

Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Teilbericht

Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2016 bis 31.12.2016



INHALTSVERZEICHNIS

1.	Veranlassung	3
2.	Entwicklung im Jahr 2016.....	4
3.	Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten	9
3.1	Chemische Belastung	13
3.2	Ökotoxikologische Wirkung.....	22
4.	Monitoring im Verbringungsgebiet	27
4.1	Monitoring im Jahr 2016	27
4.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments	28
4.2.1	Peilungen 2016	28
4.2.2	Verdriftung während der Verbringungen	33
4.3	Beprobung der Sedimente	40
4.3.1	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente	44
4.3.2	Ökotoxikologische Belastung.....	58
4.4	Makrozoobenthos	62
4.5	Fischfauna.....	70
4.6	Makrophyten.....	78
4.7	Bioakkumulation.....	83
4.7.1	Bioakkumulation in der Wellhornschncke	85
4.7.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel	96
4.7.3	Bioakkumulation in der Kliesche.....	104
4.7.4	Bioakkumulation in der Scholle	113
4.7.5	Bioakkumulation in der Krabbe	118
4.7.6	Bewertung der EAC- und ERL-Werte sowie der UQN (Zusammenfassung des BfG Berichts Anhang A-6)	122
4.8	Untersuchungen der Wasserphase	125
4.8.1	Untersuchungen der Wasserphase: Erfassung von Sauerstoff, Trübung, Nährstoffen und des Phytoplanktons im Elbeschnitt.....	126
4.8.2	Sauerstoffentwicklung während der Verklappung (ADCP-Kampagne)	134
4.8.3	Nährstoffe während der Verklappung (ADCP-Kampagne)	138
4.8.4	Prioritäre Stoffe nach der OGewV (Maßgabe 2.25).....	142
4.9	Wattmessstellen.....	146
5.	Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH-und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen	148
6.	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmensklärung.....	152
7.	Literatur	158

Anhang

Hamburg Port Authority

Hafeninfrastruktur

Infrastruktur Wasser

20. März 2019 / rev. 3. August 2020

1. Veranlassung

Maßgabe 2.32: Die Veranlassung zum Verfassen des Jahresberichtes zu Tonne E3 2016

Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTS sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechtsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Jahresbericht 2016 wird hiermit vorgelegt. Er wurde nach Vorgaben von und in Abstimmung mit dem MELUND (früher: MELUR) verfasst. Die getrennte Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und Landeshafengewässern verbrachten Sedimente findet sich in Kapitel 2. Die Erfüllung der Maßgaben ist nach Vorgabe des MELUND vor den jeweils relevanten Kapiteln als Fazit aufgeführt. In Kapitel 6 werden die Maßgaben aufgeführt, die nicht direkt einzelnen Themenbereichen zugeordnet werden können.

Im Jahr 2016 war zunächst das Einvernehmen des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR, jetzt: MELUND) zur Verbringung von Elbesedimenten in die Nordsee vom 1. August 2008 in der geänderten Fassung vom 28. Juli 2009, das bis 2016 verlängert wurde, noch gültig und auch noch nicht ausgeschöpft. In der ersten Jahreshälfte 2016 fand daher auch noch eine Verbringung von Baggergut nach den Vorgaben dieser Zulassung statt.

Am 25. April 2016 wurde der HPA vom MELUND ein neues Einvernehmen zur Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke zur Verbringestelle Tonne E3 in der Nordsee erteilt. Neben der Verbringung von Sediment aus der Bundeswasserstraße wird auch die Verbringung aus Landeshafengewässern gestattet. Dies wird durch die wasserrechtliche Erlaubnis sowie durch die naturschutzfachliche Genehmigung des Landes Schleswig-Holstein vom 25. April 2016 geregelt. Eine Verbringung von Sedimenten erfolgte ab Juni 2016 nach diesen drei neuen, genannten Zulassungen.

Sowohl gemäß Einvernehmen vom 25.4.2016 als auch gemäß des „alten“ Einvernehmens vom August 2008 hat die HPA dem MELUND *„jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen (...). Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen“*. Auch in der wasserrechtlichen Erlaubnis und in der Genehmigung vom 25.4.2016 wird ein derartiger Bericht gefordert. Dieser Bericht wird hiermit für das Jahr 2016 vorgelegt.

Die Maßgaben des Einvernehmens vom 25.4.2016 werden im vorgelegten Bericht jeweils am Anfang der entsprechenden Kapitel aufgeführt und ihre Erfüllung wird ggf. einzeln bestätigt. Die Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis wie auch der naturschutzfachlichen Genehmigung unterscheiden sich nur in wenigen Punkten von den Maßgaben. Sie werden nur dort gesondert aufgeführt und benannt, wo Abweichungen in der Formulierung bestehen. Ansonsten sind bei der Erwähnung der einzelnen Maßgaben im Text immer auch die wortgleichen Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis sowie der naturschutzfachlichen Genehmigung mitgemeint.

Sofern Maßgaben aus dem alten Einvernehmen aus dem Jahr 2008 in der im Juli 2009 geänderten Fassung von denen aus dem neuen Einvernehmen vom 26.4.2016 inhaltlich abweichen, werden

diese ebenfalls zu Beginn der Kapitel einzeln aufgeführt. Maßgaben, die inhaltlich nicht direkt den Kapiteln über die Gesamtmaßnahme und die Ergebnisse des Monitorings zuzuordnen sind, werden im Kapitel 6 zusammenfassend aufgeführt.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung der Ergebnisse aus dem Monitoring im Jahr 2016. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2015 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2015).

2. Entwicklung im Jahr 2016

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: *Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1. genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.*

Im Jahr 2016 wurde vom 2.3.2016 bis zum 12.3.2016 und vom 10.6.2016 bis zum 30.9.2016 das Einbringzentrum Ost (400x400 m, 54°03'05.782579"N_7°58'02.981295"E) beaufschlagt. Ab dem 1.10.2016 bis zum 14.11.2016 erfolgte die Beaufschlagung des Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E). Die maximal erlaubte Beaufschlagung des Einbringzentrums Ost ergibt sich aus einer Vorgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, nach der eine Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden darf. Der Wechsel des Einbringbereichs zum 1.10.2016 wurde nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 am 24.8.2016 in der Monitoring-AG beschlossen, um eine sichere Unterschreitung der geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN zu gewährleisten.

Maßgabe 2.5: *Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.*

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Maßgabe 2.16 (Einvernehmen): *Sedimente aus den Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieses Einvernehmens nicht eingebracht werden bzw. Auflage 2.16 (wasserrechtliche Erlaubnis): Sedimente aus anderen als den in den Antragsunterlagen aufgeführten Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieser Erlaubnis nicht eingebracht werden*

Sedimente aus der Delegationsstrecke wurden im Rahmen des Einvernehmens eingebracht. Sedimente aus den Landeshafengewässern wurden im Rahmen der wasserrechtlichen Erlaubnis eingebracht. Die Landeshafengewässer, aus denen im Jahr 2016 Sedimente in die Nordsee verbracht wurden, waren die Gebiete Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen und Rethe, die in der Auflage 2.16 der wasserrechtlichen Erlaubnis aufgeführt sind.

Im folgenden Kapitel werden die nach den jeweiligen Zulassungen im Jahr 2016 in die Nordsee verbrachten Baggergutmengen nach der Herkunft aus den einzelnen Gebieten zeitlich aufgeschlüsselt und in Relation zum Oberwasserabfluss dargestellt.

In Abbildung 3.1-1 sind die Oberwasserabflüsse am Pegel Neu Darchau für die Jahre 2011 bis 2016 dargestellt. Die Abflussmenge der Elbe lag mit 489 m³/s im Jahresmittel im Jahr 2016 wie auch bereits 2014 und 2015 deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 697 m³/s. Von Anfang Mai bis Anfang November lagen die Oberwasserabflüsse dabei durchgängig unter 500 m³/s. Das Minimum lag bei lediglich 206 m³/s am 19. September. Diese sehr geringen Oberwasserabflüsse sind das dritte Jahr in Folge auf die extreme Trockenheit im Elbeeinzugsgebiet zurückzuführen. Nur Anfang März lagen die Abflusswerte kurzzeitig über 1000 m³/s mit einem Maximum von 1.120 m³/s am ersten und zweiten März.

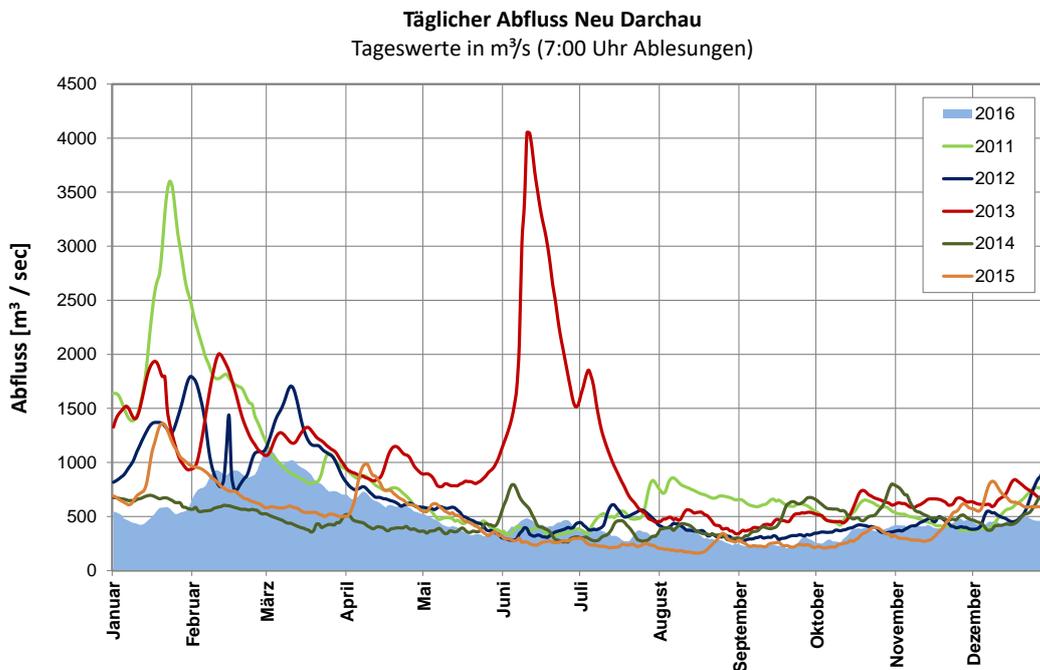


Abbildung 3.1-1 Abfluss am Pegel Neu-Darchau [m³/s], Gegenüberstellung der Jahreskurven 2011 bis 2016

Die im Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom August 2008 in der vom Juli 2009 geänderten Fassung vereinbarte Gesamtmenge von 6,50 Mio m³ LRV war mit einer zwischen 2008 und Ende 2015 verbrachten Gesamtmenge von 5,04 Mio m³ LRV und damit mit einer Restmenge von 1,46 Mio m³ LRV noch nicht ausgeschöpft. Auf dieser Basis wurde vom 2.3.2016 bis zum 12.3.2016 mit dem Laderaumsaugbagger Alexander von Humboldt aus der Süderelbe insgesamt 155.000 m³ LRV entsprechend 54.000 Tonnen Trockensubstanz entnommen und zu E3 verbracht (Abbildung 3.1-2).

Im Februar 2016 wurde von HPA beim MELUND ein Antrag auf eine Fortsetzung der Verbringungen bei der Tonne E3 gestellt. Zum einen wurde für die Verbringung von Sediment aus der Hamburgischen Delegationsstrecke (Norderelbe, Köhlbrand, Süderelbe) wie bisher ein wasserwirtschaftliches Einvernehmen beantragt. Für die Verbringung von Sediment aus Landeshafengewässern wurde ein Antrag auf wasserrechtliche Erlaubnis und naturschutzrechtliche Genehmigung gestellt. Die Anträge wurden vom MELUND am 26.4.2016 bewilligt und es wurden ein wasserwirtschaftliches Einvernehmen, eine wasserrechtliche Erlaubnis und eine naturschutzfachliche Genehmigung ausgestellt. Bestandteil dieser drei Dokumente sind insgesamt 35 Maßgaben (Einvernehmen) resp. 35 Auflagen (wasserrechtliche Erlaubnis) sowie 36 Auflagen (Genehmigung). Diese sind größtenteils wortgleich. Im Bericht wird im Folgenden daher lediglich auf die Maßgaben des Einvernehmens Bezug genommen, sofern sich die entsprechenden Texte nicht unterscheiden.

Aufgrund des sehr geringen Oberwasserabflusses (s.o.) begann bereits Ende Mai bis Anfang Juni 2016 eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Daher wurde am 10. Juni 2016 mit der Verbringung von Material aus dem Köhlbrand zur Tonne E3 begonnen. Die Verbringung vom 10. Juni 2016 bis zum 30. Juni 2016 erfolgte noch nach dem alten Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom August 2008 in der vom Juli 2009 geänderten Fassung (Abbildung 3.1-2). Eingesetzt wurde der Laderaumsaugbagger Bartolomeu Dias mit einem Laderaumvolumen von 14.000 m³. Mit einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 14,8 Stunden wurde in 33 Umläufen eine Gesamtmenge von 475.000 m³ (Laderaumvolumen) entsprechend 229.000 Tonnen Trockensubstanz in die Nordsee verbracht.

Im Jahr 2016 wurde demnach im März und im Juni nach dem alten Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom August 2008 in der vom Juli 2009 geänderten Fassung eine Gesamtmenge von 630.000 m³ resp. 283.000 TDS zu E3 verbracht. Damit beläuft sich die im Zeitraum 2008 bis Ende Juni 2016 verbrachte Gesamtmenge auf 5,7 Mio m³ (2,64 Mio TDS) und liegt damit noch unter der bewilligten Gesamtmenge von 6,5 Mio m³.

Ab 1. Juli 2016 wurde mit der Verbringung nach dem neuen Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 26.4.2016 begonnen.

Die Verbringung wurde vom 1. Juli 2016 bis zum 14. November 2016 durchgeführt. Vom 1. Juli 2016 bis zum 3. November 2016 wurde der Laderaumsaugbagger Bartolomeu Dias (Laderaumvolumen 14.000 m³) in den Gebieten Köhlbrand, Süderelbe, Norderelbe Bl.7 sowie im Vorhafen eingesetzt. Insgesamt wurden mit einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 15,3 Stunden in 163 Umläufen 965.000 TDS (2.320.000 m³ LRV) Material in die Nordsee verbracht.

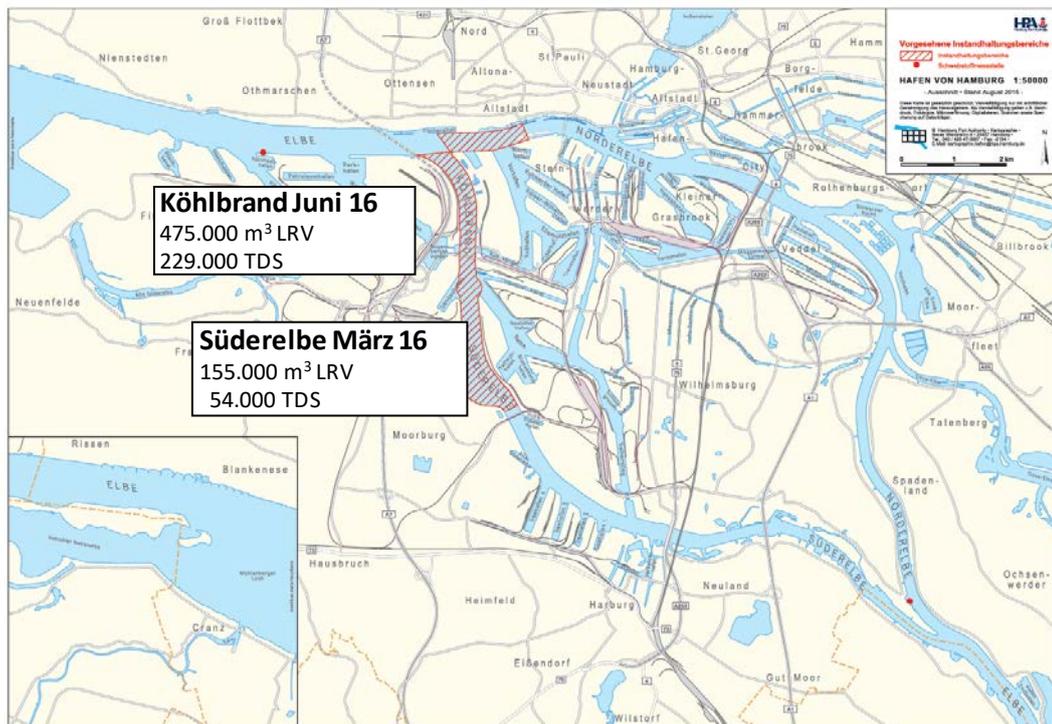


Abbildung 3.1-2 Herkunft und Menge der vom 2.3.2016 bis zum 12.3.2016 (Süderelbe) sowie vom 10.6.2016 bis zum 30.6.2016 (Köhlbrand) nach dem „alten“ Einvernehmen in die Nordsee verbrachten Sedimente (LRV=Laderaumvolumen, TDS=Trockensubstanz)

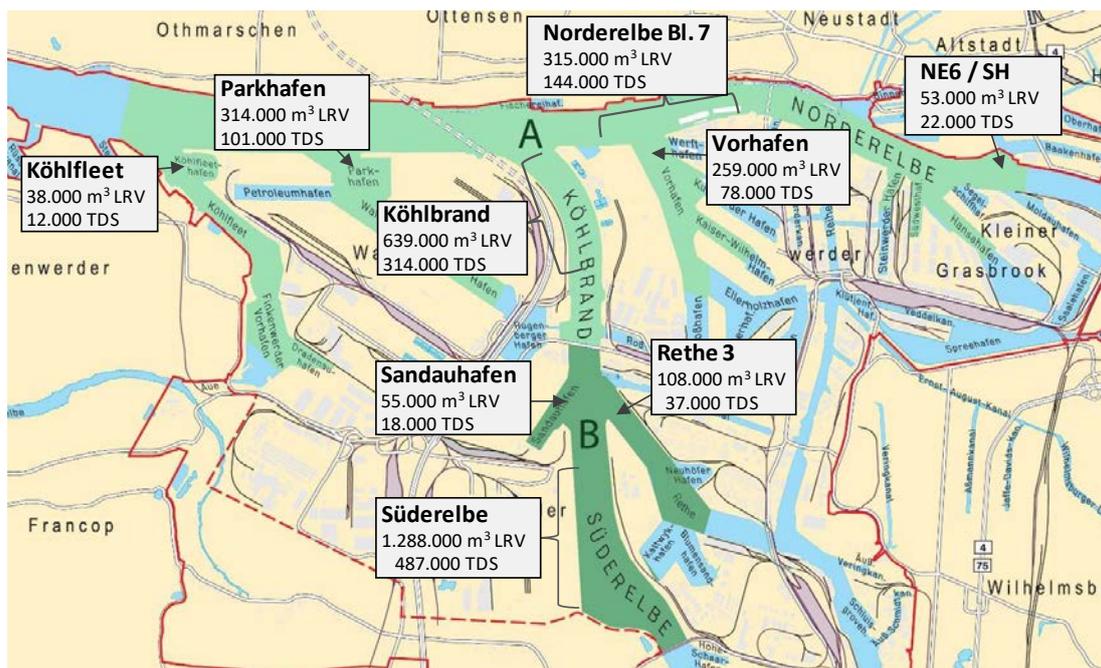


Abbildung 3.1-3 Herkunft und Menge der vom 01.07.2016 bis zum 14.11.2016 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

Vom 7.7.2016 bis zum 13.11.2016 wurde der Laderaumsaugbagger Francesco di Giorgio eingesetzt (Laderaumvolumen 4400 m³). Zwischen dem 7.7.16 und dem 3.11.2016 waren also zwei Geräte im Einsatz. Das kleinere Gerät Francesco di Giorgio wurde sowohl in den großen Gebieten Süderelbe und Vorhafen als auch in den kleineren und daher für Bartolomeu Dias nicht gut zugänglichen Gebieten Sandauhafen, Rethe, Parkhafen, Köhlfleet und Norderelbe Bl. 6 / Strandhafen eingesetzt. Francesco di Giorgio benötigte eine durchschnittliche Umlaufzeit von 17 Stunden in 175 Umläufen zur Verbringung von insgesamt 246.000 TDS (749.000 m³ LRV) Material.

Bis 30.9.2016 erfolgte eine Verbringung auf das Klappzentrum Ost, das nach dem „alten“ Einvernehmen das einzige genehmigte Klappzentrum war. Laut Vorgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung darf die Höhe der Baggergutaufgabe nicht dazu führen, dass eine Wassertiefe von -25 m KN unterschritten wird. Aufgrund der Peilergebnisse aus dem Frühjahr 2016 und einer darauffolgenden Modellierung eines weiteren Auftrags wurde in der Monitoring-AG am 24.8.2016 beschlossen, ab 1.10.2016 das Klappzentrum Süd zu beaufschlagen, um eine sichere Unterschreitung der geforderten Wassertiefe zu gewährleisten.

Die aus den einzelnen Bereichen der Delegationsstrecke sowie den Hafenzufahrten verbrachten Mengen sind in Abbildung 3.1-3 aufgeführt. Aus der Delegationsstrecke wurden auf der Basis des neuen Einvernehmens zwischen Juli und November insgesamt 967.000 TDS (2.295.000 m³) verbracht, von denen der größte Anteil auf die Süderelbe (487.000 TDS), gefolgt von Köhlbrand (314.000 TDS) und Norderelbe Bl.7 (144.000 TDS), entfiel. Aus der Norderelbe Bl.6 vom Liegeplatz am Strandhafen/Chicagokai wurden 22.000 TDS entfernt. Aus den Hafenzufahrten wurde Material vorwiegend aus Parkhafen (101.000 TDS) und Vorhafen (78.000 TDS) entnommen, in geringeren Anteilen auch aus der Rethe (37.000 TDS), dem Sandauhafen (18.000 TDS) und dem Köhlfleet

(12.000 TDS). Insgesamt wurden damit zwischen 7.7.2016 und 14.11.2016 aus den Hafenzufahrten 245.000 TDS (774.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt.

Zusammenfassend für das Jahr 2016 wurden damit im März und im Juni auf der Basis des alten Einvernehmens insgesamt 283.000 TDS (630.000 m³ LRV) in die Nordsee verbracht. Auf der Basis des neuen Einvernehmens wurden insgesamt 967.000 TDS (2.295.000 m³) aus der Delegationsstrecke entnommen. Auf der Basis der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden aus den Hafenzufahrten 245.000 TDS (774.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt. Über das Jahr gerechnet beläuft sich die gesamte Verbringmenge für 2016 damit auf 1.494.000 TDS (3.699.000 m³ LRV) (Abbildung 3.1-4).

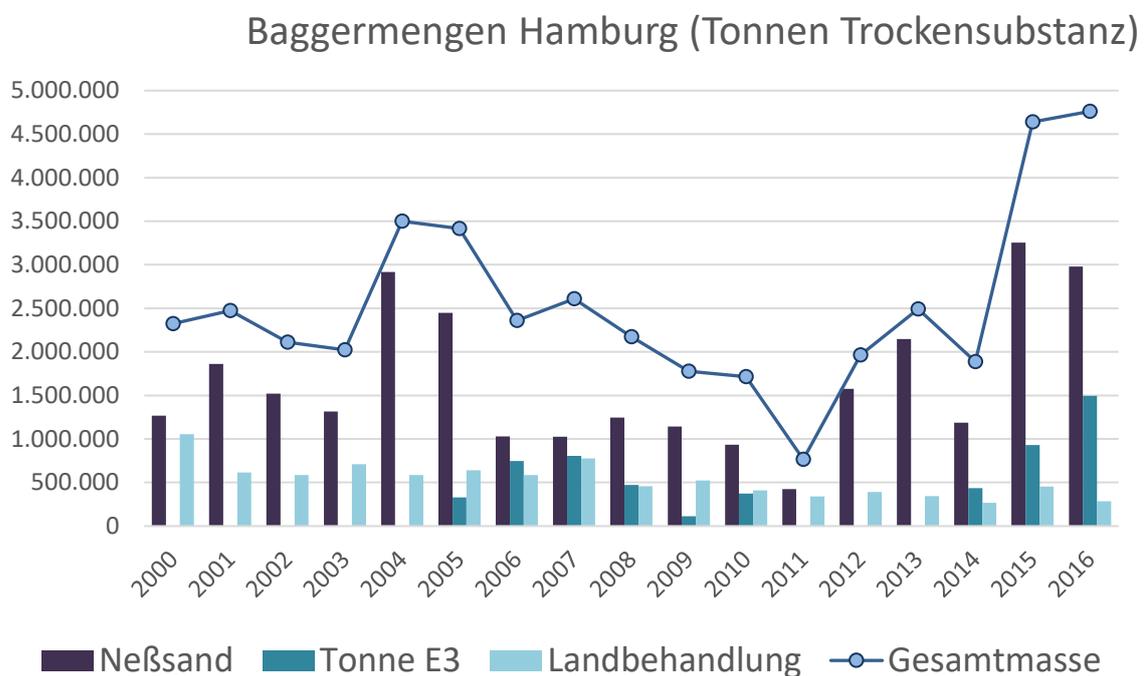


Abbildung 3.1-4 Übersicht über Baggergutmengen und Verbleib 2000 – 2016

3. Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.6: Die aktuelle chemische und ökotoxikologische Qualität des aus den genannten Teilbereichen der Stromelbe entnommenen Sediments* muss jeweils vor der Baggergutentnahme (Freigabebehebung) gemäß GÜBAK i.V.m. Ergänzungen zur behördlichen Umsetzung der GÜBAK in Schleswig-Holstein ermittelt werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „des aus den Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheids“

Die chemische und ökotoxikologische Qualität der Sedimente in den Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer wurde jeweils vor der Baggergutentnahme im Rahmen von Freigabebehebungen gemäß GÜBAK ermittelt. Für die chemischen Untersuchungen wurden im Jahr 2016 insgesamt 58 Proben aus der Stromelbe und 50 Proben aus den Landeshafengewässern entnommen. Hierbei sind 14 Proben mit eingerechnet, die in der Stromelbe im Bereich Süderelbe noch im Rahmen des „alten“ Einvernehmens im Januar 2016 entnommen wurden. Für die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden insgesamt 54 Proben aus der Stromelbe (hiervon 14 Proben auf Basis des „alten“ Einvernehmens) und 31 Proben aus den Landeshafengewässern entnommen (zur Verteilung der Probenanzahlen auf die Einzelbereiche s. nächste Absätze; Maßgabe 2.8 und 2.9).

Zur allgemeinen Charakterisierung der Proben erfolgte eine Texturanalyse nach dem in Anlage 4 der GÜBAK beschriebenen BfG-Verfahren der Ultraschallsiebung. Die Liste der chemischen Parameter umfasst die Parameter nach Tabelle 1 der GÜBAK. Hierbei wurden die Parameter TOC, Stickstoff und Phosphor in der Gesamtfraktion analysiert. Die Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) sowie Arsen wurden sowohl in der < 20 µm Fraktion als auch in der Gesamtfraktion gemessen. Die organischen Schadstoffe (Summe 7 PCB, HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, DDT und Metabolite, PAK Summe 16 und zinnorganische Verbindungen) wurden in der Gesamtfraktion analysiert und (mit Ausnahme der zinnorganischen Verbindungen) auf die Fraktion < 63 µm umgerechnet.

Maßgabe 2.7: Die in diesen Teilbereichen der Stromelbe* aktuell anfallenden Sedimente müssen mit den jeweiligen Baggermengen und Probenahmestellen sowie chemischen Eigenschaften und toxischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „in den verschiedenen Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheides“

Die in den einzelnen Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer anfallenden Sedimente wurden hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften und ökotoxikologischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet (s. Abschn. 3.2 und 3.3). Die Probenahmestellen in den einzelnen Teilbereichen sind in Abbildung 3.1-1 und Abbildung 3.1-2 aufgeführt. Die Baggergutmengen aus den Teilbereichen sind in Abbildung 3.1-2 und Abbildung 3.1-3 (Kapitel 2) aufgeführt.

Maßgabe 2.8: Für jeden dieser Teilbereiche* muss die Probenanzahl gemäß der jeweils zu entnehmenden Sedimentmengen getrennt festgelegt werden und mindestens den Anforderungen der GÜBAK entsprechen. *in Auflage 2.8 (WRE): „dieser Landeshafengewässer“

Die Probenanzahl in den einzelnen Teilbereichen entsprach im Wesentlichen den Anforderungen der GÜBAK. Die jeweiligen Probenanzahlen in den einzelnen Teilgebieten – auch in Relation zu den Sedimentmengen sowie den Anforderungen der GÜBAK – sind im nächsten Absatz unter Maßgabe 2.9 aufgeführt.

Maßgabe 2.9: Die Probenzahl muss in den einzelnen Entnahmebereichen mit den bisher höchsten Belastungen weitest möglich verdichtet werden, so dass höher belastete Bereiche ggf. gesondert entnommen und entsorgt werden können. Dazu können unmittelbar benachbarte Probenahmestellen zusammen betrachtet werden, wenn diese in Art und Zusammensetzung des Sediments vergleichbar sind. Vor diesem Hintergrund sind für die einzelnen Teilbereiche jeweils vor der Entnahme pro Baggerkampagne mindestens 10 oder - mit dem Ziel der weiteren Verdichtung des Probenrasters - 14 Einzelproben auf ihre chemische und mindestens 6 oder - mit dem Ziel der Verdichtung des Probenrasters 10 Einzelproben auf ihre ökotoxikologische Beschaffenheit hin zu analysieren.

Die Teilbereiche der Stromelbe und der Landeshafengewässer wurden mit jeweils 10 Einzelproben, der Bereich der Süderelbe mit 14 Einzelproben auf ihre chemische Beschaffenheit hin analysiert. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten in den Teilbereichen der Stromelbe Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe Bl.5 an jeweils 10 Proben, im Teilgebiet Norderelbe Bl.6 / Strandhafen an 6 Proben. In den Landeshafengewässern Köhlfleet, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen wurden ebenfalls jeweils 6, im Parkhafen 7 ökotoxikologische Analysen durchgeführt. Es wurden bei diesen Beprobungen keine Anzeichen für höher belastete Bereiche innerhalb der jeweiligen Teilbereiche festgestellt. Auf eine Zusammenfassung unmittelbar benachbarter Probenahmestellen wurde daher verzichtet.

Probenanzahl der Teilgebiete in Relation zu den Empfehlungen der GÜBAK:

Die GÜBAK gibt eine Empfehlung für die Anzahl an zu untersuchenden Proben, die sich an dem zu baggernden Volumen orientiert (s. Kapitel 4.2.2 der GÜBAK). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in gut bekannten und gut durchströmten Gebieten, wie sie hier ja vorliegen, laut GÜBAK auch weniger Proben entnommen werden können. Das Volumenmaß ist in der GÜBAK nicht festgelegt. Dies ist insofern relevant, als zwischen Laderaumvolumen (bestimmt im Hopper) und Peilvolumen (bestimmt durch Peilungen vor der Maßnahme) bedingt durch die Auflockerung bei Baggern durchschnittlich ein Faktor von 1.7 liegt.

Werden die nach GÜBAK empfohlenen Probenanzahlen der Teilgebiete mit den gebaggerten (Laderaum-)Volumina verglichen, so liegen die Gebiete Norderelbe Bl.7, Parkhafen, Vorhafen, Rethe, Sandauhafen, Norderelbe Bl.6 / Strandhafen und Köhlfleet sowie Süderelbe Bl.5 aus dem Frühjahr 2016 (Baggermaßnahme im Rahmen des alten Einvernehmens) mit jeweils 10 Proben pro Freigabebeprobung oberhalb der erforderlichen Mindestanzahl nach GÜBAK. Diese beträgt 4 Proben für Mengen bis 100.000 m³ und 7 Proben bis 500.000 m³ (Baggergutmengen s. Abbildung 3.1-2 und Abbildung 3.1-3).

Für die Gebiete Köhlbrand und Süderelbe Bl.5 Sommer 2016 (Baggermaßnahme nach neuem Einvernehmen, s. Abbildung 3.1-3) liegen, aufgrund der in diesen Gebieten höheren Baggergutmengen von über 500.000 m³, die Probenanzahlen von 10 resp. 14 hingegen unterhalb der nach GÜBAK empfohlenen Mindestanzahl von 16. Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2016 wurden in dem Gebiet Köhlbrand noch zusätzlich 6 und in der Süderelbe noch zusätzlich 9 Proben entnommen und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufsproben“). Diese Proben waren nicht Bestandteil der Freigabeuntersuchung. Wenn die Ergebnisse dieser Proben mit in die Bewertung einbezogen werden, liegen auch diese Gebiete hinsichtlich der Probenanzahl im Bereich der Empfehlungen nach der GÜBAK (Ergebnisse der Untersuchungen s. Kapitel 3.1).

Es sei allerdings an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass von den Empfehlungen der GÜBAK zur Probenanzahl bei gut bekannten und gut durchströmten Bereichen abgewichen werden kann. Die hier untersuchten Teilbereiche sind alle gut durchströmt und durch die Untersu-

chungen der vergangenen Jahre auch gut bekannt. Freigabeuntersuchungen müssen bei Anwendung der GÜBAK, im Unterschied zu den hier vorliegenden Zulassungen, üblicherweise auch nicht jährlich erfolgen. Damit wäre auch ohne die Hinzuziehung der zusätzlichen Proben nach Ansicht der HPA die Beprobungsstrategie im Grundsatz immer noch als GÜBAK-konform anzusehen.

Maßgabe 2.10: Die Ergebnisse der jeweiligen Probennahmen und Analysen sowie die Bewertung (siehe Maßgaben 2.6. - 2.9.) müssen dem MELUR als oberste Wasserbehörde des Landes Schleswig-Holstein unverzüglich zur Verfügung gestellt werden.

Die Ergebnisse der jeweiligen Freigabeuntersuchungen inklusive einer Bewertung nach den Maßgaben des Einvernehmens resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden dem MELUND jeweils vor Beginn der Baggerungen in den einzelnen Bereichen per E-Mail zugesandt (Köhlbrand 28.6.2016, Süderelbe 28.6.2016, Norderelbe Bl.7 28.6.2016, Norderelbe Bl.6 27.7.2016, Vorhafen 19.7.2016, Rethe 12.7.2016, Köhlfleet 12.7.2016, Parkhafen 5.7.2016, Sandauhafen 12.7.2016). Die Analysenergebnisse wurden parallel auf der Homepage der HPA veröffentlicht.

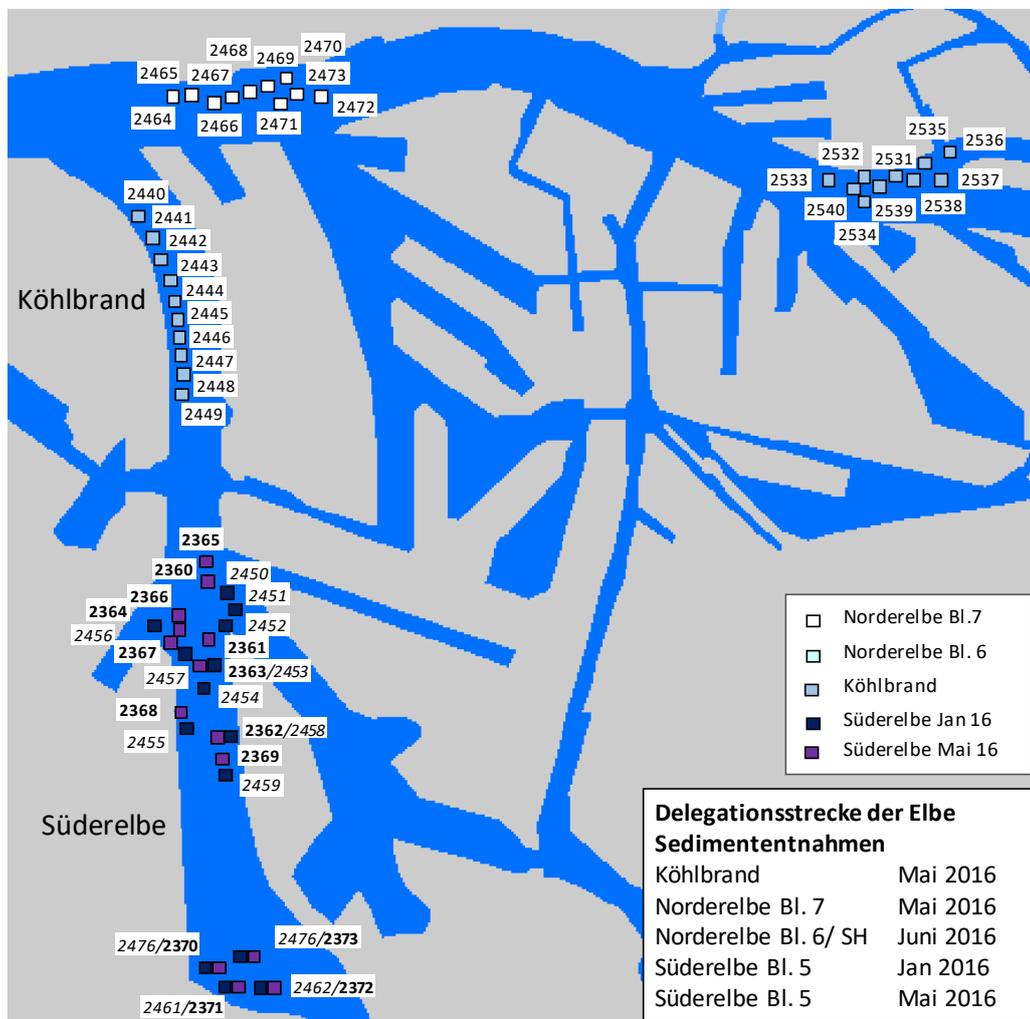


Abbildung 3.1-1 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2016 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke

Vor der Verbringung von Baggergut aus dem Bereich der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten wurden die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen auf ihre chemische Belastung und ihre ökotoxikologische Wirkung hin untersucht.

Die ersten beiden Verbringungskampagnen des Jahres 2016 fanden noch auf Basis des „alten“ Einvernehmens mit dem Land Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2008 in der vom 1. Juli 2009 geänderten Fassung statt: Im März 2016 wurde nach dieser Zulassung Material aus der Süderelbe und im Juni 2016 Material aus dem Köhlbrand verbracht. Probenanzahl und Untersuchungsumfang entsprachen dabei gemäß Maßgabe 7 des „alten“ Einvernehmens den Anforderungen der GÜBAK. Im Köhlbrand wurden 10 Proben entnommen. In der Süderelbe wurde die Probenanzahl gemäß Maßgabe 8 des Einvernehmens auf 14 Proben verdichtet. Zehn Proben wurden im nördlichen Bereich und vier Proben im südlichen Drehkreis entnommen (s. Abbildung 3.1-1).

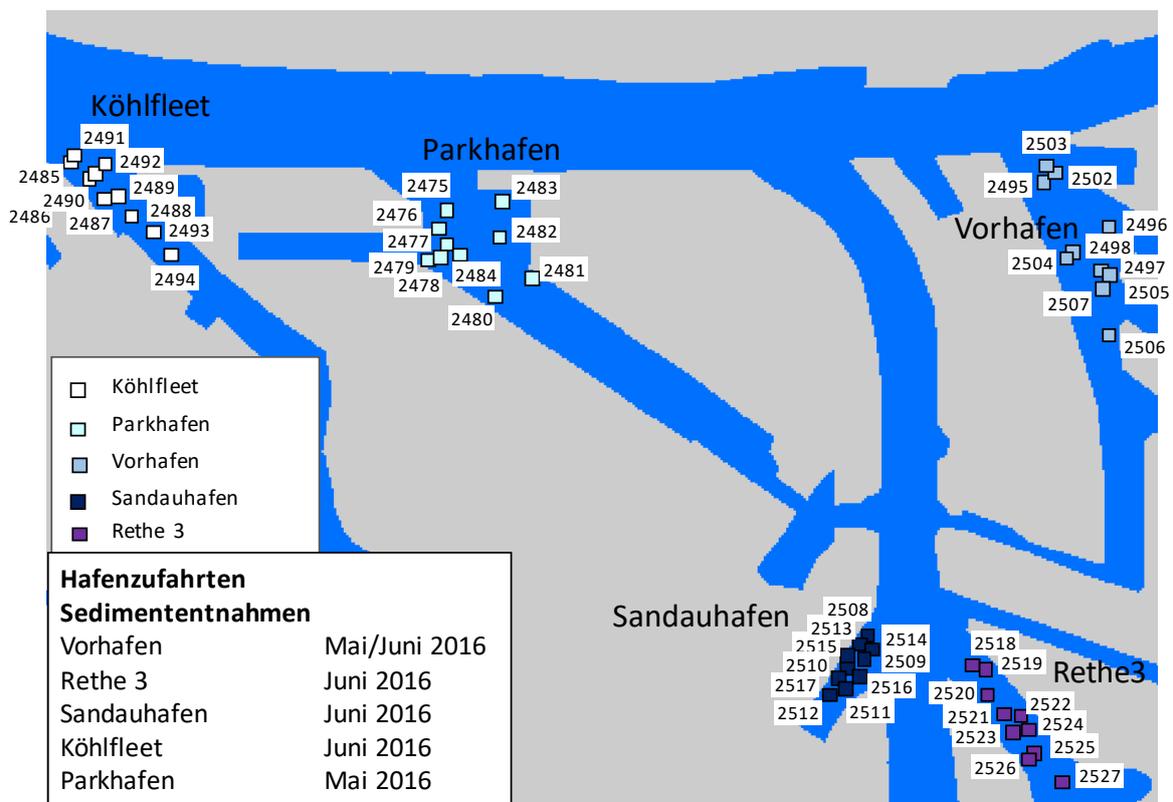


Abbildung 3.1-2 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2016 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

Ab 1. Juli 2016 wurden die Verbringungen von Material aus der Delegationsstrecke auf Basis des „neuen“ Einvernehmens mit dem Land Schleswig-Holstein vom 26.4.2016 durchgeführt. Im Zeitraum Juli bis November 2016 wurde Material aus insgesamt vier Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe, Norderelbe Bl.6/Strandhafen) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 jeweils 14, aus der Norderelbe Bl.7, der Norderelbe Bl.6/Strandhafen und dem Köhlbrand je 10 Proben entnommen. Diese wurden gemäß der Parameterliste der GÜBAK auf ihre chemische Belastung hin analysiert und bewertet. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten in der Norderelbe Bl.6 / Strandhafen an 6, in der Süderelbe, dem Köhlbrand und in der Norderelbe Bl.7 an

10 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3.1-1. Die empfohlene Mindestanzahl der GÜBAK gemäß Maßgabe 2.8, die gemäß der GÜBAK in gut durchströmten Bereichen allerdings auch unterschritten werden darf, wurde in den beiden Gebieten Köhlbrand und Süderelbe Bl.5 aufgrund der dort höheren Baggermengen nicht erreicht (s. Ausführungen unter Maßgabe 2.9, Kasten am Anfang dieses Kapitels). In die Auswertung wurden daher weitere Proben integriert, die im Verlauf der Baggerperiode entnommen wurden (Ergebnisse der Untersuchungen s. Kapitel 3.1).

Die am 26.4.2016 zusammen mit dem Einvernehmen erteilte wasserrechtliche Erlaubnis erlaubt die Verbringung von Material aus einzelnen Hafenzufahrten. Im Jahr 2016 wurde zwischen Juli und November Material aus den Bereichen Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Rethe und Vorhafen in die Nordsee verbracht. Die Anforderungen an die Beprobung dieser Teilbereiche entsprachen denen aus der wasserrechtlichen Erlaubnis. Gemäß Auflage 2.8 und 2.9 der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden in den Teilbereichen je 10 Proben entnommen (Abbildung 3.1-2) und nach den Vorgaben der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert und bewertet. Die GÜBAK empfiehlt, die Schwermetalle nicht nur in der Fraktion < 20 µm, sondern an 10 % der Proben auch in der Gesamtfraktion zu analysieren. Abweichend hiervon wurden in der vorliegenden Untersuchung die Schwermetalle an allen Proben sowohl in der < 20 µm-Fraktion als auch in der Gesamtfraktion durchgeführt. Eine ökotoxikologische Einstufung wurde gemäß Auflage 2.9 an jeweils sechs Einzelproben pro Gebiet durchgeführt.

Damit liegen Ergebnisse von insgesamt fünf Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und fünf Freigabeuntersuchungen aus den Hafenzufahrten vor. Ein Überblick über die chemischen Analysen findet sich in Tabelle A-2 bis Tabelle A-11. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Analysen sind in Tabelle A-15 bis A-16 dargestellt. Hierbei sind die vier Gebiete der Delegationsstrecke (Norderelbe Bl.7, Köhlbrand, Süderelbe Februar 16 und Mai 16, Norderelbe Bl.6/SH) sowie der fünf Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen, Rethe und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

3.1 Chemische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11 (Einvernehmen): Die Schadstoff- und ökotoxikologische Belastung des zukünftig für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts darf nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 (entspricht Einbringbereich Ost gemäß Ziffer A 1) eingebrachten Sediments. Dazu dürfen die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen* nur dann eingebracht werden, wenn der arithmetische Mittelwert (Schwellenwert 1) ihrer jeweiligen chemischen Parameter sowie die jeweiligen ökotoxikologischen Wirkungen nicht statistisch signifikant höher ist als die entsprechenden arithmetischen Mittelwerte derselben Teilbereiche aus den Jahren 2005 bis 2015, d. h. es müssen z. B. im Baggerbereich Köhlbrand, die aktuellen Belastungswerte mit den dort vorangegangenen verglichen werden und entsprechendes jeweils bei den Baggerbereichen Süderelbe und Norderelbe. Darüber hinaus dürfen Sedimente nur dann eingebracht werden, wenn ihre Belastungen mit HCB, TBT sowie Summe 6 DDX und Metabolite die für den jeweiligen Teilbereich zwischen 2005 und 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte (Schwellenwert 2) nicht statistisch signifikant übersteigen. Sollten die Belastungen über den Schwellenwerten 1 und 2 liegen, wird das Material nicht eingebracht.** Bei Belastungen der Sedimente aus den Teilbereichen der Stromelbe unterhalb der unteren Richtwerte der GÜBAK (RW1) sind die vorgenannten Abgleiche nicht erforderlich.

*Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „aus den jeweiligen Landeshafengewässern“;

**Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „In Bezug auf die vorgenannte Auflage werden folgende Baggerbereiche miteinander verglichen:

- Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser-Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums A- s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich des Köhlbrands bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.
- Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Sandauhafen und Rethe (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums B – s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich der Süderelbe bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.“

Die **arithmetischen Mittelwerte** der GÜBAK-Parameter aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe wurden mit den arithmetischen Mittelwerten der Freigabebeprobung 2016 in den Teilbereichen der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) verglichen (Tabelle A-12 bis A-13).

Sofern die Werte aus dem Jahr 2016 sowohl oberhalb des RW1 der GÜBAK als auch oberhalb des Mittelwertes des jeweiligen Referenzwertes („Schwellenwert 1“) lagen, erfolgte eine statistische Prüfung (Ergebnis Tabelle A-13). Bei einem Parameter (Kohlenwasserstoffe) eines Teilgebietes (Norderelbe Bl.6/Strandhafen) wurde eine signifikante Erhöhung im Jahr 2016 gegenüber dem Mittelwert aus 2005-2015 des Referenzgebietes Köhlbrand festgestellt. Diese wurde sowohl in einer Nachanalyse als auch in einer Nachbeprobung nicht bestätigt, so dass für dieses Gebiet die Freigabe erteilt werden konnte.

Das **90. Perzentil des Zeitraums 2005 bis 2015 der drei Parameter HCB, TBT und Summe 6 DDX** der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe wird im Jahr 2016 in sechs Teilgebieten (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Süderelbe, Rethe, Sandauhafen) von allen Einzelwerten unterschritten. In den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Norderelbe Bl.6/Strandhafen werden drei Überschreitungen der Parameter Hexachlorbenzol (zwei im Köhlbrand, einer in Norderelbe Bl.7) und zwei der Summe 6 DDX (einer im Köhlbrand, einer in Norderelbe Bl.6/Strandhafen) festgestellt. Diese sind nicht signifikant (Tabelle A-15).

Maßgabe 2.12: Baggergut mit einer TBT-Belastung von über 300 µg OZK/kg darf nicht eingebracht werden.

Belastungswerte im Baggergut von über 300 µg TBT (OZK)/kg wurden nicht ermittelt.

Maßgabe 2.13: Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung in Jahr 2016 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle resp. keine signifikante Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für keinen der chemischen und der ökotoxikologischen Belastungsparameter einen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015 (s. Kapitel 3.1 und 3.2). Insgesamt lagen im Jahr 2016 deutlich mehr Messwerte unterhalb des Mittels 2005 bis 2015, so dass von einer insgesamt geringeren Belastung des Materials im Vergleich zu den Vorjahren ausgegangen werden kann (Kapitel 3.1).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung im Jahr 2016 ist in Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt. Zu beiden Beprobungsterminen im Jahr 2016 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.2). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab bei keinen der Organismen (Pfeffermuschel, Wellhornschnecke, Kliesche, Scholle) bei den einzelnen chemischen Parametern einen signifikanten Unterschied zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs in Relation zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Kliesche Kapitel 4.7.3, Scholle Kapitel 4.7.4).

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für Maßgabe 2.11: Die Durchführung der statistischen Tests folgte einer Empfehlung der BfG (Anlage A-1 im Anhang). Zum Vergleich der chemischen und der ökotoxikologischen Mittelwerte der Freigabe mit den Werten aus dem Referenzzeitraum wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi angewandt. Für die Prüfung, ob die Werte aus den Freigaben 2016 das 90. Perzentil des Zeitraums 05-15 des jeweiligen Referenzbereichs signifikant überschritten haben, wurde die erweiterte Messunsicherheit der relevanten Parameter (TBT, HCB und Summe DDX) zugrunde gelegt (s. Anlage 1). Diese wurde zuvor gemäß HLUG (2002) aus verdeckten Doppelbestimmungen errechnet. Die statistischen Tests zur Prüfung der Einhaltung von Maßgabe 2.13: in der Nordsee sind im Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt.

Zugrundeliegende Maßgaben altes Einvernehmen (August 2008, geändert Juli 2009):

Maßgabe 10:

(Es dürfen) die zugelassenen Sedimente nur dann eingebracht werden, wenn ihre Belastungen mit HCB, TBT sowie Summe DDT und Metabolite die für den jeweiligen Teilbereich zwischen 2005-2007 ermittelten 90-Perzentil-Werte nicht übersteigen und zusätzlich der arithmetische Mittelwert ihrer jeweiligen chemischen oder ökotoxikologischen Parameter nicht signifikant höher ist als die entsprechenden arithmetischen Mittelwerte derselben Teilbereiche aus den Jahren 2005 bis 2007, d.h. es müssen z.B. im Baggerbereich Köhlbrand die aktuellen Belastungswerte mit den vorangegangenen verglichen werden und entsprechendes bei den Baggerbereichen Süderelbe und Norderelbe.

Maßgabe 10: Die **arithmetischen Mittelwerte** der GÜBAK-Parameter aus dem Referenzzeitraum 2005-2007 der Bereiche Süderelbe Bl. 5 und Köhlbrand wurden den aktuellen Werten der Freigabe Süderelbe Januar 2016 und Köhlbrand gegenübergestellt (Tabelle A-18, Tabelle A-19). Die Mehrzahl der Mittelwerte aus dem Jahr 2016 lag unterhalb der Mittelwerte des Referenzzeitraums 2005-2007. Sofern die Werte aus dem Jahr 2016 oberhalb des Mittelwertes des jeweiligen Referenzwertes lagen, erfolgte eine statistische Prüfung (Ergebnis Tabelle A-18, A-19). Signifikante Erhöhungen im Jahr 2016 gegenüber dem Zeitraum 2005 bis 2007 wurden hierbei nicht ermittelt. Eine Überschreitung der 90. Perzentilwerte aus dem Jahr 2005 bis 2007 der drei Parameter wird in beiden Gebieten ebenfalls nicht festgestellt. Alle Einzelwerte beider Freigaben lagen unter den Werten des 90. Perzentils der Parameter TBT, Summe 6 DDX und HCB aus dem Zeitraum 2005 bis 2007 der jeweiligen Teilgebiete (Tabelle A-20).

a) Einordnung der Werte nach den Richtwerten der GÜBAK (2009)

Die chemischen Parameter der 10 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2016 sind in Tabelle A-2 bis Tabelle A-11 aufgeführt und nach den Richtwerten der GÜBAK (2009) eingestuft. Ein Überblick über die Mittelwerte der 10 Freigabeuntersuchungen findet sich in Tabelle A-13.

Die **in der < 20 µm-Fraktion analysierten Schwermetalle** liegen im Jahr 2016 in allen Gebieten durchgängig unterhalb des Richtwertes 2 (RW2) nach der GÜBAK (2009) (Tabelle A-2 bis A-11). Die Mittelwerte der Parameter Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink bewegen sich dabei zwischen Richtwert 1 (RW1) und Richtwert 2 (RW2). Nur Cadmium unterschreitet bei Süderelbe Bl.5 Januar 2016, Norderelbe Bl.7, Vorhafen und Sandauhafen in jeweils wenigen Einzelwerten z.T. auch den RW1. Die Bleigehalte liegen im Mittel meist unterhalb des RW1. Lediglich im Köhlbrand wird ein Mittelwert zwischen RW1 und RW2 festgestellt. Die Messwerte für Arsen, Chrom und Nickel unterschreiten durchgängig den RW1 nach der GÜBAK (2009).

Der in der **Gesamtfraktion bewertete Gehalt an TBT** liegt bei den 10 Freigabeuntersuchungen in allen Einzelwerten zwischen dem RW1 und dem RW2 der GÜBAK (2009). Bei den übrigen, auf **die Fraktion < 63 µm normierten organischen Schadstoffen**, zeigen die DDT-Metabolite pp-DDD und pp-DDE sowie Hexachlorbenzol in allen 10 Freigabeuntersuchungen Mittelwerte oberhalb des RW 2 und bedingen damit weiterhin, wie auch in den vorangegangenen Jahren, **eine Falleinstufung der Sedimente aller Teilgebiete in den Fall 3 der GÜBAK (2009)**. Auch der Parameter pp-DDT liegt in der Mehrzahl der Gebiete im Mittel oberhalb des RW2 der GÜBAK (2009). Lediglich im Teilgebiet Norderelbe Bl.7 unterschreiten die pp-DDT-Gehalte durchgängig den RW2.

Die Verbindungen α -HCH, Pentachlorbenzol und PCB Summe 7 liegen im Mittel in allen Gebieten zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (2009), während γ -HCH den RW1 durchgängig unterschreitet. Die Werte für PAK Summe 16 bewegen sich in den Freigabeuntersuchungen Süderelbe März 2016, Süderelbe Juni 2016, Köhlbrand und Parkhafen zwischen RW1 und RW2, während in der Norderelbe Bl.7 sowie in den Gebieten Rethe, Sandauhafen, Köhlfleet, Vorhafen und Norderelbe Bl.6/Strandhafen die Mittelwerte direkt dem RW1 entsprechen oder diesen unterschreiten.

Der Parameter Kohlenwasserstoffe liegt in 8 der 10 Gebiete in allen Einzelwerten unterhalb des RW1. Im Gebiet Rethe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen wurden Werte zwischen RW1 und RW2 festgestellt (Tabelle A-5, Tabelle A-6). Diese überschreiten im Gebiet Norderelbe Bl.6/Strandhafen den Mittelwert des Referenzgebietes Köhlbrand aus den Jahren 2005-2015 signifikant (siehe nächster Absatz, Prüfung der Einvernehmensbedingungen). Zur Überprüfung dieses Befunds wurde die Bestimmung an den Proben zunächst wiederholt. Darüber hinaus wurde das Gebiet an den gleichen Positionen neu beprobt. Der Gehalt an Kohlenwasserstoff lag in diesen beiden Datensätze geschlossen unterhalb des RW1 (Tabelle A-5).

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Die nach Maßgabe 2.15 durchzuführenden statistischen Prüfungen wurden so durchgeführt wie von der BfG vorgeschlagen. Das entsprechende Prüfverfahren ist im Anhang in Anlage A-1 aufgeführt.

Die arithmetischen Mittelwerte der jeweils 9 Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus den Jahren 2005 bis 2015, die für den Vergleich der Mittelwerte aus dem Jahr 2016 nach Maßgabe 2.11 benötigt werden, sind im Anhang in Tabelle A-12 aufgeführt. In Tabelle A-13 werden diese Werte denen der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr

2016 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3.1-1). Hierbei werden nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens die Teilgebiete der Stromelbe Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Jahr 2016 mit den Daten des entsprechenden Vergleichsgebietes aus 2005 bis 2015 verglichen. Das Gebiet der Stromelbe Norderelbe Bl.6/Strandhafen, für das keine Vergleichsdaten aus den Jahren 2005 bis 2015 vorliegen, wird aufgrund seiner räumlichen Lage und sedimentologischen Zusammensetzung dem Gebiet Köhlbrand gegenübergestellt.

Die Hafenzufahrten Rethel und Sandauhafen, die in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Gebiet Süderelbe liegen, werden gemäß Auflage 2.11 der wasserrechtlichen Erlaubnis mit den Vergleichsdaten der Süderelbe aus 2005 bis 2015 abgeglichen. Die Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen und Vorhafen werden hingegen mit den Daten aus dem Gebiet Köhlbrand abgeglichen.

Zu prüfen ist nach Maßgabe 2.11 zunächst, ob die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte der Freigabebehebungen der Teilgebiete aus dem Jahr 2016 signifikant höher sind als die jeweiligen Vergleichswerte aus den Jahren 2005 bis 2015, sofern diese oberhalb des RW1 der GÜBAK (2009) liegen. Das Ergebnis dieser Prüfung ist in Tabelle A-13 aufgeführt. Da die GÜBAK (2009) insgesamt 19 Prüfparameter vorsieht und 9 Teilgebiete geprüft werden, ergeben sich hierbei 171 Einzelvergleiche. Insgesamt liegen 58 dieser Mittelwerte unterhalb des RW1. Von den verbleibenden 113 Werten liegen 101 im arithmetischen Mittel unterhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 und 12 Werte liegen darüber (Tabelle A-13, Abbildung 3.1-1, Abbildung 3.1-2). Da damit im Jahr 2016 deutlich mehr Messwerte unterhalb des Mittels aus 2005 bis 2015 liegen als darüber, ist die Belastung im Jahr 2016 im Vergleich zu den Vorjahren insgesamt als geringer zu bezeichnen. Dies ist vermutlich auf das niedrige Oberwasser im Jahr 2016 und den damit verbundenen hohen Schwebstoffeintrag von Unterstrom zurückzuführen (s. Kapitel 2).

Für die 12 Mittelwerte, die höher liegen als die Referenz-Mittelwerte der Jahre 2005-2015 der entsprechenden Vergleichsgebiete, wurde von der BfG die im Einvernehmen geforderte statistische Prüfung durchgeführt (Testverfahren: Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoch Nemenyi, Erläuterung s. Anlage 1). In 11 Fällen (Abbildung 3.1-1) wurde zwischen dem Wert aus dem Jahr 2016 und dem jeweiligen Referenzwert der Jahre 2005 bis 2015 kein signifikanter Unterschied ermittelt (Tabelle A-13). Hingegen lag der Parameter „Kohlenwasserstoffe“ im Gebiet Norderelbe Bl.6/Strandhafen im Jahr 2016 zunächst signifikant höher als im Köhlbrand 2005 bis 2015 (Abbildung 3.1-2). Diese Erhöhung lag mit einem Wert von 280 mg/kg zwar oberhalb des RW1 von 200 mg/kg, aber noch deutlich unterhalb des RW2 von 600 mg/kg. An den Proben wurde eine Nachbestimmung bei einem zweiten Labor¹ durchgeführt. Darüber hinaus wurde eine Neubeprobung des Gebietes an den gleichen Positionen wie in der ersten Freigabeuntersuchung durchgeführt und diese Proben wurden ebenfalls bei diesem Labor auf Kohlenwasserstoffe analysiert. Sowohl Nachbestimmung als auch Neubeprobung bei dem Labor, dass mehrheitlich auch die Analysen der Jahre 2005 bis 2015 durchgeführt hat, ergaben Werte unterhalb des RW1. Aufgrund dieser Befunde war nicht davon auszugehen, dass der Kohlenwasserstoffgehalt im Gebiet Norderelbe

¹ Das hier als „zweites Labor“ bezeichnete Labor hatte die überwiegende Anzahl der Analysen aus dem Referenzzeitraum 2005 bis 2015 im Bereich Köhlbrand durchgeführt. Beide Labore verfügen über eine Akkreditierung gemäß dem weltweiten Standard für Prüflabore (ISO 17025) für Sedimentanalysen, haben eine Qualitätssicherung implementiert und nehmen regelmäßig an Ringversuchen teil. Es sind darüber hinaus dies die beiden Labore, die deutschlandweit von der BfG nach Vergleichstests für die Analysen nach GÜBAK empfohlen werden und die im Rahmen des E3-Monitorings je nach vorhandener Kapazität auch regelmäßig beide für sedimentchemische Analysen beauftragt werden. Damit wird grundsätzlich nicht von einem systematischen Unterschied der Analyseergebnisse beider Labore ausgegangen. Dies schließt vorübergehende Abweichungen in den Testsystemen beider Labore nicht aus, sofern sich diese im Rahmen der durchzuführenden Qualitätssicherung bewegen.

Bl.6/Strandhafen im Jahr 2016 tatsächlich oberhalb des Referenzwertes Köhlbrand 2005-2015 liegt und das Gebiet wurde zur Verbringung in die Nordsee freigegeben.

In den beiden Teilgebieten mit den höchsten Baggergutvolumina Köhlbrand und Süderelbe Bl. 5 wurden mit 10 resp. 14 Proben in der Freigabe weniger Proben entnommen, als nach der GÜBAK für das entsprechende Volumen (hier: Laderaumvolumen) empfohlen wird (für Details s. Kasten zu Beginn dieses Kapitels). Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2016 wurden in dem Gebiet Köhlbrand noch zusätzlich 6 und in der Süderelbe noch zusätzlich 9 Proben entnommen und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufsproben“). In Tabelle A-14 sind sowohl die Mittelwerte der Verlaufsproben als auch die Gesamt-Mittelwerte aus allen Freigabeproben und den Verlaufsproben in Relation zu den Referenzwerten aus 2005 – 2015 aufgeführt. Sowohl die Verlaufsproben als auch die Gesamtmittelwerte liegen, sofern sie sich über RW1 bewegen, in allen Fällen unterhalb des Mittelwertes des Referenzzeitraums 2005-2015. Wenn diese Werte in die Bewertung einbezogen werden, wird der Schwellenwert 1 nach Maßgabe 2.11 damit bei keinem Parameter überschritten. Auch bei der Einbeziehung dieser zusätzlichen Proben in die Freigabeuntersuchungen der Gebiete Köhlbrand und Süderelbe Bl. 5 wird die Mittelwertsbedingung nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens folglich eingehalten.

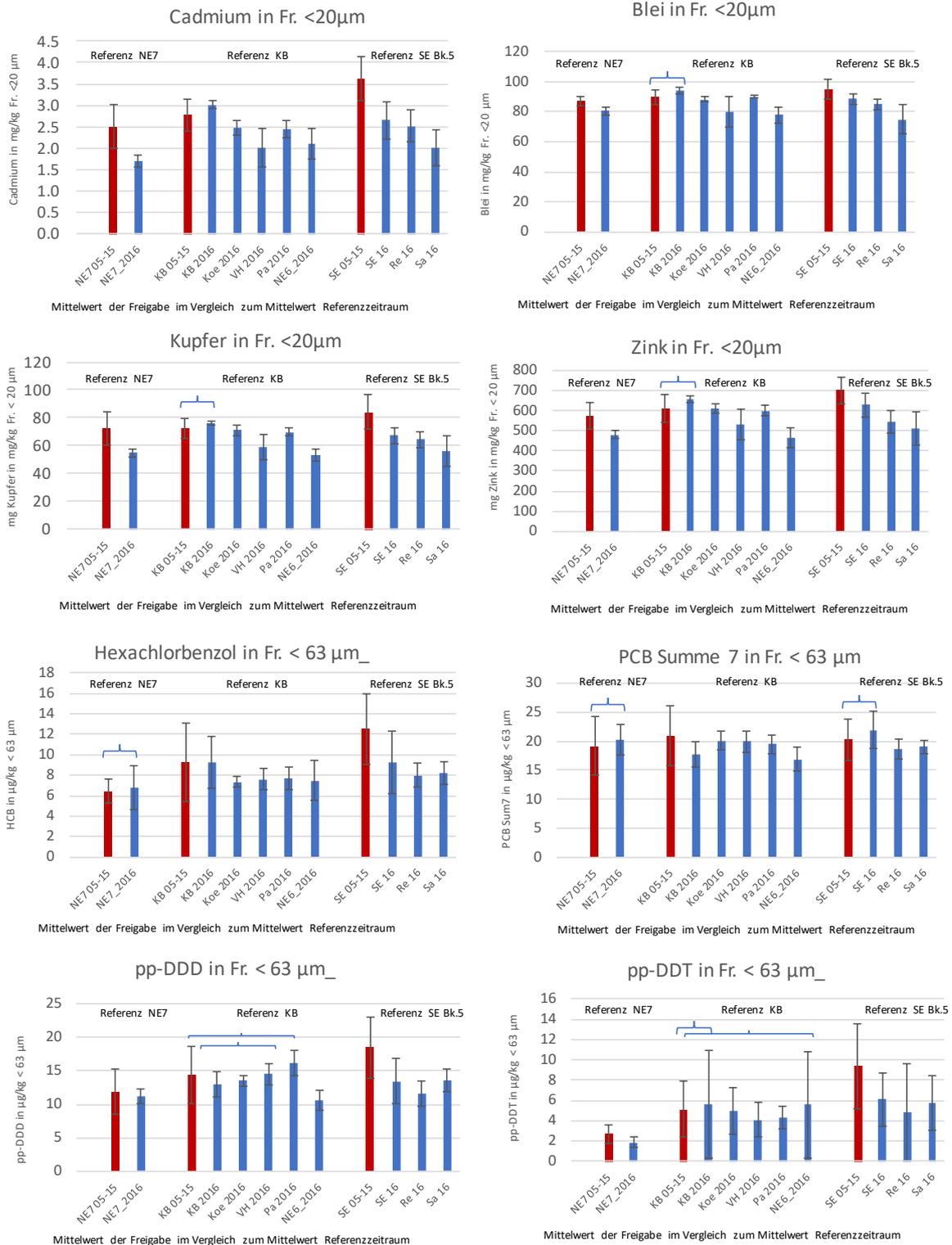
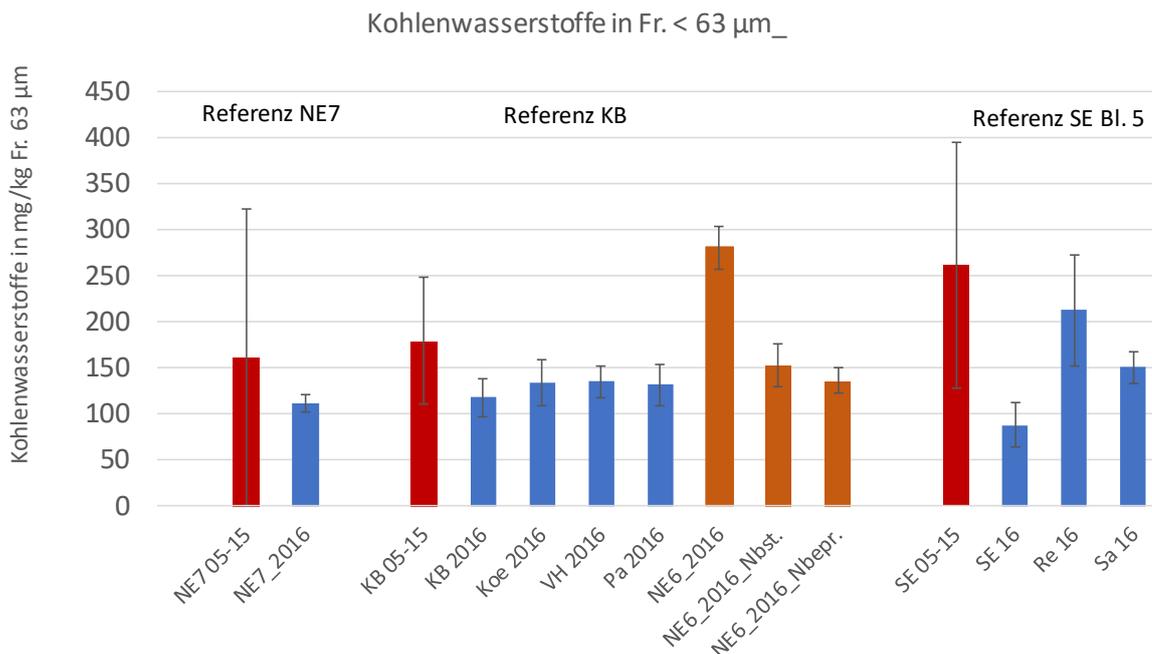


Abbildung 3.1-1 Mittelwerte der Freigaben 2016 (blaue Balken) in Relation zum Referenzzeitraum (rote Balken). NE7 = Norderelbe Bl. 7, KB = Köhlbrand, SE Bl. 5 = Süderelbe Bl. 5, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE6/SH = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, Re = Rethe, Sa = Sandauhafen. Fehlerbalken geben Standardabweichung an. Klammern geben Überschreitung der Mittelwerte des Referenzzeitraums an.



Mittelwert der Freigabe im Vergleich zum Mittelwert Referenzzeitraum

Abbildung 3.1-2 Mittelwerte der Freigaben 2016 (blaue Balken) in Relation zum Referenzzeitraum (rote Balken). Orangene Balken sind Mittelwerte der Freigabe 2016 der Norderelbe Bl.6/Strandhafen (Nbest.=Nachbestimmung, Nbepr.=Nachbepröbung). Klammer gibt Überschreitung des Mittelwerts des Referenzzeitraums an. Fehlerbalken geben Standardabweichung an.

NE7 = Norderelbe Bl. 7, KB = Köhlbrand, SE Bl. 5 = Süderelbe Bl. 5, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE6/SH = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, Re = Rethe, Sa = Sandauhafen.

In einem zweiten Prüfschritt soll nach Maßgabe 2.11 ermittelt werden, ob die Einzelwerte der Parameter Hexachlorbenzol, TBT sowie DDT und Metabolite (Summe 6 DDX) die in den Teilbereichen Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe im Zeitraum 2005 bis 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte statistisch signifikant übersteigen. Die Werte des 90. Perzentil und die Maximalwerte der Freigaben aller Teilbereiche aus dem Jahr 2016 dieser drei Parameter sind in Tabelle A-15 aufgeführt und den Werten des 90. Perzentil der drei Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3.1-3). Als Signifikanzkriterium gilt nach dem von der BfG zur Prüfung vorgeschlagenen Verfahren die erweiterte Messunsicherheit dieser Parameter, die ihrerseits aus Doppelbestimmungen ermittelt wurde (Tabelle A-15, Anlage A-1 (BfG)).

Im Teilgebiet Köhlbrand wird das 90. Perzentil 2005-2015 für Hexachlorbenzol an zwei (Abbildung 3.1-3 C) und für Summe 6 DDX (Abbildung 3.1-3 D) an einem Messpunkt überschritten. Im Teilgebiet Norderelbe Bl.7 wird für Hexachlorbenzol an einem Messpunkt eine Überschreitung ermittelt (Abbildung 3.1-3 B), im Teilgebiet Norderelbe Bl.6/Strandhafen hingegen für Summe 6 DDX (Abbildung 3.1-3 A). Die Überschreitungen für Hexachlorbenzol liegen noch innerhalb der erweiterten und die Überschreitungen für Summe 6 DDX innerhalb der einfachen Messunsicherheit und sind damit nach dem von der BfG vorgeschlagenen Verfahren (Anlage 1) nicht als signifikant zu werten.

In den übrigen sechs Teilgebieten (Köhlfleet, Parkhafen, Süderelbe, Vorhafen, Rethe, Sandauha-
fen) liegen alle Einzelwerte an Hexachlorbenzol und Summe 6 DDX unterhalb des 90. Perzentils
der Werte aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 der Vergleichsgebiete (Tabelle A-15).

Das 90. Perzentil der TBT-Werte aus 2005 bis 2015 der jeweiligen Vergleichsgebiete wird im Jahr
2016 von keinem der 94 Einzelwerte in den insgesamt 9 Freigabeuntersuchungen überschritten
(Tabelle A-15). Da die Belastung mit TBT seit 2005 im Bereich des Hamburger Hafens real zurück-
gegangen ist (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2015) ist dieses Ergebnis auch zu erwarten.

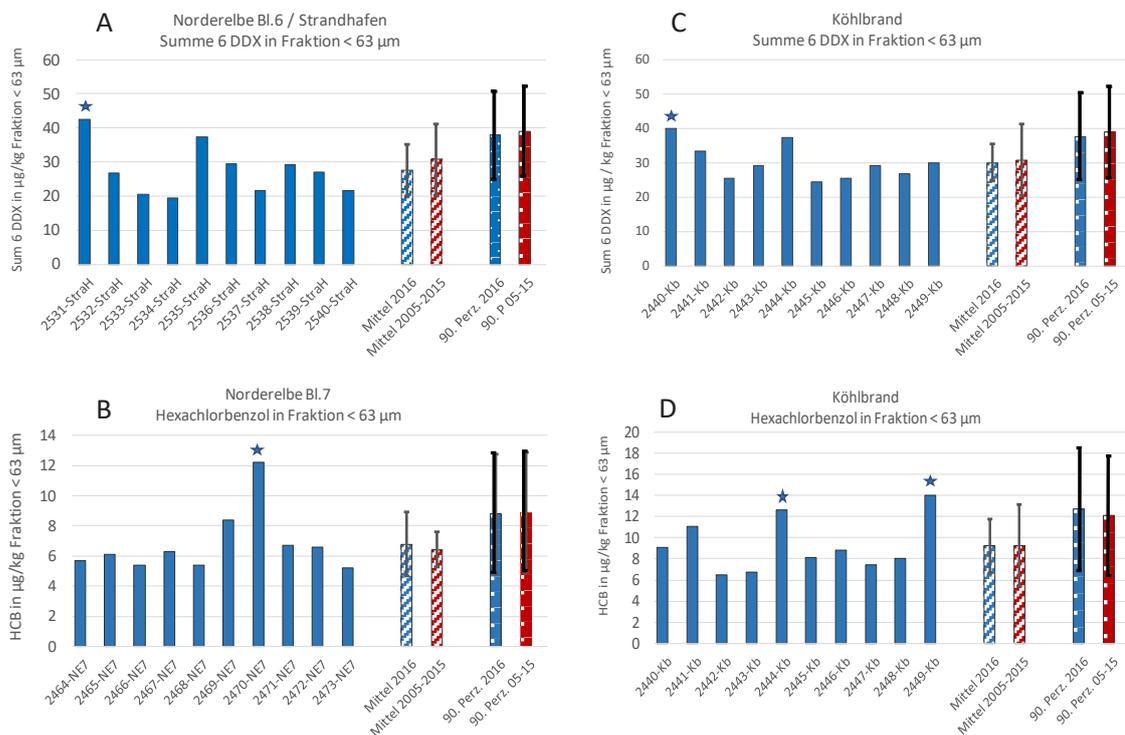


Abbildung 3.1-3 Einzelwerte der Freigaben aus den Bereichen Nordereibe Bl.6/Strandhafen (Summe 6 DDX, A), Nordereibe Bl. 7 (Hexachlorbenzol, B), Köhlbrand (Summe 6 DDX, C und Hexachlorbenzol, D) in Relation zu den Mittelwerten und dem 90. Perzentil der jeweiligen Freigabe und des Referenzzeitraums 2005-2015. Balken der Mittelwerte geben Standardabweichung an. Balken des 90. Perzentils geben die erweiterte Messunsicherheit an. Sternchen bezeichnen Überschreitungen des 90. Perzentils aus 2005-2015.

c) Prüfung der Maßgaben nach dem alten Einvernehmen (Maßgabe 10 in Verbindung mit Maßgabe 11)

Im Jahr 2016 fand die Verbringung im März 2016 aus dem Gebiet Süderelbe und im Juni 2016 aus dem Gebiet Köhlbrand noch nach dem Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2008 in der 2009 geänderten Fassung statt („altes Einvernehmen“; s. Kapitel 2). Dementsprechend wurde für beide Freigabeuntersuchungen eine Prüfung nach dem alten Einvernehmen durchgeführt. Dieses sieht vor, dass der arithmetische Mittelwert der einzelnen Teilbereiche der chemischen Parameter nicht höher liegen darf als die entsprechenden Mittelwerte aus den Jahren

2005 bis 2007. Zudem darf die TBT-Konzentration einen Wert von 300 µg/kg TS nicht überschreiten. Zusätzlich wird gefordert, dass die Belastung mit Hexachlorbenzol, TBT und Summe 6 DDX die von 2005 bis 2007 ermittelten 90-Perzentil-Werte des jeweiligen Gebietes nicht übersteigen darf (Maßgabe 10 in Verbindung mit Maßgabe 11).

Die arithmetischen Mittelwerte der Teilbereiche Süderelbe Januar 2016 und Köhlbrand Juni 2016 der chemischen Parameter lagen nicht signifikant über denen aus dem Zeitraum 2005 bis 2007 (Tabelle A-18, Tabelle A-19). In der Süderelbe lag lediglich der Mittelwert von Chrom oberhalb des Mittels aus 2005-2007, während die übrigen 18 Parameter im Frühjahr 2016 niedriger waren als im Zeitraum 2005-2007. Die Erhöhung war nicht signifikant. Im Köhlbrand wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink höhere Mittelwerte als im Zeitraum 2005-2007 ermittelt, während die übrigen 14 Parameter niedriger lagen. Für diese vier Metalle wurde auch nach dem neuen Einvernehmen höhere Werte als im Zeitraum 2005-2015 festgestellt. Auch für den Vergleich nach dem alten Einvernehmen ergab eine statistische Prüfung, dass die Erhöhung nicht signifikant war.

Ein Wert von 300 µg/kg TBT wurde in keiner der Proben ermittelt.

Eine Überschreitung der 90. Perzentilwerte aus dem Jahr 2005 bis 2007 der drei Parameter wird in beiden Freigabeuntersuchungen ebenfalls nicht festgestellt. Alle Einzelwerte beider Freigaben lagen unter den Werten des 90. Perzentils der Parameter TBT, Summe 6 DDX und HCB aus dem Zeitraum 2005 bis 2007 der jeweiligen Teilgebiete (Tabelle A-20).

3.2 Ökotoxikologische Wirkung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11: Text s. Kapitel 3.1

Die arithmetischen Mittelwerte der marinen und der limnischen Toxizitätsklasse der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe 2005-2015 wurden den arithmetischen Mitteln der Freigabebeprobungen aus dem Jahr 2016 aus der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) gegenübergestellt (Tabelle A-17).

In zwei Gebieten (Norderelbe Bl.6/Strandhafen und Vorhafen) lagen die arithmetischen Mittelwerte sowohl der marinen als auch der limnischen Toxizitätsklasse sehr knapp oberhalb der Referenzwerte aus dem Köhlbrand 2005 bis 2015, wobei diese Differenz nicht signifikant war (Tabelle A-17, Abbildung 3.2-1). In den anderen 7 Freigabeuntersuchungen lagen die marinen und die limnischen Mittelwerte direkt auf oder unterhalb der jeweiligen Referenzwerte aus 2005-2015 (Tabelle A-17, Abbildung 3.2-1).

Maßgabe 2.13: Text s. Kapitel 3.1

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung im Jahr 2016 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für die ökotoxikologischen Belastungsparameter keinen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015. Die Mittelwerte der Freigaben 2016 in den Gebieten Norderelbe Bl.7, Köhlbrand, Parkhafen, Köhlfleet, Süderelbe, Rethe und Sandauhafen lagen im Gegenteil niedriger als im Referenzzeitraum 2005-2015, in den Gebieten Norderelbe Bl.6/Strandhafen und lagen die arithmetischen Mittelwerte sehr knapp und nicht signifikant oberhalb der Referenzwerte aus dem Köhlbrand 2005-2015 (s. Maßgabe 2.11, Abbildung 3.2-1). Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung im Jahr 2016 ist in

Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie Nordsee) dargestellt. Zu beiden Beprobungsterminen im Jahr 2016 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.2).

Maßgabe 2.14: *Unabhängig davon darf Baggergut mit einer hohen und sehr hohen Toxizität, d. h. pT-Werten von 5 und 6, nicht eingebracht werden.*

Bei den Freigabeuntersuchungen wurden keine pT-Werte von 5 und 6 ermittelt.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Zur Signifikanzprüfung nach Maßgabe 2.11 wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi durchgeführt (s. Tabelle A-17). Für Maßgabe 2.13 s. dort sowie Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie Nordsee)

Berücksichtigte Maßgaben altes Einvernehmen (August 2008, geändert Juli 2009):

Maßgabe 10: *Text s. Kapitel 3.1*

Bei beiden nach dem alten Einvernehmen durchgeführten Freigabeuntersuchungen Süderelbe (Januar 2016) und Köhlbrand (Mai 2016) wurde weder mit der limnischen noch mit der marinen Testpalette eine signifikante Erhöhung der ökotoxikologischen Belastung im Vergleich zum Zeitraum 2005 – 2007 ermittelt (Tabelle A-21).

Zur Prüfung der ökotoxikologischen Wirkung von schadstoffbelasteten Sedimenten werden ökotoxikologische Tests durchgeführt. Dabei werden Mikroorganismen aus verschiedenen taxonomischen Gruppen und Trophieebenen entweder im Kontakttest direkt dem Sediment oder - in den meisten Fällen - dem Eluat oder / und Porenwasser der Sedimente ausgesetzt. Im Testansatz wird dann geprüft, ob und inwieweit die Organismen beeinträchtigt werden.

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die unterschiedlichen Modellorganismen wird die von einer Umweltprobe ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wievielfach eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr signifikant toxisch wirkt. Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens sechsmal verdünnt). Werden mehrere Biotestverfahren eingesetzt, wird die Toxizitätsklasse der Umweltprobe durch den höchsten pT-Wert bestimmt. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Gemäß des von der BfG entworfenen Monitoringprogramms werden an den zur Verbringung vorgesehenen Sedimenten der marine und der limnische Algentest, der Leuchtbakterientest und der Daphnientest jeweils am Porenwasser und am Eluat angewendet. Der Leuchtbakterientest ist für limnische und marine Proben nahezu identisch und muss daher nicht doppelt ausgeführt werden. Die Durchführung unterscheidet sich lediglich durch den Zeitpunkt des Aufsatzens im Eluat (vor oder nach der Elution). Im vorliegenden Fall wurde die limnische Testvariante durchgeführt. Damit ergeben sich pro Probe acht Bioteste. Zur marinen Testbatterie zählen hierbei vier Testverfahren (marine Algen, Leuchtbakterien, jeweils Porenwasser und Eluat) und zur limnischen sechs (limnische Algen, Leuchtbakterien, Daphnien, jeweils Porenwasser und Eluat). Der höchste der vier resp. sechs pT-Werte bestimmt die Klasseneinstufung.

a) Einordnung der pT-Werte im System der ökotoxikologischen Belastungsklassen

Im Jahr 2016 wurden insgesamt 71 Sedimentproben ökotoxikologisch untersucht. Eine detaillierte Auflistung der pT-Werte, die in den verschiedenen Biotesten ermittelt wurden, sowie der resultierenden Klasseneinstufungen der 9 Freigabeuntersuchungen ist im Anhang in Tabelle A-16 angegeben. In Tabelle A-17 und in Abbildung 3.2-1 sind die arithmetischen Mittelwerte der Klassen der marinen und der limnischen Testbatterie aus dem Jahr 2016 den Referenzwerten aus 2005-2015 gegenübergestellt.

Die Spanne der in den Testverfahren ermittelten pT-Werte reicht von pT0 (nicht toxisch) bis zu pT4 (toxisch) (Tabelle A-16). PT-Werte von pT5 (hoch toxisch) und pT6 (sehr hoch toxisch) werden in keiner der Proben festgestellt.

Mittels der marinen Testbatterie wird die Klasse I (sehr gering toxisch) am häufigsten ermittelt, gefolgt von der Klasse II (gering toxisch) und III (mäßig toxisch). Die höchste Einstufung kommt hier durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom marinen Algentest im Porenwasser. Die Tests an Eluaten ergeben größtenteils niedrigere Werte.

Bei der Ermittlung der limnischen Toxizitätsklasse ist die häufigste Klasse die Klasse II (gering toxisch), gefolgt von Klasse III (mäßig toxisch) und Klasse I (sehr gering toxisch). Die höchste Einstufung kommt hier durch den limnischen Algentest im Porenwasser und Eluat zustande, gefolgt vom Leuchtbakterientest im Porenwasser.

Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht für die marine Testbatterie von 0,4 (Norderelbe Bl.7) bis 2,3 (Süderelbe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen) und für limnische Testbatterie von 1,0 (Norderelbe Bl.7) bis 3,1 (Süderelbe).

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Gemäß Einvernehmen resp. wasserrechtlicher Erlaubnis darf die ökotoxikologische Belastung des für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 verbrachten Sediments. Hierbei dürfen die aktuellen Belastungen der jeweiligen Freigabeuntersuchungen in den einzelnen Gebieten im Jahr 2016 nicht statistisch signifikant höher sein als die arithmetischen Mittelwerte der ökotoxikologischen Wirkungen der Teilbereiche Köhlbrand, Süderelbe und Norderelbe Bl.7 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015.

Die arithmetischen Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2016 sind im Anhang in Tabelle A-17 aufgeführt und den Referenzmittelwerten aus den Jahren 2005 – 2015 gegenübergestellt.

Marine Testbatterie: Von den Mittelwerten der 9 nach dem neuen Einvernehmen durchgeführten Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2016 liegen die Werte aus 6 Gebieten unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 (Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Norderelbe Bl.7, Sandauhafen, Rethe), während der Mittelwert in der Süderelbe aus der Freigabeuntersuchung Mai 2016 mit dem Referenzmittelwert der Süderelbe aus 2005-2015 identisch ist (Abbildung 3.2-1, Tab. A-17). Die Mittelwerte aus dem Vorhafen und der Norderelbe Bl.6/Strandhafen liegen mit einem Wert von 2,2 resp. 2,3 knapp oberhalb des Referenzmittelwerts von 2,1 aus dem Köhlbrand 2005-2015 (Abbildung 3.2-1). Eine statistische Prüfung ergab, dass diese Differenz nicht signifikant ist (Tab. A-17).

Limnische Testbatterie: Wie auch bei der marinen Testpalette liegen bei der limnischen Testbatterie die Mittelwerte der 6 Gebiete Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Norderelbe Bl.7, Sandauhafen und Rethe im Jahr 2016 niedriger als der Mittelwert der jeweiligen Vergleichsgebiete aus dem Zeitraum 2005-2015, während der Mittelwert in der Süderelbe aus der Freigabeuntersuchung Mai 2016 mit dem Referenzmittelwert der Süderelbe aus 2005-2015 identisch ist (Abbildung 3.2-1, Tabelle A-17). Die Mittelwerte aus dem Vorhafen und der Norderelbe Bl.6/Strandhafen liegen mit einem Wert von jeweils 2,7 knapp oberhalb des Referenzmittelwerts von 2,6 aus dem Köhlbrand 2005-2015 (Abbildung 3.2-1). Eine statistische Prüfung ergab, dass diese Differenz nicht signifikant ist (Tab. A-17).

Zusammenfassend ergibt sich, dass die Vorgaben nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis in Bezug auf die ökotoxikologischen Testverfahren in allen Freigabeuntersuchungen eingehalten werden.

c) Prüfung der Maßgaben nach dem alten Einvernehmen (Maßgabe 10 in Verbindung mit Maßgabe 11)

Im alten Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2009 wird gefordert, dass die Sedimente nicht signifikant höher belastet sein dürfen als die, die zwischen 2005 und 2007 verbracht wurden (Maßgabe 10 in Verbindung mit Maßgabe 11). Zudem dürfen sie keine signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Verbringstelle erwarten lassen. Proben der Toxizitätsklasse V und VI dürfen nicht verbracht werden (Maßgabe 12 und 13).

Bei den nach dem alten Einvernehmen durchgeführten Freigabeuntersuchungen der Gebiete Süderelbe (Januar 2016) und Köhlbrand (Mai 2016) wird weder mit der limnischen noch mit der marinen Testpalette eine signifikante Erhöhung der ökotoxikologischen Belastung im Vergleich zum Zeitraum 2005 – 2007 ermittelt. Die jeweiligen Mittelwerte sowohl der limnischen als auch der marinen Testbatterie liegen unter den Mittelwerten der Jahre 2005 – 2007 (Tabelle A-21). Werte von pT5 und pT6 wurden in keiner Probe festgestellt. Die im alten Einvernehmen geforderten Bedingungen wurden damit eingehalten.

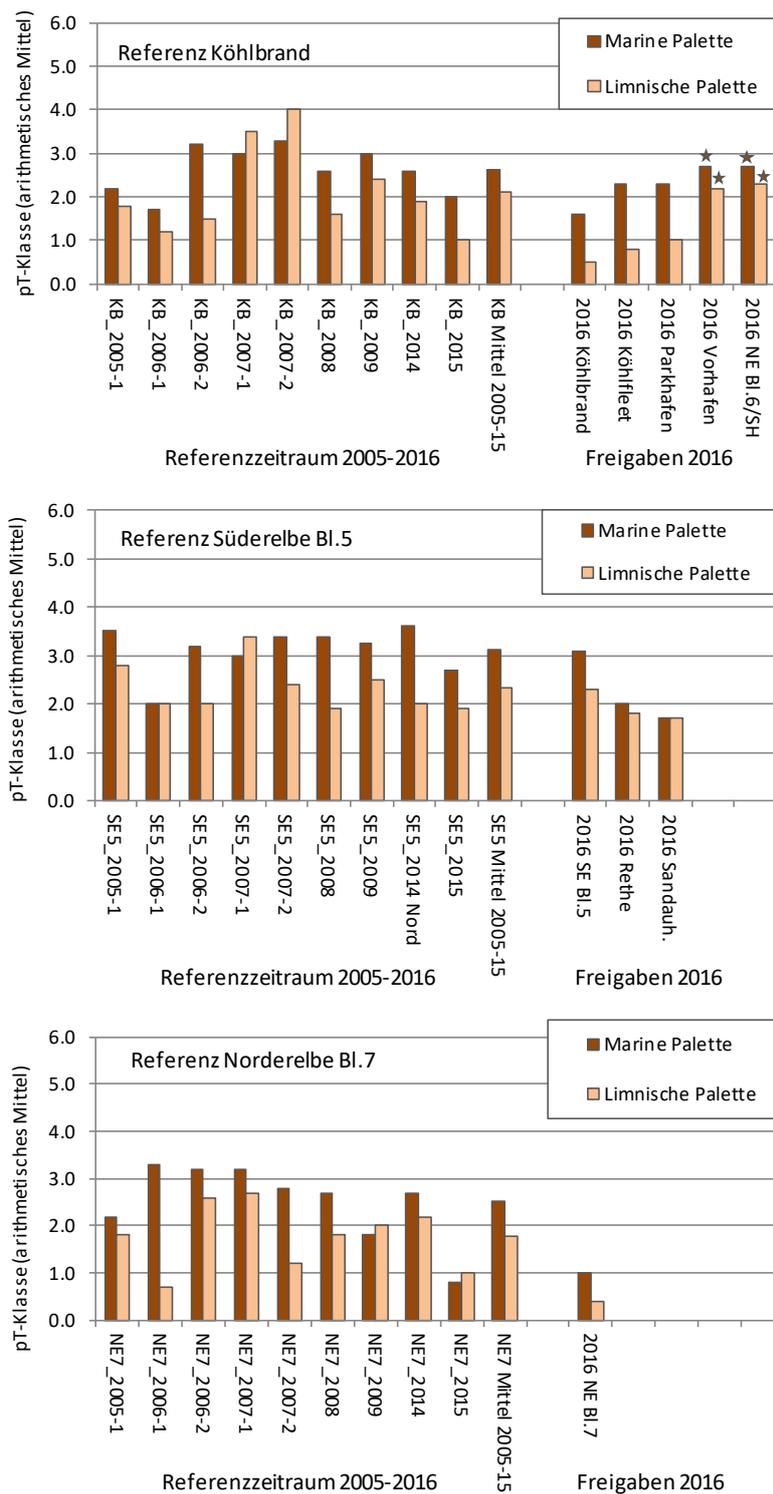


Abbildung 3.2-1 Mittelwerte der Freigaben der marinen und der limnischen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmittel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2016. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und für die ein Statistiktest erforderlich wird (s. Text).

4. Monitoring im Verbringungsereich

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.17: *Die tatsächlichen chemischen, ökotoxikologischen und biologischen Umweltauswirkungen sind entsprechend eines zwischen Hamburg und Schleswig-Holstein weiterhin abzustimmenden Monitoringkonzeptes zu erfassen und zu bewerten.*

Das in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18) abgestimmte Konzept der BfG datiert auf den 31.3.2011. Es wurde fortgeschrieben und ergänzt durch Beschlüsse der Monitoring-AG der Jahre 2014, 2015 und 2016. Diese betreffen vor allem die Fortführung der Altersdatierung an Klieschen (Monitoring-AG am 13.11.2014; Anlage A-4), die Aufgabe des Corophiumtests für Hafensedimente (Monitoring-AG am 13.11.2014 und 17.06.2015; E3-Jahresbericht der HPA 2015), die regelmäßige Analyse von Corophientests in der Nordsee bei einem Zweitlabor (Monitoring-AG am 13.11.2014 und 17.06.2015, Kapitel 4.3.2 b), die Erweiterung des Probenahmerasters im Einbringbereich (Maßgabe 2.22, Monitoring-AG am 08.06.2016 und 24.08.2016, Kapitel 4.3), die Durchführung der Wasserkampagne zur Analyse von Sauerstoff, Nährstoffen und Schadstoffen (Maßgabe 2.24 bis 2.26, Monitoring-AG am 08.06.2016, Kapitel 4.8) sowie die Analyse von Schollen für Bioakkumulation (Maßgabe 2.27, Monitoring-AG am 08.06.2016, Kapitel 4.7.4).

Maßgabe 2.18: *Das Monitoringkonzept ist halbjährlich in einer von der Antragstellerin bereits eingerichteten Arbeitsgruppe unter Beteiligung von Vertretern der Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) des Bundes bzw. deren Geschäftsbereich sowie der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen und bedarfsweise weiterer Experten zu überprüfen und fortzuschreiben. Die HPA wird Ergebnisse der Arbeitsgruppentreffen jeweils innerhalb von vier Wochen in zwischen den Gruppenmitgliedern abgestimmten Ergebnisprotokollen dokumentieren.*

Die Sitzungen des von HPA einzuberufenden entsprechenden Gremiums (= Monitoring-AG) zur Fortschreibung des Monitoringkonzeptes fanden am 08.6.2016, am 24.08.2016 sowie am 21.12.2016 statt. Die Protokolle der drei Sitzungen wurden jeweils in der folgenden Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe (24.08.2016, 21.12.2016 und 30.3.2017) endabgestimmt und in der abschließenden Fassung an die Teilnehmer versandt.

4.1 Monitoring im Jahr 2016

Tabelle A-1 gibt einen Überblick über die Monitoringmaßnahmen aus dem Jahr 2016.

Im April 2016 wurde eine Monitoringkampagne nach dem regulären Monitoringprogramm (Tabelle A-1) durchgeführt. Hierbei wurden Sedimentproben entnommen, an denen Textur- und Schadstoffanalysen, ökotoxikologische Untersuchungen sowie die Beprobung des Makrozoobenthos vorgenommen wurden. Zusätzlich erfolgte die Entnahme von Pfeffermuscheln für die Analyse der Bioakkumulation. In einer darauffolgenden Ausfahrt wurden die Untersuchungen der Fischfauna, des Imposex-Phänomens der Wellhornschnecke sowie die Entnahme von Wellhornschnecken für die Bioakkumulationsanalyse durchgeführt.

Ebenfalls im Frühjahr erfolgte die jährliche Peilung der Einbringstelle. Die Peilungen wurden im Zeitraum 2005 bis 2014 im 1-km-Kreis durchgeführt. Im Jahr 2015 wurde der zu peilende Bereich auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Auch im Mai 2016 erfolgte die Peilung im 2-km-Kreis. Eine baggergutbedingte Volumendifferenz im vergrößerten Bereich von 2-km lässt sich damit erstmals für den Zeitraum 2015 bis 2016 ermitteln, während der Aufwuchs der Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis seit 2005 darstellbar ist.

Am 26.4.2016 wurde das neue Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein hergestellt (s. Kapitel 1). Nach diesem wird unter anderen eine Verdichtung des Rasters bei Probenahmen im Einbringbereich als notwendig angesehen (s. Kapitel 4.3). Darüber hinaus werden weitere Untersuchungen gefordert. Hierzu gehören unter anderem ökologische Untersuchungen vor Helgoland (Maßgabe 2.20, Kapitel 4.2.2 und 4.6), die Wiederholung der ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 (Maßgabe 2.21, Kapitel 4.2.2), die Analyse von weiteren Organismen auf Bioakkumulation (Schollen, Krabben, Maßgabe 2.27, Kapitel 4.7) sowie die Erhebung von Parametern in der Wasserphase (Maßgabe 2.24, Maßgabe 2.25, Kapitel 4.8).

Um der Forderung nach ökologischen Untersuchungen vor Helgoland gemäß Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, wurde nach Abstimmung in der Monitoring-AG das Makroalgen-Monitoring des Landes Schleswig-Holstein, das seit 2008 nördlich von Helgoland durchgeführt wurde, auf einen Bereich südlich vor Helgoland ausgedehnt (Abschn. 4.6). Außerdem wurden drei neue Stationen für die Sedimentbeprobung Richtung Helgoland eingerichtet und im Mai 2016 erstmalig beprobt (Abschn. 4.2.2).

Die ADCP-Kampagne wurde im September 2016 in ähnlichem Zuschnitt wie im Jahr 2005 durchgeführt, um die Ausdehnung der Trübungsflächen während der Verbringungen zu verfolgen (Maßgabe 2.21, Abschn. 4.2.2).

Die zweite Kampagne der Sedimentbeprobung (Textur, Schadstoffe, Ökotoxikologie, Makrozoobenthos, Pfeffermuschel) fand im Anschluss an die ADCP-Kampagne im September statt. Die Messstationen im Einbringbereich wurden gemäß Maßgabe 2.22 verdichtet (s. Abschn. 4.3). Die September-Beprobung erfolgte, wie erstmalig im Jahr 2015, erneut während der fortlaufenden Verklappungen.

Im November 2016, kurz nach Beendigung der Verklappungen, erfolgte die zweite Untersuchung der Fischfauna und des Imposex-Phänomens sowie die Entnahme von Wellhornschnecken, Klieschen und Schollen zur Analyse der Bioakkumulation. Parallel wurde eine Ausfahrt zur Beprobung von Krabben entlang der Küste durchgeführt.

Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden analog der vorigen Jahre im Jahr 2016 fortgesetzt (Tabelle A-31). Für die erforderlichen Parameter zur Untersuchung der Wasserphase wurden Daten der AWI-Schnittfahrt sowie vom BSH verwendet und durch eigene Untersuchungen ergänzt (Kapitel 4.8).

4.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments

4.2.1 Peilungen 2016

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1. genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.

Im Jahr 2016 wurde vom 2.3.2016 bis zum 12.3.2016 und vom 10.6.2016 bis zum 30.9.2016 das Einbringzentrum Ost (400x400 m, 54°03'05.782579"N_7°58'02.981295"E) beaufschlagt. Ab dem 1.10.2016 bis zum 14.11.2016 erfolgte die Beaufschlagung des Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E). Die maximal erlaubte Beaufschlagung des

Einbringzentrums Ost ergibt sich aus einer Vorgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, nach der eine Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden darf. Der Wechsel des Einbringbereichs zum 1.10.2016 wurde nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 am 24.8.2016 in der Monitoring-AG beschlossen, um eine sichere Gewährleistung der geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN zu gewährleisten.

Maßgabe 2.5: *Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.*

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Maßgabe 2.23: *Um die Baggergutaufgabe möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbereich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.*

Die Peilung wurde im Mai 2016 im 2-km-Kreis durchgeführt. Für Kernproben s. Abschn. 4.3

In den Jahren 2005 bis 2016 wurden insgesamt 17 Peilungen durchgeführt. Von 2005 bis 2014 erfolgten diese im 1-km-Kreis. Im Mai 2015 wurde die Peilung auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Die Peilung des Jahres 2016 wurde ebenfalls im 2-km-Kreis durchgeführt. Daher kann ab dem Jahr 2016 auch eine Differenz im 2-km-Kreis berechnet werden. Eine bathymetrische Darstellung der Aufnahme aus dem Mai 2016 findet sich im Anhang in Abbildung A-1.

Für einen Überblick über alle bisherigen Peilungen ist in Abbildung 4.2-1 ein stark überhöhter West-Ost-Schnitt dargestellt. Man sieht am West-Ost-Schnitt, dass das Gebiet vor Beginn der Verklappungen durch eine kontinuierliche Tiefenzunahme von zwei Metern über eine Distanz von 2 km in Ost-West-Richtung charakterisiert war, ohne eine weitergehend strukturierte Topographie aufzuweisen.

Nach einer Maßgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung darf die Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden. Nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 wurde daher am 24.8.2016 von der Monitoring-AG der Wechsel des Klappzentrums zum 1.10.2016 beschlossen, damit die sichere Unterschreitung der für die Schiffssicherheit geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN gewährleistet ist.

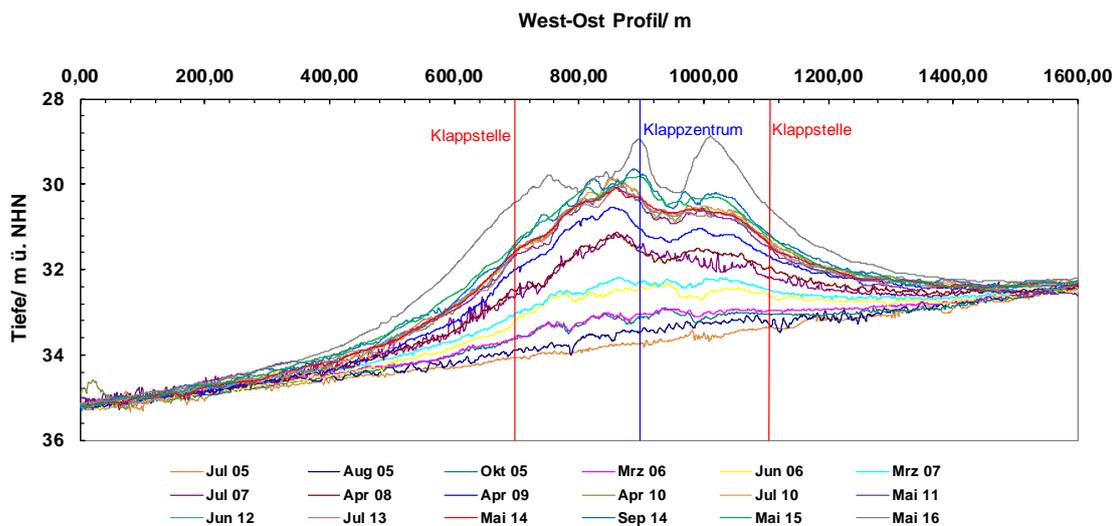


Abbildung 4.2-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2016 (Darstellung stark überhöht)

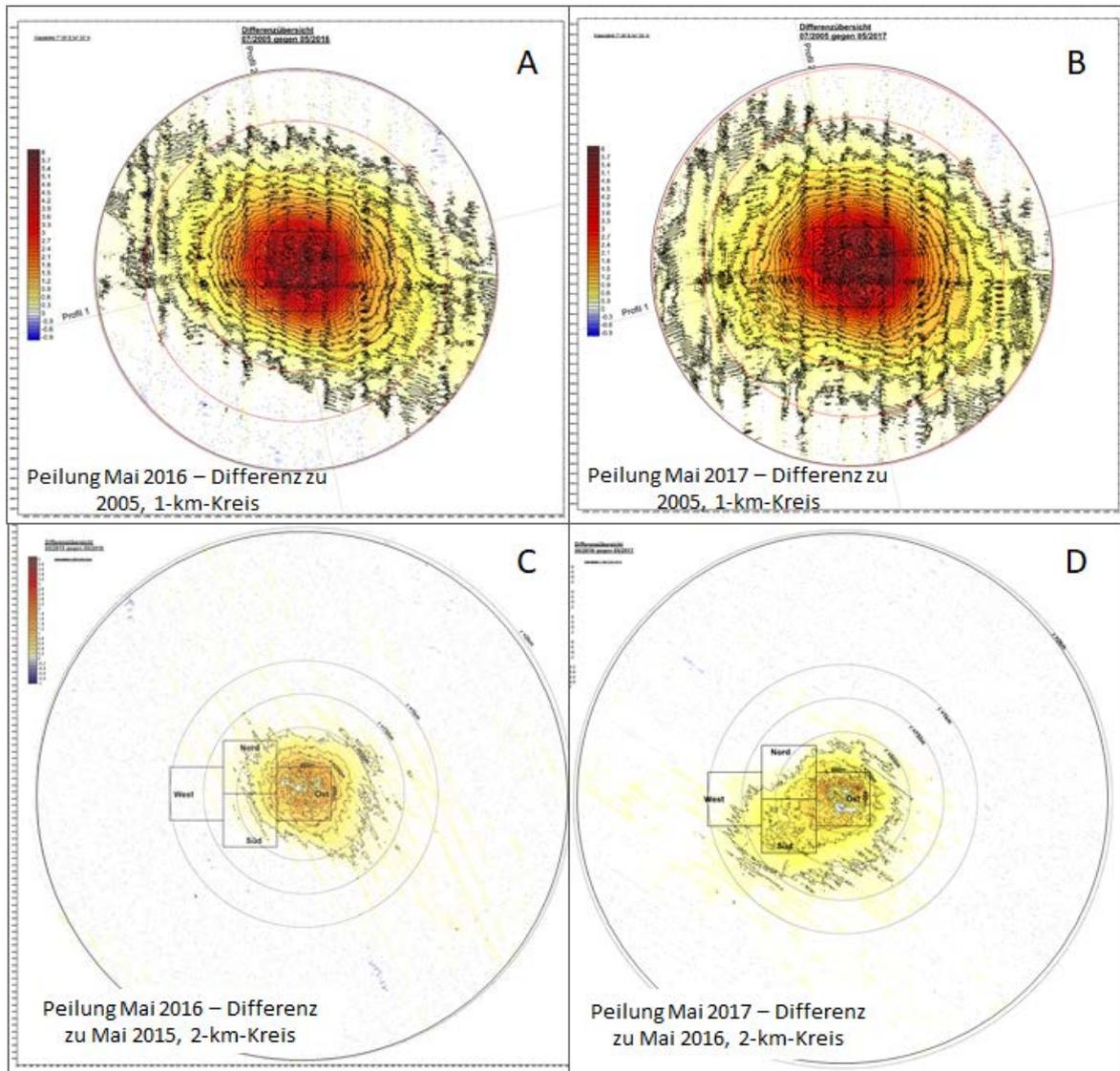


Abbildung 4.2-2 Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – Mai 2016 (A), 2005 – Mai 2017 (B) sowie im 2-km-Kreis im Vergleich der Jahre Mai 2016 zu Mai 2015 (C) und Mai 2016 zu Mai 2017 (D)

Mit einem Differenzenplot kann die Form und Ausdehnung der Baggergutaufgabe anhand von Peildaten flächig dargestellt werden. Abbildung 4.2-2-A zeigt die Differenz zwischen Mai 2016 und der Situation vor Beginn der Verbringungen im Jahr 2005 im 1-km-Kreis. Darunter in Abbildung 4.2-2-C ist die Differenz zwischen Mai 2016 und Mai 2015 im 2-km-Kreis dargestellt, der im Jahr 2015 erstmalig gepeilt wurde. Die Abbildung zeigt den Auftrag, der aus der Verbringung des Jahres 2015 entstanden ist, in dem das Klappzentrum K-Ost genutzt wurde. In einer Entfernung von 500 m zum Klappzentrum ist kein Baggergutauftrag mehr zu erkennen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass geringe Aufträge von wenigen Zentimetern aufgrund der Peilungenauigkeit auch nicht erkannt werden können. Anhand der Differenz im 1-km-Kreis zwischen Mai 2016 und 2005 (Abbildung 4.2-2-A) wird deutlich, dass die gesamte Baggergutaufgabe im Nordwesten und im Südosten den Rand des 1-km-Kreises erreicht hat.

Im Differenzenplot Mai 2017 zu Mai 2016, der den Auftrag von Baggergut im Jahr 2016 anzeigt, ist der Wechsel des Klappfeldes von K-Ost nach K-Süd deutlich zu erkennen (Abbildung 4.2-2-D). In Abbildung 4.2-2-B, die die gesamte Baggergutaufgabe im Mai 2017 darstellt, ist im Vergleich mit Abbildung 4.2-2-A deutlich zu erkennen, dass die Verbringung im Jahr 2016 zu einer Vergrößerung der Baggergutaufgabe insbesondere im Westen und im Süden des 1-km-Kreises geführt hat.

Im Mai 2016 zeigt die Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis ein Gesamtvolumen von 1,8 Mio m³ (berechnet als Differenz der Peilung 2016 zu 2005, 1-km-Kreis). Im Mai 2017 werden 2,3 Mio m³ erreicht (Differenz der Peilung 2016 zu 2005, 1-km-Kreis). Hieraus ergibt sich für das Jahr 2016 im 1-km-Kreis ein Auftragsvolumen von 0,5 Mio m³. Wird die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumsordinate Ost), wird für die Verbringung in 2015 (Differenz der Peilungen 2016 zu 2015, 1,5-km-Kreis) als auch für die Verbringung in 2016 (Differenz der Peilungen 2017 zu 2016, 1,5-km-Kreis) eine Differenz von ca. 570.000 m³ resp. 580.000 m³ festgestellt.

Diese Angaben sind nur als ungefähre Schätzungen zu verstehen. Eine Einschätzung des Volumens der Baggergutaufgabe und seiner Veränderung über die Zeit kann nur auf der Grundlage der Peilgenauigkeit erfolgen. Aufgrund der in diesem Gewässerbereich ausgeprägten Ungenauigkeit der Peilungen von +/- 25 cm ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet. Präzise quantitative Volumenangaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

4.2.2 Verdriftung während der Verbringungen

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.21: *Im Rahmen des Monitorings ist durch geeignete Untersuchungen sicherzustellen, dass keine Beeinträchtigungen der Umwelt durch weiträumige Verdriftungen eintreten und maßnahmenbedingte Verdriftungen minimiert werden. Diese sind durch geeignete Verfahren zu untersuchen wie z. B. Sedimentfallen oder Tracereinsatz zur Schwebstoffausbreitung, inkl. Frachtbetrachtungen der mit Feinsedimenten verdriftenden Schadstoffe in Relation zu den vorherrschenden natürlichen Bedingungen. In Anbetracht insbesondere der beantragten Einbringung erhöhter Baggermengen aus der Stromelbe in Kombination mit den zusätzlich einzubringenden Sedimenten aus Landeshafengewässern und deren deutlich höheren Feinkornanteilen im Vergleich zu den bisher aus der Stromelbe im Schlickfallgebiet verbrachten Sedimenten sind die im Jahr 2005 bisher einmalig durchgeführten ADCP-Messungen zu wiederholen und dadurch den geänderten Rahmenbedingungen der Gesamtmaßnahme (1) erhöhte zu verbringende Gesamtmenge und (2) Einbringungen aus den Landeshafengewässern mit veränderten Sedimenteigenschaften Rechnung zu tragen. Darüber hinaus ist insbesondere bei dem in den Antragsunterlagen genannten Paralleleinsatz von zwei statt bisher einem Hopperbagger die damit verbundene Verdriftung wenigstens einmalig messtechnisch zu untersuchen und dabei auch auf eine sorgfältige Erfassung der von dem verbrachten Baggergut unbeeinflussten Hintergrundtrübung zu achten. Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht. Der laut Antragsunterlagen prognostizierte bzw. modellierte Ausschluss von Beeinträchtigungen angrenzender Schutzgebiete und Küstenregionen ist durch diese Untersuchungen nachzuweisen (s. a. 2.19. und 2.20). Die Untersuchungen und Bewertungen zur Verdriftung sind inklusive Kartendarstellungen mit Tiefen- und Mengenangaben des verdrifteten Materials zu dokumentieren und zeitnah dem MELUR zu übermitteln.*

Im Jahr 2016 wurden in der AG Monitoring auf den Sitzungen im Juni 2016, August 2016 und Dezember 2016 verschiedene Möglichkeiten zur Einrichtung von Sedimentfallen diskutiert. Im Ergebnis wurde beschlossen, dass die Firma submaris, die die Untersuchungen der Makrophytenbestände durchführt, im Sommer 2017 testhalber Schwebstofffallen an einem noch auszubringenden Ankerstein südlich vor Helgoland installieren soll. Hierdurch soll geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftete Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann.

Die Verwendung von Tracern wurde im Juni 2016 in der AG Monitoring diskutiert. Aktuell sind keine Substanzen bekannt, die für einen Einsatz als Tracer in Frage kämen. Von den bekannten, in der Forschung häufig verwendeten Tracersubstanzen müssten sehr große Mengen eingebracht werden, was unter Umweltsichtspunkten nicht zu vertreten ist. Außerdem müssten die entsprechenden Substanzen direkt an den feinen Partikeln des Baggergutes haften, um Aussagen über die Verdriftung dieser Fraktion zu ermöglichen. An der feinen Fraktion des Baggergutes haftende Schadstoffe können zwar auch als Tracer angesehen werden und werden im Rahmen des Monitorings im Nahbereich sowie in größerer Entfernung ja auch regelmäßig beprobt, sind aber in geringer Konzentration naturgemäß nicht mehr vom Hintergrund zu unterscheiden, der sich unter anderem ja auch aus Schwebstoffen der Elbfahne speist und damit grundsätzlich die gleiche Zusammensetzung aufweist wie das feinkörnige Sediment aus dem Baggergut.

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen Baggergut ein, welches aus der Delegationsstrecke der Elbe und den Landeshafengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford (2017) zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung der AG Monitoring zur Verfügung gestellt.

Mit der Durchführung der ADCP-Untersuchungen konnten die möglichen Verdriftungswege des eingebrachten Baggerguts aufgezeigt werden. Aus den verfolgten Streckenlängen der Schwebstoffwolken, die in der Wassersäule detektierbar waren, lässt sich keine Beeinträchtigung von angrenzenden Schutzgebieten und Küstenregionen ableiten. Die nach der Einbringung von Baggergut gebildeten Schwebstoffwolken konnten über eine maximale Länge von 5 Kilometern beobachtet werden, bevor sie sich soweit aufgelöst hatten, dass keine Unterscheidung vom Hintergrundgehalt der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule mehr möglich war. Somit ist eine Beeinflussung von angrenzenden Schutzgebieten durch Verdriftungen nicht zu befürchten.

Die Sedimentation im Nahfeld wird durch die Entnahme schichtauflösender Proben untersucht (s. Abschn. 4.3.1). Weitere Untersuchungen der weiträumigen Verdriftung erfolgen durch Sedimentuntersuchungen im Fernfeld und in den Wattmessstellen, um sicherzustellen, dass dort keine Erhöhung der Schadstoffgehalte nachgewiesen wird. (s. Abschn. 4.3.1 und Kapitel 4.9). Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

4.2.2.1 Ergebnisse der ADCP-Kampagne zur Ermittlung der maßnahmenbedingten Verdriftung

a) Beprobung

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen Baggergut ein, welches sowohl aus der Delegationsstrecke der Elbe als auch aus den Landeshafengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung abgegeben (HR Wallingford, 2017). Im Folgenden erfolgt eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse.

Generell ist die Ausbreitung der Schwebstoffwolken beim Einbringen des Baggerguts von unterschiedlichen Randbedingungen abhängig. Neben der Zusammensetzung des Baggergutes sind dies die örtlichen Strömungsgeschwindigkeiten und die jeweilige Tidephase zum Einbringzeitpunkt. Bei den Messkampagnen im September 2016 konnte das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten bei den Verbringungen zu verschiedenen Tidephasen beobachtet werden. Bei einer der Verbringungen fand auch eine Verdriftung der Schwebstoffe in Oberflächennähe mit den Tidebedingungen statt, während die sohlnahe Schwebstoffwolke mit den lokalen Strömungsgeschwindigkeiten am Boden entgegen des Tidenstroms gerichtet war.

b) Ergebnisse

Auf Grundlage der erhobenen Daten sind die Hinweise auf ein unterschiedliches Ausbreitungsverhalten des feineren und des gröberen Baggerguts widersprüchlich. So gibt es für das feinere Baggergut einerseits Hinweise auf eine längere Verfolgbarkeit der Schwebstoffwolke sowie andererseits Hinweise auf eine schnellere Entmischung in den Hintergrund, so dass eine Verfolgbarkeit der Schwebstoffe hier schwieriger ist. Vermutlich können die Unterschiede nicht allein durch die unterschiedlichen Sedimenteigenschaften erklärt werden, sondern sind auch durch die generell kleineren Baggergutmengen mit feinerem Material durch den kleineren Hopperbagger (Francesco di Giorgio) bedingt.

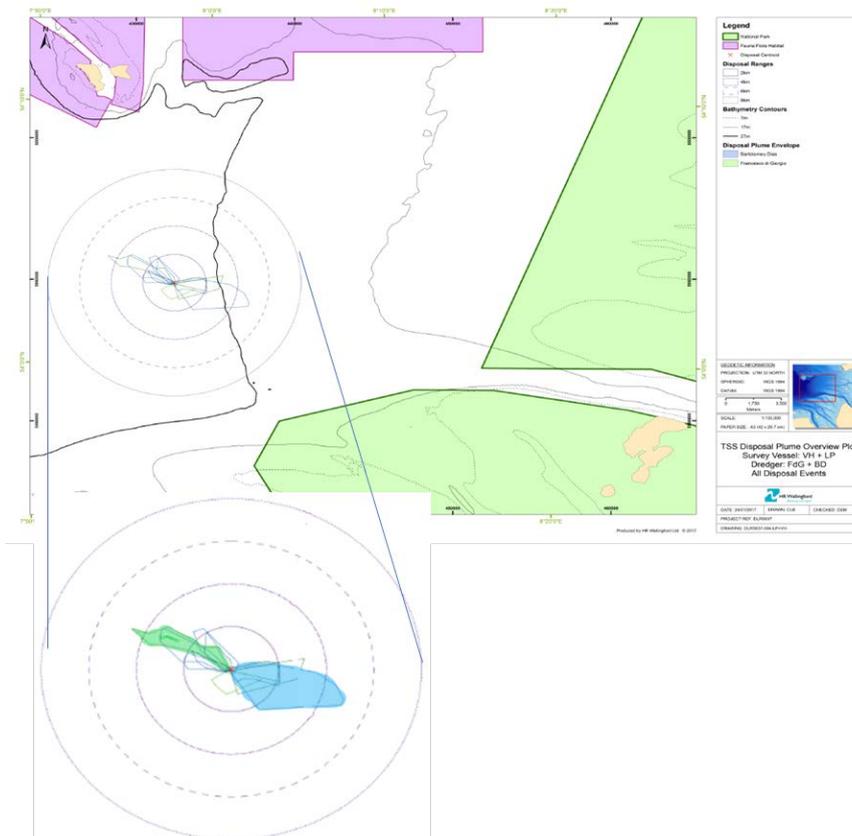


Abbildung 4.2-3 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dia (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreistiefen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-Km Radius. (Wallingford, 2017)

Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km (Abbildung 4.2-3) und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km (Abbildung 4.2-4), obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde. Im Gegensatz zu den 2005 ausgeführten Messungen konnte bei der Messkampagne im September 2016 jedoch keine Verbringung während des ausgeprägten Ebbestroms aufgezeichnet werden, was vermutlich zu den größeren Ausbreitungsradien im Jahr 2005 geführt hat. Bei der Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen kann hingegen ein ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Dies betrifft ebenso die Betrachtung aller vorliegenden Messungen aus dem Ebbestrom aus den Jahren 2005 und 2016. Hier reihen sich die Messungen mit feinerem Baggergut aus dem Jahr 2016 gut in das Datenset von 2005 ein. Hinweise auf

eine möglicherweise weitere Ausbreitung der Schwebstoffe aus feinerem Baggergut in die Schutzgebiete während des ausgeprägten Ebbstroms können nicht abgeleitet werden.

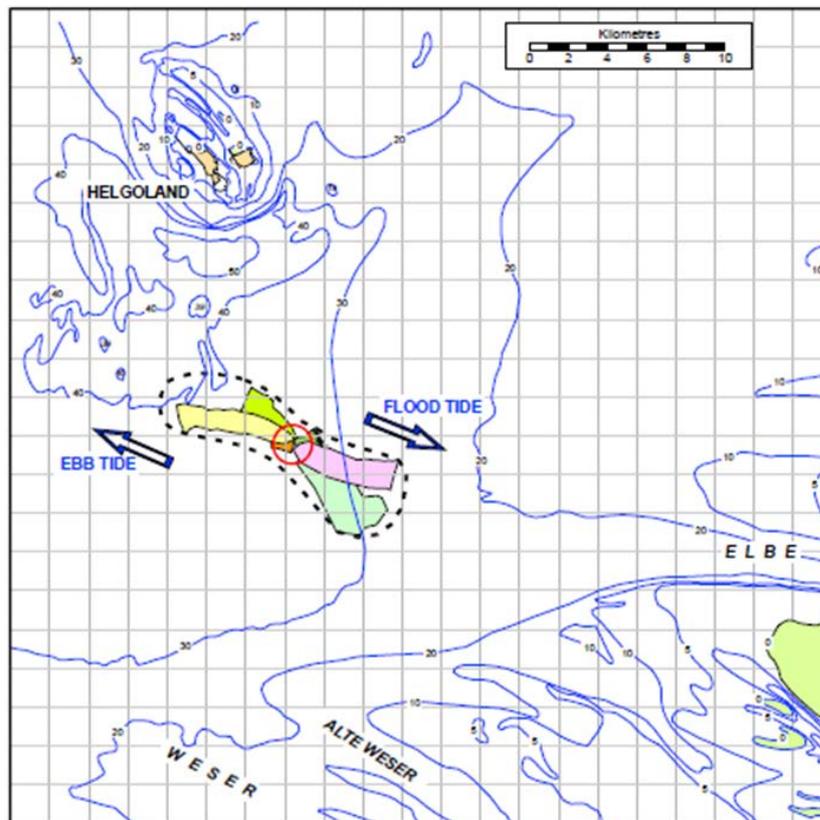


Abbildung 4.2-4 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke (DLR, 2005)

c) Zusammenfassung

Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer eingetragen wird. Ebenso können keine Hinweise auf eine möglicherweise weitere Ausbreitung des feineren Baggerguts in die Schutzgebiete abgeleitet werden, werden die Ergebnisse von 2016 auf den ausgeprägten Ebbstrom übertragen. Theoretisch sind natürlich Eintreibungen denkbar, da sich Schwebstoffe aus Verbringungen innerhalb der Hintergrundkonzentration auch mit dem Wasserkörper in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer bewegen können. Diese geringen Konzentrationen sind jedoch nicht nur nicht mehr nachweisbar, auf Grund der sehr feinen Fraktionen ist ein Absetzen auf den Gewässerboden auch unwahrscheinlich. Diese nicht mehr nachweisbaren Schwebstoffe der Verbringungen werden daher wahrscheinlich mit dem allgemeinen Schwebstoff- und Sedimenttransport, der in der Deutschen Bucht - neben dem Küstenlängstransport - zu bestimmten Zeiten / Randbedingungen aus den Fahnen der Tideästuare und den Wattengebieten genährt wird, weiterverdünnt und entlang der Küste weiter nordwärts bis in die norwegische Rinne transportiert (Kappenberg & Fanger, 2007).

Das Gutachten von HR Wallingford lässt keine Aussage über eine langfristige Veränderung der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Verbringgebiet bei Tonne E3 zu. Durch den Vergleich der Ergebnisse der beiden ADCP-Kampagnen im Jahr 2005 und 2016 konnte aber keine Erhöhung

der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Jahr 2016 festgestellt werden. Anhand vom Simulationsergebnissen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und den Erkenntnissen aus großräumigen Untersuchungen z.B. innerhalb der Forschungskoooperation COSYNA, scheint die Schwebstoffhintergrundkonzentration in der Nordsee auch weniger von dem Verbringungs-geschehen, sondern vielmehr von den globalen, aber auch lokalen Gegebenheiten (Tidephase, Nipp-Spring-Zyklus, örtliche Hydrodynamik, Seegang) beeinflusst zu sein. Es ist aus den im Jahre 2016 durchgeführten Messungen mit zeitlich nah beieinanderliegenden Verbringungsereignissen erkennbar, dass keine Akkumulationen bei der Schwebstoffverdriftung aufgetreten sind. Jede Ausbreitungswolke konnte solitär für sich betrachtet und verfolgt werden, ohne dass sich diese mit einer Wolke aus einer zeitlich gerade davor eingebrachten Verbringung vermischt hätte.

4.2.2.2. Maßnahmenbedingte Verdriftung – Gesamtbetrachtung

a) Herangehensweise für die Bewertung

Im folgenden Kapitel werden alle Monitoringuntersuchungen berücksichtigt, die für eine Abschätzung der maßnahmenbedingten Verdriftung herangezogen werden können. Die Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen erfolgt gesondert in den jeweils eigenständigen Kapiteln. Es wurden einzelne Aspekte aus folgenden Untersuchungen betrachtet:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2016, Kapitel 4.2.1)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2016, Kapitel 4.3.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2016, Kapitel 4.9)
- ADCP-Untersuchungen zur Verfolgung der Schwebstoffwolke während der Verklappung (2005 und 2016, s. oben)
- Mathematische Simulationen der Verdriftung (2005, 2006 und 2016)

b) Betrachtung der Einzelaspekte der berücksichtigten Untersuchungen

Aufgrund der Peilgenauigkeit von 25 cm ist eine Volumenermittlung im Bereich der Einbringstelle nicht sehr präzise (Kapitel 4.2.1). Wie bereits in früheren Jahresberichten dargestellt, lässt sich der verdriftete Anteil der einzelnen Kornfraktionen durch eine Kombination von Peil- und Texturdaten dennoch annähernd abschätzen (E3-Jahresbericht der HPA, 2011). Hierzu wird zunächst die Volumendifferenz der Peilungen zugrunde gelegt, durch die sich das Auftragsvolumen des Baggergutes ermitteln lässt. Als Differenz zwischen den Peildaten aus 2005 und Mai 2017 ergibt sich für den 1-km-Kreis damit ein Volumen von 2,3 Mio m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2016). Das Auftragsvolumen des erst seit 2015 gepeilten 2-km-Kreises lässt sich für die Verbringungen im Jahr 2015 und 2016 mit 1,1 Mio m³ angeben (Differenz der Peilung im Mai 2017 zum Mai 2015, s. Kapitel 4.2.1).

Werden die Peilungsdaten mit den Texturdaten kombiniert, so zeigt sich, dass das Baggergut eine West-Nordwest-Ost-Südost orientierte Aufhöhung gebildet hat, die eine sandigere Textur aufweist als der native Gewässergrund. Diese reicht im September 2016 im Südosten bis zum 2-km-Kreis, während im Nordwesten der 1,5-km-Kreis erreicht wird (Kapitel 4.3.1). Mit den Werten für das Volumen und der Textur des vor der Verbringung in der Delegationsstrecke beprobten als auch des abgelagerten Baggergutes wurde mit Annahmewerten für die Lagerungsdichte eine Wiederfindung der einzelnen Kornfraktionen im Bereich der Verbringstelle abgeschätzt.

Nach dieser Rechnung werden, wenn der 1-km-Kreis zugrunde gelegt wird, von den 2005 bis 2015 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes ($< 20 \mu\text{m}$ und 20 bis $63 \mu\text{m}$) insgesamt jeweils zwischen 30 und 40 % noch im Bereich der Verbringstelle wiedergefunden. Wird der Differenzenplot des 2-km-Kreises für die Jahre 2015 und 2016 zugrunde gelegt, wird für das Jahr 2015 eine vergleichbare Wiederfindung im 1,5-km-Kreis ermittelt (s. auch Kapitel 4.2.1). Damit ist von einer Verdriftung von 60 bis 70 % der feinen Fraktionen über den 1,5-km-Kreis hinaus auszugehen, die aber in Verbindung mit der Auswertung der nachfolgenden Untersuchungen, insbesondere der Sedimentchemie, zu keinen messbaren Effekten außerhalb des in Abschn. 4.3.1 dargestellten Bereichs der Baggerguteinmischung (Abbildung 4.3-8) führt. Für die Fraktion des feinen Feinsandes (63 bis $100 \mu\text{m}$) wird eine Verdriftung von 40 bis 55 % geschätzt. Umweltauswirkungen von verdriftenden Anteilen auf angrenzende Gebiete, wie Küsten- und Schutzgebiete, werden nicht festgestellt. Die gröberen Sande bleiben nach bisherigen Kenntnissen vollständig auf der Klappstelle. Insgesamt ist damit, je nach Sandanteil im verbrachten Baggergut, von einem Verbleib von etwas mehr als der Hälfte bis zu zwei Drittel des gesamten Materials im 1,5-km-Kreis auszugehen. Diese Rechnungen sind aufgrund der Unsicherheiten (u.a. Peilgenauigkeit und getroffene Annahmen der Lagerungsdichten) nur als sehr grobe Abschätzungen zu verstehen. Die Daten zur Sedimentchemie, die außer im direkten Verbringbereich auch in der unmittelbaren sowie weiteren Umgebung bis in eine Ausdehnung von 6 km, teilweise auch bis in 9 resp. 12 km Entfernung sowie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet erhoben werden (Kapitel 4.3.1 und Kapitel 4.9), lassen Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zu. Diese Daten zeigen außerhalb der Baggergutaufgabe und ihrer unmittelbaren Umgebung, die einen Umkreis von 1-km im Norden und Süden, von 1,5 km im Nordwesten bis maximal 2 km im Südosten umfasst, seit 2005 bis 2016 keine Erhöhung der chemischen Belastung an (Kapitel 4.3.1). Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien im umliegenden Nahbereich nicht aus, zeigt jedoch, dass es sich hierbei nicht um quantitativ nennenswerte Mengen handeln kann. Die niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattmessstellen, die seit 2007 beprobt werden, zeigen ebenfalls keine Auswirkungen der Baggergutverklappungen bei Tonne E3 an (Kapitel 4.9).

Zur direkten Ermittlung der Verdriftung während einer Verklappung wurden im Herbst 2005 und erneut im Herbst 2016 aufwändige ADCP-Messungen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt. Mittels ADCP kann die beim Verklappen entstehende Feststoffwolke in der Wassersäule sowohl über die Zeit als auch in der Tiefe sichtbar gemacht werden.

Die Messungen zeigen, dass der größte Teil des Materials innerhalb kürzester Zeit zu Boden sinkt und sich direkt im Anschluss als Dichteströmung weiter seitlich ausbreitet (Abbildung A-2 im Anhang). Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km, obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde.

Insgesamt konnte bei Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen aber ein ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer eingetragen wird. Eine Trübungswolke, die den Nationalpark oder die Watten erreicht, kann damit ausgeschlossen werden.

Um Aufschluss über den weiteren Verbleib der feinen Schwebstoffe auch in den niedrigen Konzentrationsbereichen zu erhalten, die durch Messungen nicht mehr erfasst werden können, wurden zudem von der BAW in den Jahren 2005 und 2006 sowie im Jahr 2016 mathematische Simulationen der Sedimentausbreitung durchgeführt (E3-Jahresbericht der HPA, 2006; Auswirkprognose der BfG, 2016). Hierzu wurde ein hochauflösendes dreidimensionales Rechenmodell der Nordsee eingesetzt, in dem sowohl der Einfluss des Salzgehaltes als auch meteorologische Einflüsse berücksichtigt sind.

Für die Modellierung wurde angenommen, dass das gesamte Baggergut in Suspension (zu 100% als Suspensionskonzentration) eingebracht wird. Diese modelltechnisch vereinfachte Annahme bildet somit ein Worst-Case-Szenario ab, da die anfängliche Verdriftung maximal ist und somit vermutlich zu größeren Transporten und stärkeren Akkumulationen als in der Realität führt. Für das Schlickfallgebiet ergibt sich eine temporäre Erhöhung der mittleren Schwebstoffkonzentration um maximal 1-1,5 mg/l. In noch größerer Entfernung ist die Intensität der Verbringung deutlich mit einem zeitlichen Versatz von 5-6 Wochen zu erkennen. Die mittleren verbringungsbedingten Schwebstoffkonzentrationen steigen dann von ca. 0,25 mg/l auf maximal 0,5 mg/l an und fallen danach langsam wieder ab. Im Modell erreicht die Schwebstoffkonzentration aus der Baggergutverbringung im Modell also nur lokal begrenzt und kurzzeitig Werte über 1 mg/l, liegt also im küstennahen Gebieten und in den Schutzgebieten weit unter den natürlichen Schwebstofffrachten. Die Erhöhung der Trübung ist vor dem Hintergrund der dynamischen Prozesse im großräumigen Untersuchungsgebiet als gering einzustufen. Die gemessene natürliche Variabilität von temporären Schwebstoffkonzentrationsänderungen liegt küstennah zwischen 5 und 50 mg/l (BSH, 2009), und im Bereich des Schlickfallgebiets ggfs. sogar darüber. Diese berechneten Modellierungsergebnisse bestätigen somit auch in dieser Hinsicht die in der Natur mittels ADCP gemessenen Vorgänge, nach denen Schutzgebiete oder die Watten nicht beeinträchtigt werden.

c) Abschließende Bewertung

Zusammenfassend ergibt sich aufgrund von Untersuchungen und Modellierungen folgendes Bild: Das Material sinkt innerhalb kurzer Zeit zu Boden und breitet sich dort als räumlich begrenzte bodennahe Dichteströmung seitlich aus. Ungefähr die Hälfte bis zwei Drittel des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2016 eingebrachten Materials kommen im Bereich des 1-km-Kreises zur Ablagerung. Die Untersuchungen im verbringungsfreien Zeitraum (Frühjahr 2010 bis Sommer 2014) haben gezeigt, dass dieses Material dort im Wesentlichen lagestabil verbleibt. Entstehende, über den 1-km-Kreis hinausreichende Trübungswolken sind nach spätestens 4 bis 5 Stunden und einer Entfernung von 5 bis 6 km als Konzentrationen nicht mehr zu erfassen. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung außerhalb der Baggergutaufgabe werden bis einschließlich 2016 nicht festgestellt und sind nach den Ergebnissen der mathematischen Simulationen auch nicht zu erwarten. Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

4.3 Beprobung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: *Das künftige Raster der Probennahmen im Einbringungsbereich und dessen Umfeld ist an die zu erwartende Form und Größe der Baggergutaufgabe anzupassen und z. B. in den Randbereichen entsprechend der Abstimmungen innerhalb der Monitoring-AG zu verdichten sowie konzentrisch um die neuen Einbringzentren anzuordnen. Wegen der vergrößerten Fläche der gesamten Einbringbereiche ist die weitere Unterteilung in verschiedene Probennahmebereiche mit entsprechender Probenzahl und die Erhöhung der Anzahl der zu beprobenden Bereiche im Vergleich zum bisherigen Monitoring im Rahmen der Monitoring-AG zu prüfen. Die Probennahmeraster für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen sind aufeinander abzustimmen.*

Über eine Verdichtung von Stationen für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen insbesondere im Einbringbereich wurde von der BfG ein Vorschlag erarbeitet, über den am 24.8.2016 in der Monitoring-AG abgestimmt wurde (s. Tabelle 4.3-1, Abbildung 4.3-1). Im September 2016 wurde die Sedimentbeprobung dann in diesem abgestimmten verdichteten Raster durchgeführt.

Das Probenahmeraster bis April 2016

Um die Auswirkungen auf die Sedimente im Verbringungsgebiet zu erfassen, wurde von der BfG zu Beginn des Monitorings im Jahr 2005 ein Probenahmeraster entworfen. Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in das direkte Klappzentrum, ein Feld von 400x400 m, die dieses umgebende Verbringstelle (1-km-Radius), zwei umhüllende Ringe in zwei und drei Kilometer Abstand zum Zentrum der Verbringstelle, vier Strahlen nach Südost, Südwest, Nordwest und Nordost, die bis in zwölf Kilometer Entfernung reichen, sowie ein nördlich gelegenes, von den Verbringungen unbeeinflusstes Referenzgebiet, unterteilt (Abbildung 4.3-1, Abbildung 4.3-2). Im April 2008 erfolgte eine Verdichtung des Rasters im Bereich des 1-km-Ringes. Zudem wurden die Beprobungsstationen im August 2008 um einen Ring aus 20 Probenpunkten in 1,5 km Entfernung vom Klappzentrum erweitert. Für die Positionen im Klappzentrum sowie für die ab 2008 neu hinzugekommenen Positionen innerhalb der Verbringstelle und im 1,5-km Ring liegt somit keine Nullbeprobung vor. Die Sedimentproben werden mit einem Van-Veen-Greifer mit Klappen entnommen und auf einen Parameterumfang gemäß den Anforderungen der GÜBAK (2009) untersucht.

Im April 2016 wurden in dem abgestuften Untersuchungsprogramm an 110 Proben Benthosuntersuchungen, an 96 Proben die Korngrößenverteilung, an 52 Proben chemische und an 34 Proben ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 4.3-1). Im Mai 2016 wurden erstmalig die Sedimente auf einem Strahl in Richtung Helgoland an drei Stationen beprobt (Probe 174 Textur, Probe 172 und 173 Textur und Sedimentchemie, Maßgabe 2.20 s.u., Abbildung 4.3-2).

Verdichtung des Probenahmerasters ab September 2016

Im September 2016 fand die zweite Kampagne im Jahr statt. Die BfG erarbeitete im Sommer 2016 einen Vorschlag zu der im Einvernehmen geforderten Verdichtung von Stationen insbesondere im Einbringbereich, über den am 24.8.2016 in der Monitoring-AG abgestimmt wurde. Aufgrund des geplanten Wechsels des Klappfeldes von K-Ost auf K-Süd wurde auf dem neuen Klappfeld sowohl für Makrozoobenthos, für Textur und Chemie die Stationszahl so erweitert, dass nun 10 Stationen

auf K-Süd vorlagen (Abbildung 4.3-1, Tabelle 4.3-1 - Stationen am Rand des Feldes gehören gleichzeitig zu Klappfeld Ost).

Auch auf den weiteren Klappfeldern West und Nord, die bisher noch nicht beaufschlagt waren, fand eine Beprobung von jeweils 10 Stationen als Status-Quo-Feststellung statt. Für die chemischen Untersuchungen wurden zudem eine Station im 1-km, 4 Stationen im 1,5-km und 3 Stationen 2-km-Kreis neu beprobt (Stationen: 6-K, 234-1,5, 235-1,5, 236-1,5, 239-1,5, 27-2, 35-2, 39-2; s. Abbildung 4.3-2).

Die Beprobung der Bioteste ist mit 34 Proben für ökotoxikologische Testverfahren bis zum April 2016 bereits sehr umfangreich gewesen und an der Grenze der Laborkapazität. Da die Möglichkeit einer Erweiterung damit sehr begrenzt ist, wurden nur zwei neue Stationen hinzugenommen (39-2 und 146-K, Abbildung 4.3-1).

Um der Forderung des Einvernehmens entsprechend Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, nach der die Verschlickung vor Helgoland ausgeschlossen werden soll, wurde das Raster um einen Strahl von Proben Richtung Helgoland erweitert. An diesen Proben wird die Textur erhoben, an den Stationen 172 und 173 auch chemische Untersuchungen durchgeführt. An den Stationen südlich vor Helgoland (174, 175) wird darauf verzichtet, da der Feinkornanteil zu gering ist (s. Abschn. 4.3.1).

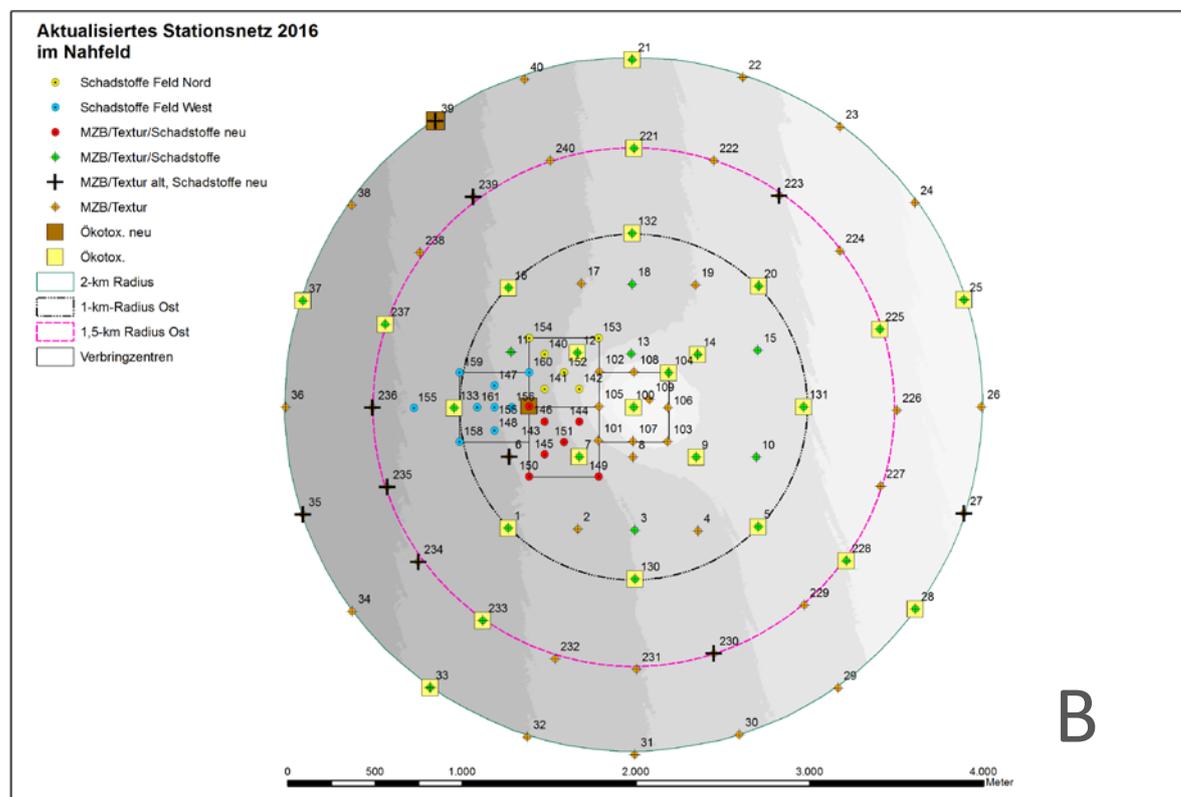
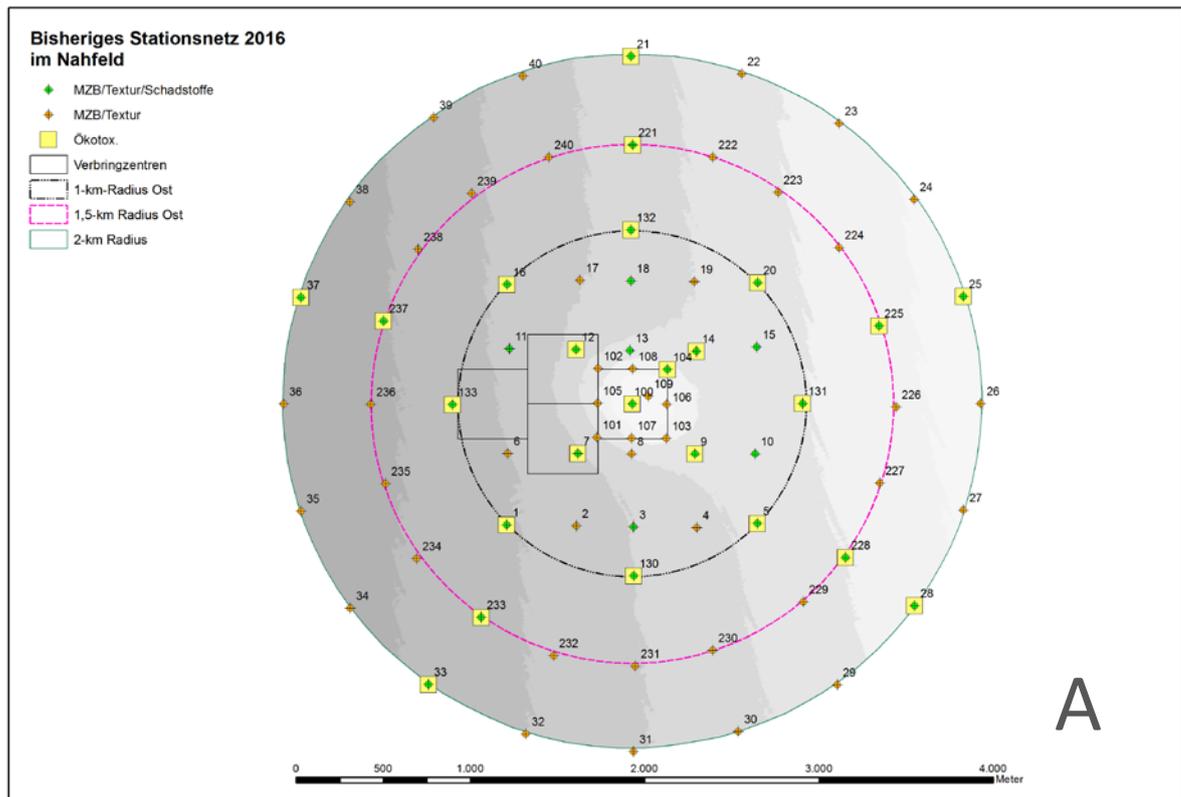


Abbildung 4.3-1 Stationsnetz im Nahbereich der Verbringstelle (2-km-Kreis) im April 2016 (A) und im September 2016 (B)

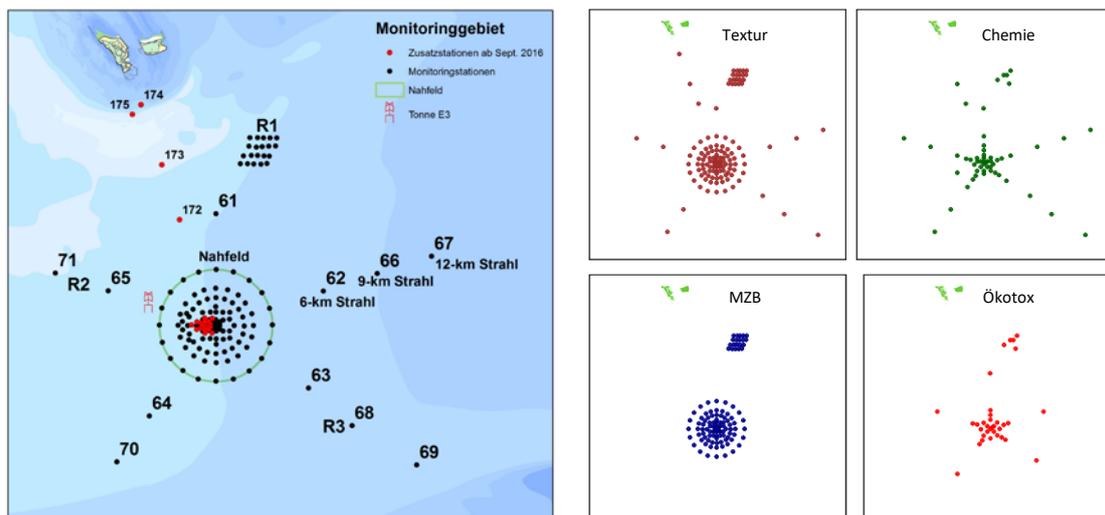


Abbildung 4.3-2 Stationsnetz im September 2016 – Gesamtübersicht und getrennt nach Parametern

Tabelle 4.3-1 Anzahl der pro Termin (April 2016 und September 2016) beprobten Sedimentstationen

Ort	Bereich	Textur	Chemie	Biotest	Benthos	Textur	Chemie	Biotest	Benthos
K-Ost	400x400m	10	2	2	10	10	2	2	10
K-Süd	400x400m					8	8	2	8
K-West/Nord	400x400m					15	15	0	15
Verbringstelle	1-km	24	18	12	20	22	17	11	22
	1,5-km	20	5	5	20	20	11	5	20
Nahfeld	2-km	20	5	5	20	20	8	6	20
	3-km	6	6		20	6	6		20
Fernfeld	6-km	5	5	5		5	5	5	
	9/12-km	6	6			9	8		
Referenz		5	5	5	20	5	5	5	20
Summe		96	52	34	110	120	85	36	135

4.3.1 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.20: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.*

Im Jahr 2016 wurden in Richtung Helgoland in Abstimmung mit dem MELUND neue Sedimentstationen eingerichtet und bei beiden Untersuchungskampagnen beprobt (Stationen 172, 173, 174 und 175; Abbildung 4.3-2). Die Stationen 174 und 175 in der Nähe von Helgoland sind durch kiesiges bis sandiges Material geprägt und zeigen keine Anzeichen einer Verschlickung (für ökologische Untersuchungen s. Kapitel 4.6).

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.*

Im Kapitel 4.3.1 erfolgt durch Vergleiche der Sedimente mit der Umgebung sowie der Nullbeprobung im Jahr 2005 eine möglichst genaue Erfassung der Baggergutaufgabe und damit auch der baggergutbedingten Veränderung der Sedimentqualität (s. unten, Maßgabe 2.23). Zu beiden Beprobungsterminen im Jahr 2016 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.2). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab bei keinen der Organismen (Pfeffermuschel, Wellhornschncke, Kliesche, Scholle) bei den einzelnen chemischen Parametern einen signifikanten Unterschied zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs in Relation zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschncke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Kliesche Kapitel 4.7.3, Scholle Kapitel 4.7.4).

Maßgabe 2.21: *(...) Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht. (...)*

Im Rahmen des regulären Monitorings wurden Sedimentproben im Einbringbereich sowie der näheren und weiteren Umgebung mittels Greifer entnommen und auf Textur- und Schadstoffgehalte analysiert (Abbildung 4.3-1; s. auch Maßgabe 2.22, Kapitel. 4.3). Zusätzlich erfolgte im April 2016 die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kernproben, entnommen mit einem Frahmplot) am Westrand des Einbringbereiches (1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate K-Ost; Abbildung 4.3-9). Diese Analysen dienen zusammen mit den Kernproben des Vorjahres sowie den Ergebnissen der Peilung aus dem Jahr 2016 (s. Maßgabe 2.23; Abbildung 4.2-2) zum einen der möglichst exakten Bestimmung der Form der Baggergutaufgabe, zum anderen dem Nachweis, dass außerdem in der näheren und weiteren Umgebung dieser Auflage keine signifikante baggergutbedingte Verschlechterung der Sedimentqualität zu verzeichnen ist.

Maßgabe 2.23: *Um die Baggergutaufgabe möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbe- reich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.*

Um das Aufwachsen sowie die Lagestabilität der Baggergutauflage möglichst exakt erfassen zu können wurden im September 2016 auf der neuen Klappstelle K-Süd sieben Frahmlootproben entnommen (Abbildung 4.3-9, Proben 146, 149, 150, 153, 154, 158, 159). Eine Peilung im 2-km-Kreis wurde im Mai 2016 durchgeführt (s. Kapitel 4.2.1; Abbildung 4.2-2). Zur möglichst exakten Erfassung der Baggergutauflage s. ansonsten oben (Maßgabe 2.21).

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Im Untersuchungsgebiet wurden im April und im September 2016 Sedimente mittels Greifer entnommen und hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung und ihres Schadstoffgehaltes analysiert (s. Kapitel 4.3, Tabelle 4.3-1). Außerdem wurden insgesamt 11 schichtenauflösende Kernproben mittels eines Frahmlootes gezogen: Im April 2016 vier westlich des 1-km-Kreises und im September 2016 sieben auf den Eckpunkten der drei neu ausgewiesenen Klappzentren (K-West, K-Nord und K-Süd, Abbildung 4.3-1 - Lage Proben).

Die Bestimmung der chemischen Parameter und die Korngrößenanalysen erfolgten sowohl hinsichtlich Parameterauswahl als auch Analyseverfahren gemäß den Vorgaben der GÜBAK (2009). Zusätzlich wurden die Schwermetall-Gesamtgehalte an allen Proben ermittelt. Darüber hinaus wurden im Jahr 2016 - wie auch in den vorangegangenen Jahren - die für die Elbe relevanten Dioxine und Furane an ausgewählten Proben auf der Verbringstelle, im 12-km-Strahl und im Referenzgebiet untersucht.

Die baggergutbedingte Texturveränderung im Nahbereich wird mit dem Softwareprogramm Surfer in Form einer Isoliniendarstellung visualisiert. Hierfür werden die Mittelwerte der Beprobungen 2014 bis 2016 verwendet, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden.

Bei den Sedimenten auf der Einbringstelle, im Nahbereich sowie bei weiter entfernt liegenden Stationen soll geprüft werden, ob eine Erhöhung der chemischen Parameter durch Baggergut festzustellen ist. Bei dem Vergleich von chemischen Analyseergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der chemischen Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Außerdem erschweren die natürliche räumliche und zeitliche Varianz sowie unvermeidliche methodisch bedingte Unsicherheiten von Messwerten den direkten Vergleich der Gehalte chemischer Stoffe in der Umwelt. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung miteinander vergleichen zu können, werden nach den Regeln der GÜBAK (2009) die Schwermetalle in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gemessen. Die organischen Verbindungen werden aus methodischen Gründen in der Gesamtfraktion ermittelt und anschließend auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ normiert.

Für eine Prüfung, ob an den einzelnen Stationen im Nahbereich eine Erhöhung der chemischen Parameter festzustellen ist, wurden die Werte für die 19 Prüfparameter der GÜBAK mit den Werten aus dem Jahr 2005 jeweils graphisch verglichen. Hierbei erfolgte ein Vergleich der Einzelstationen. Für die Stationen aus dem Einbringbereich und seiner Umgebung, die in den Jahren 2008 und 2016 in das Messprogramm aufgenommen wurden, liegt keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vor. Für diese Stationen wurde der Mittelwert der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 aller Stationen im Bereich 1-km bis 3-km als Mittelwert für den Hintergrundwert des Nahbereichs verwendet.

Als Hilfsgröße zur Abschätzung eines signifikanten Unterschieds bei Einzelwerten wurde das von HLUG (2002) vorgeschlagene Verfahren verwendet, da der Vergleich von Einzelwerten nicht mit anderen statistischen Verfahren, wie beispielsweise varianzanalytischen Berechnungen, durchgeführt werden kann. Nach HLUG (2002) wird die Standardabweichung (Variationskoeffizient) zunächst aus Doppelbestimmungen errechnet. Wird sie mit dem Faktor 2 multipliziert, stellt sie nach

HLUG (2002) den Bereich der Messunsicherheit dar, in dem der tatsächliche Wert mit einer 95%igen Wahrscheinlichkeit liegt.

Hierfür werden die verdeckten Doppelbestimmungen aus den Kampagnen 2005 bis 2016 herangezogen, für die mittlerweile 110 Wertepaare vorliegen (Tabelle A-26). Nach dem HLUG-Verfahren zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten um die 10 %. Die Werte für Cadmium und Quecksilber liegen bei 14 resp. 21 % und damit etwas höher. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen Messunsicherheiten von 15 bis 25 %, während die Werte für Hexachlorbenzol, α -HCH und pp-DDT noch darüberliegen (Tabelle A-31). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.

In den drei Gebieten des Fernfeldes (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl und Referenzgebiet) erfolgt die Analyse der Sedimentchemie analog der im Nahbereich als Vergleich zwischen den Jahren 2016 und 2005 pro Station (graphisch und mit Signifikanztest nach dem HLUG-Verfahren). Unterstützend wurde pro Gebiet eine zweifaktorielle Varianzanalyse mit den Faktoren Station und Beprobungstermin durchgeführt.

b) Korngrößenverteilung an der Verbringstelle und im Nahbereich

Durch das Einbringen des Baggerguts ändert sich laufend die Zusammensetzung der obersten Sedimentschicht im Einbringbereich (= 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate des Klappfeldes Ost). In der Grafik (Abbildung 4.3-3) ist die Ausdehnung der Sandauflage dargestellt. Der Sandumring, definiert als ein Bereich mit mehr als 50 % Sandanteil, wird hier aus den Körnungsdaten der Mittelwerte der Beprobungen 2014-2016 dargestellt, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden.

Anhand der Körnungsänderung der obersten Sedimentschicht lassen sich die Ausbreitungsbereiche des sedimentierten Baggerguts erkennen. Evident ist, dass das Klappzentrum Ost und seine unmittelbare Umgebung durch die Entmischung des Baggerguts beim Einbringen durch eine sandige Auflage geprägt wird. Der Sandumring reicht im Osten bis über den 1,5-km-Kreis hinaus. Im Westen, Norden und Süden des 1-km-Kreises ist die Auflage zwischen 400 m und 800 m breit.

Am Rand des Einbringbereichs ist die Einmischung des feinkörnigen Anteils des Baggerguts nicht mehr darstellbar, da dort aufgrund des Absetzverhaltens ähnliche Kornfraktionen zur Ablagerung kommen wie die, die dort natürlicherweise aufgefunden werden. Daher ist keine Änderung der Kornzusammensetzung mehr feststellbar.

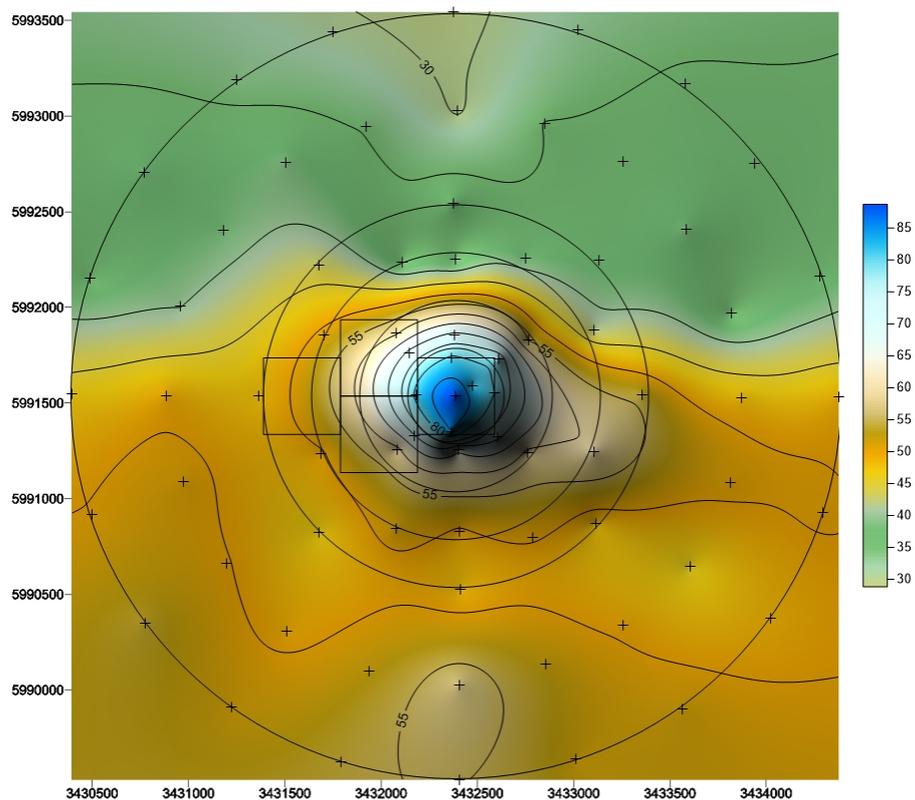


Abbildung 4.3-3 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2014 bis 2016).

c) Schadstoffbelastung der Sedimente

In **Abbildung 4.3-4** bis **Abbildung 4.3-7** ist die Datenverteilung in den Jahren 2005 und im Jahr 2016 für den Gehalt an PAK (Summe 16) und für pp-DDD an den einzelnen Beprobungsstationen für die beiden Beprobungstermine getrennt exemplarisch dargestellt. Im Anhang sind als Überblicksstatistik alle Werte im Nahbereich (1-km, 1,5-km, 2-km, 3-km) sowie im Fernfeld (6-km, 9/12km, Referenz) jeweils getrennt nach den beiden Beprobungsterminen zusammengefasst (Tabelle A-22, A-23, A-24 und A-25).

Werden die Werte der Beprobungsstationen im Gesamtbereich betrachtet, so fällt auf, dass es im Bereich der so genannten „Elbfahne“ (**Abbildung 4.3-11**, Stationen 62, 63, 66-69 im Abstrom der Elbe) auch schon vor Beginn der Verklappungen im Jahr 2005 höhere Werte gegeben hat als in den anderen Bereichen des Fernfelds (hier exemplarisch für PAK 16 und pp-DDD in **Abbildung 4.3-4** bis **Abbildung 4.3-7**, Stationen der Elbfahne s. Sternchen). Höhere Werte im Bereich der Elbfahne werden in allen bisherigen Untersuchungs Jahren außer für PAK und pp-DDD auch für weitere elbetypische Schadstoffe (u.a. Cadmium und Quecksilber < 20 µm, DDT und weitere Metabolite und PCB Summe 7) registriert (E3-Jahresberichte der HPA der Jahre 2006 bis 2015 sowie Auswertung der Daten des Jahres 2016 im Fernfeld weiter unten in diesem Kapitel). Im Bereich des Klappzentrums Ost, dem neuen Klappzentrum Süd und dem umliegenden 1-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost sind die Werte seit Beginn der Baggergutverklappung im Jahr 2005 erwartungsgemäß angestiegen und liegen im Jahr 2016 an der Mehrzahl der Stationen signifikant oberhalb der Werte der Nullbeprobung im Juli 2005. Dies ist exemplarisch für PAK Summe 16 und pp-DDD in **Abbildung 4.3-4** bis **Abbildung 4.3-7** zu erkennen und soll im Folgenden näher erläutert werden.

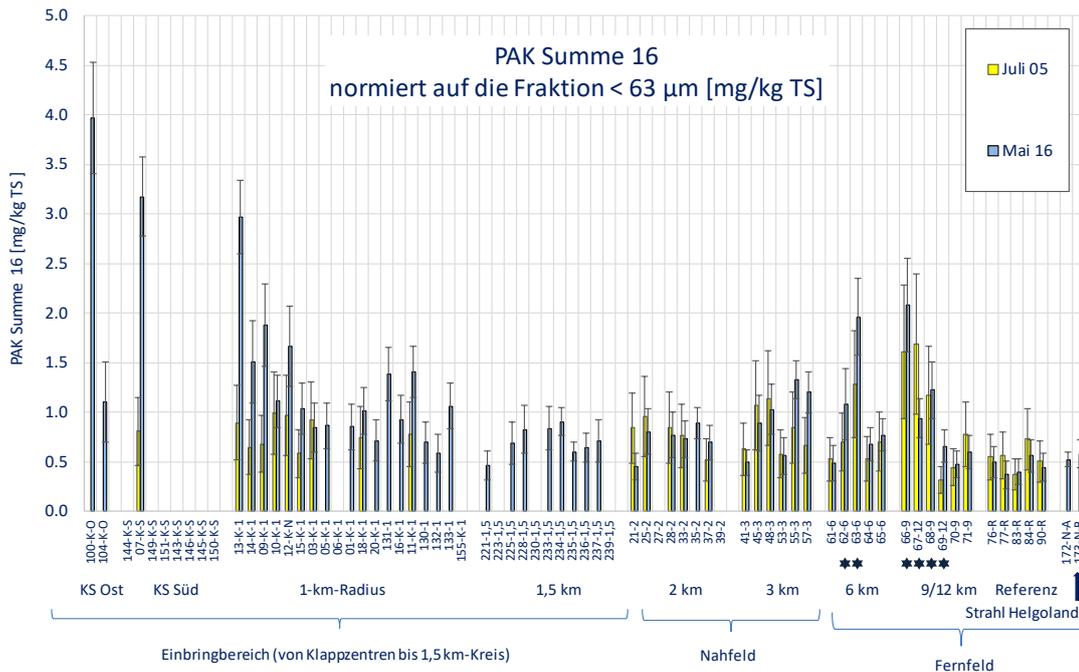


Abbildung 4.3-4 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und Mai 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an.

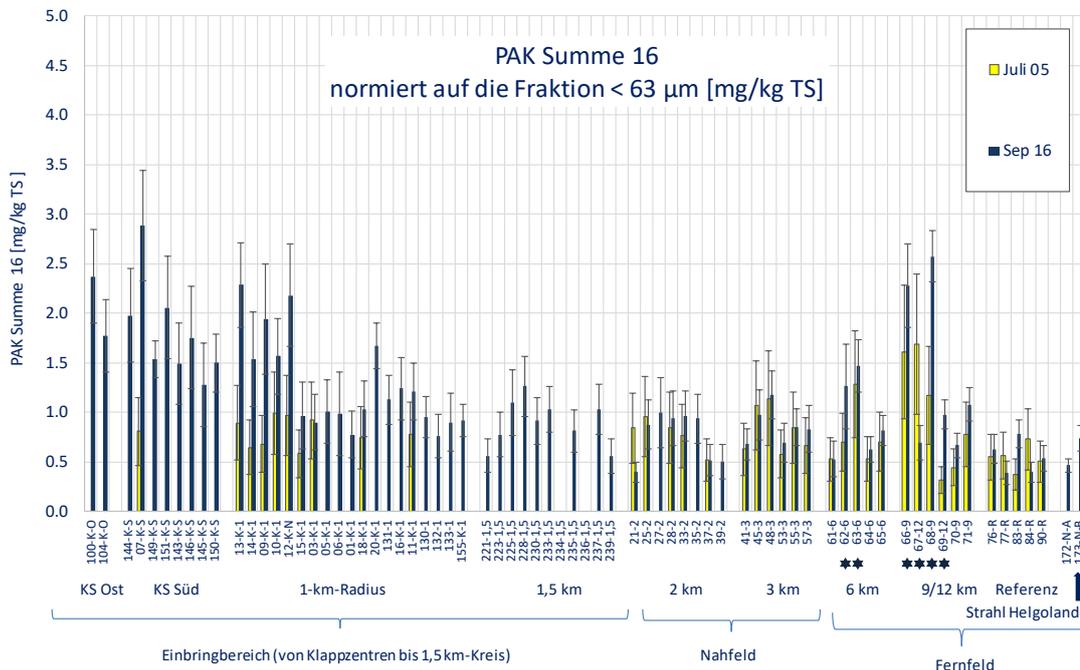


Abbildung 4.3-5 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Nicht dargestellt sind aus Gründen der Übersichtlichkeit die Werte der im September 2016 neu beprobten Stationen auf K-West und K-Nord

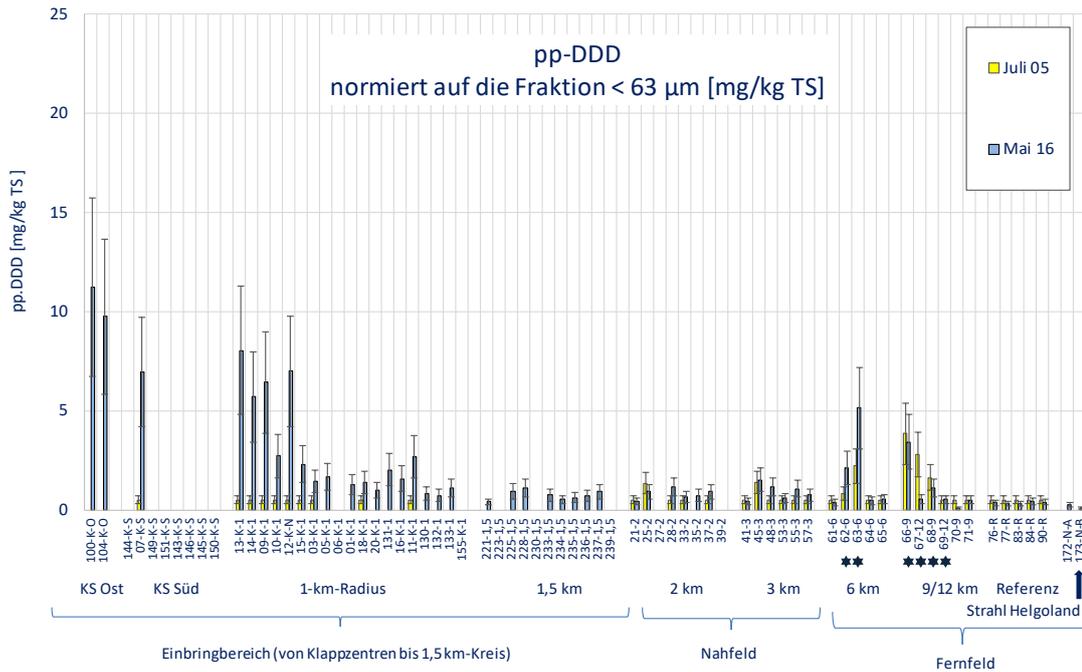


Abbildung 4.3-6 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und Mai 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an.

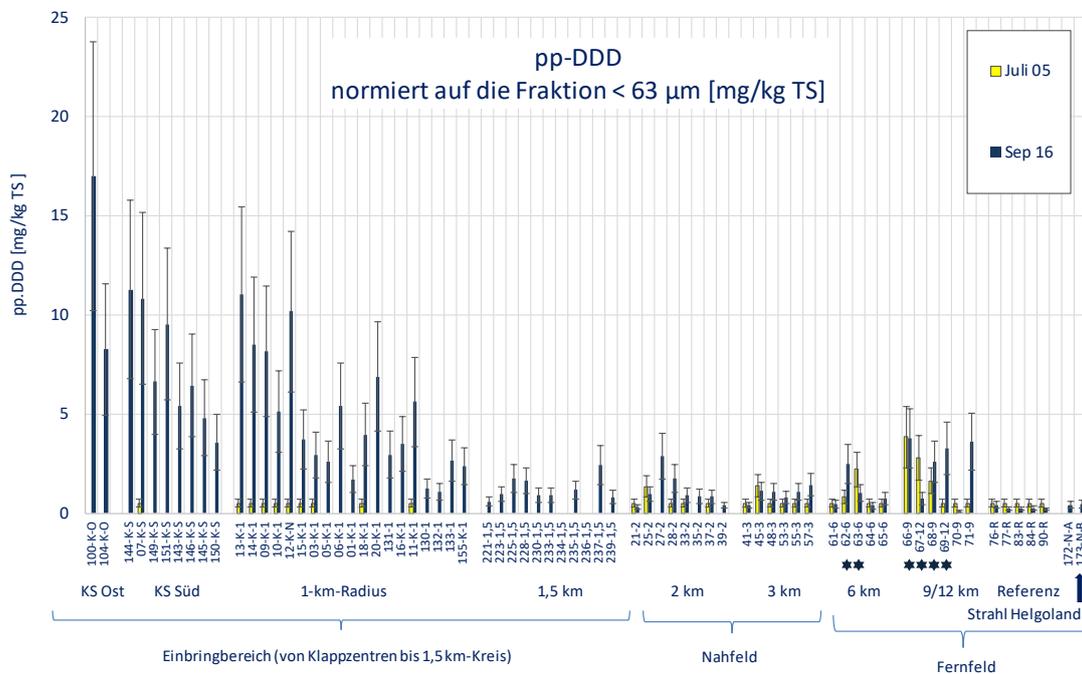


Abbildung 4.3-7 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an.

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich

Im Jahr 2016 werden zu beiden Beprobungsterminen, wie auch in den Vorjahren, im 1-km-Kreis inklusive der Klappzentren für die Mehrzahl der organischen Schadstoffe (DDT und Metabolite, zinnorganische Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, α -HCH, PCB Summe 7, und PAK Summe 16) sowie für die Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber, Zink) an den einzelnen Stationen jeweils unterschiedlich ausgeprägte Erhöhungen in Relation zur Nullbeprobung im Jahr 2005 festgestellt, wie in den Abbildungen 3-4-3- bis 3-4-7 exemplarisch für die elbetypischen Schadstoff pp-DDD und PAK dargestellt. Die Höhe der Konzentrationen liegt dabei zwischen Hintergrundwerten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 und Werten im Baggergut, wobei in der Regel im Bereich der Klappzentren höhere Werte gefunden werden als zum Rand des 1-km-Kreises.

Für Blei, Chrom und Nickel wird im Jahr 2016 hingegen an keiner Station eine signifikante Erhöhung gegenüber den Werten der Nullbeprobung festgestellt. Für Kohlenwasserstoffe liegen alle Proben im Jahr 2016 unter der Bestimmungsgrenze aus dem Jahr 2005, so dass auch hier keine Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung festgestellt werden kann. Signifikante Gebietsunterschiede werden im April 2016 ebenfalls nicht festgestellt. Im September 2016 sind die Kohlenwasserstoffkonzentrationen im 1-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet und im Fernfeld (6 km bis 12 km), in denen die Proben mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze liegen, so dass hier eine geringfügige baggergutbedingte Erhöhung im 1-km-Kreis nicht ausgeschlossen werden kann.

Bei Arsen liegen im Jahr 2016 zu beiden Terminen die Werte an einigen Stationen im 1-km-Kreis jeweils signifikant über den Werten aus der Nullbeprobung aus 2005, wobei der Unterschied in der absoluten Höhe nicht hoch ist. So liegen der Mittelwert im April 2016 bei 30 mg/kg in der 20 μ m-Fraktion, der Mittelwert im September 2016 bei 27 und der Wert der Nullbeprobung bei 25 mg/kg. Werden alle Stationen gemeinsam verglichen, ist zwischen der Nullbeprobung 2005 und dem April 2016 ein signifikanter Unterschied zu verzeichnen, aber keiner zum September 2016. Eine baggergutbedingte Erhöhung im 1-km-Kreis kann damit nicht ausgeschlossen werden, sie ist aber in ihrer absoluten Höhe eher gering.

In Abbildung 4.3-8 sind die Beprobungspunkte im Einbringbereich und seiner Umgebung dargestellt. Sedimentproben, bei denen drei oder mehr Parameter im Jahr 2016 signifikant höher liegen als der Hintergrund 2005 sind mit einem orangenen Punkt markiert. Proben, bei denen ein bis zwei Parameter signifikant höher liegen, sind mit einem gelben Punkt markiert. Die blauen Punkte zeigen, dass keine signifikante Erhöhung der Schadstoffgehalte in Relation zum Hintergrund im Jahr 2005 festgestellt wurde.

Diese Darstellung liefert lediglich einen Hinweis über die mögliche Ausdehnung der Baggergutauf-
lage, aber keinen Beweis. Es ist nicht auszuschließen, dass eine geringmächtige Baggergutauf-
lage resp. eine geringfügige Einmischung von Baggergut in die obere Sedimentschicht durch diesen
Test nicht erfasst wird. Auf der anderen Seite können auch einzelne Parameter an einer Station
höher liegen als im Jahr 2005 ohne dass das Baggergut hierfür zwingend als Ursache angesehen
werden muss.

Im April 2016 wird bei der Mehrzahl der Proben im 1-km-Kreis eine signifikante Erhöhung von
mindestens drei Schadstoffparametern im Sediment festgestellt (s. Abbildung 4.3-8). An dem
nordwestlichen, dem südöstlichen sowie dem östlichen Punkt ist auch der Rand des 1-km-Kreises
betroffen. Dies entspricht auch den Erwartungen, da in diesem Bereich eine Baggergutauf-
lage ebenfalls mittels Peilungen festgestellt wird (s. Kapitel 4.2.1). Wegen der Messungenauigkeit der
Peilungen von ca. 25 cm ist davon auszugehen, dass die Erhöhung der Schadstoffgehalte in einem
weiteren Umkreis festzustellen ist, als über die mittels Peilung festgestellte Baggergutauf-
lage.

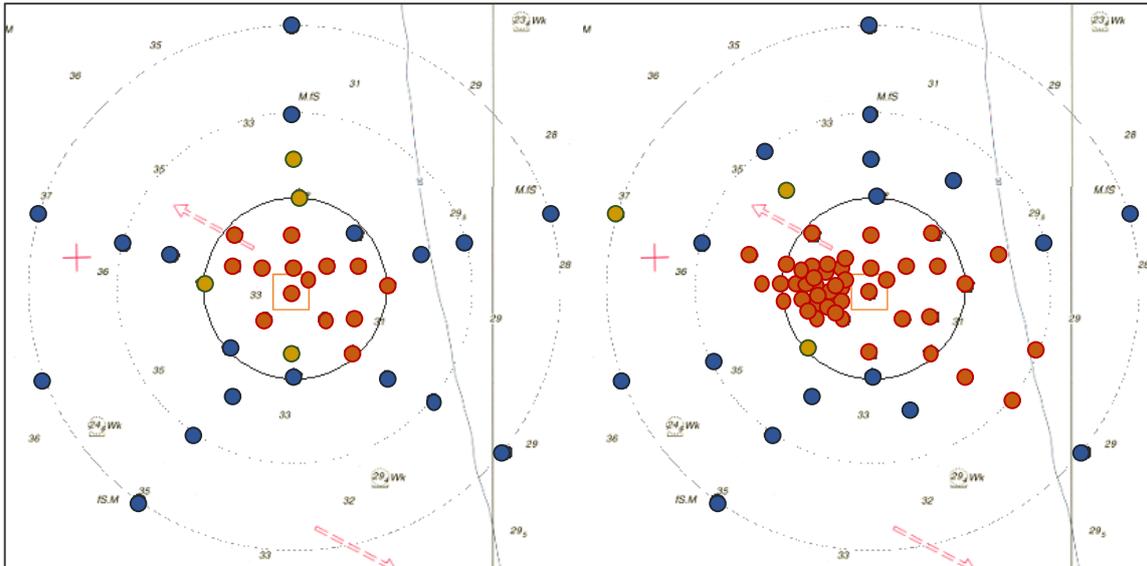


Abbildung 4.3-8 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung im April (li) und September (re) 2016 im Vergleich zu 2005

Ausschnitt der Seekarte mit Klappzentrum bis 3-km-Ring bei Tonne E3.

Orangene Symbole: Schadstoffbelastung bei mehr als 2 Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert (s. Text).

Gelbe Symbole: Schadstoffbelastung bei ein bis zwei Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert

Blaue Symbole: Keine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zum Hintergrund.

An den Stationen außerhalb des 1-km-Kreises wird im Norden an Station 221 ein signifikant erhöhter Wert von TBT von 6,5 µg/kg festgestellt. An den übrigen Stationen im 1,5-km-, 2-km- und 3-km-Kreis wird im April 2016 in den Greiferproben bei keinem Parameter eine signifikante Erhöhung der Parameter nach GÜBAK (2009) ermittelt.

In den Jahren 2012 bis 2015 wurde wiederholt sowohl mittels Korngrößenanalyse als auch über Schadstoffanalysen im Südosten des 1,5-km-Kreises, an der Station 227 sowie etwas nördlich davon eine Baggergutaufgabe festgestellt. Im Jahr 2015 wurde anhand der in diesem Bereich genommenen Frahmotproben eine Baggergutaufgabe einer Mächtigkeit von 15 bis 20 cm ermittelt, die im Zuge der Greiferbeprobung nicht detektiert wurde (E3-Jahresbericht der HPA, 2015). Von daher erscheint es wahrscheinlich, dass die Baggergutaufgabe im April 2016 auch weiterhin in diesem Bereich vorhanden war, auch wenn die Schadstoffanalysen der Greiferproben hier keine signifikante Erhöhung gezeigt haben.

Im September 2016 wurde im 1-km-Kreis an allen Punkten, außer an Station 132 ganz im Norden und Station 130 ganz im Süden, eine signifikante Erhöhung der Schadstoffgehalte ermittelt (Abbildung 4.3-8). Im Nordwesten war auch der 1,5-km-Kreis und im Südosten der 1,5-km-Kreis und an zwei direkt benachbarten Stationen auch Bereiche der südöstlichen Ausbuchtung der Baggergutaufgabe im 2-km-Kreis betroffen (Abbildung 4.3-8). Es ist anzunehmen, dass die bestehende Baggergutaufgabe durch die Verbringung von Juni bis September 2016 in Richtung Nordwest – Südost größer geworden ist. Es ist aber auch davon auszugehen, dass im 1,5-km-Kreis im Südosten bereits vor September 2016 eine Auflage bestand bzw. eine Einmischung von Baggergut vorlag (s. oben).

Im April 2016 wurden vier Kernproben entnommen, um die Ausbreitung des Baggerguts am westlichen Rand des 1,5-km-Kreises genauer zu erfassen. Die Lage der Entnahmestellen ist in der Abbildung 4.3-9 dargestellt. Diese vier, westlich vom (künftigen) Klappzentrum K-West entnommenen Kernproben (1034 -1037) weisen unterschiedlich starke Einmischungen von Baggergut in der oberen Sedimentschicht auf (Abbildung 4.3-10). Einhergehend mit dem Baggerguteintrag ist eine leichte Verschiebung im Korngrößenspektrum der Sedimente verbunden. Der Anteil der Feinsandfraktion 63-200 μm wird durch Sandeintrag des Baggergutes angereichert. Relativ gesehen verringert sich dadurch der Gehalt an Feinfraktion $<63 \mu\text{m}$. Gleichzeitig wird auch Feinfraktion aus dem Baggergut mit in die obere Sedimentschicht eingemischt, dies zeigt sich in der Abbildung 4.3-10 in den oberen Sedimentschichten 0-15 cm/0-20 cm. Der eingemischte Feinkornanteil führt jedoch nicht zu einer signifikanten Änderung der Schadstoffgehalte gegenüber der rezenten Hintergrundbelastung. Eine flächige Auflage aus Baggergut ist in dieser Entfernung nicht ausgebildet.

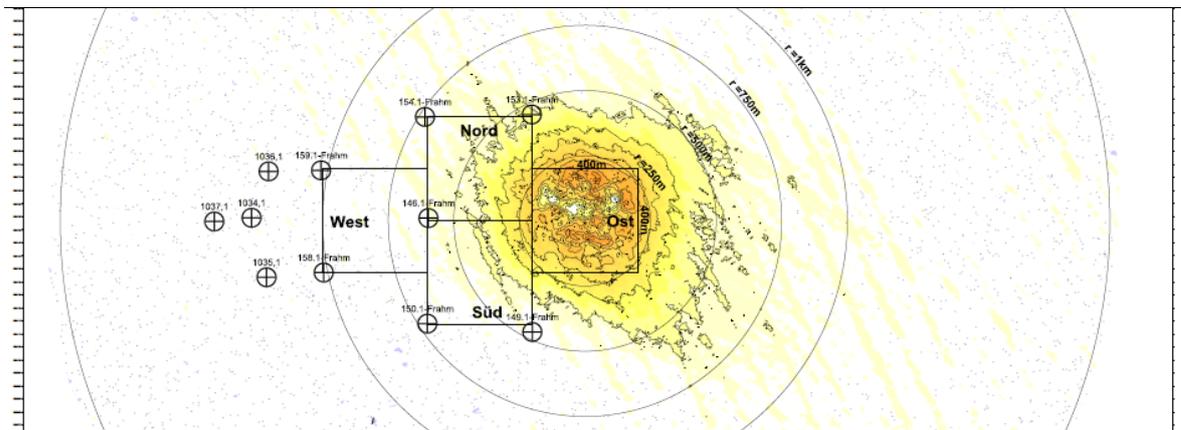


Abbildung 4.3-9 Entnahmestellen der Kernproben im April (1034 – 1037) und im September 2016

Im September 2016 wurden Kernproben mittels Frahmplot an den Eckpunkten der drei neuen Klappfelder entnommen (Lage Abbildung 4.3-9). Bis in 750 m Entfernung der Klappstelle K-Ost ist erwartungsgemäß eine Auflage aus Baggergut in den Kernproben erkennbar, die in diesem Bereich auch mittels Greiferproben ermittelt wurde (Abbildung 4.3-8). Die Mächtigkeit der Baggergutaufgabe nimmt zum Rand des 1-km-Kreises ab, ab hier ist nur noch eine Einmischung von eingetriebenem Baggergut in der oberen Schicht erkennbar (bis ca. 20 cm). Eine Verlagerung der Schadstoffe in tiefere Sedimentschichten (unterhalb 20 cm) ist nicht feststellbar, hier sind weder Texturveränderungen noch baggergutbedingte Schadstoffanreicherungen zu beobachten.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass sowohl Peildaten als auch Sedimentdaten aus Greifer- und Frahmplotproben des Jahres 2016 für Textur und für Schadstoffe darauf hinweisen, dass im Einbringbereich weiterhin eine Baggergutaufgabe festgestellt wird, die Richtung Nordwest-Südost orientiert ist und die über den Rand des 1-km-Kreises hinaus reicht. Im Nordwesten wird im September 2016 der 1,5-km-Kreis und im Südosten an zwei direkt benachbarten Stationen auch der 2-km-Kreis erreicht.

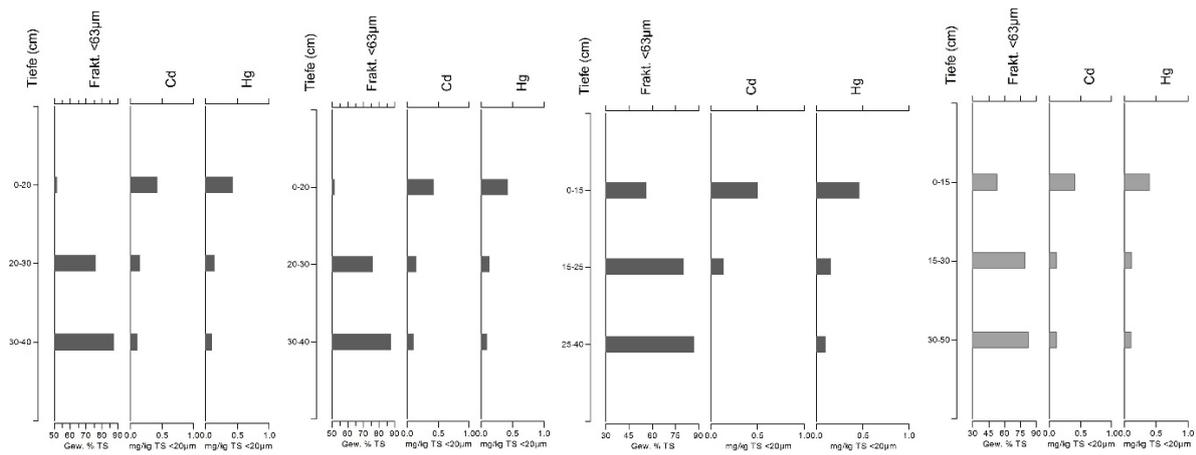


Abbildung 4.3-10 Schichtaufbau der Kernproben (1034 – 1037)

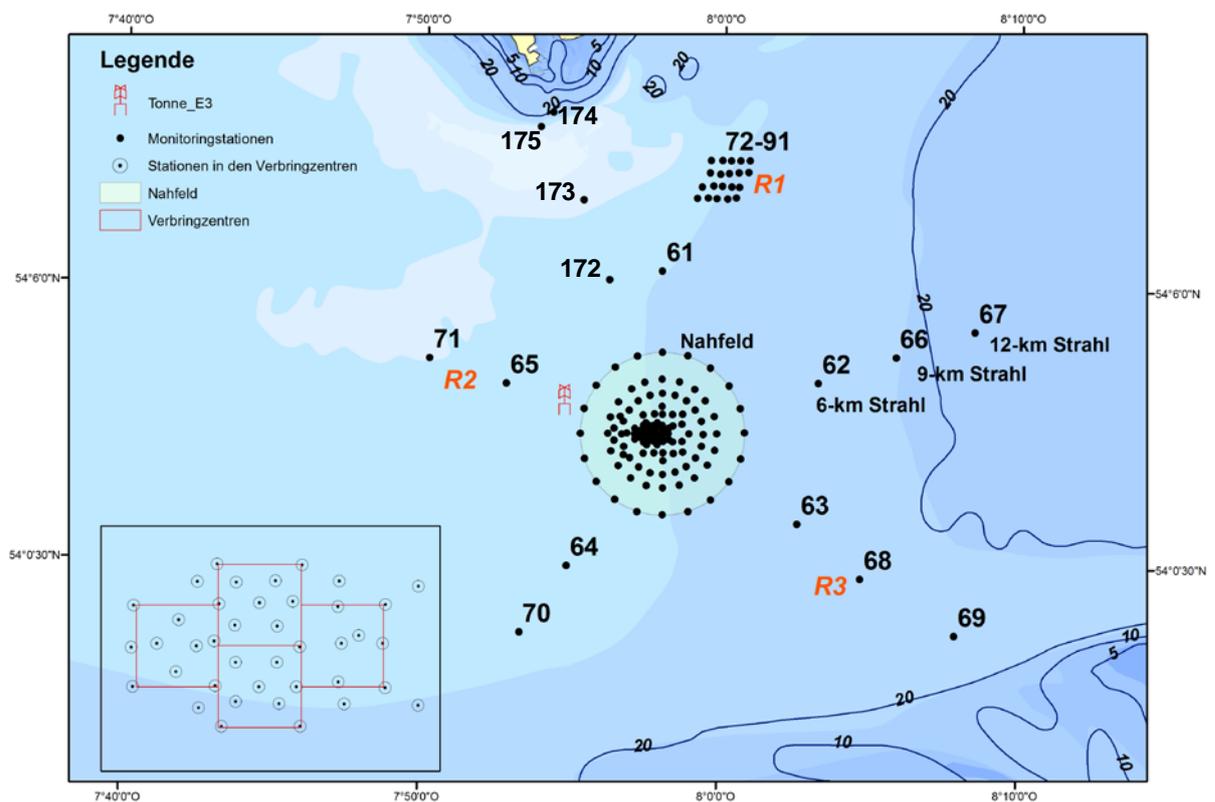


Abbildung 4.3-11 Stationen im Fernfeld (6-km-Kreis mit Station 61 – 65, 9/12-km-Strahl mit Station 66-71, Referenzgebiet mit Station 72-91 und Strahl Richtung Helgoland mit Station 172-175)

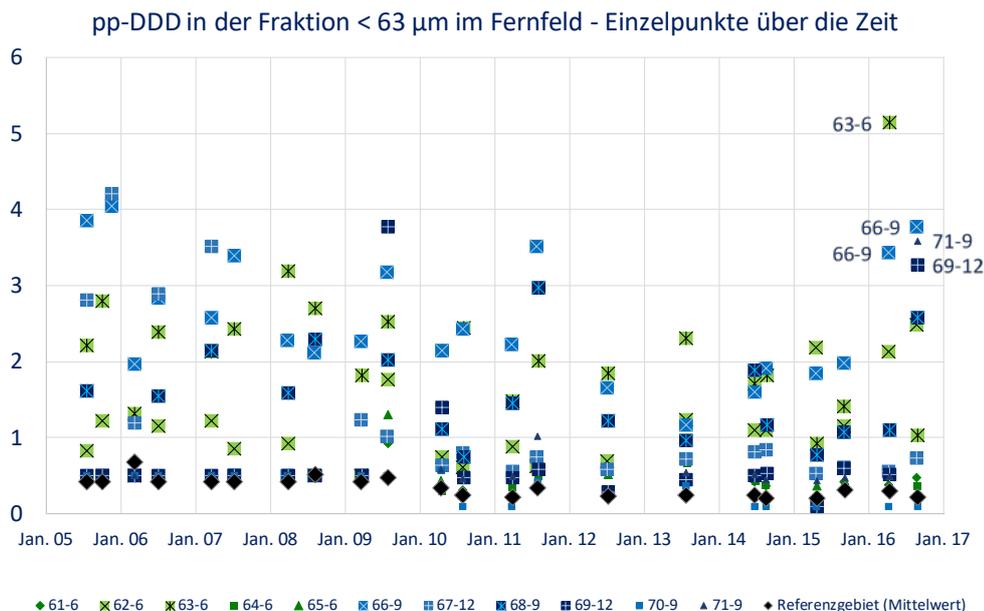


Abbildung 4.3-12 Sedimentbelastung mit pp-DDD im Fernfeld der (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2016. Werte normiert auf die Fraktion < 63 µm. Versatz in den Daten aufgrund des Wechsels der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010.

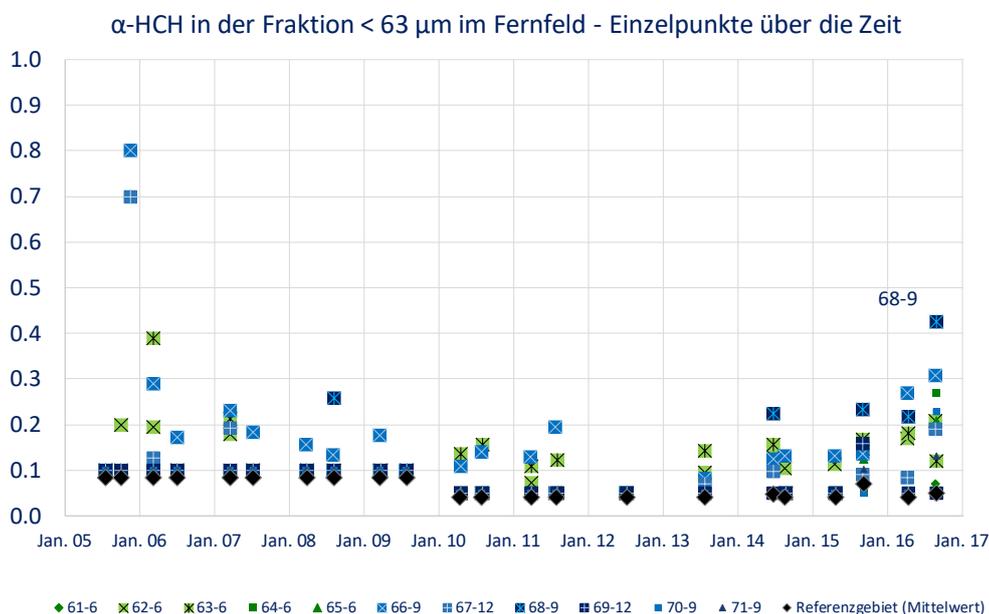


Abbildung 4.3-13 Sedimentbelastung mit α-HCH im Fernfeld (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2016. Werte normiert auf die Fraktion < 63 µm. Versatz in den Daten aufgrund des Wechsels der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010.

Schadstoffbelastung im Fernfeld (6-km, 9/12-km, Referenzgebiet)

Zur Prüfung, ob im Fernfeld der Verbringstelle eine Erhöhung der Sedimentbelastung feststellbar ist, wurden zunächst die drei Teilgebiete (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl, Referenzgebiet) getrennt voneinander mittels einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit den Faktoren Beprobungstermin und Station (Datensatz 2005 bis 2016) überprüft. Bei keinem der drei Gebiete wurde für die beiden Termine im Jahr 2016 eine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zu den Vorjahren inklusive der Nullbeprobung im Jahr 2005 ermittelt. Deutlich wird hingegen, dass einige Stationen im Fernfeld über die Gesamtzeit betrachtet (2005 bis 2016) signifikant höhere Schadstoffgehalte aufweisen als die übrigen Stationen. Dies gilt insbesondere für die Positionen 67 im 12-km-Strahl, für die Positionen 66 und 68 im 9-km-Strahl und für die Position 63 im 6-km-Ring (Abbildung 4.3-11). Hierbei handelt es sich um Punkte, die auf einer Achse in Richtung der Elbemündung liegen und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hinein gibt. Bei den erhöhten Parametern handelt es sich um elbetypische Schadstoffe, u.a. Cadmium, Zink, Quecksilber, pp-DDE, pp-DDD und op-DDD, PAK Summe 16, PCB Summe 7 und α -HCH.

Werden die Stationen im Fernfeld beider Beprobungstermine im Jahr 2016 mit der Nullbeprobung im Jahr 2005 unter Verwendung der aus verdeckten Doppelbestimmungen errechneten erweiterten Messunsicherheit verglichen (analog dem Vorgehen im Nahbereich der Einbringstelle, siehe oben), zeigt sich an der Mehrzahl der Stationen im Jahr 2016 kein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung im Jahr 2005. Stationen, an denen Unterschiede festgestellt werden, liegen mit einer Ausnahme im Bereich der Elbfahne (Abbildung 4.3-12, Abbildung 4.3-13). So wird ein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung für α -HCH und für PAK Summe 16 an der Station 68 im September 2016 ermittelt, außerdem für pp-DDE an Station 63 im April 2016 und an Station 68 im September 2016 sowie pp-DDD an Station 63 im April 2016 und an Station 69 und 71 im September 2016 (Abbildung 4.3-12 für pp-DDD, Abbildung 4.3-13 für α -HCH). Auffällig sind im Stationsvergleich außerdem in Relation zu den Vorjahren erhöhte Werte an pp-DDD, pp-DDE und op-DDD an der Station 66, die sich aber nicht signifikant von der Nullbeprobung im Jahr 2005 unterscheiden. Mit Ausnahme von Station 71 liegen diese Stationen (63, 66, 68, 69) im Abstrom der Elbe und zeigten auch bereits 2005 höhere Werte als die übrigen Stationen im Fernfeld (Abbildung 4.3-11, Abbildung 4.3-12).

Das Messprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe hat gezeigt, dass in den Jahren 2015 und 2016 erhöhte Einträge von DDX, HCB und PCB aus Tschechien in die Mittelelbe erfolgten. Diese beruhen auf einem Schadereignis an der unteren tschechischen Elbe im Jahr 2015 (PCB) sowie auf den in 2015 vermutlich durch Baggerarbeiten ausgelöste Schadstofffreisetzung (insb. Hg, DDX und HCB) aus hoch belasteten Altsedimenten im Bereich der unteren freifließenden tschechischen Elbe. Diese Erhöhung ließen sich für PCB, DDX und eingeschränkt auch für HCB bis zur Messstelle Schnackenburg oberhalb Hamburgs nachverfolgen (FGG Elbe, 2018a).

Nach Auskunft der Hamburger Umweltbehörde (BUE) wurde an der Messstelle Schnackenburg oberhalb Hamburgs in den Jahren 2015 und 2016 auch eine leichte Erhöhung von HCH-Verbindungen nachgewiesen. Hauptherkunftsregion ist das Muldeinzugsgebiet. Die Isomere des Insektizids Hexachlorcyclohexan (HCH) werden nahezu ausschließlich über das Spittelwasser-Einzugsgebiet unterhalb des Muldestausees über die Mulde insb. bei Hochwasserereignissen in die Elbe eingetragen. Dies hat zur Folge, dass sich im weiteren Flussverlauf bis zur Messstelle „Schnackenburg“, infolge der Vermischung mit HCH-unbelasteten Sedimenten, ein vergleichsweise geringes Gehaltsniveau dieses Schadstoffs einstellt. Der Nachweis in an der Messstelle Schnackenburg lässt

sich auch auf Remobilisierungen aus Häfen- und Stillwasserbereichen an der Elbe (unterhalb der Muldemündung) zurückführen.

An der Messstelle Kugelbake bei Cuxhaven zeigten die Werte Anfang des Jahres 2016 im Vergleich zu der im Zusammenhang mit dem Hochwasser im Jahr 2013 festgestellten Erhöhung der Schwebstoffkonzentration schwächer ausgeprägte Peaks bei den DDT-Metaboliten, Hexachlorbenzol und den Hexachlorcyclohexanen. Für die PCB-Verbindungen ließ sich hingegen 2016 keine Erhöhung feststellen (BfG, 2018a).

Insofern scheint im Jahr 2016 eine gewissen Erhöhung an DDT-Metaboliten und auch (geringfügig) an HCH-Verbindungen der im Abstrom der Elbe gelegenen Sedimente bedingt durch höhere Einträge über die Elbe plausibel. Die in der Mittelelbe ebenfalls zu beobachtenden Erhöhungen an PCB-Verbindungen und an Hexachlorbenzol ließ sich anhand der Sedimentkonzentrationen in diesem Bereich aber nicht mehr nachverfolgen.

Sedimentproben auf einem Strahl Richtung Helgoland

Um sicherzustellen, dass keine maßnahmenbedingten Verschlickungen vor Helgoland nachgewiesen werden können (Maßgabe 2.20, s. oben), wurden im Jahr 2016 im Mai drei und im September vier Proben in einem Strahl Richtung Helgoland entnommen (s. Abbildung 4.3-2, Station 175 ab September 2016 beprobt). Die Station 174, welche Helgoland am nächsten liegt, zeigt zu beiden Beprobungsterminen einen sehr geringen Schlickanteil von unter 3,5 %. Die dominierende Korngrößenfraktion ist Kies (> 2 mm) gefolgt von Mittelsand (200-630 µm). Die Station 175, am Nordrand der Tiefen Rinne gelegen, ist mit einem Schlickanteil von nur 2 % ebenfalls sehr grobkörnig. Hier ist der Mittelsand die dominierende Fraktion, gefolgt von Kies. Auf eine Analyse der chemischen Parameter in der Schlickfraktion wurde aufgrund ihres sehr geringen Schlickgehaltes verzichtet.

Die Station 173 weist 22 % Schlick und noch 60 % Mittelsand auf, während der Kiesanteil unter 1 % liegt. Die Station 172 liegt bereits direkt im Schlickgebiet in der Nähe der Station 61 (Abbildung 4.3-11) und zeigt einen Schlickanteil von 85 %. Die chemischen Parameter wurden an den Stationen 172 und 172 analysiert. Sie zeigen Konzentrationen, die denen im Referenzgebiet R1 resp. denen der nahe gelegenen Station 61 vergleichbar sind. Maßnahmenbedingte Auffälligkeiten werden daher nicht festgestellt.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane wurden im April 2016 an drei Stationen an der Verbringstelle, zwei Stationen im Referenzgebiet sowie den Stationen in 9-km und 12-km Entfernung (Station 66-9 und Station 67-12, Abbildung 4.3-11) auf dem Strahl Richtung Südosten analysiert. Die Dioxingehalte liegen an allen Stationen mit Werten zwischen 2,7 und 17 ng I-TEq (NATO/CCMS) unterhalb des Safe Sediment Value von 20 ng I-TEq nach Evers et al. (1996) und damit in einem niedrigen Bereich. Der Maximalwert von 17 ng I-TEq (NATO/CCMS) ist an der Station 66-9 in 9 km Entfernung von der Verbringstelle auf dem Strahl Richtung Südosten aufgetreten, während auf der Einbringstelle ein Mittelwert von 5 und im Referenzgebiet (R1) von 3 ng I-TEq (NATO/CCMS) festgestellt wird, die damit deutlich niedriger liegen. Eine Erhöhung der Dioxingehalte durch die Baggergutverbringung wird damit nicht festgestellt. Insgesamt entsprechen die Dioxingehalte denen aus früheren Jahren, wobei höhere Gehalte von 12 bis 16 ng I-TEq (NATO/CCMS) allerdings vor allem in 12 km Entfernung an der Station 67-12 und nur von 2005 bis 2007 aufgetreten sind.

d) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass im Jahr 2016 im Einbringbereich weiterhin eine Baggergutaufgabe festgestellt wird, die Richtung Nordwest-Südost orientiert ist und die über den Rand des 1-km-Kreises hinaus reicht. Im Nordwesten wird im September 2016 der 1,5-km-Kreis und an zwei unmittelbar benachbarten Stationen der südöstlichen Ausbuchtung der Baggergutaufgabe der 2-km-Kreis erreicht. Auf der Schüttstelle findet sich vorwiegend sandiges Material wieder. Das ist darin begründet, dass während des Entleerungsprozesses des Hopperbaggers sandiges Material im Vergleich zu feinkörnigem schneller zu Boden sinkt, da es schwerer ist. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlickigere Ablagerungen.

Die umliegenden Sedimentstationen im Nah- und im Fernfeld bis in 12-km zeigen im Jahr 2016 keine baggergutbedingte Erhöhung der Belastung. Einige der Stationen aus dem Fernfeld wiesen bereits zum Zeitpunkt der Nullbeprobung 2005 sowie auch in allen folgenden Jahren höhere Schadstoffwerte auf als die Proben der Umgebung. Hierbei handelt es sich um Stationen, die sich auf einer Achse in Richtung der Elbmündung befinden und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet gibt. Im Jahr 2016 wird an einigen dieser Stationen eine teilweise signifikante Erhöhung vor allem von DDT-Metaboliten sowie, geringer ausgeprägt, auch von α -HCH festgestellt. Dieses ist wahrscheinlich auf etwas höhere Einträge dieser Verbindungen aus der Mittelelbe in den Jahren 2015 und 2016 zurückzuführen.

Die beiden neu beprobten Sedimentstationen, die kurz vor Helgoland liegen, sind durch Kiese und Sande geprägt und weisen nur einen sehr geringen Feinkornanteil auf. Indizien für eine Verschlickung werden somit nicht festgestellt.

Für eine weitergehende Auswertung der Sedimentdaten (Schadstoff- und Texturdaten) mit einem höherem Detaillierungsgrad sei auf den Bericht der BfG verwiesen, der die Daten von 2015 bis 2018 umfasst und im 2. Halbjahr 2020 vorgelegt wird.

4.3.2 Ökotoxikologische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden. Mit der neu erteilten Zulassung gilt der 1,5-km-Kreis als Einbringbereich. Im Jahr 2016 wurde keine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität in den Einbringbereichen festgestellt.*

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für die Ermittlung der Signifikanz wird aufgrund des logarithmischen Charakters der Daten in Absprache mit der BfG mit dem Kruskal-Wallis und einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-Hoc Tests ein nicht-parametrisches Testverfahren angewendet.

a) Probennahme

Ausgewählte Sedimente (Abbildung 4.3-1) werden neben den Analysen der Textur und Schadstoffe auch auf ihre ökotoxikologische Wirkung untersucht. Die Proben werden mit dem Greifer entnommen und in lebensmittelechten PE-Eimern (2,5 l) unter Kühlung gelagert.

Die Proben werden mit der marinen Biotestpalette gemäß standardisierte Verfahren und BfG-Merkblatt (2011b) untersucht, die den marinen Algentest (MAT, DIN EN ISO 10253, 2006), den Leuchtbakterientest (LBT, DIN EN ISO 11348-2 2009)) sowie den Corophientest (CVT, DIN EN ISO 16712, 2006) umfasst.

Beim MAT und LBT werden jeweils die Testgüter Porenwasser und Eluat getestet. Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die hier untersuchten Modellorganismen (*Phaeodactylum tricornutum*, *Aliivibrio fischeri*) wird die vom Testgut ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wievielfach die Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt. Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens 1:64 verdünnt). Für die beiden Testverfahren liegen insgesamt vier Testergebnisse pro Sedimentprobe als pT-Werte vor. Das insgesamt schlechteste Testergebnis des Algen- und Leuchtbakterientests wird für die Einstufung des untersuchten Sediments in eine Toxizitätsklasse verwendet. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Zusätzlich wird an den Sedimenten der Corophiumtest durchgeführt. Hierbei dient das Sediment als Testgut. Für die Ableitung der Toxizität wird eine Mortalitätsrate von über 20% als Anzeichen für leicht ökotoxikologische Effekte und 40% als Grenze für toxische Effekte angesetzt. Im Jahr 2016 wurden im April 34 Proben und im September 35 Proben auf ihr ökotoxikologisches Potential untersucht. Mit dem LBT und dem MAT wurden im April zusätzlich vier Proben im Südwesten des 1,5-km- und 2-km-Kreises untersucht, um die ökotoxikologische Belastung vor der Beaufschlagung des südliche Klappzentrums zu untersuchen. Zur internen Qualitätskontrolle wurden pro Termin je drei verdeckte Doppelbestimmung durchgeführt sowie weitere acht (April) bzw. sieben Proben (September) als Parallelbestimmung durch die BfG untersucht. In die statistische Auswertung fließen die Parallel- und Doppelbestimmungen nicht ein.

b) Gebietsvergleich

Die Ergebnisse des Corophientests zeigen zu beiden Terminen keine toxischen Effekte an. Eine Probe im 2-km-Kreis wurde durch eine Parallelbestimmung in Labor 2 mit 23% als leicht toxisch eingestuft, das Ergebnis wurde durch das Labor 1 nicht bestätigt (s. Tabelle A-26).

Die ermittelten Toxizitätsklassen, die durch den Algen- und Leuchtbakterientest für April und September ermittelt wurden, sind in Abbildung 4.3-14 abgebildet. Interne Doppelbestimmungen sind gesondert dargestellt. Für die statistische Auswertung werden die Toxizitätsklassen aller untersuchten Gebiete (1-km-Kreis, 1,5-km-, 2-km, 6-km-Kreis sowie Referenzgebiet) gegenübergestellt.

Im April 2016 wurden in allen Gebieten Toxizitätsklassen zwischen 0 und I ermittelt. Eine Ausnahme stellt eine Probe im 1,5-km-Kreis dar, hier wurde die Toxizitätsklasse II ermittelt. Diese Toxizitätsklasse konnte durch eine verdeckte Doppelstimmung nicht bestätigt werden, die eine Toxizitätsklasse von 0 ergab (Abbildung 4.3-14). Statistisch signifikante Gebietsunterschiede wurden keine festgestellt.

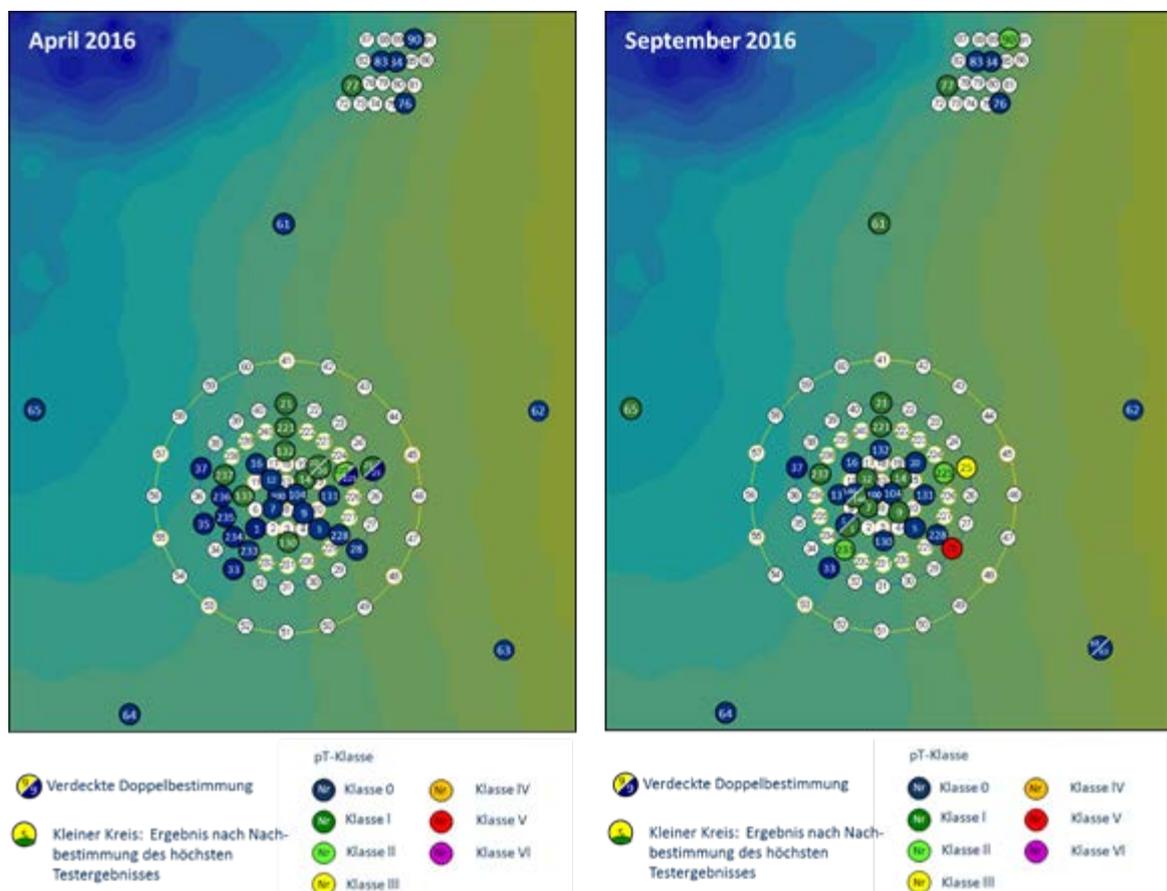


Abbildung 4.3-14 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im April 2016 und im September 2016 (Messergebnisse vom Labor 1). Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU Recht.

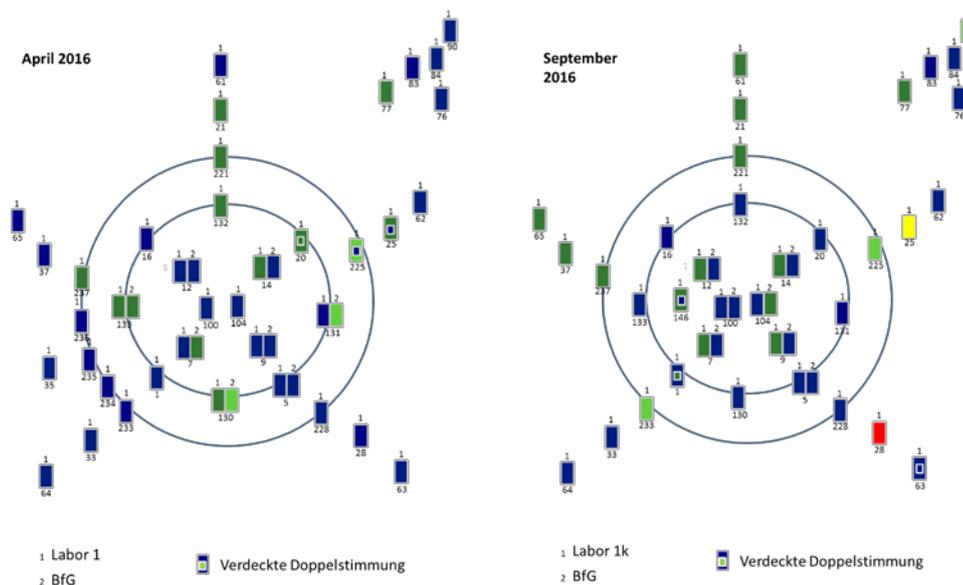


Abbildung 4.3-15 Doppelbestimmungen im April und September 2016 von Labor 1 und BfG (Die Einfürbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU Recht.)

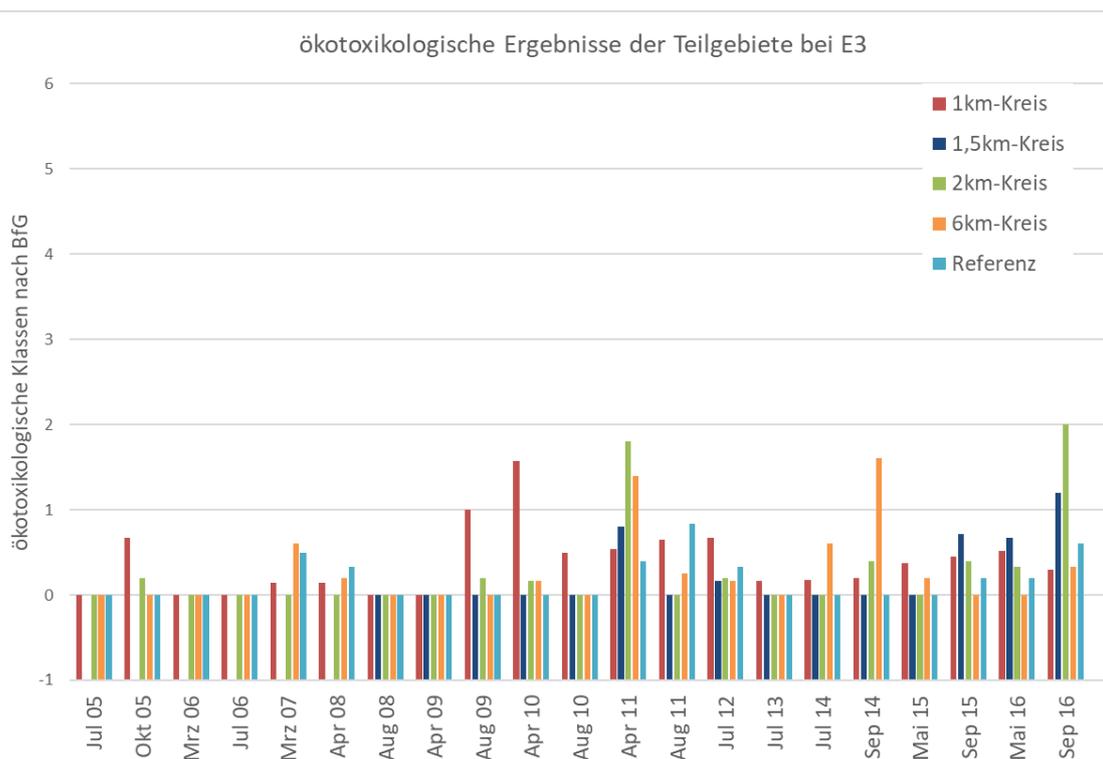


Abbildung 4.3-16 Gebietsmittelwerte der Ergebnisse des ökotoxikologischen Monitorings bei E3 2005-2016.

Im September 2016 wurde für 80% der Proben eine Toxizitätsklasse von 0 oder I ermittelt (Abbildung 4.3-14). Toxizitätsklassen über I beruhen auf den Testergebnissen des Leuchtbakterientests

und wurden für Stationen im 1,5-km-Kreis, im 2-km-Kreis und im Referenzgebiet ermittelt. Wie in den vergangenen Jahren tritt somit eine sehr heterogene Verteilung der Toxizität auf (Abbildung 4.3-16, E3-Jahresbericht der HPA, 2014; 2015). Im 2-km-Kreis wurde nach dem Klassifikationschema der BfG (2011) je eine Station als mäßig (Klasse III) bzw. als hoch toxisch (Klasse V) belastet bestimmt. Eine Überprüfung dieser Werte bei einem Zweitlabor war aufgrund der dann zu langen Lagerungszeit nicht möglich. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung dieser beiden Einzelwerte kann nicht ausgeschlossen werden. An allen übrigen Stationen im 1-km, 1,5-km und 2-km-Kreis liegen die ermittelten Toxizitätsklassen aber bei 0 (unbelastet) bis II (gering belastet) und damit im nicht bis gering belasteten Bereich. Signifikante Gebietsunterschiede wurden im September 2016 ebenfalls nicht ermittelt. Insgesamt ist über den gesamten Zeitraum zu sehen, dass die Mittelwerte der Klassen in allen Teilgebieten schwanken, wobei der Grad der Schwankung zwischen 0 und 2 moderat ist. Werte über 1 werden sowohl für den verbringfreien Zeitraum zwischen April 2010 und Juli 2014, wie auch für den Zeitraum September 2014 bis September 2016, in denen wiederholte Verbringungen stattgefunden haben, festgestellt, so dass hier kein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung hergestellt werden kann. Dies wird auch dadurch untermauert, dass höhere Klassen nicht nur im Einbringbereich sondern wiederholt auch im 6km-Kreis ermittelt wurden und im 1km-Kreis seit 2011 bis September 2016 vergleichbare Klassen ermittelt werden. Im September 2016 treten die bislang höchsten Werte im 1,5km und 2km-Kreis auf. Gleichzeitig liegen auch die Werte im Referenzgebiet etwas höher im Vergleich zu den übrigen Beprobungsterminen seit Juli 2012, so dass auch hier ein Einfluss der Baggergutverbringung unwahrscheinlich bleibt.

Auffällig ist hingegen, dass erst seit August 2009 Werte über 1 ermittelt werden. Der Zeitpunkt entspricht einer methodischen Umstellung in den Laboren und kann nicht mit einer veränderten Belastung der Sedimente in Verbindung gebracht werden.

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Im Jahr 2016 wurden zu beiden Untersuchungsterminen keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt. Wie bereits in den Jahren zuvor wurde eine Qualitätskontrolle durch interne Doppelbestimmungen, die im gleichen Labor durchgeführt wurden, sowie durch Parallelbestimmungen in einem zweiten Labor (BfG) durchgeführt. Insgesamt liegen so für den April 11 und für den September 10 Doppelbestimmungen vor. Zu beiden Terminen weichen die Ergebnisse in mehr als 50 % der Fälle voneinander ab (Abbildung 4.3-15), was zeigt, dass die Aussagekraft der ökotoxikologischen Ergebnisse mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist. Das Auftreten von vereinzelt höheren Toxizitäten wie sie für September 2016 im 2km-Kreis festgestellt wurden, sollte auch vor diesem Hintergrund bewertet werden. Ein signifikanter Einfluss der Baggergutverbringung auf die ökotoxikologischen Eigenschaften der Sedimente ist bislang nicht erkennbar.

4.4 Makrozoobenthos

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3 (Beprobung der Sedimente)

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde im Jahr 2016 mit einer Kampagne im April und einer im September fortgeführt. Nach Abstimmung in der Monitoring-AG wurde das Probenraster für die Beprobung im September 2016 im Einbringbereich verdichtet. Die Klappfelder Süd, Nord und West wurden an je 7 neuen Stationen beprobt, so dass das Untersuchungsprogramm im Einbringbereich um insgesamt 21 Stationen erweitert wurde.

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zeitgleich zur Probennahme für die chemischen und ökotoxikologischen Sedimentanalysen wurden von der Firma BioConsult im April und im September 2016 Sedimentproben für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste im Mai 2016 mit der Verbringstelle (20 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem 1,5 km Ring (20 Stationen), einem Außengebiet AU, das den 2- und 3-km-Kreis umfasst (40 Stationen), dem Referenzgebiet (20 Stationen) und dem Bereich des eigentlichen Klappzentrums mit 10 Stationen fünf Teilgebiete (Abbildung 4.4-1, Abbildung 4.3-1, Abbildung 4.3-2). Damit ergeben sich für Mai 2016 insgesamt 110 Beprobungsstationen, die mit den Stationen der Vorjahre identisch sind.

Im September 2016 wurden auf den neu als Klappstellen ausgewiesenen Bereichen (K-Süd, K-Nord, K-West) jeweils 7 zusätzliche Proben entnommen, an denen ebenfalls die Makrozoobenthosuntersuchung durchgeführt wurde (Abbildung 4.4-6). Dies erfolgte, um der Maßgabe 2.22 aus dem Einvernehmen Rechnung zu tragen, nach der die Untersuchungen nach Abstimmung in der Monitoring-AG im Einbringbereich ggf. verdichtet werden sollten. Damit lag die Anzahl bei 131 Beprobungsstationen. Die Probenahme wurde Mitte September 2016 durchgeführt, während die Verklappungen zeitgleich noch auf dem alten Klappzentrum K-Ost stattfanden. Der Wechsel der Beaufschlagung auf das neue Klappfeld K-Süd erfolgte im Anschluss an die Beprobung ab Oktober 2016.

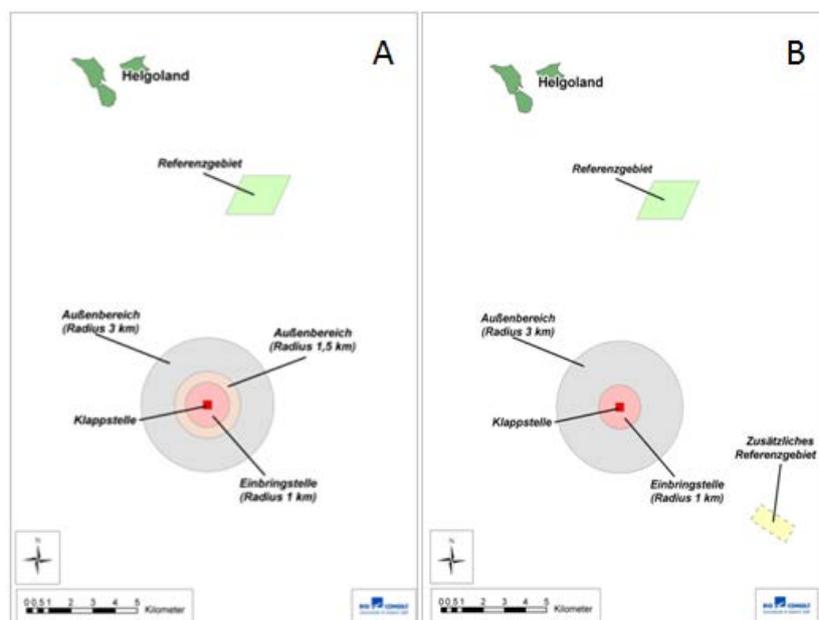


Abbildung 4.4-1 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Kliesenmonitoring (B)

An jeder Station wurde eine Makrozoobenthosprobe mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m² Grundfläche) entnommen. Die Siebmaschenweite betrug 1 mm. Die Siebrückstände wurden mit Formalin konserviert. Die Tiere wurden im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Die Biomasse wurde als Feuchtgewicht bestimmt und anschließend mit Konvertierungsfaktoren in aschefreies Trockengewicht umgerechnet.

Als Kenngrößen der Makrozoobenthosgemeinschaft werden u.a. mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität ermittelt. Außerdem erfolgt die Auswertung der Dominanzstruktur pro Termin und Teilgebiet sowohl bezogen auf die Abundanz (auf Artebene) als auch auf die Biomasse (auf Gruppenebene). Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem für eine Gemeinschaftsanalyse herangezogen. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Gemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (MDS-Plot mit anschließender ANOSIM-Statistik, für Details s. BioConsult 2017b).

Die Interpretation der Ergebnisse wird von der Firma BioConsult sowohl auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen als auch in der Gesamtschau aller Daten 2005 bis 2016 sowohl graphisch als auch im MDS-Plot durchgeführt. Der räumliche Vergleich der fünf Teilgebiete (K-Ost, 1-km, 1,5-km, AU, R) erfolgt zusätzlich statistisch mittels einer nichtparametrischen Varianzanalyse getrennt für die beiden Untersuchungstermine im Jahr 2016 (Mediantest, Post-Hoc Nemenyi). Entscheidend für die Interpretation der Daten ist die Kombination der Ergebnisse eines Beprobungstermins in Verbindung mit dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen (BioConsult, 2017b).

Die Daten der neuen 21 Stationen auf den drei zukünftigen Klappzentren K-Süd, K-Nord und K-West wurden im Rahmen einer gesonderten Auswertung berücksichtigt. Ab dem Jahr 2017 wird das Klappzentrum K-Süd, auf dem die Verklappungen im Oktober 2016 im Anschluss an die Beprobung begonnen haben, als weiteres Teilgebiet in die Auswertungen integriert.

b) Ergebnisse: Makrozoobenthos im Jahr 2016

Dominanzstruktur im Jahr 2016: In beiden Untersuchungskampagnen 2016 wurden auf dem Klappzentrum K-Ost jeweils vier bzw. fünf dominante Arten gefunden. Dabei nahm der Polychaet (=Borstenvorm) *Scalibregma inflatum* mit 87 % (April 2016) und 37 % (September 2016) jeweils Rang 1 ein. Rang 2 hatten im April 2016 die Nussmuschel *Nucula nitidosa* (4,6 %) und Rang 3 der Schlangensterne *Ophiura albida* (1,4 %) inne. Auf Rang 4 und Rang 5 lagen die Pfeffermuschel *Abra alba* und die Längliche Linsenmuschel *Tellimya ferruginosa* mit 1,2 resp. 1,1 %. Im September 2016 lagen auf Rang 2 die Pfeffermuschel *Abra alba* (26 %) und die Nussmuschel *Nucula nitidosa* (7,5 %). Auf Rang 4 und Rang 5 lagen der gewöhnliche Köcherwurm *Lagis koreni* (6,5 %) und die Kleine Linsenmuschel *Kurtiella bidentata* (4,5 %). Insgesamt wies das Klappzentrum damit eine eher wenig komplexe Struktur auf.

Die Gebiete 1-km, 1,5-km, AU und R zeigten zu beiden Terminen eine gewisse Ähnlichkeit in ihrer Dominanzstruktur. Der Polychaet *Scalibregma inflatum* erreichte im April 2016 in allen Gebieten hohe Dominanzwerte von über 40 %. Im September 2016 war er in allen Gebieten außer dem Referenzgebiet noch als dominante Art mit Anteilen um die 20 % vertreten. Weiterhin zählten zu beiden Terminen und in allen Teilgebieten die Kleine Linsenmuschel (*Kurtiella (Mysella) bidentata*) und die Kleine Pfeffermuschel (*Abra alba*) zu den dominanten Arten. Dies gilt für April 2016 auch für die Glänzende Nussmuschel (*Nucula nitidosa*), die im September 2016 noch im 1-km-Kreis und im Referenzgebiet als dominante Art vertreten ist. Der Hufeisenwurm (*Phoronis ssp.*) und der Schlangensterne (*Ophiura albida*) wurden im September 2016 in den Gebieten 1,5-km, Außengebiet und Referenzgebiet als dominante Arten identifiziert.

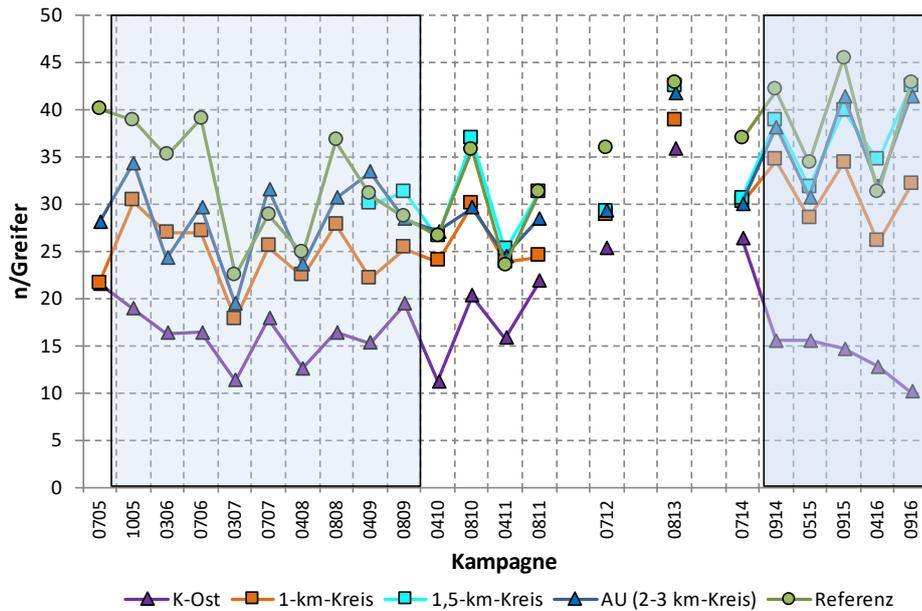


Abbildung 4.4-2 Entwicklung der mittleren Artenzahl (in Artenzahl/Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an)

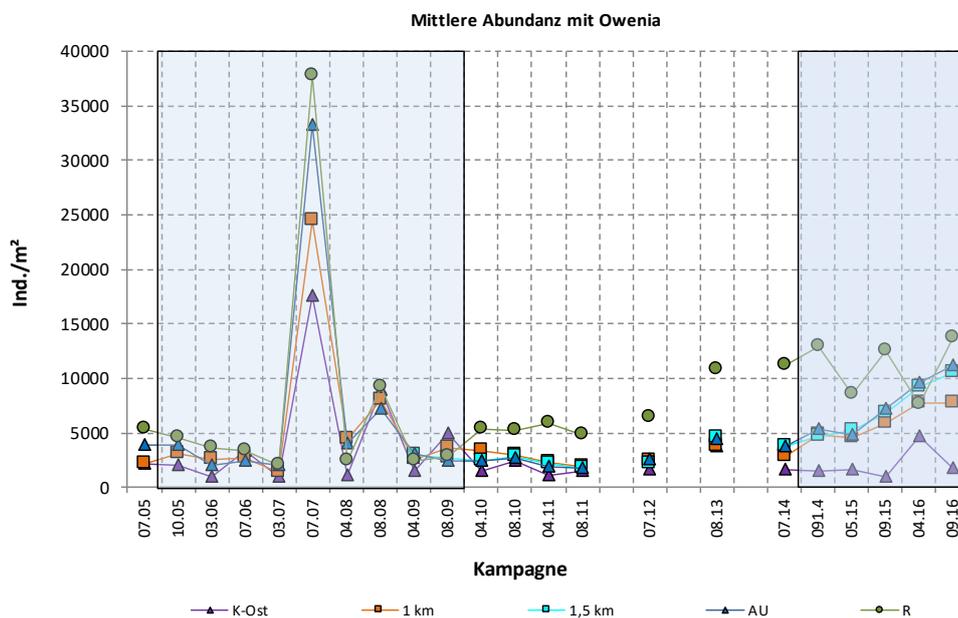


Abbildung 4.4-3 Entwicklung der Individuendichte (in Ind./ha) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an)

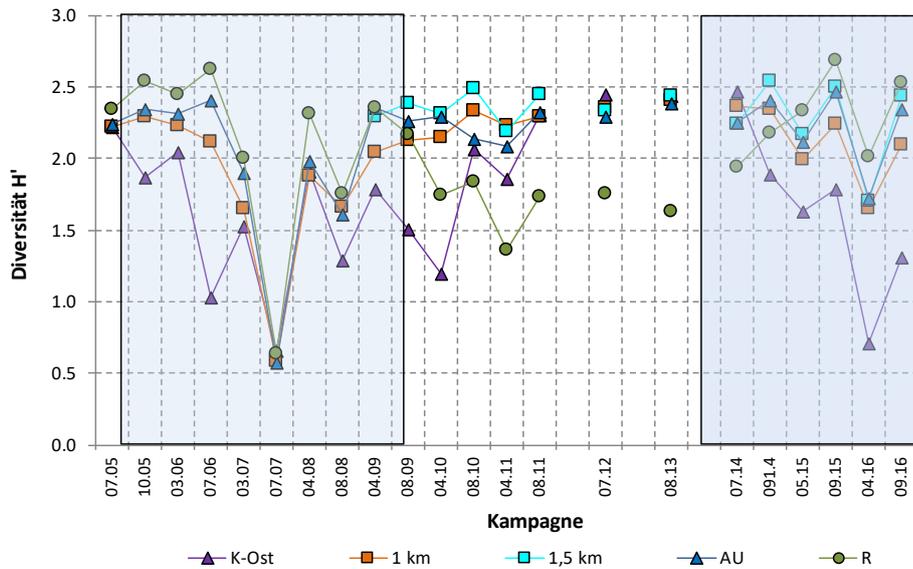


Abbildung 4.4-4 Entwicklung der Diversität in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an)

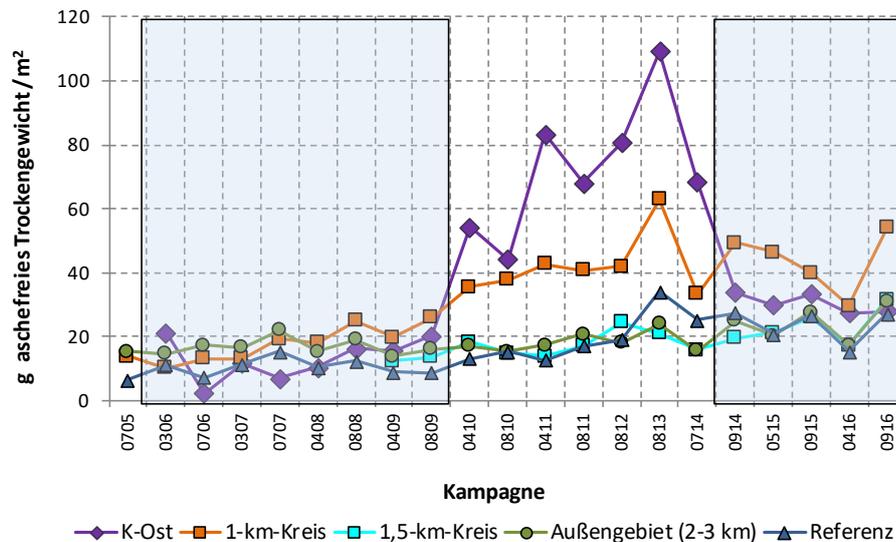


Abbildung 4.4-5 Entwicklung der Biomasse (in g/m^2) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an)

Die Biomasse wurde in allen Teilgebieten und zu beiden Terminen des Jahres 2016 von Muscheln, Echinodermen (= Stachelhäuter) und Polychaeten bestimmt. Auf dem Klappzentrum K-Ost waren die Schwertmuschel *Ensis leei* und der Kleine Herzseeigel *Echinocardium cordatum* die hauptsäch-

lichen Biomasselieferanten. Im 1-km-Kreis wurde die Biomasse ebenfalls wesentlich durch *Echinocardium cordatum*, außerdem durch *Abra alba* und im September zudem durch *Scalibregma inflatum* bestimmt. In den übrigen drei Teilgebieten trugen ebenfalls *Scalibregma inflatum* und *Abra alba* wesentlich zur Biomasse bei, darüber hinaus noch der Schlangensterne *Amphiura filiformis*. Auf 1,5-km und AU zählte außerdem *Echinocardium cordatum* zu den wesentlichen Biomasselieferanten, auf 1,5-km zusätzlich die Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata*, während im Referenzgebiet noch weitere Arten wie der Grüne Seeringelwurm *Alitta virens*, der Maulwurfskrebs *Callinassa subterranea* und der Polychaet *Notomastus latericeus* zur Biomasse beitrugen.

Kenngrößen im Jahr 2016 (mittlere Artenzahl, Diversität, Abundanz, Biomasse): Die Parameter mittlere Artenzahl, Diversität und Abundanz liegen im Gebiet K-Ost zu beiden Terminen im Jahr 2016 niedriger als in den Teilgebieten 1,5-km, AU und R. Dieser Unterschied ist auch signifikant (Tabelle 4.4-1). Auf dem 1-km-Kreis ordnen sich alle drei Parameter zu beiden Terminen im Jahr in der Höhe zwischen K-Ost und den übrigen drei Teilgebieten ein (Beispiel mittlere Artenzahl, Abbildung 4.4-2). Hierbei ist zu K-Ost kein signifikanter Unterschied festzustellen, teilweise jedoch zu den übrigen drei Gebieten (s. Tabelle 4.4-1).

Im MDS-Plot, in dem die Parameter Abundanz und Artenzahl integriert werden, werden zu beiden Terminen im Jahr 2016 die Stationen von K-Ost als deutlich von den Teilgebieten 1,5-km, AU und R getrennt dargestellt (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2017b). Mehrere Stationen im 1-km-Kreis, die räumlich in der Nähe von K-Ost liegen, gruppieren sich im MDS-Plot auch neben K-Ost (Stationen 7, 8, 9, 10, 13, 14, im April auch 12 und 5), während die anderen Stationen aus dem 1-km-Kreis mit denen aus den Gebieten 1,5-km und AU überlappen.

Bei dem Parameter Biomasse wird im April 2016 kein signifikanter Unterschied zwischen den Teilgebieten ermittelt. Im September 2016 sind die Werte im 1-km-Kreis hingegen deutlich höher als in den anderen Teilgebieten, wobei dieser Unterschied auch signifikant ist (Tabelle 4.4-1, Abbildung 4.4-5).

a) Makrozoobenthos in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2016

Um einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die drei Kenngrößen mittlere Artenzahl (Abbildung 4.4-2), Diversität (Abbildung 4.4-4) und Abundanz (Abbildung 4.4-3) darstellen zu können, werden diese über den Gesamtzeitraum 2005 bis 2016 als Zeitreihe ausgewertet.

Alle drei Parameter zeigen über die Zeit auf K-Ost niedrigere Werte als in den Teilgebieten 1,5-km, AU und R. Dies war bereits im ersten Verbringungszeitraum zu beobachten und ist als Einfluss der Baggergutverbringung zu werten. Im verbringungsfreien Zeitraum von Frühjahr 2010 bis Sommer 2014 ging der Einfluss der Verbringung teilweise zurück, so dass sich die drei Parameter auf K-Ost denen der anderen Teilgebiete wieder annäherten (Abbildung 4.4-2, Abbildung 4.4-3, Abbildung 4.4-4): Bei den Parametern Abundanz und Diversität wurde zwischenzeitlich kein Unterschied mehr festgestellt (Sommer 2013 Diversität, Sommer 2011 bis Sommer 2014 Abundanz), während bei dem Parameter mittlere Artenzahl ein Unterschied bestehen blieb. Seit der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Jahr 2014 ist die Differenz zwischen K-Ost und den anderen Gebieten wieder deutlicher. Dies ist besonders ausgeprägt bei der mittleren Artenzahl zu beobachten (s. Abbildung 4.4-2).

Der 1-km-Kreis liegt über die Gesamtzeit betrachtet bei der mittleren Artenzahl in der Höhe zwischen K-Ost und den übrigen drei Teilgebieten (Abbildung 4.4-2). Bei der Diversität und der Abundanz ist diese Differenz ebenfalls vorhanden, aber schwächer ausgeprägt.

Tabelle 4.4-1 Ergebnis des Statistiktests für Makrozoobenthos aus dem Jahr 2016 (Median-Test, Post-Hoc Test Nemenyi, s = signifikant mit $p < 0,05$, ns = nicht signifikant, BioConsult 2017b)

	Mittlere Artenzahl				Abundanz			
	1km	1,5km	AU	R	1km	1,5km	AU	R
04.16								
K-Ost	ns	sig	sig	sig	ns	sig	sig	ns
1-km		sig	sig	ns		ns	ns	ns
1,5-km			ns	ns			ns	ns
AU				ns				ns
09.16								
K-Ost	ns	sig	sig	sig	ns	sig	sig	sig
1-km		sig	sig	sig		ns	sig	sig
1,5-km			ns	ns			ns	ns
AU				ns				ns
Biomasse					Diversität			
04.16								
K-Ost	ns	ns	ns	ns	ns	sig	sig	sig
1-km		ns	ns	ns		ns	ns	sig
1,5-km			ns	ns			ns	ns
AU				ns				ns
09.16								
K-Ost	ns	ns	ns	ns	ns	sig	sig	sig
1-km		sig	sig	sig		sig	ns	sig
1,5-km			ns	ns			ns	ns
AU				ns				sig

Eine Gemeinschaftsanalyse (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2017b), in der alle Stationen seit 2005 bis 2016 integriert werden, bestätigt diese Ergebnisse: Hier zeigt sich deutlich, dass das Gebiet K-Ost von den anderen Teilgebieten räumlich abgetrennt wird. Der 1-km-Kreis liegt zwischen K-Ost und den Gebieten 1,5-km und AU Außengebiet, wobei zu den beiden letztgenannten Überlappungen festgestellt werden.

Die Biomasse zeigt demgegenüber einen anderen Verlauf: In den Jahren 2009 bis 2013 kam es auf K-Ost und im 1-km-Kreis zu deutlichen Zuwächsen. Dies lag an einer Schwertmuschelkolonie (*Ensis leei*), die im Einbringzentrum aufgewachsen war (Abbildung 4.4-5). Auf dem Klappzentrum war die Biomasse im Zeitraum September 2014 bis April 2016 noch die zweithöchste der Teilgebiete, wobei der Unterschied zu den anderen Teilgebieten jeweils nicht signifikant war. Im September 2016 unterschied sich die Biomasse auf K-Ost auch in ihrer absoluten Höhe nicht mehr von der der Teilgebiete 1,5-km, AU und R (s. oben). Im 1-km-Kreis war die Biomasse zu allen fünf Terminen im zweiten Verklappungszeitraum (September 2014 bis September 2016) die höchste der Teilgebiete (Abbildung 4.4-5). Die hohe Biomasse wurde hier nur teilweise durch das Wachstum von Schwertmuscheln verursacht, sondern ist auch auf das Vorkommen von massereichen Herzseeigeln (*Echinocardium cordatum*) sowie auf kleinere Arten wie die Pfeffermuschel *Abra alba* und verschiedene Borstenwürmer zurückzuführen.

d) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der Makrozoobenthosbesiedlung auf dem Klappzentrum K-Ost im Jahr 2016, wie auch in den vorangegangenen Jahren, ein deutlicher Einfluss der

Baggergutverbringung festzustellen ist. Dies ist an einer Erniedrigung der drei Kenngrößen mittlere Artenzahl, Abundanz und Diversität bei einer gleichzeitig vereinfachten Dominanzstruktur festzustellen. Auf dem 1-km-Kreis zeigt sich ebenfalls ein Einfluss der Baggergutverbringung, der besonders an den Stationen in der Nähe von K-Ost festzustellen ist. Insgesamt liegt der Einfluss der Baggergutverbringung auf die genannten Indikatoren im Klappzentrum K-Ost und im 1-km-Kreis bis September 2016 in einer zu der des ersten Verklappungszeitraums vergleichbaren Größenordnung (Abbildung 4.4-2, Abbildung 4.4-3, Abbildung 4.4-4).

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden im Jahr 2016, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt (BioConsult, 2017b). Während bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz und Biomasse zwischen diesen drei Gebieten zu beiden Terminen keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden, zeigte das Referenzgebiet teilweise signifikante Abweichungen von dem Außengebiet bei der Diversität nach oben (Abbildung 4.4-4, Tabelle 4.4-1), die laut BioConsult (2017b) auf mesoskalige Unterschiede in der Besiedlungsstruktur der Teilgebiete zurückgeführt werden können und nicht mit der Baggergutverbringung in Zusammenhang stehen. Darauf deuten auch die multivariaten Analysen der betreffenden Stationen hin, bei denen die betreffenden Stationen in den drei Gebieten über die Zeit keine Annäherung an die Stationen der Klappstelle zeigen (BioConsult, 2017b).

e) Extrauntersuchung: Vergleich der vier Klappfelder untereinander

Aufgrund des geplanten Wechsels des Klappfeldes fand im September 2016 eine Basisuntersuchung der neuen Felder K-Süd, K-West und K-Nord statt. Dies diente der Grundcharakterisierung vor der Beaufschlagung des Klappfeldes K-Süd ab Oktober 2016. Grundsätzlich werden jedem der neuen Klappfelder 10 Stationen zugeordnet. Zur Untersuchung des Status quo wurden nur die jeweils 7 neuen Stationen verwendet, um eine „Doppelnutzung“ von Daten zu vermeiden (Abbildung 4.4-6). Die drei neuen Klappfelder wurden mit den 10 Stationen aus K-Ost und den 20 Stationen aus dem 1-km-Kreis im Rahmen einer Basisuntersuchung verglichen (BioConsult, 2017b).

Im Ergebnis zeigen die drei neuen Klappfelder erwartungsgemäß ähnliche Kennwerte wie der 1-km-Kreis, dessen Teilmenge sie ja sind. Das Feld K-West weist bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz und Biomasse die höchsten Werte der vier Felder auf. Dies liegt zum einen darin begründet, dass es den größten räumlichen Abstand zum bisher beaufschlagten Feld K-Ost hat. Zum anderen wird in den Feldern K-Nord und K-Süd jeweils an einer Station eine sehr niedrige Besiedlungsdichte festgestellt, die zu einer Erniedrigung des Mittelwertes der Kennwerte in beiden Klappfeldern führt (Station 142 und 149, Lage s. Abbildung 4.4-6). Die Station 142 liegt nahe der bisher beaufschlagten Klappstelle K-Ost und zeigt auch einen hohen Mittelsandanteil, während 149 im Süden von K-Süd liegt und eine schlickige Textur aufweist. Letztlich ist eine ähnlich niedrige Besiedlung in der Vergangenheit insbesondere auf K-Ost, hin und wieder aber auch im 1-km-Kreis, an einzelnen Stationen festgestellt worden und damit nicht ungewöhnlich. Werden die beiden Stationen als Ausreißer nicht berücksichtigt, zeigt die MDS-Gemeinschaftsanalyse keinen statistischen Unterschied zwischen den drei neuen Klappfeldern und dem 1-km-Kreis, die alle untereinander eine hohe Ähnlichkeit aufweisen.

Die drei Teilgebiete waren in ihrer Dominanzstruktur erwartungsgemäß untereinander recht ähnlich. Alle drei Teilgebiete wiesen bei der numerischen Dominanz auf Rang 1 die Pfeffermuschel *Abra alba* auf. Die Teilgebiete K-Süd und K-West hatten den Borstenwurm *Scalibregma inflatum* und K-Nord die Muschel *Nucula nitidosa* auf Rang 2. Auf Rang 3 wurden in K-Nord der Borstenwurm *Lagis koreni*, in K-West die Muschel *Kurtiella bidentata* und in K-Süd *Nucula nitidosa* gefunden. Damit war die Artenzusammensetzung auf den drei neuen Klappfeldern erwartungsgemäß ähnlich wie im Teilgebiet 1-km-Kreis, in dem auch *Abra alba* auf Rang 1 und *Scalibregma inflatum*

auf Rang 2 gefunden wurden sowie *Kurtiella bidentata* auf Rang 3. Die Dominanzstruktur der Biomasse wird in allen drei Teilgebieten und im 1-km-Kreis durch *Abra alba* und den massereichen Seeigel *Echinocardium cordatum* bestimmt. In den Gebieten K-West, K-Süd und 1-km-Kreis zählt noch *Scalibregma inflatum* zu den dominanten Masseliererarten, im Gebiet K-Nord hingegen *Lagis koreni*.

Ab dem Jahr 2017 wird das Klappfeld K-Süd in das reguläre Auswerteprogramm mit aufgenommen.

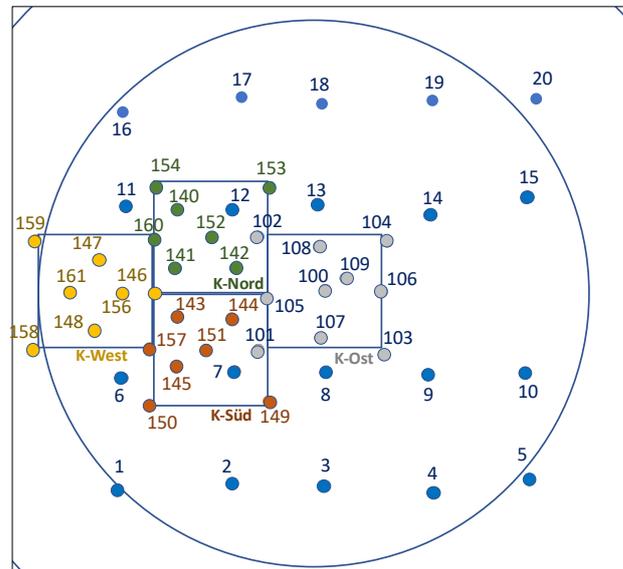


Abbildung 4.4-6 Probenahmeplan für die Makrozoobenthos-Beprobung im September 2016 im 1-km-Kreis mit den drei neuen Klappfeldern K-Süd, K-Nord und K-West (gelbe, braune und grüne Punkte symbolisieren die 7 neuen Messstationen)

4.5 Fischfauna

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3

Nach Abstimmung in der Monitoring-AG wurden auf dem ab Oktober 2016 neu beaufschlagten Klappzentrum K-Süd im November 2016 insgesamt zwei und auf dem alten Klappzentrum K-Ost ein Hol durchgeführt. Die Anzahl an Hols in den übrigen Teilgebieten (1-km-Kreis, Außengebiet, Referenzgebiet) blieb mit je vier in Relation zu den Vorjahren unverändert.

Maßgabe 2.28: Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.

Die Untersuchungen der Fischfauna wurden im Jahr 2016 mit zwei Untersuchungskampagnen, im Mai und im November 2016, fortgeführt. Die Untersuchungen wurden mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt. Zusammenfassend wird durch die fischfaunistische Untersuchung festgestellt, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte zu konstatieren sind, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015) und mittlerer Artenzahlen (2005, 2015, 2016) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2016 nicht ermitteln.

Im Jahr 2016 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen.

Da zusätzlich zu den in diesem Kapitel dargestellten Befunden der fischfaunistischen Untersuchung, wie in Kapitel 4.7.6 dargelegt, keine durch die Baggergutverbringung bedingten Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte aufgetreten sind, sind aufgrund der festgestellten Befunde keine nennenswerten Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft zu erwarten.

Zudem ist die Fischereiintensität nach dem Kenntnisstand der Fa. BioConsult in diesem Gebiet sehr gering. Nach BioConsult (2017b) geht aus entsprechenden Untersuchungen hervor, dass das Gebiet um E3 herum nicht zu den intensiv befischten Gebieten gehört. Ob es aber tatsächlich gänzlich von Fischerei verschont ist, lässt sich aufgrund der geringen Tiefenschärfe der Fischereidaten nicht bestimmen. Die Sedimentverhältnisse mit dem für die Fischerei ungünstigen Schlickgrund lassen dies aber vermuten (BioConsult, 2017b).

(Für Krabbenfischerei s. ansonsten auch Kapitel 4.7 resp. 4.7.5).

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im Jahr 2016 im Mai auf der Verbringestelle, im Referenzgebiet und im Außenbereich jeweils vier sowie auf dem kleineren, direkten Verklappungsbereich von 400*400 m jeweils 2 Fischzüge (Hols) mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt (Abbildung 4.5-1). Im November 2016 wurden nach Absprache in der Monitoring-AG auf dem ab Oktober 2016 neu beaufschlagtem Klappzentrum K-Süd insgesamt zwei und auf dem alten Klappzentrum K-Ost ein Hol durchgeführt. Wie auch in den vorangegangenen Jahren wurden alle Fische auf Artniveau bestimmt und Anzahl und Gesamtgewicht pro Art ermittelt. Zudem wurden äußerlich erkennbare Krankheitsanzeichen der

Fische miterfasst. Die Daten wurden von der Firma BioConsult erhoben und ausgewertet (BioConsult, 2017c).

Zur Bewertung der Fischfauna werden die Parameter Artenspektrum, mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse, Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität herangezogen. Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem in einer Gemeinschaftsanalyse integriert ausgewertet. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Fischgemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2017c). Die Auswertung der Ergebnisse wird sowohl auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen als auch in der Gesamtschau aller Daten 2005 bis 2016 vorgenommen. Aufgrund der Holzahl pro Gebiet (maximal vier) wird kein Signifikanztest der Teilgebiete pro Termin durchgeführt. Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es, u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität, erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen (BioConsult, 2017c).

Die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse sind dem Bericht von BioConsult (2017c) entnommen.

b) Ergebnisse: Fischfauna im Jahr 2016

Wie auch in den Vorjahren wurde bei den Befischungen im Jahr 2016 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum vorgefunden.

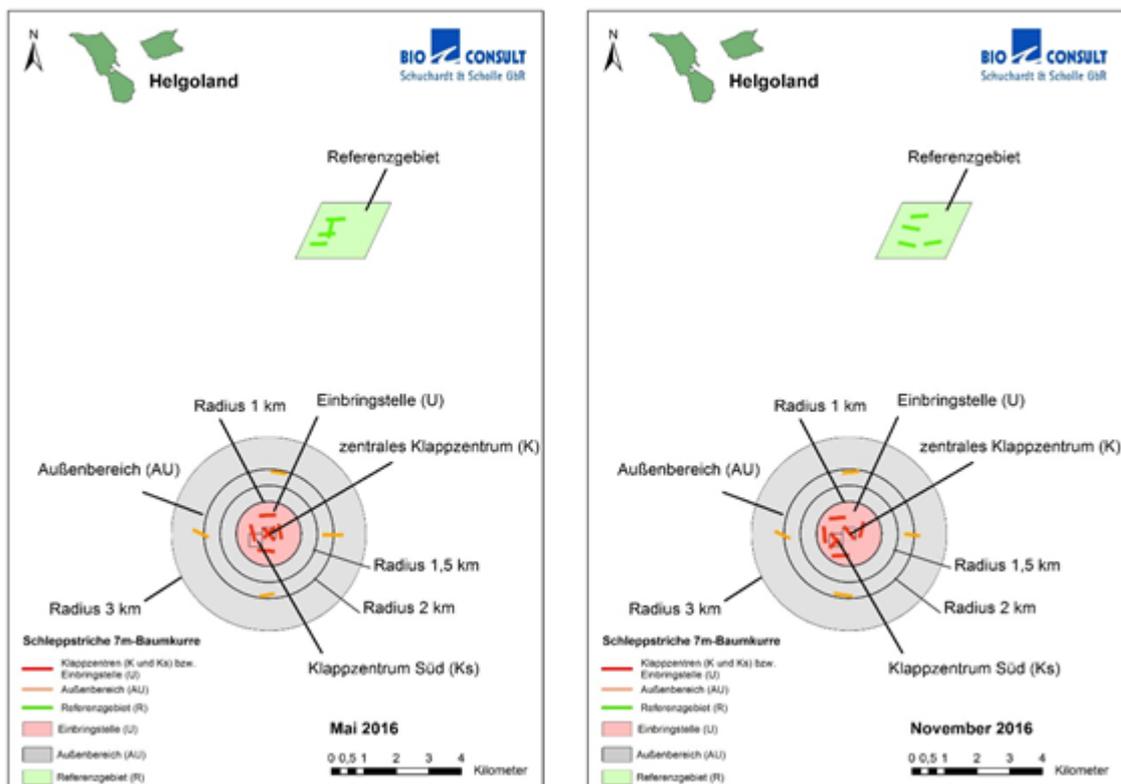


Abbildung 4.5-1 Lage der Hols der Beprobung der Fischfauna im Mai und im November 2016

Im Mai 2016 wurden die Fänge in allen Teilgebieten vor allem von der Kliesche (*Limanda limanda*) mit Anteilen von 74 bis 81 % dominiert. Räumliche Unterschiede zeigten sich für Schollen (*Pleuronectes platessa*), die auf der Klappstelle K-Ost und im Außenbereich mit 7 und 8 % etwas häufiger waren als im 1-km-Kreis und im Referenzgebiet, deren Anteile jeweils bei 3 % lagen. Weitere Unterschiede ergaben sich noch hinsichtlich der Flunder, die mit 8 % im Referenzgebiet einen etwas höheren Anteil an der Gemeinschaft hatte als in den anderen Teilgebieten, in denen er zwischen 1 % (K-Ost) und 4 % (1-km-Kreis) lag.

Im November 2016 erreichten die Klieschen mit 43 bis 66 % weiterhin hohe Anteile am Gesamtfang, diese waren jedoch insgesamt geringer als im Mai 2016. Einen weiteren relativ hohen Dominanzanteil stellten in allen Teilgebieten die Wittlinge (*Merlangius merlangus*) mit 22 bis 40 %. Im Bereich der neu eingerichteten Klappstelle K-Süd lag der Anteil der Flunder bei 9 % und damit höher als in den anderen Teilgebieten, in denen er von 4 % (K-Ost) bis 0,3 % (Referenzgebiet) reichte. Im Referenzgebiet wurde hingegen mit 17 % an relativ hoher Anteil an Steinpickern festgestellt, während der Anteil in den übrigen Teilgebieten zwischen 0 und 3 % lag. Auffällige Unterschiede in der Dominanzstruktur der Klappstellen (K-Ost, K-Süd) und den anderen Teilgebieten waren im Jahr 2016 insgesamt nicht zu konstatieren.

Die mittlere Artenzahl (Abbildung 4.5-2) lag im November 2016 mit Werten zwischen 4,5 auf K-Süd und 6,3 im 1-km-Kreis in allen Teilgebieten niedriger als im Mai, wo sie von 7,0 im Außengebiet bis 9,5 im Referenzgebiet reichte. Ob das relative Minimum auf der Klappstelle K-Süd im November 2016 in ursächlichem Zusammenhang zur Baggergutverbringung steht, ist unter Berücksichtigung der im Herbst überall niedrigeren Artenzahlen nicht sicher zu beurteilen.

Die Parameter Biomasse (Abbildung 4.5-5) und Abundanz (Abbildung 4.5-3) zeigten im Mai 2016 auf dem Klappzentrum K-Ost und im Referenzgebiet jeweils die höchsten Werte. Im November 2016 war der Wert für die Biomasse hingegen auf dem 1-km-Kreis am höchsten. Das neu beprobte Klappfeld K-Süd ordnete sich zwischen den Ergebnissen aus Referenzgebiet und 1-km-Kreis ein. Auch die Abundanz (Abbildung 4.5-3) lag im 1-km-Kreis im November 2016 am höchsten, während die niedrigsten Werte auf K-Ost und K-Süd erreicht wurden, und das Referenz- und das Außengebiet jeweils eine Mittelstellung einnahmen.

Auf dem alten Klappzentrum (K-Ost) wurde im November 2016 nur ein Hol durchgeführt. Dies erschwerte nach BioConsult (2017c) die Auswertung der Daten, da die Werte nicht repräsentativ erschienen. Ab dem Jahr 2017 werden daher bei der Befischung des alten Klappzentrums wieder zwei Hols durchgeführt.

Es wurde damit im Jahr 2016 direkt nach Beendigung der Verklappung bei den Parametern mittlere Artenzahl (Abbildung 4.5-2) und Abundanz (Abbildung 4.5-3) eine Abnahme zwischen dem Klappzentrum K-Süd und den anderen Teilgebieten ermittelt, die durch eine temporäre Vergräuerung bedingt sein kann. Bei den Parametern Biomasse (Abbildung 4.5-5), Dominanzstruktur, Steigtigkeit und Diversität (Abbildung 4.5-4) wurde im Jahr 2016 hingegen kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

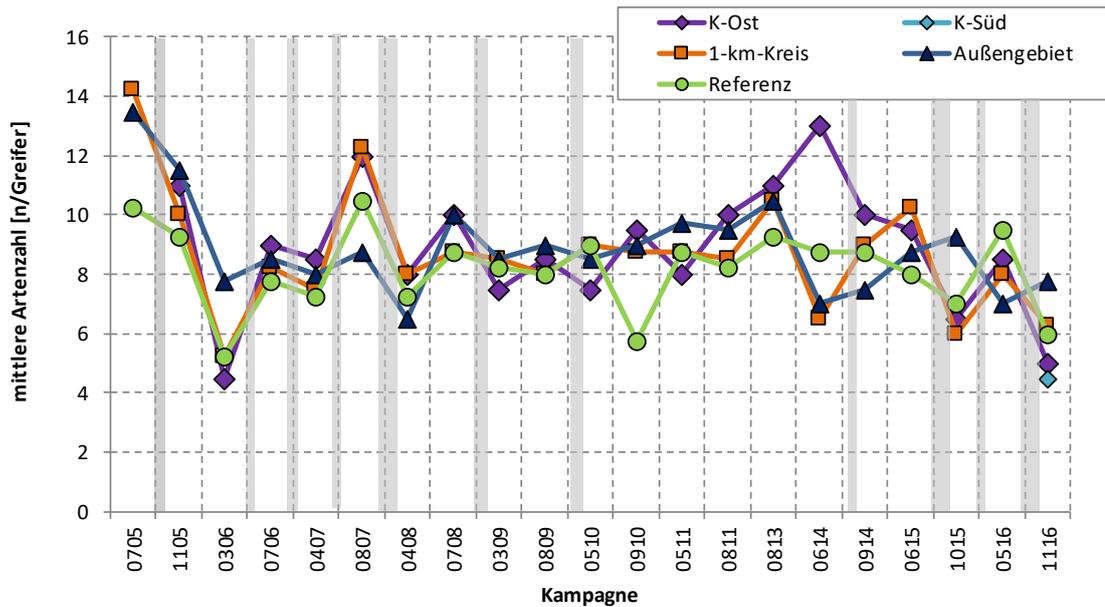


Abbildung 4.5-2 Entwicklung der mittlere Artenzahl der Fischfauna (in Artenzahl/Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

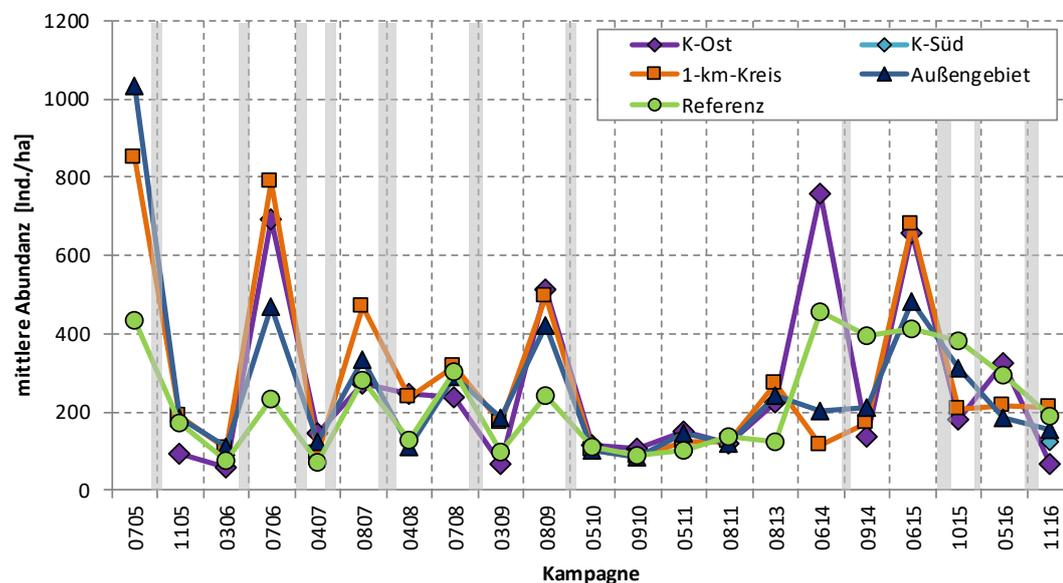


Abbildung 4.5-3 Entwicklung der Individuendichte der Fischfauna (mittlere Abundanz in Ind./ha) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

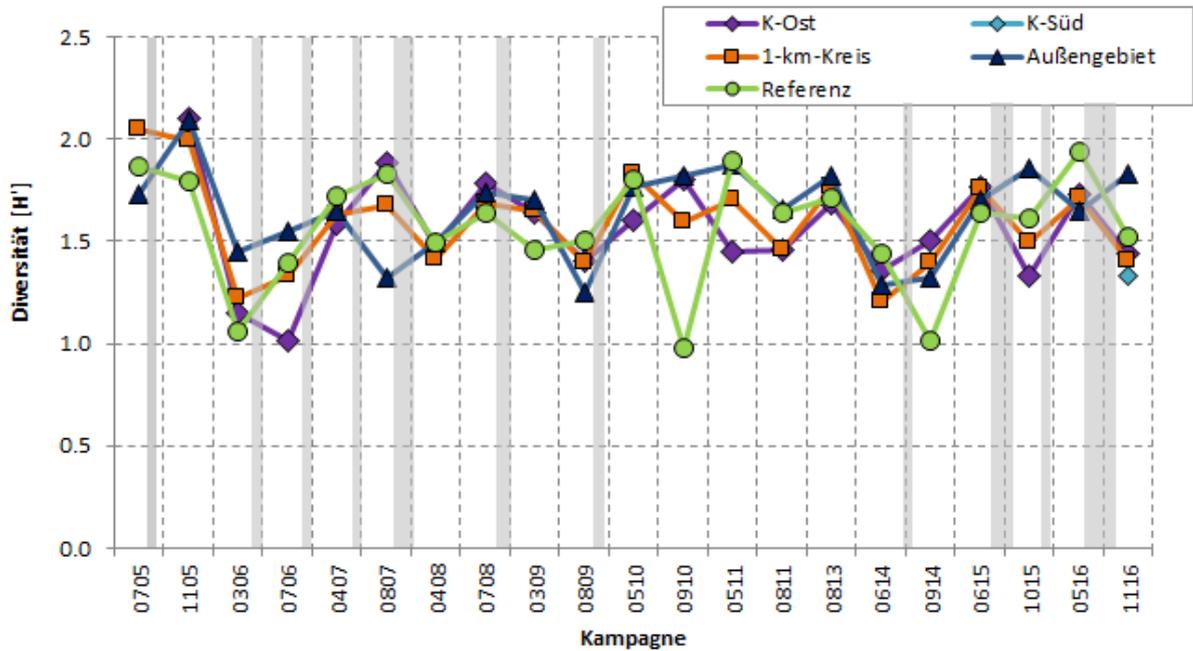


Abbildung 4.5-4 Entwicklung der Diversität der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzahl nicht berücksichtigt, s. Text

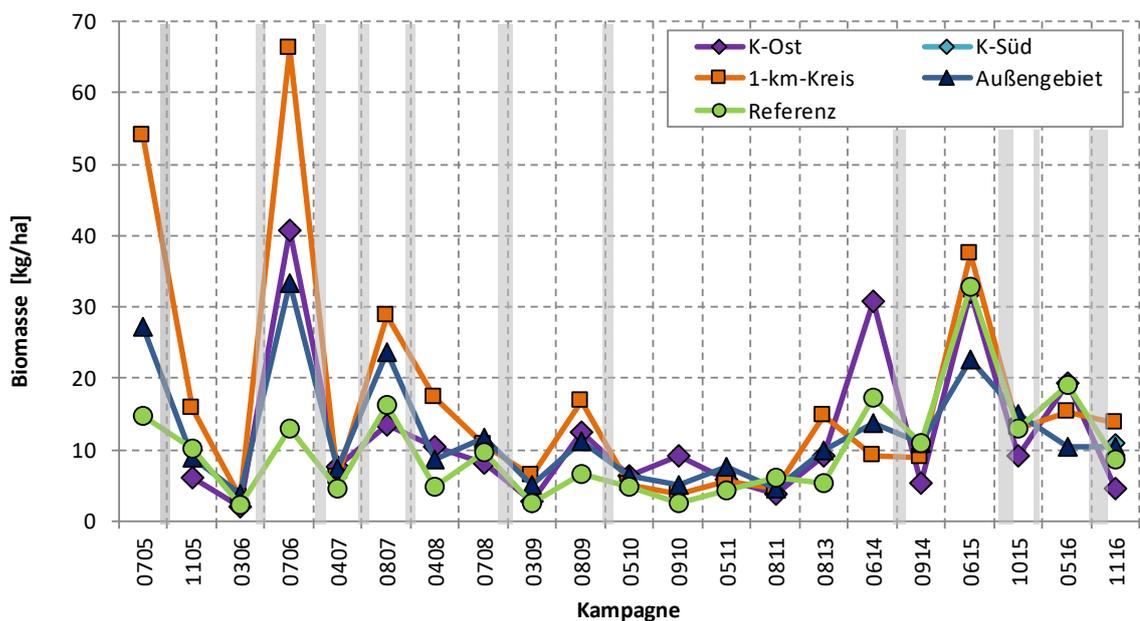


Abbildung 4.5-5 Entwicklung der Biomasse der Fischfauna (in kg/ha) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2016 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzahl nicht berücksichtigt, s. Text

c) Ergebnisse: Fischfauna in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2016

In der Gesamtschau der Daten im Zeitraum 2005 bis 2016 wurden nur wenig Hinweise auf eine Beeinflussung der Fischfauna durch die Verklappungen gefunden. Lediglich in 2005/2006 wurde ein schwacher negativer Einfluss der Baggergutverbringungen auf die Parameter Gesamtabundanz, Biomasse und mittlere Artenzahl (Herbst 2005) sowie Diversität (Sommer 2006) vermutet (BioConsult, 2006; Abbildung 4.5-2, Abbildung 4.5-3, Abbildung 4.5-4, Abbildung 4.5-5). In den folgenden Jahren (2007 bis 2010) wurde bei insgesamt 7 Kampagnen bei keinem Parameter ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und Fischfauna festgestellt. Auch das vorläufige Ende der Verbringung im Februar 2010 führte nicht zu erkennbaren Veränderungen im Fischbestand (Untersuchungen 2010, 2011 und 2013; Abbildung 4.5-2, Abbildung 4.5-3, Abbildung 4.5-4, Abbildung 4.5-5).

In den drei Jahren nach der Wiederaufnahme der Verklappungen (2014 bis 2016) wurde jeweils eine Befischung vor und eine kurz nach der Baggergutverbringung durchgeführt. Die Ergebnisse vor und nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Jahr 2014 können auf einen gewissen Vergrämungseffekt durch die Verklappungen hinweisen: Im direkten Klappzentrum K wurden vor der Baggergutverbringung im Juni 2014 höhere Abundanz- und Biomassewerte ermittelt als in den anderen Teilgebieten, im September 2014, nach der Verklappung, jedoch geringere (Abbildung 4.5-3, Abbildung 4.5-5). Bei den Parametern mittlere Artenzahl (Abbildung 4.5-2), Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität (Abbildung 4.5-4) wurde im Jahr 2014 kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Im Jahr 2015 wurden im Juni in allen Teilgebieten deutlich höhere Abundanzen und Biomassen ermittelt als im Oktober (Abbildung 4.5-3, Abbildung 4.5-5). Der Abundanzrückgang war im Klappzentrum und im 1-km-Kreis ausgeprägter als im Außengebiet und im Referenzgebiet (Abbildung 4.5-3). Dies könnte auf eine gewisse Vergrämung durch die zum Zeitpunkt der Beprobung gerade abgeschlossenen Verklappungen hindeuten. Bei den Parametern Biomasse und mittlere Artenzahl unterscheiden sich die Werte der einzelnen Teilgebiete im Oktober hingegen nur sehr geringfügig voneinander (Abbildung 4.5-5, Abbildung 4.5-2). Bei beiden Parametern ist laut BioConsult (2016c) ein Zusammenhang mit den Verklappungen nicht zu belegen, kann aber aufgrund der Datenstruktur, d.h. vor allem aufgrund des stärkeren Rückgangs der Abundanz im Einbringbereich in Relation zu den anderen beiden Teilgebieten, nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Bei den Parametern Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität (Abbildung 4.5-4) wurde auch im Jahr 2015 kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Im Jahr 2016 wurde bei den Parametern mittlere Artenzahl und Abundanz ein Unterschied zwischen dem Klappzentrum K-Süd und den anderen Teilgebieten festgestellt, der durch eine temporäre Vergrämung bedingt sein könnte (s. oben).

Die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2016 deuten damit darauf hin, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016; Abbildung 4.5-3) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015; Abbildung 4.5-5) und mittlerer Artenzahl (2005, 2015, 2016; Abbildung 4.5-2) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität (Abbildung 4.5-4), Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2016 nicht ermitteln.

d) Fischkrankheiten

Seit 2009 werden bei der Untersuchung der Fischfauna auch die „Fischkrankheiten“ miterfasst. Hierbei werden alle äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen (Krankheitssymptome, Anomalien oder Parasitenbefall) aufgenommen.

Die im Jahr 2016 am Häufigsten festgestellten Fehlbildungen waren Pigmentanomalien, die überwiegend bei Schollen, Flundern und Klieschen zu verzeichnen waren. Bei der Fehlpigmentierung der Schollen und Flundern sind auf der Blindseite bräunliche und auf der Augenseite weiße Flecken auf der Haut (teilweiser Albinismus) erkennbar. Nach BioConsult (21017c) beruhen solche Fehlpigmentierungen auf ernährungs- oder erbbedingten Störungen der Haut. Die Hyperpigmentierung der Kliesche ist eine Erkrankung, bei der auf der Oberseite grüne bis schwarze Flecken auf der Haut auftreten, während auf der Unterseite kleine perlmuttglänzende Knubbel zu verzeichnen sind (BioConsult, 2017c). In den letzten 20 Jahren ist in fast allen Gebieten der Nordsee eine signifikante Zunahme dieser Hyperpigmentierung festgestellt worden. In besonders betroffenen Gebieten lag diese bei 5 bis 50 %. Die Ursachen für die Pigmentstörung sind noch nicht geklärt. Es wird ein Zusammenhang zur Nahrungsqualität bzw. dem Ernährungszustand der Klieschen vermutet (BioConsult, 2017c).

Im Mai 2016 waren bei Schollen 28 % der Individuen von einer Fehlpigmentierung betroffen, bei Flundern sogar 44 %. Im November 2016 betrug der Anteil betroffener Schollen 25 %, der der Flundern hingegen 0 %. Es ist hierbei aber zu berücksichtigen, dass die Anzahl ausgewerteter Fische in den Teilgebieten nicht identisch und z.T. auch gering war. Der Großteil der Fische befand sich in Stadium I, die Stadien II und III wurden nur sehr selten dokumentiert. In den Vorjahren wurden ähnliche Befunde festgestellt (Stadium I = < 30 % der Körperseite betroffen, Stadium II = 30 – 70 % der Körperseite betroffen, Stadium III = > 70 % der Körperseite betroffen).

Bei der Hyperpigmentierung der Klieschen werden in den Jahren 2014 bis 2016 im Vergleich zu den Vorjahren der Untersuchung (2010 und 2011) höhere Anzahlen der Hyperpigmentierung von Klieschen festgestellt. So wurden auf der Grundlage der Fänge im Jahr 2014 im Mittel 55 % betroffener Klieschen im Juni und 42 % im September ermittelt. Im Juni 2015 sind Anteile von durchschnittlich 54 % und im Oktober von 11 % dokumentiert. Im Jahr 2016 lagen die Mittelwerte im Mai bei 36 % und im November bei 31 %. Damit ist im Zeitraum 2014 bis 2016 eine deutliche Zunahme im Vergleich zu den Werten aus den Jahren 2010 und 2011 zu verzeichnen, die von 2 bis 8 % reichten. Gebietsbezogen sind zwar je nach Kampagne Unterschiede feststellbar, insgesamt zeigt sich jedoch kein systematisches Muster. Im Mittel der Kampagnen der Jahre 2014 bis 2016 wird auf K-Ost eine Rate von 35 %, im 1-km-Kreis von 38 %, im Außengebiet von 42 % und im Referenzgebiet von 38 % gefunden. Auch im Jahr 2016 wurden auf den Klappstellen K-Süd und K-Ost sowie auf dem 1-km-Kreis mit Raten von 30 bis 38 % auch im Jahr 2016 keine auffällig höheren Werte als in den anderen Teilgebieten oder den Vorjahren ermittelt.

Werden bei der Betrachtung von Krankheitsanzeichen leichte Pigmentstörungen (Stadium 1) nicht berücksichtigt, beträgt die Rate an Tieren mit Krankheitssymptomen im Jahr 2014 noch 4,4 % (Juni) und 2,0 % (September). Im Jahr 2015 wurde eine Rate von 4 % im Juni und 1,6 % im Oktober ermittelt. Demgegenüber liegen die Werte im Jahr 2016 mit 8,3 % (Mai) und 6,4 % (November) etwas höher (jeweils alle Krankheitssymptome ohne Pigmentstörungen im Stadium 1). Damit ergibt sich für den Zeitraum 2014 bis 2016 ein Gesamtmittel von 4,4 %. Dies ist eine Erhöhung gegenüber dem Zeitraum 2009 bis 2010 (Gesamtmittel 1,6 %) und dem Zeitraum ohne Baggergutverbringung 2011 bis 2014 (Gesamtmittel 2,1 %). Die Erhöhung der Raten in der jüngeren Vergangenheit ist dabei ausschließlich auf die zunehmende Rate an Hyperpigmentierung zurückzu-

führen, die aber alle Teilgebiete inklusive des Referenzgebietes gleichermaßen betrifft. Eine Sonderstellung (z.B. besonders hohe Krankheitsraten) der Klappstellenbereiche K-Ost und K-Süd ist dabei nicht zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Jahr 2016 weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt wurden. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

e) Zusammenfassung

Es wurden damit im Jahr 2016 direkt nach Beendigung der Verklappung bei den Parametern mittlere Artenzahl und Abundanz geringere Werte auf dem Klappzentrum K-Süd in Relation zu den anderen Teilgebieten ermittelt, die durch eine temporäre Vergrämung bedingt sein können. Bei den Parametern Biomasse, Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität wurde im Jahr 2016 hingegen kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

In der Gesamtschau der Daten 2005 bis 2016 ist damit festzustellen, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015) und mittlerer Artenzahl (2005, 2015, 2016) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2016 nicht ermitteln.

Im Jahr 2016 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

4.6 Makrophyten

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.20: Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.

Im Jahr 2016 wurde das Makrophytenmonitoring vor Helgoland eingerichtet, um sicherzustellen, dass die Baggergutverbringung nach E3 keinen Einfluss auf die Hartboden-Lebensräume hat. Die ersten Ergebnisse zeigen, dass kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Laminarien-Wälder vor Helgoland festgestellt werden kann.

a) Beprobung

Für die Umsetzung der Maßgabe 2.20 haben im Jahr 2016 erstmalig Untersuchungen der Makrophytenflora vor Helgoland stattgefunden. Die Untersuchung wurde durch die Firma submaris durchgeführt. Hierfür wurde im Juli 2016 ein Standort ausgewählt, der 2 km südlich der Düne Helgoland und ca. 13 km nördlich zum Verbringgebiet E3 liegt (Abbildung 4.6-1). Der Fokus der ersten Untersuchung im Jahr 2016 lag auf der Prospektion des Zielgebiets sowie der Einrichtung von drei Untersuchungstransekten für das Makrophytenmonitoring. Eines der Transekte wurde bereits 2016 untersucht. Neben der Erfassung der einzelnen Algenarten wird auch die Tiefenverbreitung von fünf Algenarten als Parameter für die Gewässergüte bestimmt. Die Untersuchungen fanden parallel zur Baggergutverbringung nach E3 statt.



Abbildung 4.6-1 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes südlich der Düne (HPA-Transekte). Zum Vergleich die drei etablierten Transekten im Norden der Hauptinsel (LLUR). Die Bathymetrie ist zur groben Orientierung in Blautönen unterlegt (submaris, 2016)

Die Erfassung der Algenarten erfolgt über das Anlegen eines Zählrahmens (50x50cm), der 25 Unterquadrate besitzt. Jede 0,5 Tiefenmeter wird der Zählrahmen positioniert und die prozentuale Bedeckung der einzelnen Algenarten und die lokale Frequenz aller in dem Rahmen wurzelnden, erkennbaren Arten erfasst. Die Bedeckung und lokale Frequenz der größeren Braunalgen-Arten (*Laminaria hyperborea*, *Desmarestia aculeata*, *Saccharina latissima*) wird an gleicher Stelle mit einem 1x1 m Rahmen ebenfalls mit 25 Unterteilungen abgeschätzt.

Die Tiefengrenze und Häufigkeit der kleinwüchsigen Rotalgenarten wird ebenfalls mit dem Zählrahmen bestimmt, während für die wesentlich größere Art *Laminaria hyperborea* auch jeweils rechts und links vom eigentlichen Transekt in ca. 5 m Entfernung Paralleltransekte abgetaucht werden, in denen die An- und Abwesenheit von *Laminaria* im gesamten Sichtfeld (je nach Sichtweite 3-5 m zu beiden Seiten) und die zugehörige Wassertiefe aufgenommen werden. Somit erhält man pro Transekt drei Messwerte für die maximale Tiefengrenze dieser Art (submaris, 2017).

Für eine bessere Einbettung der Ergebnisse dienen die Untersuchungsergebnisse des LLUR, das seit 2008 an drei entsprechenden Transekten im Norden Helgolands ein vergleichbares Monitoring durchgeführt hat.

Zusätzlich zum Makrophytenmonitoring wurden im Jahr 2016 Lichtlogger ausgebracht, um die Lichtmenge zu messen, die am Untersuchungsstandort ankommt. Dafür wurden am HPA-Standort südlich der Düne, am LLUR-Standort nördlich von Helgoland sowie an einem weiteren Standort, dem FFH-Gebiet Steingrund (ca. 6 km östlich von Helgoland), je zwei Lichtlogger in einer Wassertiefe von 8,5 m unter MSTNW ausgebracht.

Tabelle 4.6-1 Artenliste der auf dem HPA-Transekt 1 gefundenen Algenarten

1. <i>Bonnemaisonia hamifera</i>	12. <i>Phycodrys rubens</i>
2. <i>Brongniartella byssoides</i>	13. <i>Phyllophora pseudoceranooides</i>
3. <i>Coccotylus truncatus</i>	14. <i>Phyllophora traillii</i>
4. <i>Cystoclonium purpureum</i>	15. <i>Plocamium cartilagineum</i>
5. <i>Delesseria sanguinea</i>	16. <i>Polysiphonia fucooides</i>
6. <i>Desmarestia aculeata</i>	17. <i>Polysiphonia stricta</i>
7. <i>Halarachnion ligulatum</i>	18. <i>Pterothamnion plumosa</i>
8. <i>Laminaria hyperborea</i>	19. <i>Rhodomela confervoides</i>
9. <i>Lomentaria clavellosa</i>	20. <i>Saccharina latissima</i>
10. <i>Lomentaria orcadensis</i>	21. <i>Sphacelaria caespitula</i>
11. <i>Membranoptera alata</i>	22. <i>Sphacelaria plumosa</i>

Tabelle 4.6-2 Darstellung der Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten an HPA-Transekt 1 (Einzelwert) und den drei LLUR-Transekten (Mittelwerte der drei Transekte)

Algenart	HPA Transekt 1	LLUR Transekte 1-3
<i>Laminaria hyperborea</i>	10.8 m	11.5 m
<i>Delesseria sanguinea</i>	11.9 m	12.3 m
<i>Brongniartella byssoides</i>	12.8 m	12.1 m
<i>Plocamium cartilagineum</i>	12.8 m	11.7 m
<i>Lomentaria spp.</i>	12.4 m	12.4 m
Mittelwerte	12.14 m	12.00 m

b) Ergebnisse und Gebietsvergleich

Im Sommer 2016 wurden für das Makrophytenmonitoring drei Transekte südlich der Helgoländer Düne eingerichtet (Abbildung 4.6-1). Die Transekte besitzen eine Länge von 320-380 Metern und haben einen Tiefengradienten von 6-14 Metern. Als Vergleichsstandort dienen die seit 2008 betriebenen Transekte im Norden Helgolands (LLUR-Transekte). Die Erfassung der Algenarten im ersten Transekt ergab, dass insgesamt 22 Algenarten angetroffen werden konnten (Tabelle 4.6-1). Dies entspricht der Artenanzahl, die auch in den LLUR-Transekten bestimmt wurde, während die Artzusammensetzung geringfügig variiert. So ist im Süden die Rotalge *Polysiphonia fucoides* verbreitet, die im Norden nicht vorkommen. Die Art gilt als sedimenttolerant und lässt sich wahrscheinlich auf die strömungsexponierte Lage im Süden Helgolands zurückführen, während der Norden durch die Insel selbst und eine Mole vor der vorherrschenden Windrichtung geschützt wird.

Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsstandorten bestehen auch im Erscheinungsbild der *Laminaria* Bestände. Auf dem südlichen Probenfeld zeigen die Laminaria-Arten etwas dünnere Stängel und sind etwas kleiner. Vermutlich lässt sich dies mit den unterschiedlichen Substraten in den Gebieten erklären: Im Norden liegt relativ harter Buntsandstein vor, im Süden ausschließlich Muschelkalk, der ein instabileres Substrat darstellt und somit störungsanfälliger ist (submaris, 2017).

Die Ergebnisse der Beprobung im Sommer 2016 ergeben eine vergleichbare Tiefenverbreitung der verschiedenen Algenarten zwischen dem nördlichen und dem südlichen Gebiet (Tabelle 4.6-2).

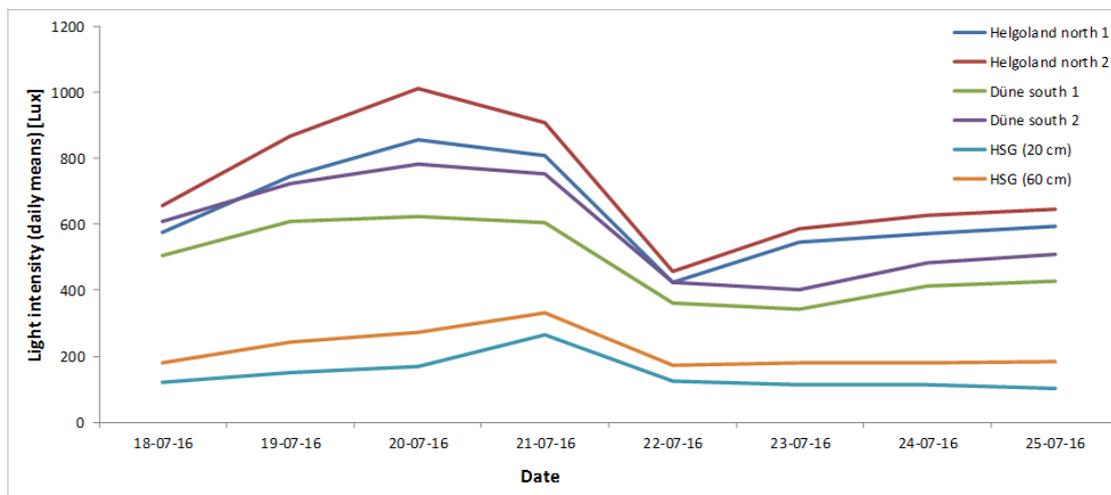


Abbildung 4.6-2 Darstellung der Tagesmittelwerte der Lichtintensität der sechs Logger an den drei Vergleichsstandorten zwischen dem 18. und 25. Juli 2016. Helgoland north: LLUR-Transekte, Düne south: HPA-Transekte, HSG: Helgoländer Steingrund. (submaris, 2017)

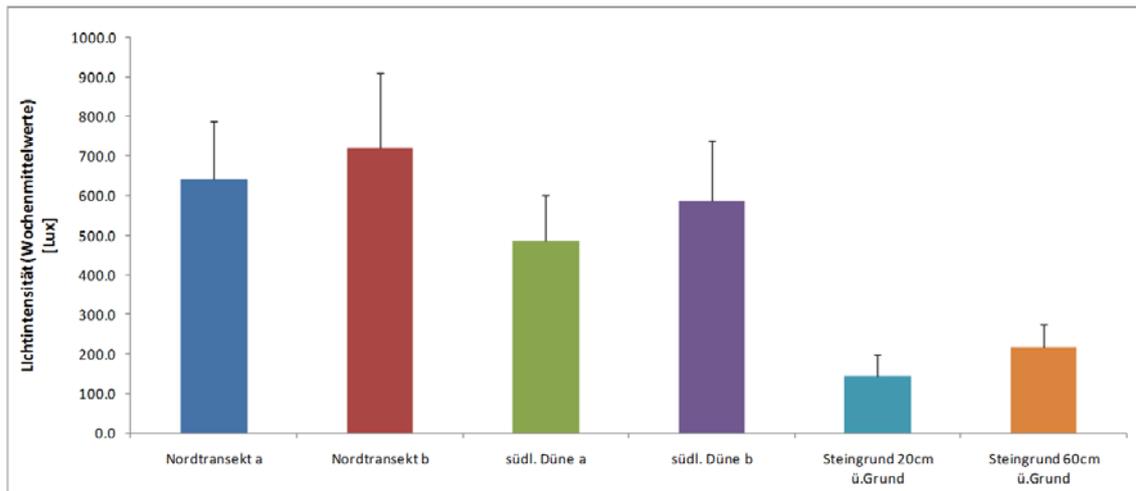


Abbildung 4.6-3 Darstellung der Wochenmittelwerte der Lichtintensität aller sechs Logger. Nordtransekt: LLUR-Transekte, südl. Düne: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund (submaris, 2017)

Die Ergebnisse der Lichtmessungen ergaben, dass die Lichtmengen, die im HPA- und LLUR-Standort gemessen wurden, über den gesamten Zeitraum gut miteinander vergleichbar sind (Abbildung 4.6-2). Obgleich die Logger in gleichen Wassertiefen ausgebracht wurden, treten Abweichungen am gleichen Standort bis zu ca. 300 Lux auf. Die Lichtmengen, die am zusätzlichen Standort Steingrund (HSG) gemessen wurden, bleiben dabei zu allen Zeiten deutlich unterhalb der Mengen, die im Norden und Süden Helgolands gemessen wurden.

Deutlich wird dies auch durch die berechneten Wochenmittelwerte (Abbildung 4.6-3). Während die gemessenen Werte zwischen den Lichtmengen am Steingrund und den nördlichen (Nordtransekt) bzw. südlichen Standorten (südl. Düne) signifikant unterschiedlich sind, bestehen keine signifikanten Unterschiede in der Lichtintensität zwischen den Lichtmengen in den nördlichen und südlichen Testgebieten (submaris, 2017). Die Ursache für die geringere Lichtmenge am Steingrund ist unklar, Hinweise auf Trübungen der Wassersäule am Steingrund liegen hingegen bereits aus dem Jahr 1955 vor (Stocks, 1955). Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Lichtverhältnisse am Steingrund ist unwahrscheinlich.

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Im Jahr 2016 lag der Schwerpunkt der Untersuchung auf der Einrichtung und Erkundung des Untersuchungsgebiets. Die dabei erhobenen Ergebnisse aus einem der drei in Zukunft zu untersuchenden Transekte südlich der Düne bieten einen ersten Einblick in die Bedingungen vor Ort, so dass sich Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen dem Vergleichsgebiet im Norden Helgolands bereits andeuten.

Das Monitoring ist so konzipiert, dass die einzelnen Parameter gut ineinandergreifen und sich ergänzen. Besonders deutlich wird dies beim Vergleich der gemessenen Lichtmengen und den festgestellten Algentiefengrenzen. Beide Ergebnisse zeigen, dass die Bedingungen im Norden und im Süden Helgolands und somit die Lichtdurchlässigkeit der Wassersäule gut vergleichbar sind. Unterschiede sind bei der Artenzusammensetzung und dem Erscheinungsbild der Algenbestände festgestellt worden. Dies wird auf die unterschiedlichen Strömungsverhältnisse und unterschiedliche Substrattypen zurückgeführt.

Ein Hinweis auf einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die *Laminarien*-Wälder vor Helgoland ist nicht erkennbar.

4.7 Bioakkumulation

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.14: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden*

Die Ergebnisse der Bioakkumulation der verschiedenen Organismengruppen wurden statistisch ausgewertet. Bei der Wellhornschnecke, der Pfeffermuschel, der Kliesche und der Scholle wurde im Jahr 2016 keine statistisch signifikante Bioakkumulation der untersuchten Schadstoffe außerhalb des Einbringbereiches festgestellt. Der Einbringbereich wird mit der neuen Zulassung im Jahr 2016 als der 1,5-km-Kreis definiert. Für die Nordseegarnele wurden im Jahr 2016 erstmalig Untersuchungen durchgeführt. Aufgrund der Verbreitung der Art wird die Befischung nicht im Untersuchungsgebiet bei E3, sondern in den küstennahen Gebieten durchgeführt. Eine Bioakkumulation in der Nordseegarnele im Zusammenhang mit der Baggergutverbringung ist im Jahr 2016 nicht festzustellen.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für die Ermittlung der Signifikanz werden in Abhängigkeit von der Verteilung der Daten parametrische und nicht-parametrische Tests durchgeführt. Anwendung finden die einfaktorische Varianzanalyse (ANOVA) mit dem Post-hoc Test Scheffé sowie der Kruskal-Wallis-Test mit einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-hoc Test.

Maßgabe 2.27: *Im Zusammenhang mit dem Überwachungsmonitoring müssen in Abstimmung mit der Monitoring-AG ergänzende Untersuchungen und/oder Bewertungen zur besseren Beurteilung der Bioakkumulation ermittelt und bei Bedarf maßnahmenbegleitend umgesetzt werden (z. B. chronische toxische Wirkeffekte oder bioakkumulative Effekte, Passivsammler u. a. zur direkten Messung frei gelöster, bioverfügbarer Schadstoffkonzentrationen). Die bereits bei bisherigen Einbringungen in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3 durchgeführten Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra alba*) und der Kliesche (*Limanda limanda*) werden entsprechend der erweiterten Einbringbereiche fortgeführt und durch Untersuchungen der Nordseegarnele (*Crangon crangon*) sowie weiteren für höhere Trophieebenen relevanten Arten (z. B. die in den Einbringbereichen vorkommende Muschel *Nucula nitidosa* als bevorzugte Nahrung von Plattfischen) erweitert mit dem Ziel, die Vermeidung von Anreicherungseffekten in der Nahrungskette zu überwachen. Probenumfang und Probennahmegebiete müssen so gewählt werden, dass aussagekräftige und statistisch abgesicherte Ergebnisse erzielt werden. Die Untersuchungsdetails sind in der Monitoring-AG zu konkretisieren*

Im Jahr 2016 wurden die Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt. Im Herbst 2016 erfolgte ebenfalls die nach dem Monitoringprogramm vorgesehene Untersuchung an der Kliesche (*Limanda limanda*). Außerdem wurden im Herbst 2016 erstmalig Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Nordseegarnele (*Crangon crangon*) in das Monitoringprogramm aufgenommen. Die Befischung der Muschel *Nucula nitidosa* würde aufgrund der Größe der Art und der dadurch benötigten Fangmenge zu einem sehr hohen Tierverbrauch führen. Daher wurde im Rahmen der E3 Monitoring AG am 08. 06.2016 beschlossen, stattdessen im Herbst 2016 die Scholle (*Pleuronectes platessa*) in das reguläre Monitoringprogramm bei E3 aufzunehmen für die *Nucula nitidosa* eine bevorzugte Nahrungsquelle darstellt. Das Monitoringprogramm wird fortlaufend angepasst und berücksichtigt auch weitere Fragen, die im Zusammenhang mit der

Bioakkumulation stehen. So werden z. B. an der Wellhornschncke seit 2007 das Imposex-Phänomen, die Längenhäufigkeitsverteilung sowie die Besiedlungsdichte in den verschiedenen Gebieten betrachtet. Des Weiteren ist der Einsatz von Passivsammlern Gegenstand laufender Beratungen in der Monitoring-AG. Momentan wird deren Anwendung im Rahmen des Monitorings bei E3 noch nicht als zielführend eingeschätzt und es sollen laut Beschluss der Monitoring AG vom 18. Dezember 2018 weitere Untersuchungsergebnisse abgewartet werden.

Maßgabe 2.28: *Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.*

Die Lebensmittelrichtwerte, für die im Rahmen des Monitorings Messwerte vorliegen, der untersuchten, als Lebensmittel dienenden Organismen (Kliesche, Scholle, Nordseegarnele) wurden in allen Gebieten eingehalten. Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischereiwirtschaft wird daher nicht erwartet. Untersuchungen zur Fischfauna siehe Kapitel 4.5. Die Befischung der Krabben erfolgte mit realem Fanggeschirr.

Maßgabe 2.29: *Schadstoffkonzentrationen sind zudem im Einbringbereich auf der Grundlage der so genannten „ecotoxicological assessment criteria“ (EAC) bzw. die Effects Range-Low (ERL)-Werte nach OSPAR sowie entsprechend der aktuellen Umweltqualitätsnormen (UQN) der deutschen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung in der jeweils relevanten Umweltmatrix zu bewerten. In diesem Zusammenhang ist im Rahmen der Monitoring-AG auch zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/ Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.*

Die Bewertung der EAC- bzw. ERL-Werte sowie der UQN wurde von der BfG vorgenommen (s. Kapitel 4.7.6). Da bislang in den herkömmlichen Laboren keine Erfahrungen mit der Analyse der neuen UQN-Parameter bestehen, soll laut Beschluss der E3 Monitoring AG vom 5.12.2017 zunächst geprüft werden, für welche der acht neuen Schadstoffe / Schadstoffgruppen eine maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulation zu erwarten ist. Dafür werden die Ergebnisse des Biota-Messprogramms in der Elbe für die Bestimmung der acht neuen UQN verwendet, das im Jahr 2016 durchgeführt und im Jahr 2018 veröffentlicht wurde (FGG, 2018b). So können voraussichtlich alle notwendigen Parameter an dem zur Verfügung stehenden Fischgewebe analysiert werden. Die Einhaltung von zwei der UQN für PAK in Weichtieren (Muscheln) wurde bereits im Rahmen des E3-Monitorings für beide Termine des Jahres 2016 an der Pfeffermuschel überprüft. Beide UQN werden in allen Proben eingehalten.

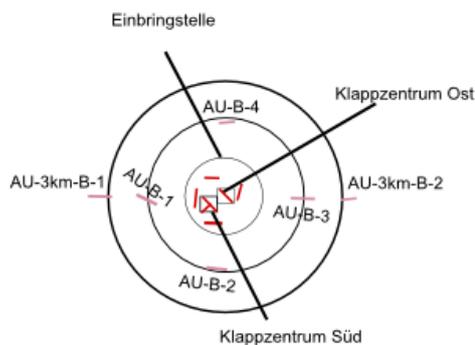
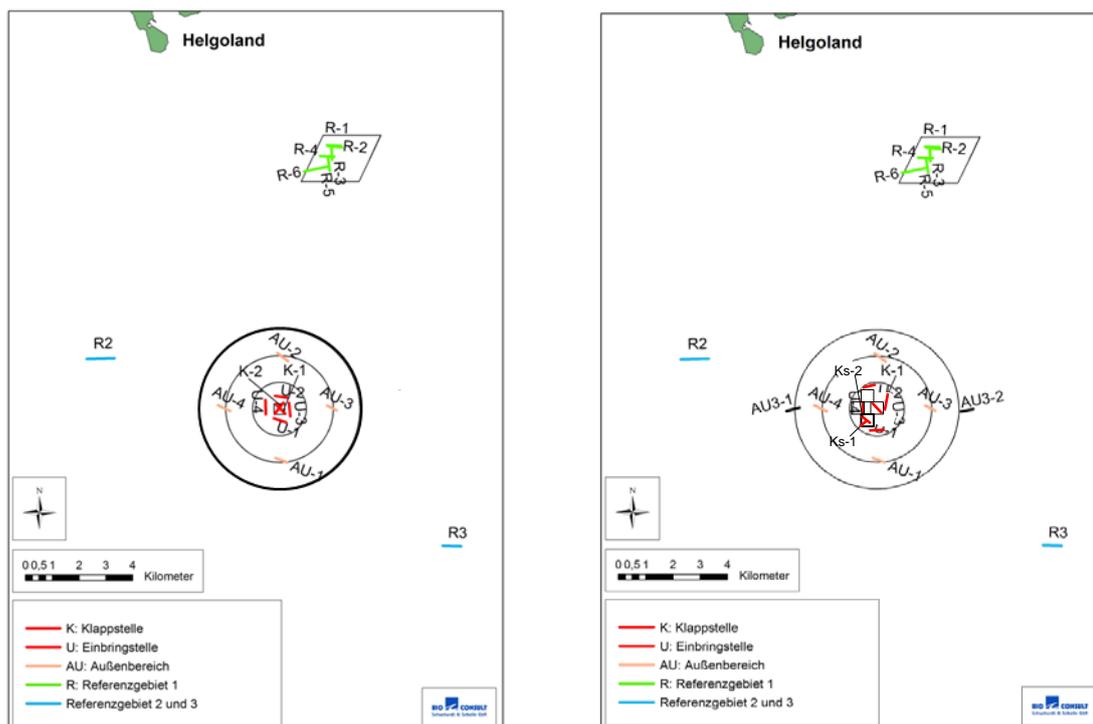
Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Dies erfolgt in der Wellhornschncke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra alba*), der Kliesche (*Limanda limanda*), der Scholle (*Pleuronectes platessa*) und der Nordseegarnele (*Crangon crangon*).

Zusätzlich wird an der Wellhornschncke (von 2013 bis einschließlich 2016), sowie den Klieschen und den Schollen eine Altersbestimmung vorgenommen, um die Alters-Schadstoffbeziehung zu untersuchen. Diese Untersuchungen werden im Rahmen der halbjährlich durchzuführenden E3-Monitoring AG abgestimmt und beschlossen (Maßgabe 2.17; Maßgabe 2.18). Die Ergebnisse der

begleitenden Untersuchungen zur Abundanz der Wellhornschnecke sowie der Alters-Schadstoffbeziehung in Wellhornschncken und Fischen werden daher in eigenständigen Kapiteln im Anhang des Jahresberichtes behandelt (Anlage A-3, A-4 und A-5).

4.7.1 Bioakkumulation in der Wellhornschncke

Wellhornschncken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen.



Linkes Bild: Lage der Hols der Wellhornschnckenbeprobung im Mai 2016, rechtes Bild: Lage der Hols im November 2016 mit neu beaufschlagtem Klappzentrum Süd (K-Süd), unteres Bild: Detailabbildung der Lage der Hols im Verbringbereich im November 2016. Auf die Beschriftung der Hols im Einbringbereich wurde zugunsten der Übersichtlichkeit verzichtet. Abbildungen verändert nach BIOCONSULT (2017a).

Abbildung 4.7-1 Lage der Hols der Wellhornschnckenbeprobung

a) Probennahme

Seit März 2006 werden Wellhornschncken im Rahmen der Befischungen aus Gebieten direkt im Einbringbereich sowie in den Außen- und Referenzgebieten entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. Im Herbst 2016 wurden die Untersuchungen aufgrund der erstmaligen Beaufschlagung des südlichen Klappzentrums (K-Süd) in insgesamt acht Gebieten durchgeführt (Tabelle 4.7-1). Das alte Klappzentrum wird seit Oktober 2016 nicht mehr genutzt und im vorliegenden Bericht fortan als Klappzentrum Ost (K-Ost) bezeichnet. Seit dem neu erteilten Einvernehmen zur Baggergutverbringung nach E3 entspricht nicht mehr der 1-km- sondern der 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate des Klappzentrums Ost dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, wurde im Jahr 2016 die Beprobung der Wellhornschncke aber weiterhin auf dem 1-km-Kreis durchgeführt, der in der folgenden Darstellung daher als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Die Probenanzahl und der Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2016 sind in Tabelle 4.7-1 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4.7-1. Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen bezogen auf den Lipidgehalt. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren für die jeweiligen Schadstoffgruppen. Seit August 2009 werden zusätzlich auch die Schalengröße, das Schalengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen. Im Jahr 2016 erfolgte eine Untersuchung der Wellhornschncke im Mai und im November (Abbildung 4.7-1).

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf den Klappzentren, der Einbringstelle (1-km-Kreis) sowie den Außengebieten (2-km-Kreis und im September zusätzlich der 3-km-Kreis) im Vergleich zu den Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den drei Referenzgebieten bietet Tabelle 4.7-2 und Tabelle 4.7-3 (Erläuterungen s. Tabelle 4.7-3).

Die Untersuchungen zeigen, dass im **Mai 2016** die Schadstoffe alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, Octachlorstyrol, op-DDE, op-DDT und TeBT in den Wellhornschncken unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Tabelle 4.7-1 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschnecke

	2008/09*	2009/10**	2011***		2012/14****	2015*****		2016*****	
	Frühjahr 08 Sommer 08 Frühjahr 09	Sommer 09 Frühjahr 10 Sommer 10	Frühjahr 11	Som- mer 11	Sommer 12 Sommer 13 Sommer 14 Herbst 14	Frühjahr 15	Sommer 15	Frühjahr 16	Herbst 16
Untersuchungsbereich	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Klappzentrum Ost	5	20	10	10	10	10	10	10	10
Klappzentrum Süd									10
Verbringst. 1km Radius	5	4x10	10	4x10	4x10	10	4x10	10	4x10
Nahfeld 2km Radius	5	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10
Nahfeld 3km Radius	0	2x10	0	2x10	2x10	0	2x10	0	2x10
Referenzgebiet 1	5	20	10	10	10	10	10	10	10
Referenzgebiet 2	5	20	10	10	10	10	10	10	10
Referenzgebiet 3	5	20	10	10	10	10	10	10	10
Gesamt pro Termin	30	180	90	140	140	90	140	90	150
Gesamt pro Jahr	60*	360 (140)**	230 (140)***		140 (280 in 14)	230 (140)*****		240 (150)*****	

* 60 Proben aus zwei Individuen, gepoolt

** 360 (140) 360 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

*** 230 (140) 230 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

**** 140 140 Proben für gesamten Parameterumfang (Zinnorganika, Chlororganika, Schwermetalle, PCB)

***** 230 (140) 230 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle

***** 240 (150) 240 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 150 Proben aus dem Herbst für Schwermetalle

Tabelle 4.7-2 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke im Vergleich zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für Mai 2016

	Mai TS K-Ost	Mai TS 1-km	Mai TS AU	Mai Lipid K-Ost	Mai Lipid 1-km	Mai Lipid AU
As						
Cd						
Cu						
Hg						
Pb						
Zn						
MBT	Sign. ↑	ns.	ns			
DBT	Sign. ↑	ns	ns			
TBT	ns	ns	ns			
TeBT	BG	BG	BG			
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Erläuterung s. Tabelle 4.7-3

Tabelle 4.7-3 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke im Vergleich zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für November 2016

	Nov TS K-Ost	Nov TS K-Süd	Nov TS 1km	Nov TS 2km AU	Nov TS 3km AU	Nov Lipid K-Ost	Nov Lipid K-Süd	Nov Lipid 1km	Nov Lipid 2km AU	Nov Lipid 3km AU
As	ns	ns	ns	ns	ns					
Cd	ns	ns	ns	ns	ns					
Cu	ns	ns	ns	ns	ns					
Hg	ns	ns	ns	ns	ns					
Pb	ns	ns	ns	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	Sign. ↑	Sign. ↓	Sign. ↑	ns	ns					
DBT	Sign. ↓	ns	Sign. ↓	ns	ns					
TBT	Sign. ↓	ns	ns	ns	ns					
TeBT	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB118	ns	Sign. ↓	ns	ns	ns					ns
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns					ns
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns					ns
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
gHCH	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opdde	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ppdde	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Sign. ↑	ns	ns
ppddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	Sign. ↓	ns	ns
opddt	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ppddt	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabelle 4.7.2 und 4.7.3.: Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied dann gekennzeichnet, wenn die Signifikanz gegenüber allen Referenzgebieten auftritt

Die Stoffgehalte der PCB-Kongenere 28, 52 und 101 in den Tieren liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte und zeigen keine signifikanten Gebietsunterschiede an. Die Gehalte von PCB 118 sind in den Tieren im Referenzgebiet 1 und im 2-km-Kreis hingegen signifikant höher als im Klappzentrum Ost und für PCB 153 im Referenzgebiet 1 signifikant höher als im Einbringbereich bzw. für PCB 180 (Abbildung 4.7-2) höher als im Klappzentrum Ost und im Einbringbereich (PCB 118, PCB 153, PCB 180; $p < 0,001$ auf Lipid normiert). Dies zeigt, dass signifikante Anreicherungen von Schadstoffen unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten können. Weitere signifikante Unterschiede bei den PCB-Kongeneren, die im Zusammenhang mit der Baggergutverbringung gebracht werden können, wurden nicht ermittelt.

Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Ost im Vergleich zu den drei Referenzgebieten ist für MBT und für DBT (Abbildung 4.7-3) festzustellen. Für DBT ist die Anreicherung auch auf der Einbringstelle im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2, nicht aber für das Referenzgebiet 3 signifikant.

Für die weiteren untersuchten Schadstoffe (HCB, op-DDD, pp-DDD, pp-DDE, pp-DDT, Summe DDX) werden im Mai 2016 keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt.

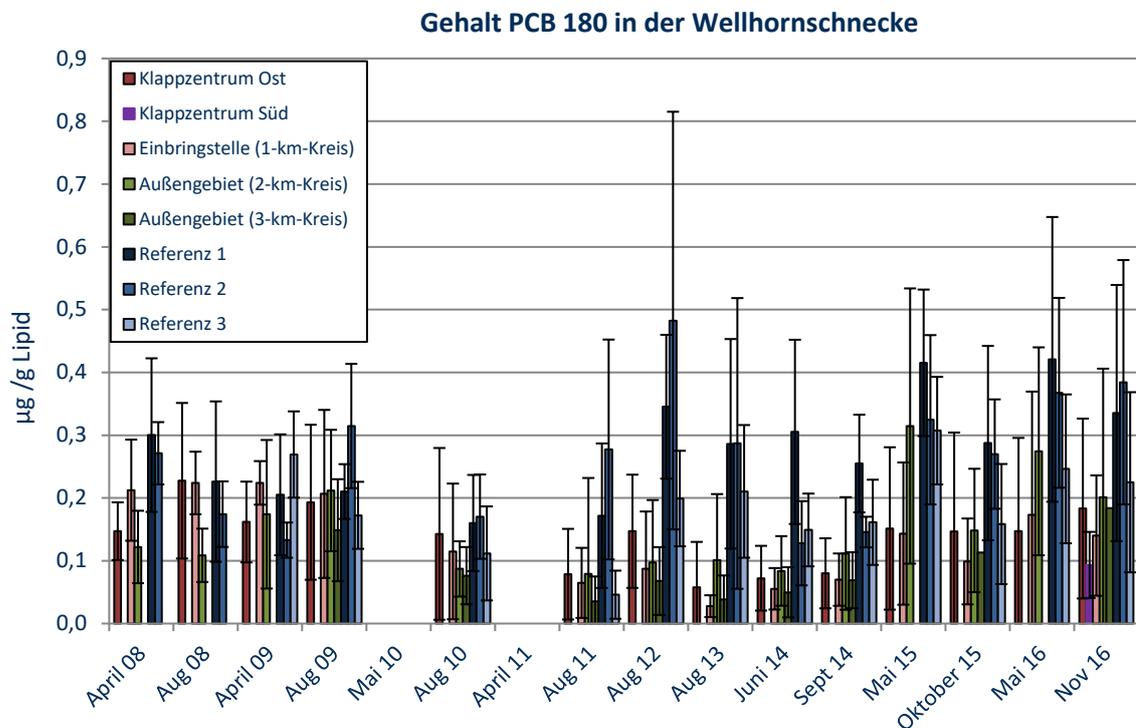


Abbildung 4.7-2 Belastung der Wellhornschncken mit PCB 180 von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Lipid)

Im **November 2016** liegen die Schadstoffe alpha-HCH und beta-HCH unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Stoffgehalte der PCB Kongenere 28, 118, 138 und 153 liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte und zeigen für die auf Lipid normierten Werte keine signifikanten Gebietsunterschiede an. Für das Kongener PCB 52 ist eine signifikante Anreicherung auf dem Klappzentrum Ost und im Einbringbereich im Vergleich zu Referenzgebiet 1, aber nicht zu den Referenzgebieten 2 und 3, ermittelt worden ($p < 0,001$, auf Lipid bezogen). Der Stoffgehalt des PCB-Kongeners PCB 180 (Abbildung 4.7-2) ist in Referenzgebiet 1 und 2 signifikant höher angereichert als auf dem

Klappzentrum Süd und im Einbringbereich ($p < 0,0001$, normiert auf Lipid), für das Referenzgebiet 2 ist er dies auch bezüglich des 2-km-Kreises. Für die auf die Trockensubstanz bezogenen Werte liegen die PCB-Kongener PCB 118, 138, 153 und 180 im Referenzgebiet 1 signifikant höher als auf dem Klappzentrum Süd, auf der Einbringstelle sowie im 2-km- und 3-km-Kreis ($p < 0,0001$, Daten bezogen auf Trockensubstanz). Eine Anreicherung im Referenzgebiet 2 ist bei den Kongeneren 152 im Vergleich zum Klappzentrum Süd und für PCB 180 (Abbildung 4.7-2) im Vergleich zum Klappzentrum Süd und für die Einbringstelle zu sehen. Eine Anreicherung in allen drei Referenzgebieten ist für das Kongener 118 im Vergleich zum Klappzentrum Süd zu sehen. Dies zeigt, dass signifikante Anreicherungen von Schadstoffen unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten können. Signifikante Unterschiede, die in Zusammenhang mit der Baggergutverbringung stehen könnten, wurden nicht ermittelt.

Auch die Stoffgehalte der Metalle Arsen und Kupfer (Abbildung 4.7-4) zeigen eine signifikant höhere Anreicherung in den Tieren, die im Referenzgebiet 1 und 2 gesammelt wurden im Vergleich zur Einbringstelle sowie für Arsen zusätzlich zum 2-km-Kreis und für Kupfer zusätzlich zu beiden Klappzentren und dem 3-km-Kreis ($p < 0,0001$, bezogen auf Trockensubstanz). Für Arsen ist darüber hinaus die Anreicherung in Referenzgebiet 1 höher als auf dem Klappzentrum Ost.

Für Blei ist eine signifikante Anreicherung auf dem Klappzentrum Ost und Süd und auf der Einbringstelle im Vergleich zum 3-km-Kreis festzustellen, die Anreicherungen beruhen jedoch nur auf jeweils einem einzelnen höheren Messwert und sind im Vergleich zu den Referenzgebieten nicht signifikant.

Für MBT und DBT (Abbildung 4.7-3) wird im November 2016 eine signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle im Vergleich zum 2-km- und 3-km-Bereich sowie den Referenzgebieten in den Wellhornschnellen festgestellt. Für DBT ist die Anreicherung ebenfalls für das Klappzentrum Ost zu sehen, während eine Anreicherung im Klappzentrum Süd bei DBT gegenüber den Referenzgebieten 1 und 3 und für MBT gegenüber allen drei Referenzgebieten zu sehen ist ($p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht).

Im November 2016 wurde auch eine signifikante Anreicherung der TBT-Gehalte in den Tieren auf dem Klappzentrum Ost gegenüber allen untersuchten Gebieten festgestellt ($p < 0,0001$, bezogen auf Trockensubstanz). Im neuen Klappzentrum Süd bleibt die TBT-Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 4.7-5).

Für November 2016 liegen einige TeBT-Werte im Gegensatz zum Mai 2016 zwar oberhalb der Bestimmungsgrenze, es wurde jedoch keine signifikante Anreicherung in einem der Teilgebiete ermittelt.

Bei den DDT-Metaboliten zeigen im November 2016 die Wellhornschnellen bei op-DDD (Abbildung 4.7-6) und pp-DDD eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten an ($p < 0,0001$ op-DDD, $p < 0,001$ pp-DDD, beide normiert auf Lipid). Auch die Gehalte in den Klappzentren Ost und Süd liegen im Vergleich zum Referenzgebiet 1 für op-DDD und für pp-DDD im Vergleich zu den Referenzgebieten 1 und 2 signifikant höher.

Für pp-DDE (Abbildung 4.7-7) und pp-DDT sind signifikante Anreicherungen in den Tieren im Klappzentrum Ost und im Einbringgebiet im Vergleich zu Referenzgebiet 1 zu sehen ($p < 0,0001$ für pp-DDE, $p < 0,001$ für pp-DDT $p < 0,0001$, normiert auf Lipid), nicht jedoch zu den Referenzgebieten 2 und 3. Für pp-DDE ist die Anreicherung auf der Einbringstelle auch im Vergleich zum 2-km- und

3-km—Kreis signifikant. Im November 2016 bestehen keine signifikanten Gebietsunterschiede für op-DDE und op-DDT. Sie liegen, wie auch die pp-DDT-Gehalte, im Jahr 2016 zu beiden Terminen und in allen Gebieten überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Summe zeigen die DDT-Metabolite für November 2016 signifikant höhere Werte auf dem Klappzentrum Ost und Süd im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und auf der Einbringstelle im Vergleich zu den Referenzgebieten 1 und 3 ($p < 0,0001$, auf Lipid normiert). In den Außengebieten werden keine signifikanten Anreicherungen im Vergleich zu den Referenzgebieten festgestellt.

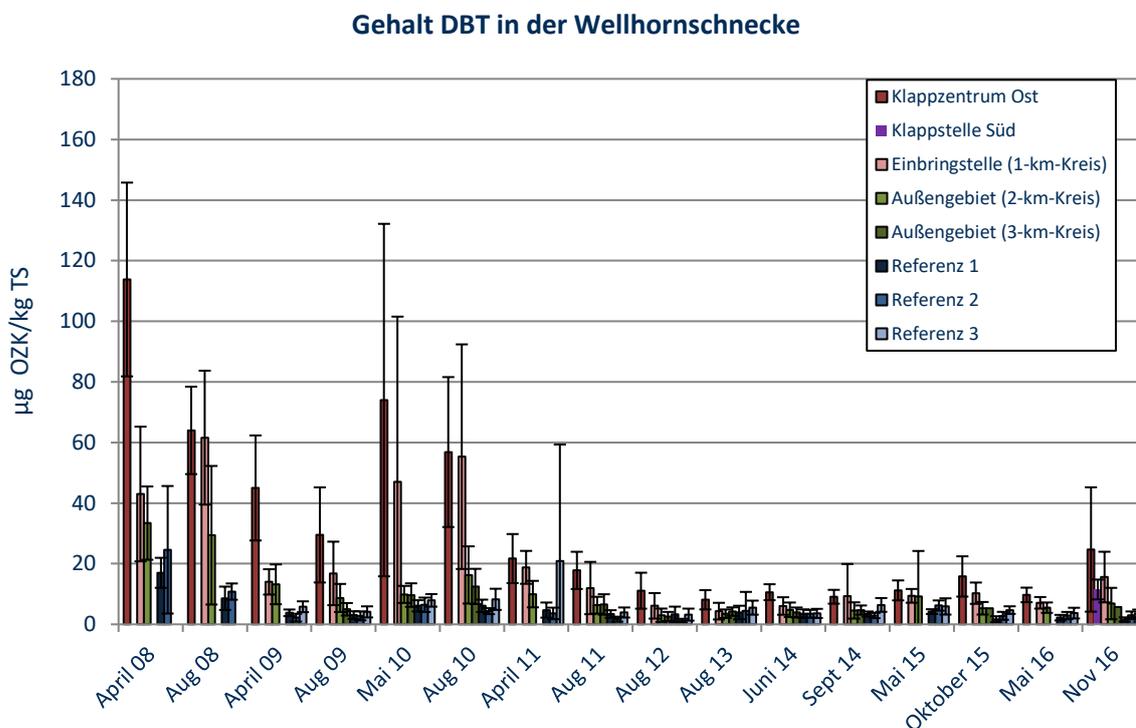


Abbildung 4.7-3 Belastung der Wellhornschnecken mit DBT von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

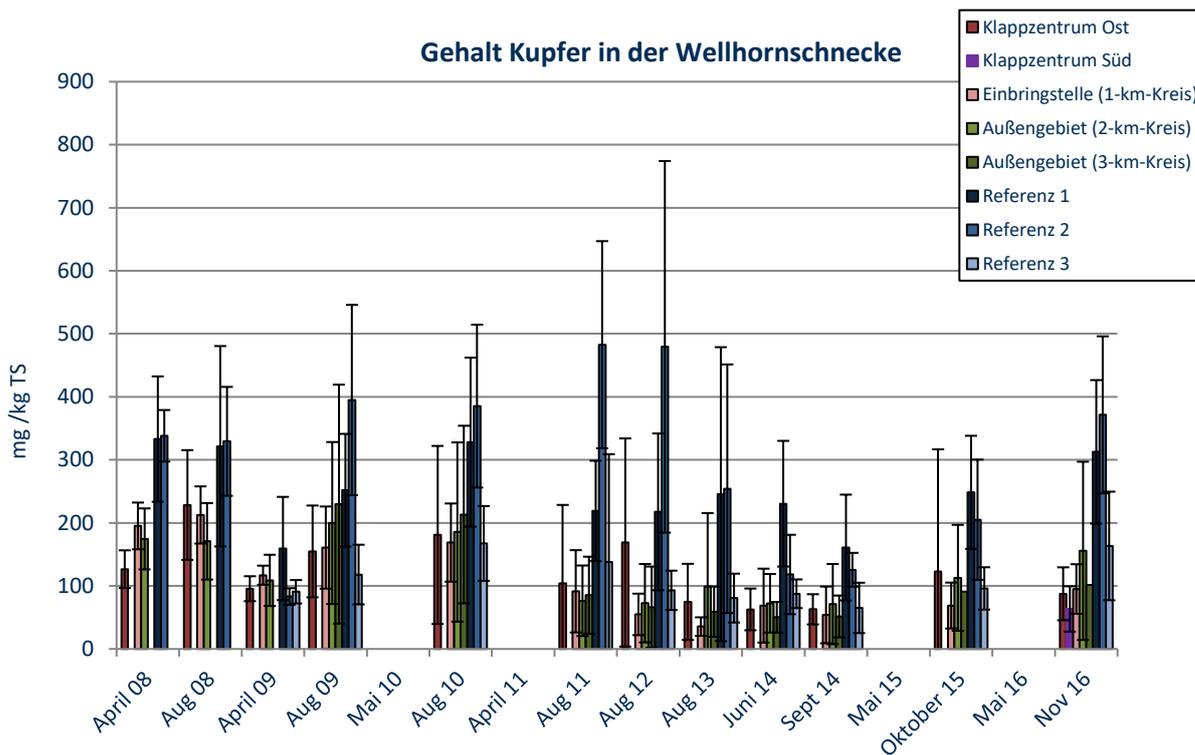


Abbildung 4.7-4 Belastung der Wellhornschnecken mit Kupfer von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

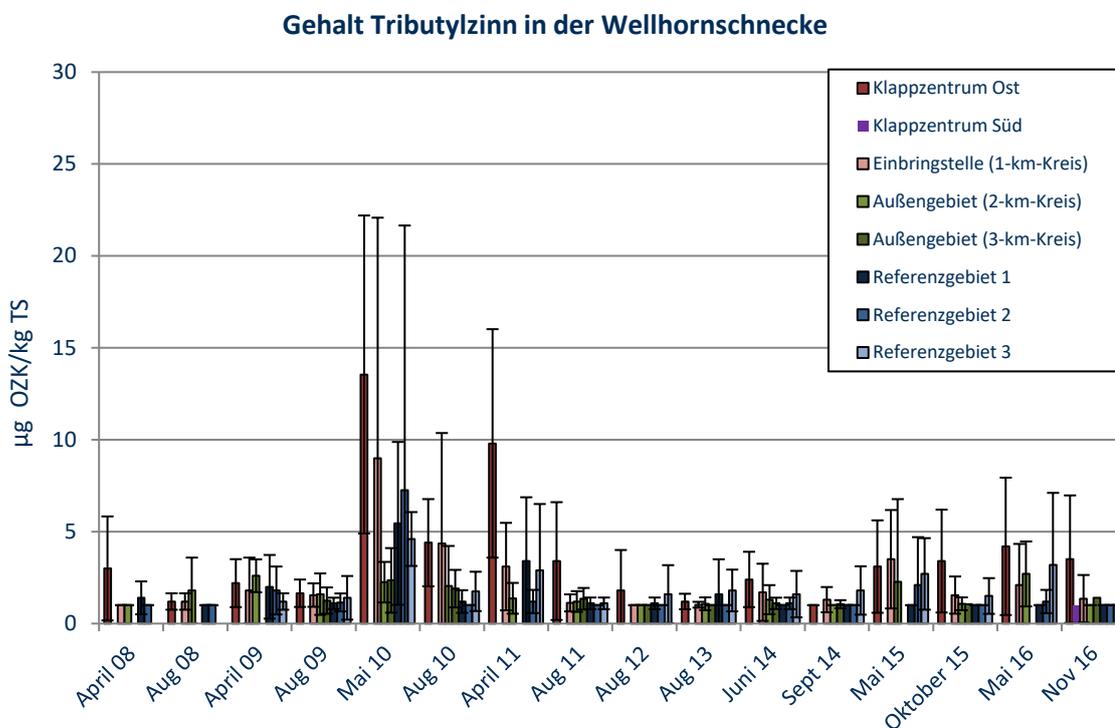


Abbildung 4.7-5 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

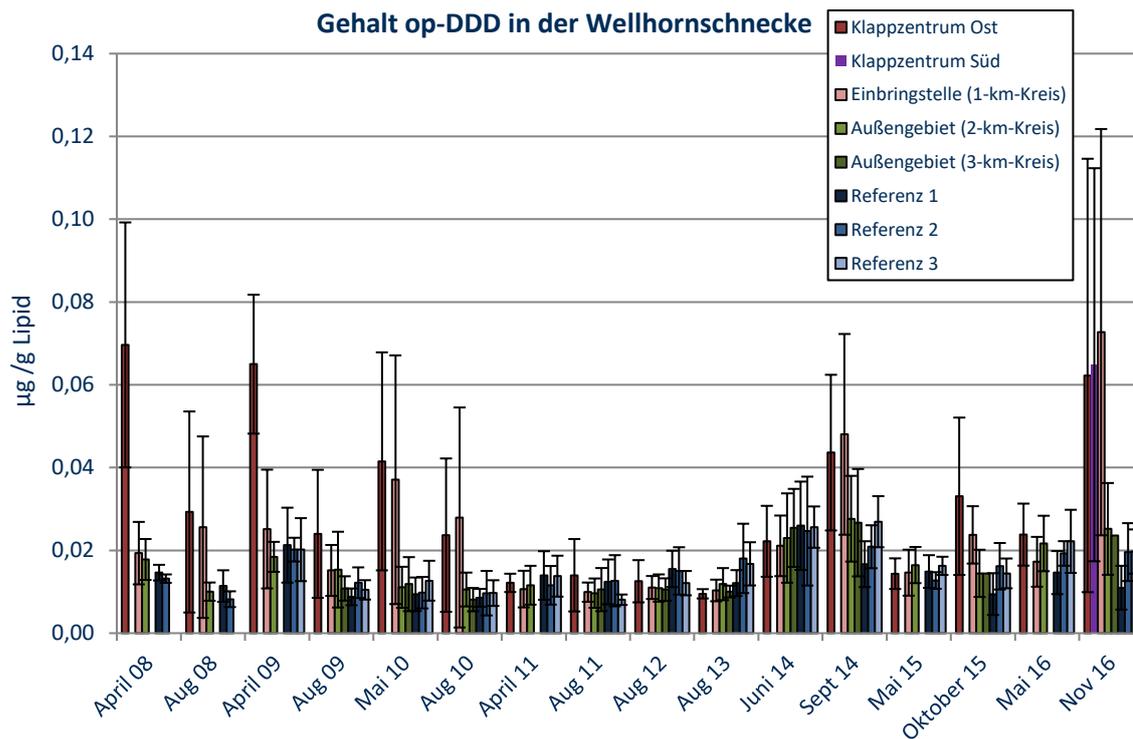


Abbildung 4.7-6 Belastung der Wellhornschnecken mit op-DDD von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Lipid)

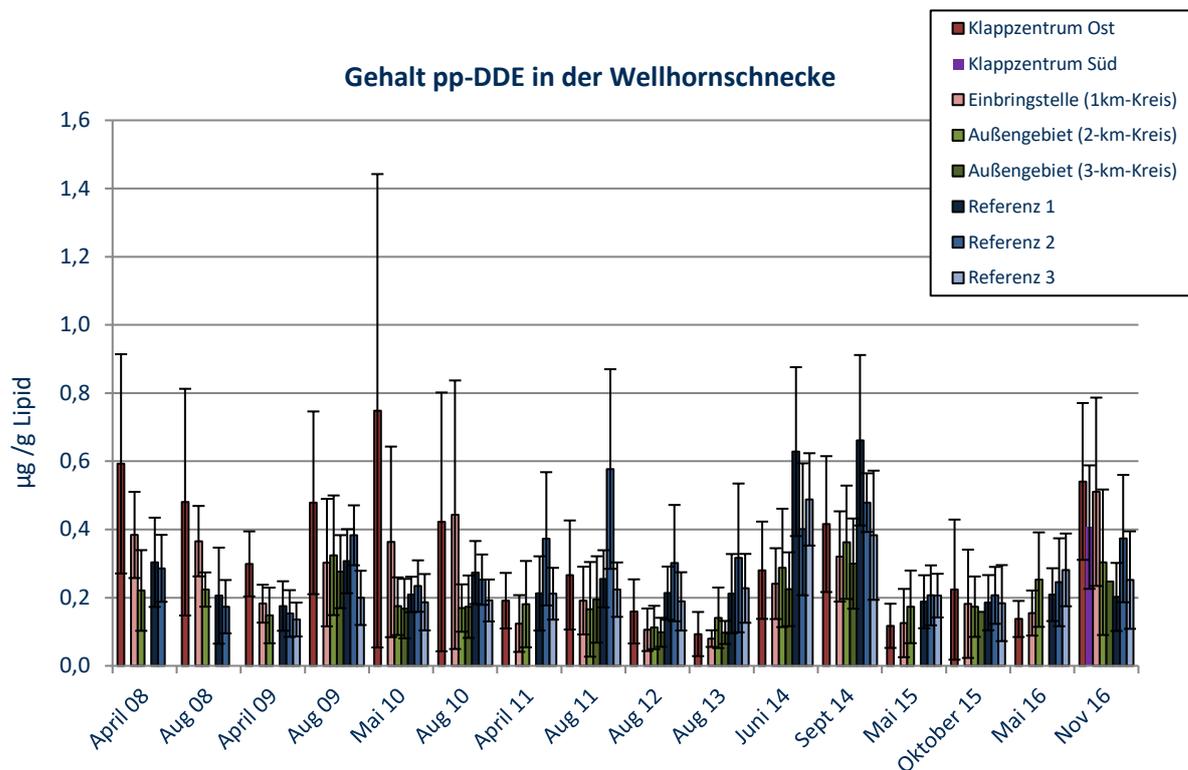


Abbildung 4.7-7 Belastung der Wellhornschnecken mit pp-DDE von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Lipid)

Eine signifikante Anreicherung der auf Lipid normierten Werte ist im November 2016 für Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol (Abbildung 4.7-8) in den Tieren des Klappzentrums Ost und der Einbringstelle in Vergleich zu Referenzgebiet 1 zu sehen. Für Hexachlorbenzol kann außerdem eine signifikante Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 3 beobachtet werden.

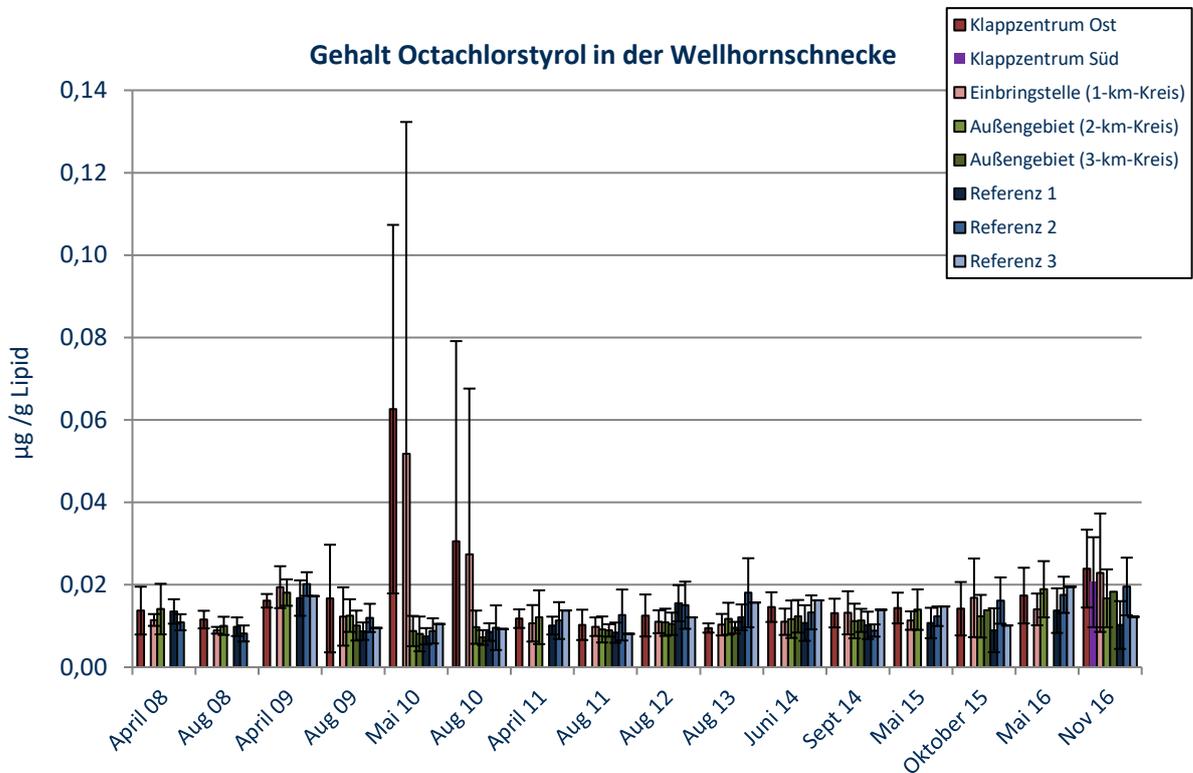


Abbildung 4.7-8 Belastung der Wellhornschnecken mit OCS von 2008 bis 2016 (Bezugsbasis Lipid)

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für die PCB-Kongenerne und Metalle zu beiden Terminen im Jahr 2016 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt worden sind. Hingegen wurden in den Tieren der Referenzgebiete 1 und 2 in den vergangenen Jahren im Vergleich zu denen des Klappzentrums Ost resp. des 1-km-Kreises wiederholt signifikant höhere Konzentrationen an Schwermetallen und an PCB festgestellt. Dies wird im Jahr 2016 erneut festgestellt und belegt eine hohe räumliche Variabilität ohne Hinweise auf baggergutbedingte Ursachen.

Das Konzentrationsniveau für die zinnorganischen Verbindungen liegt im Einbringbereich im Mai und November 2016 weiterhin deutlich unterhalb der Konzentrationen des ersten Verbringungszeitraums. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung wird im Mai und November 2016 für MBT und DBT auf dem Klappzentrum Ost sowie im November für MBT auf dem Klappzentrum Süd sowie im Einbringbereich, für DBT im Einbringbereich und für TBT im Klappzentrum Ost festgestellt. Eine signifikante Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen in den Außengebieten hat nicht stattgefunden. Insgesamt liegt der Gehalt an TBT in den Schnecken erheblich niedriger als der der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011; E3-Jahresbericht, 2015).

Die Gehalte der DDT-Verbindungen pp-DDE, op-DDD und pp-DDD in den Wellhornschnecken in den verschiedenen Gebieten (Referenzgebiete, Klappzentrum und Einbringstelle) zeigen seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014 eine hohe intra- und interannuelle Variabilität (Abbildung 4.7-6, Abbildung 4.7-7). Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung hat für pp-DDT auf dem Klappzentrum Ost (Bezugsbasis Trockensubstanz) sowie für op-DDD und pp-DDD (Bezugsbasis Lipid) im Einbringbereich stattgefunden. Langfristige Trends lassen sich bislang nicht ableiten.

Für OCS und HCB sind seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung bislang keine baggergutbedingten Anreicherungen zu beobachten.

Für keinen der untersuchten Parameter wurden baggergutbedingte Anreicherungen außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

Ergänzende Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Wellhornschnecke: Das Impossex-Phänomen

Die Wellhornschnecke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschnecken, das so genannte Impossex-Phänomen, untersucht, welches durch TBT induziert werden kann. Zur Ermittlung der Impossex-Rate werden nur größere und damit ältere Individuen herangezogen. Die Untersuchungen wurden im Mai 2016 in fünf, im November 2016 durch die Hinzunahme des Klappzentrums Süd, in sechs Gebieten durchgeführt (Tabelle 4.7-4).

Im Jahr 2016 wurde an insgesamt 4 von 275 Weibchen das Impossex-Phänomen festgestellt. Von den vier Tieren wurde eins auf dem Klappzentrum Ost (Stadium 1), eins im Außengebiet (Stadium 3) und zwei im Referenzgebiet 1 (Stadium 1 und 3) gefunden. Der PCI-Index ist zu beiden Terminen und in allen Gebieten unterhalb der Marke von 0,3 und damit der Klasse B (= niedrige TBT-Exposition gemäß OSPAR-Schema) zuzuordnen (Tabelle 4.7-4). Die Impossexrate insgesamt liegt 2016 bei 1,5 % und bestätigt somit den bereits seit 2011 festgestellten Rückgang der Impossexrate in den untersuchten Gebieten (E3-Jahresberichte der HPA 2013-2015).

Die Impossexrate war über den Zeitraum 2007 bis 2010 auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum Ost in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger als in den beiden Referenzgebieten (Tabelle 4.7-4). Ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und der Ausprägung des Impossexphänomens war damit über den Gesamtzeitraum aufgrund der räumlichen Verteilung nicht zu erkennen.

Bei der Interpretation der Daten ist das Alter der Tiere zu berücksichtigen. Wellhornschnecken können bis zu 15 Jahre alt werden. Das Impossex-Phänomen wird über die Wasserphase vermittelt, wird nur bei juvenilen Tieren ausgeprägt und ist irreversibel. Nach BioConsult (2016a) ist davon auszugehen, dass die Schnecken Impossex in den ersten zwei Lebensjahren entwickeln.

Die Altersdatierung mittels Opercula (s. Anhang Anlage A-3) hat gezeigt, dass die in 2013, 2014 und 2015 beprobten Tiere (an denen kaum noch Impossex festgestellt wurde) in allen Gebieten mehrheitlich 7,5 – 12 Jahre alt waren. Die Jugendphase der in diesen Jahren beprobten Schnecken lag damit teilweise noch vor Beginn der Baggergutverbringung in 2005 (so ab ca. 2003), teilweise auch danach (bis ca. 2008). An diesen Schnecken ist die Impossex-Rate sehr gering. In den Schnecken der früheren Jahrgänge (Beprobungen 2007 bis 2010) lag sie deutlich höher. Wenn man davon ausgeht, dass diese Schnecken ein ähnliches Durchschnittsalter hatten wie die von 2013 bis 2015 beprobten, können sie Impossex mehrheitlich nur vor der Baggergutausbringung entwickelt haben.

Es erscheint damit sehr wahrscheinlich, dass das TBT-Verbot 2003/2008 für den Rückgang des Imposex-Phänomens in allen Gebieten hauptsächlich verantwortlich ist. Langjährige Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet liegen HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase aufgrund des Verbots in 2003/2008 nicht nachweisbar.

Tabelle 4.7-4 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschnecke in den Untersuchungen von 2007 – 2016 (Klasse B nach OSPAR 2004: grün Werte <0,3; Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen unter den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin, Klasse C nach OSPAR 2004: gelb Werte von 0,3-2,0, Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen über den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin, aus BIOCONSULT, 2017a)

	Klappzentrum Süd	Klappzentrum Ost	1-km-Kreis	Außengebiet	Referenz 1	Referenz 2
April 2007		0,11	0,72	0,44	1,13	0,35
August 2007		0,48	0,43	0,43	0,75	0,55
April 2008		0,30	0,21	0,33	0,17	0,83
Juli 2008		0,04	0,52	0,38	0,50	0,64
März 2009		0,71	1,00	0,61	0,63	0,52
Juli 2009		0,21	0,16	0,52	0,50	0,73
Mai 2010		0,26	0,13	0,21	1,08	0,16
September 2010		0,30	0,06	0,62	0,52	0,40
Mai 2011		0,04	0,24	0,00	0,06	0,20
August 2011		0,36	0,30	0,05	0,19	0,40
September 2012		0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
August 2013		0,03	0,00	0,00	0,00	0,04
Juni 2014		0,04	0,08	0,04	0,04	0,00
September 2014		0,00	0,00	0,08	0,08	0,40
Juni 2015		0,08	0,08	0,00	0,12	0,00
Oktober 2015		0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Mai 2016		0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
November 2016	0,00	0,04	0,00	0,12	0,04	0,00

Eine Auslösung von Imposex durch die Baggergutverbringung seit 2005 ist daher unwahrscheinlich, jedoch nicht ausgeschlossen. Diese müsste sich vermutlich auf den Verbringbereich konzentrieren, auch wenn über die Mobilität der Schnecken im Gelände keine genaue Kenntnis existiert. Vor dem Hintergrund der Gesamtabnahme in allen Gebieten und dem Durchschnittsalter der untersuchten Population ist weder eine baggergutbedingte Auslösung von Imposex noch eine Abnahme der Imposexrate durch Beendigung der Baggergutverbringungen zu erkennen.

4.7.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel

Die Kleine Pfeffermuschel (*Abra alba*) lebt in den obersten Sedimentschichten und ernährt sich durch Filtration von organischen Bestandteilen im Sediment. Die Art wird 1-3 Jahre alt und steht am unteren Ende der Nahrungskette.

a) Probennahme

Seit dem Jahr 2005 werden Pfeffermuscheln im Rahmen der Monitoringausfahrt aus Gebieten direkt im Einbringbereich (1-km-Kreis), im 2-km-Kreis als Außengebiet und in dem als Referenzgebiet geltenden 6-km-Kreis sowie dem Referenzgebiet 1 mit der Dredge entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So wird seit dem Jahr 2008 der 1,5-km-Kreis als Untersuchungsgebiet mituntersucht. Seit dem neu erteilten Einvernehmen zur Baggergutverbringung nach E3 entspricht nicht mehr der 1-km- sondern der 1,5-km-Kreis dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, werden in dem vorliegenden Bericht dennoch der 1-km-Kreis und der 1,5-km-Kreis separat betrachtet. Der 1-km-Kreis wird dabei weiterhin als „Einbringstelle“ bezeichnet. Die Probenanzahl im Jahr 2016 ist in Tabelle 4.7-5 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4.7-9.

Tabelle 4.7-5 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln im Jahr 2016

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
April 16	Anzahl	2872	1910	1016	1809	1349
	Einwaage ¹	3,3 – 3,4	3,3 – 3,5	3,4	3,3 – 3,4	3,3 – 3,4
	Gewicht/Tier ²	43	44	41	52	41
	Parallelen	7	5	4	6	5
	Lipidgehalt ³	6,4	5,8	5,9	5,1	5,9
Sept 16	Anzahl	2200	1650	1900	1900	1600
	Einwaage ¹	3,0 – 3,4	2,1 – 3,4	1,7 – 3,0	2,9 – 3,5	2,1 – 3,4
	Gewicht/Tier ²	35	34	40	26	27
	Parallelen	6	5	6	6	5
	Lipidgehalt ³	4,3	4,5	3,8	4,8	3,7

¹ Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

² Mittleres Trockensubstanzgewicht pro Tier pro Gebiet in mg

³ Lipidgehalt in Gew.% Trockensubstanz

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink), PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung aller Schadstoffe erfolgt bezogen auf die Trockensubstanz. Zusätzlich werden die organischen Schadstoffe lipidnormiert betrachtet. Da nicht für jede Probe ein Lipidwert existiert, liegen der Normierung nicht für alle Fälle reale Werte zugrunde, daher hat die Auswertung der lipidnormierten Werte lediglich einen orientierenden Charakter. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren die jeweiligen Schadstoffgruppen. Im Jahr 2016 erfolgte eine Untersuchung der Pfeffermuschel im April und im September.

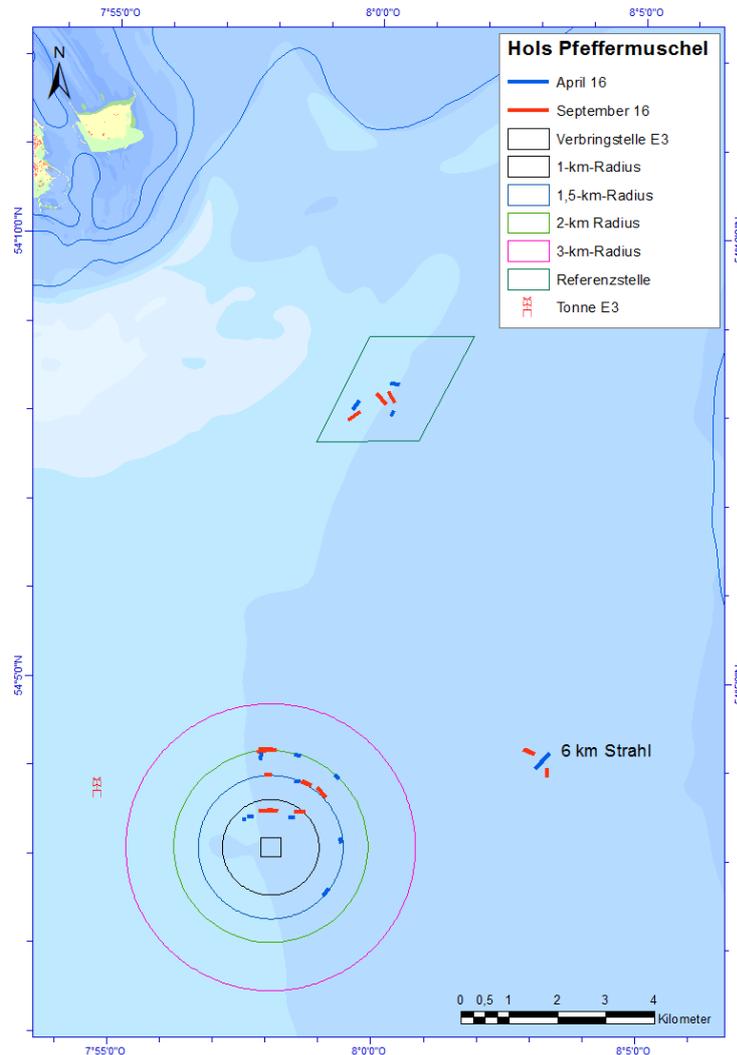


Abbildung 4.7-9 Dredgenzüge zur Probenahme von Pfeffermuscheln in 2016 (April und September)

b) Gebietsvergleich

In der nachfolgenden Betrachtung sowie im statistischen Vergleich werden alle untersuchten Gebiete pro Termin miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Für die Auswertung werden der 6-km-Kreis sowie das Referenzgebiet 1 beide als Referenzgebiete gewertet. Da die Unterschiede (Alter, Fettgehalt, Größe) pro Termin in den Populationen der einzelnen Teilgebiete zusammen mit der geringen Variabilität der Parallelproben eines Gebietes (Pools einer hohen Anzahl von Tieren pro Probe) bei einem Vergleich der Proben eines Termin leicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den Gebieten führen, ohne dass hierfür eine externe Ursache wie die Baggergutverbringung verantwortlich sein muss, wird

auch die Hintergrundbelastung der Pfeffermuschel über den Verlauf der Zeit mit in die Auswertung einbezogen. Als signifikant im Sinne des Einvernehmens sind nach Absprache in der Monitoring-AG demnach Werte aus dem 1-km-, dem 1,5-km- und dem 2-km-Kreis zu betrachten, die zum einen pro Termin im Schadstoffgehalt signifikant oberhalb der beiden Referenzgebiete liegen und deren Werte zum anderen auch oberhalb des Hintergrundgehaltes liegen. Der Hintergrundgehalt ist definiert als die Spanne der Werte, die über die Gesamtzeit in den Referenzgebieten ermittelt wurde. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten sowie der Hintergrundbelastung bietet Tabelle 4.7-6 und Tabelle 4.7-7.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Stoffgehalte der PCB Kongenere im **April 2016** in den Pfeffermuscheln im Bereich langjähriger Mittelwerte liegen, wie am Beispiel des PCB Kongeners 180 zu sehen ist (Abbildung 4.7-10). Signifikante baggergutbedingte Gebietsunterschiede sind für kein PCB Kongener abzuleiten.

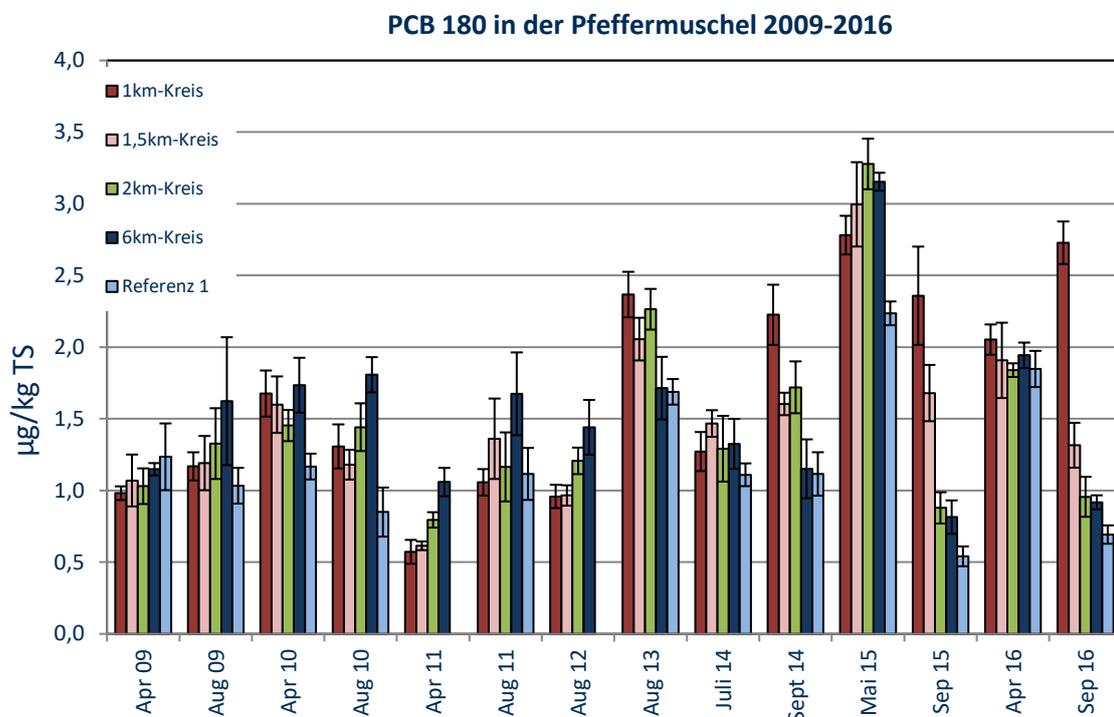


Abbildung 4.7-10 Belastung der Pfeffermuschel mit PCB 180 von 2009 bis 2016 (Bezugsbasis Trockensubstanz).

Das Gleiche gilt im April 2016 auch für die Stoffgehalte der Metalle in den Pfeffermuscheln. Hier werden im April 2016 keine baggergutbedingten signifikanten Anreicherungen angezeigt und die Gehalte liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte, wie am Beispiel des Kupfers zu sehen ist (Abbildung 4.7-11).

Lediglich bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Parameter op-DDD ($p < 0,00001$) und die Summe der 6 DDX ($p < 0,0001$) im 1-km-Kreis signifikant oberhalb der Werte der beiden Referenzgebiete (Referenzgebiet 1 und 6-km-Kreis). Da sich beide Parameter (op-DDD und die Summe

der 6 DDX-Verbindungen) im 1-km-Kreis noch innerhalb der Spanne der Hintergrundgehalte bewegen (Abbildung 4.7-12), ist von einer signifikanten baggergutbedingten Anreicherung im April 2016 nicht auszugehen.

Tabelle 4.7-6: Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel im Vergleich zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6km-Kreis) und Hintergrund für April 2016.

Parameter	TS 1km	TS 1,5km	TS 2km	Lipid 1km	Lipid 1,5km	Lipid 2km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
aHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
bHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
gHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz im Vergleich zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung, TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis.

Nach der im April 2016 noch geltenden Zulassung wird der 1,5-km Kreis als Außengebiet angesehen. Außerhalb der Einbringstelle, d.h. im Gebiet des 1,5-km- und 2-km-Kreises, treten im April 2016 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen auf (Tabelle 4.7-6).

Für **September 2016** liegen die Gehalte aller PCB Kongenere (Bezugsbasis Trockensubstanz) in den Pfeffermuscheln im 1-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet 1. Für PCB 180 liegen die Gehalte zwar zusätzlich signifikant höher als im 6-km-Kreis ($p < 0,0001$), bewegen sich aber in der Spanne der über die Gesamtzeit ermittelten Hintergrundbelastung (Abbildung 4.7-10). Werden die Gehalte der PCB Kongenere auf Lipid normiert, sind die Gehalte von PCB 180 im 1km-Kreis signifikant höher als im 6-km-Kreis und im Referenzgebiet 1 und liegen oberhalb der Hintergrundbelastung ($p < 0,001$). Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung für die PCB Kongenere ist demzufolge nur für das PCB 180 auf Lipidbasis im 1km-Kreis festzustellen (Tabelle 4.7-7).

Bei den Metallen liegen die Stoffgehalte von Blei und Zink im 1-km-Kreis und für Kupfer (Abbildung 4.7-11) im 1,5-km-Kreis signifikant höher als im 6-km-Kreis und im Referenzgebiet 1 (Pb und Cu: $p < 0,001$, Zn: $p < 0,0001$). Alle drei Metalle liegen im September 2016 innerhalb der Spanne der Hintergrundbelastung, eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung ist somit nicht gegeben.

Für Cadmium wird im September 2016 ein Allzeitmaximum im 1-km-Kreis festgestellt. Die Anreicherung hier ist jedoch nur im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und nicht zum 6-km-Kreis signifikant. Von einer baggergutbedingten, signifikanten Anreicherung ist daher hier nicht auszugehen.

Tabelle 4.7-7: Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel im Vergleich zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6km-Kreis) sowie zur Hintergrundbelastung für September 2016

Parameter	TS 1km	TS 1,5km	TS 2km AU	Lipid 1km	Lipid 1,5km	Lipid 2km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
aHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
bHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
gHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDE	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
DDX	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
OCS	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
HCB	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz, Unterlegung in rot: signifikant angereichert, im Vergleich zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung. TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis.

Im September 2016 zeigen die Stoffgehalte der chlororganischen Verbindungen pp-DDE ($p < 0,0001$, Abbildung 4.7-13), pp-DDT ($p < 0,001$), Summe der 6 DDX ($p < 0,0001$), OCS ($p < 0,0001$), HCB ($p < 0,0001$, Abbildung 4.7-14) und beta-HCH ($p < 0,01$) signifikante Anreicherungen im 1-km-Kreis im Vergleich zum 6-km-Kreis und zu Referenzgebiet 1. Während die Gehalte von beta-HCH in den Pfeffermuscheln innerhalb der Spanne der Hintergrundbelastung liegen, ist für pp-DDE, pp-DDT, DDX, OCS und HCB eine Überschreitung der Hintergrundbelastung und somit eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis festzustellen. Werden die Daten auf der Bezugsbasis Lipid ausgewertet, so gilt dies zusätzlich auch für op-DDD, pp-DDD (beide $p < 0,001$), op-DDE ($p < 0,01$).

Die Parameter im 2-km-Kreis liegen für September 2016 nicht signifikant über den Werten, die in den Referenzgebieten festgestellt wurden (Tabelle 4.7-7).

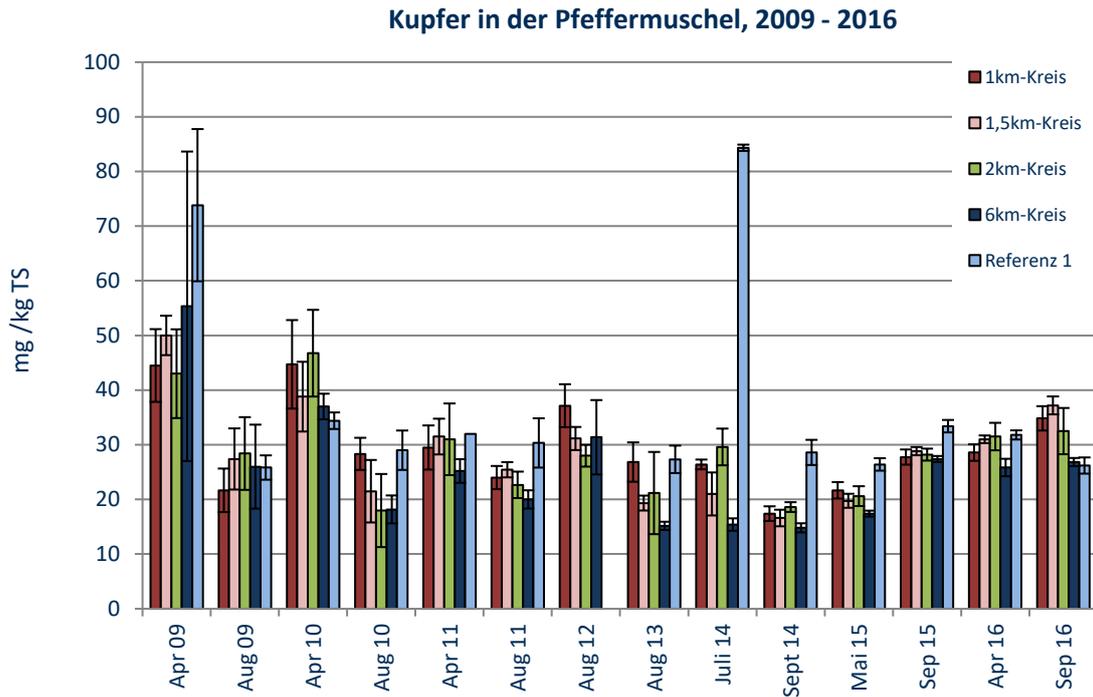


Abbildung 4.7-11 Belastung der Pfeffermuschel mit Kupfer (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

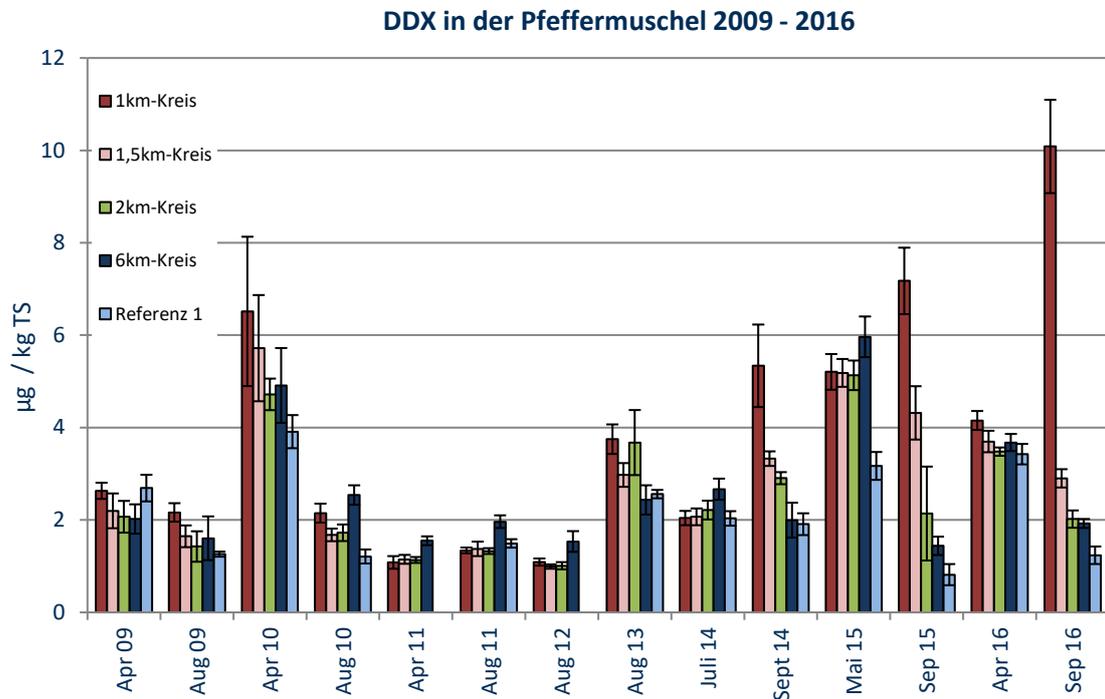


Abbildung 4.7-12 Belastung der Pfeffermuschel mit der Summe der DDX-Verbindungen (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

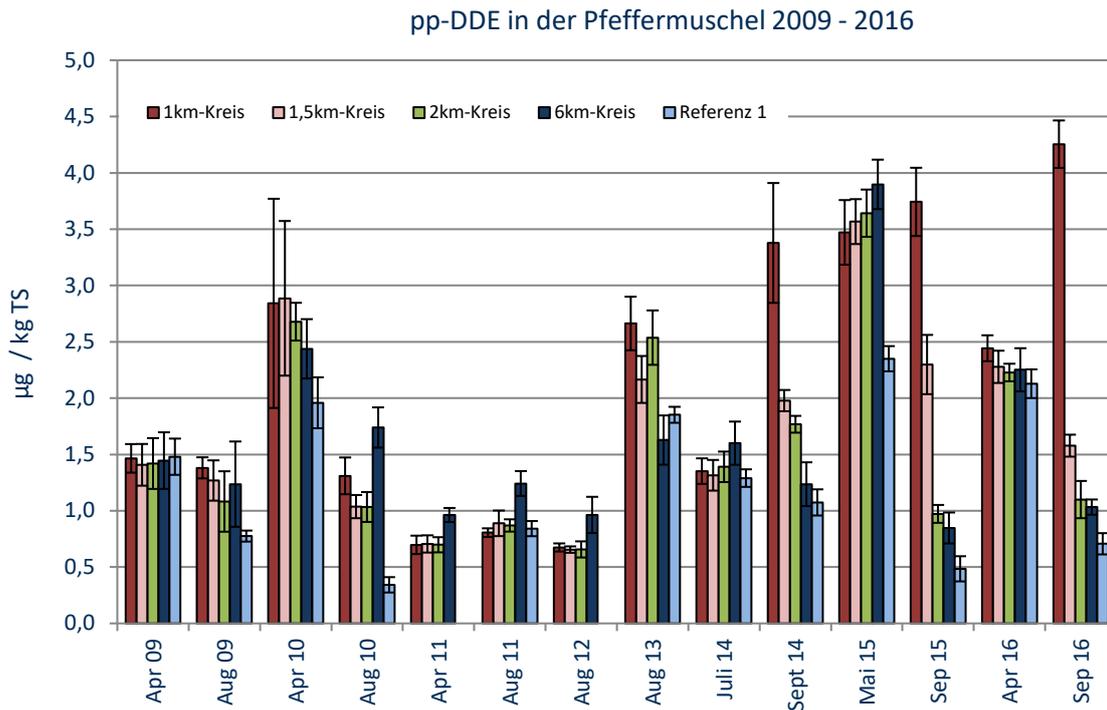


Abbildung 4.7-13 Belastung der Pfeffermuschel mit pp-DDE (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

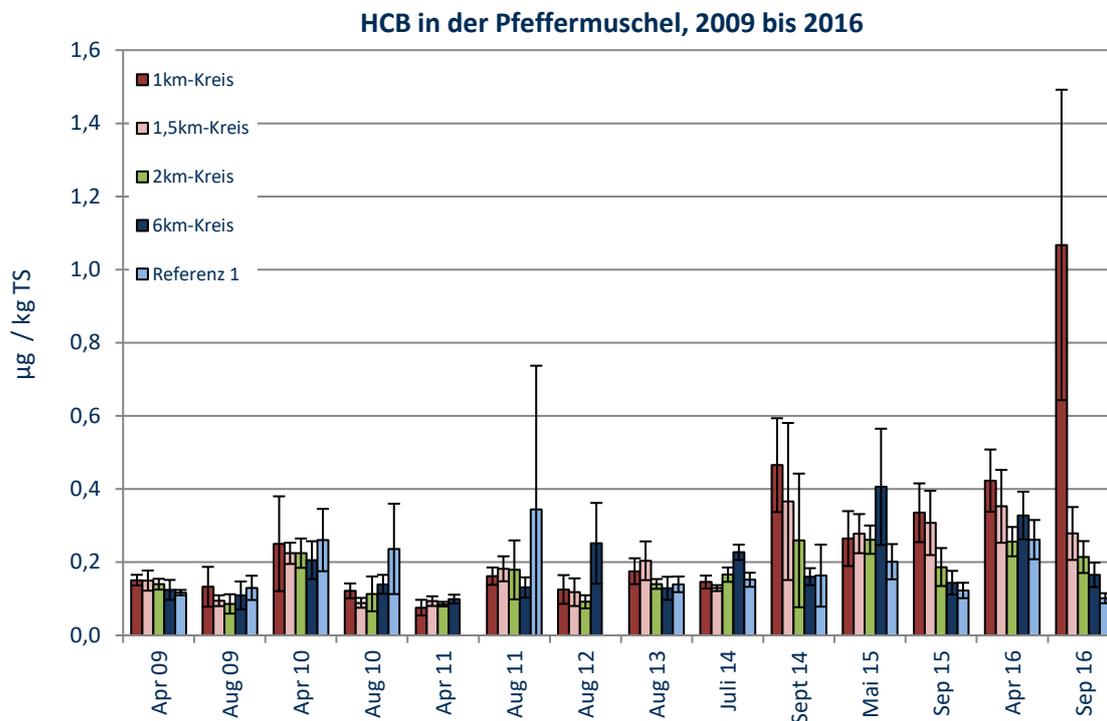


Abbildung 4.7-14 Belastung der Pfeffermuschel mit HCB (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Im April 2016 liegen die Stoffgehalte aller Parameter im Bereich langjähriger Mittelwerte und für keinen der untersuchten Parameter sind baggergutbedingte signifikante Anreicherungen festzustellen. Im September 2016 liegen die Werte im 1km-Kreis hingegen für die Mehrzahl der Parameter absolut gesehen oberhalb derer aus den übrigen Gebieten. Die Parameter op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, Summe 6 DDX, OCS, Hexachlorbenzol und Cadmium weisen hier sogar das Allzeitmaximum (Daten 2009 bis 2016) auf. Die Anreicherungen im 1-km-Kreis stellen jedoch ausschließlich für die Parameter pp-DDE, pp-DDT, DDX, OCS und HCB eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung dar.

Im Jahr 2016 ist zu keiner Zeit bei keinem Parameter im 2-km-Kreis eine signifikante Anreicherung zu Referenzgebiet 1 und zum 6-km-Kreis abzuleiten. Eine signifikante baggergutbedingte Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs liegt damit im Jahr 2016 nicht vor.

4.7.3 Bioakkumulation in der Kliesche

Die Fischart Kliesche (*Limanda limanda*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Die Kliesche wurde als Organismus für das Bioakkumulationsmonitoring an Fischen ausgewählt, da sie zu den Fischarten gehört, die relativ häufig in den Fängen im Untersuchungsgebiet angetroffen werden. Außerdem wird die Kliesche auch im Monitoring des BLMP beprobt, so dass Vergleichsdaten vorliegen. Ein weiterer Vorteil bei dieser Fischart ist, dass die Kliesche im Vergleich zu anderen Arten relativ ortstreu ist.

a) Probennahme

Die Beprobung der Kliesche wird seit 2009 jeweils im Herbst durchgeführt. Für die Analysen werden, bis auf wenige Ausnahmen, weibliche Tiere untersucht, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. In der Verbringpause zwischen 2010 und 2014 wurde im Jahr 2012 keine Befischung der Kliesche durchgeführt.

Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So werden seit 2011 nicht mehr nur 30, sondern 45 Klieschen der Größenklasse 19-25 cm gesammelt. Von den gesammelten Klieschen wird das Lebergewebe von jeweils drei Tieren vereinigt, um ausreichend Material für die Analysen zu erhalten. Insgesamt werden so seit 2011 15 Proben pro Gebiet untersucht. Neben den Untersuchungen an den Lebern wird seit 2011 auch die Bioakkumulation im Muskelgewebe der Klieschen überprüft. Zunächst wurden hierfür fünf Proben pro Gebiet verwendet, im Jahr 2016 wurde die Anzahl der Muskelproben von 5 auf 10 pro Gebiet erhöht, um eine verbesserte statistische Auswertung zu ermöglichen.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz (TS) und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern zusätzlich auf den Lipidgehalt. Aufgrund der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben ebenfalls ausschließlich auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet. Die Analysen finden an Klieschen aus den vier Gebieten Einbringstelle (1-km-Kreis), Außengebiet (2- bis 3-km), Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4.7-15) statt. Für das Teilgebiet Einbringstelle werden die Klappzentren Ost und Süd

sowie der 1-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost als Überschneidungsbe-
reich zusammengefasst beprobt. Seit dem neu erteilten Einvernehmen zur Baggergutverbringung
nach E3 vom April 2016 entspricht eigentlich nicht mehr der 1-km- sondern der 1,5-km-Kreis um
die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den
vorangehenden Untersuchungen zu wahren, wurde im Jahr 2016 auch weiterhin der 1-km-Kreis
beprobt, der im Folgenden als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Eine gesonderte Beprobung des
1,5-km-Kreises erfolgte, wie auch in den vergangenen Jahren, nicht.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die
qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe
stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

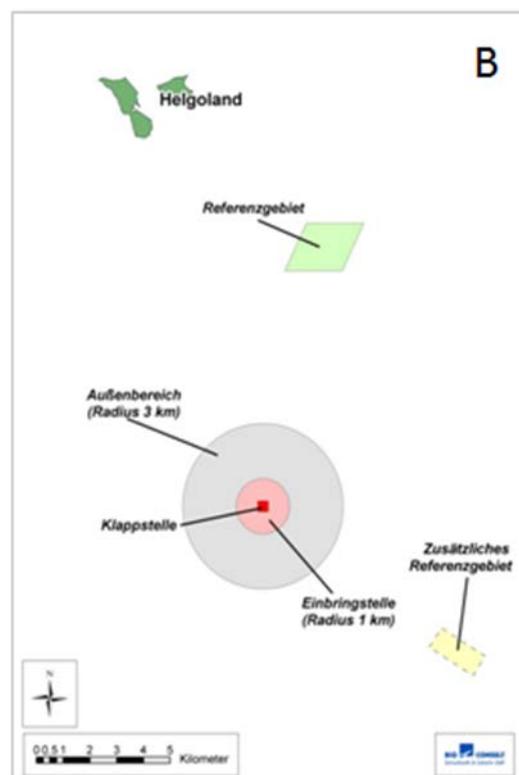


Abbildung 4.7-15 Untersuchungsgebiete für das Klieschen- und Schollenmonitoring

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu
prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau
der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten
Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreiche-
rungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet im Vergleich zu den beiden Referenzgebie-
ten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzu-
stellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten.
Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzel-
nen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bieten Tabelle 4.7-8 und Tabelle 4.7-9.

Im Jahr 2016 liegen die Stoffgehalte von TBT und TeBT in den **Leberproben** der Kliesche unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Gehalte der PCB-Kongenere liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte, baggergutbedingte Anreicherungen sind hier nicht abzuleiten (Abbildung 4.7-16). Hingegen werden signifikante Anreicherungen im Referenzgebiet 2 im Vergleich zum Außengebiet für die Kongenere 101, 153 sowie die PCB Summe der sieben untersuchten Kongenere festgestellt (PCB 101: $p < 0,01$ und PCB 153: $p < 0,05$ alle normiert auf Lipidgehalt). Für PCB 101 ist die Anreicherung zusätzlich auch auf der Einbringstelle im Vergleich zum Außengebiet festzustellen ($p < 0,01$ normiert auf Lipidgehalt), nicht hingegen zu Referenzgebiet 1.

Eine signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle ist für PCB 28 und PCB 180 im Vergleich zum Außengebiet zu sehen (PCB 28: $p < 0,01$, PCB 180: $p < 0,05$, normiert auf Lipidgehalt), nicht hingegen zu den Referenzgebieten. Bei den Schwermetallen bestehen keine signifikanten Gebietsunterschiede außer bei Arsen und Quecksilber (Abbildung 4.7-17). Hier ist eine signifikante Anreicherung von Arsen und Quecksilber im Referenzgebiet 2 im Vergleich zur Einbringstelle zu beobachten (As: $p < 0,01$, Hg: $p < 0,05$ bezogen auf TS).

Für die Schwermetalle und die PCB Kongenere sind damit keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich sowie im Außengebiet festzustellen (s. Tabelle 4.7-8).

Tabelle 4.7-8 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2016

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	ns	ns		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	ns	ns		
Zn	ns	ns		
MBT	Sign. ↑	ns		
DBT	ns	ns		
TBT	ns	ns		
TeBT	ns	ns		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	ns	ns	ns	ns
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	ns	ns	ns	ns
opDDE	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
ppDDD	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
opDDT	ns	ns	ns	ns
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert im Vergleich zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

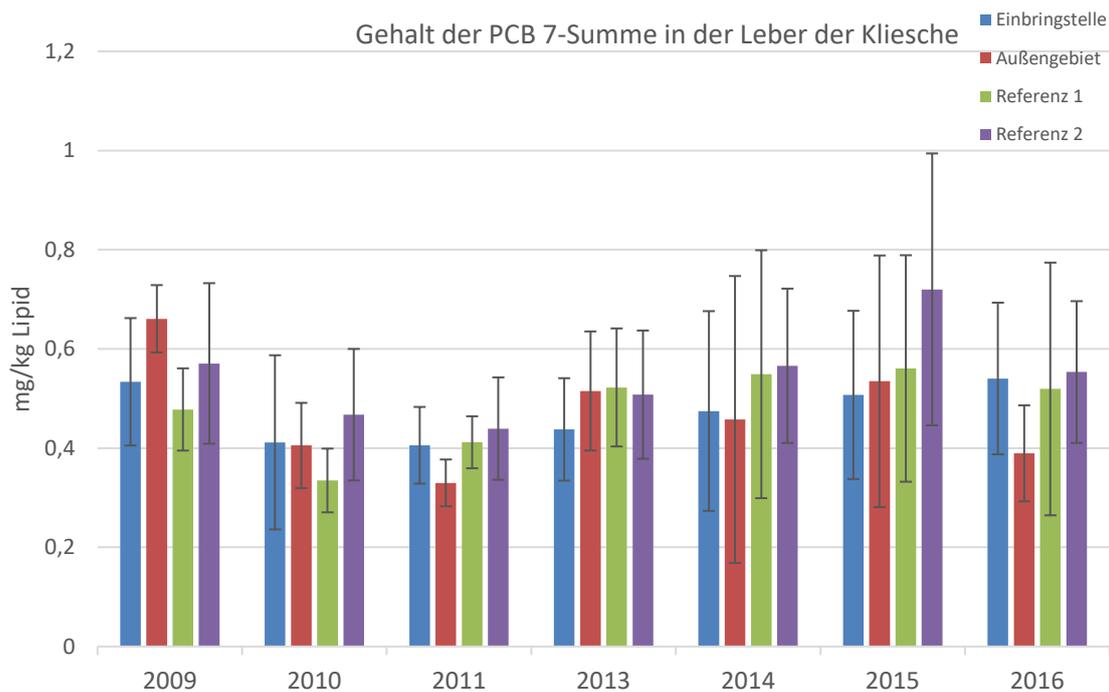


Abbildung 4.7-16 Gehalt der Summe der sieben PCB Kongenere im Lebergewebe der Kliesche 2009-2016 (Bezugsbasis Lipid)

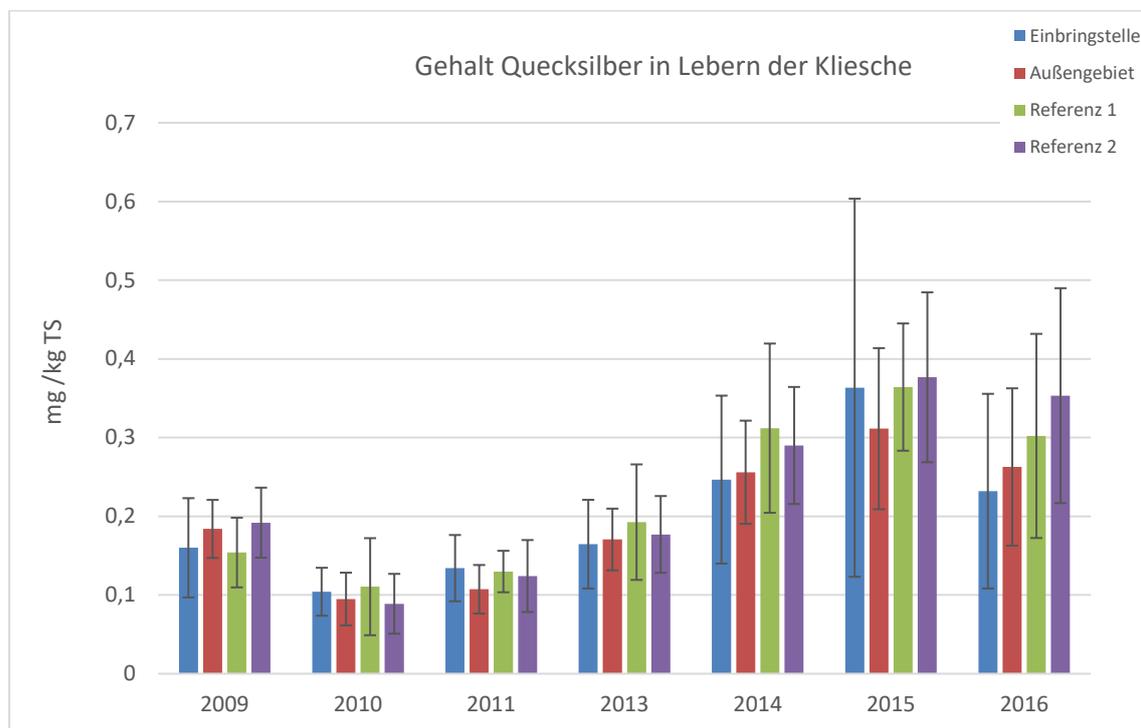


Abbildung 4.7-17 Quecksilbergehalt im Lebergewebe der Kliesche 2009-2016

In den Lebern der Kliesche zeigt die zinnorganische Verbindung MBT in 2016 (Abbildung 4.7-18) eine signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle im Vergleich zu beiden Referenzgebieten und

dem Außengebiet an ($p < 0,01$, bezogen auf TS). Für das DBT wird zwar eine Anreicherung auf der Einbringstelle im Vergleich zum Referenzgebiet 2 und zum Außengebiet, nicht aber zu Referenzgebiet 1, festgestellt.

Eine hohe signifikante, baggergutbedingte Anreicherung ist in 2016 im Lebergewebe der Kliesche für die DDT-Metabolite op-DDE, op-DDD (Abbildung 4.7-19), pp-DDD und die Summe der DDT-Metabolite (DDX) zu sehen (alle: $p < 0,0001$, normiert auf Lipid). Signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sind auch für Octachlorstyrol, pp-DDE, op-DDT und pp-DDT im Vergleich zum Außengebiet und Referenzgebiet 1 abzuleiten, kein signifikanter Unterschied wird hingegen zum Referenzgebiet 2 festgestellt (OCS: $p < 0,0001$, op-DDT: $p < 0,01$, pp-DDT: $p < 0,0001$, alle normiert auf Lipid).

Für die weiteren organischen Verbindungen wie HCB und die HCH Isomere sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen auf der Einbringstelle im Vergleich zu beiden Referenzgebieten zu beobachten.

Für keinen der untersuchten Stoffe wurde eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet festgestellt (s. Tabelle 4.7-8).

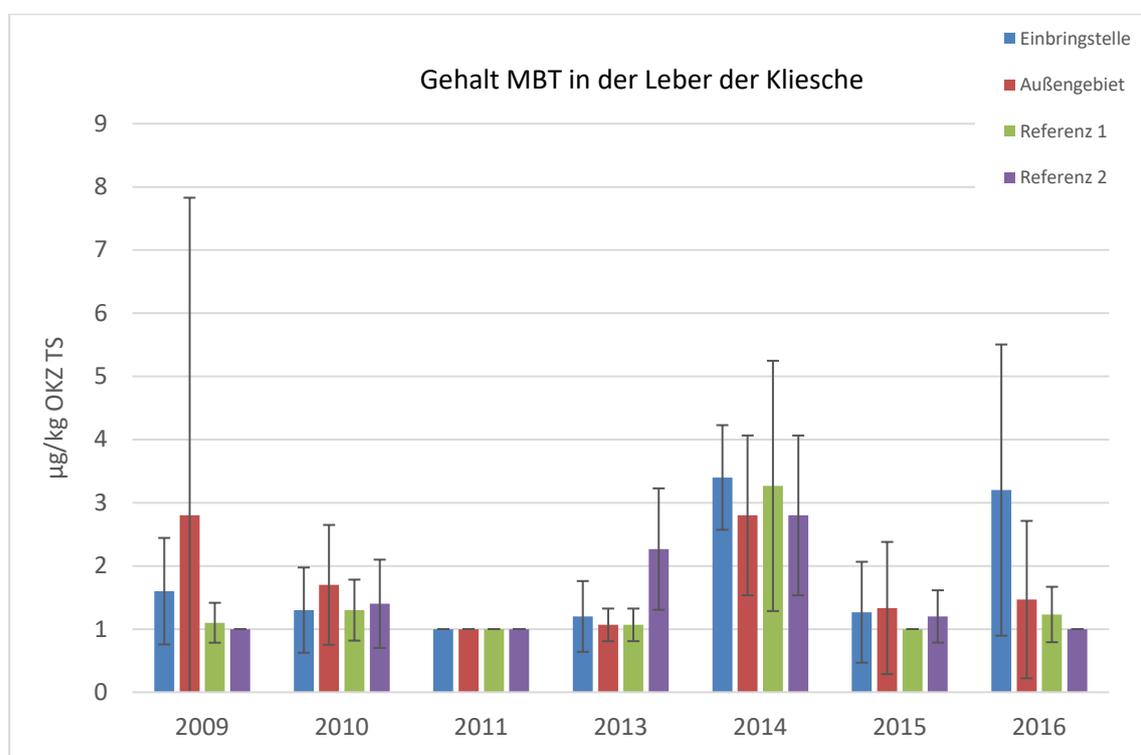


Abbildung 4.7-18 Gehalt von MBT im Lebergewebe der Kliesche 2009-2016

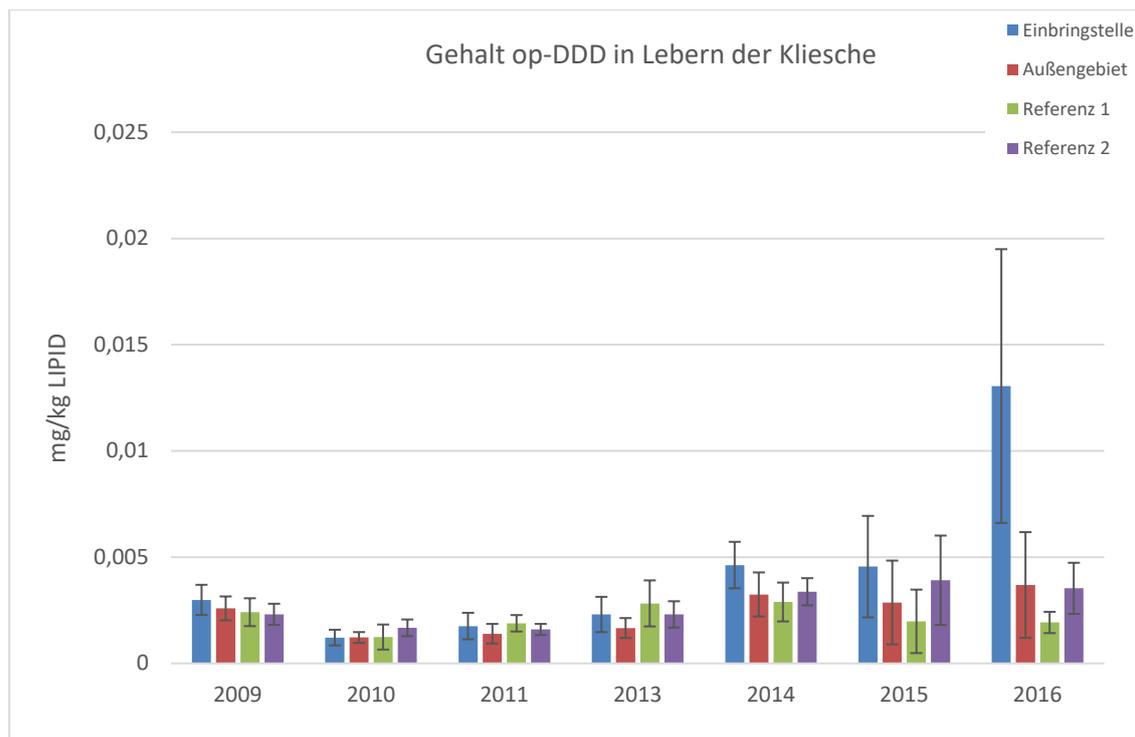


Abbildung 4.7-19 Gehalt von op-DDD im Lebergewebe der Kliesche 2009-2016 (Bezugsbasis Lipid)

Die Schadstoffkonzentrationen in den **Muskelproben** liegen in 2016 wie auch schon in 2015 bei der Mehrzahl der untersuchten Parameter (PCB28, PCB52, HCB, a-HCH, b-HCH, g-HCH, OCS, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, Blei, Cadmium, MBT, TBT und TeBT) unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Parameter PCB101, PCB118, PCB153, PCB180, pp-DDE, pp-DDD, Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber (Abbildung 4.7-20) wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten ermittelt (Tabelle 4.7-9). Ein signifikanter Unterschied besteht ausschließlich für die Summe der DDT-Metabolite, die auf Lipid normiert wurden. Hier ist eine signifikante Anreicherung in Referenzgebiet 2 im Vergleich zum Außengebiet zu sehen. Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von Schadstoffen auf der Einbringstelle oder im Außengebiet in den Klieschenmuskeln sind damit aus den Daten nicht abzuleiten (Tabelle 4.7-9).

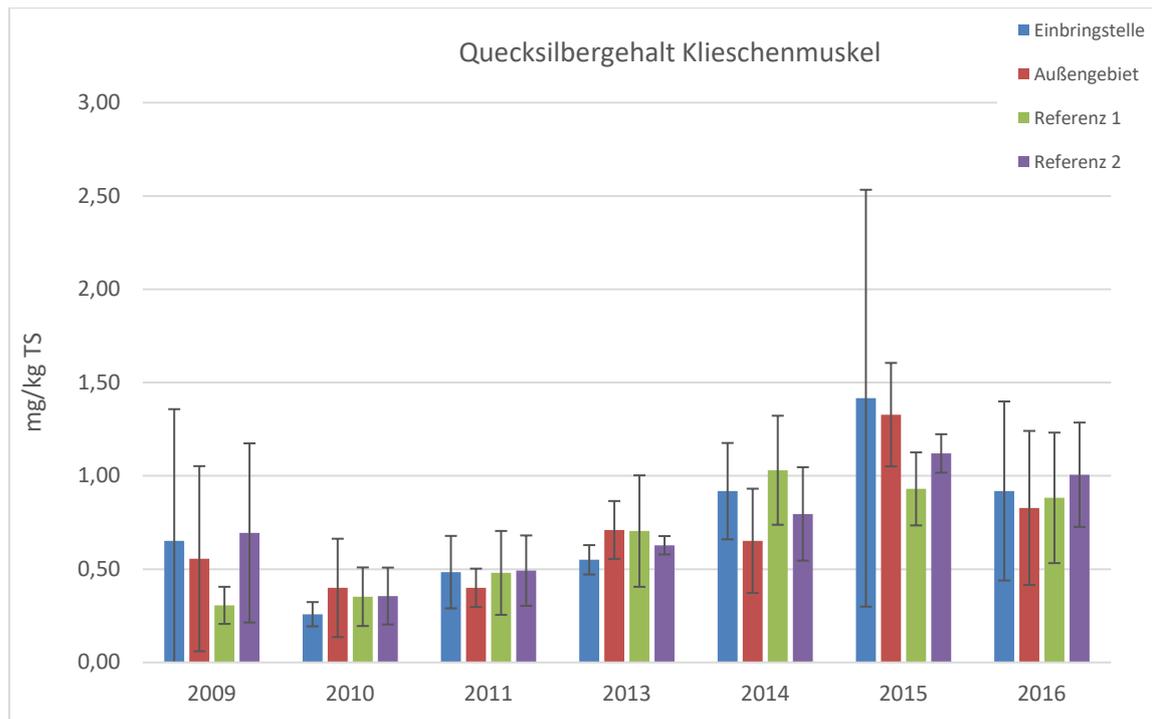


Abbildung 4.7-20 Quecksilbergehalt im Muskelgewebe der Kliesche 2009-2016

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Seit Beginn des Monitorings wurden bei einzelnen Parametern immer einige wenige signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten gefunden, wobei sich kein klares räumliches Muster abgezeichnet hat (s. E3-Jahresberichte der HPA 2009 bis 2013). Hingegen zeigen die Belastungswerte der DDT-Metaboliten op-DDE, op-DDD, pp-DDD sowie die Summe der DDT-Metabolite und die Organozinnverbindung MBT in den **Klieschenlebern** im Jahr 2016 eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle in Vergleich zu den Referenzgebieten an. Diese liegt für op-DDD über der Hintergrundbelastung des Untersuchungszeitraums 2009-2016. Ob sich dieser Trend fortsetzt muss in den zukünftigen Monitoring-Untersuchungen beobachtet werden. Die mittleren Belastungswerte von OCS und DBT liegen auf der Einbringstelle zwar relativ höher als in den Referenzgebieten, diese Anreicherung ist durch eine sehr starke Streuung der Ergebnisse aber nicht signifikant. Daher ist für diese beiden Parameter, ebenso wie für die Schwermetalle, PCB (Summe 7), Hexachlorbenzol, HCH-Verbindungen, TBT und TeBT weiterhin kein Trend ablesbar, der mit der Baggergutverbringung in Zusammenhang gebracht werden kann.

Im E3-Jahresbericht von 2015 der HPA wurde berichtet, dass bei einigen Parametern zwischen 2010 und 2015 ein Anstieg der Schadstoffgehalte in der Leber beobachtet wurde. Dieser Anstieg wurde in allen Gebieten gleichermaßen festgestellt und kann daher nicht mit der Baggergutverbringung in Zusammenhang gestellt werden. Besonders auffällig war der Anstieg für Quecksilber (Abbildung 4.7-17), Cadmium und weniger ausgeprägt auch bei op-DDD (Abbildung 4.7-19), Arsen und b-HCH zu beobachten. Während der Anstieg von op-DDD in 2016 wie bereits erwähnt, weiterhin deutlich und für 2016 auf der Einbringstelle vermutlich auf die Baggergutverbringung zurückgeführt werden kann, liegen die Belastungsgehalte für Cadmium, Quecksilber und b-HCH unter den Werten, die in 2015 in den Klieschenlebern gemessen wurden. Für Arsen sind für 2016 keine Unterschiede zu 2015 festzustellen. Weiterhin ist für PCB Summe 7, Blei, Kupfer, Zink, Hexachlorbenzol, pp-DDT, a-HCH, sowie g-HCH kein Anstieg zu sehen.

Tabelle 4.7-9 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2016

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG		
PCB52	BG	BG		
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert im Vergleich zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Im **Muskelgewebe** der Kliesche konnte ebenfalls über die Zeit von 2011 bis 2015 für Quecksilber ein Anstieg beobachtet werden. Im Jahr 2016 sind die Quecksilberkonzentrationen auch in den Klieschenmuskeln wieder etwas gesunken (Abbildung 4.7-20), dieser Rückgang ist im Vergleich zum Jahr 2015 signifikant. Für andere Schadstoffe wurden im Jahr 2016 ebenfalls keine Trends beobachtet, die auf eine Gehaltzunahme hindeuten. Hingegen zeigen die Schadstoffgehalte der DDT-Metabolite, wie auch der PCB Summe 7, seit 2013 in den Klieschenmuskeln einen fallenden Trend an (Abbildung 4.7-21).

Für keinen der untersuchten Parameter im Leber- oder Muskelgewebe der Kliesche wurden baggergutbedingte Anreicherungen außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

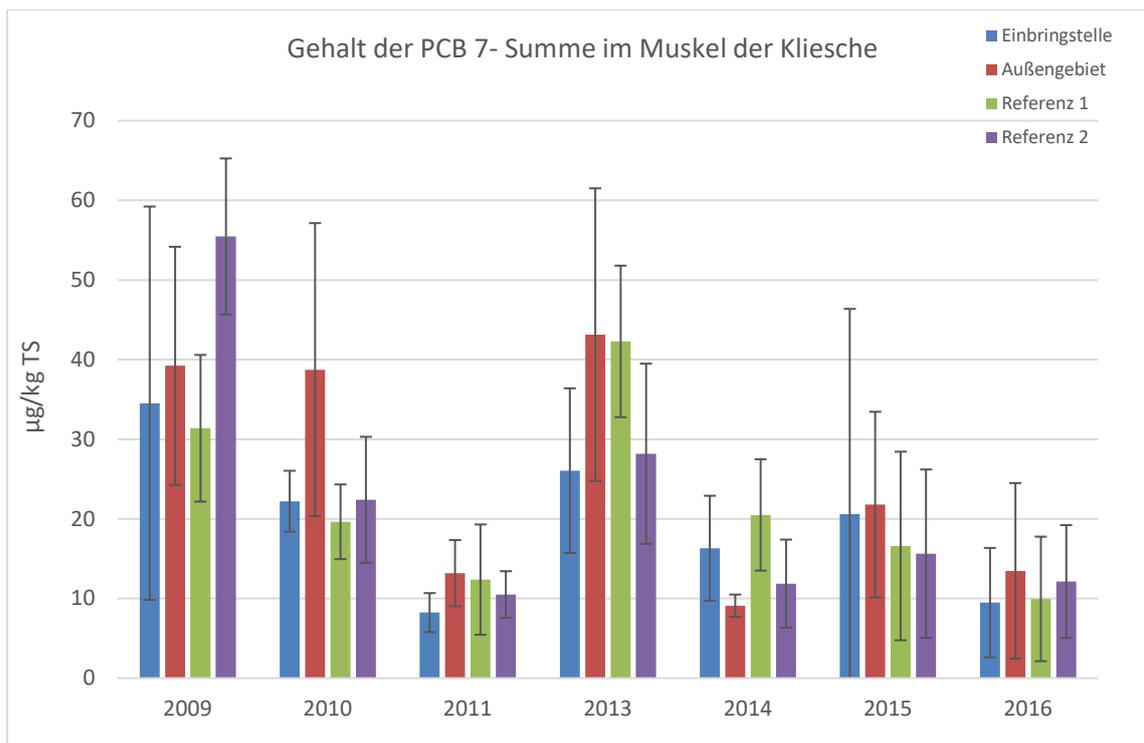


Abbildung 4.7-21 Gehalt der Summe der sieben PCB Kongenere im Muskelgewebe der Kliesche 2009-2016

4.7.4 Bioakkumulation in der Scholle

Die Fischart Scholle (*Pleuronectes platessa*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Da die Befischung des ursprünglich vorgesehenen Organismus, der Muschel *Nucula nitidosa*, als bevorzugte Nahrungsquelle für Plattfische, aufgrund der benötigten Fangmenge nicht realisierbar war, wurde die Scholle im Herbst 2016 in das regelmäßige Monitoringprogramm bei E3 aufgenommen und erstmalig untersucht.

Im Gegensatz zur Kliesche ist die Scholle weniger ortstreu und zeigt ein saisonales Wanderverhalten über weite Distanzen. Aufgrund dieses Wanderverhaltens ist es wichtig, dass die Interpretation der Ergebnisse nicht zu engräumig erfolgt.

a) Probennahme

Die Beprobung der Scholle wurde im Herbst 2016 erstmalig durchgeführt. Als Untersuchungsgebiete werden die vier Gebiete Einbringstelle, Außengebiet, Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4.7-15) verwendet, in denen auch das Klieschenmonitoring durchgeführt wird (Kapitel 4.7.3).

Im Jahr 2016 wurden während einer ausgedehnten Beprobungskampagne mit 70 Dredgenzügen insgesamt nur 77 Schollen gefangen. Die gefangenen Schollen sind teilweise relativ klein und zeigen zu 80 Prozent eine Größe zwischen 15 und 20 cm. Insgesamt reicht das Größenspektrum von 12 bis 32 cm. Der Datensatz besteht sowohl aus männlichen als auch aus weiblichen Tieren. Eine Mindestgröße der zu untersuchenden Schollen, sowie die ausschließliche Verwendung von weiblichen Tieren, konnten aufgrund des geringen Probenumfangs nicht berücksichtigt werden. Diese erste Untersuchung der Schollen ist daher als orientierende Untersuchung zu werten.

Vergleichbar zu den Untersuchungen an den Klieschen ist geplant, das Schollenmonitoring an je 15 Leberproben und 10 Muskelproben pro Gebiet durchzuführen.

Aufgrund der geringen Anzahl von Tieren konnten im Jahr 2016 insgesamt 21 Leberproben gewonnen werden. Dies entspricht einer Stichprobengröße von vier bis sechs Proben pro Gebiet. Pro Probe wurden bis zu 10 Lebern vereint, um eine ausreichende Probenmenge für die Analysen zu erhalten.

Auch für die Gewinnung der Muskelproben mussten Muskeln von kleineren Tieren zu einer Probe vereinigt werden. Von vier größeren Tieren wurden hingegen die Muskeln jeweils doppelt gemessen, um einen größeren Stichprobenumfang für die statistische Auswertung zu erreichen. Insgesamt stehen daher 46 Muskelproben, mit je 10-14 Proben pro Gebiet, für die Untersuchung zur Verfügung.

Der Analysenumfang entspricht prinzipiell dem der Bioakkumulationsuntersuchung in der Kliesche (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Arsen, PCB (Summe 7), DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH, MBT, DBT, TBT, TeBT sowie Lipidgehalt). Für 2016 konnte, trotz des Poolens von bis zu 10 Lebern, nicht ausreichend Material für die Analyse der Schwermetalle und der organischen Zinnverbindungen am Lebergewebe gewonnen werden, so dass die betreffenden Parameter ausschließlich im Muskelgewebe bestimmt wurden.

Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt analog zum Klieschenmonitoring für die Schwermetalle und die organischen Zinnverbindungen bezogen auf die Trockensubstanz und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern zusätzlich auf den Lipidgehalt. Aufgrund

der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben ebenfalls ausschließlich auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet im Vergleich zu den beiden Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bietet Tabelle 4.7-10 und Tabelle 4.7-11. Insgesamt hat die statistische Auswertung angesichts des geringen Probenumfangs und der Berücksichtigung von männlichen und weiblichen Tieren lediglich einen orientierenden Charakter.

Tabelle 4.7-10 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2016

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As				
Cd				
Cu				
Hg				
Pb				
Zn				
MBT				
DBT				
TBT				
TeBT				
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert im Vergleich zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Im **Lebergewebe** der Schollen liegen die mittleren Belastungswerte im Jahr 2016 relativ niedrig und meist deutlich unterhalb der Werte, die im Lebergewebe der Klieschen gemessen wurden. Die Parameter a-HCH, g-HCH, Octachlorstyrol, op-DDE, op-DDT und pp-DDT bleiben unter der Bestimmungsgrenze.

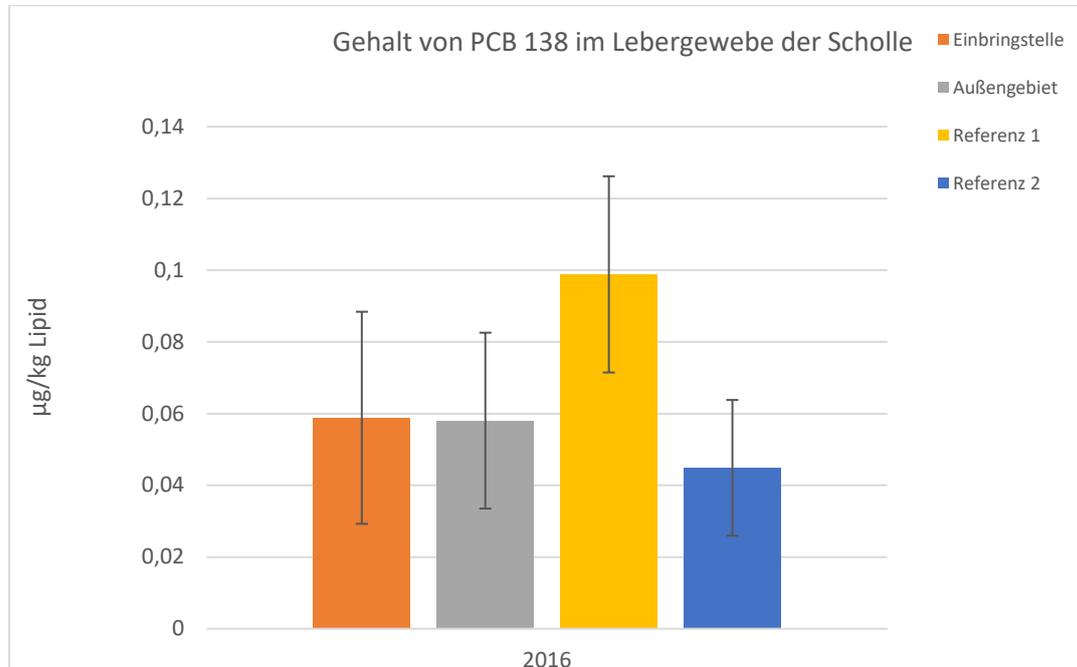


Abbildung 4.7-22 Gehalt von PCB 138 im Lebergewebe der Scholle 2016 (Bezugsbasis Lipid)

Für die Gehalte der PCB Kongenere lassen sich im Lebergewebe der Schollen keine baggergutbedingten Anreicherungen auf der Einbringstelle oder im Außengebiet ableiten. Signifikante Gebietsunterschiede werden lediglich für die Kongenere PCB 138 bzw. 101 festgestellt (Abbildung 4.7-22) – hier sind die Gehalte in den Tieren des Referenzgebietes 1 höher als im Referenzgebiet 2 bzw. als zusätzlich auf der Einbringstelle (PCB 101: $p < 0,01$, PCB 138: $p < 0,05$, beide auf Lipid normiert). Bei den weiteren organischen Schadstoffen verhält es sich ähnlich und es können für keinen der Stoffe (HCB, b-HCH, pp-DDE, opDDD und pp-DDD) signifikante Gebietsunterschiede ermittelt werden. Für die Summe der DDT-Metabolite (Abbildung 4.7-23) liegen die Mittelwerte, wie auch bei den PCB Kongeneren in Referenzgebiet 1, etwas höher als in den anderen drei Gebieten. Für die Analysen der Schwermetalle und Organozinnverbindungen im Lebergewebe stand nicht ausreichend Material zur Verfügung (s.o.).

Im **Muskelgewebe** der Schollen liegen die Parameter PCB 28, PCB 52, Blei, Cadmium, MBT, TeBT op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, HCB, OCS, a-, b-, und g-HCH unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Parameter PCB 101, -118, -138, -153 und -180, pp-DDE, pp-DDD, Arsen, Kupfer, Zink, Quecksilber, DBT und TBT liegen nachweisbare und quantifizierbare Gehalte in den Muskeln vor. Die statistische Auswertung der Parameter in den einzelnen Untersuchungsgebieten ergab in keinem der Fälle eine signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle oder im Außengebiet im Vergleich zu beiden Referenzgebieten (Tabelle 4.7-11).

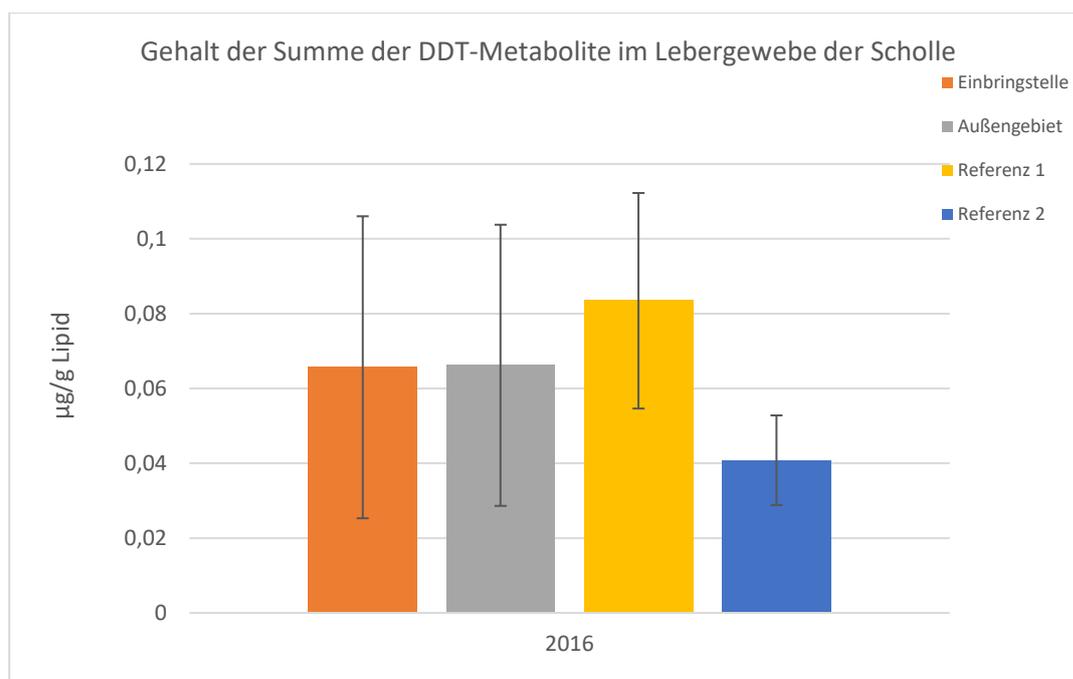


Abbildung 4.7-23 Gehalt der Summe der DDT-Metabolite im Lebergewebe der Scholle 2016 (Bezugsbasis Lipid)

Tabelle 4.7-11 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2016

	Muskel K/U TS	Muskel AU TS	Muskel Lipid K/U	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	ns	ns		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG		
PCB52	BG	BG		
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	BG	BG	BG	BG

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert im Vergleich zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

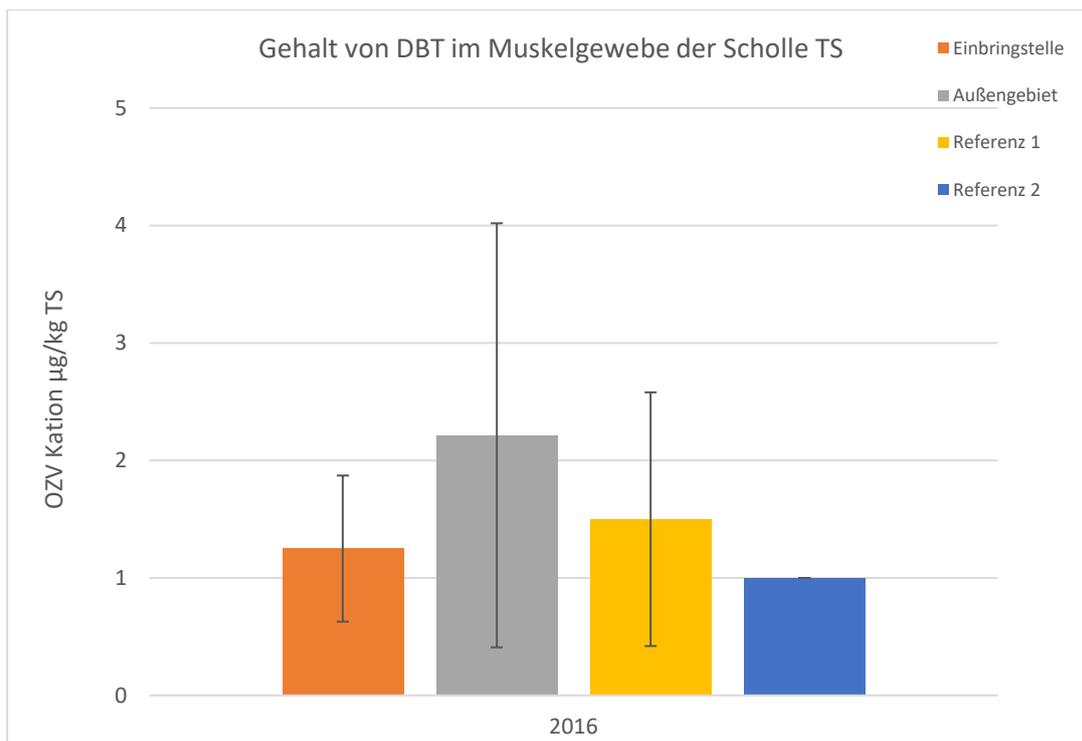


Abbildung 4.7-24 DBT- Gehalt im Muskelgewebe der Scholle 2016

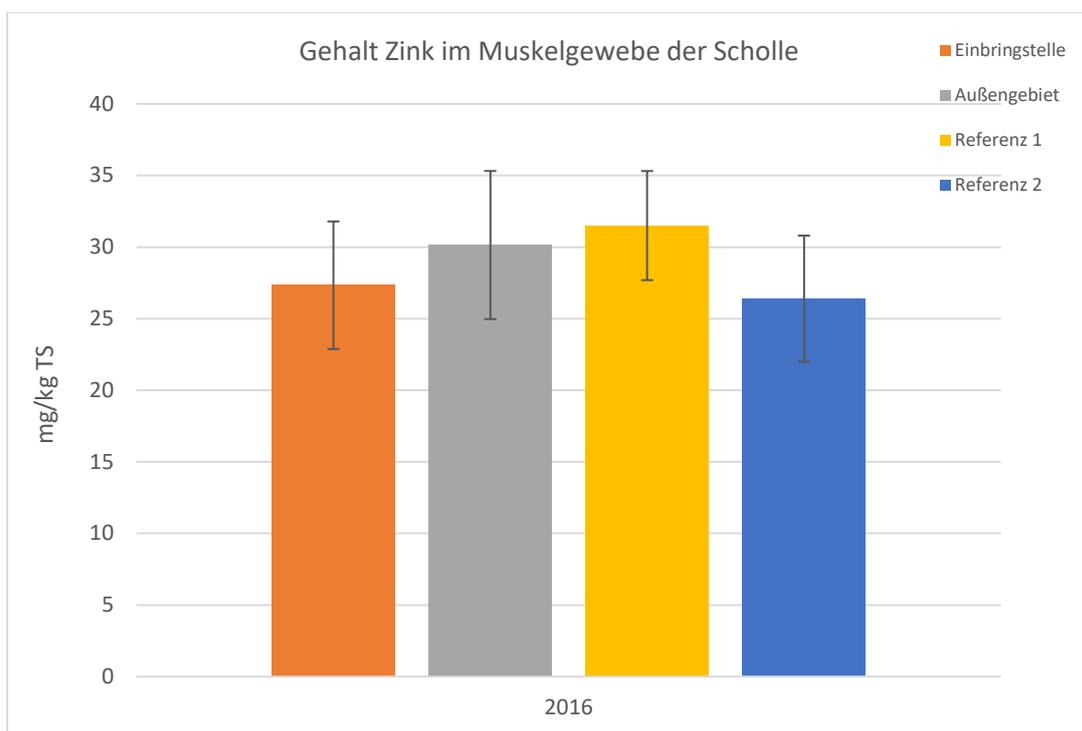


Abbildung 4.7-25 Zink -Gehalt im Muskelgewebe der Scholle 2016

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Da der Datensatz für die Untersuchung der Schollenlebern nur einen sehr begrenzten Umfang hatte, sind diese Werte als erste Orientierung für das Bioakkumulationsverhalten des Organismus zu verstehen. Im Vergleich mit der Datengrundlage, die durch das umfangreiche Monitoring mit der Kliesche zur Verfügung steht, fällt auf, dass die Stoffgehalte in Leber- und Muskelgewebe der Scholle größtenteils unterhalb der Gehalte liegen, die im jeweiligen Gewebetyp der Kliesche gemessen wurden. Dies gilt für alle PCB Kongenere, HCB, a-, b- und g-HCH, OCS und alle DDT-Metabolite im Lebergewebe sowie alle PCB Kongenere, pp-DDE sowie Arsen im Muskelgewebe. Eine Erklärung hierfür könnte das relativ junge Alter der gefangenen Schollen bieten, welches im Mittel bei 1,5 Jahren liegt (siehe Anhang Anlage A-5). Andererseits konnte ein eindeutiger, positiver Zusammenhang zwischen Alter und Bioakkumulation speziell für die organischen Schadstoffe bei den Klieschen bislang nicht belegt werden, auch liegen die Gehalte für pp-DDD in Scholle und Kliesche auf einem vergleichbaren Niveau. Hinweise für eine moderate Alter-Schadstoff-Korrelation wurden bislang für Arsen und Quecksilber in beiden Gewebetypen der Kliesche abgeleitet. In der Scholle liegen die Belastungswerte für Arsen im Muskel nur unwesentlich unterhalb der Belastungswerte der Kliesche bzw. auf einem vergleichbaren Niveau was Quecksilber betrifft. Eine Erklärung über das Alter kann hier also nicht allein für die geringeren Belastungswerte in den Schollen herangezogen werden.

Dagegen spricht auch, dass die Werte für DBT (Abbildung 4.7-24) und Zink (Abbildung 4.7-25) im Muskelgewebe der Schollen etwas über den Werten, die im Muskelgewebe der Klieschen (hier für DBT weitgehend unter der Bestimmungsgrenze, für Zink < 20 mg/kg) gemessen wurden, liegen. Ob dies auf das Einbeziehen von männlichen Fischen in die Untersuchung zurückgeführt werden kann oder einen arttypischen Unterschied darstellt, muss in den zukünftigen Untersuchungen beobachtet werden. Möglich ist auch, dass die Scholle durch ihr stärkeres Wanderverhalten andere Nahrungsgebiete erschließt, die andere Belastungsmuster als das Gebiet bei E3 zeigen.

Für keinen der untersuchten Parameter im Leber- oder Muskelgewebe der Scholle wurden baggergutbedingte Anreicherungen auf oder außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

4.7.5 Bioakkumulation in der Krabbe

Nordseegarnelen (*Crangon crangon*), regional auch Granat oder Krabbe benannt, sind benthisch lebende Organismen, die sich räuberisch sowohl von kleineren Invertebraten als auch von Aas ernähren. Die Nordseegarnele zeigt ein saisonales Wanderverhalten: Im Sommerhalbjahr hält sie sich vorwiegend in Flussmündungsgebieten und Wattengebieten auf, im Winter wandert sie in tiefere Wasser, um sich vor der Kälte zu schützen.

a) Probennahme

Im Schlickfallgebiet bei E3 kann durch das extensive Schlickvorkommen aus technischen Gründen keine Befischung der Nordseegarnele mit realem Fanggeschirr durchgeführt werden. Auch wurden bislang nur wenige Individuen bei verschiedenen Probennahmen gesichtet, was möglicherweise auch auf das saisonale Wanderverhalten der Art zurückzuführen ist.

Für die Beprobung des Organismus wird daher als Untersuchungsgebiet die Norddeutsche Küste von der Elbmündung bis zu den nordfriesischen Inseln herangezogen (Abbildung 4.7-26).

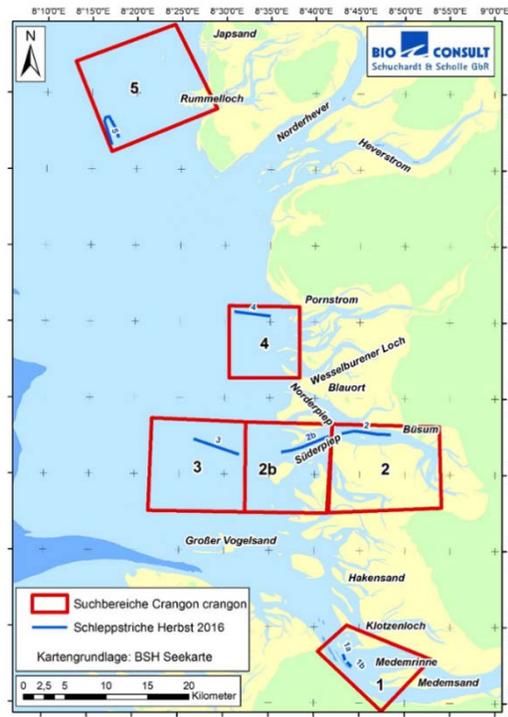


Abbildung 4.7-26 Untersuchungsgebiet Nordseegarnelenmonitoring

Die Krabben wurden im Jahr 2016 erstmalig beprobt. Die Probennahme erfolgte mit realem Fanggeschirr im November 2016. Das Jahr 2016 zeichnete sich generell durch sehr geringe Fangmengen aus, was auf ein sehr hohes Vorkommen des Wittlings in diesem Jahr zurückgeführt wird, der die Nordseegarnele als Nahrungsquelle bevorzugt. So belief sich nicht nur allgemein die Ausbeute kommerzieller Krabbenfischer auf einem niedrigen Niveau, sondern ebenso die Ausbeute der Krabben-Monitoringausfahrt. Pro Gebiet stand aber ausreichend Material (500 g) für die Analysen zur Verfügung.

Die Proben werden, wie die übrigen Organismen, an denen im Rahmen des E3-Monitorings die Bioakkumulation untersucht wird, ungebrüht analysiert. Dies erschwert jedoch möglicherweise die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit Untersuchungen der Lebensmittelüberwachung, die Nordseegarnelen als Nahrungsmittel im gebrühten Zustand untersuchen. Eventuell können so bei leicht flüchtigen Schadstoffen andere Schadstoffgehalte gemessen werden als bei ungebrühtem Material. Für die Analysen werden Kopf und Panzer der Tiere entfernt und die gewonnene Muskelmasse analysiert.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt aufgrund des geringen Fettgehalts von maximal 3,1% bezogen auf die Trockensubstanz (TS). Die Analysen finden an Nordseegarnelen aus sechs Gebieten statt (Abbildung 4.7-26). Die Gebiete sind das Elbmündungsgebiet bei Cuxhaven (Gebiet 1 a und b für zwei getrennte Hols), das Wattenmeer vor Bösüm (Gebiet 2), weiter westlich entlang des Süderpieps (Gebiet 2b) und in Richtung offene Nordsee im Einzugsgebiet von Elbe und Eider (Gebiet 3). Das Gebiet 4 befindet sich entlang der Küste an der Eidermündung vor dem Wessel-

burener Loch, das Gebiet 5 befindet sich vor Pellworm. Ein direkter Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Gebiete ist sehr unwahrscheinlich. Ein Einfluss auf die Schadstoffqualität in den Gebieten ist aus den Mündungsgebieten der Flüsse Elbe, Miele und Eider zu erwarten. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die verschiedenen Schadstoffgruppen, um die qualitativen Unterschiede zwischen den Gebieten darzustellen. Die Gebiete sind hierfür so angeordnet, dass der abnehmende Einfluss der Elbfahne sichtbar wird.

b) Gebietsvergleich

Ein statistischer Gebietsvergleich ist aufgrund des Vorliegens nur einer Probe pro Gebiet nicht möglich. Die Daten werden daher rein qualitativ betrachtet.

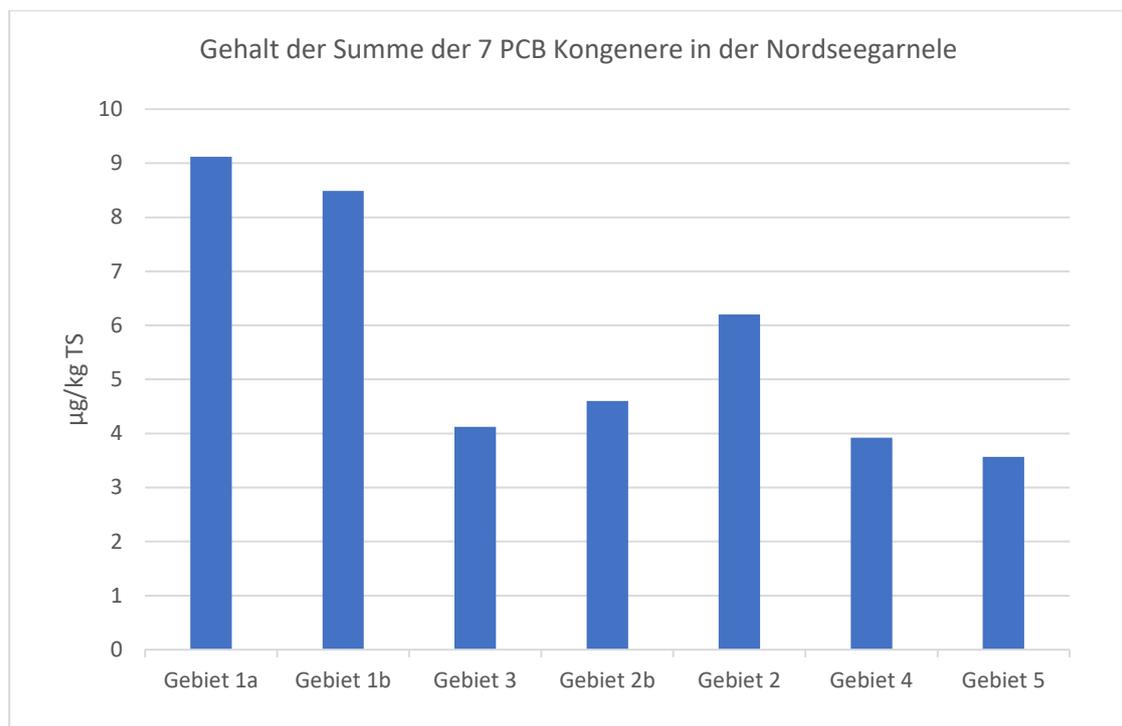


Abbildung 4.7-27 Stoffgehalte der Summe der 7 PCB Kongenere in der Nordseegarnele im Jahr 2016

Die Parameter PCB 28, -52 und -101, Blei, MBT, TeBT, OCS, HCB, die HCH-Isomere, op-DDD, op-DDE, op-DDT und pp-DDT sowie weitgehend auch das pp-DDD liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die meisten übrigen Schadstoffe bilden erwartungsgemäß den Einfluss der Elbfahne ab. So ist beispielsweise für die quantifizierbaren organischen Schadstoffe, hier am Beispiel der Summe der PCB Kongenere abgebildet (Abbildung 4.7-27), zu sehen, dass die Tiere mit den höchsten Werten in der Elbmündung (1a,b) gefangen wurden, während im weiter nördlich liegenden Gebiet (3) die Gehalte geringer sind. Direkt im Einzugsbereich der Büsumer Küste (2) liegen die Belastungswerte in den Nordseegarnelen wieder etwas höher (2), für die Fanggebiete weiter nördlich (4, 5) werden wieder geringere Belastungswerte gemessen. Der Lebensmittel-Richtwert von 75 µg/kg Frischgewicht wird in allen Proben sehr deutlich unterschritten.

Die Stoffgehalte der Metalle Kupfer und Quecksilber (Abbildung 4.7-28) zeigen ein ähnliches Muster, während die Cadmiumgehalte nur in Gebiet 1 geringfügig höher liegen als in den anderen

Gebieten. Die Stoffgehalte der weiteren Metalle sind innerhalb der Gebiete ähnlich. Die Lebensmittel-Richtwerte werden auch bei den Metallgehalten in den Krabben in keiner Probe erreicht.

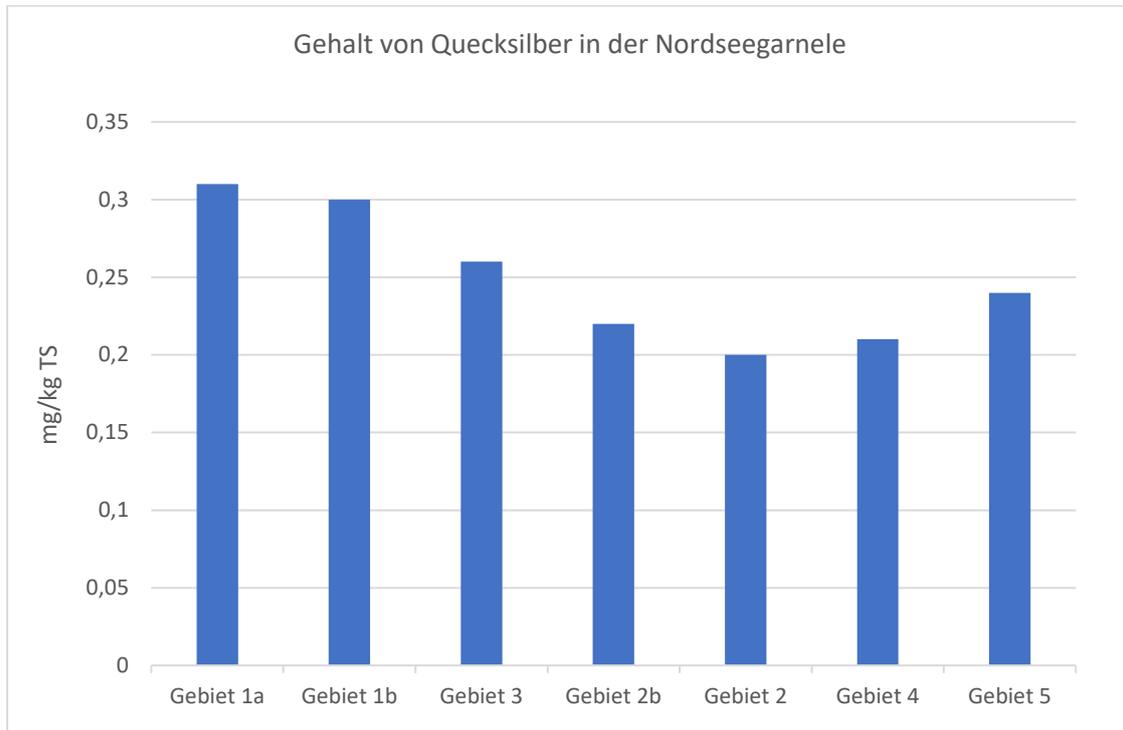


Abbildung 4.7-28 Gehalt von Quecksilber in der Nordseegarnele in 2016

Am besten wird der Einfluss der Elbfahne bei der zinnorganischen Verbindung TBT (Abbildung 4.7-29) deutlich. Hier ist ein kontinuierlich abnehmender Trend der Stoffgehalte von der Elbmündung bis Gebiet 5 sichtbar. Dieser Verlauf wurde mit sehr ähnlichen Werten auch durch eine Untersuchung im Jahr 2009 an der Nordseegarnele von Verhagen et al. (2012) vorgestellt und ebenfalls mit dem abnehmenden Einfluss der Elbfahne erklärt.

Ein Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 kann anhand der Daten nicht festgestellt werden.

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die vorliegende erste Untersuchung zur Bioakkumulation in der Nordseegarnele ist als orientierende Analyse zu werten. Die Werte nehmen von der Elbmündung nach Norden hin ab. Lebensmittelrichtwerte werden nicht überschritten.

Ein Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Bioakkumulation von Schadstoffen in der Nordseegarnele kann auf Grundlage der Daten nicht hergestellt werden.

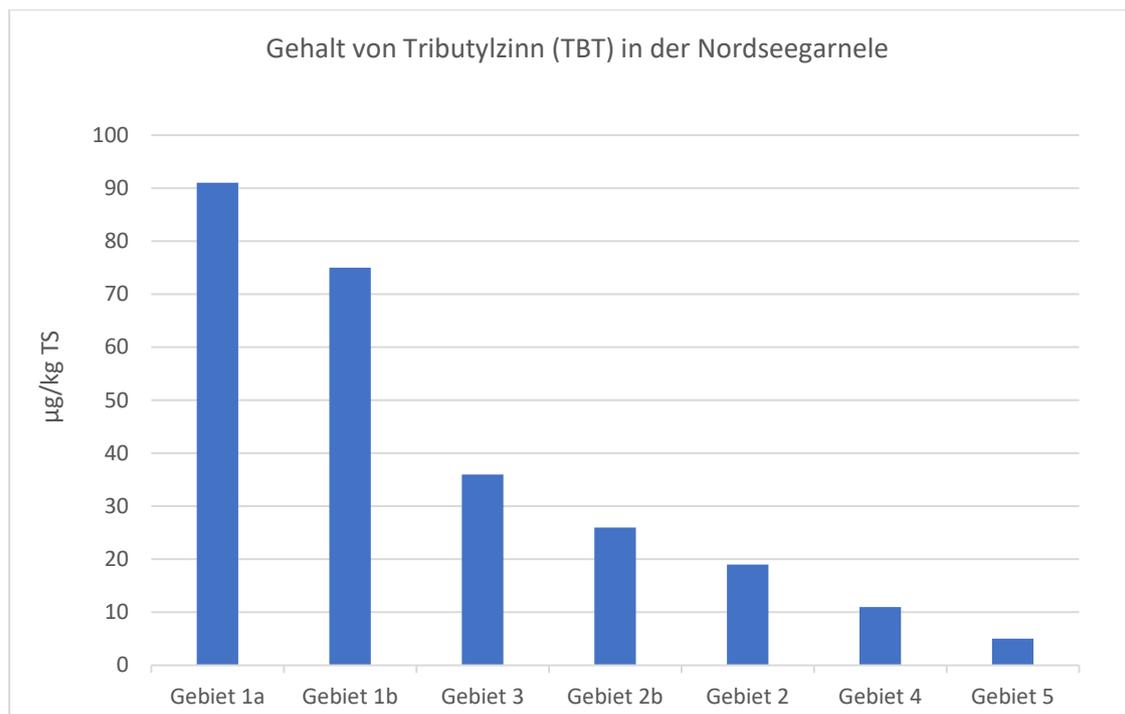


Abbildung 4.7-29 Gehalte von TBT in der Nordseegarnele in 2016

4.7.6 Bewertung der EAC- und ERL-Werte sowie der UQN (Zusammenfassung des BfG Berichts Anhang A-6)

Schadstoffgehalte in marinen Sedimenten und Biota aus dem Nordostatlantik werden im Rahmen von Auswertungen durch OSPAR mit Environmental Assessment Criteria (EAC), Effect Range Low-Werten (ERL) sowie Lebensmittelhöchstgehalten bewertet (OSPAR, 2009). Kriterien liegen nur für wenige Schadstoffe vor. Die UQN (Umweltqualitätsnormen) der OGewV entsprechen Konzentrationen, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden sollten. Die Bewertung der EAC- bzw. ERL-Werte sowie der UQN der OGewV für Sedimente und Biota wurde für die Jahre 2015 und 2016 von der BfG vorgenommen. Die Auswertung der BfG wird diesem Bericht angehängt (s. Anlage A-6).

Für die Bewertung von Schadstoffgehalten in Sedimenten verwendet OSPAR EAC-Werte z.Zt. nur für PCB. Gehalte der Schwermetalle und der PAK in Sedimenten, für die eine Verwendung der derzeit vorliegenden EAC-Werte von OSPAR nicht empfohlen wurde oder denen Werte fehlen, werden anhand der U.S. EPA entwickelte Effect Range Low-Werte (ERL) bewertet, bis geeignete EAC-Werte zur Verfügung stehen.

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien für Sedimente wurde für Quecksilber in nahezu allen und für PCB 118 in allen Teilbereichen festgestellt. Überschreitungen dieser beiden Schadstoffe wurden bereits bei vorhergehenden Untersuchungen und in allen Teilbereichen ebenfalls ermittelt, so dass von einer weiträumigen, durch die Baggeregutverbringung unabhängigen Belastung auszugehen ist. Die OSPAR-Kriterien für PAK, Blei und Cadmium sowie die UQN für Sedimente für PCB, Arsen, Chrom, Kupfer und Zink sowie für zinnorganische Proben wurden in allen Teilgebieten eingehalten.

Die in Biota gemessenen Schadstoffgehalte wurden nach den von OSPAR empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen Kriterien gegenübergestellt (OSPAR 2009). Die Messergebnisse wurden außerdem mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) der EG-WRRL verglichen, s. OGewV (2011, 2016). Für Muscheln und Fische wurden für PCBs und Schwermetalle unterschiedliche EAC-Werte abgeleitet. EAC-Werte für TBT liegen nur für Muscheln vor (OSPAR 2014). Entsprechende EAC-Werte für Schnecken stehen jedoch nicht zur Verfügung. Die Untersuchungsergebnisse der Wellhornschnecke werden hilfsweise gegen die Kriterien für Muscheln verglichen. Für die PAK-Gehalte in Muscheln liegen EAC-Werte vor.

In den untersuchten Organismen überschritten 2016 einzelne Analyte die Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und UQN nach OGewV (2011,2016): In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN nach der OGewV (2011, 2016) führt. Weitere Überschreitungen wurden flächendeckend für PCB 118 und PCB138 in der Wellhornschnecke und für PCB 118 in der Kliesche (Leber und Muskel) in allen Teilgebieten festgestellt. Darüber hinaus wurden – ebenfalls flächendeckend und in Übereinstimmung mit den Befunden aus den Vorjahren - im Jahr 2016 die Lebensmittel-Höchstgehalte der Pfeffermuschel bei Blei ermittelt. Weitere Überschreitungen wurden nicht festgestellt. Die Lebensmittel-Höchstgehalte in Fischen und Wellhornschnecken für Quecksilber, Blei und Cadmium wurden in allen Teilgebieten eingehalten (s. Anlage A-6).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Sedimenten Überschreitungen des ERL für Quecksilber und des EAC für PCB 118 bei den Beprobungen 2016 in nahezu allen Teilbereichen festgestellt wurden. Überschreitungen wurden bereits bei vorhergehenden Untersuchungen und in allen Teilbereichen ebenfalls festgestellt.

In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt. Der gute chemische Zustand wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht.

Im gesamten untersuchten Bereich können generell unabhängig von den betrachteten Verbringungen negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt durch die betrachteten Schadstoffe auftreten.

Neue Umweltqualitätsnormen (UQN) in Biota

Nach Maßgabe 2.29 ist zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.

Für Messungen einiger dieser Stoffe in Biota liegen derzeit nur wenige Erfahrungen vor. Um Erkenntnisse im Einzugsgebiet der Elbe zu sammeln und eine bestmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde auf Beschluss der FGG Elbe (Flussgebietsgemeinschaft Elbe) die Durchführung von koordinierten Untersuchungen in den vorgegebenen Biota im Rahmen des koordinierten Elbemessprogrammes (KEMP) 2016 an 17 Messstellen in der Elbe und den wichtigsten Nebenflüssen festgelegt (FGG, 2018b). Dieses Untersuchungsprogramm umfasst sowohl Fische (Brassen, Döbel, Flussbarsch, Stint und Flunder) und Muscheln (*Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, *Mytilus edulis*).

In der Monitoring-AG wurde beschlossen, die Ergebnisse dieses Programms zur Prüfung zu nutzen, für welche der acht neuen Schadstoffe / Schadstoffgruppen maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulation zu erwarten ist um die erforderlichen Messungen dann anschließend festzulegen und in das Monitoringprogramm zu integrieren.

Für das Jahr 2016 wurde darüber hinaus das Messprogramm um PAK-Gehalte in der Pfeffermuschel erweitert. Für die PAK-Verbindungen Fluoranthen und Benzo-a-pyren sind zwei der acht neuen UQN in Biota festgelegt, die in Weichtieren zu bestimmen sind und im Rahmen des KEMP in Muscheln gemessen werden. Die ermittelten Werte reichen für Fluoranthen von 1,2 bis 3,2 µg/kg Frischgewicht (Gebietsmittel). Die UQN von 30 µg/kg Frischgewicht (OGewV 2016) ist damit eingehalten. Gleiches gilt für Benzl(a)pyren mit einer UQN von 5 µg/kg Frischgewicht und Werten aus dem Jahr 2016 von 0,8 bis 2,0 µg/kg Frischgewicht pro Teilgebiet und Termin. Eine genauere Auswertung der PAK-Gehalte in Muscheln wird im E3-Jahresbericht der HPA für das Jahr 2017 zusammen mit den Ergebnissen aus dem KEMP-Programm erfolgen.

4.8 Untersuchungen der Wasserphase

Zugrundeliegende Maßgaben

Maßgabe 2.24: *Die Erfassung des Sauerstoffgehaltes, der Nährstoffe und des Phytoplanktons ist in das künftige Monitoringprogramm zu integrieren. Die durchzuführende Untersuchungs-frequenz wird im Rahmen der Monitoring-AG abgestimmt.*

Im Jahr 2016 wurde eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase durchgeführt, die die Erfassung des Sauerstoffgehalts, der Nährstoffe sowie des Phytoplanktons beinhaltet. Die Frequenz der Untersuchungen wird im Rahmen der Monitoring AG abgestimmt und soll laut Beschluss der Monitoring AG vom 18.12.2018 fortan alle 3 Jahre innerhalb der Vegetationsperiode mit drei bis fünf Fahrten an den Stationen Elbe I-IV sowie E3 mit Messungen des Sauerstoffs, der Nährstoffe sowie Untersuchungen zum Phytoplankton stattfinden. Zusätzlich soll jährlich eine Messfahrt entlang des Transektes im Sommer (August oder September) an drei Stationen des Elbeschnitts (Elbe II, Elbe III und E3) stattfinden.

Maßgabe 2.25: *Vor der ersten Einbringung ist eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase durchzuführen, bei der neben Nährstoffen und Trübung auch die Parameter zur Ermittlung des chemischen Zustands, insbesondere die prioritären Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung bei diesbezüglich bestehenden Belastungen der von den Baggerungen betroffenen Bereiche der Landeshafengewässer (ggf. im Rahmen der Freigabebeprobungen zu ermitteln), untersucht werden.*

Vor dem Einsetzen der Verbringung wurde im Mai und Juni 2016 eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase durchgeführt, die die Erfassung der Nährstoffe, des Phytoplanktons des Sauerstoffs und der Trübung beinhaltet hat. Die Beprobung wurde an den Stationen Elbe I-IV und E3 jeweils an der Wasseroberfläche sowie in Bodennähe durchgeführt.

Die im Hamburger Bereich relevanten der prioritären Stoffe in der Wasserphase nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) wurden vom Landesamt für Hygiene und Umwelt benannt. Diese sind: TBT, Hexachlorbenzol, Summe Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen, Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren sowie Quecksilber. Die Erfassung der organischen Parameter erfolgte in Wasserproben, die während der Schnitffahrt des AWI im Mai 2016 entnommen wurden. Für die Ermittlung der Quecksilberkonzentration in der Wasserphase wurde auf Daten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zurückgegriffen. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen der OGewV von 2011 und von 2016 in der Wasserphase wurden lediglich bei PAK-Verbindungen festgestellt (Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren für die OGewV von 2011 sowie Fluoranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen für die OGewV von 2016). Die räumliche Verteilung dieser Konzentrationen, die von der Elbmündung Richtung Helgoland deutlich abnehmen, zeigen an, dass es sich hier um Einträge aus der Elbe handelt. Die Substanzen PFOS und Heptachlor, für die ab dem 22. Dezember 2018 eine UQN in der Wasserphase gültig ist, konnten noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden.

Maßgabe 2.26: *Bei Anhaltspunkten oder Erkenntnissen zu temporären Sauerstoffdefiziten in den Einbringbereichen (s. Ziffer A 1) sind im jeweils genutzten Einbringbereich die Sauerstoffgehalte an geeigneten noch abzustimmenden Messstellen, durch Vertikalprofilmessungen zu überprüfen mit dem Ziel, zusätzliche maßnahmenbedingte, Sauerstoffabsenkungen während lang anhaltender Schichtungsverhältnisse mit bereits kritischen bodennahen Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l zu vermeiden. Bei Nachweis von Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l*

darf kein Baggergut eingebracht werden, das die Sauerstoffsituation weiter verschlechtert. Darüber hinaus sind wegen der beantragten Intensivierung der Einbringungen die Sauerstoffgehalte im Einbringbereich und deren evtl. maßnahmenbedingte Absenkung mittels mehrtägig kontinuierlich und in verschiedenen Wassertiefen eingesetzten Multiparametersonden oder durch Messungen, die die Entladung der Hopperbagger begleiten, zu überprüfen.

Im Jahr 2016 konnten bei Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt werden. Während der im Jahr 2016 durchgeführten ADCP Kampagne wurden mehrtägige Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonden und Treibbojen in verschiedenen Wassertiefen durchgeführt, die die Entladung der Hopperbagger begleitet haben, um eventuelle Absenkungen der Sauerstoffkonzentration durch die Baggergutenladung aufzuzeichnen. Es wurden kein Einfluss auf das Sauerstoffregime festgestellt.

4.8.1 Untersuchungen der Wasserphase: Erfassung von Sauerstoff, Trübung, Nährstoffen und des Phytoplanktons im Elbeschnitt

Zu den Anforderungen, die das Land Schleswig-Holstein als Voraussetzung für eine Sedimentverbringung nach E3 formuliert hat, gehört die Überwachung des Sauerstoff- und Nährstoffgehalts in der Wasserphase bei E3. Zielsetzung dieser Monitoring-Kampagne ist die Gewinnung von Erkenntnissen über mögliche regionale Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die gelösten Nährstofffraktionen, suspendierten Feststoffe, den Sauerstoffgehalt sowie das Phytoplankton in der Wasserphase. Dafür sollte auch eine Untersuchung vor dem ersten Einbringen von Baggergut nach der neuen Zulassung stattfinden.

a) Probennahme

Im Jahr 2016 fanden insgesamt sechs Messfahrten zwischen Mai und Oktober 2016 an fünf Stationen statt. Die Messkampagnen wurden durch das Alfred-Wegener-Institut durchgeführt, die Lage der Stationen entsprechen dem regulären Monitoring der Nordseeschnittfahrten („Elbeschnitt“) des Alfred-Wegener-Instituts (Abbildung 4.8-1), wobei die Position E3 aufgrund eines Fehlers etwa 2 km östlich zum eigentlichen Klappzentrum angefahren wurde. Die Entwicklungen im Wasserkörper des Untersuchungsgebiet können durch die beprobten Stationen dennoch gut abgebildet werden. Die Aufnahme der chemisch-physikalischen Parameter Temperatur, Salzgehalt, Trübung sowie Sauerstoffgehalt erfolgte mittels Sonden im Tiefenprofil in jeweils 5-20 cm Schritten. Für die Untersuchung der Nährstoffe (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, Silikat) und des pH-Werts wurden an jeder Station an der Oberfläche und 1-3 m über dem Meeresboden Schöpfproben entnommen. Im Oktober konnten keine Schöpfproben in Bodennähe entnommen werden, da der Schöpfer defekt war. Um einen weiteren Anhaltspunkt für die Trübung des Wasserkörpers zu bekommen wurde die Sichttiefe anhand einer Secchi-Scheibe bestimmt. Die Oberflächenwasserproben wurden auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons untersucht.

Während die Monate Mai und Juni den Zeitraum vor dem ersten Einbringen des Baggerguts repräsentieren, wurden die Profile von Juli-Oktober parallel zur Baggergutverbringung gemessen... Für die Algenbiomasse, die Zellzahlen des Phytoplanktons, die Nährstoffdaten und die Secchi-Tiefe wurden zusätzlich ein statistischer Gebietsvergleich durchgeführt. Die Ergebnisse sind jedoch durch die Stichprobengröße pro Station (n= 6) nur als orientierende Angabe zu werten.

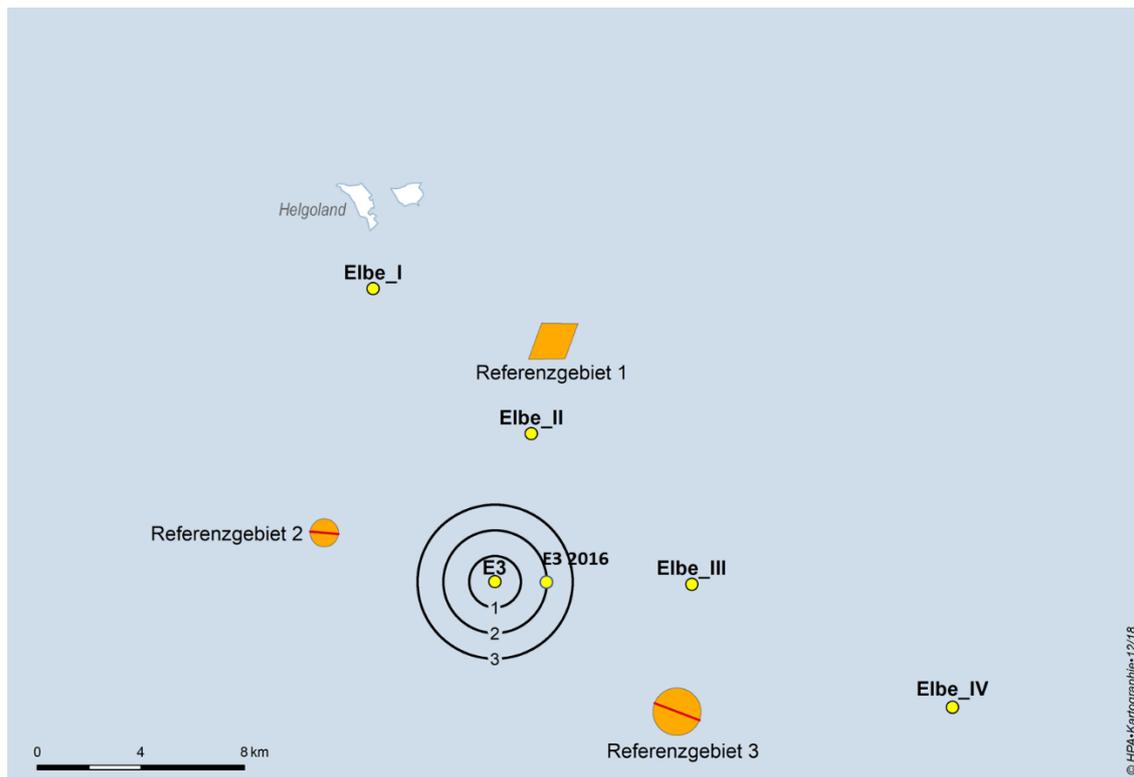


Abbildung 4.8-1 Karte des „Elbe-Schnitts“ der AWI-Messfahrten. Im Jahr 2016 wurde die Position E3 wegen eines Fehlers ca. 2km östlich zum eigentlichen Klappzentrum genommen. Die Position ist in der Abbildung als E3 2016 benannt, im Text wird die Bezeichnung E3 verwendet.

b) Gebietsvergleich

Sauerstoff und Trübung

Die Ergebnisse der Trübung zeigen an allen Stationen und zu allen Zeitpunkten einen relativ gleichförmigen Verlauf. Die Werte liegen im Mittel zwischen 1,0-4,7 FTU. Insgesamt liegen die Werte für die Stationen Elbe II, E3, Elbe III und Elbe IV geringfügig höher als an der Station Elbe I, was auf den Einfluss der Elbfahne bzw. den Einfluss der Gezeitenströme zurückgeführt werden kann (Abbildung 4.8-2). Unterschiede in der Trübung vor oder nach dem Einsetzen der Baggergutverbringung (hier Juni und Juli) im Jahr 2016 sind nicht ersichtlich.

Diese Einflüsse können ebenfalls für die Sichttiefe festgestellt werden. Die Station Elbe I unterscheidet sich hier signifikant von den Stationen Elbe III und IV, die stärker dem Einfluss der Elbe unterliegen (Abbildung 4.8-3). Keine signifikanten Unterschiede mit anderen Gebieten bestehen für die Station E3.

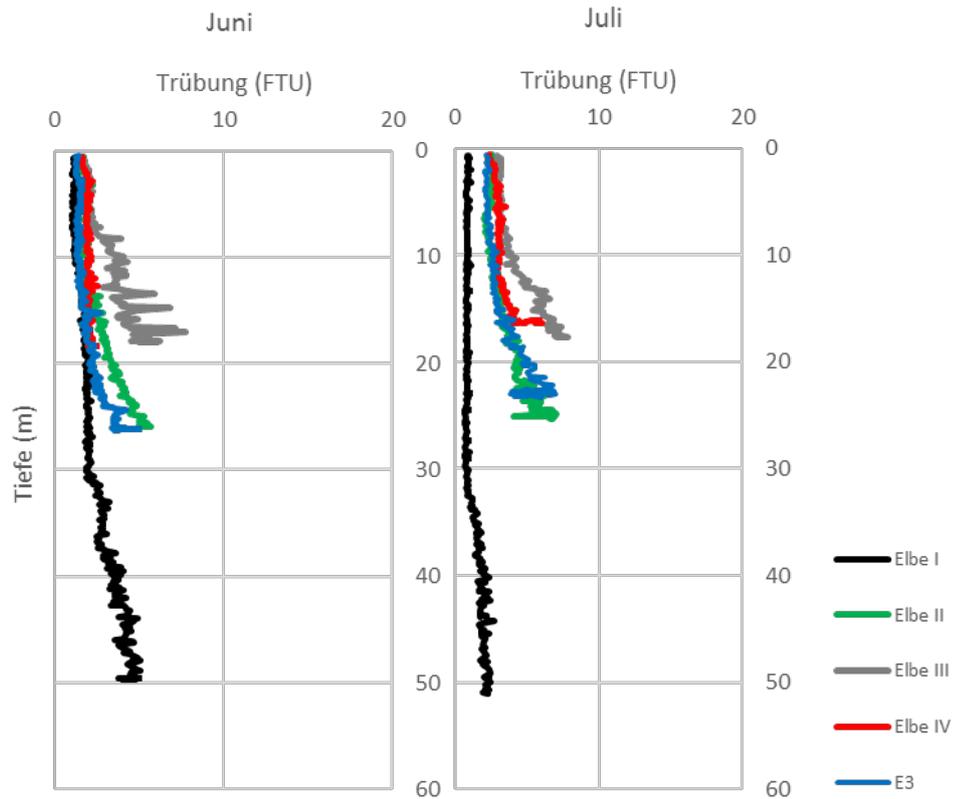


Abbildung 4.8-2 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im Juni (vor Beginn der Baggergutverbringung) und im Juli (nach Beginn der Baggergutverbringungen) 2016

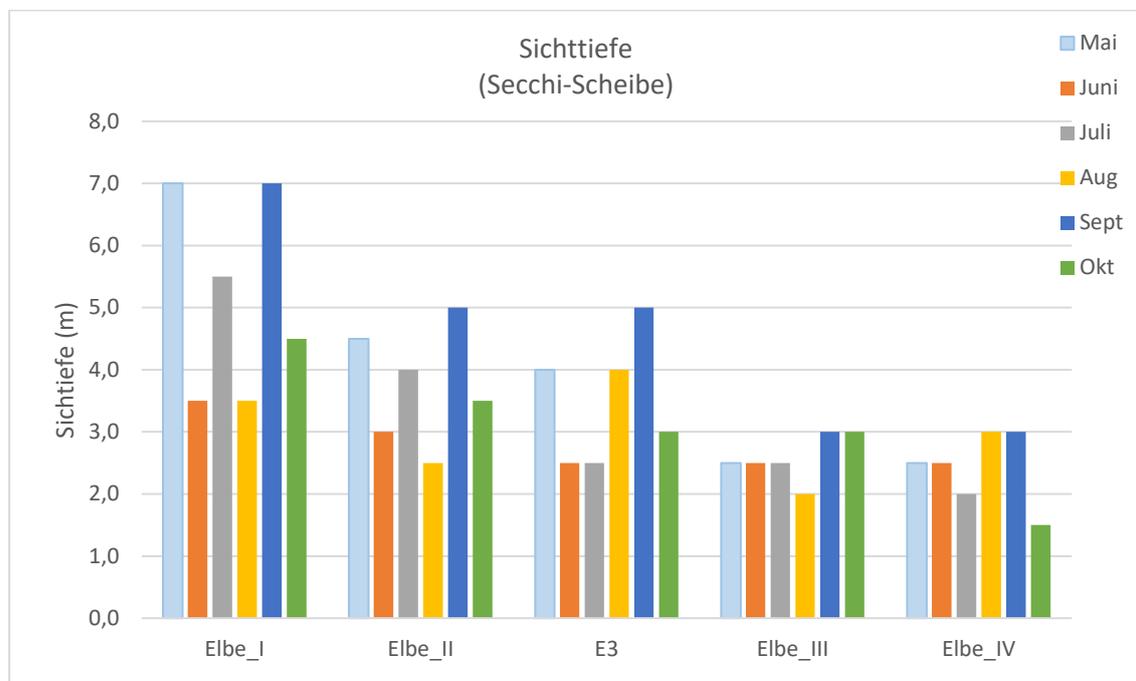


Abbildung 4.8-3 Sichttiefe an den untersuchten Messstationen von Mai-Oktober 2016

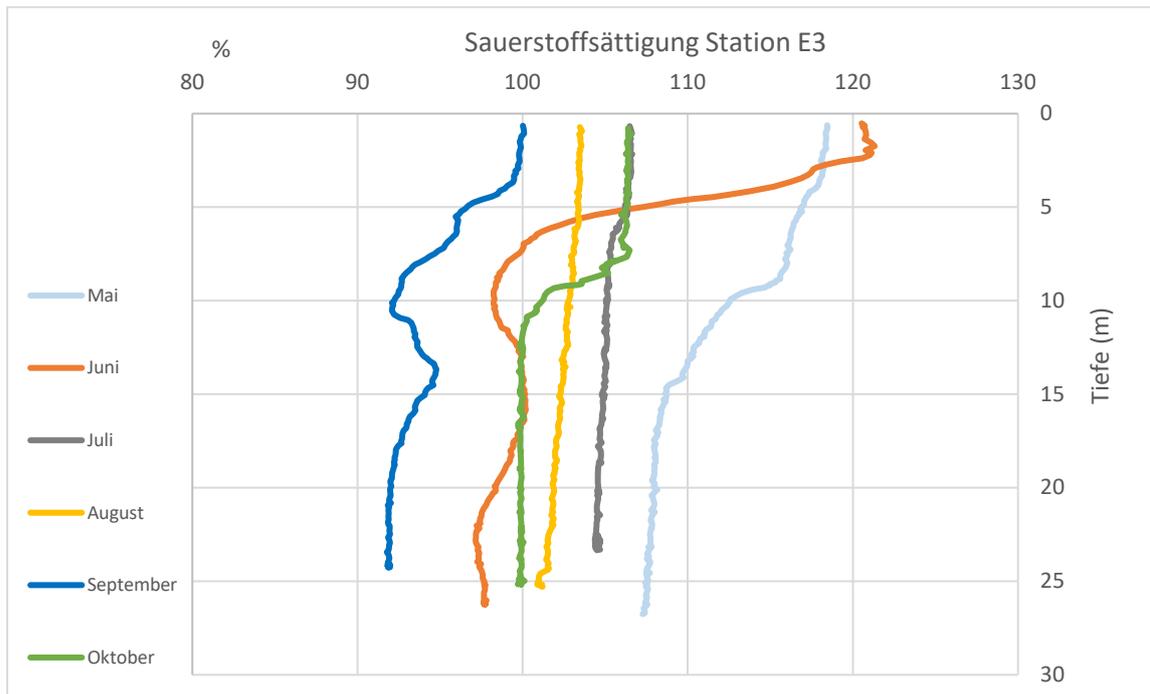


Abbildung 4.8-4 Tiefenprofil der Sauerstoffsättigung (%) an der Messstation E3 Mai-Oktober 2016

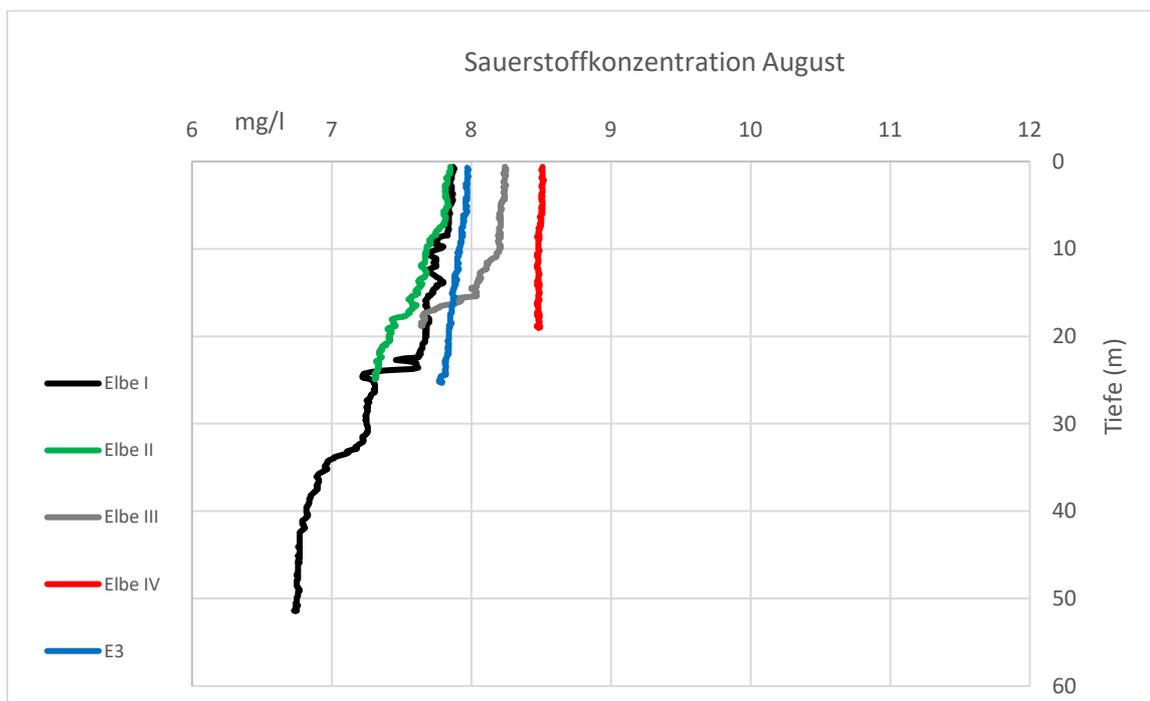


Abbildung 4.8-5 Sauerstoffgehalte (mg/l) an den einzelnen Messstationen im August 2016

Die Sauerstoffprofile zeigen keine Auffälligkeiten und sind gut miteinander vergleichbar. Im oberflächennahen Wasser liegt die Sauerstoffsättigung an allen Stationen meist bei über 100 %, während in den tieferen Wasserschichten im Juni und September die Sauerstoffsättigung zwischen 90 und 100% liegt und somit einerseits auf eine Schichtung des Wasserkörpers verweist, andererseits aber auch die erhöhte Algenentwicklung im Juni belegt (siehe unten). Die Sauerstoffprofile an der Station E3 zeigen für den Untersuchungszeitraum von Mai bis Oktober 2016 Sauerstoffsättigungswerte zwischen 90 und 120 % (Abbildung 4.8-4) und liegen zu allen Messzeiten kontinuierlich oberhalb eines Sauerstoffgehalts von 7 mg/l. Die Sauerstoffdaten aller Stationen sind sehr gut miteinander vergleichbar wie in Abbildung 4.8-5 exemplarisch für den August 2016 dargestellt. Einen Hinweis auf einen baggergutbedingten Einfluss auf den Sauerstoffgehalt ist auf Grundlage der Daten nicht ersichtlich.

Nährstoffe

Die Nährstoffkonzentrationen an einzelnen Stationen in der Nordsee hängen stark von den vorherrschenden Strömungen und der Entwicklung des Algenwachstums ab. So kommt es im Untersuchungszeitraum zu relativ hohen Fluktuationen der einzelnen Nährstoffgehalte. Exemplarisch dargestellt sind die Ammoniumkonzentrationen und die Phosphatkonzentrationen für den gesamten Zeitraum an der Oberfläche (Abbildung 4.8-6 und Abbildung 4.8-7) und in Bodennähe (Abbildung 4.8-8 und Abbildung 4.8-9). Die übrigen Parameter sind in den Tabellen A-29 und A-30 im Anhang einsehbar.

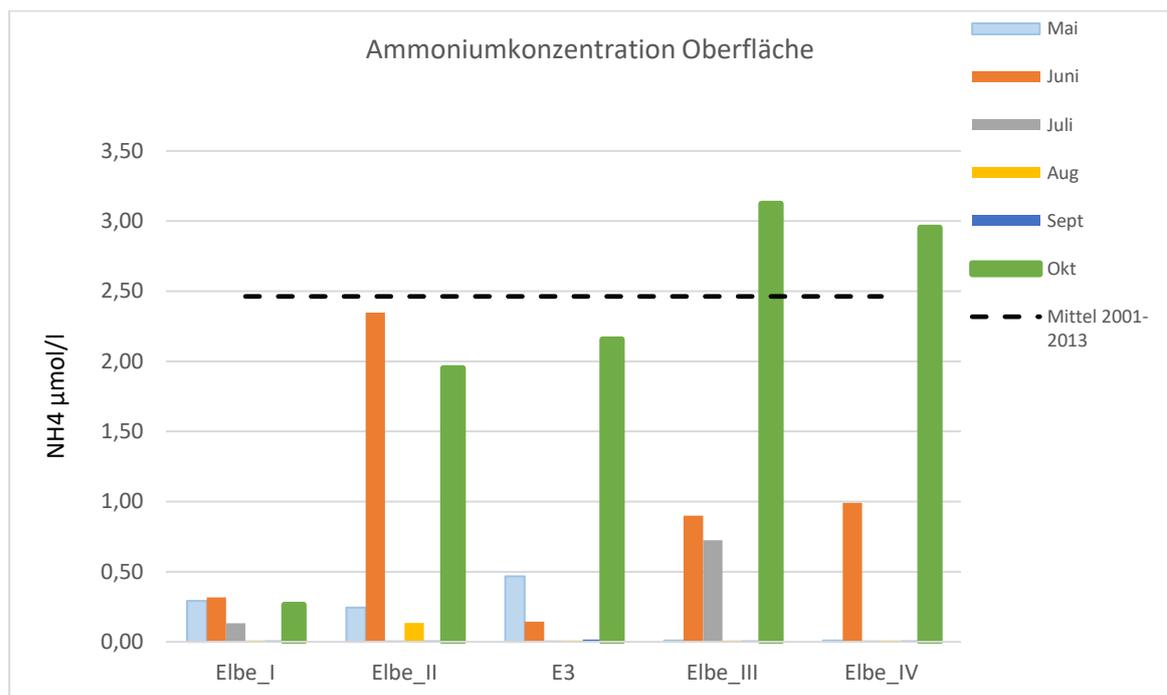


Abbildung 4.8-6 Ammoniumkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messtationen an der Wasseroberfläche Mai-Oktober 2016

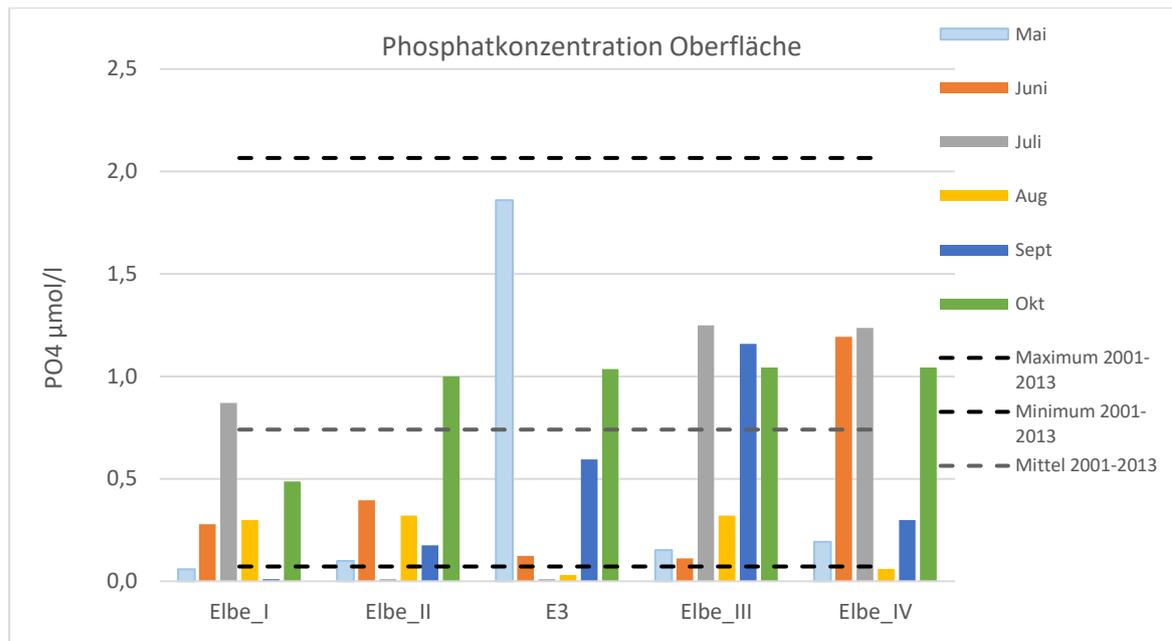


Abbildung 4.8-7 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen an der Wasseroberfläche Mai-Oktober 2016

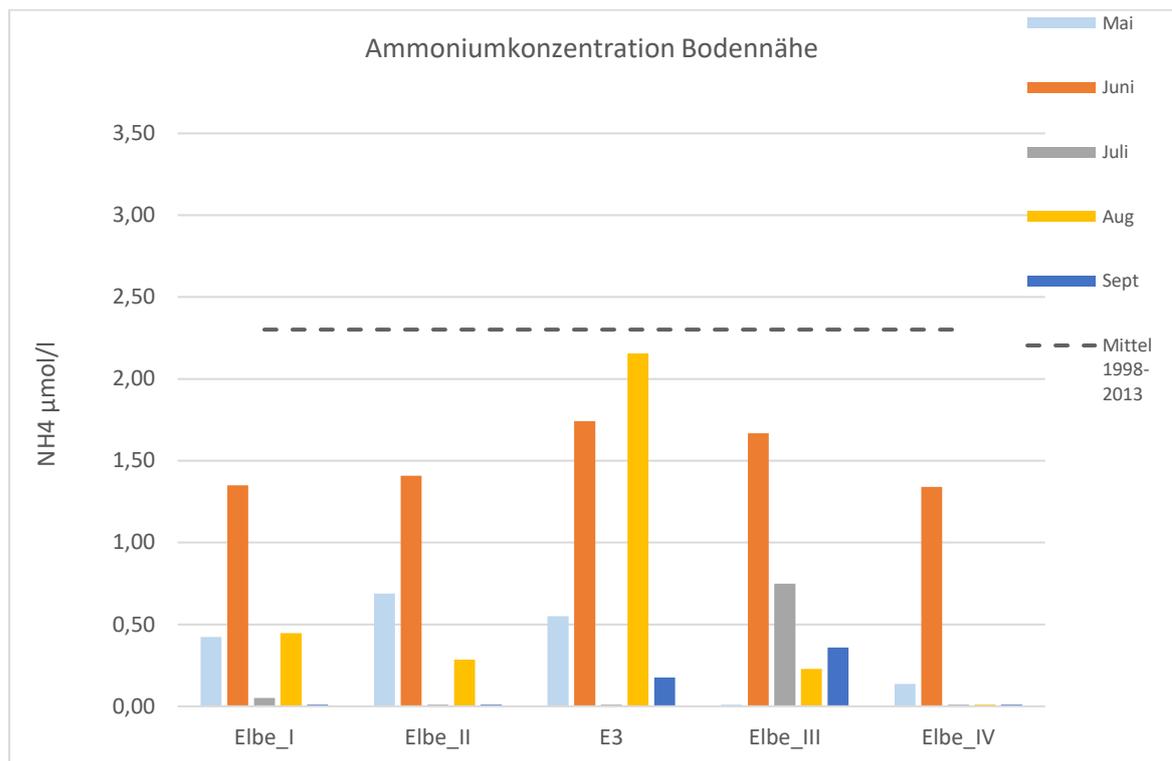


Abbildung 4.8-8 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe Mai-September 2016

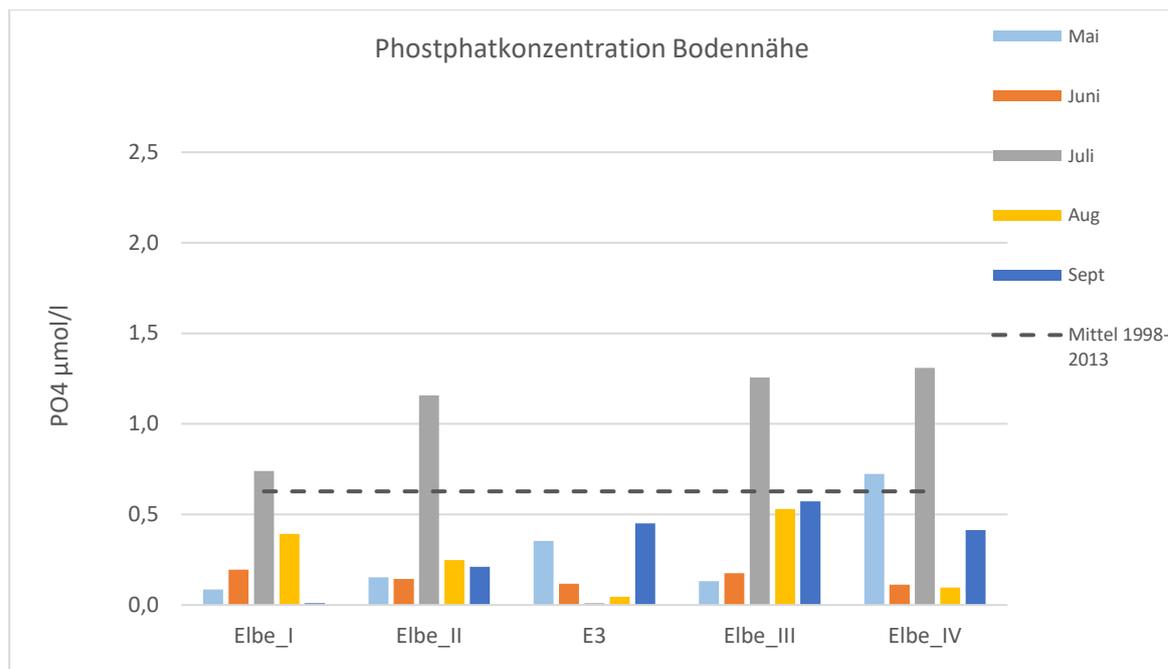


Abbildung 4.8-9 Phosphatkonzentrationen an den einzelnen Messstationen in Bodennähe Mai-September 2016

Die erhobenen Messwerte liegen für Ammonium und Phosphat sowie für die weiteren erfassten Parameter (Silikat, Nitrat und Nitrit) im Bereich langjähriger Datenreihen für die Deutsche Bucht (AquaEcology, 2015) und sind gegenüber der Untersuchung im Jahr 2014 (E3-Jahresbericht der HPA, 2015) nicht angestiegen. Für die Untersuchung im Mai gelten die abgebildeten Vergleichsdaten nicht. Hier sind aufgrund des nur langsam einsetzenden Algenwachstums zu Beginn der Vegetationsperiode (Abbildung 4.8-10) etwas höhere Werte üblich, da die Nährstoffe noch nicht durch das Phytoplankton aufgenommen werden. Die Konzentrationen spiegeln den Einfluss der Elbfahne wider und so liegen die Nährstoffgehalte im Oberflächenwasser an den Stationen Elbe IV, Elbe III, E3 und Elbe II meist etwas höher als an der Station Elbe I. In den einzelnen Untersuchungsmonaten treten lokale Maxima auf, die für Phosphat im Mai in den Oberflächenwassern und im August für Ammonium in Bodennähe an der Station E3 gemessen wurden. Hier kann ein Einfluss der Baggergutverbringung nicht ausgeschlossen werden. Hingegen treten gleichermaßen lokale Maxima auch an anderen Stationen auf und verweisen auf die Heterogenität des Wasserkörpers sowie auf die Interaktion zwischen Phytoplanktonentwicklung und Nährstoffkonzentrationen. Signifikante Stationsunterschiede werden für keinen Parameter und an keiner Station festgestellt.

Phytoplankton

Die Ergebnisse der Phytoplanktonbestimmung zeigen bezüglich der Zellzahlen und der Kohlenstoffbiomasse an den untersuchten Standorten die üblichen Schwankungen, die für den Zeitraum zu erwarten sind und sind vergleichbar mit vorausgehenden Untersuchungen aus dem Jahr 2014 (E3-Jahresbericht der HPA, 2014).

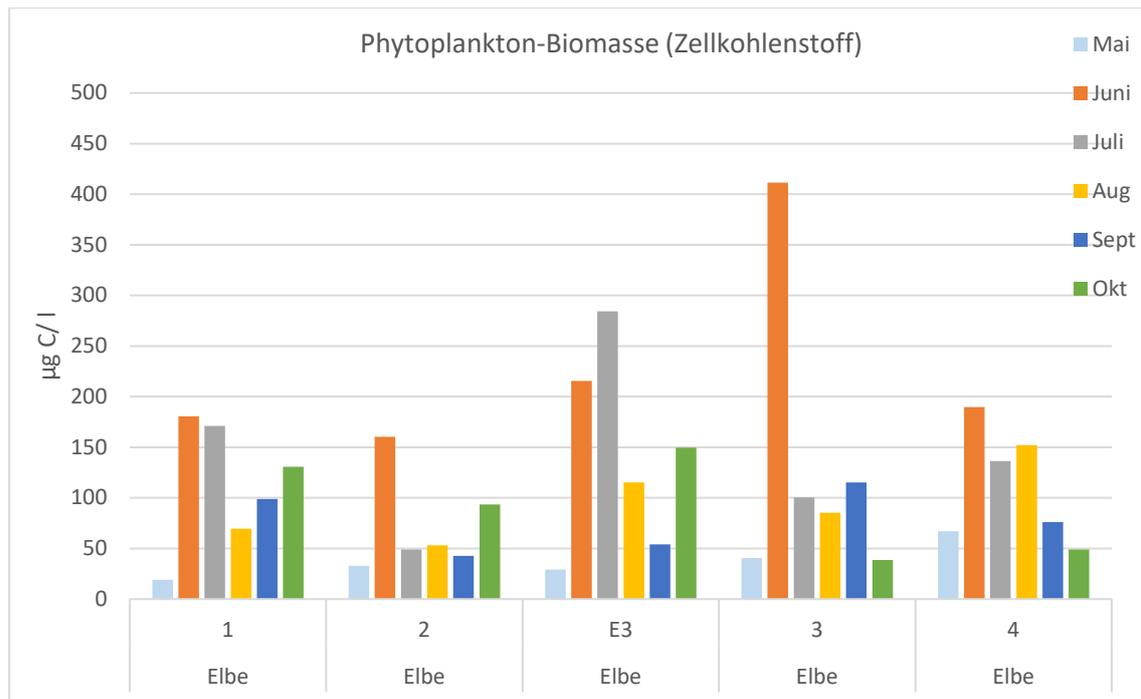


Abbildung 4.8-10 Zellkohlenstoff als Maß für die Phytoplankton-Biomasse an den einzelnen Messstationen Mai-Oktober 2016

Die Zellanzahl pro Liter liegt im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen knapp 200.000 und 3.226.190 Zellen pro Liter, wobei im Mittel die Zellanzahl im Mai mit rund 500.000 Zellen/Liter am niedrigsten und im August mit einem Mittelwert von 1,65 Mio. Zellen pro Liter am höchsten ist. Aussagekräftiger für die Abschätzung des Algenwachstums ist jedoch die Biomasse der Algen, angegeben als Mikrogramm Kohlenstoff pro Liter, die sich aus der Größe und der Anzahl der Algen errechnet. Über den gesamten Zeitraum werden Biomassewerte zwischen 19 und 410 µg C/l erreicht (Abbildung 4.8-10), wobei 80% der Werte zwischen 38 und 205 C µg/l liegen. Auch hier entfallen die niedrigsten Werte auf den Mai (im Durchschnitt 38 µg C/l), während die höchsten Werte im Frühsommer Juni-Juli (230 bzw. 150 µg C/l im Mittel) erreicht werden. Die Maxima des Untersuchungszeitraums sind im Juni an Station Elbe III (410 µg C/l) und im Juli an Station E3 (280 µg C/l) festzustellen. Signifikante Gebietsunterschiede wurden jedoch weder für die Zellzahl noch für die bestimmte Algen-Biomasse festgestellt.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons wird durch jahreszeitliche Abläufe bestimmt und zeigt keine auffälligen Unterschiede an den einzelnen Stationen. Toxische Algen treten nur sporadisch in Konzentrationen <1% an allen Stationen auf. Ein Anstieg dieser Arten gegenüber früheren Untersuchungen wird nicht beobachtet.

c) Zusammenfassung und abschließende Bewertung

Bei der Untersuchung der Wasserphase kann kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die Trübung, das Sauerstoffregime, die Nährstoffgehalte und die Entwicklung des Phytoplanktons abgeleitet werden.

Die Sauerstoffsättigung liegt bei E3 während des untersuchten Zeitraums stets oberhalb 60 %, was laut AquaEcology als kritische Grenze angesehen wird (AquaEcology, 2015) und belegt den Zusammenhang mit der Entwicklung bzw. Verteilung der Algenflora. So sind im Juni an der Oberfläche

Sättigungswerte um 120% festgestellt worden, die in den tieferen Schichten unterhalb der photischen Zone auf ca. 100% zurückgehen.

Ein Einfluss der Elbfahne auf den Nährstoffhaushalt ist sichtbar und die gemessenen Werte liegen innerhalb langjährig erhobener Datenreihen (AquaEcology, 2015). Einzelne lokale Maxima und Minima sind der Heterogenität des Wasserkörpers geschuldet, die insbesondere auf den Gezeitenströmungen beruht, aber auch durch die Entwicklung des Phytoplanktons bestimmt wird. Inwiefern ein Maximum im Oberflächenwasser im Mai für Phosphat und im August für Ammonium in Bodennähe bei E3 Hinweise auf die Baggergutverbringung darstellt, muss weiter beobachtet werden. Signifikante Stationsunterschiede wurden jedoch für keinen der untersuchten Nährstoffe festgestellt.

Die Entwicklung des Phytoplanktons wird durch die zunehmenden Temperaturen im Wasserkörper im Frühjahr gesteuert, während die Verteilung der Algenblüten ebenfalls durch die Gezeitenströme mitbestimmt wird.

Die Monate Mai und Juni repräsentieren die Periode, in denen noch kein Baggergut nach der neuen Zulassung eingebracht wurde. Die festgestellten Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsmonaten spiegeln das erwartete, temperaturbedingte Muster der Sauerstoff-, Nährstoff- und Phytoplanktonverteilung wider.

Die Auswertungen zeigen, dass bislang kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf den Wasserkörper des Untersuchungsgebiets festgestellt werden konnte.

4.8.2 Sauerstoffentwicklung während der Verklappung (ADCP-Kampagne)

Für die Erfüllung der Maßgabe 2.26 sind die Sauerstoffgehalte „im Einbringbereich mittels mehrtäglich kontinuierlich und in verschiedenen Wassertiefen eingesetzten Multiparametersonden oder durch Messungen, die die Entladung der Hopperbagger begleiten, zu überprüfen“.

Dafür wurde im Jahr 2016 parallel zur Untersuchung der Schwebstoffausbreitung während der ADCP-Kampagne (s. Kapitel 4.2.2) eine umfangreiche Sauerstoffmesskampagne durchgeführt.

a) Probennahme

Im September 2016 wurde im Rahmen der ADCP-Kampagne (Kapitel 4.2.2) eine mehrtägige Sauerstoff-Messung durchgeführt, die die Baggergutverbringung bei E3 begleitet hat. Ziel der Untersuchung war es, einen möglichen Einfluss des eingebrachten Baggergutes auf die Sauerstoffentwicklung im Wasserkörper zu untersuchen. Dafür wurden neben der Messung von Tiefenprofilen (CTD-Sonden) auch Treibbojen eingesetzt, die mit einem Messsonden-Set für die Messung von Trübung, Sauerstoff, Leitfähigkeit und Temperatur ausgerüstet waren. Die Treibbojen wurden bei den jeweiligen zu untersuchenden Verklappungsereignissen ausgesetzt, um in Strömungsrichtung die genannten Parameter in der Wassersäule zu messen. Die Messungen fanden jeweils in einem Tiefenbereich von ca. 12 Metern (11,3 bis 13,1 m) statt. Aus logistischen Gründen war ein Ausbringen der Treibbojen erst nach dem Einbringen des Baggerguts möglich, so dass keine Daten der Treibbojen zur Verfügung stehen, die den „Nullzustand“ vor der Baggerguteinbringung wiedergeben. Um dennoch mögliche Auswirkungen der Baggerguteinbringung auf die Sauerstoffentwicklung ableiten zu können, wurden Messungen von CTD-Sonden herangezogen. Die CTD-Sonden liefern Daten an unterschiedlichen Messpunkten von der Oberfläche bis zur jeweiligen maximalen Wassertiefe. Um die Daten vergleichbar zu halten, wurden die Messwerte der entsprechenden

Tiefen (11,3m– 13,1m) der einzelnen Profile gemittelt und den Daten der Treibbojen gegenübergestellt. Insgesamt konnten sechs separate Ereignisse (Disposals 1-6) für die Auswertung genutzt werden, davon liegen für vier Ereignisse CTD-Profil-Daten vor, die den Nullzustand abbilden.

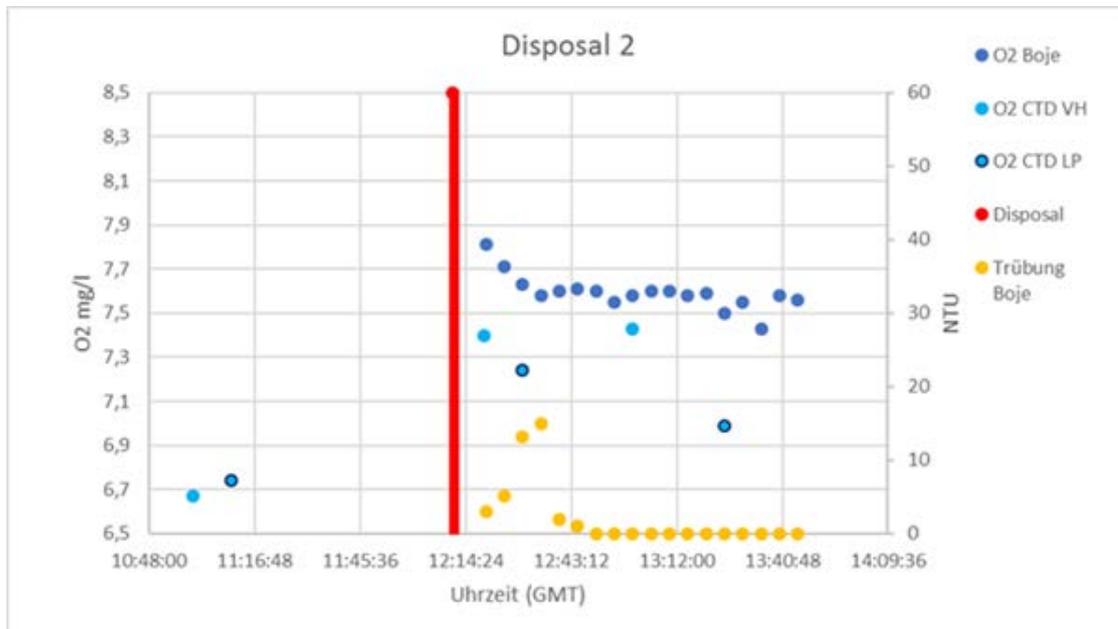


Abbildung 4.8-11 Messdaten der Treibboje und CTD-Profil-Daten von Disposal 2. Die rote Linie markiert den Zeitpunkt der Baggerguteinbringung

b) Auswertung der Sauerstoffentwicklung während der Verbringungsereignisse

Die Messungen der Treibbojen zeigen, dass der Sauerstoffgehalt kurz nach der Einbringung von Baggergut zunächst etwas ansteigt, um noch innerhalb der aktiven Phase von ca. 30 min nach Einbringen des Baggerguts wieder etwas abzufallen. Exemplarisch wird dies für Disposal 2 in Abbildung 4.8-11 gezeigt. In der Abbildung sind ebenfalls die CTD-Profile zu sehen, die zeigen, dass die Sauerstoffgehalte vor der Einbringung des Baggerguts (Disposal) hier deutlich niedriger sind als danach. Unterschiede zwischen den Messwerten der Treibbojen und der CTD-Profile können wegen der Verwendung verschiedener Sonden (CTD-Profile: EXO2 Sonde, Treibboje: Hydrolab DS5-X WQ Sonde) nicht ausgeschlossen werden. Es ist daher wichtig, nicht nur die Daten der Treibbojen, die ausschließlich die Zeit nach der Einbringung abbilden, den CTD-Profil-Daten gegenüber zu stellen, die vor der Einbringung gemessen wurden, sondern auch die CTD-Profil-Daten heranzuziehen, die nach der Einbringung des Baggerguts gemessen wurden. Vergleicht man also ausschließlich die CTD-Profil-Daten (vor versus nach der Baggerguteinbringung) miteinander, so liegen die Werte der CTD-Sonden nach der Einbringung ebenfalls höher als die Werte der CTD-Sonden vor der Einbringung. Für eine allgemeine Abschätzung wurden alle CTD-Profile, die vor einer Einbringung gemessen wurden, wie auch die CTD-Profile, die ab 5 Stunden nach einer Einbringung gemessen wurden, als Null-Beprobung (n=16) zusammengefasst und mit denjenigen CTD-Profilen (n=8) verglichen, die in der aktiven Phase (innerhalb von 30 min nach der Verklappung) der Schwebstoffausbreitung gemessen wurden. In Abbildung 4.8-12 sind die Boxplots dieser beiden Datensätze abgebildet. Es bestätigt sich auch hier, dass die Sauerstoffwerte vor der Baggerguteinbringung im Mittel ca. 0,4 mg/l unterhalb der Werte liegen, die nach der Baggerguteinbringung gemessen wurden.

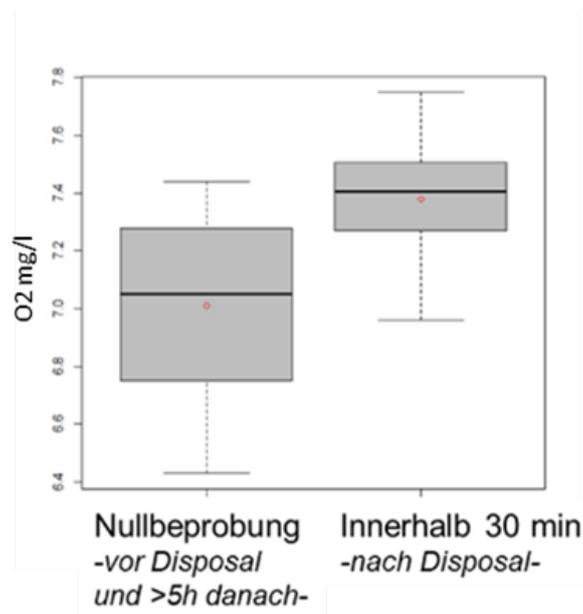


Abbildung 4.8-12 Box-Whiskers Plots der Sauerstoffgehalte in der aktiven Phase (innerhalb 30 min nach den Disposals) sowie des Nullzustands (gemessen vor dem Disposal sowie >5h danach). Daten der CTD-Profile aus einer Tiefe von 11,3-13,1 m. Die schwarze Linie entspricht dem Median, der rote Punkt dem Mittelwert. Antennen der Plots entsprechen den Minima und Maxima

Es kann vermutet werden, dass die relativ hohen Sauerstoffkonzentrationen zu Beginn der Messungen der Treibbojen (ca. 5-14 min nach den Disposals) ein Artefakt darstellen. Eventuell spiegelt der Verlauf der Messungen zu Beginn der Kurve auch die Anpassungszeit der Messsonde an die Bedingungen vor Ort wider und der abgebildete Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen stellt das Einpegeln auf den tatsächlichen Sauerstoffgehalt im Wasserkörper dar. Möglich ist auch, dass der Verklappungsvorgang selbst bzw. der Schiffsverkehr eine Einmischung von Sauerstoff aus den Oberflächenwässern oder aus der Umgebung bedingt hat. Dafür sprächen auch die Messwerte der CTD-Profile, die nach der Einbringung des Baggerguts ebenfalls höhere Werte ergaben. Bei der exemplarischen Betrachtung der vollständigen CTD-Tiefenprofile vor und nach der Verklappung bei Disposal 2, 5 und 6 finden sich weitere Hinweise auf eine bessere Durchmischung, einhergehend mit einer weniger ausgeprägten Schichtung des Wasserkörpers (Abbildung 4.8-13).

Neben der eben beschriebenen Abnahme der Sauerstoffkonzentration, die zu Beginn des Messvorgangs beobachtet wurde und die wahrscheinlich ein Artefakt darstellt, können auch längerfristige, kontinuierliche Änderungen der Sauerstoffkonzentration festgestellt werden. So ist beispielsweise bei den Messvorgängen von Disposal 5 und 6 eine kontinuierliche Zu- bzw. Abnahme der Sauerstoffkonzentration über den gesamten Messvorgang oder ab einer Zeit von einer bis drei Stunden zu sehen. Diese Abnahmen sind aufgrund der jeweils sehr geringen Trübungswerte mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht mit dem Einbringen des Baggerguts in Verbindung zu bringen. Hingegen kann durch den direkten Vergleich der Messverläufe der Disposals 5 und 6 (Abbildung 4.8-14), deren Messungen sich zeitlich größtenteils überlappen und maximal 1,5 km voneinander

entfernt stattgefunden haben, auf einen relativ heterogenen Wasserkörper rückgeschlossen werden.

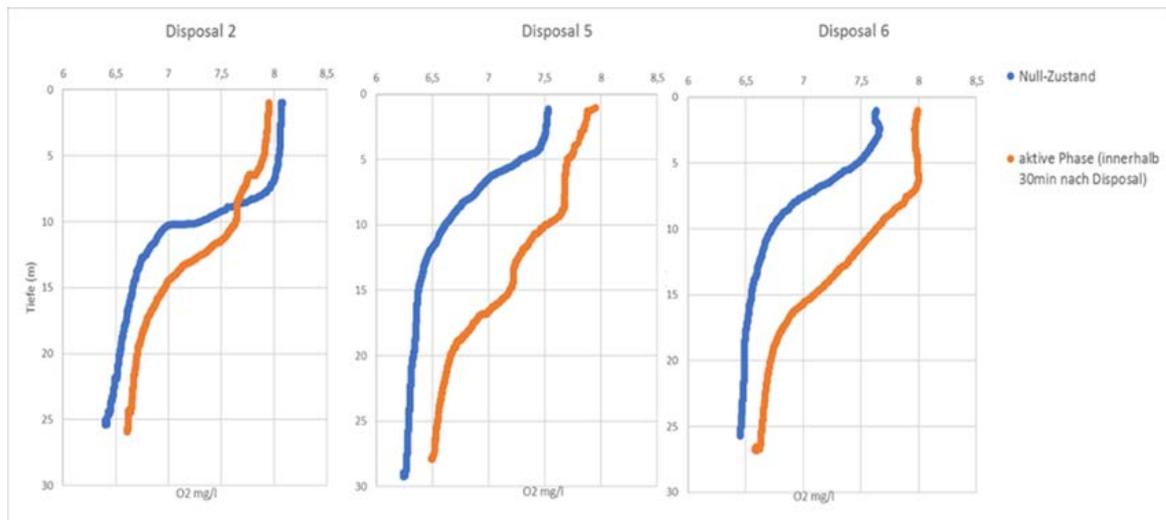


Abbildung 4.8-13 CTD-Tiefen-Profile für Disposal 2, 5 und 6 für die Zeitpunkte: Null-Zustand = blaue Kurve, aktive Phase (innerhalb 30 min nach Disposal) = orangene Kurve. Sauerstoffkonzentrationen im Vergleich

Die Annahme, dass der Wasserkörper insgesamt heterogen sei, wird auch durch Untersuchungen zur Entwicklung des Phytoplanktons gestützt, die für den gleichen Zeitraum im September 2016 sehr unterschiedliche Algenkonzentrationen im Bereich der Messlokalitäten Elbe II, E3 und Elbe III andeuten (Abbildung 4.8-10). Hier ist außerdem ersichtlich, dass die jeweiligen Tidephasen bzw. Gezeitenströmungen vermutlich einen Einfluss auf die Verteilung/Durchmischung des Wasserkörpers und somit einen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentrationen haben. So stellt der Kenterpunkt (Hochwasser) für Disposal 5 bzw. 6 den Wendepunkt für Zu- bzw. Abnahmen der Sauerstoffkonzentrationen und Salinitäten dar (Abbildung 4.8-14). Anhand der Auswertungen kann eine Reduzierung des Sauerstoffgehaltes im Wasserkörper bei E3 nicht belegt werden.

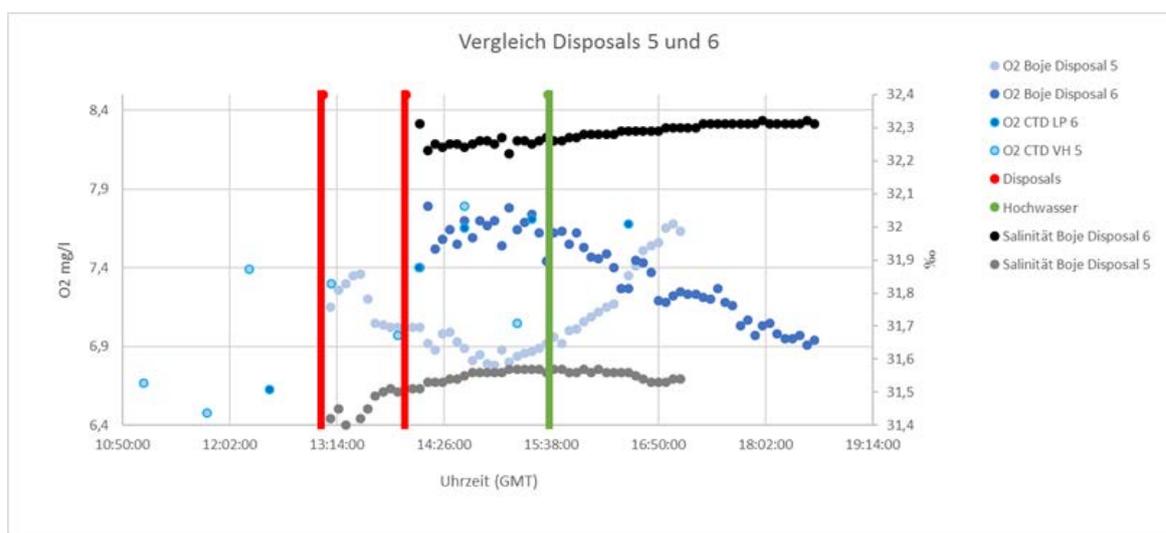


Abbildung 4.8-14 Sauerstoffkonzentrationen im Vergleich Sauerstoffentwicklung während der Disposals 5 und 6. Rote Linien: Disposal 5 bzw. 6, grüne Linie: Zeitpunkt Kenterung (Hochwasser)

c) Zusammenfassung und abschließende Bewertung

Insgesamt kann festgehalten werden, dass vermutlich verschiedene Faktoren die Sauerstoffentwicklung im Untersuchungsgebiet beeinflussen. Eine Abnahme des Sauerstoffgehalts durch die Einbringung von Baggergut kann anhand der Daten nicht abgeleitet werden, hingegen deuten die Daten eher eine bessere Durchmischung des Wasserkörpers und damit höhere Sauerstoffgehalte nach den Einbringereignissen an. Dies wird einerseits durch die Zunahme der Sauerstoffkonzentration direkt nach der Einbringung des Baggergutes deutlich, andererseits auch durch den Umstand, dass die Messwerte im jeweiligen gesamten Messverlauf der Treibbojen nicht wieder auf das Niveau des Null-Zustandes absinken.

4.8.3 Nährstoffe während der Verklappung (ADCP-Kampagne)

a) Probennahme

Während der einwöchigen ADCP-Kampagne im September 2016 wurden durch die BfG insgesamt 100 Wasserproben in unterschiedlichen Tiefen und zu unterschiedlichen Zeiten in Bezug zur Baggerguteinbringung mit einem Pumpsystem entnommen. Ziel der Untersuchung war es, zu überprüfen, welchen Einfluss die Baggergutverbringung auf den Nährstoffhaushalt des Wasserkörpers hat. Die Proben wurden im Labor daher hinsichtlich der Nährstoffe Ammonium, Phosphat, Nitrit, Nitrat und Silikat sowie der Schwebstoffkonzentration analysiert. Für einzelne Proben besteht eine Zuordnung der Sauerstoffkonzentration aus den CTD Profilen, die zeitgleich zu den Proben gemessen wurden. Diese Daten werden für eine orientierende Untersuchung mit ausgewertet.

Zunächst wurden die Proben anhand der Probentiefe sortiert. Für die Auswertungen wurden die Proben aus den Wassertiefen zwischen 0 und 15 Metern sowie zwischen 15 und 30 Metern zusammengefasst und separat analysiert. Die beiden Datensätze wurden hinsichtlich des Zeitpunkts der Probennahme in Bezug zur Baggerguteinbringung gruppiert, die sich an die beobachtete Dynamik der Schwebstoffwolkenausbreitung der ADCP Messungen anlehnt (Kapitel 4.2.2). Die unterschiedenen Phasen sind 1.: die ersten 30min nach der Einbringung (30min), 2.: innerhalb 30-60 min nach Einbringung (1h), 3.: innerhalb der 2. Stunde nach Einbringung (2h), 4.: zwischen zwei bis fünf Stunden nach Einbringung (2-5h) sowie 5.: die Phase vor der Einbringung bzw. länger als fünf Stunden nach der Einbringung, die die Hintergrundbedingungen abbilden soll („background“).

b) Auswertung der Daten. Vergleich der unterschiedlichen Phasen der Baggergutverbringung

Die gemessenen Nährstoffdaten im **Oberflächenwasser** zeigen keine Hinweise auf eine baggergutbedingte Erhöhung. Sie liegen im Bereich langjähriger Messdaten (AquaEcology, 2015) sowie der gemessenen Werte der AWI-Schnittfahrten zwischen Juni bis Oktober 2016 wie für Phosphat exemplarisch abgebildet (Abbildung 4.8-15).

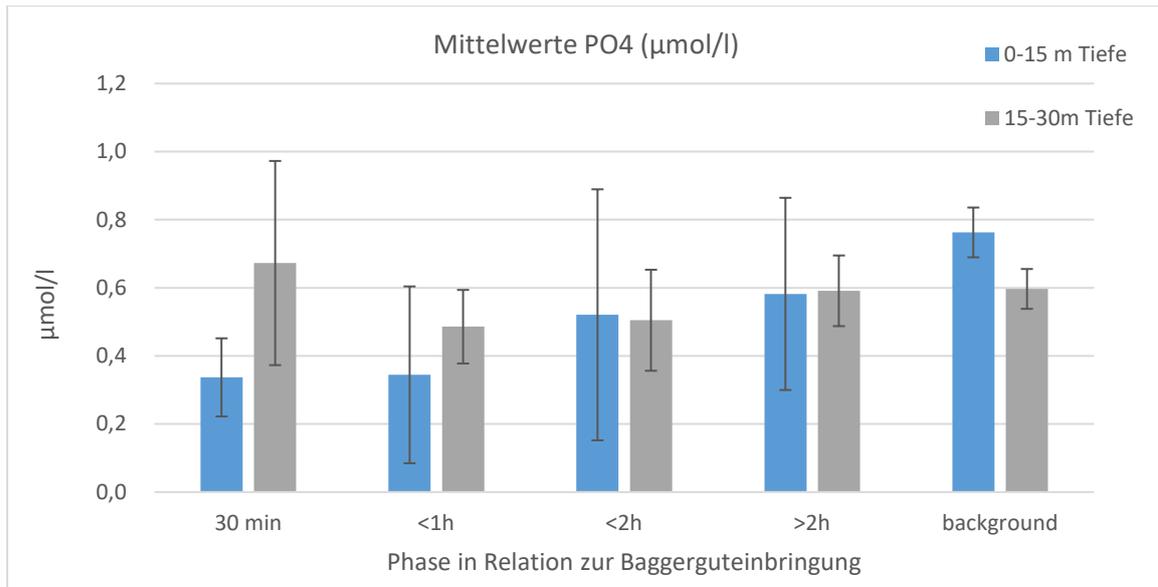


Abbildung 4.8-15 Phosphatgehalte in unterschiedlichen Wassertiefen in Relation zur Baggerguteinbringung

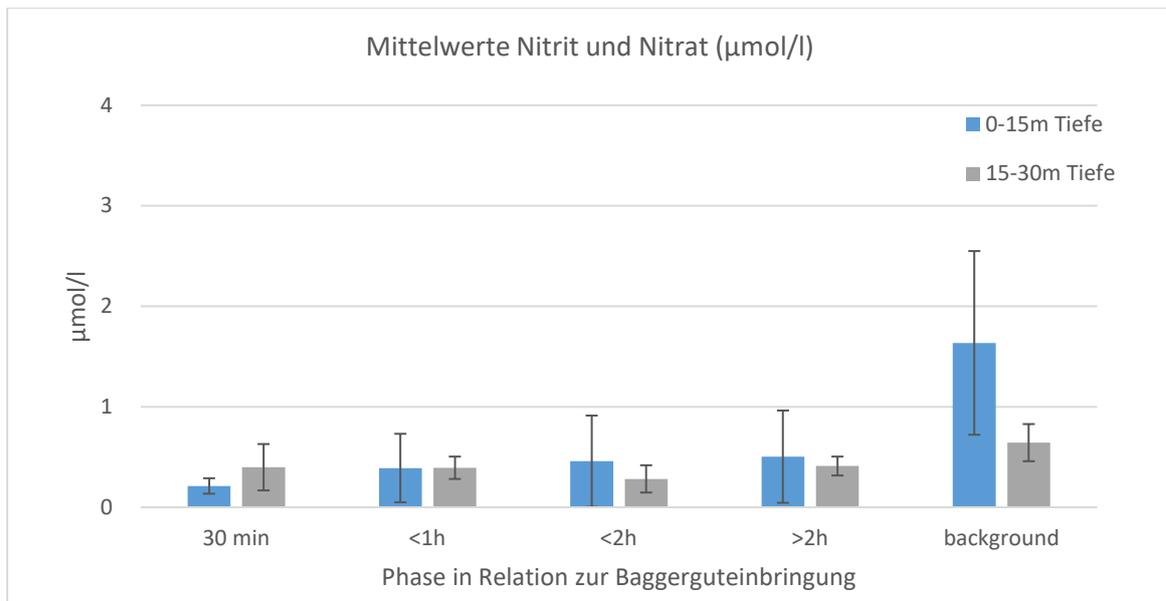


Abbildung 4.8-16 Mittlere Gehalte von Nitrat und Nitrit in unterschiedlichen Wassertiefen in Relation zum Zeitpunkt der Baggerguteinbringung

Zu sehen ist, dass die Gehalte von Phosphat in den oberen Schichten in der Phase „background“ etwas höher liegen als direkt bzw. innerhalb der ersten Stunde nach der Baggerguteinbringung. Dieser Unterschied ist statistisch signifikant. Gleichmaßen liegen auch die Gehalte von Nitrit sowie Nitrat in der als „background“ bezeichneten Phase signifikant höher als direkt (30min) nach bzw. innerhalb ein bis zwei Stunden nach der Einbringung. Diese Erniedrigung der Nährstoffgehalte ist sowohl bei den Proben innerhalb des 1,5-km-Kreises als auch im Außengebiet zu sehen und ist vermutlich eher der Heterogenität des Wasserkörpers geschuldet als der Einbringung des Baggerguts.

Keine Hinweise auf signifikante Unterschiede liegen für die gemessenen Schwebstoffkonzentrationen an der Wasseroberfläche vor, obgleich die Schwebstoffgehalte innerhalb der ersten 30min nach Einbringung im Mittel etwas höher liegen als während der übrigen Phasen (Abbildung 4.8-17).

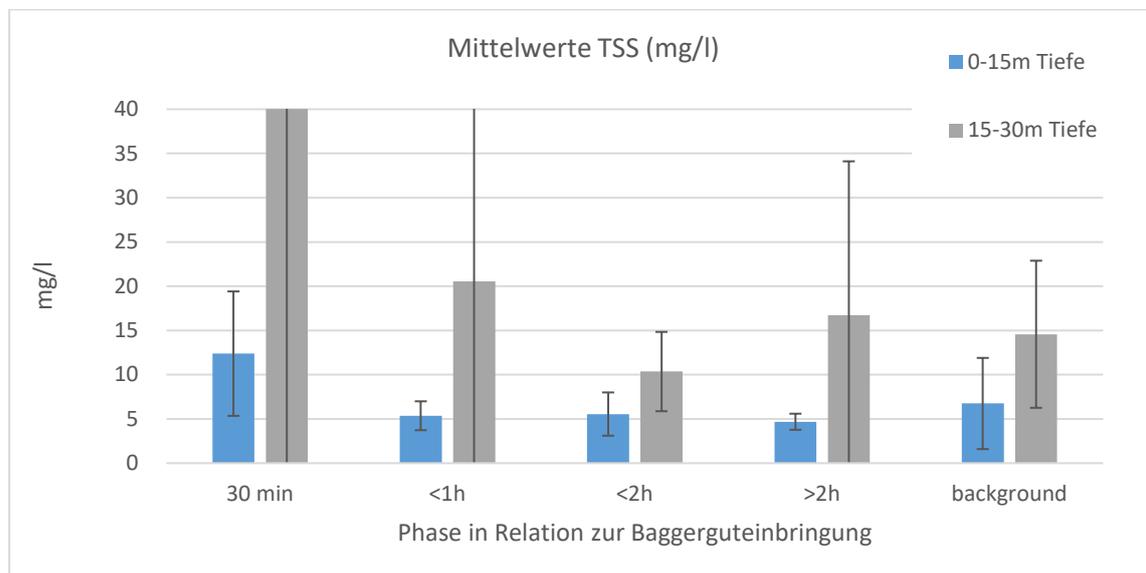


Abbildung 4.8-17 Schwebstoffgehalte (TSS) in unterschiedlichen Wassertiefen in Relation zur Baggerguteinbringung. Mittelwert der ersten 30min gekappt: 538 mg/l, SD: 1437

Die Wasserproben, die in **Bodennähe** genommen wurden, zeigen meist eine höhere Variabilität. So ist beispielsweise anhand der hohen Standardabweichung von 25 für die Ammoniumgehalte zu sehen, dass die Gehalte in Bodennähe in den ersten 30min nach der Baggerguteinbringung stark schwanken (Abbildung 4.8-18).

Die hohe Standardabweichung beruht hier vor allem auf einer Probe, die im kürzesten Abstand (3min) zur Baggerguteinbringung genommen wurde und eine Konzentration von rund 77 $\mu\text{mol/l}$ Ammonium zeigt. In dieser Wasserprobe wurden ebenfalls deutlich erhöhte Schwebstoffkonzentrationen von 4094 mg/l bestimmt, was die Vermutung nahelegt, dass die Probe direkt in dem nach unten sinkenden Sediment genommen wurde. Eine weitere Probe, die 9min nach Baggerguteinbringung genommen wurde, lieferte eine Ammoniumkonzentration von rund 14 $\mu\text{mol/l}$, die in einer Parallelprobe jedoch auf 1,9 $\mu\text{mol/l}$ bestimmt wurde und somit weitaus geringer ausfällt. Trotz der einzelnen hohen Werte innerhalb der ersten 30min nach Baggerguteinbringung werden keine signifikanten Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Phasen für Ammonium festgestellt.

Die Parameter Phosphat, Nitrat und Nitrit liegen im Mittel im Messbereich langjährig erhobener Datenreihen (AquaEcology, 2015, E3-Jahresbericht der HPA, 2014) sowie der gemessenen Werte der AWI-Schnitffahrten zwischen Juni und Oktober 2016. Beim Silikat liegen einzelne Werte oberhalb des Messbereichs, der im Jahr 2014 gemessen wurde. Signifikante Unterschiede für die beobachteten Phasen treten bei Silikat, Nitrat und Nitrit auf. Für Silikat und Nitrit werden signifikant höhere Werte in der Phase „background“ im Vergleich zur Phase innerhalb der zweiten Stunde nach Baggerguteinbringung festgestellt. Für Nitrat liegen die Konzentrationen in den ersten 30 Minuten, innerhalb der ersten sowie zweiten Stunde niedriger als während, vor bzw. mehr als fünf Stunden nach der Baggerguteinbringung („background“). Für den Sauerstoffgehalt wurden die Ergebnisse der Auswertungen in Kapitel 4.8.2 bestätigt. Es wurden signifikant höhere Werte für die Wasserproben aus der Bodennähe für die Phase „1h“ in Bezug zum „background“ festgestellt.

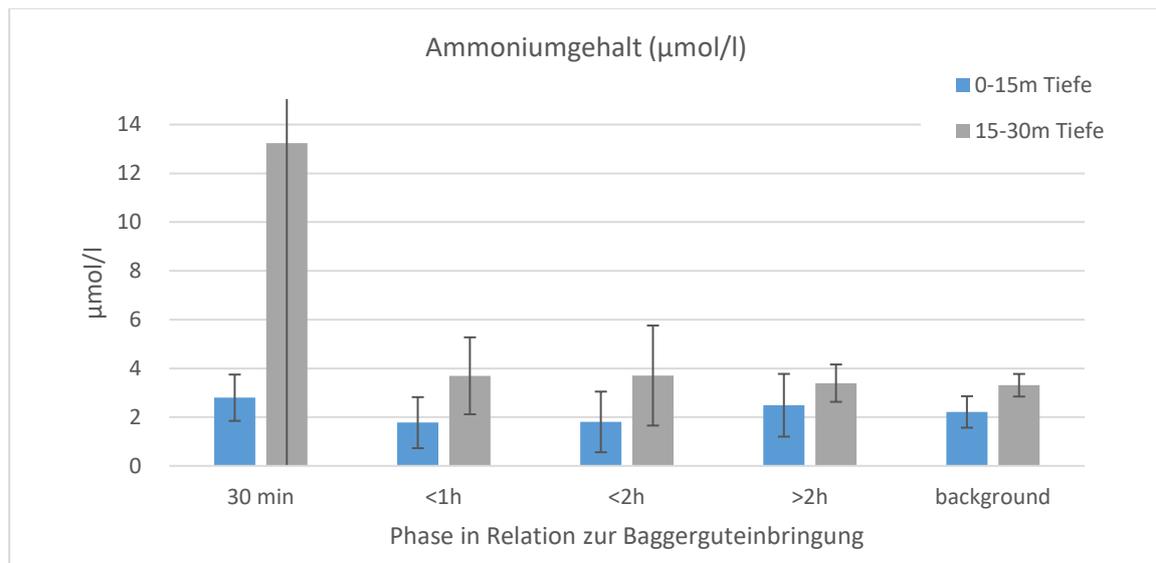


Abbildung 4.8-18: Ammoniumgehalte in unterschiedlichen Wassertiefen in Relation zur Baggerguteinbringung. Standardabweichung in Bodennähe für die Phase 30min: 25

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die Untersuchung der Nährstoff- und der Schwebstoffgehalte in der Wasserphase, die insgesamt acht unterschiedliche Baggergutverbringungs-Ereignisse begleitet hat, zeigt, dass eine Beeinträchtigung des Wasserkörpers bei E3 nicht abgeleitet werden kann. Einzelne Maxima (Ammonium, Schwebstoffe), die bei einer Probenahme direkt in der Sedimentfahne festgestellt wurden, sind nur kurzzeitig detektierbar und haben keine längerfristigen Auswirkungen auf den Wasserkörper im Untersuchungsgebiet. Die Untersuchungen der in situ gemessenen Werte für die Sauerstoffgehalte bestätigen die Ergebnisse des Kapitels 4.8.2., dass die Baggerguteinbringung zu keiner Sauerstoffabnahme im Wasserkörper führt.

Die Nährstoffgehalte liegen im Messbereich der Daten, die aus den Jahren 2014 (E3-Jahresbericht der HPA, 2014) und 2016 (Kapitel 4.8.1.) für die Elbe-Schnittfahrten gemessen wurden.

Einen Hinweis auf eine baggergutbedingte Erhöhung der Nährstoff- und Schwebstoffgehalte oder einer Abnahme der Sauerstoffgehalte ist, abgesehen von einer kurzfristigen Erhöhung von Ammonium und Schwebstoff unmittelbar nach der Verklappung im direkten Zentrum der Einbringstelle, auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung nicht abzuleiten.

4.8.4 Prioritäre Stoffe nach der OGewV (Maßgabe 2.25)

a) Probenahme und Datengrundlage

Die erste Einbringung nach dem neuen Einvernehmen fand Anfang Juli 2016 statt, wobei im Juni 2016 zunächst noch Material nach dem alten Einvernehmen verbracht wurde (s. Kapitel 2). Die Beprobung der nach Maßgabe 2.25 der Zulassung relevanten prioritären Schadstoffe nach der OGewV hatte demnach vorher zu erfolgen.

Zur Erfüllung der Maßgabe 2.25 musste zunächst ermittelt werden, welche der prioritären Schadstoffe nach der OGewV im Hamburger Bereich der Elbe relevante Belastungen aufweisen. Eine diesbezügliche Anfrage beim Landesamt für Hygiene und Umwelt ergab, dass Überschreitungen der UQN in der Wasserphase nach der OGewV (2011) für folgende Stoffe festgestellt werden: TBT, Hexachlorbenzol, Summe Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen, Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren sowie Quecksilber (letzteres als Jahreshöchstkonzentration, eine UQN für die Jahresdurchschnittskonzentration existiert nicht). Für die UQN in der Wasserphase nach der neuen OGewV (2016) werden zusätzlich zu TBT und Hexachlorbenzol auch die deutlich abgesenkte UQN für Fluoranthen sowie die neuen UQN für Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen, die die beiden PAK-Summen in der OGewV von 2011 ersetzen werden, überschritten. Diese drei neuen UQN gelten ab dem 22. Dezember 2021 (OGewV §7 (1)). Von den in der OGewV von 2016 neu hinzugekommenen Substanzen, die ab dem 22. Dezember 2018 bei der Einstufung des chemischen Zustands berücksichtigt werden müssen (OGewV §6 Satz 4), werden die UQN für Irgarol und PFOS in der Wasserphase überschritten, wobei PFOS noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden kann, die Messwerte liegen aber oberhalb der Bestimmungsgrenze. Die Konzentration an Heptachlor liegt zwar unterhalb der Bestimmungsgrenze, die Bestimmungsgrenze liegt jedoch – wie bei PFOS - noch deutlich oberhalb der UQN. Sie kann damit bisher an keiner der Messstellen in der Elbe auf Einhaltung überprüft werden.

Während der monatlichen Schnitffahrt des Alfred-Wegener-Instituts am 11.5.2016 wurden an den Stationen I bis VIII sowie an der Station „E3“ sowohl oberflächen- als auch bodennah jeweils eine Wasserprobe entnommen, an der die relevanten Parameter analysiert werden sollten (Abbildung 4.8-19). Der zu analysierende Parameterumfang in den Wasserproben der Deutschen Bucht wurden vor der Schnitffahrt im Mai 2016 nach Rücksprache mit dem LLUR festgelegt. Er umfasst acht der PAK nach EPA, Organochlorpestizide wie DDT, HCB und HCH sowie Antifoulingsubstanzen wie TBT und Irgarol. Die Ergebnisse der Analysen sind als Überblick in Tabelle 4.8-1 aufgeführt. Auch für eine Schwermetallanalyse wurden Proben entnommen, es konnte jedoch kein Labor gefunden werden, dass diese bei den geforderten niedrigen Bestimmungsgrenzen analysieren konnte. In der Monitoring-AG im Juni 2016 wurde daher beschlossen, dass auch die Daten des BSH, das in dem Gebiet mehrmals im Jahr vorschriftsmäßige Untersuchungen von Wasserproben nach der WRRL macht, zu Bewertung hinzugezogen werden können.

Nicht ins Analyseprogramm aufgenommen wurden die Parameter PFOS und Heptachlor, die nach der OGewV 2016 ab Dezember 2018 berücksichtigt werden müssen, da hierfür kein geeignetes Labor gefunden werden konnte, dass diese Parameter mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze messen kann.

b) Ergebnisse der Analyse prioritärer Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung

Analysenergebnisse des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) für Quecksilber in der Wasserphase liegen für die Deutsche Bucht bis zum Jahr 2015 einschließlich vor. Anfang 2016 fand zwar eine Probenahme statt, die Proben konnten jedoch aufgrund eines Geräteausfalls

nicht gemessen werden. In Abbildung 4.8-20 ist der Mittelwert der Quecksilberkonzentration in der Wasserphase des Jahres 2015 an den jeweiligen Stationen als Überblick aufgeführt. Die zulässige Jahreshöchstkonzentration für Quecksilber liegt nach der OGeWV von 2011 und auch nach der OGeWV von 2016 bei 70 ng/l. Die maximal im Jahr 2015 vom BSH gemessene Konzentration eines Einzelwertes liegt bei 4,0 ng/l und damit deutlich darunter (n = 87). Im Mittel aller Messstationen in dem in Abbildung 4.8-20 dargestellten Gebiet wird ein Wert von 1,3 ng/l festgestellt. Die räumliche Verteilung der Mittelwerte aus drei Beprobungsterminen (Februar, März und September 2015) zeigt küstennah Konzentrationen zwischen 1,5 und 2,5 bis maximal 3 ng/l (Abbildung 4.8-20). Mit zunehmender Entfernung von der Küste nehmen die Werte deutlich ab (Abbildung 4.8-20).

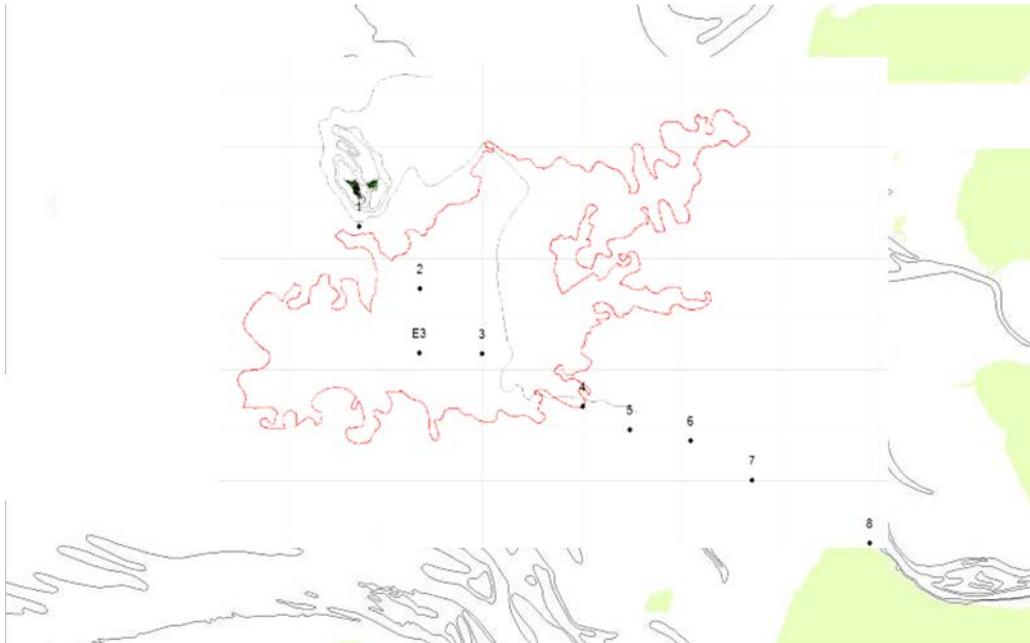


Abbildung 4.8-19 Probenahmestationen der AWI-Schnittfahrt, Entnahme der Proben zur Analyse nach WRRL vom 11.5.2016

Die Ergebnisse der organischen Schadstoffanalysen aus der Schnittfahrt zeigt Tabelle 4.8-1. Die Konzentration an Hexachlorbenzol, Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen liegen in allen Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Werte für TBT liegen an resp. unterhalb der UQN aus der OGeWV von 2011. Anders verhält es sich mit der Summe der PAK Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren. An Station V (bodennah), Station VI bis VIII (boden- und oberflächennah) sowie an der Station E3 (bodennah) werden Werte oberhalb der UQN ermittelt. Hierbei ist ein deutlicher Einfluss der Elbfahne zu erkennen: Jeweils als Mittel der bodennahen und der oberflächennahen Probe hat die Station VIII direkt in der Elbmündung mit 13 ng/l die höchsten Werte, gefolgt von 7 ng/l für Station VII und 3 bis 4 ng/l für die Stationen VI und V. Die noch weiter von der Küste entfernten Stationen IV, III, E3, II und I liegen unter der UQN von 2 ng/l ().

Von den UQN der neuen OGeWV von 2016 werden Überschreitungen ebenfalls bei den PAK-Verbindungen und zwar bei Fluoranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen registriert (Tabelle 4.8-1). Diese weisen gleichfalls einen deutlichen Gradienten der Elbfahne auf. Für Hexachlorbenzol und TBT bleibt die Bewertung unverändert, da diese UQN nicht abgesenkt wurden. Für Irgarol liegen alle Daten unterhalb der Bestimmungsgrenze und damit auch unterhalb der UQN (Tabelle 4.8-1).

c) Zusammenfassung

Die im Hamburger Bereich relevanten prioritären Stoffe in der Wasserphase nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) wurden vom Landesamt für Hygiene und Umwelt benannt. Es handelt sich hierbei um TBT, Hexachlorbenzol, Summe Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen, Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren und Quecksilber (OGewV 2011) sowie zusätzlich Fluoranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen nach der neuen OGewV von 2016. Von den in der OGewV von 2016 neu hinzugekommenen Substanzen, die ab dem 22. Dezember 2018 bei der Einstufung des chemischen Zustands berücksichtigt werden müssen (OGewV §6 Satz 4), werden die UQN für Irgarol und PFOS in der Wasserphase überschritten, wobei PFOS noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden kann. Die Konzentration an Heptachlor liegt zwar unterhalb der Bestimmungsgrenze, die Bestimmungsgrenze liegt jedoch noch deutlich oberhalb der UQN. Sie kann bisher an keiner der Messstellen in der Elbe auf Einhaltung überprüft werden.

Die Erfassung der organischen Parameter erfolgte in Wasserproben, die während der Schnittfahrt des AWI im Mai 2016 und damit vor Beginn der Verbringungen im Jahr 2016 entnommen wurden. Für die Ermittlung der Quecksilberkonzentration in der Wasserphase wurde auf Daten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zurückgegriffen. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen der OGewV von 2011 und von 2016 in der Wasserphase wurden lediglich bei den PAK-Verbindungen festgestellt (Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren für die OGewV von 2011 sowie Fluoranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen für die OGewV von 2016). Die räumliche Verteilung dieser Konzentrationen, die von der Elbmündung Richtung Helgoland deutlich abnehmen, deutet auf Einträge aus der Elbe hin. Die Substanzen PFOS und Heptachlor, für die ab dem 22. Dezember 2018 eine UQN in der Wasserphase gültig ist, konnten noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden. Die übrigen Parameter zeigten keine Überschreitung der UQN nach der OGewV 2011 resp. 2016.

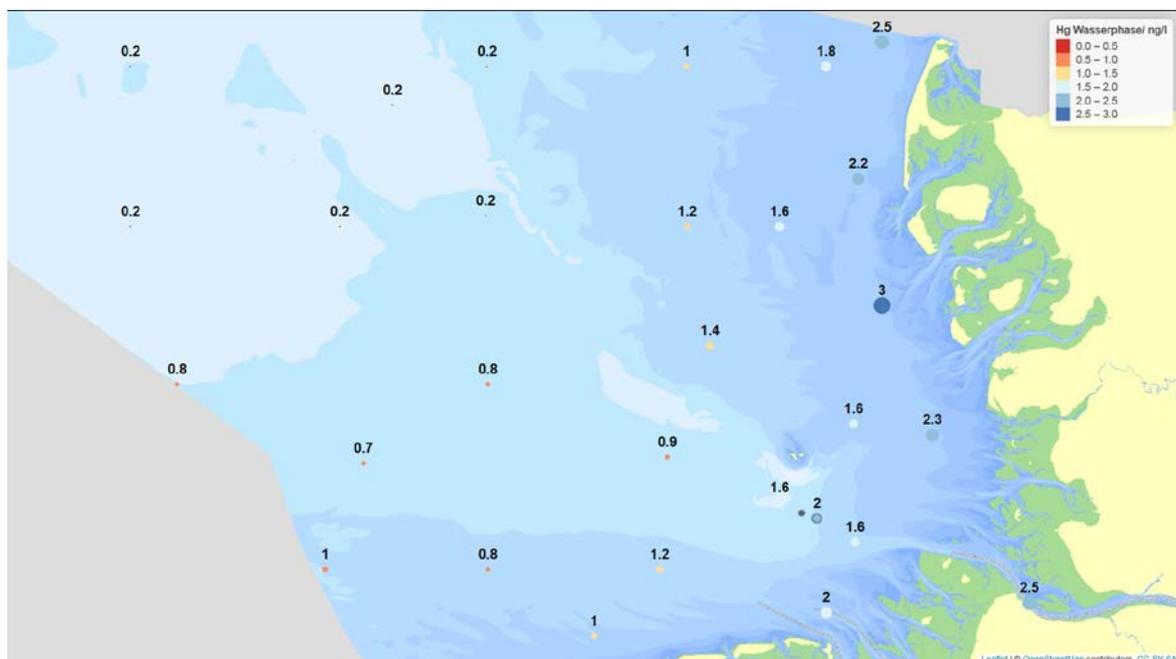


Abbildung 4.8-20 Quecksilberkonzentration in der Wasserphase in ng/l, Beprobung des BSH, Mittelwerte des Jahres 2015

Tabelle 4.8-1 Überblick über die Analysenergebnisse der organischen Schadstoffe in der Was-serphase (Proben der AWI-Schnittfahrt im Mai 2016)

	Wasserproben der AWI-Schnittfahrt, 11.5.2016						Küstengewässer OGewV 2011		Küstengewässer OGewV 2016	
		Anzahl	Min	Median	Mittelwert	Max	JD-UQN	JHK-UQN	JD-UQN	JHK-UQN
Naphthalin	µg/l	18	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,2	n.a.	2,0	130
Anthracen	µg/l	18	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1	0,4	0,1	0,1
Fluoranthen	µg/l	18	<0,001	<0,001	0,0032	0,0140	0,1	1,0	0,0063	0,12
Benzo(a)pyren	µg/l	18	<0,00005	0,0006	0,0015	0,0071	0,05	0,1	0,00017	0,027
Benzo(b)fluoranthen	µg/l	18	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005				0,017
Benzo(k)fluoranthen	µg/l	18	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005				0,017
Σ B-b-F und B-k-F	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,03	n.a.		
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	µg/l	18	<0,0002	0,0008	0,0020	0,0084				n.a.
Benzo(ghi)perylene	µg/l	18	<0,0002	0,0006	0,0015	0,0061				0,00082
Σ BghiP und Ind	µg/l	18	<0,0004	0,0014	0,0036	0,0145	0,002	n.a.		
Alachlor	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,3	0,7	0,3	0,7
Atrazin	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,6	2	0,6	2,0
Chlorfenwinphos	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,1	0,3	0,1	0,3
Diuron	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,2	1,8	0,2	1,8
Isoproturon	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,3	1,0	0,3	1,0
Simazin	µg/l	18	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	1,0	4,0	1,0	4,0
Irgarol	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			0,0025	0,016
Terbutryn	µg/l	18	<0,001	<0,001	0,001	0,001			0,0065	0,034
1,2,3-Trichlorbenzol	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
1,2,4-Trichlorbenzol	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
1,3,5-Trichlorbenzol	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
Σ Trichlorbenzole	µg/l	18	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,4	n.a.	0,4	n.a.
Pentachlorbenzol	µg/l	18	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,0007	n.a.	0,0007	n.a.
Hexachlorbenzol	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	0,05	n.a.	0,05
alpha-Endosulfan	µg/l	18	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0005	0,004	0,0005	0,004
beta-Endosulfan	µg/l	18	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0005	0,004	0,0005	0,004
Hexachlorbutadien	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,1	0,6	n.a.	0,6
o-p DDD	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
p-p DDD	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
o-p DDE	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
p-p DDE	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
o-p DDT	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001				
p-p DDT	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01	n.a.	0,01	n.a.
DDT insgesamt	µg/l	18	<0,006	<0,006	<0,006	<0,006	0,025	n.a.	0,025	n.a.
alpha-HCH	µg/l	18	<,0005	<,0005	<,0005	<,0005				
beta-HCH	µg/l	18	<,0005	<,0005	<,0005	<,0005				
gamma-HCH (Lindan)	µg/l	18	<,0005	<,0005	<,0005	<,0005				
delta-HCH (Lindan)	µg/l	18	<,0005	<,0005	<,0005	<,0005				
Summe HCH	µg/l	18	<,002	<,002	<,002	<,002	0,002	0,2	0,002	0,2
Quinoxifen	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001			0,015	0,54
Trifluralin	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,03	n.a.	0,03	n.a.
Chlorpyrifos	µg/l	18	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,03	0,1	0,03	0,1
Tributylzinn-Kation	µg/l	6	<0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0015	0,0002	0,0015

TBT-Kation an Station 2, Station E3 und Station 3

n.a. = nicht anwendbar

4.9 Wattmessstellen

Zugrundeliegende Maßgaben

Maßgabe 2.19: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf niedersächsische und schleswig-holsteinische Küstenregionen auszuschließen sind, sind weiterhin so genannte Wattmessstellen in das Monitoringprogramm zu integrieren sowie das Messstellennetz in Abstimmung mit der Monitoring-AG zu überprüfen und sinnvoll auszuweiten.*

Die Untersuchung an den Wattmessstellen im Jahr 2016 wurde fortgeführt. Die Möglichkeit einer Ausweitung des Messstellennetzes wurde geprüft. Im Dezember 2016 wurde von der Monitoring-AG beschlossen, dass zwei neue Stationen in das Messstellennetz mit aufgenommen werden. Hierbei handelt es sich um die Station Ostersiel auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt. Die Lage dieser Messstellen lässt die Gewinnung hinreichend schlickiger Materialien erwarten.

In Schleswig-Holstein werden seit 2007 Sedimente an den Messstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch beprobt. In Niedersachsen erfolgt die Beprobung ebenfalls seit 2007 an den Messstellen Harlesiel und Schillinghörn. Zudem werden die Ergebnisse der Beprobung der Messstelle Cuxhaven seit 2008 in das Monitoringprogramm integriert.

Für beide schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung und damit die Gewinnung von insgesamt acht Proben pro Jahr vorgesehen. An der Station Holmer Siel wurden im Jahr 2016 Proben im ersten, dritten und vierten Quartal gewonnen, während die Beprobung im zweiten Quartal aus arbeitsorganisatorischen Gründen entfiel. An der Station Wesselburener Loch wurde aufgrund fehlender Schiffsverfügbarkeit nur eine Probe im ersten Quartal entnommen. Insgesamt liegen damit für das Jahr 2016 vier statt der geplanten acht Proben vor (Tabelle A-29).

Die Schwermetallkonzentration der Proben aus dem Jahr 2016 liegt innerhalb der Spannweite, die auch seit 2007 an diesen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A-29). Sie bewegen sich zudem auf dem Niveau der regionalen Hintergrundbelastung, die an fünf schleswig-holsteinischen Messstationen des LANU im Zeitraum 1999 – 2004, also vor Beginn der Baggertgutverbringung, ermittelt wurde. Die organischen Schadstoffe bewegen sich im Jahr 2016 größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze, vereinzelt auch knapp darüber (Tabelle A-29). Insgesamt entsprechen die im Jahr 2016 ermittelten Werte damit denen aus den vorangegangenen Jahren.

Die Analysen der drei Messstationen aus dem Niedersächsischen Wattenmeer wurden von der BfG für die Jahre 2015 / 2016 ausgewertet und zusammen mit den Ergebnissen der Wattmessstellen aus Schleswig-Holstein ausführlich dargestellt (BfG, 2018a). Eine Akkumulation bzw. eine Beeinträchtigung der Küstenregionen durch verdriftetes Baggertgut lässt sich nach Aussage der BfG aus den seit 2007 bis 2016 erhobenen Daten der schleswig-holsteinischen und der niedersächsischen Wattmessstellen nicht ableiten.

Um die im Einvernehmen gemäß Maßgabe 2.19 geforderte mögliche Ausweitung des Messstellennetzes zu prüfen, wurde im Jahr 2016 sowohl anhand von Sedimentkarten als auch mittels der Ergebnisse des BLMP-Messprogramms geprüft, an welchen Stellen möglichst feinkörnige Sedimente zu finden sind, an denen zudem eine aktuelle Sedimentation von schlickigem Material aus der Nordsee zu erwarten ist. Im Ergebnis wurde im Dezember 2016 in der AG Monitoring festgelegt, dass im Jahr 2017 das Küstenstationsnetz um die Beprobungsstationen Ostersiel auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt ergänzt wird. Die Lage dieser beiden Stationen lässt eine Beprobung schlickiger Sedimente zu.

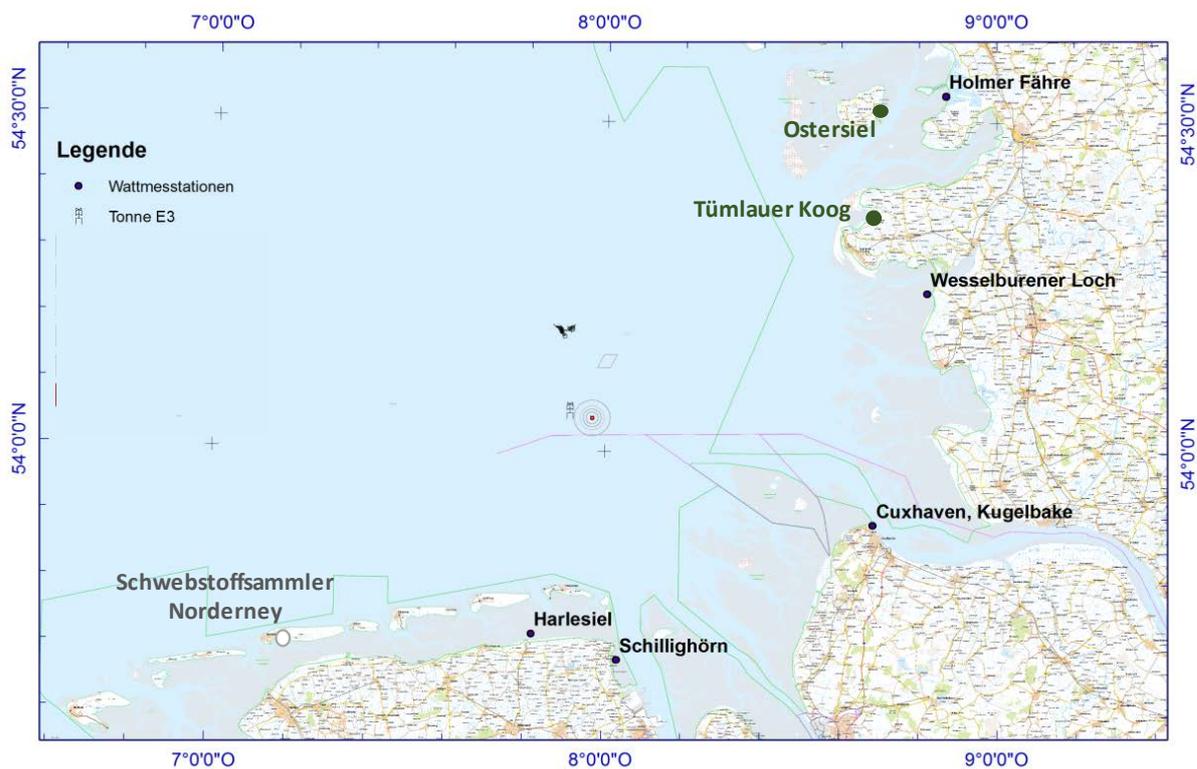


Abbildung 4.9-1 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)

schwarze Punkte: Dauermessstationen. grüne Punkte: Stationen geplant ab dem Jahr 2017. heller Punkt: Schwebstoffsammler auf Norderney

5. Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH- und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Der im April 2016 erteilten Genehmigung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) zur Baggergutverbringung aus Hamburger Landeshafengewässern in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3, ging eine umfangreiche Vorprüfung der Verträglichkeit der Erhaltungsziele der umliegenden FFH- und Vogelschutzgebiete gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG; kurz: FFH-RL) und Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG; kurz: VS-RL) gemäß § 34 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie eine Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bedingungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) durch die HPA voraus.

Für die Prüfungen wurden Voraussetzungen angenommen, die im Folgenden anhand der aktuellen Datenlage überprüft und künftig im Rahmen der jährlichen maßnahmenbezogenen Berichterstattungen validiert werden.

Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Für die artenschutzrechtliche Prüfung müssen nach § 7 Absatz 2 Nr. 13 und 14 BNatSchG folgende Arten geprüft werden:

Tier- und Pflanzenarten, die in Anhang IV der FFH-RL aufgeführt sind sowie die in Europa natürlich vorkommenden Vogelarten im Sinne des Artikels 1 VS-RL (europäische Vogelarten).

Die Arten, die aufgrund ihrer Verbreitung und ihrer Lebensweise von der Baggergutverbringung betroffen sein könnten und durch die Listung im Anhang IV der FFH-Richtlinie als besonders geschützt gelten, sind der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) als Vertreter der Fische sowie der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) aus der Gruppe der Säugetiere.

Für den Nordseeschnäpel konnte gezeigt werden, dass das Einbringgebiet kein wichtiges Nahrungsgebiet darstellt und die Laichgebiete im Bereich oberhalb der Flussmündungen liegen. Bislang konnte der Nordseeschnäpel während regelmäßiger Untersuchungen der Fischfauna im Einbringgebiet nicht nachgewiesen werden (BioConsult, 2017a). Eine signifikante Betroffenheit der Art ist daher weiterhin nicht gegeben.

Die artenschutzrechtliche Überprüfung durch die HPA im Februar 2016 hat für den Schweinswal keine signifikante Beeinträchtigung im Sinne des §44 Abs. 1 BNatSchG durch die Baggergutverbringung ergeben. Für eine erneute Bewertung der Situation stehen bislang keine neuen Erkenntnisse zur räumlichen Verteilung der Arten zur Verfügung. Es ist jedoch zu erwarten, dass sich die Hauptverbreitungsgebiete sowie Haupttrouten zur Nahrungsaufnahme nicht wesentlich verändert haben.

Für die Verbreitung der Vogelarten, die durch die VS-RL geschützt werden liegen ebenfalls keine neuen Erkenntnisse zur Bewertung vor. Aus der Prüfung der artenschutzrechtlichen Bedingungen im Februar 2016 geht hervor, dass das Einbringgebiet als Rast-, Durchzugs-, und Nahrungsgebiet von geringer Bedeutung ist und Brut- und Mauserplätze von dem Vorhaben nicht betroffen sind.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Dichte und räumliche Verbreitung der Arten in Abhängigkeit zum Wettergeschehen und vom Hauptdurchzug der Arten, innerhalb der AWZ stark variiert und die Baggergutverbringung nur ein Faktor darstellt, der die Verbreitung der Seevögel beeinflussen könnte.

Verbotsbestände nach dem BNatSchG §44 Abs. 1 bestehen nicht.

Die Sachlage für den Biotopschutz gemäß § 30 BNatSchG i.V.m. § 21 LNatSchG hat sich seit der Prüfung durch die HPA im Februar 2016 nicht verändert. Die Verbringestelle liegt im Bereich des großräumig vorhandenen marinen Biotoptyps „Feinsubstratbiotop mit Schlicksubstrat“. Es sind keine gesetzlich geschützten Biotope von der Maßnahme betroffen.

FFH- und Vogelschutzgebiete

Für die Vorprüfung auf Verträglichkeit gemäß der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie hat die HPA im Februar 2016 eine detaillierte Studie zu den verschiedenen Natura 2000 Schutzgebieten durchgeführt. Die Studie hat ergeben, dass aufgrund der großen Distanzen zwischen Schutzgebieten und Einbringestelle, kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die jeweiligen Schutzgebiete zu erwarten ist. Eine Untersuchung der Schwebstoffausbreitung wurde im September 2016 im Rahmen einer ADCP-Kampagne durchgeführt (Kapitel 4.2.2). Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass eine Beeinträchtigung der Schutzgebiete durch die Baggergutverbringung unwahrscheinlich ist.

Die Schutzgebiete, die am dichtesten zur Einbringestelle bei Tonne E3 liegen sind:

- FFH-Gebiet „Helgoland mit Helgoländer Felssockel (DE-1813-391)“ in 10,4 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Seevogelschutzgebiet Helgoland (DE-1813-491)“ in 8,9 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- FFH-Gebiet „Steingrund (DE-1714-391)“ in 14,3 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer (DE-2016-301)“ in 20,4 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Hamburgisches Wattenmeer (DE-2016-401)“ in 23,9 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- FFH-Gebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (DE-2306-301)“ in 26,8 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (DE-2210-401)“ östl. in 15,0 km und südl. in 20,7 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-391)“ in 23,9 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (DE-0916-491)“ in 23,9 km Entfernung zur Einbringestelle gelegen.

Die Gebiete haben sich seit der Prüfung in 2016 nicht in ihrer räumlichen Ausdehnung verändert, die genannten Entfernungen zur Einbringestelle sind demnach gleichgeblieben. Des Weiteren sind keine neuen FFH- oder Vogel-Schutzgebiete ausgewiesen worden. Die genannten Gebiete mit den angegebenen Entfernungen zur Einbringestelle können daher weiterhin als ausreichend für die Beurteilung angesehen werden.

Die Verträglichkeitsprüfung beruhte auf der Analyse von potenziellen Beeinträchtigungen auf die untersuchten Gebiete durch das Vorhaben und umfasst folgende Bestandteile von Wirkpfaden:

Vergrämung durch visuelle Störung bzw. Licht und/oder Lärm

Bei der Betrachtung dieser Wirkpfades wurden mögliche kurzzeitige Beeinträchtigungen einzelner Tiere der Artengruppe Meeressäuger und Vögel angenommen, populationsbeeinträchtigende

Störungen und damit erhebliche Beeinträchtigungen der entsprechenden Erhaltungsziele der Schutzgebiete wurden hingegen ausgeschlossen, da die Einbringstelle in ausreichendem Abstand zu den Schutzgebieten der Arten liegt. Die Frequenz und Dauer der Maßnahme entsprechen den angenommenen Bedingungen, daher ist weiterhin ausschließlich mit kurzzeitigen Beeinträchtigungen zu rechnen. Die im Antrag der HPA im Jahr 2016 formulierten Voraussetzungen sind somit weiterhin als tragfähig zu betrachten und es werden keine erhebliche Beeinträchtigung durch die Baggergutverbringung erwartet.

Bedeckung von Makrozoobenthos und Fischen mit Sediment und die verbundene Auswirkung der Bedeckung auf die Nahrungskette (Fische, marine Säuger und Vögel)

Das Monitoring des Makrozoobenthos (MZB) und der Fischfauna wird seit 2005 an der Einbringstelle durchgeführt. Die Auswertung der Daten seit 2005 hat ergeben, dass für das MZB nur im direkten Klappzentrum und seiner unmittelbaren Umgebung Auswirkungen der Verbringung auf das MZB festgestellt werden konnte. Über den Einbringbereich hinaus sind keine direkten verbringungsbedingten Effekte feststellbar. Dies konnte für das Jahr 2016 weiterhin bestätigt werden (BI-CONSULT, 2017b)

Nach wie vor kann die Gefahr einer Schädigung oder Tötung von einzelnen Individuen geschützter Fisch- und Neunaugenarten oder deren Brut in Folge der Verklappung an der Verbringstelle selbst nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Eine indirekte negative Beeinflussung der sich vom Makrozoobenthos ernährenden Fischarten ist ebenfalls im Bereich der Klappstellen nicht auszuschließen. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen, dass geschützte Fischarten im Untersuchungsgebiet rund um „Tonne E3“ gar nicht (Nordseeschnäpel, Meerneunauge) oder nur vereinzelt (Flussneunauge) nachgewiesen wurden. Eine Auswirkung der Baggergutverbringung auf die Fischfauna beruht ausschließlich auf dem kurzzeitigen Effekt der Vergrämung (BioConsult, 2015). Dies konnte für das Jahr 2016 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2017a).

Die begleitenden Monitoring Untersuchungen zum Makrozoobenthos (siehe Kapitel 4.4) zeigen, dass die Einbringstelle dicht besiedelt ist. Die Bedeutung einer möglichen Bedeckung des MZB oder der Fischfauna für die in der Nahrungskette höher angesiedelten Organismen ist lokal und zeitlich sehr begrenzt und spielt daher für die genannten Tiergruppen eine untergeordnete Rolle. Außerdem stellt die Einbringstelle für Vögel und Meeressäuger keine maßgebende Nahrungsquelle dar.

Die aktuellen Untersuchungen aus dem Jahr 2016 zum Vorkommen und Abundanz von MZB und Fischfauna (Kapitel 4.4. und 4.5) fügen sich unauffällig in das Gesamtbild ein, so dass weiterhin keine erheblichen Beeinträchtigungen auf die verschiedenen Organismusgruppen durch die Baggergutverbringung zu erwarten sind.

Störung der Nahrungsaufnahme durch Trübung der Wassersäule

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Schwebstoffen während der Einbringung von Baggergut durchgeführt (siehe Kapitel 4.2.2). Die Ergebnisse der Kampagne zeigen, dass die Schwebstoffe maximal 5 Kilometer bzw., maximal 2,5 Stunden in der Wassersäule nachweisbar sind. Daher kann die Annahme, dass nur eine lokale und zeitlich sehr begrenzte Beeinträchtigung von Vögeln bei der Nahrungssuche direkt während der Verklappung zu erwarten ist, bestätigt werden. Für Fische und marine Säuger spielen visuelle Sinne bei der Nahrungssuche eine untergeordnete Rolle.

Die Annahme, dass die Trübung der Wassersäule keine Beeinträchtigung des Jagdverhaltens darstellt, hat sich vor dem Hintergrund der neuen Untersuchungen als tragfähig erwiesen.

Auswirkung durch Schadstoffbelastung und Bioakkumulation

Vogelarten, die sich hauptsächlich von benthischen Invertebraten ernähren, könnten von einer Schadstoffanreicherung betroffen sein, ebenso wie die in der Nahrungskette höher angesiedelten FFH-Arten Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund.

Die Bewertung des bioakkumulativen Potentials zur Vorprüfung der FFH-Verträglichkeit wurde durch Bioakkumulationsuntersuchungen vorgenommen, die seit 2005 an der Pfeffermuschel, seit 2008 an der Wellhornschnecke und seit 2009 auch an der Kliesche durchgeführt werden. Im Rahmen der Vorprüfung wurde darauf hingewiesen, dass bislang nur kurzzeitige, baggergutbedingte Anreicherungen festgestellt werden konnten, die die Annahme begründen, dass keine erheblich nachteiligen Auswirkungen auf die sich vom Benthos ernährenden Organismen Vögel und die in der Nahrungskette höher angesiedelten Arten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe zu erwarten sind. Nach der vorläufigen Beendigung der Verbringung im Jahr 2010 sanken die Werte wieder auf die Hintergrundgehalte ab.

Für 2016 wurden erhöhte Schadstoffanreicherungen in den Lebern der Klieschen, den Wellhornschnecken und der Pfeffermuschel im Einbringbereich festgestellt (siehe Kapitel 4.7). Diese Anreicherungen bleiben jedoch auf das Einbringzentrum sowie die unmittelbare Umgebung im 1km-Kreis um das Klappzentrum herum begrenzt. Da die Einbringstelle nicht das Hauptverbreitungs- und Nahrungsgebiet der betrachteten Arten darstellt und diese eine hohe Mobilität besitzen, ist weiterhin davon auszugehen, dass keine erheblichen Auswirkungen der Baggergutverbringung auf Vögel, Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben zu erwarten sind.

Bereits vorliegende Ergebnisse der Bioakkumulationsuntersuchungen an Wellhornschnecken aus dem Jahr 2017 bestätigen die Begrenzung der Anreicherungen im Einbringbereich. Weitere Ergebnisse aus dem Frühjahr 2017 liegen noch nicht vor.

Veränderung von geschützten Habitatstrukturen durch Veränderung des Substrats am Meeresboden (temporär oder dauernd)

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Baggergut direkt während des Einbringvorganges im Rahmen einer ADCP Kampagne durchgeführt (Kapitel 4.2.2). Die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigen die bereits vorliegenden Annahmen, beruhend auf ADCP-Messungen in 2005, sowie Modellierungen der BAW, dass das Baggermaterial im Bereich der Einbringstelle bzw. deren Umgebung verbleibt. Die Messungen zeigen, dass die Ausbreitung der Schwebstoffe bis maximal 5km vom Klappzentrum verfolgt werden kann und die Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule nach 2-2,5h wieder auf dem Niveau des Hintergrundes liegt. Demzufolge ist keine nachweisbare Verdriftung des Baggergutes bzw. eine Trübungserhöhung in den Schutzgebieten zu erwarten. Eine erhebliche Beeinträchtigung von Habitatsstrukturen, die durch die Schutzgebiete geschützt werden, ist auf Basis der durchgeführten Untersuchungen weiterhin auszuschließen. Die Annahmen, die zur Genehmigung der Maßnahme der Baggergutverbringung nach E3 beigetragen haben, haben sich demnach als tragfähig erwiesen.

6. Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.1: *Die Gewässerbenutzung ist nach den Festlegungen dieses Einvernehmens vorzunehmen. Bei Widersprüchen zwischen Einvernehmen und den unten genannten Antragsunterlagen gelten die Festlegungen des Einvernehmens, Abweichungen sind schriftlich zu begründen und bedürfen des vorherigen Einvernehmens des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein als oberste Wasserbehörde (MELUR).*

Im Jahr 2016 wurden bei der Gewässerbenutzung keine Abweichungen von den Festlegungen des Einvernehmens registriert.

Maßgabe 2.2: *Der Maßnahmenträger stellt sicher, dass der beauftragte Baggerunternehmer eine Ausfertigung dieses Einvernehmens erhält und die Bestimmungen dieses Einvernehmens beachtet werden.*

Dies ist erfolgt.

Maßgabe 2.3: *Es sind für den gesamten Zeitraum der Unterhaltungsbaggerung und nachfolgenden Einbringung fortlaufend folgende Daten zu erheben und zu speichern:*

- die täglich gemessene Wassertemperatur an der Einbringungsstelle
- die Betriebszeiten des Entnahmebaggers (Datum und Uhrzeit)
- die Beladung jeder einzelnen Schiffseinheit in m³ LRV und t Trockensubstanz
- die Abfahrtszeit jeder einzelnen Schiffseinheit von der Entnahmestelle sowie
- die Ankunftszeit jeder einzelnen Schiffseinheit an der Einbringungsstelle und die Angabe des Zeitabstands zum Scheitelpunkt der Tide (HW/NW) und
- die Positionsangabe von jedem Einbringungsvorgang und Benennung des jeweils genutzten Einbringenzentrums gemäß Ziffer 1.

Diese Daten sind der zuständigen Überwachungsbehörde und der Wasser- Schutzpolizei jederzeit auf Verlangen vorzulegen und halbjährlich dem MELUR zu übersenden.

Diese Daten wurden für den Verbringungszeitraum 1.7.2016 – 13.11.2016 erhoben und dem MELUND übersandt (zuletzt in der Gesamtdarstellung der Jahre 2014-2016 am 20.03.2018). Entsprechendes gilt für die Verbringungszeiträume nach dem „alten“ Einvernehmen (2.3. bis 12.3.2016 und 10.6. bis 30.6.2016).

Maßgabe 2.30: *Weitergehende Details zu den im Einvernehmen genannten Monitoringmaßnahmen sind in der Monitoring-AG abzustimmen.*

Weitergehende Details wurden in der Monitoring-AG im Rahmen des fortzuschreibenden Monitoringkonzepts abgestimmt (s. auch Maßgabe 2.17 und Maßgabe 2.18 in Kapitel 4). In der Monitoring-AG abgestimmte Details zu den Monitoringmaßnahmen betreffen mehrere Maßgaben und sind in den entsprechenden Kapiteln aufgeführt: Maßgabe 2.21 (ADCP-Kampagne) in Abschn. 4.2.2, Maßgabe 2.22 (Verdichtung Probenahmeraster) in Abschn. 4.3, Maßgabe 2.20 (Stationen vor Helgoland, ökologische Untersuchungen vor Helgoland) in Abschn. 4.3 und 4.6, Maßgabe 2.24 und 2.25 (Wasserphase) in Abschn. 4.8, Maßgabe 2.27 (Bioakkumulation) in Abschn. 4.7, Maßgabe 2.19 (Wattmessstellen) in Abschn. 4.9.

Maßgabe 2.31: Die HPA hat dem MELUR halbjährlich in geeigneter Weise einen Sachstand vorzulegen, z. B. in Form eines kurzen, fachlich präzisen und gleichzeitig populärwissenschaftlich verständlichen Zwischenberichts zur Gesamtmaßnahme, unter getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTs, der neben den wichtigsten Angaben zur Maßnahmendurchführung, zur Erfüllung der Maßgaben sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen erläuternden Grafiken auch eine Bewertung enthält.

HPA hat dem MELUND entsprechende Sachstandsberichte vorgelegt und macht diese auf der HPA-Website verfügbar (https://www.hamburg-port-authority.de/fileadmin/user_upload/Kurzbericht_Tonne_E3_2016.pdf)

Maßgabe 2.32: Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTs sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Bericht wird hiermit vorgelegt. Die Einhaltung des Verschlechterungsverbots wird durch die Freigabeuntersuchungen nach GÜBAK 2009 sowie die zusätzlichen Anwendungen der Schwellenwerte der Zulassungen gewährleistet (Kapitel 3). Die Bewertungen der ERL, EAC sowie die Anwendung der neuen UQN (Kapitel 4.7.6.) zeigen, dass Überschreitungen der Werte in Sedimenten und Biota unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten können.

Maßgabe 2.33: Die HPA hat darüber hinaus gegenüber dem MELUR mindestens einmal jährlich über den im Rahmen der Ästuarpartnerschaft Tideelbe erfolgten Fortschritt zur Priorisierung und Umsetzung von Strombaumaßnahmen aus dem Ergebnisbericht des Dialogforums Tideelbe (2015) zu berichten. Dadurch ist die unverzügliche Umsetzung notwendiger Einzelmaßnahmen entsprechend eines konkreten Zeitplanes mit dem Ziel der schnellstmöglichen Reduzierung der Baggermengen zu dokumentieren.

Diese Dokumentation soll in Form eines konkreten, in der Ästuarpartnerschaft erarbeiteten Maßnahmenplans erfolgen, einschließlich zeitlicher Fristen für die nächsten fünf Jahre entsprechend des Gültigkeitszeitraums dieses Einvernehmens.

Das Forum Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe (FOSUST) hat im Juli 2015 seinen Ergebnisbericht vorgelegt und diesen auf einer gemeinsamen Abschlussitzung im März 2016 verabschiedet². Im Dezember 2016 hat sich dann das Forum Tideelbe konstituiert³, welches u.a. zum Ziel hat, bis Ende 2020 mögliche Strombaumaßnahmen an der Tideelbe zu priorisieren, deren Umsetzbarkeit zu prüfen und den zuständigen Verwaltungen Empfehlungen vorzulegen. Der Arbeitsfortschritt wird kontinuierlich auf der Website des Forums dokumentiert.

Maßgabe 2.34: Zur Optimierung des künftigen Sedimentmanagements erarbeitet die HPA Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die einen aussagekräftigen

² <http://www.dialogforum-tideelbe.de/>

³ <https://www.forum-tideelbe.de/>

Zeitraum umfassen (mehrere Jahrzehnte) und berichtet zu dem diesbezüglichen Sachstand in den Jahresberichten (s. 2.33.).

Die Maßgabe verpflichtet die HPA zur Erarbeitung von Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die geeignet sind einen Beitrag zur Optimierung des Sedimentmanagements (an der Tideelbe) zu leisten. Unter einer Sedimentationsbilanz versteht die HPA dabei die Gegenüberstellung des Ein- und Austrags von Feststoffen in das System mit der Volumenänderung des Gewässerbettes. Die Grundlagen für Letztere bestehen dabei vor allem in der Verfügbarmachung von Daten z.B. in Form digitaler Geländemodelle basierend auf möglichst synoptischen Vermessungen von Landtopographie und Peilungen der Unterwasserbathymetrie, aus denen sich die Volumenänderungen des Wasserkörpers über die Zeit zumindest qualitativ zufriedenstellend ermitteln lassen.

Für eine Bilanzierung der Ein- und Austräge werden auf der einen Seite die in einer Periode bewegten Baggermengen sowie der Verbleib dieser Mengen benötigt. Umlagerungen innerhalb des Gewässers sind dabei ebenso von Interesse wie die Entnahme von Material z.B. zur Landbehandlung oder die Verbringung aus dem Gewässerkörper in die Nordsee. Daneben sind aber auch die natürlichen Ein- und Austräge über die Ränder des Bilanzraumes zu berücksichtigen. Diese -bezogen auf den Gesamttraum Tideelbe- überwiegend als Import über das Wehr Geesthacht, die Nebenflüsse und die Mündung stattfindende Zufuhr von neuen Sedimenten in das System ist nur vage bekannt und messtechnisch auch nicht zu erfassen, so dass sich auf dieser Seite zwangsläufig eine Lücke in der Bilanz auftun wird, die nur durch grobe Abschätzungen geschlossen werden kann.

Von fachlicher Seite wird diese herausfordernde Aufgabenstellung durchaus begrüßt, verspricht sie doch einen Mehrwert für das System und Prozessverständnis, die HPA muss jedoch vorsorglich darauf hinweisen, dass die Tideelbe ein sehr großes Gebiet umfasst, das über eine Länge von rd. 160 km vom Wehr in Geesthacht bis zu ihrer Mündung in die Nordsee in 4 Revierabschnitte untergliedert ist und von ebenso vielen Verwaltungseinheiten gemanagt wird. Berücksichtigt man ferner die für eine möglichst nahe an der objektiven Wahrheit liegende Bilanz notwendige Einbeziehung aller den Sedimenthaushalt beeinflussenden Transporte und Interaktionen mit den Nebenflüssen und dem NOK, so erweitert sich die Zahl der involvierten Akteure um die für die Wasserwirtschaft zuständigen Landesbehörden der 3 Anrainerländer und das WSA Brunsbüttel auf acht. Nicht außer Acht gelassen werden darf zudem, dass weitere Akteure wie die Landeshäfen, Werftbetriebe oder auch eine Vielzahl kleinerer Yachthäfen zumeist in eigener Regie Unterhaltungstätigkeiten ausüben und somit einen Beitrag zum Stoffkreislauf leisten.

Die HPA verwaltet von dem hier zu betrachtenden Bilanzraum nur einen geringen Teil in eigener Regie und ist insofern zur Erfüllung dieser Auflage auf die Mitwirkung der übrigen Partner an der Tideelbe angewiesen. Aus diesem Grund ist dieses Thema (u.a.) auch Gegenstand einer jüngst geschlossenen Kooperationsvereinbarung zwischen der HPA und der BAW, der BfG sowie der WSV und ein Auftrag für die Erstellung eines gemeinsam getragenen Konzeptes ist der unter diesem Dach eingesetzten „AG Sedimentmanagement“ erteilt worden.

Die „AG Sedimentmanagement“ hat sich in einem ersten Schritt zunächst mit einem schon in der Praxis angewendeten Ansatz zur Sedimentationsbilanzierung im Scheldeästuar befasst, der auch schon innerhalb des EU-Interreg-Projektes „Tide“ vorgestellt und diskutiert wurde:

In der Scheldemündung gibt es gute Erfahrungen mit der Verwendung des sogenannten „Sandbalance Ansatzes“ als Instrument zur Interpretation der Beobachtungen in der Bathymetrie. Dieser Ansatz verwendet Daten, die oft recht gut verfügbar sind (bathymetrische Daten). Die Ergebnisse (kalkulierte Sedimentbudgets) haben einen direkten Bezug zum Sedimentmanagement und Interventionen, die in Flussmündungen relativ häufig sind (wie Baggararbeiten und Entsorgung). Der "Sandbalance-Ansatz" ist in der Tat eine Volumenbilanz über einen bestimmten Zeitraum und

bestimmten Bereich aller Sedimente und Objekte (einschließlich Schiffswracks), die sich aus dem Wasserbett abzeichnen. Er verwendet bathymetrische Messungen zur Berechnung von Volumen (nicht Masse). Sedimente in der Wassersäule (und nicht durch bathymetrische Messungen beobachtete) sind daher nicht inbegriffen. In sandigen Umgebungen (wie zum Beispiel der niederländischen und der flämischen Küste) ist dies hauptsächlich der Fall, Änderungen in den berechneten Sandbudgets erhalten daher den Namen "Sand-balance".

Die hinter dem Ansatz stehende Methodik ist im Grunde identisch zu dem oben dargestellten Verständnis von Sedimentationsbilanzierung. Allerdings konzentrieren sich die Ziele der flämischen Wasserbauverwaltung überwiegend auf die Stabilisierung der Sände im Mündungsgebiet und damit auf einen von der räumlichen Ausdehnung her wesentlich überschaubareren Bilanzraum als die gesamte Tideelbe.

Vor dem Hintergrund der Forderung, die Grundlagen für einen möglichst aussagekräftigen Zeitraum (mehrere Dekaden) aufzubereiten, wurden von der „AG Sedimentmanagement“ darüber hinaus Recherchen über bereits vorhandene morphologische Auswertungen für zumeist Teilräume der Tideelbe aus der Vergangenheit durchgeführt. Im Fokus der Überprüfung stand dabei vor allem die Brauchbarkeit und Nutzbarmachung der Ergebnisse im Hinblick auf vorhandene Georeferenzierung der betrachteten Teilräume und digitale Verfügbarkeit der verwendeten Grundlagendaten. Zu nennen sind hierbei vor allem die

- topographischen Auswertungen im Rahmen der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (1999/2000). Diese sind im Abschlussbericht von 2011 im Kapitel III.5 zusammengefasst (WSA Hamburg & HPA 2011: Abschlussbericht Beweissicherung zur Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt. Hamburg 2011.) Eine Ergebnispräsentation mit den wichtigsten Inhalten der topografischen Auswertungen ist hier zu finden.
- Untersuchungen der BfG im Auftrag der HPA zur Aufstellung von Sandbilanzen für das Gebiet der Oberen Tideelbe zwischen 2003 und 2016. BfG (2016): Morphologische Entwicklung und Sandbilanz der Elbe von Geesthacht bis Hamburg. BfG-1862. Koblenz
- Untersuchungen der HPA im Rahmen der Erstellung des Strombauberichts und des Tideelbekonzeptes zur Verlandung von Nebenelben, des Mühlendberger Loches, der Billwerder Bucht und anderer verlandeter ‚Hafenbrachen‘
- Untersuchungen zur Morphodynamik im Mündungstrichter, z.B. im Rahmen des MORAN-Projekts (Morphologische Analysen Nordseeküste). Nur exemplarisch sei auf diese Untersuchung hingewiesen: Schüller, A. & Hofstede, J. (1992): Untersuchungen über die Morphodynamik im Wattgebiet der inneren Deutschen Bucht. Abschlussbericht. In: Die Küste, Heft 53, S. 277-312.
- Neuere GIS-basierte Untersuchungen durch Smile-Consult, zum Beispiel im Rahmen der Auswertungen der Befliegungen des Elbmündungstrichters im Zusammenhang mit der Genehmigungsaufgabe Nr. 26 zur Verbringung von Hamburger Baggertgut zur Tonne E3 (HPA 2014, HPA 2018).
- Darüber hinaus gibt es eine Reihe von fundierten morphologischen Untersuchungen von Teilgebieten des Ästuars, auch unabhängig von Forschungsprojekten oder der Vorbereitung von Planfeststellungsverfahren. Nur exemplarisch sei hier auf die Arbeit von Fräβdorf (1999) zu morphologischen Veränderungen der Nebenelben von ca. 1950 bis 1995 hingewiesen (<https://izw.baw.de/publikationen/kolloquien/13/vortrag5.pdf>).

Generell ist darauf hinzuweisen, dass die Datengrundlage für die Tideelbe hinsichtlich der anthropogen bedingten Volumenänderungen des Gewässerbettes vergleichsweise gut aussieht, zumal Baggerungen und Umlagerungen der Revierversantwortlichen sowie strombauliche Maßnahmen und Maßnahmen zur Landgewinnung seit Jahrzehnten gut dokumentiert sind, unter anderem als Grundlage für die Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zur vorherigen bzw. zur geplanten Fahrrinnenanpassung oder als Gegenstand der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (s.o.).

Den meisten früheren Auswertungen zur Darstellung und Bilanzierung morphologischer Änderungen mangelt es allerdings an der für aktuelle Methoden nach dem Stand der Technik notwendigen Georeferenzierung der untersuchten Teilflächen und der Verfügbarkeit digitaler Originaldaten. Brauchbare digitale Geländemodelle auf Basis quasi-synoptischer Vermessungen gibt es für die komplette Tideelbe erst seit 2003. Frühere von der BAW für numerische Systemstudien z.T. auf Basis digitalisierter Seekarten ‚zusammengebastelte‘ Bathymetrien sind für das Vorhaben weniger gut geeignet. Der Aufwand für eine weiter in die Vergangenheit reichende Betrachtung morphologischer Zustandsänderungen steht somit vor dem Hintergrund der zunehmenden Unsicherheiten bezüglich der Datenqualitäten in keinem Verhältnis zum zu erwartenden Erkenntnisgewinn. Die partiell verfügbaren Daten und teilweise internen Ergebnisberichte sollten soweit noch nicht geschehen dennoch nutzbar gemacht werden.

Geplantes weiteres Vorgehen der AG

Im nächsten Schritt gilt es, eine Art Ordnungsrahmen oder Anforderungskatalog aufzustellen, an den sich zukünftige morphologische Untersuchungen an der Tideelbe orientieren sollen, damit prozessierte Daten und Ergebnisse, die im Rahmen anderer Fragestellungen auch auf kleineren Teilflächen gewonnen werden, möglichst direkt in eine Gesamtbilanz übernommen werden können.

Dazu zählen auch die Diskussion und Abstimmung unterschiedlicher Kriterien für eine möglichst allen fachlichen Belangen gerecht werdende sinnvolle Abgrenzung der noch zu definierenden Betrachtungsräume, für die jeweils kleinräumige Bilanzen aufgestellt werden können. In der Vergangenheit orientierten sich solche Gebietszuschnitte vor dem Hintergrund der im operativen Geschäft benötigten Massenkalkulation für den Unterhaltungsbedarf zumeist an den Grenzen der Baggergebiete. Da die Baggermengen ebenfalls für diese Gebiete separat erfasst und aufsummiert werden, spricht auf den ersten Blick viel dafür, diese Gliederung auch in Zukunft beizubehalten und ggf. zu größeren Einheiten zusammenzufassen oder bei Bedarf (z.B. aufgrund unterschiedlicher Sohlstrukturen oder dominierender Kornfraktionen innerhalb des gleichen Baggergebiets) auch in kleinere Einheiten zu unterteilen.

Zielbild für ein in die Zukunft gerichtetes, Mehrwert-generierendes Werkzeug zur Sedimentationsbilanzierung wäre nach Vorstellung der AG Sedimentmanagement der Aufbau einer GIS-basierten Datenbank mit Steckbriefen zu den einzelnen (im Detail noch zu definierenden) Gebieten bzw. morphologischen Einheiten, die alle wesentlichen Geoinformationen und verfügbaren Daten bereitstellt. Neben den hier vor allem benötigten georeferenzierten Vermessungs- und Baggerdaten bietet es sich an, die Datenbank auch mit weiteren gebietsspezifischen Eigenschaften zur Kornverteilung, Konsolidierungsgrad oder auch Qualitätskomponenten zu füttern, um immer aktuelle Grundlagen für hydromorphologische Modellierungen oder ökologische Bewertungen im Rahmen von Umweltauswirkungsprognosen bereitzustellen.

Maßgabe 2.35: *Die HPA wird verpflichtet, dem MELUR unverzüglich mitzuteilen, wenn im Bereich des Hamburger Hafens oder der an Hamburg delegierten Stromelbe Maßnahmen ergriffen werden, die die Flutraumsituation verschlechtern.*

HPA hat dem MELUND mit gesondertem Schreiben vom 26.9.2016 und vom 22.12.2017 über die Entwicklung der Wasserflächen in Hamburg berichtet.

Berücksichtigte Maßgaben altes Einvernehmen (August 2008, geändert Juli 2009):

Maßgabe 26: *Im Zusammenhang mit der Umsetzung des Strom- und Sedimentmanagementkonzeptes sind einmal jährlich eine kombinierte Laserscan- und Luftbildbefliegung des trockenfallenden Bereichs des Elbeästuars anzufertigen und auszuwerten (Luftbilder: sw-digital, georeferenziert auf UTM/ETRS 89, Auflösung Bodenpixel 20 cm Kantenlänge).*

HPA hat im September 2014 beantragt, die Befliegung nicht jährlich, sondern in einem Turnus von 3 Jahren durchzuführen. Die nach der Laserscanbefliegung fortzuschreibende Auswertung sollte dafür gemäß eines erweiterten Auswertekonzeptes erfolgen, bei dem auch verfügbare Aufnahmen der Unterwassertopographie Dritter aus den entsprechenden Zeiträumen in die Auswertung mit einfließen und so die Interpretation der Morphodynamik unterhalb von NHN-2m Höhenlinie ermöglichen. Das MELUR hat diesem Antrag im November 2014 zugestimmt.

Zwischen November 2012 bis Februar 2013 fand eine Laserscanbefliegung statt. Die gemäß dem 3-Jahres-Turnus nächste Laserscanbefliegung des Elbmündungsgebietes wurde im Zeitraum Winter 2015/2016 durchgeführt. Diese Befliegungen wurden im April 2016 abgeschlossen. Das hieraus resultierende digitale Geländemodell wurde am 20.10.2017 bereitgestellt. Die daran anschließenden Auswertungen wurden im Jahr 2018 durchgeführt und am 28.8.2018 mit der Herausgabe eines finalen Berichts abgeschlossen. Vereinbarungsgemäß beziehen sich die Auswertungen dieser Befliegung auf das gesamte Tiefenspektrum des Untersuchungsgebietes, also inklusive der ständig wasserführenden Bereiche (Elbe sowie tiefe Priele und Wattströme).

FAZIT

Die Maßgaben des „Einvernehmens zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands“ vom 25.4.2016 sowie die Auflagen der „Wasserrechtlichen Erlaubnis zur Verbringung von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der Hamburger Landeshafengewässer Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen sowie Sandauhafen und Rethe“ vom 25.4.2016 sowie der damit verbundenen naturschutzfachlichen Genehmigung vom 25.4.2016 wurden im Jahr 2016 grundsätzlich eingehalten. Abweichungen von den Maßgaben resp. Auflagen (s. Kapitel 3 Anfang zu Maßgabe 2.8/2.9: Unterschreitung der Mindestprobenanzahl nach GÜBAK in den Bereichen Süderelbe Bl.5 und Köhlbrand im Sommer 2016 und Hinzunahme der „Verlaufproben“ zur Auswertung; s. Kapitel 4 Anfang zu Maßgabe 2.18: Die Protokolle der drei Sitzungen der Monitoringarbeitsgruppe wurden nicht innerhalb von vier Wochen, sondern jeweils in der folgenden Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe endabgestimmt; s. Kapitel 4 Anfang zu Maßgabe 2.27: Bioakkumulationsuntersuchungen wurden an der Scholle statt an der kleinen Nussmuschel *Nucula nitidosa* durchgeführt) wurden mit dem MELUND abgestimmt. Sie sind in den einzelnen Kapiteln unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

Gleiches gilt für die Maßgaben des alten „Einvernehmens zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands in die Nordsee auf das Hoheitsgebiet Schleswig-Holstein“ mit dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein vom 1. August 2008 in der am 28. Juli 2009 geänderten Fassung, nach dem in der ersten Jahreshälfte in 2016 noch Verbringungen von Baggergut in die Nordsee erfolgten.

7. Literatur

- AquaEcology (2015):** Monitoring zur Baggergutverbringung aus dem Hamburger Hafen zur Tonne E3 in der Nordsee - Untersuchungen im Wasserkörper im Sommer 2014. Auftraggeberin HPA. AquaEcology Stand April 2015. Oldenburg.
- BfG (2009):** Sedimentverteilung und –verdriftung an der Klappstelle E3. Stellungnahme der BfG, Koblenz, Stand: 18.3.2009, unveröffentlicht, 9 Seiten.
- BfG-1711 (2011a):** Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. Zwischenbericht 2009. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz.
- BfG (2011b):** Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung. Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. BfG-Merkblatt, 11 Seiten. Link: http://www.bafg.de/Baggergut/DE/04_Richtlinien/merkblatt_oekotox.pdf?blob=publicationFile.
- BfG (2016):** Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz, 31.3.2016 .
- BfG (2018a):** Dauermessstationen in nord- und ostfriesischen Watt. Auswertung der Schadstoffdaten 2007 bis 2016. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert, 7 Seiten.
- BfG (2018b):** Bewertung der Schadstoffbelastung von Sediment und Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert. Stand Februar 2018. 24 Seiten.
- BioConsult (2017a):** Die Wellhornschncke (Buccinum undatum) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2016 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 53 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2017b):** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2016. Studie im Auftrag von HPA. 97 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2017c):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2016. Studie im Auftrag der HPA. 89 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2006):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle E3. Bestandsentwicklung nach zwei Umlagerungsphasen. Studie im Auftrag der HPA. Dezember 2006. 104 Seiten. Unveröffentlicht.
- BSH (2009):** Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Stand: 21.08.2009, 537 S. Download: https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresraumplanung/Nationale_Raumplanung/_Anlagen/Downloads/Raumordnung_2009/Raumordnungsplan_Textteil_Nordsee.html
- DLR (2005):** Measurements of Sediment Transport at the Buoy E3 Dredged Material Disposal Site, German Bight, North Sea, Report 348.EU.0905.1, Dredging Research Ltd, December 2005.
- FGG Elbe (2018a):** Kurzbericht zum Umsetzungsstand des Sedimentmanagementkonzeptes. Herausgeber: Flussgebietsgemeinschaft Elbe. November 2018, www.fgg-elbe.de.
- FGG Elbe (2018b):** Schadstoffuntersuchungen in Biota. Projektbericht. Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016. Hrsg. FGG Elbe. www.fgg-elbe.de.

- GÜBAK (2009):** Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen BMVBS, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. August 2009.
- HPA (2005ff):** Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2013, Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>
- HLUG (2002):** Arbeitshilfe – Angabe der Messunsicherheit bei Feststoffuntersuchungen aus dem Altlastenbereich. Handbuch Altlasten, Band 7, Teil 6. Analyseverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik. Zweite korrigierte und verbesserte Fassung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Okt 2003.
- HR Wallingford (2017):** Dredge Disposal Plume Monitoring. Sediview Survey – Buoy E3 Dredged Material Disposal Site. Report Number: DLR5637-RT002-R02-00. HR Wallingford Ltd.
- Kappenberg, J. and Fanger, H.-U. (2007):** Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee; GKSS-Forschungszentrum Geesthacht; Bericht Nr. 2007/20.
- OSPAR (2004):** Provisional JAMP Assessment Criteria for TBT – Specific Biological Effects. Reference-Number.
- Stocks, Theodor (1955): Der Steingrund bei Helgoland. Deutsche Hydrologische Zeitschrift. 8: 112–118.
- Submaris (2016):** Untersuchung der Makroalgen-Bestände südlich der Helgoländer Düne. Kurzbericht zum Pilotprojekt im Auftrag der Hamburg Port Authority. Stand Dezember 2016, Kiel.

ANHANG

Anlage A-1



Statistisches Verfahren zur Prüfung der Einhaltung der Schwellenwerte

Koblenz, 28.06.2016

Hentschke, U., Schubert, B.

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Das Auswahlverfahren zur Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen verschiedenen Beprobungsgruppen ist in dem BfG Zwischenbericht für 2008 (BfG 2010) beschrieben und wird hier verkürzt dargestellt.

Ziel ist die Prüfung, ob sich die Schadstoffbelastung der Sedimente aus den verschiedenen Baggerbereichen (Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe und Landeshafengewässer) signifikant von der mittleren Belastung aus dem Beprobungszeitraum 2005 bis 2015 der jeweils selben Teilbereiche bzw. für die Landeshafengewässer von Köhlbrand/Süderelbe unterscheidet (Einvernehmen 2016, Punkt 2.15). Zur Berücksichtigung der oft unterschiedlichen Anzahl von Proben in den einzelnen Bereichen und Jahren ist es erforderlich, die Mittelwertbildung für den Vergleichszeitraum (2005-2015) aus den Jahresmittelwerten der verschiedenen Teilbereiche durchzuführen.

Wie die Auswertung der bisherigen Untersuchungen der Baggerbereiche zeigte, sind die Bedingungen der Normalverteilung und einer Varianzhomogenität der verschiedenen Gruppen für einen parametrischen Test für die meisten Datensätze nicht gegeben. Als geeigneter Test für einen Vergleich wird daher zur Prüfung auf signifikante Unterschiede der Test nach **Nemenyi-Damico-Wolfe-Dunn (NDWD-Test)** (Hollander & Wolfe (1999), Seite 244) eingesetzt. Der NDWD-Test ist unabhängiger von der Zusammensetzung des Datenkollektivs als die Signifikanzprüfung zwischen zwei Gruppen nach dem Test von Wilcoxon oder Mann-Whitney (U-Test) (Pohlert 2014).

Für die Parameter HCB, TBT sowie die Summe 6 DDX und Metabolite (Einvernehmen 2016, Punkt 2.11) ist außerdem die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Werten der aktuellen Belastungen des Baggergutes aus den vorgegebenen Baggerbereichen und den Q₉₀-Perzentil-Werten des Vergleichszeitraums (2005-2015) der jeweiligen Teilbereiche erforderlich. Dabei ist die Messunsicherheit zu berücksichtigen. Sie ergibt sich aus der Standardabweichung der Mittelwertdifferenzen von Doppelbestimmungen. Die Bestimmung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) erfolgt dabei nach der Vorlage von Baumgarten & Schmid (2002), die sich auf das Verfahren der EURACHEM/CITAC (2003) bezieht. Bei der Angabe der Messunsicherheit ist der Messwert mit dem VK und einem Faktor 2 zu multiplizieren (Baumgarten & Schmid, Anlage 3.1 und 3.2).

Baumgarten, D., Schmid, T. (2002): Handbuch Altlasten, Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik.-Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Band 7, Teil 6, 2. Fassung Okt 2003., pp.27, Wiesbaden, Hrsg. Adolph, W., Institut Fresenius.

EURACHEM/CITAC Guide (2003): Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen, 2. Auflage:

http://www.iswa.uni-stuttgart.de/ch/aqs/pdf/quam2000de_v2.pdf (23.06.2016)



- Hollander, M. & Wolfe, D. A. (1999): Nonparametric Statistical Methods.-Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons , 2. Edition - February 1999, pp. 816
- BfG (2010): Zwischenbericht 2008 - Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringestelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe.- BfG-1659 3. August 2010, pp.191
- Pohlert, T. (2014): The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR).R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>

Tabelle A 1 Monitoringprogramm im Jahr 2016

	Monitoring 2016 1. Jahreshälfte	Monitoring 2016 2. Jahreshälfte
Peilung	2-km-Kreis / Mai 2016	
Sedimenttextur	April 2016 96 Stationen ¹	Sept 2016 120 Stationen ¹
Sedimentchemie	April 2016 52 Stationen 4 Frahmlothe ²	Sept 2016 85 Stationen 8 Frahmlothe ²
Ökotoxikologie	April 2016 34 Stationen	Sept 2016 36 Stationen
Makrozoobenthos	Mai 2016 110 Stationen	Sept 2016 131 Stationen
Wellhornschncke Population / Imposex	Mai 2016, in Hols Abundanz, Imposex	Nov 2016, in Hols Abundanz, Imposex
Fischfauna	Mai 2016, in Hols	Nov 2016, in Hols
Wellhornschncke Bioakkumulation	Mai 2016 90 Tiere	Nov 2016 150 Tiere r
Pfeffermuschel Bioakkumulation	April 2016 27 Proben	Sept 2016 27 Proben
Makrophyten		Juli 2016 Beprobung vor Helgoland
ADCP-Kampagne		September 2016 ADCP-Kampagne
Kliesche Bioakkumulation Alter		Nov 2016 60 Proben Leber 40 Proben Muskel (179 Tiere)
Scholle Bioakkumulation Alter		Nov 2016 21 Proben Leber 46 Proben Muskel (77 Tiere)
Krabbe Bioakkumulation		Nov 2016 Beprobung Küste SH (7 Proben)
Wattmessstellen	1-4 x im Jahr ³ 5 Messstellen	
Wasseranalysen	Daten der Elbe-Schnittfahrt des AWI sowie Daten BSH	

1 Im April 2016 - 96 Stationen: die Stationen, an denen chemische Analysen durchgeführt werden, sowie alle Stationen im 1-km, im 1,5-km- und im 2-km-Kreis. Im September 2016 zusätzlich Verdichtung Einbringbereich und drei Stationen im Fernfeld vor Helgoland

2 Frahmlothe im April 2016 zum Rand der Schüttstelle hin, um Ausbreitung des Materials besser erfassen zu können. Im September 2016 auf neuer Klapptaste K-Süd

3 Ausfall bei einzelnen Messstellen, s. Abschnitt 4.8

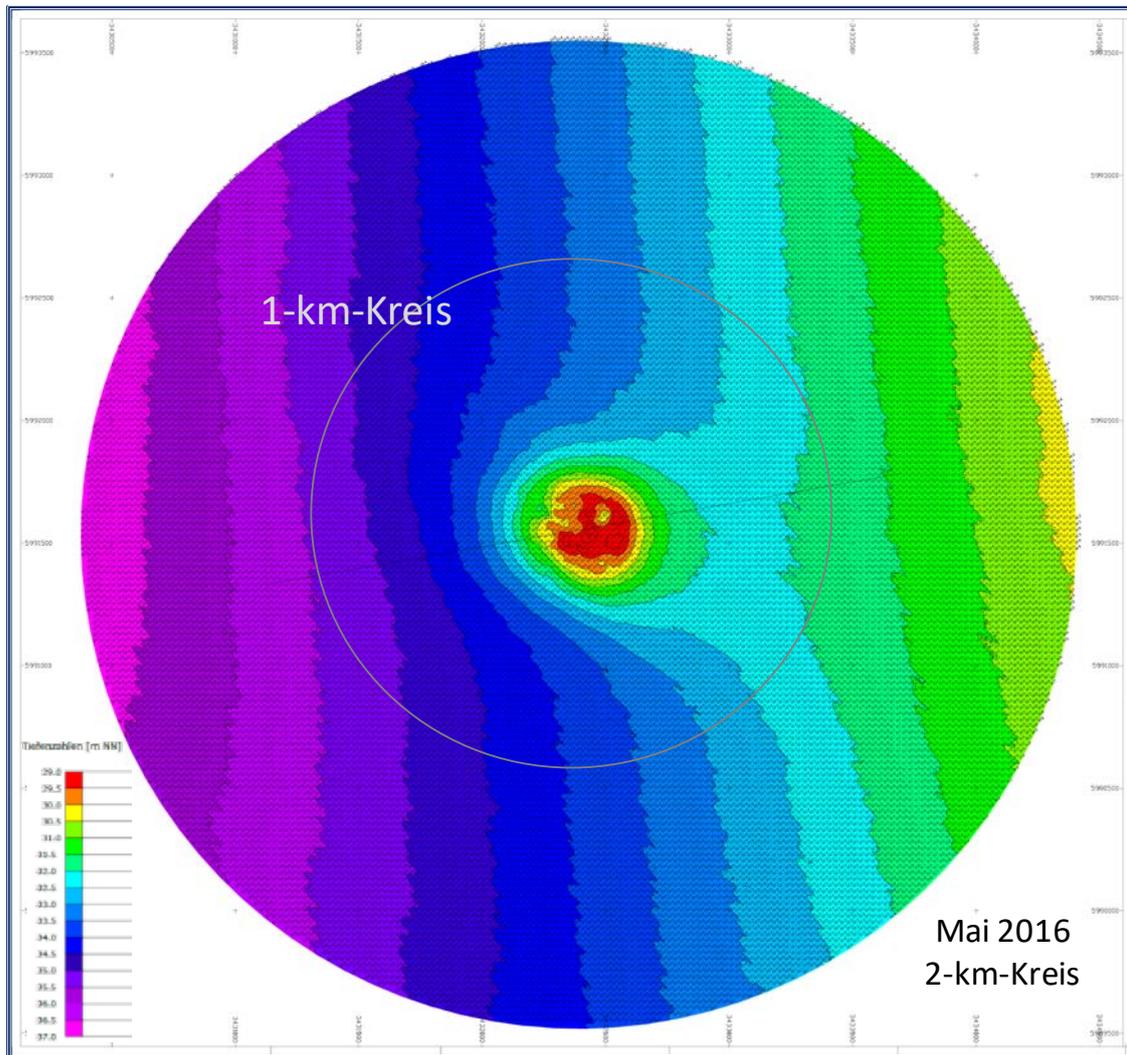


Abbildung A 1 Bathymetrie im 2 km-Kreis um die Klappstelle im Jahr 2016

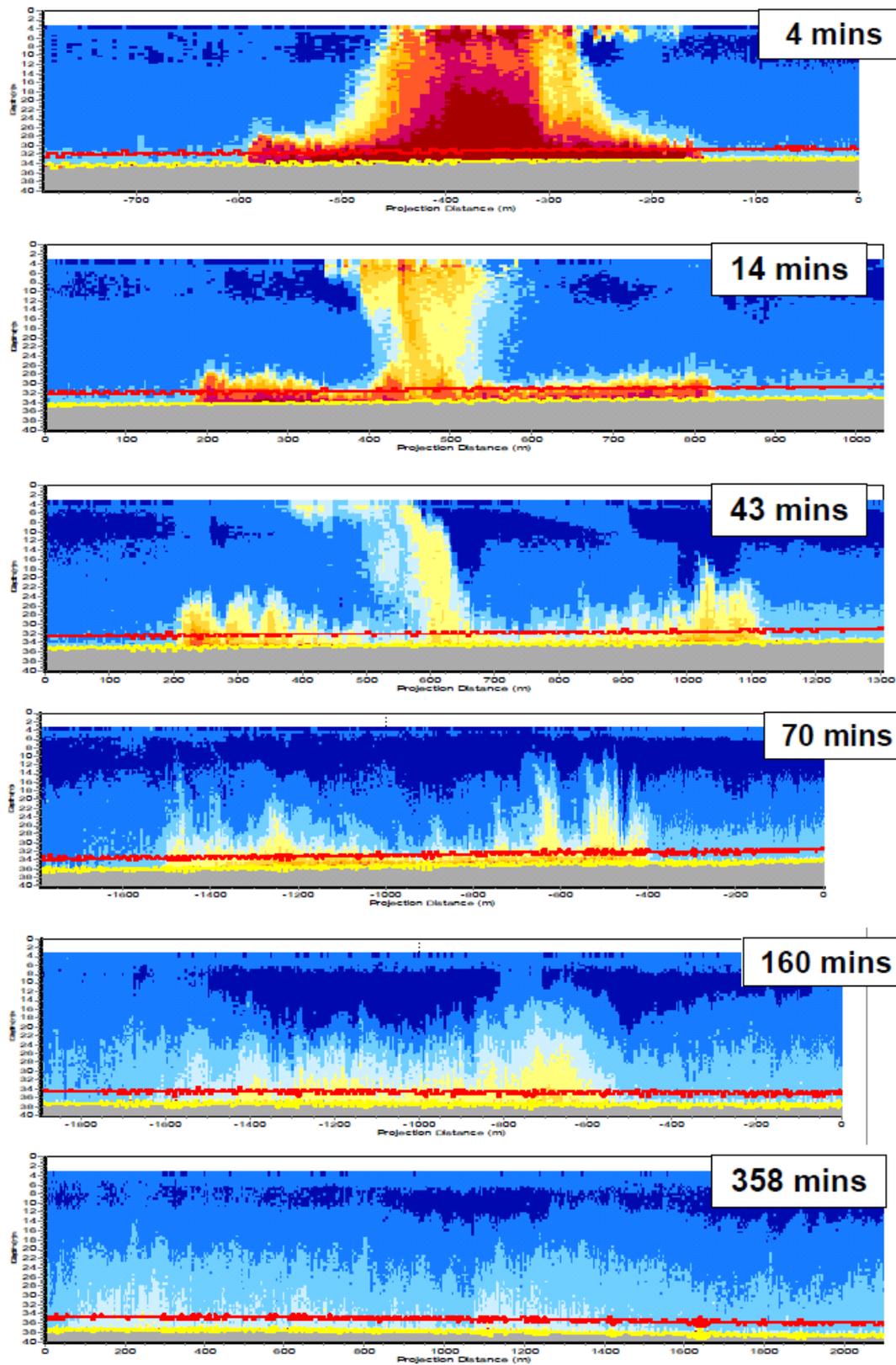


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke

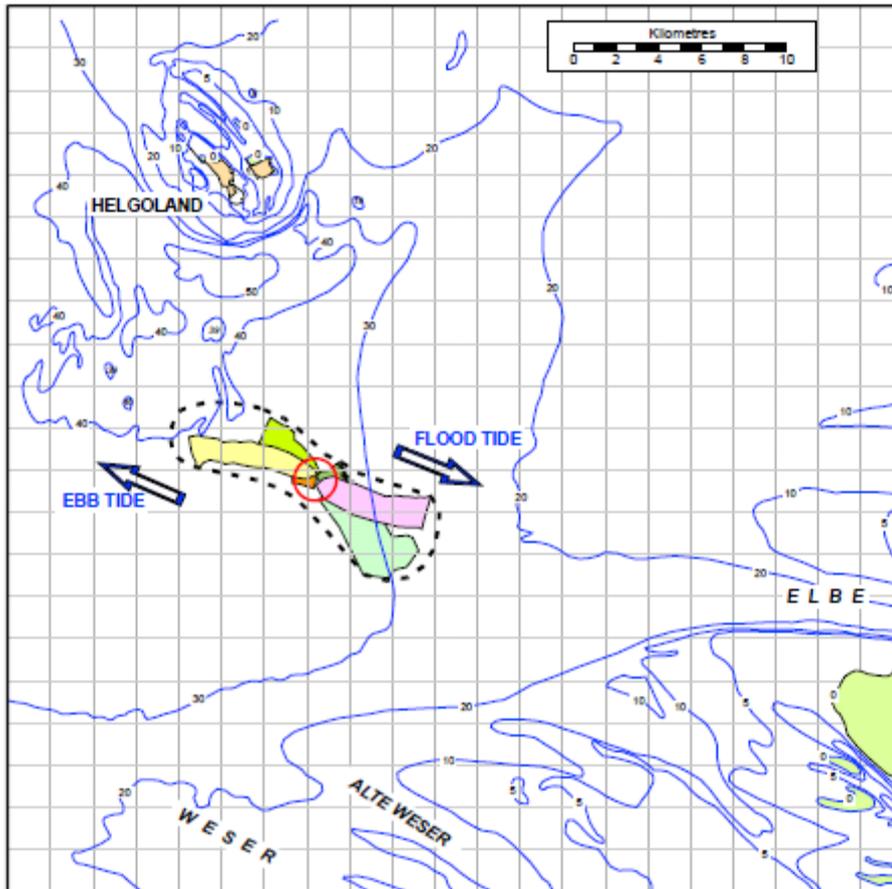


Abbildung A 3-1 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.

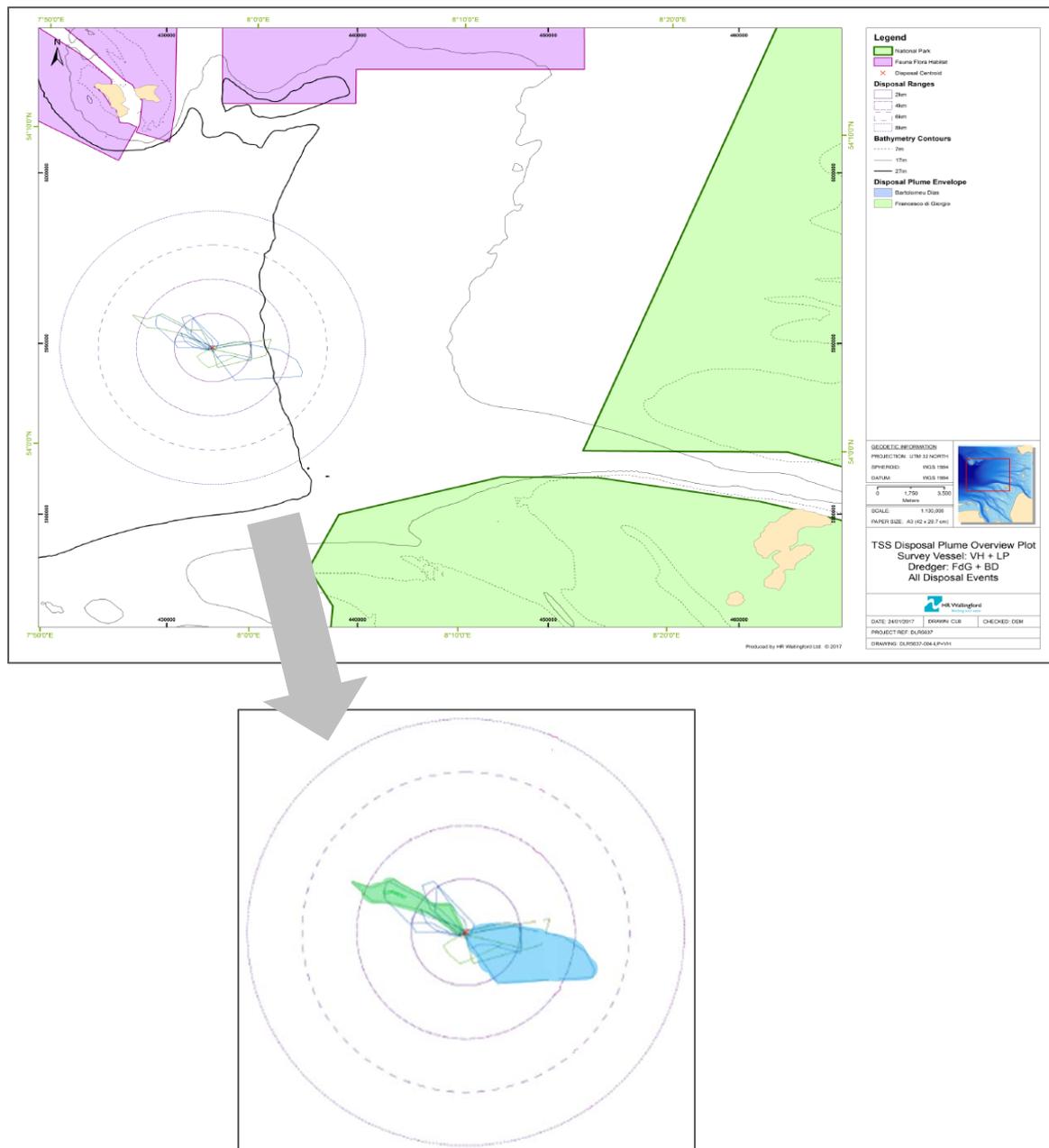


Abbildung A 3-2 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dias (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-km Radius.

Tabelle A 2 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe Mai 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	33,7	44,7	46,1	51,8	53,4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1,5	2,3	2,3	2,6	3,0	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	13,6	20,7	21,6	24,5	24,9	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	33,7	36,8	35,5	41,1	42,1	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	19,0	26,1	26,4	29,7	34,9	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	9,3	14,5	14,6	17,3	19,0	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,6	1,4	1,4	2,2	2,5	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	50,0	57,6	57,5	62,7	66,5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1530	2128	2125	2514	2640	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	810	962	960	1020	1200	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1800	2320	2300	2550	3000	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	10	13	13	14	17	
Blei	mg/kg TS	10	0	23	30	30	34	42	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1,1	1,2	1,5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	19	24	23	27	31	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	25	31	30	35	40	
Nickel	mg/kg TS	10	0	12	15	16	17	20	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,6	0,7	0,9	
Zink	mg/kg TS	10	0	181	234	231	268	315	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	33	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	91	94	94	97	98	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2,9	3,0	3,1	3,1	3,1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	66	66	69	70	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	75	76	76	78	79	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	38	40	41	41	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,4	1,5	1,5	1,6	1,6	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	638	659	659	680	682	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	43	68	69	80	88	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	4	<10	12	12	14	14	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	36	56	56	66	73	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,85	1,09	1,11	1,26	1,28	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,6	0,8	1,0	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,6	0,9	1,6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,0	1,4	1,4	1,7	2,0	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,4	0,7	0,6	0,8	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,7	2,0	2	2,5	2,5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2,1	2,8	2,8	3,4	3,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,5	2,0	1,9	2,4	2,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	7,6	10,2	10,0	12,7	14,1	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,28	0,42	0,46	0,50	0,55	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,08	0,12	0,12	0,15	0,19	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,7	2,4	2,5	3,0	3,1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,2	7,5	7,9	8,6	10,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,1	3,2	3,0	5,2	5,3	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,59	0,74	0,74	0,85	0,89	
HCB	µg/kg TS	10	0	3,6	5,3	5,2	6,9	7,0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	14	19	19	22	27	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	11	13	13	15	16	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	38	48	47	59	64	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	2	3	3	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	8	<1	k.MW	<1	1	2	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	10	0	0,6	0,9	0,8	1,2	1,2	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	86	118	122	140	149	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,6	1,9	1,8	2,2	2,2	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1,0	1,3	1,5	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,0	1,5	2,4	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,9	2,4	2,3	2,9	3,0	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,1	1,4	1,8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,1	3,6	3,5	4,0	4,2	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,2	4,9	4,9	5,3	5,9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3,0	3,4	3,3	3,8	4,2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	15	18	17	21	21	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,8	0,8	0,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,4	0,5	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,4	4,2	3,9	5,1	5,4	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,8	5,9	5,8	6,9	7,3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	10,4	13,0	12,3	14,7	16,9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,6	1,1	1,0	1,4	1,8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,9	5,6	4,7	9,7	9,8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	24,4	30,1	29,1	37,7	39,9	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,4	1,5	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	6,5	9,2	8,5	12,7	14,0	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 3 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Mai 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	34,7	39,5	39,7	43,0	43,3	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2,3	2,6	2,5	2,9	3,3	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	28,4	35,7	33,6	45,0	46	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	13,5	24,4	25,6	28,7	29,6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	15,4	22,8	23,9	27,2	27,3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	8,2	15,2	15,3	18,5	22,5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,8	1,3	1,1	2,0	2,6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,4	0,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	48,4	60,1	58,9	70,5	74,5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2050	2318	2150	2598	3120	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	820	933	905	1010	1100	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2300	2740	2650	3130	3400	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	13	16	15	18	19	
Blei	mg/kg TS	10	0	31	34	33	38	42	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,8	0,9	1,0	
Chrom	mg/kg TS	10	0	28	32	32	36	40	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	25	30	30	32	34	
Nickel	mg/kg TS	10	0	16	19	18	21	22	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	
Zink	mg/kg TS	10	0	193	215	208	237	250	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	77	81	81	83	87	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,5	1,7	1,7	1,8	2,0	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	59	69	71	72	76	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	51	55	54	57	61	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	38	38	39	40	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,1	1,2	1,2	1,3	1,3	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	460	481	475	495	534	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	58	67	64	76	83	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	5	<10	11	<10	13	15	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	48	56	56	62	70	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,90	1,04	1,01	1,17	1,34	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,51	0,62	0,60	0,73	0,74	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,49	0,55	0,55	0,58	0,60	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,40	1,53	1,50	1,71	1,80	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,74	0,88	0,88	0,97	1,10	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,20	2,58	2,60	2,91	3,00	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,00	3,51	3,55	3,90	3,90	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,00	2,32	2,30	2,61	2,70	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10,4	12,0	12,1	13,20	13,26	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,11	0,13	0,12	0,14	0,15	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,9	2,19	2,15	2,42	2,60	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	6,1	6,64	6,45	7,30	7,30	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,6	1,12	1,10	1,42	1,60	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,60	0,68	0,67	0,75	0,76	
HCB	µg/kg TS	10	0	3,2	4,0	3,8	4,7	5,9	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	10	13	12	17	20	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	10	13	13	16	17	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	41	58	56	75	77	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	2,0	2,8	2,8	3,5	3,5	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	6	<1	k.MW	<1	1,3	1,4	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0,28	0,44	0,48	0,55	0,57	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	99	111	109	121	132	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,36	1,738	1,73	2,02	2,30	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,2	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,95	1,0	1,0	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2,0	2,6	2,6	2,9	3,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,2	1,5	1,5	1,7	1,8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,1	4,4	4,2	5,2	5,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,7	5,9	5,7	7,0	7,1	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,8	3,9	3,7	4,7	5,0	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	15,6	20,2	19,5	23,8	24,0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,3	3,7	3,6	3,9	4,0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,0	4,5	4,5	5,2	5,3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9,3	11,2	11,4	12,4	12,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	0,5	0,45	0,6	0,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,0	1,9	1,9	2,5	2,8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	19,5	22,1	22,0	24,5	24,9	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,1	1,2	1,2	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	5,2	6,8	6,2	8,9	12,2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 4 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Südelbe B15, Freigabe Juni 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	32,5	38,3	37,7	42,9	48,3	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	2,1	3,2	3,3	3,9	4,3	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	33,5	45,3	44,8	52,2	60,2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	26,4	31,7	31,5	37,0	40,5	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	9,2	13,6	12,5	18,7	19,3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	1,3	5,4	5,0	11,1	12,3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	1	<0,1	2,8	2,3	5,5	7,1	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	2	<0,1	0,5	0,4	1,0	1,4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	1	<0,1	0,4	0,3	0,8	0,9	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	2	<0	0,4	0,2	0,8	1,6	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	60,6	77,0	78,7	83,7	86,6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1790	3073	2950	3910	4530	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	920	1301	1300	1470	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	2500	3350	3350	3770	3800	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	14	0	14	19	19	22	22	
Blei	mg/kg TS	14	0	30	42,6	44	50	51	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0,9	1,5	1,5	1,9	2,0	
Chrom	mg/kg TS	14	0	27	36	36	40	42	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	27	39	40	46	47	
Nickel	mg/kg TS	14	0	16	22	23	25	26	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0,49	0,76	0,765	0,93	1,00	
Zink	mg/kg TS	14	0	200	318	314	383	393	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	33	34	34	35	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	83	88,5	88	93	94	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,9	2,7	2,8	3,1	3,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	65	73	73	76	77	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	56	67	69	72	75	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	38	40	40	41	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,2	1,4	1,5	1,5	1,6	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	514	628	649	690	705	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	35	67,8	63,5	94,4	99	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	10	<10	k.MW	<10	11,7	13	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	32	58,3	56,5	79,6	82	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0,813	1,4	1,479	1,733	1,81	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,5	1,0	0,9	1,2	1,3	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,4	0,8	0,8	0,9	1,0	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1,2	2,0	2,0	2,3	2,5	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,7	1,2	1,2	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2,1	3,6	3,8	4,2	4,2	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	2,9	4,9	5,2	5,7	6,0	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	2,1	3,7	3,9	4,5	5,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	9,9	17,0	17,8	19,7	20,8	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0,28	0,59	0,56	0,81	0,87	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0,10	0,17	0,19	0,21	0,22	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1,8	3,5	3,6	4,3	4,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	6	10,3	11,5	13,0	13,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1,1	4,7	4,9	7,2	8,7	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0,7	1,1	1,2	1,4	1,5	
HCB	µg/kg TS	14	0	3,7	7,2	6,5	11,1	12,0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	14	21	21	26	27	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	88	14	14	20	21	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	23	50	47	77	85	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	0	1,8	4,2	4,6	5,7	6,0	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	10	<1	k.MW	<1	1,6	3,8	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	14	0	0,7	1,2	1,1	1,4	1,5	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	58	88	79	123	125	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1,3	1,9	1,8	2,2	2,3	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,9	1,2	1,2	1,5	1,6	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,7	1,0	1	1,2	1,2	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	2,0	2,5	2,7	2,9	2,9	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	1,1	1,5	1,5	1,7	1,7	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	3,5	4,6	4,8	5,2	6,0	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	4,8	6,3	6,5	7,4	7,7	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	3,1	4,8	4,8	5,8	7,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	17	22	22	26	28	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,4	0,8	0,7	1,1	1,1	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0,3	0,4	0,4	0,6	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	3,0	4,5	4,5	5,5	5,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4,0	6,2	6,8	7,6	7,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	7,8	13,4	14,7	16,8	17,2	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,3	1,1	0,9	1,9	2,7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1,8	6,1	6,2	9,0	11,4	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	20,9	31,7	31,9	38,8	44,8	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	1,1	1,5	1,5	1,8	2,0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	5,9	9,3	8,0	13,9	15,9	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 5 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe Blatt 6, Freigabe Jun 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK
(2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew. %	10	0	19,8	24,6	24,6	28,7	31,6	
TOC (C)	Gew. %	10	0	3,6	4,4	4,5	5,0	5,1	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew. %TS	10	0	58,9	70,3	70,1	79,9	80,6	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew. %TS	10	0	14,4	20,4	21,0	23,3	24,2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew. %TS	10	0	2,9	6,7	6,3	11,7	12,1	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew. %TS	10	0	0,5	2,3	2,5	3,1	3,7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew. %TS	10	0	0	0,3	0	0,6	1,1	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew. %TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew. %TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion > 2000 µm	Gew. %TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion < 63 µm	Gew. %TS	10	0	83,1	90,8	91,4	95,5	96,5	
Fraktion < 63 µm- Neub	Gew. %TS	10	0	76,2	89,4	89,6	94,0	94,8	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	4100	5910	6200	7050	7500	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1180	1545	1545	1754	1790	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3570	4502	4515	4892	4910	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	19	25	25	27	28	
Blei	mg/kg TS	10	0	47	62	63	69	71	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,2	1,8	1,7	2,3	2,3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	56	71	72	77	79	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	34	46	45	52	53	
Nickel	mg/kg TS	10	0	26	34	34	37	38	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,1	
Zink	mg/kg TS	10	0	255	377	370	450	455	
Metalle aus der Frakt. < 20µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	25	28	28	29	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	70	78	80	83	83	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,7	2,1	1,9	2,5	2,5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	83	83	94	94	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	46	53	53	58	59	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	40	40	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,2	1,2	1,29	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	382	465	452	528	532	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	220	254	265	271	280	
Mineralöl – Nachbest.	mg/kg TS	10	0	120	152	155	161	170	
Mineralöl – Neubeprob.	mg/kg TS	10	0	<100	123	130	140	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	<40	42,9	40	50	50	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	180	213	225	230	230	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,19	1,60	1,56	1,89	2,25	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	0,9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	1,0	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,6	1,9	1,9	2,2	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,1	1,3	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,8	3,5	3,5	3,9	4,6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,5	4,4	4,2	5,1	5,6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,3	3,0	2,8	3,6	4,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12,5	15,4	14,8	17,8	19,9	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,38	0,65	0,61	0,97	1,10	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,16	0,24	0,25	0,30	0,35	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,6	4,3	4,4	5,4	5,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7,2	9,7	9,3	12,0	12,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,9	5,2	4,0	9,9	18,0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	1,0	1,4	1,3	1,6	1,9	
HCB	µg/kg TS	10	0	4,7	6,8	6,1	9,6	10	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	29	36	37	41	42	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	14	15	15	16	18	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	32	43	43	48	48	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	9	13	13	18	19	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0,85	1,57	1,70	2,01	2,10	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe <63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	235	280	282	306	306	200 / 600
Mineralöl Nachbestimmung	mg/kg TS	10	0	136	167	169	178	181	200 / 600
Mineralöl Neubeprobung	mg/kg TS	10	0	<100	136	145	155	171	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,41	1,77	1,70	2,06	2,64	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,7	0,8	0,9	0,9	1,0	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1,0	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,8	2,1	2,1	2,3	2,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,2	3,8	3,8	4,1	4,9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,0	4,8	4,6	5,4	6,0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,6	3,3	3,0	3,8	4,8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	14	17	16	19	21	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,4	0,7	0,7	1,0	1,2	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,1	4,7	4,8	5,8	5,8	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,2	5,3	5,4	5,8	6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8,7	10,6	10,5	12,7	12,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,1	0,9	0,7	1,8	2,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,1	5,6	4,2	10,5	18,9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	19,4	27,5	27,0	37,8	42,5	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,2	1,5	1,4	1,7	2,0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	5,7	7,5	6,6	10,3	10,6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 6 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Rethel**
Blatt 3, Freigabe Juni 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	21,2	28,7	29,6	31,8	31,9	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	4,0	4,4	4,5	4,5	4,8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	57,3	64,7	63,2	69,5	77,2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	15,9	25,6	26,5	28,8	31,0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2,6	6,9	7,8	8,7	9,3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1,0	1,9	1,8	2,7	3,3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,3	0,6	0,5	1,0	1,4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0,1	0	0,3	0,4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0,1	0	0,4	0,6	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	88,3	90,3	90,3	92,9	93,1	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	4800	5350	5150	6030	6300	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1670	1795	1805	1866	1920	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	4400	4758	4755	4893	5370	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	23	26	26	27	30	
Blei	mg/kg TS	10	0	60	65	66	68	71	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,4	1,9	2,0	2,1	2,2	
Chrom	mg/kg TS	10	0	65	73	73	75	83	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	48	53	53	55	56	
Nickel	mg/kg TS	10	0	32	35	35	36	40	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,1	1,2	1,2	
Zink	mg/kg TS	10	0	373	413	415	433	443	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	29	31	31	32	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	77	85	86	89	90	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,6	2,5	2,6	2,9	2,9	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	86	90	89	93	95	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	49	64	66	70	76	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	43	43	44	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,4	1,6	1,7	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	404	544	563	594	599	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	110	192	195	270	270	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	8	<40	k.MW	<40	41	43	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	89	160	165	230	230	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,4	1,5	1,6	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1,0	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	0,9	1,0	1,2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,8	2,0	2,1	2,2	2,2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,2	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,2	3,8	3,7	4,4	4,5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,4	4,9	4,9	5,6	5,7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,7	3,3	3,3	3,9	4,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	14,8	16,9	16,5	18,7	19,5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,43	0,58	0,59	0,70	0,71	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,19	0,23	0,22	0,28	0,32	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,7	4,6	4,4	5,2	6,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8,5	10,6	10,5	12,2	14,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,1	4,4	2,2	9,4	13,0	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,3	1,4	1,4	1,7	1,7	
HCB	µg/kg TS	10	0	6,3	7,2	7,0	8,5	9,4	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kg TS	10	0	46	51	51	57	58	
DBT	µg /kg TS	10	0	17	23	23	26	29	
TBT	µg /kg TS	10	0	44	66	66	80	81	20 / 300
TeBT	µg /kg TS	10	0	12	17	17	21	27	
TPT	µg /kg TS	10	9	<1	k.MW	<1	<1,1	2,0	
TcyT	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O2-Z 180m	gO2/kg TS	10	0	0,9	1,3	1,4	1,7	1,7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	121	213	215	292	305	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16BG	mg/kg TS	10	0	1,37	1,57	1,59	1,74	1,80	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,1	1,3	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2,0	2,2	2,3	2,4	2,5	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1	1,1	1,1	1,3	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,5	4,2	4,1	4,9	5,0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,9	5,5	5,4	6,2	6,3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3,0	3,7	3,7	4,3	4,7	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	16,3	18,7	18,2	20,8	21,0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,7	0,8	0,8	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,3	0,2	0,3	0,4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,3	0,5	0,5	0,6	0,9	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	4,1	5,1	4,9	5,9	7,0	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,7	5,5	5,6	5,8	6,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9,1	11,7	11,6	13,7	15,4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	1,2	0,8	1,8	6,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,2	4,8	2,4	10,5	14,3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	20,3	28,8	25,3	42,0	44,3	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,4	1,6	1,5	1,9	1,9	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	6,8	8,0	7,8	9,4	10,6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 7 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlfleet, Freigabe Mai 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	25,8	31,9	31,6	35,3	36,9	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3,0	3,5	3,6	4,0	4,0	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	42,8	51,1	51,0	56,6	57,9	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	26,4	31,1	31,6	32,9	34,4	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	6,3	10,0	10,4	12,3	12,7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1,6	3,8	3,5	5,5	5,8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,7	3,0	1,7	6,4	8,0	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0,2	0,9	0,2	2,0	4,8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0,1	0,14	<0,1	0,2	0,2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	10	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1	<0,1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	74,8	82,2	81,8	88,7	89,2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3270	3732	3630	4300	4390	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1300	1510	1500	1610	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3700	4140	4200	4500	4500	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	20	23,5	24	26	26	
Blei	mg/kg TS	10	0	46	55	56	60	63	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,3	1,6	1,6	1,8	1,9	
Chrom	mg/kg TS	10	0	41	51	53	57	60	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	42	48	49	53	54	
Nickel	mg/kg TS	10	0	23	28	29	31	32	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,2	1,2	
Zink	mg/kg TS	10	0	311	363	368	407	407	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	32	34	34	35	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	86	88	89	90	92	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2,2	2,5	2,5	2,7	2,8	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	76	79	79	80	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	65	71	71	75	80	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	42	42	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,4	1,4	1,4	1,5	1,5	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	582	610	604	642	646	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	81	110	105	132	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	13,0	16,3	15,5	20,1	21	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	67	93	89	111	131	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,24	1,50	1,53	1,67	1,69	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,2	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,1	1,1	1,3	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,7	2,1	2,1	2,4	2,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,97	1,2	1,2	1,4	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,9	3,4	3,4	3,8	4,0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,0	4,8	4,9	5,3	5,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,5	3,0	3,1	3,4	3,4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	13,9	16,5	16,8	18,8	19,0	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,46	0,54	0,57	0,61	0,62	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,16	0,18	0,18	0,201	0,21	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,4	4,0	4,1	4,3	4,6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9,1	11,1	11,0	12,1	13,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,8	4,0	4,0	6,5	6,5	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,93	1,08	1,05	1,21	1,30	
HCB	µg/kg TS	10	0	5,0	6,1	5,9	6,9	7,1	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	14	18	18	19	21	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	13	18	19	21	24	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	46	66	63	81	88	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	3,7	5,3	5,4	6,8	7	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	6	<1	k.MW	<1	2,2	2,7	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z n.180min	gO ₂ /kgTS	10	0	1,0	1,4	1,4	1,7	1,7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	105	133	128	165	178	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,7	1,8	1,8	2,0	2,1	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	1,1	1,2	1,2	1,4	1,4	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,2	1,4	1,5	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2,3	2,5	2,5	2,8	2,8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,3	1,4	1,4	1,6	1,7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,7	4,1	4,0	4,5	4,7	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	5,2	5,8	5,9	6,3	6,3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3,2	3,7	3,9	4,0	4,1	
PCB Sum 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	18,2	20,1	20,0	21,8	22,0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,7	0,7	0,7	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	4,5	4,8	4,7	5,2	5,2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5,2	5,5	5,5	5,8	5,8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	12,2	13,5	13,5	14,3	14,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	0,6	0,6	0,8	0,8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2,4	4,9	4,5	8,2	8,5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	25	30	29	33	34	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,4	1,4	1,5	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	6,5	7,4	7,4	8,0	8,1	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 8 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe Mai 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	26,3	30,3	29,0	33,9	34,4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3,0	3,6	3,6	3,9	4,1	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	46,5	52,3	51,1	58,9	60,2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	26,1	30,8	31,4	32,8	33,6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	6,8	9,7	9,6	11,8	12,5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	2,4	5,4	5,4	7,3	10,4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,9	1,4	1,4	1,9	2,5	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,3	0,2	0,5	0,7	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.% TS	10	8	<0,1	k.MW	<0,1	0,2	0,2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	10	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1	<0,1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	74,7	83,1	83,2	88,4	89,0	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3040	3784	3840	4158	4410	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1400	1510	1500	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3700	4190	4250	4420	4600	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	21	23	24	25	26	
Blei	mg/kg TS	10	0	44	54	55	58	61	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,2	1,6	1,7	1,8	1,8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	41	48	48	53	54	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	37	46	47	50	52	
Nickel	mg/kg TS	10	0	23	27	28	29	31	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,0	1,1	
Zink	mg/kg TS	10	0	273	357	361	394	396	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	34	34	34	35	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	89	90	90	91	92	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2,1	2,4	2,5	2,6	2,6	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	77	79	78	81	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	65	69	71	72	73	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	42	42	43	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,4	1,5	1,5	1,5	1,6	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	553	600	614	625	628	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	91	109	100	141	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	12	16	15	20	20	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	77	93	87	120	127	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,16	1,51	1,58	1,66	1,71	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,2	1,5	1,6	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,7	1,0	1,0	1,0	1,2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,5	2,1	2,2	2,2	2,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,2	1,3	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,4	3,3	3,3	3,5	3,9	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,6	4,7	4,7	5,3	5,5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,1	2,9	3,0	3,3	3,4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12,2	16,3	16,5	18,31	18,6	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,37	0,53	0,53	0,61	0,71	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,11	0,16	0,16	0,19	0,20	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,8	3,9	3,9	4,3	4,7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	10,0	13,4	13,5	15,2	17,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,8	3,6	3,7	4,83	5,1	
Chlorbenzole									
PeCb	µg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,2	1,3	1,4	
HCB	µg/kg TS	10	0	5,1	6,4	6,3	7,8	8,6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	10	15	15	18	20	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	9	17	16	21	41	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	34	62	66	72	79	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	3	6	6	7	7,1	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	5	<1	1,7	<1,05	2,2	6,2	
TricyP	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z. 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0,97	1,27	1,44	1,45	1,62	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	112	131	121	170	173	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,56	1,81	1,80	2,00	2,07	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	1,1	1,4	1,5	1,7	1,8	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,1	1,2	1,4	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2,0	2,5	2,5	2,6	2,7	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,2	1,4	1,4	1,6	1,6	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,2	3,9	3,9	4,2	4,4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,8	5,7	5,7	6,1	6,2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,8	3,5	3,5	3,9	3,9	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	16,2	19,5	19,8	21,1	21,2	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,8	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,7	4,6	4,6	5,0	5,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,4	5,5	5,6	6,1	6,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	13,4	16,1	16,4	17,9	19,3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	0,6	0,6	0,7	1	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2,4	4,3	4,3	5,5	6,2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	24,6	31,5	32,1	34,6	37,7	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	6,5	6,5	7,7	7,6	8,8	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 9 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Juni 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	21,7	25,9	25,7	30,7	31,4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	3,3	4,4	4,4	5,1	5,3	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	45,4	58,1	58,1	68,7	68,8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	21,8	27,5	27,4	30,9	37,0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	5,5	9,2	9,6	12,4	13,3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1,7	3,7	3,7	6,0	6,4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,5	0,9	0,7	1,6	2,2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	0,8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,5	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	7	<0,1	k.MW	<0,1	0,2	0,4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	79	86	86	91	91	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3620	4414	4510	4876	5110	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1400	1540	1550	1610	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3800	4440	4450	4830	5100	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	21	26	26	29	29	
Blei	mg/kg TS	10	0	50	60	62	67	67	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,4	1,6	1,7	1,9	1,9	
Chrom	mg/kg TS	10	0	42	50	50	61	62	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	45	49	50	52	54	
Nickel	mg/kg TS	10	0	26	30	30	33	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,1	1,1	1,2	
Zink	mg/kg TS	10	0	322	386	392	412	421	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	25	30	30	35	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	68	80	79	90	94	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,5	2,0	2,0	2,3	3,1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	51	70	69	85	86	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	48	59	56	67	78	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	29	36	35	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,5	1,6	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	437	534	511	603	700	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	80	116	120	140	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	12	14	17	18	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	71	101	102	118	122	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,33	1,53	1,51	1,67	1,68	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,1	1,2	1,2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,8	2,1	2,2	2,3	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,2	1,2	1,3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,9	3,6	3,7	4,0	4,0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,3	5,1	5,2	5,6	5,7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,6	3,2	3,3	3,8	4,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	14,3	17,2	17,4	19,0	19,4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0,4	0,51	0,52	0,56	0,60	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0,14	0,17	0,16	0,19	0,23	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	3,2	4,0	4,0	4,4	4,7	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	10	12	13	14	14	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1,5	3,6	3,4	5,3	6,0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0,97	1,16	1,20	1,21	1,30	
HCB	µg/kg	10	0	5,1	6,5	6,7	7,5	7,7	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	19	24	23	29	29	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	16	21	21	23	24	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	58	76	82	88	94	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2,4	5,0	5,0	6,7	9,1	
Triphenylzinn	µg /kg	10	6	<1	k.MW	<1	1,9	2,5	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg	10	0	1,4	1,7	1,7	2,0	2,0	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe <									
Mineralöl	mg/kg	10	0	102	135	136	154	158	200 / 600
Polyzyklische Aroma-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1,61	1,78	1,80	1,94	2,01	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63									
PCB 28	µg/kg	10	0	1,0	1,1	1,2	1,2	1,4	
PCB 52	µg/kg	10	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,4	
PCB 101	µg/kg	10	0	2,2	2,5	2,4	2,7	2,8	
PCB 118	µg/kg	10	0	1,2	1,4	1,4	1,5	1,5	
PCB 138	µg/kg	10	0	3,7	4,2	4,3	4,6	4,8	
PCB 153	µg/kg	10	0	5,0	6,0	6,0	6,6	6,8	
PCB 180	µg/kg	10	0	3,2	3,8	3,7	4,2	4,9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg	10	0	17,6	20,1	20,2	22,2	23,1	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,7	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	4,0	4,6	4,6	5,3	5,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	5,1	5,7	5,7	6,3	6,4	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	12,2	14,5	14,8	15,9	17,0	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0,4	0,6	0,6	0,6	1,0	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1,6	4,1	3,9	6,4	6,8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	25,8	30,0	30,1	35,4	36,5	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	1,2	1,4	1,4	1,5	1,5	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	6,5	7,6	7,8	8,8	9,2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 10 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Juni 2016, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	19,1	27,1	29,0	30,6	30,8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	4,0	4,7	4,6	5,4	5,8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	48,4	59,4	55,6	72,5	78,0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	17,5	29,0	30,4	35,2	35,8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	2,6	8,0	8,8	11,4	12,3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0,5	1,5	1,4	2,0	2,2	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0,5	1,0	0,8	1,6	2,4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0,1	0,4	0,3	0,7	1,1	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	2	<0,1	0,3	0,1	0,4	1,4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	6	<0,1	k.MW	<0,1	0,9	4,7	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	82,2	88,4	87,9	93,1	95,5	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	3680	4378	4320	4965	5460	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1400	1560	1600	1700	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3800	4380	4300	4840	5200	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	23	26	26	30	30	
Blei	mg/kg TS	10	0	52	61	61	68	71	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1,4	1,7	1,7	1,9	2,1	
Chrom	mg/kg TS	10	0	43	51	50	59	62	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	43	47	47	50	52	
Nickel	mg/kg TS	10	0	26	30	30	33	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,93	1,07	1,10	1,11	1,20	
Zink	mg/kg TS	10	0	355	400	394	446	453	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	23	30	29	36	37	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	61	75	75	85	85	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,4	2,0	1,9	2,5	2,5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	47	60	59	66	72	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	43	56	54	69	72	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	36	35	45	46	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,0	1,2	1,1	1,3	1,4	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	414	512	506	615	628	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	100	133	130	152	170	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	14	19	18	25	30	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	89	113	113	126	149	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,43	1,59	1,57	1,76	1,77	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	0,9	1,1	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,8	1,0	1,0	1,1	1,2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,8	2,1	2,1	2,2	2,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,0	1,1	1,1	1,2	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,1	3,5	3,6	3,9	4,0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,0	5,1	5,2	5,7	6,1	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,8	3,4	3,3	3,7	4,1	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	14,8	17,1	17,2	18,8	19,4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,41	0,57	0,56	0,63	0,76	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,15	0,18	0,18	0,20	0,22	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3,6	4,1	4,1	4,5	4,6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	10,0	12,0	12,5	13,1	14,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2,8	4,9	4,1	7,8	9,2	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,1	1,3	1,3	1,3	1,5	
HCB	µg/kg TS	10	0	6,0	7,2	7,1	8,8	9,0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kgTS	10	0	13	20	21	24	25	
Dibutylzinn	µg /kgTS	10	0	17	19	18	22	24	
Tributylzinn	µg /kgTS	10	0	48	56	55	64	65	20 / 300
TeBT	µg /kgTS	10	0	3,2	4,3	4,6	5,5	5,5	
Triphenylzinn	µg /kgTS	10	6	<1	k.MW	<1	1,8	2,0	
TCyT	µg /kgTS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	1,5	1,7	1,7	1,9	2,1	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	119	150	151	164	178	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,55	1,80	1,75	2,04	2,15	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,1	1,2	1,2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,9	1,1	1,1	1,2	1,4	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2,1	2,3	2,4	2,4	2,5	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1,2	1,3	1,3	1,4	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3,6	4,0	4,0	4,2	4,5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4,8	5,8	5,9	6,2	6,4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3,3	3,8	3,9	4,1	4,3	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	17,3	19,3	19,8	20,4	20,8	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0,4	0,7	0,7	0,7	0,9	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	4,0	4,6	4,8	5,1	5,2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,8	5,8	6,0	6,5	6,8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	10,8	13,6	14,4	15,0	15,8	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	0,6	0,7	0,7	0,8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	3,3	5,7	4,6	9,0	11,2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	23,8	30,7	31,4	36,0	37,7	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1,3	1,4	1,5	1,5	1,6	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	6,5	8,2	7,9	9,8	9,9	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 11 **Statistik der chemischen Analyse der Sedimente aus der Süderelbe, Freigabe März 2016 (altes Einvernehmen), Einordnung der Werte n. GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2	
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	28,2	37,3	37,7	44,6	49,2		
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1,7	3,1	2,8	4,3	4,4		
Siebanalyse										
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	26,6	46,8	41,3	66,1	66,2		
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	23	31,9	31,6	38,4	39,7		
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	4,8	15,5	17,3	25,3	26,8		
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	1,6	4,1	3,1	6,8	10,6		
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0,4	1,4	0,8	3,0	3,2		
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3		
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	3	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,2		
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	5	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,2		
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	58,9	78,7	78,9	90,9	92,3		
Nährstoffe										
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1830	3419	2885	5027	5160	1500	
Phosphor	mg/kg TS	14	0	880	1377	1300	1800	1900	500	
Schwefel	mg/kg TS	14	0	2300	3471	3150	4600	4600		
Metalle aus der Gesamtfraktion										
Arsen	mg/kg TS	14	0	14	21	19	29	29		
Blei	mg/kg TS	14	0	27	46	41	65	65		
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0,8	1,4	1,3	2,0	2,1		
Chrom	mg/kg TS	14	0	31	46	42	60	62		
Kupfer	mg/kg TS	14	0	22	39	37	55	55		
Nickel	mg/kg TS	14	0	17	25	22	33	33		
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0,5	0,8	0,7	1,1	1,1		
Zink	mg/kg TS	14	0	188	316	297	444	448		
Metalle aus der Fraktion < 20 µm										
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	32	34	34	36	38	40 /	
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	79	84	84	88	96	90 /	
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,5	2,0	2,0	2,2	3,7	1,5 /	
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	81	84	84	86	89	120 /	
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	55	66	63,5	78	86	30 / 90	
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	41	43	43	44	45	70 /	
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	0,9	1,1	1,1	1,2	1,5	0,7 /	
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	468	540	542	564	743	300 /	
Mineralölkohlenwasserstoff										
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	50	92	81	130	150		
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	1	<10	13	11	18,7	21		
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	42	79	70	114	125		
Polyzyklische Aromaten										
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0,96	1,47	1,39	1,84	2,16		
Polychlorierte Biphenyle										
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,5	0,7	0,6	0,8	0,9		
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,4	0,6	0,6	0,8	0,80		
PCB 101	µg/kg TS	14	0	0,9	1,6	1,7	1,9	2,0		
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,4	0,8	0,8	0,9	1,0		
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1,3	2,8	2,7	3,6	3,9		
PCB 153	µg/kg TS	14	0	1,9	3,7	3,5	5,0	5,2		
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1,1	2,6	2,5	3,7	4,00		
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	6,5	12,7	12,34	16,548	17,79		

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0,32	0,56	0,50	0,90	1,10	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0,09	0,20	0,17	0,31	0,51	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1,6	2,8	2,7	3,7	3,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4,7	8,4	8,1	11,0	11,0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,7	4,9	4,5	8,7	12,0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0,6	1,0	1,0	1,2	1,2	
HCB	µg/kg TS	14	0	2,5	5,2	5,0	7,0	7,3	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	6	9	9	14	19	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	11	14	13	18	20	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	36	50	46	62	79	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	1	<1	3,0	2,8	4,6	7,3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Ze n.180min	gO ₂ /kgTS	14	0	0,59	1,15	1,05	1,57	1,80	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	85	115	107	142	169	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1,51	1,86	1,76	2,25	2,54	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,7	0,8	0,8	1,0	1,0	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,6	0,8	0,8	0,9	1,0	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1,5	2,0	2,0	2,3	2,4	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,7	1,0	1,0	1,2	1,2	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2,2	3,5	3,7	4,0	4,2	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	3,2	4,6	4,7	5,5	5,6	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1,9	3,2	3,3	4,1	4,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	10,9	16,0	16,7	18,3	19,3	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,5	0,7	0,6	1,2	1,3	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,1	0,3	0,2	0,4	0,6	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	2,7	3,5	3,4	4,2	4,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	3,4	4,7	4,5	5,57	5,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	8,0	10,5	10,1	12,3	14,7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,3	0,8	0,6	1,4	3,2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1,1	6,1	4,9	12,5	13,1	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	16,8	26,1	27,5	34,0	42,0	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	1,0	1,2	1,2	1,4	1,8	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	4,2	6,6	6,7	7,8	10,7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 12

Arithmetische Mittelwerte der einzelnen Parameter des Referenzzeitraums 2005 bis 2015 in den Gebieten Köhlbrand, Norderebbe Blatt 7 und Süderebbe Blatt 5 (für Prüfung Freigaben 2016 nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens)

		KÖHLBRAND									KÖHLBRAND	
Parameter	Einheit	2005	2006_1	2006_2	2007_1	2007_2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	32	35	36	37	38	38	35	31	36	35	2,5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	94	98	88	85	88	95	82	87	91	90	5,1
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,8	2,6	3,5	2,4	2,8	3,0	3,0	2,3	2,7	2,8	0,4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	106	74	76	79	83	82	57	81	90	81	13
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	70	69	88	72	72	78	70	63	72	72	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	44	46	44	44	42	36	43	45	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,5	1,7	1,4	1,5	1,9	1,8	1,8	2,0	1,8	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	604	526	696	525	614	729	601	581	644	613	69
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	157	162	65	43	79	89	75	44	42	84	46
KWST < 63 µm	mg/kg TS	210	329	228	139	149	179	125	146	103	179	69
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	2,1	3,2	1,9	4,5	2,7	1,9	2,0	2,0	2,5	0,9
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	29,8	17,0	26,3	19,1	24,8	23,2	16,2	16,3	15,7	20,9	5,2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,9	1,6	1,0	1,0	0,8	0,5	0,7	0,7	1,0	0,4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,1	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,3	3,4	9,1	4,9	5,2	4,9	4,2	3,8	3,3	4,8	1,7
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,7	9,9	21,7	12,8	17,5	14,2	12,3	11,8	10,0	14,4	4,3
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	4,1	4,9	12,1	3,2	4,1	5,6	4,7	2,8	5,1	5,2	2,7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,2	2,2	2,9	1,4	1,7	1,2	1,1	1,5	1,8	1,7	0,6
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,0	9,8	19,0	7,6	9,7	7,9	6,6	7,6	6,2	9,3	3,9

		NORDERELBE BLATT 7									NORDERELBE BLATT 7	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	29	37	37	39	40	32	35	31	33	35	4
Blei < 20 µm	mg/kg TS	88	82	92	89	88	91	85	83	86	87	3
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,4	2,6	3,3	2,7	2,5	2,9	2,7	1,9	1,6	2,5	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	86	77	78	83	90	67	57	81	70	77	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	62	73	91	77	71	86	75	56	57	72	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	40	46	46	46	46	39	36	42	42	43	4
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,6	1,7	1,6	1,4	1,7	1,7	1,3	1,4	1,6	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	466	565	682	599	595	638	581	537	494	573	67
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	156	117	95	52	83	62	99	46	30	82	39
KWST < 63 µm	mg/kg TS	161	584	155	100	90	118	75	87	87	162	161
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	1,6	2,0	2,4	2,0	1,8	1,5	2,9	1,9	2,1	2,0	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	28	25	18	17	18	15	24	13	15	19,2	5,1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,8	0,9	1,0	0,7	0,8	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,5	0,2	0,3	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	5,0	3,5	5,4	4,8	5,3	4,1	4,4	2,9	2,8	4,2	1,0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,2	9,9	14,5	11,1	13,8	9,7	9,7	10,4	8,4	11,9	3,4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,6	1,8	3,3	2,0	4,7	3,0	2,2	2,5	2,0	2,7	0,9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,7	1,3	1,1	1,4	0,9	0,6	1,3	1,4	1,1	0,3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	8,5	5,1	6,6	6,5	7,5	5,0	7,4	5,8	5,5	6,4	1,2

		SÜDERELBE BLATT 5									SÜDERELBE BLATT 5	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	33	38	36	39	40	35	36	35	35	36	2
Blei < 20 µm	mg/kg TS	102	109	92	93	89	97	90	94	91	95	7
Cd < 20 µm	mg/kg TS	4,1	3,6	3,9	3,5	3,9	4,2	4,0	3,0	2,7	3,6	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	74	76	79	84	71	62	84	72	75	7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	110	79	86	85	83	93	82	69	69	84	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	47	45	45	45	45	42	37	45	42	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1,7	1,9	1,8	2,0	1,8	2,3	1,9	1,7	1,7	1,9	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	743	626	721	645	733	824	708	688	620	701	65
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	107	133	115	35	70	65	69	33	34	73	37
KWST < 63 µm	mg/kg TS	521	397	323	258	187	226	191	121	116	260	133
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,4	2,3	3,1	2,5	2,2	2,9	2,6	2,3	1,9	2,5	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	23	21	19	22	19	24	24	14	15	20,3	3,6
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,6	1,3	2,0	2,1	1,3	1,2	1,0	0,9	0,7	1,3	0,5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	0,2	0,4	0,6	0,6	0,4	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6,8	5,2	9,0	7,0	7,0	7,5	6,6	4,5	4,1	6,4	1,5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	22,6	12,6	22,1	19,8	22,8	22,9	18,0	13,8	12,1	18,5	4,6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	13,7	7,6	9,7	5,9	12,7	16,8	7,9	5,6	4,4	9,4	4,2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2,5	2,1	3,2	2,0	2,3	1,9	2,0	1,9	1,8	2,2	0,4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	17,0	13,6	15,4	16,4	12,8	11,1	9,8	9,3	6,9	12,5	3,5

Tabelle A 13 Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeprobungen aus dem Jahr 2016 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Köhlbrand	
		05-15	05-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	84	46
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69
(Nachbest./Neubepr.)			
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9

Köhlbrand		NE6 / SH		Vorhafen		Parkhafen		Köhlfleet	
2016	2016	2016	2016	2016	2016	2016	2016	2016	2016
x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
32	1.7	28	1.7	30	4.0	34	0.4	34	1.0
94	2.2	78	5.2	80	9.8	90	0.9	88	1.8
3.0	0.1	2.1	0.4	2.0	0.5	2.4	0.2	2.5	0.2
66	2	83	7.9	70	13	79	1.5	79	1.7
76	1	53	4.1	59	9	69	2.9	71	4.0
40	1	40	2.7	36	5	42	0.8	42	0.7
1.5	0.1	1.1	0.1	1.3	0.2	1.5	0.1	1.4	0.1
659	16	465	51.7	534	76	600	28.1	610	24.0
48	8	43	4.9	76	12	62	12.7	66	12.3
118	20	280	23.8	135	17	131	22.3	133	24.9
		152 / 136							
1.9	0.2	1.8	0.4	1.8	0.1	1.8	0.2	1.8	0.2
17.7	2.2	17	2.1	20	1.8	20	1.6	20	1.6
0.7	0.1	0.7	0.2	0.6	0.1	0.6	0.1	0.6	0.1
0.2	0.0	0.3	0.1	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0
4.2	0.7	4.7	0.9	4.6	0.4	4.6	0.5	4.8	0.3
13.0	1.9	10.6	1.5	14.5	1.6	16.1	1.9	13	0.8
5.6	5.3	5.6	5.2	4.1	1.7	4.3	1.1	4.9	2.3
1.3	0.1	1.5	0.3	1.4	0.1	1.3	0.1	1.3	0.1
9.2	2.5	7.5	1.9	7.6	1.0	7.7	1.1	7.4	0.6

Parameter	Einheit	Süderelbe Bl. 5	
		05-15	05-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	7
Cd < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	73	37
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	3.6
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5

Süderelbe Bl. 5		Rethe Bl. 3		Sandauhafen	
2016	2016	2016	2016	2016	2016
x	SD	x	SD	x	SD
34	1	31	1	30	5
89	4	85	4	75	9
2.7	0.4	2.5	0.4	2.0	0.4
72	3	90	3	60	7
67	6	64	6	56	11
40	1	43	1	36	7
1.4	0.1	1.4	0.1	1.2	0.1
628	61	544	56	512	82
50	18	65	12	56	6
88	24	213	60	150	17
1.9	0.3	1.6	0.1	1.8	0.2
22	3	19	2	19	1.2
0.8	0.2	0.6	0.1	0.7	0.1
0.2	0.1	0.3	0.1	0.2	0.0
4.5	0.8	5.1	0.9	4.6	0.4
13.4	3.4	11.7	1.9	13.6	1.7
6.1	2.6	4.8	4.7	5.7	2.7
1.5	0.3	1.6	0.2	1.4	0.1
9.3	3.1	8.0	1.2	8.2	1.1

Parameter	Einheit	Norderelbe Bl. 7	
		05-15	05-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	4
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	82	39
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2

Norderelbe Bl. 7	
2016	2016
x	SD
32	1
81	3
1.7	0.1
69	5
55	3
38	1
1.2	0.1
481	21
58	15
111	9
1.7	0.3
20	3
0.6	0.1
0.2	0.0
3.7	0.2
11.2	1.1
1.9	0.5
1.1	0.1
6.8	2.1

Kruskal-Wallis / Nemenyi-Test - Vergleich der Mittelwerte 2005 - 2015 (gewichtet) mit Daten von 2016

	für die Parameter:	Sign.niveau	
KB	Blei < 20 µm	0.96854	nicht signifikant
KB	Cadmium < 20 µm	0.99999	nicht signifikant
KB	Kupfer < 20 µm	0.99949	nicht signifikant
KB	Zink < 20 µm	0.86268	nicht signifikant
KB	pp-DDT < 63 µm	1	nicht signifikant
NE6	KWST < 63 µm	< 0.008	signifikant höher*
NE6	ppDDT < 63 µm	0.31	nicht signifikant
VH	p,p'-DDD < 63 µm	0.33	nicht signifikant
Pa	ppDDD < 63 µm	0.068	nicht signifikant
NE7	PCB < 63 µm	1	nicht signifikant
NE7	HCB < 63 µm	1	nicht signifikant
SE5	PCB < 63 µm	0.99008	nicht signifikant

durchgeführt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

*NE6-KWST: bei Nachbestimmung und Neubeprobung im Mittel niedriger als Mittel 05-15

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 14 Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeprobungen und der zusätzlichen Monitoringproben („Verlaufsproben“) der Teilgebiete Köhlbrand und Süderelbe aus dem Jahr 2016 mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzzeitraums 2005 bis 2015

Köhlbrand		Referenz		Freigabe (n=10)		Verlaufsproben (n=6)		Gesamtmittel (n=16)	
		05-15	05-15	2016	2016	2016	2016	2016	2016
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	32	1.7	36	2.6	34	2.6
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	94	2.2	79	1.8	88	7.7
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	3.0	0.1	1.5	0.1	2.5	0.8
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13	66	2	85	2	73	9
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7	76	1	57	2	69	10
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3	40	1	42	1	41	1
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2	1.5	0.1	0.8	0.1	1.3	0.4
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69	659	16	476	32	590	94
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	84	46	48	8	55	21	51	14
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69	118	20	104	30	113	25
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.9	0.2	1.7	0.2	1.8	0.2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	17.7	2.2	17.7	2.1	17.7	2.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.7	0.1	0.5	0.1	0.7	0.1
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.2	0.0	0.2	0.1	0.2	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	4.2	0.7	3.0	0.5	3.7	0.8
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	13.0	1.9	9.0	0.9	11.5	2.5
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	5.6	5.3	2.5	2.0	4.4	3.0
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	1.3	0.1	1.1	0.1	1.2	0.2
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	9.2	2.5	5.8	1.7	7.9	2.8

Süderelbe Bl.5		Referenz		Freigabe (n=14)		Verlaufsproben (n=9)		Gesamtmittel (n=23)	
		05-15	05-15	2016	2016	2016	2016	2016	2016
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2	34	1	33	4	34	3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	7	89	4	83	5	86	5
Cd < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5	2.7	0.4	1.9	0.3	2.4	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	7	72	3	77	15	74	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12	67	6	58	4	64	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3	40	1	40	4	40	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2	1.4	0.1	1.1	0.1	1.3	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65	628	61	521	62	586	80
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	73	37	50	18	40	18	46	18
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133	88	24	181	72	124	66
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4	1.9	0.3	1.8	0.2	1.8	0.3
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	3.6	22	3	19	3	21	3
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5	0.8	0.2	0.6	0.2	0.7	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5	4.5	0.8	3.4	0.6	4.0	0.9
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6	13.4	3.4	11.3	2.2	12.6	3.1
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2	6.1	2.6	4.4	1.8	5.4	2.4
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4	1.5	0.3	1.3	0.3	1.4	0.3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5	9.3	3.1	6.3	0.9	8.1	2.9

Tabelle A 15 Gegenüberstellung der Werte des 90. Perzentils der Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 inklusive Messunsicherheit zu den Werten der einzelnen Teilgebiete aus 2016 (90. Perzentil und Maximalwert) – Prüfung der Perzentilbedingung gemäß Maßgabe 2.11 des Einvernehmens

Parameter	Einheit	Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	Gebiet	90. Perz	Max
			05-15	05-15 MU	05-15 +1MU	05-15 +2MU		2016	2016
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	75	77
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	59	64
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	88	94
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	NE6	48	48
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Koe	81	88
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	72	79
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	77	85
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	80	81
TBT -Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	64	65
6 DDX -63µm	µg /kg	NE7	32,3	5,4	37,7	43,1	NE7	24,5	24,9
6 DDX -63µm	µg /kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	KB	37,7	39,9
6 DDX -63µm	µg /kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	VH	35,4	36,5
6 DDX -63µm	µg /kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	NE6	37,8	42,5
6 DDX -63µm	µg /kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Koe	33	34
6 DDX -63µm	µg /kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Pa	34,6	37,7
6 DDX -63µm	µg /kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	SE5	38,8	44,8
6 DDX -63µm	µg /kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Re3	42	44,3
6 DDX -63µm	µg /kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Sa	36	37,7
HCB -63µm	µg /kg	NE7	8,9	2	10,9	12,9	NE7	8,9	12,2
HCB -63µm	µg /kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	KB	12,7	14
HCB -63µm	µg /kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	VH	8,8	9,2
HCB -63µm	µg /kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	NE6	10,3	10,6
HCB -63µm	µg /kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Koe	8	8,1
HCB -63µm	µg /kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Pa	7,6	8,8
HCB -63µm	µg /kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	SE5	13,9	15,9
HCB -63µm	µg /kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Re3	9,4	10,6
HCB -63µm	µg /kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Sa	9,8	9,9

Legende

90. Perz = 90. Perzentil

Max = Maximalwert

Ref = Referenzzeitraum pro Teilgebiet

MU = Messunsicherheit, berechnet aus Doppelbestimmungen nach HLOG (2002)

TBT = Tributylzinn

6 DDX = Summe op-DDE, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD, op-DDT, pp-DDT

HCB = Hexachlorbenzol

Kürzel Gebiete:

KB = Köhlbrand, NE7 = Norderblatt Blatt 7, SE5 = Süderelbe Blatt 5, NE6 = Norderelbe Blatt 6 / Strandhafen, Koe = Köhlfleet, Pa = Parkhafen, VH = Vorhafen, Sa = Sandauhafen, Re3 = Rethe Blatt 3

Tabelle A 16 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2016 im Überblick - Häufigkeit

pT-Wert/Klasse	Häufigkeiten	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Köhlbrand n=10	Leuchtb. Porenw.	7	2	1				
	Leuchtb. Eluat	10						
	LimAlgen Porenw.	10						
	LimAlgen Eluat	10						
	Daphnien Porenw.	8	2					
	Daphnien Eluat		5	5				
	MaAlgen Porenw.	8	2					
	MaAlgen Eluat	10						
	Klasse limnisch		4	6				
Klasse marin	6	3	1					
Süderelbe5 n = 14	Leuchtb. Porenw.	4	1	1	7	1		
	Leuchtb. Eluat	14						
	LimAlgen Porenw.	1	2	7	2	2		
	LimAlgen Eluat	4		1	8	1		
	Daphnien Porenw.	9	2	3				
	Daphnien Eluat	9	4	1				
	MaAlgen Porenw.		5	9				
	MaAlgen Eluat	7	7					
	Klasse limnisch			2	9	3		
Klasse marin		5	1	7	1			
Norderelbe7 n=10	Leuchtb. Porenw.	10						
	Leuchtb. Eluat	10						
	LimAlgen Porenw.	10						
	LimAlgen Eluat	6		3	1			
	Daphnien Porenw.	8	2					
	Daphnien Eluat	8	2					
	MaAlgen Porenw.	7	3					
	MaAlgen Eluat	9	1					
	Klasse limnisch	5	1	3	1			
Klasse marin	6	4						
NE6 / Strand- hafen n=6	Leuchtb. Porenw.		1	2	3			
	Leuchtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.			5	1			
	LimAlgen Eluat	3		1	2			
	Daphnien Porenw.	4	2					
	Daphnien Eluat	3	3					
	MaAlgen Porenw.		2	3	1			
	MaAlgen Eluat	4	2					
	Klasse limnisch			2	4			
Klasse marin		1	2	3				
Köhlfleet n=6	Leuchtb. Porenw.	6						
	Leuchtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.		2	4				
	LimAlgen Eluat	2	1		3			
	Daphnien Porenw.	2	4					
	Daphnien Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.	1	5					
	MaAlgen Eluat	4	2					
	Klasse limnisch		1	2	3			
Klasse marin	1	5						

Fortsetzung nächste Seite

Tab A 16 (Fortsetzung)

pT-Wert/Klasse	Häufigkeiten	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Sandauhafen n=6	Leuchtb. Porenw.		4	2				
	Leuchtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.		3	3				
	LimAlgen Eluat	5			1			
	Daphnien Porenw.	5	1					
	Daphnien Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.		3	3				
	MaAlgen Eluat	1	5					
	Klasse limnisch			3	2	1		
Klasse marin			2	4				
Parkhafen n=7	Leuchtb. Porenw.	6	1					
	Leuchtb. Eluat	7						
	LimAlgen Porenw.	2	1	3	1			
	LimAlgen Eluat	2	2		2	1		
	Daphnien Porenw.	4	3					
	Daphnien Eluat	7						
	MaAlgen Porenw.	2	3	2				
	MaAlgen Eluat	5	2					
	Klasse limnisch		2	2	2	1		
Klasse marin	2	3	2					
Rethe n=6	Leuchtb. Porenw.	5		1				
	Leuchtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.			6				
	LimAlgen Eluat	3	3					
	Daphnien Porenw.	4	2					
	Daphnien Eluat	2	4					
	MaAlgen Porenw.		1	5				
	MaAlgen Eluat	1	5					
	Klasse limnisch			6				
Klasse marin		1	5					
Vorhafen n=6	Leuchtb. Porenw.	3	1	1	1			
	Leuchtb. Eluat	5		1				
	LimAlgen Porenw.		1	4		1		
	LimAlgen Eluat		1	3	1	1		
	Daphnien Porenw.	4	2					
	Daphnien Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.			6				
	MaAlgen Eluat		6					
	Klasse limnisch			3	2	1		
Klasse marin			5	1				

pT-Wert/Klasse	Häufigkeiten	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
alle Werte n = 71	Leuchtb. Porenw.	41	10	8	11	1		
	Leuchtb. Eluat	70		1				
	LimAlgen Porenw.	23	9	32	4	3		
	LimAlgen Eluat	35	7	8	18	3		
	Daphnien Porenw.	48	20	3				
	Daphnien Eluat	47	18	6				
	MaAlgen Porenw.	18	24	28	1			
	MaAlgen Eluat	41	30					
	Klasse limnisch	5	11	28	22	5		
Klasse marin	15	24	20	11	1			

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest, MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat

Tabelle A 17 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2016 im Überblick – Häufigkeit

Beprobungstermin	Köhlbrand (marin)			Köhlbrand (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n		Klassenmittel	Proben n
2005-1	1.8	6		2.2	6
2006-1	1.2	6		1.7	6
2006-2	1.5	6		3.2	6
2007-1	3.5	6		3.0	6
2007-2	4.0	6		3.3	6
2008	1.6	11		2.6	11
2009	2.4	8		3.0	8
2014	1.9	10		2.6	10
2015	1.0	10		2.0	10
Mittel 2005-2015	2.1	69		2.6	69
2016	0.5	10		1.6	10
2016 Norderelbe Bl. 6 /SH*	2.3	10		2.7	10
2016 Köhlfleet	0.8	6		2.3	6
2016 Parkhafen	1.0	7		2.3	7
2016 Vorhafen	2,2*	6		2,7*	6

*nicht signifikant verschieden zum Mittel Köhlbrand nach Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc-Test Nemenyi

Beprobungstermin	Norderelbe BI7 (marin)			Norderelbe BI7 (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n		Klassenmittel	Proben n
2005-1	1.8	6		2.2	6
2006-1	0.7	6		3.3	6
2006-2	2.6	5		3.2	5
2007-1	2.7	9		3.2	9
2007-2	1.2	5		2.8	5
2008	1.8	6		2.7	6
2009	2.0	6		1.8	6
2014	2.2	10		2.7	10
2015	1.0	10		0.8	10
Mittel 2005-2015	1.8	63		2.5	63
2016-Mai	0.4	10		1.0	10

Beprobungstermin	Süderelbe (marin)			Süderelbe (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n		Klassenmittel	Proben n
2005-1	2.8	4		3.5	4
2006-1	2.0	4		2.0	4
2006-2	2.0	5		3.2	5
2007-1	3.4	5		3.0	5
2007-2	2.4	5		3.4	5
2008	1.9	8		3.4	8
2009	2.5	8		3.3	8
2014 Nord	2.0	8		3.6	8
2015	1.9	14		2.7	14
Mittel 2005-2015	2.3	61		3.1	61
2016 Mai	2.3	14		3.1	14
2016 Sanduhafen	1.7	6		1.7	6
2016 Rethé	1.8	6		2.0	6

Tabelle A 18 Vergleich der chemischen Analyse der Sedimente aus der Süderelbe (Januar) und dem Köhlbrand 2016 mit den Beprobungskampagnen 2005 bis 2007 (Prüfung nach „altem“ Einvernehmen aus 2008 geändert 2009)

Parameter	Einheit	Süderelbe (Beprobung März 2016)											
		2005-1		2006-1		2006-2		2007-1		2007-2		2016	
		x	n	x	n	x	n	x	n	x	n	x	n
Arsen	mg/kg TS	33 c	5	38 a,b	4	36 b,c	5	39 a,b	6	40 a	6	34 c	14
Blei	mg/kg TS	102 a	5	109 a	4	92 b,c	5	93 b,c	6	89 b,c	6	84 c	14
Cadmium	mg/kg TS	4,1 a	5	3,6 a	4	3,9 a	5	3,5 a	6	3,9 a	6	2,0 b	14
Chrom	mg/kg TS	75 a	5	74 a	4	76 a	5	79 a	6	84 a	6	84 a	14
Kupfer	mg/kg TS	110 a	5	79 b,c	4	86 b	5	85 b	6	83 b	6	66 c	14
Nickel	mg/kg TS	47 a	5	45 a,b	4	45 a,b	5	45 a,b	6	45 a,b	6	43 b	14
Quecks	mg/kg TS	1,7 a	5	1,9 a	4	1,8 a	5	2,0 a	6	1,8 a	6	1,1 c	14
Zink	mg/kg TS	743 a	5	626 a,b	4	721 a	5	645 a,b	6	733 a	6	540 b	14
TBT	mg/kg TS	107 a,b	5	133 a	4	115 a,b	5	35 c	6	70 b,c	6	50 c	14
KWST	mg/kg TS	521 a	5	397 a,b	4	323 a,b	5	258 b,c	6	187 b,c	6	115 c	14
PAK16	mg/kg TS	2,4 a,b	5	2,3 a,b	4	3,1 a	5	2,5 a,b	6	2,2 b	6	1,9 b	14
PCB7	µg/kg TS	23,1 a	5	21,5 a	4	19,0 a,b	5	21,9 a	6	19,3 a,b	6	16,0 b	14
a-HCH	µg/kg TS	1,6 a	5	1,3 a,b	4	2,0 a	5	2,1 a	6	1,3 a,b	6	0,7 b	14
g-HCH	µg/kg TS	0,7 a	5	0,2 a	4	0,4 a	5	0,6 a	6	0,6 a	6	0,3 a	14
p,p'-DDE	µg/kg TS	6,8 a,b	5	5,2 b,c	4	9,0 a	5	7,0 a,b	6	7,0 a,b	6	3,5 c	14
p,p'-DDD	µg/kg TS	22,6 a	5	12,6 b,c	4	22,1 a,b	5	19,8 a,b	6	22,8 a	6	10,5 c	14
p,p'-DDT	µg/kg TS	13,7 a	5	7,6 a	4	9,7 a	5	5,9 a	6	12,7 a	6	6,1 a	14
PeCB	µg/kg TS	2,5 a,b	5	2,1 b,c	4	3,2 a	5	2,0 b	6	2,3 a,b	6	1,2 c	14
HCB	µg/kg TS	17,0 a	5	13,6 a	4	15,4 a	5	16,4 a	6	12,8 a	6	6,6 a	14

Parameter	Einheit	Köhlbrand (Beprobung Mai 2016)											
		2005-1		2006-1		2006-2		2007-1		2007-2		2016	
		x	n	x	n	x	n	x	n	x	n	x	n
Arsen	mg/kg TS	31,7 b	7	35,2 a,b	6	35,7 a,b	6	37,2 a,b	6	37,8 a	8	32,3 b	10
Blei	mg/kg TS	93,6 a	7	98,8 a	6	87,5 a	6	84,8 a	6	87,5 a	8	94,0 a	10
Cadmium	mg/kg TS	2,8 a,b	7	2,6 a,b	6	3,5 a	6	2,4 b	6	2,8 a,b	8	3,0 a,b	10
Chrom	mg/kg TS	106 a	7	74 b,c	6	76 b,c	6	79 b,c	6	83 b	8	66 c	10
Kupfer	mg/kg TS	69,7 b	7	68,7 b	6	88,2 a	6	71,5 a,b	6	71,5 b	8	76,3 a,b	10
Nickel	mg/kg TS	43,1 a	7	44,5 a	6	46,3 a	6	44,0 a	6	43,8 a	8	40,2 a	10
Quecks	mg/kg TS	2,0 a	7	1,6 b	6	1,7 a,b	6	1,4 b	6	1,5 b	8	1,5 b	10
Zink	mg/kg TS	604 a,b	7	524 b	6	696 a	6	525 b	6	614 a,b	8	659 a	10
TBT	mg/kg TS	156,6 a	7	191,7 a	6	64,8 b	6	42,6 b	6	78,6 b	8	48,2 b	10
KWST	mg/kg TS	210 a,b	7	314 a	6	228 a,b	6	139 b	6	149 b	8	118 b	10
PAK16	mg/kg TS	2,0 a	7	2,2 a	6	3,2 a	6	1,9 a	6	4,5 a	8	1,9 a	10
PCB7	µg/kg TS	29,8 a	7	21,7 a	6	26,3 a	6	19,1 a	6	24,8 a	8	17,7 a	10
a-HCH	µg/kg TS	1,4 a	7	0,9 a	6	1,6 a	6	1,0 a	6	1,0 a	8	0,7 a	10
g-HCH	µg/kg TS	1,4 a	7	0,1 b	6	0,4 b	6	0,4 b	6	0,3 b	8	0,2 b	10
p,p'-DDE	µg/kg TS	4,3 b	6	3,5 b	6	9,1 a	6	4,9 a,b	6	5,2 a,b	8	4,2 b	10
p,p'-DDD	µg/kg TS	19,7 a	6	10,0 a	6	21,7 a	6	12,8 a	6	17,5 a	8	13,0 a	10
p,p'-DDT	µg/kg TS	4,1 a	6	4,9 a	6	12,1 a	6	3,2 a	6	4,1 a	8	5,6 a	10
PeCB	µg/kg TS	1,2 a	7	2,2 a	6	2,9 a	6	1,4 a	6	1,7 a	8	1,3 a	10
HCB	µg/kg TS	9,0 a	7	9,8 a	6	19,0 a	6	7,6 a	6	9,7 a	8	9,2 a	10

n = Anzahl, x = arithmetisches Mittel, one-way-ANOVA, Post-hoc-Test Scheffé

a,b,c: unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikant verschiedene Werte innerhalb einer Zeile ($\alpha < 0,05$). Grau: Keine signifikanten Unterschiede von Terminen.

Analysiert in Gesamtfraktion: TBT. Analysiert in Fraktion < 20 µm: Schwermetalle und Arsen. Analysiert in Gesamtfraktion und normiert auf Fraktion < 63 µm: KWST (Kohlenwasserstoffe), PAK16 (PAK Summe 16), PCB7 (PCB Summe 7), HCH-Verbindungen, DDT und Metabolite, PeCB (Pentachlorbenzol), HCB (Hexachlorbenzol)

Tabelle A 19 **Übersicht der Mittelwerte - Vergleich der chemischen Analyse der Sedimente aus der Süderelbe (Januar) und dem Köhlbrand 2016 mit den Beprobungskampagnen 2005 bis 2007 (Prüfung nach „altem“ Einvernehmen aus 2008 geändert 2009)**

Süderelbe Bl. 5 Januar 2016					
Parameter	Einheit	2005-2007		2016	
		x	n	x	n
Arsen	mg/kg TS	37	26	34	14
Blei	mg/kg TS	97	26	84	14
Cadmium	mg/kg TS	3.8	26	2.0	14
Chrom	mg/kg TS	78	26	84	14
Kupfer	mg/kg TS	89	26	66	14
Nickel	mg/kg TS	45	26	43	14
Quecks	mg/kg TS	1.8	26	1.1	14
Zink	mg/kg TS	694	26	540	14
TBT	mg/kg TS	92	26	50	14
KWST	mg/kg TS	337	26	115	14
PAK16	mg/kg TS	2.5	26	1.9	14
PCB7	µg/kg TS	21	26	16	14
a-HCH	µg/kg TS	1.7	26	0.7	14
g-HCH	µg/kg TS	0.5	26	0.3	14
p,p'-DDE	µg/kg TS	7.0	26	3.5	14
p,p'-DDD	µg/kg TS	20.0	26	10.5	14
p,p'-DDT	µg/kg TS	9.9	26	6.1	14
PeCB	µg/kg TS	2.4	26	1.2	14
HCB	µg/kg TS	15.0	26	6.6	14

Köhlbrand					
Parameter	Einheit	2005-2007		2016	
		x	n	x	n
Arsen	mg/kg TS	36	33	32	10
Blei	mg/kg TS	90	33	94	10
Cadmium	mg/kg TS	2.8	33	3.0	10
Chrom	mg/kg TS	84	33	66	10
Kupfer	mg/kg TS	74	33	76	10
Nickel	mg/kg TS	44	33	40	10
Quecks	mg/kg TS	1.6	33	1.5	10
Zink	mg/kg TS	593	33	659	10
TBT	mg/kg TS	107	33	48	10
KWST	mg/kg TS	208	33	118	10
PAK16	mg/kg TS	2.8	33	1.9	10
PCB7	µg/kg TS	24	33	18	10
a-HCH	µg/kg TS	1.2	33	0.7	10
g-HCH	µg/kg TS	0.5	33	0.2	10
p,p'-DDE	µg/kg TS	5.4	32	4.2	10
p,p'-DDD	µg/kg TS	16.3	32	13.0	10
p,p'-DDT	µg/kg TS	5.7	32	5.6	10
PeCB	µg/kg TS	1.9	33	1.3	10
HCB	µg/kg TS	11.0	33	9.2	10

Überschreitung der Mittelwerte aus dem Jahr 2005 – 2007 für Chrom (Süderelbe Januar 2016) und für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink (Köhlbrand 2016) jeweils nicht signifikant nach ANOVA mit Post-Hoc-Test Scheffe

Tabelle A 20 Vergleich des 90. Perzentils

		90.Perz. 05-07	90. Perz. 2016	Maxwert 2016
HCB	Köhlbrand Mai16	14,8	12,7	14,0
	Süderelbe Jan16	19,5	7,8	10,7
6 DDX	Köhlbrand Mai16	43,9	37,7	39,9
	Süderelbe Jan16	59,4	34,0	42,0
TBT	Köhlbrand Mai16	200	59	64
	Süderelbe Jan16	140	62	79

Tabelle A 21 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Delega- tionsstrecke (Januar 2016 Süderelbe, Mai 2016 Köhlbrand) über die Zeit Prüfung nach „altem“ Einvernehmen (Einvernehmen aus 2008 in der 2009 geänderten Fas- sung)

Zahlenwerte geben die arithmetischen Mittelwerte der jeweiligen Toxizitätsklassen an

Beprobungstermin	Köhlbrand		Süderelbe	
	Klassenmittel limnisch	Proben n	Klassenmittel limnisch	Proben n
2005	2,2	6	3,5	4
2006-1	1,7	6	2,0	4
2006-2	3,2	6	3,2	5
2007-1*	3,0	6	3,0	5
2007-2	3,3	6	3,4	5
Mittel 05-07	2,7	30	3,0	23
2016	1,6	10	1,4	14

Beprobungstermin	Köhlbrand		Süderelbe	
	Klassenmittel marin	Proben n	Klassenmittel marin	Proben n
2005	1,8	6	2,8	4
2006-1	1,2	6	2,0	4
2006-2	1,5	6	2,0	5
2007-1*	3,5	6	3,4	5
2007-2	4,0	6	2,4	5
Mittel 05-07	2,4	30	2,5	23
2016	0,5	10	1,1	14

Biotestbatterie limnisch: limnischer Algentest, Leuchtbakterientest, Daphnientest an Porenwasser und Eluat

Biotestbatterie marin: mariner Algentest, Leuchtbakterientest an Porenwasser und Eluat

Mittelwerte 2016 jeweils niedriger als Mittelwerte aus Referenzzeitraum 2005 bis 2007. Statistische Prüfung kann damit entfallen.

Tabelle A 22 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, April 2016)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	28	0	54,8	60,6	61,2	64,7	75,1
TOC (C)	Gew.% TS	28	0	0,3	0,9	0,9	1,2	1,2
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	28	0	6,1	27,4	25,8	34,2	38,5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	28	0	6,2	21,1	21,4	26,8	28,7
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	28	0	11,0	31,8	30,8	37,6	41,8
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	28	0	6,1	11,7	16,0	30,1	41,5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	28	0	1,4	2,0	4,7	6,4	36,7
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	28	0	0,1	0,3	0,5	0,5	4,4
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	28	2	<0,1	0,2	0,3	0,5	2,8
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	28	2	<0,1	0,2	0,5	1,2	3,0
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	28	0	12,3	48,1	47,1	59,1	67,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	28	0	316	1065	1024	1248	1380
Phosphor	mg/kg TS	28	0	230	420	416	476	610
Schwefel	mg/kg TS	28	0	810	2900	2929	3960	5700
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	28	0	3,4	10,0	9,7	12,0	13,0
Blei	mg/kg TS	28	0	6,1	20,0	18,9	23,0	24,0
Cadmium	mg/kg TS	28	0	0,2	0,3	0,3	0,4	0,6
Chrom	mg/kg TS	28	0	6,7	20,0	19,5	24,3	27,0
Kupfer	mg/kg TS	28	0	7,5	12,0	12,8	16,6	21,0
Nickel	mg/kg TS	28	0	3,8	11,0	10,8	13,0	15,0
Quecksilber	mg/kg TS	28	0	0,07	0,17	0,18	0,26	0,31
Zink	mg/kg TS	28	0	43	86	87	105	136
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	28	0	19	29	29	33	38
Blei <20 µm	mg/kg TS	28	0	41	66	65	73	81
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	28	0	0,3	0,6	0,8	1,5	2,1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	28	0	40	62	62	74	79
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	28	0	14	30	32	47	63
Nickel <20 µm	mg/kg TS	28	0	23	33	32	34	41
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	28	0	0,23	0,56	0,62	0,95	1,30
Zink <20 µm	mg/kg TS	28	0	134	210	244	372	518
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	28	0	21	28	30	40	50
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	28	25	<10	<10	10	10	16
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	28	0	17	22	24	34	38
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	28	0	0,21	0,46	0,53	0,79	1,10
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	28	0	0,14	0,27	0,34	0,36	2,20
PCB 52	µg/kg TS	28	0	0,10	0,20	0,23	0,26	1,10
PCB 101	µg/kg TS	28	0	0,24	0,42	0,53	0,67	2,90
PCB 118	µg/kg TS	28	0	0,12	0,35	0,40	0,41	2,10
PCB 138	µg/kg TS	28	0	0,38	0,72	0,86	1,26	3,60
PCB 153	µg/kg TS	28	0	0,55	0,94	1,20	1,65	5,60
PCB 180	µg/kg TS	28	0	0,28	0,46	0,64	1,03	2,60
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	28	0	2,1	3,4	4,2	5,5	20,1

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	28	5	<0,05	0,09	0,14	0,28	0,52
gamma-HCH	µg/kg TS	28	20	<0,05	<0,05	0,06	0,10	0,14
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	28	0	0,2	0,3	0,4	0,7	0,9
p,p'-DDD	µg/kg TS	28	0	0,3	0,7	1,0	2,4	3,0
p,p'-DDT	µg/kg TS	28	16	<0,1	<0,1	0,2	0,3	0,7
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	28	3	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	28	0	0,2	0,5	0,8	1,5	3,2
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	0	1,9	5,7	6,0	9,2	13
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	10	<1	1,7	1,8	3,3	3,9
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	0	1,6	5,9	8,0	17	37
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	20	<1	<1	1,7	2,6	9,1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	25	<1	<1	<1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	25	25	<1	<1	<1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE(NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	3,3	5,1	4,9	6,1	6,3
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	28	0	37	61	73	97	214
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	28	0	0,46	0,92	1,23	2,21	3,97
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	28	0	0,38	0,58	0,73	0,84	3,85
PCB 52	µg/kg TS	28	0	0,18	0,38	0,52	0,98	1,93
PCB 101	µg/kg TS	28	0	0,44	0,85	1,22	2,16	5,08
PCB 118	µg/kg TS	28	0	0,37	0,72	0,87	1,07	3,68
PCB 138	µg/kg TS	28	0	0,70	1,49	1,99	3,83	6,31
PCB 153	µg/kg TS	28	0	1,12	2,00	2,72	4,62	9,81
PCB 180	µg/kg TS	28	0	0,46	1,05	1,49	2,96	4,55
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	28	0	3,85	7,07	9,55	17,08	35,20
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	28	5	<0,05	0,17	0,41	0,90	2,20
gamma-HCH	µg/kg TS	28	20	<0,05	<0,05	0,13	0,35	0,78
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	28	27	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	28	0	0,3	0,7	1,0	2,1	3,1
o,p-DDD	µg/kg TS	28	0	0,2	0,6	1,4	3,5	5,9
p,p'-DDD	µg/kg TS	28	0	0,4	1,4	2,9	7,3	11
o,p-DDT	µg/kg TS	28	26	<0,1	<0,1	0,1	0,1	1,2
p,p'-DDT	µg/kg TS	28	16	<0,1	<0,1	0,4	0,9	2,2
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	28	3	<0,1	0,3	0,6	1,3	2,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	28	0	0,3	1,0	2,2	5,0	10,6

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 23 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, April 2016)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	31	0	50,9	59,1	60,3	67,7	80,5
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,5	0,9	0,9	1,2	1,4
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	31	0	3,1	29,7	29,5	39,6	56,1
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	31	0	0,3	22,9	22,8	35,0	39,2
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	31	0	0,1	25,7	26,0	40,6	54,8
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	31	0	1,3	8,7	10,6	19,3	32,6
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	31	0	0,5	2,5	6,8	17,3	61
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	31	0	0,1	0,4	0,8	1,1	6,8
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	31	2	<0,1	0,3	0,7	0,8	9,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	31	1	<0,1	0,7	2,8	1,6	63
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	31	0	3,4	50	52	73	85
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	597	1060	1062	1295	1760
Phosphor	mg/kg TS	30	0	250	400	402	491	550
Schwefel	mg/kg TS	30	0	1300	3700	3717	5600	7400
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5,6	11	11	15	18
Blei	mg/kg TS	30	0	11	21	21	27	42
Cadmium	mg/kg TS	30	3	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Chrom	mg/kg TS	30	0	12	24	24	29	40
Kupfer	mg/kg TS	30	0	7,4	12	12	13	17
Nickel	mg/kg TS	30	0	6,9	12	13	17	31
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,04	0,13	0,15	0,23	0,48
Zink	mg/kg TS	30	0	52	82	84	99	173
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	14	27	27	34	34
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	29	61	62	77	93
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,22	0,39	0,44	0,71	0,95
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	36	62	60	68	77
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	10	24	24	29	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	22	31	30	33	34
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,17	0,40	0,46	0,69	1,10
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	101	167	177	222	299
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	0	20	25	26	32	51
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	30	<10	<10	<10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	0	10	20	21	27	44
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,19	0,38	0,46	0,68	1,70
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,3	0,6	1,0
PCB 52	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,9
PCB 101	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,8	1,8
PCB 118	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,3	0,7	1,4
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,6	1,2	2,4
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,2	0,7	0,9	1,8	3,8
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,4	0,8	2,0
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	0,9	2,2	3,1	6,2	13,0

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	22	<0,05	<0,05	0,06	0,08	0,22
gamma-HCH	µg/kg TS	30	28	<0,05	<0,05	0,05	0,05	0,11
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	3	<0,1	0,2	0,3	0,4	1,3
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,5	0,9	2,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	27	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,5
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	15	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	2	<1	3,6	3,9	6,5	7,2
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	25	<1	<1	1,1	1,0	2,0
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	20	<1	<1	1,3	2,2	3,6
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	26	<1	<1	1,0	1,0	1,2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	27	<1	<1	<1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	27	27	<1	<1	<1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	4	0	2,6	3,4	6,6	13	17
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	30	0	20	44	44	65	78
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,4	0,7	0,8	1,2	2,1
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,5	0,6	1,1	1,4
PCB 52	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,2	0,3	0,8	1,2
PCB 101	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,5	0,7	1,6	2,4
PCB 118	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,5	0,6	1,1	2,1
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,4	0,8	1,1	2,2	3,6
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,7	1,2	1,6	3,5	4,8
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,5	0,7	1,7	2,4
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	30	0	2,3	4,1	5,7	12	18
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	22	<0,05	<0,05	0,08	0,17	0,27
gamma-HCH	µg/kg TS	30	28	<0,05	<0,05	0,05	0,05	0,13
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	30	29	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,3
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	3	<0,1	0,4	0,5	0,8	1,6
o,p-DDD	µg/kg TS	30	9	<0,1	0,2	0,3	0,6	1,7
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,6	0,9	1,6	5,2
o,p-DDT	µg/kg TS	30	28	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,3
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	27	<0,1	<0,1	0,2	0,1	1,0
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	15	<0,1	0,1	0,2	0,4	0,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,5	0,5	0,9	1,1

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 24 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2016)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	43	0	54,1	61,7	62,0	67,0	71,5
TOC (C)	Gew.% TS	43	0	0,5	1,1	1,1	1,2	1,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	43	0	5,4	22,8	21,5	28,3	33,8
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	43	0	9,3	27,0	26,8	31,6	34,8
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	43	0	10,6	32,0	31,5	35,0	36,5
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	43	0	5,2	15,4	15,5	23,3	35,9
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	43	0	0,8	1,7	3,3	5,1	39,1
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	43	0	0,1	0,2	0,5	0,5	10,1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	43	2	<0,1	0,2	0,4	0,5	4,5
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	43	0	0,1	0,3	0,6	1,1	5,5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	43	0	14,7	50,2	48,3	57,1	64,3
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	43	0	694	1140	1167	1356	1720
Phosphor	mg/kg TS	43	0	310	470	483	570	630
Schwefel	mg/kg TS	43	0	1200	2400	2481	3300	4400
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	43	0	5,5	9,9	9,7	12	13
Blei	mg/kg TS	43	0	11	20,0	19,1	23,8	26
Cadmium	mg/kg TS	43	0	0,23	0,39	0,40	0,50	0,62
Chrom	mg/kg TS	43	0	9,6	20	22	27	93
Kupfer	mg/kg TS	43	0	9,6	18	18	24	28
Nickel	mg/kg TS	43	0	6,7	11	11	13	14
Quecksilber	mg/kg TS	43	0	0,06	0,18	0,18	0,24	0,31
Zink	mg/kg TS	43	0	85	111	115	140	165
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	43	0	10	26	27	32	36
Blei <20 µm	mg/kg TS	43	0	41	75	74	84	90
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	43	0	0,5	1,3	1,4	2,2	2,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	43	0	42	61	60	72	73
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	43	0	31	46	48	63	73
Nickel <20 µm	mg/kg TS	43	0	24	35	34	38	42
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	43	0	0,4	0,7	0,8	1,2	1,3
Zink <20 µm	mg/kg TS	43	0	217	349	373	521	578
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	43	5	<20	26	28	37	42
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	43	37	<10	<10	10	10	16
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	43	2	<10	19	20	27	34
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	43	0	0,38	0,63	0,67	0,91	1,13
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	43	0	0,17	0,29	0,31	0,39	0,58
PCB 52	µg/kg TS	43	0	0,13	0,24	0,25	0,32	0,48
PCB 101	µg/kg TS	43	0	0,35	0,57	0,64	0,89	1,60
PCB 118	µg/kg TS	43	0	0,25	0,40	0,40	0,49	0,81
PCB 138	µg/kg TS	43	0	0,52	0,91	1,04	1,58	2,40
PCB 153	µg/kg TS	43	0	0,74	1,40	1,49	2,28	3,30
PCB 180	µg/kg TS	43	0	0,30	0,81	0,95	1,76	2,40
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	43	0	2,6	4,6	5,1	7,6	11,1

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	43	2	<0,05	0,2	0,2	0,3	0,4
gamma-HCH	µg/kg TS	43	19	<0,05	0,05	0,09	0,14	0,39
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	43	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,1
p,p'-DDD	µg/kg TS	43	0	0,7	2,5	2,5	4,1	4,2
p,p'-DDT	µg/kg TS	43	3	<0,1	0,3	0,9	2,2	5,8
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,13	0,30	0,32	0,48	0,83
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,37	1,20	1,40	2,50	4,50
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	0	2,1	7,1	7,2	9,9	13
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	0	1,6	5,4	5,6	8,2	16
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	0	2,2	20	23	42	100
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	34	<1	<1	1,1	1,4	2,1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	41	<1	<1	1,1	1,0	3,0
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	43	43	<1	<1	<1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	43	5	<20	57	57	79	143
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	43	0	0,76	1,31	1,43	2,04	2,88
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	43	0	0,44	0,60	0,65	0,91	1,22
PCB 52	µg/kg TS	43	0	0,25	0,49	0,55	0,79	1,50
PCB 101	µg/kg TS	43	0	0,68	1,13	1,41	2,38	3,40
PCB 118	µg/kg TS	43	0	0,53	0,79	0,86	1,16	1,70
PCB 138	µg/kg TS	43	0	1,02	1,86	2,30	4,13	4,97
PCB 153	µg/kg TS	43	0	1,45	2,63	3,30	5,80	7,48
PCB 180	µg/kg TS	43	0	0,59	1,65	2,15	4,28	5,24
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	43	0	5,16	9,05	11,2	19,5	25,5
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	43	2	<0,05	0,38	0,46	0,79	1,63
gamma-HCH	µg/kg TS	43	19	<0,05	0,11	0,18	0,42	0,96
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	43	34	<0,1	<0,1	0,1	0,3	0,3
p,p'-DDE	µg/kg TS	43	0	0,5	1,3	1,5	2,2	4,6
o,p-DDD	µg/kg TS	43	0	0,3	1,7	2,0	3,8	6,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	43	0	1,1	5,1	5,7	10,0	17,0
o,p-DDT	µg/kg TS	43	26	<0,1	<0,1	0,2	0,5	1,5
p,p'-DDT	µg/kg TS	43	3	<0,1	0,7	2,0	4,2	15,0
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,2	0,6	0,7	1,1	3,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,7	2,3	3,2	5,8	17,1

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

**Tabelle A 25 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, September 2016)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	34	0	49,4	60,7	61,4	69,3	81,4
TOC (C)	Gew.% TS	34	0	0,11	1,0	0,9	1,2	1,7
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	34	0	1,3	26,1	25,9	40,7	50,1
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	34	0	0,4	26,5	26,1	40,0	50,3
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	34	0	0,2	26,0	26,0	44,6	58,2
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	34	0	1,3	7,4	8,6	15,6	24,5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	34	0	0,4	2,4	8,7	25,3	60,2
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	34	0	0,1	0,4	1,1	2,5	8,1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	34	1	<0,1	0,4	1,0	1,3	8,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	34	0	0,1	0,7	2,6	2,3	40
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	34	0	1,8	52,3	52,0	77,7	85,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	34	0	188	1150	1132	1560	1960
Phosphor	mg/kg TS	34	0	130	410	396	520	620
Schwefel	mg/kg TS	34	0	450	3450	3546	6200	6900
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	34	1	<1	11,0	10,3	14,7	18
Blei	mg/kg TS	34	1	<1	20	19	25	45
Cadmium	mg/kg TS	34	7	<0,1	0,18	0,21	0,31	0,52
Chrom	mg/kg TS	34	1	<1	19	19	28	31
Kupfer	mg/kg TS	34	1	<1	13	14	19	33
Nickel	mg/kg TS	34	1	<1	12	11	16	18
Quecksilber	mg/kg TS	34	1	<0,01	0,13	0,13	0,20	0,35
Zink	mg/kg TS	34	1	<1	78	78	104	183
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	34	0	11	25	24	31	36
Blei <20 µm	mg/kg TS	34	0	37	61	62	79	96
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	34	0	0,21	0,5	0,6	0,8	1,3
Chrom <20 µm	mg/kg TS	34	0	35	55	55	67	69
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	34	0	21	31	31	39	42
Nickel <20 µm	mg/kg TS	34	0	25	31	31	35	36
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	34	0	0,1	0,4	0,4	0,6	1,0
Zink <20 µm	mg/kg TS	34	0	139	197	212	272	347
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	34	15	<20	20	26	38	46
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	34	27	<10	<10	11	16	20
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	34	8	<10	14	16	27	32
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	34	0	0,16	0,42	0,47	0,73	1,93
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	34	3	<0,1	0,20	0,25	0,39	1,10
PCB 52	µg/kg TS	34	12	<0,1	0,12	0,18	0,22	0,94
PCB 101	µg/kg TS	34	2	<0,1	0,27	0,36	0,57	1,90
PCB 118	µg/kg TS	34	3	<0,1	0,25	0,31	0,53	1,40
PCB 138	µg/kg TS	34	2	<0,1	0,41	0,51	0,83	2,20
PCB 153	µg/kg TS	34	2	<0,1	0,64	0,80	1,27	3,80
PCB 180	µg/kg TS	34	4	<0,1	0,28	0,35	0,56	1,70
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	34	0	0,7	2,2	2,7	4,4	12,9

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	34	17	<0,05	0,05	0,07	0,11	0,26
gamma-HCH	µg/kg TS	34	31	<0,05	<0,05	0,05	0,05	0,10
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	34	6	<0,1	0,18	0,26	0,37	1,30
p,p'-DDD	µg/kg TS	34	3	<0,1	0,37	0,56	1,24	3,20
p,p'-DDT	µg/kg TS	34	28	<0,1	<0,1	0,13	0,14	0,78
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	34	21	<0,1	<0,1	0,13	0,15	0,51
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	34	3	<0,1	0,25	0,28	0,48	0,76
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	7	<1	1,7	2,0	3,8	4,1
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	23	<1	<1	1,3	2,2	3,8
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	0	1	1	1,8	2,3	13
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	34	<1	<1	<1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	34	<1	<1	<1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	34	34	<1	<1	<1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	32	13	<20	30	38	65	81
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,39	0,80	0,88	1,26	2,57
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,412	0,46	0,84	1,44
PCB 52	µg/kg TS	32	10	<0,1	0,17	0,27	0,45	1,11
PCB 101	µg/kg TS	32	0	0,27	0,55	0,69	1,17	2,42
PCB 118	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,47	0,58	1,09	1,83
PCB 138	µg/kg TS	32	0	0,39	0,75	0,98	1,69	2,81
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,57	1,27	1,54	2,62	4,58
PCB 180	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,46	0,64	1,15	2,01
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	32	0	2,00	4,16	5,16	8,99	15,21
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	15	<0,05	0,07	0,12	0,23	0,43
gamma-HCH	µg/kg TS	32	29	<0,05	<0,05	0,06	0,05	0,16
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	32	30	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	4	<0,1	0,4	0,5	1,0	1,5
o,p-DDD	µg/kg TS	32	11	<0,1	0,2	0,3	0,9	1,3
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,8	1,1	2,8	3,8
o,p-DDT	µg/kg TS	32	32	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	26	<0,1	<0,1	0,2	0,2	0,9
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	19	<0,1	<0,1	0,2	0,4	0,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,5	0,6	0,9	1,5

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 26 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2016)

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	6,6	110	8,6	75
Blei	6,9	110	9,6	75
Cadmium	13,6	110	15,9	73
Chrom	10,3	110	12,4	75
Kupfer	10,2	110	12,9	75
Nickel	9,5	110	12,5	75
Quecksilber	20,6	109	35,3	69
Zink	9,4	110	8,4	75
Organische Parameter	bestimmt in Gesamtfraktion			
PAK (Summe aus 6 / 16)	24 / 21	109 / 109		
Mineralöl-KW (C10-C40)	19	22		
PCB (Summe aus 7)	24	91		
pp-DDE	15	57		
pp-DDD	20	71		
pp-DDT	84	16		
a-HCH	33	33		
Pentachlorbenzol	29	43		
Hexachlorbenzol	38	63		
Organozinnverbindungen	20*			

*ermittelt aus Ringversuchen, Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen ist höher (für TBT bei 43 % bei n = 23)

Die Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen wird nach einem Verfahren des Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie ermittelt (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002), Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 6. Handbuch Altlasten Band 7)

** Anzahl Doppelbestimmungen > BG: In die Berechnung gehen nur Doppelbestimmungen mit ein, bei denen beide Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen

Tabelle A 27 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km) und Umfeld (April 2016)

Verbringstelle (n = 15)*				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	12	13	9
	EL	15	14	
pT1	PW	3	2	6
	EL	0	1	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n= 26)**				
pT0	PW	22	23	19
	EL	25	24	
pT1	PW	4	2	6
	EL	1	2	
pT2	PW	0	1	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 14 Proben und 1 verdeckte Doppelbestimmung (n=24), **im Umfeld 24 Proben und 2 verdeckte Doppelbestimmung (n=26).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 34							
Einbringstelle (n=14)	14			2	2		
1,5-km Ring (n=5)	5			2	2		
2-km Ring (n=5)	5			2	2		
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 28 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (September 2016)

Verbringstelle (n = 22)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	12	19	12
	EL	21	22	
pT1	PW	8	3	8
	EL	1	0	
pT2	PW	2	0	2
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	9	13	8
	EL	12	16	
pT1	PW	4	3	5
	EL	3		
pT2	PW	1		1
	EL	0		
pT3	PW	1		1
	EL	0		
pT4	PW	1		0
	EL	0		
pT5	PW	0		1
	EL	1		
pT6	PW			0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und 2 verdeckte Doppelbestimmung (n=22), **im Umfeld 15 Proben und 1 verdeckte Doppelbestimmung (n=16)

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität <i>Corophium volutator</i> (%), n = 35							
Einbringstelle (n=15)	15			2	2		
1,5-km Ring (n=5)	5			2	2		
2-km Ring (n=5)	5			2	1	1 (23%)	
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 29 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Oberfläche

Parameter	Datum	Tiefe Probe [m]	Temperatur [°C]	Salzgehalt [-]	SiO ₄ [µmol/l]	PO ₄ [µmol/l]	NO ₂ [µmol/l]	NO _x [µmol/l]	NH ₄ [µmol/l]	pH [-]
Elbe_I	11.5.2016	0,7	10,6	32,8	0,9	0,1	0,1	3,2	0,3	N/A
Elbe_II	11.5.2016	1,1	10,8	31,4	0,4	0,1	0,1	8,4	0,2	N/A
E3	11.5.2016	1,0	10,3	31,8	0,6	1,9	0,2	7,4	0,5	N/A
Elbe_III	11.5.2016	1,7	11,3	29,8	1,2	0,2	0,2	13,6	0,0	N/A
Elbe_IV	11.5.2016	1,0	11,0	30,7	1,1	0,2	0,2	9,4	0,0	N/A
Elbe_I	7.6.2016	0,6	13,0	32,0	0,4	0,3	0,4	2,5	0,3	8,2
Elbe_II	7.6.2016	1,0	14,1	30,7	1,5	0,4	0,2	6,1	2,3	8,2
E3	7.6.2016	0,9	14,4	30,8	1,0	0,1	0,2	5,3	0,1	8,1
Elbe_III	7.6.2016	0,9	14,2	31,4	0,4	0,1	0,2	3,9	0,9	8,2
Elbe_IV	7.6.2016	1,0	15,6	30,9	2,5	1,2	0,2	3,6	1,0	8,2
Elbe_I	7.7.2016	1,2	16,0	32,5	2,8	0,9	0,1	0,8	0,1	8,3
Elbe_II	7.7.2016	1,4	16,6	30,8	1,5	0,0	0,1	2,0	0,0	8,3
E3	7.7.2016	1,0	16,3	32,5	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	8,3
Elbe_III	7.7.2016	0,6	16,8	30,6	1,3	1,2	0,1	4,1	0,7	8,3
Elbe_IV	7.7.2016	0,8	16,7	31,4	0,7	1,2	0,1	2,1	0,0	8,3
Elbe_I	3.8.2016	0,9	18,7	31,8	6,2	0,3	0,2	0,1	0,0	8,2
Elbe_II	3.8.2016	1,1	19,1	31,4	2,9	0,3	0,0	0,1	0,1	8,2
E3	3.8.2016	1,2	18,8	31,8	3,3	0,0	0,0	0,1	0,0	8,2
Elbe_III	3.8.2016	1,2	19,5	30,8	3,6	0,3	0,0	0,1	0,0	8,2
Elbe_IV	3.8.2016	0,8	19,4	31,3	1,5	0,1	0,0	0,1	0,0	8,2
Elbe_I	7.9.2016	0,9	19,1	31,8	4,9	0,0	0,0	0,1	0,0	8,2
Elbe_II	7.9.2016	1,0	18,7	31,0	9,7	0,2	0,0	0,1	0,0	8,1
E3	7.9.2016	1,1	19,0	30,5	8,7	0,6	0,1	1,3	0,0	8,1
Elbe_III	7.9.2016	0,5	19,2	29,8	8,8	1,2	0,1	1,3	0,0	8,2
Elbe_IV	7.9.2016	0,8	19,3	30,2	6,3	0,3	0,0	0,5	0,0	8,2
Elbe_I	11.10.2016	1,0	14,8	31,6	7,3	0,5	0,1	0,1	0,3	8,2
Elbe_II	11.10.2016	1,0	15,2	30,9	12,1	1,0	0,2	0,2	2,0	8,2
E3	11.10.2016	1,0	14,9	30,7	14,3	1,0	0,3	2,2	2,2	8,2
Elbe_III	11.10.2016	1,0	14,9	30,5	8,3	1,0	0,2	1,4	3,1	8,1
Elbe_IV	11.10.2016	1,0	15,0	30,6	9,5	1,0	0,4	1,7	3,0	8,1
Mittel	2016		15,8	31,2	4,1	0,5	0,1	2,7	0,6	8,2

Tabelle A 30 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Bodennähe

Parameter	Datum	Tiefe Probe [m]	Temperatur [°C]	Salzgehalt [-]	SiO ₄ [µmol/l]	PO ₄ [µmol/l]	NO ₂ [µmol/l]	NO _x [µmol/l]	NH ₄ [µmol/l]	pH
Elbe_I	11.5.2016	51,02	9,3	33,32	1,67	0,09	0,01	1,58	0,42	N/A
Elbe_II	11.5.2016	26,11	9,0	32,98	1,07	0,15	0,07	3,67	0,69	N/A
E3	11.5.2016	26,50	8,8	32,78	0,85	0,35	0,19	10,04	0,55	N/A
Elbe_III	11.5.2016	16,11	9,6	32,23	1,06	0,13	0,11	4,53	0,01	N/A
Elbe_IV	11.5.2016	19,43	10,4	31,89	0,94	0,72	0,12	6,97	0,14	N/A
Elbe_I	7.6.2016	49,71	11,0	32,98	3,34	0,20	0,21	2,52	1,35	8,23
Elbe_II	7.6.2016	25,74	11,7	32,57	3,15	0,14	0,18	3,04	1,41	8,21
E3	7.6.2016	26,04	11,6	32,58	3,66	0,12	0,23	3,38	1,74	8,16
Elbe_III	7.6.2016	17,93	13,1	31,79	2,00	0,18	0,26	4,47	1,67	8,17
Elbe_IV	7.6.2016	16,82	14,8	31,45	0,29	0,11	0,20	3,45	1,34	8,22
Elbe_I	7.7.2016	50,70	15,6	32,77	2,75	0,74	0,03	0,10	0,05	8,31
Elbe_II	7.7.2016	25,15	16,1	32,58	0,69	1,16	0,01	0,10	0,01	8,30
E3	7.7.2016	22,92	16,2	32,55	0,41	0,01	0,01	0,10	0,01	8,31
Elbe_III	7.7.2016	16,96	16,5	32,01	1,31	1,26	0,03	0,10	0,75	8,28
Elbe_IV	7.7.2016	16,34	16,6	31,66	0,61	1,31	0,06	1,19	0,01	8,28
Elbe_I	3.8.2016	51,14	18,3	32,07	8,82	0,39	0,11	0,28	0,45	8,16
Elbe_II	3.8.2016	24,47	18,9	31,59	6,90	0,25	0,03	0,10	0,29	8,18
E3	3.8.2016	25,09	18,8	31,85	3,34	0,04	0,01	0,10	2,16	8,23
Elbe_III	3.8.2016	18,80	19,3	31,17	6,05	0,53	0,03	0,10	0,23	8,20
Elbe_IV	3.8.2016	18,66	19,4	31,28	1,54	0,10	0,01	0,10	0,01	8,25
Elbe_I	7.9.2016	52,57	18,6	31,98	7,13	0,01	0,01	0,10	0,01	8,14
Elbe_II	7.9.2016	25,45	18,7	31,47	10,00	0,21	0,01	0,10	0,01	8,12
E3	7.9.2016	24,07	18,7	31,65	9,83	0,45	0,03	0,10	0,18	8,12
Elbe_III	7.9.2016	17,13	19,1	30,69	10,19	0,57	0,01	0,06	0,36	8,13
Elbe_IV	7.9.2016	17,31	19,2	30,62	7,38	0,41	0,01	0,10	0,01	8,15
Elbe_I	11.10.2016	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Elbe_II	11.10.2016	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
E3	11.10.2016	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Elbe_III	11.10.2016	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Elbe_IV	11.10.2016	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Mittel	2016		15,2	32,0	3,8	0,4	0,1	1,9	0,6	8,2

Tabelle A 31 Belastung der Sedimente der Wattmessstellen Schleswig-Holsteins in 2016

		n	Min	Median	Mittel	Max	07-15'	Vergleich*
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	4	7	17	18	29	2 – 73	1,4 - 22
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	4	26	36	42	72	8,7 – 92	3,4 - 38
TOC Feststoff	Gew.-% TS	4	0,4	0,6	0,7	1,3	0,1 – 3,2	
Metalle (analysiert in Fraktion <20µm)								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	4	23	27	27	30	18 – 56	10 - 33
Blei <20 µm	mg/kg TS	4	44	56	54	60	39 – 92	9 - 99
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,2 – 0,7	0,12 - 1,4
Chrom <20 µm	mg/kg TS	4	55	75	72	85	37 – 123	55 -130
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	4	24	30	30	36	16 – 60	8 - 28
Nickel <20 µm	mg/kg TS	4	30	35	34	38	26 – 56	25 - 58
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,1 – 1,1	0,04 - 0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	4	168	187	188	210	139 – 354	90 - 330
Organische Schadstoffe (Gesamtfraktion)								
Mineralöl**	mg/kg TS	4	<20	<20	21	25	< 20 – 52	
PAK Summe 16	mg/kg TS	4	0,17	0,17	0,20	0,28	< 0,16 – 0,50	
PCB Summe 7	µg/kg TS	4	0,81	1,03	1,02	1,21	< 0,7 –3,7 (15)	
alpha-HCH	µg/kg TS	4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
beta-HCH	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,1	
gamma-HCH	µg/kg TS	4	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
o,p'-DDE	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDD	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	4	<0,1	0,12	0,14	0,22	< 0,1 – 0,61	
o,p'-DDT	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	0,15	0,30	< 0,1 – 2,4	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 - < 0,5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	4	<0,1	0,14	0,14	0,17	< 0,1 – 0,9	
Monobutylzinn	µg OZK/kg	4	< 1	1,1	1,3	2,0	< 1,0 – 11	
Dibutylzinn	µg OZK/kg	4	< 1	< 1	1,1	1,5	< 1,0 – 17	
Tributylzinn	µg OZK/kg	4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1,0 – 3,7	
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1,0 – 1,2	

PAK-Summe 16 und PCB Summe 7 mit ganzer Bestimmungsgrenze

* Vergleichswerte für Körnung und Schwermetalle von Messstellen des LANU (Büsum, Oland, List, Langeneß, Südfall Heverstrom) aus dem Zeitraum 1999 – 2004 (n=15)

** Wechsel der Bestimmungsgrenze ab 2. Quartal 2010 von < 50 mg/kg auf < 20 mg/kg TS

' 07-15 Minimum-Maximumwerte der Wattmessstellen Schleswig-Holstein 2007-2015 (n=71).
Ein hoher PCB-Wert in Klammern als Ausreißer, s. Zwischenbericht der BfG 2008

Anlage A-2: Ergänzende Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Wellhornschncke: Untersuchungen zur Besiedlungsdichte und Längen-Häufigkeitsverteilung der Wellhornschncke

Zusätzlich zur Untersuchung der Bioakkumulation erfolgt seit 2006 eine Analyse der Bestandsdichte und Längen-Häufigkeitsverteilung im Klappzentrum, im Verbringbereich, im Außengebiet sowie im Referenzgebiet.

Die Untersuchungen zur Bestandsdichte und Längen-Häufigkeitsverteilung zeigen, dass die Wellhornschncke das Untersuchungsgebiet intensiv besiedelt. Dichten von über 100 Individuen pro Hektar wurden zwischen 2006 und 2016 häufig festgestellt (BIOCONSULT, 2017), wobei über den Gesamtzeitraum betrachtet die höchsten Werte auf dem Klappzentrum Ost und im 1-km-Kreis aufgetreten sind.

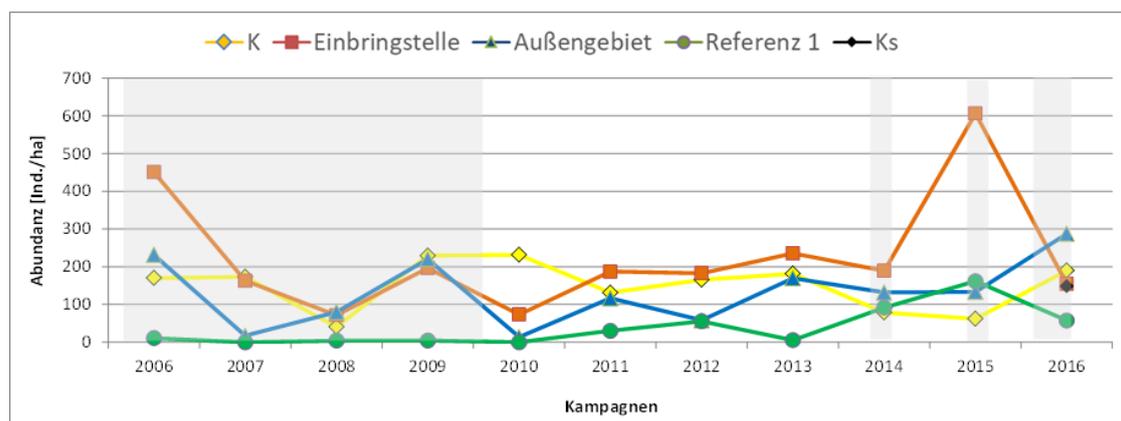


Abbildung 1 Veränderung der mittleren Abundanz/Untersuchungsjahr (Jahresmittelwerte) der Wellhornschncke im Zeitraum 2006–2016. Die grau hinterlegte Schraffur kennzeichnet die Umlagerungsphasen (nach BIOCONSULT, 2017)

Die Besiedlungsdichte zeigt dabei zwischen den einzelnen Terminen und Gebieten eine sehr hohe Variabilität. Tendenziell werden über den Gesamtzeitraum ab 2006 die niedrigsten Werte im Referenzgebiet ermittelt. Die im Sommer 2005 im Rahmen der Makrozoobenthosbeprobung erhobenen Daten zur Wellhornschncke zeigen, dass diese gebietsbezogenen Unterschiede (1-km-Kreis > Außenbereich > Referenzgebiet) bereits vor den Verklappungen aufgetreten sind.

Im Mai 2016 war die Bestandsdichte auf dem Klappzentrum Ost mit 371 Ind./ha am höchsten, dicht gefolgt vom Außengebiet mit 302 Ind./ha. Im November lag die Bestandsdichte im Außengebiet mit 273 Ind./ha am höchsten (Abbildung 1). Somit treten im Jahr 2016 erstmalig die höchsten Jahresmittelwerte nicht auf dem Klappzentrum Ost oder im Einbringbereich, sondern im Außengebiet auf. Im interannuellen Vergleich lag die Abundanz der Wellhornschncke für 2016 im mittleren Bereich (BIOCONSULT, 2017).

Im Referenzgebiet wurden von 2006 bis 2013 Werte zwischen 0 und 50 Individuen pro Hektar ermittelt. Im Jahr 2014 lagen die Werte zu beiden Terminen mit Werten um 100 Individuen pro Hektar höher und im Juni 2015 wurde mit 265 Individuen pro Hektar sogar das teilgebietsinterne Maximum festgestellt. Im Oktober 2015 lag der Wert bei ca. 60 Tieren pro Hektar und damit wieder deutlich geringer. Die Werte der beiden Kampagnen im Jahr 2016 liegen bei 71 (Mai 2016) bzw. 44 Ind./ha (November 2016) und sind somit gut mit früheren Untersuchungsergebnissen aus diesem Teilgebiet vergleichbar. Für das Teilgebiet Klappzentrum Ost

(im November nicht mehr genutzt) zeigte sich, dass hier im Mai noch die höchsten Wellhornschneckenzahlen gefunden werden konnten, während deren Abundanz im November 2016 mit unter 20 Ind./ha eher gering war (BIOCONSULT, 2017). Die Befunde auf dem neuen Klappzentrum Süd, das seit November 2016 untersucht wird, fügen sich unauffällig in den gesamten Datensatz ein (Abbildung 1, BIOCONSULT, 2017). Die oben dargestellten Befunde des Referenzgebietes, aber auch des Klappzentrums Ost verdeutlichen die hohe zeitliche und/oder räumliche Variabilität der Wellhornschnecken vorkommen (BIOCONSULT, 2017).

Eine durch die Baggergutverbringung bedingte Verringerung des quantitativen Vorkommens der Wellhornschnecke ist weder über den Gesamtzeitraum noch nach Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 festzustellen. Auch eine Erhöhung nach Aussetzen der Verbringung im Frühjahr 2010 wurde nicht beobachtet.

Die Längen-Häufigkeitsverteilung zeigte zwischen Frühjahr 2006 und Frühjahr 2011, dass die Tiere auf dem Klappzentrum Ost und im 1-km-Kreis im Mittel etwas kleiner waren als im Außengebiet, im Referenzgebiet hingegen etwas größer. Von August 2011 bis Mai 2016 wird hingegen kein Längenunterschied zwischen den Gebieten mehr festgestellt (Abbildung 2). Hingegen treten im November 2016 im Referenzgebiet 2 signifikant größere Tiere ($p < 0,0001$) auf, als in den Referenzgebieten 1 und 3, was verdeutlicht, dass Unterschiede in der Längen-Häufigkeitsverteilung unabhängig von der Baggergutverbringung auftreten.

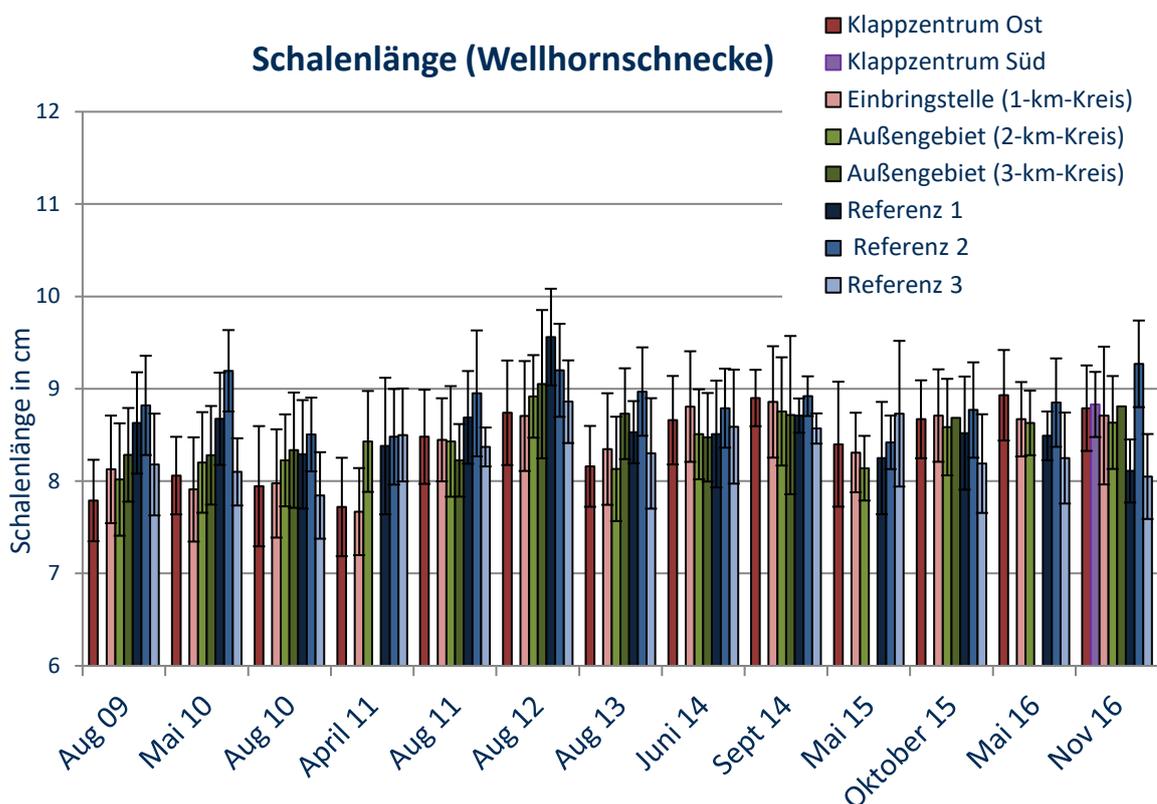


Abbildung 2 Mittlere Gehäuselänge der Wellhornschnecke von 2009-2016.

**Anlage A-3: Ergänzende Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Wellhornschnecke:
Die Längen-Altersbeziehung der Wellhornschnecke im Untersuchungsgebiet bei Tonne E3**

Um die Bioakkumulation in der Wellhornschnecke besser zu verstehen, ist es notwendig auch die altersbedingte Schadstoffanreicherung zu betrachten. Generell kann von einem Zusammenhang zwischen der Größe und dem Alter der Tiere ausgegangen werden. Das über die Länge der Schnecken abgeschätzte Alter ist hingegen sehr unsicher, da die Längen-Altersbeziehung je nach Gebiet erheblich variieren kann (BIOCONSULT, 2016a). Daher wurde an Tieren aus den Beprobungen aus 2013 erstmals eine „Altersdatierung über Opercula“ durchgeführt. In 2014 wurde diese Untersuchung an einem Teil der zu beiden Untersuchungsterminen und in 2015 an einem Teil der in der Oktoberuntersuchung entnommenen Tiere wiederholt. In 2016 wurden ebenfalls Datierungen durchgeführt.

Das Operculum der Wellhornschnecken ist ein horniger Deckel, der an der Oberseite des Fußes aufsitzt und in der Regel erkennbare Jahresringe bildet, über die sich das Alter der Tiere bestimmen lässt (Abbildung 3). Hierbei ist allerdings zu beachten, dass nicht auf allen Opercula deutliche Jahresringe zu erkennen sind und die Datierung deshalb nicht an allen Proben möglich ist. In den Jahren 2013-2015, in denen eine Altersbestimmung an den Schnecken durchgeführt wurde, konnte jeweils ca. 90% der Tiere ein Alter zugeordnet werden (E3-Jahresberichte der HPA, 2013-2015). Das mittlere Alter, der zwischen 2013-2015 auf Schadstoffe untersuchten Tiere betrug 9,6 Jahre (2013-2015, n=274). Über 80 % der in den drei Jahren untersuchten Schnecken wiesen dabei ein Alter zwischen 7,5 und 12 Jahren auf. Das gesamte Altersspektrum lag mit 5,5 bis 14,5 Jahren etwas weiter. In den drei Untersuchungsjahren ermittelte Unterschiede im Alter der Tiere verschiedener Gebiete waren gering und nicht signifikant (E3-Jahresberichte der HPA, 2013-2015).

Das Alter der Population spielt sowohl für die Ausprägung des Imposex-Phänomens, als auch für die Schadstoffanreicherung eine wichtige Rolle. Anhand der von 2013 bis 2015 durchgeführten Untersuchungen zur Altersstruktur der Schnecken, lässt sich aber kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Schadstoffanreicherung und Alter ermitteln (E3-Jahresberichte der HPA, 2013-2015) Möglicherweise ist dies auf eine relativ homogene Altersstruktur zurückzuführen, da für die Schadstoffanalysen keine kleineren und somit jüngeren Schnecken aufgrund des geringeren Weichkörperrgewichtes verwendet werden können.

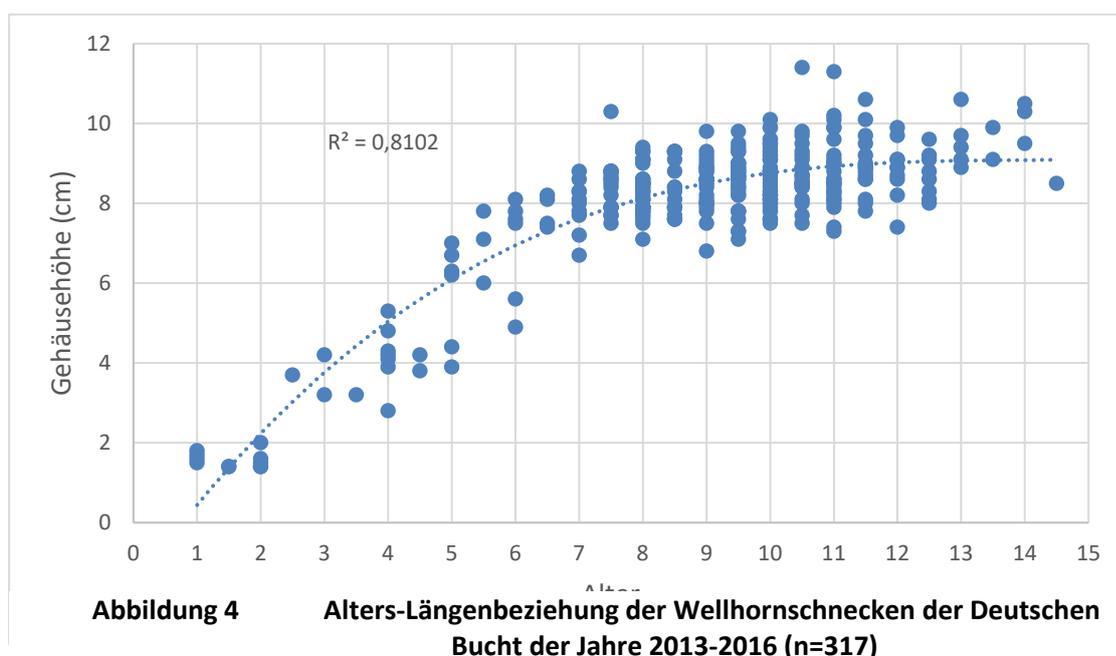


Abbildung 3 Wellhornschnecke mit Gehäusedeckel (Operculum)

Zur Absicherung der Längen-Altersbeziehung im Untersuchungsgebiet der Deutschen Bucht wurden 2015 und 2016 insgesamt noch 44 weitere Schnecken für eine Altersbestimmung gesammelt. In diesem Datensatz lagen erstmals auch kleinere Individuen für die Datierung vor. Für Schadstoffanalysen sind diese kleineren Schnecken aufgrund eines zu geringen Weichkörpergewichtes jedoch nicht geeignet, so dass für diesen Teil der 2015 gesammelten und für die 2016 datierten Schnecken keine Schadstoffdaten vorliegen. Von den 44 Schnecken konnten 43 datiert werden. Für vier der 43 Schnecken konnte nachträglich nicht mehr nachvollzogen werden in welchem der Teilgebiete sie gesammelt wurden.

Die Schnecken wurden gezielt wegen ihrer Größe gesammelt. Der Datensatz ($n=43$) ist daher nicht repräsentativ, um die Altersstruktur der Gebiete abzubilden. Die kleinen Schnecken wurden jedoch vorrangig im Außengebiet gesammelt.

Die Beziehung zwischen Länge und Alter der Schnecken ist in Abbildung 4 nachzuvollziehen. Für die Auswertung sind alle vorhandenen Daten der Jahre 2013-2016 verwendet worden. Der Datensatz besteht insgesamt aus 317 datierten Schnecken und umfasst Schnecken zwischen einem Alter von 1-14,5 Jahren. Abbildung 4 zeigt, dass ein deutlicher Zusammenhang zwischen Alter und Gehäusehöhe existiert, dabei jedoch eine hohe Größenamplitude bei gleichem oder ähnlichem Alter auftritt (BIOCONSULT, 2017). Eine deutliche Zunahme der mittleren Gehäuselänge ist bis zu einem Alter von 7-8 Jahren zu sehen (Abbildung 2), während die mittlere Gehäuselänge 8-13-jähriger Schnecken relativ stabil zwischen 8,0-9,0 cm liegt.



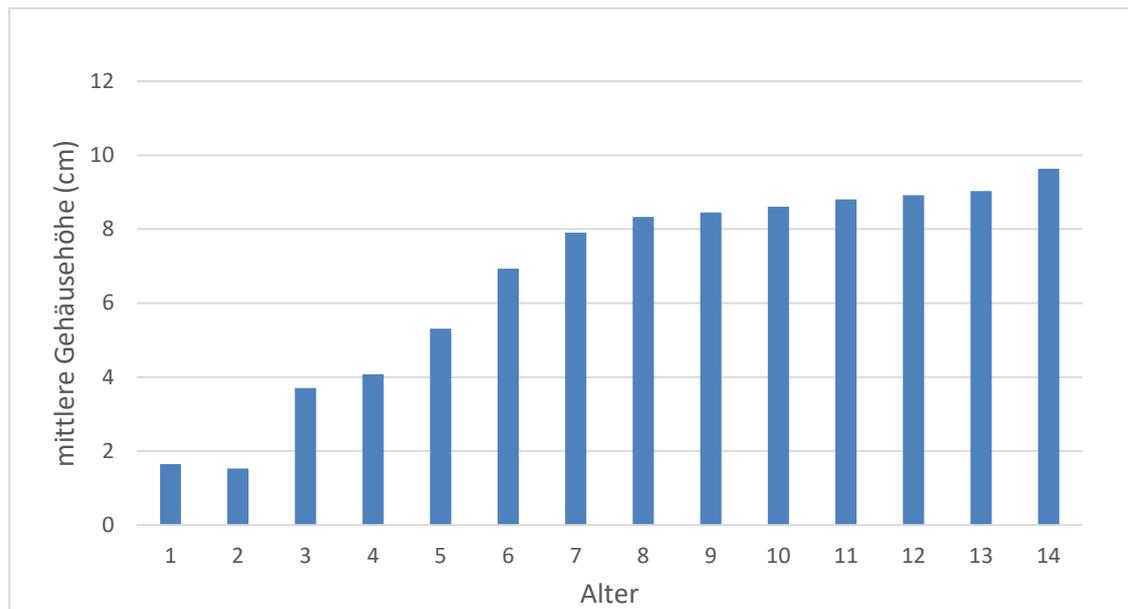


Abbildung 5 Mittlere Gehäuselänge in Abhängigkeit vom Alter der untersuchten Wellhornschnellen der Jahre 2013-2016 (n=317).

In 2016 besitzen 80% der auf Bioakkumulation untersuchten Schnecken (Kapitel 4.7.1 , Anhang 30) eine Gehäuselänge zwischen 7,8 und 9,3 cm, so dass von einem mittleren Alter zwischen 7 und 13 Jahren ausgegangen werden kann. Vor dem Hintergrund der Untersuchung der Alters-Schadstoffuntersuchungen in den Jahren 2013-2015 (E3-Jahresberichte der HPA 2013-2015) ist daher mit keinen altersbedingten Unterschieden bei den gemessenen Schadstoffgehalten in 2016 zu rechnen.

Anlage A-4: Altersbestimmung an der Kliesche

Im Jahr 2009 wurden an einigen Proben pro Gebiet jeweils exemplarische Altersbestimmungen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt. In den Untersuchungsjahren 2010 bis 2014 sowie in 2016 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren.

Die Altersstruktur der Klieschen war dabei von 2009 bis 2013 relativ ähnlich: Die Mehrheit der Tiere war zwischen zwei und vier Jahre alt. Jüngere (1 Jahr) sowie ältere Tiere (5 bis 8 Jahre) wurden nur selten gefunden. In 2014 waren die gefangenen Tiere mehrheitlich zwischen drei und vier und in 2016 zwischen drei und fünf Jahre alt und damit im Mittel etwas älter als in den vergangenen Jahren (**Tab. 1.**). In 2016 wurden einjährige Tiere gar nicht, siebenjährige Tiere einmal und zwei- und sechsjährige Tiere nur vereinzelt gefunden. Im Jahr 2015 wurde keine Altersdatierung durchgeführt.

Die Altersstruktur zwischen den einzelnen Gebieten ist vergleichbar und unterscheidet sich nicht signifikant. Wie bereits für die Jahre zuvor ermittelt (E3-Jahresbericht HPA, 2015), zeigen die Leberproben in 2016 für Arsen, Cadmium, und Quecksilber einen moderaten statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zum Alter. In 2016 konnte, durch die erhöhte Stichprobenanzahl von 10 auf 15 Muskelproben, dieser Zusammenhang erstmals für Arsen und Quecksilber ebenfalls für das Muskelgewebe festgestellt werden. Hinweise auf den im E3-Jahresbericht von 2015 der HPA diskutierte Zusammenhang zwischen dem von 2013-2015 beobachtete Anstieg von Cadmium und Quecksilber und dem zunehmend höheren Altersspektrum bei den Bioakkumulationsuntersuchungen können vor dem Hintergrund der aktuellen Datenlage, die für 2016 einen leichten Rückgang der Belastungswerte bei gleichzeitig etwas höheren Altern abbildet, nicht gefunden werden.

Tabelle 1: Alter der untersuchten Klieschen im Untersuchungszeitraum 2009-2016

Jahr	2009	2010	2011	2013	2014	2016
Mittelwert Klieschenalter	2.9	2.6	2.8	3.2	3.7	4.0
Median Klieschenalter	3	2	3	3	4	4

Anlage A5: Altersbestimmung an der Scholle

Eine Altersbestimmung wurde an allen gefangenen Schollen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt. Die Mehrzahl der Tiere war ein- bis zweijährig, drei Tiere dreijährig, zwei Tiere vierjährig und je ein Tier fünf- bzw. achtjährig. Bei männlichen Schollen setzt die Geschlechtsreife nach ca. drei bis vier, bei weiblichen Tieren zwischen sechs und neun Jahren ein. Der Großteil der untersuchten Schollen befindet sich somit noch vor der Geschlechtsreife. Die Altersstruktur zwischen den einzelnen Gebieten ist vergleichbar und unterscheidet sich nicht signifikant.

Der Zusammenhang zwischen dem Alter der Schollen und den Belastungswerten in den beiden untersuchten Gewebetypen wurde exemplarisch betrachtet, belastbare Zusammenhänge sind jedoch aufgrund der vorliegenden sehr homogenen Altersstruktur (90% der Fische sind ein- bis zweijährig), dem Zusammenführen von bis zu 10 Individuen zu einer Probe und dem geringen Probenumfang nicht abzuleiten.

Bewertung der Schadstoffbelastung von Sediment und Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien

*Auswertung der Schadstoffdaten 2014 bis 2016 für Sedimente und Biota
BfG Referat G1, Uwe Hentschke, Birgit Schubert – Stand Februar 2018*

1 Bewertungsrichtlinien

Für die Bewertung der Belastung von Sedimenten und Biota mit einigen Schwermetallen und organischen Schadstoffen stehen von der OSPAR-Kommission verwendete Bewertungskriterien sowie Umweltqualitätsnormen (UQN), die in der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (OGewV 2011, OGewV 2016) festgelegt wurden, zur Verfügung. Schadstoffgehalte in marinen Sedimenten und Biota aus dem Nordostatlantik werden im Rahmen von Auswertungen durch OSPAR mit Environmental Assessment Criteria (EAC), Effect Range Low-Werten (ERL) sowie Lebensmittelhöchstgehalten bewertet (OSPAR, 2009). Kriterien liegen nur für wenige Schadstoffe vor.

Bei Konzentrationen unterhalb der EAC wird davon ausgegangen, dass die Belastung nicht zu chronischen Effekten in marinen Spezies, einschließlich der empfindlichsten Arten, führt und dass sie damit kein signifikantes Risiko für die marine Umwelt darstellen. Die ERL wurden statistisch aus empirischen Untersuchungsergebnissen zur Schadstoffbelastung der Sedimente und biologischen Effekten abgeleitet. Die ERL werden als Konzentrationen angesehen, oberhalb derer es mit zunehmender Überschreitung vermehrt zu toxischen Effekten in Biota kommen kann (O'Connor, 2004). Bei Schadstoffgehalten unterhalb der ERL-Werte werden nur selten negative Auswirkungen auf Organismen beobachtet. Die UQN der OGewV entsprechen Konzentrationen, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden sollten.

Kriterien für Schadstoffe in Sedimenten

Für die Bewertung von Schadstoffgehalten in Sedimenten verwendet OSPAR EAC-Werte z.Zt. nur für PCB. Gehalte der Schwermetalle und der PAK in Sedimenten, für die eine Verwendung der derzeit vorliegenden EAC-Werte von OSPAR nicht empfohlen wurde oder denen Werte fehlen, werden anhand der U.S. EPA entwickelte Effect Range Low-Werte (ERL) (NOAA 1999, Long et al. 1995 und 1998) bewertet, bis geeignete EAC-Werte zur Verfügung stehen.

Die EAC-Werte für organische Schadstoffe in Sedimenten beziehen sich auf die Fraktion <2 mm mit 2,5 Gewichts-% des Gesamten Organischen Kohlenstoffgehaltes (TOC).

Die Ableitung der ERL bezieht sich auf das Gesamtsediment ohne Berücksichtigung von Korngrößeneffekten, um einen Vergleich mit biologischen Toxizitätstests zu ermöglichen. Die UQN für Schwebstoffe und Sedimente beziehen sich auf die Trockensubstanz der Fraktion <63 µm.

Kriterien für Schadstoffe in Biota

Für die Bewertung der Gehalte der PAK und PCB in Muscheln und Austern nach OSPAR liegen EAC-Kriterien bezogen auf Trockengewicht vor. Für PCB-Gehalte in Fischen wurden auf der Grundlage von Biota-Sediment-Akkumulations-Faktoren (BSAF) EAC^{passiv}-Werte abgeleitet, die sich auf Konzentrationen in µg/kg Fettgehalt beziehen. Schwermetallgehalte (Blei, Cadmium und Quecksilber) in Muscheln und Austern werden nach OSPAR (OSPAR 2009) anhand von Lebensmittelhöchstgehalten (s. auch EU 2006), bezogen auf Trockengewicht und in Fischen bezogen auf Nassgewicht bewertet.

Schadstoffkonzentrationen in Biota (Fische und Weichtiere) werden außerdem mit Umweltqualitätsnormen für Biota (Biota-UQN) verglichen, die in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) für Quecksilber, Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien festgelegt wurden und sich auf das Nassgewicht beziehen. Bei Fischen sind je Fischart mindestens zehn Individuen einer definierten Größenklasse, möglichst 3 Jahre alt, für Messungen in der Muskulatur und/oder der Leber zu verwenden. Die Untersuchung von Poolproben ist zulässig. Die in der OGewV 2011 festgelegten Biota-UQN (HCB und Quecksilberverbindungen) werden in der OGewV 2016 unverändert übernommen. Für die weiteren organischen Schadstoffe, denen in der OGewV 2016 erstmals UQN in Biota vorgegeben wurden, liegen keine Daten vor. Welche dieser Stoffe evtl. in das Monitoringprogramm aufgenommen werden, ist noch zu entscheiden.

Bewertung der Sedimentuntersuchungen 2015 und 2016

In der Tabelle 1 sind die mittleren, in den Sedimentproben der Untersuchungskampagnen 2015 und 2016 in der Fraktion <2mm gemessenen Schwermetallgehalte für Blei, Cadmium und Quecksilber bzw. für die organischen Schadstoffe, normiert auf 2,5 % TOC-Gehalt, den von OSPAR (OSPAR 2009) empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen ERL-Kriterien für die Bewertung von Monitoringergebnissen gegenübergestellt. Zur vergleichenden Bewertung werden außerdem die arithmetischen Mittelwerte der Nullbeprobung (Juli 2005) und die arithmetischen Mittelwerte der Kampagnen 2012 bis 2014 herangezogen (Anlage 1). Für Quecksilber und PCB 118, bei denen eine Überschreitung der Kriterien festgestellt wurde, sind zusätzlich die Ergebnisse aller Beprobungskampagnen in der Abbildung 6 und der Abbildung 7 als Box-and-Whisker Diagramm zusammengefasst.

ERL

Im gesamten Beprobungsgebiet wurden ERL-Überschreitungen der Quecksilbergehalte bei den Beprobungskampagnen 2015/2016 an der Verbringstelle (≤1-km-Radius), im Nahfeld (1,5 bis 3-km-Radius) und dem Fernfeld (>3 km) festgestellt. Im Referenzgebiet wurde der ERL

Wert in keiner Kampagne überschritten. Überschreitungen der ERL-Werte für die arithmetischen Mittelwerte der Gehalte des Blei und des Cadmium konnten in keinem Teilgebiet festgestellt werden. Auch die arithmetischen Mittelwerte der PAK-Gehalte lagen während aller Beprobungen und in allen Teilgebieten unterhalb der ERL-Werte.

Verbringstelle

An der Verbringstelle erreichen die Gehalte für Quecksilber im Mai 2015 den ERL-Wert während sie in den restlichen Kampagnen den ERL geringfügig überschreiten. Ähnlich hohe Gehalte wurden bereits bei früheren Beprobungen wie z.B. 2006 und 2007 festgestellt (Abbildung 1). Die Variabilität zwischen den Ergebnissen der Kampagnen ist insgesamt hoch. So unterschritten die mittleren Quecksilbergehalte die ERL bei der Nullkampagne sowie mit einer Ausnahme bei den Kampagnen von 2007/7 bis 2012/7 z.T. deutlich.

Nahfeld

Daten zu Quecksilbergehalten in der Fraktion <2mm liegen im Nahfeld erst seit dem August 2008 vor. Die Quecksilbergehalte im Nahfeld variieren mit Über- und einer Unterschreitung um den ERL-Wert. Im Mai 2015 erreichte der arithmetischen Mittelwerte den ERL während er im September leicht unter dem ERL lag. 2016 liegen die Gehalte leicht darüber. Ein Unterschied zwischen den Zeiten der Verbringungskampagnen und der verbringungsfreien Zeit zwischen Februar 2010 und Sommer 2014 ist nicht festzustellen (Abbildung 1).

Fernfeld

Im Fernfeld lagen die arithmetischen Mittelwerte der Quecksilbergehalte bei den Beprobungskampagnen 2015/5 höher als die Ergebnisse der entsprechenden Kampagnen im Bereich der Verbringstelle sowie im Nahfeld und überschritten den ERL deutlicher. In den Kampagnen 2015/9 und 2016/4 trat nur eine leichte Überschreitung des ERL auf und die Gehalte sind mit denen aus dem Nahfeld und der Verbringstelle vergleichbar. Bei der Beprobung 2016/9 lagen die Quecksilbergehalte jedoch unterhalb des ERL und waren niedriger als an der Verbringstelle und im Nahfeld. Die Ergebnisse der Jahre 2015/2016 lagen auf dem Niveau der Vorjahre, wobei in dem Zeitabschnitt bis März 2007 auch höhere, den Richtwert überschreitende Mittelwerte angetroffen wurden. Auch bei der Nullbeprobung wurde eine höhere Quecksilberbelastung als in den übrigen Untersuchungsbereichen angetroffen. Diese Ergebnisse sind wahrscheinlich auf den Elbeeinfluss auf die im östlichen Bereich des Fernfeldes gelegenen Stationen zurückzuführen. Die Streuung der Werte im Fernfeld ist höher als im Falle der anderen Teilgebiete, da aufgrund des geringen Umfangs des Datensatzes die Ergebnisse elbmündungsnaher und elbmündungsferner Beprobungsstationen zusammengefasst wurden.

Referenzgebiet

In den Sedimenten des Referenzgebietes wurde für die mittleren Quecksilbergehalte in keiner Kampagne eine Überschreitung des ERL festgestellt (Abbildung 1 und Tabelle 1).

Die Ergebnisse 2015 und 2016 für die Sedimente des Nahfelds und des Fernfelds variieren im Bereich der Vorjahre und unterscheiden sich nicht einschliesslich des verbringungsfreien Zeit-

raums (Februar 2010 bis Sommer 2014) in diesen Teilgebieten. Eine Auswirkung durch die Verbringungen an der Tonne E3 lässt sich daher nicht feststellen.

EAC

Empfohlene EAC-Werte zur Bewertung der Sedimentbelastung liegen für die Gruppe der Polychlorierten Biphenyle vor. Mit Ausnahme des PCB 118 wurde keine Überschreitungen der EAC Werte nachgewiesen (Tabelle 1). Die Überschreitung der arithmetischen Mittelwerte des PCB 118 betraf alle Teilbereiche und Beprobungskampagnen (Abbildung 7). Während der Beprobungskampagnen 2015 und 2016 lagen die Mittelwerte auf dem Niveau der Nullbeprobung (2005/7). Die mittleren Gehalte des PCB 118 bei den Beprobungen 2015 und 2016 unterschieden sich nur unwesentlich von dem Niveau der vorhergehenden Beprobungen zwischen April 2010 und September 2014 (Anlage 1). Unterschritten wurde der EAC für PCB 118 nur im Referenzgebiet bei der Beprobungskampagne im Mai 2015.

UQN

Die in der OGeV (2011) für ausgewählte Schadstoffe in Sedimenten festgelegten UQN wurden in allen Untersuchungsbereichen und –zeiträumen eingehalten (Tabelle 2), obwohl die UQN für Schwermetalle sich auf den Anteil der <63µm Fraktion beziehen hier aber in der <20µm Fraktion gemessen wurden.

Fazit

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien konnte nur für Quecksilber und PCB 118 festgestellt werden. Die Überschreitung der arithmetischen Mittelwerte 2015 und 2016 sind an der Verbringstelle, dem Nahfeld in einer Entfernung von mehr als einem Kilometer (>1-km Radius) zum Verbringzentrum und dem Fernfeld und bei PCB118 auch im Referenzgebiet zu beobachten. Sie unterscheiden sich in den Gebieten unwesentlich von den Ergebnissen vorhergehender Beprobungskampagnen. Insgesamt zeigen die mittleren Gehalte der Kampagnen in allen Gebieten eine hohe Variabilität. Hinsichtlich der betrachteten Schadstoffe 2015 und 2016 wurden keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre festgestellt. Während die PCB 118-Gehalte in den Sedimenten sowohl an der Verbringstelle, im Nah- und Fernfeld sowie im Referenzgebiet den Richtwert überschreiten, sind für Quecksilber die höchsten und meisten Überschreitungen im Sediment des Fernfeldes mit 14 Überschreitungen und 8 Unterschreitungen unabhängig von den Verbringungsaktivitäten zu beobachten. Auch während der Nullbeprobung 2005/7 lagen die mittleren Quecksilbergehalte in den Sedimenten oberhalb des ERL-Wertes. In dem Zeitabschnitt zwischen 2008/8 und 2016/9 stehen im Nahfeld gleichermaßen wie auch an der Verbringstelle 5 Überschreitungen (< oder <=) insgesamt 10 Unterschreitungen gegenüber.

Aufgrund der hohen Variabilität der Schadstoffbelastung in den Sedimenten der Teilgebiete, die auch während der verbringungsfreien Zeiten zu beobachten ist, sowie einer fehlenden systematischen Veränderung der Mittelwerte des Quecksilbers und des PCB118 im Vergleich zu den Vorjahren und der Teilgebiete während der Verbringungsmaßnahmen kann dieses Verteilungsmuster nicht durch eine Auswirkung als Folge der Verbringungen interpretiert werden.

Tabelle 1: OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2015/2016 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3

Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Die Gehalte der Schwermetalle und der PAK beziehen sich auf das Gesamtsediment (<2mm). PCB-Gehalte sind auf 2,5 Gew.-% TOC normiert.

		2015/5				2015/9				
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion		ERL								
Blei	mg/kg	47	18,0	22,8	21,3	19,8	17,8	21,9	19,5	19,0
Cadmium	mg/kg	1,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,149	0,151	0,20	0,11	0,17	0,13	0,16	0,10
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,018	0,019	0,021	0,011	0,020	0,018	0,021	0,013
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,044	0,041	0,031	0,023	0,053	0,029	0,031	0,044
Anthracen	mg/kg	0,09	0,018	0,013	0,013	0,010	0,023	0,011	0,013	0,015
Fluoranthren	mg/kg	0,6	0,081	0,069	0,055	0,040	0,099	0,049	0,049	0,056
Pyren	mg/kg	0,67	0,061	0,052	0,044	0,030	0,081	0,040	0,040	0,043
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0,26	0,033	0,029	0,022	0,018	0,052	0,027	0,027	0,031
Chrysen	mg/kg	0,38	0,035	0,029	0,023	0,018	0,046	0,023	0,022	0,027
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,037	0,032	0,030	0,020	0,052	0,029	0,031	0,029
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,09	0,040	0,041	0,038	0,024	0,043	0,032	0,035	0,027
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,040	0,037	0,055	0,028	0,058	0,046	0,044	0,036
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,668	0,617	0,869	0,370	0,885	0,802	1,247	0,616
PCB 52	µg/kg	2,7	0,628	0,315	0,598	0,229	0,674	0,404	0,629	0,314
PCB 101	µg/kg	3	1,632	0,843	1,207	0,463	1,722	1,026	1,659	0,755
PCB 118	µg/kg	0,6	1,157	0,805	1,016	0,363	1,249	0,965	1,665	0,825
PCB 138	µg/kg	7,9	2,644	1,330	1,691	0,684	2,186	1,303	1,720	0,827
PCB 153	µg/kg	40	3,314	1,958	2,309	0,845	2,957	1,843	2,369	1,094
PCB 180	µg/kg	12	2,020	0,962	1,243	0,489	1,666	1,068	1,156	0,456

Fortsetzung Tabelle			2016/4				2016/9			
Parameter	Einheit		Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraction		ERL								
Blei	mg/kg	47	17,8	21,6	21,5	19,6	19,1	21,9	17,7	19,3
Cadmium	mg/kg	1,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,17	0,16	0,17	0,11	0,18	0,16	0,12	0,07
Polyzyklische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,024	0,022	0,029	0,017	0,031	0,024	0,028	0,018
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,051	0,034	0,045	0,023	0,063	0,038	0,038	0,033
Anthracen	mg/kg	0,09	0,015	0,011	0,016	0,010	0,019	0,012	0,015	0,010
Fluoranthen	mg/kg	0,6	0,089	0,055	0,066	0,039	0,100	0,059	0,059	0,051
Pyren	mg/kg	0,67	0,068	0,044	0,051	0,030	0,082	0,048	0,049	0,040
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,26	0,038	0,024	0,028	0,015	0,048	0,028	0,029	0,022
Chrysen	mg/kg	0,38	0,044	0,026	0,030	0,019	0,046	0,026	0,025	0,019
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,040	0,029	0,033	0,019	0,047	0,031	0,035	0,025
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0,09	0,040	0,037	0,043	0,027	0,042	0,037	0,040	0,028
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,047	0,046	0,055	0,033	0,054	0,053	0,060	0,038
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,668	0,617	0,869	0,370	0,885	0,802	1,247	0,616
PCB 52	µg/kg	2,7	0,628	0,315	0,598	0,229	0,674	0,404	0,629	0,314
PCB 101	µg/kg	3	1,632	0,843	1,207	0,463	1,722	1,026	1,659	0,755
PCB 118	µg/kg	0,6	1,157	0,805	1,016	0,363	1,249	0,965	1,665	0,825
PCB 138	µg/kg	7,9	2,644	1,330	1,691	0,684	2,186	1,303	1,720	0,827
PCB 153	µg/kg	40	3,314	1,958	2,309	0,845	2,957	1,843	2,369	1,094
PCB 180	µg/kg	12	2,020	0,962	1,243	0,489	1,666	1,068	1,156	0,456

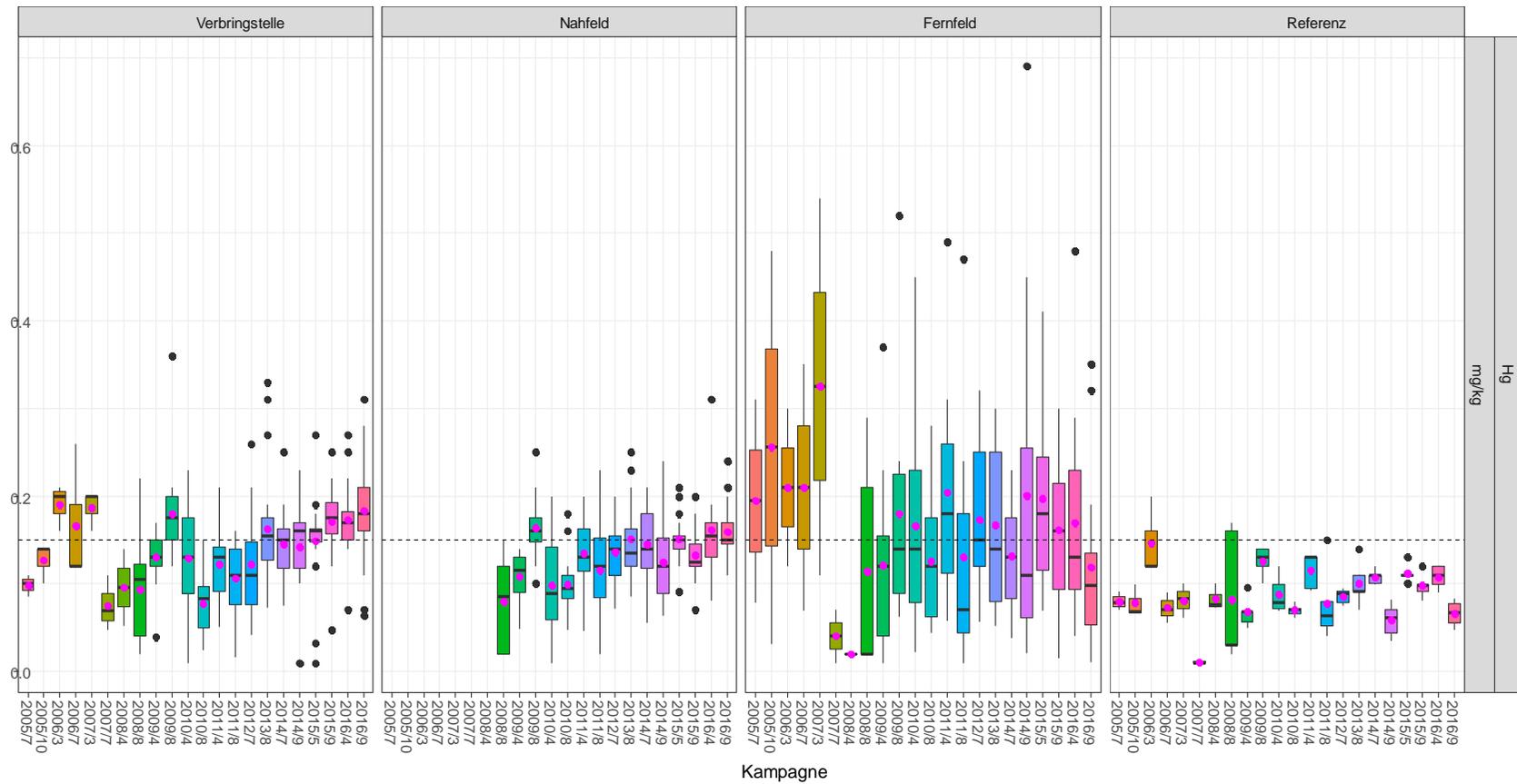


Abbildung 1: Box-and Whisker Diagramm der Quecksilbergehalte (<2mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2016.

Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreisserwerte

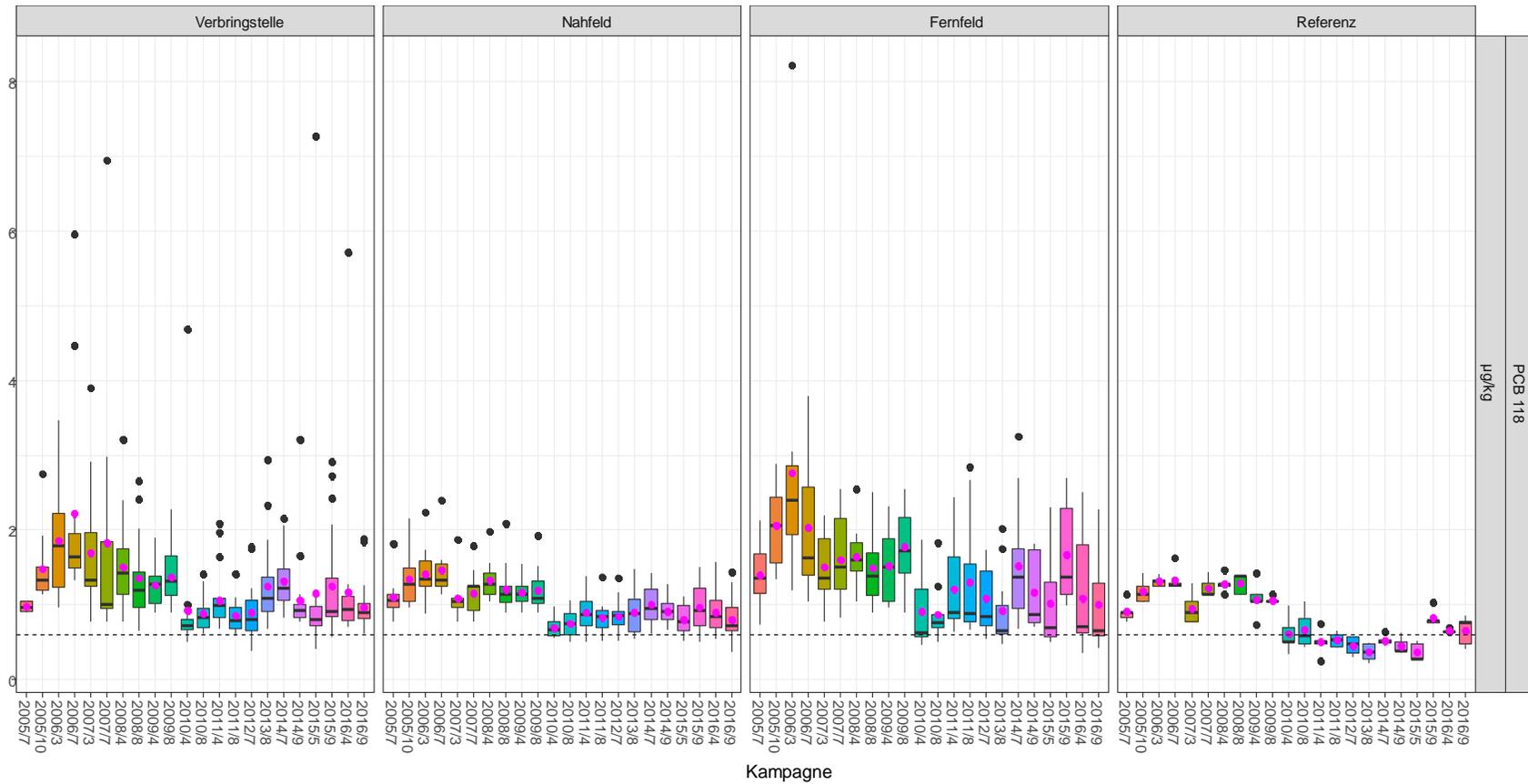


Abbildung 2: Box-and Whisker Diagram der PCB 118-Gehalte (<2mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2016.

Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreisserwerte

Bewertung der Biotauntersuchungen 2015 und 2016

In Tabelle 3 bis Tabelle 7 sind die in den Organismen gemessenen Schadstoffgehalte den von OSPAR empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen Kriterien gegenübergestellt (OSPAR 2009). Die Messergebnisse werden außerdem mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) der EG-WRRL verglichen, s. OGewV (2011, 2016).

Für Muscheln und Fische wurden für PCBs und Schwermetalle unterschiedliche EAC-Werte abgeleitet (vgl. OSPAR, 2009). EAC-Werte für TBT liegen nur für Muscheln vor (OSPAR 2014). Entsprechende EAC-Werte für Schnecken stehen jedoch nicht zur Verfügung. Die Untersuchungsergebnisse der Wellhornschnecke werden hilfsweise gegen die Kriterien für Muscheln verglichen. Für die PAK-Gehalte in Muscheln liegen EAC-Werte vor.

Gegenstand der Untersuchungen zur Bioakkumulation 2015 und 2016 ist das Gesamtgewebe der Pfeffermuschel und Wellhornschnecke sowie das Muskel- und Lebergewebe der Kliesche. Ab 2016 wurden zusätzlich Gewebeproben der Scholle untersucht (Muskel und Leber). Aufgrund der geringen Menge wurden von der Pfeffermuschel etwa 200 Einzelorganismen für eine Probe gepoolt. Von jedem Teilgebiet lagen meist 5 Replikate vor. Für die Untersuchung der Wellhornschnecke konnte das Gewebe von Einzelorganismen entnommen werden, während für die Leberproben der Kliesche bis zu 3 Lebern gepoolt wurden, für die der Schollen bis zu 10 Lebern.

Pfeffermuschel

Mit Ausnahme des PCB 118 hielten 2015 und 2016 die PCB-Konzentrationen, wie bei den vorhergehenden Kampagnen die EAC-Werte in allen Untersuchungsbereichen ein. Nur im Mai 2015 wurden zunächst leichte Überschreitungen für PCB 118-Gehalte bei der Beprobung auf der Verbringstelle, dem Nah- und Fernfeld festgestellt, die sich 2016 nicht bestätigten (Tabelle 3).

Eine EAC-Überschreitung der 2016 gemessenen PAK-Gehalte wurde in den Pfeffermuscheln der Monitoringgebiete nicht festgestellt.

Während der Beprobungen 2015/2016 an der Verbringstelle sowie bei beiden Septemberbeprobungen auch im Nahfeld (2-km-Radius) überschritten in der Pfeffermuschel nur die Bleigehalte die Lebensmittel-Höchstgehalte, die von OSPAR als Kriterium zwischen dem akzeptablen und nicht akzeptablen Zustand gewählt wurden.

Aufgrund der Überschreitungen 2014 des Kriteriums für Blei in allen Teilgebieten und beiden Beprobungen mit höchsten Gehalten 2014/7 im Referenzgebiet sowie saisonal wechselnden Überschreitungen 2015 und 2016 in den Proben des 2-km Radius bei fehlenden Überschreitungen auf dem 6-km-Strahls und im Referenzgebiet, ist keine systematische Überschreitung festzustellen, die auf verbringungsbedingte Effekte schliessen lässt. Da Blei ubiquitär ist und zudem im Baggergut keine Auffälligkeiten aufweist, ist der Eintragspfad für Blei nicht auf die Verbringungen zurückzuführen.

Die Gehalte des Quecksilbers und Cadmium lagen jeweils weit unter den Lebensmittelhöchstgehalten. Die Hexachlorbenzolgehalte sind in allen Teilgebieten ähnlich und unterschritten die UQN deutlich.

Dagegen wird der UQN für Quecksilber in allen Teilgebieten einschließlich des Referenzgebietes deutlich überschritten, wie es auch bereits bei vorhergehenden Untersuchungen beobachtet wurde (BfG 2015) und daher nicht im Zusammenhang mit den Verbringungsaktivitäten steht.

Tabelle 3: Arithmetische Jahresmittelwerte von Schadstoffen im Gewebe der Pfeffermuschel der Jahre 2014 bis 2016 im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und OGewV (2011) ¹

Pfeffermuschel				Jahr/Monat							
				EAC (Muscheln Austern) (OSPAR 2009, OSPAR 2011)		2014		2015		2016	
						7	9	5	9	4	9
Gebiet	Parameter	Einheit									
Verbringstelle	PCB 28	ng/g	3,2	0,36	0,25	0,16	0,14	0,18	0,22		
	PCB 52	ng/g	5,4	0,37	0,36	0,64	0,28	0,41	0,40		
	PCB 101	ng/g	6	1,33	1,64	3,53	1,27	2,01	1,68		
	PCB 118	ng/g	1,2	0,72	0,87	1,36	0,64	0,92	0,71		
	PCB 138	ng/g	15,8	2,05	3,16	4,73	2,70	3,58	3,48		
	PCB 153	ng/g	80	4,89	7,28	11,57	5,30	7,22	5,67		
	PCB 180	ng/g	24	1,30	2,23	2,78	2,36	2,05	2,73		
	2-km Radius	PCB 28	ng/g	3,2	0,47	0,33	0,19	0,12	0,14	0,09	
PCB 52		ng/g	5,4	0,47	0,35	0,76	0,18	0,35	0,13		
PCB 101		ng/g	6	1,35	1,20	4,01	0,79	1,92	0,63		
PCB 118		ng/g	1,2	0,75	0,69	1,48	0,43	0,93	0,32		
PCB 138		ng/g	15,8	2,20	2,71	5,11	1,70	3,39	1,47		
PCB 153		ng/g	80	5,09	5,49	12,48	3,24	7,10	2,74		
PCB 180		ng/g	24	1,40	1,67	3,10	1,32	1,88	1,12		
6-km Strahl		PCB 28	ng/g	3,2	0,16	0,16	0,30	0,09	0,17	0,10	
	PCB 52	ng/g	5,4	0,29	0,22	1,08	0,13	0,42	0,15		
	PCB 101	ng/g	6	1,20	0,94	4,67	0,57	2,13	0,65		
	PCB 118	ng/g	1,2	0,65	0,55	1,72	0,34	1,00	0,33		
	PCB 138	ng/g	15,8	2,12	2,18	5,04	1,25	3,46	1,39		
	PCB 153	ng/g	80	4,99	3,98	12,64	2,72	7,56	2,93		
	PCB 180	ng/g	24	1,33	1,15	3,15	0,81	1,94	0,92		
	Referenz	PCB 28	ng/g	3,2	0,53	0,52	0,10	0,10	0,13	0,08	
PCB 52		ng/g	5,4	0,53	0,52	0,33	0,10	0,31	0,10		
PCB 101		ng/g	6	1,20	1,05	2,02	0,37	1,94	0,49		
PCB 118		ng/g	1,2	0,76	0,53	0,78	0,24	0,95	0,26		
PCB 138		ng/g	15,8	2,06	2,03	3,97	0,90	3,83	1,46		
PCB 153		ng/g	80	4,54	3,68	8,25	1,90	7,17	2,15		
PCB 180		ng/g	24	1,14	1,13	2,24	0,54	1,85	0,69		

¹ Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der Bewertungskriterien.

Fortsetzung Tabelle 3

Abra	Parameter	Einheit	EAC	Jahr/Monat	
			Muscheln	2016/4	2016/9
Verbringstelle	Phenanthren	µg/g	1,7	0,0097	0,0133
	Anthracen	µg/g	0,28	0,0021	0,0039
	Fluoranthren	µg/g	0,11	0,0185	0,0218
	Pyren	µg/g	0,1	0,0146	0,0383
	Benz(a)anthracen	µg/g	0,08	0,0070	0,0132
	Benz(a)pyren	µg/g	0,6	0,0069	0,0163
	Benzo(k)fluoranthren	µg/g	0,26	0,0093	0,0142
	Benzo(ghi)perylene	µg/g	0,11	0,0143	0,0216
1,5-km Radius	Phenanthren	µg/g	1,7	0,0090	0,0082
	Anthracen	µg/g	0,28	0,0024	0,0058
	Fluoranthren	µg/g	0,11	0,0176	0,0116
	Pyren	µg/g	0,1	0,0175	0,0319
	Benz(a)anthracen	µg/g	0,08	0,0064	0,0070
	Benz(a)pyren	µg/g	0,6	0,0062	0,0099
	Benzo(k)fluoranthren	µg/g	0,26	0,0088	0,0097
	Benzo(ghi)perylene	µg/g	0,11	0,0136	0,0153
2-km Radius	Phenanthren	µg/g	1,7	0,0079	0,0152
	Anthracen	µg/g	0,28	0,0025	0,0052
	Fluoranthren	µg/g	0,11	0,0173	0,0136
	Pyren	µg/g	0,1	0,0248	0,0341
	Benz(a)anthracen	µg/g	0,08	0,0059	0,0072
	Benz(a)pyren	µg/g	0,6	0,0056	0,0106
	Benzo(k)fluoranthren	µg/g	0,26	0,0086	0,0098
	Benzo(ghi)perylene	µg/g	0,11	0,0128	0,0162
6-km Strahl	Phenanthren	µg/g	1,7	0,0085	0,0091
	Anthracen	µg/g	0,28	0,0019	0,0028
	Fluoranthren	µg/g	0,11	0,0189	0,0148
	Pyren	µg/g	0,1	0,0162	0,0242
	Benz(a)anthracen	µg/g	0,08	0,0070	0,0082
	Benz(a)pyren	µg/g	0,6	0,0064	0,0116
	Benzo(k)fluoranthren	µg/g	0,26	0,0102	0,0114
	Benzo(ghi)perylene	µg/g	0,11	0,0151	0,0172
Referenzgebiet	Phenanthren	µg/g	1,7	0,0090	0,0095
	Anthracen	µg/g	0,28	0,0030	0,0037
	Fluoranthren	µg/g	0,11	0,0176	0,0110
	Pyren	µg/g	0,1	0,0226	0,0245
	Benz(a)anthracen	µg/g	0,08	0,0059	0,0059
	Benz(a)pyren	µg/g	0,6	0,0054	0,0083
	Benzo(k)fluoranthren	µg/g	0,26	0,0082	0,0082
	Benzo(ghi)perylene	µg/g	0,11	0,0126	0,0125

Fortsetzung Tabelle 3

		Trockengewicht	Lebensmittel-	2014/7	2014/9	2015/5	2015/9	2016/4	2016/9
			höchstgehalte (OSPAR 2009)						
Verbringstelle	Cadmium	ng/g	5000	426	450	308	424	379	700
	Quecksilber	ng/g	2500	442	428	417	450	389	443
	Blei	µg/g	7,5	9,1	17,8	7,6	12,1	8,5	18,8
2-km Radius	Cadmium	ng/g	5000	414	424	259	438	380	476
	Quecksilber	ng/g	2500	450	430	416	494	411	404
	Blei	µg/g	7,5	12,8	12,9	5,4	9,2	5,8	8
6-km Strahl	Cadmium	ng/g	5000	316	352	204	396	342	450
	Quecksilber	ng/g	2500	416	446	400	508	393	408
	Blei	µg/g	7,5	16,4	8,6	4,6	6,6	5,2	6,6
Referenz	Cadmium	ng/g	5000	670	356	304	402	408	394
	Quecksilber	ng/g	2500	630	582	478	566	454	396
	Blei	µg/g	7,5	20,7	10,3	5,7	6,6	5,3	6,2

		Nassgewicht	UQN	2014/7	2014/9	2015/5	2015/9	2016/4	2016/9
			(OGewV 2011/16)						
Verbringstelle	HCB	ng/g	10	0,05	0,07	0,05	0,04	0,07	0,13
	Quecksilber	ng/g	20	56,9	58,3	72,5	55,5	67,5	53
2-km Radius	HCB	ng/g	10	0,07	0,07	0,04	0,03	0,05	0,03
	Quecksilber	ng/g	20	63,9	66,5	67,3	53,8	65,3	45
6-km Strahl	HCB	ng/g	10	0,03	0,02	0,07	0,01	0,05	0,02
	Quecksilber	ng/g	20	52,9	58,1	65,5	51,8	59,2	44,9
Referenz	HCB	ng/g	10	0,07	0,08	0,03	0,01	0,04	0,01
	Quecksilber	ng/g	20	85,1	91,3	73	65,2	72,3	51,6

Wellhornschnecke

Die Konzentrationen von PCB 118 und PCB 138 lagen wie in den Vorjahren (BfG 2015) während fast aller Beprobungskampagnen 2015 und 2016 und in allen Teilgebieten oberhalb der von OSPAR empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln (grau markierte Werte, Tabelle 4). Die Überschreitungen der EAC-Werte sind jedoch in gleichem Maße in allen Jahren und in allen Teilgebieten anzutreffen. Außerdem wurde im Referenzgebiet 1 auch eine Überschreitung des EAC für PCB 153 festgestellt (2014/7). Im Gegensatz dazu lagen die Konzentrationen der übrigen PCB Kongenere unterhalb der von OSPAR empfohlenen Richtwerte.

Im Gewebe der Wellhornschnecke wurden die Lebensmittelhöchstgehalte von Quecksilber, Cadmium und Blei stets eingehalten.

Die Quecksilbergehalte im Gewebe der Wellhornschnocken aus allen Teilgebieten hielten die UQN-Werte der OGewV (2011,2016) nicht ein, d.h. der gute chemische Zustand wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht. Wie bei der Pfeffermuschel, war die Überschreitung im Verbringzentrum und -bereich nicht höher als in den übrigen Gebieten. Die UQN für Hexachlorbenzol wurde in allen Teilgebieten deutlich unterschritten.

Tabelle 4: Arithmetische Jahresmittelwerte von Schadstoffen im Gewebe der Wellhornschnecke der Jahre 2014 bis 2016 im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und OGewV (2011)¹

Wellhornschnecke		EAC		2014		2015		2016	
		(Muscheln,Austern)	(OSPAR 2009,2011)						
Gebiet	Parameter	Einheit		7	9	6	10	5	11
Verbringzentrum	PCB 28	ng/g	3,2	0,5	0,52	0,52	0,5	0,52	0,55
	PCB 52	ng/g	5,4	0,5	0,52	0,51	0,5	0,52	0,65
	PCB 101	ng/g	6	0,74	0,63	0,73	0,6	0,83	1,1
	PCB 118	ng/g	1,2	4,4	6,4	3,5	4,3	2,3	4,7
	PCB 138	ng/g	15,8	13,6	19,3	17,8	20,3	11,2	18,3
	PCB 153	ng/g	80	23,7	28,7	25,6	30,8	21,1	32,7
	PCB 180	ng/g	24	2,6	3,2	5,1	5,1	3,7	4,9
Verbringstelle	PCB 28	ng/g	3,2	0,5	0,54	0,5	0,5	0,5	0,52
	PCB 52	ng/g	5,4	0,5	0,54	0,54	0,53	0,5	0,56
	PCB 101	ng/g	6	0,77	0,67	0,92	0,57	0,66	0,95
	PCB 118	ng/g	1,2	6,4	5,4	5,2	3	3,3	4,6
	PCB 138	ng/g	15,8	14,4	14,6	22,6	12,5	13,2	18
	PCB 153	ng/g	80	25	24,3	32	20	24	34,3
	PCB 180	ng/g	24	2,7	3,1	6,5	3,7	6,2	4,2
2-km	PCB 28	ng/g	3,2	0,55	0,55	0,51	0,5	0,5	0,5
	PCB 52	ng/g	5,4	0,53	0,53	0,52	0,5	0,51	0,51
	PCB 101	ng/g	6	0,89	0,8	1,1	0,61	0,77	0,68
	PCB 118	ng/g	1,2	6,6	8,8	5,9	5,2	5,4	5,9
	PCB 138	ng/g	15,8	15,5	20,4	30,6	19,8	22	23,2
	PCB 153	ng/g	80	26,2	35,3	44,1	32,9	38,6	42,5
	PCB 180	ng/g	24	4	5,1	11	6,7	7,5	6,5
3-km	PCB 28	ng/g	3,2	0,51	0,51		0,5		0,5
	PCB 52	ng/g	5,4	0,51	0,5		0,5		0,5
	PCB 101	ng/g	6	0,84	0,64		0,64		0,62
	PCB 118	ng/g	1,2	6	6		5,1		4,5
	PCB 138	ng/g	15,8	13,6	15,8		18		17,5
	PCB 153	ng/g	80	23,4	27,9		29,4		35,4
	PCB 180	ng/g	24	2,2	3,2		4,6		5,3
R1	PCB 28	ng/g	3,2	0,55	0,63	0,5	0,56	0,5	0,5
	PCB 52	ng/g	5,4	0,54	0,51	0,52	0,45	0,5	0,5
	PCB 101	ng/g	6	1,4	0,97	1,1	0,99	0,86	1,1
	PCB 118	ng/g	1,2	19,1	16,3	10,2	10,2	7,9	10,9
	PCB 138	ng/g	15,8	48,9	40,8	47,9	36,7	35,2	42
	PCB 153	ng/g	80	89,5	72,3	70,4	57,2	67,8	80
	PCB 180	ng/g	24	14,6	13,4	20,5	14,8	15,3	16,3
R2	PCB 28	ng/g	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	PCB 52	ng/g	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,51	0,5
	PCB 101	ng/g	6	0,77	0,86	0,79	0,57	0,85	0,55
	PCB 118	ng/g	1,2	6,6	10,6	7,1	5,9	4,7	8,7
	PCB 138	ng/g	15,8	19,3	26,9	35,8	26,4	25,6	28,4
	PCB 153	ng/g	80	31,1	45,9	49,8	40	44,8	59,1
	PCB 180	ng/g	24	4,7	8,4	13,6	9,2	10,9	9,6
R3	PCB 28	ng/g	3,2	0,5	0,5	0,5	0,51	0,51	0,52
	PCB 52	ng/g	5,4	0,5	0,5	0,51	0,52	0,53	0,55
	PCB 101	ng/g	6	0,61	0,65	0,91	1	0,95	1,1
	PCB 118	ng/g	1,2	6,7	7,5	7,7	8,1	4,8	7,7
	PCB 138	ng/g	15,8	21,1	20,9	34,4	37,2	19,5	28,4
	PCB 153	ng/g	80	34,6	35,3	48,3	41,8	38,8	49,6
	PCB 180	ng/g	24	4,6	5,8	10,8	7,7	7	8,8

Fortsetzung Tabelle 4

		Trocken- gewicht	Lebensmittel- höchstgehalte (OSPAR 2009)	2014/7	2014/9	2015/5	2015/9	2016/4	2016/9
Verbringzentrum	Cadmium	ng/g TS	5000	2115	2136		2889		3240
	Quecksilber	ng/g TS	2500	342	353		473		572
	Blei	µg/g TS	7,5	0,5	0,5		0,5		0,8
Verbringstelle	Cadmium	ng/g TS	5000	1875	2156		2519		3452
	Quecksilber	ng/g TS	2500	350	365		420		530
	Blei	µg/g TS	7,5	0,5	0,5		0,5		0,5
2-km	Cadmium	ng/g TS	5000	1788	2020		2042		2621
	Quecksilber	ng/g TS	2500	334	366		447		538
	Blei	µg/g TS	7,5	0,6	0,5		0,4		0,3
3-km	Cadmium	ng/g TS	5000	1634	1929		2473		3403
	Quecksilber	ng/g TS	2500	297	331		439		579
	Blei	µg/g TS	7,5	0,5	0,4		0,4		0,3
R1	Cadmium	ng/g TS	5000	2870	2645		2484		2698
	Quecksilber	ng/g TS	2500	837	755		868		797
	Blei	µg/g TS	7,5	0,6	0,5		0,4		0,4
R2	Cadmium	ng/g TS	5000	2762	2487		3394		4115
	Quecksilber	ng/g TS	2500	499	425		667		844
	Blei	µg/g TS	7,5	0,7	0,5		0,6		0,4
R3	Cadmium	ng/g TS	5000	2212	2298		1893		2323
	Quecksilber	ng/g TS	2500	350	395		389		465
	Blei	µg/g TS	7,5	0,6	0,6		0,5		0,4

		Nassgewicht	UQN	2014/7	2014/9	2015/5	2015/9	2016/4	2016/9
			(OGewV 2011)						
Verbringzentrum	HCB	ng/g	10	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
	Quecksilber	ng/g	20	76	76		98		103
Verbringstelle	HCB	ng/g	10	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1
	Quecksilber	ng/g	20	81	86		86		98
2-km	HCB	ng/g	10	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
	Quecksilber	ng/g	20	74	83		100		107
3-km	HCB	ng/g	10	0,2	0,2		0,2		0,1
	Quecksilber	ng/g	20	68	81		91		107
R1	HCB	ng/g	10	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1
	Quecksilber	ng/g	20	177	155		185		152
R2	HCB	ng/g	10	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
	Quecksilber	ng/g	20	86	93		107		148
R3	HCB	ng/g	10	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
	Quecksilber	ng/g	20	70	79		93		104

Tabelle 5: Arithmetische Jahresmittelwerte der TBT-Konzentrationen im Weichkörper der Wellhornschncke in den Jahren 2008 bis 2016 im Vergleich zum EAC

Parameter	Einheit Trocken- gewicht	Jahr	EAC ^a	K	U	AU	R1	R2	R3
TBT	ng OZK/g	2008	12	2,1	1,1	1,4	1,2	1,0	
		2009		1,9	1,7	2,0	1,6	1,5	1,3
		2010		9,0	6,7	2,1	3,3	4,1	3,2
		2011		6,6	2,1	1,3	2,3	1,1	2,0
		2012		1,8	1,0	1,0	1,1	1,0	1,6
		2013		1,2	1,0	1,1	1,6	1,0	1,8
		2014		1,7	1,5	1,1	1,0	1,1	1,7
		2015		3,3	1,9	1,6	1,0	1,6	2,1
		2016		2,9	1,5	1,3	1,0	1,1	2,1

^a:EAC ist für Muschel- und Austerngewebe vorgeschlagen

Der EAC-Wert für TBT (OSPAR 2009) wurde in keinem der Teilgebiete in den Jahren 2015 und 2016 überschritten (Tabelle 5). Aufgrund der verbringungsbedingten Anreicherung der TBT-Derivate Monobutylzinn und Dibutylzinn in Wellhornschncke sind die TBT-Konzentrationen in den Jahren 2008 bis 2016 dem EAC-Wert in der Tabelle 5 gegenübergestellt. Für die Derivate DBT und MBT liegen keine Bewertungskriterien vor. Auch in den früheren Jahren hielten die TBT-Konzentrationen den EAC-Wert für alle Teilgebiete ein (Tabelle 4).

Kliesche

Die Ergebnisse für die Kliesche (Tabelle 6) zeigen, dass in allen Teilbereichen die Gehalte des PCB 118 in der Leber den EAC-Wert überschritten. Eine Überschreitung der Lebensmittelhöchstgehalte wurde nicht festgestellt. Auch im Falle der untersuchten Klieschen betrifft die Überschreitung der UQN der OGewV (2011, 2016) für Quecksilber in Biota alle untersuchten Bereiche. Die Ergebnisse der Beprobungen 2015/2016 unterscheiden sich hier nur unwesentlich von denen der Vorjahre.

Tabelle 6: Arithmetische Jahresmittelwerte von Schadstoffen im Gewebe der Kliesche der Jahre 2014 bis 2016 im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und OGewV (2011)¹

Kliesche				Jahr/Monat		
bezogen auf Lipidnormierung	Parameter	Einheit	EAC^{passive} Fettgehalt (Leber) (OSPAR 2009)	2014	2015	2016
				9	10	11
Gebiet						
Verbringstelle	PCB 28	ng/g	64	4,0	2,8	4,7
	PCB 52	ng/g	108	9,5	5,8	10,3
	PCB 101	ng/g	120	37,0	32,7	42,5
	PCB 118	ng/g	24	47,9	34,0	44,6
	PCB 138	ng/g	316	125	188	126
	PCB 153	ng/g	1.600	201	201	221
	PCB 180	ng/g	480	49,9	42,7	91,4
3-km	PCB 28	ng/g	64	3,6	2,8	3,3
	PCB 52	ng/g	108	8,2	6,5	8,0
	PCB 101	ng/g	120	35,3	31,5	30,2
	PCB 118	ng/g	24	49,0	37,0	38,3
	PCB 138	ng/g	316	111	198	92,4
	PCB 153	ng/g	1.600	204	209	167
	PCB 180	ng/g	480	47,1	49,7	50,4
Referenzgebiet	PCB 28	ng/g	64	3,3	2,9	4,3
	PCB 52	ng/g	108	7,1	5,6	8,3
	PCB 101	ng/g	120	33,9	33,3	37,9
	PCB 118	ng/g	24	45,6	39,3	46,9
	PCB 138	ng/g	316	139	187	123
	PCB 153	ng/g	1.600	241	222	233
	PCB 180	ng/g	480	79,2	71,0	66,0
Zus. Ref. Gebiet	PCB 28	ng/g	64	3,5	3,2	4,1
	PCB 52	ng/g	108	9,5	6,9	9,3
	PCB 101	ng/g	120	40,8	44,9	43,8
	PCB 118	ng/g	24	52,7	49,6	51,0
	PCB 138	ng/g	316	144	264	128
	PCB 153	ng/g	1.600	250	273	251
	PCB 180	ng/g	480	65,2	78,0	66,5

Fortsetzung Tabelle 6

			Lebensmittel-			
bezogen auf Nassgewicht			höchstgehalte	2014/9	2015/10	2016/11
Verbringstelle	Cadmium (Leber)	ng/g	1500	150	187	137
3-km		ng/g	1500	145	184	139
Referenzgebiet		ng/g	1500	193	202	152
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	1500	181	218	152
Verbringstelle	Blei (Leber)	ng/g	1000	40	37	34
3-km		ng/g	1000	38	41	37
Referenzgebiet		ng/g	1000	32	37	33
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	1000	42	33	33
Verbringstelle	Quecksilber (Muskel)	ng/g	500	183	145	175
3-km		ng/g	500	131	264	172
Referenzgebiet		ng/g	500	211	183	177
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	500	164	225	196
bezogen auf Nassgewicht			UQN (EU-WRRL)	2014/9	2015/10	2016/11
Verbringstelle	Quecksilber (Leber)	ng/g	20	97	138	88
3-km		ng/g	20	100	115	101
Referenzgebiet		ng/g	20	115	137	115
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	20	113	141	129
Verbringstelle	Quecksilber (Muskel)	ng/g	20	183	145	175
3-km		ng/g	20	131	264	172
Referenzgebiet		ng/g	20	211	183	177
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	20	164	225	196
Verbringstelle	HCB (Leber)	ng/g	10	2	1	1,3
3-km		ng/g	10	1,3	0,9	1,3
Referenzgebiet		ng/g	10	1,1	1,2	1,3
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	10	1,3	0,8	1,1

Scholle

Die Scholle wurde 2016 erstmals beprobt, sodass nur ein Vergleich der Teilgebiete möglich ist. Zur Bewertung der Einstufung nach den EAC-Werten liegen Analysenergebnisse für Polychlorierte Biphenyle im Lebergewebe der Scholle vor. Mit einer Ausnahme einer Gewebeuntersuchung im Referenzgebiet für PCB 118 konnte in keinem der Teilgebiete eine Überschreitung des EAC festgestellt werden (Tabelle 6).

Die Lebensmittelhöchstgehalte für Quecksilber wurden in allen Teilgebieten eingehalten. Die Gehalte von Cadmium und Blei im Muskelgewebe der Scholle lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Eine Überschreitung der UQN für Quecksilber zeigte sich dagegen in allen Teilgebieten. Die Gehalte an Hexachlorbenzol unterschritten die UQN deutlich.

Tabelle 7: Arithmetische Jahresmittelwerte von Schadstoffen im Gewebe der Scholle im Jahr 2016 im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und OGewV (2011)¹

Scholle				Jahr/Monat	
bezogen auf			EAC^{passive}		
Lipidnormierung			Fettgehalt (Leber)		
Gebiet	Parameter	Einheit	(OSPAR 2009)	2016	
				11	
Verbringstelle	PCB 28	ng/g	64,0	1,4	
	PCB 52	ng/g	108	4,7	
	PCB 101	ng/g	120	10,8	
	PCB 118	ng/g	24,0	19,0	
	PCB 138	ng/g	316	58,8	
	PCB 153	ng/g	1.600	82,5	
	PCB 180	ng/g	480	24,7	
3-km	PCB 28	ng/g	64,0	2,0	
	PCB 52	ng/g	108	5,1	
	PCB 101	ng/g	120	11,2	
	PCB 118	ng/g	24,0	19,8	
	PCB 138	ng/g	316	58,0	
	PCB 153	ng/g	1.600	84,3	
	PCB 180	ng/g	480	27,5	
Referenzgebiet	PCB 28	ng/g	64,0	1,6	
	PCB 52	ng/g	108	4,5	
	PCB 101	ng/g	120	19,9	
	PCB 118	ng/g	24,0	29,6	
	PCB 138	ng/g	316	98,8	
	PCB 153	ng/g	1.600	148	
	PCB 180	ng/g	480	47,4	
Zus. Ref. Gebiet	PCB 28	ng/g	64,0	1,5	
	PCB 52	ng/g	108	4,4	
	PCB 101	ng/g	120	9,0	
	PCB 118	ng/g	24,0	16,9	
	PCB 138	ng/g	316	44,9	
	PCB 153	ng/g	1.600	59,2	
	PCB 180	ng/g	480	13,6	

Fortsetzung Tabelle 7

bezogen auf Nassgewicht			Lebensmittel- höchstgehalte	2016/11
Verbringstelle	Cadmium	ng/g	1500	<BG
3-km	(Muskel)	ng/g	1500	<BG
Referenzgebiet		ng/g	1500	<BG
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	1500	<BG
Verbringstelle	Blei	ng/g	1000	<BG
3-km	(Muskel)	ng/g	1000	<BG
Referenzgebiet		ng/g	1000	<BG
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	1000	<BG
Verbringstelle	Quecksilber	ng/g	500	30,5
3-km	(Muskel)	ng/g	500	44,5
Referenzgebiet		ng/g	500	28,8
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	500	33,7
bezogen auf Nassgewicht			UQN (EU-WRRL)	2016/11
Verbringstelle		ng/g	20	30,5
3-km		ng/g	20	44,5
Referenzgebiet	Quecksilber (Muskel)	ng/g	20	28,8
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	20	33,7
Verbringstelle	HCB	ng/g	10	0,3
3-km	(Leber)	ng/g	10	0,2
Referenzgebiet		ng/g	10	0,2
Zus. Ref. Gebiet		ng/g	10	0,2

<BG: kleiner als Bestimmungsgrenze

Fazit

In den vier untersuchten Organismen überschritten 2015/2016 einzelne Analyten die Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und UQN nach OGewV (2011,2016). Diese Überschreitungen können nicht auf die Baggergutverbringungen zurückgeführt werden, da sie alle untersuchten Bereiche und Beprobungszeiten betreffen. Die Ergebnisse der Beprobungen 2015 und 2016 zeigen keine signifikante Veränderung im Vergleich zu früheren Ergebnissen.

Zusammenfassung

In den Sedimenten wurden Überschreitungen des ERL für Quecksilber und des EAC für PCB 118 bei den Beprobungen 2015 und 2016 in nahezu allen Teilbereichen festgestellt. Überschreitungen wurden bereits bei vorhergehenden Untersuchungen und in allen Teilbereichen ebenfalls festgestellt.

In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt. Der gute chemische Zustand wurde zu keinem Zeitpunkt erreicht.

Im gesamten untersuchten Bereich können generell unabhängig von den betrachteten Verbringungen negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt durch die betrachteten Schadstoffe auftreten.

Literatur

- BfG (2013): Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe, BfG Bericht 1775, pp. 297
- BfG (2015): Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn -Nachsorgendes Monitoring 2012 und 2013- im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe, BfG Bericht 1838, pp. 198
- EU (2006): VERORDNUNG (EG) Nr. 1881/2006 DER KOMMISSION vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln, L 364/5
- Long, E.R, MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F. D. (1995): Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. Environmental Management Vol. 19, No. 1, pp. 81-97
- Long, E.R., Field, L.J. and MacDonald, D.D. (1998): Predicting Toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. Environ. Tox. and Chem. 17, S. 714 -727
- NOAA (1999): Sediment Quality Guidelines Developed for the National Status and Trends Program. HERO ID 778799
- O'Connor, T.P. (2004): The sediment quality guideline, ERL, is not a chemical concentration at the threshold of sediment toxicity. Marine Pollution Bulletin. S. 383-385.
- OSPAR (2009): Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010, Agreement number: 2009-2, pp. 7
- OSPAR (2012): CEMP 2011 assessment report, No, 563/2012, pp.35
- OSPAR (2014): Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment Report 2013.- Publication Number: 631/2014, pp. 23
- OGewV (2011): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429)
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)

Anlage 1: OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Nullbeprobung 2005/7, des nachsorgenden Monitorings 2012/2013 und der Beprobungen 2014 vor (2004/7) und nach (2014/9) Wiederaufnahme der Verbringungen im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3

Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Die Gehalte der Schwermetalle und der PAK beziehen sich auf das Gesamtsediment (<2mm). PCB-Gehalte sind auf 2,5 Gew.-% TOC normiert

			2005/7				2012/2013			
Parameter	Einheit		Verbring- stelle	Nah- feld	Fern- feld	Refe- renz	Verbring- stelle	Nah- feld	Fern- feld	Refe- renz
Metalle in der Gesamtfraction		ERL								
Blei	mg/kg	47	29,3		34,0	24,7	18,6	23,3	21,8	20,8
Cadmium	mg/kg	1,2	0,197		0,315	0,243	0,223	0,217	0,222	0,148
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,098		0,195	0,080	0,142	0,143	0,17	0,093
Polyzyclische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,039	0,032	0,038	0,028	0,020	0,019	0,022	0,014
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,039	0,035	0,042	0,027	0,038	0,026	0,031	0,024
Anthracen	mg/kg	0,085	0,020	0,020	0,024	0,020	0,012	0,010	0,013	0,011
Fluoranthren	mg/kg	0,6	0,064	0,060	0,074	0,046	0,068	0,049	0,061	0,043
Pyren	mg/kg	0,665	0,050	0,046	0,057	0,035	0,052	0,038	0,046	0,031
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,029	0,030	0,035	0,022	0,032	0,022	0,027	0,019
Chrysen	mg/kg	0,384	0,026	0,027	0,034	0,021	0,031	0,021	0,026	0,020
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,030	0,027	0,047	0,026	0,025	0,018	0,023	0,013
Benzo(ghi)perylene	mg/kg	0,085	0,042	0,039	0,049	0,029	0,027	0,024	0,027	0,014
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,051	0,047	0,054	0,034	0,029	0,027	0,031	0,015
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,96	1,11	1,29	0,91	0,87	0,83	0,97	0,45
PCB 52	µg/kg	2,7	0,96	1,05	1,23	0,91	0,55	0,38	0,57	0,23
PCB 101	µg/kg	3	0,96	1,12	1,45	0,91	1,45	0,82	1,04	0,43
PCB 118	µg/kg	0,6	0,97	1,1	1,4	0,91	1,07	0,87	1	0,41
PCB 138	µg/kg	7,9	1,67	1,77	2,33	1,12	2,21	1,34	1,64	0,64
PCB 153	µg/kg	40	1,22	1,3	1,76	0,91	2,97	1,91	2,44	0,95
PCB 180	µg/kg	12	0,98	1,12	1,54	0,91	1,59	0,8	1,18	0,44

Fortsetzung Anlage 1

Fortsetzung Tabelle 1			2014/7				2014/9			
Parameter	Einheit		Verbringstel- le	Nahfeld	Fern- feld	Refe- renz	Verbringstel- le	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraction		ERL								
Blei	mg/kg	47	18,8	23,0	19,9	20,2	18,2	22,9	21,2	19,2
Cadmium	mg/kg	1,2	0,207	0,202	0,194	0,150	0,271	0,233	0,224	0,130
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,145	0,146	0,132	0,108	0,142	0,125	0,201	0,059
Polycyclische Aromaten		ERL								
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,020	0,021	0,023	0,013	0,024	0,024	0,027	0,018
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,040	0,031	0,034	0,034	0,050	0,033	0,034	0,028
Anthracen	mg/kg	0,08 5	0,014	0,010	0,012	0,015	0,019	0,012	0,016	0,013
Fluoranthen	mg/kg	0,6	0,078	0,052	0,057	0,073	0,100	0,058	0,063	0,048
Pyren	mg/kg	0,66 5	0,058	0,040	0,044	0,054	0,075	0,046	0,049	0,036
Benz(a)anthracen	mg/kg	0,26 1	0,033	0,022	0,024	0,033	0,044	0,027	0,028	0,020
Chrysen	mg/kg	0,38 4	0,031	0,022	0,025	0,030	0,045	0,028	0,030	0,022
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,033	0,024	0,026	0,031	0,047	0,030	0,034	0,021
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,08 5	0,035	0,036	0,037	0,027	0,025	0,039	0,044	0,021
Indeno(1.2.3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,049	0,049	0,051	0,034	0,031	0,049	0,054	0,024
Polychlorierte Biphenyle		EAC								
PCB 28	µg/kg	1,7	0,82	0,82	0,97	0,34	0,89	0,8	0,99	0,38
PCB 52	µg/kg	2,7	0,53	0,41	0,73	0,25	0,62	0,5	0,58	0,27
PCB 101	µg/kg	3	1,72	0,98	1,7	0,53	1,29	0,89	1,26	0,41
PCB 118	µg/kg	0,6	1,31	1	1,52	0,52	1,06	0,91	1,17	0,45
PCB 138	µg/kg	7,9	2,9	1,39	2,41	0,8	2,42	1,39	2,07	0,7
PCB 153	µg/kg	40	4,05	2,28	3,65	1,29	3,26	2,03	2,84	1,04
PCB 180	µg/kg	12	2,55	0,93	1,86	0,6	1,8	0,84	1,39	0,37