

Da in der Glückstädter Nebenelbe nur ca. 3-mal pro Jahr ein WI-Baggereinsatz, innerhalb von je ca. 13 Ebbtiden durchgeführt wird, die WI-Baggerschiffe relativ langsam fahren und noch weitere Schiffe dort fahren, ist von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr auszugehen.

Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der nur räumlich und zeitlich begrenzten Reduzierung von Nahrungsorganismen bzw. Wasserflächen zur Nahrungssuche durch eine Trübungserhöhung ist kein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna durch die WI-Baggerarbeiten zu erwarten.

Die weiteren Lebensräume der Avifauna werden durch die WI-Baggerung nicht beeinträchtigt (vgl. auch Ausführungen zum FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392)), also können insgesamt erhebliche Auswirkungen ausgeschlossen werden.

6.1.2.4 Pagensander Nebenelbe

In der Pagensander Nebenelbe werden 4 Baggereinsätze pro Jahr durchgeführt, mit einer Dauer von je 8 Ebbtiden. In den Mündungsbereichen von Krückau wird 1-mal (Dauer 2 Ebbtiden) und von Pinnau 0,5-mal (Dauer 1 Ebbtide) pro Jahr gebaggert. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt in allen WI-Bereichen ca. 133 Tage. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (105 ha) in der Pagensander Nebenelbe liegt bei ca. 0,7 g/l, was dem 3,8- bis 12-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. In der Krückau (6 ha) liegt die Schwebstofferhöhung bei 6 g/l (Erhöhung um 8- bis 31-fach über ca. 3 Ebbphasen je WI-Einsatz und in der Pinnau (9 ha) bei 8 g/l (Erhöhung um 10- bis 41-fach über ca. 1 Ebbphase je WI-Einsatz).

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

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse werden nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen in der südlichen Pagensander Nebenelbe (Steinloch) im Baggerbereich und auf den seitlich angrenzenden Wattflächen, sowie für den WI-Bereich Krückau im unmittelbar stromabliegenden Bereich der nördlichen Pagensander Nebenelbe. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation (mit max. 0,5 cm/d) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder überprägt. Eine Veränderung der morphologischen und der sedimentologischen Verhältnisse, z. B. auf den angrenzenden Wattflächen, ist daher nicht zu erwarten. Damit ist eine erhebliche Beeinträchtigung der vorhandenen Biotoptypen nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten und die Sauerstoffverhältnisse in der Pagensander Nebenelbe ist eine rasche Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoffgehalt im WI-Bereich der Pagensander Nebenelbe kann bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg lokal und zeitlich begrenzt auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen, die Wasserqualität wird dadurch jedoch nicht erheblich beeinträchtigt. Da keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten werden, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffen bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Da nur eine Probe in die Toxizitätsklasse III und alle weiteren Proben in die Toxizitätsklasse 0 - II (also unbedenklich belastet) eingestuft wurden, kann das Sediment insgesamt als unbedenklich belastet eingestuft werden.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Das Makrozoobenthos kann zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt werden, jedoch sind diese Beeinträchtigungen aufgrund einer schnellen Wiederbesiedlung nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate). Die Pagensander Nebenelbe ist ein wichtiges Nahrungshabitat für Fische, welches durch die WI-Einsätze auf relativ großer Fläche beeinträchtigt wird. Um erhebliche Auswirkungen zu vermeiden, sollten die WI-Einsätze überwiegend in den Monaten Oktober bis März, in denen die Fische nur wenig Nahrung zu sich nehmen, durchgeführt werden. Lokal eingeschränkte Baggerungen in besonders unterhaltungsintensiven Teilbereichen, z. B. vor dem Anleger Pagensand, sind ganzjährig ohne nennenswerte Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften möglich. Wanderbewegungen von Fischen durch die Pagensander Nebenelbe und in/aus den Zuflüssen Pinnau und Krückau können durch die WI-Baggerungen vorübergehend behindert werden. Die Intensität dieser Beeinträchtigung ist jedoch aufgrund der Ausweichmöglichkeiten und der zeitlich eingeschränkten Ausübung der WI-Baggerungen so gering, dass vermutlich keine erheblichen Auswirkungen auf die Fischpopulationen entstehen.
Vögel	Die Trübungserhöhung durch den WI-Baggereinsatz an insgesamt durchschnittlich 32 Tagen/Jahr wird wahrscheinlich dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Die Wasser- und Wattflächen als Nahrungs-, Aufzucht-, Sammlungs- und Mausergebiet für die Vögel werden dadurch jedoch nicht erheblich beeinträchtigt. Insgesamt wird eine mögliche Vergrämung durch die Baggerschiffe und Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit als unerheblich bewertet.
1130 „Ästuarien“ und 1140 „Vegetationsfreies	Durch die WI-Baggerung in der Pagensander Nebenelbe und den Mündungsbereichen von Krückau und Pinnau werden keine Veränderungen der hydrodynami-

Schlick-, Sand- und Mischwatt“	schen, morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse erwartet. Die Ufervegetation wird von der WI-Baggerung einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten nicht erheblich beeinträchtigt. Durch die hydrodynamischen Gegebenheiten und die Sauerstoffverhältnisse in der Pagensander Nebenelbe sowie den Mündungsbereichen von Krückau und Pinnau ist eine rasche Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen zu erwarten. Der Sauerstoffgehalt im WI-Bereich der Pagensander Nebenelbe kann bei Einsätzen über mehrere Ebbphasen hinweg, lokal und zeitlich begrenzt, auf Werte unter 6 mg O_2/L fallen. Insgesamt werden keine erheblichen Beeinträchtigungen der semi- und aquatischen Biotope (z. B. Wattflächen) einschließlich der lebensraumtypischen Tier- und Pflanzenarten erwartet.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) - prioritäre Art	In den Uferbereichen entlang der Pagensander Nebenelbe und in den Mündungsbereichen von Krückau und Pinnau sind keine (potenziellen) Standorte des Schierlings-Wasserfenchels bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden.
Finte (*Alosa fallax*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar*) Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Rapfen (*Aspius aspius*)	Die Pagensander Nebenelbe wird von den FFH-Fischarten überwiegend als Wanderkorridor, teilweise (Finte, Rapfen) auch zur Nahrungssuche genutzt. Im Frühjahr können ab ca. April/Mai auch Eier und Larven von Finte (evtl. auch Rapfen) auftreten. Wanderbewegungen durch die Pagensander Nebenelbe und in/aus den Zuflüssen Pinnau und Krückau können durch die WI-Baggerungen vorübergehend behindert werden. Die Intensität dieser Beeinträchtigung ist jedoch aufgrund der Ausweichmöglichkeiten und der zeitlich eingeschränkten Ausübung der WI-Baggerungen so gering, dass vermutlich keine erheblichen Auswirkungen auf Bestandsniveau entstehen. Verluste von Fischeiern und -larven der FFH-Arten treten bei einer weitgehenden Beschränkung der WI-Aktivitäten auf das Winterhalbjahr nicht bzw. allenfalls in minimalen Umfang auf.
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da nur der an den WI-Baggerbereich angrenzende Bishorster Sand von einigen Seehunden als Liegeplatz genutzt wird, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Seehunde durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen. Kollisionen mit den langsam fahrenden Baggerschiffen sind sehr unwahrscheinlich und Hörschwellenverschiebungen durch WI-Baggerschiffe können ausgeschlossen werden. Aufgrund der fehlenden bzw. geringen räumlichen Überschneidung zwischen den Gebieten mit reduziertem Nahrungsangebot bzw. Trübungserhöhung und den Aufenthaltsräumen der Meeressäuger und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere ist ein negativer Einfluss auf Seehunde aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Insgesamt ist also von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Seehunde durch die WI-Baggerung auszugehen.
Schweinswal (*Phocoena phocoena)*	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen die Pagensander Nebenelbe, Krückau und Pinnau nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).
Fischotter (*Lutra lutra*)	Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter, zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte, keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

6.1.2.4.2 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe bis Wedel (DE-2323-401)

Wie in Kapitel 5.9.2 dargestellt, können aus der WI-Baggerung folgende Wirkfaktoren auf die Vögel bzw. den von ihnen genutzten Lebensraum Wasser durch WI-Baggerschiffe resultieren: Vergrämungen, Nahrungsverfügbarkeit und Erhöhung der Schwebstoffgehalte.

Da in der Pagensander Nebenelbe im Mündungsbereich von Krückau und Pinnau insgesamt nur 5,5 Baggereinsätze pro Jahr durchgeführt werden mit einer Gesamtdauer von 13 Ebbtiden, die WI-Baggerschiffe relativ langsam fahren und noch weitere Schiffe dort fahren, ist von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr auszugehen.

Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der nur räumlich und zeitlich begrenzten Reduzierung von Nahrungsorganismen bzw. Wasserflächen zur Nahrungssuche durch eine Trübungserhöhung ist kein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna durch die WI-Baggerarbeiten zu erwarten.

Die weiteren Lebensräume der Avifauna werden durch die WI-Baggerung nicht beeinträchtigt (vgl. auch Ausführungen zum FFH-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen (DE-2323-392)), also können insgesamt erhebliche Auswirkungen ausgeschlossen werden.

6.1.2.5 Wischhafener Süderelbe

In der Wischhafener Süderelbe erfolgen oberhalb des Sperrwerks zwei Baggereinsätze pro Jahr mit einer Dauer von je 8 Ebbtiden. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt 215 Tage. Unterhalb des Sperrwerks („Mündung und Durchstich“) erfolgen 16-mal pro Jahr WI-Baggereinsätze mit einer Dauer von 10 Ebbtiden, mit einer mittleren Ruhezeit von 14 bis 21 Tagen.

Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte für die Ebbstromphase liegt für beide Bereiche bei ca. 8 g/l, was dem 10- bis 90-fachen der Hintergrundgehalte entspricht.

Sedimentationsschwerpunkte sind die Baggerbereiche, die Wattflächen und Priele in der Wischhafener Süderelbe, sowie der Mündungsbereich zur angrenzenden Elbe.

6.1.2.5.1 FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331)

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Die äußere Wischhafener Süderelbe „Mündung und Durchstich“ bis zum Sperrwerk ist von der intensiven WI-Baggerung geprägt. Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse sowie die Dynamik der morphologischen Strukturen werden fortlaufend beeinträchtigt. Sedimentationsschwerpunkte sind die Wischhafener Süderelbe unterhalb des Sperrwerks sowie seitlich angrenzende Wattflächen und Priele mit maximalen Werten von bis 1,2 cm/d im Bereich des Durchstichs. Die dynamischen hydrologischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Da schon seit Jahren in der Wischhafener Süderelbe Baggerungen in hoher Intensität erfolgen, ist davon auszugehen, dass keine ästuartypischen Strukturen bzw. Biotoptypen vorkommen und somit nicht erheblich beeinträchtigt werden. In der äußeren Wischhafener Süderelbe sind nur lokal und zeitlich beschränkte Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten, die in den Sommermonaten, bei niedrigen Sauerstoffgehalten im Hauptstrom, zu geringen und kurzfristigen Unterschreitungen des 6-mg/L-Wertes führen können. Erhebliche Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft sind hierdurch nicht zu erwarten. Im Bereich der Wischhafener Süderelbe bis Sperrwerk werden die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen in der Wischhafener Süderelbe oberhalb des Sperrwerks selbst und in den seitlich angrenzenden Wattflächen und Prielen der Wischhafener Süderelbe. Die Auswirkungen dieser erhöhten Sedimentation (mit max. 1,2 cm/d auf den Wattflächen deutlich weniger) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen überprägt. Eine Veränderung der morphologischen und der sedimentologischen Verhältnisse, z. B. auf den angrenzenden Wattflächen, ist daher nicht zu erwarten. Damit ist eine erhebliche Beeinträchtigung der vorhandenen Biotop-

	typen nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Da es durch das geringe Volumen und die hydrodynamische Gegebenheit des WI-Bereiches oberhalb des Sperrwerkes in den Sommermonaten durch die WI-Baggerung zu deutlichen Unterschreitungen des 6 mg O_2/L Grenzwertes kommen kann, ist in der Zeit von April bis einschlich September keine WI-Baggerung durchzuführen. Im binnenseitigen Teil der Wischhafener Süderelbe werden keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten und somit ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffen bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Im Abschnitt von km 10,2 bis km 11,1 und km 0 bis km 0,15 wird der 1,5-fache Referenzwert von Kupfer, der Summe 13 PAK und von y-HCH überschritten. Aufgrund der niedrigen Konzentrationen ist aber insgesamt nicht mit messbaren und damit erheblichen Auswirkungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - II einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Das Makrozoobenthos in der Wischhafener Süderelbe wird durch die häufigen WI-Einsätze immer wieder gestört und kann keinen stabilen Zustand erreichen. Die Fahrrinne der Wischhafener Süderelbe wurde schon vor der Ausweisung des FFH-Gebietes intensiv unterhalten, so dass schon seit langer Zeit diese, zudem relativ kleine Fläche, keine hohe Wertigkeit für die aquatische Lebensgemeinschaft aufweist und auch nicht für eine Aufwertung (z. B. zur Verbesserung des Erhaltungszustands LRT 1130) geeignet ist. Auf die Fische sind in der äußeren Wischhafener Süderelbe aufgrund weiträumig vorhandener Ausweichmöglichkeiten und des insgesamt sehr großen Wasservolumens der Tideelbe trotz hoher Unterhaltungsaktivitäten nur begrenzte Auswirkungen zu erwarten. Im Bereich Wischhafener Süderelbe (Ende Bundeswasserstraße) bis Sperrwerk können Nahrungswanderungen und Nahrungsverfügbarkeit für Fische beeinträchtigt werden. Um erhebliche Auswirkungen auszuschließen, sollten die Einsatzzeiten auf die Monate, in denen die Fische den Innenbereich weniger intensiv zur Nahrungssuche nutzen (Oktober bis März), beschränkt werden.
Vögel	Potenzielle Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf die Erhaltungsziele in Bezug auf die Avifauna werden in dem Kapitel 6.1.2.5.2 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE-2121-401) dargestellt. Insgesamt sind also keine erheblichen Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf die Erhaltungsziele der Vögel des FFH-Gebietes FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331) zu erwarten.
1130 „Ästuarien	Siehe Ausführungen zu dem Gesamtgebiet und aquatische Lebensgemeinschaft in dieser Tabelle.
1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“	Die im Nahbereich vorkommenden Watten werden durch die durch WI-Baggerung verursachten Ablagerungen feinkörniger Sedimente betroffen. Aufgrund vergleichbarer Korngrößen kann ein Substratwechsel ausgeschlossen werden. Die Mächtigkeit der Ablagerungen ist zudem gering. Eine erhebliche Beeinträchtigung kann damit ausgeschlossen werden.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) - prioritäre Art	Rezente Vorkommen des Schierlings-Wasserfenchels sind entlang der Wischhafener Süderelbe seit Jahren nicht mehr bekannt. Negative Auswirkungen können somit ausgeschlossen werden. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen werden als nicht wahrscheinlich erachtet (siehe Kapitel 5.10).
Finte (*Alosa fallax*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar)* Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Rapfen (*Aspius aspius*)	Die genannten Arten nutzen die Wischhafener Süderelbe überwiegend als Wanderkorridor, teilweise (Larven und Juvenile der Finte sowie u. U. auch Rapfen aller Altersstadien) auch zur Nahrungssuche. Im Frühjahr können ab ca. April/Mai auch Eier und Larven von Finte (evtl. auch Rapfen) in geringer Zahl auftreten. Aufgrund der gegebenen Ausweichmöglichkeiten für Wanderbewegungen und der relativ geringen Bedeutung des Gebietes für Eier und Larven der zu schützenden FFH-Arten (nur unbedeutende Verluste durch das Einsaugen beim WI-Baggern) sind keine erheblichen Auswirkungen auf diese Arten zu erwarten.

Seehund (*Phoca vitulina*)	Da der an den WI-Baggerbereich angrenzende intensiv genutzte Liegeplatz der Seehunde (*Phoca vitulina*) auf der Brammer Bank mehr als 400 m von dem WI-Baggerbereich entfernt ist, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen, sich in den sensiblen Monaten von Juni bis August dort nur sehr wenig Tiere aufhalten und die Seehunde an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Seehunde durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen. Vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere ist ein negativer Einfluss auf Seehunde durch reduzierte Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Wechselmöglichkeiten zu Teillebensräumen werden durch die WI-Baggerungen nicht beeinflusst (siehe 5.7.2).Erhebliche Beeinträchtigungen auf die Seehunde sind nicht zu erwarten (siehe Kapitel 5.6.1).
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen den Bereich Wischhafener Süderelbe nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der äußeren Wischhafener Süderelbe und der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).
Fischotter (*Lutra lutra*)	Der Wirkbereich der WI-Baggerung stellt nur einen geringen Anteil an geeignetem Lebensraum zur Verfügung, so dass keine erheblichen Auswirkungen auf die Fischotter (*Lutra lutra*) zu erwarten sind (siehe 5.8).

6.1.2.5.2 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE-2121-401)

Die WI-Baggerschiffe stellen kein störendes Sichthindernis oder eine potenzielle Gefahrenquelle für Vögel dar. Nisthabitate sind von den WI-Baggerarbeiten nicht betroffen. Die ökologischen Verbindungsfunktionen und funktionalen Beziehungen zum Ruthenstrom werden nur temporär während der WI-Baggerung und damit nicht erheblich beeinträchtigt. Vergrämungen von Wasservögeln durch die WI-Baggertätigkeiten sind grundsätzlich möglich, jedoch fahren WI-Baggerschiffe relativ langsam und auf relativ konstanten Routen. Aufgrund des Vorhandenseins ausreichender Ausweichflächen und vor dem Hintergrund des übrigen Schiffs- und Bootsverkehrs ist nicht von relevanten Auswirkungen durch Vergrämungen auf die Avifauna zu rechnen. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 160 Tagen/Jahr wird im Nahfeld dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Zudem sind die Nährtierbestände für makrozoobenthos- und fischfressende Arten durch die WI-Baggerung lokal und temporär reduziert. Aufgrund der geringen betroffenen Fläche, dem Vorhandensein von Ausweichflächen und Nahrungsalternativen (z. B. terrestrische Nahrungsquellen), sind relevante Auswirkungen auf die Avifauna durch Trübungserhöhung oder reduzierte Nahrungsverfügbarkeit nach derzeitigem Kenntnisstand jedoch nicht zu erwarten.

6.1.2.6 Ruthenstrom

Im Ruthenstrom werden drei Baggereinsätze pro Jahr mit einer Dauer von je fünf Ebbtiden durchgeführt. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt 117 Tage. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (25 ha) für die Ebbstromphase mit Baggerung liegt bei ca. 13 g/l, was dem 14- bis 21-fachen der Hintergrundgehalte entspricht.

6.1.2.6.1 FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331)

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Während und unmittelbar nach der WI-Baggerung kann es aufgrund der erhöhten Schwebstoffgehalte im Nahfeld temporär (WI-Einsatz und im kurzen Nachlauf dazu) zu erhöhten Sedimentablagerungen kommen. Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse sowie die Dynamik der morphologischen Strukturen werden nur kurzzeitig beeinträchtigt. Die dynamischen hydrologischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Damit sind erhebliche Beeinträchtigungen der vorhandenen ästuartypischen Biotoptypen nicht zu erwarten. Eine Absenkung des Sauerstoffgehaltes um 0,8 mg O_2/L bis 1,6 mg O_2/L wird während der WI-Einsätze für einige Tage (1 - 4 Tage) erkennbar sein. Aber nur im Sommer (April bis September) sind Sauerstoffgehaltwerte bis unter 6 mg O_2/L zu erwarten. In dieser Zeit sollte keine WI-Baggerung durchgeführt werden. Die ökologischen Verbindungsfunktionen/Durchgängigkeit und funktionalen Beziehungen in dem Ruthenstrom werden nur temporär während der WI-Baggerung und damit nicht erheblich beeinträchtigt.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Maßnahmenbedingte erhebliche Auswirkungen auf die Eignung als Laich-, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet der ästuartypischen Fischarten sowie aquatischer Lebensgemeinschaften sind zeitlich und räumlich begrenzt und voraussichtlich nur von sehr geringer negativer Bedeutung auf der Ebene von Populationen/Beständen. Durch eine Begrenzung der WI-Baggerungen auf den Zeitraum mit geringer Nutzung des Ruthenstroms durch nahrungsuchende Fische (Oktober bis März) lassen sich die negativen Auswirkungen noch weiter verringern.
Vögel	Potenzielle Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf die Erhaltungsziele in Bezug auf die Avifauna werden in dem Kapitel 6.1.2.5.1 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE-2121-401) dargestellt. Insgesamt sind also keine erheblichen Auswirkungen aus der WI-Baggerung auf die Vögel des FFH-Gebietes FFH-Gebiet Unterelbe (DE-2018-331) zu erwarten.
1130 „Ästuarien	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse sowie die Dynamik der morphologischen Strukturen werden nur kurzzeitig beeinträchtigt. Die dynamischen hydrologischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Damit sind hierdurch keine erheblichen Beeinträchtigungen der vorhandenen ästuartypischen Biotoptypen zu erwarten. Da nur für den Schadstoff γ-HCH der 1,5-fache Referenzwert leicht überschritten wird, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffen bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - II einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“	Die im Nahbereich vorkommenden Schlickwatten werden ggf. temporär durch die durch WI-Baggerung verursachten Ablagerungen feinkörniger Sedimente betroffen. Aufgrund vergleichbarer Korngrößen kann ein Substratwechsel ausgeschlossen werden. Die Mächtigkeit der Ablagerungen ist zudem gering. Eine erhebliche Beeinträchtigung kann damit ausgeschlossen werden.
Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) - prioritäre Art	Im und entlang des Ruthenstrom sind keine (potenziellen) Standorte des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden (siehe Kapitel 5.10).
Finte (*Alosa fallax*)	

Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)	Der Ruthenstrom hat für die Anhang-II-Arten Finte (*Alosa fallax*), Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*), Lachs (*Salmo salar*), Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) und Rapfen (*Aspius aspius*) keine Bedeutung als Laichgebiet und Wanderkorridor und eine allenfalls sehr geringe Bedeutung als Nahrungsgebiet. Beeinträchtigungen sind nicht zu erwarten (siehe Kapitel 5.6).
Lachs (*Salmo salar)*	
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*)	
Rapfen (*Aspius aspius*)	
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da im Wirkbereich der WI-Baggerung keine Liege- und Ruheplätze von Seehunden (*Phoca vitulina*) vorkommen, kommt es dort auch zu keinen Vergrämungen. Seehunde nutzen den Ruthenstrom nach derzeitigem Kenntnisstand nicht, so dass keine negativen Auswirkungen durch ein reduziertes Nahrungsangebot im Ruthenstrom zu erwarten sind. Aufgrund der fehlenden räumlichen Überschneidung von dem Gebiet mit temporär reduziertem Nahrungsangebot im Ruthenstrom und den Aufenthaltsräumen der Seehunde und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere, ist ein negativer Einfluss auf Seehunde durch reduzierte Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Wechselmöglichkeiten zu Teillebensräumen werden durch die WI-Baggerungen nicht beeinflusst (siehe 5.7.2). Erhebliche Beeinträchtigungen auf die Seehunde sind nicht zu erwarten (siehe Kapitel 5.6.1).
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen den Ruthenstrom nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).
Fischotter (*Lutra lutra*)	Der Wirkbereich der WI-Baggerung stellt nur einen geringen Anteil an geeignetem Lebensraum zur Verfügung, so dass keine erheblichen Auswirkungen auf die Fischotter (*Lutra lutra*) zu erwarten sind (siehe 5.8).

6.1.2.6.2 EU-Vogelschutzgebiet Unterelbe (DE-2121-401)

Die WI-Baggerschiffe stellen kein störendes Sichthindernis oder eine potenzielle Gefahrenquelle für Vögel dar. Nisthabitate sind von den WI-Baggerarbeiten nicht betroffen. Die ökologischen Verbindungsfunktionen und funktionalen Beziehungen im Ruthenstrom werden nur temporär während der WI-Baggerung und damit nicht erheblich beeinträchtigt. Vergrämungen von Wasservögeln durch die WI-Baggertätigkeiten sind grundsätzlich möglich, jedoch fahren WI-Baggerschiffe relativ langsam und auf relativ konstanten Routen. Aufgrund der relativ geringen Frequenz und Dauer der WI-Schiffseinsätze, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und vor dem Hintergrund des übrigen Schiffs- und Bootsverkehrs ist nicht von relevanten Auswirkungen durch Vergrämungen auf die Avifauna zu rechnen. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 15 Tagen/Jahr wird im Nahfeld dazu führen, dass an diesen Tagen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule (z. B. Möwen) bzw. gründelnd oder tauchend (z. B. Entenvögel) suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Zudem werden Nährtierbestände für makrozoobenthos- und fischfressende Arten durch die WI-Baggerung lokal und temporär reduziert. Aufgrund der geringen betroffenen Fläche, der geringen Frequenz der WI-Baggerungen, dem Vorhandensein von Ausweichflächen und Nahrungsalternativen (z. B. terrestrische Nahrungsquellen) sowie der Vorbelastung durch den Spülbetrieb des Sperrwerkes, sind relevante Auswirkungen auf die Avifauna durch Trübungserhöhung oder reduzierte Nahrungsverfügbarkeit nach derzeitigem Kenntnisstand jedoch nicht zu erwarten.

6.1.2.7 Schwinge

In der Schwinge wird alle zwei Jahre ein Baggereinsatz mit einer Dauer von je 9 Ebbtiden durchgeführt. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt 496 Tage. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (8 ha) für die Ebbstromphase liegt bei ca. 16 g/l, was dem 120- bis 365-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. Sedimentationsschwerpunkte sind die Schwinge selbst, der Stader Stadthafen und seitliche Wattflächen entlang der Schwinge.

6.1.2.7.1 FFH-Gebiet Schwingetal (DE-2322-301)

Art/LRT (Erhaltungsgrad)	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Meerneunauge (*Petromyzon marinus*)	Die Neunaugen können auf ihren Wanderungen zu/von Reproduktionsgebieten im FFH-Gebiet Schwingetal durch die WI-Aktivitäten behindert werden. Relevant sind insbesondere die mit den WI-Baggerungen in der unteren Schwinge auftretenden sehr geringen Sauerstoffgehalte, die auch zum Absterben der wandernden Tiere führen können. Die Wanderbewegungen konzentrieren sich auf die Monate Dezember bis April (Laichaufstieg Flussneunauge, wobei nach Daten von Geesthacht der überwiegende Teil im Dezember/Januar aufwandert), Mai (Laichaufstieg Meerneunauge) und Sommer/Herbst (Abstieg der Jungtiere). Um erhebliche Auswirkungen zu verhindern, sollten die WI-Baggerungen dementsprechend auf die Monate Oktober und November beschränkt werden, in denen sehr wahrscheinlich nur Einzeltiere das von WI-Baggerungen betroffene Gebiet durchwandern und die untere Schwinge von ca. April bis September intensiv als Nahrungsgebiet nutzende (andere) Fische das Gebiet zumindest teilweise verlassen haben dürften.
Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)	

6.1.2.8 Wedeler Tonnenhafen

Im Wedeler Tonnenhafen werden zwei Baggereinsätze pro Jahr durchgeführt, mit einer Dauer von je 2 Ebbtiden. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt 215 Tage. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (8 ha) für die Ebbstromphase liegt bei ca. 160 g/l, was dem 150- bis 1.100-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. Sedimentationsschwerpunkte sind der Wedeler Tonnenhafen und die angrenzenden Seitenbereiche.

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

Art/LRT/Gebiet	Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele
Gesamtgebiet	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse werden nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen im Wedeler Tonnenhafen und in angrenzenden Seitenbereichen, also außerhalb des FFH-Gebiets. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation (mit max. 0,4 cm/d) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder überprägt. Damit ist eine erhebliche Beeinträchtigung der vorhandenen Biotoptypen nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Bei vergleichsweise hohen WI-Intensitäten und hohen Konzentrationen an zehrungsfähigem Material kann es zeitweise und lokal zu einem starken Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 6 mg/L kommen. Dieses kann auch in den Wintermonaten passieren, aber insbesondere in den Sommermonaten ist ein noch stärkeres Absinken der Sauerstoffkonzentrationen zu erwarten und nicht nur in dem WI-Baggerbereich selbst, sondern auch in angrenzenden Bereichen. Um erhebliche Auswirkungen auf die Wasserqualität zu vermeiden, sollte bei geringen Sauerstoffhintergrundwerten (s. u.) auf WI-Baggerungen im verzichtet werden

	Da keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten werden, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffe bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - I einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
Aquatische Lebensgemeinschaften	Das Makrozoobenthos kann zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt werden, jedoch sind diese Beeinträchtigungen (aufgrund einer schnellen Wiederbesiedlung) nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate). Die WI-Baggerungen im Wedeler Tonnenhafen können Fische insbesondere durch eine hohe Sauerstoffzehrung im Nah- und Fernfeld beeinträchtigen. Um Fischen das Verlassen des Hafens bei einsetzenden WI-Baggerungen zu erleichtern, sollten WI-Einsätze nur in dem Zeitraum von September bis Mai bzw. wegen Einschränkungen durch die Fintenrestriktion bis ca. Mitte April mit dann meist ausreichend hohen Sauerstoffhintergrundwerten durchgeführt werden. Sollten innerhalb des genannten Zeitraums Hintergrundwerte unter 4 mg O_2/l gemessen werden, sind die WI-Baggerungen auch dann auf Tage mit wieder höheren Werten zu verschieben.
Vögel	Die Trübungserhöhung durch den WI-Baggereinsatz an durchschnittlich 2 Tagen/ Jahr wird wahrscheinlich nicht dazu führen, dass Vögel relevant bei der Nahrungssuche beeinträchtigt werden, gleiches gilt für eine mögliche Vergrämung durch die Baggerschiffe und die Nahrungsverfügbarkeit. Die angrenzenden Wasser- und Wattflächen als Nahrungs-, Aufzucht-, Sammlungs- und Mausergebiet für die Vögel werden dadurch jedoch nicht erheblich beeinträchtigt.
1130 „Ästuarien“ und 1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“	Durch die WI-Baggerung in dem Wedeler Tonnenhafen werden keine Veränderungen der hydrodynamischen, morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse erwartet und damit gibt es keine erhebliche Beeinträchtigung der semi-/ und aquatischen Biotope (z. B. Wattflächen) einschließlich der lebensraumtypischen Tier- und Pflanzenarten (vgl. 1. Zeile Gesamtgebiet). Die Ufervegetation wird von der WI-Baggerung einschließlich ihrer typischen Tier- und Pflanzenarten nicht erheblich beeinträchtigt. Um die schlechten Hintergrundverhältnisse für den Sauerstoff in den Sommermonaten nicht weiter zu verschlechtern und erhebliche Auswirkungen auf die Wasserqualität auszuschließen, sollten WI-Einsätze nur in dem Zeitraum von Oktober bis März durchgeführt werden.
Schierlings-Wasserfenchel (Oenanthe conioides) - prioritäre Art	In den Uferbereichen entlang des Wedeler Tonnenhafen sind keine (potenziellen) Standorte des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation (LRT 1130) bekannt. Negative Auswirkungen aus der WI-Baggerung können ausgeschlossen werden. Die Aussage gilt auch für den Wirkbereich des Fernfeldes.
Finte (*Alosa fallax*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar*) Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Rapfen (*Aspius aspius*)	Die FFH-Fischarten nutzen die Tideelbe auf Höhe des Wedeler Tonnenhafens vorwiegend als Wanderkorridor und können den Beeinträchtigungen in Nah- und Fernfeld der WI-Baggerungen im Hafen gut ausweichen. Bei Finte und Rapfen sind jedoch im Sommerhalbjahr ab April/Mai auch Larval- und Juvenilstadien zu erwarten, die durch absinkende Sauerstoffgehalte in Nah- und Fernfeld geschädigt werden können (in geringerem Umfang auch durch das Einsaugen von Wasser beim WI-Baggern). Um erhebliche Beeinträchtigungen zu vermeiden, sollten WI-Einsätze nur in dem Zeitraum von September bis Mai (ggf. ca. Mitte April wegen einsetzender Fintenrestriktion) und in diesem Zeitraum nur an Tagen mit Sauerstoffhintergrundwerten ≥ 4 mg O2/l.
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da im WI-Baggerbereich keine Liegeplätze vorhanden sind, sind auch keine negativen Auswirkungen auf Seehunde durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen möglich. Kollisionen mit den langsam fahrenden Baggerschiffen sind sehr unwahrscheinlich und Hörschwellenverschiebungen durch WI-Baggerschiffe können ausgeschlossen werden. Aufgrund der fehlenden bzw. geringen räumlichen Überschneidung zwischen den Gebieten mit reduziertem Nahrungsangebot bzw. Trübungserhöhung und den Aufenthaltsräumen der Meeressäuger und vor dem Hintergrund des großen Jagdreviers und der hohen Mobilität der Tiere, ist ein negativer Einfluss auf Seehunde aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben. Insgesamt ist also von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Seehunde durch die WI-Baggerung auszugehen.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen den Wedeler Tonnenhafen nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).
Fischotter (*Lutra lutra*)	Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter, zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte, keine negativen Auswirkungen auf den Fischotter durch die WI-Baggerung zu erwarten sind.

6.1.2.9 Außeneste

In der Außeneste werden zwei Baggereinsätze pro Jahr durchgeführt, mit einer Dauer von je 9 Ebbtiden. Die mittlere Ruhezeit zwischen aufeinanderfolgenden Einsätzen beträgt 288 Tage. Die prognostizierte Erhöhung der Schwebstoffgehalte im Nahfeld (17 ha) für die Ebbstromphase liegt bei ca. 14 g/l, was dem 100- bis 750-fachen der Hintergrundgehalte entspricht. Sedimentationsschwerpunkte sind tiefe Rinnenbereiche mit langer Stauwasserdauer (z. B. Kreuzung Hahnhöher Nebenrinne/Ausgleichsrinne mit Außeneste) und angrenzende Wattflächen in der Außeneste und der Elbe.

6.1.2.9.1 FFH-Gebiet Mühlenberg Loch/Neßsand (DE 2424-302)

Art/LRT/Gebiet	**Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele**
Gesamtgebiet	Die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse werden nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig (wenige Tage bis ca. 2 Wochen) einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen stromab des Eingriffbereichs des Fahrwassers (v. a. tiefliegende Bereiche) und den seitlich angrenzenden Wattflächen. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation (mit max. 1,1 cm/d in den tiefliegenden Bereichen, auf den Wattflächen deutlich weniger) werden durch die langfristige Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder überprägt. Eine Veränderung der morphologischen und der sedimentologischen Verhältnisse, z. B. auf den angrenzenden Wattflächen und damit Beeinträchtigung der natürlichen Dynamik im Mühlenberger Loch, ist daher nicht zu erwarten. Damit ist eine erhebliche Beeinträchtigung der aquatischen Lebensräume nicht zu erwarten. Die hydrodynamischen Verhältnisse werden durch die Wirkungen der WI-Baggerungen nicht beeinträchtigt. Eine hohe WI-Intensität in den kritischen Monaten (Juni bis einschließlich August) mit mittleren Werten unter 6 mg O_2/L kann zu einer weiteren Unterschreitung des Sauerstoffgehaltes führen, die einige Tage (1 - 4 Tage) anhält. Um erhebliche Auswirkungen ausschließen zu können, sollten WI-Einsätze nur in dem Zeitraum von Oktober bis April durchgeführt werden. Da keine Referenzwerte für Schadstoffe überschritten werden, ist mit keinen messbaren und damit erheblichen Auswirkungen bezüglich Schadstoffe bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Ökotoxikologisch sind die Sedimente in die Toxizitätsklasse 0 - II einzuordnen und somit ökotoxikologisch als unbedenklich belastet einzustufen.
1130 Ästuarien	Eine erhebliche Beeinträchtigung des Lebensraumkomplex „Ästuarien“ mit seinen charakteristischen Pflanzen- und Tierarten, insbesondere der Fische und Vögel in der Außeneste, sind durch die WI-Baggerung nicht zu erwarten (vgl. Aussagen zu Gesamtgebiet und Arten).
Finte (*Alosa fallax*)	Die Außeneste und angrenzende Bereiche haben eine fischökologische Bedeutung als Aufwuchs- (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel), Nahrungs- (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel) und Rückzugsgebiet bei Sauerstoffmangel im Hauptstrom für alle aufgeführten FFH-Arten. Bei WI-Einsätzen von ca. Mai bis August können hohe Sauerstoffzehrungsraten mit geringen Hintergrundwerten zusammentreffen und die fischökologischen Funktionen in Nah- und Fernfeld beeinträchtigen. WI-Baggerungen in der Außeneste sollten außerhalb dieses
Rapfen (*Aspius aspius*)	
Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*)	

Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Schnäpel (*Coregonus oxyrinchus)* Lachs (*Salmo salar*) nur im Süßwasser	Zeitraums und außerhalb von April (Verluste durch das Einsaugen von Wasser an Fischeiern und -larven (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel; einsetzende Fintenrestriktion ab Mitte April) und September (teils noch fischkritische Sauerstoffhintergrundwerte und intensive Nutzung der Außeneste als Nahrungsgebiet) stattfinden, um erhebliche Auswirkungen zu vermeiden.
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen die Außeneste nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).
Seehund (*Phoca vitulina*)	Da die an den WI-Baggerbereich angrenzenden Wattflächen nur sporadisch von sehr wenigen Seehunden als Liegeplätze genutzt werden, genügend Ausweichflächen zur Verfügung stehen, WI-Baggerarbeiten nur in den wenig sensiblen Monaten von Oktober bis April stattfinden und die Tiere an Schiffsverkehr gewöhnt sein dürften, ist nicht mit negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu rechnen.
Schierling-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*)	In den Uferbereichen entlang der Außeneste gab es in den vergangenen Jahren keine dauerhaften Populationen des Schierlings-Wasserfenchels. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen durch die WI-Baggerung werden als nicht wahrscheinlich erachtet.

6.1.2.9.2 FFH-Gebiet Rapfenschutzgebiet Stromelbe (DE-2424-303)

Art/LRT	**Auswirkungen auf relevante Erhaltungsziele**
Finte (*Alosa fallax*) und Rapfen (*Aspius aspius*) Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) Lachs (*Salmo salar*) Schnäpel (*Coregonus Oxyrinchus*)	Die Außeneste und angrenzende Bereiche haben eine fischökologische Bedeutung als Aufwuchs- (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel), Nahrungs- (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel) und Rückzugsgebiet bei Sauerstoffmangel im Hauptstrom (alle aufgeführten FFH-Arten) für FFH-Fischarten. Bei WI-Einsätzen von Juni bis August können hohe Sauerstoffzehrungsraten mit geringen Hintergrundwerten zusammentreffen und die fischökologischen Funktionen in Nah- und Fernfeld beeinträchtigen. WI-Baggerungen in der Außeneste sollten außerhalb dieses Zeitraums und außerhalb von April (Verluste durch das Einsaugen von Wasser an Fischeiern und -larven (Finte, Rapfen, evtl. Schnäpel; einsetzende Fintenrestriktion ab Mitte April) und September (teils noch fischkritische Sauerstoffhintergrundwerte und intensive Nutzung der Außeneste als Nahrungsgebiet) stattfinden, um erhebliche Auswirkungen zu vermeiden.
Schweinswal (*Phocoena phocoena*)	Schweinswale (*Phocoena phocoena*) nutzen die Außeneste nach derzeitigem Kenntnisstand nicht. Einzelne Individuen können durch den WI-Baggerschiffsverkehr in der Tideelbe vergrämt werden. Als agile Schwimmer können Schweinswale den Baggerschiffen auch gut ausweichen. Die Lebensräume und Nahrungsverfügbarkeit sowie Wechselmöglichkeit der Schweinswale zu angrenzenden Teillebensräumen werden nicht erheblich beeinträchtigt (siehe 5.7.2).

6.1.2.9.3 EU-Vogelschutzgebiet Mühlenberger Loch (DE-2424-401)

Wie in Kapitel 5.9.2 dargestellt, können aus der WI-Baggerung folgende Wirkfaktoren auf die Vögel bzw. den von ihnen genutzten Lebensraum Wasser durch WI-Baggerschiffe resultieren: Vergrämungen, Nahrungsverfügbarkeit und Erhöhung der Schwebstoffgehalte.

Da in der Außeneste insgesamt nur zwei Baggereinsätze pro Jahr mit einer Gesamtdauer von 9 Ebbtiden durchgeführt werden, die WI-Baggerschiffe relativ langsam fahren und noch weitere Schiffe dort fahren, ist von keinen erheblichen Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr auszugehen.

Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der nur räumlich und zeitlich begrenzten Reduzierung von Nahrungsorganismen bzw. Wasserflächen zur Nahrungssuche durch eine Trübungserhöhung ist kein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna durch die WI-Baggerarbeiten zu erwarten. Geringe negative Auswirkungen auf einzelne Individuen können grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, negative Auswirkungen der WI-Baggerarbeiten auf Populationsniveau können ausgeschlossen werden.

Die weiteren Lebensräume der Avifauna werden durch die WI-Baggerung nicht beeinträchtigt (vgl. auch Ausführungen zum FFH-Gebiet Mühlenberger Loch/Neßsand (DE 2424-401), also können insgesamt erhebliche Auswirkungen ausgeschlossen werden.

6.2 Naturschutzgebiete

In der Abbildung 6-2 sind die im Auswirkungsbereich der WI-Baggerungen gelegenen Naturschutzgebiete dargestellt. Detaillierte Informationen insbesondere zu Schutzzweck, Verboten und Freistellungen von diesen sind den jeweiligen Schutzgebietsverordnungen der Länder zu entnehmen.

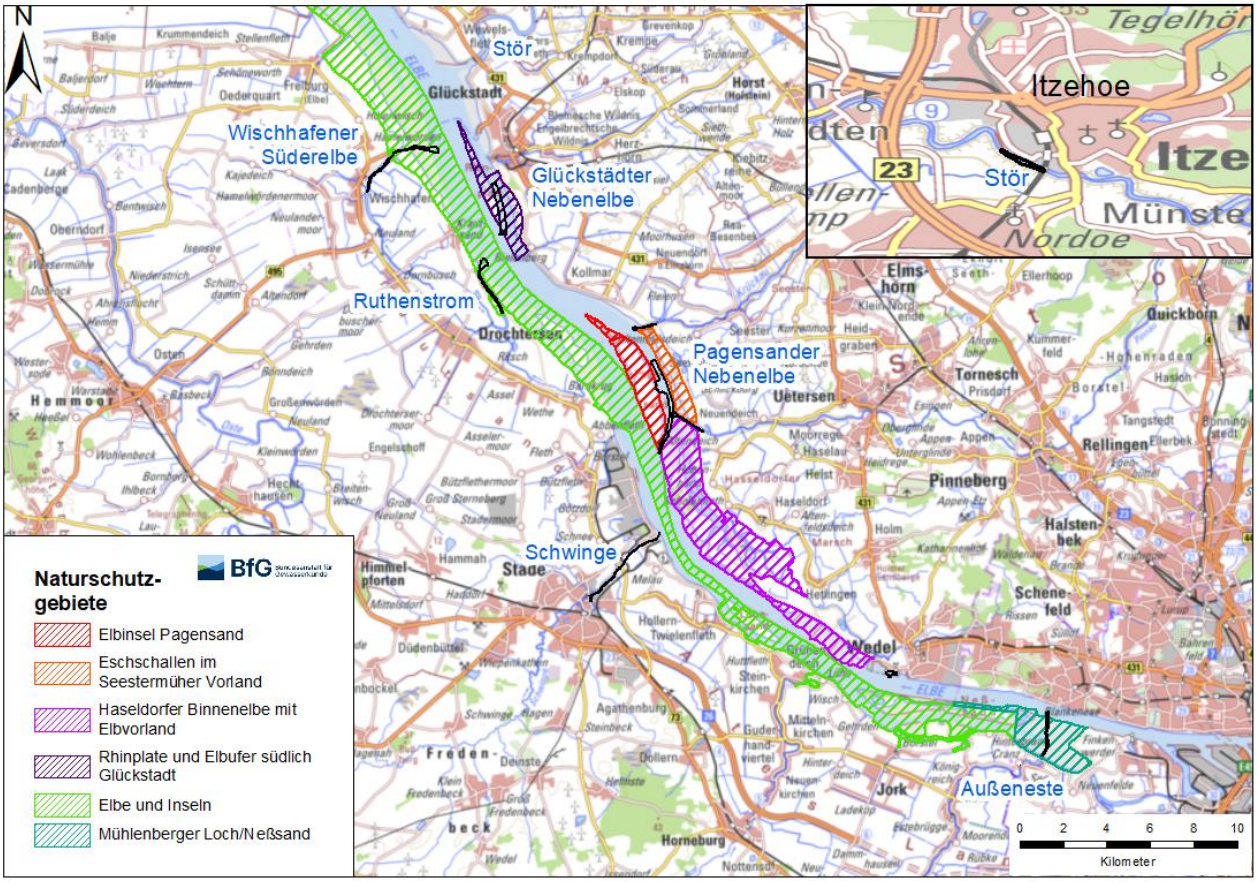


Abbildung 6-2: Naturschutzgebiete

6.2.1 Stör

Im Bereich der WI-Baggerung in der Stör bei Itzehoe befinden sich keine Naturschutzgebiete.

6.2.2 Glückstädter Nebenelbe

In der Landesverordnung über das Naturschutzgebiet „Rhinplate und Elbufer südlich Glückstadt“ vom 5. Dezember 2000 werden gemäß § 5, 1, 3 von den Verboten des § 4 „*die Erfüllung der gesetzlichen Aufgaben des Bundes im Bereich der Bundeswasserstraße Elbe nach Maßgabe der Bestimmungen des Bundeswasserstraßengesetzes einschließlich der hierfür erforderlichen Forschungs- und Vermessungsarbeiten*“ ausgenommen.

6.2.3 Pagensander Nebenelbe (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

An das Fahrwasser der Pagensander Nebenelbe grenzt zum einen westlich das NSG „Pagensander Nebenelbe“, östlich das NSG „Eschschallen im Seestermüher Vorland“ und südlich das NSG „Haseldorfer Binnenelbe mit Elbvorland“. In den Landesverordnungen zu diesen NSG wird jeweils in den §§ 5 als zulässige Handlung „*die Erfüllung der gesetzlichen Aufgaben des Bundes im Bereich der Bundeswasserstraße Elbe nach Maßgabe der Bestimmungen des Bundeswasserstraßengesetzes einschließlich der hierfür erforderlichen Forschungs- und Vermessungsarbeiten*“ aufgeführt. Zudem liegt der WI-Bereich selbst nicht in einem dieser Naturschutzgebiete.

6.2.4 Wischhafener Süderelbe

Ab dem Sperrwerk bis zur Fahrrinne der Unter- und Außenelbe liegt der WI-Bereich in der Wischhafener Süderelbe im Naturschutzgebiet „Elbe und Inseln“. In der Verordnung zu diesem Naturschutzgebiet vom 10.12.2018 wird gemäß § 4, 5 „*die Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Unterhaltung der Bundeswasserstraßen einschließlich notwendiger Vermessungsarbeiten von den Verboten der Verordnung*“ (vgl. § 3) freigestellt.

6.2.5 Ruthenstrom und Wischhafener Süderelbe

Der WI-Bereich im Ruthenstrom liegt ab der Mündung des Ruthenstroms bis zur Fahrrinne der Unter- und Außenelbe in dem Naturschutzgebiet „Elbe und Inseln“. In der Verordnung dieses Naturschutzgebietes vom 10.12.2018 wird gemäß § 4, 5 „*die Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Unterhaltung der Bundeswasserstraßen einschließlich notwendiger Vermessungsarbeiten von den Verboten der Verordnung*“ (vgl. § 3) freigestellt.

6.2.6 Schwinge

Im Bereich der WI-Baggerung der Schwinge befinden sich keine Naturschutzgebiete.

6.2.7 Wedeler Tonnenhafen

Im Bereich der WI-Baggerung des Wedeler Tonnenhafens befinden sich keine Naturschutzgebiete.

6.2.8 Außeneste

Der Bereich der WI-Baggerung in der Außeneste liegt in dem Naturschutzgebiet Mühlenberger Loch/ Neßsand. Folgende in § 4 der Verordnung über das Naturschutzgebiet Mühlenberger Loch/Neßsand vom 18. Oktober 2005 aufgeführten Verbote könnten ggf. auf die WI-Baggerung und die damit verbundenen Wirkfaktoren zutreffen:

„2. wildlebenden Tieren nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen, zu töten oder sie durch sonstige Handlungen zu stören oder ihre Eier, Larven, Puppen oder sonstige Entwicklungsformen oder Nester wegzunehmen, zu zerstören oder zu beschädigen,

6. das Gebiet zu betreten,

18. Aufschüttungen oder Bohrungen vorzunehmen, die Bodengestalt, die Gestalt der Gewässer und ihrer Ufer oder die Watten durch Grabungen, Abbau oder durch Einbringen von Bodenbestandteilen oder auf sonstige Weise zu verändern,

19. den Wasserhaushalt zu verändern"

Die Verbote der Nummern 2, 6, und 18 gelten nicht *„… für Maßnahmen im Rahmen der Gewässerunterhaltung der Fahrwasser von Elbe und Este im Sinne der §§ 7 bis 11 … des Bundeswasserstraßengesetzes, in der jeweils geltenden Fassung,… - soweit dort erforderlich - für die Gewährleistung der Verkehrssicherheit, soweit jeweils hierdurch keine Veränderungen oder Störungen ausgelöst werden, die den Schutzzweck und die Erhaltungsziele erheblich beeinträchtigen könnten*" und der Wasserhaushalt wird durch die WI-Baggerung nicht verändert.

6.3 Artenschutz

Für alle Unterhaltungsmaßnahmen der WSV 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.

In den Wirkbereichen der WI-Baggerungen konnten die besonders geschützten Arten Aal, Meer- und Flussneunauge, die Kegelrobbe (nicht in Stör, Pagensander Nebenelbe und Schwinge), die in Kapitel 5.9 aufgeführten europäischen Vogelarten sowie die streng geschützten Arten Nordseeschnäpel, Europäischer Stör, Fischotter und Schierlingswasserfenchel (nur in Stör, Wischhafener Süderelbe und Außeneste) nachgewiesen werden bzw. kommen dort potenziell vor. Der streng geschützte Schweinswal schwimmt nach derzeitigem Kenntnisstand nicht in die Nebenflüsse und Nebenelben ein, jedoch können die Tiere im Hauptstrom der Tideelbe durch den WI-Baggerschiffsverkehr beeinträchtigt werden.

Maßgeblich sind im vorliegenden Fall die Betroffenheit von geschützten Arten durch Schwebstoff-/ Trübungserhöhung in Kombination mit Sauerstoffzehrung, Einsaugen von Fischeiern und -larven, Veränderung des Nahrungsangebots sowie Störungen zu sensiblen Zeiten, durch die sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert und die Schädigungen oder Zerstörung von Nahrungs-, Fortpflanzungs- und Ruhestätten.

Die WI-Baggerbereiche sind keine Fortpflanzungs- und Ruhestätte für die Kegelrobbe, die in diese Bereiche nicht bzw. nur als Irrgast einschwimmt. Doch selbst wenn die Tiere dieses tun sollten, ist davon auszugehen, dass sie das WI-Baggergerät frühzeitig wahrnehmen und als mobile und agile Schwimmer in die Tideelbe ausweichen und es nicht zu Verletzungen oder gar Tötungen der Tiere kommt. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind Vergrämungen einzelner Individuen möglich, relevante negative Aus-

wirkungen auf die Kegelrobben sind jedoch nicht zu erwarten. Dieses gilt in ähnlicher Weise für die Schweinswale, die den Wirkungen der WI-Baggerschiffe gleichfalls gut ausweichen können. Durch diese geringen Störungen können zwar einzelne Individuen in der Tideelbe vergrämt werden, die lokale Population der Schweinswale verschlechtert sich dadurch jedoch nicht.

Der Fischotter könnte zwar durch das Baggerschiff und erhöhte Trübung lokal und zeitlich begrenzt vergrämt werden, jedoch ist das Jagdgebiet und Nahrungsspektrum des Fischotters so groß, dass eine erhebliche Störung und eine Verschlechterung der lokalen Population nicht zu erwarten sind. Zudem bietet die Stör in dem Bereich der WI-Baggerung nur wenig geeignete Lebensraumstrukturen für den Fischotter.

Auch für die Vögel sind keine relevanten Störungen oder Individuenverluste zu befürchten. Die Vögel haben sich an den Schiffsverkehr in der Stör gewöhnt, das WI-Baggerschiff fährt zudem selten, relativ langsam und nur lokal auf kleinen Flächen. Es kommt zu keiner Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Vögel.

Rezente Vorkommen vom Schierlings-Wasserfenchel wurden in keinem der Wirkbereiche der WI-Baggerungen erfasst. Das Vorkommen von potenziellen Standorte für den Schierlings-Wasserfenchel kann angrenzend zu den WI-Baggerbereichen Stör, Außeneste und Wischhafener Süderelbe nicht ausgeschlossen werden. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen durch die WI-Baggerung werden als nicht wahrscheinlich erachtet.

Durch das Einsaugen hervorgerufene Verluste an Fischeiern und -larven sind nicht zu erwarten, da sich die besonders und streng geschützten Neunaugen- und Fischarten außerhalb der Tideelbe fortpflanzen. Die WI-Baggerung und die dadurch entstehende Trübung und Sauerstoffzehrung führt in allen WI-Bereichen zu einer lokal und zeitlich begrenzten Vergrämung von Fischen und Neunaugen. In den meisten WI-Bereichen können die Tiere diesen Beeinträchtigungen gut ausweichen, nur in den engen Flussschläuchen der inneren Wischhafener Süderelbe, Stör und der Schwinge bestehen weniger Ausweichmöglichkeiten und es kann zu einer Behinderung der Fischwanderung kommen. Den WI-Flächen in der Pagensander Nebenelbe und der Außeneste mit den angrenzenden Bereichen kommt aufgrund ihrer vergleichsweise großen Flächenausdehnung eine hohe fischökologische Bedeutung als Aufwuchs-, Nahrungs- und Rückzugsgebiet zu, die durch die Auswirkungen der WI-Baggerung beschädigt werden kann.

Zusammenfassend sind Individuenverluste bei den besonders und streng geschützten Fischarten infolge der WI-Baggerung zwar nicht auszuschließen, das allgemeine Lebensrisiko der Tiere wird jedoch nicht signifikant erhöht. Wenn sich an die im FFH-Kapitel dargestellte zeitliche und örtliche Beschränkung der WI-Baggerung gehalten wird, ist nicht von einer Verletzung des Störungsverbotes und des Verbotes der Beschädigung/Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auszugehen. Die streng geschützten

Arten Nordseeschnäpel und Europäischer Stör können durch die WI-Baggerung zwar gestört werden, diese Störung ist jedoch nicht erheblich, da es nicht zu einer Beeinträchtigung der lokalen Population kommt. Eine Beschädigung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der besonders geschützten Fischarten durch die Beeinträchtigung der Wanderwege ist mit Ausnahme der Schwinge nicht zu erwarten. Hier besteht die besondere Situation, dass in der unteren Schwinge die zum Laichen in Richtung FFH-Gebiet Schwingetal (stromauf Stade) aufsteigenden Flussneunaugen im Winterhalbjahr von den Auswirkungen der WI-Baggerungen beeinträchtigt werden könnten. Der Hauptaufstieg konzentriert sich vermutlich (abgeleitet von Untersuchungen zum Flussneunaugenaufstieg am Wehr Geesthacht) auf die Monate Dezember bis April (Schwerpunkt: Dezember/Januar). Da von April bis September andere Arten

beeinträchtigt werden können, verbleiben als Empfehlung für WI-Baggerungen in der Schwinge die Monate Oktober und November.

6.4 Gesetzlich geschützte Biotope

Zu den gesetzlich geschützten Biotopen nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes, die potenziell in den Wirkbereichen der WI-Baggerungen vorkommen können, gehören u. a. Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich, sublitorale Sandbänke, natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche, Röhrichte und Großseggenrieder. Da jedoch die potenziellen Wirkungen aus der WI-Baggerung an den Ufern nur bis zur MThW-Linie reichen, sind Vegetationsbereiche oberhalb davon nicht von diesen Wirkungen betroffen (vgl. Kap. 5.10.2). Dieses gilt also auch für Röhrichte und Großseggenrieder. Biotope, die zusätzlich nach Landesgesetzen (§ 24 Abs. 2 Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturschutzgesetz, § 21 LNatSchG und § 14 HmbBNatSchAG) 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. Die Auswirkungen der WI-Baggerungen in den Fernfeldern sind so gering, dass diese nicht geeignet sind, dieses Verbot auszulösen.

6.4.1 Stör

Das Umweltportal[38] des Landes Schleswig Holstein ordnet die Stör im Bereich der WI-Baggerung dem geschützten Biotop „*Natürliche und naturnahe Bereiche fließender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche und regelmäßig überschwemmten Bereiche*“ zu (zumindest zum größten Teil). Der zugehörige Biotopbogen beschreibt dieses geschützte Biotop wie folgt: „*Die Stör als naturnaher Fluss, abschnittsweise naturfern verbaut, mäandrierend, tide- und brackwasserbeeinflusst. Bei Niedrigwasser in einigen Bereichen sind vegetationslose Flusswatte sichtbar*.“

Da sich an der WI-Baggerung nichts Grundsätzliches ändern wird und keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass vorhandene wertvolle/geschützte Biotope in der Wendestelle und dem Hafen bei Itzehoe trotz der WI-Baggerung bestehen und auch zukünftig nicht durch die lokalen und temporären Auswirkungen der WI-Baggerungen zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.

6.4.2 Glückstädter Nebenelbe

Das Umweltportal [39] des Landes Schleswig Holstein ordnet die Glückstädter Nebenelbe dem geschützten Biotop „*Natürliche und naturnahe Bereiche fließender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche und regelmäßig überschwemmten Bereiche*“ zu.

[38] https://umweltportal.schleswig-holstein.de/portal/

[39] https://umweltportal.schleswig-holstein.de/portal/

Da sich an der WI-Baggerung nichts Grundsätzliches ändern wird und keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass vorhandene wertvolle/geschützte Biotope in der Glückstädter Nebenelbe trotz der WI-Baggerung bestehen und auch zukünftig nicht durch die lokalen und temporären Auswirkungen der WI-Baggerungen zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.

6.4.3 Pagensander Nebenelbe, (inkl. Mündungsbereich Krückau und Pinnau)

Das Umweltportal [40] des Landes Schleswig Holstein ordnet die Pagensander Nebenelbe, sowie den Mündungsbereich der Pinnau bis zum Sperrwerk dem geschützten Biotop „*Natürliche und naturnahe Bereiche fließender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche und regelmäßig überschwemmten Bereiche*“ zu. Die WI-Baggerung im Mündungsbereich der Krückau liegt nur im Bereich der Pagensander Nebenelbe, nicht jedoch in der Krückau selbst in diesem geschützten Biotop.

Da sich an der WI-Baggerung nichts Grundsätzliches ändern wird und keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass vorhandene wertvolle/geschützte Biotope in der Pagensander Nebenelbe und den Mündungsbereichen von Pinnau und Krückau trotz der WI-Baggerung bestehen und auch zukünftig nicht durch die lokalen und temporären Auswirkungen der WI-Baggerungen zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.

6.4.4 Wischhafener Süderelbe

Auf dem Umweltkarteninformationssystem von Niedersachsen[41] werden für die gesamte Wischhafener Süderelbe die beiden folgenden für den Naturschutz wertvollen Biotoptypen angegeben:

- **Brackwasser-Marschpriel (KPB**): Priele innerhalb von Ästuar-Salzwiesen und sonstigem Grünland der Brackwassermarschen. Bei naturnaher Ausprägung.
- **Röhricht des Brackwasserwatts (KBR):** Meist mit Strandsimsen- und Salzteichsimsen-Röhrichten (*Scirpetum maritimi, Scirpetum triquetri-maritimi*, Dominanzbestände von *Schoenoplectus tabernaemontani*), im Übergangsbereich zum Salzwasserwatt auch Mischbestände mit Schlickgras (vgl. *Spartinetum anglicae bolboschoenetosum*) und Queller. Vorkommen von Halophyten. Neben den Hauptvorkommen in den Ästuaren auch in süßwasser-beeinflussten Küstenwattflächen (v. a. bei Cuxhaven).

Diese beiden Biotoptypen könnten auf den ersten Blick dem geschützten Biotop „*natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche*“ zugeordnet werden. Da jedoch die Wischhafener Süderelbe im Wirkbereich der WI-Baggerung anthropogen so stark überprägt ist, dass hier keine natürlichen oder naturnahen Bedingungen bestehen, liegt auch kein geschütztes Biotop vor (vgl. NLWKN 2021b).

In dem sich anschließenden Ufer- und Wattbereich der Tideelbe werden Flächen den Biotoptypen:

[40] https://umweltportal.schleswig-holstein.de/portal/

[41] https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?topic=Natur&lang=de&bgLayer=TopographieGrau&zoom=9&E=528467.20&N=5953805.01&catalogNodes=&layers=LandesweiteBiotopkartierung1984_2004

- **Brackwasserwatt ohne Vegetation höherer Pflanzen (KBO):** Vegetation auf Algen (z. B. *Vaucheria compacta*) beschränkt, einschließlich regelmäßig überfluteter Sandbänke.
- **Röhricht des Brackwasserwatts (KBR)**: Definition siehe oben.
- **Schilf-Röhricht der Brackmarsch (KRP):** Oberhalb der MThw-Linie (also oberhalb des Watts) gelegene Röhrichte mit Dominanz aus *Phragmites australis*., oft staudenreich bzw. von Hochstaudenfluren durchsetzt. Im Bereich ungenutzter Außendeichsmarschen der Ästuare, außerdem an Süßwasser-beeinflussten Stellen der Salzmarschen.
- **Strandsimsen-Röhricht der Brackmarsch (KRS):** Wie KRP nur mit Dominanz von *Bolboschoenus maritimus*.
- **Salzwiese der Ästuare (KHF):** Salzwiesenkomplexe in den Brackmarschen der Flussunterläufe und ihrer Mündungsbereiche. Andel- und Salzbinsen-Rasen, oft mit Übergängen zu Flutrasen und zur Weidelgras-Weide, stellenweise Dominanzbestände der Laugenblume. Überwiegend beweidete Flächen (Ersatzgesellschaften von Brackröhrichten, s. 3.9) sowie kleinflächige Pionierstadien am Wattrand. Hierzu auch die kleinen Salzwiesenfragmente in Senken (meist unter NN) ästuarnaher Binnendeichsflächen.
- **Typischer Weiden-Auwald (WWA):** Auf wechselnassen, nicht sumpfigen Standorten. *Salicetum albo-fragilis*, an der Elbe auch *Salici albo-Populetum nigrae.*

zugeordnet.

Die Röhrichte, Gehölze und Salzwiesen (KBR, KRP, KRS, KHF und WWA) liegen nicht im Wirkbereich und sind von der WI-Baggerung nicht betroffen. Hingegen wird es auf das geschützte Biotop Brackwasserwatt ohne Vegetation höherer Pflanzen (KBO) zu temporär erhöhter Sedimentation (jedoch nur während Ebbphasen bei zugleich laufender WI-Baggerung) von feinkörnigen Sedimenten kommen. Dieses führt jedoch nicht zu einer erheblichen Beeinträchtigung und schon gar nicht zu einer Zerstörung dieses Biotops. Die stets anschließende Flutphase bewirkt zumindest anteilig eine Erosion der frischen Ablagerungen. Es kommt daher zwar kurzzeitig zu einer Erhöhung der Schwebstoffe und der Sedimentation, jedoch nicht zu einem Biotopwechsel. Die Morphodynamik wird zeitweise geringfügig intensiviert, aber es sedimentiert nur Material, das auch potenziell auf natürlicher Weise dort sedimentieren würde. Zugleich sorgt auch die Morphodynamik der Watten für den kontinuierlichen Wiedereintrieb in die Fahrrinne, die dann in Folge dessen gebaggert werden muss. Auf den Watten kommen nur Makrozoobenthosarten vor, die an die dort vorherrschenden dynamischen Prozesse angepasst sind.

Da sich an der WI-Baggerung nichts Grundsätzliches ändern wird und keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass vorhandene wertvolle/geschützte Biotope trotz der WI-Baggerung bestehen und auch zukünftig nicht durch die lokalen und temporären Auswirkungen der WI-Baggerungen zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.

6.4.5 Ruthenstrom

Auf dem Umweltkarteninformationssystem von Niedersachsen (https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?topic=Natur&lang=de&bgLayer=TopographieGrau&zoom=9&E=528467.20&N=5953805.01&catalogNodes=&layers=LandesweiteBiotopkartierung1984_2004) werden für den Bereich des Ruthenstrom stromab des Wehrs folgende für den Naturschutz wertvolle Biotope angegeben:

- **Brackmarschpriel (KPB):** Priele innerhalb von Ästuar-Salzwiesen und sonstigem Grünland der Brackwassermarschen. Bei naturnaher Ausprägung Ufervegetation aus Brackwasser-Röhrichten.
- **Röhricht des Brackwasserwatts (KBR):** Meist mit Strandsimsen- und Salzteichsimsen-Röhrichten (*Scirpetum maritimi, Scirpetum triquetri-maritimi*, Dominanzbestände von *Schoenoplectus*

tabernaemontani), im Übergangsbereich zum Salzwasserwatt auch Mischbestände mit Schlickgras (vgl. *Spartinetum anglicae bolboschoenetosum*) und Queller. Vorkommen von Halophyten. Neben den Hauptvorkommen in den Ästuaren auch in süßwasser-beeinflussten Küstenwattflächen (v. a. bei Cuxhaven).

Diese beiden Biotoptypen könnten auf den ersten Blick dem geschützten Biotop „*natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche*“ zugeordnet werden. Da jedoch der Ruthenstrom im Wirkbereich der WI-Baggerung anthropogen so stark überprägt ist, dass hier keine natürlichen oder naturnahen Bedingungen vorliegen, kann er auch nicht dem geschützten Biotoptyp zugewiesen werden (vgl. NLWKN 2021b). Unabhängig, ob Teile der WI-Baggerbereiche dem oben genannten geschützten Biotoptyp zugeordnet werden können oder nicht, führt die WI-Baggerung nicht zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen Beeinträchtigung von diesen gesetzlich geschützten Biotopen, da durch die WI-Baggerung die Biotope im Wirkbereich nicht bzw. maximal temporär beeinträchtigt werden und keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen bestehen.

6.4.6 Schwinge

In der Schwinge zeigt das Umweltkarteninformationssystem von Niedersachsen[42] keine für den Naturschutz wertvollen Biotope auf und es bestehen auch keine weiteren Hinweise, dass im Bereich der WI-Baggerung in der Schwinge geschützte Biotope vorkommen.

6.4.7 Wedeler Tonnenhafen

Das Umweltportal [43] des Landes Schleswig Holstein ordnet nur die sich an den Wedeler Tonnenhafen anschließende Tideelbe dem geschützten Biotop „*Natürliche und naturnahe Bereiche fließender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche und regelmäßig überschwemmten Bereiche*“ zu, der Wedeler Tonnenhafen selbst ist kein geschütztes Biotop. Somit ist davon auszugehen, dass im Bereich der WI-Baggerung im Wedeler Tonnenhafen kein geschütztes Biotop vorkommt.

6.4.8 Außeneste

Das Geoportal der Stadt Hamburg[44] und die zugehörigen Biotopbögen weisen das Fahrwasser der Außeneste dem Biotoptyp „Fluss, naturnah mit Beeinträchtigungen“ zu und als gesetzlich nicht geschütztes Biotop. Die an das Fahrwasser angrenzenden Flächen wurden dem geschützten Biotoptyp Watt zugeordnet. Die dortigen Sedimentationsschwerpunkte werden durch die WI-Baggerung zwar kurzfristig erhöht, dieses führt jedoch nicht zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen Beeinträchtigung von diesen gesetzlich geschützten Biotopen.

[42] https://www.umweltkarten-niedersachsen.de/Umweltkarten/?topic=Natur&lang=de&bgLayer=TopographieGrau&zoom=9&E=528467.20&N=5953805.01&catalogNodes=&layers=LandesweiteBiotopkartierung1984_200

[43] https://umweltportal.schleswig-holstein.de/

[44] https://geoportal-hamburg.de/geo-online/?mdid=D7B5CCBB-1F03-4482-AB59-26F2F7972547#

7 Zusammenfassung

Grundsätzliches

Die WI-Baggerungen des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamts (WSA) Elbe-Nordsee zur Unterhaltung der Nebenbereiche der Tideelbe (Nebenelben und Nebenflüsse) sind mit Auswirkungen auf die Natur und Umwelt verbunden. In dem vorliegenden Bericht wurde eine Abschätzung dieser potenziellen mit der WI-Baggerung verbundenen Auswirkungen auf der Grundlage von bestehenden Daten, früheren Untersuchungen und daraus resultierendem Erfahrungswissen sowie auch Fachliteratur durchgeführt. Neue Untersuchungen oder Daten wurden für den Bericht nicht erhoben. Als wichtige Randbedingungen für die Ableitung potenzieller Wirkungen der WI-Baggerungen wurde ein Betrachtungszeitraum von einem Jahr gesetzt und dass alle betrachteten Nebenbereiche der Tideelbe bereits seit Jahren durch WI-Baggerung beeinträchtigt wurden. Für die Datenerhebung zur Beschreibung eines IST-Zustands wurde ein Beobachtungszeitraum von 10 Jahren (Jahre 2010 bis 2019) festgelegt.

Als Grundlage für die Abschätzung wurden mit Hilfe von Angaben und Daten des WSA Elbe-Nordsee verschiedene Kennzahlen für die Beschreibung der WI-Baggerungen und die Bewertung möglicher Auswirkungen abgeleitet, u. a. Eingriffsfläche, Intensität, Häufigkeit und Dauer der WI-Baggerung sowie die von Auswirkungen betroffenen Flächengrößen im Nah- und Fernbereich. Insgesamt werden durch das WSA Elbe-Nordsee in Nebenbereichen der Tideelbe mit unterschiedlichen WI-Baggergeräten auf einer Gesamteingriffsfläche von ca. 1.760 ha im Mittel ca. 1,4 Mio. m³/a bewegt. Die WI-Baggerung erfolgt überwiegend bei ablaufendem Wasser (Ebbstrom). In den Nebenbereichen werden fast ausschließlich Feinsedimente (hoher Anteil an Schluff und Ton) gebaggert.

Bei der WI-Baggerung wird Sediment durch das Einbringen großer Mengen Wasser mit geringem Druck eingebracht und so die Gewässersohle verflüssigt. Dabei kann sich sohlnah eine bis zu 2 m mächtige Dichteschicht bilden, in der Suspensionskonzentrationen in der Bandbreite 10 von bis zu 100 g/l entstehen können. Auch in der darüber liegenden Wasserschicht kann es noch zu einem deutlichen Anstieg der Schwebstoffkonzentration kommen. In den betrachteten Nebenbereichen der Tideelbe ist davon auszugehen, dass es aufgrund der geringen Wassertiefen zu einer messbaren Erhöhung der Schwebstoffkonzentration im gesamten Wasserkörper kommt.

Aus der WI-Baggerung resultieren verschiedene Wirkpfade auf die Umwelt. Durch die Mobilisierung von Sedimenten während eines WI-Einsatzes werden reduzierte, im Porenwasser und an das Sediment adsorbierte Verbindungen in die Wassersäule eingebracht. Dadurch kommt es zu einer Verschlechterung der Sauerstoffsituation, vor allem sohlnah in der Dichteschicht. Zugleich werden die an den Feinsedimenten anhaftenden Schad- und Nährstoffe, aber auch die im oder auf dem Sediment lebenden Tiere verdriftet und können dabei verletzt oder getötet werden. Infolge stark erhöhter Schwebstoffkonzentrationen kann es in angrenzenden und strömungsberuhigten Bereichen zu einer temporären Überdeckung der Gewässersohle und damit von Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten kommen, sowie infolge Verdriftung auch in entfernteren Bereichen (Fernfeld) zu einer Trübungserhöhung, mit entsprechender Reduzierung der Lichteindringtiefe. Die Fahrt und der Betrieb des Baggerschiffs kann zu Vergrämungen von Tieren oder potenziell auch zu Kollisionen mit Meeressäugern führen. Infolge des Einpumpens großer Wasservolumen mit Hilfe der Pumpen an Bord des WI-Baggerschiffs (Einsaugen) kann es zu Schädigungen von Fischen kommen. Die Stärke und Relevanz der Auswirkungen hängen im Wesentlichen von den örtlichen Gegebenheiten und den Unterhaltungsintensitäten ab, die sich in den betrachteten WI-Baggerbereichen von Stör, Wischhafener Süderelbe, Ruthenstrom, Schwinge, Wedeler Tonnenhafen, Außeneste und Glückstädter und Pagensander Nebenelbe z. T. deutlich unterscheiden. So weist der WI-Be-

reich der Wischhafener Süderelbe (Fährstrecke Wischhafen - Glückstadt) sowohl bei den Baggerstunden pro Jahr, der Dauer je WI-Einsatz, dem WI-Volumen, dem Wasserbedarf und den WI-Einsätzen pro Jahr die höchsten Werte auf. Die größte Fläche der WI-Baggerbereiche ist in der Pagensander Nebenelbe, die kleinsten WI-Flächen, Dauer und Volumen in der Schwinge und dem Wedeler Tonnenhafen zu verorten. Aber auch das mobilisierte Sohlsediment, die vorkommenden Tier- und Pflanzenarten, die Sauerstoffgehalte und naturschutzfachlichen Ziele sind nicht in allen Baggerbereichen gleich.

Fachliche Themen

Nur während und im direkten Bereich der WI-Baggerungen wird die Strömung beeinflusst, was sich aber nicht auf die **Hydrologie** der Tideelbe auswirkt. Auswirkungen auf den Salzgehalt und die Wasserstände sind nicht zu erwarten.

Da nur einzelne **Schadstoffe** um jeweils den 1,5-fachen Referenzwert in einigen WI-Bereichen überschritten werden, ist mit keinen messbaren Auswirkungen bezüglich der Sedimentqualität bei Durchführung der WI-Baggerungen zu rechnen. Die Baggergutsedimente in allen Bereichen sind als ökotoxikologisch unproblematisch belastet einzuordnen, toxische Wirkungen in Folge der WI-Baggerungen sind somit nicht zu erwarten.

Die WI-Baggerungen führen in einigen der vergleichsweise flachen Nebenelben und Nebenflüssen zu einem starken Absinken der **Sauerstoff**gehalte und in Abhängigkeit von den Hintergrundkonzentrationen zu entsprechend kritischen Situationen für die aquatischen Fauna. Je weiter stromauf die Nebenbereiche in der Tideelbe liegen, desto niedrigere Sauerstoffhintergrundwerte wurden in den Sommermonaten gemessen. D. h. Ruthenstrom, Glückstädter Nebenelbe, Stör, Pagensander Nebenelbe, Wischhafener Süderelbe zeigen nur einzelne für aquatische Lebewesen teilweise bereits kritische Sauerstoffhintergrundwerte von unter 6 mg/l auf, wohingegen in Schwinge, Wedeler Tonnenhafen und Außeneste regelmäßig Sauerstoffdefizite von häufig unter < 4 mg/l gemessen wurden. In diesen Bereichen ist insbesondere während der Sommermonate von einem weiteren Absinken der bereits schon kritischen Sauerstoffkonzentrationen auszugehen. Erst mit dem tidebedingten Einmischen von sauerstoffreicherem Wasser aus dem Hauptstrom verbessern sich diese kritischen Sauerstoffkonzentrationen, je nach Lage des WI-Baggerbereichs und der Jahreszeit schnell oder langsam, wieder. Aber selbst wenn wie im Fall von Stör und Ruthenstrom relativ hohe Sauerstoffhintergrundwerte vorliegen, kann die WI-Baggerung zu kritischen Sauerstoffsituationen führen, da hier sehr hohe Konzentrationen an reduzierten Verbindungen und zusätzlich bei der Stör ein geringer Wasseraustausch mit dem Hauptstrom vorliegen. In den Bereichen Glückstädter Nebenelbe, Pagensander Nebenelbe und Wischhafener Süderelbe unterhalb des Sperrwerks ist aufgrund der guten Anbindung und den guten Sauerstoffverhältnissen im Hauptstrom der Tideelbe von einer schnellen Erholung des Sauerstoffgehaltes nach WI-Einsätzen auszugehen. Oberhalb des Sperrwerkes der Wischhafener Süderelbe kann es in den Sommermonaten durch die WI-Baggerung zu deutlichen Unterschreitungen des 6-mg-O_2/L-Grenzwertes kommen, die sich durch den tidebeeinflussten Austausch mit sauerstoffreicherem Wasser aus dem Hauptstrom wieder erholen.

Es gibt bisher nur wenige Untersuchungen zu den Auswirkungen der WI-Baggerung auf das **Makrozoobenthos** und auch die Datenlage zu dem Makrozoobenthosvorkommen in den Randbereichen der Tideelbe ist sehr heterogen, daher können die Auswirkungen der WI-Baggerung nur grob abgeschätzt werden. Durch die WI-Baggerung kann das Makrozoobenthos über die Wirkpfade Wasserstrahl und Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen, Sauerstoffzehrung und Überdeckung lokal stark geschädigt werden, bis hin zur völligen Vernichtung. Aufgrund der hohen Reproduktions- und Wiederbesiedelungsfähigkeit der in den Baggerbereichen vorkommenden Makrozoobenthosarten sind Auswirkungen auf die Population jedoch nur kurz- bis mittelfristig zu erwarten. So weisen Bereiche mit vermehrten WI-Einsätzen (Wischhafener Süderelbe, Glückstädter und Pagensander Nebenelbe) eine Makrozoobenthosfauna

mit geringem Arteninventar und geringer Diversität auf Gattungs- bzw. Familienebene im Vergleich zu Bereichen mit wenigen WI-Einsätzen auf. Insbesondere in der Wischhafener Süderelbe wird durch die häufigen WI-Einsätze das Makrozoobenthos immer wieder gestört und kann keinen stabilen Zustand erreichen. In allen anderen Betrachtungsräumen wird das Makrozoobenthos zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt, jedoch sind die Beeinträchtigungen aufgrund der schnellen Wiederbesiedlung nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate). In weiter entfernten Bereichen (Fernfeld) sind Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zwar nicht gänzlich auszuschließen (Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen und ggf. Überdeckung), werden aber aufgrund der hohen Variabilität der Makrozoobenthosfauna in Abundanz und Artenzusammensetzung nicht nachweisbar sein, zudem wurden in keinem der WI-Bereiche besonders bzw. streng geschützte Arten nachgewiesen.

Fische können im Rahmen von WI-Baggerungen insbesondere durch die Wirkfaktoren Störung, Einsaugen von Fischeiern und -larven, Schwebstoffkonzentrationen in Kombination mit Sauerstoffzehrung und Veränderung des Nahrungsangebotes beeinträchtigt werden. Weitere Wirkfaktoren wie u. a. erhöhte Sedimentationsraten und Freisetzung von Schadstoffen sind hier nicht geeignet, sich negativ auf Individuen und Bestände auszuwirken. Nur die Wirkfaktoren Sauerstoffzehrung und Veränderung des Nahrungsangebotes können begrenzt auf den Zeitraum April bis Ende September, in dem Fische Nebenelben und Zuflüsse verstärkt zur Nahrungssuche nutzen und in dem - insbesondere von Juni bis Ende August - zeitgleich geringe Sauerstoffhintergrundwerte auftreten können, zu relevanten Auswirkungen führen Die anderen Wirkfaktoren führen voraussichtlich nur zu sehr geringen Auswirkungen. Daher sollten die WI-Baggerungen vorrangig in dem Zeitraum Oktober bis einschließlich März erfolgen (Pagensander Nebenelbe, Wischhafener Süderelbe - innen, Ruthenstrom, Außeneste). Innerhalb der Pagensander Nebenelbe können kleine, besonders unterhaltungsintensive Teilbereiche, z. B. vor dem Anleger Pagensand, ganzjährig unterhalten werden, ohne dass nennenswerte Beeinträchtigungen der Fische erwartet werden. Der kleine WI-Bereich in der Stör ist als Nahrungshabitat für Fische von unbedeutender Größe, so dass eine Beschränkung der WI-Aktivitäten auf den Zeitraum außerhalb sauerstoffkritischer Phasen, d. h. auf die Monate September bis Mai zum Fischschutz ausreicht. Ähnliches gilt für den Wedeler Tonnenhafen, in dem allerdings die Zeit möglicher WI-Aktivitäten bereits mit Beginn der Fintenrestriktion, d. h. ab ca. Mitte April enden sollte. Zudem ist dort zu beachten, dass auch im Zeitraum September bis Mitte April gelegentlich sehr geringe Sauerstoffhintergrundwerte möglich sind. Daher sollten die WI-Aktivitäten im Wedeler Tonnenhafen innerhalb dieses Zeitraums auf Tage mit Hintergrundwerten ≥ 4 mg O_2/l beschränkt werden, bei denen die Fische noch relativ problemlos/stressfrei den Hafen bei einsetzenden Baggerungen verlassen können. In der Schwinge sollten zusätzlich zur Einschränkung der WI-Aktivitäten auf den Zeitraum Oktober bis März auch keine Baggerungen zu den Hauptwanderzeiten des Flussneunauges zu/von Laichgebieten im stromauf gelegenen FFH-Gebiet Schwingetal durchgeführt werden. Es verbleiben dann die Monate Oktober und November. Keine Einschränkungen von WI-Zeiten werden für die Glückstädter Nebenelbe und den Außenbereich der Wischhafener Süderelbe ausgesprochen, da dort keine Unterschreitungen fischkritischer Sauerstoffwerte zu erwarten sind und auch nur vergleichsweise kleine Nahrungsflächen für Fische betroffen sind.

In der Tideelbe kommen regelmäßig die **Meeressäuger** Schweinswal (*Phocoena phocoena*) und Seehund (*Phoca vitulina*) sowie vereinzelt und sporadisch Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) vor. Wobei Schweinswale bisher in den flachen Nebenbereichen der Tideelbe nicht gesichtet wurden. Negative Auswirkungen auf die Meeressäuger durch die WI-Baggerungen können durch die Wirkfaktoren Kollision mit Baggerschiffen, Unterwasserschall, Nahrungsverfügbarkeit und Trübung sowie für die Robben Vergrämung von ihren Ruhe- und Liegeplätzen durch Annäherung der Baggerschiffe resultieren. Kollisionen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen mit Baggerschiffen sind nach derzeitigem Kenntnisstand sehr unwahrscheinlich, da diese Schiffe langsam und auf konstantem Kurs fahren, so dass die Tiere rechtzeitig ausweichen können. Auch dem, von den WI-Baggerschiffen während des Baggerns

emittierten Schall, der im Hörbereich der Meeressäuger liegt, weichen Seehunde, Kegelrobben und Schweinswale als mobile und agile Schwimmer voraussichtlich aus. Vergrämungen einzelner Individuen sind möglich, relevante negative Auswirkungen auf Meeressäuger jedoch unwahrscheinlich. Seehunde und Kegelrobben nutzen nach derzeitigem Kenntnisstand die Nebenflüsse und Nebenelben nicht zur Nahrungssuche, so dass ein negativer Einfluss aufgrund von reduzierter Nahrungsverfügbarkeit nicht gegeben ist. Die durch die WI-Baggerung verursachte erhöhte Trübung führt sehr wahrscheinlich zu keinen negativen Auswirkungen auf die Meeressäuger, da Seehunde und Kegelrobben sich unter Wasser vor allem mit Hilfe ihrer Vibrissen und Schweinswale mit Ultraschalllauten orientieren. Der Schiffsverkehr gilt als eine der häufigsten Störungsursachen für Robben auf ihren Liegeplätzen. In den WI-Baggerbereichen Wedeler Tonnenhafen, Schwinge, Ruthenstrom, Stör befinden sich jedoch keine Liegeplätze von Robben und bei den anderen WI-Baggerbereichen grenzen zwar Liegeplätze an, jedoch stehen in allen Bereichen genügend Ausweichflächen zur Verfügung und die Tiere haben sich wahrscheinlich an den Schiffsverkehr gewöhnt. Insgesamt sind also keine negativen Auswirkungen auf Robben durch Vergrämungen auf ihren Liegeplätzen zu erwarten.

Ein zeitweises Vorkommen des **Fischotters** im näheren Umfeld der WI-Baggerbereiche ist nicht auszuschließen. Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist jedoch davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter zeitlich und lokal reduzierter Fischdichte, keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

Das Gesamtgebiet der Tideelbe ist bedeutend für viele Brut**vögel** sowie für Gast- bzw. Rastvogelarten. Aquatische Bereiche und das Watt dienen zur Rast und zur Nahrungssuche, Außendeichsbereiche werden von zahlreichen Arten als Brut-, Nahrungs-, Mauser- und Ruheräume genutzt. Negative Auswirkungen auf Vögel können v. a. durch die Wirkfaktoren Vergrämungen durch WI-Baggerschiffe, Reduzierung der Nahrungsverfügbarkeit und Erhöhung der Schwebstoffgehalte verursacht werden. Aufgrund der relativ geringen Frequenz und Dauer der WI-Schiffseinsätze, der geringen Schiffsgeschwindigkeit, den relativ konstanten Routen, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und vor dem Hintergrund des übrigen Schiffsverkehrs ist nicht von relevanten Auswirkungen auf die Avifauna aufgrund von Vergrämungen durch den WI-Baggerschiffsverkehr zu rechnen. Eine Ausnahme stellt der Teilbereich „Mündung bis Durchstich“ der Wischhafener Süderelbe da, der v. a. zur Aufrechterhaltung des Fährbetriebs intensiv unterhalten wird. Hier ist in erhöhtem Maße mit Vergrämungen einzelner Individuen zu rechnen. Negative Auswirkungen auf Populationsebene sind jedoch auch hier nicht zu erwarten. Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen und der räumlich und zeitlich nur begrenzten Reduzierung von Fischen und Makrozoobenthos als Nahrungsorganismen durch die WI-Baggerarbeiten, ist ein relevanter negativer Einfluss auf die Avifauna nicht gegeben. Eine erhöhte Trübung führt unter Wasser zu reduzierter Sichtweite, was den Jagderfolg von optisch jagenden, fischfressenden Arten (z. B. Säger, Tauchenten, Möwen, Kormorane, Seeschwalben) potenziell beeinflussen kann. Grundsätzlich sind dort vorkommende Vögel an die natürlicherweise vorherrschende Variabilität der Trübung angepasst, wie sie z. B. täglich durch den Tidestrom oder in den Wintermonaten bei Sturmereignissen auftritt. Dennoch ist davon auszugehen, dass in den Zeiten mit durch die WI-Baggerung erzeugten deutlichen Trübungserhöhungen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule oder gründelnd suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Da Vögel sehr mobil sind, können sie jedoch aquatische Ausweichflächen und ggf. Nahrungsalternativen (z. B. terrestrische Nahrungsquellen) nutzen. Geringe negative Auswirkungen auf einzelne Individuen können nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, jedoch negative Auswirkungen auf Populationsniveau.

Die potenziellen Auswirkungen aus der WI-Baggerung in den Nebenbereichen der Tideelbe werden zum Thema **Vegetation** ausschließlich auf den Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) und seine typischen Begleitarten der „Ästuarien“ (LRT 1130) im Wuchsbereich unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie betrachtet. Pflanzengesellschaften, die in höheren Bereichen mit Bezug zur MThw-Linie siedeln bzw. deren Pflanzen mit ihren Assimilationsorganen über die MThw-Linie reichen, sind für die Auswirkungsprognose zur WI-Baggerung nicht relevant. Eine Auswirkungsprognose wird durch die Tatsache erschwert, dass die seit Jahrzehnten beobachtbaren Bestandsschwankungen des SWF auf vielfältige Faktoren zurückgeführt werden, u. a. die veränderte Hydrodynamik und -morphologie der Tideelbe, klimatische Parameter, menschlichen Einfluss, aber auch natürliche Schwankungen. Eine unabhängige Prognose für potenzielle Wirkungen und Effekte (alleinig) aus der WI-Baggerung kann somit nicht vorgenommen werden. Die WI-Baggerung und die damit verbundene Überlagerung von Wuchsbereichen mit durch Baggerung mobilisiertem Sediment kann zu einer negativen Beeinträchtigung von (auch potenziellen) SWF-Wuchsorten führen, insbesondere feinschlickiges Sediment ist hier negativ zu bewerten. Eine verminderte Photosyntheseleistung der Pflanzen durch potenziell erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in der Wassersäule wird als nicht wahrscheinlich erachtet, da die Erhöhungen nach dem WI-Einsatz nur temporär auftreten und zusätzlich die Pflanzen bei niedrigen Wasserständen auch weiter assimilieren können. In den WI-Baggerbereichen Glückstädter Nebenelbe, Wischhafener Süderelbe, Pagensander Nebenelbe, Ruthenstrom, Schwinge und Wedeler Tonnenhafen gibt es entweder keine rezenten Vorkommen oder keine (potenziellen) Standorte des Schierlings-Wasserfenchels. Die WI-Baggerungsraten in der Stör sind so gering und die potenziellen Standorte bzw. aktuellen Schierlings-Wasserfenchelvorkommen im Polder Hodorf so weit entfernt, dass negative Beeinträchtigungen als nicht wahrscheinlich erachtet werden. In den Uferbereichen entlang der Außeneste gab es in den vergangenen Jahren keine dauerhaften Populationen des Schierlings-Wasserfenchels. Negative Beeinträchtigungen der Standortqualität für die Art und ihre charakteristischen Begleitarten in potenziell geeigneten Bereichen durch die WI-Baggerung werden als nicht wahrscheinlich erachtet.

Naturschutzfachliche Aspekte

Durch die WI-Baggerungen können die Erhaltungsziele in den **FFH-Gebieten**

- DE-2018-331 Unterelbe
- DE-2323-392 Schleswig-Holsteinisches Elbästuar und angrenzende Flächen
- DE 2424-302 Mühlenberg Loch/Neßsand
- DE 2424-303 Rapfenschutzgebiet Hamburger Stromelbe
- DE-2322-301 Schwingetal

und in den EU-Vogelschutzgebieten

- DE-2121-401 Unterelbe
- DE-2323-401 Unterelbe bis Wedel
- DE 2424-401 Mühlenberg Loch/Neßsand

potenziell beeinträchtigt werden.

In allen FFH-Gebieten werden die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse nur kurz während und unmittelbar nach Durchführung der WI-Baggerung beeinträchtigt. Die beeinträchtigten Flächen liegen im unmittelbaren Bereich der Baggerung sowie in Bereichen, die im Nachgang der Baggerung kurzzeitig einer erhöhten Sedimentation unterliegen. Diese liegen stromab des Eingriffbereichs v. a. in tiefliegenden Bereichen wie z. B. dem Fahrwasser, Nebenrinnen und angrenzenden flacheren Bereichen, wie z. B. Wattflächen. Die Auswirkungen dieser kurzen Episode erhöhter Sedimentation werden durch die Morphodynamik im Zusammenspiel mit den Strömungsverhältnissen rasch wieder

überprägt. Infolge der WI-Baggerung kommt es auch zu erhöhten Schwebstoffgehalten und somit zu einer Verdriftung und Ablagerungen dieser feinkörnigen Sedimente. Jedoch sind die zu erwartenden Mächtigkeiten dieser Ablagerungen zu gering, um relevante Auswirkungen wie einen Substratwechsel auf betroffenen Flächen zu entfalten. Eine erhebliche Beeinträchtigung kann damit ausgeschlossen werden. Eine Veränderung der morphologischen, sedimentologischen oder hydrodynamischen Verhältnisse und damit eine erhebliche Beeinträchtigung der vorkommender FFH-Lebensraumtypen 1130 „Ästuarien und 1140 „Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt“ ist nicht zu erwarten.

Nur im äußeren Bereich der Wischhafener Süderelbe „Mündung und Durchstich“ bis zum Sperrwerk führt die intensive WI-Baggerung dazu, die morphologischen und sedimentologischen Verhältnisse sowie die Dynamik der morphologischen Strukturen fortlaufend zu beeinträchtigen. Da schon seit Jahren in der Wischhafener Süderelbe Baggerungen in hoher Intensität erfolgen, ist davon auszugehen, dass keine ästuartypischen Strukturen, also entsprechende Biotoptypen und Lebensraumtypen, vorkommen und somit erheblich beeinträchtigt werden könnten.

Es sind keine messbaren Auswirkungen bezüglich Schadstoffe oder toxische Wirkungen aus der WI-Baggerung und somit diesbezügliche Auswirkungen auf Erhaltungsziele der Natura-2000-Gebiete zu erwarten.

Um erhebliche Auswirkungen auf die Gewässergüte auszuschließen, sollten die oben zum Thema Sauerstoffgehalt für einige WI-Baggerbereiche dargestellten Beschränkungen der WI-Baggerungen auf die Wintermonate eingehalten werden.

Die aquatische Lebensgemeinschaft wird zwar im Bereich der WI-Baggerung beeinträchtigt werden, jedoch sind diese Beeinträchtigungen im Falle des MZB, aufgrund einer schnellen Wiederbesiedlung, nur von kurzer Dauer (wenige Wochen bis höchstens 2 Monate) und bei den Fischen entweder durch Ausweichmöglichkeiten oder einer ggf. erforderlichen Beschränkung der WI-Baggereinsätze auf Zeiträume mit hohen Hintergrundsauerstoffwerten bzw. im Fall der Schwinge auf Wintermonate ohne Flussneunaugenaufstieg nur sehr gering, so dass es wahrscheinlich zu keinen erheblichen Auswirkungen auf die Eignung als Laich-, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet der ästuartypischen Fischarten und damit auf die Fischpopulationen kommt.

Als mobile und agile Schwimmer können die Meeressäuger Schweinswal (*Phocoena phocoena*), Seehund (*Phoca vitulina*) und Kegelrobben (*Halichoerus grypus*), auch aufgrund ausreichend vorhandener Ausweichflächen, den von der WI-Baggerung ausgehenden Wirkungen ausweichen, so dass keine erheblichen Auswirkungen auf die Tiere zu erwarten sind.

Aufgrund des großen Revieres des Fischotters und der hohen Flexibilität in Bezug auf Beutetiere ist davon auszugehen, dass die Tiere nicht auf Nahrung aus den Nebenelben und Nebengewässern angewiesen sind, so dass auch bei durch die WI-Baggerung bedingter zeitlich begrenzter reduzierter Fischdichte keine negativen Auswirkungen durch die WI-Baggerung auf den Fischotter zu erwarten sind.

Es ist davon auszugehen, dass in den Zeiten mit durch die WI-Baggerung erzeugten deutlichen Trübungserhöhungen die betroffenen Flächen für Vögel, die ihre Nahrung in der Wassersäule oder gründelnd suchen, nicht mehr zur Nahrungssuche zur Verfügung stehen. Vor dem Hintergrund der hohen Mobilität der Vögel, dem Vorhandensein ausreichender Ausweichflächen, der relativ geringen Frequenz und Dauer der WI-Schiffseinsätze, der geringen Geschwindigkeit der Baggerschiffe und des übrigen Schiffs- und Bootsverkehrs sowie der räumlich und zeitlich nur begrenzten Reduzierung von Fischen und Makrozoobenthos als Nahrungsorganismen durch die WI-Baggerarbeiten, ist nicht von relevanten Auswirkungen auf die Avifauna durch den WI-Baggerschiffsverkehr auszugehen. Geringe negative Auswirkungen auf einzelne Individuen können nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden, negative Auswirkun-

gen auf Populationsniveau jedoch schon. Dieses gilt auch für den Teilbereich „Mündung bis Durchstich“ der Wischhafener Süderelbe, wo zur Aufrechterhaltung des Fährbetriebs intensiv unterhalten wird.

Aufgrund der Entfernung der potenziellen und aktuellen Standorte des Schierlings-Wasserfenchel-Vorkommen zu den WI-Baggerbereichen werden negative Beeinträchtigungen auf diese FFH-Anhang-II-Art als nicht wahrscheinlich und damit als nicht erheblich bewertet.

Bis auf die WI-Baggerbereiche Schwinge, Stör und Wedeler Tonnenhafen liegen die anderen WI-Baggerbereiche zumindest teilweise in **Naturschutzgebiet**en. Die jeweils zugehörigen Naturschutzgebietsverordnungen befreien jedoch die gesetzlichen Aufgaben des Bundes und damit die Unterhaltung der Bundeswasserstraßen durch die WSV von den Verboten, die in diesen Schutzgebieten gelten.

Von der WI-Baggerung in den Nebenbereichen können potenziell die **besonders** geschützten Arten Kegelrobbe, Aal, Fluss- und Meerneunauge, die in Kapitel 5.9 aufgeführten europäischen Vogelarten und die **streng geschützten Arten** Schweinswal, Nordseeschnäpel, Europäischer Stör und Fischotter betroffen sein. Von den bisher nachgewiesenen Makrozoobenthosarten zählen keine zu den besonders bzw. streng geschützten Arten. Maßgeblich ist die Betroffenheit 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 Nahrungs-, Fortpflanzungs- und Ruhestätten.

In allen WI-Bereichen können die geschützten Fische und Neunaugen lokal und zeitlich begrenzt durch erhöhte Trübung und Verringerung des Sauerstoffgehalts vergrämt bzw. bei Nahrungswanderungen und Wanderungen zu/von Fortpflanzungsgebieten behindert werden. Dies betrifft insbesondere die WI-Baggerflächen in Stör, die Wischhafener Süderelbe (binnen) oberhalb des Sperrwerks, Schwinge und Außeneste im Sommerhalbjahr, wenn an diesen Engstellen mit wenig Ausweichmöglichkeiten für Fische geringe Sauerstoffwerte die Mobilität/Wanderfähigkeit der Fische zusätzlich beeinträchtigen. In der Pagensander Nebenelbe sind relativ große Flächen betroffen, die im Sommer auch von geschützten Fischarten wie dem Aal zur Nahrungssuche genutzt werden. Eine Beschränkung der WI-Aktivitäten, wie oben unter **Fachliche Themen, Fische** beschrieben, minimiert die Beeinträchtigungen auch für die besonders und streng geschützten Fischarten soweit, dass keine relevanten Auswirkungen zu erwarten sind.

Der Fischotter könnte zwar durch das Baggerschiff und erhöhte Trübung lokal und zeitlich begrenzt vergrämt werden, jedoch ist das Jagdgebiet und Nahrungsspektrum des Fischotters so groß, dass eine erhebliche Störung und eine Verschlechterung der lokalen Population nicht zu erwarten sind. Zudem bieten die hier betrachteten Nebenbereiche nur wenig geeignete Lebensraumstrukturen für den Fischotter.

Auch für die Vögel sind keine relevanten Störungen oder Individuenverluste zu befürchten. Die Vögel haben sich an den Schiffsverkehr gewöhnt, das WI-Baggerschiff fährt zudem selten, relativ langsam und nur lokal auf kleinen Flächen. Es kommt zu keiner Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Vögel.

Entweder es sind keine rezenten Vorkommen des Schierlings-Wasserfenchels und seiner typischen Begleitvegetation bekannt oder die Entfernung zu potenziellen und aktuellen Standorten des Schierlings-Wasserfenchel-Vorkommens sowie seiner typischen Begleitvegetation ist so groß, dass negative Beeinträchtigungen der WI-Baggerung als nicht wahrscheinlich erachtet werden.

Die Nebenbereiche sind keine Fortpflanzungs- und Ruhestätte für Kegelrobbe und Schweinswal, sie kommen wenn als Irrgäste vor. Doch selbst wenn sie dieses tun sollten, ist davon auszugehen, dass sie das WI-Baggergerät frühzeitig wahrnehmen und als mobile und agile Schwimmer in die Tideelbe aus-

weichen und es nicht zu Verletzungen oder gar Tötungen der Tiere kommt. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind durch den Unterwasserschall der Baggerschiffe Vergrämungen einzelner Individuen möglich, relevante negative Auswirkungen auf Meeressäuger sind jedoch unwahrscheinlich.

Vorbehaltlich der oben genannten Einschränkung der WI-Baggerung in einigen WI-Bereichen, ist nicht von einer Verletzung der Zugriffsverbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG für die vorkommenden besonders bzw. streng geschützten Arten auszugehen.

Bis auf in der Schwinge, können in den Wirkbereichen der anderen WI-Baggergebiete nach § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes **gesetzlich geschützten Biotope** (Salzwiesen und Wattflächen im Küstenbereich, sublitorale Sandbänke, natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche, Röhrichte und Großseggenrieder) potenziell vorkommen. Biotope, die zusätzlich nach Landesgesetzen (§ 24 Abs. 2 Niedersächsisches Ausführungsgesetz zum Bundesnaturschutzgesetz, § 21 LNatSchG und § 14 HmbBNatSchAG) geschützt sind, kommen nicht vor. Da jedoch die Wirkungen aus der WI-Baggerung an den Ufern nur bis zur MThW-Linie reichen, sind Vegetationsbereiche oberhalb davon, wie Röhrichte und Großseggenrieder, nicht von diesen Wirkungen betroffen. An der WI-Baggerung wird sich nichts Grundsätzliches ändern und es bestehen keine sich sukzessiv verstärkenden Wirkungen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass vorhandene wertvolle/geschützte Biotope trotz der WI-Baggerung bestehen bleiben und auch zukünftig nicht durch die lokalen und temporären Auswirkungen der WI-Baggerungen zerstört oder erheblich beeinträchtigt werden.

Fazit

Aufgrund der potenziell mit der WI-Baggerung verbundenen Auswirkungen, insbesondere der temporären und lokalen Reduzierung der Sauerstoffgehalte auf fischkritische Werte und der Veränderung des Nahrungsangebotes für die Fische, sollte in den Nebenbereichen der Tideelbe nur in den oben sowie in Tabelle 7-1 empfohlenen Zeiten WI-Baggerungen durchgeführt werden.

Die für einen Teil der WI-Bereiche vorgeschlagene zeitliche Begrenzung der WI-Baggerungen ist auch erforderlich, um erhebliche Beeinträchtigungen von Erhaltungszielen der Natura-2000-Gebiete auszuschließen und Verbotstatbestände des besonderen Artenschutzes nicht zu verletzten.

In der Tabelle 7-1 ist für alle betrachteten Aspekte das jeweils wesentliche Ergebnis in Kurzform dargestellt.

Tabelle 7-1: Ergebnisübersicht aller WI-Baggerbereiche und Fachthemen im Nahbereich

WI-Bereich	Stör	Glückstädter Nebenelbe	Pagensander Nebenelbe (ohne Mündung Pinnau/Krückau)	Wischhafener Süderelbe - Innen	Wischhafener Süderelbe - Außen	Ruthenstrom	Schwinge	Wedeler Tonnenhafen	Außeneste
Hydrologie	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen
Morphologische Störung Anzahl Kampagnen * Ebbtiden = Tage pro Jahr mit Störung	1 * 2 = 2	3 * 13 = 39	4 * 8 = 32	2 * 8 = 16	16 * 10 = 160	3 * 15 = 15	1 * 9 = 9 (alle 2 Jahre)	2 * 2 = 4	2 * 9 = 18
baggerungsbedingte Schwebstofferhöhung (absolut und relativ gegenüber Hintergrund Sommer)	14 g/l 125 bis 400-fache	0,5 g/l 4 bis 8-fache	0,7 g/l 5 bis 12-fache	8 g/l 16 bis 90-fache	8 g/l 16 bis 90-fache	13 g/l 15 bis 190-fache	16 g/l 120 bis 365-fache	160 g/l 350 bis 1.100-fache	14 g/l 20 bis 140-fache
Wasserbeschaffenheit (Sauerstoffgehalt)	relevante Verschlechterung im Zeitraum 1. Juni bis 30. August nicht auszuschließen	zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen	zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen	relevante Verschlechterung im Zeitraum 01. Juni bis 30. August nicht auszuschließen	zeitlich / räumlich begrenzte Auswirkungen	relevante Verschlechterung im Zeitraum 01. Juni bis 30. August nicht auszuschließen	relevante Verschlechterung im Zeitraum 01. Mai bis 30. September nicht auszuschließen	relevante Verschlechterung im Zeitraum 1. Mai bis 30. September nicht auszuschließen	relevante Verschlechterung im Zeitraum 01. Mai bis 30. September nicht auszuschließen
Sedimentqualität	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen		keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen	keine Auswirkungen
Makrozoobenthos	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	mittlere Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich		geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich
Fische	geringe Auswirkungen, wenn WI-Baggerungen nur von 1. September bis 31.Mai	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, ganzjährig wenn WI-Baggerungen nur in kleinen Teil-bereichen und ansonsten von 1. Oktober bis 31. März	geringe Auswirkungen, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 31. März	geringe Auswirkungen, keine Einschränkungen erforderlich	geringe Auswirkungen, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 31. März	geringe Auswirkungen, wenn. WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 30. November	geringe Auswirkungen, wenn WI-Baggerungen nur von 1. September bis Mitte April bei ≥ 4 mg O_2/l	geringe Auswirkungen, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 31. März
Meeressäuger	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen		keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen
Avifauna	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen		keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen
Fischotter	keine negativen Auswirkungen	keine negativen Auswirkungen	keine negativen Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen		keine negativen Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine negativen Auswirkungen	keine negativen Auswirkungen
Vegetation/SWF	keine negativen Auswirkungen aus SWF, Auswirkungen Standort unwahrscheinlich	keine (potenziellen) Standorte	keine (potenziellen) Standorte	keine Auswirkungen auf SWF, Auswirkungen Standort unwahrscheinlich		keine (potenziellen) Standorte	keine (potenziellen) Standorte	keine (potenziellen) Standorte	keine negativen Auswirkungen auf SWF, Auswirkungen Standort unwahrscheinlich
NSG	kein NSG	Unterhaltung von NSG Verboten ausgenommen	Unterhaltung von NSG Verboten ausgenommen	Unterhaltung von NSG Verboten ausgenommen		Unterhaltung von NSG Verboten ausgenommen	kein NSG	kein NSG	Unterhaltung von NSG Verboten ausgenom-men. Keine Veränderung des Wasserhaushalts
Natura 2000	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen nur von 1. September bis 31. Mai	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen von 1. Okt. bis 31. März oder ganzjährig nur in kleinen Teilbereichen	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 31. März	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 30. November	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen nur von 1. September bis Mitte April bei ≥ 4 mg O_2/l	erhebliche Auswirkungen nicht zu erwarten, wenn WI-Baggerungen nur von 1. Oktober bis 31. März
Artenschutz	keine relevanten Auswirkungen, wenn WI-Baggerung nur von 1. September bis 31. Mai	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Aus-wirkungen, wenn WI-Baggerungen von 1. Okt. bis 31. März oder ganzjährig nur in kleinen Teilbereichen	keine relevanten Auswirkungen, wenn WI-Baggerung nur von 1. Oktober bis 31. März	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen, wenn WI-Baggerung nur von 1. Oktober bis 30. November	keine relevanten Auswirkungen	keine relevanten Auswirkungen, wenn WI-Baggerung nur von 1. Oktober bis 31. März
geschützte Biotope	keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung	keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung	keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung	keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung		keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung	kein Vorkommen geschützter Biotope	kein Vorkommen geschützter Biotope	keine Zerstörung oder erhebliche Beeinträchtigung

8 Untersuchungsempfehlungen

Da für die Erstellung der vorliegenden Auswirkungsprognose keine eigenen Daten erhoben, sondern nur vorliegende Informationen und Daten genutzt wurden, bestehen bei den getroffenen Aussagen unterschiedlich große Unsicherheiten. Sollten künftige und bessere Abschätzungen von Auswirkungen von WI-Baggerungen gewünscht bzw. erforderlich sein, stellen die im Folgenden dargestellten Untersuchungen eine erste gute Basis dafür da.

Wasserbeschaffenheit/Sauerstoff: Da nur wenige Messungen (n = 3, 2011 - 2019) von reduzierten Verbindungen (hier: Ammonium-Stickstoff) und organischem Material (TOC) im Sediment des WI-Bereiches der Stör vorhanden sind, ist eine Abschätzung der Auswirkungen bei WI-Einsätzen nur bedingt aussagekräftig.

Verbringbegleitende Messungen während WI-Einsätzen an der Schwinge (BfG-2010, 2020) haben gezeigt, dass der Sauerstoffgehalt in der Wassersäule stark reduziert wurde (minimale Sauerstoffgehalte < 2 mg/L). Nach Beendigung des WI-Einsatzes dauerte es 2 - 3 Tidezyklen, bis das Niveau von vor dem Einsatz (8 mg/L) wieder erreicht war. Begleitet wurden die WI-Einsätze in zwei Jahren (2017/2019) mit unterschiedlicher WI-Einsatzdauer und unterschiedlichen Mengen an bewegtem WI-Volumen. Dabei zeigte sich, dass eine längere Dauer des WI-Einsatzes zu einer länger andauernden Unterschreitungsdauer des Sauerstoffgehaltes führte. An der näher am Hauptstrom gelegenen Messstation (Schwinge-km 4) war der Sauerstoffgehalt dabei weniger stark beeinflusst als an der stromauf gelegenen Messstation (Schwinge-km 2,5). Durch eine vergleichbare Struktur der beiden Elbezuflüsse (Stör und Schwinge) lassen sich daraus Analogieschlüsse ziehen und somit ähnliche bis stärkere Folgen des WI-Einsatzes in der Stör ableiten. Um WI-bedingte langfristige Auswirkungen auf die Gewässergüte, speziell den Sauerstoffgehalt, in der Stör auszuschließen, ist eine verbesserte Datenlage hinsichtlich der stofflichen Beschaffenheit des zu bewegenden Sedimentes notwendig. Messungen des Ammoniumgehalts im Sediment des WI-Bereiches sollten durch zeitnahe Messungen nach der Probennahme von möglichst ungestörten Sedimentproben erfasst werden. Darüber hinaus sollte eine verbringbegleitende Messung, ähnlich den Untersuchungen an der Schwinge (BfG 2010), den Umfang der Beeinträchtigung der Gewässergüte während der WI-Einsätze in der Stör aufklären.

Sedimentqualität/Schadstoffe: Es ist zu empfehlen, die von WI-Baggerungen betroffenen Bereiche in einem fünfjährlichen Turnus zu untersuchen, wie auch in der GÜBAK gefordert wird, damit die Belastungen nach fünf Jahren erneut überprüft werden.

Makrozoobenthos: Für die relevanten Bereiche der Nebenflüsse und auch teilweise für die Nebenelben liegen nur wenige Makrozoobenthos-Daten (Ist-Zustand) vor, die mit unterschiedlichen, teilweise schwer vergleichbaren Methoden, an wenig repräsentativen Standorten und in unterschiedlichen Zeiträumen erhoben wurden. Darüber hinaus fehlen gezielte Untersuchungen zu den Auswirkungen von WI-Baggerungen auf MZB-Organismen über längere Zeiträume (mehrere Beprobungen an mehreren Standorten inkl. Referenzflächen vor und nach der WI-Baggerung über die Dauer von mindestens sechs Monaten). So sollten gezielte Untersuchungen während WI-Baggerungen und ein regelmäßiges Monitoring in den WI-Wirkbereichen durchgeführt werden.

Zu den Themen Fische, Avifauna, Fischotter, Meeressäuger und Vegetation sind nach jetzigem Stand keine Untersuchungen erforderlich.

9 Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
D50	Korndurchmesser bei 50% Massenanteil, entnommen aus der Korngrößenverteilung einer Probe
EU	Europäische Union
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
GDWS	Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt
GNE	Glückstädter Nebenelbe
IBP	Integrierter Bewirtschaftungsplan
LRT	Lebensraumtyp
MThW	Arithmetischer Mittelwert der Tidehochwasser in einer Zeitspanne
Natura 2000	EU-weites Schutzgebietsnetzwerk von Vogelschutzgebieten und FFH-Gebieten
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NSG	Naturschutzgebiet
PFB	Planfeststellungsbeschluss (hier: PFB zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe)
SSC	Schwebstoffkonzentration
SWF	Schierlings-Wasserfenchel
Tnw	Tidehochwasser
Thw	Tideniedrigwasser
PNE	Pagensander Nebenelbe
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WI	Wasserinjektion
WSA	Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt
WSE	Wischhafener Süderelbe (z. T. auch WiSü)
WSV	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes

10 Literaturverzeichnis

Achilles, L., Umland, J. (2013): Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. Allwördener Außendeich - Mitte/ - Süd. Kompensationsflächen Avifauna-Untersuchung 2012. Ist-Zustands´-Erfassung. KÜFOG, Loxstedt-Ueterlande, 94 S.

AFS (2022): Aktion Fischotterschutz e.V. https://www.otterspotter.de [Zugriff am 10.05.2022])

AG-WI (2002): Integration von Wasserinjektionsbaggerungen (WI) in die Fahrwasserunterhaltungskonzepte der WSV im Küstenbereich, Ergebnisbericht der Arbeitsgruppe.

AKH (2022): Artenkataster Hamburg. https://www.hamburg.de/ausgabetool/ [Zugriff am 08.04.2022])

Anderwald, P.; Brandecker, A.; Coleman, M.; Collins, C.; Denniston, H.; Haberlin, M.; O'Donovan, M.; Pinfield, R.; Visser, F. & Walshe, L. (2013): Displacement responses of a mysticete, an adontocete, and a phacid seal to construction-related vessel traffic. Endangered Species Research 21. S. 231 - 240.

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.

Appleby, J. A. & Scarrat, D. J. (1989): Physical effects of suspended solids on marine and estuarine fish and shellfish with special reference to ocean dumping: A Literature Review., Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1681, 33 S.

Arbeitsgruppe Elbästuar (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar. Hamburg: Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg.

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.

Baas, J. H.; Davies, A. G. & Malarkey, J. (2013): Bedform development in mixed sand-mud: The contrasting role of cohesive forces in flow and bed. Geomorphology, 182, S. 19 - 32.

Backhaus, J. O. (2015): Latent resonance in tidal rivers, with applications to River Elbe. Journal of Marine Systems, 151, S. 71 - 78.

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.

BAW (2018): Kalibrierung von Trübungsmessungen für Aussagen zur Schwebstoffkonzentration in den Ästuaren Weser und Elbe, B3955.02.04.70227, Internes FuE Vorhaben „NaMo II"

BAW (2020): Auswirkung der Schaffung von Flutraum im Bereich der Tideelbe - Wasserbauliche Systemstudien der vom Forum Tideelbe konzipierten Maßnahmen, BAW-Gutachten B3955030610005

Becker, A.; Holland, M.; Smith, J. A. & Suthers, I.M. (2016): Fisch movement through an estuary mouth is related to tidal flow. Estuaries and Coasts 39, S. 1199 - 1207

Below, H. & Bracht, H. (2009): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. Entwicklung der Populationen in Niedersachsen. Endbericht 2009. Hamburg.

Below, H. & Bracht, H (2021): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie - Entwicklung der Populationen in Niedersachsen – Endbericht 2021. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Hannover-Hildesheim Aufgabenbereich Tier- und Pflanzenartenschutz.

Bergemann, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 39, S. 134 - 237.

Bezirksregierung Lüneburg (1999): Betriebsordnung für das Sturmflutsperrwerk Ruthenstrom

BfG (2002): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe. Ökologische Potenzialanalyse. Teil 2 - Konkretisierung von Maßnahmen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1388)

BfG (2010): Umweltauswirkungen von Wasserinjektionsbaggerungen, WSV-Workshop, 21. - 22.06.2010, Bremerhaven

BfG (2011): Gutachten: Messung und Begutachtung von hydroakustischen Schallimmissionen verursacht durch WI-Unterhaltungsbaggerungen und deren Auswirkungen auf das Schutzgut Tiere - Finten und Neunaugen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 16 S.

BfG (2014a): Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Zusammenfassung. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1763)

BfG (2014b): Untersuchungen und qualitative Bewertung von Baggergut aus Nebenelben (bei Elbe-km 658 - 680) und Nebenflüssen der Elbe, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1831)

BfG (2015): Auswirkungsprognose für die Unterbringung von sandigem Baggergut in der Unterelbe (Amtsbereich WSA Hamburg), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1871)

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

BfG (2019a): Untersuchung des WI-Einsatzes im Tidebereich der Schwinge, Zwischenbericht im Auftrag des WSA Hamburg, Stand 28.09.2019, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1973)

BfG (2019b): Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung bei Neßsand unter geänderten Randbedingungen, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-1971)

BfG (2020a): Untersuchung des WI-Einsatzes im Tidebereich der Schwinge, Abschlussbericht im Auftrag des WSA Hamburg, Stand 30.03.2020, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

BfG (2020b): Untersuchungen und qualitative Bewertung von Baggergut aus Nebenelben (bei Elbe-km 658 - 680) und Nebenflüssen der Elbe, Aktualisierung BfG 1831 (BfG-2028), Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

BfG (2021): Auswirkungsprognose für die Verbringung von Baggergut im Verbringstellenbereich VSB 730/740 in der Außenelbe, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG-2063)

BfG (2024): BfG-Merkblatt „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“ - Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

BFH - Büro für Fischerei- und Hydrobiologie (2010): Anpassung Einfahrt Vorhafen und Restverfüllung Kohlenschiffhafen. Fachbeitrag zur Umweltverträglichkeitsstudie: Aquatische Tiere und Pflanzen. Gutachten im Auftrag der BWS GmbH, 54 S.

BioConsult (1997): Zum Vorkommen von Fischlarven im Wischhafener Fahrwasser und der Hahnhöher Nebenelbe im April 1997. Gutachten im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, 18 S.

BioConsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Gutachten im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, 95 S.

BioConsult (2009): Fischfauna des Elbeästuars. Vergleichende Darstellung von Bewertungsergebnissen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in den verschiedenen Gewässertypen des Elbeästuars. Gutachten im Auftrag des Sonderaufgabenbereichs Tideelbe, 71 S.

Bioconsult (2017): Untersuchung der bodenlebenden Wirbellosenfauna in der Tideelbe im Bereich der Verbringstelle bei Neßsand - Ergebnisse Untersuchungskampagnen Oktober 2016 und April 2017, Hamburg.

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.

BioConsult (2020): Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar. Teil 2: Mögliche Einflussfaktoren. Gutachten im Auftrag der Stiftung Lebensraum Elbe, 103 S.

BioConsult (2021): Zeitliche und räumliche Verteilung von Fintenlaichprodukten in der Tideelbe. Monitoringzeitraum 2018 - 2020. Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes (WSA) Elbe-Nordsee, 138 S.

Blaxter, H. J. S. & ten Hallers-Tjabbes, C. C. (1992): The effect of pollutants on sensory systems and behaviour of aquatic animals, Netherlands Journal of Aquatic Ecology 26 (1), S. 43 - 58

Bock, M. J. & Miller, D. C. (1995): Storm effects on particulate food resources on an intertidal sandflat. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 187: S. 81 - 101

Bonsdorff, E. (1980): Macrozoobenthic recolonization of a dredged brackish water bay in SW Finland. Ophelia. 1. S. 145 - 155

Borst, W. G.; Pennekamp, J. G. S.; Goossens, H.; Mullié, A.; Verpalen, P.; Arts, T.; van Deumel, P. F. & Rokosch, W. D. (1994): Monitoring of water injection dredging, dredging polluted sediment, S. 896 - 905. In: McNair, E. C. (Hrsg.), Dredging ´94, Proceedings of the second international conference on dredging and dredged material placement. Vol. 2. ASCE, New York.

Bos, A. R. (1999): Tidal transport of flounder larvae (*Pleuronectes flesus*) in the Elbe River, Germany. Arch. Fish. Mar. Res. 47 (1), 47-60

BMVI (2015): Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen. Bonn.

BMU (2013): Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept). 33 S.

BMVBS (2010): Rahmenkonzept Unterhaltung verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen

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. & Klöpper, S. (2015): Grey Seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland in 2014 - 2015, 3 S.

Brett, S. E. & Wassenaar, A. (1990): Relationship between suspended particulate matter concentration and gill and palp sizes in *Mytilus edulis*, Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Notitie GWAO 90.12017.

Bricelj, V. M. & Malouf, R. E. (1984): Influence of algal and suspended sediment concentrations on the feeding physiology of the hard clam *Mercenaria mercenaria*. Mar. Biol. 84, S. 155 - 165.

Burns, J. J. (2009): Harbor Seal and Spotted Seal, S. 533 - 542. In: Perrin, W. F.; Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (Hrsg.): Encyclopedia of marine mammals, 2nd ed.

BVerwG (2017): Urteil BVerwG 7 A 2.15(7A14.12)

Chiba, K & Oshima, Y. (1957): Effects of suspended particles on the pumping of marine bivalves, especially the Japanese neck-clam. Bull. Jap. Soc. scient. Fish., Vol. 23 (1957), S. 348 - 353

Clausen, K. T.; Wahlberg, M.; Beedholm, K.; Deruiter, S. & Madsen, P. T. (2010): Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena*. Bioacoustics 20, S. 1 - 28.

Collinson, R. I. & Rees, C. P. (1978): Mussel mortality in the Gulf of La Spezia, Italy. Marine Pollution Bulletin 9, S. 99 - 101.

Copp, G. H. (1997): Importance of marinas and off-channel water bodies as refuges for young fishes in a regulated lowland river. Regulated Rivers: Research and Management 13, S. 303 - 307.

Cranford, P. J. & Gordon Jr., D. C. (1992): The influence of diluted clay suspensions on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) feeding activity and tissue growth. Neth. J. Sea Res. 30: S. 107 - 120.

Dammschneider, H.-J. (1991): Hydrographie des Wedeler Jachthafens - Begleitende Untersuchungen während des Einsatzes einer hydrodynamischen Egge im März 1991. Gutachten der Fa. Hydro Consult, Hamburg. 42 S.

Dehnhardt, G. (2001): Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). Science 293, S. 102 - 104.

Desprez, M. & Duhamel, S. (1993): Comparison of Impact of Gravel Extraction on Geomorphology, Sediment and Macrofauna in Two Areas: Klaverbank (NL) and Dieppe (F) ICES CM 1993/E: 7. 17 S.

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.

Diederichs, A.; Brandt, M. J. & Nehls, G. (2010): Does sand extraction near Sylt affect harbour porpoises? Wadden Sea Ecosystem Report 26 - Impacts of human activities, S. 199 - 203.

Donner, M. (2014): Zur Langzeitsimulation der morphodynamischen Entwicklung tidebeeinflusster Marschgewässer, Hamburger Wasserbauschriften, Heft Nr. 16, 2014

Donner, M.; Stoschek, O.; Ohle, N. & Kräßig, S. (2017): „Hydromorphologische Untersuchung zur Wirkung von Wasserinjektionsverfahren - Modellgütenachweis im Hansahafen und in der Außeneste“, HTG 2017

DHI WASY (2016): Hydromorphologische Untersuchung zur Wirkung von Wasserinjektions-Verfahren Endbericht: Modellgütenachweis für das WI-Verfahren im Hansahafen und in der Außeneste.

DHI WASY (2021): Hydromorphologische Untersuchung im Bereich der Estemündung - Analyse der Bestandssituation, im Auftrag der HPA.

Eichweber, G. & Lange, D. (1996): Über die Bedeutung der Reflexion von Obertiden für die Unterhaltungsaufwendungen in der Tideelbe. Die Küste, 58, S. 179 - 198.

Eick, D. & Thiel, R. (2014): Fish assemblage patterns in the Elbe estuary: guild composition, spatial and temporal structure, and influence of environmental factors. Marine Biodiversity 44, S. 559 - 580.

Entelmann, I. (2010): WI-Einsatz im Kontext des Strombau- und Sedimentmanagementkonzepts Tideelbe, WSA Hamburg

Entelmann, I. (2018): Gesamtüberblick Nebenelben aus WSV-Sicht, Diskussionsbeitrag WSA Hamburg zur 1. Sitzung der AG Nebenelben (25.09.2018) im Forum Tideelbe, WSA Hamburg

Erbe, C.; Dunlop, R. & Dolman, S. (2018): Effects of Noise on Marine Mammals, S. 277 - 309. In: Slabbekoorn, H.; Dooling, R. J.; Popper, A. N. & Fay, R. R. (Hrsg.): Effects of Anthropogenic Noise on Animals.

Essink, K. (1993): Ökologische Folgen von Baggern und Verklappen von Baggergut im Ems-Dollart-Ästuar und im Wattenmeer. Schlussbericht des Projektes BAGHWAD*3, Bericht DGW-93.020, 57 S.

Essink K. (1999): Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conservation 5, S. 69 - 80.

Essink, K.; Tydeman, P.; de Koning, F. & Kleef, H. L. (1989): On the adaptation of the mussel *Mytilus edulis* (L.) to different suspended matter concentrations. In: Klekowski, R. Z.; Styczynska, E. & Falkowski, L. (Hrsg.): Proc. 21st Europ. Mar. Biol. Symp., Gdansk Sept. 1986, Polish Acad. Sci., S. 41 - 51.

Estourgie, A. L. P. (1988): Theory and practice of water injection dredging. Terra et Aqua 38: S. 21 - 28.

European Marine Board (2021): Addressing underwater noise in Europe. Current state of knowledge and future priorities. Future Science Brief 7, 56 S.

Faude, U.; Heuner, M.; Bauer, E.-M.; Kleinschmit, B.; Schiewe, J.; Schröder, U. & Schmidtlein, S. (2011): Detektion von Störstellen und Neophyten im Ästuarvorland der Elbe mittels neuartiger Fernerkundungsdaten und -verfahren. In: Traub, K. P.; Kohlhus, J. & Lüllwitz, T. (Hrsg): Geoinformationen für die Küstenzone, Beiträge des 3. Hamburger Symposiums zur Küstenzone, 8. Strategie-Workshop zur Nutzung der Fernerkundung im Bereich der BfG/WSV, HCU Hamburg, 06. - 08.10.2010, S. 213 - 224.

Fofonoff, P. & Millard Jr, R. C. (1983): Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Unesco Technical Papers in Marine Science, 44, 53 S.

FGG Elbe - Flussgebietsgemeinschaft Elbe (2019): Elbebericht, Entwicklung des ökologischen und chemischen Zustands der Elbe 2013 - 2015, Schwerpunktthema Fische und Neunaugen, 99 S.

FGG Elbe (2021): Schnellberichte zur Probennahme, Längsprofil der Tideelbe, Bericht Nr. 1 bis 6/2021, Link: https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/gewaesserguete.html

FGG Elbe (2022): Schnellberichte zur Probennahme, Längsprofil der Tideelbe, Bericht Nr. 1 bis 6/2022, Link: https://www.fgg-elbe.de/elbe-datenportal/gewaesserguete.html

FGG Elbe (2023): Schnellbericht zur Probennahme vom 13.02.2023, Längsprofil der Tideelbe, Bericht Nr. 1/2023

Garve, E. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung vom 01.03.2004. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24 (1), Hannover, S.1 - 76.

Gaumert, T.; Löffler, J. & Bergemann, M. (2002): Stör - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander im Marschbereich dieses Elbenebenflusses - . Bericht der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 66 S.

GDWS Nord (2012): Planfeststellungsbeschluss für die Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. WSD Nord, Planfeststellungsbehörde, Kiel 2012. Link: https://www.portaltideelbe.de/Projekte/FRA20XX/Beschluesse/index.html

GDSW Nord (2016): Vorläufiges Fachkonzept Unterhaltungsbaggerung für das Revier Tideelbe, Stand 27.06.2016, zusammen mit Aktenvermerk „Einführung des Fachkonzeptes Unterhaltungsbaggerung für das Revier Tideelbe, Verfügung vom 03.11.2014, Az. wv., Beitrag der WSÄ Cuxhaven und Hamburg vom 16.02.2016“ Az 3100M2-231.2-Bag/10013.14 vom 08.06.2016.

Gérard, M. (2013): Strömungs- und Durchflussmessungen im Bereich der Tideelbe seit Anfang der 1960er Jahre. Ergebnisse aus Untersuchungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung im Bereich Elbe-km 638,9 und 689,1. Masterarbeit, Ostfalia Hochschule für angewandte Wissenschaften, Wolfenbüttel.

Gerkens, M. & Thiel, R. (2001): Habitat use of age-0 twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède, 1803) in the tidal freshwater region of the Elbe river, Germany. Bull. Fr. Pêche Piscic. 362/363, S. 773 - 784.

Geßner, J.; Tautenhahn, M.; von Nordheim, H. & Borchers, T.(2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), 84 S.

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.

Gillett, D. J.; Holland, A. F. & Sanger, D. M. (2007): On the Ecology of Oligochaetes: Monthly Variation of Community Composition and Environmental Characteristics in Two South Carolina Tidal Creeks. Estuaries and Coasts (30, 2), S. 238 - 252.

Gosselck, F., Bönsch, R. & Prena, J. (1996): Untersuchungen am Makrozoobenthos von Klappstellen im Weserästuar, Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-Mitteilungen 11, Koblenz, S. 45 - 52.

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.

Haack, A. & Kurz, H. (2015): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe. Zweites Planergänzungsverfahren. Erfassung ausgewählter Bodenbrüter und bodennah brütender Vogelarten im Deichvorland der Tideelbe. Los 3: Elbinseln Pagensand, Schwarztonnensand sowie Bishorster Sand/Auberg/Drommel. VSÖ-Arbeitsgemeinschaft Andreas Haack & Dr. Holger Kurz. Büro für Biologische Bestandsaufnahmen & büro für ökologisch-faunistische planung (böp), Hamburg, Seester, 27 S.

Haesloop, U. (2004): Fischereibiologische Untersuchungen im Rahmen der HABAK/B Elbe. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 57 S. + Anhang

Hall, S. J. (1994): Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments Oceanography and Marine Biology 32, 179 - 239.

Hall, A. & Thompson, D. (2009): Gray Seal, S. 500 - 503. In: Perrin, W. F.; Würsig, B. & Thewissen, J. G. M. (Hrsg.): Encyclopedia of marine mammals, 2nd ed.

Hanggi, E. B. & Schusterman, R. J. (1994): Underwater acoustic displays and individual variation in male harbour seals, *Phoca vitulina*. Animal Behaviour 48, S. 1275 - 1283.

Hartwig, F. (2016): Das Schwingungsverhalten der Tideelbe hinsichtlich Resonanz. Die Küste, 84, S. 193 - 212.

Hatz, M.; Busch, N.; Belz, J.-U. & Larina-Pooth, M. (2018): Homogenisierung der HQ-Reihen (1890 - 2013) für deutsche Elbepegel hinsichtlich der Wirkung von tschechischen und thüringischen Talsperren (BfG- 1938),Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

Hein, H.; Hein, B.; Mai, S. & Barjenbruch, U. (2014): The Residence Time in the Elbe River Focussing on the Estuary. In: ICHE 2014 - 11th International Conference on Hydroscience & Engineering, Hamburg, Germany, S. 837 - 844.

Hein, H.; Mai, S. & Barjenbruch, U. (2014): Permutated numerical modeling of the M2-subharmonics in the Elbe estuary. In: International Conference on Computational Methods in Water Resources (CMWR 2014), Stuttgart, Germany.

Hein, H.; Mai, S. & Barjenbruch, U. (2015): Freshwater related transport processes in the Elbe estuary. In: 36. IAHR World Congress, The Hague, the Netherlands.

Hein, S. S. V.; Sohrt, V.; Nehlsen, E.; Strotmann, T. & Fröhle, P. (2021): Tidal Oscillation and Resonance in Semi-Closed Estuaries - Empirical Analyses from the Elbe Estuary, North Sea. 13, S. 848.

Herden, C. & Risch, M. (2015): Erfassung von Bodenbrütern und bodennah brütenden Vogelarten im Deichvorland der Tideelbe. Los 2 - Südteil Unterelbe bis Wedel Strom-km 643 - 670. Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung mbH (GFN), Molfsee, 18 S.

Heydel, F. (2008): Populationsbiologische Untersuchungen an *Deschampsia wibeliana* (Sond.) Parl. und *Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv. s. str. Diplomarbeit (Dr. Rudolph, Prof. Jensen/ Applied Vegetation ecology, Prof. Rohwer). Universität Hamburg.

Hill, K.; Dauphinee, T. & Woods, D. (1986): The Extension of the Practical Salinity Scale 1978 to Low Salinities.” IEEE Journal of Oceanic Engineering 11, no. 1 (January 1986): S. 109 - 112. doi:10.1109/JOE.1986.1145154

HMUKLV & Hessen-Forst FENA (2014): Atlas der Fische Hessens - Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. FENA Wissen Bd. 2, 496 S.

Hocking, D. P.; Burville, B.; Parker, W. M. G.; Evans, A. R.; Park, T. & Marx, F. G. (2020): Percussive underwater signaling in wild gray seals. Marine Mammal Science 36, S. 728 - 732.

Hufgard, H.; Adam, B. & Schwevers, U. (2013): Monitoring des Fischaufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe, Jahrbuch 2012. Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring 4, 103 S. + Anhang.

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.

IBL & IMS (2007): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz. Schutzgut Tiere und Pflanzen, aquatisch - Teilgutachten Aquatische Fauna - (Bestand und Prognose). Unterlage H.5b. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg und der Hamburg Port Authority, 200 S.

IBL - IBL Umweltplanung GmbH (2016): Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe: Fischmonitoring für Erfolgskontrolle der Kompensationsmaßnahme Schwarztonnensander Nebenelbe - Ist-Zustandserfassung 2015. Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 30 S.

IBL - IBL Umweltplanung GmbH (2018): Fischmonitoring für Erfolgskontrolle der Kompensationsmaßnahme Schwarztonnensander Nebenelbe - Ist-Zustandserfassung 2017. Gutachten im Auftrag des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 42 S.

IBP Elbe (2012): Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar, Arbeitsgruppe Elbeästuar, link: https://www.natura2000-unterelbe.de/links-Gesamtplan.php. inkl. Teilgebiet Hamburg und Schleswig-Holstein, Funktionsraum 4.

IfB - Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow (2008): Quellenrecherche zur Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe und daraus abgeleitete Grenzwert-Empfehlung. Gutachten im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 39 S.

IMP (2022): Naturmessungen Krautsand 2021, Messdokumentation, IMP-Bericht Nr. 427 zum Naturschutzgroßprojekt Krautsand des WWF Deutschland.

Jäger, T. (1999): Die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels. In: Verband Deutscher Sportfischer e. V. (Hrsg.): Der Nordseeschnäpel - Fisch des Jahres 1999, S. 3 - 11.

Kafemann, R.; Thiel, R. & Sepúlveda, S. (1996): Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. Arch. Hydrobiol./Suppl. 110, S. 199 - 214.

Kappenberg, J. & Fanger, H.-U. (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee, GKSS.

Kappenberg, J. & Grabemann, I. (2001): Variability of the mixing zones and estuarine turbidity maxima in the Elbe and Weser estuaries. Estuaries, 24, S. 699 - 706.

Kastelein, R. A.; Wensveen, P. J.; Hoek, L.; Verboom, W. C. & Terhune, J. M. (2009): Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). Journal of the Acoustic Society of America 125 (2), S. 1222 - 1229.

Kastelein, R. A.; Helder-Hoek, L. & Van de Voorde, S. (2017): Hearing thresholds of a male and a female harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). Journal of the Acoustic Society of America 142 (2), S. 1006 - 1010.

Kerstan, M. (1991): The importance of rivers as nursery grounds for 0- and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison to the Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 27 (3/4), S. 353 - 366.

Knox, D. (1997): Water Injection Dredging in the USA, Proceeding of the WEDA 17.

Koppe, B. & Skorupa, J. (2015): Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe. Zweites Planergänzungsverfahren. Erfassung von Bodenbrütern und bodennah brütenden Vogelarten im Deichvorland der Tideelbe - Los 1 (Deichvorland des EU-Vogelschutzgebietes Unterelbe (DE-2121-401 auf niedersächsischer Seite von ca. Elbe-km 661 bis 676 ohne Inseln). Institut für angewandte Biologie (IfaB), Freiburg/Niederelbe, 33 S.

Koschinski, S. (2007): Auswirkungen anthropogener Nutzungen und Anforderungen an marine Schutzgebiete für Meeressäugetiere in der südlichen und zentralen Nordsee. Bremen, S. 1 - 84.

Krebs, F. (1988): Der pT-Wert: ein gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab. GIT Fachzeitschrift für das Laboratorium, 32: S. 293 – 296, zugleich GIT Edition Umweltanalytik-Umweltschutz, 1:S. 57 - 63.

Krebs, F. (2000): Ökotoxikologische Bewertung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen mit Hilfe der pT-Wert-Methode. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 44: S. 301 - 307.

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

Krone, R. B. (1962): Flume studies of the transport of sediment in estuarial processes, Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, California, Final Report.

Krost, P. & Rumohr, H. (1990): Effects on the benthos of physical disturbance of the sea bed. Annex 14 to 9th Report of the Benthos Ecology Working Group, ICES CM 1990/L: 95, S. 75 - 77.

KÜFOG (2021): Ist-Zustandserfassung des Makrozoobenthos (MZB) und der Fische in der Schwarztonnensander Nebenelbe/Barnkruger Loch 2019. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 45 S. + Anhang.

Kurz, H.(2018): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. Endbericht 2015 - 2017. Im Auftrag des schleswig-holsteinischen Landesamtes für Natur und Umwelt, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek.

Kurz, H. & Below, H. (2012): Monitoring der Vorkommen von *Oenanthe conioides* (Schierlings-Wasserfenchel) nach der FFH-Richtlinie. Endbericht 2006 - 2012. Hamburg.

Landkreis Stade (2021): Managementplan für das Natura 2000-Gebiet DE - 2322-301 „Schwingetal“, Anhang, https://www.nlwkn.niedersachsen.de/ffh-gebiete/ffh-gebiet-027-schwingetal-197210.html

Landwüst, C. von (2021): Kenntnisstand zur Fischbesiedlung der Bundeswasserstraßen Stör, Pinnau und Krückau (BfG-2068), 46 S.

Landwüst, C. von; Heimann, W. & Wieland, S. (2021): Fischbestandserfassung an Steinschüttungen der Lühesander Nebenelbe im Jahr 2015 (BfG-2045), 65 S.

Landwüst, C. von, Wieland, S. & Heimann, W. (2022): Fischbestandserfassung in der Bundeswasserstraße Stör im August 2021 (BfG-2107), 121 S.

Lara, J. M. & Pemberton, E. L. (1963): Initial unit weight of deposited sediment, Office of Assistant Commissioner and Chief Engineer Bureau of Reclamation, Denver, CO.

Leuchs, H. (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.

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.

LKN-SH (2014): Das Sturmflutsperrwerk, Link: https://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/LKN/Service/Downloads/faltblattStoersperrwerk.pdf?__blob=publicationFile&v=1

LLUR (2022): Artkataster des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Datenlieferung vom 19.04.2022.

Loder, M. (2017): Entwicklung der Trübungszone in der Tideelbe von 2013 bis 2017, Masterarbeit an der TUHH.

Loosanoff, V. L. (1961): Effects of turbidity on some larval and adult bivalves, Proc. Gulf. Carib. Fish. Inst. 14, S. 80 - 95.

Malcherek, A. (2007): Sedimenttransport und Morphodynamik, Vorlesungsskript, Universität der Bundeswehr München, Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Institut für Wasserwesen.

Marchand, M. (2016): Leitfaden zum Schutz von Neunaugen, Fischen und Schweinswalen bei Bau- und Unterhaltungstätigkeiten an der Tideweser. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Brake-Oldenburg, Geschäftsbereich IV - Naturschutz, 73 S.

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, S. 2202 - 2211.

Martin, G. R. (2012): Through birds' eyes: insights into avian sensory ecology. Journal of Ornithology 153 (S1), S. 23 - 48.

Matthews, L. P.; Blades, B. & Parks, S. E. (2018): Female harbor seal (*Phoca vitulina*) behavioral response to playbacks of underwater male acoustic advertisement displays. PeerJ 6, e4547.

McCauley, J. E.; Hancock, D. R. & Parr, R. A. (1976): Maintance dredging and four polychaete worms, In: Krenkel, P. A.; Harrison, J. & Burdick, J. C., Proceedings of the speciality conference on dredging and its environmental effects. Mobile, Alabama, January 26 - 28, 1976, New York, S. 673 - 683.

MELUND (2016): Bekanntmachung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume vom 11. Juli 2016, Fundstelle: Amtsblatt für Schleswig-Holstein. - Ausgabe Nr. 47, S. 1033.

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.

Metzing, D.; Garve, E.; Matzke-Hajek, G.; Adler, J.; Bleeker, W.; Breunig, T.; Caspari, S.; Dunkel, F.G.; Fritsch, R.; Gottschlich, G.; Gregor, T.; Hand, R.; Hauck, M.; Korsch, H.; Meierott, L.; Meyer, N.; Renker, C.; Romahn, K.; Schulz, D.; Täuber, T.; Uhlemann, I.; Welk, E.; Van de Weyer, K.; Wörz, A.; Zahlheimer, W.; Zehm, A. & Zimmermann, F. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Trachaeophyta) Deutschlands. - In: Metzing, D.; Hofbauer, N.; Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 7: Pflanzen. Münster (Landwirtschaftsverlag). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): S. 13 - 358.

Meulblok, M. & van Weezenbeek, R. N. (1986): Silt dredging: water injection technique shows energy consumption advantage. Dredging + Port Construction 12/86: S. 39 - 42.

Meyer-Nehls, R.; Gönnert, G.; Christiansen, H. & Rahlf, H. (2000): Das Wasserinjektionsverfahren. Ergebnisse einer Literaturstudie sowie von Untersuchungen im Hamburger Hafen und in der Unterelbe. Ergebnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Heft 8. ISSN 0177 - 1191. Freie und Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Strom- und Hafenbau.

Mikkelsen, L.; Johnson, M.; Wisniewska, D. M.; van Neer, A.; Siebert, U.; Madsen, P. T. & Teilmann, J. (2019): Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. Ecology and Evolution 9, S. 2588 - 2601.

Miller, L. A. (2010): Prey capture by Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*): A comparison between echolocators in the field and in captivity. The Journal of the Marine Acoustics Society of Japan 37, S. 156 - 168.

Miller, D. C.; Bock, M. J. & Turner, E. J. (1992): Deposit and suspension feeding in oscillatory flows and sediment fluxes. Journal of Marine Research 50: S. 489 - 520.

Mohlenberg, F. & Kiorboe, T. (1981): Growth and energetics in *Spisula subtruncata* (Da Costa) and the effect of suspended bottom material, Ophelia 20, S. 79 - 90.

Möller, H. (1988): Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 - 1986. - Untersuchung im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 344 S.

Nehlsen, E. (2017): Wasserbauliche Systemanalyse zur Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels für tidebeeinflusste Nebengewässer der Elbe. Dissertation am Institut für Wasserbau, Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburger Wasserbauschriften, Band 19.

Nehlsen E. (2020): Systemverständnis Nebenelben, Erweiterung des Systemverständnisses im Bereich der Nebenelben als Beitrag für die Verbesserung des Verständnisses im Gesamtsystem Tideelbe, Projektbericht 1, Berichtszeitraum 04/2019 bis 03/2020, TUHH

Nehlsen, E.; Varela, D. M. V; Hesse, R. & Fröhle, P. (2021): Systemverständnis Nebenelben - Erweiterung des Systemverständnisses im Bereich der Nebenelben als Beitrag für die Verbesserung des Verständnisses im Gesamtsystem Tideelbe. Projektbericht Nr. 2. Technische Universität Hamburg - Institut für Wasserbau. Hamburg.

Nehlsen, E.; Varela, D. M. V; Hesse, R. & Fröhle, P. (2024): Systemverständnis Nebenelben - Erweiterung des Systemverständnisses im Bereich der Nebenelben als Beitrag für die Verbesserung des Verständnisses im Gesamtsystem Tideelbe. Abschlussbericht. Technische Universität Hamburg - Institut für Wasserbau.

Neubecker, J.; Köhler, S.; Obst, G. & Jensen, K. (2005): Der Schierlings-Wasserfenchel. Erfolgreiche Ansiedlung einer prioritären FFH-Art an der Elbe. Naturschutz und Landschaftsplanung 8. S. 248 - 255.

Nichols, M. M.; Thompson, G. S. & Faas, R. W. (1978): A field study of fluid mud dredged material: Its physical nature and dispersal, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Technical Report D-78-40, Vicksburg, Miss., 74 S. + Anhang.

NLWKN (2021): Technische Zeichnungen und Spülplan zum Sperrwerk Wischhafen und Ruthenstrom, entnommen aus Windmuller & Donner (2021).

NLWKN (2021b): Gesetzlich geschützte Biotope und Landschaftsbestandteile in Niedersachsen - Beschreibung der nach § 30 BNatSchG und § 24 Abs. 2 NAGBNatSchG geschützten Biotoptypen sowie der nach § 22 Abs. 3 NAGBNatSchG landesweit geschützten Wallhecken.

NLWKN (2021c): Erhaltungsziele Unterelbe im Landkreis Stade, https://www.nlwkn.niedersachsen.de/ffh-gebiete/ffh-gebiet-003-unterelbe-197098.html#Sicherung

NLWKN (2022): Datenbank des Tierarten-Erfassungsprogramms Niedersachsens des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Datenlieferung vom 12.04.2022.

Nowak, L. J. (2020): Observations on mechanisms and phenomena underlying underwater and surface vocalisations of grey seals. Bioacoustics 30, S. 696 - 715.

OSPAR Commission (2009): Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment, Biodiversity Series, 133 S.

Overbeek J. T. G. (1952): Electrokinetic phenomena, Colloid Science, Volume I. H. R. Kruyt, ed. Elsevier Science Publishing Co., Inc., New York.

Pagacz, S. & Witczuk, J. (2010): Intensive Exploitation of Amphibians by Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in the Wołosaty Stream, Southeastern Poland. Annales Zoologici Fennici 47 (6). S. 403 - 410.

Petersen, B.; Ellwanger, G.; Biewald, G.; Hauke, U.; Ludwig, G.; Pretscher, P.; Schröder, E. & Ssymank A. (Bearb.) (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. - Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 69/1, 743 S., Münster.

Petersen H. (2004): WI-Baggereinsatz: Bericht zur gewässerkundlichen Begleitmessung vom 07. und 08.06.2004, Version 1, WSA Bremen.

Pettijohn, F. J.; Potter, P. E. & Siever, R. (1987) Sand and Sandstone, 2nd edn. Springer, Berlin.

PIANC (2013): Injection Dredging, MarCom Report Nr. 120, July 2013, Brüssel.

PLAN Planungsbüro für Landschaftsökologie und angewandten Naturschutz unter Mitarbeit von Below, H.; Bracht, H. & Laschke, C. (2022): FFH-Monitoring Schierlings-Wasserfenchel Hamburg 2021.

Pledger, A. G.; Brewin, P.; Mathers, K. L.; Phillips, J.; Wood, P. J. & Yu, D. (2021): The effects of water injection dredging on low-salinity estuarine ecosystems: Implications for fish and macroinvertebrate communities. Ecological Indicators 122, 107244. S. 107 - 244. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.

Plöger, W. (2007): Sohlformen bei instationärer Strömung, Messung und Simulation, Dissertation der Technischen Universität Hamburg-Harburg.

Poppendieck, H.-H.; Bertram, H.; Brandt, I.; Engelschall, B. & Prandzinski, J. (2010): Der Hamburger Pflanzenatlas von A bis Z. Dölling & Galitz Verlag, 512 S.

Prigioni, C.; Balestrieri, A.; Remonti, L.; Gargaro, A. & Priore, G. (2006): Diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in relation to freshwater habitats and alien fish species in southern Italy. Ethology Ecology & Evolution 18 (4). S. 307 - 320.

Rahlf, H. (2000): Pilotstudie einer Wasserinjektionsbaggerung an der Rhinplate, BAW-Vortrag.

Richardson, J. F. & Zaki, W. N. (1954): Sedimentation and fluidisation. Part 1, Transactions of the Institute of Chemical Engineering, 32: S. 35 - 53.

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.

Rosenfeld, J. & Lee, R. (2022). Thresholds for reduction in fish growth and consumption due to hypoxia: implications for water quality guidelines to protect aquatic life. Environmental Management, 70(3), S. 431 - 447.

Rumohr, H. (1996): Biologische Sukzessionen nach physikalischen Störungen am Boden der Ostsee, BfG-Mitteilungen 11, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, S. 73 - 76.

Schubert, B. (2009): Bewertung von Sedimenten aus der Pagensander Nebenelbe. Entwurf. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.

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. (2022): Schweinswale e.V. München, vertreten durch Dipl.-Biol. D. Wenger, https://walschutz.org/interaktive-sichtungskarten/ [abgerufen am 05.04.2022].

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.

Sigwald, R.; Ledoux, S. & Spencer; K. (2015): Water Injection Dredging Guidance Document, February 2015, GEODE

Spencer, K. L.; Dewhurst, R. E. & Penna, P. (2006): Potential impacts of water injection dredging on water quality and ecotoxicity in Limehouse Basin, River Thames, SE England, UK. Chemosphere 63, S. 509 - 521.

Stengel, T. (2006): Water Injection dredging in the lower Weser. An ecological and economical alternative to hopper dredging (PIANC Congress)

Stolen, E. D. (2003): The effects of vehicle passage on foraging behavior of wading birds. Waterbirds 26 (4), S. 429 - 436.

Southall, B. L.; Bowles, A. E.; Ellison, W. T.; Finneran, J. J.; Gentry, R. L.; Greene Jr., C. R.; Kastak, D.; Ketten, D. R.; Miller, J. H.; Nachtigall, P.E.; Richardson, W. J.; Thomas, J. A. & Tyack, P. L. (2007): Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. Aquatic Mammals 33 (4), S. 411 - 521.

Southall, B. L.; Finneran, J. J.; Reichmuth, C.; Nachtigall, P. E.; Ketten, D. R.; Bowles, A. E.; Ellison, W. T.; Nowacek, D. P. & Tyack, P. L. (2019): Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquatic Mammals 45, S. 125 - 232.

Taupp, T. (2019): Seehunde im Elbeästuar von Wedel bis Cuxhaven 2018/2019. (BfG-1996) Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 31 S.

Taupp, T. (2020): Schweinswalvorkommen in der Außenems von 2012 bis 2020. Bericht als Grundlage zur Erstellung der UVU-Unterlagen im Rahmen der geplanten Außenemsvertiefung (BfG-2044), 30 S.

Taupp, T. (2022): Against all odds: Harbor porpoises intensively use an anthropogenically modified estuary. Marine Mammal Science 38, S. 288 - 303.

Taupp, T. & Gauger, M. F. W. (2023): Passiv-akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Elbe, Ems und Weser von 2019 bis 2022. BfG-Bericht (in Bearbeitung).

Tautenhahn, M. & Gessner, J. (2014): Schutz des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben (FKZ 3508 86 0400). BfN-

Skripten 363, 91 S.

Teubner, J. & Teubner, J. (2004): *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E. & Ssymank, A. (2004): Das europäische Schutzgebietssystem

Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69 (2), S. 427 - 435.

Thiel, R.; Sepúlveda, A.; Kafemann, R. & Nellen, W. (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. Journal of Fish Biology 46, S. 47 - 69

Thiel, R. (2011): Die Fischfauna europäischer Ästuare. Eine Strukturanalyse mit Schwerpunkt Tideelbe. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg 43, 157 S.

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.

Törber, M. (2020): Ausgeschnittene Daten. Synoptische Ergebnisse des HN-Modells UnTRIM2 (SubGrid) aus f.IZHel_u09_024.2D.cut.nc. Modelllauf: u09_024, Datensatz-UUID: 5ed29162-74dd-11eb-bf3f-a4bf0125a448.

Trent, L.; Pullen, E. J. & Proctor, R. (1976): Abundance of Macrocrustaceans in a natural marsh and a marsh altered by dredging, bulkheading, and filling. Fishery Bulletin. Vol. 74, No.1.

Van Neer, A.; Nachtsheim, D.; Siebert, U. & Taupp, T. (2022): Movements and spatial usage of harbour seals in the Elbe estuary in Germany. Eingereichtes Manuskript, Scientific Reports.

Van Rijn L. C. (1993): Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas, Aqua Publications I11, Amsterdam.

Verfuss, U. K.; Miller, L. A. & Schnitzler, H. U. (2005): Spatial orientation in echolocating harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Journal of Experimental Biology 208, S. 3385 - 3394.

Verfuss, U. K.; Miller, L. A.; Pilz, P. K. & Schnitzler, H. U. (2009): Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). The Journal of Experimental Biology 212, S. 823 - 834.

Verweij, J. F. & Winterwerp, J. C. (1999): Environmental impact of water injection dredging, S. 175 - 189. In: Dredging challenged. Proceedings of the CEDA dredging days 1999, Amsterdam, 18. - 19. November 1999.

Villadsgaard, A.; Wahlberg, M. & Tougaard, J. (2007): Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Journal of Experimental Biology 210, S. 56 - 64.

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.

Weihe, K. & v. Reese, G. (1968): *Deschampsia wibeliana* (Sonder) Parlatoren - Beiträge zur Monographie einer Art des Tidegebietes. Botanische Jahrbücher 88: S. 1 - 48.

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.

Weinberger, I. & Baumgartner, H. (2018): Der Fischotter. Ein heimlicher Jäger kehrt zurück. Haupt Verlag, Bern. 256 S.

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 Conf. of the European Cetacean Society, Funchal, Madeira, 14.03. - 17.03.2016.

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, S. 118 - 129. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.007

Wetzel, M. A.; Wahrendorf, D.-S. & von der Ohe, P.C. (2013): Sediment pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. Science of The Total Environment 449, S. 199 - 207. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.016

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.

Whitehouse, R.; Soulsby, R. L.; Roberts, W. & Mitchener, H. (2000): Dynamics of Estuarine Muds: A Manual for Practical Applications. Telford, London.

Widdows, J.; Fieth, P. & Worral, C. M. (1979): Relationship between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*, Mar. Biol. 50, S. 195 - 207.

Windmuller, A. & Donner, M. (2021): Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen im Naturschutzprojekt „Krautsand“. Wasserbauliches Vorplanungskonzept, Defizitanalyse im Auftrag des WWFs, Stand 04.08.2021.

Winter, J. E. (1976): Feeding experiments with *Mytilus edulis* (L.) at small laboratory scale. II. The influence of suspended silt in addition to algal suspension growth, In: Resone, G. & Jaspers, E. (Hrsg.), Proc. 10th Europ. Mar. Biol. Symp., Ostende, Belgium, S. 583 - 600.

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

Witte, G.; Kühl, H. & Schymura, G. (1998b): Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Sedimentbeschaffenheit. Gutachten im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau.

Witte, G.; Land, J. & Kirby, R. (1998a.): Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Kurzzeitausbreitung. Gutachten im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau.

Witte, G.; Edelkraut, F.; Petersen, W. & Blöcker, G. (1998c): Untersuchungen zur Sediment- und Schwebstoffausbreitung sowie der Wasserqualität bei Wasserinjektionsbaggerung im Köhlfleet. Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt. Gutachten im Auftrag der Wirtschaftsbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau.

WSA (2021): Solltiefen Außentiefs Wischhafener Süderelbe und Ruthenstrom, Angaben zu Unterhaltungshäufigkeiten, entnommen aus Windmuller & Donner (2021)

WSA (2022b): Strombau und ökologische Kompensation im Takt: Schwarztonnensander Nebenelbe, Link: https://www.fahrrinnenanpassung.de/files/projekt/download/wsa_schwarztonnensander_nebenelbe.pdf

WSD Nord (2012): Planfeststellungsbeschluss für die Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. https://www.kuestendaten.de/media/zdm/portaltideelbe/Projekte/Systemverstaendnis_Nebenelben/Daten/Ergebnisse/Nebenelben_TUHH_Abschlussbericht.pdf

WSV (2013): Gewässerkundlicher Bericht: Morphologische Strukturen im Fahrrinnenbereich der Tideelbe - Ein Beitrag zum Reviersteckbrief Tideelbe. Az. 2-231.2 El/107, Stand 09.12.2013.

WSV & HPA (2005): Bericht zur Beweissicherung, Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Stand Juni 2007, Version 4.0, Link: https://www.kuestendaten.de/media/zdm/portaltideelbe/Allgemeine_Informationen/Archiv/Beweissicherungssberichte/bericht2005/pdf/bericht_text_2005_vers_4_0.pdf

Zahn, S. & Thiel, U. (2011): Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.), 63 S.

11 Anlagen

11.1 Anlage zu WI-begleitenden Messungen und deren Auswertungen (Morphologie und Sediment)

11.1.1 Exkurs zu Messungen in der Pagensander Nebenelbe während WI-Baggerungen

Aus den sommerlichen Messungen in den Jahren 2018 bis 2021 am östlichen Ufer gegenüber dem Anleger Pagensand (Abbildung 5-8 und Abschnitt 5.1.1.6) erfolgten auch Trübungsmessungen in WI-Baggerzeiträumen in der Pagensander Nebenelbe durch die BfG mit Hilfe des WSA Elbe-Nordsee.

Die Zeitspannen mit WI-Baggerungen (Abbildung 11-1) wurden mit Hilfe der Auftrags- und Abrechnungszeitspanne und den zugehörigen WI-Stunden zeitlich eingeordnet. Hierbei ist zu beachten, dass die WI-Zeitspanne zeitlich nicht exakt bekannt ist und daher vermutlich in der markierten Zeitspanne über Ebbphasen (eher Tagtiden) erfolgte. Ende Juni 2018 ist nach der WI-Baggerung eine leicht erhöhte Trübung mit 1,5-facher Erhöhung in den Spitzenwerten zu erkennen, die nach wenigen Tagen wieder abklingt. Die zeitliche Zuordnung der WI-Baggerung über 40 h ist umzurechnen. Dies entspricht einer WI-Baggerung „irgendwann Ende Juni/ Anfang Juli“ über ca. 6 Ebbphasen (ausgehend von einer Ebbstromdauer von 6 h). Durch die Ungenauigkeit in der wasserwirtschaftlichen Dokumentation der WI-Baggerungen kann der Anstieg Anfang Juli nicht gesichert einer WI-Baggerung zugeordnet werden. Die WI-Baggerungen im Frühjahr 2019 sind ähnlich unscharf in der zeitlichen Einstufung zu bewerten und lassen daher keine gesicherte Korrelation zu zeitlichen Änderungen in der Trübung zu. Im Frühherbst (September/Oktober) 2019 ist mit der WI-Baggerung über ca. 50 h (vermutlich 8 bis 9 Ebbphasen mit WI-Baggerungen) ein langfristiger Anstieg zu erkennen, der sich bis zum Ende 2019 fortsetzt. Dieser Anstieg korreliert zeitlich mit der FAP im Baggerabschnitt 5 im Zeitraum 28.08. bis 05.12.2019 mit 146 Umläufen und lässt sich daher nicht alleinig auf WI-Baggerungen in der Pagensander Nebenelbe zurückführen. Durch die Lage der Trübungssonde am östlichen Rand des WI-Bereiches ist auch davon auszugehen, dass WI-Baggerungen z. B. am westlichen Ufer (Anleger Pagensand) nicht in ihrer Auswirkung von der Sonde erfasst werden, da das Sediment mit hoher Wahrscheinlichkeit am westlichen Uferbereich verdriftet.

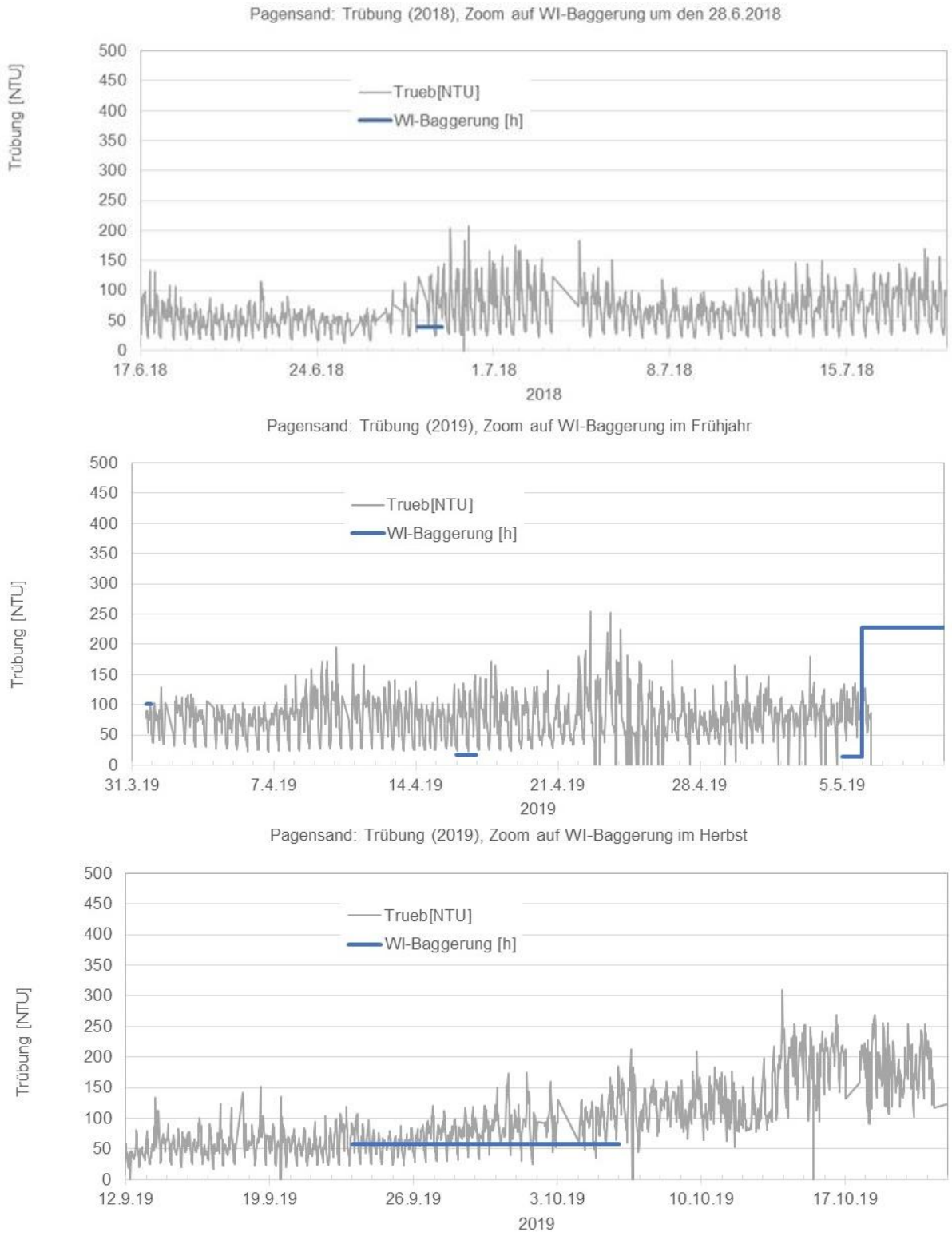


Abbildung 11-1: Trübungsmessungen (grau) in der Pagensander Nebenelbe am östlichen Rand der Rinne während WI-Baggerungen (blau) in den Jahren 2018 und 2019

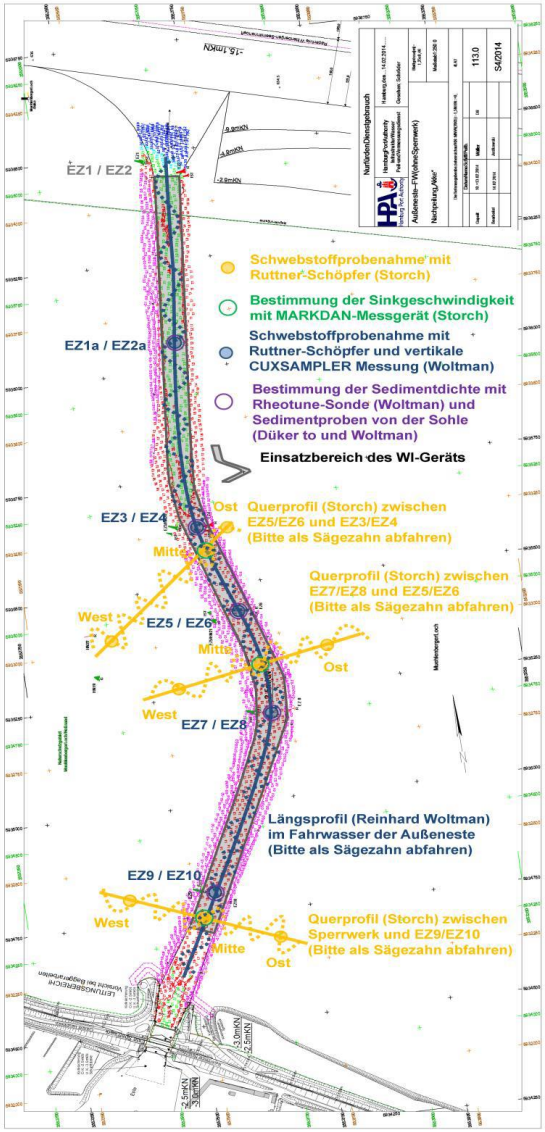
11.1.2 Exkurs zu Messungen während WI-Baggerungen in der Außeneste

In der Außeneste fand im Jahr 2014 ein umfangreiches **WI-begleitendes Messprogramm** seitens der HPA statt, entnommen aus DHI WASY (2016):

Im März 2014 (24. bis ca. 28.03.2014) wurde seitens der HPA ein umfangreiches Messprogramm begleitend zu einer WI-Baggerung am 26.03.2014 von 10:15 bis 12:45 Uhr in der Außeneste umgesetzt. (…) Die Messungen fanden im Fahrwasser der Außeneste zwischen dem äußeren Sperrwerk und dem Elbe-Fahrwasser statt. (…) Ziel der Messungen war es, so gut wie möglich zu bilanzieren, was ein WI-Gerät bei einem Einsatz an Sohlmaterial in die Wassersäule bewegt (Schwebstoffkonzentration und mögliche Fracht). Zudem wurden Versuche zur Bestimmung der Sinkgeschwindigkeit durchgeführt.

Tabelle 11-1: Gemessene Parameter in der Außeneste 2014 (links, entnommen aus DHI WASY 2016) und Übersicht zur Lage der schiffsgestützten und der Einzelmessungen (Quer- und Längsprofile) im Bereich des Außeneste-Fahrwassers mit Peilplan vom Februar 2014 (rechts, entnommen aus Ohle 2014)

Schiffgestützte Messungen in der Außeneste (Ohle, 2014)
Wassertiefe/ Druck [m/mbar]
Strömungsgeschwindigkeit [m/s]
Wassertemperatur [°C]
Leitfähigkeit [µSiemens/cm]
Sauerstoffgehalt [mmol/l bzw. mg/l]
Sauerstoffsättigung [%]
Trübung [FTU]
Schwebstoffgehalt [mg/l als abgeleiteter Parameter]
Sediment- und Schwebstoffprobennahmen in der Außeneste (Ohle, 2014) z.T. auch schiffsgestützte Messungen
Schwebstoffgehalt [mg/l]
Sinkgeschwindigkeit
Korngrößen
Glühverlust



Hohe WI-baggerbedingte Schwebstoffkonzentrationen wurden seitens der HPA mit über 1 kg/m³ bis zu 200 kg/m³ am 26.03.2014 um 11:31 Uhr, 12:42 Uhr bis 13:37 Uhr und um 15:00 Uhr und 19:58 Uhr schiffgestützt gemessen. Die WI-Baggerung fand am 26.03.2014 im Zeitraum von 10:15 Uhr bis 12:45 Uhr statt (DHI-WASY 2016).

Trübungsmessungen in den Jahren ab 2011 in der Hahnöfer Nebenelbe (Abbildung 5-28 und Abschnitt 5.2.1.8) durch die BfG im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee erfolgten auch während WI-Baggerungen in der Außeneste. Die Zeitspannen mit WI-Baggerungen (Abbildung 11-2) wurden mit

Hilfe der Auftrags- und Abrechnungszeitspanne und den zugehörigen WI-Stunden zeitlich eingeordnet. Hierbei ist zu beachten, dass die WI-Zeitspanne zeitlich nicht exakt bekannt ist und daher vermutlich in der markierten Zeitspanne über Ebbphasen (eher Tagtiden) erfolgte. Im April 2012 ist nach der WI-Baggerung eine leicht erhöhte Trübung mit bis zu 1,5-facher Erhöhung in den Spitzenwerten zu erkennen, die nach wenigen Tagen wieder abklingt. Die zeitliche Zuordnung der WI-Baggerung von 147 h entspricht umgerechnet ca. WI-Baggerungen über ca. 25 Ebbphasen (ausgehend von einer Ebbstromdauer von 6 h). Durch die Ungenauigkeit in der wasserwirtschaftlichen Dokumentation der WI-Baggerungen kann der Anstieg Anfang April nicht gesichert und ausschließlich den WI-Baggerungen zugeordnet werden, da u. a. auch Spülungen am Sperrwerk stattfinden. Eine kurzfristige Erhöhung der Trübungen durch WI-Baggerungen in der Außeneste auch in die angrenzende Hahnöfer Nebenelbe ist aufgrund der Restströmung in den tiefen Rinnen bei Tnw zu erwarten.

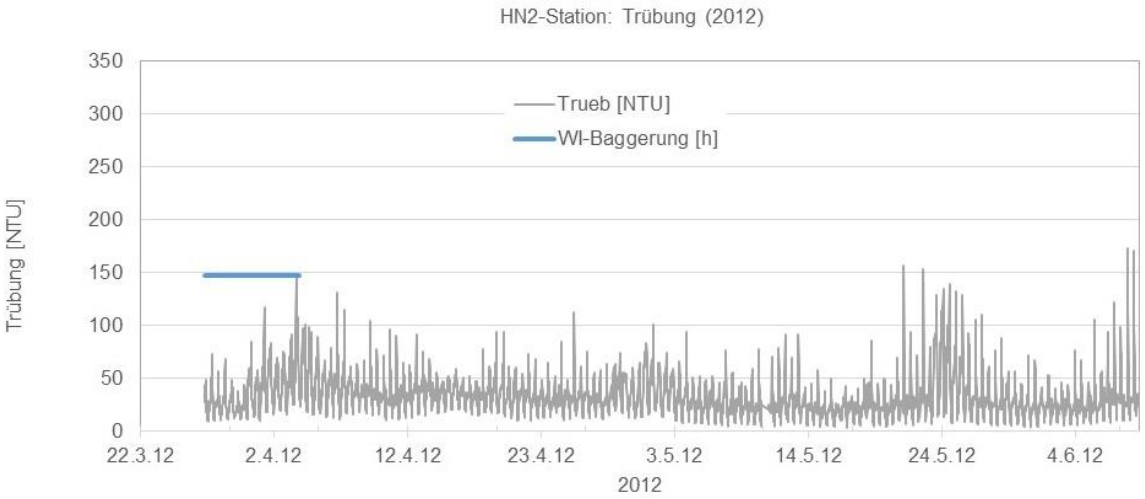


Abbildung 11-2: Trübungsmessungen (grau) in der Hahnöfer Nebenelbe am östlichen Rand der Rinne während WI-Baggerungen (blau) im Jahr 2012

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor

56068 Koblenz

Telefon: +49 261 1306-0

E-Mail: posteingang@bafg.de

www.bafg.de