

BfG-1645

Bericht

Untersuchungen von neuen Verbringungsstellen in
der Kieler Bucht und von Nassbaggergut aus dem
Nord-Ostsee-Kanal Kkm 80-92



Koblenz, 07.08.2009

Auftraggeber: WSA Kiel-Holtenau

BfG-SAP-Nr.: M39620204010

Anzahl der Seiten: 49

Bearbeiter in der BfG:

Federführung: Dr. Dirk Löffler

Fachliche Bearbeitung:

Schadstoffe: Dr. Dirk Löffler
Ökotoxikologie: Steffi Pfitzner
Morphologie: Dr. Ina Quick
Makrozoobenthos: Dr. Katharina Reichert

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass.....	7
2	Projektbeschreibung.....	8
3	Methodik und Einstufungsgrundlagen	10
3.1	Bewertung nach HABAK/BLABAK und TBT-Konzept	10
3.1.1	Einstufungsgrundlagen.....	10
3.1.2	Chemische Parameter	10
3.1.3	Ökotoxikologische Parameter	11
3.2	Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein.....	14
3.3	Umgang mit Schadstoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.....	14
3.4	Methodik der Korngrößenkorrektur.....	15
4	Untersuchung des Bereiches der potenziellen Verbringungsstellen	16
4.1	Probennahme	16
4.2	Untersuchungsumfang	19
4.3	Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung.....	19
4.4	Schadstoffe	20
4.5	Ökotoxikologie	21
4.6	Makrozoobenthos	23
4.6.1	Material und Methode	23
4.6.2	Deskriptive und statistische Analysen.....	24
4.6.3	Ergebnisse	25
4.6.4	Quantitative Analyse (Artenzahl, Abundanz, Biomasse).....	25
4.6.5	Diskussion	27
5	Untersuchung des Bodens unterhalb der Kanal-Wasserlinie	31
5.1	Probennahme	32
5.2	Untersuchungsumfang	32
5.3	Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung.....	32
5.4	Schadstoffe	33
5.5	Ökotoxikologie	33
5.6	Bewertung.....	33
5.6.1	Bewertung nach BLABAK und TBT-Konzept	33
5.6.2	Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein.....	35
6	Untersuchung von oberflächennahen Boden-schichten der Unterwasserböschung des NOK.....	36
6.1	Probennahme	36
6.2	Untersuchungsumfang	38
6.3	Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung.....	38
6.4	Schadstoffe	38
6.5	Ökotoxikologie	39
6.6	Bewertung.....	41

Inhaltsverzeichnis

6.6.1	Bewertung nach HABAK/BLABAK und TBT Konzept	41
6.6.2	Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein.....	43
7	Betrachtung des Erosionsverhaltens des Baggergutes und dessen Verdriftung beim Verklappen.....	44
8	Zusammenfassung.....	45
9	Literatur.....	47

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht der Anpassungsabschnitte an der Oststrecke des NOK (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008).....	7
Abbildung 2: Anpassung des Regelquerschnitts der Geraden Königsförde von 1914 (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008).....	8
Abbildung 3: Schema der Abtragsbereiche der Uferböschung am NOK.....	8
Abbildung 4: Lage der Probennahmepunkte auf den potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2	16
Abbildung 5: Zusammenfassung der Probennahmepunkte zu Mischproben	19
Abbildung 6: Geographische Lage der potenziellen Verbringungsgebiete (B1, B2 und E) in der Kieler Bucht, Ostsee (siehe kleines Fenster). Die geographische Lage (Ist-Position) der Stationen, an denen Greiferproben genommen wurden (gelbe Punkte) und der Startpunkte der Dredgezüge (grüne Punkte) dargestellt für die 2 noch zu bewertenden Untersuchungsgebiete (aus: BioConsult, 2008 (Schuchardt et al. 2008)).	24
Abbildung 7: (A) Greifer- und (B) Dredge-Untersuchung: Gesamtartenzahl und Ein-Weg-ANOVA zum Testen der räumlichen Variabilität des Makrozoobenthos (Parameter: Artenzahl; gleiche Buchstaben = nicht signifikant; $p < 0,05$).	26
Abbildung 8: Ein-Weg-ANOVA zum Testen der räumlichen Variabilität des Makrozoobenthos (Parameter: Abundanz und Biomasse; gleiche Buchstaben = nicht signifikant; $p < 0,05$).	26

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Richtwerte für die Bewertung von Schad- und Nährstoffen in Baggergut im Bereich der Ostsee (BLABAK 2007).....	11
Tabelle 2: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach HABAK-WSV (BfG 1999) Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien	13
Tabelle 3: Richtwerte nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein	14
Tabelle 4: Lage der Probenahmepunkte auf den potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2	17
Tabelle 5: Lage der Probenahmepunkte im Umfeld der potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2	18
Tabelle 6: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der marinen Testpalette und Klassifizierung der Sedimente von potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2	22
Tabelle 7: Gesamtartenspektrum in den potenziellen Verbringungsgebieten (Greiferbeprobung und Dredgezug), Gefährdungsstatus nach Roter Liste und autökologische Parameter mehrjähriger Makrozoobenthosarten (hier: Mobilität, Nahrungsstrategie). Abkürzungen der Roten Liste: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes.	29
Tabelle 8: Übersicht über das Nassbaggergut: Entnahmemenge, Zusammensetzung und Herkunft	31
Tabelle 9: Ergebnisse der Ansprache von der Bodeneinzelproben vor der Mischprobenbildung	32
Tabelle 10: Untersuchungsergebnisse des Nassbaggergutes (BG = Bestimmungsgrenze).....	34
Tabelle 11: Bewertung des Nassaushubs anhand von 13 Bodenmischproben nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein (Messungen in der < 2000 µm-Fraktion).....	35
Tabelle 12: Lage der Probenahmepunkte im Eingriffsbereich NOK Kkm 80-92.....	37
Tabelle 13: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der limnischen (oben) und marinen (unten) Biotests und Klassifizierung der oberflächennahen Bodenschichten vom Kkm 80-92	40

1 Anlass

Der Regelquerschnitt des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) zwischen Königsförde und Kiel-Holtenau (Kkm 80-96) ist noch auf dem Stand der 1. Erweiterung im Jahre 1914. Die mittlere Sohlenbreite beträgt in diesem Bereich außerhalb der Weichen 44 m und die Kurvenradien liegen zwischen 1.400 und 3.000 m. Infolge des stetig zunehmenden Schiffsverkehrs und die sich tendenziell zu größeren Schiffen hin verändernde Flottenstruktur, entwickeln sich die engen Kurvenradien und die geringe Querschnittsbreite in zunehmendem Maße zum Engpass für die Schifffahrt.

Für die Zukunft ist eine weitere Zunahme des Schiffsverkehrs und der Schiffsgrößen auf dem NOK prognostiziert worden (PLANCO – Consulting 2004).

Aufgrund dessen ist ein Ausbau dieses Teils der Oststrecke des NOK vorgesehen. Das Gesamtvorhaben dient der Anpassung des Ausbaustandards an den im westlichen Kanalabschnitt bereits erfolgten Ausbau (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008).

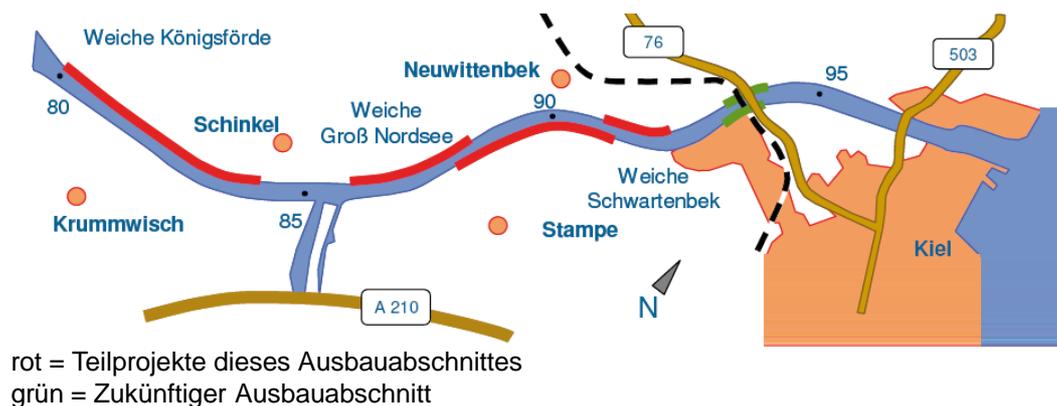


Abbildung 1: Übersicht der Anpassungsabschnitte an der Oststrecke des NOK (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008)

2 Projektbeschreibung

Zwischen der Weiche Königsförde bis zur Weiche Schwartenbek wird das Kanalprofil von derzeit im Mittel 44 m Sohlbreite auf eine Sohlbreite von im Mittel 70 m erweitert (vgl. Abbildung 2)

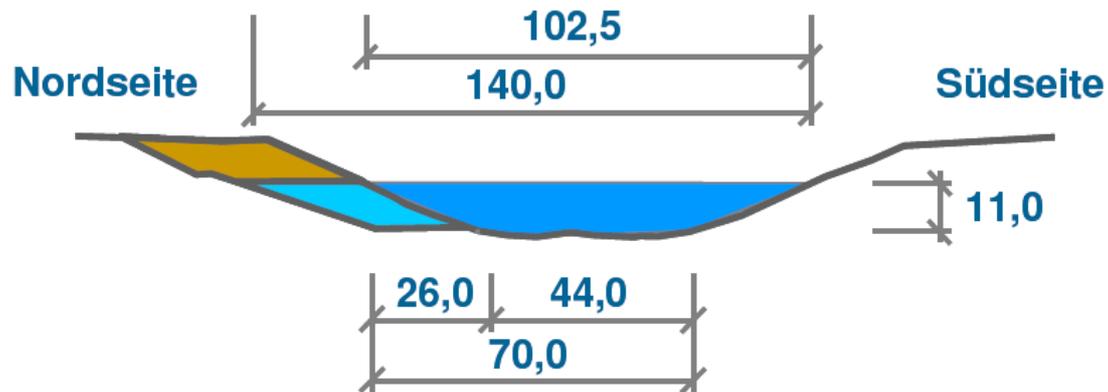
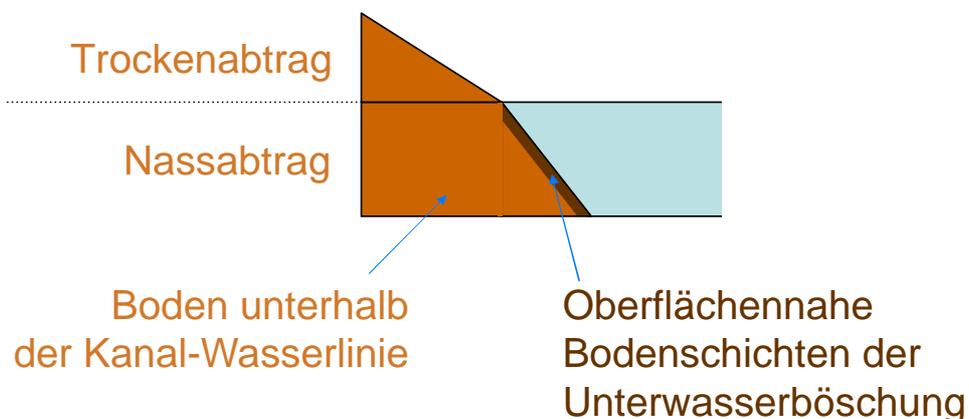


Abbildung 2: Anpassung des Regelquerschnitts der Geraden Königsförde von 1914 (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008)

Die Kurvenradien im Teilstück zwischen Königsförde und Schwartenbek werden auf 3.000 m angepasst. Eine Erweiterung der Kurvenradien ist aus geometrischen und nautischen Gründen nur in den Kurveninnenseiten möglich. Dies führt u.a. dazu, dass die Anpassung der Geraden Königsförde nur auf der Nordseite in Verlängerung der Kurve Groß-Nordsee erfolgen kann (Planungsgruppe Umwelt et al. 2008).

Bei den Ausbauarbeiten fällt Trocken- und Nassabtrag an, wobei der Trockenabtrag im Rahmen dieses Berichtes nicht betrachtet wird. Unter den Nassabtrag fällt einerseits das Material der oberflächennahen Bodenschichten der Unterwasserböschung und das zum Teil terrestrisch zugängliche Bodenmaterial unterhalb der Kanal-Wasserlinie (Abbildung 3).

Abbildung 3: Schema der Abtragsbereiche der Uferböschung am NOK



Gemäß Verbringungskonzept (PHW 2009f) ist für die gesamte Ausbaumaßnahme mit einem Abtragsvolumen von etwa 6,8 Mio. m³ Boden zu rechnen, von dem etwa 3 Mio. m³ Boden als Nassabtrag unterhalb der Kanal-Wasserlinie (NN -0,2 m) ausgehoben werden.

Das WSA Kiel Holtenau als Vorhabensträger beabsichtigt, den unterhalb der Wasserlinie des Nord-Ostsee-Kanals gewonnenen Boden (Geschiebemergel mit Sandanteilen) und das Material der Unterwasserböschung (Abbildung 3) auf zwei neu einzurichtende Umlagerungsflächen in der Kieler Bucht zu verbringen. Die Umlagerungsflächen werden im Weiteren als B1 und B2 bezeichnet.

Als alternative Varianten wurden im Vorfeld weitere 5 Verbringungsstellen in der Kieler, Eckernförder und Lübecker Bucht hinsichtlich ihrer Eignung als Verbringungsstellen untersucht. Diese wiesen jedoch aus verschiedenen Gründen eine geringere Eignung als die Flächen B1 und B2 auf (PHW 2009f).

Ferner wurden die Möglichkeiten der landseitigen Lagerung der Aushubböden untersucht. Dabei scheitert eine Ablagerung auf dem Spülfeld Flemhude vorrangig an naturschutzrechtlichen Belangen; die Ablagerung in verschiedenen Sand-, Kies und Tongruben vorrangig an der Transportentfernung und den damit verbundenen erforderlichen Ortsdurchfahrten (Belastung von Anwohnern mit Lärm, Staub, Luftschadstoffen) und den entstehenden Kosten.

Als Alternative zur Ostseeverbringung wurde ebenso die Verbringung in die Kiesgrube Schönwohld betrachtet, die sich jedoch im Rahmen der Umweltverträglichkeitsstudie als weniger verträglich als die Ostseeverbringung erwiesen hat (PHW 2009f). Gründe hierfür sind insbesondere der Flächenbedarf für die Materialkonditionierung auf dem Spülfeld, die Durchfahrung artenschutzrechtlich sensibler Spülfeldbereiche, erforderliche Ortsdurchfahrten.

Die Umlagerung des unterhalb der Wasserlinie des NOK gewonnenen Bodens in die Ostsee erscheint damit alternativlos.

Der Vorhabensträger hat sich jedoch bereiterklärt, sofern eine Abgabe von für die Ostseeverbringung vorgesehenem Bodenmaterial an Dritte unter verhältnismäßigen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten möglich ist, Material abzugeben, um die umzulagernde Bodenmenge zu reduzieren.

Soweit möglich, soll unter der Wasserlinie des NOK liegendes Material trocken gewonnen werden (durch Erhalt eines "Dammes" zum NOK hin). Dadurch reduzieren sich die für die aquatische Verbringung vorgesehenen Bodenmengen.

Gegenstand dieses Berichtes ist die Betrachtung der Flächen B1 und B2 als Verbringungsflächen und die Bewertung des anfallenden Baggergutes hinsichtlich seiner Eignung für eine Verbringung auf die Flächen B1 und B2 in der Kieler Bucht.

3 Methodik und Einstufungsgrundlagen

3.1 Bewertung nach HABAK/BLABAK und TBT-Konzept

3.1.1 Einstufungsgrundlagen

Nassbaggergut sollte im Rahmen von Baggermaßnahmen nur dann im Gewässer umgelagert werden, wenn es bestimmten Qualitätsanforderungen genügt, die in den Handlungsanweisungen des Bundes für den Umgang mit Baggergut festgelegt sind. Für den Küstenbereich der Ostsee gilt die HABAK (BfG 1999) und das TBT-Konzept (Bergmann and Schubert 2001). In der HABAK sind ökotoxikologische Bewertungskriterien festgelegt. Da jedoch in der HABAK keine Richtwerte für Schadstoffe in der Ostsee enthalten sind, werden ersatzweise die Werte des BLABAK-Entwurfs (BLABAK 2007) zugrunde gelegt.

3.1.2 Chemische Parameter

HABAK und BLABAK fordern die Untersuchung von Parametern zur Charakterisierung von Sedimenten und Böden sowie solchen Schadstoffe, die von besonderer Bedeutung für Sedimente und Schwebstoffe sind. Es werden Verbindungen untersucht, die aufgrund ihrer Verwendung oder Entstehung häufig vorkommen, sich im Sediment oder in der Biomasse anreichern, nur langsam abgebaut werden und/oder toxisch wirken:

- Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) als Hinweis auf Mineralölverunreinigungen
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die durch Verbrennung von Biomasse und fossilen Brennstoffen entstehen und z.B. in Teerprodukten, Erdöl und Kohle vorkommen
- mittel- bis schwerflüchtige chlororganische Verbindungen, darunter polychlorierte Biphenyle (PCB), Verbindungen der DDT-Gruppe, Hexachlorcyclohexane (HCH) und Chlorbenzole
- zinnorganische Verbindungen, u. a. Tributylzinn (TBT), das häufig als Antifoulingmittel u. a. in Schiffsanstrichen verwendet wird.
- Schwermetalle
- Nährstoffe (zu bestimmen im Feststoff und Eluat oder Porenwasser des Sedimentes).

Darüber hinaus wird das Probenmaterial durch die Bestimmung folgender Parameter charakterisiert:

- Korngrößenverteilung
- Gesamtkohlenstoffgehalte (TOC)
- Sauerstoffzehrung

Die zugrundeliegende Richtlinien (BfG 1999; BLABAK 2007) beinhalten einen unteren Richtwert RW 1 und einen oberen Richtwert RW 2. Unterschreiten die Schadstoffkonzentrationen im zu baggernden Sediment RW 1, erfolgt eine Zuordnung in Fall 1 und eine Umlagerung ist ohne Einschränkungen möglich. Liegen die Schadstoffgehalte mindestens eines Stoffes zwischen RW 1 und RW 2 und damit in Fall 2, so ist eine Abwägung der Ablagerung im Gewässer gegenüber der an Land durchzuführen. Eine

Ablagerung ist möglich, ggf. mit Einschränkungen, wenn eine Auswirkungsprognose keine erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigungen erwarten lässt. Überschreiten die Schadstoffgehalte mindestens eines Stoffes RW 2, so erfolgt eine Einstufung des Baggergutes in Fall 3. Im Küstenbereich ist eine Umlagerung nach umfangreicher Abwägung der Auswirkungen einer Ablagerung im Gewässer gegenüber der Landlagerung u.U. möglich.

Die zugrunde gelegten Richtwerte für den Anwendungsbereich des BLABAK Entwurfes sind in folgender Tabelle dargestellt:

Tabelle 1: Richtwerte für die Bewertung von Schad- und Nährstoffen in Baggergut im Bereich der Ostsee (BLABAK 2007)

Parameter	Einheit*	RW 1	RW 2
Arsen	mg/kg TM	20	60
Blei	mg/kg TM	100	300
Cadmium	mg/kg TM	2	6
Chrom	mg/kg TM	90	270
Kupfer	mg/kg TM	70	210
Nickel	mg/kg TM	70	210
Quecksilber	mg/kg TM	0,4	1,2
Zink	mg/kg TM	250	750
KW (C10 bis C40)	mg/kg TM	250	750
PAK Summe 16	mg/kg TM	3	9
PCB Summe 7	µg/kg TM	40	120
α-HCH	µg/kg TM	1	3
γ-HCH	µg/kg TM	6	18
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	2	6
p,p'-DDT	µg/kg TM	7	21
p,p'-DDD	µg/kg TM	7	21
p,p'-DDE	µg/kg TM	8	24
Gesamtphosphor im Feststoff	mg/kg	500	
Gesamtstickstoff im Feststoff	mg/kg	1500	
Gesamtphosphor im Eluat	mg/L	2	
Gesamtstickstoff im Eluat	mg/L	6	

*Schwermetalle: bezogen auf Fraktion < 20 µm TM, organische Schadstoffe: bezogen auf < 63 µm TM

3.1.3 Ökotoxikologische Parameter

Sollen Sedimente und Baggergut in Hinblick auf die Umweltverträglichkeit bzw. Umlagerungsmöglichkeit bewertet werden, sind neben den chemischen Analysen auch ökotoxikologische Untersuchungen erforderlich. Eine Gefährdungsabschätzung gemäß Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut (HABAK-WSV, BfG 1999) ist vorzunehmen. Die ökotoxikologischen Untersuchungen mit Biotesten wurden entsprechend HABAK-WSV unter Beachtung des BfG-Merkblattes „Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung“ (BfG 2008) durchgeführt.

Biotests sind geeignet, den integralen Einfluß von Stoffen auf biologische Systeme zu erfassen, das bedeutet, die Wirkungen der bioverfügbaren Stoffe werden gleichzeitig und gemeinsam erfasst und möglicherweise auftretende synergistische, additive oder antagonistische Effekte werden festgestellt. Dies stellt einen wichtigen Unterschied zu den

Schadstoffuntersuchungen der chemischen Analytik dar, wo vorwiegend bestimmte Zielparameter quantifiziert werden und unbekannte Substanzen in der Regel nicht erfasst werden.

Da verschiedene Organismen unterschiedlich sensitiv auf bioverfügbare Stoffe reagieren, empfiehlt sich die Anwendung von Testbatterien. Diese sollten aus mehreren Monospezies-tests bestehen. Die Testorganismen stehen dabei als Funktionsträger ihrer Art stellvertretend für die trophischen Ebenen in der Nahrungskette. Aus Gründen der Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit werden standardisierte Biotests eingesetzt.

Die angewandten ökotoxikologischen Testverfahren repräsentieren verschiedene trophische Ebenen des aquatischen Ökosystems, wobei Bakterien als Stellvertreterorganismen für die Destruenten, Algen für die Primärproduzenten und Kleinkrebse für die Konsumenten stehen. In Abhängigkeit von der Salinität des Testgutes werden entsprechende Testsysteme zur Gefährdungsabschätzung eingesetzt.

Zur Abschätzung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von limnischen Sedimentproben werden folgende Testsysteme eingesetzt:

- Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2:
Akuter Toxizitätstest mit dem Bakterium *Vibrio fischeri*
- Grünalgentest nach DIN 38412 Teil 33:
Zellvermehrungshemmtest mit der limnischen Grünalge *Desmodesmus subspicatus*
- Daphnientest nach DIN 38412 Teil 30:
Akuter Toxizitätstest mit dem Kleinkrebs *Daphnia magna*

Zur Abschätzung des ökotoxikologischen Belastungspotenzials von brackigen und marinen Sedimentproben werden folgende Testsysteme eingesetzt:

- Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 (Annex D):
Akuter Toxizitätstest mit dem Bakterium *Vibrio fischeri*
- Mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253:
Zellvermehrungshemmtest mit der marinen Kieselalge *Phaeodactylum tricorutum*
- Amphipodentest nach DIN EN ISO 16712:
Akuter Sedimentkontakttest mit dem marinen Kleinkrebs *Corophium volutator*

Zur Charakterisierung der von einer Umweltprobe auf einen Modellorganismus ausgehenden Toxizität dient der pT-Wert (*potentia toxicologiae* = toxikologischer Exponent).

Er ist der negative binäre Logarithmus des ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsfaktors in einer Verdünnungsreihe mit dem Verdünnungsfaktor 2. Der pT-Wert gibt an, wievielfach eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt (Krebs 1988; Krebs 2000).

Der pT-Wert ermöglicht eine zahlenmäßige und nach oben hin offene gewässertoxikologische Kennzeichnung. Mit Hilfe dieser Ökotoxizitätsskala ist es möglich, jede Probe leicht verständlich und quantifiziert zu charakterisieren. Ausschlaggebend für die Einstufung

von Sedimenten und Baggergut in eine Toxizitätsklasse ist der pT-Wert des empfindlichsten Organismus innerhalb einer Testpalette verschiedener aber gleichrangiger Biotestverfahren. Die durch die höchsten pT-Werte (pT_{max}-Werte) definierten Toxizitätsklassen werden mit römischen Zahlen gekennzeichnet. Für den Spezialfall der Baggergutklassifizierung wird diese offene Skala auf 7 Stufen eingengt. Alle pT_{max}-Werte > 6 werden der höchsten Stufe, der Klasse VI, zugeordnet (Krebs 2001; Krebs 2005).

Die mit Hilfe der pT-Wert-Methode ermittelten Toxizitätsklassen werden in Bezug auf die Handhabung von Baggergut den Handhabungskategorien "nicht belastet", "unbedenklich belastet", "kritisch belastet" und "gefährlich belastet" zugeordnet. Der angegebene Farbcode kennzeichnet die ermittelten Handhabungskategorien in Tabellen und graphischen Darstellungen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ökotoxikologische Sedimentklassifizierung nach HABAK-WSV (BfG 1999) Toxizitätsklassen und Handhabungskategorien

höchste Verdünnungsstufe ohne Effekt	Verdünnungsfaktor	pT-Wert	Toxizitätsklassen		Handhabungskategorien	
			7stufiges System	Bezeichnung	4stufige Bewertung	Bezeichnung
Originalprobe	2 ⁰	0	0	Toxizität nicht nachweisbar	0	nicht belastet
1:2	2 ⁻¹	1	I	sehr gering toxisch belastet	I	unbedenklich
1:4	2 ⁻²	2	II	gering toxisch belastet	II	belastet
1:8	2 ⁻³	3	III	mäßig toxisch belastet	III	kritisch
1:16	2 ⁻⁴	4	IV	erhöht toxisch belastet	IV	belastet
1:32	2 ⁻⁵	5	V	hoch toxisch belastet	V	gefährlich
≤ (1:64)	≤ 2 ⁻⁶	≥ 6	VI	sehr hoch toxisch belastet	VI	belastet

Baggergut bis zur Toxizitätsklasse II kann uneingeschränkt umgelagert werden. Soll Baggergut der Toxizitätsklassen III und IV umgelagert werden, ist eine Einzelfallentscheidung zu treffen. Baggergut der Toxizitätsklassen V und VI sollte aus ökotoxikologischer Sicht nicht umgelagert werden.

3.2 Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein

Gemäß dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein sind alle Schadstoffe, inklusive der Schwermetalle, in der < 2000 µm Fraktion zu messen und zu bewerten.

Darin liegt ein deutlicher Unterschied zu den Richtlinien BLABAK bzw. HABAK, wo die Schwermetalle in der < 20 µm-Fraktion gemessen und die organischen Schadstoffe auf die < 63 µm- bzw. < 20 µm- Fraktion normiert werden.

Bei den Nährstoffparametern Stickstoff und Phosphor werden nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein und HABAK/BLABAK identische Richtwerte zugrunde gelegt.

Die durch das Baggergutkonzept Schleswig-Holstein vorgegebenen Richtwerte sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Richtwerte nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein

mg/kg TM	Richtwert
Arsen	20
Blei	100
Cadmium	1.6
Chrom	100
Kupfer	70
Nickel	50
Quecksilber	1
Zink	400
Kohlenwasserstoffe	1000
EOX	2.5
PAK 5 TVO	5
Gesamtphosphor	< 500
Gesamtstickstoff	< 1500
Organische Stoffe	< 15 % TM

3.3 Umgang mit Schadstoffkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze

Die Konzentrationen der Gehalte einzelner Schadstoffe liegen häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Solche Messergebnisse wurden bei Berechnungen (Korngrößenkorrekturen, Mittelwert- oder Summenbildungen) mit dem Absolutwert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Diese Ergebnisse stellen Maximalkonzentrationen dar; die tatsächlichen Konzentrationen können geringer sein. Sind mehr als 75 % der zur Mittelwert- oder Summenbildung verwendeten Werte kleiner als die Bestimmungsgrenze, ist der berechnete Wert mit „<“ gekennzeichnet. Solche Werte führen nicht zu einer Einstufung in den Fall 3 nach HABAK/BLABAK.

3.4 Methodik der Korngrößenkorrektur

Sowohl Schwermetalle (SM) als auch organische Schadstoffe sind sehr ungleichmäßig über die einzelnen Korngrößenfraktionen von Sedimenten, Schwebstoffen bzw. Böden verteilt und liegen überwiegend gebunden an die Feinkornfraktion vor. Diese setzt sich aus einem Gemisch aus Tonmineralen, stark zersetzter organischer Substanz, Eisen- und Manganoxidhydraten sowie Sulfiden zusammen.

Die jeweiligen Schadstoffgehalte in einer Umweltprobe (hier: Fraktion < 2 mm), werden daher deutlich vom Anteil dieser Feinkornfraktion in der Probe beeinflusst.

Der Anteil der Feinkornfraktion hängt u.a. von den Strömungsverhältnissen ab und kann je nach Probennahmestelle und -zeitpunkt stark variieren. Als Folge können in einem einheitlich mit Schadstoffen belasteten Gewässerabschnitt die in Proben ermittelten Schadstoffgehalte allein aufgrund unterschiedlicher Anteile unbelasteten sandigen Materials stark schwanken.

Für die Bewertung von Baggergut im Ostseeküstenbereich werden daher, gemäß dem Entwurf der Rahmenempfehlungen des BLABAK, die organischen Schadstoffe normiert auf die Feinkornfraktion < 63 µm angegeben (BfG 1999; BLABAK 2007). Die TBT-Gehalte werden gemäß dem TBT-Konzept in der Probe (< 2 mm) beurteilt (Bergmann and Schubert 2001).

Die Schwermetalle werden direkt in der abgetrennten < 20 µm-Fraktion gemessen.

Dagegen erfolgt die Bestimmung der organischen Schadstoffe, wegen des erheblichen Aufwandes zur Abtrennung ausreichender Mengen dieser Feinkornfraktion, aus den Gesamtproben (< 2 mm).

Bei der Normierung wird angenommen, dass sich die organischen Schadstoffe vollständig in der Feinkornfraktion < 63 µm befinden. Für die Berechnung der Konzentrationen organischer Schadstoffe in der < 63 µm- Fraktion wird dabei jeweils die aus der Probe (< 2 mm) bestimmte Konzentration durch den Anteil der < 63 µm- Fraktion geteilt.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Normierung organischer Schadstoffe auf die < 63 µm-Fraktion lediglich eine Näherung darstellt. Die Sorption der meist lipophilen organischen Schadstoffe an Sedimente wird im Wesentlichen durch die Menge und die Zusammensetzung der organischen Sedimentanteile bestimmt.

Bei Proben, in denen der Anteil der < 63 µm-Fraktion kleiner als 15 % ist, werden die normierten Ergebnisse wegen der zu großen resultierenden Ergebnisunsicherheit nicht für die Bewertung der Schadstoffbelastung herangezogen.

4 Untersuchung des Bereiches der potenziellen Verbringungsstellen

Als neu einzurichtende Verbringungsstellen für die Verbringung von Baggermaterial aus dem Ausbau des NOK kommen die Flächen B1 mit einer Größe von 3,8 km² und B2 mit 7,2 km² (siehe Abbildung 4) im Bereich der Kieler Bucht in Frage (PHW 2008). Die Gewässertiefe liegt dort bei 20-23 m. Die Untersuchungen zu Auswirkungen der Umlagerung umfassen sedimentologische, chemische, ökotoxikologische, biochemische (Stoffhaushalt) und faunistische Untersuchungen. Um das möglicherweise betroffene Umfeld der zukünftigen Verbringungsstellen mit zu erfassen, wurden Proben aus deren Umfeld (Abstand von 500 m zu den Flächen) ebenfalls untersucht. Bei den in diesem Bereich der Kieler Bucht dominierenden westlichen bzw. nordwestlichen Strömungsverhältnissen (Lange et al. 1991) konnte für beide Flächen B1 und B2 eine Beschränkung auf die nordwestlich und südwestlich gelegenen Bereiche des Umfeldes erfolgen. Ferner wurde der Bereich südöstlich der Fläche B1 wegen zwei etwa 1500 m südlich gelegenen Natura-2000 Gebiete untersucht.

4.1 Probennahme

Die Probenahmen wurden am 24.02., 25.02. und 09.03.2009 vom Institut Dr. Nowak mit Hilfe eines Schiffes des WSA Lübeck vorgenommen. Dabei wurden die potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2 und deren Umgebung auf 90 Positionen mit einem Kastengreifer beprobt (vgl. Anlage A, Tabellen 1 und 2).

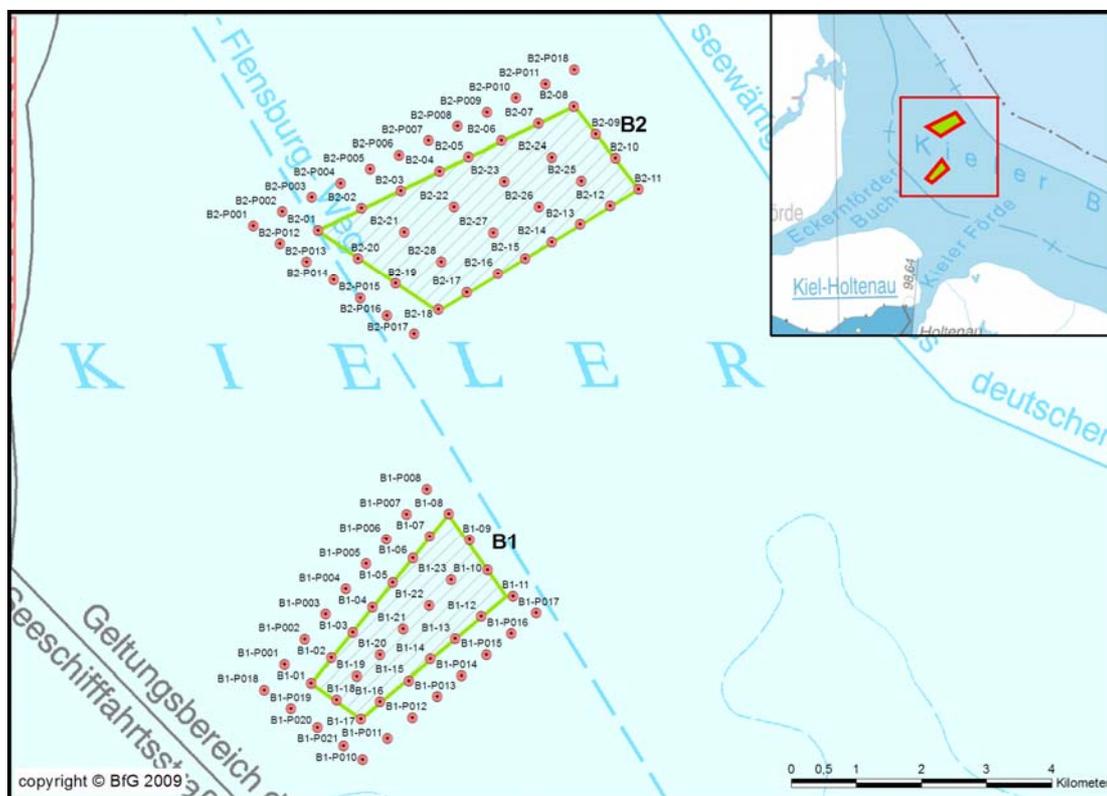


Abbildung 4: Lage der Probennahmepunkte auf den potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2

Untersuchung des Bereiches der potenziellen Verbringungsstellen

Tabelle 4: Lage der Probenahmepunkte auf den potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2

Probenahme- punkt	Fläche	Messung der Sauerstoffzehrung (Einzelprobe)	Nr. der Mischprobe	Ökotoxikologische Untersuchung
B1-01	B1		1	ja
B1-17	B1			
B1-18	B1	ja		
B1-02	B1		2	
B1-16	B1			
B1-19	B1			
B1-03	B1		3	
B1-15	B1			
B1-20	B1	ja		
B1-04	B1		4	ja
B1-14	B1			
B1-21	B1			
B1-05	B1		5	
B1-13	B1			
B1-22	B1	ja		
B1-06	B1		6	
B1-07	B1			
B1-12	B1			
B1-23	B1			
B1-08	B1		7	ja
B1-09	B1			
B1-10	B1	ja		
B1-11	B1			
B2-17	B2		8	ja
B2-18	B2			
B2-19	B2			
B2-28	B2	ja		
B2-01	B2		9	
B2-02	B2			
B2-20	B2			
B2-21	B2	ja		
B2-03	B2		11	ja
B2-04	B2	ja		
B2-05	B2			
B2-22	B2			
B2-14	B2		10	
B2-15	B2			
B2-16	B2			
B2-27	B2	ja		
B2-23	B2		12	ja
B2-24	B2			
B2-25	B2			
B2-26	B2			
B2-06	B2		14	ja
B2-07	B2	ja		
B2-08	B2			
B2-09	B2			
B2-10	B2		13	ja
B2-11	B2			
B2-12	B2	ja		
B2-13	B2			

Tabelle 5: Lage der Probenahmepunkte im Umfeld der potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2

Probenahmepunkt	Messung der Sauerstoffzehrung (Einzelprobe)	Nr. der Mischprobe	Ökotoxikologische Untersuchung
B1-P001		B1-NW-1	ja
B1-P002			
B1-P003			
B1-P004	ja		
B1-P005		B1-NW-2	
B1-P006			
B1-P007			
B1-P008			
B1-P010	ja	B1-SE-1	
B1-P011			
B1-P012			
B1-P013			
B1-P014		B1-SE-2	
B1-P015			
B1-P016			
B1-P017			
B1-P018	ja	B1-SW-1	ja
B1-P019			
B1-P020			
B1-P021			
B2-P001		B2-NW-1	
B2-P002			
B2-P003			
B2-P004	ja		
B2-P005		B2-NW-2	ja
B2-P006			
B2-P007			
B2-P008			
B2-P009		B2-NW-3	
B2-P010			
B2-P011			
B2-P012		B2-SW-1	ja
B2-P013			
B2-P014	ja		
B2-P015		B2-SW-2	
B2-P016			
B2-P017			
B2-P018		Einzelprobe	

Aus den 90 Einzelproben wurden unter Berücksichtigung der Textur 24 Mischproben hergestellt (Mischplan siehe Tabelle 4 und Tabelle 5, siehe auch Abbildung 5) .

Für die Sauerstoffzehrung wurden ungestörte, meist anoxische Sedimentschichten aus 10 bis 30 cm Tiefe verwendet.

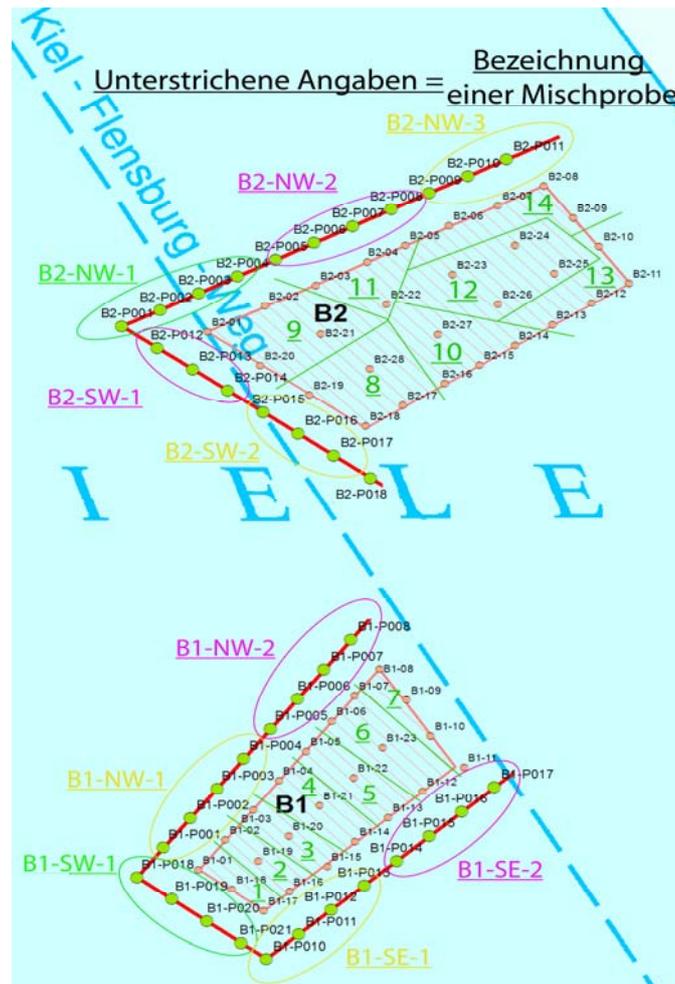


Abbildung 5: Zusammenfassung der Probennahmepunkte zu Mischproben

4.2 Untersuchungsumfang

Die chemische und morphologische Untersuchung der Sedimentproben wurde entsprechend dem Messprogramm der HABAK-WSV 1999 (BfG 1999) bzw. BLABAK (BLABAK 2007) und dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein (Landesregierung Schleswig-Holstein 1996) durch das Limnologische Institut Dr. Nowak durchgeführt.

4.3 Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung

Die Untersuchung der Kornverteilung fand ergänzend als Ultraschallsiebung nach BfG-Methode und als Sieb-Schlammanalyse nach DIN 18123 statt.

Wie die Korngrößenanalysen der Anlage A zeigen, handelt es sich bei den Mischproben aus der Kieler Bucht um Schluff unterschiedlicher Ausprägung. An der Verbringungsstelle B1 finden sich vorwiegend sandige bis stark sandige Schluffe mit einem Feinkornanteil ($< 0,063$ mm) von 40 bis 65 %, der in der Umgebung auch auf 80 % steigen kann, während an der Verbringungsstelle B2 schluffige bis stark schluffige Sande vorherrschen, die in der weiteren Umgebung auch in sandige Schluffe übergehen können. Der Kiesanteil der Mischproben ist in der Regel sehr gering und übersteigt im Bereich der Verbringungsstelle B1 nur gelegentlich 1%. Ausnahme sind zwei Proben mit Kiesanteilen von 7,8 und 28,7 %. Sie

Untersuchung des Bereiches der potenziellen Verbringungsstellen

könnten möglicherweise durch zerbrochene Muschelschalen verursacht sein. An der Verbringungsstelle B2 sind korrespondierend zum höheren Sandgehalt auch etwas höhere Kiesanteile anzutreffen.

Als Maß für den organischen Anteil des Sedimentes wird der Glühverlust einer Sedimentprobe (bezogen auf den Trockengehalt) verwendet, der aus dem Glührückstand einer Probe bei einer Temperatur von 550 °C bestimmt wird. Die untersuchten Sedimente weisen relativ geringe Glühverluste von im Mittel 7,7 % bei einer großen Schwankungsbreite von 3 % bis 13,2 % auf. Die Trockengehalte lagen im Mittel bei 41,7 %.

Der organische Kohlenstoff im Sediment dient als Substrat für heterotrophe Bakterien, das von diesen aerob oder anaerob abgebaut wird. Beim aeroben Abbau wird Sauerstoff verbraucht. Beim anaeroben Abbau werden andere Elektronenakzeptoren, u. a. NO_3^- , Mn^{3+} oder organische Moleküle, reduziert. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt entscheidend die Stärke der oxischen Schicht und somit das Redoxpotenzial der Sedimente.

Die entnommenen Sedimente hatten einen meist fauligen Geruch, was auf deren anaeroben Charakter hinweist. Der mittlere Gehalt an organischem Kohlenstoff der Sedimente von den Flächen B1 und B2, sowie deren Umfeld, liegt bei 2,8 %, der von Stickstoff bei 0,3 %. Der Gesamtgehalt der Sedimente an Phosphor lag zwischen 210 und 780 mg/kg. Die Trophie eines Gewässers wird durch den Gehalt an pflanzenverwertbaren Nährstoffen, wie anorganische Phosphor- und Stickstoffverbindungen bestimmt. Hohe Nährstoffgehalte können das Pflanzenwachstum übermäßig fördern. Obwohl sie im eigentlichen Sinn keine Schadstoffe darstellen, wird jedoch eine Minimierung angestrebt. In den Eluatzen der Sedimentproben im Bereich der Flächen B1 und B2 und deren Umgebung liegen die Konzentrationen von Nitrit und Nitrat unterhalb der Bestimmungsgrenze von 200 µg/L, von Ammonium im Mittel bei 1 mg/L, was den anoxischen Zustand des Gewässerbodens unterstreicht und von ortho-Phosphat im Mittel bei 160 µg/L.

Als Grundlage für die Beurteilung der Auswirkungen einer Baggergutumlagerung auf den Sauerstoffhaushalt wurde der Sauerstoffverbrauch der resuspendierten Proben über einen Zeitraum von 3 Stunden gemessen. Der Zeitraum von 3 Stunden wird gewählt, da bei Umlagerungen von Baggergut in Bundeswasserstraßen die direkten, den Sauerstoffgehalt betreffenden Auswirkungen erfahrungsgemäß durch Sedimentation und Verdünnung innerhalb dieses Zeitraums wieder abklingen. Die Sauerstoffzehrung der 5 untersuchten Sedimentproben ist mit < 0,6 g O₂/kg Trockenmasse als gering einzustufen (Müller et al. 1998).

4.4 Schadstoffe

Der Feinkornanteil (< 63 µm) der 25 untersuchten Proben lag zwischen 2,5 und 83 %, bzw. im Mittel bei 49 %. Eine Korngrößenkorrektur konnte nur bei 23 der 25 untersuchten Proben durchgeführt werden, da der Feinkornanteil von 2 Proben unterhalb von 15 % lag.

Die Einzelergebnisse der untersuchten Proben finden sich nachfolgend in Anlage A.

Zwischen den Flächen B1 und B2 und ihrer Umgebung ergaben sich, bezüglich der Schadstoffgehalte keine signifikanten Unterschiede.

Die Konzentrationen aller gemessenen organischen Schadstoffe lagen insgesamt auf relativ niedrigem Niveau, zum Teil sogar unterhalb der geforderten Bestimmungsgrenzen.

Bei den lediglich in geringen Konzentrationen angetroffenen PAK wurden die Substanzen Benzo(b)fluoranthren, Fluoranthren, Pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Benzo(ghi)perylen am häufigsten und vergleichsweise in den höchsten Konzentrationen gemessen. Die Konzentrationen der PCBs waren für den Ostseebereich nicht auffällig. Bei den Chlorbenzolen lagen fast alle Messwerte unter der Bestimmungsgrenze. Auch die Konzentrationen der HCHs und der Organozinnverbindungen waren unauffällig niedrig. Einzig in einer Mischprobe (MP5) wurden relativ hohe Konzentration von Substanzen der DDT-Gruppe gefunden.

Die Schwermetallkonzentrationen in der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion unterlagen nur einer geringen Streuung zwischen den verschiedenen Proben und waren ebenfalls unauffällig.

4.5 Ökotoxikologie

Ökotoxikologische Untersuchungen und chemische Schadstoffanalysen wurden am selben Probenmaterial vom Institut Dr. Nowak durchgeführt. Die Abschätzung des Toxizitätspotenzials der biologisch verfügbaren Schadstoffkomponenten erfolgte mit den aquatischen Biotestverfahren im Porenwasser und im Eluat der Sedimentproben. Der akute Amphipodentest wurde im Gesamtsediment durchgeführt. Zur Überprüfung und zur Einhaltung der in den Normen geforderten Testbedingungen wurden im Testgut physikalische und chemische Parameter wie pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, Salinität und die Ammonium-Stickstoff-Konzentration bestimmt.

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen sind in Tabelle 6 zusammengefasst dargestellt, die Einzelergebnisse sind in der Anlage A enthalten.

Die Porenwässer und Eluate wurden mit dem marinen Algentest und dem Leuchtbakterientest untersucht. Es wurden die Brackwassermodifikationen der Testverfahren angewendet, da die Salinitäten der Porenwässer zwischen 17 und 20 lagen. Außerdem wurde das Sediment mit dem Amphipodentest untersucht. Bei diesem Test ist keine Verdünnung und damit keine Einstufung entsprechend des pT-Wertes möglich.

In den aquatischen Tests mit Algen und Bakterien wurden pT-Werte von 0 ermittelt, es wurden keine toxischen Wirkungen nachgewiesen. Auch im akuten Sedimentkontakttest wurden gegenüber den marinen Amphipoden mit Mortalitäten von 0% bis 3% keine toxischen Wirkungen festgestellt.

Alle 12 untersuchten Sedimente, welche die potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2 und deren Umgebung repräsentieren, zeigen kein ökotoxisches Potenzial und werden der Toxizitätsklasse 0 zugeordnet.

Tabelle 6: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der marinen Testpalette und Klassifizierung der Sedimente von potenziellen Verbringungsstellen B1 und B2

Probe	TR [%]	Matrix	pH	O2a [mg/l]	LF [mS/cm]	Sal	NH4-N [mg/l]	MA-G1 [%H]	MA-pT	LB-G1 [%H]	LB-pT	AM [%H]	Toxizitäts-klasse
MP1	47	PW	7.7	5.7	30.2	18.5	4,6	-1	0	8	0	0	0
		EL	7.2	4.7	32.0	19.9	<0,5	-2	0	6	0	0	0
MP4	38	PW	7.5	6.6	31.3	19.3	2,8	-22	0	6	0	0	0
		EL	7.2	5.5	32.3	20.0	<0,5	1	0	7	0	0	0
MP7	39	PW	7.6	6.9	31.2	19.3	3,2	-16	0	11	0	0	0
		EL	6.9	4.1	32.3	20.1	<0,5	0	0	2	0	0	0
MP8	50	PW	7.6	6.0	29.9	18.4	2,6	-18	0	8	0	3	0
		EL	7.5	5.7	32.2	19.9	<0,5	-3	0	8	0	0	0
MP11	43	PW	7.6	4.9	30.7	19.0	2,8	-19	0	5	0	0	0
		EL	7.3	5.3	32.1	19.9	<0,5	-8	0	0	0	0	0
MP12	51	PW	7.7	7.4	29.2	17.9	<0,5	8	0	13	0	0	0
		EL	7.5	6.5	32.2	19.8	<0,5	-1	0	5	0	0	0
MP13	58	PW	7.7	7.4	29.2	17.9	3,1	8	0	13	0	0	0
		EL	7.4	6.4	32.6	20.2	<0,5	0	0	6	0	0	0
MP14	46	PW	7.8	7.3	30.1	18.5	2,3	-2	0	16	0	0	0
		EL	7.5	7.7	32.2	20.0	<0,5	-8	0	11	0	0	0
B1-NW-1	33	PW	7.7	7.4	29.2	17.3	<0,5	-38	0	15	0	3	0
		EL	6.8	4.4	32.7	20.3	<0,5	3	0	-2	0	0	0
B1-SW-1	38	PW	7.7	6.1	30.9	19.9	<0,5	-35	0	6	0	0	0
		EL	6.7	4.8	32.2	19.9	<0,5	-3	0	3	0	0	0
B2-NW-2	42	PW	7.6	5.0	30.8	19.0	<0,5	-37	0	10	0	0	0
		EL	7.1	3.1	32.8	20.4	<0,5	-10	0	2	0	0	0
B2-SW1	28	PW	7.6	5.0	30.8	19.0	0,55	-35	0	3	0	0	0
		EL	7.3	4.7	32.5	20.3	2,2	7	0	-3	0	0	0

Erläuterungen zur Tabelle 6:

Probe: Probennummer des Untersuchungslabors

TR [%] = Trockenrückstand des Sedimentes in Prozent nach DIN EN 12880 Teil 2a (2001)

PW = Angaben in dieser Zeile beziehen sich auf das Porenwasser; Porenwassergewinnung: Zentrifugation 20 Minuten bei 17000g (BfG 2008)

EL = Angaben in dieser Zeile beziehen sich auf das Eluat.

Eluatgewinnung:

Eluens: synthetisches Brackwasser (ABW) (BfG 2008)

Elutionsverhältnis: 1 Gewichtsteil Trockenmasse + 3 Gewichtsteile Wasser (Porenwasser ergänzt mit Eluens)

Elutionsdauer: 24 h; Überkopfschüttler; Zentrifugation 20 min bei 17000g

pH = pH-Wert

NH4-N = Ammonium-Stickstoff-Gehalt [mg/l]

O2a = Sauerstoffgehalt [mg/l] nach Gewinnung des Testgutes

LF = Leitfähigkeit [mS/cm]

Sal = Salinität

LB = Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 (1999) mit *Vibrio fischeri*, Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterienpräparaten. Akuter Toxizitätstest.

LB-G1 [%H] = Prozentuale Hemmung der Leuchtintensität nach 30 Minuten in der höchsten Testgutkonzentration (80%-Ansatz)

MA = mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253 (2006) mit *Phaeodactylum tricornutum*; Zellvermehrungshemmtest; Auswertung entsprechend DIN 38 412 Teil 33.

MA-G1 [%H] = Prozentuale Hemmung der Biomasseproduktion nach 72 h in der höchsten Testgutkonzentration (80%-Ansatz)

AM = Amphipodentest nach DIN EN ISO 16712. Akuter Sedimentkontakttest mit *Corophium volutator*

AM [%H] = Mortalität der Testorganismen im Sediment nach 10 Tagen in Prozent

pT-Wert

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

4.6 Makrozoobenthos

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde von BioConsult Schuchardt & Scholle GbR, beauftragt durch die ARGE TGP, PU & leguan, durchgeführt (Schuchardt et al. 2008). Art und Umfang der Untersuchung wurden zuvor zwischen dem WSA Kiel Holtenau, der Bundesanstalt für Gewässerkunde und dem Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein abgestimmt.

4.6.1 Material und Methode

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchung wurde an drei potenziellen Verbringungsgebieten (B1, B2 und Wattenberg-Rinne, i. F. mit E bezeichnet) im Bereich der Kieler Bucht, Ostsee (54° 31' 12" N, 10° 24' 24" E) im September 2008 durchgeführt (Abbildung 6). Innerhalb dieses Berichtes werden allerdings nur Untersuchungsgebiet B1 und B2 weiter betrachtet, da das Gebiet E aufgrund der als hochwertig eingeschätzten Makrozoobenthos-Besiedlung und seiner Bedeutung für den Wasseraustausch in der Kieler Bucht als Verbringungsvariante ausscheidet.

Beide Verbringungsgebiete wiesen eine Wassertiefe von 18 bis 22 m auf. Nähere Details bezüglich der Sedimente und ihrer Verteilung sind im Abschnitt 4.3 dieses Berichtes dargestellt.

Beprobungsdesign und Probennahme

In beiden potenziellen Verbringungsgebieten wurden die Stationen in einem gleichmäßigen Raster über die Fläche verteilt (Abbildung 6). Pro Verbringungsgebiet wurde eine unterschiedliche Anzahl an Stationen, abhängig von Größe und Form des Gebietes, beprobt (B1: 23, B2: 28). Pro Station wurde ein Van-Veen-Greifer (0,1 m² Oberfläche) untersucht. Insgesamt wurden somit 51 Proben in den drei potenziellen Verbringungsgebieten hinsichtlich des Makrozoobenthos untersucht. Zusätzlich wurde die Epifauna sowie die Infauna der obersten Sedimentschichten mit einem Dredgezug pro Gebiet erfasst (Geschwindigkeit: ca. 0,5 kn; Länge: 3 Min.). Die Dredge war 1 m breit und hatte eine Maschenweite von 0,5 cm („Kieler Kinderwagen“).

Der Inhalt der Greifer wurde vor Ort gesiebt (1 mm Maschenweite) und anschließend die Organismen für die weitere Bearbeitung im Labor in Alkohol fixiert. Die Bestimmung erfolgte soweit möglich bis auf Artniveau. Neben Erhebung der Individuenzahlen wurde auch die Biomasse ermittelt. Das Feucht-, Trockengewicht (mind. 48 Std. bei 55 °C) sowie das aschefreie Trockengewicht (3 Std. bei 485 °C) wurde, mit Ausnahme der Gruppe der Hydrozoa und Bryozoa, pro Art bestimmt. Von Belegexemplaren wurde nur das Feuchtgewicht ermittelt und anschließend in aschefreies Trockengewicht umgerechnet (Rumohr et al. 1987).

Mit der Dredge erfasste Arten wurden an Bord bestimmt; nicht zu bestimmende Arten wurden für die weitere Bearbeitung im Labor in Alkohol überführt. Die gedredgten Arten wurden rein qualitativ erfasst (An- bzw. Abwesenheit der Arten).

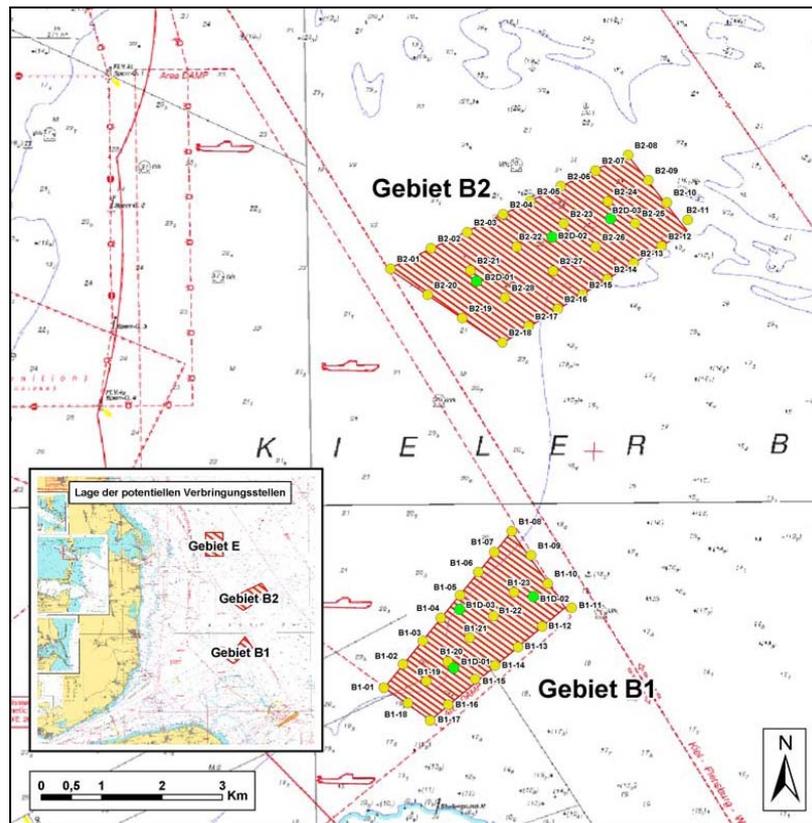


Abbildung 6: Geographische Lage der potenziellen Verbringungsgebiete (B1, B2 und E) in der Kieler Bucht, Ostsee (siehe kleines Fenster). Die geographische Lage (Ist-Position) der Stationen, an denen Greiferproben genommen wurden (gelbe Punkte) und der Startpunkte der Dredgezüge (grüne Punkte) dargestellt für die 2 noch zu bewertenden Untersuchungsgebiete (aus: BioConsult, 2008 (Schuchardt et al. 2008)).

4.6.2 Deskriptive und statistische Analysen

Neben der Beschreibung des Artenspektrums pro Untersuchungsgebiet, wurde jede Art hinsichtlich des Gefährdungsstatus nach der Roten Liste (RL) der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere (Rachor et al. in Vorbereitung) geprüft sowie autökologische Eigenschaften pro Art (hier: Mobilität und Nahrungsstrategie) recherchiert. Organismen, welche nur auf Gattungsebene oder höherer systematischer Ebene bestimmt werden konnten, wurden nur als eigenständige Art gezählt, wenn nicht in jener Gattung (oder höherer systematischer Ebene) ebenso Organismen bis auf die Art bestimmt werden konnten (Schuchardt et al. 2008). Des Weiteren wurde den, nicht auf Artniveau bestimmten, Organismen kein Gefährdungsstatus nach RL zugeordnet (z.B. Porifera indet., Ascidiacea indet.; siehe auch BioConsult, 2008 (Schuchardt et al. 2008)). So ist anzunehmen, dass die in der vorliegenden Arbeit diskutierte Anzahl an RL-Arten unter der Tatsächlichen liegt.

Mittels Ein-Weg-ANOVA wurden Verteilungsmuster des Makrozoobenthos auf die potenziellen Verbringungsgebiete getestet (Faktor „Gebiet“: 2stufig, zufällig und orthogonal). Artenzahl, Abundanz (Ind./m²) und Biomasse (g AFTG/m²) wurden transformiert (Box-Cox-Transformation) (Sokal and Rohlf 1995), um die Varianzhomogenität als Voraussetzung zu erfüllen. Im Anschluss an die ANOVA wurde der t-Test für gepaarte Stichproben verwendet, um paarweise Vergleiche der Mittelwerte durchzuführen ($p < 0,05$). Um bei wiederholter

Durchführung des t-Tests „zufällige“ Signifikanzen zu verhindern, wurde darüber hinaus eine Bonferroni-Korrektur verwandt.

4.6.3 Ergebnisse

Deskriptive Analyse (Artenspektrum, Rote Liste, autökologische Parameter)

In der vorliegenden Untersuchung wurden insgesamt 45 Arten in 11 taxonomischen Gruppen erfasst (siehe Tabelle 7). Mit dem Greifer wurden alle 45 Arten erfasst, wohingegen mit der Dredge 15 Arten gefunden wurden. In der Greifer-Untersuchung waren die Polychaeta mit 20 Arten und die Bivalvia mit 11 Arten die am stärksten vertretene Gruppe. Die übrigen Gruppen waren mit nur jeweils 1 – 3 Arten vertreten. In der Dredge-Untersuchung waren ebenso die Bivalvia (6 Arten) und die Polychaeta (5 Arten) die am stärksten vertretene Gruppe. Alle anderen taxonomischen Gruppen waren entweder mit nur jeweils einer Art (z.B. Crustacea) oder gar nicht vertreten (z.B. Cnidaria). Betrachtet man die beiden Untersuchungsgebiete separat voneinander, so zeigt sich ebenso eine Artendominanz der Polychaeta und der Bivalvia.

Von allen gefundenen Arten stehen 13 (Greifer) bzw. 5 Arten (Dredge) in der Roten Liste (Rachor et al., in Vorbereitung) und/oder sind sessile Art und/oder Suspensionsfresser (hiernach: RL/ses/sus-Arten; siehe Anhang Tab. 1). Mit Ausnahme der Muschel *Macoma calcarea* (Dredge-Untersuchung) kamen alle RL/ses/sus-Arten Arten im Untersuchungsgebiet B2 vor, davon wiederum wurden 9 (Greifer) bzw. 2 Arten (Dredge) nur in Gebiet B2 gefunden. Gebiet B1 wies hingegen nur insgesamt 4 bzw. 2 RL/ses/sus-Arten auf.

4.6.4 Quantitative Analyse (Artenzahl, Abundanz, Biomasse)

Mit dem Greifer wurden insgesamt 24 (Gebiet B1) bzw. 41 Arten (Gebiet B2) gefunden (Abbildung 7 A). Die Dredge-Untersuchung zeichnete ein umgekehrtes Bild: Gebiet B1 wies insgesamt 13 Arten auf, wohingegen in Gebiet B2 insgesamt 7 Arten gefunden wurden (Abbildung 7 B). Weder die Greifer-, noch die Dredge-Untersuchung zeigte signifikante Unterschiede in der mittleren Artenzahl zwischen den beiden Gebieten (Abbildung 7). Ebenfalls unterschied sich die Makrofauna hinsichtlich ihrer Abundanz und Biomasse zwischen beiden Gebieten nicht signifikant (Abbildung 8).

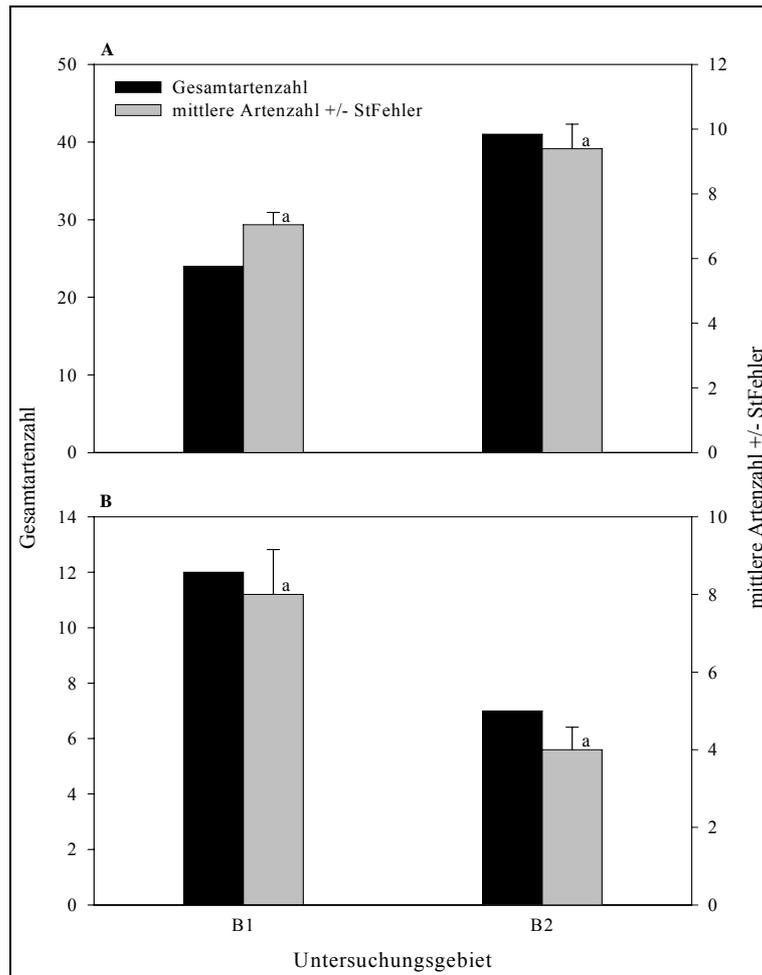


Abbildung 7: (A) Greifer- und (B) Dredge-Untersuchung: Gesamtartenzahl und Ein-Weg-ANOVA zum Testen der räumlichen Variabilität des Makrozoobenthos (Parameter: Artenzahl; gleiche Buchstaben = nicht signifikant; $p < 0,05$).

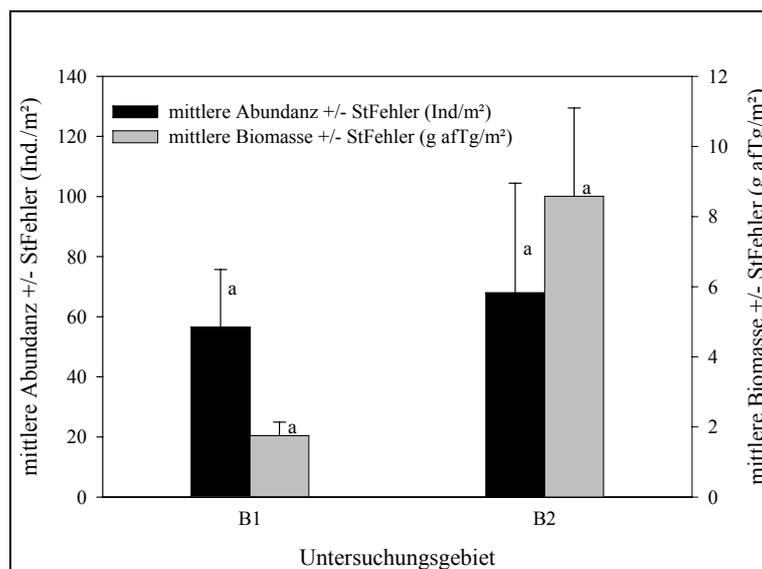


Abbildung 8: Ein-Weg-ANOVA zum Testen der räumlichen Variabilität des Makrozoobenthos (Parameter: Abundanz und Biomasse; gleiche Buchstaben = nicht signifikant; $p < 0,05$).

4.6.5 Diskussion

In der vorliegenden Untersuchung konnte gezeigt werden, dass - von insgesamt 45 Arten des Makrozoobenthos - die Polychaeta und die Bivalvia die artenreichste Gruppe darstellten. In der westlichen Ostsee durch Polychaeta und Bivalvia charakterisierte Benthosgemeinschaften sind bereits durch einige andere Untersuchungen bekannt (Brey 1989; Bund Länder Messprogramm (BLMP) 2005). Die beiden potenziellen Verbringungsgebiete in der Kieler Bucht scheinen eine für dieses Meeresgebiet charakteristische Benthosgemeinschaft aufzuweisen.

Im Folgenden werden nun die beiden Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer Makrofaunenbesiedlung verglichen und bewertet sowie die Toleranz des Makrozoobenthos gegenüber zukünftiger temporärer oder dauerhafter Veränderungen des Lebensraums durch Baggergutumlagerungen diskutiert.

In der Literatur ist bereits mehrfach beschrieben, dass sich Baggergutumlagerungen auf die Makrofauna ganz unterschiedlich und stark abhängig von den Rahmenbedingungen des jeweiligen Gebietes (z.B. hydrographische und morphologische Bedingungen) sowie des jeweiligen Verbringungskonzeptes (z.B. Eigenschaften des umgelagerten Baggergutes, Umlagerungsfrequenz) auswirken können (Essink 1996; Newell et al. 1998). Da es sich bei dem hier zukünftig zu verbringenden Material, welches aus dem Nord-Ostsee-Kanal stammt, im Wesentlichen um Geschiebemergel mit Sand- und Kiesanteilen handelt, ist davon auszugehen, dass sich die Sedimentcharakteristik von Schlick (Gebiet B1) bzw. Schlick – Mittelsand (Gebiet B2) hin zu Mergel mit Beimengungen von Sand und Kies verändert. Einhergehend mit der Verschiebung der Korngrößen des Sediments ist eine - zumindest partielle - Verschiebung in der Artengemeinschaft wahrscheinlich. Eine Beziehung zwischen der Artenverteilung sowie -abundanz und der Partikelgröße des Sediments wurde bereits vielfach in diversen Weichbodensystemen in den letzten Jahrzehnten aufgezeigt (Beukema 1976; Gray 1974; Mannino and Montagna 1997; Meire et al. 1994; Ysebaert et al. 2002; Zajac and Whitlatch 1982).

Als bedeutender Effekt einer Baggergutumlagerung auf Makrozoobenthosgemeinschaften ist (a) die Überdeckung durch abgelagertes Baggergut und (b) die Störung filtrierender Organismen, d.h. Suspensionsfresser, durch Schwebstoffe zu nennen (Essink 1996). Daher wurde in der vorliegenden Arbeit die Mobilität sowie die Nahrungsstrategie der Arten recherchiert und jene Arten näher betrachtet, welche eine sessile Lebensweise besitzen und/oder sich von suspendiertem Material ernähren. Ein Vergleich der Gebiete hinsichtlich dieser Arten zeigte eine deutliche Zunahme von Gebiet B1 (3 Arten) zu Gebiet B2 (11 Arten); auch stieg die Anzahl Rote Liste-Arten von Gebiet B1 (3 Arten) zu Gebiet B2 (7 Arten) an.

Durch eine sessile Lebensweise können Arten einer Baggergutumlagerung nicht ausweichen und die Überdeckung durch abgelagertes Material hat somit einen direkt negativ wirkenden Effekt. Sessile Arten reagieren ganz unterschiedlich empfindlich auf eine Überdeckung (Bijkerk 1988). Besonders empfindlich, auch gegenüber geringen Mengen eingebrachten Baggergutes, sind z.B. Arten der Anthozoa oder *Mytilus edulis*, so dass bei diesen Arten von einer hohen Mortalität bedingt durch die Einbringung von Baggergut ausgegangen werden kann. Allerdings sei hier auch erwähnt, dass bei den meisten in den Untersuchungsgebieten vorkommenden sessilen Arten eine Wiederbesiedlung der Gebiete durch planktische Larvenstadien möglich ist (Ausnahme: z.B. Arten der Cnidaria). Wie schnell und in welcher Form die ursprüngliche Gemeinschaft wiederhergestellt wird, hängt stark vom Erfolg der

Larvenproduktion, der Ansiedlung und der Rekrutierung der einzelnen Arten ab. Ob die Produktion und Ansiedlung der Larven sowie die Rekrutierung der Arten erfolgreich verläuft, ist wiederum von diversen physikalischen (z.B. Strömung) und/oder biotischen Faktoren (z.B. Verhalten, Konkurrenz, Predation) gesteuert (Hunt and Scheibling 1997; Keough and Downes 1982; Lewin 1986).

Mobile oder zumindest hemi-sessile Arten, welche in beiden Untersuchungsgebieten überwogen, können hingegen eine Sedimentüberdeckung zu einem gewissen Grad durch Nachwandern an die Sedimentoberfläche überstehen. Die potenzielle Strecke, welche durch Nachwandern an die neue Sedimentoberfläche zurückgelegt werden kann, beträgt zwischen wenigen Millimetern bis zu einem Meter, ist art- sowie individuenspezifisch und abhängig von Faktoren wie beispielsweise dem Alter, der Größe, der Mobilität und/oder der Toleranz gegenüber Sauerstoffmangelsituationen (Bijkerk 1988; Essink 1999; Maurer et al. 1986).

Neben der Überdeckung durch Baggergut können auch veränderte Schwebstoffkonzentrationen (z.B. während der Umlagerung) direkt negativ auf die Nahrungsaufnahme von Benthosorganismen wirken. Insbesondere bei Suspensionsfressern können subletale Effekte durch eine reduzierte Nahrungsaufnahme auftreten. So berichtete beispielsweise (Purchon 1937), dass *Mytilus edulis* bei hohen Suspensionsraten (ca. 1200 mg/l) nach durchschnittlich 13 Tagen starb und (Widdows et al. 1995) konnte, ebenso bei *M. edulis*, eine reduzierte Fressrate bei > 50 mg/l aufzeigen. Ebenso zeigt *Mya arenaria* reduziertes Wachstum und erhöhte Mortalität nach > 2 Wochen und Schwebstoffkonzentrationen > 100 mg/l (Grant and Thorpe 1991). Im Gegensatz dazu tolerieren andere filtrierende Muschelarten (z.B. *Corbula gibba*, *Artica islandica*) erhöhte Schwebstoffkonzentrationen durch Adaptation ihrer Nahrungsstrategien (Kjørboe and Møhlenberg 1981; Yonge and Thompson 1976). Da das zu verbringende Bodenmaterial, bei den im Verbringungsbereich vorherrschenden Strömungsverhältnissen, als erosionsstabil angesehen werden kann (vgl. Kapitel 7), sollten negative Effekte auf die Suspensionsfresser gering sein.

Neben den direkt negativ wirkenden Effekten der Baggergutumlagerung auf sessile Arten und/oder Suspensionsfresser sind darüber hinaus ebenso indirekt Wirkungen zu erwähnen. So könnte beispielsweise ein mögliches Verschwinden der Ascidiacea indirekt auf das Vorkommen von *Modiolarca tumida* wirken, da diese Muschelart unter anderem Arten der Ascidiacea als Siedlungssubstrat verwendet (Neal 2004).

Tabelle 7: Gesamtartenspektrum in den potenziellen Verbringungsgebieten (Greiferbeprobung und Dredgezug), Gefährdungsstatus nach Roter Liste und autökologische Parameter mehrjähriger Makrozoobenthosarten (hier: Mobilität, Nahrungsstrategie). Abkürzungen der Roten Liste: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes.

taxonomische Gruppe	Greiferbeprobung		Dredgezug		Rote Liste	autökologischer Parameter	
	B1	B2	B1	B2		Sessile Art	Suspensionsfresser
Cnidaria							
Anthozoa indet.		x				x	x
<i>Obelia</i> spp.		x				x	x
Nemertea							
Nemertea indet.	x	x	x				
Gastropoda							
<i>Philine aperta</i>	x	x	x				
Bivalvia							
<i>Abra alba</i>		x					
<i>Arctica islandica</i>	x	x	x	x	3		x
<i>Astarte borealis</i>		x			G		x
<i>Corbula gibba</i>	x	x	x				x
<i>Macoma balthica</i>	x	x	x				
<i>Macoma calcarea</i>	x	x	x		1		
<i>Modiolarca tumida</i>		x			G		x
<i>Mya truncata</i>		x		x	2		x
<i>Mysella bidentata</i>	x	x					
<i>Mytilus edulis</i>	x	x		x		x	x
<i>Phaxas pellucidus</i>		x					x
Polychaeta							
<i>Ampharete acutifrons</i>	x						
<i>Ampharete baltica</i>		x					
<i>Bylgides sarsi</i>	x	x	x	x			
<i>Dipolydora quadrilobata</i>	x	x					
<i>Eteone longa</i>	x						
<i>Euchone papillosa</i>	x	x			2		
<i>Pectinaria (Lagis) koreni</i>	x	x	x				
<i>Neoamphitrite figulus</i>		x					
<i>Nephtys caeca</i>		x					
<i>Nephtys ciliata</i>	x	x					
<i>Nephtys hombergii</i>	x	x	x				
<i>Nereimyra punctata</i>	x	x					
<i>Pherusa plumosa</i>		x					
<i>Pholoe baltica</i>	x	x					
<i>Polydora ciliata</i>		x					
<i>Polydora</i> spp.			x				
<i>Pygospio elegans</i>		x					
<i>Scalibregma inflatum</i>		x			G		
<i>Scoloplos armiger</i>		x					
<i>Terebellides stroemi</i>	x	x					
<i>Trochochaeta multisetosa</i>	x	x	x	x			
Priapulida							
<i>Halicryptus spinulosus</i>	x	x					

taxonomische Gruppe	Greiferbeprobung		Dredgezug		Rote Liste	autökologischer Parameter	
	B1	B2	B1	B2		Sessile Art	Suspensions- fresser
Pantopoda							
<i>Nymphon brevirostre</i>		x					
Crustacea							
<i>Diastylis rathkei</i>	x	x	x	x			
<i>Idotea granulosa</i>		x					
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	x						
Bryozoa							
<i>Eucratea loricata</i>		x				x	x
Echinodermata							
<i>Asterias rubens</i>	x	x	x	x			
<i>Ophiura albida</i>		x					
Asciacea							
Asciacea indet.		x				x	x

5 Untersuchung des Bodens unterhalb der Kanal-Wasserlinie

Gemäß Verbringungskonzept (PHW 2009f) fallen etwa 3 Millionen m³ Boden als Nassabtrag unterhalb der Kanal-Wasserlinie an und sollen anschließend in die Ostsee verbracht werden.

Im Rahmen eines Aufschlussprogramms wurden die in den Abtragsbereichen anstehenden Böden erkundet, beprobt und die Proben chemisch analysiert (PHW 2009f). Das Baggergut aus den Unterwasserböschung (vgl. Abbildung 3) wird im nachfolgenden Kapitel 6 betrachtet.

Tabelle 8: Übersicht über das Nassbaggergut: Entnahmemenge, Zusammensetzung und Herkunft

Los-Nr	1	2	3	4	5	Summe
	Kurve Landwehr mit Fährlandanlage	Wittenbeker Kurve	Übergang zwischen Wittenbeker Kurve und Weiche Schwarzenbek	Kurve Groß-Nordsee	Gerade Königsförde	
Auffüllung [m ³]	0	0	0	0	0	0
Schmelzwassersand [m ³]	101800	130700	11600	141700	102100	487900
Torf, Mudde und holozäner Schluff [m ³]	200	7900	1000	0	0	9100
Geschiebemergel [m ³]	398000	1061400	185400	258300	591500	2494600
Beckenschluff/-ton [m ³]	0	0	2000	0	6400	8400
Summe [m ³]	500000	1200000	200000	400000	700000	
						Gesamtmenge [m ³] 3000000

5.1 Probennahme

Zur Erkundung der Boden- und Wasserverhältnisse wurden von August 2007 bis Juli 2008 insgesamt 353 Aufschlüsse in den geplanten Aushubbereichen abgeteuft (PHW 2009f).

Aus den Trockenbohrungen (\varnothing 273 mm) und den Kleinrammbohrungen wurden Proben für eine nachfolgende chemische Analytik entnommen und in der Folge durch GBA Gesellschaft für Bioanalytik GmbH in Pinneberg chemisch analysiert.

Exemplarisch für die gewachsenen Böden unterhalb des Kanalwasserstandes (NN -0,2 m) die in die Ostsee verbracht werden sollen wurden über den gesamten Eingriffsbereich verteilt 66 Einzelproben genommen und zu 13 Mischproben vereinigt. Die Ergebnisse der Vor-Ort-Ansprache dieser Proben sind in Tabelle 9 dargestellt (PHW 2009f).

Tabelle 9: Ergebnisse der Ansprache von der Bodeneinzelproben vor der Mischprobenbildung

Mischproben Nr.	Anzahl Einzelproben	geologische Einstufung	Bemerkung
8	3	Beckenschluff	bindig
9	5	Sand	rollig
10	4	Sand	rollig
25	6	Geschiemergel	bindig
26	7	Geschiemergel	bindig
40	4	Mergel	bindig
43	7	Mergel	bindig
44	8	Sand	rollig
45	4	Sand	rollig
49	3	Geschiebemergel	bindig
50	5	Sand	gewachsen
51	4	Geschiebemergel, z.T. mit Sand	bindig/rollig
52	Sand	Sand	rollig

5.2 Untersuchungsumfang

Die chemische Untersuchung der 13 Bodenmischproben fanden in Anlehnung an das Messprogramm der LAGA TR Boden (LAGA 2004) und HABAK-WSV 1999 (BfG 1999) statt. Die im Einzelnen bestimmten Parameter finden sich in Anlage C.

5.3 Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung

Bei den gewachsenen Böden finden sich Sand-, Lehm- und Schluffböden deren Ton- und Kiesanteil in der Regel jeweils 20 % nicht überschreitet (PHW 2009a; PHW 2009b; PHW 2009c; PHW 2009d; PHW 2009e).

Die Kiesanteile im Nassbaggergut des NOK sind deutlich höher im Vergleich den Sedimenten der Verbringungsflächen (Anlage D). Das zu baggernde Material besteht aus Schmelzwassersanden, Beckenschluffen, überwiegend aber aus Geschiebemergel, der pauschal als schluffiger bis stark schluffiger Sand anzusprechen ist, dem in unterschiedlichen Anteilen Kies und Steine beigemischt sind. Die Konsistenz des Geschiebemergels variiert dementsprechend zwischen breiig und fest, ist überwiegend aber als steif einzustufen. Stellenweise ist im Nassbaggermaterial auch mit Einlagerungen von Torf und Mudde zu rechnen.

Lediglich eine Probe weist einen etwas höheren TOC mit 1,5 % TM auf, während die anderen Proben einen mittleren TOC von 0,12 % TM besaßen. Es wurde auf eine Untersuchung der Sauerstoffzehrung und Nährstoffgehalte verzichtet, da bei diesem geringen organischen Anteil der gewachsenen Böden ebenfalls geringe Gehalte an Nährstoffen und eine vernachlässigbare Zehrung erwartet werden kann.

5.4 Schadstoffe

Die Schwermetallkonzentrationen der untersuchten Bodenmischproben lagen unauffällig auf einem niedrigen Niveau. Keiner der hier untersuchten organischen Schadstoffe konnte oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden werden (Anlage C). Damit sind die Proben, wie von gewachsenen Böden zu erwarten, als nicht durch anthropogene Schadstoffe beeinflusst einzustufen (Tabelle 10).

5.5 Ökotoxikologie

Da ausschließlich gewachsene Böden in die Ostsee verbracht werden sollen, von denen kein ökotoxikologisches Risiko ausgehen sollte, wurde auf ökotoxikologische Untersuchungen verzichtet.

5.6 Bewertung

5.6.1 Bewertung nach BLABAK und TBT-Konzept

Die Konzentrationen der Schwermetalle lagen vollständig unterhalb von Richtwert 1 nach BLABAK und im Mittel unterhalb der Schwermetallkonzentrationen die an den potenziellen Verbringungsstellen anzutreffen sind (Tabelle 10 und Anlage A).

Die Konzentrationen der organischen Schadstoffe lagen sämtlich unterhalb der Bestimmungsgrenzen (Tabelle 10). Der Anteil der < 63 µm-Fraktion wurde nicht bestimmt. Auch bei Vorhandensein des Anteils der < 63 µm-Fraktion (lediglich der Anteil der < 20 µm-Fraktion wurde bestimmt (PHW 2009f)) wäre hier eine Normierung der Messergebnisse nicht zielführend. Da die Bestimmungsgrenzen grundsätzlich hinreichend niedrig sind, kann hier keine Richtwertüberschreitung abgeleitet werden.

Das Baggergut ist somit ohne Einschränkungen in die Ostsee verbringbar.

Untersuchungen von neuen
Verbringungsstellen in
der Kieler Bucht und
von Nassbaggergut aus
dem NOK Kkm 80-92

Tabelle 10: Untersuchungsergebnisse des Nassbaggergutes (BG = Bestimmungsgrenze)

Parameter	Einheit	BLABAK Ostsee		BG	MP 8	MP 9	MP 10	MP 25	MP 26	MP 40	MP 43	MP 44	MP 45	MP 49	MP 50	MP 51	MP 52
		R1*	R2*														
Anteil < 20 µm -Fraktion	% TM			0.1	41	4	22	28	30	29	31	3	1	37	11	13	3
TOC	% TM			0.05	0.17	<0.05	0.05	0.17	1.50	0.14	0.11	<0.05	0.11	0.16	0.08	0.08	<0.05
Schwermetalle																	
Arsen in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	20	60	0.1	7.6	15	12	4.5	6.4	8.9	7	8.5	11	4.9	5.2	5.2	6.4
Cadmium in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	2	6	0.1	0.3	0.6	0.43	0.49	0.37	0.42	0.36	0.32	0.37	0.34	0.38	0.39	0.41
Chrom in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	90	270	2	40	39	48	39	45	46	43	45	42	35	35	31	45
Kupfer in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	70	210	2	20	32	28	21	23	24	25	24	24	20	23	21	30
Quecksilber in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	0.4	1.2	0.05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nickel in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	70	210	2	28	37	35	30	32	33	31	33	30	26	28	25	35
Blei in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	100	300	1	15	27	17	14	14	15	15	14	15	13	16	12	19
Zink in < 20 µm -Fraktion	mg/kg TM	250	750	0.2	109	109	127	114	101	163	119	199	180	123	112	124	217
Organische Schadstoffe in Gesamtprobe																	
PCB Summe 7	µg/kg TM	40	120	1	<BG												
PCB 28	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 52	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 101	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 118	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 138	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 153	µg/kg TM			1	<BG												
PCB 180	µg/kg TM			1	<BG												
alpha-HCH	µg/kg TM	1	3	0.2	<BG												
gamma-HCH	µg/kg TM	6	18	0.2	<BG												
Hexachlorbenzol	µg/kg TM	2	6	0.5	<BG												
Pentachlorbenzol	µg/kg TM			0.5	<BG												
p,p-DDT	µg/kg TM	7	21	0.5	<BG												
p,p-DDE	µg/kg TM	8	24	0.5	<BG												
p,p-DDD	µg/kg TM	7	21	0.5	<BG												
PAK Summe 16 (EPA)	mg/kg TM	3	9	0.05**	<BG												
Kohlenwasserstoffe	mg/kg TM	250	750	100	<BG												
Tributylzinn	µg/kg TM	20***	600***	1	<BG												

*Richtwert nach Normierung auf < 63 µm-Anteil

** Bestimmungsgrenze für die Messung der Einzel-PAK

*** gemäß TBT-Konzept

5.6.2 Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein

Bei der Bewertung des Nassbaggergutes nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein werden sämtliche Richtwerte für Schwermetalle und die organischen Schadstoffe weit unterschritten (Tabelle 11).

Eine Abschätzung der Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor, sowie des Gehaltes an organischen Stoffen anhand des geringen organischen Kohlenstoffes in den Proben der gewachsenen Böden lässt, wie die Betrachtung der Morphologie, keine Richtwertüberschreitungen erwarten. Eine Verbringung des terrestrischen Nassbaggergutes auf die Verbringungsstellen in der Ostsee ist daher möglich.

Tabelle 11: Bewertung des Nassaushubs anhand von 13 Bodenmischproben nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein (Messungen in der < 2000 µm-Fraktion)

mg/kg TM	Richtwert	Mittelwert	Maximum
Arsen	20	3.1	13
Blei	100	5.2	8.9
Cadmium	1.6	0.1	0.19
Chrom	100	9.4	19
Kupfer	70	6.7	11
Nickel	50	8.5	16
Quecksilber	1	< 0.1	< 0.1
Zink	400	21.6	37
Kohlenwasserstoffe	1000	< 100	< 100
EOX	2.5	< 1	< 1
PAK 5 TVO	5	n.n.	n.n.
Gesamtphosphor	< 500	n.b.	n.b.
Gesamtstickstoff	< 1500	n.b.	n.b.
Organische Stoffe	< 15 % TM	n.b.	n.b.

6 Untersuchung von oberflächennahen Bodenschichten der Unterwasserböschung des NOK

Beim geplanten Ausbau des NOK fällt durch den Abtrag von oberflächennahen Bodenschichten der Unterwasserböschungen im NOK Nassbaggergut an. Bei den Unterwasserböschungen selbst handelt es sich um gewachsene Böden, in die das Kanalbett des NOK geschnitten wurde und für die grundsätzlich keine Schadstoffkontamination zu erwarten ist (vgl. Kapitel 5). Eine Kontamination ist lediglich für oberflächennahe Bodenschichten des Kanalbettes denkbar, wo durch anthropogene Einflüsse (z.B. Einleitungen, Einträge), während der langjährigen Nutzung, Kontaminationen eingetreten sein könnten. Da eine Voruntersuchung kein klares Bild der Belastungssituation aufzeigen konnte, fand eine Beprobung und Untersuchung dieser oberflächennahen Bodenschichten über den gesamten Ausbaubereich statt.

6.1 Probennahme

Die Probennahme im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) Kkm 80-92 fand am 02/03.03.2009 durch das Institut Dr. Nowak mit Hilfe des Baggerschiffes „Griep To“ des WSA Kiel-Holtenau statt. Es wurden 55 Einzelproben gewonnen, die aus der Baggerschaufel des Baggerschiffes entnommen wurden und anschließend im Labor unter Berücksichtigung der Textur in Mischproben überführt wurden (Mischplan siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Lage der Probenahmepunkte im Eingriffsbereich NOK Kkm 80-92

Bezeichnung Bauabschnitt	Kanal seite	Probenahme- punkte (NOK-km)	Messung der Sauerstoff-Zehrung (Einzelprobe)	Nr. der (Misch-) Probe	Ökotoxikologische Untersuchung
Gerade Königsförde und Kurve Groß-Nordsee	Nord	80.00		1	
		80.30	ja	2	
		80.50		3	
		80.75			
		81.00			
		81.25		4	
		81.50			
		81.75			
		82.00			
		82.25		5	
		82.50			
		82.75			
		83.00		6	ja
		83.25			
		83.40		7	ja
83.75					
84.00		8			
84.25					
84.40	ja				
Kurve Landwehr	Nord	86.00		27	
		86.25		9	
		86.50			
		86.70		10	
		86.85		11	
		86.99	ja	12	ja
		87.00		13	
		87.01		14	
		87.25		15	ja
		87.50			
		87.75		16	
		88.08		17	
		88.25			
88.50					
Wittenbeker Kurve	Süd	87.50		25	ja
		87.75			
		88.00		18	
		88.25			
		88.50	ja		
		88.75		19	
		89.00			
		89.25		26	
		89.50			
		89.75			
		89.95		20	
90.25		21	ja		
90.50					
90.75					
91.00					
Übergang Kurve Wittenbek zur Weiche Schwartenbek	Nord	90.50		22	
		90.75	ja		
		91.00			
		91.25		23	
		91.40			
		91.75		24	ja
92.00					

6.2 Untersuchungsumfang

Die chemische und morphologische Untersuchung der Baggergutproben fanden entsprechend dem Messprogramm der HABAK-WSV 1999 (BfG 1999) bzw. BLABAK (BLABAK 2007), und dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein (Landesregierung Schleswig-Holstein 1996) durch das Limnologische Institut Dr. Nowak statt.

6.3 Granulometrische Eigenschaften und allgemein-chemische Betrachtung

Die Untersuchung der Kornverteilung fand ergänzend als Ultraschallsiebung nach BfG-Methode und als Sieb- Schlämmanalyse nach DIN 18123 statt.

Das zu baggernde Material von Kkm 80-92 besteht aus Schmelzwassersanden, Beckenschluffen, überwiegend aber aus Geschiebemergel, der pauschal als schluffiger bis stark schluffiger Sand anzusprechen ist, dem in unterschiedlichen Anteilen Kies und Steine beigemischt sind. Die Konsistenz des Geschiebemergels variiert dementsprechend zwischen breiig und fest, ist überwiegend aber als steif einzustufen. Stellenweise ist im Nassbaggermaterial auch mit Einlagerungen von Torf und Mudde zu rechnen. Die Kiesanteile im Nassbaggergut des NOK sind höher als auf den Verbringungsstellen B1 und B2.

Das Baggergut aus dem Nord-Ostsee-Kanal weist relativ geringe Glühverluste von im Mittel 2,3 % bei einer großen Schwankungsbreite von 1,0 % bis 5,3 % auf. Die Trockengehalte waren mit im Mittel 83,2 % relativ hoch.

Der mittlere Gehalt an organischem Kohlenstoff liegt bei 0,4 % (TM), wobei 1,6 % in keinem Fall überschritten werden. Die Gesamtphosphorgehalte liegen zwischen 200 und 660 mg/kg und Stickstoff ist in keinem Fall oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 % (TM) anzutreffen.

In den Eluaten der Proben liegen die Konzentrationen von Nitrit im Mittel bei 233 µg/L, von Nitrat im Mittel bei 746 µg/L, von Ammonium im Mittel bei 0,6 mg/L und von ortho-Phosphat im Mittel bei 1558 µg/L.

Die Sauerstoffzehrung der 5 untersuchten Proben ist mit $< 0,07$ g O₂/kg Trockenmasse als sehr gering einzustufen (Müller et al. 1998).

6.4 Schadstoffe

Der Feinkornanteil (< 63 µm) der 24 untersuchten Proben lag zwischen 9 und 63 %, bzw. im Mittel bei 38 %. Eine Korngrößenkorrektur konnte auch hier nur bei solchen Proben durchgeführt werden, deren Feinkornanteil oberhalb von 15 % lag, was bei 21 der 24 untersuchten Proben der Fall war.

Die Einzelergebnisse der untersuchten Proben finden sich nachfolgend in Anlage B.

Die Schadstoffbelastung im NOK-Abschnitt von Kkm 80,00-92,00 ist gekennzeichnet von großen weitestgehend unauffällig belasteten Kanalabschnitten, neben einem sehr stark

belasteten Bereich von Kkm 84,40 – 87,00 und erhöhten Belastungen bei Kkm 80,00 und 91,75/92,00.

Sehr auffällig ist das Auftreten von DDT, DDE und DDD im Bereich Kkm 84,40 – 87,00. In diesem Abschnitt treten sehr hohe Konzentrationen von p,p'-DDT zwischen 48 und 798 µg/kg, von p,p'-DDE zwischen 9 und 409 µg/kg und DDD zwischen 14 und 143 µg/kg auf (normiert auf < 63 -µm Anteil). Die Belastungshöhe bricht ausgehend von dem sehr hohen Niveau bei Kkm 87,00 innerhalb von 10 m nahezu vollständig ein. Bei Kkm 87,01 sind diese Stoffe nicht mehr auffällig und bereits bei Kkm 87,25 unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze.

Im Bereich von Kkm 84,40 – 87,00 treten zudem erhöhte Konzentrationen der PAK und von Tributylzinn auf. Bei Kkm 86,85 wurde mit 52,35 mg/kg die maximale in dieser Untersuchung erreichte Konzentration der PAK Summe 16 gefunden.

Die Konzentrationen der Kohlenwasserstoffe sind daneben wie die der PCBs, Chlorbenzole, HCHs, Organozinnverbindungen und der Schwermetalle weitestgehend unauffällig niedrig. Lediglich bei Kkm 80,00 und 91,75/92,00 treten erhöhte Konzentrationen der PAK und der DDT-Gruppe auf.

6.5 Ökotoxikologie

Zur Feststellung des ökotoxischen Belastungspotenzials wurden Porenwässer und Eluate von 7 Baggergutproben aus dem Bereich des NOK Kkm 83,4 bis 92 mit limnischen und marinen aquatischen Biotesten untersucht. Die Salinitäten der Porenwässer lagen zwischen 8 und 13. Aus diesem Grund und auch im Hinblick auf eine mögliche Verbringung des Baggergutes in der Ostsee wurden die Brackwassermodifikationen des marinen Algentestes und des Leuchtbakterientestes angewendet. Die limnischen Bioteste wurden aufgrund der Messungen vorangegangener Untersuchungen angewendet (PHW 2009g). In Tabelle 13 sind die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen mit dem Daphnien- und Grünalgentest (limnisch, oben) sowie dem marinen Algentest und Leuchtbakterientest (marin, unten) dargestellt, die Einzelergebnisse sind in der Anlage B enthalten.

Das Baggergut zeichnet sich durch sehr hohe Trockenrückstände aus, wodurch die Herstellung von Porenwasser erschwert war. Die pH-Werte, Sauerstoffkonzentrationen und Ammoniumkonzentrationen der zu untersuchenden Testgüter lagen in Bereichen, die keine negative Beeinträchtigung der Testorganismen verursachen. Im Daphnientest wurden mit pT-Werten von 0 bis 2 keine bis geringe toxische Belastungen nachgewiesen, wobei im Test mit Porenwasser die erhöhte Salinität in der ersten bis zweiten Verdünnungsstufe negativ auf die Testorganismen wirken kann. Die 100%igen Hemmungen der Bewegungsfähigkeit der Tiere im unverdünnten Porenwasser ist durch den hohen Salzgehalt zu erklären. Der Grünalgentest mit Eluat zeigte keine toxischen Belastungen an, für alle Proben wurde der pT-Wert 0 ermittelt. Porenwasser wurde mit dem Grünalgentest nicht untersucht

Im Leuchtbakterientest wurden für die Eluate (hergestellt mit synthetischem Brackwasser, Salinität 20) generell pT-Werte von 0 und damit keine toxischen Belastungen festgestellt. Geringe toxische Wirkungen gegenüber Leuchtbakterien traten nur in den Porenwässern des Baggergutes MP7 (pT 2) und N86,99 (pT 1) auf. Während mit der Eluatuntersuchung die Wirkung wasserlöslicher Stoffe erfasst wird, können im Porenwasser neben gelösten auch partikelgebundene wasserunlösliche Stoffe enthalten sein und gegenüber den Testorganismen Wirkungen zeigen.

Die im marinen Algentest untersuchten Eluate (hergestellt mit synthetischem Brackwasser, Salinität 20) zeigten keine (pT 0) bzw. nur sehr geringe toxische Belastung (pT 1) an. Für die Porenwässer wurden pT Werte von 2 und 3 bestimmt. Hier fällt besonders das Probenmaterial von Kkm 86,99-Nordufer auf. Dieses Porenwasser verursacht in der höchsten Testgutkonzentration eine Hemmung der Biomasseproduktion der marinen Algen von 50 %. Im Vergleich dazu liegen für die übrigen Porenwässer mit dem pT-Wert 3 (MP7, MP25, MP24) die Hemmeffekte mit 24 bis 29 % niedriger. Auch in der Verdünnungsstufe G4 fällt die Hemmwirkung mit Porenwasser der Probe N 86,99 vergleichsweise am höchsten aus.

Tabelle 13: Ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse der limnischen (oben) und marinen (unten) Biotests und Klassifizierung der oberflächennahen Bodenschichten vom Kkm 80-92

Probe	TR [%]	Matrix	pH	O2a [mg/l]	LF [mS/cm]	Sal	NH4-N [mg/l]	DT-G1 [%H]	DT-pT	AT-G1 [%H]	AT-pT	Toxizitätsklasse
N83,40	87	PW	8.0	9.0	15.4	9	0,55	100	1	n.b.	n.b.	I
		EL	8.2	8.8	1.6	n.b.	<0,5	0	0	-46	0	
MP7	82	PW	7.7	7.1	15.5	9,1	19	100	1	n.b.	n.b.	I
		EL	7.8	6.4	2.1	n.b.	1,5	0	0	-22	0	
N86,99	87	PW	7.9	7.7	16.0	9,4	20	100	2	n.b.	n.b.	II
		EL	7.9	8.1	7.9	n.b.	6,1	0	0	-73	0	
MP15b	88	PW	7.9	8.7	17.2	10,2	<0,5	100	1	n.b.	n.b.	I
		EL	8.2	8.4	1.7	n.b.	<0,5	0	0	-38	0	
MP25	86	PW	8.0	8.8	17.5	10,4	<0,5	100	2	n.b.	n.b.	II
		EL	8.2	9.0	1.7	n.b.	<0,5	0	0	-71	0	
MP21	86	PW	7.9	8.3	14.2	8,3	1,1	100	1	n.b.	n.b.	I
		EL	8.4	8.6	1.6	n.b.	<0,5	0	0	-83	0	
MP24	71	PW	7.4	4.1	21.6	13	4,3	100	2	n.b.	n.b.	II
		EL	7.3	5.3	5.0	n.b.	<0,5	70	2	-57	0	

Probe	TR [%]	Matrix	pH	O2a [mg/l]	LF [mS/cm]	Sal	NH4-N [mg/l]	MA-G1 [%H]	MA-pT	LB-G1 [%H]	LB-pT	Toxizitätsklasse
N83,40	87	PW	8.0	9	15.4	9	0,55	30	2	-3	0	II
		EL	7.8	8.5	32.8	20,3	<0,5	19	0	-1	0	
MP7	82	PW	7.7	7.1	15.5	9,1	19	29	3	49	2	III
		EL	7.6	7.6	32.7	20,3	<0,5	21	1	-1	0	
N86,99	87	PW	7.9	7.7	16.0	9,4	20	50	3	27	1	III
		EL	7.7	8	33.1	20,6	7,6	22	1	0	0	
MP15b	88	PW	7.9	8.7	17.2	10,2	<0,5	27	2	-2	0	II
		EL	7.8	8.6	32.9	20,5	<0,5	9	0	1	0	
MP25	86	PW	8.0	8.8	17.5	10,4	<0,5	28	3	-1	0	III
		EL	7.9	8.5	33.0	20,5	<0,5	-7	0	-3	0	
MP21	86	PW	7.9	8.3	14.2	8,3	1,1	30	2	-3	0	II
		EL	7.8	8.3	32.9	20,5	<0,5	22	1	15	0	
MP24	71	PW	7.4	4.1	21.6	13	4,3	24	3	-4	0	III
		EL	7.2	3.7	33.1	20,6	<0,5	23	1	3	0	

Erläuterungen zur Tabelle 13:

Probe: Probennummer des Untersuchungslabors

TR [%] = Trockenrückstand des Baggergutes in Prozent nach DIN EN 12880 Teil 2a (2001)

PW = Angaben in dieser Zeile beziehen sich auf das Porenwasser; Porenwassergewinnung: Zentrifugation 20 Minuten bei 17000g (BfG 2008)

EL = Angaben in dieser Zeile beziehen sich auf das Eluat.

Eluatgewinnung:

Eluens: Verdünnungswasser nach DIN 38 412 Teil 30 (1989) für limnische Biotestpalette bzw. synthetisches Brackwasser (ABW) für marine Biotestpalette (BfG 2008)

Elutionsverhältnis: 1 Gewichtsteil Trockenmasse + 3 Gewichtsteile Wasser (Porenwasser ergänzt mit Eluens)

Elutionsdauer: 24 h; Überkopfschüttler; Zentrifugation 20 min bei 17000g

pH = pH-Wert

NH₄-N = Ammonium-Stickstoff-Gehalt [mg/l]

O₂a = Sauerstoffgehalt [mg/l] nach Gewinnung des Testgutes

LF = Leitfähigkeit [mS/cm]

Sal = Salinität

AT = Algentest nach DIN 38 412 Teil 33 (1991) mit *Desmodesmus subspicatus*; Zellvermehrungshemmtest

AT-G1 [%H] = Prozentuale Hemmung der Biomasseproduktion nach 72 h in der höchsten Testgutkonzentration (80%-Ansatz)

DT = Daphnientest nach DIN 38 412 Teil 30 (1989) mit *Daphnia magna*, akuter Toxizitätstest mit Kleinkrebsen

DT-G1 [%H] = Anzahl der schwimmfähigen Daphnien nach 24 h in Prozent in der höchsten Testgutkonzentration (unverdünnt)

LB = Leuchtbakterientest nach DIN EN ISO 11348-2 (1999) mit *Vibrio fischeri*, Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterienpräparaten. Akuter Toxizitätstest.

LB-G1 [%H] = Prozentuale Hemmung der Leuchtintensität nach 30 Minuten in der höchsten Testgutkonzentration (80%-Ansatz)

MA = mariner Algentest nach DIN EN ISO 10253 (2006) mit *Phaeodactylum tricornutum*; Zellvermehrungshemmtest; Auswertung entsprechend DIN 38 412 Teil 33.

MA-G1 [%H] = Prozentuale Hemmung der Biomasseproduktion nach 72 h in der höchsten Testgutkonzentration (80%-Ansatz)

pT = pT-Wert

Fördereffekte sind mit negativen Vorzeichen gekennzeichnet.

Ausschlaggebend für die Zuordnung zu den Toxizitätsklassen ist bei den hier untersuchten Unterwasserböden, die drei von insgesamt vier Bewertungsabschnitten repräsentieren (siehe Kapitel 6.6.1), immer der marine Algentest im Porenwasser mit dem jeweils höchsten pT-Wert innerhalb der angewendeten Biotestpalette. Damit werden die Unterwasserböden in die Toxizitätsklasse II - gering toxisch belastet - bzw. in die Toxizitätsklasse III - mäßig toxisch belastet - eingestuft. Das höchste ökotoxikologische Potenzial wurde für die Probe N 86,99 ermittelt.

6.6 Bewertung

6.6.1 Bewertung nach HABAK/BLABAK und TBT Konzept

Aufgrund der heterogenen Schadstoffbelastung wird das aquatische Baggergut in den oberflächennahen Bodenschichten hinsichtlich seiner Eignung für eine Umlagerung in die Ostsee in vier Bewertungsabschnitte unterteilt (vgl. Bewertung Anlage B). Die Bewertung der Ökotoxikologischen Ergebnisse erfolgt gemäß HABAK-WSV.

Kkm 80,00 Nordufer

In diesem Bereich wurde eine Einzelprobe untersucht und in dieser der Richtwert 2 für die PAK überschritten. Ferner liegen geringfügige Richtwert 1 – Überschreitungen für die Kohlenwasserstoffe, Hexachlorbenzol, p,p'-DDT und p,p'-DDD vor.

Da sich mit einer Einzelprobe der belastete Bereich nicht ausreichend eingrenzen lässt, sollte in diesem Bereich eine weitere Untersuchung der Belastung mit einer höheren räumlichen Auflösung erfolgen, mit dem Ziel die belasteten Bereiche räumlich einzugrenzen und den genauen Belastungsumfang für eine abschließende Bewertung zu ermitteln. In diesem

Untersuchung von oberflächennahen Boden-schichten der Unterwasserböschung des NOK

Zusammenhang sollte auch eine ökotoxikologische Untersuchung repräsentativer Proben erfolgen.

Kkm 80,25 - 84,25 Nordufer

In diesem Bereich treten keine signifikanten Überschreitungen von RW 1 oder RW 2 bei den untersuchten Schadstoffen auf. Die für Hexachlorbenzol (HCB) ermittelte Überschreitung von RW 1 ergibt sich lediglich rechnerisch aus einem Messwert, bei dem HCB nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden wurde, jedoch der volle Wert der Bestimmungsgrenze bei der Normierung auf den < 63 µm-Anteil zugrunde gelegt wurde.

Eine das Material aus diesem Bereich repräsentierende ökotoxikologisch untersuchte Mischprobe wird in die Toxizitätsklasse III - mäßig toxisch belastet - sowie eine Einzelprobe (N83,40) in die Toxizitätsklasse II - gering toxisch belastet - eingestuft. Entsprechend den Handhabungskategorien (vgl. Abschnitt 3.1.3) wird dem Baggergut eine kritische bzw. unbedenkliche Belastung zugeordnet.

Im Vergleich liegen die mittleren Konzentrationen aller Schadstoffe, die Sauerstoffzehrung und die Nährstoffgehalte der Sedimente an den potenziellen Verbringungsstellen höher als beim aquatischen Baggergut aus diesem Bereich. Beim ökotoxischen Potenzial ist der umgekehrte Fall gegeben.

In Anbetracht der unbedenklichen Schadstoffbelastung kann das Material von Kkm 80,25-84,25 (Nordufer) in die Ostsee verbracht werden.

Es ist mit keiner Erhöhung der Schadstoffbelastung der Verbringungsstellen zu rechnen, allerdings ist eine Beeinträchtigung der toxisch unbelasteten Sedimente im Ablagerungsbereich nicht ganz auszuschließen, wobei erhebliche bzw. nachhaltige toxische Belastungen nicht zu erwarten sind. Entsprechend der Untersuchungsergebnisse ist nach HABAK-WSV (BfG 1999) eine Umlagerung möglich.

Kkm 84,4 - 87,00 Nordufer

Vor allem die sehr hohe Belastung mit Verbindungen der DDT-Gruppe führt für das Material aus diesem Bereich zu einer starken Überschreitung von Richtwert 2, welche durch Nachmessungen bestätigt wurden. Zusätzlich wurde ebenfalls eine deutliche Richtwert 2 Überschreitung in einer Probe für die PAK Summe 16 festgestellt und signifikante Überschreitungen von Richtwert 1 für TBT in vier bzw. für PCB Summe 7 in einer untersuchten Probe.

Probenmaterial aus diesem Bereich wurde nur als Einzelprobe ökotoxikologisch untersucht und der Toxizitätsklasse III – mäßig toxisch belastet- zugeordnet. Entsprechend der Handhabungskategorien (vgl. Abschnitt 3.1.3) erfolgt eine Einstufung als kritisch belastet. Im Vergleich zu den übrigen ökotoxikologisch untersuchten Proben aus den anderen Bewertungsabschnitten zeigt dieses Probenmaterial die höchste Hemmwirkung im bewertungsrelevanten Test.

Das Material kann aufgrund der sehr hohen Schadstoffbelastung nicht in die Ostsee umgelagert werden. Daher müssen andere Entsorgungswege für das aquatische Baggergut dieses Bereiches geprüft werden. Weitere Untersuchungen der horizontalen bzw. vertikalen Verteilung der Schadstoffbelastung könnten zu einer weiteren Eingrenzung und damit zu einer Minimierung des anderweitig zu entsorgenden Materials führen.

Untersuchung von oberflächennahen Boden-schichten der Unterwasserböschung des NOK

Kkm 87,01 – 92 Nord- und Südufer

Im Baggergut aus diesem Bereich kam es zu keinen Überschreitungen von Richtwert 2. Lediglich in zwei bzw. jeweils einer Proben wurde der Richtwert 1 für die Kohlenwasserstoffe bzw. für Phosphor, p,p'-DDT und die PAK Summe 16 geringfügig überschritten. Von den aus diesem Bereich vier ökotoxikologisch untersuchten Mischproben wurde für zwei die Toxizitätsklasse II - gering toxisch belastet- und für zwei die Toxizitätsklasse III - mäßig toxisch belastet- ermittelt. Entsprechend den Handhabungskategorien (vgl. Abschnitt 3.1.3) wird dem Baggergut eine kritische bzw. unbedenkliche Belastung zugeordnet.

Im Vergleich liegen die mittleren Konzentrationen aller Schadstoffe, die Sauerstoffzehrung und die Nährstoffgehalte der Sedimente an den potenziellen Verbringungsstellen höher als beim aquatischen Baggergut aus diesem Bereich.

Das Material kann aufgrund der relativ geringen Belastung in die Ostsee verlagert werden. Es ist mit keiner Erhöhung der Schadstoffbelastung der Verbringungsstellenbereiche zu rechnen. Eine Beeinträchtigung der toxisch unbelasteten Sedimente im Ablagerungsbereich ist nicht ganz auszuschließen, wobei erhebliche bzw. nachhaltige toxische Belastungen nicht zu erwarten sind. Entsprechend der Untersuchungsergebnisse ist nach HABAK-WSV (BfG 1999) eine Umlagerung möglich.

6.6.2 Bewertung nach dem Baggergutkonzept Schleswig-Holstein

Wird das Baggergutkonzept Schleswig-Holstein als Bewertungsmaßstab angelegt, kommt es für das Baggermaterial des gesamten Ausbaubereiches lediglich in 2 Fällen zu geringfügigen Richtwertüberschreitungen beim Nährstoffparameter Phosphor. Ein Vergleich mit den potenziellen Verbringungsstellen in der Ostsee zeigt jedoch, dass die mittlere Phosphorkonzentration an den Verbringungsstellen deutlich höher als die des zu verbringenden aquatischen Baggergutes ist. Daher ist bei einem Verbringen des Nassbaggergutes in die Ostsee sogar grundsätzlich mit einer Verbesserung der Nährstoffverhältnisse an der Verbringungsstelle zu rechnen.

Die sehr hohen Belastungen durch die DDT-Gruppe im Bereich Kkm 84,4 - 87,00 werden durch das Baggergutkonzept Schleswig-Holstein nicht berücksichtigt. Um die Umweltbelastung zu minimieren sollte trotzdem wie unter Abschnitt 6.6.1 beschrieben verfahren werden.

7 Betrachtung des Erosionsverhaltens des Baggergutes und dessen Verdriftung beim Verklappen

Auf Grund der variablen Zusammensetzung sowie des unterschiedlichen Konsolidierungsgrades des Baggerguts und der gestörten Bodenstruktur durch den Aushub ist damit zu rechnen, dass ein Teil des Baggerguts während des Verklappvorgangs in Suspension geht und durch die Strömung in die Umgebung verdriftet wird. Auch nach Ablagerung des Baggerguts am Gewässergrund kann an der neu gebildeten Oberfläche Material erodiert und verdriftet werden. Das Erosionsverhalten des Geschiebemergels, der die Hauptmasse des Baggerguts darstellt, wurde von der Bundesanstalt für Wasserbau in Rinnenversuchen näher betrachtet (BAW 2009). Demnach kann davon ausgegangen werden, dass das zur Umlagerung vorgesehene Material bis zu einer sohnahen Strömungsgeschwindigkeit von rund 0,5 m/s erosionsstabil ist. Wie die Variantenbetrachtung der Planungsgruppe für den Ausbau des Nord-Ostsee-Kanals (PHW 2008) zeigt, ist an der Verbringungsstelle B1 mit mittleren sohnahen Geschwindigkeiten von 0,09 bis 0,15 m/s zu rechnen, an der Verbringungsstelle B2 mit 0,9 – 0,11 m/s. Als maximale Strömungsgeschwindigkeiten wurden im Bereich B1 und B2 0,47 m/s beobachtet.

8 Zusammenfassung

Gemäß dem Vorschlag der Planungsgruppe werden glazigene Sedimente des Pleistozäns, die vorwiegend aus Geschiebemergel bestehen, in eine marine Umgebung verbracht werden, wo der Gewässerboden aus jungen Schlickablagerungen gebildet wird. Unter dem holozänen Schlick der Verbringungsstellen dürften ebenfalls pleistozäner Geschiebemergel oder andere glazigene Sedimente anstehen.

Auch wenn das anfallende Nassbaggergut und der rezente Schlick der Ostsee Ähnlichkeiten im Korngrößenspektrum aufweisen, ist der Geschiebemergel insbesondere durch seine Kiesanteile deutlich gröber, so dass die sich nach der Baggergutverbringung bildende Oberfläche eine gröbere Körnung und ein etwas anders geartetes Relief aufweisen wird. Dies kann bei der Wiederbesiedlung zu einer gewissen Verschiebung des Artenspektrums führen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sich durch die rezente Schlickablagerung die Sedimentoberfläche nach und nach wieder dem alten Zustand angleichen wird.

Je nach Zusammensetzung und Konsistenz des Baggerguts wird es teilweise als Klumpen am Meeresboden ankommen oder sich mehr oder weniger gut sortiert als Einzelkörner absetzen. Auf Grund des hohen Schluffanteils und der Torfeinschlüsse ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass ein Teil des Materials zunächst in Suspension geht und sich erst nach und nach absetzt. Dies bedeutet, dass beim Einbringen des Baggergutes Trübungswolken entstehen, die mit der vorherrschenden Strömung in die Umgebung verdriftet werden und sich so mehr oder weniger weit von der Verbringungsstelle entfernt absetzen. Korngrößenmäßig ist das verdriftete Material weitgehend identisch mit dem Schlick, der sich in den tieferen Bereichen der Kieler Bucht natürlicherweise absetzt. Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die nahegelegenen NATURA 2000 – Gebiete sollten abgeklärt werden.

Bei den Strömungsverhältnissen in der Kieler Bucht ist nicht davon auszugehen, dass längere Zeit nach der Ablagerung größere Mengen an Baggergut erodieren und in andere Bereich verdriftet werden. Insofern dürften die künstlichen Ablagerungen keine ständige Quelle für resuspendiertes Material bilden.

Die Unterbringung des Nassbaggerguts aus dem NOK in der Kieler Bucht wird das Relief, die Struktur und die Korngrößenzusammensetzung des Meeresbodens im Ablagerungsbereich verändern. Deshalb sollte die Auswirkung dieser Veränderungen auf die biologischen Komponenten nach EU-WRRL für natürliche Küstengewässer überprüft werden, da die hydromorphologische Qualitätskomponente „Struktur und Substrat des Meeresbodens“ zumindest kleinräumig durch die Verbringung beeinflusst wird.

Durch die Verbringung von Boden unterhalb der Kanal-Wasserlinie und von Material der Unterwasserböschung von Kkm 80,25 – 84,25 und 87,10 – 92 ist keine Verschlechterung der Schadstoffbelastung der Flächen B1 und B2 und deren Umgebung, zu erwarten.

Aus ökotoxikologischer Sicht ist bei einer Umlagerung der Baggergutes aus dem Uferbereich des NOK in die Ostsee eine Beeinträchtigung nicht vollständig auszuschließen, da für die untersuchten Sedimente der Verbringungsstellen B1 und B2 (s. Kapitel 5) mit der

Toxizitätsklasse 0 keine toxische Belastung vorlag, die oberflächennahen Bodenschichten des NOK aber den Toxizitätsklassen II und III zuzuordnen waren. Jedoch sind erhebliche bzw. nachhaltige toxische Belastungen nicht zu erwarten.

Hinsichtlich des Makrozoobenthos der 2 Untersuchungsgebiete ist die Fläche B1 gegenüber B2 hinsichtlich ihrer Eignung als Verbringungsgebiet zu präferieren.

Diese Beurteilung bezüglich des Makrozoobenthos stimmt mit Ergebnissen von (Krost 1996) überein. Als besonders geeignet für Sedimentumlagerungen gelten demnach schlickige Gebiete mit einer Wassertiefe von 20 m und mehr. Das potenzielle Umlagerungsgebiet B1 entspricht dem weitgehend; das Gebiet B2 entspricht dem nur eingeschränkt. Eine Eignung spezieller Teilflächen der Gebiete B1 und B2 konnte anhand der vorliegenden Untersuchung nicht identifiziert werden (Schuchardt et al. 2008).

9 Literatur

- BAW. (2009). Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Erosionsverhalten von gebaggertem Geschiebemergel aus der NOK-Oststrecke -. Bundesanstalt für Wasserbau, ed.
- Bergmann, H., and Schubert, B. (2001). Konzept zur Handhabung von Tributylzinn(TBT)-belastetem Baggergut im Küstenbereich. BLABAK-TBT-Konzept, Bundesrepublik Deutschland, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen.
- Beukema, J. J. (1976). Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on tidal flats of the Dutch Wadden-Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 10, 236–261.
- BfG. (1999). Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich, HABAK-WSV, 2. Fassung. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG. (2008). BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" - Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Bijkerk, R. (1988). Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden - Literatuuronderzoek. RDD Aquatic Ecosystems, Haren (Groningen), 72 pp.
- BLABAK. (2007). Gemeinsame Empfehlungen zur Umsetzung der internationalen Baggergut-Richtlinien in Bund und Ländern, erarbeitet im Auftrag des Bund-Länder-Ausschusses „Nord- und Ostsee“ (BLANO), unveröffentlichter Entwurf vom 08.02.2007.
- Brey, T. (1989). Der Einfluss physikalischer und biologischer Faktoren auf Struktur und Dynamik der sublitoralen Macoma-Gemeinschaft der Kieler Bucht Berichte aus dem Institut für Meereskunde 186, 248.
- Bund Länder Messprogramm (BLMP). (2005). Messprogramm Meeresumwelt: Zustandsbericht 1999-2002 für Nordsee und Ostsee, <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/BLMP-Messprogramm/steuer/zustand.jsp>
- Essink, K. (1996). Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht über niederländische Untersuchungen. Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, 12-17.
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. *Journal of Coastal Conservation*, 5, 69-80.
- Grant, J., and Thorpe, B. (1991). Effects of suspended sediment on growth, respiration, and excretion of the soft shelled clam (*Mya arenaria*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 1285-1292.
- Gray, J. S. (1974). Animal-sediment relationships. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 12, 707-722.
- Hunt, H. L., and Scheibling, R. E. (1997). Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 155, 267-301.
- Keough, M. J., and Downes, B. J. (1982). Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choice and early mortality. *Oecologia*, 54, 348-352.
- Kjørboe, T., and Møhlenberg, F. (1981). Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series*, 5, 291-296.
- Krebs, F. (1988). Der pT-Wert: Ein gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab. *GIT - Fachzeitschrift für das Laboratorium*, 32, 293-296.
- Krebs, F. (2000). Ökotoxikologische Bewertung von Baggergut aus Bundeswasserstraßen mit Hilfe der pT-Wert-Methode. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 44, 301-307.
- Krebs, F. (2001). Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung, Baggergutklassifizierung und Handhabungskategorien für Baggergutumlagerungen. Untersuchung und Bewertung

- von Sedimenten - ökotoxikologische und chemische Testmethoden, W. Calmano, ed., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 333-352.
- Krebs, F. (2005). The pT-method as a Hazard Assessment Scheme for Sediments and dredged Material. Small Scale Freshwater Toxicity Test Methods, C. Blaise and J. F. Féraud, eds., Springer-Verlag, Berlin.
- Krost, P. (1996). Wird Ostseebenthos durch Baggergutverklappung gestört? . Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde 11, BfG, Koblenz, 69-72.
- LAGA. (2004). Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Teil II: Technische Regeln für die Verwertung 1.2 Bodenmaterial (TR Boden). Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen -Teil II: Technische Regeln für die Verwertung 1.2 Bodenmaterial (TR Boden).
- Landesregierung Schleswig-Holstein. (1996). Baggergutkonzept der Landesregierung
- Lange, W., Mittelstaedt, E., and Klein, H. (1991). Strömungsdaten aus der westlichen Ostsee. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, 24, Ergänzungsheft Reihe B.
- Lewin, R. (1986). Supply-side ecology. *Science*, 234, 25-27.
- Mannino, A., and Montagna, P. A. (1997). Small-scale spatial variation in macrobenthic community structure. *Estuaries*, 20, 159-173.
- Maurer, D., Keck, R. T., Tinsmann, J. C., Leathem, W. A., Wethe, C., Lord, C., and Church, T. M. (1986). Vertical migration and mortality of marine benthos in dredged material: A synthesis. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 71, 49-63
- Meire, P. M., Seys, J., Buijs, J., and Coosen, J. (1994). Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier? . *Hydrobiologia* 282/283, 157-182.
- Müller, D., Pfitzner, S., and Wunderlich, M. (1998). Auswirkungen von Baggergutumlagerungen auf den Sauerstoff und Nährstoffhaushalt von Fließgewässern. *Wasser und Boden*, 50(10), 26-32.
- Neal, K. J. (2004). *Modiolarca tumida*. Marbled crenella. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme, Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., and Hitchcock, D. R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: A review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources of the seabed. *Oceanography and Marine Biology: An annual review*, 3, 127-178.
- PHW. (2008). Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Verbringung von Nassbaggergut in die Ostsee - Variantenbetrachtung. Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009a). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Baugrundgutachten für Kanalkilometer 80,0 bis 82,5 - Los 5 Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009b). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Baugrundgutachten für Kanalkilometer 82,5 bis 84,1 - Los 4 Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009c). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Baugrundgutachten für Kanalkilometer 86,1 bis 88,5 - Los 1 Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009d). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Baugrundgutachten für Kanalkilometer 87,5 bis 91,1 - Los 2 Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009e). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Baugrundgutachten für Kanalkilometer 90,5 bis 92,0 - Los 3 Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PHW. (2009f). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Untersuchung von Aushubböden hinsichtlich der Verbringungsmöglichkeiten. Planer für Hafensflächenrecycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.

- PHW. (2009g). Ausbau der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals - Untersuchung von oberflächennahen Bodenschichten im Nord-Ostsee-Kanal Kanalkilometer (Kkm) 82-90. Planer für Hafenumflächennahen Recycling und Wasserbau, ed., WSA Kiel Holtenau.
- PLANCO – Consulting. (2004). Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Anpassung der Oststrecke des Nord-Ostsee-Kanals
- Planungsgruppe Umwelt, Leguan Planungsbüro, and TPG. (2008). VORAUSSICHTLICHER UNTERSUCHUNGSRAHMEN NACH § 5 UVPG FÜR DIE UMWELTVERTRÄGLICHKEITSSTUDIE ZUM PLANFESTSTELLUNGSVERFAHREN ANPASSUNG DER OSTSTRECKE DES NORD-OSTSEE-KANALS
- Purchon, R. D. (1937). Studies on the biology of the Bristol Channel. *Proceedings of the Bristol Naturalists' Society*, 8, 311-329.
- Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik, P., Krieg, H.-J., Krone, R., Nehmer, P., Reichert, K., Reiss, H., Schröder, A., Witt, J., and Zettler, M. L. (in Vorbereitung). Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*.
- Rumohr, H., Brey, T., and Ankar, S. (1987). A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. *Baltic Marine Biological Publication*, 9, 56 pp. .
- Schuchardt, B., Rückert, P., Huber, A., Veckenstedt, J., Henning, D., Boeder, N., and Günther, C.-P. (2008). Untersuchung der Besiedlung potenzieller Verbringungsstellen für Baggergut aus dem NOK in der Ostsee - Untersuchung September 2008., BioConsult, Bremen, 31 S.
- Sokal, R. R., and Rohlf, F. J. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*, W.H. Freeman & Co., New York.
- Widdows, J., Donkin, P., Brinsley, M. D., Evans, S. V., Salkeld, P. N., Franklin, A., Law, R. J., and Waldock, M. J. (1995). Scope for growth and contaminant levels in North Sea mussels *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 127, 131-148.
- Yonge, C. M., and Thompson, T. E. (1976). *Living Marine Molluscs*, William Collins Son & Co., London.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P. M. J., and Verbeek, H. (2002). Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series*, 225, 79-95.
- Zajac, R. N., and Whitlatch, R. B. (1982). Responses of estuarine infauna to disturbance. II. Spatial and temporal variation in succession. *Marine Ecology Progress Series*, 10, 15-27.