

# Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

## Teilbericht

### Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2015 bis 31.12.2015



## INHALTSVERZEICHNIS

1.	Veranlassung .....	2
2.	Entwicklung in den Jahren 2005 bis 2014 .....	3
3.	Entwicklung im Jahr 2015.....	6
4.	Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke .....	7
4.1	Chemische Belastung.....	8
4.2	Ökotoxikologische Wirkung.....	11
5.	Monitoring im Verbringungsbereich .....	12
5.1	Monitoring im Jahr 2015.....	12
5.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments (Peilungen) .....	13
5.3	Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010, 2014 und 2015).....	16
5.4	Beprobung der Sedimente .....	18
5.4.1	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente.....	20
5.4.2	Ökotoxikologische Belastung .....	35
5.5	Makrozoobenthos .....	44
5.6	Bioakkumulation.....	47
5.6.1	Bioakkumulation in der Wellhornschncke .....	48
5.6.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel .....	59
5.6.3	Bioakkumulation in der Kliesche.....	65
5.7	Fischfauna.....	68
5.8	Wattmessstellen.....	70
6.	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung.....	72
7.	Ausblick.....	80
8.	Literatur.....	81

### Anhang

Hamburg Port Authority

Hafeninfrastruktur

Infrastruktur Wasser

10. März 2017 / rev. 15. März 2018

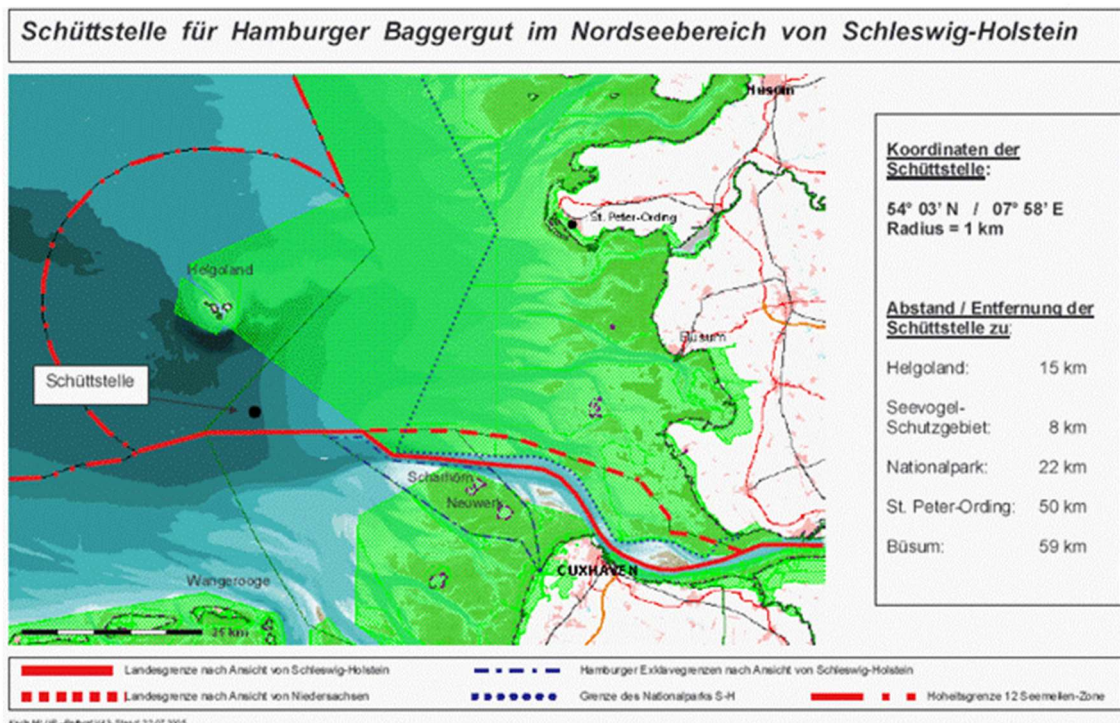
## 1. Veranlassung

Gemäß Einvernehmen des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) zur Verbringung von Elbesedimenten aus dem Bereich Hamburgs zur Verbringungsstelle E3 hat die HPA dem MELUR „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“ (s. Einvernehmen, Maßgabe 24, Abschn. 6).

Die Maßnahme war zunächst bis Ende des Jahres 2011 befristet. Im Zeitraum 2008 bis 2011 wurde mit insgesamt 2 Mio m<sup>3</sup> LRV (Laderaumvolumen) verbrachter Sedimente die im Einvernehmen mit dem MELUR aus dem Jahr 2008 bewilligte Menge von 6,5 Mio m<sup>3</sup> LRV bei weitem nicht ausgeschöpft. Aufgrund der Sedimentationsentwicklung im Hafen in 2012 stellte die HPA daher einen Antrag zur Fristverlängerung des Einvernehmens.

Dieser wurde vom MELUR im Mai 2013 bewilligt, so dass in 2013 und 2014 im Falle eines Bedarfs erneut Sedimente zur Tonne E3 verbracht werden konnten, wobei die zu verbringende Gesamtmenge innerhalb dieser zwei Jahre 2 Mio m<sup>3</sup> nicht überschreiten sollte. Das Einvernehmen des Jahres 2008 in der geänderten Fassung vom Juli 2009 und dessen Maßgaben waren dabei weiterhin gültig.

Aufgrund des hohen Oberwassers im Juni 2013 war die Sedimentationsentwicklung im Hamburger Hafen im Sommer desselben Jahres insgesamt sehr gering. Daher war eine Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 in 2013 nicht notwendig. In der ersten Jahreshälfte 2014 war das Oberwasser hingegen ungewöhnlich niedrig und es kam bereits im Frühsommer zu einer deutlichen Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Daher wurden im Sommer 2014 insgesamt 1 Mio m<sup>3</sup> LRV zur Tonne E3 verbracht.



**Abbildung 1-1** Lageplan der Verbringungsstelle und der Schutzgebiete (aus der Einvernehmenserklärung des Landes Schleswig-Holstein vom 26.7.2005)

Im Oktober 2014 hat HPA das MELUR um Prüfung gebeten, ob eine Verlängerung der Verbringung auf Basis des bestehenden Einvernehmens aus dem Jahr 2008 möglich sei. Die in diesem Einvernehmen bewilligte Menge von 6,5 Mio m<sup>3</sup> LRV war Ende 2014 mit insgesamt 3 Mio m<sup>3</sup> seit 2008 verbrachten Materials weiterhin nicht ausgeschöpft. Das MELUR hat im Dezember 2014 einer Fristverlängerung bis zum 31.12.2015 widerruflich zugestimmt. Hierbei waren sowohl die Bestimmungen der ersten Fristverlängerung aus dem Jahr 2013 sowie des Einvernehmens aus dem Jahr 2008 in der vom 1. Juli 2009 geänderten Fassung weiterhin gültig.

Wie auch bereits im Jahr 2014 war auch im Sommer 2015 das Oberwasser sehr niedrig und die Sedimentation in den Hauptbaggergebieten demzufolge entsprechend hoch. Von Juli 2015 bis Oktober 2015 wurden daher rd. 2 Mio m<sup>3</sup> LRV zur Tonne E3 in die Nordsee verbracht.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung der Ergebnisse aus dem Monitoring in 2015. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2014 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2014).

## **2. Entwicklung in den Jahren 2005 bis 2014**

Während die bei Unterhaltungsmaßnahmen vor dem Jahr 2000 anfallenden Baggergutmengen etwa 2 Mio. m<sup>3</sup> pro Jahr betragen, stiegen sie 2004 und 2005 auf 8 bis 9 Mio. m<sup>3</sup> an. Veränderte Sedimentationsbedingungen führen dazu, dass im Hamburger Bereich umgelagertes Sediment zeitweise mit der Strömung nur begrenzt aus diesem Elbabschnitt natürlich weiter stromab befördert wird. Wesentliche Anteile werden dann durch den so genannten Tidal-Pumping-Effekt stromauf transportiert und müssen mehrfach gebaggert und umgelagert werden. In Abhängigkeit von der Oberwasserführung der Elbe ist aus Sicht der HPA daher eine Verbringung in den ebbstromdominierten Bereich erforderlich. In der Abwägung erscheint dies auch unter Umweltgesichtspunkten sinnvoll, da Umlagerungen im Bereich Hamburgs in der warmen Jahreszeit aus ökologischen Gründen nicht zulässig sind und mehrfaches Umlagern die Umwelt zudem mehrfach belastet.

Das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MLUR)<sup>1</sup> hatte im Juli 2005 sein Einvernehmen erteilt, befristet bis zum 31.12.2008 insgesamt rund 4,5 Mio. m<sup>3</sup> Baggergut in die Nordsee zu verbringen. Parallel hat die HPA im Juli 2005 mit der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes vereinbart, Sedimente aus der Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe im Hamburger Bereich zur „Tonne E3“ zu verbringen, einen Bereich begrenzt durch einen 1 km Radius um die Koordinate 54°03'N und 07°58'E (Abbildung 1-1 mit Schutzgebietsgrenzen).

Im Rahmen dieses Einvernehmens wurden zwischen Oktober 2005 und Januar 2008 insgesamt 4,5 Mio. m<sup>3</sup> zur Tonne E3 verbracht. Im Ergebnis sind die Baggergutmengen in Hamburg deutlich gesunken.

Im Juni 2008 haben die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes und die HPA das „Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe“ vorgelegt, das Bewirtschaftungsgrundsätze und Maßnahmenvorschläge, u.a. zur Reduzierung des Sedimentanfalls und der Schadstoffbelastung, enthält. Das Konzept wird durch eine Gemeinsame Erklärung der Umweltminister der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, dem Senator für Wirtschaft und Arbeit Hamburgs, dem Präsidenten der WSD Nord sowie den Geschäftsführern der HPA unterstützt.

Da die in dem Konzept benannten Maßnahmen kurzfristig nicht wirksam umgesetzt und Sedimentkreisläufe noch nicht ausreichend durchbrochen werden konnten, erteilte das Land Schleswig-Holstein am 1. August 2008 ein erneutes Einvernehmen für die Verbringung von Sedimenten aus

---

<sup>1</sup> seit 2012 Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR)

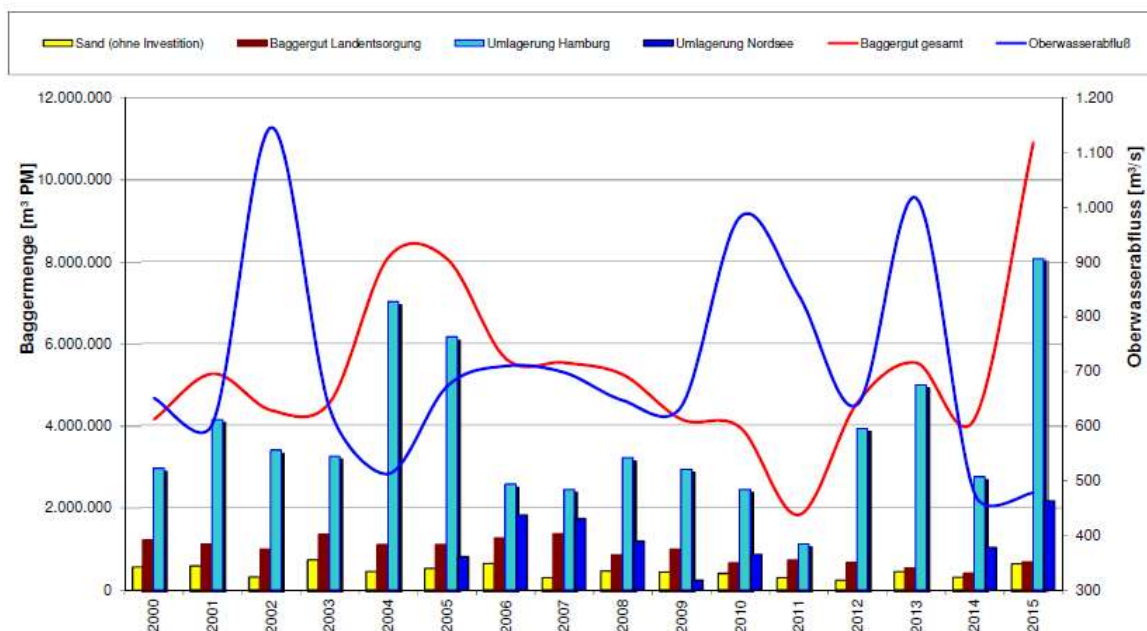
der an Hamburg delegierten Strecke der Bundeswasserstraße Elbe. Das Einvernehmen sah die Verbringung von insgesamt 6,5 Mio. m<sup>3</sup> Baggergut zwischen dem 01.08.2008 und dem 31.12.2011 vor und war an 26 Maßgaben geknüpft.

HPA-W32-1

Mengenentwicklung gebaggerter Sedimente  
im Hafen und in der Stromelbe

28.02.2016

**Baggermengen 2000 bis 2015**



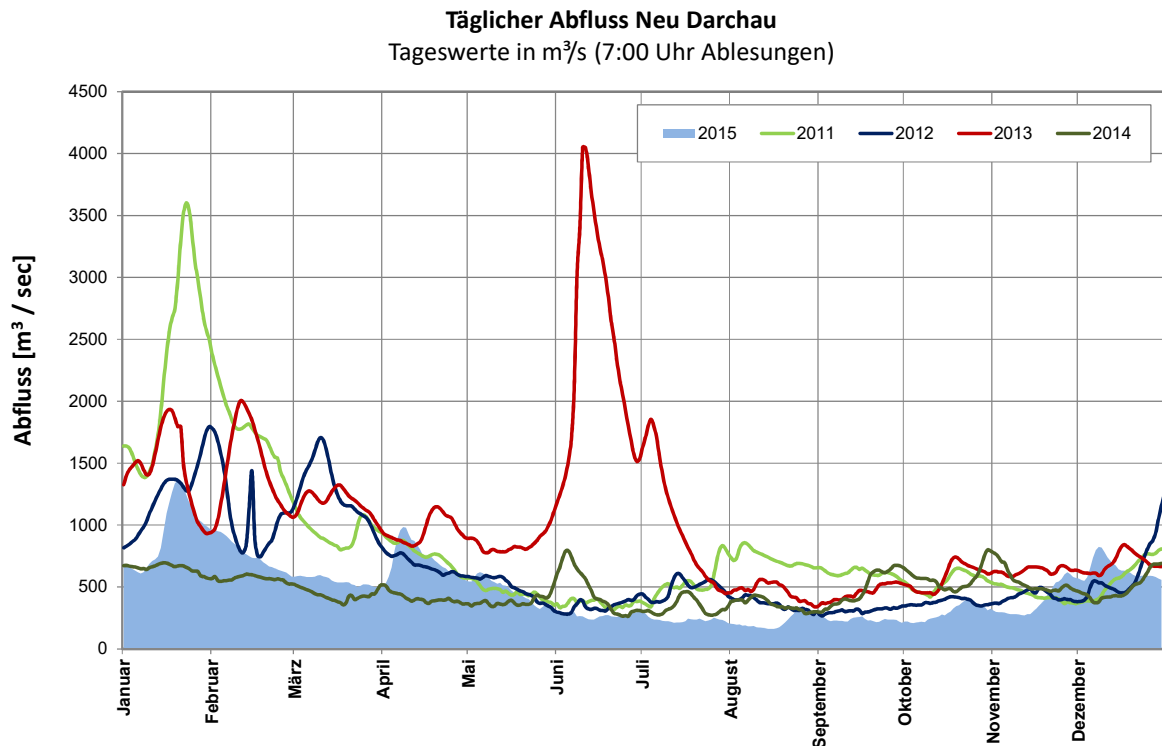
**Abbildung 2-1 Übersicht über Baggergutmengen und Verbleib sowie Oberwasserabfluss 2000 – 2015**

Nachdem im Frühjahr 2009 eine baggergutbedingte Erhöhung der Bioakkumulation einiger Schadstoffe in Wellhornschnecken auf dem Klappzentrum festgestellt worden war, wurden unter Berücksichtigung einer Stellungnahme der BfG im Ergebnis zwischen MELUR und HPA weitere Auflagen und Minimierungsmaßnahmen für eine Baggergutverbringung vereinbart. Diese wurden als erweiterte Maßgaben in eine modifizierte Einvernehmensregelung vom 28. Juli 2009 aufgenommen (detaillierte Darstellung im E3-Jahresbericht 2009; 27 modifizierte Maßgaben s. Abschn. 6).

Auf Basis des Einvernehmens vom August 2008 wurden im Sommer 2008 insgesamt 1.008.000 m<sup>3</sup> LRV zur Tonne E3 verbracht. Über den Jahreswechsel 2009 / 2010 hinaus erfolgte im Rahmen des im Juli 2009 modifizierten Einvernehmens die Verbringung von 1.025.000 m<sup>3</sup> LRV. Aufgrund der Oberwasserverhältnisse fiel in 2010 und 2011 nur wenig Sediment an, so dass in diesen Jahren eine Verbringung von Material zu E3 nicht notwendig war. Mit ca. 2 Mio m<sup>3</sup> von im Einvernehmenszeitraum 2008 bis 2011 verbrachten Materials wurde die vereinbarte Menge von 6,5 Mio m<sup>3</sup> bei weitem nicht ausgeschöpft.

Abbildung 2-1 zeigt die Entwicklung der Baggergutmengen der Jahre 2000 bis 2015 in Hamburg sowie deren Verbleib. Die Umstellung auf die Verbringung von Baggergut in die Nordsee im Jahr 2005 wurde als befristete Sofortmaßnahme zum Erhalt der Wassertiefen des Hamburger Hafens und damit zur Gewährleistung des Hafenbetriebs notwendig und diente dem Ziel, so genannte Baggerkreisläufe kurzfristig zu durchbrechen. Die anschließend in den Jahren 2006 bis 2009 in

Hamburg anfallende Baggergutmenge lag zwischen 5,0 und 5,5 Mio m<sup>3</sup> und damit wieder deutlich niedriger (Anmerkung zur Abbildung 2-1: Die in 2010 zu E3 verbrachte Menge an Baggergut ist hierbei der Sedimentation des Jahres 2009 zuzurechnen).



**Abbildung 2-2** Abfluss am Pegel Neu-Darchau [m<sup>3</sup>/s], Gegenüberstellung der Jahreskurven 2011 bis 2015

In den Jahren 2010 und 2011 gingen die Baggergutmengen erneut deutlich zurück. Ein Grund hierfür ist das hohe Oberwasser in diesen beiden Jahren (Abbildung 2-1, Abbildung 2-2). Ein hohes Oberwasser führt zu einer geringen Sedimentation im Hamburger Hafen, da mit stärker ebbgerichtetem Strom mehr Schwebstoffe in Richtung Elbmündung bewegt werden und das Tidal Pumping damit verringert wird. Während in 2010 fast der gesamte Jahresverlauf durch hohe Abflüsse geprägt war, bewegten sich die Werte in 2011 nach einem sehr hohen Winterhochwasser im Frühjahr und Frühsommer in einem eher durchschnittlichen Bereich. Anfang August 2011 kam es zu einem Anstieg des Oberwassers auf 850 m<sup>3</sup>/s (Abbildung 2-2), so dass die Sedimentation auch im Sommer 2011 noch niedrig lag.

Im Herbst 2011 ging das Oberwasser zurück und die Sedimentation setzte ein. Dieses Material wurde vorwiegend im ersten Quartal 2012 bei Neßsand umgelagert. Im Sommer 2012, bei niedrigen Oberwasserverhältnissen, kam es erneut zu einer erheblichen Sedimentation im Bereich der Delegationsstrecke. Aufgrund dieser Entwicklung stellte die HPA in 2012 daher einen Antrag zur Verlängerung des Einvernehmens. Dieser wurde vom MELUR im Mai 2013 bewilligt, so dass in 2013 und 2014 im Falle eines Bedarfs erneut Sedimente zur Tonne E3 verbracht werden konnten, wobei die zu verbringende Gesamtmenge innerhalb dieser zwei Jahre 2 Mio m<sup>3</sup> nicht überschreiten sollte.

Das Material, das sich im Sommer und Herbst 2012 in der Delegationsstrecke abgelagert hatte, wurde größtenteils im ersten Quartal 2013 zur Hamburger Landesgrenze verbracht. Daher rührt

die hohe Menge des bei Neßsand in 2013 umgelagerten Materials in der Abbildung 2-1, die der Sedimentationsentwicklung in 2012 zuzuschreiben ist.

In 2013 kam es im Juni zu einem sehr hohen Oberwasser (Abbildung 2-2). Demgemäß war die Sedimentation im Hamburger Hafen im Sommer 2013 insgesamt sehr gering und eine Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 nicht notwendig.

In 2014 fiel das durch die Schneeschmelze üblicherweise im Frühjahr auftretende Hochwasser aus (Abbildung 2-2). Aufgrund des auch über den Sommer 2014 sehr geringen Abflusses aus dem Einzugsgebiet der Elbe und der damit einhergehenden verstärkten Sedimentation im Hafengebiet wurde von Juli bis August 2014 erstmalig nach 4,5 Jahren wieder Material zur Tonne E3 verbracht. Mit einer Gesamtmenge von 993.000 m<sup>3</sup> Laderaumvolumen (entsprechend 435.000 TDS) wurde die für 2014 mit dem Land Schleswig-Holstein vereinbarte Gesamtmenge von 1 Mio m<sup>3</sup> LRV eingehalten.

Durch die Verbringung zur Tonne E3 konnte eine spürbare Entlastung in der Wassertiefeninstandhaltung erreicht werden. Dennoch blieb die Situation weiterhin angespannt, so dass zur Reduktion von Einschränkungen in weiterhin kritischen Hafengebieten bereits Anfang Oktober mit einer vorzeitigen Umlagerung bei Neßsand begonnen wurde (s. Neßsandbericht der HPA, 2014). Die in Abbildung 2-1 angegebene Baggergutmenge von 2,7 Mio m<sup>3</sup> für die Neßsand-Umlagerung ist zu ca. 55 % der ersten und zu ca. 45 % der zweiten Jahreshälfte 2014 zuzuordnen.

### 3. Entwicklung im Jahr 2015

Die Abflussmenge der Elbe, gemessen am Pegel Neu-Darchau, lag mit knapp 480 m<sup>3</sup>/s im Jahresmittel auf einem ähnlich niedrigen Wert wie in 2014 und damit ebenfalls deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 714 m<sup>3</sup>/s. Mitte Januar und Anfang April 2015 traten kurzzeitig zwei kleinere Abflussspitzen auf (Abbildung 2-2). Bereits Mitte Mai 2015 sank der Oberwasserabfluss dann unter 500 m<sup>3</sup>/s ab. Von Anfang Juni bis Mitte Oktober lagen die Werte sogar unter 300 m<sup>3</sup>/s mit einem Minimum von 161 m<sup>3</sup>/s am 16. August. Dieser sehr geringe Oberwasserabfluss ist auf die extreme Trockenheit im Elbeeinzugsgebiet im Sommer 2015 zurückzuführen.

Aufgrund des sehr geringen Abflusses kam es bereits Anfang Juni 2015 zu einer verstärkten Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Daher wurde im Juli 2015 im Rahmen des Einvernehmens mit dem Land Schleswig-Holstein mit der Verbringung von Baggergut in die Nordsee zur Tonne E3 begonnen.

Bei dem für die Verbringung in die Nordsee entnommenen Baggergut handelt es sich um frisches, schwebstoffbürtiges Sediment aus der Hamburger Delegationsstrecke. Die Bezeichnung „frisch“ besagt in diesem Zusammenhang, dass es innerhalb des vorangegangenen Jahres in die entsprechenden Sedimentationsbereiche eingetragen wurde. Es stellt eine Mischung von aus dem Oberlauf eingetragenen Schwebstoffen sowie aus der Unterelbe stromauf transportierten Sedimenten dar.

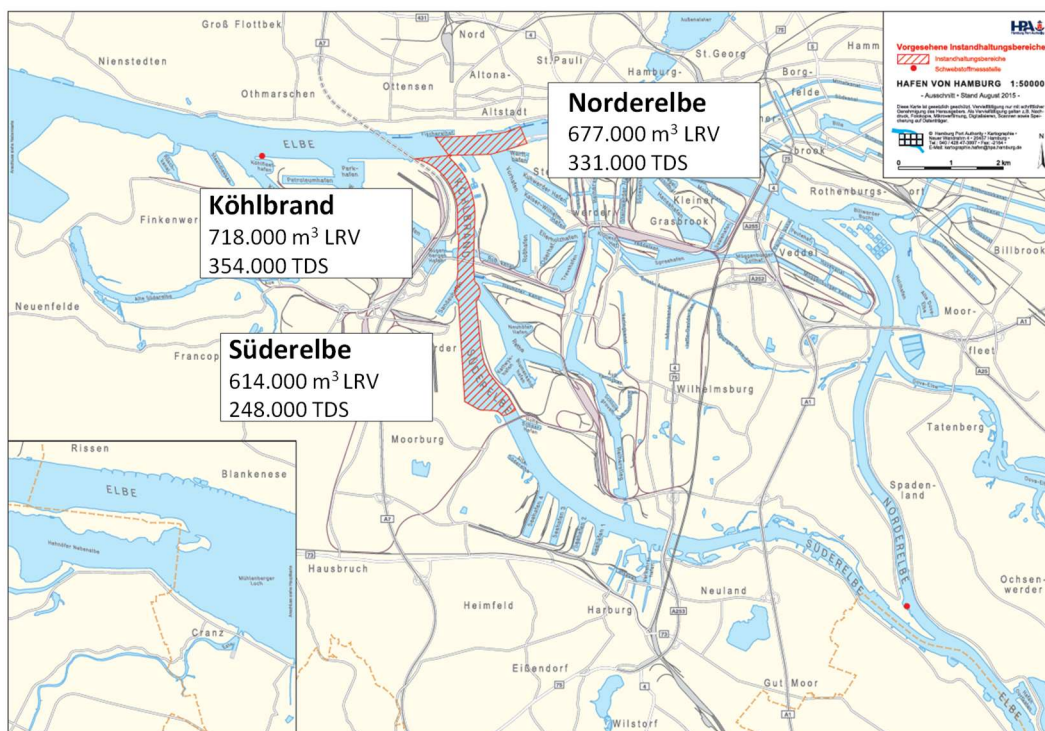
Die Verbringung in 2015 wurde insgesamt im Zeitraum vom 20.7.2015 bis zum 23.10.2015 durchgeführt. Vom 20.7.2015 bis zum 17.10.2015 wurde der Laderaumsaugbagger Alexander von Humboldt eingesetzt (Laderaumvolumen: 9000 m<sup>3</sup>). Vom 8.9.2015 bis zum 23.10.2015 wurde der Laderaumsaugbagger Francis Beaufort verwendet (Laderaumvolumen: 11300 m<sup>3</sup>). Über einen Zeitraum von 5 Wochen (8.9.2015 bis 17.10.2015) waren damit zwei Bagger gleichzeitig im Einsatz.

Aus dem Köhlbrand wurden insgesamt 718.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 354.000 TDS), aus der Norderelbe 677.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 331.000 TDS) und aus der Süderelbe 614.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 248.000 TDS) entnommen (Abbildung 3-1). Mit einer durchschnittlichen Umlaufzeit von

14,9 Stunden wurde in insgesamt 207 Umläufen eine Gesamtmenge von 2.009.000 m<sup>3</sup> (Laderaumvolumen) entsprechend 932.500 t TS (Tonnen Trockensubstanz) in die Nordsee verbracht.

Die im Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom August 2008 in der vom Juli 2009 geänderten Fassung vereinbarte Gesamtmenge von 6,50 Mio m<sup>3</sup> LRV war damit mit einer zwischen 2008 und Ende 2015 verbrachten Gesamtmenge von 5,04 Mio m<sup>3</sup> LRV weiterhin noch nicht ausgeschöpft.

Durch die Verbringung zur Tonne E3 konnte eine spürbare Entlastung in der Wassertiefeninstandhaltung erreicht werden. Dennoch blieb die Situation weiterhin angespannt, so dass zur Reduktion von Einschränkungen – wie auch bereits in 2014 - in weiterhin kritischen Hafengebieten bereits Anfang Oktober mit einer vorzeitigen Umlagerung bei Neßsand begonnen wurde (s. Neßsandbericht der HPA, 2015).



**Abbildung 3-1 Herkunft und Menge der in 2015 in die Nordsee verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen)**

#### 4. Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke

Die Sedimente aus der Delegationsstrecke wurden vor der Baggerung auf ihre chemische Belastung und ökotoxikologische Wirkung hin untersucht. Die Teilbereiche Norderelbe, Köhlbrand und Süderelbe wurden dabei jeweils getrennt bewertet. Probenanzahl und Untersuchungsumfang entsprechen gemäß Maßgabe 7 in Abschn. 6 den Anforderungen der Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut (GÜBAK, 2009). In der Süderelbe wurde die Probenanzahl auf 14 Proben verdichtet (Maßgabe 8 in Abschn. 6). Acht Proben wurden im nördlichen Bereich und sechs Proben im südlichen Drehkreis entnommen.



Ein Überblick über die chemischen und ökotoxikologischen Analysen des Gesamtzeitraums findet sich in Tabelle A 2 bis Tabelle A 8. Hierbei sind die drei Gebiete der Delegationsstrecke (Norderelbe, Köhlbrand, Süderelbe) jeweils getrennt aufgeführt.

#### 4.1 Chemische Belastung

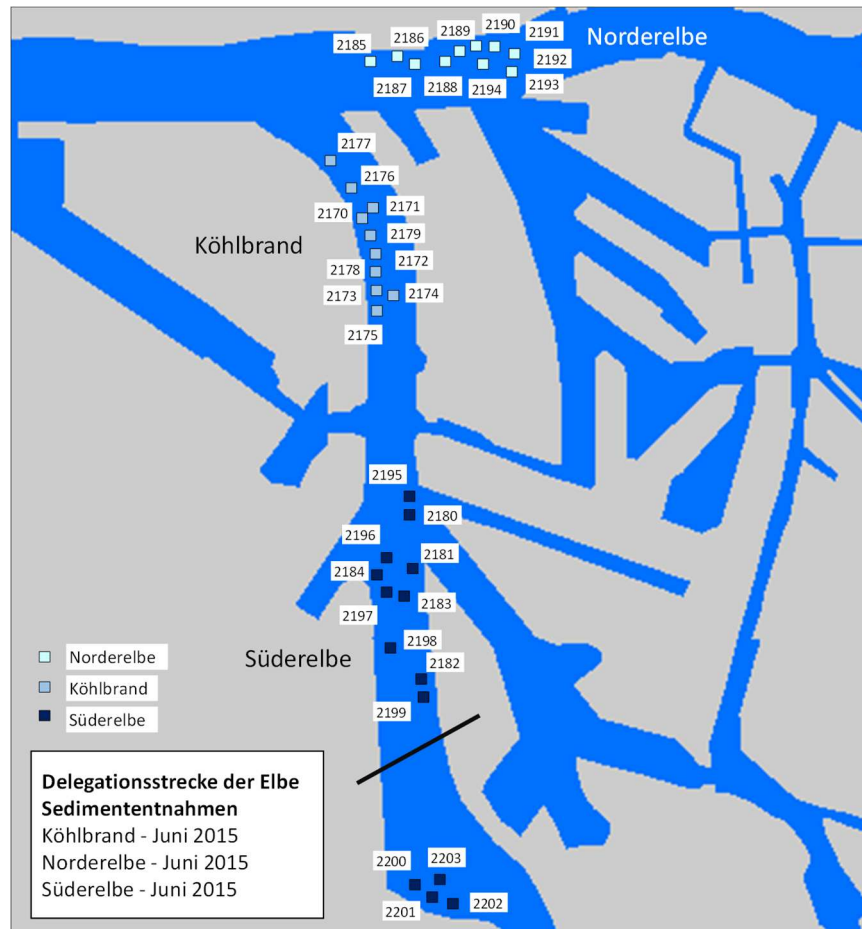
Im Juni 2015 fanden die Freigabeuntersuchungen in den drei Bereichen Norderelbe, Süderelbe und Köhlbrand statt. Hierbei wurden die Sedimente auf ihre chemische und ökotoxikologische Wirkung hin untersucht und nach GÜBAK (2009) bewertet. Zusätzlich zum Messprogramm nach GÜBAK wurden in allen Proben die Schwermetallgehalte in der Gesamtfraktion ermittelt.

Die Beprobungspunkte sind in Abbildung 4-1 dargestellt. Im Gebiet der Süderelbe erfolgte die Sedimentation in zwei getrennten Bereichen: Zum einen im Norden auf der Höhe des Drehkreises zwischen Rethe und Sandauhafen bis hinunter zum Beprobungspunkt SE-2199 und zum anderen im südlichen Drehkreis der Süderelbe, da die Sedimentation dort in zwei räumlich voneinander getrennten Bereichen stattfindet.

Bei einem Vergleich der drei Gebiete der Delegationsstrecke untereinander wurde in den Jahren 2005 bis 2009 sowie in 2014 festgestellt, dass die Süderelbe zu allen Beprobungen höhere Anteile an Feinkorn (Fraktion < 20 µm resp. < 63 µm) sowie höhere Anteile an Gesamtkohlenstoff und Nährstoffen (N, P) zeigte als die Norderelbe und der Köhlbrand (E3-Jahresbericht der HPA, 2011; 2014). Dies wurde auch bei der Beprobung im Sommer 2015 bestätigt: Die Süderelbe wies in 2015 signifikant höhere Werte an Feinkornfraktion < 20 µm, Stickstoff und Phosphor auf als die Gebiete Norderelbe und Köhlbrand. Der Anteil an Fraktion < 63 µm sowie dem TOC-Gehalt zwischen Süderelbe und Norderelbe unterschied sich ebenfalls signifikant, während der Köhlbrand keine signifikante Differenz zu den anderen beiden Gebieten aufwies. Der Anteil der Fraktion < 63 µm lag in dabei in der Norderelbe und im Köhlbrand im Vergleich zu den Jahren 2005 bis 2009 mit 53 und 58 % verhältnismäßig hoch, während der Anteil der Fraktion < 63 µm in der Süderelbe mit 66 % eher durchschnittlich war.

Bedingt durch die stärkere Oberstrom-Prägung der Süderelbe im Vergleich zum Köhlbrand und zur Norderelbe wurde hier in den vergangenen Jahren (2005 bis 2009 sowie 2014) für die Mehrzahl der ermittelten Schadstoffe eine signifikant höhere Konzentration als in den anderen beiden Gebieten festgestellt (E3-Jahresbericht, 2014). Im Jahr 2015 ist dies nur für die DDT-Metabolite der Fall. Cadmium, Kupfer und Zink liegen in der Süderelbe und im Köhlbrand signifikant über den Werten der Norderelbe. Für die PAK-Verbindungen (PAK Summe 16), Die PCB-Kongenere (PCB Summe 7), die HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol und Pentachlorbenzol wird hingegen kein signifikanter Unterschied in der Belastung der Feinfraktion zwischen den drei Gebieten ermittelt. Das in der Gesamtfraktion bestimmte TBT zeigte ebenfalls keinen signifikanten Unterschied zwischen den drei Gebieten. Der Grund für den in 2015 geringen Unterschied in der Sedimentbelastung der drei Gebiete könnte darin zu suchen sein, dass im Vergleich zu den Vorjahren ein höherer Anteil unterstromiger und damit weniger belasteter Sedimente auch die Süderelbe erreicht hat (s. unten).

Ein Vergleich der Schadstoffe über die Zeit zeigt zwischen 2005 und 2015 in den drei beprobten Gebieten für die Mehrzahl der Schadstoffe keinen klaren Trend an, auch wenn die einzelnen Beprobungstermine in den drei Gebieten durchaus Unterschiede in der Sedimentbelastung aufweisen. Zwischen 2005 resp. Frühjahr 2006 und Sommer 2007 war eine gewisse, statistisch signifikante Abnahme der Mineralölbelastung zu verzeichnen. Im gleichen Zeitraum ist die TBT-Belastung in allen drei Gebieten ebenfalls von ca. 150 µg/kg auf im Mittel 70 µg/kg gesunken. Zwischen 2007 und 2009, bis zum Ende des ersten Verbringungszeitraums, zeigen beide Parameter dann keine weitere Abnahme mehr.



**Abbildung 4-1** Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchung in 2015

Bei einigen Parametern (Kupfer, Cadmium, PCB7, pp-DDE) wurde in 2014 festgestellt, dass diese in den drei untersuchten Gebieten relativ gesehen signifikant niedriger lagen als in den Freigabeuntersuchungen im Zeitraum 2005 bis 2009 (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). Dieses Ergebnis wird auch in 2015 erneut festgestellt (Abbildung 4-2, Tabelle A5; für Norderelbe und Süderelbe für die vier Parameter signifikant nach U-Test nach Mann-und-Whitney, im Köhlbrand signifikant nur für PCB und pp-DDE). Wie auch bereits für 2014 vermutet, dürfte dies weniger auf gesunkene Schadstoffeinträge von Oberstrom als vielmehr auf einen hohen Anteil unterstromiger und damit weniger belasteter Schwebstoffe im Sediment zurückzuführen sein.

Die in der Fraktion < 20 µm ermittelten Mittelwerte der Cadmium-, Kupfer-, Quecksilber- und Zinkkonzentration der einzelnen Gebiete werden in 2015 nach der GÜBAK (2009) zwischen RW1 und RW2 eingeordnet (Tabelle A-2 bis Tabelle A-4). In der Süderelbe wird der RW2 in einer Probe bei Kupfer und im Köhlbrand der für Quecksilber in drei Proben auch überschritten, während der Mittelwert auch hier zwischen RW1 und RW2 liegen. Blei liegt in der Norderelbe im Mittel knapp unter RW1, in der Süderelbe und im Köhlbrand hingegen geringfügig darüber. Die unteren Richtwerte für Arsen, Chrom und Nickel werden in keiner der Proben erreicht (Tabelle A-2 bis Tabelle A-4).

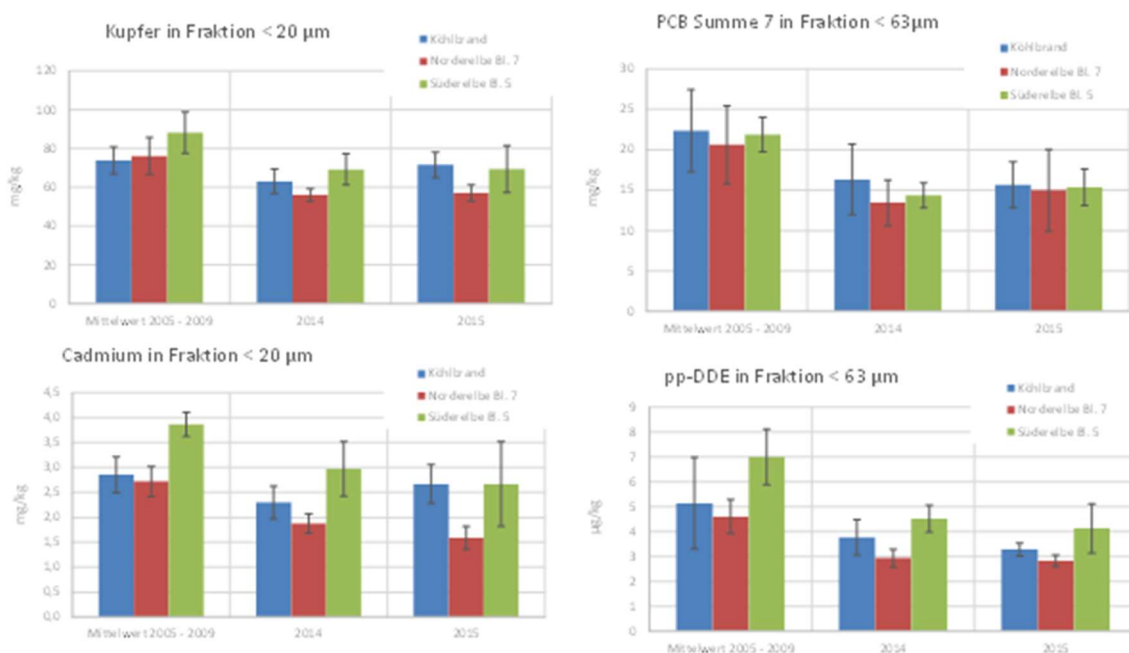
Die auf die Fraktion < 63 µm normierten Konzentrationen an organischen Schadstoffen zeigen nach der GÜBAK (2009) für die Summe an PAK-Verbindungen und PCB-Kongeneren, α-HCH sowie Pentachlorbenzol eine Einstufung zwischen RW1 und RW2. Im Köhlbrand wird in einer Probe auch

Konzentrationen an Pentachlorbenzol und an  $\alpha$ -HCH > RW2 festgestellt. Mineralöl und  $\gamma$ -HCH liegen in allen drei Gebieten hingegen in allen Proben unterhalb des unteren Richtwertes. Die Konzentration der Sedimente an DDT und seinen Metaboliten sowie an Hexachlorbenzol überschreitet nach der GÜBAK (2009) in jedem Gebiet zumindest für einige dieser Parameter im Mittel den oberen Richtwert und bedingt damit in allen Fällen eine Einstufung der Sedimente in den Fall 3 (Tabelle A-2 bis Tabelle A-4).

Das Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2008 sieht vor, dass der arithmetische Mittelwert der einzelnen Teilbereiche der chemischen (und ökotoxikologischen) Parameter nicht höher liegen darf als die entsprechenden Mittelwerte aus den Jahren 2005 bis 2007. Zudem darf die TBT-Konzentration einen Wert von 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS nicht überschreiten. In der geänderten Fassung des Einvernehmens aus dem Jahr 2009 wird zusätzlich gefordert, dass die Belastung mit HCB, TBT und Summe DDX die von 2005 bis 2007 ermittelten 90-Perzentil-Werte des jeweiligen Gebietes nicht übersteigen darf (Ziffer 10, Ziffer 11, Kapitel 6).

Die arithmetischen Mittelwerte der einzelnen Teilbereiche der chemischen Parameter lagen nicht signifikant über denen aus dem Zeitraum 2005 bis 2007 (Tabelle A-5). Ein Wert von 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TBT wurde in keiner der Proben ermittelt. Eine Überschreitung der 90. Perzentilwerte aus dem Jahr 2005 bis 2007 wird in keinem der Gebiete festgestellt.

Damit wurde das Einvernehmen für die Verbringung in die Nordsee für das Material aus dem Köhlbrand, der Norderelbe und der Süderelbe hinsichtlich der chemischen Parameter eingehalten.



**Abbildung 4-2** Schadstoffgehalte in 2014 und 2015 im Vergleich zu den mittleren Schadstoffgehalten aus den Jahren 2005 bis 2009

Balken der Jahre 2005-2009 geben Standardabweichung der Mittelwerte, Balken aus 2014 und 2015 Standardabweichung der Einzelwerte an.

Unterschied zwischen dem Zeitraum 2005 bis 2009 (Mittelwerte) und 2014 sowie 2015 (Einzelwerte) für Norderelbe und Süderelbe für die vier Parameter sowie für Köhlbrand für 2014 und 2015 für pp-DDE und PCB Summe 7 signifikant nach U-Test nach Mann-und-Whitney ( $\alpha < 0,05$ ). Unterschied zwischen 2005-2009 und 2015 nicht signifikant für Cadmium und Kupfer im Köhlbrand.

---

## 4.2 Ökotoxikologische Wirkung

---

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 limnische und der marine Algentest, der Leuchtbakterientest und der Daphnientest jeweils am Porenwasser und am Eluat angewendet. Der Leuchtbakterientest im Porenwasser ist für limnische und marine Proben identisch. Die Durchführung des limnischen und des marinen Leuchtbakterientests im Eluat unterscheidet sich nur durch den Zeitpunkt des Aufsalzens (vor oder nach der Elution) und ist damit nahezu identisch. Im vorliegenden Fall wurde die limnische Testvariante durchgeführt. Damit ergeben sich pro Probe 8 Testverfahren.

Der Amphipodentest (Kontakttest mit dem Schlickkrebs *Corophium volutator*) ist für den Bereich der Delegationsstrecke nach Ansicht der BfG als wenig aussagekräftig anzusehen. Hintergrund ist, dass mittels Kernbeprobung gewonnene schlackige Sedimente aus dem Bereich der Delegationsstrecke aufgrund ihres Gehaltes an organischer Substanz und ihres anaeroben Milieus natürlicherweise relativ hohe Ammoniumgehalte aufweisen. Eine Auswertung der umfangreichen Daten aus den seit dem Jahr 2005 durchgeführten Untersuchungen der gebaggerten Sedimente hat bestätigt, dass in der überwiegenden Mehrzahl der Proben die vorhandenen Ammoniumgehalte in einer Höhe liegen, die leicht toxische und toxische Reaktionen im Amphipodentest erwarten lassen. In der AG-Monitoring wurde im April 2015 deshalb beschlossen, dass dieser Test an Hafensedimenten nicht mehr durchgeführt werden muss. Der Amphipodentest, der bis 2014 noch Bestandteil der Testbatterie war, wurde in 2015 daher nicht mehr durchgeführt.

Die ökotoxikologischen Wirkungen der Proben aus den drei Untersuchungsgebieten sind in Tabelle A-6 bis A-8 aufgeführt. Im Köhlbrand werden die Proben der limnischen Testbatterie mehrheitlich in die Toxizitätsklasse II (gering toxisch), in einem Fall auch in die Klasse III (mäßig toxisch) eingestuft. Hierbei ist – wie auch in den vorangegangenen Jahren - der Algentest das empfindlichste Verfahren, das damit auch für die Einstufung in die jeweilige Toxizitätsklasse verantwortlich ist. Die Proben zeigen hier pT-Werte von 0 bis 3 (nicht toxisch bis mäßig toxisch), wobei der Wert von pT2 (gering toxisch) der am häufigsten ermittelte ist. Die Werte des Leuchtbakterientests zeigen hingegen nur pT 0 bis pT 1 (nicht toxisch bis sehr gering toxisch) und die des Daphnientests pT 0 bis pT 2 (nicht bis gering toxisch) an.

Die Proben der Süderelbe werden mittels limnischer Testbatterie etwas höher eingestuft als die des Köhlbrands: Sie werden in die Klassen II und III eingeordnet; in einem Fall wird auch die Klasse IV erreicht (gering toxisch bis toxisch, Unterschied zum Köhlbrand signifikant nach U-Test nach Mann und Whitney). Auch hier ist der limnische Algentest das Empfindlichste der Testverfahren. Die Spanne der Werte im limnischen Algentest reicht dabei von pT0 bis pT4, wobei die Werte pT2

und pT3 am häufigsten ermittelt werden. Die Spanne der Werte im Daphnien- und im Leuchtbakterientest reicht von pT0 bis pT3, wobei im Daphnientest vorwiegend pT1 und im Leuchtbakterientest an der Mehrzahl der Proben pT0 festgestellt werden.

Hingegen zeigt die Norderelbe im Jahr 2015 in der limnischen Testbatterie sehr niedrige Werte (Tabelle A-7). Lediglich in einer Probe wird im limnischen Algentest im Porenwasser ein Wert von pT2 festgestellt. Alle anderen Werte liegen sowohl im limnischen Algentest als auch im Daphnien- und Leuchtbakterientest bei pT0 und pT1. Dies führt zur Einstufung in die Klassen 0 bis II (nicht toxisch bis sehr gering toxisch).

Die Proben im marinen Algentest zeigen in allen drei Gebieten Werte zwischen pT 0 und pT 2 (Tabelle A-6 bis A-8). Im Köhlbrand und in der Norderelbe werden die Proben mittels der marinen Testbatterie mehrheitlich in die Klasse I, in der Süderelbe in die Klasse II eingestuft (Tabelle A-6 bis A-8).

Aufgrund der logarithmischen Natur der Datenerhebung ist nach Ansicht der BfG nicht erlaubt, das arithmetische Mittel von pT-Klassen zu bilden. Zum besseren Vergleich der Daten aus früheren Jahren gemäß dem Einvernehmen (Kapitel 6, Ziffer 10) sind in Tabelle A-9 und Tabelle A-10 dennoch arithmetische Mittelwerte aufgeführt.

Im 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 (Kapitel 6, Ziffer 10). Zudem dürfen sie keine signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Verbringstelle erwarten lassen. Proben der Toxizitätsklasse V und VI dürfen nicht verbracht werden (Kapitel 6, Ziffer 12 und 13).

Eine signifikante Erhöhung der ökotoxikologischen Belastung in den drei Gebieten im Vergleich zum Zeitraum 2005 – 2007 wird weder mit der limnischen noch mit der marinen Testpalette ermittelt. Die jeweiligen Mittelwerte der drei Gebiete Norderelbe, Köhlbrand und Süderelbe sowohl der limnischen als auch der marinen Testbatterie liegen unter den Mittelwerten der Jahre 2005 – 2007 (Tabelle A-9, Tabelle A-10). Werte von pT5 und pT6 wurden in keiner Probe festgestellt.

Die ökotoxikologische Belastung in 2015 in den drei Bereichen der Delegationsstrecke lag damit nicht höher als die entsprechende Belastung im ersten Verbringzeitraum (2005 bis 2009/10). Da in diesem Zeitraum keine signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Verbringstelle ermittelt wurde, ist ebenfalls keine durch die erneute Verbringung zu erwarten.

Die im Einvernehmen geforderten Bedingungen (Kapitel 6, Ziffer 12 und 13) wurden damit eingehalten.

## 5. Monitoring im Verbringungsereich

---

### 5.1 Monitoring im Jahr 2015

---

Im Jahr 2015 wurden zwei Monitoringkampagnen nach dem regulären Monitoringprogramm durchgeführt. Eine Auflistung aller Monitoringuntersuchungen ist im Anhang in Tabelle A 1 angegeben.

Die Untersuchungen zur Sedimenttextur, Sedimentchemie und zur Ökotoxikologie, zum Makrozoobenthos, zur Fischfauna, zur Bioakkumulation an Wellhornschnecken, Pfeffermuscheln und

Klieschen sowie zum Imposex an Wellhornschncken wurden weitergeführt. Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden ebenfalls fortgesetzt (Tabelle A 1).

Die Peilungen, die seit 2005 mindestens ein Mal jährlich im 1-km-Kreis durchgeführt wurden, wurden in 2015 auf den 2-km-Kreis ausgeweitet. Die Baggergutaufgabe hat im Südosten den 1-km-Kreis erreicht. Bei Peilungen in den folgenden Jahren lässt sich dann auch über den 1-km-Kreis hinaus die Differenz zur Peilung 2015 erfassen (s. Kap. 5.2).

Im Jahr 2013 wurde erstmalig eine Altersdatierung an Wellhornschncken durchgeführt. Diese wurde in 2014 fortgesetzt, um die Ergebnisse weiter abzusichern. In 2015 wurde aufgrund einer fehlerhaften Absprache irrtümlich keine Altersdatierung durchgeführt.

In 2012 und 2013 wurden Kastengreifer-Untersuchungen begonnen. Diese sollte dazu dienen, eine genauere Vorstellung von der räumlichen Verteilung des ausgebrachten Baggergutes zu erhalten. Aufgrund einer Beschädigung des Kastengreifers während der Ausfahrt in 2014 musste die Beprobung in 2014 abgebrochen werden. In 2015 wurde das Programm statt mit einem Kastengreifer mit einem Frahmplot fortgesetzt. Es wurden in 2015 sieben Proben im 1-km-Kreis und im 1,5-km-Kreis entnommen. Mit dem seit Sommer 2015 auf dem Markt befindlichen Frahmplot werden, wie auch mit dem Kastengreifer, ungestörte Sedimentkerne entnommen. Mit dem Frahmplot kann dabei eine größere Eindringtiefe als mit dem Kastengreifer erreicht werden.

Im vorliegenden Bericht wird die zeitliche Entwicklung verschiedener Parameter im Gesamtzeitraum der Jahre 2005 bis 2015 betrachtet. Nach einem verbringungsfreien Zeitraum (Frühjahr 2010 bis Sommer 2014) wurde die Baggergutausbringung im Jahr 2014 und 2015 fortgesetzt. Der vorliegende Bericht beleuchtet vor allem die Entwicklung der Verbringestelle nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014. Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass die zweite Beprobungskampagne für Sedimente, Makrozoobenthos und Bioakkumulation in der Pfeffermuschel im September 2015 während der zu diesem Zeitpunkt noch nicht abgeschlossenen Baggergutverbringung stattfand. Der Einfluss der Baggergutverbringung in 2015 kann daher abschließend nur durch die nächste Monitoringkampagne im April 2016 beurteilt werden, die im nächsten Bericht dargestellt wird.

## 5.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments (Peilungen)

In den Jahren 2005 bis 2015 wurden insgesamt 16 Peilungen durchgeführt. Von 2005 bis 2014 erfolgten diese im 1-km-Kreis. Im Mai 2015 wurde die Peilung auf den 2-km-Kreis ausgedehnt, um eine etwaige Ausdehnung der Baggergutaufgabe nach Verbringungen innerhalb des 1-km-Kreises künftig besser abgrenzen zu können. Als Überblick der bisherigen Peilungen ist in Abbildung 5-1 ein West-Ost-Schnitt dargestellt. Eine bathymetrische Darstellung der Aufnahme aus dem Mai 2015 findet sich im Anhang in Abbildung A-1.

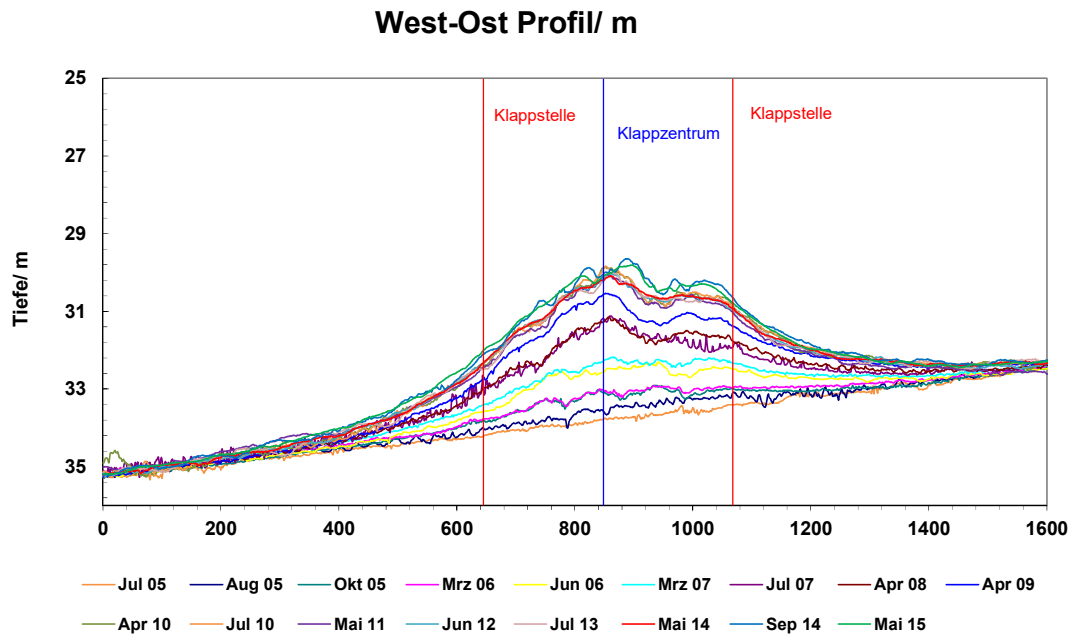
Vor Beginn der Verklappungen war das Gebiet durch eine kontinuierliche Tiefenzunahme von zwei Metern über eine Distanz von 2 km in Ost-West-Richtung charakterisiert, ohne eine weitergehend strukturierte Topographie aufzuweisen. Mit zunehmender Klappmenge bildete sich im Klappzentrum eine Erhöhung, die in 2010 im Maximum knapp unter 4 m lag.

Die Hangneigung der Erhöhung im Klappzentrum liegt bei maximal 0,5 % und ist damit sehr flach. Eine verstärkte Erosion und / oder eine Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit bedingt durch die Aufhöhung ist nach Ansicht der BfG nicht zu erwarten (BfG, 2009).

Die Aufhöhung des Meeresbodens im Jahr 2010 nach Ende der Verbringungen lässt sich in Abbildung 5-2 bis in 450 bis 550 m Entfernung vom Klappzentrum gut erkennen. Zwischen Frühjahr 2010 und Sommer 2014 fanden keine weiteren Verbringungen statt. Die Höhenlinien zwischen Juli 2011 und Mai 2014 im West-Ost-Schnitt zeigen insbesondere im zentralen Bereich des Klappzentrums

insgesamt eine gewisse Abnahme (Abbildung 5-1), die noch im Rahmen der Peilgenauigkeit liegt. Die Form der Auflage hat sich dabei jedoch nicht wesentlich verändert. Im Sommer 2014 fand erneut ein Auftrag von Baggergut statt. Dies zeigt sich im September 2014 und im Mai 2015 durch einen insbesondere im zentralen Bereich der Klappstelle zu erkennenden Auftrag (Abbildung 5-1). Die maximale Aufhöhung zu diesen Terminen liegt bei ca. 4,1 m.

Am Außenrand der Verbringstelle mit dem Radius von 1-km liegen die Höhenveränderungen bis 2015 im Rahmen der Peilgenauigkeit, die in diesem Gewässerbereich aufgrund eines fehlenden festen Bezugspunkts in etwa 0,3 m beträgt.



**Abbildung 5-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2015 (Darstellung stark überhöht)**

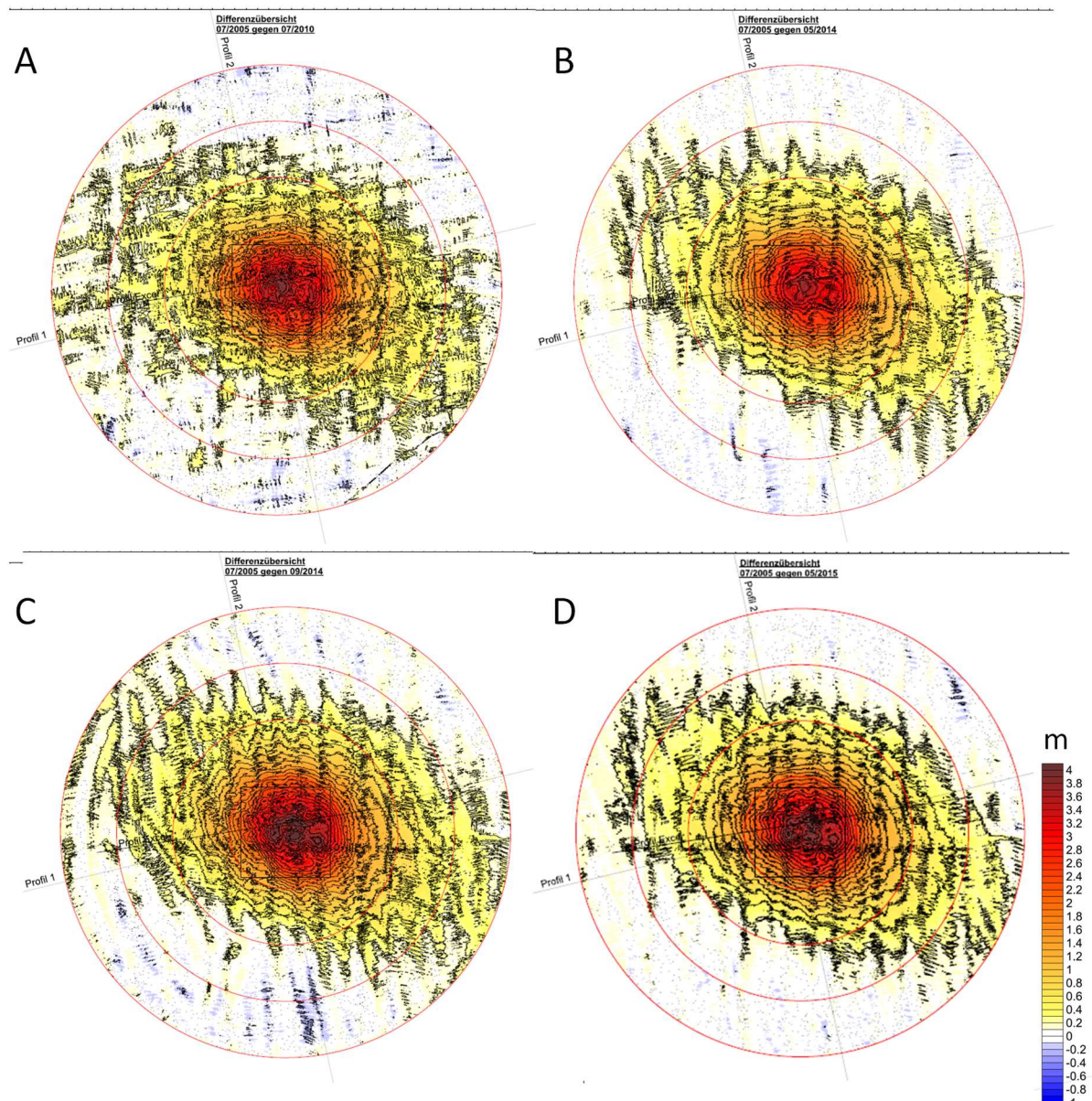
Seit 2013 wird die Berechnungsweise der Differenzenplots in einer modifizierten Form angewandt, in dem nun der nördliche und der südliche Bereich innerhalb des 1-km-Kreises statt des 1-km-Umrings als Bezugsfläche verwendet werden. Sowohl Textur- als auch Schadstoffdaten weisen darauf hin, dass in diesen Bereichen kein Auftrag von Baggergut stattgefunden hat, so dass diese Vorgehensweise etwas genauer erscheint (E3-Jahresberichte der HPA, 2013).

In Abbildung 5-2 A ist der Differenzenplot der Peilung aus dem Jahr 2010 gegenüber der aus 2005 für den gesamten 1-km-Kreis dargestellt. Das Auftragsvolumen innerhalb des 1-km-Kreises für den Zeitraum 2005 bis 2010 beträgt 1,2 Mio m<sup>3</sup> (neue Bezugsbasis, nach alter Rechnung 1,4 Mio m<sup>3</sup>; s. E3-Jahresberichte der HPA, 2010-2012). Die Aufhöhung lag 2010 im Maximum knapp unter 4 m. Sie ist in West-Nordwest-Ost-Südost-Richtung orientiert und reicht im Südosten bis zum Rand des 1-km-Kreises.

Zwischen 2010 und Mai 2014 hat sich die Form der Baggergutaufgabe nicht wesentlich geändert (s. Abbildung 5-2 B). Betrachtet über die einzelnen Jahre des verbringungsfreien Zeitraums wird im ersten Jahr nach Ende der Verbringung eine Abnahme (-145.000 m<sup>3</sup> für 2010-2011), im zweiten eine Zunahme (+101.000 m<sup>3</sup> für 2011-2012) und im dritten und vierten Jahr kaum eine Verände-

rung (+13.000 m<sup>3</sup> für 2012-2013, +9.000 m<sup>3</sup> für 2013 - Mai 2014) des Volumens der Baggergutauf-  
 lage festgestellt. Insgesamt wird zum Ende des verbringungs-freien Zeitraums in 2014 noch ein  
 Auftragsvolumen von 1,18 Mio m<sup>3</sup> berechnet. Dieses liegt nur 23.000 m<sup>3</sup> unterhalb des Auftrags-  
 volumens zum Ende des ersten Verbringungszeitraums aus 2010 (1,2 Mio m<sup>3</sup>, s. oben).

Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 wurde im September eine  
 Nachpeilung durchgeführt. Diese ergab ein Auftragsvolumen von 184.000 m<sup>3</sup> im Sommer 2014  
 (Abbildung 5-2). Zwischen September 2014 und Mai 2015 fand keine weitere Baggergutverbring-  
 ung statt. Die Differenz der Peildaten zwischen September 2014 und Mai 2015 zeigt rechnerisch  
 eine Abnahme von knapp 39.000 m<sup>3</sup>. Das gesamte berechnete Auftragsvolumen innerhalb des 1-  
 km-Kreises für den Zeitraum 2005 bis September 2014 beträgt damit 1,36 Mio m<sup>3</sup> und bis Mai  
 2015 noch 1,32 Mio m<sup>3</sup>.



**Abbildung 5-2** Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – Mai 2010 (A), 2005 – Mai 2014 (B), 2005 – September 2014 (C) und 2005 – Mai 2015 (D)



Eine Abnahme von 145.000 m<sup>3</sup> (Peilung 2010-2011) entspricht einer durchschnittlichen Höhenabnahme des gesamten Aufhöhungsbereichs von weniger als 5 cm und liegt damit innerhalb der Peilgenauigkeit. Dennoch ist nicht auszuschließen, dass vor allem durch Vorgänge der Konsolidierung und unter Umständen auch kleinräumige Erosion in Teilbereichen auch eine reale Volumenabnahme stattgefunden haben kann resp. dass durch Neusedimentation seit 2011 in Teilbereichen auch Aufträge erfolgt sein können. Eine großflächige Erosion ist nicht anzunehmen, u.a. da sich die Form der Auflage kaum verändert hat. Auch ein berechnetes Auftragsvolumen von 184.000 m<sup>3</sup> (Peilung Mai 2014 – September 2014) entspricht lediglich einer durchschnittlichen Höhenzunahme des gesamten Aufhöhungsbereichs von 6 cm und liegt ebenfalls im Rahmen der Peilgenauigkeit. Eine Abnahme von 39.000 m<sup>3</sup>, die sich als rechnerische Differenz aus den Peilungen zwischen September 2014 und Mai 2015 ergibt, entspricht einer durchschnittlichen Höhenabnahme von nur 12 mm im Aufhöhungsbereich und ist daher erst recht nicht genau genug, um auf Vorgänge der Konsolidierung und / oder Erosion schließen zu können. 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 ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet und präzise quantitative Volumenangaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

### 5.3 Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010, 2014 und 2015)

Um zu einer ungefähren Einschätzung des Ausmaßes von Verdriftungen während der Verbringungen zu gelangen, werden verschiedene Untersuchungen herangezogen. Hierzu gehören:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2015, Abschn. 5.2)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2015, Abschn. 5.4.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2015, Abschn. 5.8)
- ADCP-Untersuchungen zur Verfolgung der Schwebstoffwolke während der Verklappung (2005)
- Mathematische Simulationen der Verdriftung (2005 und 2006)

Aufgrund der Peilgenauigkeit von 30 cm ist eine Volumenermittlung des im 1-km-Kreis abgelagerten Materials nicht sehr präzise (Abschn. 5.2). Wie im E3-Jahresbericht der HPA aus 2011 dargestellt, lässt sich der verdriftete Anteil der einzelnen Kornfraktionen durch eine Kombination von Peil- und Texturdaten dennoch ungefähr abschätzen. Zunächst wurde hierzu die Volumendifferenz im 1-km-Kreis zwischen 2005, vor Beginn der Verbringungen, und 2011, nach Ende der ersten Verbringungsphase, ermittelt. Anschließend wurde die Volumendifferenz der Peilung im Mai 2014 und September 2014 errechnet, die eine Näherung des zusätzlichen Volumenauftrags der Verbringung in 2014 darstellt. Um ebenfalls einen Näherungswert für den Volumenauftrag durch die Baggergutverbringung in 2015 zu erhalten, werden hier bereits die Daten der Peilung im Mai 2016 herangezogen, über die im nächsten Jahresbericht eingehender berichtet wird.

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 Westen bis an den 1-km-Kreis heran und ragt im Osten bis in den 1,5-km-Kreis hinein (Abbildung 5-4 für die Textur). Ihr Gesamtvolumen betrug in 2011 ungefähr 1,2 Mio m<sup>3</sup> und im September 2014 dann ungefähr 1,4 Mio m<sup>3</sup> (Abschn. 5.2). Als Differenz zwischen den Daten aus 2005 und Mai 2016 ergibt sich ein Volumen von 1,8 Mio m<sup>3</sup>.

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 sowohl von den insgesamt von 2005 bis 2010 als auch in 2014 und 2015 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes (< 20 µm und 20 bis 63 µm) insgesamt jeweils zwischen 30 und 40 % noch im Bereich der Verbringstelle wiedergefunden. Damit ist von einer Verdriftung von 60 bis 70 % dieser Fraktionen über den 1-km-Kreis hinaus auszugehen. Für die Fraktion des feinen Feinsandes (63 bis 100 µm) 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 hingegen nach bisherigen Kenntnissen vollständig auf der Klappstelle. Insgesamt ist damit von einem Verbleib von ungefähr zwei Drittel des gesamten Materials im 1-km-Kreis auszugehen. Diese Rechnungen sind aufgrund der Unsicherheiten unter anderem bei Peilgenauigkeit und den Annahmen für 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 (Abschn. 5.4.1 und Abschn. 5.8), lassen Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zu. Diese Daten zeigen außerhalb der direkten Verbringstelle von einem Umkreis von 1 bis maximal 1,5 km seit 2005 bis 2015 keine Erhöhung der chemischen Belastung an (Abschn. 5.4.1). Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien in der Umgebung des 1-km-Kreises zwar nicht aus, zeigt jedoch, dass es sich hierbei nicht um quantitativ nennenswerte Mengen handeln kann. Die niedersächsischem und schleswig-holsteinischem Wattmessstellen, die seit 2007 beprobt werden, zeigen ebenfalls keine Auswirkungen der Baggergutverklappungen bei Tonne E3 an (Abschn. 5.8).

Zur direkten Ermittlung der Verdriftung während einer Verklappung wurden einmalig (Herbst 2005) aufwändige ADCP-Messungen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt (ausführliche Darstellung s. E3-Jahresbericht der HPA, 2005). Diese Messungen wurden in Abstimmung mit der BfG und dem MELUR nicht wiederholt, da sie repräsentativ für die Verbringungskampagnen sind und kein neuer Erkenntnisgewinn von einer Wiederholungsuntersuchung zu erwarten ist.

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 als Dichteströmung weiter seitlich ausbreitet (Abbildung A 2). Die Trübungsfahnen konnten über 4 bis 5 Stunden und bis zu maximal 8 km verfolgt werden (Abbildung A 3). In weiterer Entfernung sind eventuelle verklappungsbedingte Schwebstoffe vor dem Hintergrund der natürlichen Schwebstoffgehalte in der Wasserphase nicht mehr nachweisbar. 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 mathematische Simulationen der Sedimentausbreitung durchgeführt (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2006). Hierzu wurde ein hochauflösendes dreidimensionales Rechenmodell der Nordsee eingesetzt, in dem sowohl der Einfluss des Salzgehaltes als auch meteorologische Einflüsse berücksichtigt sind. Diese Simulation zeigt nur für sehr geringe Schwebstoffgehalte kleiner als 0,01 mg/l zwar eine weiträumige Ausdehnung in die Deutsche Bucht (zum Vergleich: Die natürliche Schwebstoffkonzentration liegt in diesem Bereich bei 10 bis 25 mg/l). Derart geringe Konzentrationen sind jedoch messtechnisch nicht mehr zu erfassen.

sen. Auch während der Verklappungen erreicht die Schwebstoffkonzentration aus der Baggergutverbringung im Modell nur lokal begrenzt und kurzzeitig Werte über 1 mg/l, liegt auch hier also weit unter den natürlichen Schwebstofffrachten.

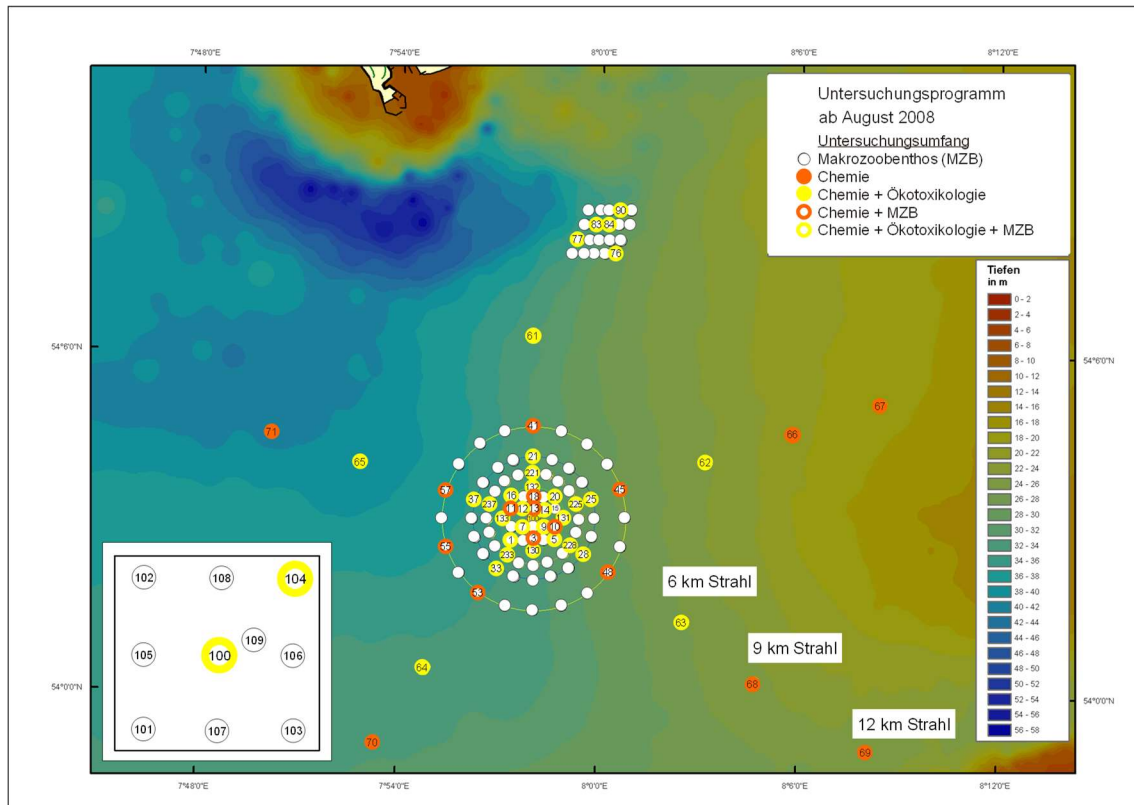
Neben der Verdriftung von verklappten Sedimenten wurde mit dem mathematischen Modell über eine Verbringsaison untersucht, in welchen Bereichen es zu einer Deposition der Sedimente kommt. Die Modellanalyse zeigte, dass eine Ablagerung weitestgehend im nahen Umfeld der Verbringstelle stattfindet. In der weiteren Umgebung verteilen sich die Sedimente nur in extrem geringen Schichtdicken von <1 mm auf einer Fläche von ca. 45 km<sup>2</sup> um die Verbringstelle herum. Dieser Anteil liegt weit unterhalb der messtechnisch erfassbaren Größenordnungen. 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.

Zusammenfassend ergibt sich aufgrund von Untersuchungen und Modellierungen folgendes Bild: Das Material sinkt innerhalb kurzer Zeit zu Boden und breitet sich dort allenfalls als räumlich begrenzte bodennahe Dichteströmung seitlich aus. Ungefähr zwei Drittel des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2010 sowie in 2014 und 2015 eingebrachten Materials kommen im Bereich des 1-km-Kreises zur Ablagerung. Die Untersuchungen im verbringungsfreien Zeitraum (Frühjahr 2010 bis Sommer 2014) haben gezeigt, dass dies 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 8 km als Konzentrationen nicht mehr zu erfassen. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung außerhalb des direkten Verbringbereichs werden bis 2015 einschließlich 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.

Der Beweissicherung dienen im Rahmen des Monitorings die eingangs genannten Verfahren (regelmäßige Peilungen sowie Messungen der Sedimentchemie und Sedimenttextur).

#### 5.4 Beprobung der Sedimente

Um die Auswirkungen auf die Sedimente im Verbringungsgebiet zu erfassen, wurde von der BfG zu Beginn des Monitorings im Jahr 2005 ein Probenahmeraster entworfen (Abbildung 5-3). Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in die 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. Im April 2008 wurden in Abstimmung mit der BfG im 1-km-Ring zusätzliche acht Proben für chemische Untersuchungen entnommen, um die räumliche Ausdehnung der mit Baggergut beaufschlagten Fläche besser einschätzen zu können. Die Lage dieser Sonderstationen wurde bei der Beprobung im August 2008 noch einmal verändert, da die im April ausgewählten Stationen noch zu dicht am Zentrum des 1-km-Ringes lagen. Zudem wurden die Beprobungsstationen im August 2008 um einen Ring aus 20 Probenpunkten in 1,5 km Entfernung vom Klappzentrum erweitert (Abbildung 5-3).



**Abbildung 5-3 Lageplan der Verbringstelle, des Außengebietes und des Referenzgebietes (Karte der BfG, verändert, Maßstab 1:125000)**

Die erste Probenahme erfolgte vor Beginn der Arbeiten Ende Juli 2005 und stellt die Nullbeprobung dar. Ab der zweiten Beprobung, die im Oktober 2005 im Anschluss an die erste Verbringkampagne stattfand, wurden zusätzlich zehn Proben im 400\*400 m Feld im Zentrum der Verbringstelle genommen (Abbildung 5-3). Dieses Gebiet wird im Folgenden als „Klappzentrum“ bezeichnet. 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.

Im Jahr 2015 wurden zwei Monitoringkampagnen durchgeführt. Die erste fand im Mai vor der Verbringkampagne, die zweite im September noch während der laufenden Baggergutverbringung statt. Zu beiden Beprobungen wurden in einem abgestuften Untersuchungsprogramm an 110 Proben Benthosuntersuchungen, an 52 Proben chemische und an 34 Proben ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 5-1). Die Anzahl der auf Schadstoffe, ökotoxikologische Wirkungen und Besiedlung des Makrozoobenthos untersuchten Proben entspricht damit der aus dem maßnahmenbegleitenden Monitoring der Vorjahre.

Proben zur Texturanalyse wurden in 2015 zu beiden Terminen an jeweils 96 Stationen durchgeführt. Dieser Umfang umfasste alle Stationen, an denen Schadstoffanalysen durchgeführt wurden, sowie alle Proben bis zum 2-km-Umring. Im Unterschied zum bisherigen Monitoringprogramm, in dem alle Proben nur bis zum 1,5-km-Umring untersucht wurden, wurde damit der Umfang bis zum 2-km-Kreis erweitert. Dies wurde als notwendig und angemessen angesehen, um die Ausbreitung der Baggergutaufgabe sicher eingrenzen zu können.

Die Sedimentproben wurden mit einem Van-Veen-Greifer mit Klappen entnommen und auf einen Parameterumfang gemäß den Anforderungen der GÜBAK (2009) untersucht. Die Daten dieser Erhebungen werden sowohl im räumlichen als auch im zeitlichen Vergleich ausgewertet.

**Tabelle 5-1 Anzahl der pro Termin (Mai 2015 und September 2015) beprobten Stationen**

Ort	Bereich	Textur	Schadstoffe	Bioteste	Benthos
Klappzentrum	400x400	10	2	2	10
Verbringstelle	1-km	24	18	12	20
Nahfeld	1,5-km	20	5	5	20
	2-km	20	5	5	20
	3-km	6	6		20
Fernfeld	6-km	5	5	5	
	9-/12-km	6	6		
Referenz		5	5	5	20
<b>Summe</b>		<b>96</b>	<b>52</b>	<b>34</b>	<b>110</b>

#### 5.4.1 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

##### Körnung

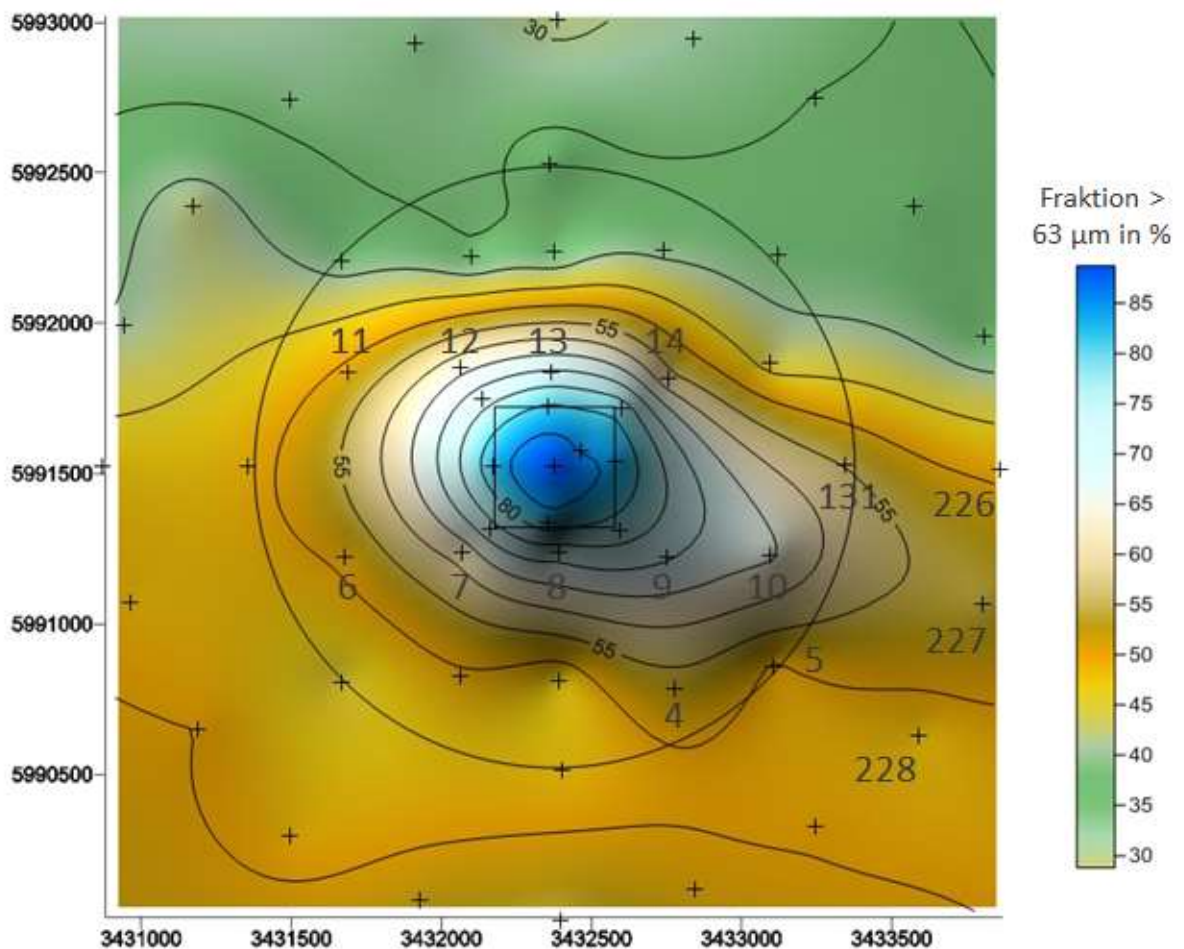
Die Textur im Bereich der Tonne E3 war vor Beginn der Baggergutverbringung im Oktober 2005 durch Schluff im Nordosten und einen zunehmenden Sandanteil nach Südwesten hin charakterisiert. Durch die Verbringungen hat sich, wie auch in den vorangegangenen Jahresberichten dargestellt, eine West-Nordwest-Ost-Südost orientierte, sandige Auflage gebildet, deren Lage sowohl mittels Peilungen (s. Abschn. 5.2) als auch über Texturanalysen festgestellt werden kann.

Die Texturanalysen zeigen eine Ausdehnung dieser Sandauflage bis zum Rand des 1-km-Kreises. Im Südosten ist sie weiter ausgedehnt und reicht auch bis zum 1,5-km-Kreis (Abbildung 5-4). Zwischen März 2010 und Juli 2014, 4,5 Jahre nach dem vorläufigen Ende der Verklappungen, hat sich die Form der Baggergutaufgabe dabei nicht wesentlich verändert (E3-Jahresbericht der HPA, 2011-2014).

Dominierende Fraktion innerhalb der Sandauflage ist der gröbere Feinsand (Korngröße 100-200 µm), während die feineren Fraktionen (< 63 µm) geringer konzentriert sind. Der durch die Verklappungen ausgebrachte Mittelsand (Korngröße 200-630 µm) hat sich nahezu vollständig im Klappzentrum sowie im Bereich der an das Klappzentrum angrenzenden Stationen des 1-km-Kreises (Station 7, 8, 9, 10, 12, 13; Abbildung 5-4) abgelagert, ist aber auch hier in geringeren Anteilen vorhanden als der gröbere Feinsand. Die Verteilung der Sand- und Feinfraktionen ist auf die Kornsortierung zurückzuführen, die aufgrund der unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeiten der verschiedenen Bestandteile des eingebrachten Materials auftritt.

In den 4,5 Jahren nach Ende der Baggergutverbringung bis zum Juli 2014 wurde auf dem direkten Klappzentrum (Station 100 – 109, Abbildung 5-3) eine signifikante Zunahme der Feinfraktion < 63 µm von 8,5 auf 26 % registriert (Abbildung 5-5), die im ersten Jahr nach dem Ende der Verklappungen am höchsten war. Der Wert von 8,5 % vom März 2010 stellt dabei den niedrigsten Anteil

an Feinfraktion dar, der über den Gesamtzeitraum der Baggergutverbringungen zwischen 2005 und 2010 ermittelt wurde. Als Ursache für die Zunahme der Feinfraktion kommen bioturbate Durchmischungsvorgänge in Frage, mittels derer Feinmaterial aus tieferen Schichten an die Oberfläche transportiert oder alternativ feines marines Material aus der Umgebung in das Sediment eingearbeitet worden sein kann (E3-Jahresbericht der HPA, 2013).



**Abbildung 5-4** Verteilung der Sandfraktion (Fraktion > 63 µm) im Bereich der Verbringstelle in Prozent (Wert pro Station = Mittelwert aus 13 Kampagnen von Sommer 2008 bis September 2015)

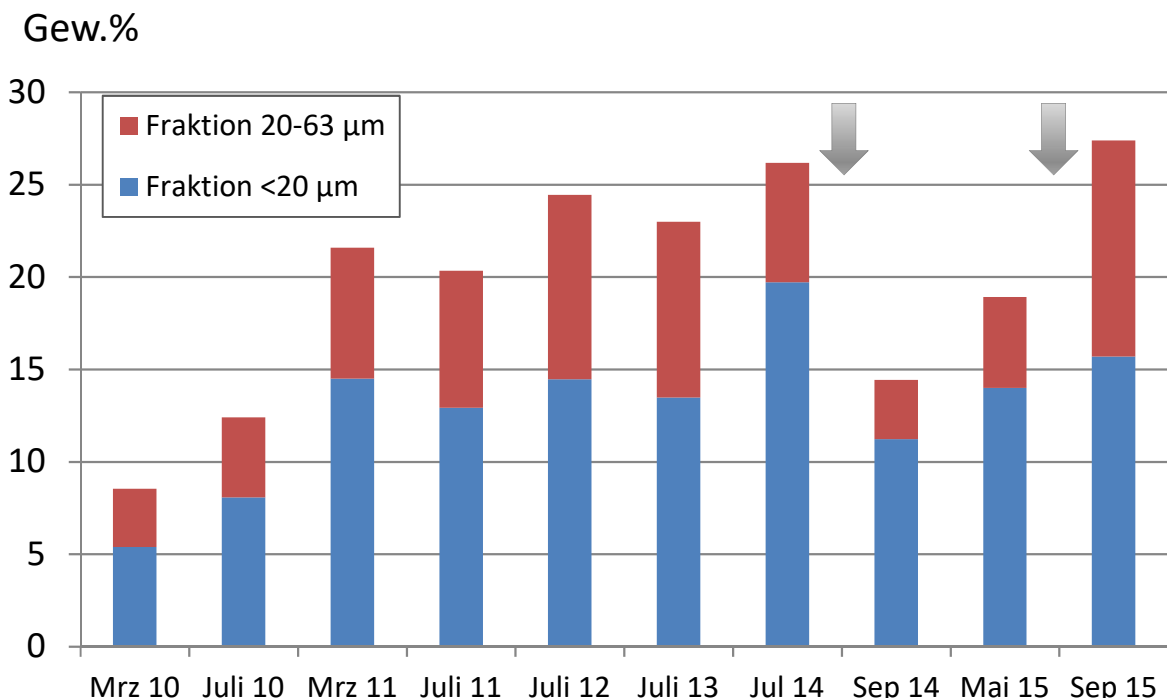
Im September 2014, nach der Wiederaufnahme der Verklappungen, nahm der Feinkornanteil des anstehenden Sediments auf der Klappstelle von im Mittel 26 auf 14 % ab, während der Anteil an Feinsand zunahm (Abbildung 5-5). Aufgrund der Entmischungsvorgänge beim Verklappungsvorgang entspricht eine Vergrößerung des Sediments nach der Wiederaufnahme dabei prinzipiell auch den Erwartungen. Entscheidend für die anstehende Textur an der Verbringstelle ist dabei aber auch die Körnung des zuletzt ausgebrachten Sediments.

Im September 2015 fand die Sedimentbeprobung während der laufenden Verbringvorgänge statt. Hierbei zeigte sich auf der Klappstelle ein im Vergleich zum September 2014 und Mai 2015 deutlich erhöhter Anteil an Grobschluff von im Mittel 12 % (Abbildung 5-5). Dies kann daran liegen, dass die im September 2015 direkt vor der Beprobung verbrachte Baggergutmenge höhere Anteile an Grobschluff aufwies. Anhand der Lage der Baggerfelder im Hafen lässt sich die Zunahme des Grob-

schluffanteils gegenüber den Vorjahren nicht erklären. Das entsprechende Sediment kam abwechselnd aus den Bereichen Norderelbe und Süderelbe, die darüber hinaus ähnliche Grobschluffanteile aufwiesen, so dass dies unwahrscheinlich erscheint. Möglicherweise führten ruhige Wetterbedingungen in Verbindung mit der Kornzusammensetzung des Baggergutes zu dem erhöhten Anteil an Grobschluff an der Einbringstelle. Im gewichteten Mittel der drei Baggerbereiche unterschied sich die Textur des in 2014 und 2015 verbrachten Sediments ebenfalls nur unwesentlich (Anteil der Fraktion < 63 µm mit 56 Gew.-% in 2014 und 58 Gew.-% in 2015).

Im Unterschied zum Klappzentrum wurden auf den Stationen im 1-km-Kreis in 2015 zu beiden Terminen keine deutlichen Veränderungen der Textur im Vergleich zum September 2014 ermittelt. So lag der Anteil an Feinfraktion < 63 µm im September 2014 im Mittel bei 50 % und der Anteil an Feinsand bei 46 %, während im September 2015 die entsprechenden Mittelwerte 54 % für die Fraktion < 63 µm und 43 % für die Fraktion des Feinsandes betragen.

Im 1,5-km-Kreis wurden an der Station 227 (Abbildung 5-4) in 2015 – wie auch in den vorangegangenen Jahren - weiterhin etwas höhere Anteile an groben Feinsand im Vergleich zur Umgebung ermittelt (Anteil an groben Feinsand von 16 und 20 % im Vergleich zu 11 % in der Umgebung). Im Mai 2015 wurde dies auch für die Station 226 und im September 2015 für die Station 228 festgestellt, die beide der Station 227 direkt benachbart liegen. Beide wiesen zu den genannten Terminen jeweils einen Anteil der Fraktion 100-200 µm von 19 % auf. Bereits die chemischen Daten und die Kastengreifer-Untersuchungen der Jahre 2012 und 2013 hatten gezeigt, dass die Baggergutaufgabe im Südosten im Bereich der Station 227 den 1,5-km-Kreis erreicht hatte. Die chemischen Untersuchungen sowie die Frahmplotproben aus 2015 werden in diesem Abschnitt im Folgenden behandelt. Die Ergebnisse der Frahmplotproben bestätigen die Ausbreitung einer Baggergutaufgabe im Südosten des 1,5-km-Kreises.



**Abbildung 5-5** Entwicklung der Feinfraktion < 63 µm auf dem Klappzentrum nach vorläufigem Ende der Baggergutverbringung im Februar 2010 bis zum September 2015 (erneute Baggergutverbringung 2014 und 2015 s. Pfeil)

Im September 2014 wurde an Station 27-2 und 26-2 ein im Vergleich zu den übrigen Stationen des 2-km-Kreises leicht erhöhter Anteil an größerem Feinsand von 14 % im Vergleich zu 9 % festgestellt. Dies wurde als ein möglicher Einfluss der Verklappung interpretiert (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). In 2015 wird an der Station 27-2 erneut ein höherer Anteil an Feinsand von im Mittel 17 zu 9 % in der Umgebung festgestellt, während die Werte an der Station 26-2 in 2015 zu beiden Terminen unauffällig waren. Das Ergebnis könnte anzeigen, dass die Baggergutaufgabe an der Station 27-2 im Südosten auch den 2-km-Kreis knapp erreicht hat. Die Schadstoffdaten an den Stationen des 2-km-Kreises zeigen in 2015 hingegen keine Erhöhung im Vergleich zum Hintergrund an (siehe unten).

Darüber hinaus wird im September 2015 an einer Station im Süden des 1,5-km-Kreises (231) ein auffällig hoher Anteil an größerem Feinsand und Mittelsand von zusammen 45 % sowie ein sehr geringer Anteil an Feinfraktion < 20 µm von < 10 % festgestellt. In den vergangenen Jahren wurden an dieser Station keine hohen Gehalte größerer Fraktionen festgestellt, so dass zu vermuten ist, dass es sich hier um ein einmaliges Ereignis handelt. Eine Ursache ist hierfür nicht bekannt. Da die nördlich der Station 231 im 1-km-Kreis gelegene Station 130 weder in den Textur- noch in den Schadstoffdaten eine Ausbreitung der Baggergutaufgabe bis zum Rand des 1-km-Kreises anzeigt, ist ein Zusammenhang zur Baggergutverbringung hier nicht ersichtlich (an der Station 231 selbst werden keine Schadstoffdaten erhoben (s. unten)).

An den übrigen Stationen im 1,5-km-Kreis und im 2-km-Kreis sowie in den anderen Gebieten werden in 2015 keine Veränderung der Textur im Vergleich zu 2014 festgestellt.

#### **Schadstoffbelastung der Sedimente**

Neben den von der GÜBAK (2009) geforderten chemischen Parametern wurden in 2015 - 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 Bestimmung der Schwermetall-Gesamtgehalte erfolgte - ebenfalls in Ergänzung zur GÜBAK (2009) - an allen Proben.

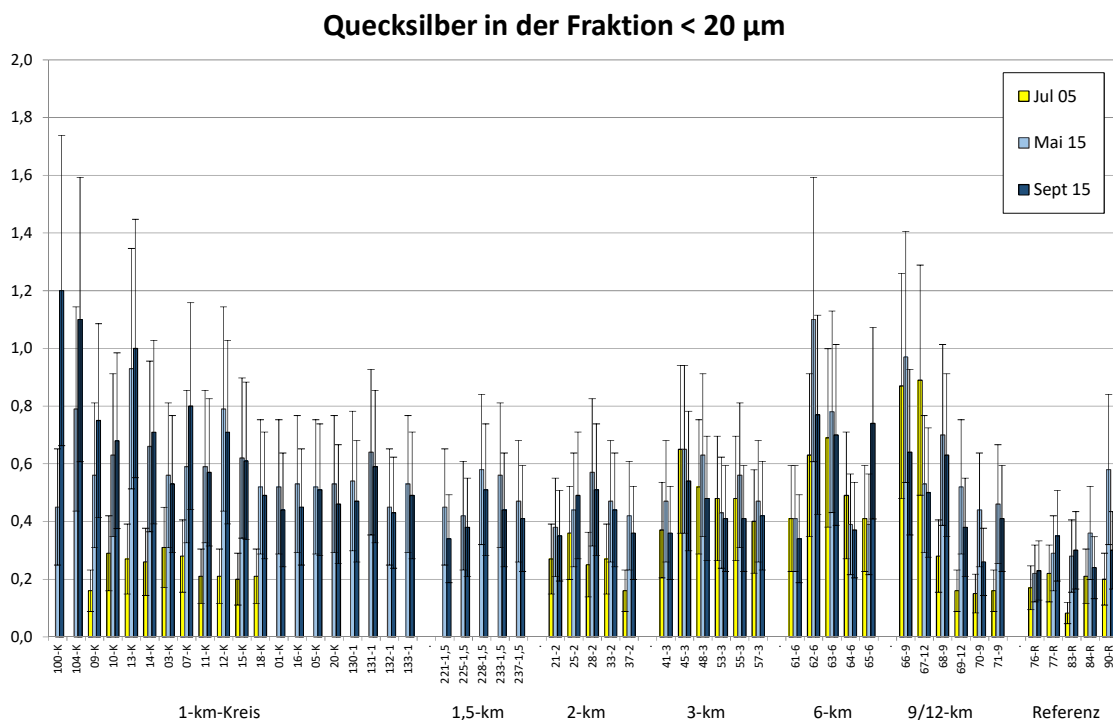
Bei dem Vergleich von chemischen Analyseergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der chemischen Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung miteinander vergleichen zu können, werden nach den Regeln der GÜBAK (2009) die Schwermetalle in der Fraktion < 20 µm gemessen. Die organischen Verbindungen werden aus methodischen Gründen in der Gesamtfraktion ermittelt und anschließend auf die Fraktion < 63 µm normiert.

Neben dem Korngrößeneffekt erschweren die natürliche räumliche und zeitliche Varianz sowie unvermeidliche methodisch bedingte Unsicherheiten von Messwerten den direkten Vergleich der Gehalte chemischer Stoffe in der Umwelt. Die Standardabweichung (Variationskoeffizient) wurde nach einem in HLUG (2002) angegebenen Verfahren aus verdeckten Doppelbestimmungen der Kampagnen 2005 bis 2015 errechnet (Tabelle A-14). 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. Die Messunsicherheit der Körnungsanalyse, die bei der Verwendung von normierten Werten von Bedeutung ist, bleibt bei diesem Berechnungsverfahren unberücksichtigt. Nach dieser Berechnung zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten um die 10 %. Die Werte für Cadmium und Quecksilber liegen bei 14 resp. 22 %. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen Messunsicherheiten von 15 bis 25 %, während die Werte für Hexachlorbenzol und pp-DDT noch darüberliegen (Tabelle A-14). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.



In den Jahresberichten 2011 bis 2013 wurde festgestellt, dass es nach dem vorläufigen Ende der Verbringungen im Frühjahr 2010 bei einigen Parametern auf der Verbringstelle zu einer Abnahme der Gehalte gekommen war (E3-Jahresberichte der HPA, 2011 bis 2013). Die Kastengreiferproben 2012 und 2013 wiesen zudem darauf hin, dass diese Abnahme in den obersten Zentimetern der Sedimentschicht besonders deutlich ausgeprägt war. Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 wurde bei der Beprobung im September 2014 erwartungsgemäß für die Mehrzahl der Schadstoffe eine Erhöhung der Gehalte in den Greiferproben ermittelt. Diese Gehalte lagen in der Spanne derer aus dem ersten Verbringungszeitraum (E3-Jahresbericht der HPA, 2014).

Die Auswertung der Schadstoffgehalte in den Sedimenten erfolgt im Folgenden dreistufig: Im ersten Schritt wird geprüft, ob sich die Gehalte auf der Verbringstelle zu den beiden Beprobungsterminen in 2015 von den Hintergrundwerten aus 2005 unterscheiden. In einem zweiten Schritt wird die zeitliche Entwicklung der einzelnen Schadstoffe seit 2005 bis 2015 kurz zusammengefasst. Hierbei wird besonders auf den Einfluss der im Sommer 2014 wieder aufgenommenen Verbringung eingegangen. Anschließend sind die Ergebnisse der Frahmotbeprobungen dargestellt. Die Untersuchungen mittels Frahmot wurden durchgeführt, um nach Möglichkeit einen Aufschluss über die Ausbreitung des Materials in der Fläche und den Verlauf der Schadstoffgehalte im Tiefenprofil zu erhalten.



**Abbildung 5-6** Quecksilbergehalt in der Fraktion < 20 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und 2015 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an. Die zwei Säulen am linken Rand stellen Proben aus dem Klappzentrum dar (100-K, 104-K)

#### Schadstoffbelastung im Jahr 2015 im Vergleich zu den Hintergrundwerten aus 2005

Durch einen Vergleich der Untersuchungsergebnisse der beiden Probenahmekampagnen in 2015 mit den Daten aus 2005 wurde zunächst anhand von Graphiken abgeschätzt, ob es an einzelnen

Punkten Veränderungen gegenüber dem Ausgangszustand gegeben hat. Ein Unterschied der Parameterkonzentration ist wahrscheinlich, wenn sich die Messunsicherheiten der Messwerte nicht überlappen (s. oben: Verfahren nach HLUG, 2002;  $p < 0,05$ ). Hierdurch werden naturgemäß nur Stationen verglichen, die in 2005 bereits Teil des Untersuchungsprogramms waren.

**Tabelle 5-2 Baggergutbedingte Erhöhung der Schadstoffgehalten im Bereich der Verbringstelle im Vergleich zu den Hintergrundwerten (Vergleich der Beprobungen 2015 mit der Nullbeprobung 2005 und statistischer Vergleich der Beprobungen im Einbringbereich 2014 mit den anderen Teilgebieten)**

<p><b>Mai 2015</b> <b>Gehalte höher als Hintergrund</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Cadmium in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}^*</math></li> <li>– Kupfer in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}^{\text{ns}}</math></li> <li>– Quecksilber in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}^{\text{ns}}</math></li> <li>– Zink in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}^{**}</math></li> <li>– TBT<sup>**</sup></li> </ul> <p><b>Normiert auf Fraktion &lt;63 <math>\mu\text{m}</math>:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Hexachlorbenzol<sup>**</sup></li> <li>– Pentachlorbenzol<sup>**</sup></li> <li>– <math>\alpha</math>- und <math>\beta</math>-HCH<sup>**</sup></li> <li>– <math>\gamma</math>-HCH<sup>**</sup></li> <li>– DDT und Metabolite<sup>**</sup></li> <li>– PCB Summe 7<sup>*</sup></li> <li>– PAK Summe 16<sup>**</sup></li> </ul>	<p><b>Mai 2015</b> <b>Gehalte nicht höher als Hintergrund</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Arsen in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Nickel in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Chrom in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Blei in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Dioxine/Furane</li> <li>– Kohlenwasserstoffe</li> <li>– Gesamtgehalte Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Zink</li> </ul>
<p><b>September 2015</b> <b>Gehalte höher als Hintergrund</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Cadmium in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}^{**}</math></li> <li>– Kupfer in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}^{**}</math></li> <li>– Quecksilber in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}^{**}</math></li> <li>– Zink in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}^{**}</math></li> <li>– TBT<sup>***</sup></li> </ul> <p><b>Normiert auf Fraktion &lt;63 <math>\mu\text{m}</math>:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Hexachlorbenzol<sup>**</sup></li> <li>– Pentachlorbenzol<sup>**</sup></li> <li>– <math>\alpha</math>- und <math>\beta</math>-HCH<sup>**</sup></li> <li>– DDT und Metabolite<sup>**</sup></li> <li>– PCB Summe 7<sup>**</sup></li> <li>– PAK Summe 16<sup>**</sup></li> </ul>	<p><b>September 2015</b> <b>Gehalte nicht höher als Hintergrund</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Arsen in Fraktion &lt; 20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Nickel in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Chrom in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– Blei in Fraktion &lt;20 <math>\mu\text{m}</math></li> <li>– <math>\gamma</math>-HCH</li> <li>– Dioxine/Furane</li> <li>– Kohlenwasserstoffe</li> <li>– Gesamtgehalte Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Zink</li> </ul>

*ns nicht signifikant nach Varianzanalyse*

\* Bereich 1-km-Mitte und 1-km-Außen signifikant höher als Referenzgebiet,  $\alpha < 0,05$  (s. Text)

\*\* Bereich 1-km-Mitte signifikant höher als andere Teilgebiete inklusive Referenzgebiet,  $\alpha < 0,05$  (s. Text)

\*\*\* Bereich 1-km-Mitte und 1-km-Außen signifikant höher als andere Teilgebiete inklusive Referenzgebiet,  $\alpha < 0,05$

Anschließend erfolgte ein statistischer Vergleich der Beprobungsstationen. Die Daten der Beprobungstermine in 2015 wurden jeweils einer einfaktoriellen Varianzanalyse unterzogen (Faktor Gebiet). Hierbei können auch die im August 2008 erstmals aufgenommenen Stationen auf dem Rand des 1-km-Ringes und im 1,5-km-Ring bewertet werden, obwohl für sie keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vorliegt. Um eine für die Durchführung der Statistik notwendige annähernd gleichmäßige Stichprobengröße zu erhalten, wurde die Verbringstelle in drei Bereiche (1-km-Mitte, 1-km-Außen, 1-km-Rand) unterteilt (Abbildung 5-7). Diese Unterteilung dient nur der Durchführung der Varianzanalyse und hat ansonsten keine Bedeutung. Die übrigen Gebiete im statistischen Vergleich entsprechen den regulären Gebieten des Monitoringprogramms (1,5-km, 2-km, 3-km, 6-km, 9/12-Strahl, Referenz).

In Tabelle 5-2 sind die Ergebnisse dieses Vergleichs zusammengefasst dargestellt. In Tabelle A2 bis Tabelle A4 sind die Messergebnisse aller Parameter für die Verbringstelle E3 und deren Umgebung einschließlich des Referenzgebietes jeweils als deskriptive Statistik für die Beprobungen in 2015 aufgeführt.

In Abbildung 5-6 ist exemplarisch die in der Feinfraktion ermittelte Quecksilberkonzentration in den Sedimenten vor Beginn der Verbringungen im Juli 2005 denen des Jahres 2015 gegenübergestellt. Die Proben wurden in der Grafik entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den einzelnen Gebieten gruppiert. An den Probennahmepunkten im 1-km-Kreis ist, wie auch in den vorangegangenen Jahren, in 2015 ein Anstieg zur Nullbeprobung in 2005 festzustellen. Im verbringungsfreien Zeitraum vom Frühjahr 2010 bis Sommer 2014 hatten die Gehalte abgenommen (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). Von September 2014, nach der Wiederaufnahme der Verbringung, bis September 2015 erfolgte ein signifikanter Wiederanstieg. Die mittleren Gehalte aus dem ersten Verbringungszeitraum werden dabei jedoch nicht überschritten.

Aus der Grafik wird auch deutlich, dass bereits vor Beginn der Verklappungen einzelne im Abstrom der Elbe gelegene Beprobungspunkte des 9- und des 12-km Strahls (u.a. Positionen 66 und 67) höhere Quecksilberkonzentrationen aufwiesen als andere Proben in diesem Gebiet. Hierbei handelt es sich um Punkte aus der Richtung zur Elbemündung, die anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hineingibt. Auch für weitere elbe-typische Schadstoffe (u.a. Cadmium  $< 20 \mu\text{m}$ , DDT und Metabolite, PCB Summe 7, PAK) wurden in 2005 sowie bei den Folgebeprobungen bis 2015 hier höhere Werte festgestellt (E3-Jahresberichte der HPA der Jahre 2006 bis 2014).

Außer Quecksilber in der Feinfraktion zeigen, wie auch in den vorangegangenen Jahren festgestellt, noch weitere Schadstoffe in den Sedimenten im 1-km-Kreis eine signifikante Erhöhung in Relation zur Nullbeprobung in 2005 sowie in Relation zu den verschiedenen Teilgebieten. Die Unterschiede zum Referenzgebiet sind dabei stets signifikant (Tabelle 5-2). Die Parameter Zink und Cadmium in der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$ ,  $\alpha$ - und  $\beta$ -HCH, DDT und Metabolite, PCB Summe 7, Pentachlorbenzol, Hexachlorbenzol und PAK Summe 16 weisen sowohl im Mai als auch im September 2015 im Zentrum der Verbringstelle (Gebiet „1-km-Mitte“) eine signifikante Erhöhung der Parameter in Relation zu anderen Teilgebieten inklusive des Referenzgebietes auf (Tabelle 5-2). Für  $\gamma$ -HCH wird dies nur im Mai 2015 festgestellt, nicht jedoch im September 2015. Für Quecksilber und Kupfer in der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$  ist die Erhöhung im Zentrum der Verbringstelle im September 2015 signifikant, im Mai 2015 jedoch nicht. Die Werte für TBT zeigen im Mai 2015 im Zentrum der Verbringstelle und im September 2015 sowohl im Zentrum (Gebiet „1-km-Mitte“) als auch im äußeren Bereich der Verbringstelle (Gebiet „1-km-Außen“) eine signifikante Erhöhung in Relation zu den übrigen Gebieten.

Insgesamt wird damit zu beiden Terminen in 2015 – wie auch bereits an den Proben vom September 2014 festgestellt - bei mehr Schadstoffen eine signifikante Überschreitung der Hintergrundwerte als zum Ende des verbringungsfreien Zeitraums im Juli 2014 ermittelt. Eine kurze Darstellung der Veränderung der Schadstoffgehalte über die Zeit erfolgt im nächsten Abschnitt.

Bei den Parametern Arsen, Nickel, Chrom und Blei in der Fraktion < 20 µm, den Schwermetallen in der Gesamtfraktion (Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Chrom, Kupfer, Quecksilber und Zink) sowie den Kohlenwasserstoffen wird hingegen zu beiden Terminen 2015, wie auch in den vorangegangenen Jahren, keine Erhöhung in Relation zu den Hintergrundwerten ermittelt.

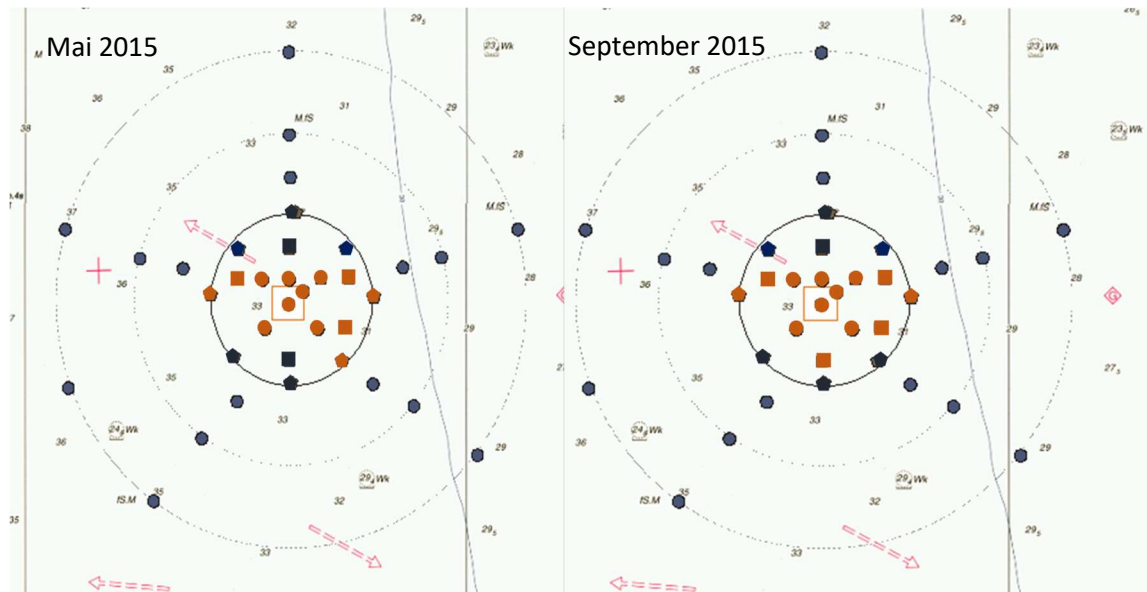


Abbildung 5-7 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung in 2015

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

**Kreis: 1-km-Mitte. Quadrat: 1-km-Außen. Fünfeck 1-km-Rand.**

**Orangene Symbole:** Schadstoffbelastung erhöht gegenüber Hintergrundwert (nach graphischer Auswertung, weiteres s. Text).

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

Dioxine und Furane wurden zwischen Juli 2005 und September 2015 an jeweils drei Stationen an der Verbringstelle, an drei Stationen im Referenzgebiet und an einer Station im 12-km-Strahl ermittelt. Im September 2015 liegen die Dioxingehalte in allen drei Gebieten mit Werten zwischen 1,9 und 4,3 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, wobei die höheren Werte um 4 ng I-TEq (NATO/CCMS) im 12-km-Strahl und auf der Einbringstelle aufgetreten sind und im Referenzgebiet Werte um 2 ng I-TEq (NATO/CCMS) festgestellt wurden. In den vorangegangenen Terminen waren im 12-km-Strahl jeweils die höchsten Werte festgestellt worden, gefolgt von Einbringstelle und Referenzgebiet. Die in der Vergangenheit ermittelten Höchstgehalte im 12-km-Strahl von 12 bis 16 ng I-TEq (NATO/CCMS) sind seit 2008 dabei aber nicht mehr aufgetreten.

Außerhalb des 1-km-Kreises wird in 2015 mittels Greiferproben keine Erhöhung der Schadstoffgehalte in Relation zum Hintergrund festgestellt. Dies gilt auch für die Proben an der Station 228 im Südosten des 1,5-km-Kreises (Abbildung 5-9). An dieser Station zeigen hingegen die Texturdaten von 2012 bis 2015, dass die Baggergutaufgabe diesen Bereich erreicht hat (E3-Jahresbericht der HPA, 2014; voriges Kapitel 5.4.1). Auch mittels Schadstoffanalysen wurde bereits in 2012 bis 2014 in diesem Bereich teilweise eine Erhöhung gegenüber dem Hintergrund ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). Auch die Textur- und Schadstoffanalysen an den Frahmilotproben zeigen in September 2015 im Osten und Südosten (Position 1031 und 1026) an, dass dort baggergutbürtiges Sediment zu finden war (s. Abschnitt Kastengreifer- und Frahmilotuntersuchungen, Abbildung 5-9). Im Südosten an Position 1031 wird bis in eine Tiefe von 23 cm eine Baggergutaufgabe festgestellt. Auch nördlich davon an der Position 1026 zeigt die oberste Sedimentschicht bis 15 cm Hinweise auf die Einmischung von Baggergut. Es ist daher weiterhin davon auszugehen, dass die Baggergutaufgabe diesen Bereich im Südosten des 1,5-km-Kreises erreicht hat.

An allen anderen Stationen im 1,5 km-Kreis sowie in den anderen Gebieten (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km-Strahl, Referenzgebiet) werden im Mai 2015 und im September 2015 bei den Schadstoffdaten keine Erhöhungen oberhalb der Hintergrundgehalte festgestellt.

#### **Veränderung der Schadstoffbelastung auf dem 1-km-Kreis im Zeitraum 2005 bis 2015**

Bei einigen Schadstoffparametern (Cadmium,  $\alpha$ -HCH, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol,  $\beta$ -HCH, Zink, DDT-Metabolite, PCB- und PAK-Verbindungen) wurde innerhalb des ersten Verbringungszeitraums von 2005 bis 2010 eine Abnahme festgestellt. Im verbringungsfreien Zeitraum von 2010 bis 2014 kam es bei einigen Parametern (Cadmium, Quecksilber, Zink, Kupfer, DDT-Metabolite) zu einer weiteren signifikanten Abnahme, während bei anderen keine Veränderung festgestellt wurde. Die zeitlichen Veränderungen von 2005 bis 2011 wurden ausführlich im BfG-Bericht 1775 erläutert. Eine Einschätzung der Veränderungen im Zeitraum des nachsorgenden Monitorings erfolgt im Bericht der BfG für die Jahre 2012/2013 (BfG-1838).

Im Folgenden werden die Ergebnisse unter Einbeziehung der Daten bis 2015 kurz zusammengefasst. Die Änderung der Konzentration von sechs Parametern über die Zeit ist exemplarisch in Abbildung 5-8 aufgeführt. Hierbei sind nur Stationen mit in die Darstellung einbezogen, die bereits seit 2005 beprobt werden.

Es wird deutlich, dass die höchsten Belastungen des ersten Verbringungszeitraums von Oktober 2005 bis Juli 2006 aufgetreten sind. Zum März 2010, direkt nach der letzten Verbringungskampagne, liegen die Werte hingegen niedriger. Dieses Muster wird – außer für die in Abbildung 5-8 dargestellten Parameter Cadmium,  $\alpha$ -HCH und DDT-Metabolite – auch für Pentachlorbenzol,  $\beta$ -HCH, Zink, PAK-Verbindungen sowie die PCB-Verbindungen festgestellt (nicht dargestellt). Kein Trend während der Verbringungen zwischen 2005 und 2010 wird hingegen für Kupfer, Quecksilber (Abbildung 5-8) und die zinnorganischen Verbindungen ermittelt.

Nach Ende der Baggergutverbringung Anfang 2010 bis zum Sommer 2012 wird für einige Schadstoffe eine signifikante Abnahme ermittelt (z.B. Cadmium, Quecksilber, DDT-Metabolite,  $\beta$ -HCH). Die Werte für  $\alpha$ -HCH, Kupfer, Zink und TBT deuten in diesem Zeitraum zwar ebenfalls eine Abnahme an, der Unterschied zwischen den Terminen ist jedoch nicht signifikant. Kein zeitlicher Trend in der Belastung wird für Hexachlorbenzol, Pyren und andere PAK-Verbindungen sowie die PCB-Kongenerie festgestellt.

Zwischen Sommer 2012 und Sommer 2014 ist dann keine weitere signifikante Abnahme der Schadstoffgehalte mehr festzustellen (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). Der relativ hohe Mittelwert der HCB-Konzentration im Juli 2014 (Abbildung 5-8) beruht nur auf einem hohen Messwert und bedeutet dabei auch keinen signifikanten Anstieg.

Gemäß Abbildung 5-8 wird nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung für eine Reihe von Schadstoffen (Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink, DBT) im September 2014 sowie zu beiden Terminen im Mai 2015 im 1-km-Kreis gegenüber Juli 2014 wieder eine signifikante<sup>2</sup> Zunahme festgestellt (Abbildung 5-8). Für die Summe der DDT-Metabolite ist dies für September 2014 und September 2015 der Fall, während die Zunahme im Mai 2015 nicht signifikant ist. TBT liegt im September 2014 und im Mai 2015 signifikant höher als im Juli 2014, während im September 2015 im Mittel wieder niedrigere Werte ermittelt wurden.

Auch einige andere Schadstoffe zeigen nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung einen Anstieg, der zwar gegenüber den Werten aus dem Juli 2014 nicht signifikant war, dafür aber zum Teil gegenüber den Werten aus 2012 und / oder 2013. Dies betrifft die Summe 16 der PAK (Sept14, Mai15, Sept15),  $\alpha$ -HCH und HCB (Sept14, Sept15) sowie  $\beta$ -HCH (Sept2014). Für die PCB Summe 7 wird hingegen bei allen drei Terminen nach dem Sommer 2014 keine Zunahme ermittelt. Signifikant höhere Werte im Vergleich zu den Konzentrationen aus dem ersten Verbringungszeitraum (2005 bis 2010) werden für keinen der Parameter festgestellt.

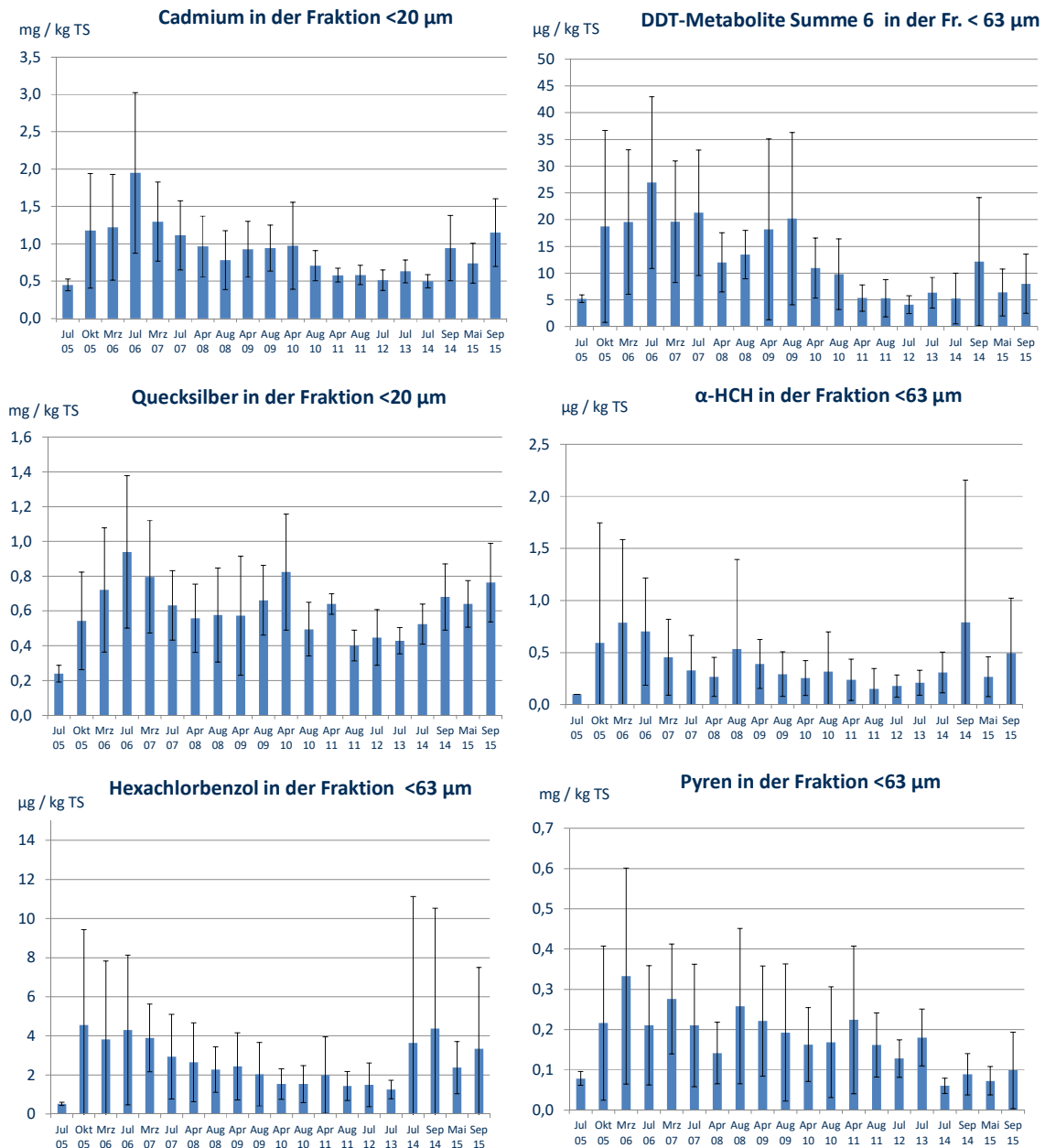
Veränderungen über die Zeit während der Baggergutverbringungen 2005 bis 2010 könnten eventuell darauf zurückgeführt werden, dass 2005 bis 2007 anteilig mehr Material aus dem Teilbereich Süderelbe verbracht wurde als zu den beiden Kampagnen 2008 und 2009/2010. Dieses wies eine höhere Belastung auf als das der Teilbereiche Norderelbe und Köhlbrand (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2010).

Die Abnahme einzelner Schadstoffparameter zwischen 2010 und 2012 ist insgesamt nur gering ausgeprägt. Bei den organischen Schadstoffen könnte ein gewisser Abbau stattgefunden haben, nicht jedoch bei den Schwermetallen. Es erscheint wahrscheinlich, dass es zu einer Abreicherung von Schadstoffen in der obersten Sedimentschicht gekommen ist, die sowohl durch Neusedimentation als auch durch die Durchmischung der oberen Sedimentschicht durch Benthosorganismen hervorgerufen wurde (s. E3-Jahresbericht 2012, 2013).

Im September 2014 sowie zu beiden Terminen in 2015, nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung, wird erwartungsgemäß für die Mehrzahl der Schadstoffe eine Erhöhung der Gehalte in den Greiferproben im Vergleich zum verbringungsfreien Zeitraum ermittelt. Diese Gehalte liegen in der Spanne derer aus dem ersten Verbringungszeitraum.

---

<sup>2</sup> nach Friedmans ANOVA mit anschließendem Wilcoxon-Matched-Pairs Test zu Vergleich der Termine. Hierbei werden für die Termine 2010 bis 2014 alle Stationen im 1-km-Kreis miteinander verglichen (n = 20)



**Abbildung 5-8** Gehalte von sechs Schadstoffparametern (exemplarisch) über den Zeitraum 2005 bis 2015 im 1-km-Kreis als arithmetische Mittelwerte pro Beprobungstermin. Balken geben Standardabweichungen an. Es wurden nur Stationen mit einbezogen, die bereits 2005 Teil des Untersuchungsprogramms waren (n = 12)

### Kastengreifer- und Frahmotuntersuchungen

Bei der ersten Ausfahrt im Juli 2014 wurden zwei Kastengreiferproben entnommen, um die Mächtigkeit der Baggergutaufgabe im Umfeld des Einbringbereichs genauer bestimmen zu können. Weitere Probenahmen konnten in dem Jahr nicht durchgeführt werden, da der Kastengreifer aufgrund eines Unfalls nicht weiter eingesetzt werden konnte.

Als Ersatz kam im Jahr 2015 während der Septemberausfahrt ein „Frahmloot“ der Firma MBT (Kiel) zum Einsatz. Das Frahmloot hat den Vorteil, mit einer Eindringtiefe bis zu 80 cm in dem anstehenden Schlick größere Sedimentmächtigkeiten erfassen zu können als der Kastengreifer. Ausgehend vom Rand des sich auf der direkten Einbringstelle gebildeten Sandkörpers sollte in zwei Linien in Richtung Osten die Abnahme der Auflagemächtigkeit des eingebrachten Baggerguts erfasst werden und am Westrand des 1-km-Kreises die Auflagemächtigkeit ermittelt werden. Hierfür wurden insgesamt im Jahr 2015 an sieben Stationen Sedimentproben mit dem Frahmloot entnommen.

Die in der untenstehenden Abbildung dargestellten Stationen 1028 und 1029 wurden hierbei in 2014 mittels Kastengreifer und in 2015 mittels Frahmloot beprobt (Abbildung 5-9). Sie liegen im zentralen Bereich des 1-km-Kreises noch innerhalb eines Radius vom 500 m um die Zentralkoordinate. Die mit dem Kastengreifer an diesen beiden Punkten erreichten unteren Sedimentschichten (bis 30 cm Tiefe) setzen sich aus verbrachtem Baggergut zusammen. Anhand der Kornzusammensetzung ist erkennbar, dass die in dieser Entfernung vom direkten Einbringbereich absedimentierten Feststoffe vorwiegend durch Feinsand als Hauptfraktion geprägt sind.

Auch anhand der analysierten Schadstoffgehalte zeigt sich, dass hier Baggergut gefunden wird. Die Gehalte an chlorierten Kohlenwasserstoffen liegen in den meisten Schichten oberhalb der Bestimmungsgrenze, sie entsprechen den mittleren Gehalten der Sedimente aus dem inneren Ablagerungsbereich. Bei den ermittelten Metallbefunden zeigt sich ebenso, dass keine Anreicherungen vorgefunden werden, die höher als der Mittelwert der im Hafen ermittelten Gehalte sind. Beispielhaft sei auf die ermittelten Cadmiumgehalte in der Fraktion  $<20\ \mu\text{m}$  verwiesen (Abbildung 5-10): Die vorgefundenen Gehalte liegen in der Spanne zwischen der Vorbelastung der Sedimente im Schlickfallgebiet, die mittels Nullbeprobung in 2005 bestimmt wurde, und den im Hafen ermittelten Gehalten.

Die in 2015 mit dem Frahmloot erneut beprobte Position 1028 zeigte in der erreichten Eindringtiefe (30 cm) ebenfalls, wie bereits 2014 festgestellt, Baggergut an (Abbildung 5-10). An der Position 1029 konnte mit dem Frahmloot eine Kernlänge von 70 cm entnommen werden. An der chemischen Zusammensetzung lässt sich erkennen, dass hier von einer Mächtigkeit der Baggergutauf-lage von 60 cm ausgegangen werden kann. In der Tiefe 60 bis 70 cm wurde die rezente Sedimentschicht vorgefunden, die vor Beginn der Baggergutverbringung als Oberfläche anstand.

Am östlichen Rand des 1-km-Kreises wurden zwei Frahmlootproben entnommen (Abbildung 5-9). Die beiden Kerne an den F-Lotpositionen 1030 und 1027 zeigen eine von der Baggergutverbringung beeinflusste Schicht in einer Mächtigkeit von 30 bzw. 40 cm an. Die rezente Sedimentschicht im Schlickgebiet lässt sich an diesen Entnahmepunkten nicht vom eingebrachten Baggergut unterscheiden, hier fand eine Vermischung des Baggerguts mit der rezenten Belastung der Schlickoberfläche in der Schicht 30-40 cm bzw. 20-30 cm statt. In der Tiefenschicht unterhalb von 50 resp. 30 cm wird aufgrund der nicht messbaren oder geringen Gehalte an ubiquitären Schadstoffen der nicht-anthropogen belastete Schlick gefunden, d.h. der aus einer Zeit vor der Industrialisierung stammt. Diese Sedimentschicht weist für Cadmium in der Fraktion  $< 20\ \mu\text{m}$  einen Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze und für Quecksilber von 0,12 mg/kg auf.



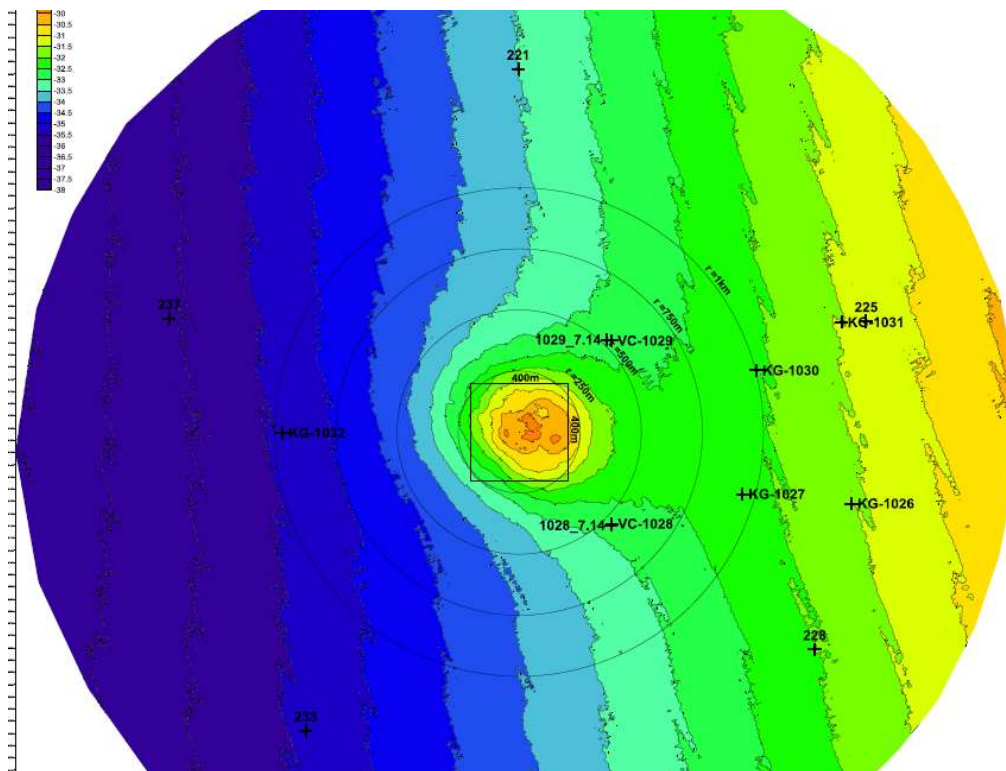


Abbildung 5-9 Lage der Entnahmeorte der Kastengreifer und Frahmotproben 2014 und 2015

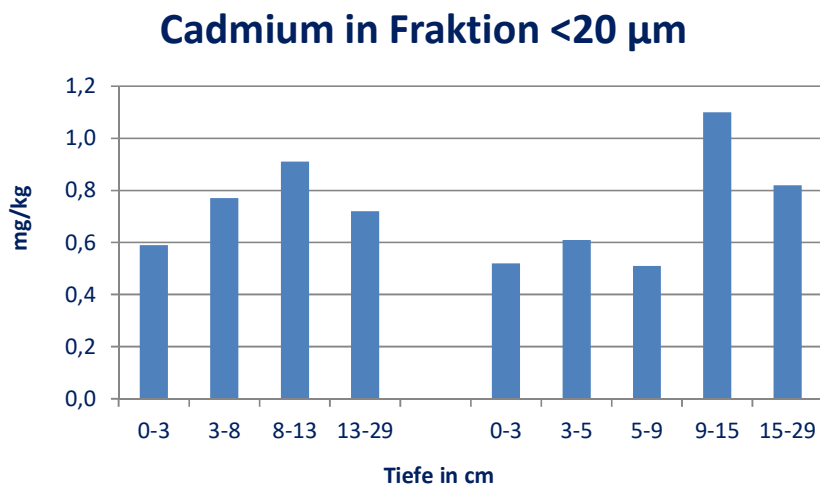
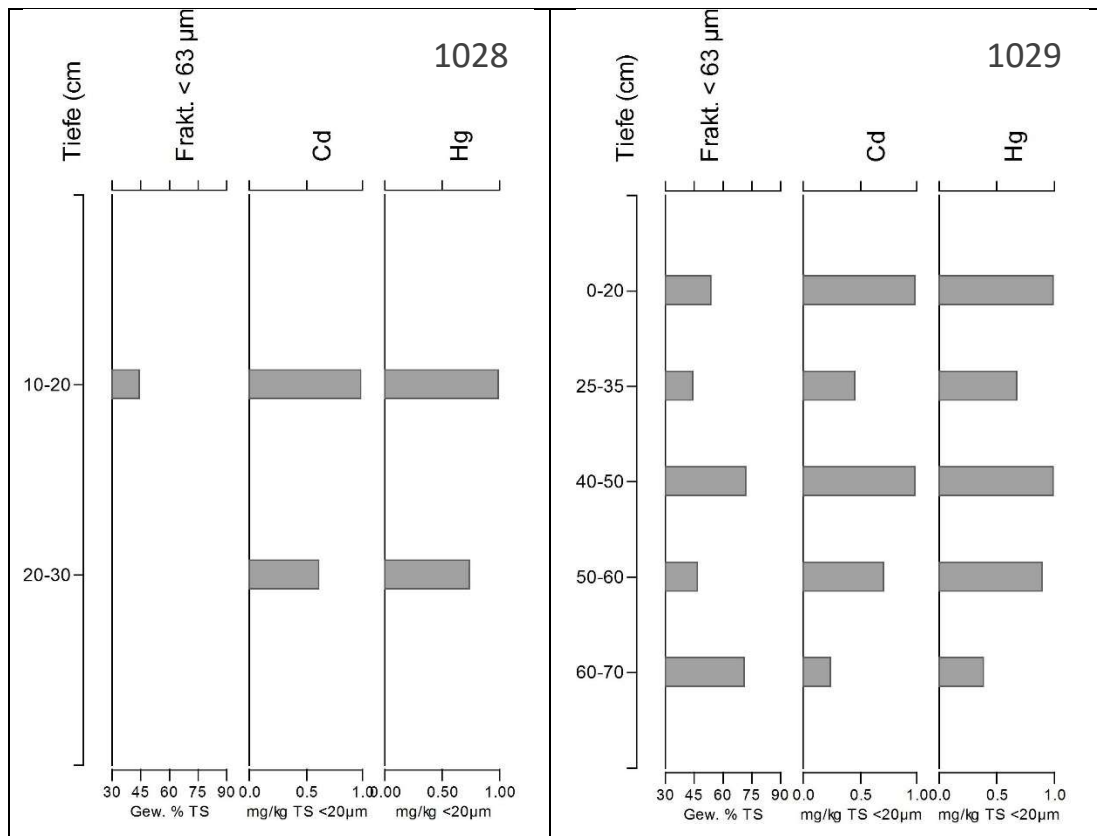
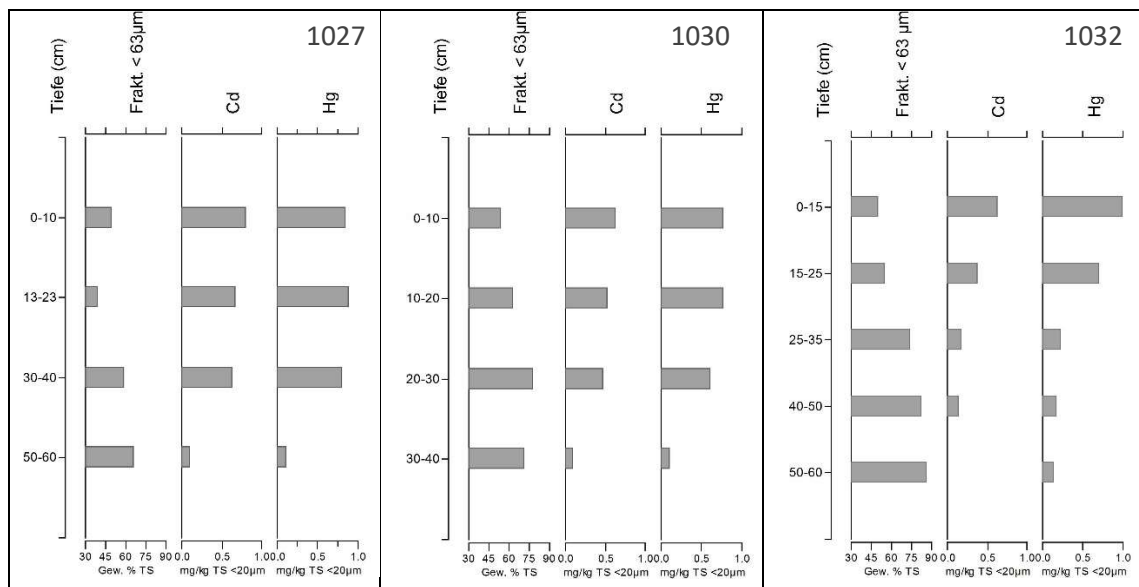


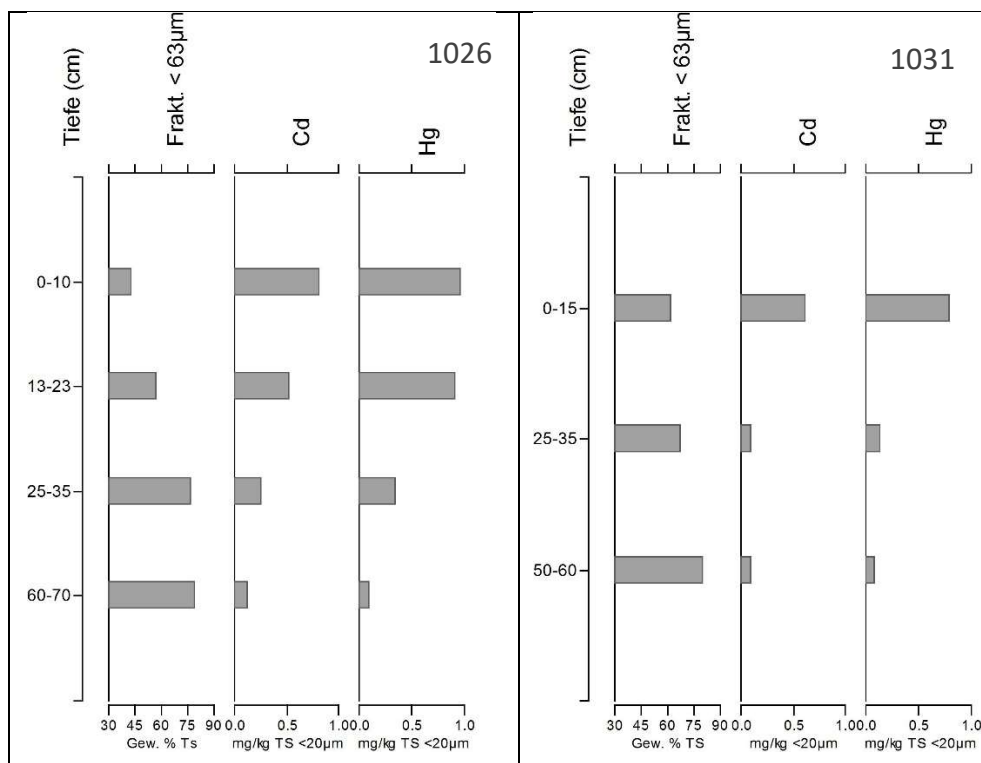
Abbildung 5-10 Cadmiumgehalte in den untersuchten Sedimentschichten der Kastengreifer



**Abbildung 5-11** Anteil der Fraktion  $<63\mu\text{m}$  und Gehalte an Cadmium und Quecksilber in der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$  in Frahmotkernproben in 2015 in Probe 1028 und 1029 im 1-km-Kreis



**Abbildung 5-12** Anteil der Fraktion  $<63\mu\text{m}$  und Gehalte an Cadmium und Quecksilber in der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$  in Frahmotkernproben in 2015 in Probe 1027 und 1030 am östlichen und in Probe 1032 am westlichen Rand des 1-km-Kreises



**Abbildung 5-13 Anteil der Fraktion <63µm und Gehalte an Cd und Hg in der Fraktion < 20 µm in Frahmlotkernproben 1026 und 1031 am östlichen Rand des 1,5-Km-Kreises.**

An der weiter östlich gelegenen Frahmlotstation 1026 im 1,5-km-Kreis ist die Baggergutauflage auf 23 cm reduziert. Hier ist der Eintrag von feinsandigem Baggergut deutlich anhand der Körnungsverschiebung hin zu einem höheren Feinsandanteil erkennbar (bis 23 cm). Darunter steht die rezente Sedimentoberfläche an, die vor dem Beginn der Baggergutverbringung in 2005 gebildet wurde (Abbildung 5-13). Bei der weiter nördlich gelegenen Position 1031 ist nur in der obersten Schicht von 0 bis 15 cm eine Beeinflussung durch Baggergut erkennbar. Hier wurde feinsandiges Baggergut in die Sedimentoberfläche eingemischt (Abbildung 5-13).

Am F-Lot 1032 (Punkt 133) im Westen des 1-km-Kreises hat sich eine 25 cm starke Auflage aus überwiegend feinsandig geprägtem Sediment aus Baggergut abgelagert (nicht dargestellt). Darunter steht eine rezente, ca. 25 cm starke schlickige Sedimentdecke an. Mit dem F-Lot wurde auch hier ab einer Tiefe von 50 cm der nicht-anthropogen beeinflusste Schlick aus dem Schlickfallgebiet erreicht.

Insgesamt sind die Ergebnisse der Frahmlotkernentnahmen für die Ermittlung der Auflagemächtigkeit von Baggergut sehr hilfreich. Durch die erreichten Eindringtiefen von bis zu 70 cm wird außerhalb des direkten Einbringbereichs zuverlässig die nicht-anthropogen Schlicklage erreicht. Die weitere Ausbreitung der Baggergutauflage kann in den kommenden Jahren mittels Frahmlotkernen erfasst und kontrolliert werden. Die Verlagerung von Schadstoffen in tiefere Sedimentschichten konnte anhand der Frahmlotkerne nicht beobachtet werden. Nach den bisherigen Ergebnissen bleiben die Schadstoffe im Baggergut gebunden und damit lagestabil im Bereich der Einbringstelle.

**Zusammenfassend** lässt sich feststellen, dass sich auch nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014 das grundlegende Bild der Sedimentausbreitung in 2014 und 2015 nicht wesentlich verändert hat. 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 schwerer ist und daher schneller zu Boden sinkt. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlickigere Ablagerungen: Die Ausbreitung der Baggergutauflage ist in Nordwest-Ost-Südost-Richtung orientiert. Sie reicht bis zum Rand des 1-km-Kreises und hat im Südosten auch den 1,5-km-Kreis erreicht. Wie die Frahmplotproben gezeigt haben, beträgt die Auflage am Rand des 1-km-Kreises im Westen noch 25 cm, im Südosten hingegen noch 30 bis 40 cm. Direkt im Südosten an der Position 1026 (Abbildung 5-9) wird im 1,5-km-Kreis noch eine Auflage von ca. 20 cm ermittelt. Die Ergebnisse der Texturanalysen zeigen durch einen höheren Feinsandanteil, dass im Südosten eventuell auch der 2-km-Kreis erreicht sein könnte. Höhere Schadstoffgehalte im Vergleich zur Umgebung werden hier jedoch bisher nicht festgestellt.

Für die Mehrzahl der organischen Schadstoffe (PAK, PCB, HCH-Verbindungen, HCB, DDT und Metabolite sowie zinnorganische Verbindungen) sowie für Kupfer, Zink, Cadmium und Quecksilber wird für 2015 innerhalb des 1-km-Kreises weiterhin eine Konzentrationserhöhung in Relation zur Nullbeprobung in 2005 festgestellt. Mineralöl, Dioxine, Arsen, Chrom, Nickel und Blei weisen hingegen keine Erhöhung auf.

Insgesamt lässt sich zwischen dem Ende der Baggergutverbringung in 2010 bis zum Sommer 2012 bei mehreren Schadstoffen eine Abnahme der Konzentration feststellen. Vom Sommer 2012 bis Sommer 2014 erfolgte hingegen keine weitere Abnahme. Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014 und in 2015 wurde erwartungsgemäß eine erneute Zunahme der Schadstoffkonzentration festgestellt. Diese Gehalte liegen in der Spanne derer aus dem ersten Verbringszeitraum.

#### 5.4.2 Ökotoxikologische Belastung

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.

An ausgewählten Sedimenten wurden ökotoxikologische Untersuchungen mit der marinen Biotestpalette (mariner Algentest Porenwasser und Eluat, mariner Leuchtbakterientest Porenwasser und Eluat, Corophiumtest) gemäß dem BfG-Merkblatt (2011b) durchgeführt. Die Testergebnisse von Algen- und Leuchtbakterientest führen zur Einstufung in eine pT-Klasse, wobei der schlechteste der vier Testverfahren die Einstufung bestimmt.

##### **Algen- und Leuchtbakterientests**

Bei der Nulluntersuchung im Sommer 2005 wurde weder mit dem Algen- noch mit dem Leuchtbakterientest eine ökotoxikologische Wirkung der Sedimente aus der Nordsee festgestellt. Damit fielen alle Proben in die Toxizitätsklasse Null (Toxizität nicht nachweisbar). In den Folgebeprobungen zwischen Herbst 2005 und Frühjahr 2009 wurde mehrheitlich ebenfalls die Toxizitätsklasse Null ermittelt, vereinzelt auch Toxizitätsklasse I. Diese (sehr geringen) Toxizitäten traten in allen

Gebieten auf. Aufgrund der räumlichen Verteilung und der schwachen Ausprägung wurden sie nicht auf das Verbringen von Elbesedimenten zurückgeführt, sondern auf natürliche oder analytisch bedingte Schwankungen.

Bei der Nulluntersuchung im Sommer 2005 wurde weder mit dem Algen- noch mit dem Leuchtbakterientest eine ökotoxikologische Wirkung der Sedimente aus der Nordsee festgestellt. Damit fielen alle Proben in die Toxizitätsklasse Null (Toxizität nicht nachweisbar). In den Folgebeprobungen zwischen Herbst 2005 und Frühjahr 2009 wurde mehrheitlich ebenfalls die Toxizitätsklasse Null ermittelt, vereinzelt auch Toxizitätsklasse I. Diese (sehr geringen) Toxizitäten traten in allen Gebieten auf. Aufgrund der räumlichen Verteilung und der schwachen Ausprägung wurden sie nicht auf das Verbringen von Elbesedimenten zurückgeführt, sondern auf natürliche oder analytisch bedingte Schwankungen.

An vier Probenahmestellen im August 2009 waren die Biotestproben nicht auswertbar, da eine hohe Anzahl an (lebenden) Schwertmuschellarven im Sediment zu einer großen Menge abgestorbener Organismen in den Probenansätzen führte, die Störungen im Testansatz verursacht haben. Die übrigen Proben wurden als nicht resp. sehr gering toxisch eingestuft (E3-Jahresbericht der HPA, 2009).

In den Jahren 2010 bis 2012 wurden auf dem Klappzentrum und auf der Verbringstelle wiederholt ökotoxikologische Effekte an einzelnen Stationen ermittelt, die oberhalb eines pT-Wertes von 1 lagen. Parallelbestimmungen bei einem zweiten Labor bestätigten diese Befunde in der Regel nicht. Dennoch fand auch das zweite Labor zum gegebenen Beprobungstermin an jeweils anderen Stationen vereinzelt Toxizitäten auf der Verbringstelle (E3-Jahresberichte der HPA, 2010 - 2012).

Die Mehrzahl der gefundenen Effekte wurde im Algentest an Porenwasser, seltener im Leuchtbakterientest an Porenwasser festgestellt. Die Eluate zeigten in der Regel keine oder nur sehr geringfügige Toxizitäten.

**Tabelle 5-3** Mittlere pT-Klassen der Jahre 2005-2009 (Phase Baggergutverbringung), des Zeitraums 2010 – 2012 (Pause Baggergutverbringung), 2013 - 2014 (Pause Baggergutverbringung) und von September 2014 bis September 2015 (nach erneuter Verbringung), Testbatterie mariner Algentest und Leuchtbakterien-test.

2005 - 2009	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl
	Lab1	Lab1	Lab1
1km Zentrum	0 (0-1)	0,2	51
1km Rand	0 (0-1)	0,1	26
1,5 km	0 (0-0)	0	15
2 km	0 (0-1)	0,1	52
6 km	0 (0-1)	0,1	45
Referenz	0 (0-1)	0,1	40

2010 - 2012	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median	Mittelwert	Anzahl
	Lab1	Lab1	Lab1	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0-5)	1,2	40	0 (0-2)	0,4	15
1km Rand	0 (0-3)	0,3	52	0 (0-2)	0,6	8
1,5 km	0 (0-3)	0,3	27	0 (0-0)	0	2
2 km	0 (0-4)	0,4	26	0 (0-0)	0	2
6 km	0 (0-3)	0,3	27	0,5 (0-1)	0,5	2
Referenz	0 (0-2)	0,1	27	1 (0-1)	0,7	3

2013- Juli 2014	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median	Mittelwert	Anzahl
	Lab1	Lab1	Lab1	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0-2)	0,3	16	0 (0-1)	0,1	11
1km Rand	0 (0-1)	0,1	17	0 (0-1)	0,1	9
1,5 km	0 (0-0)	0,0	10	0 (0-0)	0,0	2
2 km	0 (0-0)	0,0	10	0 (0-0)	0,0	3
6 km	0 (0-1)	0,3	11			
Referenz	0 (0-0)	0,0	10			

Sept 14 bis Sept 15	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median	Mittelwert	Anzahl
	Lab1	Lab1	Lab1	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0-1)	0,2	20	0 (0-2)	0,2	12
1km Rand	0 (0-3)	0,5	30	0 (0-3)	0,4	7
1,5 km	0 (0-2)	0,3	15	0 (0-1)	0,5	2
2 km	0 (0-2)	0,3	15			
6 km	1 (0-3)	0,5	16			
Referenz	0 (0-1)	0,1	15			

Aufgrund der logarithmischen Natur der Biotestdaten ist es nach Ansicht der BfG nicht gestattet, pT-Werte arithmetisch zu mitteln. Werden zur besseren Übersicht dennoch arithmetische Mittelwerte für die einzelnen Gebiete angegeben, so ergibt sich nach dem vorläufigen Ende der Verklappungen im Zeitraum Frühjahr 2010 bis Sommer 2012 im Bereich der Verbringstelle eine nicht signifikante Toxizitätserhöhung um ungefähr eine pT-Stufe. Diese war zudem räumlich sehr heterogen verteilt (s. E3-Jahresberichte der HPA, 2010 bis 2012) (Tabelle 5-3). Der Medianwert liegt über diesen Zeitraum (2010 bis 2012) betrachtet in allen Gebieten bei Null (Tabelle 5-3).

Im Sommer 2013 und im Sommer 2014 wurde nur in jeweils einer Probe auf der Verbringstelle eine geringe Toxizität (pT=2) ermittelt, die in Parallelbestimmungen jeweils nicht bestätigt wurde. Damit zeigen die Proben allenfalls noch einen sehr schwachen Hinweis auf eine baggergutbedingte Toxizität an, der ebenfalls nicht signifikant war (Tabelle 5-3).

Auch im September 2014, nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung, wurde ebenfalls nur in einer Probe am Rand der Verbringstelle eine mäßige Toxizität (pT=3), an den übrigen Beprobungsstellen im 1-km-Kreis jedoch keine oder nur eine sehr geringe Toxizität (pT=0-1) ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2014).

Sowohl im Mai als auch im September 2015 wird an der überwiegenden Mehrzahl der Stationen im Gesamtgebiet sowohl mittels Leuchtbakterien- als auch mittels Algentest keine oder nur eine sehr geringe Toxizität festgestellt (pT0 bis pT1, Tabelle A-15, Tabelle A-16). Lediglich in 4 von insgesamt 74 Proben wird jeweils im Leuchtbakterientest an Porenwasser ein Wert oberhalb von pT1 ermittelt: Im Mai 2015 liegt eine Probe vom südwestlichen Rand des 1-km-Kreises bei pT2 (gering toxisch) (Abbildung 5-14, Tabelle A-15). Im September 2015 zeigt eine Probe am nördlichen Rand des 1-km-Kreises einen Wert von pT3 und jeweils eine Probe im 1,5- und im 2-km-Kreis jeweils einen Wert von pT2 an (Abbildung 5-15, Tabelle A-16). Sowohl für Mai als auch für September 2015 werden keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Toxizität der Gebiete festgestellt (Kruskall-Wallis ANOVA, n=37). Ein signifikanter Effekt der Baggergutverbringung auf die ökotoxikologischen Testverfahren (Leuchtbakterientest und Algentest) wird damit in 2015 nicht festgestellt.

Zur Qualitätssicherung der ökotoxikologischen Untersuchungen wurden im Mai jeweils sechs und im September acht Proben des 1-km-Kreises resp. seiner unmittelbaren Umgebung zusätzlich von der BfG analysiert (Abbildung 5-16). In Probe 100 auf dem Klappzentrum im Mai 2015 wurden die Untersuchungen nur im Eluat durchgeführt, da aufgrund der sandigen Textur keine hinreichende Menge an Porenwasser gewonnen werden konnte.

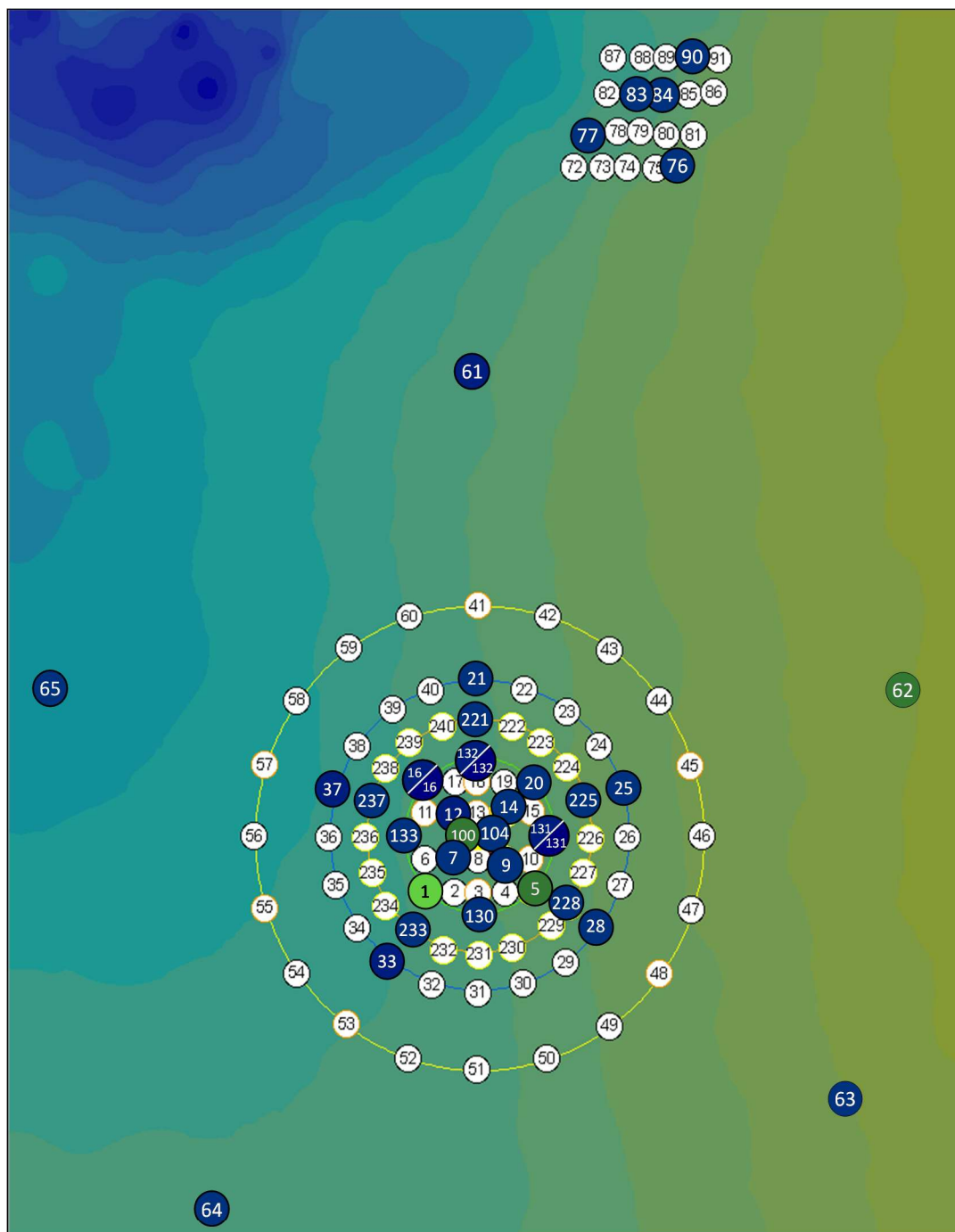
Mit den Parallelanalysen wurde größtenteils pT0 resp. pT0 und pT1 in beiden Proben festgestellt (Abbildung 5-16). In zwei Proben aus dem Mai 2015 im Westen des 1-km-Kreises wurde in den Proben der BfG eine Toxizität von pT3 (Mai 2015, Station 133) resp. von pT 2 (Mai 2015, Station 12) ermittelt, während in den beiden Parallelproben im Labor 1 jeweils ein Wert von pT 0 festgestellt wurde (Abbildung 5-16). Für die vier Proben aus beiden Terminen in 2015, in denen im Labor 1 eine Toxizität oberhalb von 1 festgestellt wurde, wurde jeweils keine Zweitanalyse der BfG durchgeführt.

**Zusammenfassend** lässt sich feststellen, dass zwischen 2010 und 2012 Anhaltspunkte für eine mit den Verbringungen in Zusammenhang stehende, räumlich sehr heterogen verteilte Toxizitätserhöhung um im Mittel ungefähr eine pT-Stufe aufgetreten sind, die allerdings nicht signifikant waren. Im Zeitraum davor (2005 bis 2009) wurde hingegen keine baggergutbedingte Toxizitätserhöhung ermittelt.

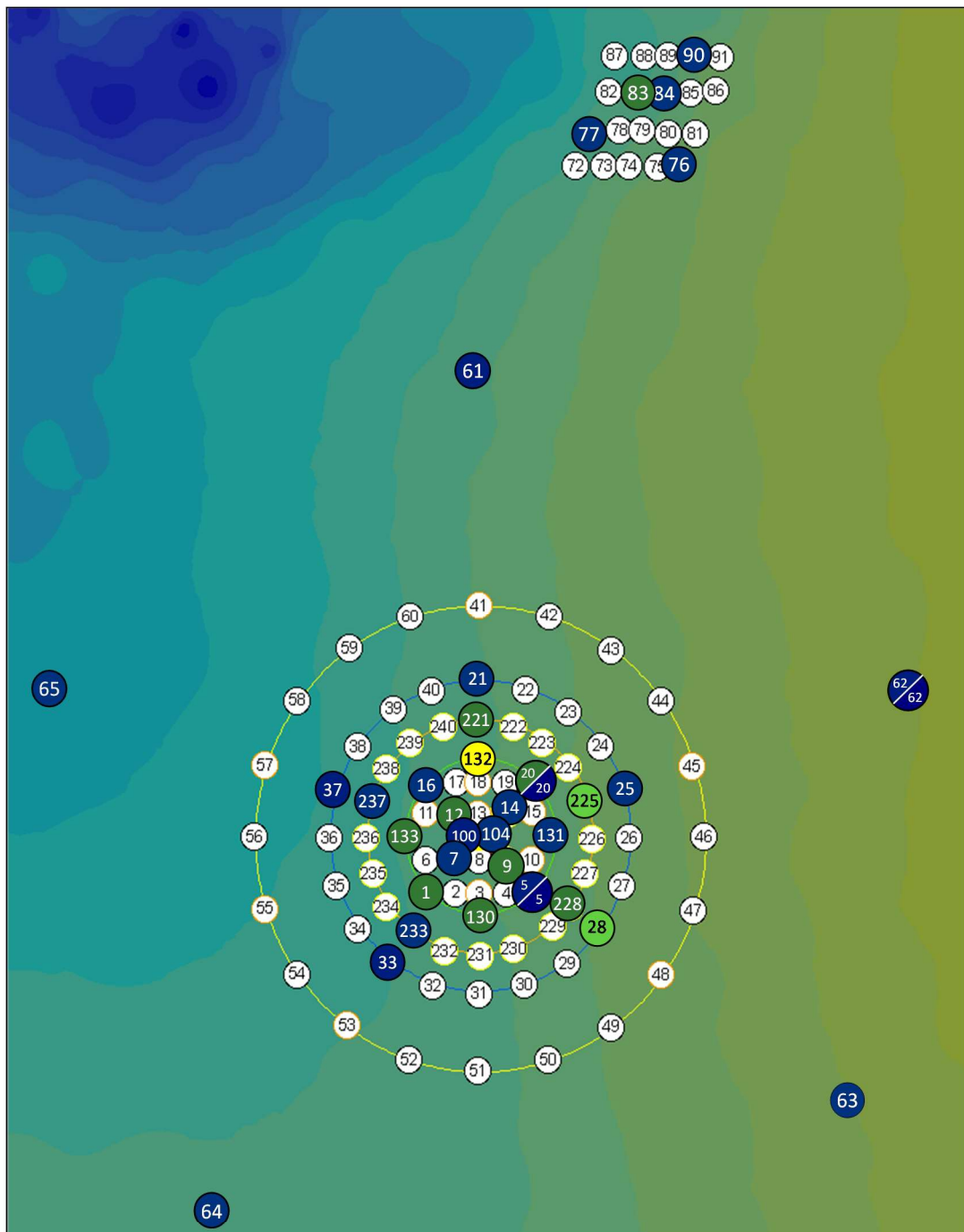
Im Sommer 2013 und im Sommer 2014 wurde nur in jeweils einer Probe eine geringe Toxizität festgestellt, die in Parallelbestimmungen jeweils nicht bestätigt wurde. Alle übrigen Proben zeigten pT-Werte von 1 oder Null. Damit wiesen diese Proben zu diesen beiden Terminen allenfalls noch einen sehr schwachen Hinweis auf eine baggergutbedingte Toxizität auf, der nicht signifikant war.

Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 werden zu den folgenden drei Terminen (September 2014, Mai 2015, September 2015) jeweils nur vereinzelte geringe bis maximal mäßige Toxizitäten festgestellt, während an der Mehrzahl der Proben sowohl auf dem 1-km-Kreis als auch in der näheren und weiteren Umgebung keine Toxizität ermittelt wird. Eine durch die Wiederaufnahme der Baggergutverbringung bedingte Toxizitätserhöhung in den Sedimenten wird damit nicht festgestellt.





**Abbildung 5-14** Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im Mai 2015 (Messergebnisse vom Labor 1)



 Verdeckte Doppelbestimmung

pT-Klasse

 Klasse 0

 Klasse IV

 Klasse I

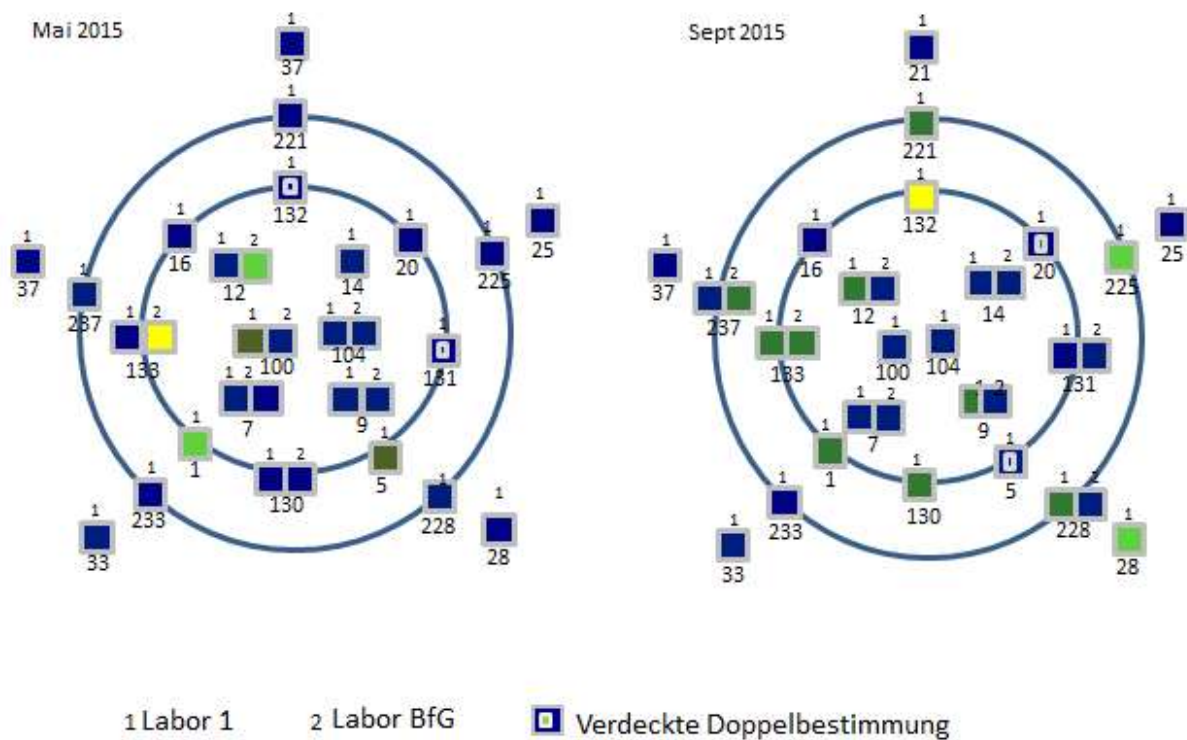
 Klasse V

 Klasse II

 Klasse VI

 Klasse III

**Abbildung 5-15** Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im September 2015 (Messergebnisse vom Labor 1)



**Abbildung 5-16** Doppelbestimmungen von Labor 1 und BfG (Farbgebung der einzelnen Klassen s. Abbildung 5-14)

### **Amphipodentest**

Mittels Amphipodentest wurden in den Jahren 2005 bis 2008, von vereinzelt Werten abgesehen, keine Toxizitäten festgestellt (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2008). Im Jahr 2009 und im Frühjahr 2010 wurden in allen Gebieten höhere Werte als in den vorangegangenen Jahren gefunden (E3-Jahresbericht HPA, 2009; 2010). Dieser Anstieg wurde auch in dem durch die Verbringungen unbeeinflussten Referenzgebiet festgestellt, so dass nicht von einer Beeinflussung durch die Baggergutverbringung auszugehen war. Zur Abklärung der Befunde wurden Parallelanalysen bei einem Zweitlabor beauftragt. Diese zeigten keine Sedimenttoxizität an. Die Prüfung durch einen externen Gutachter ergab darüber hinaus keine Hinweise auf eine fehlerhafte Testdurchführung in einem der beiden Labore.

Als wahrscheinlichste Ursache der vorübergehenden in Labor 1 ermittelten Toxizität kann ein systematischer Fehler bedingt durch eine zunehmende Erhöhung der Empfindlichkeit der in Dauerkultur gehaltenen Tiere auch gegenüber nicht belasteten Sedimenten angesehen werden. Hierfür spricht auch, dass die Toxizitätswerte sanken, nachdem neue Freilandtiere für die Dauerkultur entnommen wurden. Labor 2 verwendet bei jeder Analyse Freilandtiere (für weitere Details s. Jahresbericht 2010 und 2011).

In den Jahren 2011 bis 2013 wurden, von vereinzelt Werten abgesehen, keine Toxizitäten mehr festgestellt: In 2011 wurde zu beiden Terminen jeweils nur in einer Probe eine leichte Toxizität ermittelt. Die übrigen Proben lagen alle im nicht toxischen Bereich (E3-Jahresbericht der HPA, 2011). Im Jahr 2012 und in 2013 zeigte keine der Proben eine toxische Wirkung (E3-Jahresbericht der HPA, 2012; 2013).

Im Sommer 2014, vor der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung, wurde erneut ein Anstieg der Toxizität in den Gebieten der Verbringstelle, dem 1,5-km, dem 2-km sowie dem 6-km-Kreis festgestellt. Zwischen den einzelnen Gebieten zeigte sich dabei kein Unterschied in der Hemmung der Corophien. Im September 2014, nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung, lagen die Werte aller durchgeführten Corophientests im nicht toxischen Bereich. Die Proben in 2014 wurden nur bei einem Labor analysiert, nach dessen Angaben zwischen den Untersuchungen im Juli und September neue Testorganismen aus dem Feld gewonnen wurden. Es ist zu vermuten, dass im Sommer 2014 erneut – wie auch bereits für die Ergebnisse der Jahre 2009 und 2010 vermutet - eine erhöhte Empfindlichkeit der in Laborkultur gehaltenen Tiere die Ursache für den vermeintlichen Anstieg war. In der Monitoring-AG wurde daher auf Anregung der BfG im November 2014 beschlossen, in 2015 die Analysen jeweils bei einem Teil der Proben von einem Zweitlabor parallel durchführen zu lassen.

Im Mai 2015 wurde in dem Labor, das die Tiere in Dauerkultur hält, erneut in allen Gebieten (Verbringstelle, 1,5-km-Kreis, 2-km-Kreis, 6-km-Kreis, Referenzgebiet) an einem Teil der Proben Werte im „leicht toxischen“ Bereich oberhalb von 20 % Hemmung registriert (Tabelle A-15). In zwei Proben wurden auch Hemmwerte oberhalb von 40 % festgestellt („toxischer Bereich“ nach Klassifikation der BfG). Die Proben, die bei dem Labor analysiert wurden, das Freilandtiere verwendet, zeigten hingegen nur Werte im nicht toxischen Bereich (Tabelle A-16). Im September 2015 lagen die Proben in beiden Laboren wieder alle im nicht toxischen Bereich (Tabelle A-15 und A-16). Es erscheint damit sehr wahrscheinlich, dass im Mai 2015 erneut die in Dauerkultur gehaltenen Tiere im Vergleich zu Freilandtieren eine erhöhte Empfindlichkeit aufwiesen. Die räumliche Verteilung der Werte in 2015 liefert hingegen keine Hinweise auf eine durch die Baggergutverbringung bedingte Sedimenttoxizität gegenüber dem Testorganismus *Corophium volutator*.

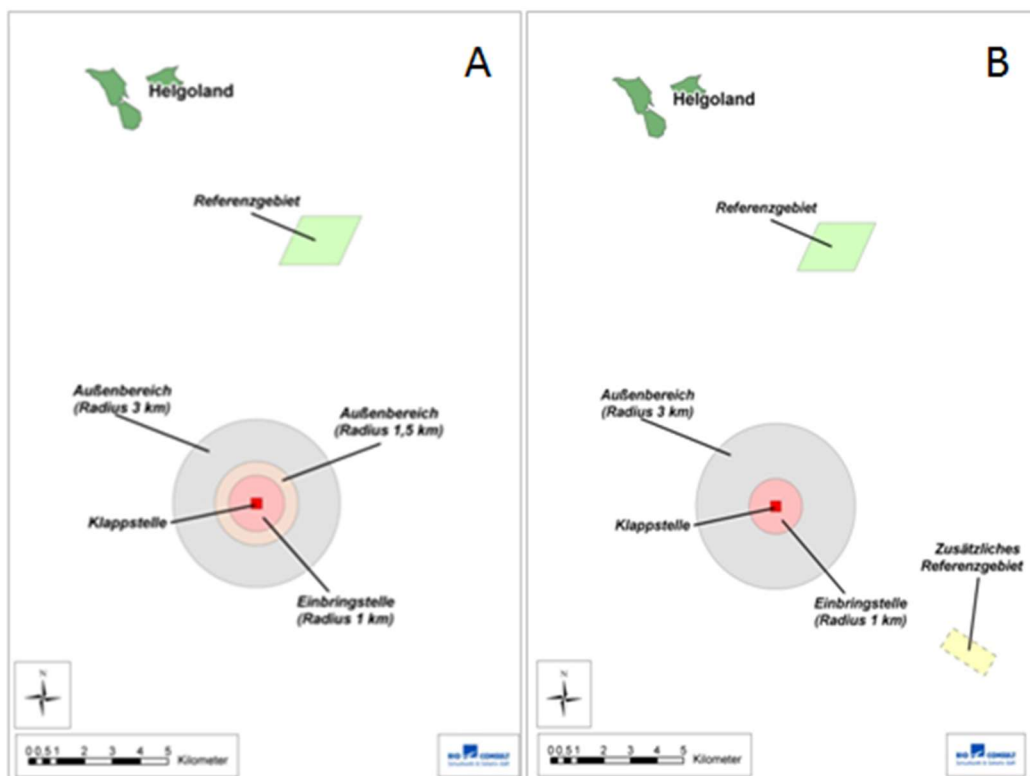


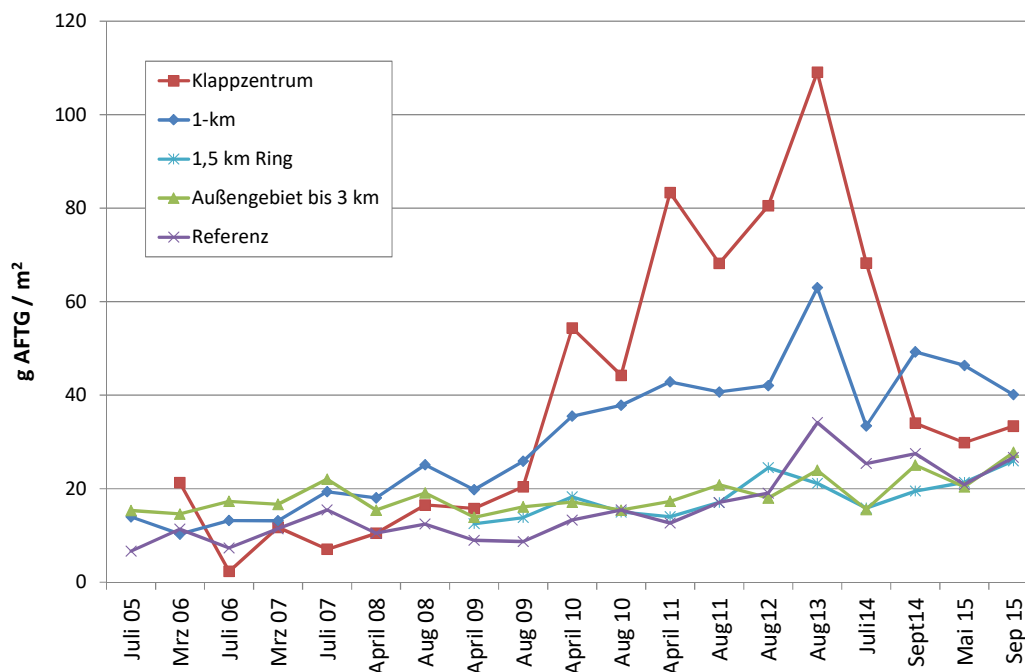
Abbildung 5-17 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Klieschenmonitoring (B)

## 5.5 Makrozoobenthos

Zeitgleich zur Probennahme für die chemischen und ökotoxikologischen Analysen wurden von der Firma BioConsult Sedimentproben für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste mit der Verbringstelle (20 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem in 2009 eingerichteten 1,5 km Ring (20 Stationen), einem Außengebiet, 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 5-17 A). An jeder Station wurde eine Makrozoobenthosprobe mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m<sup>2</sup> Grundfläche) entnommen. Die Siebmaschenweite betrug 1 mm. Die Siebrückstände wurden bis 2013 einschließlich mit Alkohol konserviert, ab 2014 mit Formalin. Die Tiere wurden im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Bis Sommer 2012 wurde die Biomasse anschließend als aschefreies Trockengewicht auf Ebene der Großtaxa (2005) bzw. auf Artebene (seit 2006) ermittelt. Ab 2013 wurde die Biomasse als Feuchtgewicht ermittelt und anschließend mit Konvertierungsfaktoren in aschefreies Trockengewicht umgerechnet.

Bei der Auswertung wurde ein räumlicher Vergleich der fünf Teilgebiete durchgeführt und anschließend die Veränderung der Makrozoobenthos-Assoziation über die Zeit analysiert (BioConsult, 2016b). Die Ergebnisse pro Gebiet und Untersuchungskampagne wurden statistisch auf signifikante Unterschiede geprüft (Varianzanalysen, multivariate statistische Tests).

Die Erstuntersuchung im Jahr 2005 ergab für das Makrozoobenthos das zu erwartende, für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum einer *Nucula-nitidosa*-Gemeinschaft. Während dieser Untersuchung wurden keine Hinweise auf eine besondere Bedeutung des Verbringgebietes für die Makrozoobenthos-Gemeinschaft gefunden.



**Abbildung 5-18** Makrozoobenthos-Biomasse im Untersuchungsgebiet von 2005 bis 2015 (AFTG = aschefreies Trockengewicht, ab 2013 auch Feuchtgewicht berechnet, s. Text)

Das direkte Klappzentrum (K, 400\*400 m) wies seit der ersten Verbringkampagne in 2005 bis zum Jahr 2010 niedrigere Besiedlungskennwerte für Artenzahl und Artenvielfalt auf als die umliegenden Gebiete. Die Ergebnisse zeigen, dass diese verklappungsbedingte Beeinträchtigung zwischen 2006 und 2010 relativ konstant blieb. Außer der direkten Wirkung durch Substratüberdeckung bei den Verklappungen kann auch die Texturveränderung hin zu einem sandigeren Untergrund zu der beobachteten Verarmung der Makrozoobenthosgemeinschaft im Klappzentrum beigetragen haben.

Erwartet wurden darüber hinaus auch eine niedrigere Besiedlungsdichte sowie eine geringere Biomasse auf dem Klappzentrum. Während der Mehrzahl der zwischen 2005 und 2010 durchgeführten Beprobungen war dies auch zu beobachten. Es wurden jedoch auch mehrfach Massenvorkommen von Organismen (Polychaet *Scalibregma inflatum* Sommer 2006, Polychaet *Owenia fusiformis* 2008, Bivalvia *Ensis americanus* Sommer 2009) auf dem Klappzentrum festgestellt. Während dieser Termine lag die Besiedlungsdichte des Klappzentrums nicht immer niedriger, sondern war z.T. sogar höher als in den umliegenden Gebieten. Die Ursache für die Massentwicklungen könnte in den aufgrund der Verklappungen niedrigeren Besiedlungsdichten an dem Klappzentrum und dem dadurch freiwerdenden Raum für die Ansiedlung von in den jeweiligen Jahren dominanten Larvenarten zu suchen sein.

Seit August 2009 entwickelte sich auf dem Klappzentrum eine Schwertmuschelkolonie (*Ensis americanus*). Die Besiedlungsdichte mit Schwertmuscheln nahm dabei von August 2009 bis Juli 2014 deutlich ab. Parallel stieg die Biomasse auf dem Klappzentrum von August 2009 bis August 2013 kontinuierlich an. Dies ist auf den Größenzuwachs der Schwertmuscheln zurückzuführen, die in 2013 immer noch knapp 70 % der Biomasse auf dem Klappzentrum betragen.

Im Juli 2014 lag die Besiedlungsdichte mit *Ensis americanus* noch auf Platz 4 nach den Muscheln *Nucula nitidosa*, *Abra nitida* und *Abra alba*. Die Biomasse auf K hatte im Vergleich zum Vorjahr zwar abgenommen, war aber immer noch die höchste der fünf Teilgebiete und wurde zu ungefähr 70 % von *Ensis americanus* bestimmt (Abbildung 5-18).

Die mittlere Artenzahl auf dem Klappzentrum nahm nach dem vorläufigen Ende der Verklappungen in 2010 deutlich zu und lag im Juli 2014 nur knapp unter der mittleren Artenzahl der Teilgebiete 1-km, AU-1,5 km, AU und R, wobei der Unterschied zu diesen Gebieten nicht signifikant war. Die Werte für die Abundanz waren auf dem Klappzentrum im Juli 2014 zwar noch etwas unterhalb derer der anderen Teilgebiete, auch dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant. Die Artenvielfalt auf dem Klappzentrum wies zwischen August 2011 und Juli 2014 keinen Unterschied mehr zu der der umgebenden Teilgebiete auf. Auch die multivariaten Analysen zeigten im Juli 2014, dass sich die Gemeinschaftsstruktur auf dem direkten Klappzentrum K an die der anderen Teilgebiete angenähert hat. Damit können insgesamt im verklappungsfreien Zeitraum Frühjahr 2010 bis Juli 2014 Anzeichen für eine Erholung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft auf der Klappstelle festgestellt werden. Eine vollständige Annäherung der Makrozoobenthos-Assoziation im direkten Verklappungsbereich an die der umliegenden Teilbereiche ist aufgrund der deutlich vergrößerten Textur im Klappzentrum hingegen nicht zu erwarten.

Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 zeigte sich zu den folgenden drei Beprobungskampagnen (September 2014, Mai 2015 und September 2015) erwartungsgemäß eine erneute Abnahme der mittleren Artenzahl, der Diversität und der Abundanz auf dem Klappzentrum. Die Differenz der Parameter mittlere Artenzahl und Abundanz zwischen Klappzentrum und Außengebiet (AU) sowie Referenz (R) war dabei zu allen drei Terminen signifikant. Bei dem Parameter Diversität traf dies nur im September 2015 zu. Auch die Biomasse nahm auf dem Klappzentrum ab, war aber im Zeitraum September 2014 bis September 2015 noch die zweithöchste der Teilgebiete. Auch in den multivariaten Analysen wird von Sommer 2014 bis September 2015 das Gebiet des Klappzentrums wieder deutlicher getrennt von den anderen Teilgebieten

dargestellt. Insgesamt ist der Einfluss der Baggergutverbringung auf die genannten Indikatoren bis September 2015 einschließlich aber nicht höher als während des ersten Verklappungszeitraums.

Während der ersten Verklappungsphase 2005 bis 2010 wurde festgestellt, dass die Benthosgemeinschaft auf dem Klappzentrum eine im Vergleich zu den anderen Teilgebieten wenig komplexe Struktur hat. Dies bestätigt sich auch in der zweiten Verklappungsphase: Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014 änderte sich die Artenzusammensetzung zunächst deutlich. Im September 2014 wurden als dominante Arten der Ringelwurm *Scoloplos armiger*, die Kleine Pfeffermuschel *Abra alba* und die Glänzende Nußmuschel *Nucula nitidosa* identifiziert. *Scoloplos armiger* trat dabei erstmalig als dominante Art in diesem Teilgebiet auf. Auch wenn die Schwertmuschel *Ensis americanus* im September 2014 bei der Abundanz nicht mehr zu den dominanten Arten zählte, stellte sie aufgrund ihrer Masse immer noch knapp die Hälfte des Anteils an Biomasse.

Im Mai 2015 und im September 2015 erreichten jeweils nur drei Arten einen dominanten Status auf dem Klappzentrum: Im Mai wurde das Teilgebiet Klappzentrum vom Polychaeten *Scalibregma inflatum* dominiert. Rang 2 hatten *Abra alba* und Rang 3 die Nussmuschel *Nucula nitidosa* inne. Im September 2015 hatten *Scoloplos armiger*, *Nucula nitidosa* und *Abra alba* die jeweils höchsten Anteile an der Artenzusammensetzung. Die Schwertmuschel *Ensis americanus* stellte auch in 2015 aufgrund ihrer Masse immer noch 55 resp. knapp 70 % des Anteils an Biomasse (Mai und September 2015) (Abbildung 5-18).

Der Polychaet *Scoloplos armiger* wurde im September 2014 erstmalig als dominante Art in diesem Teilgebiet gefunden. Auch im September 2015 war er wieder dominant. Ob dies auf einen saisonalen Effekt zurückzuführen ist oder eine Reaktion auf die Verklappungstätigkeit ist, ist nicht klar.

In den Kampagnen zwischen 2005 und 2010 konnten im 1-km-Kreis verklappungsbedingte Effekte insbesondere auf Stationen in unmittelbarer Nähe zum Klappzentrum festgestellt werden. Lokale Effekte der Sedimentverbringungen erscheinen daher in dem das Klappzentrum umgebenden Teil des 1-km-Kreises wahrscheinlich und sind aufgrund der dort veränderten, gröberen Textur auch zu erwarten. Im Zeitraum ohne Baggergutverbringung von Frühjahr 2010 bis Juli 2014 wurden diese Effekte geringer, so dass die multivariaten Analysen im Juli 2014 der einzelnen Stationen kaum noch einen Unterschied zwischen dem 1-km-Kreis und den übrigen Gebieten anzeigten.

Im September 2014 und auch im September 2015 weisen die unmittelbar dem Klappzentrum benachbarten Stationen jedoch wieder eine deutliche Ähnlichkeit zum Klappzentrum auf, wodurch sich ein Einfluss durch die Wiederaufnahme der Verklappungen andeutet. Werden alle Stationen im 1-km-Kreis zusammenfassend betrachtet, wird bei den Parametern Artenvielfalt, Abundanz und mittlere Artenzahl allerdings weder in 2014 noch in 2015 ein signifikanter Unterschied zu den umliegenden Teilgebieten AU-1,5 und AU-2/3 festgestellt. Das Referenzgebiet zeigt hingegen zu allen drei Terminen (September 2014, Mai 2015, September 2015) signifikant höhere Werte für die Abundanz gegenüber den drei Gebieten 1-km, 1,5-km und 2/3-km. Unterschiede in den Parametern mittlere Artenzahl und Artenvielfalt im Referenzgebiet in Relation zu den anderen drei Teilgebieten sind hingegen deutlich geringer ausgeprägt. Zudem sind diese Unterschiede nur teilweise signifikant: Das Referenzgebiet ist bei der Artenzahl im September 2014, Mai 2015 und September 2015 signifikant höher als das Klappzentrum und im September 2015 auch als der 1-km-Kreis, unterscheidet sich aber nicht signifikant vom AU-1,5 und AU2/3 und auch nicht vom 1-km-Kreis im September 2014 und Mai 2015.

Das Referenzgebiet ist bei der Artenvielfalt im September 2014 nicht signifikant verschieden von den Gebieten Klappzentrum, 1,5-km und AU2/3, ist aber signifikant niedriger als AU1,5. Im Mai und September 2015 ist die Diversität auf R signifikant höher als auf dem Klappzentrum, dem 1-

km-Kreis und dem AU2/3, ist aber nicht signifikant verschieden vom Gebiet 1,5-km. Die Biomasse war im 1-km-Kreis im September 2014 und zu beiden Terminen in 2015 die höchste der Teilgebiete (Abbildung 5-18). Sie lag zu allen drei Terminen signifikant über der im Außengebiet (= 2/3-km-Kreis) und im 1,5-km-Kreis, im Mai 2015 auch signifikant über der im Referenzgebiet. Hierfür waren im September 2014 vorwiegend Muscheln (vor allem *Ensis americanus*, aber auch *Abra alba* sowie weitere Arten) und Stachelhäuter (insbesondere *Echinocardium cordatum*, der Herz-Seeigel) verantwortlich. Auch im Mai 2015 waren überwiegend Muscheln und Stachelhäuter, im September hingegen vorwiegend Polychaeten gefolgt von Muscheln für die Biomasse verantwortlich. Die Schwertmuschel *Ensis americanus* stellte im Mai 2015 immerhin noch 25 % der Biomasse, im September 2015 hingegen nur noch 13 %.

Die Gebiete 1-km, AU-1,5, AU-2/3 und R wiesen zu beiden Terminen in 2015 untereinander eine gewisse Ähnlichkeit in der Dominanzstruktur auf. Zu den dominanten Arten zählten in allen Teilgebieten in wechselnden Anteilen je nach Teilgebiet und Termin die Arten *Scalibregma inflatum*, die Kleine Linsenmuschel (*Kurtiella (Mysella) bidentata*), die Glänzende Nußmuschel (*Nucula nitidosa*) und die Kleine Pfeffermuschel (*Abra alba*). Im Referenzgebiet wurde im Mai 2015 auch der Schlangensterne (*Amphiura filiformis*) als dominante Art identifiziert.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die faunistischen Ergebnisse während des ersten Verklappungszeitraums 2005 bis 2010 deutliche baggergutbedingte Einflüsse auf die Benthosgemeinschaft auf dem Klappzentrum und den angrenzenden Stationen im 1-km-Kreis zeigten. Diese haben sich über die Zeit der Verbringung hinweg nicht wesentlich verändert. Von 2010 bis zum Sommer 2014, im verbringungsfreien Zeitraum, waren Anzeichen einer Erholung zu erkennen. Eine vollständige Rückkehr zum Ausgangszustand wurde nicht festgestellt und war aufgrund der Texturveränderung auch nicht zu erwarten.

Im Zeitraum September 2014 bis September 2015, nach der Wiederaufnahme der Verklappungen, zeigt sich im Einbringbereich erneut ein deutlicher Einfluss der Baggergutverbringung auf die faunistischen Indikatoren. Dieser entspricht in der Größenordnung in etwa dem aus dem ersten Verklappungszeitraum.

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet (2/3-km) und im Referenzgebiet wurden, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, in Bezug auf mittlere Artenzahlen, Abundanz, Diversität und Biomasse sowohl im räumlichen als auch im zeitlichen Vergleich keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt (BioConsult, 2016b). Während bei den Parametern mittlere Artenzahl und Biomasse zwischen diesen drei Gebieten zu beiden Terminen keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden, zeigte das Referenzgebiet teilweise signifikante Abweichungen von dem Außengebiet bei den Parametern Abundanz und Diversität, die laut BioConsult (2016b) 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, 2016b).

## 5.6 Bioakkumulation

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Im Jahr 2014 wurden die Untersuchungen an der Pfeffermuschel (*Abra alba*) und der Wellhornschncke (*Buccinum undatum*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt (Tabelle A 1).



Im Herbst 2015 erfolgte ebenfalls die nach dem regulären Monitoringprogramm vorgesehene Untersuchung an der Kliesche (*Limanda limanda*).

### 5.6.1 Bioakkumulation in der Wellhornschnecke

Wellhornschncken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen. Seit März 2006 werden Wellhornschncken im Rahmen der Befischungen aus dem Klappzentrum, der Verbringstelle, dem Außengebiet sowie dem Referenzgebiet entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Zusätzlich erfolgten seitdem eine Analyse der Bestandsdichte und Längen-Häufigkeitsverteilung in diesen vier Gebieten.

An den Tieren aus dem Sommer 2013 sowie Juni und September 2014 wurde eine Altersbestimmung vorgenommen. Da sich für die Jahre 2013 und 2014 kein Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung und dem Alter ermitteln ließ (s.u.), war geplant, die Altersdatierungen an den Wellhornschncken einzustellen. Das untersuchende Labor hatte jedoch bereits mit einer Datierung der Operculi einzelner Schncken aus 2015 begonnen. Somit steht ein kleinerer Datensatz von insgesamt 70 Werten auch für 2015 für eine Untersuchung zur Verfügung (s.u.).

Die Wellhornschncke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschncken, das so genannte Imposex-Phänomen, untersucht, das durch TBT induziert werden kann. Zur Ermittlung der Imposex-Rate werden nur größere und damit ältere Individuen herangezogen.

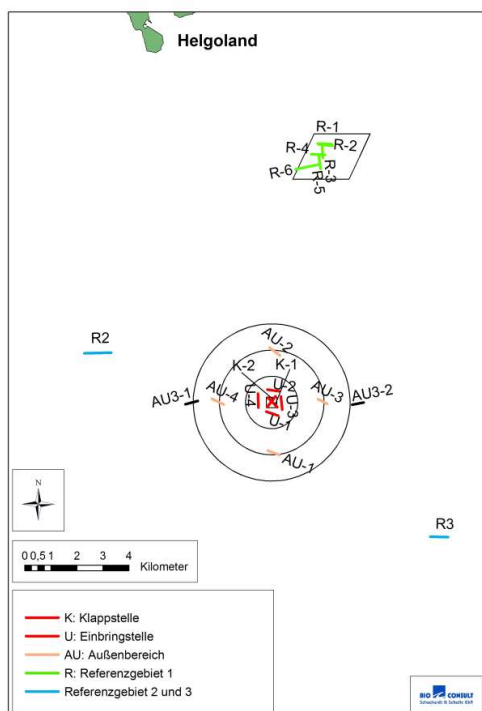


Abbildung 5-19 Lage der Hols der Wellhornschnckenbeprobung ab August 2009

**Tabelle 5-4 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschncke**

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

\* 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

Die Bioakkumulationsuntersuchung wurde ab März 2007 um ein zweites Referenzgebiet im Bereich einer Schifffahrtsstraße und ab April 2009 um ein drittes Referenzgebiet im Bereich der Monitoring-Station 69 erweitert, so dass sie mittlerweile in insgesamt sechs Gebieten durchgeführt wird. Die ungefähre Lage der einzelnen Hols zeigt Abbildung 5-19.

Für das Jahr 2008 wurde eine statistisch signifikante Anreicherung verschiedener organischer Schadstoffe in Wellhornschncken des Klappzentrums im Vergleich zu denen der Referenzgebiete ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2009). Als Konsequenz aus diesem Befund wurde die bestehende Einvernehmensregelung um weitere Maßgaben ergänzt. Hierzu gehört auch eine Erweiterung des Wellhornschncken-Monitorings ab Sommer 2009 mit dem Ziel, die gefundenen Effekte räumlich besser eingrenzen zu können. Das Außengebiet wurde hierfür in einen 2-km- und in einen 3-km-Kreis unterteilt. Verbringstelle und 2-km-Kreis werden in je vier Teilbereiche gemäß den Himmelsrichtungen untergliedert (Nord, Süd, Ost, West), der 3-km-Kreis umfasst die Teilgebiete West und Ost (Tabelle 5-4; Abbildung 5-19).

Probenanzahl und Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2015 sind in Tabelle 5-4 aufgeführt. Die Proben wurden 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. Zudem werden seit August 2009 Schalengröße, Schalengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen.

Die seit 2006 durchgeführten 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 2015 häufig festgestellt (BioConsult, 2016a), wobei über den Gesamtzeitraum betrachtet die höchsten Werte auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis aufgetreten sind.

Die Besiedlungsdichte zeigt dabei zwischen den einzelnen Terminen und in den 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 Jahr 2015 lag die Bestandsdichte zu beiden Terminen auf der Einbringstelle jeweils am höchsten. Während der Wert im Juni 2015 mit 285 Individuen pro Hektar in einem Bereich lag, der im Verlauf der Untersuchung häufiger ermittelt wurde, wies im Oktober die Besiedlungsdichte mit 927 Individuen pro Hektar das Maximum des gesamten Untersuchungszeitraums auf. 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 um die 60 Tiere pro Hektar und damit wieder deutlich geringer.

Eine durch die Baggertgutverbringung bedingte Verringerung des quantitativen Vorkommens der Wellhornschncke ist weder über den Gesamtzeitraum noch nach Wiederaufnahme der Baggertgutverbringung 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 und im 1-km-Kreis im Mittel etwas kleiner waren als im Außengebiet, im Referenzgebiet hingegen etwas größer. Von August 2011 bis Oktober 2015 wird hingegen kein Längenunterschied zwischen den Gebieten mehr festgestellt.

Allgemein ist davon auszugehen, dass juvenile Tiere kleiner sind als ältere. Dies würde bedeuten, dass im Klappzentrum bis 2010 tendenziell mehr jüngere Tiere gefunden wurden. TBT wirkt allerdings auch wachstumshemmend. Da an den Tieren vor 2013 keine Altersdatierung durchgeführt wurde, lassen sich die Faktoren „Alter“ und „Wachstumshemmung“ hier jedoch nicht voneinander abgrenzen. Zudem ist nicht bekannt, ab welcher TBT-Konzentration im Gewebe der Tiere mit einer Wachstumshemmung zu rechnen wäre. Darüber hinaus zeigen die Tiere Wanderungsbewegungen. Eine mögliche, durch das Baggertgut bedingte Wachstumshemmung von Tieren auf dem Klappzentrum lässt sich von daher nicht ausschließen, ist aber mit den vorhandenen Daten auch nicht zu belegen (BioConsult, 2016a).



**Abbildung 5-20 Wellhornschncke mit Gehäusedeckel (Operculum)**

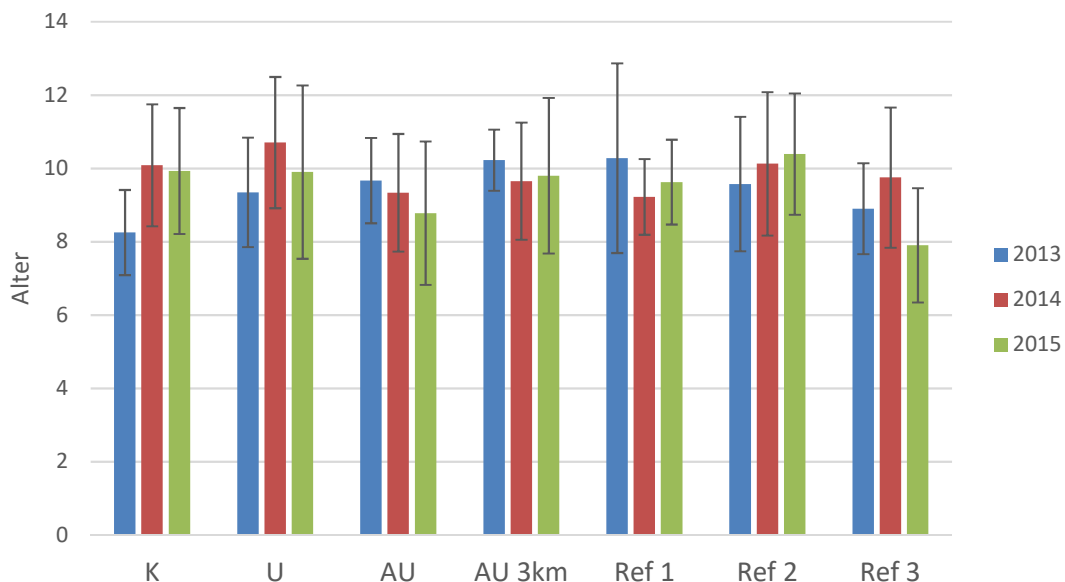
In neueren Untersuchungen wurde festgestellt, dass das über die Länge der Schnecken abgeschätzte Alter nicht nur sehr unsicher ist, sondern dass die Längen-Altersbeziehung auch je nach Gebiet erheblich variieren kann (BioConsult, 2016a). Das Alter der Population spielt sowohl für die Ausprägung des Imposex-Phänomens als auch für die Schadstoffanreicherung eine wichtige Rolle.

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 entnommenen Tiere wiederholt. Die Altersdatierung an Buccinum sollte für 2015 nicht mehr weitergeführt werden, da keine altersbedingten Unterschiede in der Anreicherung von Schadstoffen für die Jahre 2013 und 2014 festgestellt werden konnten (s.u.). Das untersuchende Labor hatte jedoch bereits mit der Altersdatierung an einem Teil der Schnecken aus 2015 begonnen, so dass für weitergehende Untersuchungen ein Datenset vorliegt. Die Altersdatierung in 2015 erfolgte an Schnecken des Untersuchungstermins Oktober 2015 an 70 Tieren, sowie an den Schnecken aus Mai und Oktober 2015, an denen das Imposex-Phänomen untersucht wurde (n=6).

Das Operculum der Wellhornschnellen 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 5 15). 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. Von insgesamt 100 Tieren aus dem Jahr 2013 war 92 jeweils ein Alter zuzuordnen. Im Jahr 2014 wurde an 128 der auch auf Schadstoffanreicherung untersuchten Tiere eine Datierung durchgeführt, wobei sich 116 Tieren ein Alter zuordnen lässt. Im Jahr 2015 wurden 76 Tiere, an denen auch Schadstoffe untersucht wurden, datiert. Eine Altersbestimmung war bei 70 Tieren möglich

Das mittlere Alter der auf Schadstoffe untersuchten Tiere betrug 9,4 Jahre (2013, n=92), 9,8 Jahre (2014, n=114) resp. 9,5 Jahre (2015, n=70). Über 80 % der in 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 (Abbildung 5-21).

Die DDT-Metabolite pp-DDE, pp-DDD und op-DDD zeigten zwischen 2008 und 2010 zu insgesamt 6 Beprobungsterminen eine relativ gleichmäßig ausgeprägte, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum und der Verbringstelle. Im Zeitraum 2011 bis 2013 wurden hingegen nur noch Werte auf dem Hintergrundniveau ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2013; Abbildung 5-22, Abbildung 5-23).



**Abbildung 5-21** Mittleres Alter der Wellhornschnellen (Altersdatierung über Opercula) in den einzelnen Gebieten in 2013, 2014 und 2015 (Gebiete in allen drei Jahren nicht signifikant verschieden, ANOVA,  $p < 0,05$ ,  $n=92$  (13),  $n=114$  (14) und  $n=70$  (15)).

Im Jahr 2014 lagen zu beiden Terminen die Gehalte an pp-DDE und im Juni 2014 auch an pp-DDD im Referenzgebiet 1 in den Tieren signifikant höher als in denen der anderen Gebiete. Für op-DDD wurden dagegen im September 2014 auf dem Klapp- und Verbringzentrum signifikant höhere Werte in Relation zu den Referenzgebieten ermittelt (Abbildung 5-23, Unterschied signifikant für die auf Lipid bezogenen Werte; E3-Jahresbericht der HPA, 2014).

Im Mai 2015 zeigen sich bei keinem der DDT-Metabolite signifikante Unterschiede in der Belastung der Tiere der einzelnen Gebiete (Abbildung 5-22, Abbildung 5-23). Im Oktober 2015 gilt dies zwar noch für pp-DDE (Abbildung 5-22), nicht jedoch für op-DDD (Abbildung 5-23) und pp-DDD. Op-DDD weist – wie auch bereits im September 2014 festgestellt – auf dem Klappzentrum und dem 1-km-Kreis signifikant höhere Werte als in den Referenzgebieten auf (Daten auf Lipid normiert,  $p < 0,001$ ). Auch die Werte für pp-DDD liegen in den Tieren auf dem Klappzentrum und der Einbringstelle höher als in den Referenzgebieten, wobei dieser Unterschied zu den Referenzgebieten 2 und 3 jedoch nicht signifikant ist. Die Metabolite op-DDE und op-DDT sowie pp-DDT liegen in 2015, wie auch in den vorangegangenen Jahren, in allen Gebieten überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Summe zeigen die DDT-Metabolite dann auch im Oktober 2015, wie auch im Mai 2015, keinen signifikanten Unterschied zwischen den Gebieten.

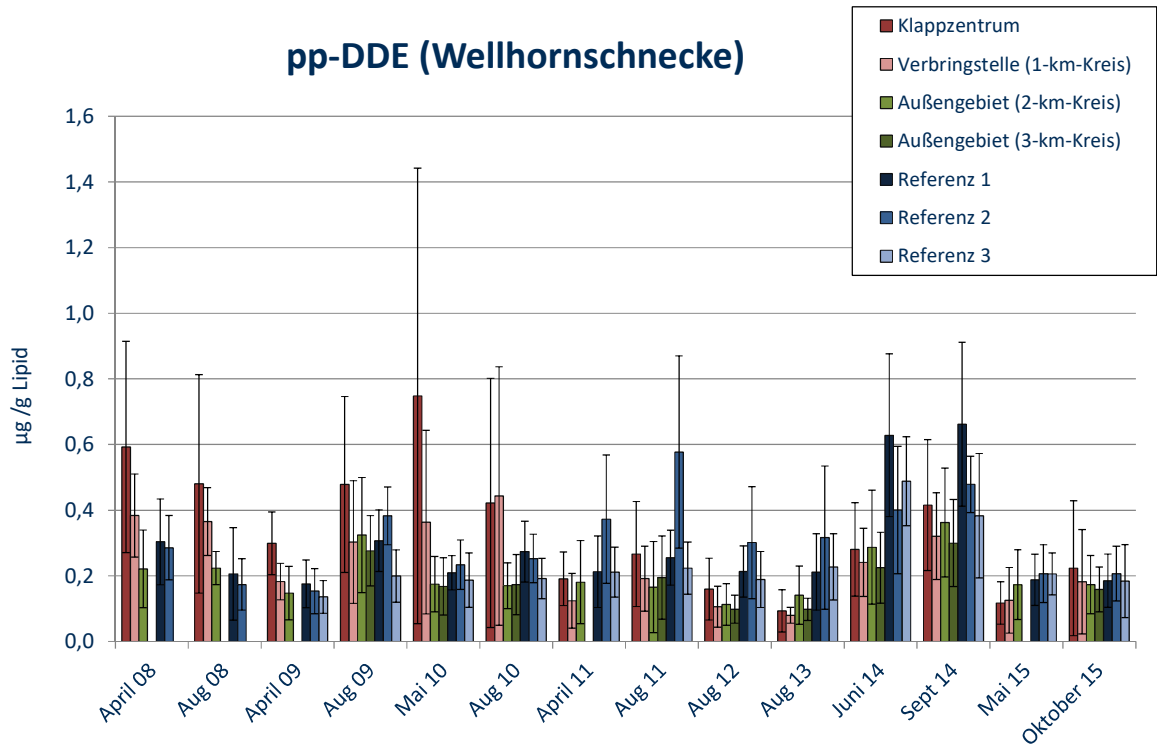
Eine signifikante Anreicherung an Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol in den Tieren des Klappzentrums wird seit 2010 nicht mehr ermittelt.

Im ersten Verbringungszeitraum wurde eine statistisch signifikante Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT in den Tieren auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis ermittelt. Zu den Beprobungsterminen in 2011 bis 2014 wurde diese mindestens bei einem der beiden Parameter weiterhin festgestellt, wobei das Belastungsniveau insgesamt deutlich gesunken war (Abbildung 5-24).

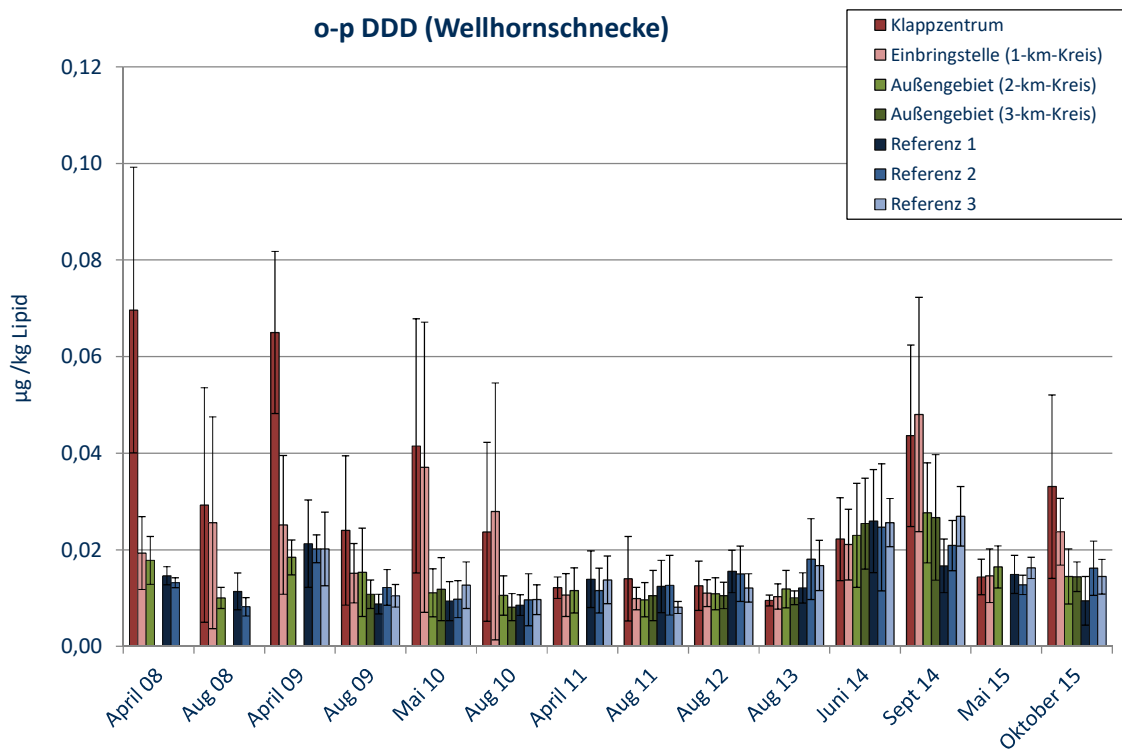
Im Mai 2015 wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten ermittelt, während im Oktober 2015 sowohl MBT als auch DBT in den Tieren auf dem Klappzentrum signifikant höher angereichert waren als in den drei Referenzgebieten. Auf der Einbringstelle galt dies nur für DBT (Abbildung 5-24). Das Belastungsniveau beider Verbindungen war in 2015 gegenüber dem des ersten Verbringzeitraums auch auf dem Klappzentrum und auf der Einbringstelle aber weiterhin niedrig und bis Oktober 2015 einschließlich durch die Wiederaufnahme der Verbringungen auch noch nicht wieder angestiegen. Signifikant erhöhte Werte in der Umgebung der Verbringstelle (2 und 3-km-Kreis) in Relation zu den Referenzgebieten wurden in 2015 ebenfalls weiterhin nicht festgestellt.

Für TBT wird über die Zeit ein etwas anderes Muster ermittelt: Auf eine niedrige Konzentration in den Jahren 2008 und 2009 sowohl im Verbringbereich als auch in den Referenzgebieten folgt eine temporäre Erhöhung in 2010 und 2011 in allen Gebieten, wobei auf dem Klappzentrum eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung festzustellen ist (Abbildung 5-25). 2012, 2013 und 2014 ist die TBT-Konzentration in allen Gebieten wieder auf Werte unterhalb oder knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze abgesunken. Im Jahr 2015 wird im Mai eine geringfügige Erhöhung in allen Gebieten festgestellt. Im Oktober 2015 liegen die Werte auf dem Klappzentrum signifikant höher als die der anderen Gebiete, sind dabei aber noch deutlich niedriger als in den Jahren 2010 und 2011 (Abbildung 5-25). Auffällig ist, dass die Konzentration an TBT in den Schnecken generell erheblich niedriger liegt als die der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011).

Für TeBT wird in 2015 nur in einer Probe auf dem Klappzentrum ein Wert von 6 µg/kg TS ermittelt, der oberhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg TS liegt. Alle anderen Werte auf dem Klappzentrum und in den übrigen Untersuchungsgebieten liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.



**Abbildung 5-22** Belastung der Wellhornschnecken pp-DDE von 2008 bis 2015 (Bezugsbasis Lipid)



**Abbildung 5-23** Belastung der Wellhornschnecken op-DDD von 2008 bis 2015 (Bezugsbasis Lipid)

### Dibutylzinn (Wellhornschnecke)

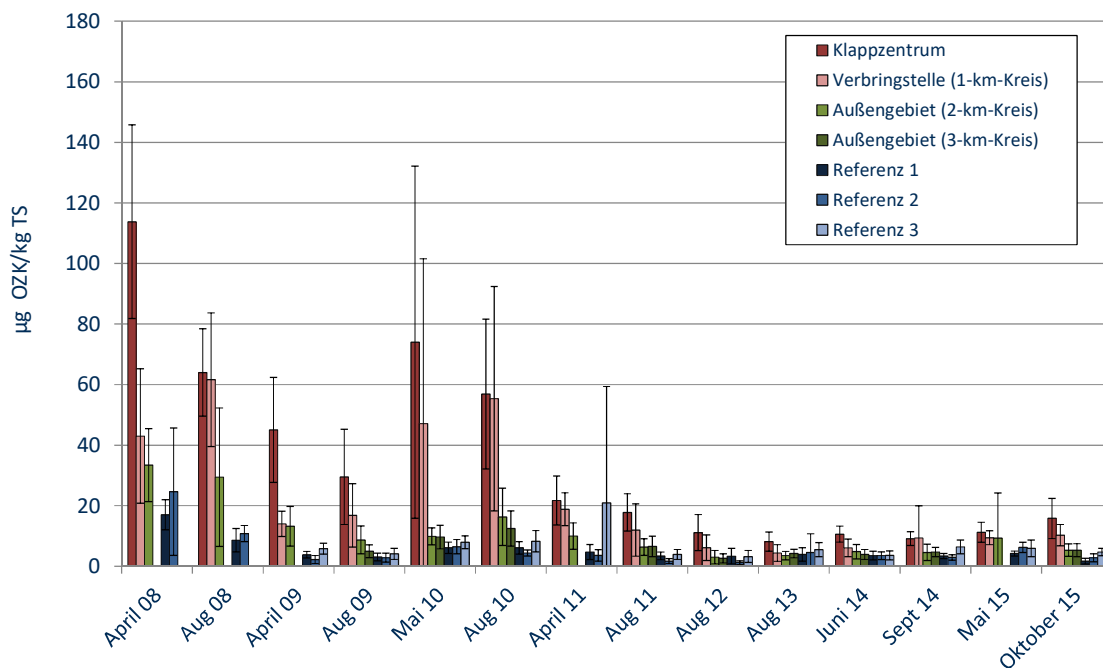


Abbildung 5-24 Belastung der Wellhornschnecken mit DBT in 2008 bis 2015 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

### Tributylzinn (Wellhornschnecke)

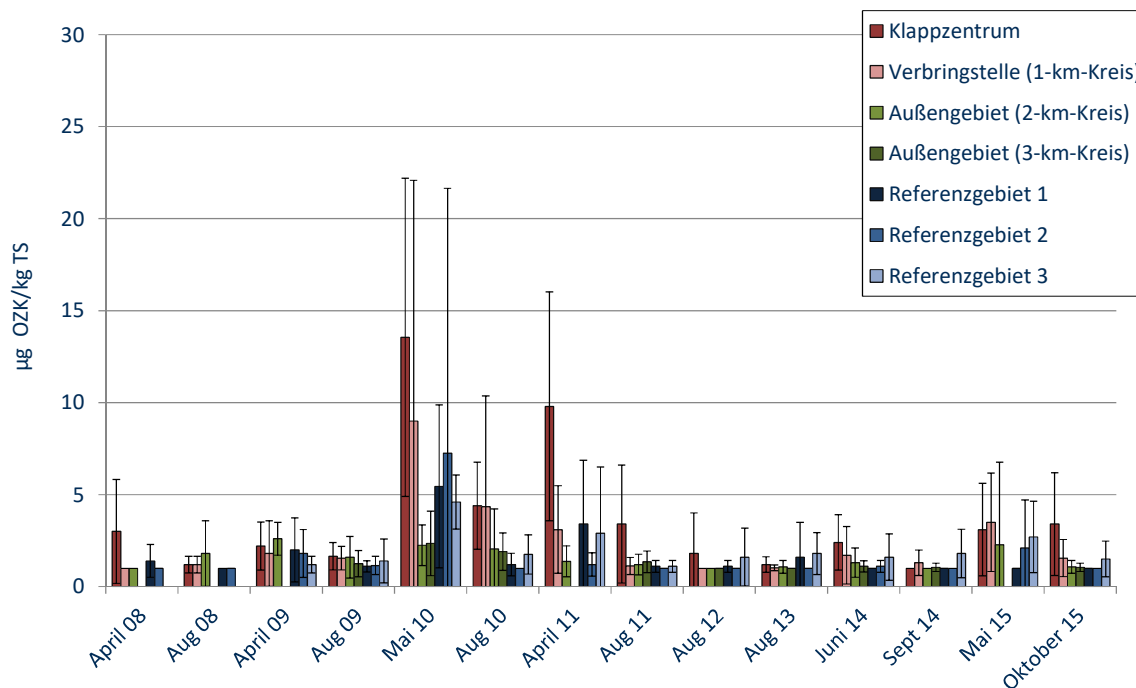


Abbildung 5-25 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT in 2008 bis 2015 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

HCH-Isomere wurden von 2008 bis 2015 in den Wellhornschnellen nur sporadisch nachgewiesen, wobei sich auch in 2015 keine Anreicherung dieser Verbindungen im Klappzentrum und 1-km-Kreis oder der Umgebung der Einbringstelle in Relation zu den Referenzgebieten abzeichnet.

Bei den DDT-Metaboliten op-DDD und pp-DDD deutet sich im Sommer 2014 in den Wellhornschnellen bis zum September 2015 nach der Wiederaufnahme der Verbringungen zwar ein Wiederanstieg an, die Werte für pp-DDD überschreiten dabei aber noch nicht die Werte der Referenzgebiete. Pp-DDE und die Summe der DDT-Metabolite sowie Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol zeigen im Verbringbereich bis September 2015 keine höheren Werte in Relation zu den Referenzgebieten. Die zinnorganischen Verbindungen weisen weiterhin auf dem Klappzentrum und der Einbringstelle signifikant höhere Werte in Relation zu den Referenzgebieten auf. Das Konzentrationsniveau dieser Verbindungen ist jedoch weiterhin niedriger als im ersten Verbringzeitraum 2005 bis 2010. Folglich lässt sich insgesamt festhalten, dass die Wiederaufnahme der Verbringungen noch zu keinem erheblichen Wiederanstieg der Konzentration der chlororganischen Verbindungen auf dem Klappzentrum und der Einbringstelle geführt hat.

In den Tieren der Referenzgebiete 1 und 2 wurden in den vergangenen Jahren im Vergleich zu denen des Klappzentrums resp. des 1-km-Kreises wiederholt signifikant höhere Konzentrationen an Schwermetallen (Kupfer, Cadmium, Zink, Quecksilber, Arsen) und an PCB festgestellt. Dieser Befund wird erneut auch in 2015 insbesondere für das Referenzgebiet 1, teilweise auch für das Referenzgebiet 2 bestätigt. Ebenfalls in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der letzten Jahre deuten sich bei den Tieren in den Referenzgebieten 1 und 2 höhere Gehäusegewichte als in den anderen Gebieten an, auch wenn dieser Unterschied in 2015 nicht signifikant ist. Eine parallel höhere Gehäuselänge der Tiere in den Referenzgebieten wird in 2015 wie auch bereits in 2014 nicht festgestellt. Eine statistisch positive Beziehung zwischen Gehäusegewicht und Gehäuselänge ist für die Daten in 2015 zwar vorhanden, aber nicht sehr deutlich ausgeprägt ( $0,531 r^2$ ,  $<0,0001$ ,  $n=235$ ).

Offenbar werden in beiden Referenzgebieten Tiere gefunden, die relativ zu denen der anderen Gebiete eine höhere Konzentration an Kupfer, Cadmium, Zink, Quecksilber, Arsen und PCB-Verbindungen aufweisen und die teilweise auch dickere Schalen aufweisen, während sich ihre Gehäuselänge von denen der anderen Gebiete nicht oder nur geringfügig unterscheidet.

Das mittels Opercula datierte Schneckentalter zeigte wider Erwarten nur bei den Tieren aus dem Jahr 2013 eine schwach signifikante, positive Korrelation mit dem Schalengewicht, der Schalenlänge und der Konzentration an Arsen, Cadmium und Quecksilber ( $r^2$  jeweils  $< 0,1$ ,  $p < 0,05$ ). Die Schwermetalle Kupfer, Blei und Zink sowie die PCB-Verbindungen waren hingegen mit dem Alter der Tiere gar nicht korreliert. Auch die Konzentration an DDT-Metaboliten, Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol zeigte keine statistisch signifikante Beziehung zum Alter der Tiere. An den Tieren aus 2014 wird für keinen der Schadstoffparameter eine Beziehung zum Alter der Tiere ermittelt. Die Vermutung, dass es sich bei den Tieren im Referenzgebiet 1 und 2 um jeweils ältere und deshalb stärker schadstoffangereicherte Populationen handelt, ließ sich somit nicht bestätigen.

Auch für 2015 wurde für die Konzentrationen der organischen Schadstoffe wie DDT-Metabolite, Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol keine signifikante positive Beziehung mit dem Alter ermittelt. Ein sehr schwacher signifikanter Zusammenhang scheint in 2015 für Cadmium und Zink zu bestehen, bleibt jedoch sehr gering ( $r^2$  jeweils  $< 0,1$ ,  $p < 0,05$ ). Für die Schwermetalle Arsen, Blei, Kupfer und Quecksilber, ebenso wie für die zinnorganischen Verbindungen TBT, DBT und MBT, besteht auch in 2015 kein Zusammenhang zwischen dem ermittelten Alter und den Schadstoffkonzentrationen.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass für die Mehrzahl der Schadstoffe in den betrachteten Jahren 2013 bis 2015 damit keine positive, signifikante Beziehung zum Alter der Tiere ermittelt wird. Lediglich für Arsen, Cadmium und Quecksilber in 2013 sowie für Cadmium und Zink in 2015 wird



jeweils nur ein sehr schwach signifikanter, positiver Zusammenhang ermittelt. Dies liegt sicher auch daran, dass die Schadstoffanreicherung nur in größeren und damit älteren Tieren analysiert wird und das untersuchte Altersspektrum daher eher eng ist.

TBT ist, wie eingangs erwähnt, die Ursache für eine Vermännlichung weiblicher Schnecken, das so genannte Imposexphänomen, das seit 2007 in insgesamt fünf Gebieten untersucht wird (Tabelle 5-5).

Die Imposexrate war über den Zeitraum 2007 bis 2010 auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger als in den beiden Referenzgebieten (Tabelle 5-5). Ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und der Ausprägung des Imposexphänomens war damit über den Gesamtzeitraum aufgrund der räumlichen Verteilung nicht zu erkennen.

Ab Frühjahr 2011 ist eine deutliche Abnahme der Imposexrate in allen Gebieten festzustellen (Tabelle 5-5). Sowohl im Sommer 2012 als auch im Sommer 2013 wurden jeweils nur 1 resp. 2 Tiere mit leichten Imposex-Merkmalen (Stadium 1) gefunden. Die Rate der von Imposex betroffenen Weibchen lag damit bezogen auf das Gesamtgebiet bei 1-2 %. Dies ist gegenüber einem Anteil von 20 bis 30 % betroffener Weibchen im Zeitraum 2007 bis 2010 ein deutlicher Rückgang. Im Jahr 2014 lag die Rate mit 3 resp. 5 % zwar wieder geringfügig höher als in 2012 und 2013, die Werte widersprechen jedoch nicht dem Trend der Abnahme des Imposex-Levels seit 2011.

Im Jahr 2015 wurden an insgesamt 6 von 250 weiblichen Tieren Imposexmerkmale ermittelt, was einer weiterhin niedrigen Imposexrate von 2,4 % entspricht. Insgesamt wurden 4 Tiere auf dem Klappzentrum (Stadium 1 und Stadium 2), eins im 1-km-Kreis (Stadium 2) und eins im Referenzgebiet (Stadium 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 5-5).

**Tabelle 5-5 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschncke in den Untersuchungen von 2007 – 2015 (Klasse B nach OSPAR 2004: grün, Klasse C nach OSPAR 2004: gelb, Diagramm von BioConsult, Erläuterung s. Text)**

	Klappzentrum	1-km-Kreis	Außengebiet	Referenz 1	Referenz 2
Apr. 07	0,12	0,41	0,36	1,29	0,35
Aug. 07	0,48	0,38	0,39	0,44	0,95
Apr. 08	0,28	0,21	0,33	0,17	0,83
Jul. 08	0,04	0,52	0,38	0,50	0,64
Mrz. 09	0,71	1,00	0,61	0,63	0,52
Aug. 09	0,18	0,16	0,52	0,50	0,73
Mai. 10	0,26	0,13	0,21	1,08	0,16
Sep. 10	0,30	0,06	0,62	0,52	0,40
Mai. 11	0,04	0,24	0,00	0,06	0,20
Aug. 11	0,36	0,30	0,05	0,19	0,40
Sep. 12	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Aug. 13	0,03	0,00	0,00	0,00	0,04
Juni 14	0,04	0,08	0,04	0,04	0,00
Sep. 14	0,00	0,00	0,08	0,08	0,40
Juni 15	0,08	0,08	0,00	0,12	0,00
Okt. 15	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00

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

Die Altersdatierung mittels Opercula (s.o.) hat gezeigt, dass die in 2013, 2014 und 2015 beprobten Tiere (an denen kaum noch Imposex 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 Imposex-Rate sehr gering. In den Schnecken der früheren Jahrgänge (Beprobungen 2007 bis 2010) lag sie deutlich höher (Tabelle 5-5). Wenn man davon ausgeht, dass diese Schnecken ein ähnliches Durchschnittsalter hatten wie die in 2013 bis 2015 beprobten, können sie Imposex 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 und die Baggergutverbringungen keine messbare Auswirkung auf diesen Trend hatten. Allerdings liegen der HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine langjährigen Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase aufgrund des Verbots in 2003/2008 nicht belegbar.

Eine Auslösung von Imposex durch die Baggergutverbringung seit 2005 ist damit 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 Imposerate durch Beendigung der Baggergutverbringungen zu erkennen.

**Zusammenfassend lässt sich sagen**, dass während der ersten Phase der Baggergutverbringung vom Herbst 2005 bis zum Frühjahr 2010 eine Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen, von Hexachlorbenzol, von Octachlorstyrol und der DDT-Metabolite in den Tieren des Klappzentrums und z.T. auch des 1-km-Kreises aufgetreten ist. Die Imposex-Rate war zwischen 2007 und 2010 aber in diesem Gebiet nicht explizit erhöht, sie lag sogar tendenziell etwas niedriger als in den umliegenden Gebieten. Auch das quantitative Vorkommen der Wellhornschnecken wurde durch die Baggergutverbringungen nicht beeinträchtigt. Die Tiere des Klappzentrums waren jedoch tendenziell etwas kleiner als die der übrigen Gebiete. Eine mögliche Wachstumshemmung durch TBT kann zwar nicht völlig ausgeschlossen werden, ist durch diese Daten jedoch auch nicht zu belegen.

Die Untersuchung der Opercula zeigte, dass die in 2013 bis 2015 untersuchten Tiere mehrheitlich zwischen 7,5 und 12 Jahre alt waren. Eine Beziehung zwischen Alter und Gehäusehöhe der Tiere war nur schwach ausgeprägt. Zwischen dem Alter der Tiere und ihrer Schadstoffkonzentration wurden in den drei Jahren nur wenige und dann sehr schwach signifikante, positive Korrelationen ermittelt. Dies ist nicht überraschend, wenn man bedenkt, dass das Altersspektrum der Tiere der untersuchten Tiere eher eng ausgeprägt ist.

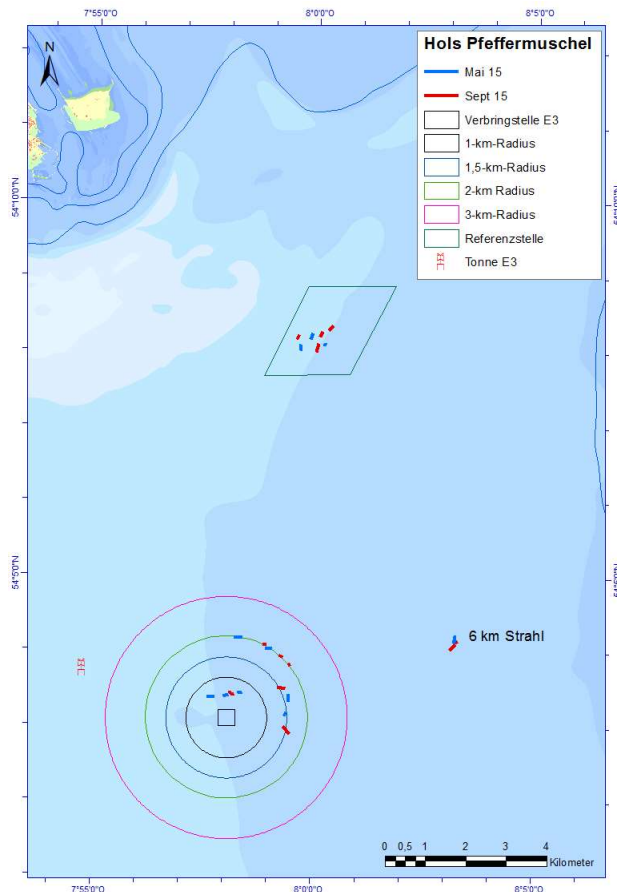
Seit dem Frühjahr 2011 ist keine baggergutbedingte Anreicherung von Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol mehr festzustellen. Zwischen 2011 und Juli 2014 wurde auch keine baggergutbedingte Anreicherung der DDT-Metabolite mehr festgestellt. Die Ursache für die Abnahme könnte in der Herausbildung einer geringer belasteten, oberflächennahen Sedimentschicht im verbringungs-freien Zeitraum liegen.

Nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 wurde im September 2014 und im September 2015 eine signifikante Anreicherung von op-DDD auf dem Klappzentrum und der Verbringstelle in Relation zu den Referenzgebieten ermittelt. Hier könnte sich ein Effekt der Wiederaufnahme der Verbringungen andeuten. Auch die Werte für pp-DDD ab September 2014 angestiegen, zeigen bis September 2015 noch keinen signifikanten Unterschied zu den Referenzgebieten 2 und 3. Für die anderen DDT-Metabolite sowie für ihre Summe wird bis September 2015 keine baggergutbedingte Anreicherung festgestellt.

Die Konzentration an den zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT hat im Jahr 2011 deutlich abgenommen. Dennoch wird in 2014 und in 2015, wie auch im verbringungsfreien Zeitraum, weiterhin eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung an DBT in den Tieren auf dem Klappzentrum festgestellt. Das Konzentrationsniveau beider Verbindungen ist durch die Wiederaufnahme der Baggergutverbringungen jedoch noch nicht wieder angestiegen. Für TBT wird ein anderes Muster ermittelt: In den Jahren 2010 und 2011 sowie im Oktober 2015 wird auf dem Klappzentrum jeweils eine signifikante, baggergutbedingte Erhöhung in Relation zu den übrigen Gebieten ermittelt, die zu den übrigen Untersuchungsterminen jeweils nicht festgestellt wird. Generell liegt die Konzentration an TBT in den Schnecken dabei erheblich niedriger als die der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen.

Die PCB-Verbindungen und die Schwermetalle zeigen in 2015, wie auch in den vorangegangenen Jahren ermittelt, weiterhin im Referenzgebiet 1 und teilweise auch im Referenzgebiet 2, signifikant höhere Konzentrationen in den Tieren im Vergleich zum Verbringbereich.

Auffällig ist, dass die Imposex-Rate in den vergangenen Jahren seit 2011 im Gesamtgebiet deutlich zurückgegangen ist. Ursache hierfür ist vermutlich das Wirksamwerden des TBT-Verbotes von 2003/2008. Ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten des Imposex-Phänomens und der Baggergutverbringung kann aus den Daten dieser Untersuchung bisher nicht abgeleitet werden.



**Abbildung 5-26 Dredgezüge zur Probenahme von Pfeffermuscheln in 2015 (Mai und September)**

### 5.6.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel

Proben der Pfeffermuschel (*Abra alba*) wurden zwischen 2005 und 2015 bei insgesamt 19 Beprobungskampagnen gewonnen und auf Schadstoffe analysiert. Die Entnahme der Muscheln erfolgte zu allen Beprobungsterminen an der Einbringstelle, im 2-km-Kreis, im 6-km-Kreis und im Referenzgebiet, wobei jedoch im Referenzgebiet nicht zu allen Terminen ausreichend Material für eine Analyse zur Verfügung stand. Ab August 2008 wurde zusätzlich der 1,5-km-Kreis beprobt. Die Beprobung der Pfeffermuschel wurde im Verlauf der Untersuchungen zur Optimierung der Analytik und statistischen Auswertung intensiviert. Während bis zum Jahre 2008 zwischen 700 und 1100 Pfeffermuscheln pro Kampagne gesammelt wurden, waren es im Frühjahr 2009 knapp 2000 und von Sommer 2009 bis Sommer 2014 zwischen 3000 und 5000, im Sommer 2013 dann sogar über 7000 Organismen, die pro Kampagne entnommen wurden. Im Jahr 2015 wurden im Mai 10676 und im September 10500 Tiere pro Kampagne gesammelt (Tabelle 5-6).

Der untersuchte Parameterumfang umfasst den Lipidgehalt, chlororganische Verbindungen (PCB Summe 7, DDT und Metabolite, HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Octachlorstyrol) und Schwermetalle (Cadmium, Blei, Zink, Kupfer, Quecksilber).

Wie im E3-Jahresbericht 2009 der HPA dargestellt, sollten ab 2010 nach Möglichkeit pro Gebiet für Schwermetalle und chlororganische Verbindungen jeweils mindestens 5 Parallelproben mit ei-

ner ausreichenden Einwaage hergestellt werden, um die Ergebnisabsicherung weiter zu verbessern. Als wünschenswerte Mindesteinwaage für die Analyse der organischen Parameter wurde anhand der bis dahin erzielten Ergebnisse ungefähr 1 g Trockensubstanz angesehen.

In Tabelle 5-6 sind Einwaagen und Anzahl der in 2015 gewonnenen Parallelen aufgeführt. Zu beiden Terminen wurde in beiden Gebieten eine hinreichende Menge an Material für mindestens 5, z.T. sogar 8 Parallelen gewonnen.

Auffällig ist, dass die Tiere in 2015 zu beiden Terminen und in allen Gebieten im Vergleich zu den Vorjahren relativ groß waren (Tabelle 5-6). Die Muscheln zeigten mit im Mittel 27 mg Trockensubstanz pro Tier ein deutlich höheres Gewicht als das mittlere in den Jahren 2009 bis 2014 festgestellte Tiergewicht von 19 mg. In den einzelnen Gebieten wurden in den vergangenen Jahren Werte von 6 mg bis 32 mg Trockensubstanz pro Tier ermittelt (Jahre 2009 bis 2014). Die im Jahr 2015 festgestellten Werte liegen mit 23 bis 32 mg noch im oberen Bereich dieser Spanne (Tabelle 5-6).

Die Lipidgehalte der Pfeffermuscheln lagen von 2009 bis 2014 pro Termin in der Regel zwischen 5 und 7 %. Im Frühjahr 2010 wiesen die Muscheln höhere Lipidgehalte von im Mittel 12 % auf. Daher resultieren auch die insgesamt höheren Gehalte an chlororganischen Verbindungen zu diesem Termin (Abbildung 5-27). In 2015 wurde im Mai in allen Gebieten ein relativ hoher Fettgehalt in den Tieren von 7 bis 10 % ermittelt (Tabelle 5-6). Im September lag der Fettgehalt mit 2,7 bis 4,4 % insgesamt erheblich niedriger. Auch die Gebiete unterscheiden sich z.T. deutlich: Während im Mai 2015 die Muscheln im 6-km-Kreis die höchsten Fettgehalte aufwiesen, wurde im September 2015 auf der Einbringstelle mit 4,4 % der höchste und im Referenzgebiet mit 2,6 % der niedrigste Fettgehalt ermittelt (Tabelle 5-6). Diese Differenzen sind bei der Bewertung der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Pfeffermuscheln leben meist ein Jahr, können aber auch zwei Jahre alt werden. Die unterschiedliche Größe der Tiere in den einzelnen Gebieten und zu den einzelnen Terminen zeigt, dass die Populationen sehr wahrscheinlich nicht gleich alt waren. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen, da sowohl Unterschiede im Alter als auch im Ernährungszustand (Fettgehalt) zu einer anderen Höhe der Schadstoffanreicherung führen können. Aufgrund der hohen Anzahl von Tieren, die für jede Probe gepoolt werden muss (meist 100 – 300 Individuen) und die pro Gebiet mit der Dredge aufgrund ihres heterogenen Vorkommens aus einem jeweils räumlich eher eng umgrenzten Gebiet entnommen werden müssen (Abbildung 5-26), sind die Unterschiede zwischen den Parallelproben aus einem Gebiet zudem sehr gering.

Insgesamt führen die Unterschiede in der Population zusammen mit einer geringen Variabilität der Parallelproben eines Gebietes bei einem Vergleich der Proben eines Termins leicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den Gebieten, ohne dass hierfür eine externe Ursache, wie beispielsweise die Baggergutverbringung, verantwortlich sein muss. Daher wurde mit der E3-Monitoringarbeitsgruppe vereinbart, bei der Interpretation der Ergebnisse nicht nur die Daten eines Termins, sondern auch den Verlauf über die Zeit zu bewerten.

Darüber hinaus wurde das Vorgehen hierfür von der E3-Monitoringarbeitsgruppe wie folgt konkretisiert: Hintergrund ist, dass nur eine sehr reduzierte Datenbasis für die lipidbezogenen Werte vorliegt und Parallelproben, die eine Berechnung der Standardabweichung ermöglichen würden, nicht existent sind. Daher wird die Auswertung künftig zweistufig durchgeführt: Zunächst werden, wie auch in den vorangegangenen Jahren, die Proben eines Termins auf signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten geprüft. Der 6-km-Kreis und das Referenzgebiet 1 werden hierbei – ebenfalls wie in den vorangegangenen Jahren - beide als von der Baggergutverbringung unbeeinflusste Gebiete und damit beide als Referenzgebiete zum Verbringbereich angesehen, da nach den verfügbaren Erkenntnissen über die Verdriftung (Abschn. 5.3) auch bei dem Gebiet 6-km-Kreis nicht davon auszugehen ist, dass hier eine Beeinflussung durch die Baggergutausbringung festzustellen

ist. Die Auswertung erfolgt auf Anraten der BfG sowohl für Schwermetalle als auch für chlororganische Verbindungen mit auf Trockensubstanz bezogenen Werten, da die Menge an Material nicht ausreicht, um für jede Probe einen Lipidgehalt angeben zu können. Wenn zu einem gegebenen Beprobungstermin eine signifikante Differenz zwischen den Proben der Einbringstelle (1-km-Kreis) resp. auch ihrer Umgebung (1,5-km, 2-km-Kreis) zu den beiden Referenzgebieten (Referenz1, 6-km-Kreis) ermittelt wird, wird anschließend in einem zweiten Schritt geprüft, ob sich die Proben im Einbringbereich im Bereich des Hintergrundgehaltes bewegen, der über den gesamten Untersuchungszeitraum in beiden Referenzgebieten ermittelt wurde, oder ob sie darüber hinaus gehen. Ist letzteres der Fall, ist von einer signifikanten, baggergutbedingten Anreicherung auszugehen. Der Vergleich der Proben im Einbringbereich und seiner Umgebung mit den Hintergrundgehalten wird ebenfalls mit auf Trockensubstanz bezogenen Werten durchgeführt.

Zusätzlich wird bei den organischen Schadstoffen die Relation zu den Hintergrundwerten auch lipidnormiert geprüft. Hierdurch kann der Einfluss der saisonal unterschiedlichen Lipidgehalte auf die Höhe der Hintergrundwerte weitgehend ausgeglichen werden. Hierbei ist darauf zu achten, wie viele Replikate mit Lipidwerten gemessen wurden. Fehlende Lipidwerte der Einzelproben werden dabei durch Mittelwerte des jeweiligen Gebietes zu einem gegebenen Termin ergänzt.

Die Daten der Jahre 2005 bis 2007 zeigen eine gewisse räumliche und zeitliche Variation. Eine Tendenz zu einer erhöhten Bioakkumulation auf der Verbringstelle wird für diesen Zeitraum jedoch nicht verzeichnet. Im August 2008 kam es zu Schwierigkeiten bei der Analyse der chlororganischen Verbindungen, so dass die Daten dieses Termins wahrscheinlich als nicht zuverlässig angesehen werden müssen (für Details s. E3-Jahresbericht der HPA, 2009).

**Tabelle 5-6 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in 2015**

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Mai 15	Anzahl	2175	3115	1430	1656	2300
	Einwaage <sup>1</sup>	1,8 – 2,7	1,8 – 2,7	1,8 – 2,8	1,8 – 2,7	2,0 – 3,1
	Ge-wicht/Tier <sup>2</sup>	24	29	24	28	25
	Parallelen	6	8	5	5	5
	Lipidgehalt <sup>3</sup>	7,4 <sup>b</sup>	8,8 <sup>a,b</sup>	8,7 <sup>a,b</sup>	10,3 <sup>a</sup>	7,2 <sup>b</sup>
Sept 15	Anzahl	3500	2000	1400	1800	1800
	Einwaage <sup>1</sup>	kA	kA	kA	kA	kA
	Ge-wicht/Tier <sup>2</sup>	27	32	28	32	23
	Parallelen	8	6	5	5	5
	Lipidgehalt <sup>3</sup>	4,4 <sup>a</sup>	3,5 <sup>b</sup>	2,8 <sup>b</sup>	2,8 <sup>b</sup>	2,6 <sup>b</sup>

<sup>1</sup> Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

<sup>2</sup> Mittleres Trockensubstanzgewicht pro Tier pro Gebiet in mg

<sup>3</sup> Lipidgehalt in Gew.% Trockensubstanz (a,b: unterschiedliche Buchstaben geben signifikant verschiedene Werte an)

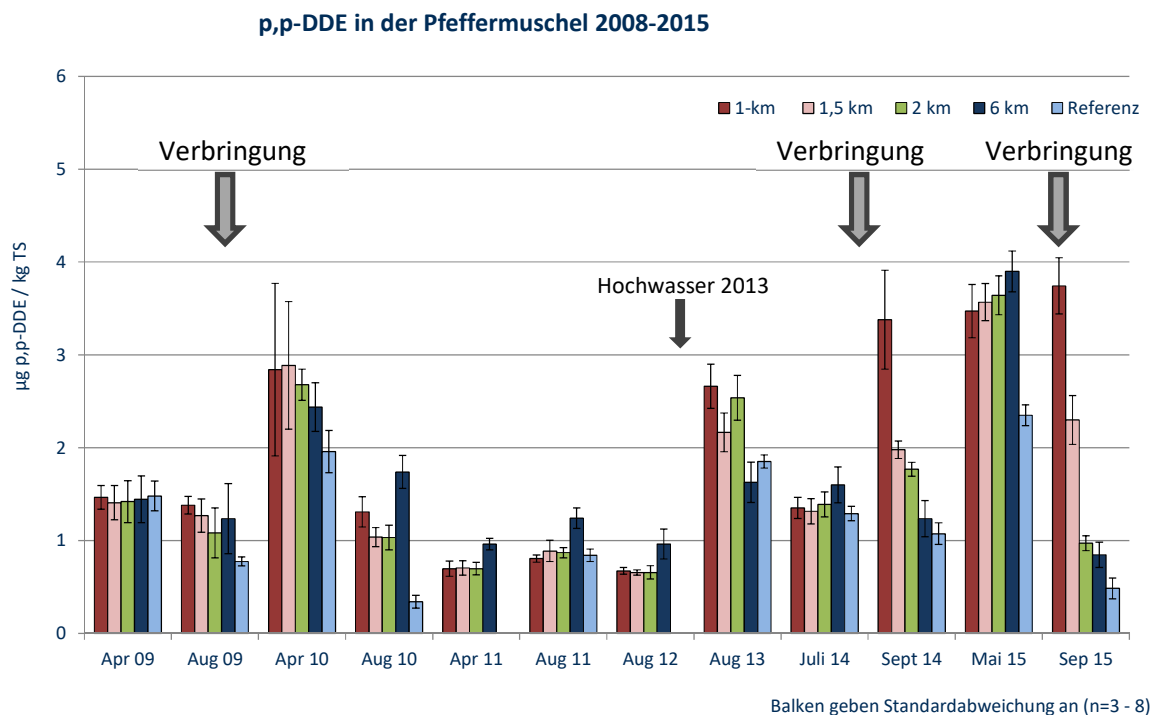
Im August 2009 und zu beiden Terminen 2010 lagen die DDT-Metabolite in den Pfeffermuscheln auf der Verbringstelle teilweise signifikant höher als die des Referenzgebietes, unterschieden sich jedoch nicht von denen des 6-km-Kreises. Eine geringfügige baggergutbedingte Erhöhung der Konzentration an DDT-Metaboliten in den Pfeffermuscheln der Verbringstelle in den Jahren 2009 und 2010 erscheint damit wahrscheinlich, ist aufgrund der Datenlage jedoch nicht ganz sicher zu belegen. Eine signifikante Erhöhung der DDT-Metabolite in der Umgebung der Einbringstelle (1,5-km, 2-km) im Vergleich zum 6-km-Kreis und dem Referenzgebiet wurde im gleichen Zeitraum nicht ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2010). In den Jahren 2011 und 2012 wurde keine Erhöhung der DDT-Metabolite in den Pfeffermuscheln des 1-km-Kreises und der Umgebung festgestellt (Abbildung 5-27, E3-Jahresberichte der HPA, 2009-2012).

Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von PCB (Summe 7), Schwermetallen, OCS, HCH-Verbindungen und Hexachlorbenzol in den Pfeffermuscheln wurden im Zeitraum 2009 bis 2012 nicht ermittelt.

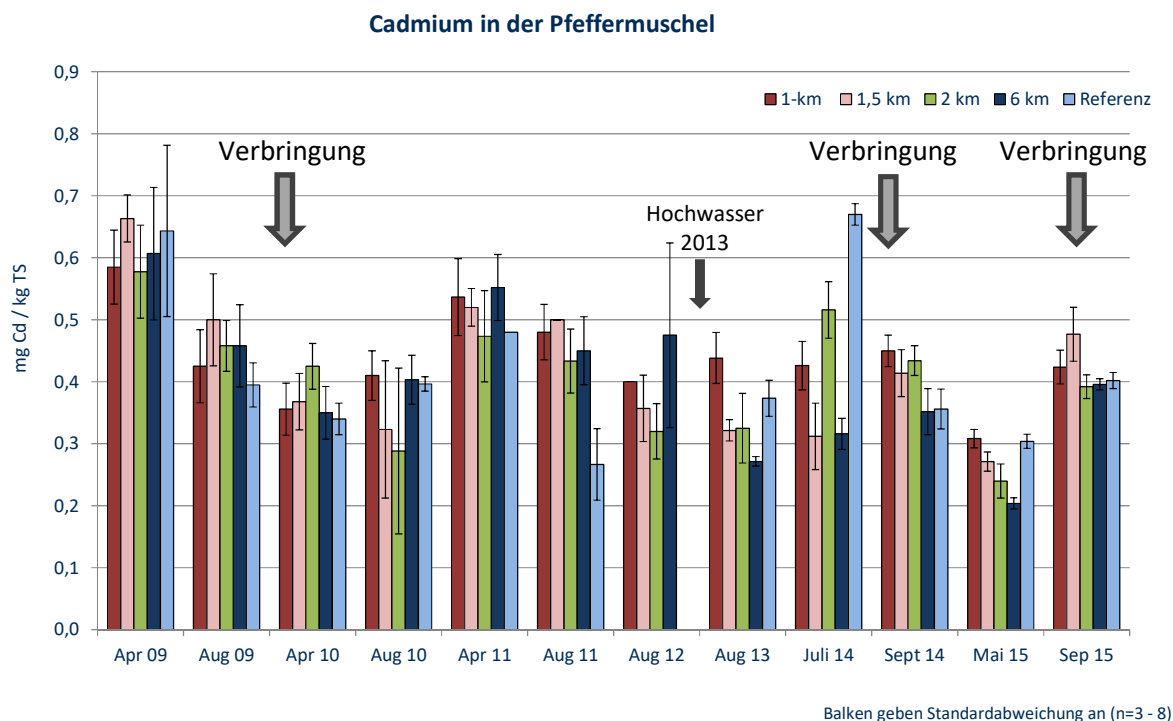
Im Sommer 2013 wurden für verschiedene Schadstoffe (die DDT-Metabolite pp-DDD und pp-DDE und insbesondere die PCB-Kongenerne 101, 118, 153 und 180) in allen Gebieten eine relativ hohe Konzentration in den Tieren festgestellt. Die genannten Verbindungen lagen dabei im 1-km- und im 2-km-Kreis signifikant oberhalb der Werte im Referenzgebiet und im 6-km-Kreis, während der 1,5-km-Kreis eine Mittelstellung einnahm (Abbildung 5-27). Die übrigen Schadstoffe zeigten im Sommer 2013 hingegen keine erhöhte Konzentration (E3-Jahresbericht der HPA, 2013).

Die BfG prüfte im Auftrag der E3-Monitoringarbeitsgruppe, ob das Hochwasser in der Elbe 2013 zu höheren Gehalten an chlororganischen Stoffen im Schwebstoff geführt haben könnte. Diese könnten sich eventuell in einer sehr dünnen Schicht an der Sedimentoberfläche abgelagert haben und von den Pfeffermuscheln über ihren Siphon aufgenommen worden sein, ohne bereits in den Sedimentdaten als deutliche Erhöhung erkennbar zu sein. Die BfG konnte anhand der Schwebstoffdaten in Cuxhaven feststellen, dass sowohl die DDT-Metabolite pp-DDE und pp-DDD (BfG-Mitteilungen Nr. 31, 2014) als auch die PCB-Kongenerne bereits Anfang Juli einen deutlichen Konzentrationsanstieg aufwiesen. Damit ist eine gewisse Beeinflussung der Schadstoffkonzentration in den Pfeffermuscheln durch das Hochwasser 2013 in der Deutschen Bucht nicht auszuschließen. Eine Anreicherung von DDT-Metaboliten auf der Verbringstelle über das Baggergut ist zusätzlich als plausibel anzunehmen.

Im Juli 2014 wurde keine baggergutbedingte Anreicherung bei den Parametern ermittelt. Im September 2014, nach der Wiederaufnahme der Verbringung, wurde eine statistisch signifikante Anreicherung in den Pfeffermuscheln auf dem 1-km-Kreis für DDT-Metabolite (pp-DDE, op-DDE, pp-DDD, op-DDD) und PCB-Kongenerne (153, 180) im September 2014 ermittelt, die sehr wahrscheinlich auf die Baggergutverbringung zurückzuführen war. Für die Umgebung war eine derartige Erhöhung nicht statistisch abzusichern. Für die Schwermetalle wurde keine baggergutbedingte Anreicherung in den Tieren der Verbringstelle nachgewiesen (E3-Jahresbericht der HPA, 2014).



**Abbildung 5-27** Belastung der Pfeffermuschel mit pp-DDE von 2009 bis 2015



**Abbildung 5-28** Belastung der Pfeffermuschel mit Cadmium von 2009 bis 2015



Im Mai 2015 liegen die Lipidgehalte in den Pfeffermuscheln in Relation zu den Werten aus den Vorjahren relativ hoch (s. oben). Erwartungsgemäß liegen daher auch die auf die Trockensubstanz bezogenen Werte der organischen Schadstoffe mehrheitlich in allen Gebieten höher als die entsprechenden Werte aus den Vorjahren. Dies betrifft vorwiegend die PCB-Kongenere, teilweise aber auch die DDT-Metabolite (z.B. pp-DDE in Abbildung 5-27). Die auf Lipide normierten Gehalte an organischen Schadstoffen bewegen sich im Mai 2015 hingegen in einem eher durchschnittlichen Bereich.

Die Prüfung auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten ergibt, dass von den insgesamt 18 analysierten chlororganischen Parametern lediglich pp-DDT im 1-km-Kreis signifikant oberhalb der Werte der beiden Referenzgebiete (6-km-Kreis, Referenz 1) liegt. Der Unterschied ist in absoluter Höhe mit insgesamt 0,013 µg/kg TS aber verschwindend gering. Die Werte aller Gebiete dieses Parameters liegen zu diesem Termin im Bereich des Hintergrundgehaltes, der in den Referenzgebieten in den vergangenen Jahren ermittelt wurde, so dass hier nicht von einer signifikanten, baggergutbedingten Anreicherung auszugehen ist (s. oben, Beschreibung des Bewertungsverfahrens).

Die übrigen chlororganischen Parameter zeigen im Mai 2015 mehrheitlich im 6-km-Kreis die höchsten Werte. Diese sind signifikant höher als auf der Einbringstelle, im 1,5-km-Kreis und im Gebiet Referenz1 (PCB28, 52, 101, 118, OCS, a-HCH, b-HCH, g-HCH, op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, op-DDT). Die PCB-Kongenere 138, 153 und 180 weisen im 2-km-Kreis den zu diesem Termin höchsten Wert auf, dieser unterscheidet sich jedoch nicht signifikant von dem des 6-km-Kreises, in dem jeweils der zweithöchste Wert festgestellt wird. Auch die Gebiete Einbringstelle und 1,5-km-Kreis unterscheiden sich nicht signifikant vom 6-km-Kreis. Für HCB wird lediglich ein signifikant höherer Wert im 6-km-Kreis im Vergleich zur Referenz 1 ermittelt. Der 6-km-Kreis wird dabei, ebenso wie das Gebiet Referenz 1, für die Auswertung der Pfeffermuschelproben als von den Verbringungen unbeeinflusstes Referenzgebiet angesehen (s. oben). Eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung von chlororganischen Schadstoffen auf dem 1-km-Kreis und seiner Umgebung (1,5-km-Kreis, 2-km-Kreis) lässt sich für Mai 2015 aus den Daten damit nicht ableiten.

Anders liegen die Verhältnisse im September 2015. Dort zeigen die DDT-Metabolite pp-DDE, op-DDE, pp-DDD und op-DDD, das PCB-Kongener 180 sowie Hexachlorbenzol und Octachlorstyrol sowohl auf der Einbringstelle als auch im 1,5-km-Kreis signifikant höhere Werte in Relation zu den Referenzgebieten (6-km-Kreis, Referenz1). Der Vergleich mit den in beiden Referenzgebieten ermittelten Hintergrundgehalten ergibt, dass für PCB180, OCS, HCB, op-DDD, pp-DDD, op-DDE und pp-DDE diese Werte in beiden Gebieten auch oberhalb dieses Hintergrundgehaltes liegen.

Es erscheint somit plausibel, dass die Baggergutausbringung zu einer signifikanten Anreicherung der genannten Verbindungen im 1-km-Kreis und zumindest teilweise im 1,5 km-Kreis geführt hat. Im 1,5-km-Kreis erfolgte die Beprobung im September 2015 mit einem von zwei Dredgenzügen allerdings im südöstlichen Bereich des Kreises, in den die Baggergutaufgabe unmittelbar hineinragt (Abbildung 5 26, Abschn. 5.4.1). Die zweite Entnahmestelle liegt etwas nördlich der Baggergutaufgabe. Die Baggergutaufgabe bedeckt insgesamt ungefähr 1/10 des 1,5-km-Kreises. Bedingt durch das hohe Vorkommen der Pfeffermuschel in diesem Jahr waren weitere Dredgenzüge nicht notwendig, um die nötige Anzahl an Individuen zu sammeln. Dies führte dazu, dass die überwiegende Mehrzahl der Tiere direkt von der Baggergutaufgabe entnommen wurde und der 1,5-km-Kreis außerhalb der Baggergutaufgabe nicht noch einmal extra beprobt wurde. Eine getrennte Darstellung der jeweiligen Entnahmebereiche ist nicht möglich, da die Proben nicht nach Dredgenzügen getrennt behandelt und analysiert wurden. Es erscheint naheliegend, dass dies auch die signifikante Erhöhung der Parameter in den Tieren des 1,5-km-Kreises verursacht hat, aber diese Belastung der Baggergutaufgabe nicht auf die Gesamtsituation im 1,5-km-Kreis übertragbar ist.

Signifikant höhere Werte eines der chlororganischen Parameter im 2-km-Kreis werden in Relation zu den Referenzgebieten 6km und Referenz1 hingegen für keinen der Parameter festgestellt.

Die Schwermetallgehalte in den Pfeffermuscheln zeigten von 2009 bis 2014 keinen Hinweis auf eine baggergutbedingte Anreicherung. Zu beiden Terminen in 2015 werden bei allen Schwermetallen signifikante Gebietsunterschiede ermittelt, wobei die jeweils höchsten Werte je nach Schwermetall und Termin auf der Einbringstelle, im 1,5-km-Kreis und im Referenzgebiet ermittelt wurden (exemplarisch in Abbildung 5-28 für Cadmium). Im Einzelnen lässt sich Folgendes festhalten: Die Werte für Quecksilber und Kupfer lagen sowohl im Mai als auch im September 2015 im Referenzgebiet signifikant über denen der anderen Gebiete. Die Bleigehalten in den Tieren lagen hingegen auf der Einbringstelle und im September 2015 auch im 1,5-km-Kreis über dem der anderen Gebiete. Die Konzentration an Zink war im Mai auf der Einbringstelle und im 1,5-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet und im 6-km-Kreis, im September 2015 traf dies nur auf die Werte im 1,5-km-Kreis zu, während die Einbringstelle keine signifikante Differenz zum 6-km-Kreis aufwies. Cadmium zeigte im Mai 2015 signifikant höhere Werte auf der Einbringstelle und im Referenzgebiet in Relation zu den anderen Gebieten, im September galt dies für den 1,5-km-Kreis (Abbildung 5-28).

Die Werte aller Schwermetalle liegen in 2015 zu beiden Terminen alle innerhalb der Spanne, die in den vergangenen Jahren seit 2009 auch im Referenzgebiet und im 6-km-Kreis ermittelt wurde und damit im Bereich des Hintergrundes. Werden die Werte aller Beprobungstermine gemeinsam betrachtet, ist zudem für keines der Schwermetalle ein Trend einer Anreicherung auf der Einbringstelle und ihrer Umgebung in Relation zu den Referenzgebieten zu erkennen. Von einer signifikanten baggergutbedingten Anreicherung von Schwermetallen in Pfeffermuscheln ist demgemäß nicht auszugehen.

Damit lässt sich festhalten, dass es im September 2015 auf der Einbringstelle, wie auch im September 2014 nach der Wiederaufnahme der Verbringungen, zu einer signifikanten, baggergutbedingten Anreicherung verschiedener chlororganischer Schadstoffe (DDT-Metabolite, PCB-Kongenerne, OCS) festzustellen ist, die sehr wahrscheinlich auf die Baggergutausbringung zurückzuführen ist. Im Mai 2015, zwischen diesen beiden Terminen, ist hingegen keine derartige Anreicherung festzustellen. Die Beprobung im September 2014 fand relativ kurz nach, die Beprobung im September 2015 noch während der Baggergutverbringung statt. Es scheint damit wahrscheinlich, dass die Pfeffermuschel relativ schnell und sensitiv auf Veränderungen in der Belastung der Umgebung reagiert.

Im September 2015 wird eine signifikante Anreicherung der betreffenden Parameter auch im 1,5-km-Kreis ermittelt. Dies ist sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die überwiegende Mehrheit des Probenmaterials direkt auf der Baggergutaufgabe im Südosten des 1,5-km-Kreises entnommen wurde und daher diese Ergebnisse nicht auf die Gesamtsituation im 1,5 km-Kreis übertragbar sind.

Eine baggergutbedingte Anreicherung im 2-km-Kreis wird nicht festgestellt. Eine baggergutbedingte Anreicherung anderer organischer Schadstoffe sowie von Schwermetallen über den Gesamtzeitraum wird ebenfalls nicht festgestellt.

### 5.6.3 Bioakkumulation in der Kliesche

Ein Bioakkumulationsmonitoring an Fischen wird im Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom 1. August 2008, geändert am 28. Juli 2009, gefordert. Die Rahmenbedingungen für die Durchführung dieses Fischmonitorings wurden zwischen dem MELUR, der BfG und HPA in 2009 abgestimmt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde die Untersuchung an die Vorgaben des

BLMP (Bund-Länder-Messprogramm) angepasst. Als Fischart wurde die Kliesche (*Limanda limanda*) ausgewählt. Zum einen gehört sie zu den Fischarten, die relativ häufig in den Fängen angetroffen wurden, zum anderen werden Klieschen auch im Monitoring des BLMP beprobt, so dass Vergleichsdaten vorliegen. Die Kliesche zeigt zwar ein gewisses Wanderverhalten, allerdings in weniger starker Ausprägung als andere in der Region häufig vorkommende Bodenfische wie Schollen und Flundern.

Es wurden die vier Gebiete Klappzentrum/Verbringstelle, Außengebiet, erstes Referenzgebiet und zweites Referenzgebiet (Abbildung 5-17) für das Fischmonitoring ausgewählt. Aufgrund des Wanderverhaltens ist es allerdings wichtig, dass die Interpretation der Ergebnisse nicht zu engräumig erfolgt.

Die Beprobung der Kliesche wurde in den Jahren 2009, 2010, 2011, 2013, 2014 und 2015 jeweils im Herbst nach der Laichperiode durchgeführt, um einen Einfluss der Gonadenentwicklung auf die Leberfettwerte nach Möglichkeit zu minimieren. Der Analysenumfang entspricht dem der Bioakkumulationsuntersuchung der Wellhornschnecke (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Arsen, PCB (Summe 7), DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH, MBT, DBT, TBT, TeBT sowie Lipidgehalt).

Im Jahr 2009 wurden pro Gebiet je 30 weibliche Tiere der Größenklasse 19 bis 25 cm entnommen. Das Lebergewebe von jeweils drei Tieren wurde vereinigt, um ausreichend Material für die Analysen zu erhalten, so dass insgesamt 10 Proben pro Gebiet vorlagen. In 2010 wurde aufgrund eines sehr geringen Klieschenvorkommens die Größenklasse der zur Beprobung ausgewählten Tiere auf 17 bis 27,5 cm erweitert. In 2011, 2013, 2014 und 2015 wurde die Anzahl an pro Gebiet gefangenen Tieren von 30 auf 45 der Größenklasse 19 bis 25 cm (entsprechend jeweils 15 Leberproben) erhöht, um die Absicherung der Ergebnisse weiter zu verbessern. In allen fünf Untersuchungsjahren wurden zusätzlich zu den Analysen der Leber an je 5 Tieren pro Gebiet Analysen des Muskelgewebes durchgeführt.

Im Jahr 2009 wurden an einigen Proben pro Gebiet jeweils exemplarische Altersbestimmungen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt. In den Untersuchungsjahren 2011 bis 2014 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren.

Die Altersstruktur der Klieschen war dabei von 2009 bis 2013 sehr ähnlich: Die Mehrheit der Tiere war zwischen 2 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 3 und 5 Jahre alt und damit im Mittel etwas älter als in den vergangenen Jahren. Ein Jahr alte Tiere wurden gar nicht, zwei und sechs bis 8 Jahre alte Tiere nur vereinzelt gefunden. In 2015 wurde aufgrund einer fehlerhaften Absprache irrtümlich keine Altersdatierung durchgeführt.

Die statistische Auswertung der Leberproben wurde sowohl auf Lipide als auch bezogen auf Trockensubstanz durchgeführt, die der Muskelproben aufgrund der geringeren Lipidgehalte nur bezogen auf Trockensubstanz.

Die Mehrzahl der Parameter (PCB Summe 7, a-HCH, g-HCH, op-DDE, pp-DDE, pp-DDD, op-DDT, pp-DDT, Arsen, Blei, Cadmium, Zink, Quecksilber, MBT und DBT) zeigt bei den Leberproben in 2015, wie auch in den vergangenen Jahren seit Beginn der Untersuchung in 2009, keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten. Dies gilt sowohl für auf Trockensubstanz als auch auf Lipidgehalt bezogene Werte. Die Parameter TBT und TeBT sowie op-DDT liegen in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze.

Signifikante Gebietsunterschiede werden in 2015 lediglich bei Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, op-DDD und b-HCH festgestellt: b-HCH ist auf der Einbringstelle signifikant höher angereichert als im Außengebiet, unterscheidet sich jedoch nicht signifikant von den beiden Referenzgebieten. Op-DDD ist auf der Einbringstelle höher angereichert als im Referenzgebiet 1, zeigt jedoch keinen

signifikanten Unterschied zum Außengebiet und zum Referenzgebiet 2. Hexachlorbenzol ist im Referenzgebiet 1 und Octachlorstyrol im Referenzgebiet 2 jeweils signifikant höher als in den anderen drei Gebieten angereichert.

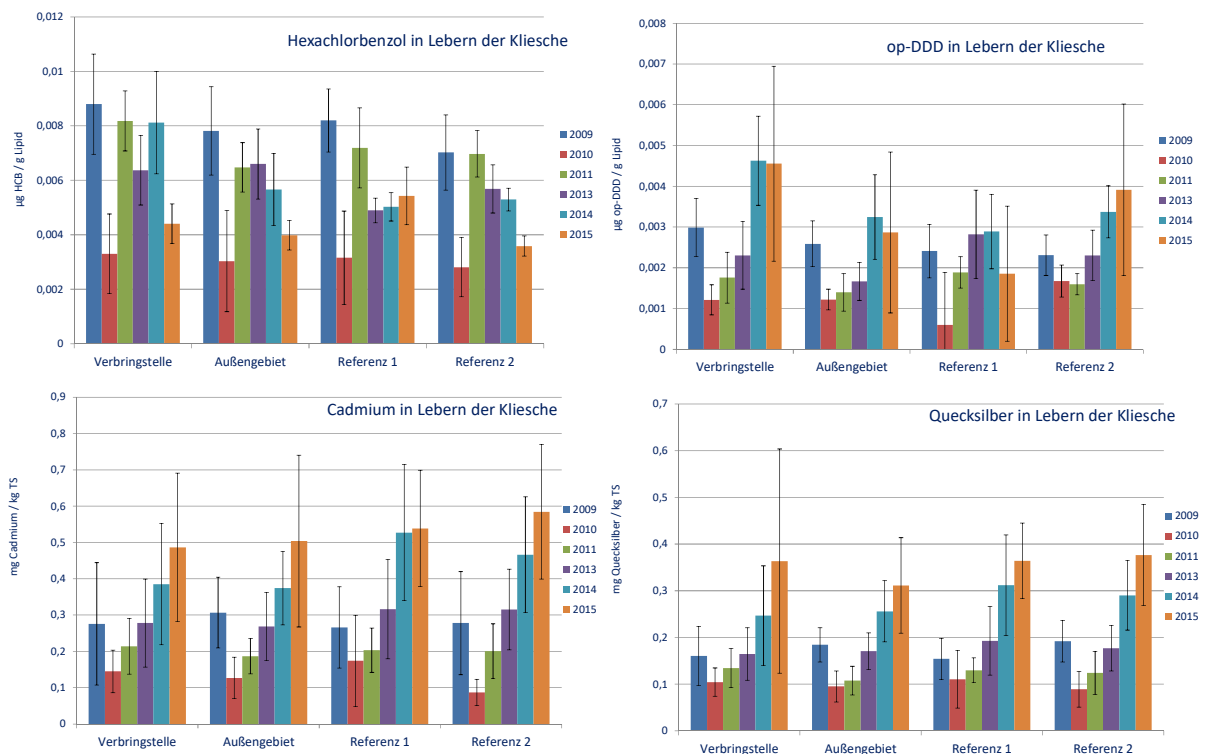
In 2014 wurde festgestellt, dass die Parameter Hexachlorbenzol, a-HCH und op-DDD zu diesem Termin alle drei auf dem 1-km-Kreis signifikant höher als in den drei anderen Gebieten lagen, wobei der Unterschied zwischen den Gebieten in der absoluten Höhe jeweils eher gering war (E3-Jahresbericht der HPA, 2014). Die Frage war, ob ein derartiger Unterschied zwischen den Gebieten auf die Baggergutverbringung zurückgeführt werden kann oder durch zufällige Schwankungen der Belastungswerte der einzelnen Gruppen verursacht wurde. In den Jahren davor (2009 bis 2011 und 2013) wurden bei einzelnen Parametern immer einige wenige signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten gefunden, wobei sich kein klares räumliches Muster abzeichnete (s. E3-Jahresberichte der HPA 2009 bis 2013). Wie in Abbildung 5-29 dargestellt, sind die Werte für Hexachlorbenzol und op-DDD in 2015 auf der Einbringstelle nicht höher angereichert als in den anderen Gebieten. Die Werte für a-HCH liegen in 2015 alle unter der Bestimmungsgrenze (nicht dargestellt). Es ist von daher davon auszugehen, dass die zu einzelnen Terminen bei einigen Schadstoffen gefundenen Gebietsunterschiede unsystematisch sind und eher durch zufällige Schwankungen der Belastungswerte der einzelnen Individuengruppen verursacht wurden.

Auffällig ist hingegen, dass bei einigen Parametern zwischen 2010 und 2015 ein signifikanter Anstieg in den Konzentrationen in der Leber beobachtet wird. Da dieser Anstieg in allen Gebieten gleichermaßen aufgetreten ist, ist ein Zusammenhang zu den Verklappungen nicht naheliegend. Der Anstieg ist besonders auffällig für Quecksilber und Cadmium (Abbildung 5-29) und weniger ausgeprägt auch bei op-DDD (Abbildung 5-29), Arsen und b-HCH zu beobachten, wobei sich die Proben für Arsen in 2014 und 2015 und die für b-HCH in 2014 und die für op-DDD in 2015 nicht signifikant von denen in 2009 unterscheiden. Kein derartiger Anstieg wird für PCB Summe 7, Blei, Kupfer, Zink, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, pp-DDT, a-HCH, sowie g-HCH festgestellt.

Die Proben zeigen für Arsen, Cadmium und Quecksilber einen statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zum Alter, wobei Altersdaten aber nur für 2010 bis 2014 vorliegen. Daher besteht die Möglichkeit, dass der Anstieg teilweise dadurch verursacht wird, dass in den Jahren mit höheren Werten mehr alte Tiere gefangen wurden, die höhere Gehalte angereichert haben. Ab 2016 wird die Altersdatierung daher wieder durchgeführt werden. Ob die steigenden Belastungswerte einen allgemeinen Trend widerspiegeln oder nicht, wäre durch Vergleichsdaten anderer Untersuchungen Institutionen zu klären. Diese Daten sind beantragt, liegen aber noch nicht vor.

Die Muskelproben in 2015 zeigten bei 16 der 28 untersuchten Parameter ausschließlich Werte unter der Bestimmungsgrenze (PCB28, HCB, a-HCH, b-HCH, g-HCH, OCS, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT). Für die Parameter PCB52, PCB101, PCB118, PCB153, PCB180, pp-DDE, pp-DDD, Arsen, Kupfer, Zink und Quecksilber wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten ermittelt. Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von Schadstoffen in den Klieschenmuskeln sind damit aus den Daten nicht abzuleiten.

Ein Anstieg über die Zeit konnte auch für Quecksilber registriert werden, der ebenfalls in allen vier Gebieten gleichermaßen aufgetreten ist. Dieser ist aber nicht so deutlich ausgeprägt wie in der Leber. Für die anderen Schadstoffe wurde kein zeitlicher Trend ermittelt.



**Abbildung 5-29 Belastung der Klieschenlebern mit Hexachlorbenzol, op-DDD, Quecksilber und Cadmium von 2009 bis 2015**

## 5.7 Fischfauna

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im Juni und im Oktober 2015 auf der Verbringstelle, 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. Wie auch in den vorangegangenen Jahren wurden sowohl alle Fische auf Artniveau bestimmt als auch Anzahl und Gesamtgewicht pro Art ermittelt. Zudem wurden äußerlich erkennbare Krankheitsanzeichen der Fische miterfasst.

Wie auch in den Vorjahren wurde bei den Befischungen in 2015 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum vorgefunden. Die Teilgebiete wurden im Juni und im Oktober 2015 vor allem von der Kliesche und in geringerem Ausmaß auch von Scholle, Flunder und Steinpicker dominiert. Im Oktober 2015 zählte auch der Wittling in allen Gebieten außer dem Klappzentrum zu den dominanten Arten.

Im Zeitraum 2005 bis 2013 wurden kaum Hinweise auf eine Beeinflussung der Fischfauna durch die Verklappungen gefunden. Lediglich in 2005/2006 wurde ein schwacher Einfluss der Baggergutverbringungen auf die Parameter Gesamtabundanz, Biomasse und mittlere Artenzahl (Herbst 2005) sowie Diversität (Sommer 2006) vermutet (BioConsult, 2006). In den folgenden Jahren (2007 bis 2010) wurde 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).

BioConsult (2014) kam daher vor dem Hintergrund der Gesamtschau der Ergebnisse 2005 bis 2013 zu dem Schluss, dass die als Hinweis auf Verklappungen interpretierten Befunde in 2005 und 2006 auch ein Ausdruck natürlicher Variabilität gewesen sein könnten, wobei allerdings temporäre und

schwache Effekte auf die Fischfauna als Resultat einer möglichen verklappungsbedingten Vergrämung von Fischen nicht ganz ausgeschlossen werden könnten.

Die Ergebnisse vor und nach der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung in 2014 könnten ebenfalls 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. Bei den Parametern mittlere Artenzahl, Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität wurde in 2014 hingegen kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

In 2015 wurden im Juni in allen Teilgebieten deutlich höhere Abundanzen und Biomassen ermittelt als im Oktober. Dieser jahreszeitliche Unterschied entspricht auch den Erwartungen. Auffällig ist aber, dass der Abundanzrückgang im Klappzentrum und im 1-km-Kreis ausgeprägter war als im Außengebiet und im Referenzgebiet. 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 und nicht signifikant voneinander. Bei beiden Parametern ist laut BioConsult (2016c) ein Zusammenhang mit den Verklappungen nicht zu belegen, kann aber aufgrund der Datenstruktur nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Bei den Parametern Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität wurde auch in 2015 kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Die Befunde aus 2014 und 2015 deuten damit darauf hin, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten und z.T. auch Biomassen zeigen. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2015 nicht ermitteln.

Seit 2009 werden bei der Untersuchung der Fischfauna auch die „Fischkrankheiten“ miterfasst. Hierbei werden alle äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen (Krankheitssymptome, Anomalien oder Parasitenbefall) aufgenommen. Während der bisherigen Untersuchungen entfiel jeweils der größte Anteil der äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen auf eine Fehlpigmentierung von Schollen und Flundern sowie auf eine Hyperpigmentierung von Klieschen.

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 perlmuttgänzende „Knubbel“ zu verzeichnen sind (BioConsult, 2016c). 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. mit dem Ernährungszustand der Klieschen vermutet (BioConsult, 2016c).

In den Jahren 2014 und 2015 sind im Vergleich zu den Vorjahren der Untersuchung (2010 und 2011) höhere Anzahlen der Hyperpigmentierung von Klieschen festgestellt worden. So wurden auf der Grundlage der Fänge in 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. Damit ist in 2014 und 2015 eine deutliche Zunahme im Vergleich zu den Werten aus den Jahren 2010 und 2011 zu verzeichnen, die von 2 bis 8 % reichten.

Gebietsbezogen sind in 2015 zwar je nach Kampagne Unterschiede bei den Anteilen hyperpigmentierter Klieschen feststellbar, insgesamt zeigt sich jedoch kein systematisches Muster (BioConsult, 2016c). Weder auf der Klappstelle noch auf der Einbringstelle sind höhere Werte als in den ande-

ren Teilgebieten ermittelt worden. Da die Zunahme der Hyperpigmentierung schon vor der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Sommer 2014 aufgetreten und kein räumliches Muster feststellbar ist, ist ein Zusammenhang zur Baggergutverbringung nicht ersichtlich.

Werden bei der Betrachtung von Krankheitsanzeichen leichte Pigmentstörungen (Stadium 1) nicht berücksichtigt, beträgt die Rate an Tieren mit Krankheitssymptomen in 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 (jeweils alle Krankheitssymptome ohne Pigmentstörungen im Stadium 1). Auch hier ist kein systematischer Unterschied zwischen den Teilgebieten erkennbar.

Signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten wurden demnach bei den Untersuchungskampagnen in 2015 weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Ob die festgestellte Zunahme der Hyperpigmentierung von Klieschen im Gesamtgebiet ein temporärer Befund war und die niedrigeren Werte im Oktober 2015 einen Rückgang andeuten oder ob die Zunahme der Werte in 2014 einen anhaltenden Trend widerspiegelt, werden die Folgeuntersuchungen zeigen.

## 5.8 Wattmessstellen

Sowohl an den niedersächsischen als auch an den schleswig-holsteinischen Wattmessstellen (Abbildung 5-30) wurde in den vergangenen Jahren seit 2007 wiederholt ein hoher Sandanteil im Sediment festgestellt, durch den die repräsentative Gewinnung der Feinfraktion erschwert sein kann (E3-Jahresbericht der HPA, 2012). Im Jahr 2013 wurde in der E3-Monitoring-Arbeitsgruppe daher vereinbart, nach Möglichkeit weitere Stationen mit ausreichend feinkörnigerem Sediment zu finden und in das Programm mit aufzunehmen.

Anfang 2014 hat das NLWKN im Norderneyer Riffgat einen Schwebstoffsammler in Betrieb genommen, durch den sich feinkörniges Material gewinnen lässt. Die Analysen hierzu werden 2016 vom NLWKN vorgelegt werden und von der BfG in ihren Berichten ab dem Jahr 2014 mit ausgewertet werden. Die Probennehmer der Schleswig-Holsteinischen Wattmessstellen wurden ab 2014 gebeten, noch genauer auf die Entnahme möglichst schlickigen Sediments zu achten.

Für beide schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung und damit die Gewinnung von insgesamt 8 Proben vorgesehen. An der Station Holmer Siel konnten aus arbeitsorganisatorischen Gründen 2015 die Proben nicht im Sommerhalbjahr gewonnen werden. Stattdessen wurden eine Probe im ersten Quartal und drei Proben im vierten Quartal entnommen. An der Station Wesselburener Loch wurden 7 Proben über das Jahr 2015 verteilt gewonnen. Insgesamt liegen damit also 11 Proben vor (Tabelle A-17).

In 2015 zeigen die Feinkornanteile  $< 63 \mu\text{m}$  an der Station Holmer Siel mit 24 bis 41 % wiederum eine hohe Variabilität, wobei keine rein schlickigen Sedimente angetroffen wurden. Auch die Sedimente der Station Wesselburener Loch weisen mit 19 bis 47 % eine weite Spanne an Feinfraktion auf (Tabelle A 17). Auch in den vergangenen Jahren seit Beginn der Beprobungen in 2007 wurde an beiden Messstellen eine weite Spanne an Feinfraktion ermittelt, wobei die Gehalte von unter 10 % bis zu 90 % reichten (Werte von 2007 bis 2014,  $n = 60$ ). Die Mittelwerte der Feinfraktion lagen in 2015 mit 32 % für die Station Holmer Siel und mit 35 % für die Station Wesselburener Loch etwas niedriger als die mittleren Gehalte aus dem Gesamtzeitraum 2007 bis 2014 von 44 % (Holmer Siel) und 37 % (Wesselburener Loch). Insgesamt lag der Feinkornanteil in 2015 aber bei allen Proben deutlich oberhalb von 10 % und kann damit als ausreichend bezeichnet werden.

Die Schwermetallkonzentration der Proben aus 2015 liegt innerhalb der Spannweite, die auch seit 2007 an diesen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A-17). Die Mittelwerte der Wattmessstellen 2015 bewegen sich zudem auf dem Niveau der regionalen Hintergrundbelastung, die an fünf schleswig-holsteinischen Messstationen des LANU im Zeitraum 1999 – 2004 ermittelt wurde.

Die organischen Schadstoffe bewegen sich in 2015 größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze, vereinzelt auch knapp darüber (Tabelle A-17). Im Februar bis April 2015 wurden Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze von Mono- und Butylzinn an der Position Wesselburener Loch ermittelt (im Maximum 17 µg/kg TS). Eine Ursache für diese temporäre Abweichung ist nicht bekannt. Bei den weiteren Probenahmen im Mai, Juli, Oktober und Dezember 2015 lagen die Werte an dieser Station wieder unter der Bestimmungsgrenze, so dass auch durch diese Ergebnisse keine ursächliche Verbindung zu den Baggergutverbringungen bei Tonne E3 besteht. Insgesamt entsprechen die in 2015 ermittelten Werte denen aus den vorangegangenen Jahren.

Die Analysen der drei Messstationen aus dem Niedersächsischen Wattenmeer sowie dem Schwebstoffsammler in Norderney 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 Baggergut lässt sich nach Aussage der BfG aus den seit 2007 bis 2015 erhobenen Daten der schleswig-holsteinischen und der niedersächsischen Wattmessstellen nicht ableiten.



Abbildung 5-30 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)



## **6. Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung**

---

Im Folgenden wird die Einhaltung der einzelnen Maßgaben gemäß „Einvernehmen 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“ durch das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein vom 1. August 2008 in der am 28. Juli 2009 geänderten Fassung bewertet.

- 0. Die befristete Verlängerung des Einvernehmens vom 1. August 2008 wurde vom Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MELUR) in Schleswig-Holstein am 16. Dezember 2014 widerrufen, sofern eine Verbringung von Baggermengen aus der Hamburger Stromelbe in die Nordsee unvermeidlich werden würde. Die HPA hat die Notwendigkeit, Baggergut bei Tonne E3 unterbringen zu müssen, in diesem Rahmen am 24. Juni 2015 schriftlich gegenüber dem MELUR angezeigt.**

Im Jahr 2015 erfolgte die Verbringung von insgesamt 2.009.000 m<sup>3</sup> (Laderaumvolumen) entsprechend 932.500 t TS (Tonnen Trockensubstanz). Hierbei wurden aus dem Köhlbrand insgesamt 718.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 354.000 TS), aus der Norderelbe 677.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 331.000 TDS) und aus der Süderelbe 614.000 m<sup>3</sup> (entsprechend 248.000 TS) entnommen.

Die im Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein vom August 2008 in der vom Juli 2009 geänderten Fassung vereinbarte Gesamtmenge von 6,50 Mio m<sup>3</sup> LRV war damit mit einer zwischen 2008 und Ende 2015 verbrachten Gesamtmenge von 5,04 Mio m<sup>3</sup> LRV weiterhin noch nicht ausgeschöpft.

- 1. Die Einbringung ist nach den Festlegungen dieses Schreibens vorzunehmen. (...) Abweichungen sind schriftlich zu begründen und bedürfen des vorherigen Einvernehmens des MELUR.**

Sofern Abweichungen aufgetreten sind, sind diese in den folgenden Punkten aufgeführt.

- 2. Der Maßnahmenträger stellt sicher, dass der beauftragte Baggerunternehmer eine Ausfertigung dieses Schreibens erhält und die Bestimmungen dieses Schreibens beachtet werden.**

Dies ist erfolgt.

- 3. Es sind für den gesamten Zeitraum der Unterhaltungsbaggerung fortlaufend Daten zur gemessenen Wassertemperatur auf der Einbringstelle, zu den Betriebszeiten, der Beladung der Schiffseinheit, der Abfahrts- und Ankunftszeit der Schiffseinheit und die Positionsangabe vor jedem Einbringvorgang zu erheben und halbjährlich dem MLUR zu übersenden.**

Diese Daten wurden für den Verbringungszeitraum 20.7.2015 – 23.10.2015 erhoben und dem MELUR übersandt (zuletzt in der Gesamtdarstellung der Jahre 2014-2016 am 4.11.2016).

- 4. Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass im Bereich um die unmittelbare Einbringposition herum (1-km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt.**

Das Baggergut wurde im 1-km-Radius um das Zentrum der Schüttstelle herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

**5. Die aktuelle chemische und ökotoxikologische Qualität aus den Teilbereichen der Stromelbe gemäß Tabelle dieses Schreibens entnommenen Sediments muss jeweils vor der Baggergutentnahme gemäß HABAK/BLABAK ermittelt werden.**

Die chemische und ökotoxikologische Qualität der entsprechenden Teilbereiche wurde für den Verbringungszeitraum Juli 2015 bis Oktober 2015 gemäß GÜBAK (2009)<sup>3</sup> und der darin enthaltenen chemischen Parameterliste sowie ökotoxikologischen Untersuchungsanforderungen ermittelt. In Ergänzung zu den dort vorgegebenen chemischen Parametern wurden zusätzliche HCH- und Organozinnverbindungen sowie die Gesamtgehalte der Schwermetalle untersucht.

Bei den in 2015 durchgeführten ökotoxikologischen Tests handelte es sich um:

- Limnischer Algentest (DIN 38 412-L33, DIN EN ISO 8692)
- Mariner Algentest (ISO 10253)
- Limnischer Leuchtbakterientest (DIN EN ISO 11348-2)
- Daphnientest (DIN 38 412-L30)

**6. Die in den verschiedenen Teilbereichen gemäß Tabelle dieses Schreibens aktuell anfallenden Sedimente müssen mit den jeweiligen Baggermengen und Probennahmestellen sowie chemischen Eigenschaften und toxischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet werden.**

Die anfallenden Sedimente der drei Teilbereiche aus der Delegationsstrecke werden mit ihren chemischen Eigenschaften (Tabelle A 2 - Tabelle A 4) und toxischen Wirkungen (Tabelle A 6 - Tabelle A 8) jeweils getrennt dargestellt und bewertet.

**7. Für jeden dieser Teilbereiche muss die Probenanzahl gemäß der unter Punkt 0 genannten voraussichtlichen Sedimentmengen getrennt festgelegt werden und mindestens den Anforderungen der HABAK/BLABAK entsprechen.**

Die Probenanzahl der drei Teilbereiche entsprach den Anforderungen der GÜBAK (2009). Die Anzahl der einzelnen Analysen pro Teilgebiet ist in Tabelle A 2 - Tabelle A 4 mit aufgeführt.

**8. Die Probenanzahl 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.**

Mit dem MELUR wurde vereinbart, bei der Freigabeuntersuchung der Süderelbe die Beprobungsdichte auf mindestens 14 Punkte zu verdichten. In der Süderelbe wurden demgemäß 14 Proben entnommen, davon 6 im südlichen Drehkreis und 8 im nördlichen Bereich. Aufgrund der Ergebnisse wurde der südliche Drehkreis der Süderelbe von den Verbringungen zu E3 ausgenommen (s. Maßgabe 10).

---

<sup>3</sup> Die HABAK-WSV wurde in 2009 durch die „Gemeinsamen Übergangsbestimmungen“ (GÜBAK, entspricht „BLABAK“) ersetzt. Diese stellen nach Rücksprache mit dem MLUR ab dem 1.1.2010 die Bewertungsgrundlage für Baggergutverbringungen zur Tonne E3 dar.

9. Die Ergebnisse der jeweiligen Probenahmen und Analysen sowie die Bewertung müssen dem MELUR als oberste Wasserbehörde des Landes Schleswig-Holstein unverzüglich zur Verfügung gestellt werden.

Die Daten inklusive einer Bewertung wurden per e-Mail am 16.7.2015 (Freigabeuntersuchung Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe) an das MELUR übersandt.

10. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009, Änderungen ***kursiv***:

***Für die Auswahl der zu verbringenden Sedimente ist die vorherige Beprobung weiter auf mindestens 10 Proben pro Teilstrecke und pro Baggerkampagne zu verdichten. Auf der Basis der so gewonnenen Schadstoffverteilung in den Baggerbereichen dürfen die nach dem Einvernehmen vom 1. August 2008 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.***

Die Bewertung im Jahr 2015 erfolgte nach Teilbereichen getrennt. Die arithmetischen Mittelwerte der chemischen Parameter wurden mit den Mittelwerten der jeweils entsprechenden Teilabschnitte aus den Jahren 2005-2007 statistisch verglichen (Tabelle A 5). Zusätzlich wurde der in der Änderung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 geforderte Vergleich mit den in den Jahren 2005-2007 ermittelten 90. Perzentilwerten der Parameter HCB, Summe 6 DDX sowie TBT durchgeführt (Abschn. 4.1).

In den drei Teilbereichen „Köhlbrand“, „Norderelbe“ und „Süderelbe“ wurde keine Überschreitung des 90. Perzentils dieser drei Parameter ermittelt. Auch der Vergleich mit den chemischen und ökotoxikologischen Werten der Jahre 2005-2007 der entsprechenden Teilbereiche zeigte für 2015 keine höheren Werte an. Das Baggergut aus diesen Bereichen wurde daher in die Nordsee verbracht.

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

Die Analysen des Baggergutes zeigten alle Werte unterhalb von 300 µg OZK/kg.

12. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen ***kursiv***): Baggergut, dessen Schadstoffqualität eine signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder signifikante Bioakkumulation ***außerhalb*** der Einbringstelle erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung in 2015 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle erwarten. Es wurde in 2015 auch keine signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle festgestellt.

Die Daten der Bioakkumulation aus den Untersuchungskampagnen des Jahres 2015 zeigen, wie auch bereits in den vorangegangenen Jahren, weiterhin eine signifikante Bioakkumulation auf der Einbringstelle an. Im Südosten des 1,5-km-Kreises, d. h. dort, wo die Baggergutaufgabe in den 1,5 km-Kreis hineinragt, wird im September 2015 auch eine signifikante Bioakkumulation einiger Parameter in der Pfeffermuschel ermittelt. Eine baggergutbedingte Bioakkumulation außerhalb dieses Bereichs wird hingegen nicht festgestellt, so dass auch hier die Einvernehmensregelung erfüllt ist.

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

Baggerguttoxizitäten mit pT-Werten von 5 und 6 wurde nicht ermittelt.

**14. Zur Ermittlung der unter 10. und 12. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Testverfahren durchzuführen.**

Statistische Testverfahren zur Ermittlung der unter 10. und 12. genannten Signifikanzen wurden durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Testverfahren wurden an dem unter 9. genannten Termin an das MELUR versandt.

**15. Sedimente aus den Hafenzufahrten und den Hafenbecken dürfen im Rahmen dieses Einvernehmens nicht eingebracht werden.**

Es wurden weder Sedimente aus Hafenzufahrten noch aus Hafenbecken verbracht.

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

Das abgestimmte Monitoringkonzept wird kontinuierlich fortgeschrieben. Eine Abstimmung hierüber erfolgt in einer gemeinsamen Arbeitsgruppe aus den Ländern und dem Bund (s. Maßgabe 18). Das in der Monitoringarbeitsgruppe abgestimmte Konzept der BfG für den Verbringungszeitraum datiert auf den 31.3.2011 (ergänzt durch Beschlüsse in der AG Monitoring aus 2013, 2014 und 2015) (s. Maßgabe 18).

**17. Im Rahmen des Monitorings ist durch geeignete Untersuchungen sicherzustellen, dass keine Beeinträchtigungen der Umwelt durch weiträumige Verdriftungen eintreten.**

Untersuchungen zur Verdriftung von Sedimentmaterial bzw. der Verteilung der Schadstoffgehalte der Sedimente sowie die Ergebnisse der Wattmessstellen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen lassen auf keine Beeinflussung gesetzlich geschützter und touristisch genutzter Gebiete schließen. Bei den diesbezüglichen Untersuchungen handelt es sich um ADCP – Messungen vom Oktober 2005, Modellierungen der BAW 2005/2006 (ausführlich im E3-Jahresbericht 2006 der HPA), um die chemischen Sedimentanalysen an und im Umfeld der Verbringstelle 2005 bis 2014, um die seit 2007 vierteljährlich untersuchten Wattmessstellen sowie die abgeschätzte Volumenermittlung aus Peildaten.

18. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*): Das Monitoringkonzept ist halbjährlich in einer vom Antragssteller einzuberufenden Arbeitsgruppe unter Beteiligung von Vertretern der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes sowie der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen zu überprüfen und fortzuschreiben. Die HPA wird die Ergebnisse der Arbeitsgruppentreffen jeweils innerhalb von vier Wochen in zwischen den Gruppenmitgliedern abgestimmten Ergebnisprotokollen dokumentieren.

Die Sitzungen des von HPA einzuberufenden entsprechenden Gremiums zur Fortschreibung des Monitoringkonzeptes fanden am 17.6.2015 sowie am 21.12.2015 statt. Die Protokolle beider Sitzungen wurden jeweils in der nächsten Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe (17.6.2015 und 8.6.2016) endabgestimmt und in der abschließenden Fassung an die Teilnehmer versandt.

19. Um sicherzustellen, dass auch Auswirkungen auf niedersächsische Gewässer auszuschließen sind, müssen in Absprache mit dem MLUR (jetzt MELUR) und dem NLWKN 3 Messstellen in niedersächsischen Küstengewässern abgestimmt und zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.

Auf niedersächsischem Gebiet lagen bereits zwei Messstellen vor. Eine dritte wurde 2008 in das Monitoringprogramm aufgenommen.

20. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*): Im Zusammenhang mit diesem Überwachungsmonitoring müssen in Abstimmung mit der Zulassungsbehörde ergänzende Untersuchungsverfahren zur besseren Beurteilung der Bioakkumulation im Ablagerungsbereich ermittelt und *bei Bedarf* maßnahmenbegleitend umgesetzt werden. Die bereits begonnenen Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) werden fortgeführt und erweitert sowie durch ein innerhalb der Monitoringgruppe (s. Auflage 18) im Detail abzustimmendes Schadstoffmonitoring bei Fischen ergänzt. Die dafür verwendete Fischart muss auf Grundlage ihrer Lebensgewohnheiten ein geeigneter Indikator für derartige Untersuchungen sein. Probenumfang und Probenahmegebiete müssen so gewählt werden, dass aussagekräftige und statistisch abgesicherte Ergebnisse erzielt werden.

Es wurde im Herbst 2009 ein Schadstoffmonitoring an Fischen begonnen. Als Fischart wurde in Abstimmung mit dem MELUR und der BfG die Kliesche ausgewählt. In den Jahren 2009, 2010 und 2011 fand jeweils eine Fischbeprobung im Zeitraum September bis Oktober statt. In 2012 wurden keine Fischbeprobungen durchgeführt, da diese nach Abstimmung in der AG Monitoring im Rahmen des nachsorgenden Monitorings nicht für notwendig erachtet wurden. In den Jahren 2013 bis 2015 wurde hingegen im Rahmen des regulären Monitoringprogramms jeweils im Oktober eine Schadstoffbeprobung an Klieschen durchgeführt.

Im August 2009 wurde das Monitoring der Wellhornschnecke von insgesamt 30 Proben pro Kampagne auf 180 Proben erweitert. Dabei wurden die Proben auf der Verbringestelle und im 2-km-Kreis in vier Untergruppen getrennt nach Himmelsrichtungen entnommen. Zudem wurde der 3-km-Kreis in das Untersuchungsprogramm mit aufgenommen.

Von 2011 bis 2014 wurden jeweils im Sommer alle Gebiete räumlich differenziert mit einer Parallelenanzahl von 10 pro Teilgebiet beprobt, so dass insgesamt 140 Proben pro Kampagne vorlagen. In 2014 wurde eine Beprobung dieses Umfangs auch im Sommer durchgeführt, um eine möglichst umfassende Dokumentation direkt vor einer Wiederaufnahme der Verbringungen zu erhalten.

Im Frühjahr 2011, Frühjahr 2013 und Frühjahr 2015 wurde hingegen eine Analyse der zinnorganischen und der chlororganischen Verbindungen im 1-km-Kreis, den Referenzgebieten sowie im 2-km-Kreis an insgesamt 90 Proben durchgeführt, um eine eventuelle Ausbreitung über den 1-km-Kreis hinaus frühzeitig detektieren zu können. Dieser „Frühjahrsumfang“ wurde im Frühjahr 2015 noch um die Analyse von PCB-Verbindungen ergänzt.

Das Bioakkumulationsmonitoring ist damit auch in 2015 im Vergleich zum Frühjahr 2009 erheblich erweitert und um das Schadstoffmonitoring an Fischen ergänzt. Die Einvernehmensregelung ist somit erfüllt.

**21. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft müssen unter Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.**

Es wurde ein kommerzielles Schollengeschirr eingesetzt. Nach Auffassung der o.g. Arbeitsgruppe ist keine Änderung erforderlich.

**22. Schad- und Nährstoffbelastungen sind an der Verbringungsstelle zusätzlich auf der Grundlage der so genannten EAC-Werte nach OSPAR zu bewerten.**

Eine Bewertung nach den EAC-Werten wurde von der BfG vorgenommen (BfG, 2018b). Die entsprechende Auswertung wird dem MELUND zusammen mit diesem Bericht übermittelt.

**23. Die HPA hat dem MLUR (jetzt MELUR) halbjährlich einen kurzen, fachlich präzisen und gleichzeitig populärwissenschaftlich verständlichen Zwischenbericht zur Gesamtmaßnahme vorzulegen, der neben den wichtigsten Angaben zur Maßnahmendurchführung, zur Erfüllung der Nebenbestimmungen sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen Grafiken auch eine Bewertung enthält.**

In Abstimmung zwischen MELUR und HPA wurde vereinbart, dass für die Jahre 2014 und 2015 ein populärwissenschaftlicher Bericht pro Jahr als ausreichend angesehen werden kann. Dieser sollte eine Zusammenfassung mit wesentlichen Erkenntnissen des jeweiligen Jahresberichts darstellen.

Der populärwissenschaftliche Bericht für das Jahr 2015 wird dem MELUR gemeinsam mit dem vorliegenden Bericht vorgelegt.

**24. Die HPA hat dem MELUR 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 dieses Schreibens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.**

Dieser Bericht wird hiermit vorgelegt. Eine ausführlichere wissenschaftliche Dokumentation erfolgt im Bericht 2015/2016 der BfG.

**25. Die HPA hat darüber hinaus gegenüber dem MLUR (jetzt MELUR) mindestens einmal jährlich über die Umsetzung der jeweiligen Maßnahmen aus dem Strombau- und Sedimentmanagementkonzept zu berichten und dadurch die unverzügliche Umsetzung der in diesem Konzept benannten Einzelmaßnahmen entsprechend eines konkreten Zeitplanes zu dokumentieren.**

Die Abstimmung über die Umsetzung des Strombau- und Sedimentmanagementkonzepts für die Tideelbe erfolgt regelmäßig zwischen den zuständigen Stellen der Länder und des Bundes. Gemäß

Vereinbarung mit dem MELUR wird der Bericht „Umsetzung des Strombau- und Sedimentmanagements für die Tideelbe – Berichtszeitraum Januar 2015 bis Juni 2016“ zusammen mit dem Jahresbericht 2015 übermittelt.

**26. Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009 (Änderungen *kursiv*):** Im Zusammenhang mit der Umsetzung des Strom- und Sedimentmanagementkonzeptes sind einmal jährlich eine kombinierte Laserscan- und Luftbildbefliegung des trocken fallenden 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 künftig nicht mehr jährlich, sondern künftig in einem Turnus von 3 Jahren durchzuführen. Die nach jeder Laserscanbefliegung fortzuschreibende Auswertung soll gemäß eines neuen erweiterten Auswertekonzepts 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 für den Zeitraum Winter 2015/2016 geplant und auch umgesetzt.

**27. Neue Maßgabe in der geänderten Fassung des Einvernehmens vom 28. Juli 2009:** Der Maßnahmenträger wird verpflichtet, nach Ende der Maßnahme auf Anforderung des MLUR die Verbringungsstelle mit unbelastetem Material abzudecken („Capping“) und nachfolgend für einen Zeitraum von wenigstens zwei Jahren ein angemessenes nachsorgendes Monitoring durchzuführen.

Das MLUR (jetzt MELUR) wird über die Durchführung der Maßnahme auf der Grundlage der Monitoringergebnisse sowie weiterer Voruntersuchungen durch den Maßnahmenträger entscheiden. Hierfür hat der Maßnahmenträger die für das Capping erforderlichen Voruntersuchungen rechtzeitig, d.h. mindestens sechs Monate, vor Beendigung der Verbringung in Abstimmung mit dem MLUR und der Wasser- und Schifffahrtsdirektion des Bundes abzuschließen.

Die im Einvernehmen von 2008 (geänderte Fassung vom 28. Juli 2009) zur Verbringung genehmigte Menge von 6,5 Mio m<sup>3</sup> Baggergut wurde bis Ende 2011 mit 2 Mio verbrachten Kubikmetern bei weitem nicht ausgeschöpft. Aufgrund akuter Sedimentation im Bereich des Köhlbrands stellte die HPA im Sommer 2012 einen Antrag auf eine weitere Nutzung der Verbringungsstelle im Rahmen der bereits bewilligten Mengen. Im Mai 2013 verlängerte das Land Schleswig-Holstein daraufhin das Einvernehmen zunächst befristet bis Ende 2014, wobei Höchstmenge und Rahmenbedingungen bestehen blieben. Am 16.12.2014 stimmte das MELUR widerruflich einer weiteren Fristverlängerung im Rahmen der bereits zugelassenen Menge von 6,5 Mio m<sup>3</sup> Baggergut bis zum 31.12.2015 zu.

HPA hat im Februar 2016 einen Antrag auf eine weitere Nutzung der Verbringungsstelle gestellt, der im April 2016 vom MELUR genehmigt wurde (s. Kapitel Ausblick). Die im Rahmen der Monitoringkampagnen nach dem vorläufigen Ende der Verbringungen im Februar 2010 bis zum Sommer 2014 gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich natürlichen Erholungseffekten in verbringungsfreien Perioden führten dazu, dass im Rahmen der neuen Zulassungen ein Capping nach Beendigung der Maßnahme nicht mehr als erforderlich angesehen wird.

**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 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 wurden im Jahr 2015 grundsätzlich eingehalten. Abweichungen von den Maßgaben wurden mit dem MELUR abgestimmt. Sie sind unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.



---

## 7. Ausblick

---

Auch im Jahr 2015 stellte die Unterbringung von Baggergut bei Tonne E3 in der Nordsee eine wichtige Option dar, um den wasserseitigen Zugang zu Hafenbecken und Liegeplätzen des Hamburger Hafens in den sedimentationsreichen Sommermonaten sicherzustellen. Das Unterhaltungserfordernis lag im Jahr 2015 für die HPA auf einem sehr hohen Niveau. Dies resultierte in einer Gesamtbaggermenge von 11,7 Mio. m<sup>3</sup>. Bereits zwei Jahre in Folge ist aufgrund von Trockenheit im Elbeinzugsgebiet der Oberwasserabfluss im Frühjahr und Sommer sehr gering ausgefallen. Der natürliche Sedimentaustag aus dem Ästuar in Richtung Nordsee ist damit nicht mehr gegeben und es kommt zu einer erhöhten Sedimentation. Gleichzeitig verlagert sich die Trübungszone stromaufwärts und sorgt für ein höheres Dargebot an Schwebstoffen. Die alleinige Bewirtschaftung innerhalb der Hamburger Landesgrenzen bei Neßsand sind somit von einer intensivierten Kreislaufbewirtschaftung gekennzeichnet. D.h., dass es zu einem anteiligen Rücktransport der Sedimente von Neßsand ins Hafengebiet kommt. Dieser ist in Jahren mit mittleren und hohen Oberwasserabflüssen gering, in 2015 war er aufgrund der beschriebenen Randbedingungen stärker ausgeprägt. Um für Entlastung zu sorgen war ein Austrag von Sedimenten aus dem inneren Ästuar im Jahr 2015 zwingend erforderlich. Daher wurden 2015 mit Einvernehmen des Landes Schleswig-Holstein 2 Mio. m<sup>3</sup> in die Nordsee zur Tonne E3 verbracht. Die Erfahrungen mit dem Austrag von Sedimenten aus dem flutstromdominierten inneren Ästuar zeigen, dass eine Stabilisierung des Sedimenthaushalts erfolgen kann, wenn er regelmäßig und konsequent erfolgt. Diese Strategie des regelhaften Sedimentaustags wurde intensiv im Forum Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe (Dialogforum Tideelbe), initiiert durch die Hamburg Port Authority (HPA) und der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), in 2014 und 2015 diskutiert. Insgesamt wurden in diesem Kontext sieben verschiedene Optionen für die Verbringung von Austragsbaggergut in der Tideelbe und Nordsee identifiziert und bewertet. Der einstimmig verabschiedete Endbericht ist unter [www.dialogforum-tideelbe.de](http://www.dialogforum-tideelbe.de) einsehbar.

Ende 2015 erfolgte eine weiterführende umfassende ökologische Bewertung und Priorisierung der Unterbringungsoptionen von Baggergut im Gewässer durch die Fachbehörden der Länder (Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Hamburg) unter Einbeziehung des im Dialogforum Tideelbe erarbeiteten Meinungsbildes und in Ergänzung der Einbeziehung einer schutzgutsbezogenen Betrachtung in Anlehnung an eine UVP. Als Vorzugsoption konnte die Unterbringungsoption „Nordsee-Schlickfallgebiet“ identifiziert werden, sowohl hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte als auch unter Beachtung der Ergebnisse aus dem Dialogforum Tideelbe zur Realisierbarkeit, Wirtschaftlichkeit, zu Nutzungsaspekten und regionaler Akzeptanz. Daraufhin stellte die HPA Anfang 2016 den Antrag beim schleswig-holsteinischen Umweltministerium auf Verbringung von Elbsedimenten in die Nordsee bei Tonne E3, um einen systematischen Austrag von Sedimentüberschüssen aus dem Bereich Hamburg zu gewährleisten.

Um die Menge der mit dem Flutstrom stromaufwärts transportierten Sedimente nachhaltig zu reduzieren, beschäftigen sich die HPA und WSV auch mit strombaulichen Maßnahmen. Mit Gründung des „Forums Tideelbe“ soll auch der Dialog mit der Region zielgerichtet fortgesetzt werden. Eines der zentralen Ziele der neuen Kooperationsstruktur ist es, Maßnahmen zu priorisieren und zu konkretisieren, die die Strömungs- und Sedimentationsdynamik in der Tideelbe positiv beeinflussen können. Im Dialogforum Tideelbe wurden bereits über 20 mögliche Strombaumaßnahmen – z.B. Schaffung von Flutraum, die Aktivierung und Wiederanbindung von Nebenelben – entlang der Unterelbe diskutiert und erstbewertet.

---

## 8. Literatur

---

- 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](http://www.bafg.de/Baggergut/DE/04_Richtlinien/merkblatt_oekotox.pdf?blob=publicationFile)
- BfG-1775 (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 Abschlußbericht 2011. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz
- BfG-Mitteilungen Nr. 31 (2014):** Das Hochwasser des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. Dezember 2014, Koblenz
- 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 (2016a):** Die Wellhornschncke (*Buccinum undatum*) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2015 und Imposéx. Studie im Auftrag von HPA. 71 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2016b):** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2015. Studie im Auftrag von HPA. 95 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2016c):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2015. Studie im Auftrag der HPA. 97 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2014):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2013. Studie im Auftrag der HPA. 113 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2006):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle E3. Bestandsentwicklung nach zwei Umlagerungsphasen. Studie im Auftrag der HPA. Dezember 2006. 104 Seiten. Unveröffentlicht.
- 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.

**OSPAR (2004):** Provisional JAMP Assessment Criteria for TBT – Specific Biological Effects. Reference-Number 2004-15. OSPAR Commission.

# ANHANG

**Tabelle A 1 Monitoringprogramm bis 2011, Nachsorge-Programm (2012), reguläres Monitoringprogramm ab Sommer 2013**

	Monitoring (bis 2011) <sup>1</sup>	Nachsorge (2012)	Monitoring (ab Sommer 2013)	Monitoring (2015)
<b>Peilung</b>	1 x im Jahr	1 x im Jahr	1 x im Jahr Nachpeilung (1x9/14)	1 x im Jahr
<b>Sedimentuntersuchung</b>				
<b>Sediment- textur</b>	2 x im Jahr, 125 Stationen	1 x im Jahr, 79 Stationen <sup>2</sup>	2 x im Jahr, 79 Stationen Sommer <sup>2</sup> 125 Stationen Herbst <sup>14</sup>	2 x im Jahr, 96 Stationen <sup>2</sup>
<b>Sediment- chemie</b>	2 x im Jahr, 52 Stationen	1 x im Jahr, 50 Stationen 4 Kastengreifer <sup>3</sup>	2 x im Jahr, 52 Stationen 8 Kastengreifer <sup>3</sup>	2 x im Jahr, 52 Stationen 8 Frahmlothe <sup>3</sup>
<b>Ökotoxiko- logie</b>	2 x im Jahr 34 Stationen	1 x im Jahr 34 Stationen	2 x im Jahr 34 Stationen	2 x im Jahr 34 Stationen
<b>Wattmess- stellen</b>	4 x im Jahr 5 Messstellen	4 x im Jahr 5 Messstellen	4 x im Jahr 5 Messstellen	4 x im Jahr 5 Messstellen
<b>Fauna</b>				
<b>Makro- zoobenthos</b>	2 x im Jahr, 110 Stationen	1 x im Jahr, 110 Stationen	2 x im Jahr, 110 Stationen	2 x im Jahr, 110 Stationen
<b>Wellhorn- schnecke</b>	2 x im Jahr, in Hols Abundanz / Imposex	1 x im Jahr, in Hols Abundanz, Imposex	2 x im Jahr, in Hols Abundanz, Imposex	2 x im Jahr, in Hols Abundanz / Imposex
<b>Fische</b>	2 x im Jahr, in Hols	Entfällt <sup>5</sup>	2 x im Jahr, in Hols	2 x im Jahr, in Hols
<b>Bioakkumulation</b>				
<b>Wellhorn- schnecke</b>	2 x im Jahr 90 Tiere Frühjahr 140 Tiere Sommer	1 x im Jahr 140 Tiere Sommer	2 x im Jahr 140 Tiere Sommer 140 Tiere Herbst (9/14)	2 x im Jahr 90 Tiere Frühjahr 140 Tiere Sommer
<b>Pfeffermu- schel</b>	2 x im Jahr 27 Proben	1 x im Jahr 27 Proben	2 x im Jahr 24 -27 Proben	2 x im Jahr 29 Proben
<b>Kliesche</b>	1 x im Jahr (Herbst) 60 Proben (180 Tiere)	entfällt <sup>4</sup>	1 x im Jahr (Herbst) 60 Proben (180 Tiere)	1 x im Jahr (Herbst) 60 Proben (180 Tiere)

- 1 reguläres Monitoringprogramm bis 2011 Ende, 2. Halbjahr 2013 Monitoring nach Absprache in der AG Monitoring wieder in vergleichbarem Umfang wie in 2011. Monitoringkampagnen im Juli 2013, Juli 2014 und September 2014
- 2 Die Stationen, an denen chemische Analysen durchgeführt werden, sowie alle Stationen im 1-km- und im 1,5-km-Kreis. In 2015 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
- 3 Kastengreiferproben in der Mitte und zum Rand der Schüttstelle hin, um Ausbreitung des Materials und Neusedimentation besser erfassen zu können. In 2013 durchgeführt, in 2014 konnten wegen Ausfall Gerät nur 2 Proben entnommen werden. In 2015 im September 8 Frahmlotheproben
- 4 Fischfauna und Bioakkumulation der Kliesche: Keine Fortführung in der Nachsorge 2012

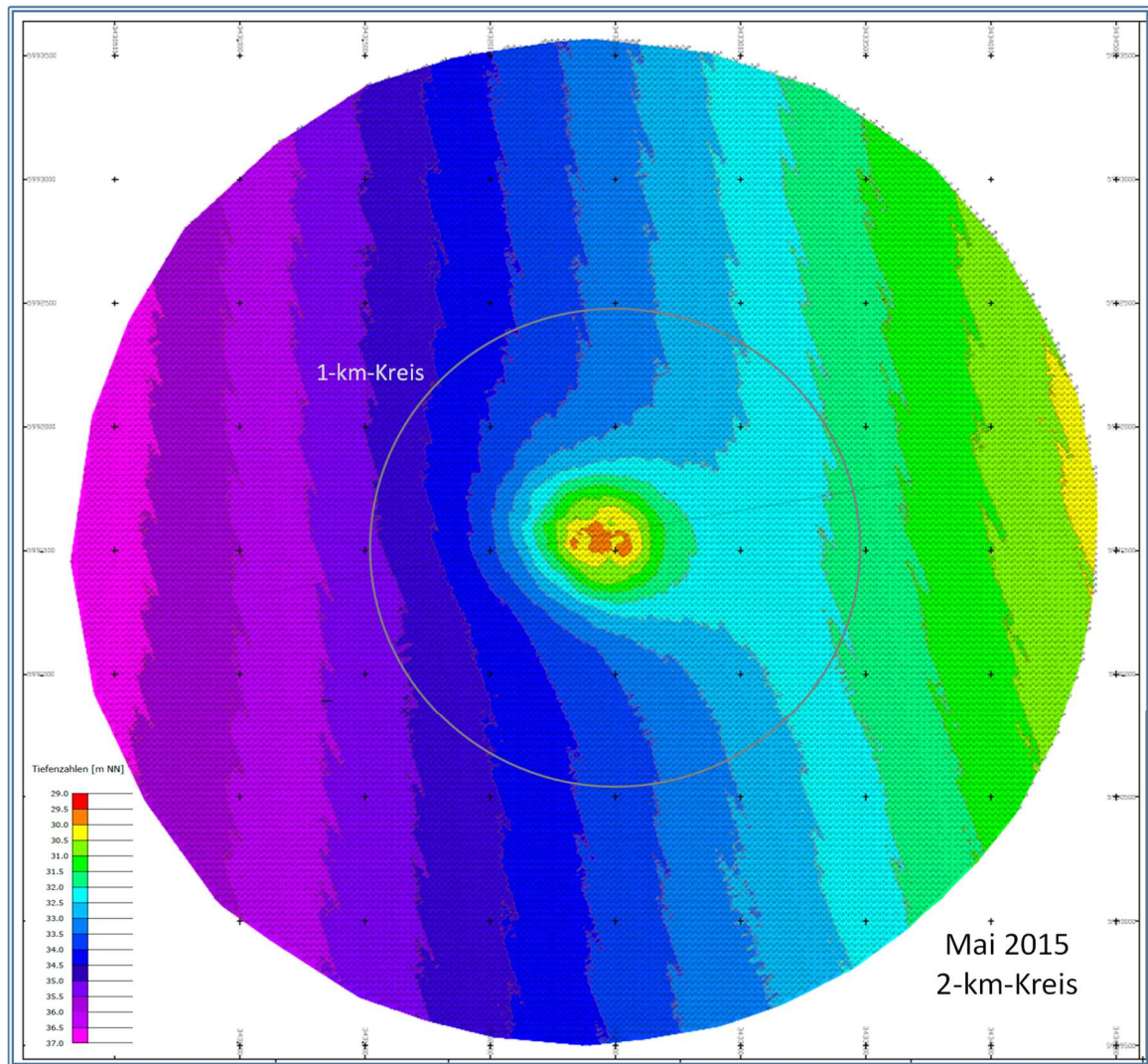


Abbildung A 1 Bathymetrie im 1 km-Kreis um die Klapfstelle in 2015

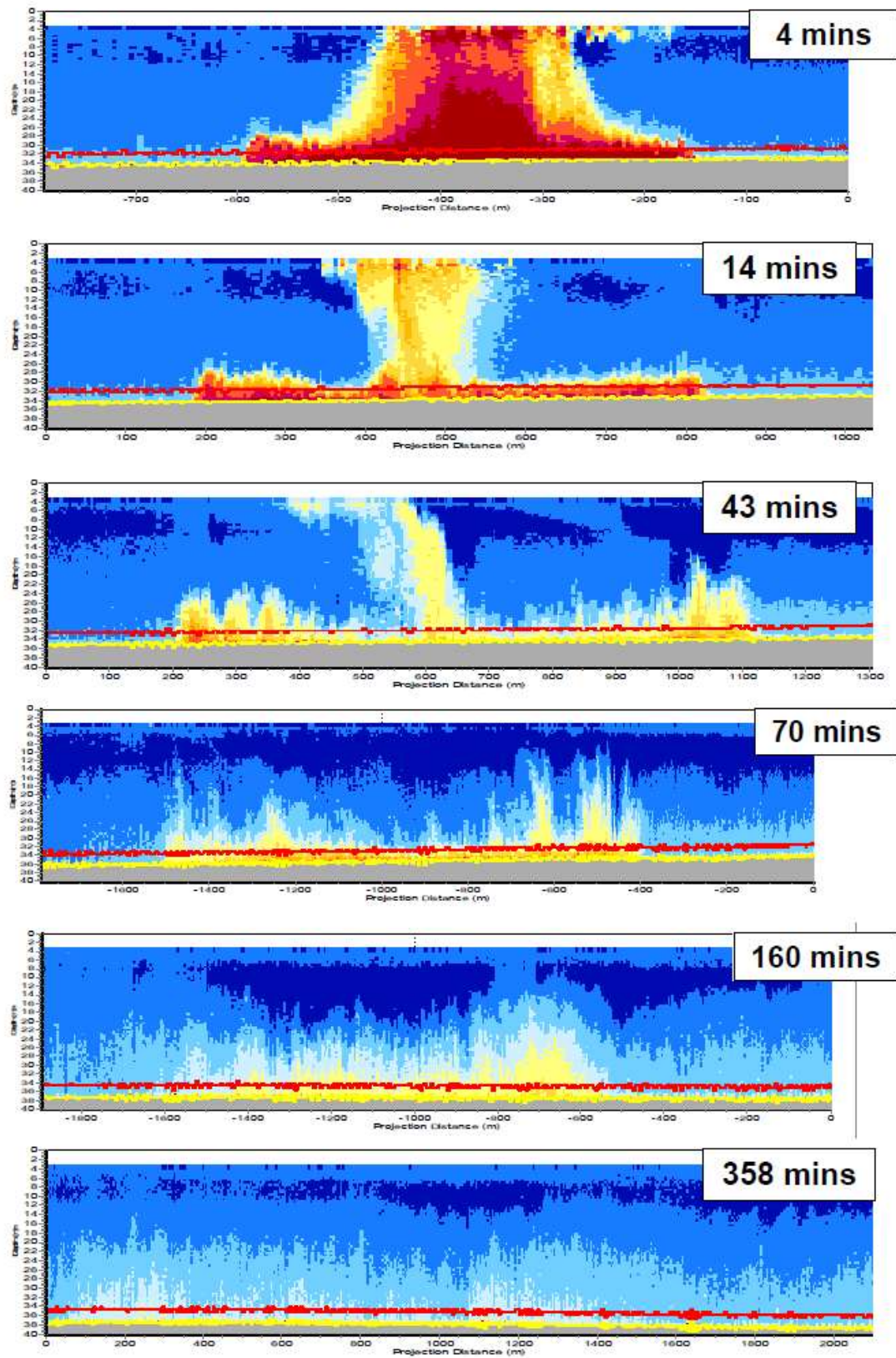
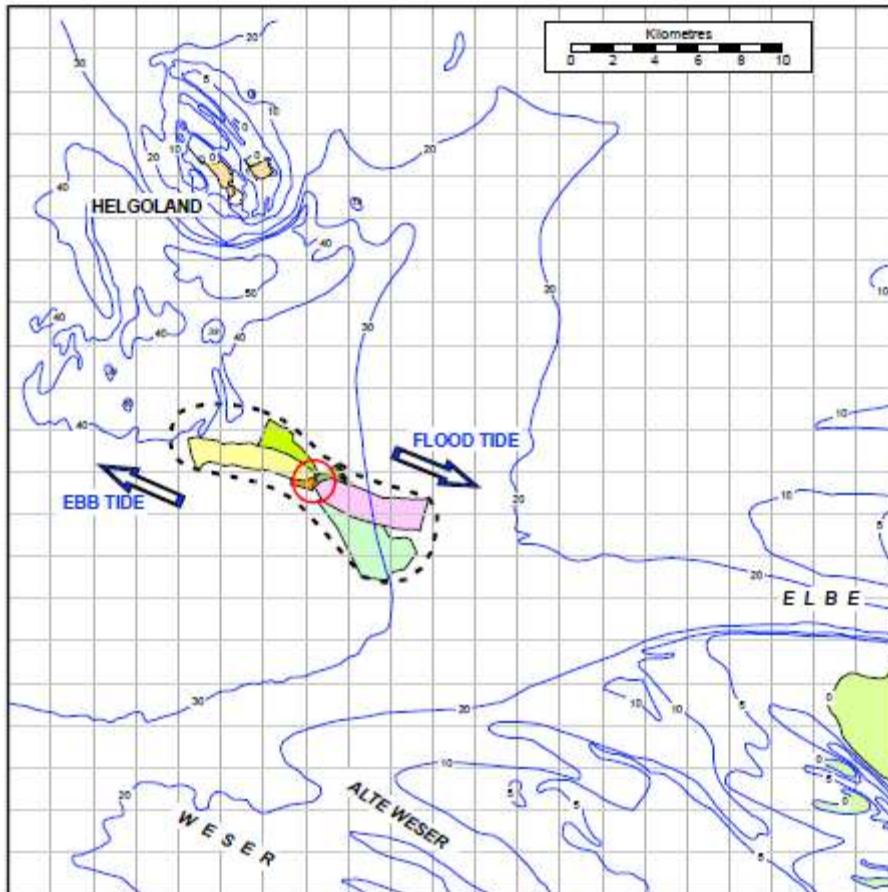


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke



**Abbildung A 3** ADCP-Messungen / Ausbreitungsgebiete. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.



**Tabelle A 2 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe 2015, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	35,5	49,1	51,2	56,7	60,3	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1,4	2,2	2,2	3	3,1	
<b>Siebanalyse</b>		10	0	21,8	32,2	32,2	37,4	38,9	
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	10	0	19,2	25,5	26,1	28,1	29,1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	10	0	16,4	23,3	24,3	27,8	32,7	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	10	0	11,7	16,9	15,8	20,9	27,6	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	10	0	0,5	1,6	1,4	3,3	3,5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	10	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,6	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	10	0	0,1	0,2	0,1	0,3	0,8	
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	10	0	46,8	57,7	58,1	63,4	66,6	
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	10	0	68,3	81	82	86,6	86,8	
<b>Nährstoffe</b>									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1450	2376	2275	3176	3590	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	800	982	1000	1110	1200	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1900	2420	2450	2910	3000	
<b>Metalle aus der Gesamtfraction</b>									
Arsen	mg/kg TS	10	0	10	13	14	16	17	
Blei	mg/kg TS	10	0	23	31	31	40	42	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,8	1	1,1	1,2	1,3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	18	26	27	30	36	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	24	32	31	38	41	
Nickel	mg/kg TS	10	0	12	16	16	19	22	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,6	0,8	0,8	0,9	1,1	
Zink	mg/kg TS	10	0	178	236	235	266	301	
<b>Metalle aus der Fraktion &lt; 20 µm</b>									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	33	36	36	38	39	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	87	91	91	95	96	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2,0	2,7	2,8	3,1	3,2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	83	90	91	94	95	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	72	71	80	84	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	43	45	44	46	47	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,8	2	2	2,2	2,3	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	564	644	649	713	725	300 / 900
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	46	60	58	75	77	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	<10	k.MW	<10	12	15	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	39	50	47	63	66	
<b>Polyzyklische Aromaten</b>									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,9	1,2	1,1	1,3	2,1	
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,7	0,7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,7	1,1	1,2	1,3	1,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,6	0,7	0,7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,3	2	2	2,6	2,7	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1,5	2,5	2,5	3,2	3,3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,2	1,8	1,8	2,4	2,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5,8	9	9,1	11,1	11,6	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
<b>Hexachlorcyclohexane</b>									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,2	0,4	0,3	0,5	1,6	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	
<b>DDT und Metabolite</b>									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,4	1,9	1,9	2,2	2,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4,3	5,8	5,9	6,8	7,2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,0	2,8	2,4	4,5	7,6	
<b>Chlorbenzole</b>									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,7	1,1	0,9	1,2	2,5	
HCB	µg/kg TS	10	0	2,6	3,6	3,8	4,0	4,1	
<b>Organozinnverbindungen (OZK)</b>									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	9	14	14	18	19	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	11	9	13	23	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	20	42	36	56	110	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1,5	2,7	2,8	3,5	3,5	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	1,5	1,7	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	<1	<1	
<b>Sonstige</b>									
O <sub>2</sub> -Zehrung n.180 min	g O <sub>2</sub> /kg TS	10	0	0,4	0,7	0,7	1,1	1,1	
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>									
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt; 63 µm</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	83	103	102	117	127	200 / 600
<b>Polyzyklische Aromaten &lt; 63</b>									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,7	2,0	1,9	2,3	3,7	1,8 / 5,5
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt; 63 µm</b>									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	0,9	1,0	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,7	0,9	0,9	1	1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,4	1,9	1,9	2,2	2,6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,9	1,0	1,0	1,1	1,3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,7	3,5	3,5	4,4	4,8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3,1	4,3	4,1	5,2	6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2,2	3,2	3,2	3,9	4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	11,8	15,7	15,5	18,7	20,3	13 / 40
<b>Hexachlorcyclohexane &lt; 63 µm</b>									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,4	0,7	0,5	0,8	2,8	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,5	0,5 / 1,5
<b>DDT und Metabolite &lt; 63 µm</b>									
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	2,9	3,3	3,3	3,6	3,7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3,6	4,5	4,5	5,1	5,4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8,6	10	10,1	10,8	11	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,5	0,9	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1,8	5,1	3,7	8,4	16,2	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	17,8	23,9	23,8	26,1	33,6	
<b>Chlorbenzole &lt; 63 µm</b>									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,3	1,8	1,6	2,0	4,4	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	4,9	6,2	6,4	6,9	7,2	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 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

**Tabelle A 3 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nordereibe, Freigabe 2015, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	38,4	44,1	43,6	50,3	54,2	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1,2	2	2,1	2,5	2,5	
<b>Siebanalyse</b>									
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	10	0	17,3	28,8	28,7	37,3	42,5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	10	0	14,5	24,5	25,1	29,1	30,3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	10	0	20,4	26,8	27,3	31	31,4	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	10	0	9,2	16	15,4	20,3	28,8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	10	0	0,2	2,9	0,9	4,6	19,7	
Fraktion 630 -1000 µm	Gew.-% TS	10	0	0,1	0,5	0,2	0,7	3,7	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.-% TS	10	0	<0,1	0,3	0,1	0,6	1,2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	10	0	<0,1	0,4	0,1	0,5	2,8	
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	10	0	32,8	53,3	55,7	62,3	68,7	
<b>Nährstoffe</b>									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1390	2104	2120	2683	2710	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	670	977	1000	1210	1300	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1600	2720	2850	3320	3500	
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>									
Arsen	mg/kg TS	10	0	9	14	16	17	17	
Blei	mg/kg TS	10	0	21	30	32	36	37	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,8	0,9	0,9	
Chrom	mg/kg TS	10	0	19	25	27	29	29	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	18	26	28	30	30	
Nickel	mg/kg TS	10	0	11	17	18	19	20	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0,5	0,7	0,7	0,8	0,9	
Zink	mg/kg TS	10	0	144	195	206	223	238	
<b>Metalle aus der Fraktion &lt; 20 µm</b>									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	31	33	33	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	83	86	87	88	88	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,3	1,6	1,6	1,9	2,0	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	65	70	67	78	82	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	51	57	57	61	66	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	42	42	43	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1,3	1,4	1,4	1,5	1,6	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	450	494	487	526	571	300 / 900
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	29	45	43	56	61	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	<10	k.MW	<10	10	12	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	27	39	39	49	50	
<b>Polyzyklische Aromaten</b>									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0,6	1,2	0,9	1,9	2,1	
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,3	0,5	0,5	0,6	0,7	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0,7	1,1	1,1	1,3	1,4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,5	0,7	0,7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1,2	1,6	1,6	1,9	2,3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1,6	2,0	2,0	2,4	2,7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1	1,4	1,3	1,7	2,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5,8	7,6	7,3	8,8	9,7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
<b>Hexachlorcyclohexane</b>									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,6	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	
<b>DDT und Metabolite</b>									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1,0	1,5	1,6	1,7	2,0	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3,1	4,4	4,7	5,2	5,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,3	1,0	0,8	2,2	2,5	
<b>Chlorbenzole</b>									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,9	
HCB	µg/kg TS	10	0	2	2,9	2,7	3,6	4,6	
<b>Organozinnverbindungen (OZK)</b>									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	9	8	9	11	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	5	7	8	9	10	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	15	30	27	42	62	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	2	2	2	3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	4	29	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	0	<1	k.MW	<1	<1	<1	
<b>Sonstige</b>									
O <sub>2</sub> -Zehrung n.180min	gO <sub>2</sub> /kgTS	10	0	0,5	0,8	0,8	1,0	1,1	
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>									
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt; 63</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	54	87	83	118	122	200 / 600
<b>Polyzyklische Aromaten &lt; 63</b>									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1,5	2,1	1,8	2,8	4,1	1,8 / 5,5
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt; 63 µm</b>									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0,8	0,9	1,0	1,0	1,1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0,5	0,8	0,7	1,1	1,1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1,6	2,1	1,9	2,8	3,3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0,8	1,1	1,1	1,4	1,5	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2,1	3,3	2,7	5,3	6,3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3	4,0	3,4	5,4	7,4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1,8	2,8	2,1	5,0	6,3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10,7	15,0	12,6	21,1	26,7	13 / 40
<b>Hexachlorcyclohexane &lt; 63 µm</b>									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,4	0,6	0,5	0,8	1,2	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5 / 1,5
<b>DDT und Metabolite &lt; 63 µm</b>									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0,3	0,4	0,4	0,4	0,6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2,4	2,8	2,8	3,0	3,3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3	3,7	3,4	4,6	4,9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7,1	8,4	8,1	10,2	10,6	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	<0,1	0,3	0,2	0,5	0,6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0,6	2,0	1,4	3,8	4,6	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	15,2	17,6	17,7	20	20,4	
<b>Chlorbenzole &lt; 63 µm</b>									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	1,1	1,4	1,3	1,6	2,0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3,7	5,5	5,2	7,6	7,8	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 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

**Tabelle A 4**      **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Süderelbe, Freigabe 2015, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW 1 / RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	26,4	43,2	43,7	49,6	62,3	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1,9	2,8	2,8	3,6	4,5	
<b>Siebanalyse</b>									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	27,3	42,3	43,6	58,1	61,8	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	15,7	24,0	24,3	30,6	35,2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	7,5	17,1	16,8	23,9	29,5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	2,7	10,1	9,2	15,8	24,1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0,4	4,8	4,3	9,2	13,7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	0	0,1	0,7	0,4	1,4	3,1	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	0	0,1	0,5	0,3	1,1	1,3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	0	<0,1	0,7	0,3	1,6	3,2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	45,9	66,3	65,5	79,4	86,2	
<b>Nährstoffe</b>									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	2160	3216	3045	4393	4920	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	1000	1336	1350	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	2200	3700	3600	5060	5900	
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>									
Arsen	mg/kg TS	14	0	13	18	18	23	25	
Blei	mg/kg TS	14	0	31	42	41	53	61	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	1,0	1,3	1,4	1,6	1,9	
Chrom	mg/kg TS	14	0	22	32	31	37	52	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	29	43	37	72	94	
Nickel	mg/kg TS	14	0	16	21	22	26	31	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0,8	1,0	1,0	1,2	1,2	
Zink	mg/kg TS	14	0	232	312	311	383	391	
<b>Metalle aus der Fraktion &lt; 20 µm</b>									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	31	35	35	38	38	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	81	91	90	97	104	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,7	2,7	2,5	3,9	4,0	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	65	72	70	82	84	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	55	69	69	86	91	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	40	42	42	46	48	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	1,3	1,7	1,8	2,1	2,1	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	485	620	614	745	826	300 / 900
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	43	77	74	98	120	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	0	<10	12	11	15	15	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	39	66	63	84	104	
<b>Polyzyklische Aromaten</b>									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0,9	1,3	1,2	1,4	1,6	
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,5	0,7	0,8	1	1	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,5	0,6	0,6	0,7	0,9	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	0,9	1,3	1,3	1,6	1,6	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,6	0,7	0,7	0,8	0,9	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1,6	2,2	2,2	2,5	3	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	2	2,7	2,8	3,2	4,1	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1,4	1,8	1,9	2,2	2,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	7,9	10,1	9,9	12	13,5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW 1 / RW2
<b>Hexachlorcyclohexane</b>									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0,3	0,4	0,4	0,6	0,7	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
<b>DDT und Metabolite</b>									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1,9	2,7	2,7	3,4	3,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	5,6	7,9	8	10	10	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1	2,8	2,5	4,2	8,2	
<b>Chlorbenzole</b>									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0,8	1,2	1,2	1,4	1,6	
HCB	µg/kg TS	14	0	2,8	4,5	4,6	5,7	5,8	
<b>Organozinnverbindungen (OZK)</b>									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	7	9	9	12	16	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	5	9	8	12	14	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	15	34	31	51	64	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	0	2	3	3	4	4	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	0	<1	k.MW	<1	1	3	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	0	<1	k.MW	<1	<1	<1	
<b>Sonstige</b>									
O <sub>2</sub> -Zehrung n.180min	g O <sub>2</sub> /kg TS	14	0	0,6	1,1	1	1,7	1,8	
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>									
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt; 63</b>									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	77	116	111	151	157	200 / 600
<b>Polyzyklische Aromaten &lt; 63</b>									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1,4	1,9	1,9	2,4	3,0	1,8 / 5,5
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt; 63 µm</b>									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0,8	1,1	1,0	1,5	1,6	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0,7	1,0	0,9	1,3	1,3	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1,4	2,0	2,0	2,5	2,8	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0,9	1,1	1,0	1,4	1,4	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2,6	3,3	3,3	3,8	4,4	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	3,2	4,1	4,0	4,8	5,7	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	2,3	2,8	2,7	3,3	3,5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	13	15	15	18	21	13 / 40
<b>Hexachlorcyclohexane &lt; 63 µm</b>									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,4	0,7	0,6	1,0	1,1	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5 / 1,5
<b>DDT und Metabolite &lt; 63 µm</b>									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0,4	0,5	0,5	0,7	0,8	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	3,1	4,1	3,7	5,4	6,1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	3,7	5,2	4,8	7	7,6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	9,3	12,1	11,1	16,3	17,4	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0,2	0,5	0,5	0,7	0,9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1,2	4,4	3,8	8,5	11,3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	18,4	26,9	24,1	34,9	42,6	
<b>Chlorbenzole &lt; 63 µm</b>									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	1,2	1,8	1,7	2,5	2,7	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	4,8	6,9	6,5	9,2	9,8	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 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

**Tabelle A 5 Vergleich der chemischen Analyse der Sedimente aus der Delegationsstrecke 2015 mit den Beprobungskampagnen 2005 bis 2007**

Parameter	Einheit	Köhlbrand											
		2005-1		2006-1		2006-2		2007-1		2007-2		2015	
		x	n	x	n	x	n	x	n	x	n	x	n
TOC	Gew. %	1,9 a	7	2,2 a	6	1,5 a	6	2,0 a	6	2,8 a	8	2,2 a	10
Fr<20	Gew. %	31,9 a	7	30,5 a	6	20,5 a	6	34,2 a	6	29,4 a	8	32,2 a	10
Stickstoff	mg/kg TS	1934 a	7	2183 a	6	1782 a	6	2450 a	6	2425 a	8	2376 a	10
Phosphor	mg/kg TS	797 a	7	843 a	6	762 a	6	1020 a	6	980 a	8	982 a	10
Arsen	mg/kg TS	31,7 b	7	35,2 a,b	6	35,7a,b	6	37,2 a,b	6	<b>37,8 a</b>	8	35,8 a,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	90,6 a	10
Cadmium	mg/kg TS	2,8 a	7	2,6 a	6	3,5 a	6	2,4 a	6	2,8 a	8	2,7 a	10
Chrom	mg/kg TS	<b>106 a</b>	7	74 c	6	76 b,c	6	79 b,c	6	83 b,c	8	90 b	10
Kupfer	mg/kg TS	69,7 b	7	68,7 b	6	<b>88,2 a</b>	6	71,5 a,b	6	71,5 a,b	8	71,6 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	44,6 a	10
Quecks	mg/kg TS	<b>2,0 a</b>	7	1,6 b	6	1,7 a,b	6	1,4 b	6	1,5 b	8	<b>2,0 a</b>	10
Zink	mg/kg TS	604 a,b	7	524 b	6	<b>696 a</b>	6	525 b	6	614 a,b	8	644 a,b	10
TBT	mg/kg TS	156,6 a,b	7	<b>191,7 a</b>	6	64,8 b,c	6	42,6 c	6	78,6 b,c	8	42,1 c	10
KWST	mg/kg TS	210 a,b,c	7	<b>314 a</b>	6	228 a,b	6	139 b,c	6	149 b,c	8	103 c	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	2,0 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	15,7 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	<b>1,4 a</b>	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	<b>9,1 a</b>	6	4,9 b	6	5,2 b	8	3,3 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	9,96 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	5,1 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	1,8 a	10
HCB	µg/kg TS	9,0 a,b	7	9,8 a,b	6	<b>19,0 a</b>	6	7,6 a,b	6	9,7 a,b	8	6,2 b	10

Parameter	Einheit	Norderelbe											
		2005-1		2006-1		2006-2		2007-1		2007-2		2015	
		X	n	x	n	x	n	x	n	x	n	x	n
TOC	Gew. %	1,8 a,b	8	1,2 b	6	0,9 b	5	2 a,b	12	<b>2,4 a</b>	9	2,0 a,b	10
Fr<20	Gew. %	<b>28,9 a</b>	8	16,5 a,b	6	12,9 b	5	24,5 a,b	12	24,2 a,b	9	28,8 a	10
Stickstoff	mg/kg TS	1825 a,b	8	1508 a,b	6	916 b	5	<b>2088 a</b>	12	<b>2127 a</b>	9	<b>2104 a</b>	10
Phosphor	mg/kg TS	705 a,b	8	600 b	6	562 b	5	873 a,b	12	869 a,b	9	<b>977 a</b>	10
Arsen	mg/kg TS	28,8 c	8	36,8 a,b	6	36,8 a,b	5	<b>39,3 a</b>	12	<b>40,4 a</b>	9	32,8 b,c	10
Blei	mg/kg TS	88,1 a	8	81,7 a	6	92 a	5	88,5 a	12	87,9 a	9	86,1 a	10
Cadmium	mg/kg TS	2,4 b	8	2,6 a,b	6	<b>3,3 a</b>	5	2,7 a,b	12	2,5 a,b	9	1,6 c	10
Chrom	mg/kg TS	85,9 a,b	8	77,2 a,b	6	78 a,b	5	83,3 a,b	12	<b>89,8 a</b>	9	69,8 b	10
Kupfer	mg/kg TS	61,5 b,c	8	72,7 a,b,c	6	<b>90,6 a</b>	5	76,5 a,b	12	71,2 b,c	9	57,2 c	10
Nickel	mg/kg TS	40,4 a	8	45,5 a	6	46,4 a	5	46,1 a	12	46,1 a	9	41,8 a	10
Quecks	mg/kg TS	<b>2,0 a</b>	8	1,6 a,b	6	1,7 a,b	5	1,6 b	12	1,4 b	9	1,4 b	10
Zink	mg/kg TS	466 c	8	565 a,b,c	6	<b>682 a</b>	5	599 a	12	595 a,b	9	494 b,c	10
TBT	mg/kg TS	<b>156 a</b>	8	117 a,b	6	95 a,b,c	5	52 b,c	12	83 a,b,c	9	30 c	10
KWST	mg/kg TS	161 b	8	<b>584 a</b>	6	155 b	5	100 b	12	90 b	9	87 b	10
PAK16	mg/kg TS	1,6 a	8	2,0 a	6	2,4 a	5	2,0 a	12	1,9 a	9	2,1 a	10
PCB7	µg/kg TS	27,5 a	8	24,8 a	6	18 a	5	17,5 a	12	17,5 a	9	15,0 a	10
a-HCH	µg/kg TS	0,8 a	8	0,9 a	6	1,0 a	5	0,7 a	12	0,8 a	9	0,6 a	10
g-HCH	µg/kg TS	<b>1,5 a</b>	8	0,2 b	6	0,3 b	5	0,2 b	12	0,5 b	9	0,2 b	10
p,p'-DDE	µg/kg TS	5,0 a,b	5	3,5 a,b	6	<b>5,4 a</b>	5	<b>4,8 a</b>	12	<b>5,3 a</b>	9	2,8 b	10
p,p'-DDD	µg/kg TS	<b>19,2 a</b>	5	9,9 b	6	14,5 a,b	5	11,1 b	12	13,8 a,b	9	8,4 b	10
p,p'-DDT	µg/kg TS	2,6 a	5	1,8 a	6	3,3 a	5	2,0 a	12	4,7 a	9	2,0 a	10
PeCB	µg/kg TS	1,0 a	8	0,7 a	6	1,3 a	5	1,1 a	12	1,4 a	9	1,4 a	10
HCB	µg/kg TS	8,5 a	8	5,1 a	6	6,6 a	5	6,5 a	12	7,5 a	9	5,5 a	10

Parame-	Einheit	Süderelbe											
		2005-1		2006-1		2006-2		2007-1		2007-2		15	
		x	n	x	n	x	n	x	n	x	n	x	n
<b>TOC</b>	Gew. %	2,7 b	5	3,6 b	4	3,2 b	5	3,8 a,b	6	<b>5,1 a</b>	6	2,8 b	14
<b>Fr&lt;20</b>	Gew. %	35 a	5	52 a	4	44 a	5	45 a	6	43 a	6	42 a	14
<b>Stickstoff</b>	mg/kg TS	3160 a	5	3975 a	4	3540 a	5	3500 a	6	4275 a	6	3216 a	14
<b>Phosphor</b>	mg/kg TS	1172 a	5	1300 a	4	1460 a	5	1545 a	6	1517 a	6	1336 a	14
<b>Arsen</b>	mg/kg TS	33 c	5	38 a,b	4	36 a,b,c	5	39 a	6	<b>40 a</b>	6	35 b,c	14
<b>Blei</b>	mg/kg TS	102 a,b	5	<b>109 a</b>	4	92 b,c	5	93 b,c	6	89 c	6	91 c	14
<b>Cadmium</b>	mg/kg TS	<b>4,1 a</b>	5	3,6 a,b	4	3,9 a,b	5	3,5 a,b	6	<b>3,9 a</b>	6	2,7 b	14
<b>Chrom</b>	mg/kg TS	75 a	5	74 a	4	76 a	5	79 a	6	84 a	6	72 a	14
<b>Kupfer</b>	mg/kg TS	<b>110 a</b>	5	79 b	4	86 a,b	5	85 b	6	83 b	6	69 b	14
<b>Nickel</b>	mg/kg TS	<b>47 a</b>	5	45 a,b	4	45 a,b	5	45 a,b	6	45 a,b	6	42 b	14
<b>Quecks</b>	mg/kg TS	1,7 a	5	1,9 a	4	1,8 a	5	2,0 a	6	1,8 a	6	1,7 a	14
<b>Zink</b>	mg/kg TS	743 a	5	626 a	4	721 a	5	645 a	6	733 a	6	620 a	14
<b>TBT</b>	mg/kg TS	107 a,b	5	<b>133 a</b>	4	115 a,b,c	5	35 c	6	70 b,c	6	34 c	14
<b>KWST</b>	mg/kg TS	<b>521 a</b>	5	397 a,b	4	323 a,b	5	258 b,c	6	187 b,c	6	116 c	14
<b>PAK16</b>	mg/kg TS	2,4 a,b	5	2,3 a,b	4	<b>3,1 a</b>	5	2,5 a,b	6	2,2 b	6	2,0 b	14
<b>PCB7</b>	µg/kg TS	<b>23,1 a</b>	5	<b>21,5 a</b>	4	19,0 a,b	5	<b>21,9 a</b>	6	19,3 a,b	6	15,3 b	14
<b>a-HCH</b>	µg/kg TS	1,6 a	5	1,3 a,b	4	<b>2,0 a</b>	5	<b>2,1 a</b>	6	1,3 a,b	6	0,7 b	14
<b>g-HCH</b>	µg/kg TS	0,7 a	5	0,2 a	4	0,4 a	5	0,6 a	6	0,6 a	6	0,2 a	14
<b>p,p'-DDE</b>	µg/kg TS	6,8 a,b,c	5	5,2 b,c	4	<b>9,0 a</b>	5	7,0 a,b	6	7,0 a,b	6	4,1 c	14
<b>p,p'-DDD</b>	µg/kg TS	<b>22,6 a</b>	5	12,6 a,b	4	<b>22,1 a</b>	5	19,8 a,b	6	<b>22,8 a</b>	6	12,1 b	14
<b>p,p'-DDT</b>	µg/kg TS	13,7 a	5	7,6 a	4	9,7 a	5	5,9 a	6	12,7 a	6	4,4 a	14
<b>PeCB</b>	µg/kg TS	2,5 a,b	5	2,1 a,b	4	<b>3,2 a</b>	5	2,0 b	6	2,3 a,b	6	1,8 b	14
<b>HCB</b>	µg/kg TS	17,0 a	5	13,6 a	4	15,4 a	5	16,4 a	6	12,8 a	6	6,9 a	14

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: Fr<20 (Fraktion < 20 µm), TOC, Stickstoff, Phosphor, 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 6 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten aus dem Köhlbrand (Freigabebeprobung 2015)**

Limnische Biotests (n = 10)					Toxizitätsklasse limnisch			
pT-Stufe	Porenwasser (PW) Eluate (EL)	Leuchtbakterientest Anzahl	Algentest Anzahl	Daphnientest Anzahl	Klasse	Anzahl		
pT0	PW	6	0	2	0	0		
	EL	10	5	3				
pT1	PW	4	1	8			I	1
	EL	0	1	4			II	8
pT2	PW	0	8	0			III	1
	EL	0	3	3			IV	0
pT3	PW	0	1	0	V	0		
	EL	0	1	0	VI	0		
pT4	PW	0	0	0				
	EL	0	0	0				
pT5	PW	0	0	0				
	EL	0	0	0				
pT6	PW	0	0	0				
	EL	0	0	0				

Marine Biotests (n = 10)				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest*	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl*	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	6	3	3
	EL	n.b.	7	
pT1	PW	4	6	5
	EL	n.b.	1	
pT2	PW	0	1	2
	EL	n.b.	1	
pT3	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	

\*PW Leuchtbakterien marin und limnisch identisch

**Tabelle A 7 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten aus der Nordereibe (Freigabebeprobung 2015)**

Limnische Biotests (n = 10)					Toxizitätsklasse limnisch					
pT-Stufe	Porenwasser (PW) Eluate (EL)	Leuchtbakterientest Anzahl	Algentest Anzahl	Daphnientest Anzahl	Klasse	Anzahl				
pT0	PW	10	8	5	0	3				
	EL	10	10	6						
pT1	PW	0	1	5			I	6		
	EL	0	0	4						
pT2	PW	0	1	0					II	1
	EL	0	0	0						
pT3	PW	0	0	0	III	0				
	EL	0	0	0						
pT4	PW	0	0	0			IV	0		
	EL	0	0	0						
pT5	PW	0	0	0					V	0
	EL	0	0	0						
pT6	PW	0	0	0	VI	0				
	EL	0	0	0						

Marine Biotests (n = 10)				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest*	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl*	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	10	3	1
	EL	n.b.	6	
pT1	PW	0	6	8
	EL	n.b.	4	
pT2	PW	0	1	1
	EL	n.b.	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	

\*PW Leuchtbakterien marin und limnisch identisch

**Tabelle A 8 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten aus der Süderelbe (Freigabebeprobung 2015)**

Limnische Biotests (n = 14)					Toxizitätsklasse limnisch					
pT-Stufe	Porenwasser (PW) Eluate (EL)	Leucht-bakterientest Anzahl	Algentest Anzahl	Daphnien-test Anzahl	Klasse	Anzahl				
pT0	PW	8	0	4	0	0				
	EL	13	7	6						
pT1	PW	2	0	8			I	0		
	EL	0	0	3						
pT2	PW	3	6	1					II	5
	EL	1	4	5						
pT3	PW	1	7	1	III	8				
	EL	0	2	0						
pT4	PW	0	1	0			IV	1		
	EL	0	1	0						
pT5	PW	0	0	0					V	0
	EL	0	0	0						
pT6	PW	0	0	0	VI	0				
	EL	0	0	0						

Marine Biotests (n = 14)				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest*	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl*	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	8	0	0
	EL	n.b.	10	
pT1	PW	2	4	3
	EL	n.b.	3	
pT2	PW	3	10	11
	EL	n.b.	1	
pT3	PW	1	0	0
	EL	n.b.	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	n.b.	0	

\*PW Leuchtbakterien marin und limnisch identisch

**Tabelle A 9 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Delegationsstrecke über die Zeit – limnische Testbatterie**

Zahlenwerte geben die arithmetischen Mittelwerte der jeweiligen Toxizitätsklassen an

Beprobungstermin	Köhlbrand		Norderelbe		Süderelbe	
	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n
2005	2,2 a,b	6	2,2 a	6	3,5 a	4
2006-1	1,7 b	6	3,3 a	6	2,0 a	4
2006-2	3,2 a,b	6	3,2 a	5	3,2 a	5
2007-1*	3,0 a,b	6	3,2 a	9	3,0 a	5
2007-2	3,3 a	6	2,8 a	5	3,4 a	5
<b>Mittel 05-07</b>	<b>2,7</b>	<b>30</b>	<b>2,9</b>	<b>31</b>	<b>3,0</b>	<b>23</b>
2008	3,0	11	2,7	6	3,4	8
2009*	3,0	8	1,8	6	3,3	8
2014	2,6	10	2,7	10	3,6	8
<b>2015</b>	<b>2,0 a,b</b>	<b>10</b>	<b>0,9 b</b>	<b>10</b>	<b>2,7 a</b>	<b>14</b>
Mittel Gesamt	2,7	69	2,5	63	3,1	61

a,b = unterschiedliche Buchstaben geben signifikant verschiedene Beprobungstermine jeweils eines Baggergebietes an. Durchgeführter Test: Kruskal-Wallis / H-Test mit Post-Hoc Scheffe,  $p < 0,05$  (\*extra verbrachte Proben in 2007 und 2009 ausgeschlossen).

Mittelwerte 05-07 zusätzlich mittels U-Test mit Daten 2015 verglichen: Köhlbrand und Norderelbe 2015 signifikant niedriger als Mittelwerte aus 2005 bis 2007, Süderelbe 2015 nicht signifikant verschieden vom Mittelwert 2005 bis 2007

**Tab A 10 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Delegationsstrecke über die Zeit – marine Testbatterie**

Zahlenwerte geben die arithmetischen Mittelwerte der jeweiligen Toxizitätsklassen an

Beprobungstermin	Köhlbrand		Norderelbe		Süderelbe	
	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n
2005	1,8 b	6	1,8 a,b,c	6	2,8 a,b	4
2006-1	1,2 b	6	0,7 c	6	2,0 a,b	4
2006-2	1,5 b	6	2,6 a,b	5	2,0 a,b	5
2007-1*	3,5 a	6	2,7 a	11	3,4 a	5
2007-2	4,0 a	6	1,2 a,b,c	5	2,4 a,b	5
<b>Mittel 05-07</b>	<b>2,4</b>	<b>30</b>	<b>1,8</b>	<b>33</b>	<b>2,5</b>	<b>23</b>
2008	1,5	11	1,8	6	1,9	8
2009*	2,5	8	2,0	6	2,5	8
2014	2,4	10	2,2	10	2,0	8
<b>2015</b>	<b>1,0 b</b>	<b>10</b>	<b>0,9 b,c</b>	<b>10</b>	<b>1,9 b</b>	<b>14</b>
Mittel Gesamt	2,2	69	1,8	65	2,3	61

a,b,c = unterschiedliche Buchstaben geben signifikant verschiedene Beprobungstermine jeweils eines Baggergebietes an. Durchgeführter Test: Kruskal-Wallis / H-Test mit Post-Hoc Scheffe,  $p < 0,05$  (\*extra verbrachte Proben in 2007 und 2009 ausgeschlossen)

Mittelwerte 05-07 zusätzlich mittels U-Test mit Daten 2015 verglichen: Köhlbrand, Süderelbe und Norderelbe 2015 signifikant niedriger als Mittelwerte aus 2005 bis 2007

**Tabelle A 10 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (Mai 2015)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	10,3	61,4	51	69,7	77,7
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	0,1	0,9	0,8	1	1,1
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	4,5	29,9	27,8	36	42
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	0,8	16,7	17,3	26,3	29,3
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	0	1,5	24,7	23,6	31	32
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	9,7	18,4	24,5	48,6	52,3
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	1,3	2,8	5,2	6,4	40,3
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,3	0,4	0,5	2,8
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,2	0,3	0,6	0,7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,6	1	1,8	6,8
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	5,3	48,1	45,1	62	64,6
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	20	1	<100	938	867,5	1120	1240
Phosphor	mg/kg TS	20	0	110	410	401	472	510
Schwefel	mg/kg TS	20	0	440	2800	2767	3870	4900
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>								
Arsen	mg/kg TS	20	0	1,5	8,9	8,4	11,1	13
Blei	mg/kg TS	20	0	3	19	18	24,3	28
Cadmium	mg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
Chrom	mg/kg TS	20	0	2,9	24	21,8	29	32
Kupfer	mg/kg TS	20	0	4,4	8,8	8,7	10	13
Nickel	mg/kg TS	20	0	1,7	11,5	10,6	14	14
Quecksilber	mg/kg TS	20	1	<0,01	0,2	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	20	0	21	79	75,4	83,9	104
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	21	29	28,8	31	32
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	60	70	70,2	74	75
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,4	0,6	0,7	1	1,3
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	37	84,5	80,7	86,1	89
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	23	30	33,4	46,1	63
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	25	38	37,2	40	41
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,5	0,6	0,6	0,8	0,9
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	148	235	250,1	337,1	414
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	20	12	<20	<20	k.MW	36,7	52
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	20	17	<10	<10	k.MW	10,3	20
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	3	<10	14	16,5	26,4	32
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,3
PCB 52	µg/kg TS	20	5	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
PCB 101	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,4	0,4	0,5	0,7
PCB 118	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,3	0,3	0,3	0,4
PCB 138	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,5	0,6	0,9	1,3
PCB 153	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,7	0,8	1,4	1,7
PCB 180	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,4	0,5	0,9	1,2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	0,7	2,6	2,9	4,5	5,7

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	9	<0,05	0,1	0,1	0,2	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	20	17	<0,05	<0,05	k.MW	0,1	0,1
<b>DDT und Metabolite</b>								
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,5	0,7	1,2	1,9
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	13	<0,1	<0,1	k.MW	0,5	2
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,5	0,7	1,4	1,9
<b>Organozinnverbindungen</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	5,7	5,5	7,1	8,5
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	2,2	2,3	3,1	3,6
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	6,4	7,4	15	19
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
<b>Sonstiges</b>								
Sum PCDD/F(I-TE)(NATO/CCMS)	ng/kg TS							
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	19	11	<20	<20	k.MW	67,2	252,4
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0,5	0,9	1,3	2,1	2,8
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,6
PCB 52	µg/kg TS	19	4	<0,1	0,3	0,3	0,6	0,9
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0,4	0,8	0,9	1,4	2,3
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0,4	0,6	0,7	0,8	1,6
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0,6	1,3	1,5	2,5	3,7
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0,9	1,6	2	3,4	3,6
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0,3	1	1,2	2,3	2,7
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	19	0	3	6,6	7	11	15
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	8	<0,05	0,1	0,2	0,5	0,6
gamma-HCH	µg/kg TS	19	16	<0,05	<0,05	k.MW	0,2	0,2
<b>DDT +Metabolite &lt;63µm</b>								
o,p DDE	µg/kg TS	19	19	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0,3	0,6	0,7	1,2	1,7
o,p-DDD	µg/kg TS	19	0	0,2	0,4	0,9	2,2	3
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0,5	1,1	1,9	3,9	5,8
o,p-DDT	µg/kg TS	19	17	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	2,5
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	12	<0,1	<0,1	k.MW	1,8	5,1
<b>Chlorbenzole &lt;63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0,2	0,3	0,5	1	1,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0,4	1,1	1,7	3,7	4,3

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet

**Tabelle A 11 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-  
stelle (Mai 2015)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	32	0	53,3	60,7	60,7	69,5	70,5
TOC (C)	Gew.% TS	32	0	0,5	1	0,9	1,2	1,4
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	32	0	17,8	36,9	37	46	52,5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	32	0	8,5	19,6	21,9	32,3	38,3
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	32	0	9,4	20,8	23,5	35,5	50,4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	32	0	1,7	9,9	11,2	18,2	35,1
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	32	0	0,6	2,5	4,4	9,4	24,5
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	32	0	0,1	0,5	0,8	1,3	6,1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,7	1,4
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	32	2	<0,1	0,7	0,8	1,5	4
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	32	0	28	62,1	58,9	76,4	84,1
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	32	0	672	1070	1073,1	1308	1440
Phosphor	mg/kg TS	32	0	280	445	440	529	550
Schwefel	mg/kg TS	32	0	1300	4000	4000	5870	6900
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>								
Arsen	mg/kg TS	32	0	5,3	11	10,7	13	15
Blei	mg/kg TS	32	0	11	22	21,8	26,9	33
Cadmium	mg/kg TS	32	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Chrom	mg/kg TS	32	0	16	27	27	32	37
Kupfer	mg/kg TS	32	0	3,1	7,9	7,6	9,9	12
Nickel	mg/kg TS	32	0	7,4	13	13	15,9	17
Quecksilber	mg/kg TS	32	0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4
Zink	mg/kg TS	32	0	40	75	75,2	91,9	119
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	32	0	21	29	28,3	32	38
Blei <20 µm	mg/kg TS	32	0	47	67,5	69,1	84,5	102
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,5	0,7	1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	32	0	56	74,5	74	83,9	86
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	32	0	21	24	26,1	29,9	58
Nickel <20 µm	mg/kg TS	32	0	31	37	37,4	41	49
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,2	0,5	0,5	0,7	1,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	32	0	149	201,5	209	258,8	343
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	14	<20	20	23,3	27,8	47
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	32	29	<10	<10	k.MW	10	20
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	32	1	<10	17,5	17,6	22,9	34
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,4	0,8	1,1
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,2	0,2	0,3	1
PCB 52	µg/kg TS	32	18	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	0,6
PCB 101	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,3	0,3	0,6	1,3
PCB 118	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,9
PCB 138	µg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,5	0,8	1,9
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,1	0,5	0,7	1,1	2,4
PCB 180	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,2	0,4	0,7	1,6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	32	0	0,8	2	2,6	4	9,6

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	30	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	32	32	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
<b>DDT und Metabolite</b>								
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,2	0,3	0,5	1,7
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	27	<0,1	<0,1	k.MW	0,1	0,4
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	12	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,7
<b>Organozinnverbindungen</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	0	1,6	4,1	4,4	6,5	10
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	8	<1	1,4	1,4	1,8	2,7
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	13	<1	1,2	1,5	2,2	2,8
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	31	<1	<1	k.MW	<1	1,1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	32	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	32	<1	<1	k.MW	<1	<1
<b>Sonstiges</b>								
Sum PCDD/F(I-TE)(NATO/CCMS)	ng/kg TS							
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>								
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt;63µm</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	14	<20	31,2	32,9	51,4	83,5
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 q.BG	mg/kg TS	32	0	0,3	0,6	0,7	1,2	2,1
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,4	0,4	0,5	1,3
PCB 52	µg/kg TS	32	18	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	0,8
PCB 101	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,5	0,6	0,9	1,9
PCB 118	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,5	0,5	0,7	1,2
PCB 138	µg/kg TS	32	0	0,3	0,7	0,9	1,5	2,4
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,3	0,9	1,2	2,7	3,4
PCB 180	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,4	0,6	1,4	2,5
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	32	0	1,5	3,5	4,3	9,6	12,3
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	30	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	32	32	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
<b>DDT + Metabolite &lt; 63µm</b>								
o,p DDE	µg/kg TS	32	30	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,319	0,4	0,5	1
o,p-DDD	µg/kg TS	32	17	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	0,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,433	0,5	0,8	2,2
o,p-DDT	µg/kg TS	32	32	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	27	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	0,6
<b>Chlorbenzole &lt; 63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	12	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,5	0,7	1,2

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet



**Tabelle A 12 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (Sept 2015)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	57	62,1	63,2	69,3	76,9
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	0,3	0,7	0,7	0,9	1
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	7,2	31,3	30,8	41,5	59,9
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	2,3	21	19,8	25,7	27,2
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	0	8	26,8	25,5	31,5	33,9
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	5,1	15,2	19,1	35,8	50,2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	1,3	2,3	4,2	6,8	28,8
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,2	0,3	0,4	2,1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	1	<0,1	0,5	0,5	0,7	1,2
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	9,5	53,4	50,6	68,4	78,2
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	20	0	358	1015	947,9	1192	1250
Phosphor	mg/kg TS	20	0	220	410	401	470	530
Schwefel	mg/kg TS	20	0	600	2500	2372,5	3230	3500
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>								
Arsen	mg/kg TS	20	0	2,7	8,3	8,2	10	11
Blei	mg/kg TS	20	0	4,7	18,5	17,8	23	25
Cadmium	mg/kg TS	20	0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4
Chrom	mg/kg TS	20	0	6,3	20,5	20	26	27
Kupfer	mg/kg TS	20	0	8,7	11	11,3	13,1	17
Nickel	mg/kg TS	20	0	3,5	10,5	9,9	13	14
Quecksilber	mg/kg TS	20	0	0	0,2	0,2	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	20	0	42	78	75,6	85,9	99
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	23	27,5	28,4	30,6	38
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	66	70	71,6	78,4	87
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,5	0,7	0,9	1,7	1,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	62	70	71,5	78,6	88
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	26	33	39,3	58,1	84
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	31	35	35,8	40,5	47
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,4	0,6	0,6	1	1,2
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	198	251,5	297,2	480	607
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	20	12	<20	<20	k.MW	24,2	27
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	20	20	<10	<10	k.MW	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	1	<10	14	14,8	18	23
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	0,2	0,5	0,7	0,8	2,4
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
PCB 52	µg/kg TS	20	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
PCB 101	µg/kg TS	20	0	0,3	0,4	0,4	0,7	1,1
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,2	0,3	0,3	0,5	0,9
PCB 138	µg/kg TS	20	0	0,4	0,5	0,6	0,9	1,1
PCB 153	µg/kg TS	20	0	0,4	0,8	0,8	1,1	1,3
PCB 180	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,8
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	1,8	2,8	3	4,1	5,2

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4
gamma-HCH	µg/kg TS	20	19	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
<b>DDT und Metabolite</b>								
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0,2	0,3	0,4	0,6	0,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	0,5	0,7	0,9	1,5	2,2
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	9	<0,1	0,2	0,3	0,6	2,3
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	2	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,3	0,5	1	1,2	8,3
<b>Organozinnverbindungen</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	0	2,4	6,5	6,9	9,3	11
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	1,6	1,7	2,2	2,5
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	4	5,3	10	12
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	20	<1	<1	k.MW	<1	<1
<b>Sonstiges</b>								
Sum PCDD/F(I-TE)(NATO/CCMS)	ng/kg TS	3	0	3,7	3,9	4,0	4,2	4,3
<b>umgerechnet auf &lt; 63</b>								
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt;63µm</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	19	12	<20	<20	k.MW	44,8	57,1
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	19	0	0,6	1,0	1,4	2,0	5,3
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	19	0	0,3	0,4	0,5	0,6	0,8
PCB 52	µg/kg TS	19	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,7
PCB 101	µg/kg TS	19	0	0,4	0,8	0,9	2,1	2,3
PCB 118	µg/kg TS	19	0	0,3	0,6	0,7	1,2	1,6
PCB 138	µg/kg TS	19	0	0,5	1,0	1,2	2,1	2,8
PCB 153	µg/kg TS	19	0	0,9	1,5	1,7	2,5	3,6
PCB 180	µg/kg TS	19	0	0,3	0,8	0,9	1,6	2,1
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	19	0	3	5,3	6,3	10,1	13,4
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	19	0	0,1	0,2	0,3	0,4	1,2
gamma-HCH	µg/kg TS	19	18	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
<b>DDT +Metabolite &lt;63µm</b>								
o,p DDE	µg/kg TS	19	16	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	0,4
p,p'-DDE	µg/kg TS	19	0	0,3	0,7	0,8	1,4	1,8
o,p-DDD	µg/kg TS	19	0	0,2	0,7	1,1	2,3	3,4
p,p'-DDD	µg/kg TS	19	0	0,7	1,2	2,1	4,1	7,6
o,p-DDT	µg/kg TS	19	15	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	0,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	19	9	<0,1	0,2	0,7	1,9	5,1
<b>Chlorbenzole &lt;63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	19	1	<0,1	0,3	0,3	0,5	1,0
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	19	0	0,5	0,9	2,2	3,2	15,7

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet

**Tabelle A 13 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-  
stelle (Sept 2015)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	32	0	50,9	59,8	60,1	65,3	70,5
TOC (C)	Gew.% TS	32	0	0,3	0,8	0,8	0,9	1,2
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	32	0	23,5	37,5	38	49,3	52,5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	32	0	8,9	24	23	32,8	45,9
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	32	0	9,4	22,9	23,8	38,7	46,6
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	32	0	1,2	7,8	9,1	18	23,7
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	32	0	0,3	2	4,5	12,3	29
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,8	3,3
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	32	1	<0,1	0,2	0,4	0,8	1,6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	32	1	<0,1	0,7	1	2,3	3,5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	32	0	34,4	63,1	60,9	80,4	83,5
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	32	0	493	1100	1062,2	1298	1450
Phosphor	mg/kg TS	32	0	260	390	381,9	450	480
Schwefel	mg/kg TS	32	0	1100	3650	3381,3	4990	5600
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>								
Arsen	mg/kg TS	32	0	4,6	10	9,8	12	13
Blei	mg/kg TS	32	0	9,6	21,5	20,6	24,9	30
Cadmium	mg/kg TS	32	2	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Chrom	mg/kg TS	32	0	13	24	23,9	28,9	31
Kupfer	mg/kg TS	32	0	6,6	11	10,9	13	15
Nickel	mg/kg TS	32	0	7,1	12,5	12,7	15	19
Quecksilber	mg/kg TS	32	0	0	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	32	0	48	79,5	76,5	92	112
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	32	0	20	28	28	32,9	37
Blei <20 µm	mg/kg TS	32	0	53	66	67,6	81,5	86
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,3	0,4	0,5	0,7	0,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	32	0	69	73	73,7	78,8	80
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	32	0	22	26	26,7	30,9	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	32	0	32	34,5	34,6	37	38
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,8
Zink <20 µm	mg/kg TS	32	0	156	193	198,4	246,8	274
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	13	<20	20	21,9	23,9	49
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	32	30	<10	<10	k.MW	<10	55
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	32	3	<10	15	14,9	17	33
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,8
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,8
PCB 52	µg/kg TS	32	12	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
PCB 101	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,6	1,1
PCB 118	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,6	1
PCB 138	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	1
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,1	0,5	0,6	1	1,7
PCB 180	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,3	0,3	0,6	1,2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	32	0	0,8	2,2	2,5	4,2	6,6

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	2	<0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	32	32	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
<b>DDT und Metabolite</b>								
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,8	1,6
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	28	<0,1	<0,1	k.MW	0,1	0,3
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	15	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,3	0,3	0,5	2,2
<b>Organozinnverbindungen</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	1	<1	4,6	4,5	6,1	10
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	24	<1	<1	k.MW	1,4	2,5
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	25	<1	<1	k.MW	2,3	3,9
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	32	<1	<1	k.MW	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	32	<1	<1	k.MW	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	32	<1	<1	k.MW	<1	<1
<b>Sonstiges</b>								
Sum PCDD/F(I-TE)(NATO/CCMS)	ng/kg TS	4	0	1,9	2,3	2,5	3,3	3,7
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>								
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt;63µm</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	13	<20	29,4	29	38,3	60,5
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,3	0,6	0,7	0,9	1,2
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,5	0,7	1,3
PCB 52	µg/kg TS	32	12	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,6
PCB 101	µg/kg TS	32	0	0,3	0,5	0,6	1,1	1,5
PCB 118	µg/kg TS	32	0	0,3	0,5	0,6	0,9	1,4
PCB 138	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,6	0,7	1,2	1,7
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,4	0,8	1	1,6	2,3
PCB 180	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,4	0,5	0,9	2,2
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	32	0	1,5	3,3	4	7	9,9
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	2	<0,05	0,1	0,1	0,2	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	32	32	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	<0,05
<b>DDT + Metabolite &lt; 63µm</b>								
o,p DDE	µg/kg TS	32	32	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	3	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,8
o,p-DDD	µg/kg TS	32	13	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,7
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	0	0,3	0,6	0,7	1,1	2
o,p-DDT	µg/kg TS	32	32	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	28	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	0,7
<b>Chlorbenzole &lt; 63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	15	<0,1	0,1	0,2	0,3	0,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	2	<0,1	0,4	0,6	0,7	3,8

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein Mittelwert berechnet

**Tabelle A 14** Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2015)

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	6,8	100	7,7	65
Blei	7,1	100	8,2	65
Cadmium	13,9	100	15,6	63
Chrom	10,5	100	12,8	65
Kupfer	10,4	100	10,7	65
Nickel	9,9	100	10,1	65
Quecksilber	21,5	99	37,6	59
Zink	9,7	100	7,3	65
Organische Parameter	bestimmt in Gesamtfraktion			
PAK (Summe aus 6 / 16)	25 / 22	99 / 99		
Mineralöl-KW (C10-C40)	n.b.			
PCB (Summe aus 7)	24	82		
pp-DDE	15	48		
pp-DDD	18	62		
pp-DDT	85	12		
Hexachlorbenzol	42	42		
Organozinnverbindungen	20*			

\*ermittelt aus Ringversuchen, Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen ist deutlich höher

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 15 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 und Umfeld (Mai 2015)**

Verbringstelle (n = 17)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	15	15	14
	EL	17	17	
pT1	PW	1	2	2
	EL	0	0	
pT2	PW	1	0	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	
Umfeld der Verbringstelle (n=20)				
pT0	PW	20	20	19
	EL	20	19	
pT1	PW	0	0	1
	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	

\*Auf der Verbringstelle 14 Proben und 3 verdeckte Doppelbestimmung (n=17).

#### Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 13	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität <i>Corophium volutator</i> (%), n = 37							
Einbringstelle (n=17)	9	7	1	n=5	5	0	0
1,5-km Ring (n=5)	4	1	0	n=2	2	0	0
2-km Ring (n=5)	2	2	1	n=4	4	0	0
6-km Ring (n=5)	2	3	0	n=1	1	0	0
Referenz (n=5)	4	1	0	n=1	1	0	0

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Auf der Verbringstelle 14 Proben und 3 verdeckte Doppelbestimmungen DB (n=17). Weitere Parallelbestimmungen durch Labor 2 (s. Text)

**Tabelle A 16 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 und Umfeld (September 2015)**

Verbringstelle (n = 16)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	9	16	9
	EL	15	16	
pT1	PW	6	0	6
	EL	1	0	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	1	0	1
	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=21)*				
pT0	PW	16	21	16
	EL	21	21	
pT1	PW	3	0	3
	EL	0	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	

Auf der Verbringstelle 14 Proben und 2 verdeckte Doppelbestimmung (n=16). Im Umfeld der Verbringstelle 20 Proben und eine verdeckte Doppelbestimmung (n=21).

#### Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 2 – Anzahl Proben			n = 8	Labor 1 – Anzahl Proben		
	≤20 %	>20 %	>40 %		≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität <i>Corophium volutator</i> (%), n = 34							
Einbringstelle (n=14)	14	0	0	n=2	2	0	0
1,5-km Ring (n=5)	5	0	0	n=2	2	0	0
2-km Ring (n=5)	5	0	0	n=2	2	0	0
6-km Ring (n=5)	5	0	0	n=1	1	0	0
Referenz (n=5)	5	0	0	n=1	1	0	0

*Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)*

Tabelle A 17 Belastung der Sedimente der Wattmessstellen Schleswig-Holsteins in 2015

		n	Min	Median	Mittel	Max	07-14'	Vergleich*
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	11	4	9	11	21	2 – 73	1,4 - 22
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	11	19	33	34	47	8,7 – 92	3,4 - 38
TOC Feststoff	Gew.-% TS	11	0,2	0,4	0,5	1,2	0,1 – 3,2	
<b>Metalle (analysiert in Fraktion &lt;20µm)</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	11	27	29	29	33	18 – 56	10 - 33
Blei <20 µm	mg/kg TS	11	49	57	59	74	39 – 92	9 - 99
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	11	0,3	0,4	0,4	0,6	0,2 – 0,7	0,12 - 1,4
Chrom <20 µm	mg/kg TS	11	63	74	76	85	37 – 123	55 -130
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	11	20	27	27	37	16 – 60	8 - 28
Nickel <20 µm	mg/kg TS	11	33	35	35	39	26 – 56	25 - 58
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	11	0,1	0,4	0,3	0,4	0,2 – 1,1	0,04 - 0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	11	160	188	194	264	139 – 354	90 - 330
<b>Organische Schadstoffe (Gesamtfraktion)</b>								
Mineralöl***	mg/kg TS	11	<20	<20	23	32	< 20 – 52	
PAK Summe 16	mg/kg TS	11	<0,16	0,17	0,18	0,22	< 0,16 – 0,50	
PCB Summe 7	µg/kg TS	11	0,70	1,79	1,89	1,13	< 0,7 – 3,7 (15)	
alpha-HCH	µg/kg TS	11	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
beta-HCH	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,1	
gamma-HCH	µg/kg TS	11	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
o,p'-DDE	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	<0,1	0,12	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDD	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	0,14	0,25	< 0,1 – 0,61	
o,p'-DDT	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	0,18	0,8	< 0,1 – 2,4	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	0,11	0,16	< 0,1 - < 0,5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	11	<0,1	<0,1	0,13	0,20	< 0,1 – 0,9	
Monobutylzinn	µg OZK/kg	11	< 1	< 1	3	11	< 1,0 – 5,4	
Dibutylzinn	µg OZK/kg	11	< 1	< 1	4	17	< 1,0 – 1,3	
Tributylzinn	µg OZK/kg	11	< 1	< 1	< 1	3	< 1,0 – 3,7	
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	11	< 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, für Fraktion < 63 µm n=10)

\*\*\* Wechsel der Bestimmungsgrenze ab 2. Quartal 2010 von < 50 mg/kg auf < 20 mg/kg TS

' 07-14 Minimum-Maximumwerte der Wattmessstellen Schleswig-Holstein 2007-2014 (n=60). Ein hoher PCB-Wert in Klammern als Ausreißer, s. Zwischenbericht der BfG 2008