

# Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

## Teilbericht

### Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2013 bis 31.12.2013



## INHALTSVERZEICHNIS

1.	Veranlassung .....	2
2.	Monitoring im Verbringungsbereich .....	3
2.1	Monitoring im Jahr 2013.....	3
2.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments (Peilungen) .....	3
2.3	Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010).....	5
2.4	Beprobung der Sedimente .....	7
2.4.1	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente.....	9
2.4.2	Ökotoxikologische Belastung .....	21
2.5	Makrozoobenthos .....	25
2.6	Bioakkumulation.....	28
2.6.1	Bioakkumulation in der Wellhornschncke .....	28
2.6.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel .....	36
2.6.3	Bioakkumulation in der Kliesche.....	40
2.7	Fischfauna.....	41
2.8	Wattmessstellen.....	42
2.9	Neozoen im Hamburger Hafen und in der Nordsee.....	43
2.10	Kumulative Effekte nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL).....	44
3.	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmensklärung .....	45
4.	Ausblick.....	49
5.	Literatur .....	50

### Anhang

Hamburg Port Authority

Hafeninfrastruktur

Infrastruktur Wasser

15. Februar 2015 / rev. 20. November 2015

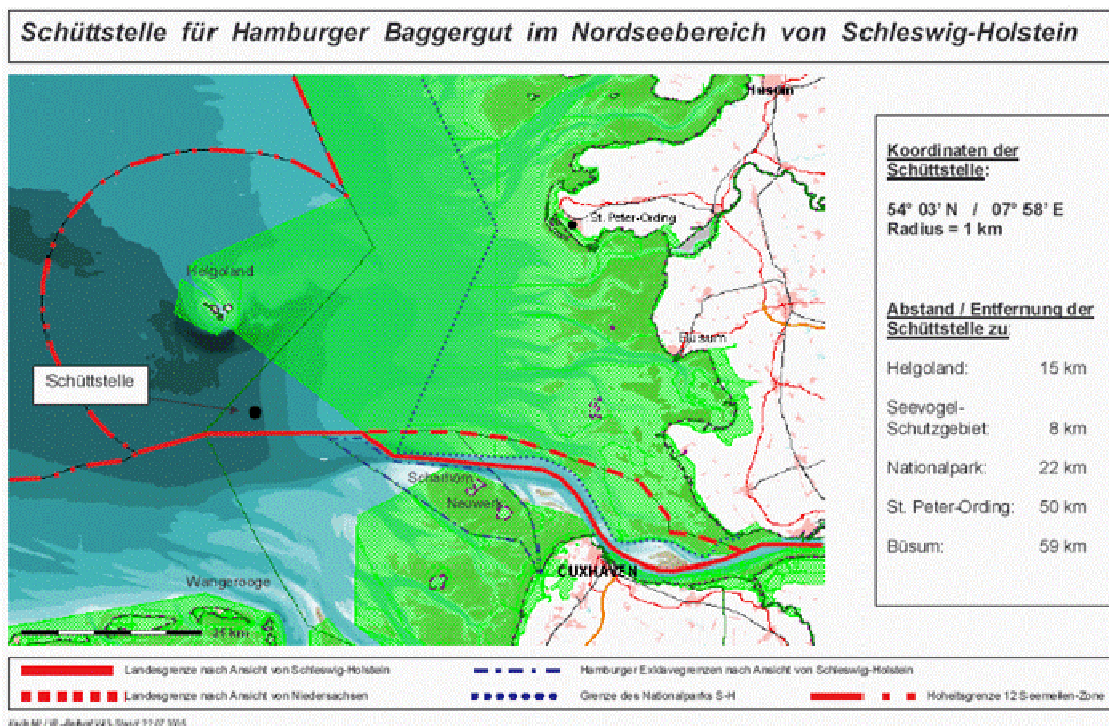
## 1. Veranlassung

Gemäß Einvernehmen des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft und Umwelt (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. 3).

Die Maßnahme war zunächst bis Ende des Jahres 2011 befristet. Für die Jahre 2012 und 2013 wurde daher zwischen dem MELUR und der HPA ein nachsorgendes Monitoringprogramm vereinbart, das von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ausgearbeitet wurde und über das anschließend in der Arbeitsgruppe Monitoring (s. Einvernehmen Maßgabe 18, Abschn. 3) abgestimmt wurde.

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 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 Einvernehmen des Jahres 2008 in der geänderten Fassung vom Juli 2009 und dessen Maßgaben waren dabei weiterhin gültig. Ab Sommer 2013 wurde daher wieder das reguläre Monitoringprogramm (s. Einvernehmen Maßgabe 18, Abschn. 3) durchgeführt.



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

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.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung der Ergebnisse aus dem Monitoring in 2013. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2012 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2012).

## **2. Monitoring im Verbringungsereich**

---

### **2.1 Monitoring im Jahr 2013**

---

Im Sommer 2013 wurde eine Beprobungskampagne 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 Bioakkumulation an Wellhornschnecken und Pfeffermuscheln sowie zum Imposex an Wellhornschnecken wurden weitergeführt. Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden ebenfalls fortgesetzt (Tabelle A 1).

Als Bestandteil des regulären im Unterschied zum nachsorgenden Monitoring waren die Populationsuntersuchung an Fischen und die Bioakkumulationsanalytik an Klieschen wieder Teil des Programms. Neu durchgeführt wurde eine Altersdatierung an Wellhornschnecken.

Weiter fortgeführt wurde das in 2012 begonnene Programm der Kastengreifer-Untersuchungen, das dazu dienen soll, eine genauere Vorstellung von der räumlichen Verteilung des ausgebrachten Baggergutes zu erhalten.

Im vorliegenden Bericht wird die zeitliche Entwicklung verschiedener Parameter im Gesamtzeitraum der Jahre 2005 bis 2013 betrachtet. Hierbei wird besonders die Entwicklung der Verbringestelle über die 3,5 Jahre seit der letzten Baggergutausbringung (Februar 2010) bis zum Zeitpunkt der Monitoringkampagne 2013 (August 2013) näher beleuchtet.

### **2.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments (Peilungen)**

---

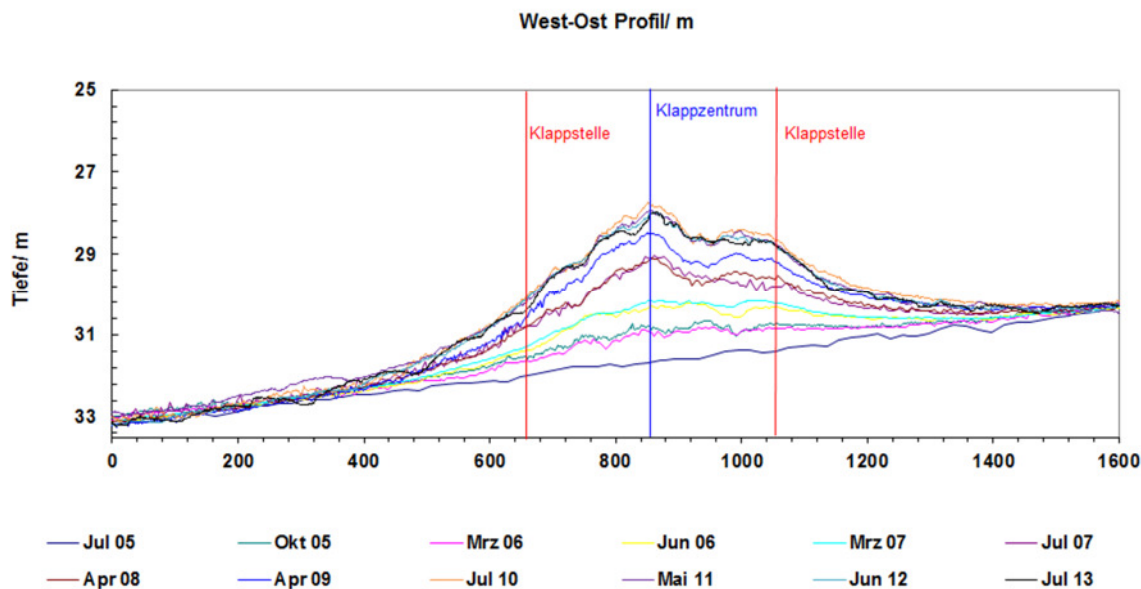
In den Jahren 2005 bis 2013 wurden insgesamt 13 Peilungen durchgeführt. Als Überblick ist in Abbildung 2-1 ein West-Ost-Schnitt dargestellt. Eine bathymetrische Darstellung findet sich im Anhang in Abbildung A 1.

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 2-1 bis in 450 bis 550 m Entfernung vom Klappzentrum gut erkennen. Am Außenrand der Verbringestelle mit dem Radius von 1-km liegen die Höhenveränderungen bis 2010 im Rahmen der Peilge-

naugigkeit, die in diesem Gewässerbereich aufgrund eines fehlenden festen Bezugspunkts in etwa 0,3 m beträgt.

Zwischen Frühjahr 2010 und Sommer 2013 fanden keine weiteren Verbringungen statt. Die Höhenlinien der Jahre 2011, 2012 und 2013 im West-Ost-Schnitt zeigen insbesondere im zentralen Bereich des Klappzentrums insgesamt eine gewisse Abnahme (Abbildung 2-1), die noch im Rahmen der Peilgenauigkeit liegt. Die Form der Erhöhung hat sich dabei jedoch nicht wesentlich verändert.



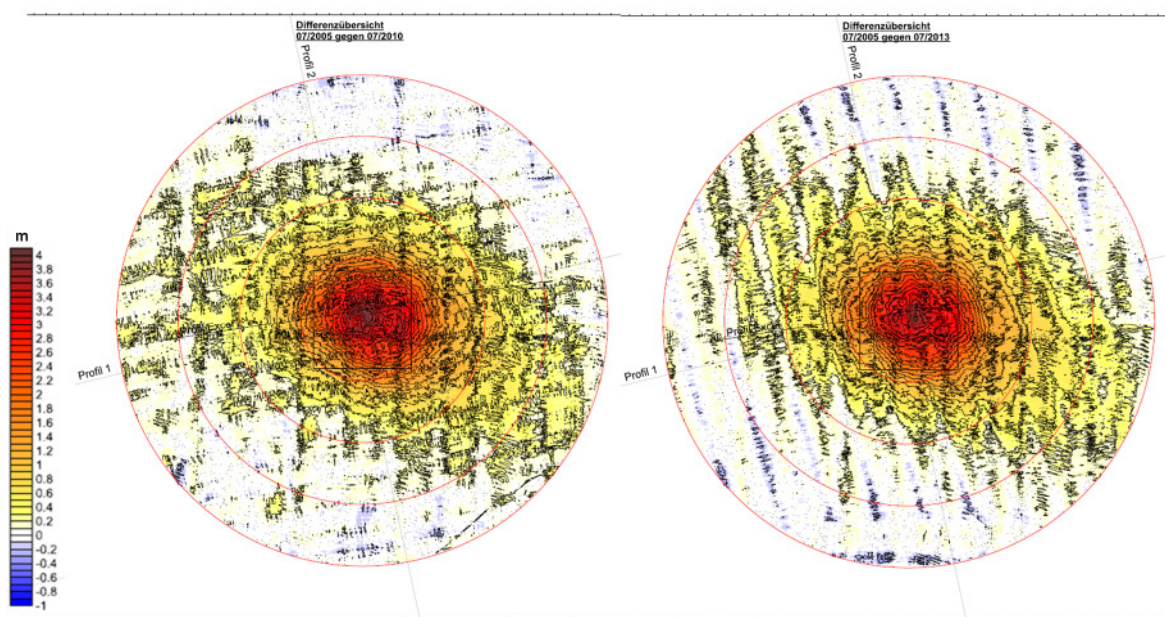
**Abbildung 2-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2013 (Darstellung stark überhöht)**

Eine Peilgenauigkeit von 0,3 m ist damit deutlich zu hoch, um eine präzise Einschätzung des Volumens der Baggergutauflage und seiner Veränderung über die Zeit zu ermöglichen. Die in den E3-Jahresberichten 2010 bis 2012 angegebenen Differenzenplots und der dazu gehörigen Volumina dienen damit nur einer ungefähren Orientierung (E3-Jahresberichte der HPA, 2010 bis 2012). In 2013 wurde die Berechnungsweise der Differenzenplots etwas modifiziert, 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.

In Abbildung 2-2 (linkes Bild) 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 2013 hat sich die Form der Baggergutauflage nicht wesentlich geändert (Abbildung 2-2, linkes und rechtes Bild). Insgesamt wird in 2013 ein Auftragsvolumen von 1,17 Mio m<sup>3</sup> ermittelt. Dieses liegt nur 31.000 m<sup>3</sup> unterhalb des Volumens aus 2010.

Betrachtet über die einzelnen Jahre 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 Jahr kaum eine Veränderung (+13.000 m<sup>3</sup> für 2012-2013) des Volumens der Baggergutauflage festgestellt. Eine Abnahme von 145.000 m<sup>3</sup> 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 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. Aufgrund der in diesem Gewässerbereich ausgeprägten Ungenauigkeit der Peilungen ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet und genauere Volumenangaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.



**Abbildung 2-2** Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – 2010 (links) und 2005 – 2013 (rechts)

### 2.3 Verdriftung während der Verbringungen (2005 bis 2010)

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 – 2013, Abschn. 2.2)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2013, Abschn. 2.4.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2013, Abschn. 2.8)
- 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. 2.2). 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 Verbringungen, ermittelt. 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 2-4 für die Textur). Ihr Gesamtvolumen beträgt ungefähr 1,2 Mio m<sup>3</sup> (Abschn. 2.2).

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 von den insgesamt von 2005 bis 2010 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes (< 20 µm und 20 bis 63 µm) 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. 2.4.1 und Abschn. 2.8), 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 2013 keine Erhöhung der chemischen Belastung an (Abschn. 2.4.1). 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. 2.8).

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. 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 Untersuchungsdaten 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 eingebrachten Materials kommen im Bereich des 1-km-Kreises zur Ablagerung und werden auch drei Jahre nach Ende der Verbringung dort aufgefunden. Entstehende, über den 1-km-Kreis hinaus reichende 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 2013 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.

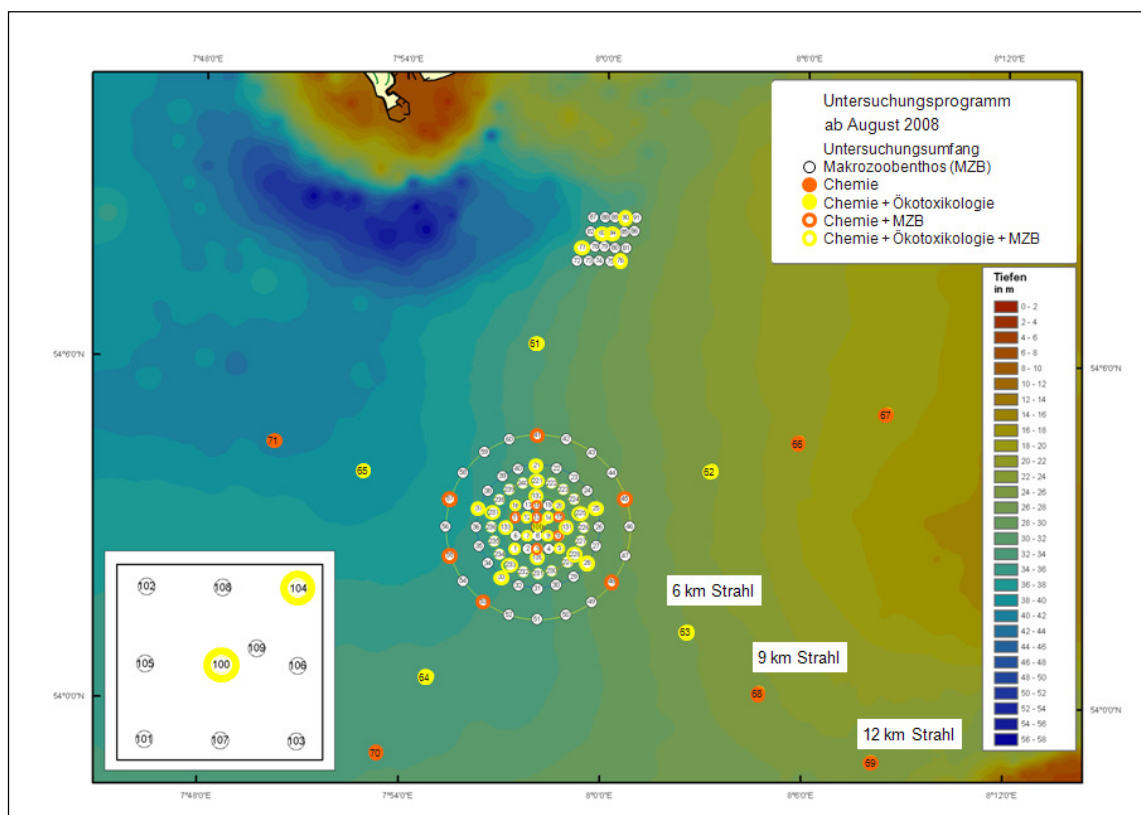
Der Beweissicherung dienen im Rahmen des Monitorings auch nach Ende der Verbringungen in 2010 die eingangs genannten Verfahren (regelmäßige Peilungen sowie Messungen der Sedimentchemie und Sedimenttextur).

## 2.4 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 2-3). 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 Au-



gust 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 2-3).



**Abbildung 2-3 Lageplan der Verbringestelle, 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 Verbringekampagne stattfand, wurden zusätzlich zehn Proben im 400\*400 m Feld im Zentrum der Verbringestelle genommen (Abbildung 2-3). Dieses Gebiet wird im Folgenden als „Klappzentrum“ bezeichnet. Für die Positionen im Klappzentrum sowie für die ab 2008 neu hinzugekommenen Positionen innerhalb der Verbringestelle und im 1,5-km Ring liegt somit keine Nullbeprobung vor.

Im August 2013 wurden in einem abgestuften Untersuchungsprogramm an 110 Proben Benthosuntersuchungen, an 81 Proben Korngrößenanalysen, an 55 Proben chemische und an 34 Proben ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-1). 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.

Die Anzahl der auf Schadstoffe, ökotoxikologische Wirkungen und Besiedlung des Makrozoobenthos untersuchten Proben entspricht damit der aus dem maßnahmenbegleitenden Monitoring der Vorjahre. Die Anzahl der auf Körnung untersuchten Proben wurde hingegen, wie auch bereits in 2012, im Vergleich zu den Vorjahren von 125 auf 79 reduziert. Die Erhebung der Textur erfolgte nur noch an den Proben, an denen auch Schadstoffanalysen durchgeführt wurden, sowie an den Proben bis zum 1,5-km-Umring. Dieser Umfang wird als notwendig und angemessen

angesehen, um die Ausbreitung der Baggergutaufgabe sicher eingrenzen zu können. Die in den Vorjahren ermittelte Erhebung der Textur an allen Stationen erfolgte hingegen nur, um einen Einfluss möglicher Texturveränderungen auf das Makrozoobenthos eingrenzen zu können. Die Daten der vergangenen Jahre haben aber gezeigt, dass sich die Textur außer auf der Verbringstelle über die Zeit nicht wesentlich ändert, so dass von Seiten des Makrozoobenthosgutachters die Ermittlung der Fingerprobe hierfür mittlerweile als hinreichend angesehen wird.

An acht Stationen innerhalb des 1-km-Kreises bis zum 1,5-km-Kreis wurden Kastengreiferproben entnommen, deren Sedimente in jeweils zwei bis vier Tiefenstufen auf Schadstoffgehalte analysiert wurden (Abschn. 2.4.1). Diese Untersuchung sollte dazu dienen, eine genauere Vorstellung von der räumlichen Verteilung des ausgebrachten Baggergutes zu erhalten und darüber hinaus den bereits im Vorjahr ermittelten Befund der Bildung einer weniger belasteten Oberflächenschicht im Bereich der Baggergutaufgabe zu überprüfen (s. E3-Jahresbericht der HPA 2012).

**Tabelle 2-1 Anzahl der pro Termin (August 2013) beprobten Stationen**

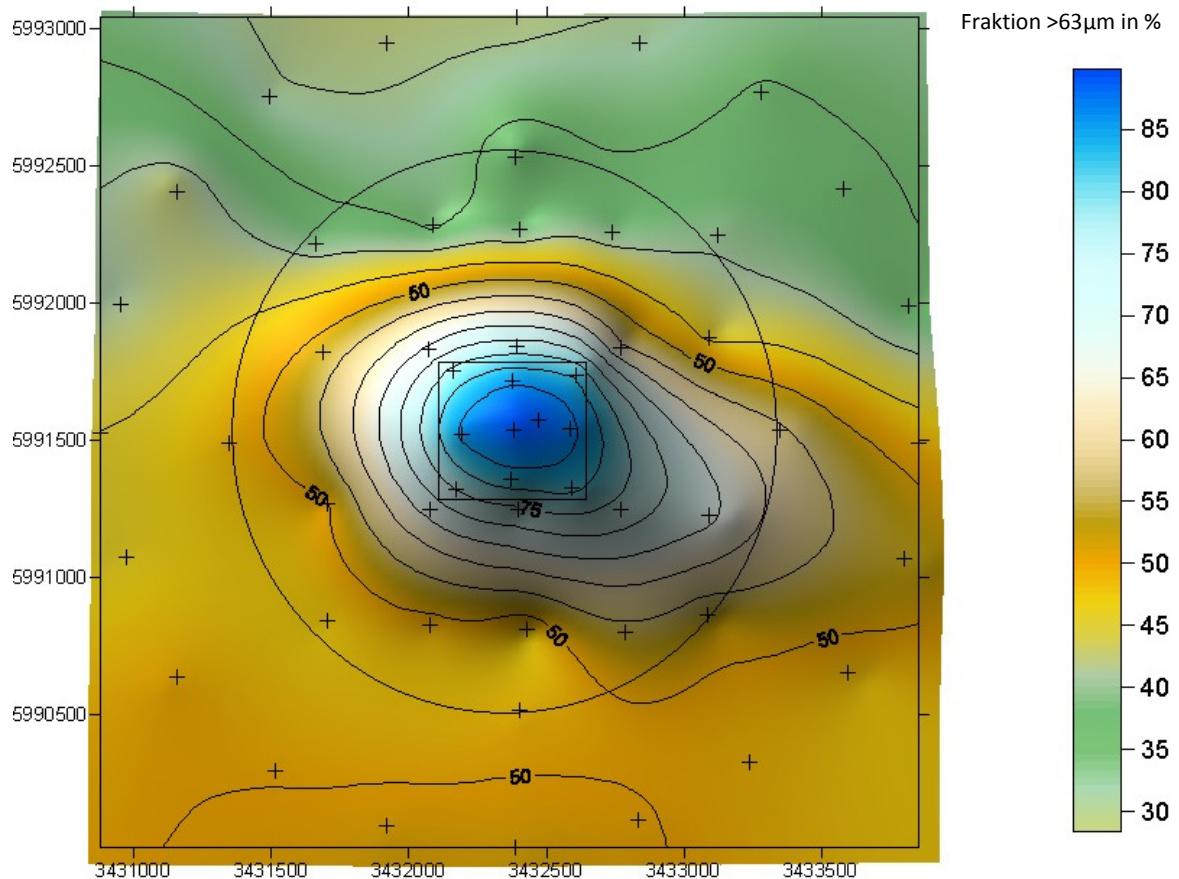
Ort	Bereich	Textur	Schadstoffe	Bioteste	Benthos
Klappzentrum	400x400	10	2	2	10
Verbringstelle	1-km	24	18	12	20
Nahfeld	1,5-km	20	5	5	20
	2-km	5	5	5	20
	3-km	6	6		20
Fernfeld	6-km	5	5	5	
	9-/12-km	6	6		
Referenz		5	5	5	20
<b>Summe</b>		<b>81</b>	<b>52</b>	<b>34</b>	<b>110</b>

#### 2.4.1 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. 2.2) als auch über Texturanalysen festgestellt werden kann. Die Texturanalysen zeigen eine Ausdehnung dieser Sandauflage bis zum Rand des 1-km-Kreises. Im südöstlichen Bereich wird auch der 1,5 km-Kreis knapp erreicht (Abbildung 2-4).

Dominierende Fraktion innerhalb dieser 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 2-3) 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 (s. auch Kapitel 2.3).

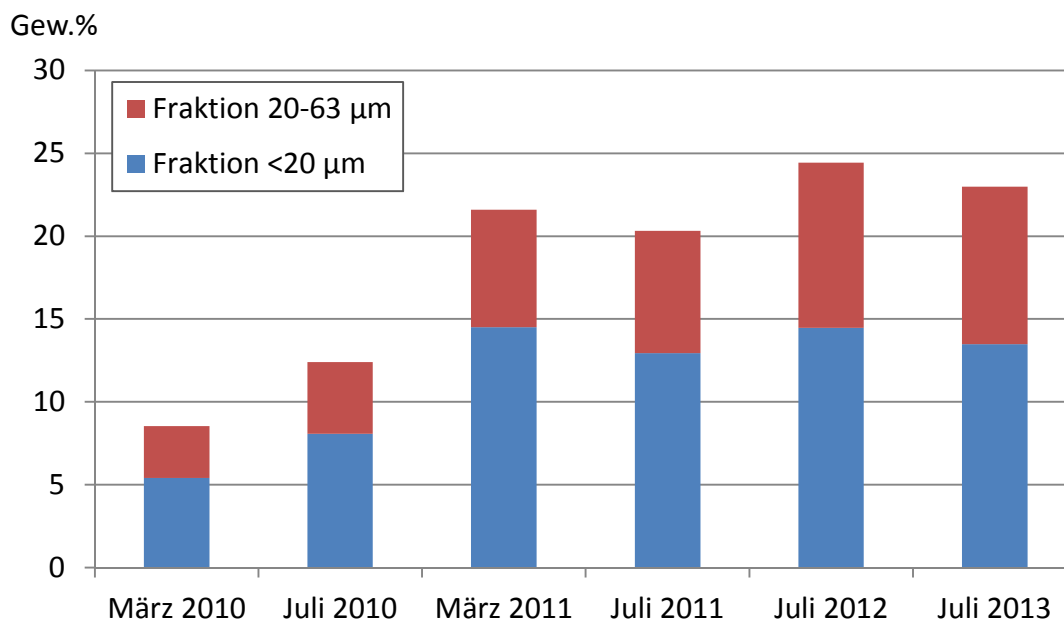


**Abbildung 2-4 Verteilung der Sandfraktion (Fraktion > 63 µm) im Bereich der Verbringstelle in Prozent (Wert pro Station = Mittelwert aus 6 Kampagnen von Sommer 2008 bis Sommer 2012)**

In den 3,5 Jahren nach Ende der Baggergutverbringung wird auf dem direkten Klappzentrum (Station 100 – 109, Abbildung 2-3) eine signifikante Zunahme der Feinfraktion < 63 µm von 8,5 auf über 20 % registriert (Abbildung 2-5), die hauptsächlich im ersten Jahr nach Ende der Baggergutverbringung stattfand. Der Wert von 8,5 % vom März 2010 stellt auch den niedrigsten Anteil an Feinfraktion dar, der über den Gesamtzeitraum der Baggergutverbringungen zwischen 2005 und 2010 ermittelt wurde.

Im angrenzenden 1-km-Kreis liegt der Anteil der Feinfraktion < 63 µm innerhalb der Sandauflage mit 40 % im Mittel über die Gesamtzeit hingegen deutlich höher. Die Korngrößenverteilung zeigte hier nach Ende der Verklappungen keine wesentliche Veränderung über die Zeit. Eine Zunahme der Feinfraktion zwischen März 2010 und Sommer 2013 wird in diesem Bereich, im Unterschied zum Klappzentrum, nicht registriert, auch nicht an den Stationen, die dem Klappzentrum unmittelbar benachbart sind.

Damit stellt sich die Frage, wodurch die Zunahme an Feinfraktion an den Stationen 100 - 109 nach dem Ende der Verklappungen bedingt ist. In Frage kämen bioturbate Durchmischungsvorgänge, mittels derer Feinmaterial aus tieferen Schichten an die Oberfläche transportiert oder alternativ marines Material in das Sediment eingearbeitet worden sein könnte (s. unten „Beprobung mittels Kastengreifern“ in diesem Abschnitt).



**Abbildung 2-5 Entwicklung der Feinfraktion < 63 µm auf dem Klappzentrum nach Ende der Baggergutverbringung**

#### Schadstoffbelastung der Sedimente

Neben den von der GÜBAK (2009) geforderten chemischen Parametern wurden in 2013 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.

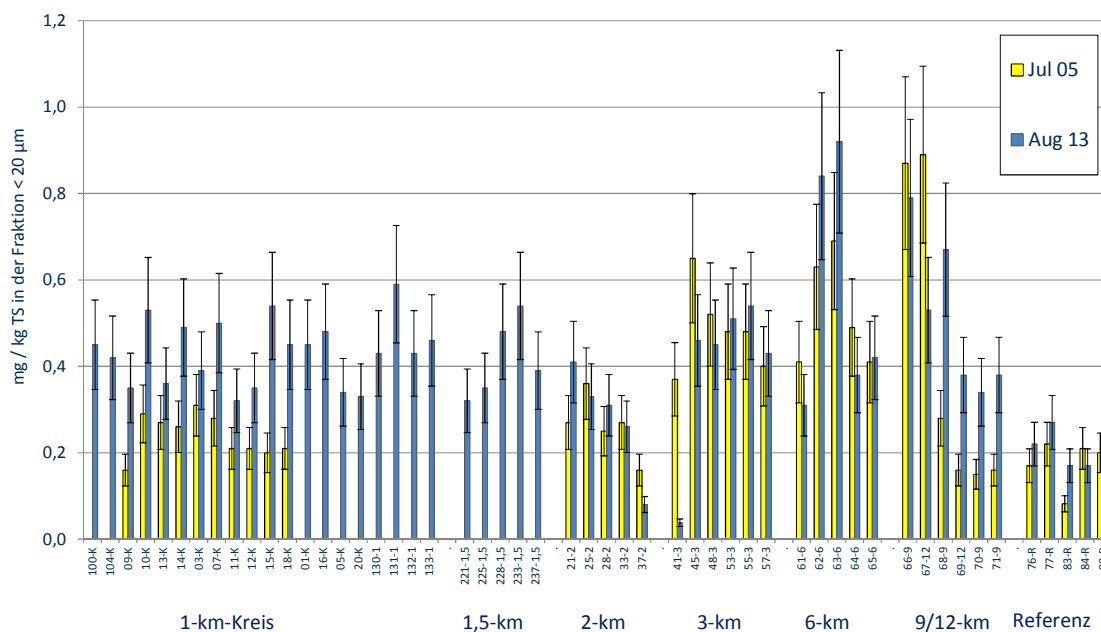
Bei dem Vergleich von chemischen Analysenergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der chemischen Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung 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 Messunsicherheit (Variationskoeffizient) wurde nach einem in HLOG (2002) angegebenen Verfahren aus verdeckten Doppelbestimmungen der Kampagnen 2005 bis 2013 errechnet (Tabelle A 4). Wird sie mit dem Faktor 2 multipliziert, stellt sie nach HLOG (2002) den Bereich 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 15 resp. 23 %. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen Messunsicherheiten von 17 bis 25 %, während die Werte für Hexachlorbenzol und pp-DDT noch darüber liegen (Tabelle A 4). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.

Bereits in den vorigen Jahresberichten wurde festgestellt, dass es bei einigen Parametern in den vergangenen Jahren auf der Verbringstelle eine Abnahme der Gehalte gekommen ist (E3-Jahresberichte der HPA, 2011; 2012). Die Kastengreiferproben 2012 wiesen zudem darauf hin, dass diese Abnahme in den obersten Zentimetern der Sedimentschicht besonders deutlich ausgeprägt ist.

Die Auswertung der Schadstoffgehalte in den Sedimenten erfolgt daher erneut dreistufig: Im ersten Schritt wird geprüft, ob sich die Gehalte auf der Verbringstelle in 2013 von den Hintergrundwerten aus 2005 unterscheiden. In einem zweiten Schritt wird die zeitliche Entwicklung der einzelnen Schadstoffe seit 2005 bis 2013 kurz zusammengefasst. Anschließend sind die Ergebnisse der Kastengreiferbeprobungen dargestellt. Die Untersuchungen mittels Kastengreifern wurden durchgeführt, um nach Möglichkeit einen Aufschluss über die Ausbreitung des Materials in der Fläche und den Verlauf der Schadstoffgehalte im Tiefenprofil zu erhalten.

### Quecksilber in der Fraktion < 20 µm



**Abbildung 2-6** Quecksilbergehalt in der Fraktion < 20 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und 2013 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an (Tabelle A 4). Die zwei Säulen am linken Rand stellen Proben aus dem Klappzentrum dar (100-K, 104-K)

### Schadstoffbelastung im Jahr 2013 im Vergleich zu den Hintergrundwerten aus 2005

Durch einen Vergleich der Untersuchungsergebnisse der Probennahmekampagne in 2013 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. Hierdurch werden naturgemäß nur Stationen verglichen, die in 2005 bereits Teil des Untersuchungsprogramms waren.

**Tabelle 2-2 Baggergutbedingte Erhöhung der Schadstoffgehalten im Bereich der Verbringestelle im Vergleich zu den Hintergrundwerten (Vergleich der Beprobung 2013 mit der Nullbeprobung 2005)**

<b>Gehalte höher als Hintergrund</b>	<b>Gehalte nicht höher als Hintergrund</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>– Kupfer in Fraktion &lt; 20 µm**</li> <li>– Zink in Fraktion &lt;20 µm*</li> <li>– Cadmium in Fraktion &lt; 20 µm<sup>ns</sup></li> <li>– Quecksilber in Fraktion &lt;20 µm<sup>ns</sup></li>   <li>– zinnorganische Verbindungen**</li>   <p><b>Normiert auf Fraktion &lt;63 µm:</b></p> <li>– Hexachlorbenzol**</li> <li>– Pentachlorbenzol**</li> <li>– α- und β-HCH**</li> <li>– DDT und Metabolite***</li> <li>– PCB Summe 7**</li> <li>– PAK Summe 6/16**</li> <li>– γ-HCH<sup>ns</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Arsen in Fraktion &lt; 20 µm</li> <li>– Nickel in Fraktion &lt;20 µm</li> <li>– Chrom in Fraktion &lt;20 µm</li> <li>– Blei in Fraktion &lt;20 µm</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,  $\alpha < 0,05$

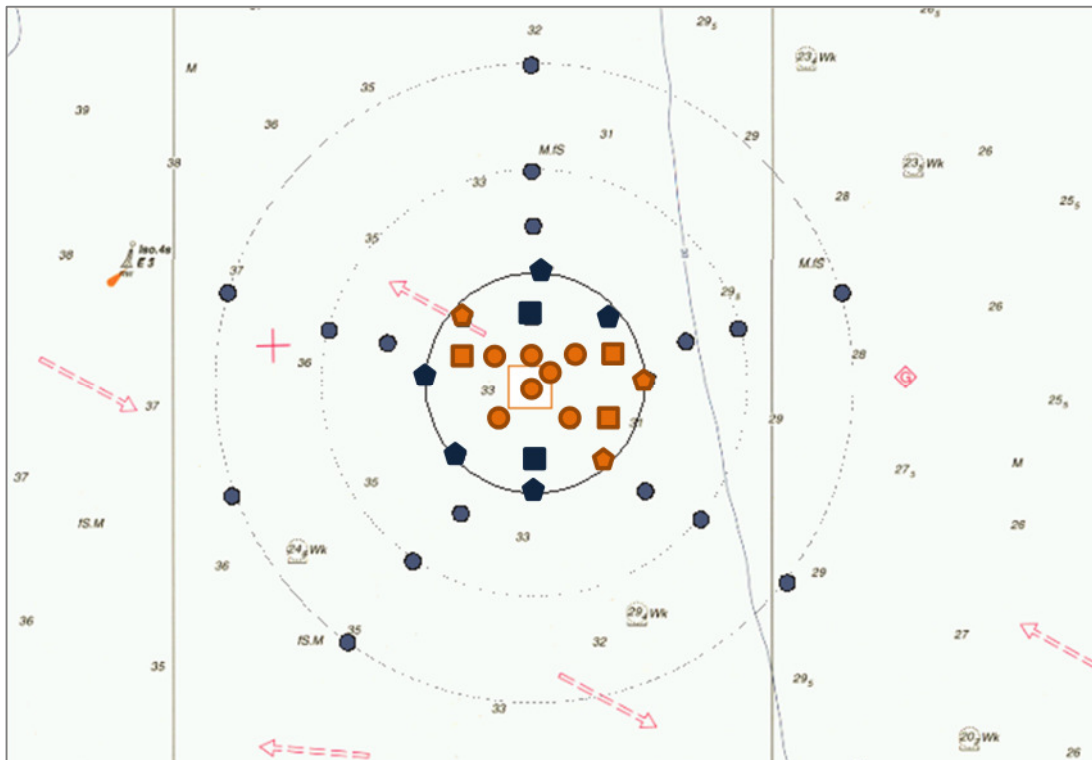
Anschließend erfolgte ein statistischer Vergleich der Beprobungsstationen. Die Daten des Beprobungstermins 2013 wurden einer einfaktoriellen Varianzanalyse unterzogen (Faktor Gebiet). Hierbei können auch die im August 2008 erstmals aufgenommenen Stationen auf dem Rand des 1-km-Ringes und im 1,5-km-Ring 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 Verbringestelle in drei Bereiche (1-km-Mitte, 1-km-Außen, 1-km-Rand) unterteilt (Abbildung 2-7). 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 2-2 sind die Ergebnisse dieses Vergleichs zusammengefasst dargestellt. In Tabelle A 2 und Tabelle A 3 sind die Messergebnisse aller Parameter für die Verbringestelle E3 und deren Umgebung einschließlich des Referenzgebietes jeweils als deskriptive Statistik für die Beprobung in 2013 aufgeführt.

In Abbildung 2-6 ist exemplarisch die in der Feinfraktion ermittelte Quecksilberkonzentration in den Sedimenten vor Beginn der Verbringungen im Juli 2005 denen des Jahres 2013 gegenübergestellt. Die Proben wurden in der Grafik entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den einzelnen Gebieten gruppiert. An mehreren Probennahmepunkten im 1-km-Kreis ist auch weiterhin ein An-



stieg im Vergleich zur Nullbeprobung in 2005 festzustellen. Dieser ist jedoch weniger ausgeprägt als in den Jahren der Baggergutverbringung.



**Abbildung 2-7** Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung in 2013  
**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.

Auch wenn die Konzentration einiger Schadstoffe zwischen Beginn der Baggergutverbringung in 2005 und dem Beprobungstermin im Sommer 2013 abgenommen hat (s. unten) werden auch in 2013 auf der Verbringungsstelle mehrheitlich noch Konzentrationserhöhungen im Vergleich zur Nullbeprobung ermittelt (Tabelle 2-2).

Die Parameter Zink in der Fraktion < 20 µm, DDT und Metabolite sowie die zinnorganischen Verbindungen zeigen sowohl im Zentrum der Verbringungsstelle (Gebiet „1-km-Mitte“) als auch dem umgebenden Bereich des 1-km-Kreises (Gebiet „1-km-Außen“) eine signifikante Erhöhung der Parameter in Relation zum Referenzgebiet (Tabelle 2-2). Für die Parameter Kupfer in der Fraktion < 20 µm, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, PCB-Summe 7, HCH-Verbindungen und die PAK-Verbindungen (Summe 6, Summe 16) gilt dies nur für das Gebiet „1-km-Mitte“. Für das Gebiet „1-km-Außen“ deuten sich in der graphischen Auswertung z.T. noch erhöhte Konzentrationen an einzelnen Beprobungspunkten dieser Schadstoffparameter an (Abbildung 2-7), die Erhöhung ist jedoch in der Varianzanalyse nicht signifikant (Tabelle 2-2). Im Randbereich des 1-km-Kreises, für den keine Vergleichsdaten aus 2005 vorliegen, zeigt die graphische Auswertung an einigen Stati-

onen zwar ebenfalls erhöhte Schadstoffkonzentrationen an, allerdings sind auch diese nicht signifikant mittels Varianzanalyse (Tabelle 2-2, Abbildung 2-7).

In 2012 wurde eine im Vergleich zum Hintergrund höhere Schadstoffkonzentration an der Station 228 im Südosten des 1,5 km-Kreises ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2012). Mittels Körnungsanalyse wurde bestätigt, dass die Baggergutauflage an dieser Stelle den 1,5-km-Kreis erreicht hat. Im Sommer 2013 wird an dieser Station in den Greiferproben bei keinem der Schadstoffe ein Wert oberhalb des Hintergrundniveaus festgestellt (Abbildung 2-7). Die an dieser Stelle entnommene „Oberflächenprobe“ (s. unten, „Beprobung mittels Kastengreifern 2013“) zeigt jedoch, dass in der Tiefenschicht 5 – 15 cm noch baggergutbürtiges Sediment zu finden ist. Auch die Texturanalyse vom Sommer 2013 weist durch höhere Feinsandanteile an den südöstlichen Stationen darauf hin, dass die Ausdehnung der Baggergutauflage weiterhin bis in den 1,5-km-Kreis hinein reicht (Abbildung 2-4).

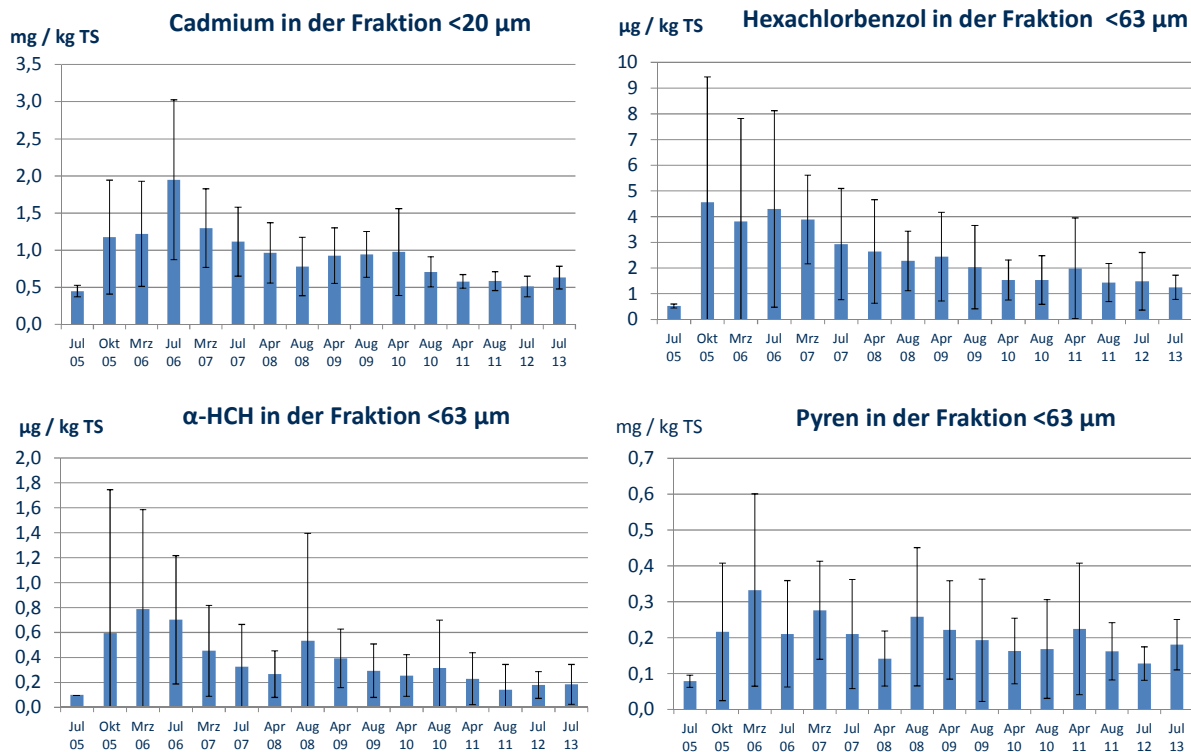
An allen anderen Stationen im 1,5 km-Kreis sowie in den anderen Gebieten (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km-Strahl, Referenzgebiet) werden im Sommer 2013 keine Auffälligkeiten festgestellt.

Dioxine und Furane wurden zwischen 2005 und August 2013 an jeweils drei Stationen an der Verbringstelle, an drei Stationen im Referenzgebiet und an einer Station im 12-km-Strahl ermittelt. Die Werte in allen drei Gebieten liegen in 2012 zwischen 2,0 und 4,7 ng I-TEq (NATO/CCMS), wobei der höchste Wert im 12-km-Strahl erreicht wird. Die in der Vergangenheit ermittelten Höchstgehalte im 12-km-Strahl von 12 bis 16 ng I-TEq (NATO/CCMS) sind seit 2008 nicht mehr aufgetreten.

### **Veränderung der Schadstoffbelastung auf dem 1-km-Kreis im Zeitraum 2005 bis 2013**

Wie bereits im Jahresbericht 2012 erläutert, hat die Konzentration einiger Schadstoffparameter über den Gesamtzeitraum seit 2005 abgenommen. Die BfG hat in ihrem Bericht 2010/ 2011 eine ausführliche Auswertung der zeitlichen Veränderungen von 2005 bis einschließlich 2011 vorgelegt, auf die an dieser Stelle verwiesen wird (BfG-Bericht 1775, 2013). Eine Einschätzung der Veränderungen bis 2013 wird im Bericht der BfG für die Jahre 2012/2013 erläutert, der in 2015 vorgelegt wird.

Im Folgenden werden die Ergebnisse unter Einbeziehung der Daten von 2013 nur kurz zusammengefasst. Die Änderung der Konzentration von vier Parametern über die Zeit ist exemplarisch in Abbildung 2-8 aufgeführt. Hierbei sind nur Stationen mit in die Darstellung einbezogen, die bereits seit 2005 beprobt werden. Es wird deutlich, dass die höchsten Belastungen im Zeitraum Oktober 2005 bis Juli 2006 aufgetreten sind. Zum März 2010, direkt nach der letzten Verbringekampagne, liegen die Werte hingegen niedriger. Dieses Muster wird – außer für die in Abbildung 2-8 dargestellten Parameter Cadmium, Pyren,  $\alpha$ -HCH und Hexachlorbenzol – auch für Pentachlorbenzol,  $\beta$ -HCH, Zink, DDT und Metabolite, weitere PAK-Verbindungen sowie die PCB-Verbindungen festgestellt (nicht dargestellt). Kein Trend während der Verbringungen zwischen 2005 und 2010 wird hingegen für Kupfer, Quecksilber und die zinnorganischen Verbindungen ermittelt.



**Abbildung 2-8** Gehalte von vier Schadstoffparametern (exemplarisch) über den Zeitraum 2005 bis 2013 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)

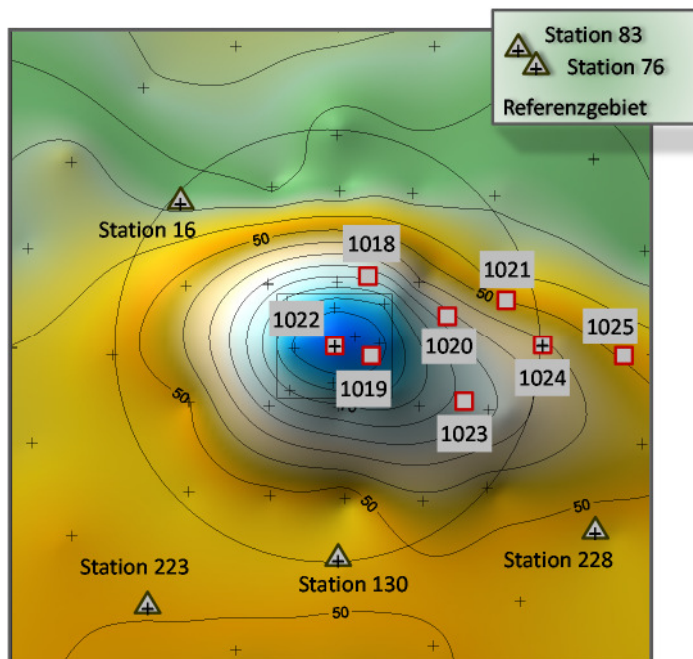
Nach Ende der Baggergutverbringung Anfang 2010 bis zum Sommer 2012 wird für einige Schadstoffe noch eine signifikante<sup>1</sup> Abnahme ermittelt (z.B. Cadmium, Quecksilber, DDT-Metabolite, β-HCH). Die Werte für α-HCH, Kupfer, Zink und TBT deuten in diesem Zeitraum zwar ebenfalls eine Abnahme an, der 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-Kongenerne festgestellt.

Zwischen Sommer 2012 und Sommer 2013 ist dann keine weitere Abnahme der Schadstoffparameter mehr festzustellen. Die Werte für Cadmium und Kupfer sowie für die DDT-Metabolite liegen in 2013 zwar signifikant oberhalb derer aus 2012, aber dieser Unterschied ist nur sehr geringfügig. Ein Unterschied dieser Parameter zu den Werten vom März 2010 zum Ende der Baggergutverbringung wird nicht 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).

<sup>1</sup> nach Friedmans ANOVA mit anschließendem Wilcoxon-Matched-Pairs Test zu Vergleich der Termine

Die Abnahme einzelner Schadstoffparameter zwischen 2010 und 2012 resp. 2013 ist insgesamt nur gering ausgeprägt. Bei den organischen Schadstoffen könnte ein gewisser Abbau stattgefunden haben, nicht jedoch bei den Schwermetallen. Im Klappzentrum selbst ist eine Erhöhung der Feinfraktion im gleichen Zeitraum festzustellen (s. oben), während im 1-km-Kreis hier keine Veränderung zu beobachten war. Bereits anhand der Daten aus 2012 wurde vermutet, dass unbelastete Feinfraktion aus der Umgebung in die Sedimente oberflächlich eingemischt wurde. Daher werden im Folgenden die Ergebnisse der Kastengreiferbeprobungen näher betrachtet, um einen Aufschluss über die vertikale Verteilung der Schadstoffbelastung zu erhalten.



**Abbildung 2-9** Positionen der Kastengreifer (rote Quadrate) und der Oberflächenproben (grüne Dreiecke)

#### Beprobung mittels Kastengreifern 2013

Im Sommer 2012 wurden an vier Positionen im 1-km-Kreis Kastengreiferproben über eine Sedimentmächtigkeit von insgesamt 30 cm entnommen (E3-Jahresbericht der HPA, 2012). Die Auswertung zeigte, dass sich die Schadstoffkonzentration in der obersten Sedimentschicht angereichert hatte. In der E3-Monitoring-AG wurde beschlossen, dass diese Beobachtung im Sommer 2013 durch eine Wiederholung und Ausweitung der Kastengreiferuntersuchungen überprüft werden sollte. Hierbei sollte auch die Mächtigkeit der Baggergutaufgabe südöstlich des 1-km-Kreises nach Möglichkeit näher eingegrenzt werden.

Daher wurden im Sommer 2013 an insgesamt acht Positionen Kastengreiferproben über eine Sedimentmächtigkeit von insgesamt 20 bis 40 cm entnommen und in zwei resp. drei Schichten beprobt (Abbildung 2-9). Zusätzlich wurden an insgesamt 6 Positionen am Rand des 1-km-Kreises (Station 16 und 130), im 1,5-km-Kreis (Station 233 und 228) sowie an zwei Positionen im Referenzgebiet (Station 83 und Station 76) die oberste Sedimentschicht aus Greiferproben mit 2 bis 4 cm Mächtigkeit gesondert entnommen und mit dem darunter liegenden Material verglichen („Oberflächenproben“ in Abbildung 2-9).

In Abbildung 2-10 (A) ist der Anteil an Feinfraktion in den einzelnen Proben (Kastengreifer- und Oberflächenproben) dargestellt. Abbildung 2-10 (B) zeigt exemplarisch für die Schadstoffe die

Konzentration an DDT-Metaboliten. Für die in der Abbildung angegebene Hintergrundkonzentration wurden die mittleren Werte der Gebiete 2-km, 3-km und Referenz der Jahre 2011 bis 2013 angesetzt (d.h. ohne Proben aus der höher belasteten „Elbfahne“ und nach Erniedrigung der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010). Eine umfassende Darstellung der Schadstoffbelastung in den Kastengreiferproben erfolgt im Bericht der BfG 2012/2013, der 2015 vorgelegt wird.

Die Ergebnisse zeigen auf dem sandigen Klappzentrum eine Zunahme an Feinfraktion und eine gewisse Abreicherung an Schadstoffen in der Oberflächenschicht (Abbildung 2-10). Das Klappzentrum wies im Sommer 2013 eine starke Besiedlung mit dem Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* auf (Abschn. 2.5 Abbildung 2-15). Dieser kann durch seine filtrierende Lebensweise dazu beigetragen haben, dass feine, unbelastete Partikel aus der Wasserphase aufgenommen und in die oberste Sedimentschicht eingearbeitet wurden.

Im Unterschied zu den Proben des Klappzentrums zeigen die übrigen Proben innerhalb des 1-km-Kreises sowie außerhalb davon im 1,5-km-Kreis und im Referenzgebiet in den obersten 2 cm der Sedimentschicht etwas höhere Feinsandanteile als in den darunter liegenden Schichten, während der Anteil der feinen Partikel  $< 20 \mu\text{m}$  etwas abgereichert ist. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt im Referenzgebiet (Abbildung 2-10 (A)). Vermutlich wird die Feinfraktion an der Grenzschicht Wasser / Sediment durch die Strömung natürlicherweise selektiv abgereichert.

In Abbildung 2-10 (B) ist zu erkennen, dass an den drei Positionen 1020, 1023, 1021 die Kastengreifer auf der Verbringstelle, wie auch an den beiden Positionen im Klappzentrum, eine Abreicherung an DDT-Metaboliten in der obersten Sedimentschicht aufweisen. Dieser Effekt ist bei den in der Feinfraktion ermittelten Schwermetallgehalten z.T. noch deutlich ausgeprägter (s. hierzu Auswertung im BfG-Bericht 2012/2013). Nach der Auswertung der BfG könnte dieses Verteilungsmuster durch Neusedimentation und anschließende Einmischung der feinen Fraktion durch Benthosorganismen zustande gekommen sein. Auch ein Austausch der feinen Fraktionen an der Oberflächenschicht mit marinem Material aus der Umgebung könnte eine Rolle gespielt haben.

Die an den Kastengreifern und Oberflächenproben ermittelte Verteilung der Schadstoffgehalte stimmt ansonsten im Wesentlichen mit den Ergebnissen aus den über die gesamte Mächtigkeit entnommenen Greiferproben (s.o.) überein: Die Proben des Klappzentrums und des 1-km-Kreises weisen mehrheitlich bei einigen der Schadstoffe Konzentrationen oberhalb des Hintergrundniveaus auf (Abbildung 2-10 (B) für DDX). Eine Ausnahme stellt die Oberflächenprobe der Station 130 dar (Abbildung 2-10 (B)), Lage Abbildung 2-9), bei der alle Schadstoffe auf dem Hintergrundniveau liegen. Auch bei den über die gesamte Tiefe beprobten Greiferproben war an dieser Station keine baggergutbedingte Erhöhung festzustellen (Abbildung 2-7).

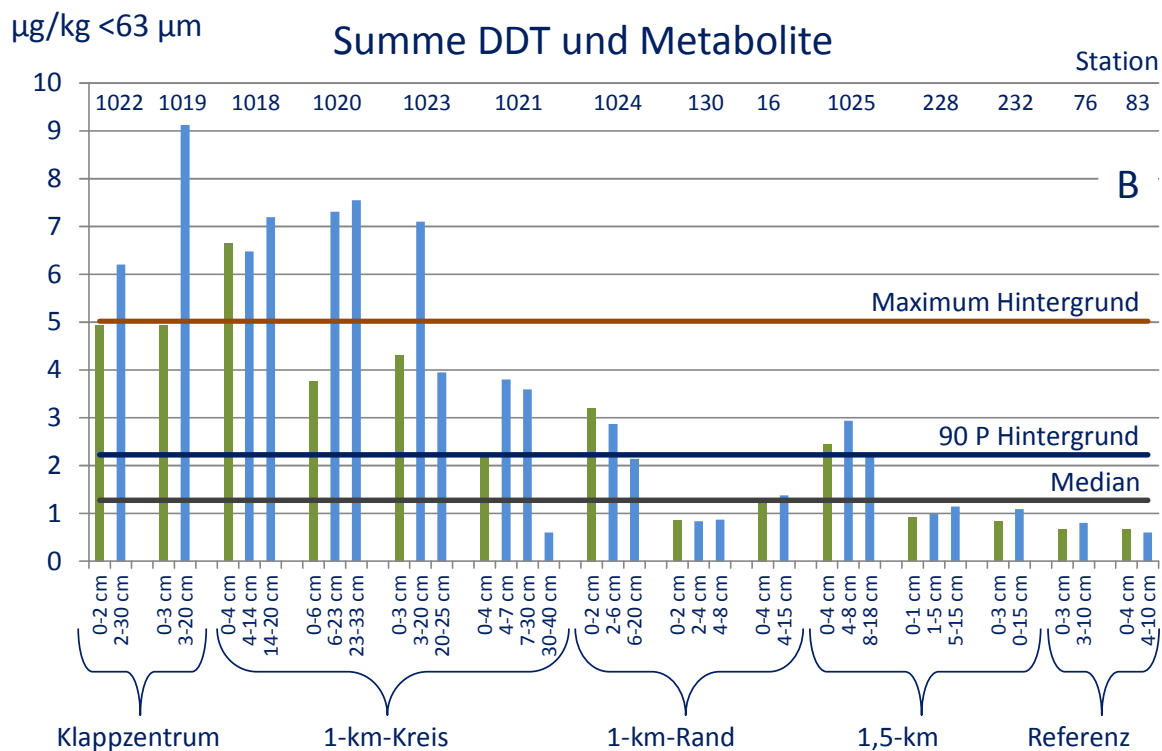
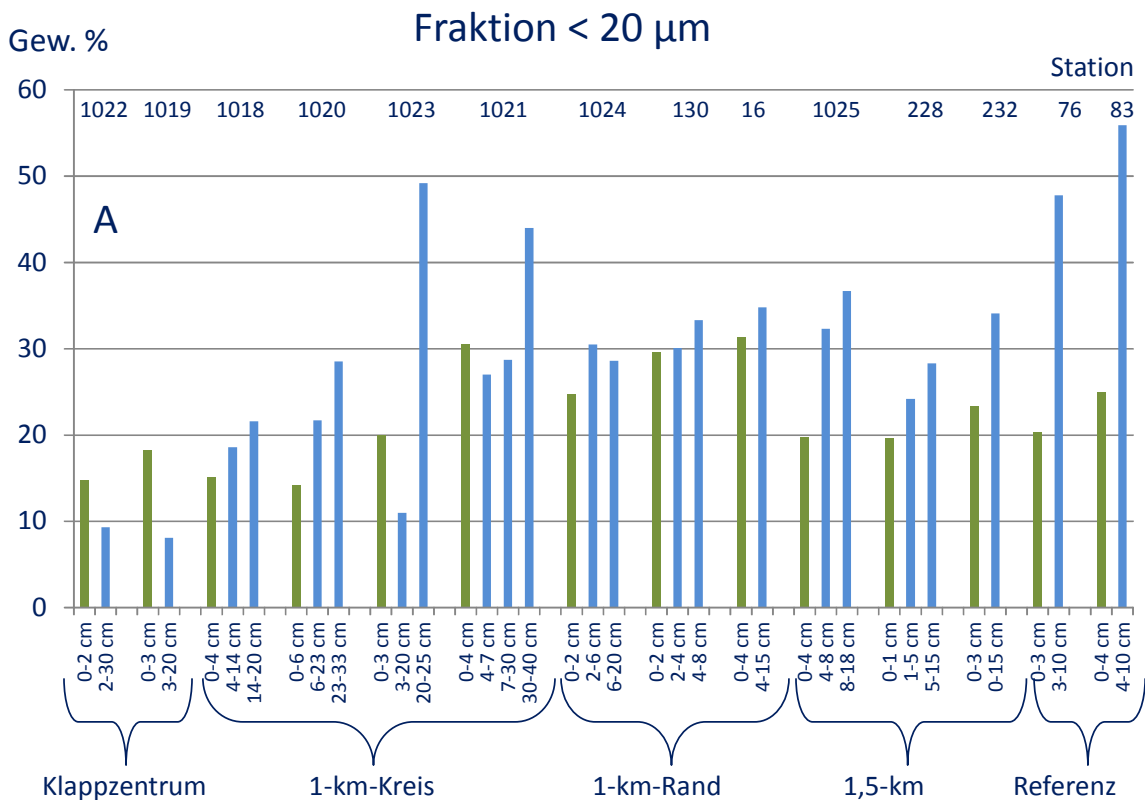


Abbildung 2-10 Kastengreifer und Oberflächenproben



Im 1,5-km-Kreis liegen die Werte einiger Schadstoffe an den südöstlichen Stationen 228 (Oberflächenprobe) und 1025 (Kastengreifer) in der Tiefenschicht unterhalb von 5 cm oberhalb des Hintergrundniveaus und weisen damit auf das Vorhandensein von Baggergut hin. An der Station 223 (Oberflächenprobe) südwestlich des 1-km-Kreises werden hingegen keine Schadstoffe oberhalb des Hintergrundniveaus ermittelt.

Die Mächtigkeit der Baggergutauflage ist im 1-km-Kreis an 6 von 7 Positionen höher als die Eindringtiefe des Kastengreifers, mit dem nur die obersten 20 bis 40 cm des Sediments erfasst werden konnten. Lediglich an der Station 1021 am Rand des 1-km-Kreises wurde in 30 cm Tiefe anstehender Schlick angetroffen. An den Stationen 1024 und 1025 im Südosten umfasst die Mächtigkeit der Auflage noch mindestens 6 bis 8 cm, wobei die genaue Grenze zum anstehenden Schlick aufgrund der geringen Eindringtiefe des Kastengreifers nicht eindeutig zu bestimmen war.

Die Kastengreiferuntersuchungen bestätigen damit die Aussage aus den entsprechenden Untersuchungen aus 2012 (E3-Jahresbericht der HPA, 2012). Auf der Verbringstelle ist die Schadstoffkonzentration in der obersten Sedimentschicht im Vergleich zur Baggergutauflage abgereichert. Im Südosten wird eine in den 1,5-km-Kreis hineinragende, geringmächtige Baggergutauflage ermittelt. Für eine genauere Ermittlung der Mächtigkeit wäre eine größere Eindringtiefe des Kastengreifers erforderlich. Bei künftigen Beprobungen wird versucht, dieses mit Auflegen eines zusätzlichen Gewichts zu erreichen.

**Zusammenfassend** lässt sich feststellen, dass sich auch 3,5 Jahre nach Ende der Baggergutverbringungen das grundlegende Bild der Sedimentausbreitung nicht 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 schneller zu Boden sinkt. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlackigere Ablagerungen. Die Ausbreitung der Baggergutauflage ist in Nordwest-Ost-Südost-Richtung orientiert. Sie reicht bis zum Rand des 1-km-Kreises und hat im Osten auch den 1,5-km-Kreis erreicht.

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 2013 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 2013 erfolgte hingegen keine weitere Abnahme.

Die Kastengreiferproben zeigen, dass die Schadstoffkonzentration in den obersten Zentimetern der Sedimentschicht abgereichert ist. Nach einer Auswertung der BfG ist die Ursache hierfür vermutlich in der Neusedimentation von Feinmaterial sowie der Durchmischung der oberen Sedimentschicht durch Benthosorganismen zu suchen. Für eine detailliertere Auswertung sei auf den Jahresbericht der BfG für 2012 / 2013 verwiesen, der in 2015 vorgelegt werden wird.

## 2.4.2 Ökotoxikologische Belastung

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.

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.

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 (E3-Jahresberichte der HPA, 2010, 2011, 2012). 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 vereinzelte Toxizitäten auf der Verbringstelle (Tabelle 2-3). 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.

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 über die fünf Beprobungen von 2010 bis 2012 eine nicht signifikante pT-Erhöhung auf der Verbringstelle um ca. eine Einheit (E3-Jahresbericht der HPA, 2012 und Tabelle 2-3).

Im Sommer 2013 wurde nur an einer Station ein pT-Wert oberhalb der 1 ermittelt: An der Station 9 wurde im Porenwasser mittels Leuchtbakterientest ein Wert von pT 2 festgestellt (Abbildung 2-11). Eine verdeckte Doppelbestimmung an dieser Probe zeigte hingegen den Wert Null. Alle übrigen Proben wiesen ebenfalls einen pT-Wert von Null auf.

Zur Qualitätssicherung der ökotoxikologischen Untersuchungen wurden die Proben des 1-km-Kreises zusätzlich von der BfG analysiert. Die BfG führte an allen Proben Leuchtbakterien- und Algentestverfahren im Porenwasser durch. Die entsprechenden Eluatuntersuchungen wurden nur an den Proben 5, 7, 130, 131, 132 und 133 vorgenommen (Abb. 2-10). Lediglich in zwei Proben wurde ein pT-Wert von 1 ermittelt. Die übrigen Analyseergebnisse der BfG zeigten einen pT-Wert von 0 an (Abbildung 2-12). Dies gilt auch für die Station 9, so dass an dieser Station lediglich in einer von 3 Porenwasserproben ein gering toxischer, in den übrigen beiden jedoch kein toxischer Effekt im Leuchtbakterientest ermittelt wurde.

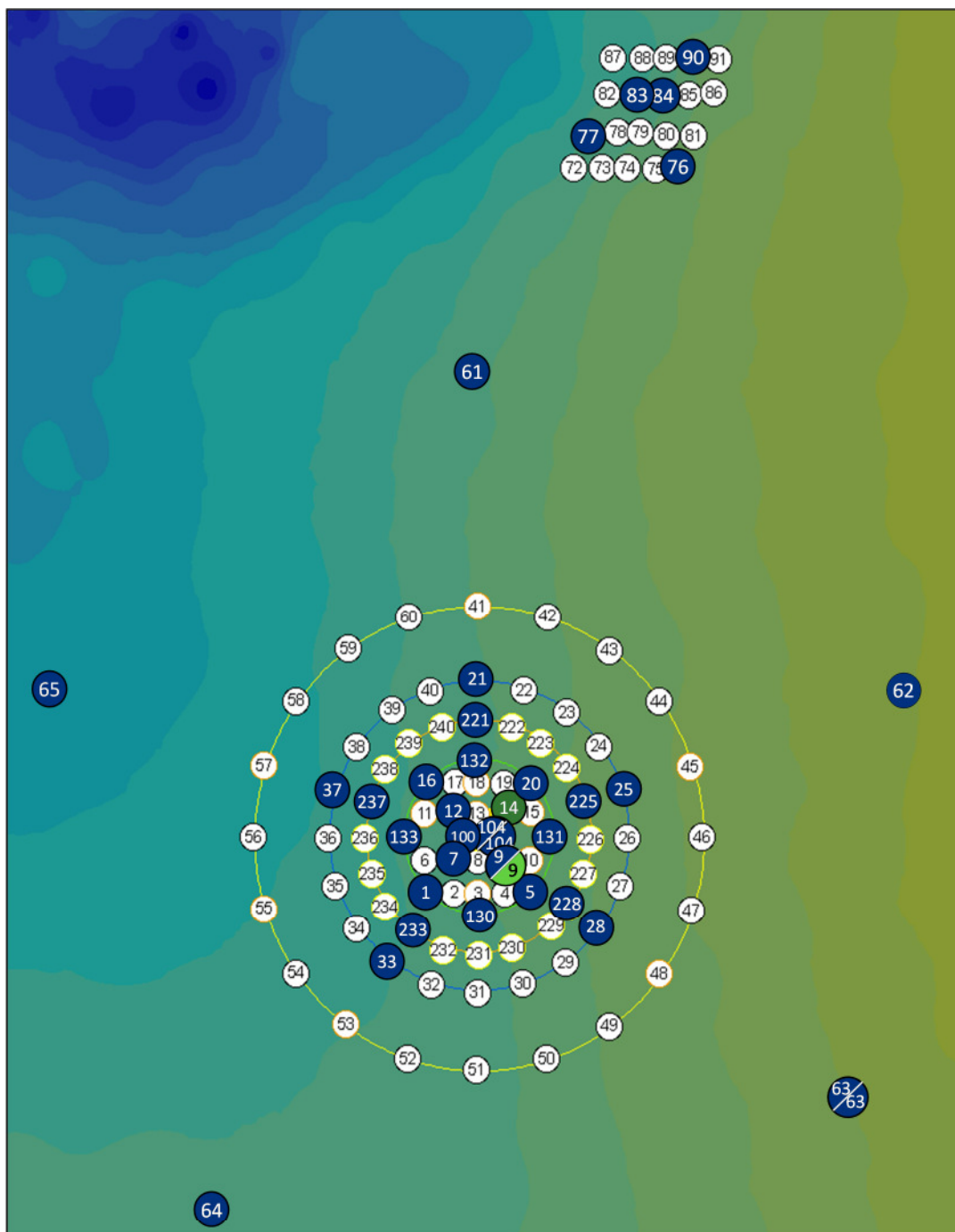
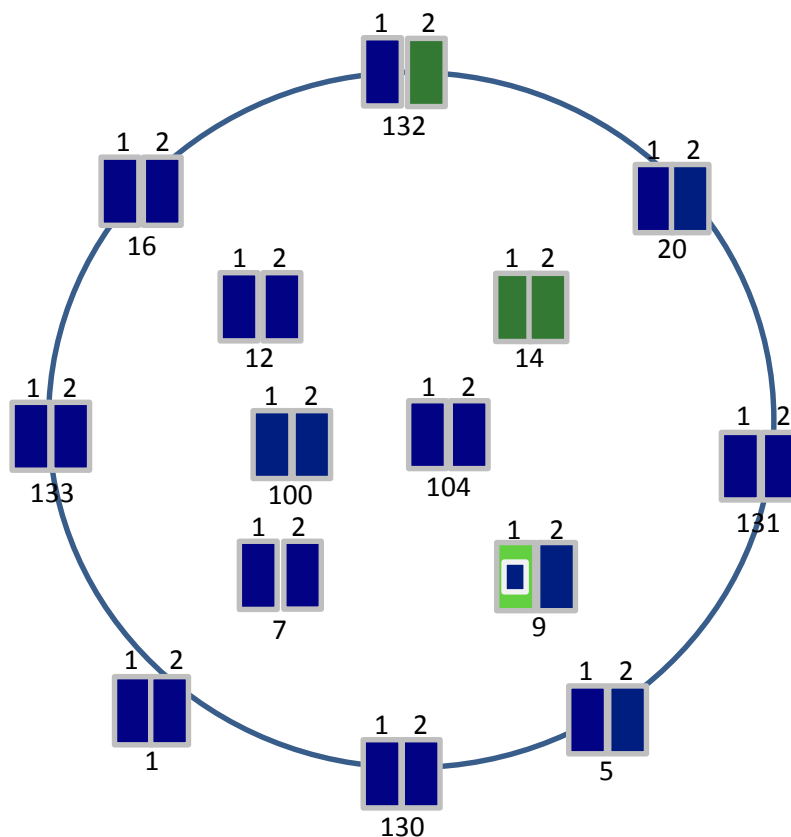


Abbildung 2-11 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im August 2013 (Messergebnisse vom Labor 1)



1 Labor 1

2 BfG



Verdeckte Doppelbestimmung

**Abbildung 2-12** Doppelbestimmungen von Labor 1 und BfG (Farbgebung der einzelnen Klassen s. Abbildung 2-11; BfG z.T. nur Porenwasser, s. Text)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass auf der Verbringstelle zwischen 2010 und 2012 eine mit den Verbringungen in Zusammenhang stehende, räumlich sehr heterogen verteilte Toxizitätserhöhung um im Mittel ungefähr eine pT-Stufe aufgetreten ist, die allerdings nicht signifikant war. Im Zeitraum davor (2005 bis 2009) wurde hingegen keine baggergutbedingte Toxizitätserhöhung ermittelt. In 2013 wird lediglich an einer von drei Parallelproben an der Station 9 noch ein Wert von pT 2 festgestellt. Damit zeigen die Proben aus 2013 allenfalls noch einen sehr schwachen, aber ebenfalls nicht signifikanten Hinweis auf eine baggergutbedingte Toxizität.

### **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 Prü-

fung 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 gehälteren 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 2011 wurde zu beiden Terminen jeweils nur in einer Probe eine leichte Toxizität festgestellt. Die übrigen Proben lagen alle im nicht toxischen Bereich. Im Jahr 2012 und 2013 wurden in keiner der Proben eine toxische Wirkung festgestellt (Tabelle A 5).

Damit ist insgesamt für die Jahre 2005 bis 2013 nicht von einer durch die Baggergutverbringung bedingten Sedimenttoxizität gegenüber dem Testorganismus *Corophium volutator* auszugehen.

**Tabelle 2-3 Mittlere pT-Klassen der Jahre 2005-2009, der Jahre 2010 - 2012 und des Jahres 2013 (jeweils alle Termine zusammengefasst, Testbatterie mariner Algentest und Leuchtbakterientest).**

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	Median (Spanne)	Mittelwert	Anzahl	Median	Mittelwert	Anzahl
	Lab1	Lab1	Lab1	BfG	BfG	BfG
1km Zentrum	0 (0-2)	0,4	8	0 (0-1)	0,2	6
1km Rand	0 (0-0)	0	8	0 (0-1)	0,1	8
1,5 km	0 (0-0)	0	5			
2 km	0 (0-0)	0	5			
6 km	0 (0-0)	0	6			
Referenz	0 (0-0)	0	5			

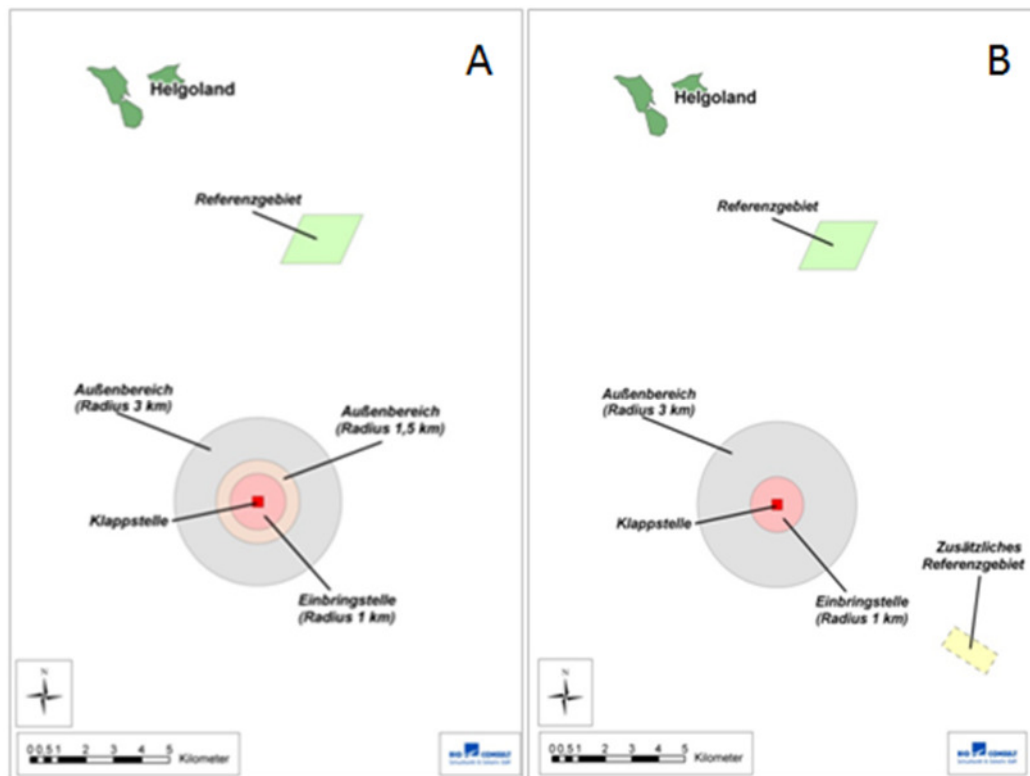


Abbildung 2-13 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Klieschenmonitoring (B)

## 2.5 Makrozoobenthos

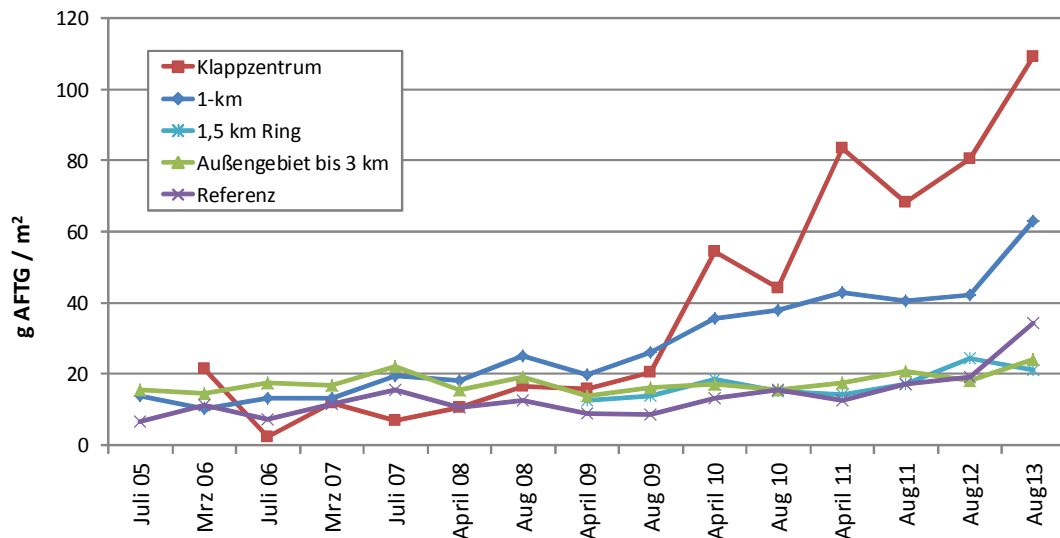
Zeitgleich zur Probennahme für die chemischen und ökotoxikologischen Analysen wurden von der Firma BioConsult Sedimentproben für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste mit der Verbringstelle (20 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem in 2009 eingerichteten 1,5 km Ring (20 Stationen), einem Außengebiet (40 Stationen), dem Referenzgebiet (20 Stationen) und dem Bereich des eigentlichen Klappzentrums mit 10 Stationen fünf Teilgebiete (Abbildung 2-13 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 mit Alkohol konserviert und die Tiere im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Anschließend folgte die Biomassenbestimmung (aschefreies Trockengewicht) auf Ebene der Großtaxa (2005) bzw. auf Artebene (seit 2006). Bei der Auswertung wurde ein räumlicher Vergleich der fünf Teilgebiete durchgeführt und anschließend die Veränderung der Makrozoobenthos-Assoziation über die Zeit analysiert (BioConsult, 2014c). 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.

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 um-



liegenden 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.



**Abbildung 2-14 Makrozoobenthos-Biomasse im Untersuchungsgebiet von 2005 bis 2013 (AFTG = aschefreies Trockengewicht)**

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 Massenentwicklungen 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 August 2013 deutlich ab und lag 2013 nur noch auf Platz 4 nach dem Polychaeten *Scalibregma inflatum*, dem Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* und der glänzenden Nußmuschel *Nucula nitidosa*. Die Biomasse des Klappzentrums war hingegen auch noch im August 2013 die höchste der fünf Teilgebiete und hatte im Vergleich zu 2012 sogar noch weiter zugenommen (Abbildung 2-14). Dies ist auf den Größenzuwachs der Schwertmuscheln zurückzuführen, die in 2013 immer noch knapp 70 % der Biomasse auf dem Klappzentrum ausmachten.

Der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega*, der in dieser Dichte auf dem Klappzentrum erstmalig im Sommer 2013 festgestellt wurde (Abbildung 2-15), wird aufgrund seiner Röhrenbauten auch als „Ökosystem-Ingenieur“ bezeichnet (BioConsult, 2014c). Er kann aufgrund seiner filtrierenden Lebensweise sowie durch eine gewisse, durch seine Röhrenbauten hervorgerufene

Strömungsberuhigung wesentlich dazu beigetragen haben, dass der Feinanteil der Sedimente auf dem sandigen Klappzentrum in den obersten Zentimetern im Vergleich zu den darunter liegenden Schichten erhöht wurde (s. Abschn. 2.4.1).

Das Aufwachsen der Schwertmuschelkolonie kann als Nachwirkung der Verklappung interpretiert werden, die zu einer Erhöhung der Biomasse führt. Die mittlere Artenzahl hat nach dem Ende der Verklappungen deutlich zugenommen und liegt im August 2013 nur knapp unter der mittleren Artenzahl der Teilgebiete U, AU-1,5 km, AU und R, wobei der Unterschied zu diesen Gebieten nicht signifikant ist. Die Artenvielfalt auf dem Klappzentrum weist seit August 2011 keinen Unterschied mehr zu den umgebenden Teilgebieten auf.



**Abbildung 2-15** Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* an der Sedimentoberfläche (Kastengreifer-Probe aus dem Klappzentrum)

Die multivariaten Analysen zeigen jedoch auch in 2013 noch eine deutlich andere Gemeinschaftsstruktur auf dem Klappzentrum im Vergleich zu der der anderen Gebiete. Tatsächlich ist eine vollständige Annäherung der Makrozoobenthos-Assoziation im direkten Verklappungsbe-  
reich an die der umliegenden Teilbereiche aufgrund der deutlich vergrößerten Textur im Klapp-  
zentrum auch nicht zu erwarten.

Das das eigentliche Klappzentrum umgebende Gebiet der Verbringstelle (1-km-Kreis, Teilgebiet U) wird in 2013 dominiert durch den Polychaeten *Scalibregma inflatum*, die kleine Linsenmuschel *Kurtiella (Mysella) bidentata* und die glänzende Nußmuschel *Nucula nitidosa*. Insbesondere an den Stationen südlich des Klappzentrums wird auch im August 2013 noch die Schwertmuschel gefunden. Obwohl sie in dem Teilgebiet 1-km bei Betrachtung der Individuenzahlen nicht mehr zu den dominanten Arten gehört, stellt sie aufgrund der Größe der Tiere insgesamt noch 50 % der dort vorgefundenen Biomasse (Biomasse s. Abbildung 2-14).

In den Kampagnen zwischen 2005 und 2010 konnten im 1-km-Kreis verklappungsbedingte Effekte auf die mittlere Artenzahl, die Besiedlungsdichte sowie die Artenvielfalt z.T. nicht ausgeschlossen werden. Dies betraf insbesondere Stationen in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Klappzentrum. Seit Ende der Verbringungen von 2010 bis 2013 wurden im Rahmen der multivariaten Analysen an den dem Klappzentrum benachbarten Stationen weiterhin ähnliche Werte

wie im Klappzentrum ermittelt. 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. Effekte auf mittlere Artenzahl, Besiedlungsdichte und Artenvielfalt wurden im August 2013, wie auch bereits in 2011 und 2012, im 1-km-Kreis hingegen nicht mehr festgestellt.

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt. In allen drei Gebieten dominierten in 2013 die Kleine Linsenmuschel *Kurtiella* (= *Mysella*) *bidentata*, der Schlangensterne *Amphiura filiformis* und die glänzende Nußmuschel *Nucula nitidosa*, sowie im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet noch zusätzlich der Polychaet *Scalibregma inflatum* und die Pfeffermuschel *Abra alba*. Insgesamt lässt sich sagen, dass seit dem Frühjahr 2010 bis zum Sommer 2013 der relative Anteil an *Amphiura filiformis* und *Kurtiella* (= *Mysella*) *bidentata* in allen Gebieten außer auf dem Klappzentrum deutlich zugenommen hat. Diese Zunahme war im Referenzgebiet besonders ausgeprägt, so dass im Sommer 2013 dort 75 % aller Individuen zu einer dieser beiden Arten gehören.

Die faunistischen Ergebnisse zeigen insgesamt, dass sich die baggergutbedingten Änderungen der Benthosgemeinschaft auf dem Klappzentrum und den angrenzenden Stationen im 1-km-Kreis über die Zeit der Verbringung nicht wesentlich verändert haben. Im Sommer 2013, 3,5 Jahre nach der letzten Verklappung, sind weiterhin Anzeichen einer Erholung zu erkennen. Eine vollständige Rückkehr zum Ausgangszustand ist aufgrund der Texturveränderung durch das Baggergut nicht zu erwarten.

## 2.6 Bioakkumulation

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Im Sommer 2013 wurden die Untersuchungen an der Pfeffermuschel (*Abra alba*) und der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt (Tabelle A 1). Im Herbst 2013 wurden im Rahmen des regulären Monitoringprogramms die Untersuchungen an der Kliesche (*Limanda limanda*) wieder aufgenommen, die zuletzt im Herbst 2011 durchgeführt worden waren.

### 2.6.1 Bioakkumulation in der Wellhornschnecke

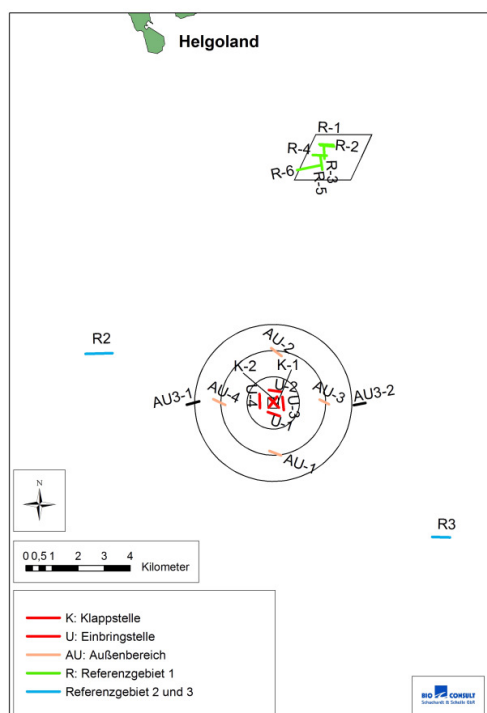
Wellhornschnecken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen. Seit März 2006 werden Wellhornschnecken im Rahmen der Befischungen aus dem Klappzentrum, der Verbringstelle, dem Außengebiet sowie dem Referenzgebiet entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Zusätzlich erfolgt seitdem eine Analyse der Bestandsdichte und Längen-Häufigkeitsverteilung in diesen vier Gebieten. Im Sommer 2013 wurde erstmals auch eine Altersbestimmung der Tiere vorgenommen.

Die Wellhornschnecke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschnecken, 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.

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 2-16.

Für das Jahr 2008 wurde eine statistisch signifikante Anreicherung verschiedener organischer Schadstoffe in Wellhornschnecken 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 Wellhornschnecken-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 2-4; Abbildung 2-16).



**Abbildung 2-16** Lage der Hols der Wellhornschneckenbeprobung ab August 2009

Probenanzahl und Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2013 sind in Tabelle 2-4 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 Weichkörperrgewicht aufgenommen.

Die seit 2006 durchgeführten Untersuchungen zur Bestandsdichte und Längenhäufigkeitsverteilung zeigen, dass die Wellhornschnecke das Untersuchungsgebiet intensiv besiedelt. Dichten von über 100 Individuen pro Hektar wurden zwischen 2006 und 2013 häufig festgestellt (BioConsult, 2014a), wobei über den Gesamtzeitraum betrachtet die höchsten Werte auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis aufgetreten sind.

In 2013 lag die Bestandsdichte in einem ähnlichen Bereich wie im Sommer 2012. Im 1-km-Kreis wurde der höchste Wert ermittelt, gefolgt von Klappzentrum und Außenbereich. Das Referenz-

gebiet wies hingegen, wie auch in den vorangegangenen Jahren regelmäßig festgestellt, ein deutlich niedrigeres Wellhornschneckenvorkommen auf. Die im Sommer 2005 im Rahmen der Makrozoobenthosbeprobung erhobenen Daten zur Wellhornschnecke zeigen, dass diese gebietsbezogenen Unterschiede (1-km-Kreis > Außenbereich > Referenzgebiet) bereits vor den Verklappungen aufgetreten sind.

Eine durch die Baggertgutverbringung bedingte Verringerung des quantitativen Vorkommens der Wellhornschnecke ist weder über den Gesamtzeitraum noch im Sommer 2013 festzustellen. Auch eine Erhöhung nach Beendigung der Verbringung im Frühjahr 2010 wird nicht beobachtet.

**Tabelle 2-4 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschnecke**

	2008/09*	2009/10**	2011***		2012****	2013****
	Frühjahr 08 Sommer 08 Frühjahr 09	Sommer 09 Frühjahr 10 Sommer 10	Frühjahr	Sommer	Sommer	Sommer
Untersuchungsbereich	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl	Anzahl
Klappzentrum	5	20	10	10	10	10
Verbringst. 1km Radius	5	4x10	10	4x10	4x10	4x10
Nahfeld 2km Radius	5	4x10	4x10	4x10	4x10	4x10
Nahfeld 3km Radius	0	2x10	0	2x10	2x10	2x10
Referenzgebiet 1	5	20	10	10	10	10
Referenzgebiet 2	5	20	10	10	10	10
Referenzgebiet 3	5	20	10	10	10	10
Gesamt pro Termin	30	180	90	140	140	140
Gesamt pro Jahr	60*	360 (140)**	230 (140)***		140	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)

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 Sommer 2011 bis Sommer 2013 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. Eine mögliche Wachstumshemmung von Tieren auf dem Klappzentrum über den Gesamtzeitraum lässt sich von daher nicht ausschließen, aber mit den vorhandenen Daten auch nicht belegen.

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, 2014a). 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 der Beprobung im Sommer 2013 versuchsweise eine „Altersdatierung über Opercula“ durchgeführt.

Das Operculum der Wellhornschnecken ist ein horniger Deckel, der an der Oberseite des Fußes aufsitzt und in der Regel erkennbare Jahresringe bildet, über die sich das Alter der Tiere bestimmen lässt (Abbildung 2-17). Von insgesamt 100 Tieren war 92 jeweils ein Alter zuzuordnen. Bei den übrigen 8 waren keine deutlichen Jahresringe auf den Opercula zu erkennen.



Das mittlere Alter der Tiere betrug 9,5 Jahre. Über 80 % der Schnecken lag dabei zwischen 8 und 11 Jahren, wies also ein relativ enges Altersspektrum auf. Die gesamte Spanne war mit 6 bis 14 Jahren hingegen deutlich weiter. Die Tiere des Klappzentrums waren im Mittel mit 8 Jahren zwar etwas jünger als die der Teilgebiete Referenz 1 und Außengebiet 3-km (Abbildung 2-18), deren mittleres Alter 10 Jahre betrug. Dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant. Eine Beziehung des Alters zur Gehäuselänge war nur sehr schwach ausgeprägt ( $r^2 = 0,08$ ,  $p < 0,01$ ,  $n=92$ ). Dies könnte im engen Altersspektrum der Mehrzahl der beprobten Schnecken begründet sein.



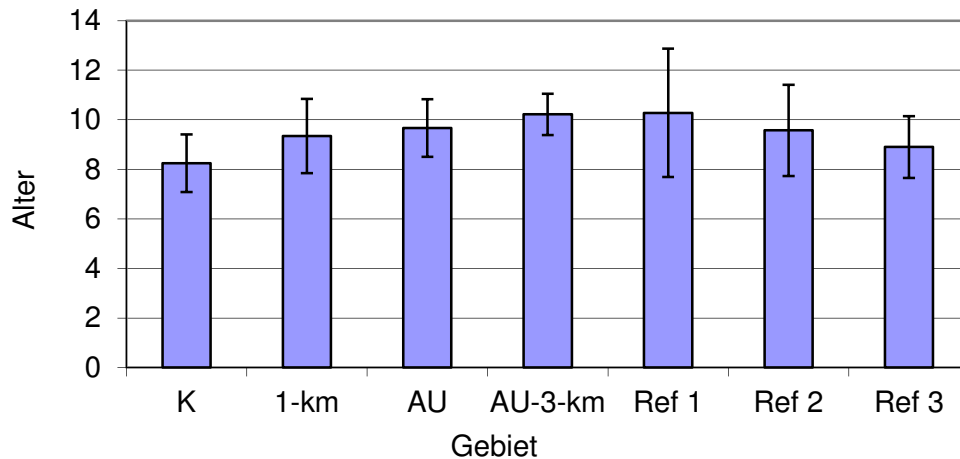
**Abbildung 2-17 Wellhornschnecke mit Gehäusedeckel (Operculum)**

Von Frühjahr 2008 - dem Termin, an dem zuerst eine für eine statistische Auswertung ausreichende Probenanzahl vorlag - bis zum Sommer 2010 wurde eine signifikante Erhöhung an DDT-Metaboliten (pp-DDE, pp-DDD, op-DDD) sowie an zinnorganischen Verbindungen (MBT, DBT, z.T. auch TBT) in den Wellhornschnecken des Klappzentrums und teilweise auch denen des 1-km-Kreises ermittelt. Im Jahr 2010 wurde zudem eine signifikante Erhöhung an Hexachlorbenzol (HCB) und Octachlorstyrol (OCS) in den Tieren des Klappzentrums festgestellt, wobei beide Parameter korreliert waren, also häufig in den gleichen Tieren in einer höheren Konzentration auftraten.

Die DDT-Metabolite, deren baggergutbedingte Anreicherung zwischen 2008 und 2010 zu insgesamt 6 Beprobungsterminen relativ gleichmäßig ausgeprägt war, zeigen ab 2011 in den Tieren des Klapp- und Verbringzentrums nur noch Werte auf dem Hintergrundniveau (Abbildung 2-19). Auch eine signifikante Anreicherung an Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol in den Tieren des Klappzentrums wird seit 2010 nicht mehr ermittelt.

Bis zum Jahr 2012 wurde – im Unterschied zu den DDT-Metaboliten – noch eine statistisch signifikante Anreicherung der zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT in den Tieren auf dem Klappzentrum und im 1-km-Kreis festgestellt, wobei das Belastungsniveau beider Verbindungen zwischen 2008 und 2012 deutlich gesunken war (Abbildung 2-20).





**Abbildung 2-18 Mittleres Alter der Wellhornschnecken (Altersdatierung über Opercula) in den einzelnen Gebieten (Gebiete nicht signifikant verschieden, ANOVA mit Post-Hoc Scheffe,  $p < 0,05$ ,  $n=92$ ).**

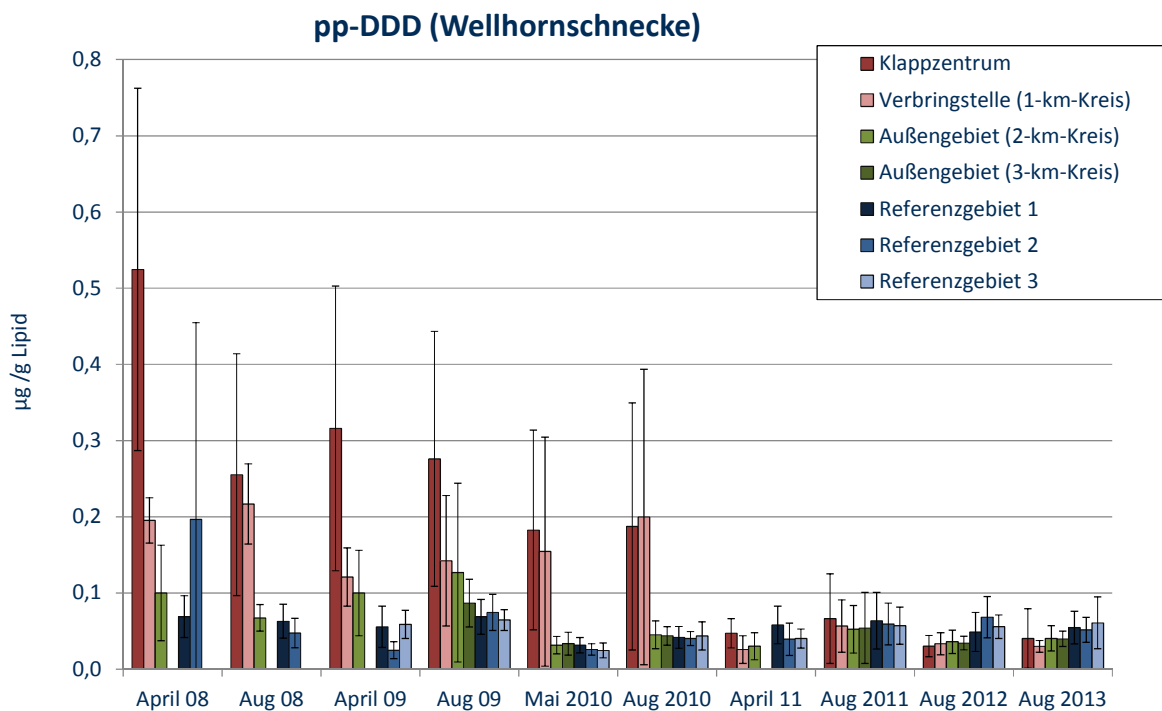
Im Sommer 2013 werden zwar in den Tieren des Klappzentrums geringfügig höhere Werte ermittelt als in den umgebenden Gebieten (1-km- bis 3-km-Kreis), die Höhe der Belastung unterscheidet sich jedoch nicht mehr von der der Tiere in den Referenzgebieten (Abbildung 2-20). Damit ist in 2013 nicht von einer signifikanten, baggergutbedingten Anreicherung an MBT und DBT auszugehen.

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 2-21). 2012 und 2013 ist die TBT-Konzentration in allen Gebieten wieder auf Werte unterhalb oder knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze abgesunken. Auffällig war, dass die Konzentration an TBT in den Schnecken erheblich niedriger lag als die der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011a).

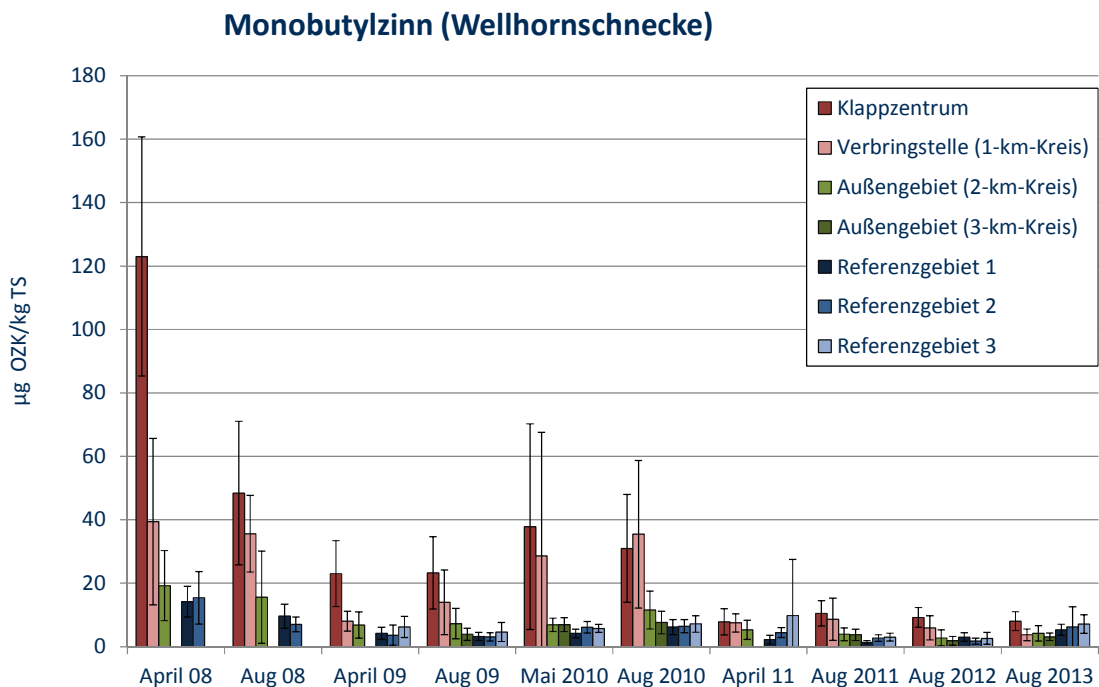
Werte an TeBT oberhalb der Bestimmungsgrenze wurden nur im Jahr 2010 ermittelt.

HCH-Isomere wurden in den vergangenen Jahren in den Wellhornschnecken nur sporadisch nachgewiesen, wobei sich keine Tendenz zur Anreicherung dieser Verbindungen im Klappzentrum und 1-km-Kreis abgezeichnet hat. Im Sommer 2013 lagen die Werte aller Gebiete unterhalb der Bestimmungsgrenze.

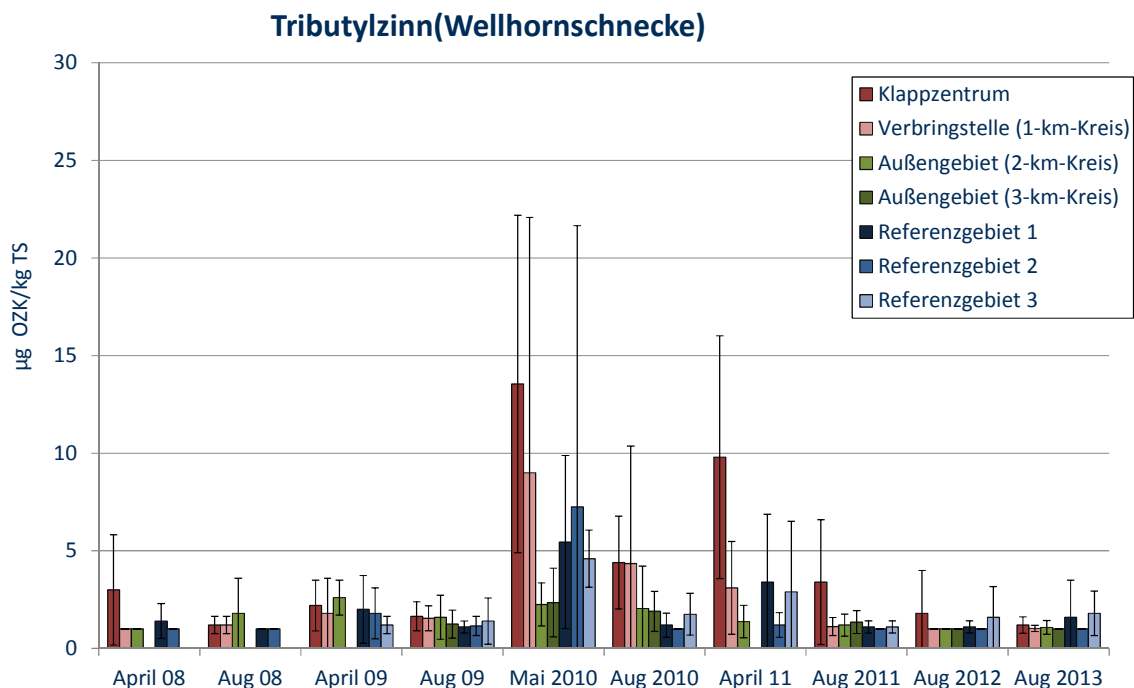
In den Tieren der Referenzgebiete 1 und 2 wurden in den vergangenen Jahren im Vergleich zu denen des Klappzentrums resp. des 1-km-Kreises wiederholt signifikant höhere Konzentrationen an Schwermetallen und an PCB festgestellt. Dieser Befund wird erneut auch im Sommer 2013 bestätigt. Ebenfalls in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der letzten Jahre haben die Tiere in diesen beiden Gebieten auch signifikant höhere Gehäusegewichte. Eine parallel erhöhte Gehäuselänge wird in 2013, im Unterschied zu der Mehrzahl der vorangegangenen Jahre, hingegen nicht ermittelt. Offenbar werden in beiden Referenzgebieten Tiere gefunden, die relativ zu denen der anderen Gebiete dickere Schalen sowie eine höhere Konzentration an Kupfer, Cadmium, Zink, Quecksilber, Arsen und PCB-Verbindungen aufweisen, während sich ihre Gehäuselänge von denen der anderen Gebiete nur geringfügig unterscheidet.



**Abbildung 2-19** Belastung der Wellhornschncken pp-DDD von 2008 bis 2013 (Bezugsbasis Lipid)



**Abbildung 2-20** Belastung der Wellhornschncken mit MBT in 2008 bis 2013 (Bezugsbasis Trockensubstanz)



**Abbildung 2-21 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT in 2008 bis 2013 (Bezugsbasis Trockensubstanz)**

Das mittels Opercula datierte Schneckenalter zeigte wider Erwarten jedoch nur eine schwache, aber statistisch belegbare, positive Korrelation mit dem Schalengewicht, der Schalenlänge und der Konzentration an Arsen, Cadmium und Quecksilber in den Tieren ( $r^2$  jeweils  $< 0,1$ ,  $p < 0,05$ ). Die Schwermetalle Kupfer, Blei und Zink sowie die PCB-Verbindungen waren 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. 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.

Damit lässt sich zum Thema Bioakkumulation festhalten, dass die baggergutbedingte Schadstoffanreicherung in Tieren des Verbringbereichs bereits 2011, ein Jahr nach Ende der Verklappungen, deutlich abgenommen hat. Im Sommer 2013 liegt die Konzentration aller Schadstoffe, die in den Tieren des Klappzentrums und der Verbringestelle bis 2010 eine baggergutbedingte Anreicherungen aufwiesen (MBT, DBT, z.T. TBT, DDT-Metabolite, HCB, OCS), auf dem Hintergrundniveau.

Es ist anzunehmen, dass die Abnahme der Schadstoffbelastung in den Tieren auf die Beendigung der Verbringung im Frühjahr 2010 zurückzuführen ist. Im Sediment der Verbringestelle ist es in den vergangenen Jahren zu der Herausbildung einer natürlicherweise geringer belasteten Schicht insbesondere in den obersten Zentimetern gekommen (s. Abschn. 2.4.1). Dies kann zu der verringerten Bioakkumulation geführt haben. Auch eine Veränderung der Verfügbarkeit könnte eine Rolle gespielt haben.

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 2-5).

Die Imposexrate war über die Zeit auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger als in den beiden Referenzgebieten. Ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und der Ausprägung des Imposexphänomens ist damit über den Gesamtzeitraum aufgrund der räumlichen Verteilung nicht zu erkennen.

Seit Frühjahr 2011 ist eine deutliche Abnahme der Imposexrate in allen Gebieten festzustellen (Tabelle 2-5). Sowohl im Sommer 2012 als auch im Sommer 2013 wurden jeweils nur 1 resp. 2 Tiere mit leichten Imposex-Merkmalen (Stadium 1) gefunden. Damit liegt die Rate der von Imposex betroffenen Weibchen 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.

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 (2014a) 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 beprobten Tiere (an denen kaum noch Imposex festgestellt wurde) in allen Gebieten mehrheitlich 8 - 11 Jahre alt waren. Die Jugendphase der in 2013 beprobten Schnecken lag damit teilweise noch vor Beginn der Baggergutverbringung in 2005 (so ab ca. 2003), teilweise auch danach (bis ca. 2007). An diesen Schnecken ist die Imposex-Rate nahe Null. In den Schnecken der früheren Jahrgänge (Beprobungen 2007 bis 2010) lag sie deutlich höher (Tabelle 2-5). Wenn man davon ausgeht, dass diese Schnecken ein ähnliches Durchschnittsalter hatten wie die in 2013 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. Langjährige Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet liegen HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase aufgrund des Verbots in 2003/2008 nicht nachweisbar.

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 Imposexrate durch Beendigung der Baggergutverbringungen zu erkennen.

**Tabelle 2-5 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschnecke in den Untersuchungen von 2007 – 2013 (Klasse B nach OSPAR 2004: grün, Klasse C nach OSPAR 2004: gelb, Diagramm von BioConsult, Erläuterung s. Text)**

	April 2007	Aug 2007	April 2008	Juli 2008	März 2009	Juli 2009	Mai 2010	Sept 2010	Mai 2011	Aug 2011	Aug 2012	Aug 2013
<b>K</b>	0,11	0,48	0,30	0,04	0,71	0,21	0,26	0,30	0,04	0,36	0,00	0,03
<b>1-km</b>	0,72	0,43	0,21	0,52	1,00	0,16	0,13	0,06	0,24	0,30	0,04	0,00
<b>AU</b>	0,44	0,43	0,33	0,38	0,61	0,52	0,21	0,62	0,00	0,05	0,00	0,00
<b>R1</b>	1,13	0,75	0,17	0,50	0,63	0,50	1,08	0,52	0,06	0,19	0,00	0,00
<b>R2</b>	0,35	0,55	0,83	0,64	0,52	0,73	0,16	0,40	0,20	0,40	0,00	0,04

**Zusammenfassend** lässt sich sagen, dass während der Phase der Baggergutverbringung 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 Wellhornschnellen 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 untersuchten Tiere mehrheitlich zwischen 8 und 11 Jahre alt waren. Eine Beziehung zwischen Alter und Gehäusehöhe der Tiere war nur schwach ausgeprägt. Dies ist nicht überraschend, wenn man bedenkt, dass die Mehrzahl der beprobten Tiere ein ähnliches Alter sowie eine ähnliche Länge aufwies.

Seit dem Frühjahr 2011 ist keine baggergutbedingte Anreicherung von Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol sowie von den DDT-Metaboliten mehr festzustellen und die Konzentration in den Tieren bewegt sich auf dem Hintergrundniveau. Seit dem Sommer 2013 gilt dies auch für die zinnorganischen Verbindungen. Die Ursache hierfür könnte in der Herausbildung einer geringer belasteten, oberflächennahen Sedimentschicht liegen.

Auffällig ist, dass die Imposex-Rate in den vergangenen Jahren 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.

## 2.6.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel

Proben der Pfeffermuschel (*Abra alba*) wurden zwischen 2005 und 2013 bei insgesamt 15 Beprobungskampagnen gewonnen und auf Schadstoffe analysiert. Die Entnahme der Muscheln erfolgte zu allen Beprobungsterminen an der Verbringestelle, im 2-km-Ring, im 6-km-Ring 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-Ring 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 2012 zwischen 3000 und 5000 Organismen pro Kampagne. Im Sommer 2013 wurden sogar über 7000 Organismen entnommen (Tabelle 2-6).

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 einer ausreichenden Einwaage hergestellt werden, um die Ergebnisabsicherung weiter zu verbessern. In Tabelle 2-6 sind Einwaagen und Anzahl der in 2013 gewonnenen Parallelen aufgeführt. Im Referenzgebiet war die Abundanz der Muscheln im Sommer 2013 so gering, dass nur Material für 3 Parallelen gewonnen werden konnte. In den übrigen vier Gebieten stand hingegen genügend Material zur Verfügung.

Die statistische Auswertung der Bioakkumulationsanalyse der Pfeffermuschel erfolgt auf Anraten der BfG mit auf Trockensubstanz bezogenen Werten, da die an Mischproben durchgeführte Fettbestimmung nicht genau genug ist, um zwischen den Lipidgehalten der Muscheln einzelner Gebiete zu differenzieren. 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 2-6 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in 2013**

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Aug 13	Anzahl	1674	2194	1300	1563	287
	Einwaage <sup>1</sup>	3,0	3,0 – 3,5	3,0 – 3,5	3,0 – 3,5	1,7 – 1,9
	Parallelen	6	6	6	6	3

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

Im August 2009 wurde eine signifikante Differenz zwischen der Verbringstelle und dem geringer belasteten Referenzgebiet für die beiden DDT-Metabolite pp-DDD und pp-DDE in den Muscheln ermittelt, die in ihrer absoluten Höhe jedoch niedrig lag (Abbildung 2-22). Auch zu beiden Beprobungskampagnen in 2010 wurden in den Pfeffermuscheln der Verbringstelle signifikant höhere DDT-Metabolitkonzentrationen als im Referenzgebiet gefunden. Die Muscheln wiesen im Frühjahr 2010 hohe Lipidgehalte von im Mittel 12 % auf. Daher resultieren auch die insgesamt höheren Gehalte an chlororganischen Verbindungen zu diesem Termin (Abbildung 2-22).

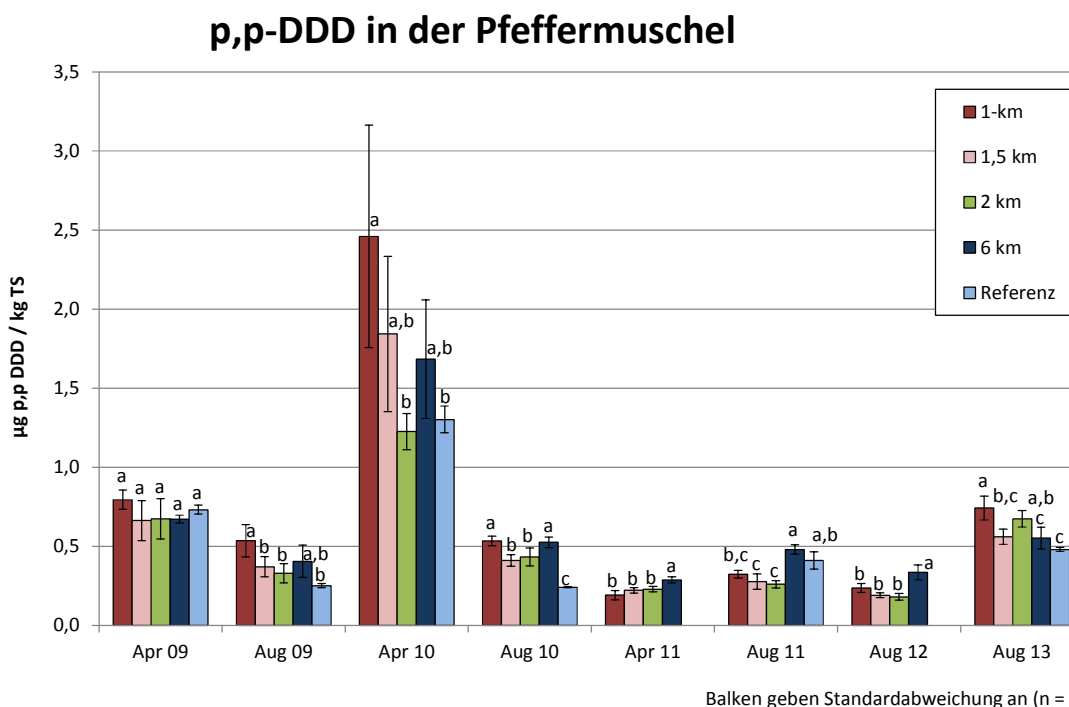
Ein signifikanter Unterschied zwischen der Verbringstelle und dem 6-km-Kreis wird hingegen bei keinem der drei Termine von August 2009 bis August 2010 festgestellt. Hierbei könnte auch eine Vorbelastung eines Teilbereichs des 6-km-Kreises im Bereich der Elbfahne eine Rolle gespielt haben. Dieser wies bereits vor Beginn der Baggergutverbringungen etwas höhere Schadstoffgehalte auf als die übrigen Gebiete (E3-Jahresbericht der HPA, 2010).

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. In den Jahren 2011 und 2012 wurde hingegen keine Erhöhung der DDT-Metabolite in den Pfeffermuscheln des 1-km-Kreises festgestellt (Abbildung 2-22). Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von PCB (Summe 7), Schwermetallen, OCS, HCH-Verbindungen und Hexachlorbenzol in den Pfeffermuscheln wurden im Gesamtzeitraum zwischen 2009 und 2012 nicht ermittelt.

Im Sommer 2013 ergibt sich für die Belastung der Pfeffermuschel ein etwas anderes Bild: Sowohl die DDT-Metabolite pp-DDD und pp-DDE als auch insbesondere einzelne PCB-Kongenere (101, 118, 153, 180) zeigen in allen Gebieten zu diesem Termin eine relativ hohe Konzentration in den Tieren (Abbildung 2-22; Abbildung 2-23). Die Lipidkonzentration bewegt sich mit 6 % nur geringfügig über dem Durchschnitt der Jahre 2011 und 2012, der knapp 5 % beträgt. Die im Verhältnis zu den vorangegangenen Terminen höhere Konzentration ist daher nicht durch höhere Fettgehalte bedingt.



Die genannten Verbindungen liegen im Sommer 2013 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 einnimmt (Abbildung 2-22; Abbildung 2-23).



**Abbildung 2-22 Belastung der Pfeffermuschel mit DDT und Metaboliten von 2009 bis 2013**

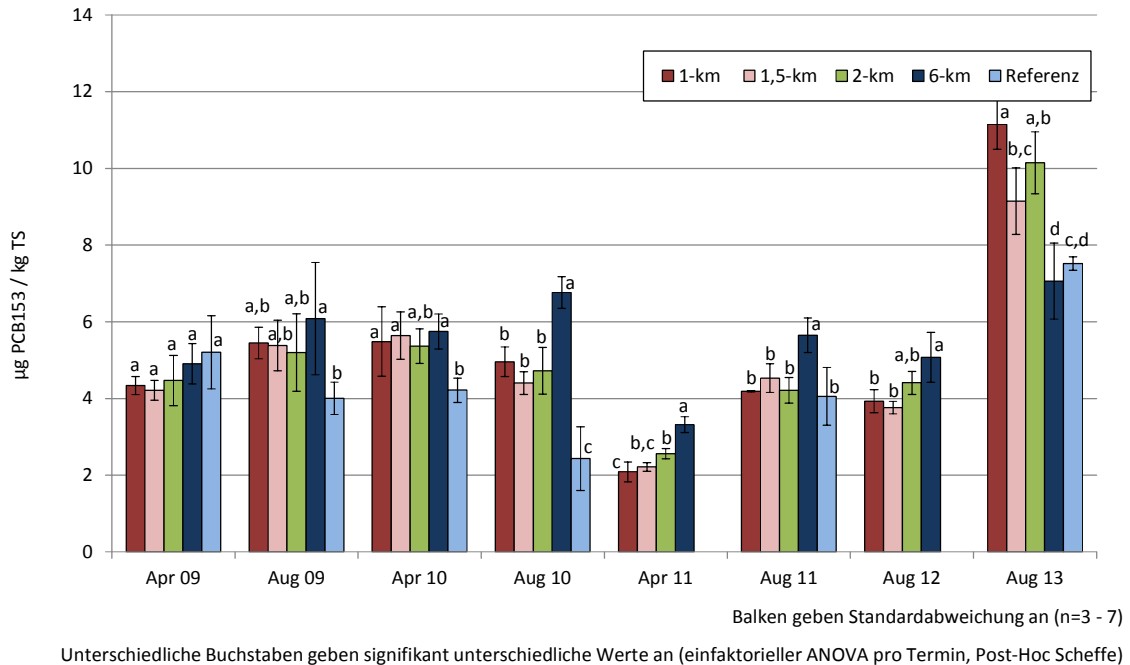
Die übrigen Schadstoffe zeigen im Sommer 2013 keine erhöhte Konzentration. Für Cadmium, Kupfer, Zink, Quecksilber, HCH-Verbindungen und Hexachlorbenzol wird kein signifikanter Unterschied zwischen 1-km-Kreis und Referenzgebiet ermittelt. Blei liegt im 1-km-Kreis zu diesem Termin zwar signifikant oberhalb der Werte des Referenzgebietes, der Unterschied der Konzentration in der absoluten Höhe ist jedoch sehr gering.

Damit stellt sich einerseits die Frage, wodurch die insgesamt höheren Gehalte der PCB-Kongeneren und DDT-Metabolite in den Pfeffermuscheln dieses Termin verursacht wurden und andererseits, ob die signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis im Vergleich zum Referenzgebiet resp. zum 6-km-Kreis durch die Baggertgutverbringung bedingt ist.

Daher wird zunächst die Sedimentkonzentration dieser Schadstoffe noch einmal näher betrachtet. Die Konzentration an DDT-Metaboliten liegt im Sommer 2013 im 1-km-Kreis geringfügig höher als im Sommer 2012, unterscheidet sich jedoch nicht von der aus 2010 und 2011 (Wilcoxon-Matched-Pairs-Test;  $\alpha < 0,05$ ). Außerhalb des 1-km-Kreises wird kein Unterschied zwischen den Terminen festgestellt. Die PCB-Kongeneren zeigen sowohl innerhalb als auch außerhalb des 1-km-Kreises im Sediment zwischen 2010 und 2013 ebenfalls keinen Unterschied über die Zeit (Abschn. 2.4.1). Die Sedimentproben des 1-km-Kreises weisen allerdings, wie zu den anderen Terminen auch festgestellt, eine höhere Konzentration an DDT-Metaboliten und an PCB-Kongeneren auf als die der anderen Gebiete. Wie die Kastengreiferbeprobungen gezeigt haben, ist die Konzentration in der obersten Sedimentschicht (0-3 cm) in der Baggertgutaufgabe bei DDT-Metaboliten eher geringer als im darunter liegenden Sediment (s. Abschn. 2.4.1, Abbildung

2-10). Für die PCB-Kongenerie wird hingegen kein klarer Trend in der Tiefenverteilung ermittelt. Die Werte für die Sedimentkonzentration würden damit zunächst keine höhere Konzentration in den Pfeffermuscheln im Sommer 2013 erwarten lassen.

### PCB 153 in der Pfeffermuschel



**Abbildung 2-23 Belastung der Pfeffermuschel mit PCB 153 von 2009 bis 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 als sehr dünne 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-Kongenerie bereits Anfang Juli einen deutlichen Konzentrationsanstieg aufwiesen. Damit scheint eine gewisse Beeinflussung der Schadstoffkonzentration in den Pfeffermuscheln durch das Hochwasser 2013 in der Deutschen Bucht nicht auszuschließen zu sein.

Über alle Termine 2009 bis 2013 betrachtet liegen die Konzentrationen der Pfeffermuschel für die DDT-Metabolite pp-DDD und op-DDD signifikant oberhalb derer des Referenzgebietes und des 6-km-Kreises. Für die DDT-Metabolite ist eine baggergutbedingte Anreicherung damit als plausibel anzunehmen. Diese ist in ihrer absoluten Höhe jedoch eher gering und liegt im Mittel bei ungefähr 1 µg/kg TS (als Summe 6 DDX). Ein zusätzlicher Beitrag des Hochwassers in 2013 zur Konzentrationserhöhung ist hier ebenfalls nicht auszuschließen.

Die PCB-Kongenerie zeigen über alle Termine betrachtet in den Pfeffermuscheln des 1-km-Kreises hingegen keine signifikante Erhöhung. Dies bedeutet, dass eine eventuelle baggergutbedingte Erhöhung nur im Sommer 2013 und damit 3,5 Jahre nach der letzten Verbringung aufge-

treten wäre. Dies ist zwar nicht auszuschließen, erscheint auf der anderen Seite jedoch auch nicht schlüssig. Hier ist die weitere Entwicklung in 2014 abzuwarten.

Die Schwermetallkonzentration und die HCH-Verbindungen liegen in den Pfeffermuscheln im Sommer 2013 in einem durchschnittlichen Bereich. Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung liegen nicht vor.

Damit lässt sich festhalten, dass im Zeitraum 2009 bis 2013 zu insgesamt drei von 8 Untersuchungsterminen eine signifikante Anreicherung von DDT-Metaboliten im Bereich der Verbringestelle festzustellen ist, die vermutlich auf die Baggergutausbringung zurückzuführen ist. Weitere Effekte des Baggerguts auf die Pfeffermuschel waren nicht zu beobachten. Das Hochwasser 2013 hat zu einem Schadstoffeintrag in die Deutsche Bucht geführt, der möglicherweise auch für einen gewissen Konzentrationsanstieg einzelner DDT-Metabolite sowie PCB-Kongenere in den Pfeffermuscheln des gesamten Untersuchungsgebietes verantwortlich ist.

### 2.6.3 Bioakkumulation in der Kliesche

Aufgrund der Umstellung vom nachsorgenden zum regulären Monitoringprogramm war die Bioakkumulationsanalytik an Klieschen im Herbst 2013 nun wieder Teil der Untersuchungen (Tabelle A 1). 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 abgestimmt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde die Untersuchung an die Vorgaben des BLMP 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/Verbringestelle, Außengebiet, erstes Referenzgebiet und zweites Referenzgebiet (= zusätzliches Referenzgebiet) (Abbildung 2-13) 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 und 2013 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 Wellhornschncke.

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 und 2013 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 vier Untersuchungsjahren wurde 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. 2010, 2011 und 2013 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren. Die Altersstruktur der Klieschen war dabei in allen vier Jahren ähnlich: Knapp die Hälfte der Tiere war ungefähr 2 Jahre, die übrigen mehrheitlich 3 und 4 Jahre alt. Jüngere (1 Jahr) sowie ältere Tiere (5 bis 8 Jahre) wurden nur ver-

einzel gefunden. Statistisch signifikante Altersunterschiede zwischen den Gebieten wurden in den vier Jahren jeweils nicht festgestellt.

Die statische 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 zeigt bei den Leberproben in 2013 keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten. Lediglich MBT und DBT sind im Referenzgebiet 2 signifikant höher als in den anderen Gebieten inklusive des 1-km-Kreises. Hexachlorbenzol ist im 1-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet 1, unterscheidet sich hingegen nicht vom Referenzgebiet 2. Bei keinem der Parameter wird ein signifikanter Unterschied zwischen dem 1-km-Kreis und beiden Referenzgebieten festgestellt. Die Muskelproben zeigen bei keinem der Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten. Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung von Schadstoffen in den Klieschen sind damit aus den Daten nicht abzuleiten.

## 2.7 Fischfauna

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im August 2013 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 mit erfasst.

Wie auch in den Vorjahren wurde im Sommer 2013 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum festgestellt. Das Gesamtgebiet wurde durch Steinpicker, Kliesche und Scholle dominiert. Auf der Verbringstelle und im Außenbereich waren zudem die Flunder und im Referenzgebiet der Seeskorpion in nennenswerten Anteilen vertreten. Auffällig war darüber hinaus ein relativ hoher Anteil an Kabeljau in allen vier Teilgebieten.

Bei den Untersuchungen der Fischfauna in 2005/2006 wurde ein schwacher Einfluss der Baggergutverbringungen auf die Parameter Gesamtabundanz, Biomasse und mittlere Artenzahl (Herbst 2005) sowie Diversität (Sommer 2006) vermutet (s. BioConsult-Bericht 2006). In den folgenden Jahren (2007 bis 2010) wurde für keinen Parameter ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und Fischfauna festgestellt. Auch das Ende der Baggergutverbringung im Februar 2010 führte nicht zu erkennbaren Veränderungen im Fischbestand (Untersuchungen 2010, 2011 und 2013). BioConsult (2013) kommt daher vor dem Hintergrund der bisherigen Gesamtschau der Ergebnisse 2005 bis 2013 zu dem Schluss, dass rückwirkend die als Hinweis auf Verklappungen interpretierten Befunde in 2005 und 2006 eher ein Ausdruck normaler Variabilität gewesen sind. Temporäre und schwache Effekte auf die Fischfauna als Resultat einer möglichen verklappungsbedingten Vergrämung von Fischen können zwar nicht ganz ausgeschlossen werden, eindeutige Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen auf die Fischfauna sind jedoch lt. BioConsult über den gesamten Untersuchungszeitraum 2005 bis 2013 aus den Daten nicht abzuleiten.

Die Untersuchung der „Fischkrankheiten“ umfasste alle äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen. Insgesamt 7,4 % der untersuchten Fische wiesen im Sommer 2013 äußere Krankheitssymptome bzw. Anomalien oder Parasitenbefall auf. Hierbei entfielen die größten Prozentanteile auf eine Fehlpigmentierung von Schollen und Flundern sowie auf eine Hyperpigmentierung von Klieschen. Werden leichte Pigmentstörungen (Stadium 1) nicht berücksichtigt, beträgt die Rate an Tieren mit Krankheitssymptomen noch 1,9 %.

Diese Zahlen sind mit denen der Vorjahre (sechs Untersuchungen von 2009 bis 2011) vergleichbar, in denen zwischen 3,5 und 8,4 % Tiere mit Krankheitssymptomen ermittelt wurden (entsprechend 0,7 bis 2,9 % ohne Pigmentstörung 1). Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten wurden nicht ermittelt. Die Gesamtrate der Krankheiten (alle Fischarten, alle Symptome) liegt – bei allerdings nur sehr eingeschränkter Vergleichbarkeit aufgrund der noch nicht sehr umfangreichen Datenlage – nicht höher als die vom Thünen-Institut (TI) im Rahmen der Erfassung von Fischkrankheiten in der Nordsee festgestellten Befallsraten verschiedener Krankheiten der Kliesche. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen.

## 2.8 Wattmessstellen

Für beide schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung vorgesehen. Die Probenahme im ersten Quartal 2013 konnte am Wesselburener Loch nicht durchgeführt werden. An der Holmer Fährre fanden alle vier Beprobungen statt, so dass insgesamt 7 Proben gewonnen wurden (Tabelle A 6).

An den Wattmessstellen wurde in den vergangenen Jahren 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, in 2014 nach Möglichkeit weitere Stationen mit ausreichend feinkörnigerem Sediment zu finden und in das Programm mit aufzunehmen. Die Probennehmer der Schleswig-Holsteinischen Wattmessstellen wurden gebeten, noch genauer auf die Entnahme möglichst schlackigen Sediments zu achten.

In 2013 zeigen die Feinkornanteile  $< 63 \mu\text{m}$  an der Station Holmer Siel mit 24 bis 92 % eine hohe Variabilität. Auch die Sedimente der Station Wesselburener Loch weisen mit 22 bis 55 % eine weite Spanne an Feinfraktion auf (Tabelle A 6). Insgesamt lag der Feinkornanteil damit aber noch deutlich oberhalb von 10 % und kann damit als ausreichend bezeichnet werden.

Die Schwermetallkonzentration der Proben aus 2013 liegt innerhalb der Spannweite, die auch in den vorangegangenen Jahren seit 2007 an diesen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A 6). Die Werte für Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink bewegen sich zudem auf dem Niveau der regionalen Hintergrundbelastung, die an fünf schleswig-holsteinischen Messstationen des LANU im Zeitraum 1999 – 2004 ermittelt wurde (Tabelle A 6).

Die Arsenkonzentration überschreitet die Spanne der Hintergrundkonzentration der LANU-Messstellen im Mittelwert geringfügig. Auch die Kupferkonzentration liegt an beiden Messstellen insgesamt auf einem etwas höheren Niveau als die vom LANU angegebenen Hintergrundwerte (Tabelle A 6). Hierfür sind vermutlich analytische Unterschiede und / oder auch geringfügige regionale Belastungsunterschiede verantwortlich. Da in 2011, 2012 und 2013 kein Baggergut verbracht wurde, können etwaige Konzentrationsunterschiede zwischen den Wattmessstellen und den Stationen des LANU in 2013 zudem nicht durch die Akkumulation von verdriftetem Baggergut bedingt sein.

Die organischen Schadstoffe bewegen sich in 2013 größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze, vereinzelt auch knapp darüber (Tabelle A 6). Damit entsprechen die in 2013 ermittelten Werte denen aus den vorangegangenen Jahren.

Die Analysen der Messstationen aus dem Niedersächsischen Wattenmeer werden von der BfG im Rahmen ihres Jahresberichts 2012 / 2013 ausgewertet und dort zusammen mit den Ergebnissen der Wattmessstellen aus Schleswig-Holstein ausführlich dargestellt. Dieser Bericht wird voraussichtlich 2015 vorgelegt.



Eine Akkumulation bzw. eine Beeinträchtigung der Küstenregionen durch verdriftetes Baggergut lässt sich nach Aussage der BfG aus den seit 2007 bis 2013 erhobenen Daten nicht ableiten.



**Abbildung 2-24** Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)

## 2.9 Neozoen im Hamburger Hafen und in der Nordsee

Das Nationalparkkuratorium Nordfriesland hat gefordert, vor einer möglichen Wiederaufnahme der Baggergutverbringungen ab dem Jahr 2013 zur Vermeidung der Einschleppung invasiver fremder Arten die Artenliste aus dem Hamburger Hafen mit einer entsprechenden Liste aus Schleswig-Holstein abzugleichen. Dazu wurde die Firma BioConsult mit der Erstellung eines Gutachtens zur Gefährdung der Einschleppung von Arten über die Baggergutverbringungen sowie mit dem Abgleich beider Artenlisten beauftragt (BioConsult, 2013). Für das Hafengebiet wurden dafür die Ergebnisse aus den Makrozoobenthos- und Fischuntersuchungen der Wasserrahmenrichtlinie verwendet. Für das Gebiet um Tonne E3 liegen aus den Beprobungskampagnen seit 2005 umfangreiche Artenlisten vor. Über die Ergebnisse dieses Gutachtens wurde im E3-Bericht 2012 berichtet (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2012).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Mehrzahl der in dem limnisch geprägten Hamburger Bereich lebenden Makrozoobenthos-Arten im Salzwasser nicht reproduktionsfähig ist. Die invasiven Makrozoobenthosarten, die zumindest kurzfristig auch höhere Salzgehalte tolerieren kön-



nen, wurden von BioConsult einzeln betrachtet und auf ein mögliches Ausbreitungspotenzial bei E3 hin bewertet. Laut BioConsult ist die natürliche Ausbreitung dieser Neozoen vom Hamburger Hafen über die Brackwasserzone in den Bereich des Salzwassers hinein nicht begrenzt. Wenn die Rahmenbedingungen passen würden, könnten sich diese Arten damit auch unabhängig von einer Baggergutverbringung an der Nordseeküste resp. der Deutschen Bucht ausbreiten. Gleiches gilt für die entsprechenden Fischarten.

Die Auswertung von BioConsult zeigte darüber hinaus, dass insgesamt keine Übereinstimmungen der Neozoen-Artenlisten aus dem Gebiet um E3 und dem Hamburger Hafen festzustellen waren und das die in der Nordsee vorgefundenen Neozoen dieses Gebiet bereits vor Beginn der Baggergutverbringung besiedelt hatten. Diese resultieren mithin nicht aus der Baggergutverbringung.

## 2.10 Kumulative Effekte nach Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Das Nationalparkkuratorium Nordfriesland hat gefordert, vor einer Wiederaufnahme der Baggergutverbringungen ab 2013 eine Untersuchung kumulativer Auswirkungen einer derartigen Maßnahme auf das Ökosystem Nordsee durchzuführen.

Die MSRL fordert in Art. 8 (b)ii neben einer Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen die Berücksichtigung der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen, ohne dabei jedoch solche Wirkungen genauer zu definieren. Unter derartigen kumulativen Wirkungen wäre das Zusammenspiel verschiedener Belastungen des Ökosystems wie z.B. Eutrophierung, Schifffahrt und Fischerei auf jeweils zu definierende Zielgrößen, wie beispielsweise Indikatoren der Biodiversität, zu verstehen. Bei kumulativen Wirkungen wird zwischen additiven, synergistischen und antagonistischen unterschieden, wobei sich bisherige Forschungsansätze vorwiegend an den additiven Wirkungen orientieren.

Im Bericht zur Umsetzung der MSRL „Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Art. 8“ (BLMP, 2012) heißt es, dass im Rahmen der Umsetzung der MSRL und dem in ihr geforderten Vorsorgeprinzip in erster Linie die Effekte multipler Belastungsfaktoren mit negativen Auswirkungen betrachtet werden müssten. Für eine solche Einschätzung multipler Belastungsfaktoren gäbe es gegenwärtig jedoch noch sehr große Wissenslücken. Eine Bewertung der kumulativen Effekte unter Einbeziehung der Baggergutverbringung bei E3 ist daher noch nicht verlässlich möglich. In zukünftigen Forschungsvorhaben wären zunächst die verschiedenen Arten kumulativer Wirkungen zu untersuchen und auch, inwieweit und in welcher Form solche Wirkungen Eingang in Bewertungssysteme finden könnten. Im Rahmen der Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Art. 8 ist daher eine derartige Bewertung noch nicht aufgenommen. Auch für die Bewertung der kumulativen Wirkungen von Baggergutverbringungen zusammen mit weiteren Belastungsfaktoren auf das Ökosystem Nordsee ist daher die Verbesserung von Bewertungsmöglichkeiten Voraussetzung.

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

Im Folgenden wird die Einhaltung der einzelnen Maßgaben ab Maßgabe 16 gemäß „Einvernehmen zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Nordereibe, Südereibe 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.

Die Maßgaben 1-15 beziehen sich auf die Verbringung von Baggergut. Da im Jahr 2013 kein Baggergut verbracht wurde, werden sie im Folgenden nicht mit aufgeführt (für eine vollständige Auflistung der Maßgaben siehe E3-Jahresbericht der HPA, 2011).

#### **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. Für die Zeit des nachsorgenden Monitorings in 2012 gilt der abgestimmte Konzeptvorschlag der BfG vom 29.5.2012. Aufgrund der befristeten Verlängerung des Einvernehmens vom 31. Mai 2013 erfolgten die Beprobungen im Sommer und Herbst 2013 wieder nach dem regulären Monitoringkonzept vom 31.3.2011, ergänzt durch Beschlüsse in der AG Monitoring in 2013 (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. 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 im Umfeld der Verbringestelle, um die seit 2007 vierteljährlich untersuchten Wattmessstellen sowie die in diesem Bericht dargestellte 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 27.5.2013 sowie am 9.12.2013 statt. Die Protokolle beider Sitzungen wurden jeweils in der nächsten Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe (9.12.2013 und 23.4.2013) 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 MLUR und der BfG die Kliesche ausgewählt. In den Jahren 2009, 2010 und 2011 fand jeweils eine Fischbeprobung im Zeitraum September bis Oktober statt. Weder die fischereibiologischen Untersuchungen noch die Analysen der Klieschen zeigten bis 2011 einschließlich Einflüsse der Baggertgutverbringung an. In 2012 wurden keine Fischbeprobungen durchgeführt, da diese nach Abstimmung in der AG Monitoring im Rahmen des nachsorgenden Monitorings nicht für notwendig erachtet wurden. Im Jahr 2013 wurde im Rahmen des regulären Monitoringprogramms hingegen sowohl eine fischereibiologische Untersuchung als auch 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. Im Sommer 2013 wurden, wie auch bereits im Sommer 2011 und 2012, alle Gebiete räumlich differenziert mit einer Parallelenanzahl von 10 pro Teilgebiet beprobt, so dass insgesamt 140 Proben pro Kampagne gewonnen wurden.

Die Beprobung der Pfeffermuschel wurde wie geplant durchgeführt. Es konnte ausreichend Material pro Gebiet gewonnen werden.

Das Bioakkumulationsmonitoring ist damit auch in 2013 im Vergleich zum Frühjahr 2009 erheblich erweitert. 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 erfolgt im Bericht 2012/2013 der BfG.

**23. Die HPA hat dem MLUR 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 der Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe am 22.11.2011 wurde vereinbart, dass im Rahmen des nachsorgenden Monitorings ein populärwissenschaftlicher Bericht pro Jahr als ausreichend angesehen werden kann. Dieser sollte eine Zusammenfassung des jeweiligen Jahresberichts darstellen.

Der populärwissenschaftliche Bericht für das Jahr 2013 wird nach Fertigstellung des vorliegenden Berichts vorgelegt.

**24. Die HPA hat dem MLUR 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 2012/2013 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 wurde der Bericht „Umsetzung des Strombau- und Sedimentmanagement für die Tideelbe – Berichtszeitraum Januar 2012 bis Juni 2013“ am 2.8.2013 ans MELUR übermittelt. Der nächste Bericht wird voraussichtlich den Zeitraum Juli 2013 bis Dezember 2014 umfassen.

**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).**

Die Laserscan-Befliegungen fanden im Zeitraum zwischen November 2012 bis Februar 2013 statt. Die Bildbefliegung, die eine günstige Witterung erfordert, wurde im Mai 2013 durchgeführt werden. Der Gesamt-Datensatz wurde HPA im Juni 2013 zur Verfügung gestellt. Anschließend wurde von HPA eine Auswertung aller drei bisherigen Befliegungen hinsichtlich Veränderungen

im Ästuar vorgenommen, die dem MELUR am 10.12.2013 im Entwurf vorgelegt wurde. Die Endfassung dieses Berichtes (mit ergänzenden Auswertungen) datiert auf den 23. Juni 2014.

**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 (jetzt: MELUR) die Verbringungsstelle mit unbelastetem Material abzudecken („Capping“) und nachfolgend für einen Zeitraum von wenigstens zwei Jahren ein angemessenes nachsorgendes Monitoring durchzuführen.**

**Das MLUR 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 bleiben. Eine mögliche Abdeckung der Baggergutverbringungsstelle („Capping“) bei der Tonne E3 kann erst nach Beendigung der Maßnahme erfolgen.

Auf Empfehlung der BfG und nach Abstimmung mit dem MELUR sollen die im Rahmen der Monitoringkampagnen nach dem vorläufigen Ende der Verbringungen im Februar 2010 bis zum Sommer 2013 gewonnenen und in diesem Bericht aufgeführten Erkenntnisse zur Entscheidungsfindung ausgewertet und genutzt werden.

## 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 2013 grundsätzlich eingehalten. Abweichungen von den Maßgaben wurden mit dem MELUR abgestimmt. Sie sind unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

---

#### 4. Ausblick

---

Im Sommer 2013 war eine Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 aufgrund der Oberwasserhältnisse nicht erforderlich. Die umfangreichen Nacharbeiten aus 2012 wurden vorwiegend in den ersten Monaten des Jahres 2013 bei Neßsand durchgeführt, so dass die ausgewiesene Gesamtmenge weiterhin auf dem Niveau vergangener Jahre liegt und damit auch die Notwendigkeit für zusätzliche Alternativen zur Unterbringung von Hamburger Baggergut verdeutlicht wird.

Zur Sicherung der Zugänglichkeit des Hamburger Hafens ist eine Verwaltungsgrenzen übergreifende, längerfristig tragfähige Lösung erforderlich, die eine gründliche systemische Betrachtung erfordert und dabei Perspektiven für ein kurz- bis mittelfristiges Handeln und eine langfristige Entwicklung der Elbe unter Wahrung der vielfältigen Interessen aufzeigt. Dieser Weg ist bereits im Jahr 2008 mit der Fertigstellung des gemeinsamen Strombau- und Sedimentmanagementkonzeptes eingeschlagen worden. Für die anschließende Fortschreibung in Form eines Gesamtkonzeptes (Dialogprozess – s.u.) wurden wesentliche fachliche Grundlagen bereits entwickelt.

Die weitgehend aus dem Oberstromgebiet stammende, mit Sedimenten transportierte Schadstoffbelastung stellt noch immer die wesentliche Einflussgröße für das Sedimentmanagement der Tideelbe dar. Die internationale Kommission der Schutz der Elbe (IKSE) hat hierzu Vorschläge für die gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele erarbeitet. Die nationale Zuarbeit für den deutschen Teil der Elbe einschließlich der Tideelbe erfolgte über den bereits im August 2013 vorgelegten Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe, 2013) zum Sedimentmanagement. Es ist jetzt Aufgabe der Solidargemeinschaft der Elbeanlieger, konkrete Sanierungsmaßnahmen zu vereinbaren und von den Handlungsoptionen zur Umsetzung konkreter Maßnahmen zu gelangen.

Der nachhaltige Umgang mit Sedimenten im Elbeästuar steht auch im Fokus des Forums Tideelbe (<http://www.dialogforum-tideelbe.de>), in dem über 40 Interessenvertreter aus der Region seit Dezember 2013 die weitere Gestaltung des Strombau- und Sedimentmanagements an der Unterelbe diskutieren. Dabei sollen Chancen und Möglichkeiten für die zukünftige Unterhaltung der Tideelbe und ein Miteinander von Natur, Wirtschaft, Anwohnern und Hochwasserschutz erörtert werden. Der Ergebnisbericht des Forums Strombau- und Sedimentmanagement Tideelbe soll 2015 vorgelegt werden.

Mit Datum 6. Juni 2013 hat das MELUR das Einvernehmen „Tonne E3“ vorerst befristet bis zum 31.12.2014 verlängert, so dass die grundsätzliche Möglichkeit besteht, während der Dauer des Dialoges die Zugänglichkeit des Hamburger Hafens durch Verbringung zur Tonne E3 zu sichern.



## 5. Literatur

---

- 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-1783 (2013):** Sedimentmanagement Tideelbe Strategien und Potenziale – Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Statusbericht 3. Mai 2013. BfG, Koblenz
- 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 (2009):** Sedimentverteilung und –verdriftung an der Klappstelle E3. Stellungnahme der BfG, Koblenz, Stand: 18.3.2009, unveröffentlicht, 9 Seiten
- BfG-Mitteilungen Nr. 31 (2014):** Das Hochwasser des Jahres 2013 in Deutschland: Dokumentation und Analyse. Dezember 2014, Koblenz
- BioConsult (2013):** Ausbreitungspotential von Neozoen aus dem Hamburger Hafen in die Nordsee via Baggergutverklappungen. Gutachten im Auftrag der Hamburg Port Authority, unveröffentlicht
- BioConsult (2014a):** Die Wellhornschncke (Buccinum undatum) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2013 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 72 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2014b):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2013. Studie im Auftrag der HPA. 113 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2014c):** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2013. Studie im Auftrag von HPA. 88 Seiten. Unveröffentlicht.
- BLMP (2012):** Umsetzung der Meeresstrategierahmenrichtlinie. Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Herausgeber BMU. 95 Seiten. Link: [www.meeresinfo.de](http://www.meeresinfo.de)
- FGG-Elbe (2013):** Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Gemeinsamer Bericht der Bundesländer der FGG-Elbe und der BRD. Stand 25.11.2013
- GÜBAK (2009):** Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen BMVBS, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. August 2009
- HABAK-WSV (1999):** Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich.- 2. überarbeitete Fassung. Erstellt im Auftrag des BMVBW. BfG- 1100. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 1999

**HPA (2005ff):** Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2011, 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**

	<b>Monitoring (bis 2011)<sup>1</sup></b>	<b>Nachsorge (2012)</b>	<b>Monitoring Sommer 2013</b>
<b>Peilung</b>	1 x im Jahr	1 x im Jahr	1 x im Jahr
<b>Sedimentuntersuchung</b>			
<b>Sedimenttextur</b>	2 x im Jahr, 125 Stationen	1 x im Jahr, 79 Stationen <sup>2</sup>	Aug 2013, 81 Stationen <sup>2</sup>
<b>Sedimentchemie</b>	2 x im Jahr, 52 Stationen	1 x im Jahr, 50 Stationen 4 Kastengreifer <sup>3</sup>	Aug 2013, 52 Stationen 8 Kastengreifer <sup>3</sup>
<b>Ökotoxikologie</b>	2 x im Jahr, 34 Stationen	1 x im Jahr, 34 Stationen	Aug 2013, 34 Stationen
<b>Wattmessstellen</b>	4 x im Jahr, 5 Messstellen	4 x im Jahr, 5 Messstellen	4 x im Jahr, 5 Messstellen
<b>Fauna</b>			
<b>Makrozoobenthos</b>	2 x im Jahr, 110 Stationen	1 x im Jahr, 110 Stationen	Aug 2013, 110 Stationen
<b>Wellhornschncke</b>	2 x im Jahr, in Hols Abundanz / Imposex	1 x im Jahr, in Hols Abundanz, Imposex	Aug 2013, in Hols Abundanz, Imposex
<b>Fische</b>	2 x im Jahr, in Hols	entfällt <sup>4</sup>	Aug 2013, in Hols
<b>Bioakkumulation</b>			
<b>Wellhornschncke</b>	2 x im Jahr 90 Tiere Frühjahr und 140 Tiere Sommer	1 x im Jahr 140 Tiere Sommer	Aug 2013 140 Tiere
<b>Pfeffermuschel</b>	2 x im Jahr, 27 Proben	1 x im Jahr, 27 Proben	Aug 2013, 27 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 reguläres Monitoringprogramm bis 2011 Ende, ab Mitte 2013 Monitoring nach Absprache in der AG Monitoring wieder in vergleichbarem Umfang wie in 2011
- 2 Die Stationen, an denen chemische Analysen durchgeführt werden, sowie alle Stationen im 1-km- und im 1,5-km-Kreis.
- 3 Kastengreiferproben in der Mitte und zum Rand der Schüttstelle hin, um Ausbreitung des Materials und Neusedimentation besser erfassen zu können
- 4 Fischfauna und Bioakkumulation der Kliesche: Keine Fortführung in der Nachsorge 2012

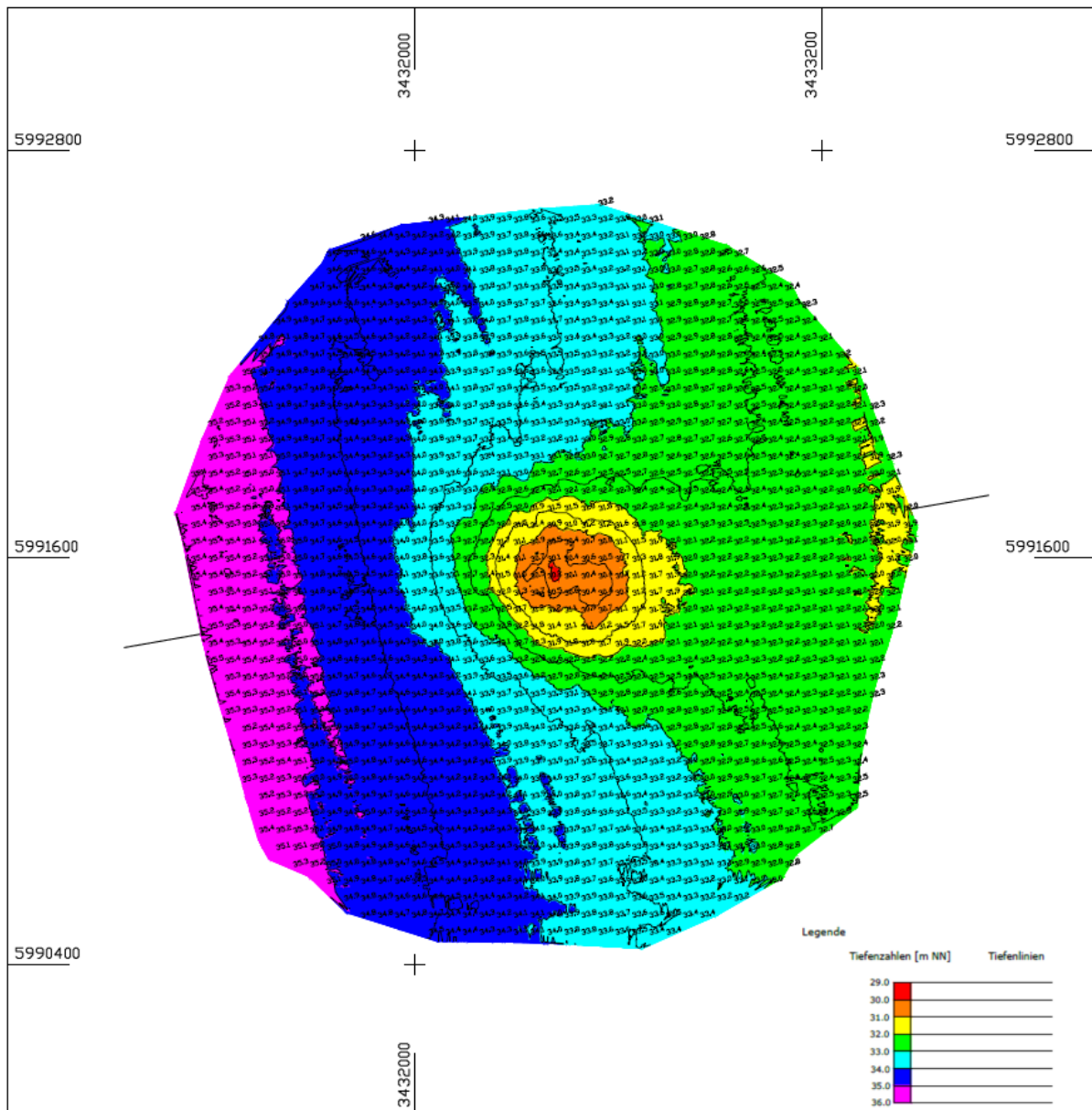


Abbildung A 1 Bathymetrie im 1 km-Radius um die Klapfstelle vom Juni 2013

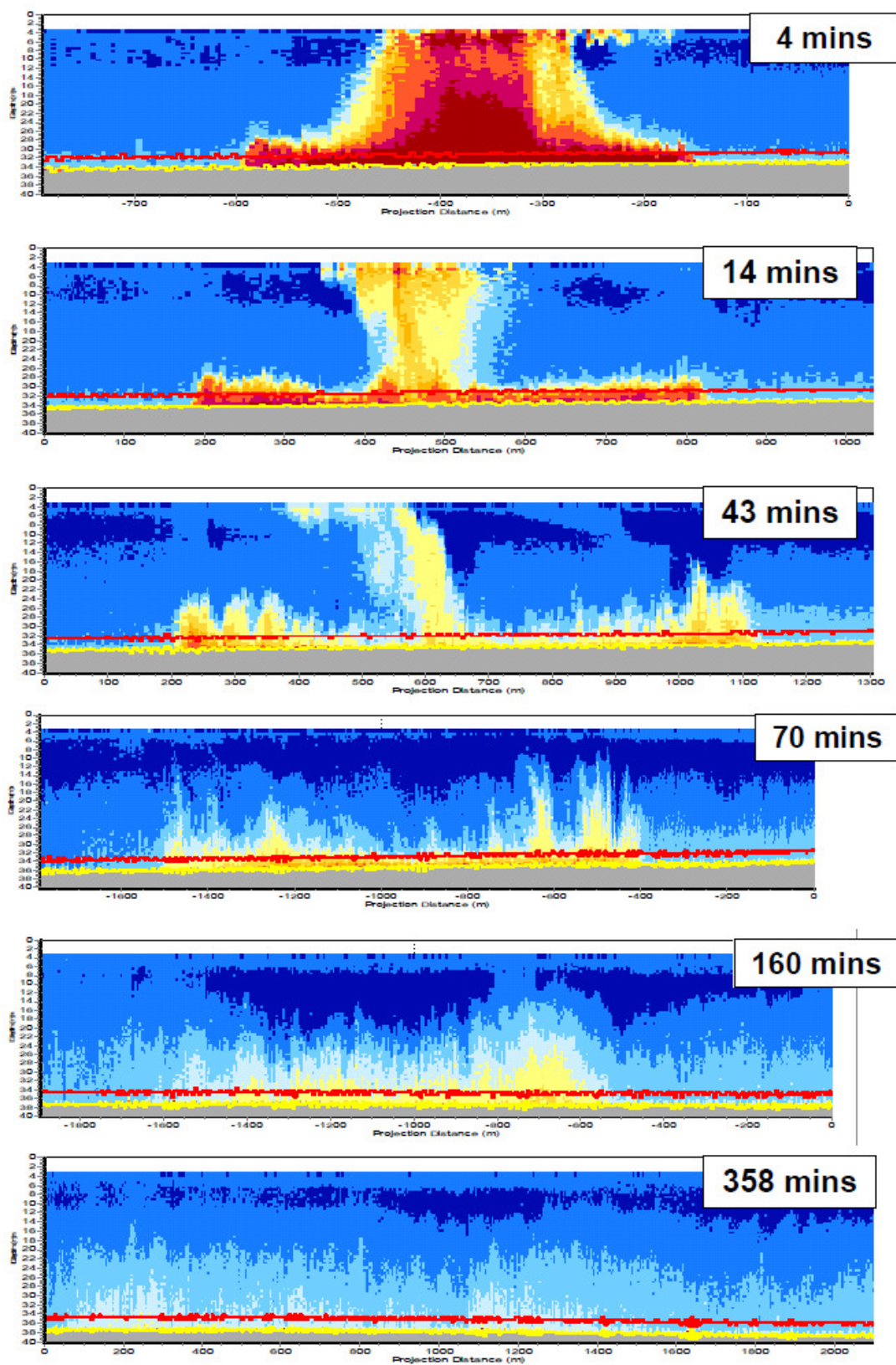
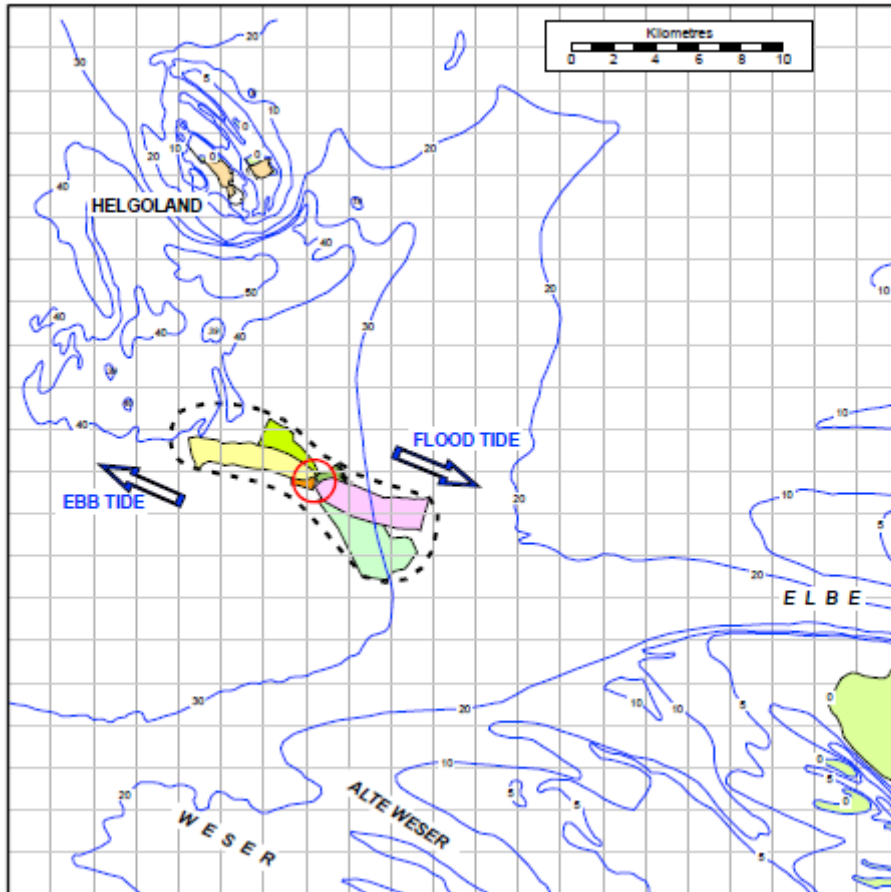


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke





**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 Analysen an der Verbringstelle E3 (August 2013)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	20	0	51,5	63,4	63,9	70,2	73,4
TOC (C)	Gew.% TS	20	0	0,4	0,9	0,8	1,0	1,0
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	20	0	10,0	24,9	25,1	34,1	37,9
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	20	0	4,5	21,0	18,7	24,4	26,9
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	20	0	6,4	31,0	28,7	35,5	36,6
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	20	0	7,3	14,8	21,0	46,4	48,6
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	20	0	1,3	2,6	4,8	9,1	24,4
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,3	0,4	0,6	2,0
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,1	0,3	0,3	0,6	0,7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	20	0	0,2	0,6	1,0	1,8	4,5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	20	0	14,5	47,4	43,8	58,2	62,2
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	20	0	505	1085	1083	1370	1450
Schwefel	mg/kg TS	20	0	1000	3050	2995	4520	5200
Phosphor	mg/kg TS	20	0	210	395	379	441	550
<b>Metalle aus der Gesamtfraktion</b>								
Arsen	mg/kg TS	20	0	3,6	8,4	8,2	12,0	12,0
Blei	mg/kg TS	20	0	9,6	22,0	19,5	25,0	26,0
Cadmium	mg/kg TS	19	0	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3
Chrom	mg/kg TS	20	0	11,0	27,0	24,9	33,0	34,0
Kupfer	mg/kg TS	20	0	7,9	12,0	12,3	14,1	20,0
Nickel	mg/kg TS	20	0	5,5	12,5	11,5	15,0	15,0
Quecksilber	mg/kg TS	20	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3
Zink	mg/kg TS	20	0	41	75	72	84	88
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	20	0	20	26	26	30	31
Blei <20 µm	mg/kg TS	20	0	60	71	70	76	83
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,4	0,6	0,6	0,8	0,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	20	0	67	81	80	84	89
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	20	0	25	34	34	41	43
Nickel <20 µm	mg/kg TS	20	0	34	37	37	38	39
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	20	0	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	20	0	168	218	223	267	279
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	20	8	<20	22	25	30	54
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	20	18	<10	<10	k.MW	10	17
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	20	3	<10	18	18	24	40
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	20	0	0,3	0,4	0,4	0,6	0,9
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,4
PCB 101	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,8
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,4	0,5	0,8
PCB 138	µg/kg TS	20	0	0,3	0,6	0,7	1,0	1,3
PCB 153	µg/kg TS	20	0	0,5	0,9	0,9	1,4	1,7
PCB 180	µg/kg TS	20	0	0,2	0,3	0,5	0,8	1,2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	20	0	1,7	3,0	3,3	4,7	5,3

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	10	<0,05	0,0	k.MW	0,1	0,1
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	0,3	0,4	0,5
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	0,3	0,6	0,7	1,1	1,6
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	8	<0,1	0,1	0,3	0,5	1,3
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	2	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,6
<b>Organozinn-</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	4,9	5,1	7,7	8,0
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	1	<1	2,4	2,4	3,3	5,6
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	0	2	8	13	18	81
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	20	12	<1	<1	k.MW	2	3
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	2,0	3,8	3,3	n<10	4,0
<b>umgerechnet auf &lt; 63</b>								
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt;63µm</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	20	8	<20	41	42	71	104
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 q.BG	mg/kg TS	20	0	0,5	1,0	1,1	1,6	2,3
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	20	0	0,4	0,6	0,6	0,7	0,9
PCB 52	µg/kg TS	20	0	0,2	0,4	0,5	1,0	1,5
PCB 101	µg/kg TS	20	0	0,4	0,9	1,2	2,4	3,0
PCB 118	µg/kg TS	20	0	0,4	0,7	1,0	1,9	2,1
PCB 138	µg/kg TS	20	0	0,5	1,4	1,8	3,0	4,5
PCB 153	µg/kg TS	20	0	0,9	2,0	2,4	3,4	7,1
PCB 180	µg/kg TS	20	0	0,4	0,8	1,3	2,2	5,0
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	20	0	3,5	6,8	8,8	15,0	22,4
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	20	10	<0,05	0,0	k.MW	0,3	0,4
gamma-HCH	µg/kg TS	20	19	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,2
<b>DDT + Metabolite</b>								
o,p DDE	µg/kg TS	20	19	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	0,3
p,p'-DDE	µg/kg TS	20	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,2
o,p-DDD	µg/kg TS	20	0	0,2	0,8	0,8	1,4	2,2
p,p'-DDD	µg/kg TS	20	0	0,5	1,9	2,0	3,8	5,0
o,p-DDT	µg/kg TS	20	15	<0,1	<0,1	k.MW	0,6	1,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	20	8	<0,1	0,2	0,7	1,8	4,0
<b>Chlorbenzole &lt;63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	20	2	<0,1	0,3	0,3	0,6	0,8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	20	0	0,4	1,1	1,0	1,5	2,3

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

**Tabelle A 3 Statistik der chemischen Analysen im Umfeld der Verbringstelle (August 2013)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	32	0	52,2	59,0	59,9	69,0	70,9
TOC (C)	Gew.% TS	32	0	0,4	1,0	0,9	1,1	1,2
<b>Siebanalyse</b>								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	32	0	14,4	31,3	32,5	44,5	44,9
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	32	0	9,3	22,3	24,3	36,6	45,5
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	32	0	10,6	23,9	28,2	45,8	57,4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	32	0	1,5	8,7	9,6	18,7	22,9
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	32	0	0,7	2,4	3,9	8,0	23,8
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,7	1,5
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,7	1,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	32	3	<0,1	0,6	0,7	1,6	2,3
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	32	0	24,6	59,0	56,8	75,1	78,4
<b>Summenparameter</b>								
Stickstoff	mg/kg TS	32	0	567	1095	1066	1288	1390
Schwefel	mg/kg TS	32	0	1200	4050	4197	6480	8300
Phosphor	mg/kg TS	32	0	260	415	412	480	570
<b>Metalle aus der Gesamtfraction</b>								
Arsen	mg/kg TS	32	0	5,0	10,5	10,0	13,0	15,0
Blei	mg/kg TS	32	0	12,0	23,0	23,3	29,9	43,0
Cadmium	mg/kg TS	32	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
Chrom	mg/kg TS	32	0	16,0	29,0	29,9	38,0	39,0
Kupfer	mg/kg TS	32	0	6,9	13,0	12,5	16,0	18,0
Nickel	mg/kg TS	32	0	7,7	13,5	13,8	17,9	19,0
Quecksilber	mg/kg TS	32	0	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3
Zink	mg/kg TS	32	0	41,0	73,0	73,7	96,5	103,0
<b>Metalle aus der Fraktion &lt;20 µm</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	32	0	22	28	28	32	38
Blei <20 µm	mg/kg TS	32	0	45	67	66	80	92
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,4	0,7	1,1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	32	0	60	80	79	85	92
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	32	0	21	28	28	34	41
Nickel <20 µm	mg/kg TS	32	0	32	36	36	38	40
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	32	0	0,0	0,4	0,4	0,7	0,9
Zink <20 µm	mg/kg TS	32	0	124	184	186	237	281
<b>Mineralölkohlenwasserstoff</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	10	<20	21	25	35	50
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	32	31	<10	<10	k.MW	<10	10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	32	0	12	17	20	29	43
<b>Polycyclische Aromaten</b>								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,2	0,3	0,4	0,6	0,9
<b>Polychlorierte Biphenyle</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,6
PCB 52	µg/kg TS	32	7	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,4
PCB 101	µg/kg TS	32	0	0,1	0,2	0,3	0,5	0,8
PCB 118	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,8
PCB 138	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,4	0,7	1,4
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,1	0,6	0,7	1,3	2,1
PCB 180	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,2	0,3	0,6	1,1
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	32	0	0,8	2,2	2,4	4,3	7,2

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
<b>Hexachlorcyclohexane</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	25	<0,05	<0,05	k.MW	0,1	0,1
gamma-HCH	µg/kg TS	32	31	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
<b>DDT und Metabolite</b>								
p,p'-DDE	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,5
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	0	0,1	0,3	0,4	0,7	1,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	27	<0,1	<0,1	k.MW	0,1	1,0
<b>Chlorbenzole</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	18	<0,1	<0,1	k.MW	0,2	0,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
<b>Organozinnverbindungen</b>								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	2	<1	4,3	4,3	6,0	16,0
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	18	<1	<1	k.MW	2,2	2,8
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	12	<1	1,8	1,8	2,8	3,8
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	32	30	<1	<1	k.MW	<1	7,8
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	2,0	2,4	2,9	4,1	4,7
<b>umgerechnet auf &lt; 63 µm</b>								
<b>Mineralölkohlenwasserstoffe &lt;63µm</b>								
Mineralöl	mg/kg TS	32	10	<20	42	42	66	105
<b>Polycyclische Aromaten &lt;63µm</b>								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	32	0	0,3	0,6	0,6	0,9	1,8
<b>Polychlorierte Biphenyle &lt;63µm</b>								
PCB 28	µg/kg TS	32	0	0,1	0,4	0,5	0,7	1,3
PCB 52	µg/kg TS	32	7	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,8
PCB 101	µg/kg TS	32	0	0,2	0,4	0,5	0,9	1,7
PCB 118	µg/kg TS	32	0	0,1	0,5	0,5	0,9	1,7
PCB 138	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,8	0,8	1,1	2,9
PCB 153	µg/kg TS	32	0	0,3	1,1	1,2	1,8	4,4
PCB 180	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,5	0,8	2,3
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	32	0	1,2	4,1	4,4	6,2	15,1
<b>Hexachlorcyclohexane &lt;63µm</b>								
alpha-HCH	µg/kg TS	32	25	<0,05	<0,05	k.MW	0,1	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	32	31	<0,05	<0,05	k.MW	<0,05	0,1
<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	1	<0,1	0,4	0,4	0,6	1,0
o,p-DDD	µg/kg TS	32	16	<0,1	0,0	k.MW	0,4	0,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	32	0	0,2	0,5	0,6	1,2	2,3
o,p-DDT	µg/kg TS	32	31	<0,1	<0,1	k.MW	<0,1	0,6
p,p'-DDT	µg/kg TS	32	27	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	1,9
<b>Chlorbenzole &lt; 63µm</b>								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	32	18	<0,1	<0,1	k.MW	0,3	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	32	1	<0,1	0,4	0,4	0,6	0,8

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

**Tabelle A 4 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2013)**

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraction	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	6	81	8	46
Blei	7	81	9	46
Cadmium	15	81	18	44
Chrom	9	81	15	46
Kupfer	10	81	10	46
Nickel	10	81	11	46
Quecksilber	23	81	31	40
Zink	10	81	8	46
Organische Parameter	bestimmt in Gesamtfraction			
PAK (Summe aus 6 / 16)	25 / 21	80 / 80		
Mineralöl-KW (C10-C40)	n.b.			
PCB (Summe aus 7)	22	63		
pp-DDE	17	31		
pp-DDD	18	44		
pp-DDT	69	8		
Hexachlorbenzol	43	35		
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 5 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 und Umfeld (August 2013)**

Verbringstelle (n = 16)*				
	Porenwasser (PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	15	15	14
	EL	16	16	
pT1	PW	0	1	1
	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	
Umfeld der Verbringstelle (n=21)*				
pT0	PW	21	21	21
	EL	21	21	
pT1	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	

Auf der Verbringstelle 14 Proben und 2 verdeckte Doppelbestimmung (n=16). Im Umfeld 20 Proben und 1 verdeckte Doppelbestimmung (n=21)

#### Ergebnisse des Amphipodentests

Mariner Amphipodentest (Anzahl n = 34)	Anzahl Proben Labor 1		
	≤ 20 % (Prozent Hemmung)	>20 % (Prozent Hemmung)	> 40 % (Prozent Hemmung)
Verbringstelle (n=14)	14	0	0
1,5-km Ring (n=5)	5	0	0
2-km Ring (n=5)	5	0	0
6-km Ring (n=5)	5	0	0
Referenz (n=5)	5	0	0

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

Tabelle A 6 Belastung der Sedimente der Wattmessstellen Schleswig-Holsteins in 2013

		n	Min	Median	Mittel	Max	07-12'	Vergleich*
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	7	9	12	23	71	2 – 73	1,4 - 22
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	7	22	36	45	92	8,7 – 89	3,4 - 38
TOC Feststoff	Gew.-% TS	7	0,4	0,5	1,0	3,2	0,13 – 2,6	
<b>Metalle (analysiert in Fraktion &lt;20µm)</b>								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	7	29	34	34	43	18 – 56	10 - 33
Blei <20 µm	mg/kg TS	7	50	63	65	92	39 – 71	9 - 99
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	7	0,2	0,4	0,4	0,6	0,2 – 0,7	0,12 - 1,4
Chrom <20 µm	mg/kg TS	7	77	86	90	123	37 – 101	55 -130
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	7	24	33	33	46	16 – 60	8 - 28
Nickel <20 µm	mg/kg TS	7	34	38	40	56	26 – 48	25 - 58
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	7	0,4	0,5	0,5	0,7	0,2 – 1,1	0,04 - 0,6
Zink <20 µm	mg/kg TS	7	175	196	204	267	139 – 354	90 - 330
<b>Organische Schadstoffe (Gesamtfraktion)</b>								
Mineralöl***	mg/kg TS	7	<20	<20	29	52	< 20 – < 50	
PAK Summe 16	mg/kg TS	7	<0,16	0,17	0,22	0,43	< 0,16 – 0,50	
PCB Summe 7	µg/kg TS	7	0,71	0,91	1,45	3,38	< 0,7 – 3,7 (15)	
alpha-HCH	µg/kg TS	7	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
beta-HCH	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,1	
gamma-HCH	µg/kg TS	7	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	< 0,05 – < 0,1	
o,p'-DDE	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	0,13	0,27	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDD	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	0,11	0,20	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	7	<0,1	0,13	0,21	0,61	< 0,1 – < 0,5	
o,p'-DDT	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – < 0,5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	< 0,1 – 2,4	
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	7	<0,1	<0,1	0,11	0,17	< 0,1 - < 0,5	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	7	<0,1	0,11	0,18	0,47	< 0,1 – 0,9	
Monobutylzinn	µg OZK/kg	7	< 1	< 1	1,6	4,8	< 1,0 – 5,4	
Dibutylzinn	µg OZK/kg	7	< 1	< 1	1,0	1,1	< 1,0 – 1,3	
Tributylzinn	µg OZK/kg	7	< 1	< 1	1,0	1,3	< 1,0 – 3,7	
Tetrabutylzinn	µg OZK/kg	7	< 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

' 07-12 Minimum-Maximumwerte der Wattmessstellen Schleswig-Holstein 2007-2012 (n=45). Ein hoher PCB-Wert in Klammern als Ausreißer, s. Zwischenbericht der BfG 2008